

## Hydrochemische und biologische Merkmale regionaler Bachtypen in Baden-Württemberg

1975 - 2000  
**25**  
JAHRE

**LU**



# **Hydrochemische und biologische Merkmale regionaler Bachtypen in Baden-Württemberg**



Herausgegeben von der  
Landesanstalt für Umweltschutz  
Baden-Württemberg  
1. Auflage

Karlsruhe 2000

**IMPRESSUM**

**Herausgeber** Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg

76157 Karlsruhe · Postfach 21 07 52  
<http://www.uvm.baden-wuerttemberg.de/lfu>

**ISSN** 1436-7882 (Band 56, 2000)

**Verfasser** Dr. Ulrich Braukmann

**Redaktion** Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg,  
Abteilung 4 - Wasser und Altlasten

**Fotos** Dr. Ulrich Braukmann

**Kartengrundlagen** Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg

Diese Arbeit ist eine Habilitationsschrift der Fakultät für Chemieingenieurwesen und Verfahrenstechnik, Abteilung Wasserchemie der Universität (TH) Karlsruhe, 1998

**Druck** Engelhardt & Bauer, 76131 Karlsruhe

**Umwelthinweis** gedruckt auf Recyclingpapier aus 100 % Sekundärfaser

**Bezug über** Verlagsauslieferung der LfU bei  
JVA Mannheim - Druckerei  
Herzogenriedstr. 111, 68169 Mannheim  
Telefax: 0621/398-370

**Preis** 60,- DM (30,68 €)

Nachdruck - auch auszugsweise - nur mit Zustimmung des Herausgebers unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.

<b>Inhaltsverzeichnis</b> .....	<b>Seite</b>
<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>21</b>
<b>1 Grundlagen der Fließgewässertypologie</b> .....	<b>23</b>
<b>1.1 Aufgaben, Zielsetzung und Kenntnisstand</b> .....	<b>23</b>
1.1.1 Grundtypen .....	25
1.1.2 Allgemeine regionale Grundtypen .....	25
1.1.2.1 Allgemeine geochemische Grundtypen.....	25
1.1.3 Subtypen .....	27
1.1.3.1 Höhenzonale Subtypen.....	27
<b>1.2 Interdisziplinäres Typologie-Projekt – Teilnehmer</b> .....	<b>27</b>
<b>1.3 Fließgewässertypisierung in Baden-Württemberg</b> .....	<b>29</b>
<b>1.4 Typologische Differenzierungsebenen</b> .....	<b>31</b>
<b>1.5 Das System der Fließgewässertypen in Baden-Württemberg</b> .....	<b>37</b>
<b>2 Ausgewählte Fließgewässer-Landschaften in Baden-Württemberg</b> ..	<b>40</b>
<b>2.1 Silikat Gebirgs- und Bergland-Gewässer</b> .....	<b>43</b>
2.1.1 Bergland-Gewässer des Grundgebirges (Schwarzwald).....	43
2.1.2 Bergland-Gewässer des Buntsandsteins (Schwarzwald und Odenwald).....	44
<b>2.2 Karbonat Bergland-Gewässer</b> .....	<b>47</b>
2.2.1 Die Bergland-Gewässer des Keupers .....	47
<b>2.3 Karbonat Flachlandgewässer</b> .....	<b>49</b>
2.3.1 Die Flachlandgewässer der jungquartären Schotterflächen und der holozänen Aufschüttungen (Auengewässer) .....	49
2.3.1.1 Niederterrassenbäche.....	52
2.3.1.2 Schwemmfächerbäche .....	52
2.3.1.3 Flachland-Auebäche .....	52
2.3.1.4 Rheinauebäche.....	53
<b>3 Methoden</b> .....	<b>54</b>
<b>3.1 Untersuchungsprogramme</b> .....	<b>54</b>
3.1.1 Datenverarbeitung .....	55
3.1.2 Stammdaten .....	55
3.1.2.1 Flussdatei .....	55
3.1.2.1.1 Höhenlage der Untersuchungsstellen .....	56
3.1.2.1.2 Mittleres Talgefälle der Untersuchungsstellen.....	56
3.1.2.1.3 Geologie.....	57
3.1.2.1.3.1 Geologie unmittelbar an einer Untersuchungsstelle.....	58
3.1.2.1.3.2 Einzugsgebietsgeologie einer Untersuchungsstelle .....	58
3.1.2.1.4 Talformtypus .....	58
3.1.2.1.5 Gewässerformation (= Gewässerordnung).....	59
3.1.3 Chemische Daten.....	61
3.1.3.1 Untersuchung und Datenerfassung.....	61
3.1.3.2 Analytik .....	61
3.1.3.3 Datenauswertung .....	63
3.1.3.3.1 Überprüfung und Plausibilisierung chemischer Daten.....	63
3.1.3.3.1.1 Ionenbilanzen .....	63
3.1.3.3.1.2 Vergleich der theoretischen mit der gemessenen Leitfähigkeit .....	64
3.1.3.4 Auswertung und Darstellung der Ergebnisse .....	68
3.1.3.4.1 Perzentil-Berechnung .....	68
3.1.3.4.2 Boxplots.....	68
3.1.3.4.3 Ähnlichkeitsvergleiche mittels Clusteranalysen .....	69
3.1.3.4.3.1 Aufbereitung chemischer Daten zur Clusteranalyse .....	69
3.1.3.4.3.2 Bedeutung der Aufbereitung der Daten für die Clusteranalyse .....	69
3.1.3.4.3.3 Vergleich von Cluster- und Faktorenanalyse .....	70
3.1.4 Biologische Daten .....	72

3.1.4.1	Biologische Datenbanken .....	72
3.1.4.2	Erhebung biologischer Daten.....	74
3.1.4.2.1	Abundanzermittlung in den semiquantitativen Proben .....	75
3.1.4.2.2	Nachbestimmung im Labor .....	77
3.1.4.2.3	Belegsammlung.....	77
3.1.4.3	Auswertung der Daten .....	77
3.1.4.3.1	Zoozöologische Struktogramme.....	77
3.1.4.3.2	Ähnlichkeits-Analysen von Gewässertypen und deren Zoozönosen .....	83
3.1.4.3.3	Transformation der Daten .....	85
3.1.4.3.3.1	Normierung und Logarithmierung.....	86
3.1.4.3.3.2	Ähnlichkeitsberechnung .....	87
3.1.4.3.3.2.1	Nur Vorhandensein der Taxa (binäre Daten) berücksichtigt (Qualitativer Ansatz).....	88
3.1.4.3.3.2.2	Transformierte (normierte u. logarithmierte) Häufigkeit der Taxa berücksichtigt .....	89
3.1.4.3.4	Beispiele für biologische Ähnlichkeitsanalysen.....	90
3.1.4.3.4.1	Vergleich der Probestellen.....	93
3.1.4.3.4.1.1	Binäre Daten .....	93
3.1.4.3.4.1.2	Originaldaten mit unveränderten absoluten Häufigkeiten.....	93
3.1.4.3.4.1.3	Normierte Häufigkeiten .....	93
3.1.4.3.4.1.4	Logarithmierte und normierte Häufigkeiten.....	93
3.1.4.3.4.1.5	Häufigkeitsklassen .....	94
3.1.4.3.4.2	Vergleich der Taxa.....	95
3.1.4.3.4.3	Verschiedene Clusterverfahren.....	95
3.1.4.3.4.4	Wertetabellen der Probestellen .....	96
3.1.4.3.4.5	Ähnlichkeitsmatrices der Probestellen .....	97
3.1.4.3.4.6	Wertetabellen der Taxa .....	99
3.1.4.3.4.7	Ähnlichkeitsmatrices der Taxa .....	100
3.1.4.3.4.8	Interpretation der Varianten.....	106

## **4 Chemische Charakteristik ausgewählter Fließgewässerlandschaften 107**

<b>4.1</b>	<b>Vorbemerkung zur Auswahl der Gewässer.....</b>	<b>107</b>
<b>4.2</b>	<b>Untersuchungsprogramm.....</b>	<b>108</b>
<b>4.3</b>	<b>Buntsandsteinbäche im Odenwald.....</b>	<b>109</b>
4.3.1	Geochemische Aspekte.....	109
4.3.2	Sauerstoff- und Temperaturverhältnisse.....	119
4.3.3	Nährstoff-Aspekte.....	119
<b>4.4</b>	<b>Bäche des metamorphen Grundgebirges im Schwarzwald .....</b>	<b>124</b>
4.4.1	Geochemische Aspekte.....	124
4.4.1.1	Vergleich der geochemischen Ähnlichkeit.....	124
4.4.2	Sauerstoffgehalt .....	125
4.4.3	Nährstoff-Aspekte.....	125
<b>4.5</b>	<b>Bäche des Keuperberglandes .....</b>	<b>132</b>
4.5.1	Geochemische Aspekte.....	132
4.5.2	Belastungs-Aspekte.....	133
4.5.3	Nährstoff-Aspekte.....	134
<b>4.6</b>	<b>Bäche der Oberrheinebene .....</b>	<b>142</b>
4.6.1	Geochemische Aspekte.....	142
4.6.2	Sauerstoffgehalt und Nährstoff-Aspekte .....	144

## **5 Geochemische Gewässertypen in Baden-Württemberg .....**

<b>5.1</b>	<b>Geochemische Grundtypen .....</b>	<b>153</b>
5.1.1	Weitergehende geochemische Typisierung.....	156
5.1.1.1	Weitere typologische Untergliederung der Karbonat-Bäche.....	156
5.1.1.2	Geochemische Charakterisierung der elektrolytreichen Karbonat-Bäche .....	162
5.1.1.3	Weitere typologische Untergliederung der Silikat-Bäche .....	165
5.1.1.3.1	Einordnung der Buntsandstein- und Gneisbäche in die Gruppe der Silikat-Bäche.....	169
<b>5.2</b>	<b>Vergleich der Bäche der vier Untersuchungsgebiete des PWAB-Programms .....</b>	<b>169</b>

## **6 Biologische Aspekte geochemischer Gewässertypen .....**

<b>6</b>	<b>Biologische Aspekte geochemischer Gewässertypen .....</b>	<b>180</b>
----------	--	------------

<b>7</b>	<b>Gewässerversauerung .....</b>	<b>191</b>
7.1	Einführung.....	191
7.2	Ursachen der Gewässerversauerung .....	192
7.2.1	Atmosphäre und Niederschläge.....	192
7.2.2	Biosphäre.....	193
7.2.2.1	Vegetation.....	194
7.2.2.2	Böden.....	194
7.2.2.2.1	Puffersysteme .....	195
7.2.3	Lithosphäre.....	197
7.3	Anlaß der Untersuchungen in Baden-Württemberg .....	200
7.4	Untersuchungsprogramme und -gebiete in Baden-Württemberg.....	200
7.4.1	Odenwald.....	202
7.4.2	Schwarzwald.....	203
7.4.2.1	Nordschwarzwald .....	203
7.4.2.1.1	Südlicher Nordschwarzwald.....	210
7.4.2.2	Südschwarzwald .....	214
7.5	Chemische Merkmale säuresensibler Fließgewässerlandschaften in Baden-Württemberg.....	224
7.5.1	Begriffe und Definitionen .....	224
7.5.2	Chemische Übersicht über die Fließgewässer-Landschaften.....	225
7.5.2.1	pH-Wert.....	225
7.5.2.2	Elektrische Leitfähigkeit .....	227
7.5.2.3	Gesamthärte.....	229
7.5.2.4	Hydrogenkarbonat (Säurekapazität).....	231
7.5.2.5	Calcit-Sättigungsindex .....	233
7.5.2.6	ALMER-Relation .....	233
7.5.2.7	Chemischer Versauerungsindex (VI) oder F-Wert .....	234
7.5.3	Kritische Betrachtung der chemischen Versauerungsparameter.....	238
7.5.4	Chemische Charakteristik ausgewählter Silikatbäche.....	240
7.5.4.1	Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt und -sättigung.....	240
7.5.4.2	pH-Wert.....	243
7.5.4.3	Elektrische Leitfähigkeit .....	243
7.5.4.4	Gesamthärte.....	243
7.5.4.5	Säurekapazität.....	245
7.5.4.6	Chlorid, Natrium und Kalium .....	245
7.5.4.7	Aluminium, Mangan und Eisen.....	247
7.5.4.8	Nitrat und Sulfat .....	247
7.5.4.9	Silicium und Phosphat.....	248
7.5.4.10	DOC und UV-Extinktion bei 254 nm.....	248
7.5.5	Beziehungen zwischen einzelnen Parametern.....	254
7.5.6	Ionenbilanzen .....	267
7.5.7	Das pH-Wert-Spektrum einiger Silikat- und Karbonatbäche .....	273
7.5.8	Zeitliche Aspekte der Gewässerversauerung - Säureschübe.....	273
7.5.8.1	Säure-Regime-Typen.....	276
7.5.8.2	Kontinuierliche pH-Wert Registrierung.....	278
7.5.8.3	Trends in der Entwicklung von pH-Wert, Pufferkapazität, Sulfat und Aluminium .....	300
7.6	Biologische Indikation des Säuregrades von Fließgewässern .....	305
7.6.1	Anlaß .....	305
7.6.2	Untersuchungen benthischer Diatomeen im Schwarzwald (Diatomeen-Programm) .....	305
7.6.2.1	Methodik.....	311
7.6.2.1.1	Aufbereitung und quantitative Analyse der Proben .....	311
7.6.2.2	Bestimmung der Diatomeen .....	311
7.6.2.3	Auswertung.....	313
7.6.2.3.1	pH-Präferenz der Diatomeen.....	313
7.6.2.4	Indikation der ökologischen Situation in den untersuchten Gewässern .....	314
7.6.2.4.1	Zusammenfassung der Beurteilung .....	317
7.6.2.4.2	Trends von 1969/70 bis 1986 .....	318
7.6.3	Untersuchungen zur Säureempfindlichkeit benthischer Makroinvertebraten.....	321
7.6.4	Biologische Charakterisierung der Säureklassen .....	324
7.6.5	Empfindlichkeit gegenüber Aluminium.....	325
7.6.6	Bioindikation des Säurestatus mit Hilfe des Makrozoobenthos .....	328

7.6.6.1	Auswertung und Bewertung der biologischen Befunde .....	335
7.6.6.2	Grundprinzip der biologischen Säurezustandsbewertung .....	338
7.6.6.3	Beziehungen zwischen biologischer Säureklasse und chemischen Messgrößen .....	339
7.6.6.4	Anwendungsbereich des Verfahrens .....	339
7.6.7	Kartographische Darstellung der Ergebnisse.....	340
7.6.8	Ergebnisse der ersten biologischen Säurekartierung .....	343
7.6.9	Aktueller Säurezustand der Bäche in Schwarzwald und Odenwald.....	344
7.6.9.1	Odenwald .....	344
7.6.9.2	Schwarzwald .....	345
7.6.10	Entwicklungstendenzen des Säurezustands seit 1991 .....	346
7.6.11	Mögliche Weiterentwicklung des Verfahrens .....	347
<b>8</b>	<b>Längszonale Aspekte zoözölogischer Typisierung .....</b>	<b>348</b>
<b>9</b>	<b>Gewässergüte - Belastungsaspekte .....</b>	<b>360</b>
<b>9.1</b>	<b>Beziehungen zwischen chemischen und biologischen Daten .....</b>	<b>360</b>
9.1.1	Biologische Aspekte .....	368
<b>10</b>	<b>Ökologische Fließgewässerbewertung.....</b>	<b>376</b>
<b>10.1</b>	<b>Ziele .....</b>	<b>378</b>
<b>10.2</b>	<b>Grundsätze der EU-Wasserrahmen-Richtlinie .....</b>	<b>379</b>
10.2.1	Bewertungsgrundsatz, Bewertungsbasis.....	379
10.2.2	Inhalte der EU-Wasserrahmenrichtlinie .....	379
10.2.3	Fachliche Anmerkungen zu den Bewertungskriterien.....	382
<b>10.3</b>	<b>Bisherige ökologische Bewertungsansätze .....</b>	<b>382</b>
<b>10.4</b>	<b>Vorschläge für ein „integriertes“ Verfahren zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern in zwei Varianten.....</b>	<b>383</b>
10.4.1	Verfahren 1: Bewertungsgrundlagen für Bäche bis mittelgroße Flüsse.....	385
10.4.2	Grundvoraussetzungen für ein ökologisches Bewertungsverfahren .....	385
10.4.3	Typisierung von Fließgewässern .....	385
10.4.4	Ökologische Leitbilder verschiedener Fließgewässertypen .....	386
10.4.5	Aufbau des Bewertungsverfahrens .....	387
10.4.6	Klassifikation .....	387
10.4.7	Bewertungskriterien.....	388
10.4.8	Biologische Kriterien .....	388
10.4.8.1	Vielfalt (diversity) der Lebensgemeinschaften und Taxa/Arten mit „ökologischen Schlüsselfunktionen“ ("key species").....	389
10.4.8.2	Sauerstoffhaushalt.....	395
10.4.8.3	Schadstoffe.....	395
10.4.9	Ökomorphologische Kriterien (Aufbau und Qualität der Sedimente gemäß WRR).....	395
10.4.10	Vorgehensweise bei der Bewertung .....	396
10.4.11	Verfahren 2: Bewertungsgrundsätze für größere Flüsse, Ströme und Kanäle .....	396
10.4.12	Bedeutung der Einzelaspekte, Erfassungsmöglichkeiten .....	397
10.4.12.1	Sauerstoffhaushalt.....	397
10.4.12.2	Nährstoffbelastung und Eutrophierung.....	397
10.4.12.3	Schadstoffe.....	397
10.4.12.4	Mineralstoffe.....	398
10.4.12.5	Biozönotischer Zustand .....	398
10.4.12.6	Gewässerstruktur.....	398
10.4.13	Klassifizierung der Einzelaspekte.....	399
10.4.14	Gesamtklassifizierung.....	399
<b>10.5</b>	<b>Durchführung der Untersuchungen .....</b>	<b>399</b>
<b>10.6</b>	<b>Möglichkeiten und Grenzen .....</b>	<b>399</b>
<b>10.7</b>	<b>Konsequenzen für die Fließgewässerüberwachung .....</b>	<b>400</b>
<b>10.8</b>	<b>Weitergehender Untersuchungsbedarf .....</b>	<b>400</b>
<b>10.9</b>	<b>Erforderliche Untersuchungsfrequenz.....</b>	<b>400</b>
<b>10.10</b>	<b>Ergebnispräsentation .....</b>	<b>401</b>
10.10.1	Ursachen-Karten .....	401

10.10.2	Gewässergüte-Atlas .....	401
10.10.3	Kosten, abgeschätzt am Beispiel Baden-Württembergs .....	402
<b>10.11</b>	<b>Weiteres Vorgehen zur Entwicklung der skizzierten Verfahren.....</b>	<b>402</b>
10.11.1	Literaturstudie.....	402
10.11.2	Systematische Auswahl von naturnahen Referenzgewässern in Deutschland und Entwicklung typenspezifischer Leitbilder .....	402
10.11.3	Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für künstliche Fließgewässer .....	406
10.11.4	Anwendung von Expertensystemen .....	406
<b>11</b>	<b>Perspektiven und weitere Entwicklung.....</b>	<b>407</b>
<b>11.1</b>	<b>Begriffsdefinitionen.....</b>	<b>407</b>
<b>11.2</b>	<b>Forschungs- und Entwicklungsvorhaben zur Aufstellung von biozönotischen Leitbildern für das Bundesgebiet.....</b>	<b>408</b>
11.2.1	Bestehende Grundlagen.....	408
11.2.2	Aktuelle Forschungsprojekte zur Bewertung der ökologischen Qualität .....	410
11.2.3	„Leitbildbezogene biozönotische Bewertungsansätze“ .....	413
11.2.3.1	Ziel der Arbeiten.....	414
11.2.3.1.1	Taxakatalog .....	414
11.2.3.1.2	Biozönotische Leitbilder .....	414
11.2.3.1.3	Entwicklung eines leitbildbezogenen Bewertungsansatzes .....	415
11.2.3.1.4	Test des Verfahrensvorschlages .....	415
11.2.3.1.5	Empfehlung für die Fließgewässerüberwachung .....	415
11.2.3.2	Gegenstand der Untersuchungen.....	416
11.2.3.2.1	Erarbeitung biozönotischer Bewertungsinstrumente .....	416
11.2.3.2.2	Entwicklung eines Katalogs von Arten/Taxa mit „ökologischen Schlüsselfunktionen“ ("key species").....	416
11.2.3.2.3	Einholen, Aufbereitung und Auswertung der Daten .....	417
<b>12</b>	<b>Literatur .....</b>	<b>419</b>
<b>13</b>	<b>Danksagung.....</b>	<b>447</b>
<b>14</b>	<b>Anhang.....</b>	<b>448</b>
14.1	Anhang Abbildungen .....	448
14.2	Anhang Tabellen .....	471



# Abbildungsverzeichnis

	<b>Seite</b>
Abb. 1-1: Allgemeine Grund- und Subtypen der Bachtypensystematik nach BRAUKMANN (1987).....	26
Abb. 1-2: Generelles hypothetisches Fließgewässersystem mit 3 regionalen Grundtypen (Gebirgs-, Berg- und Flachlandbäche bzw. -flüsse) sowie drei Bachformationen (vgl. Text).....	31
Abb. 1-3: Typologische Kriterien u. Parameter.....	34
Abb. 1-4: Gliederung eines Fließgewässersystems in Formationen, nur Formationen 1' bis 3' (Bäche) dargestellt (nach OTTO & BRAUKMANN, 1983).....	36
Abb. 1-5: Übersicht über das Fließgewässer-Typensystem in Baden-Württemberg (unter Berücksichtigung von ILLIES (1961), OTTO & BRAUKMANN (1983), OTTO (1991), BRIEM (1993).....	39
Abb. 2-1: Die Haupt-Fließgewässerlandschaften und geologischen Grundtypen der Bäche mit geogener hydrochemischer Einstufung in Baden-Württemberg, Kartengrundlage HÖLZINGER (1981). - (nach BRIEM et al., 1993, s. FORSCHUNGSGRUPPE FLIEBGEWÄSSER, 1993).....	41
Abb. 2-2: Anzahl der untersuchten Bachstrecken, bezogen auf Talformtypen im Buntsandstein-Odenwald.....	45
Abb. 2-3: Schematisches Profil der südlichen badischen Oberrheinebene (nach BRIEM in: FORSCHUNGSGRUPPE FLIEBGEWÄSSER, 1993).....	51
Abb. 3-1: Ionenbilanzen ( <u>oben</u> ) und Beziehung der berechneten theoretischen Leitfähigkeit zur vor Ort gemessenen elektrischen Leitfähigkeit ( <u>unten</u> ) für 2513 Proben aus möglichst unbelasteten Gewässern des „Oberlauf“-Programms der LfU - Gewässer nach Fließgewässerlandschaften typisiert.....	67
Abb. 3-2: Erläuterung der Boxplots (nach STATISTICA, 1995).....	68
Abb. 3-3: <u>oben</u> : Graphische Darstellung der Verteilung chemischer Kenngrößen mittels Boxplots nach Normierung der Werte; <u>unten</u> : Werte normiert und zusätzlich logarithmiert - Durch die Transformierung werden die Daten in eine einheitliche Skala gebracht, Daten des PWAB-Programms aus monatlichen Messungen in 52 Bächen.....	71
Abb. 3-4: Beispiel für die Auszählung häufiger Taxa im Gelände im lebenden Zustand in einer 30 x 40 cm großen Fotoschale bei heterogener Verteilung z. B. von <i>Baetis sp.</i> Analog wird mit den übrigen häufigen Taxa in der Probe verfahren.....	76
Abb. 3-5: <u>links</u> : Zönologisches Struktogramm von 5 Arten in drei Güteklassen - kombinierte Darstellung des Produkts aus Präsenz und mittlerer normierter Häufigkeit; <u>rechts</u> : Produkt aus Präsenz und mittlerer Dominanz - Werte siehe Tab. 3-15 und Tab. 3-18); GK= Güteklasse.....	82
Abb. 3-6: <u>oben</u> : Darstellung der Ähnlichkeitsbeziehungen zwischen den Probestellen. Logarithmierte und normierte Werte aus Tab. 3-32. <u>unten</u> : Darstellung der Ähnlichkeitsbeziehungen zwischen den Taxa. Logarithmierte und normierte Werte aus Tab. 3-40. Die Original-Werte (Ähnlichkeitskoeffizienten) aus Tab. 3-32 bzw. Tab. 3-40 wurden von STATISTICA wie folgt umgewandelt: $K_{STAT} = 1 - K_P$ bzw. $1 - K_T$ $K_{STAT}$ = Koeffizient STATISTICA, $K_P$ = Original-Koeffizient Probestellen (Tab. 3-32), $K_T$ = Original-Koeffizient Taxa (Tab. 3-40).....	101
Abb. 3-7: Vergleich der unterschiedlichen Verfahren zur Berechnung der Ähnlichkeitskoeffizienten biologischer Daten - Dendrogramme der Probestellenvergleiche, Teil 1.....	102
Abb. 3-8: Vergleich der unterschiedlichen Verfahren zur Berechnung der Ähnlichkeitskoeffizienten biologischer Daten - Dendrogramme der Probestellenvergleiche, Teil 2.....	103
Abb. 3-9: Vergleich der unterschiedlichen Verfahren zur Berechnung der Ähnlichkeitskoeffizienten biologischer Daten - Dendrogramme der Taxavergleiche.....	104
Abb. 3-10: Gegenüberstellung verschiedener Cluster-Verknüpfungsverfahren am Beispiel der logarithmierten und normierten Daten der Taxa zum Vergleich der Probestellen.....	105
Abb. 4-1: Lage der untersuchten Gewässer des PWAB- und des Diatomeen-Programms.....	111
Abb. 4-2: Normaltypische Streuungs- und Korrelationsbereiche der Jahresmittelwerte der elektrischen Leitfähigkeit, der Gesamthärte, der Karbonathärte und der Nichtkarbonathärte nach OTTO & BRAUKMANN (1983).....	112
Abb. 4-3: Wertebereiche einiger geochemischer Parameter: Elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Calcium, Magnesium, Säurekapazität und Sulfat in Buntsandstein-Bächen des Odenwaldes. - Die Bäche sind in dieser Graphik wie bei allen folgenden vergleichbaren Darstellungen für alle Parameter nach steigendem Medianwert der Calcium -Konzentration sortiert.....	114

Abb. 4-4:	Wertebereiche einiger weiterer geochemischer Parameter: Natrium, Kalium, Chlorid, Silicium, sowie die Summenparameter Gelöster Organischer Kohlenstoff (DOC) und UV-Extinktion bei 254 nm als Maß für den Gehalt an organischen Substanzen, insbes. Huminstoffe in Buntsandstein-Bächen des Odenwaldes.....	115
Abb. 4-5:	Korrelation zwischen pH-Wert, Leitfähigkeit, Säurekapazität ( $K_{54,3}$ ) sowie zwischen UV <sub>254</sub> und Gelöstem Organischen Kohlenstoff (DOC) in Bächen des Buntsandstein-Odenwaldes.....	117
Abb. 4-6:	Dendrogramm der geochemischen Ähnlichkeit der Bäche des Buntsandstein-Odenwaldes aufgrund einer Clusteranalyse mit folgenden Parametern: Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium, Säurekapazität, Sulfat und Chlorid (Mittelwerte). Die Typen 1 bis 5 ergeben sich aus dem von oben nach unten steigenden Calcium-Gehalt der Bäche (vergleiche auch Abb. 4-3).....	118
Abb. 4-7:	Wertebereiche von Wassertemperatur, Sauerstoff-Gehalt sowie der Nährstoffe Phosphat-Phosphor und der Nitrat-, Nitrit- und Ammonium-Stickstoff-Verbindungen in Bächen des Buntsandstein-Odenwaldes. - Der 25%-Perzentilwert der Güteklasse I-II ist im Nitrat-N Diagramm grau hinterlegt.....	121
Abb. 4-8:	Gruppierung der Odenwaldbäche nach Nährstoff- und Belastungsparametern Phosphat-Phosphor, Nitrat-, Nitrit- und Ammonium-Stickstoff, gelöster org. Kohlenstoff und UV <sub>254</sub> mittels Clusteranalyse. - Mittelwerte normiert und logarithmiert (s. Kap. Methodik). ....	122
Abb. 4-9:	Wertebereiche einiger geochemischer Parameter: elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Calcium, Magnesium, Säurekapazität und Sulfat in Gneis-Bächen des Schwarzwaldes.....	126
Abb. 4-10:	Wertebereiche einiger weiterer geochemischer Parameter: Natrium, Kalium, Chlorid, Silicium, sowie die Summenparameter gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) und UV-Extinktion bei 254 nm als Maß für den Gehalt an organischen Substanzen, insbes. Huminstoffen in Gneis-Bächen des Schwarzwaldes.....	127
Abb. 4-11:	Dendrogramm der geochemischen Ähnlichkeit der Gneis-Bäche des Schwarzwaldes aufgrund einer Clusteranalyse mit folgenden Parametern: Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium, Säurekapazität, Sulfat, Chlorid und Nitrat (Mittelwerte, normiert u. logarithmiert, s. Kap. Methodik).....	128
Abb. 4-12:	Wertebereiche von Wassertemperatur, Sauerstoff-Gehalt, sowie der Nährstoffe Phosphat-Phosphor und der Nitrat-, Nitrit- und Ammonium-Stickstoff-Verbindungen in Gneis-Bächen des Schwarzwaldes.....	129
Abb. 4-13:	Gruppierung der Gneis-Bäche im Schwarzwald nach Nährstoff- und Belastungsparametern Phosphat-Phosphor, Nitrat-, Nitrit- und Ammonium-Stickstoff, gelöster org. Kohlenstoff und UV <sub>254</sub> mittels Clusteranalyse. - Mittelwerte normiert und logarithmiert (s. Kap. Methodik).....	130
Abb. 4-14:	Geochemische Aspekte in Keuperbächen.....	136
Abb. 4-15:	Weitere geochemische Aspekte in Keuperbächen.....	137
Abb. 4-16:	Nährstoff- und Belastungsparameter in Keuperbächen.....	138
Abb. 4-17:	Dendrogramm der geochemischen Ähnlichkeit der Bäche des Keuperberglandes aufgrund einer Clusteranalyse mit folgenden Parametern: Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium, Säurekapazität, Sulfat, Chlorid und Nitrat (Mittelwerte, normiert u. logarithmiert, s. Kap. Methodik) (vgl. auch Abb. 5-6).....	139
Abb. 4-18:	Gruppierung der Bäche des Keuperberglandes nach Nährstoff- und Belastungsparametern Phosphat-Phosphor, Nitrat-, Nitrit- und Ammonium-Stickstoff, gelöster org. Kohlenstoff und UV <sub>254</sub> mittels Clusteranalyse. - Mittelwerte normiert und logarithmiert (s. Kap. Methodik).....	140
Abb. 4-19:	Geochemische Aspekte in Bächen der Oberrhein-Ebene.....	145
Abb. 4-20:	Weitere geochemische Aspekte in Bächen der Oberrhein-Ebene.....	146
Abb. 4-21:	Einige chemische Parameter des Rheinwassers von ausgewählten Messstationen der LfU am Rhein zum Vergleich mit den rheinnahen Untersuchungsgewässern der südlichen Oberrheinebene – Daten von 1991.....	147
Abb. 4-22:	Einige weitere chemische Parameter des Rheinwassers von ausgewählten Messstationen der LfU am Rhein zum Vergleich mit den rheinnahen Untersuchungsgewässern der südlichen Oberrheinebene - Daten von 1991.....	148
Abb. 4-23:	Gruppierung der Oberrhein-Bäche nach folgenden geogenen Parametern mittels Clusteranalyse: Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium, Säurekapazität, Chlorid und Sulfat (Mittelwerte).....	149
Abb. 4-24:	Nährstoff- und Belastungsparameter in Bächen der Oberrhein-Ebene.....	150

Abb. 4-25:	Gruppierung der Bäche der Oberrhein-Ebene nach Nährstoff- und Belastungsparametern Phosphat-Phosphor, Nitrat-, Nitrit- und Ammonium-Stickstoff, gelöster org. Kohlenstoff und UV <sub>254</sub> mittels Clusteranalyse. - Mittelwerte normiert und logarithmiert (s. Kap. Methodik).....	151
Abb. 5-1:	<u>oben</u> : Korrelation zwischen Leitfähigkeit und Gesamthärte <u>unten</u> : Korrelation zwischen der Säurekapazität und Gesamthärte. – Die Geologie im Einzugsgebiet ist durch verschiedene Symbole gekennzeichnet. Ein vergrößerter Ausschnitt aus diesen Diagrammen (Silikat-Bäche) ist in Abb. 5-2 dargestellt (nach BRAUKMANN & KÜBLER, 1998). .....	154
Abb. 5-2:	<u>oben</u> : Korrelation zwischen Leitfähigkeit und Gesamthärte <u>unten</u> : Korrelation zwischen Hydrogenkarbonat und Gesamthärte. - Die Geologie im Einzugsgebiet ist durch verschiedene Symbole gekennzeichnet. Bei dieser Abbildung handelt es um einen vergrößerten Ausschnitt aus Abb. 5-1 (nach BRAUKMANN & KÜBLER, 1998). .....	155
Abb. 5-3:	Abhängigkeit des pH-Werts von der elektr. Leitfähigkeit in den geochemischen Grundtypen der Silikatbäche (gefüllte Symbole) und Karbonatbäche (helle Symbole), aufgeschlüsselt nach 9 Haupt-Fließgewässerlandschaften. - Datengrundlage 2511 Einzelmessungen. ....	157
Abb. 5-4:	Dendrogramm der geochemischen Ähnlichkeit der untersuchten Bäche aufgrund einer Clusteranalyse der unten genannten Parameter. Die Wertebereiche der unterschiedenen Gruppen sind in Abb. 5-5 dargestellt. Bäche gruppiert anhand von Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> , Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> , HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> und Cl <sup>-</sup> (Medianwerte) (nach BRAUKMANN & KÜBLER, 1998). .....	158
Abb. 5-5:	Charakterisierung der mittels der Clusteranalyse extrahierten Gewässergruppen in Form von Boxplots (Medianwerte der einzelnen Bäche) (nach BRAUKMANN & KÜBLER, 1998).....	159
Abb. 5-6:	Dendrogramm der geochemischen Ähnlichkeit der Karbonat-Bäche aufgrund einer Clusteranalyse der oben genannten Parameter. Die Wertebereiche der unterschiedenen Gruppen sind in Abb. 5-7 dargestellt. Gruppierung der Karbonat-Bäche anhand von Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> , K <sub>S3,4</sub> <sup>-</sup> und SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (Medianwerte) (nach BRAUKMANN & KÜBLER, 1998). .....	160
Abb. 5-7:	Charakterisierung der mittels der Clusteranalyse extrahierten Gewässergruppen (Karbonat-Bäche) in Form von Boxplots (Medianwerte der einzelnen Bäche). Zur besseren Beschreibung der Gruppen ist zusätzlich die Leitfähigkeit dargestellt (nach BRAUKMANN & KÜBLER, 1998). ....	161
Abb. 5-8:	Gliederungsschema für elektolytreiche Karbonat-Bäche (nach BRAUKMANN & KÜBLER, 1998)...	163
Abb. 5-9:	Ionenbilanz verschiedener Karbonatbäche in Baden-Württemberg. ....	164
Abb. 5-10:	Dendrogramm der geochemischen Ähnlichkeit der Silikat-Bäche aufgrund einer Clusteranalyse der folgenden Parameter: Gesamthärte (ΣCa <sup>2+</sup> u. Mg <sup>2+</sup> ), K <sub>S4,3</sub> , pH-Wert, SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> und DOC. - Die Wertebereiche der unterschiedenen Gewässergruppen sind in Abb. 5-10 dargestellt (nach BRAUKMANN & KÜBLER, 1998). .....	166
Abb. 5-11:	Wertebereiche der 4 Gruppen aus der Clusteranalyse (s. Abb. 5-10) schwach bis sehr schwach gepufferte Silikat-Bäche. - Medianwerte (nach BRAUKMANN & KÜBLER, 1998).....	167
Abb. 5-12:	Gliederungsschema für elektolytarmer Silikat-Bäche (nach BRAUKMANN & KÜBLER, 1998). ....	168
Abb. 5-13:	Anzahl der Bäche in den 7 Haupt-Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs (149 Bäche insgesamt). ....	170
Abb. 5-14:	Einfluss von Abflussereignissen auf den Chemismus von elektolytreichen Karbonat-Bächen im Keuper, dargestellt am Beispiel des Degenbachs (nach BRAUKMANN & KÜBLER, 1998).....	171
Abb. 5-15:	Ionenbilanzen aller 149 von der LfU in verschiedenen Programmen untersuchten naturnahen Bäche. Absolute Ionengehalte (in Äquivalenten), Bäche sortiert nach geologischem Alter des Einzugsgebiets und der Ionensumme.....	172
Abb. 5-16:	Ionenbilanz von insgesamt 64 Bächen, davon 22 Karbonatbäche ( <u>oben</u> , außer den ersten 7 Bächen) und 42 Silikatbäche ( <u>unten</u> + die ersten 7 Bäche) - Darstellung der absoluten Ionengehalte in Mikroäquivalenten (µeq/l), die berücksichtigten Ionen sind in der Legende angegeben.....	173
Abb. 5-17:	Ionenbilanz von insgesamt 64 Bächen, davon 22 Karbonatbäche ( <u>oben</u> , außer den ersten 7 Bächen) und 42 Silikatbäche ( <u>unten</u> + die ersten 7 Bäche). - Darstellung der relativen Anteile der Ionen in Prozent. Die berücksichtigten Ionen sind in der Legende angegeben.....	174
Abb. 5-18:	Vergleich der Wertebereiche einiger geochemischer Parameter in den 4 Bachgebieten. In allen Bildern sind die Bäche nach steigenden Calcium-Medianwerten sortiert.....	175
Abb. 5-19:	Vergleich der Wertebereiche einiger geochemischer Parameter in den 4 Bachgebieten. In allen Bildern sind die Bäche nach steigenden Calcium-Medianwerten sortiert.....	176
Abb. 5-20:	Vergleich der Wertebereiche einiger geochemischer Parameter in den 4 Bachgebieten. In allen Bildern sind die Bäche nach steigenden Calcium-Medianwerten sortiert.....	177

Abb. 5-21:	Vergleich der Wertebereiche einiger geochemischer Parameter in den 4 Bachgebieten. In allen Bildern sind die Bäche nach steigenden Calcium-Medianwerten sortiert. ....	178
Abb. 6-1:	Clusteranalysen von insgesamt 93 Bächen und kleinen Flüssen mit unterschiedlichen geochemischen Eigenschaften anhand von 446 Taxa des Makrozoobenthos. – Durch Rasterung sind die 10 zoönotisch ähnlichsten Gewässergruppen hervorgehoben. Die Abkürzungen hinter den Gewässernamen bezeichnen die Fließgewässerlandschaften (vgl. Tab. 3-3) und die geologischen Haupt-Formationen der Einzugsgebiete (vgl. Tab. 14-1).....	181
Abb. 6-2:	Dendrogramm der Taxa in Gewässergruppe 1 aus Abb. 6-1, Flachlandbäche des Oberrheingrabens. – Die betr. Bäche sind organisch belastet. Dies wird durch die Leitformen <i>Asellus aquaticus</i> und <i>Erpobdella octoculata</i> indiziert.....	182
Abb. 6-3:	Dendrogramm der Taxa in Gewässergruppe 5 aus Abb. 6-1, vorwiegend mäßig gut gepufferte Gneisbäche des Schwarzwaldes. – Leitformen aller Bäche dunkelgrau hinterlegt, fett gedruckt, Differentialformen hellgrau hinterlegt, fett gedruckt. ....	183
Abb. 6-4:	Dendrogramm der Taxa in Gewässergruppe 8 aus Abb. 6-1, sehr gering gepufferte Buntsandstein-Bäche des nördlichen Schwarzwaldes. – Leitformen aller Bäche dunkelgrau hinterlegt, fett gedruckt, Differentialformen hellgrau hinterlegt, fett gedruckt. ....	184
Abb. 6-5:	Zoözoologischer Vergleich von 7 Silikatbächen des Schwarzwaldes aufgrund von 173 Taxa des Makrozoobenthos.- <u>Oben</u> : Gruppierung aufgrund binärer Daten: - <u>Unten</u> : aufgrund logarithmierter und normierter Häufigkeiten der Taxa (vgl. Kap. Methodik Biologie). Zözoologische Strukturgramme dieser Bäche (s. Abb. 14-19 und Abb. 14-20).....	186
Abb. 6-6:	Clusteranalyse der permanent sauren Buntsandsteinbäche der Gruppe 4 in Abb. 6-5. – Hier sind 2 Cluster-Varianten (Single linkage und Ward-Verfahren, s. Methodik Biologie) dargestellt, die in ähnlicher Weise die in beiden Bächen vorhandenen Leitformen (1) und Differential-Formen (2), nach denen sich die beiden Bäche unterscheiden lassen, wiedergeben...	187
Abb. 6-7:	Clusteranalyse der episodisch bis periodisch leicht sauren Buntsandsteinbäche der Gruppe 2 in Abb. 6-5. – Leitformen (1). ....	188
Abb. 6-8:	Clusteranalyse der permanent neutralen Gneisbäche der Gruppe 1 in Abb. 6-5. – Leitformen (Gruppe 1), Differential-Formen (Gruppe 2 und 3), nach denen sich die Bäche unterscheiden lassen ....	189
Abb. 6-9:	Clusteranalyse aller Zönosen der 7 Bäche in Abb. 6-5. - Durch Umrahmung sind die Gruppen säuresensitiver und -toleranter Taxa hervorgehoben. ....	190
Abb. 7-1:	Protonenverbrauch bei der Verwitterung verschiedener Gesteine, Maßstab bei Karbonat-Gesteinen unterbrochen, nach HINDERER & EINSELE (1998), nach Daten von KRIETER (1988)....	198
Abb. 7-2:	Säure-Base-Reaktionen in Atmosphäre, Niederschlag, Boden und Gewässer (nach SCHNOOR & STUMM, 1985, HAMM, 1995, verändert).....	199
Abb. 7-3:	Lage der Dauerbeobachtungsstellen am Kaltenbach, Nordschwarzwald, Buntsandstein, Zufluss zur Großen Enz (nach ZAHN & SCHREINER, 1990). ....	204
Abb. 7-4:	Kaltenbach (EN116), ein permanent saurer Buntsandsteinbach, zeitiger Frühjahrsaspekt am Ende der Schneeschmelze mit deutlicher Schaumbildung durch Huminstoffe. Der Kaltenbach ist ein kaltstenohermer, stark beschatteter Waldbach. ....	205
Abb. 7-5:	Kaltenbach (EN116) - Permanent saurer Buntsandsteinbach. Sommeraspekt, großflächige Sandareale zwischen groben bemoosten Sandsteinblöcken prägen die Gewässersohle. ....	206
Abb. 7-6:	Lage der Dauerbeobachtungsstellen am Dürreychbach, Nordschwarzwald, Buntsandstein, Zufluss zur Großen Enz (nach ZAHN & SCHREINER, 1990). ....	207
Abb. 7-7:	Dürreychbach (EN205) - Permanent saurer Buntsandsteinbach. Sommeraspekt. Grobe bemooste Sandsteinblöcke verleihen der Gewässersohle eine hohe Stabilität. Auch bei stärkeren Hochwasserereignissen, bei denen der Bach in der Regel durch Huminstoffe intensiv rotbraun gefärbt ist, bleiben die massiven Blöcke unbewegt, was durch den dichten Moosbewuchs indiziert wird. Der Dürreychbach ist auf weiten Strecken ein sehr schattiger, steiler Waldbach. ....	208
Abb. 7-8:	Lage der Dauerbeobachtungsstellen an der Kleinen Kinzig und am Huttenbächle, Südlicher Nordschwarzwald, Buntsandstein, Zuflüsse zur Kinzig (nach ZAHN & SCHREINER, 1990).....	211
Abb. 7-9:	Kleine Kinzig (KI109) oberhalb der Trinkwassertalsperre - Episodisch bis periodisch saurer Buntsandsteinbach, Sommeraspekt. Hauptzufluss zur Talsperre. Die kaum mit Moosen bewachsenen Sandsteinblöcke werden bei stärkeren Hochwasserereignissen umgelagert. Die Kleine Kinzig ist ein lichtarmer, naturnaher Waldbach. ....	212
Abb. 7-10:	Huttenbächle (KI110) oberhalb der Trinkwassertalsperre. Neben der Kleinen Kinzig der wichtigste Zufluss zur Talsperre. Episodisch bis periodisch mäßig saurer Buntsandsteinbach.	

	Sommeraspekt, morphologisch stabilerer Bach als der Nachbarbach, Kleine Kinzig. Die stärker mit Moosen bewachsenen Sandsteinblöcke weisen darauf hin. Das Huttenbächle ist ein sehr naturnaher, überwiegend stark beschatteter Waldbach. ....	213
Abb. 7-11:	Lage der Dauerbeobachtungsstellen am Goldersbach, Südschwarzwald, Metamorphes Grundgebirge (Gneis), Zufluss zur Wutach (nach ZAHN & SCHREINER, 1990). ....	216
Abb. 7-12:	Goldersbach (WU001) oberhalb der Wasserentnahme für den Schluchsee - Episodisch leicht saurer Gneisbach, Sommeraspekt. Der Goldersbach ist ein sehr elektrolytarmer Bach, dessen pH-Regime durch in der Regel hohe Huminstoffgehalte beeinflusst wird (Pufferung niedriger Werte). Die braune Färbung des Wassers ist meistens bereits bei leichtem Hochwasser zu beobachten. Dieses Bild zeigt den Goldersbach vor dem katastrophalen Sturmbruch (1990) als stark beschatteten Waldbach. ....	217
Abb. 7-13:	Goldersbach (WU001), gleiche Strecke wie in Abb. 7-12, nach einem massiven Windbruch im Frühjahr 1990. Durch umgestürzte Fichten war das Bachbett für einige Monate völlig verdeckt. Nach der Räumung des Fallholzes ist dieser ehemals vollkommen beschattete Waldbach gut belichtet. ....	218
Abb. 7-14:	Lage der Dauerbeobachtungsstellen am Zastlerbach, Südschwarzwald, Metamorphes Grundgebirge (Gneis), Zufluss zur Dreisam. ....	219
Abb. 7-15:	Zastlerbach (EL842) - Permanent nicht saurer Gneisbach, steiler, kaskadenreicher subalpiner bis hochmontaner Silikat-Gebirgsbach am westlichen Feldbergabhang. Dieser Bach zählt zu den morphologisch und biologisch abwechslungsreichsten und vielgestaltigsten Bächen, nicht nur des Landes Baden-Württemberg, sondern ganz Deutschlands. Er beherbergt mit seinen subalpinen Elementen zahlreiche Tierarten, die sonst nur in den benachbarten Alpen vorkommen. ....	220
Abb. 7-16:	Lage der Dauerbeobachtungsstellen am St. Wilhelmer Talbach, Südschwarzwald, Metamorphes Grundgebirge (Gneis), Zufluss zur Dreisam. ....	221
Abb. 7-17:	St. Wilhelmer Talbach (EL841) - Permanent nicht saurer Gneisbach. Sehr steiler, kaskadenreicher subalpiner bis hochmontaner Silikat-Gebirgsbach am westlichen Feldbergabhang, Winteraspekt. ....	222
Abb. 7-18:	St. Wilhelmer Talbach (EL841) - Permanent nicht saurer Gneisbach, sehr steiler, kaskadenreicher subalpiner bis hochmontaner Silikat-Gebirgsbach am westlichen Feldbergabhang, leichtes Frühjahrshochwasser. Dieser typische Gebirgsbach ist hydromorphologisch, -chemisch und -biologisch dem benachbarten Zastlerbach sehr ähnlich. ....	223
Abb. 7-19:	Mittlere pH-Werte von rund 150 Untersuchungsstellen in ausgewählten Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs vor dem Hintergrund der geologischen Hauptformationen. ....	226
Abb. 7-20:	Mittlere elektr. Leitfähigkeit von rund 150 Untersuchungsstellen in ausgewählten Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs vor dem Hintergrund der geologischen Hauptformationen – Definition der Klassen in Tab. 7-1. ....	228
Abb. 7-21:	Mittlere Gesamthärte (Summe der $\text{Ca}^{2+}$ und $\text{Mg}^{2+}$ - Ionen) von rund 150 Untersuchungsstellen in ausgewählten Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs vor dem Hintergrund der geologischen Hauptformationen– Definition der Klassen vgl. Tab. 7-2. ....	230
Abb. 7-22:	Mittlere Säurekapazität ( $\text{K}_{\text{S}4,3}$ ) von rund 150 Untersuchungsstellen in ausgewählten Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs vor dem Hintergrund der geologischen Hauptformationen– Definition der Klassen in Tab. 7-3. ....	232
Abb. 7-23:	ALMER-Relation ( $\text{AR}=\text{K}_{\text{S}4,3}/\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^{2+}$ ), Mittelwerte von rund 150 Untersuchungsstellen in ausgewählten Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs vor dem Hintergrund der geologischen Hauptformationen. – Definition der Klassen in Tab. 7-4. ....	236
Abb. 7-24:	Versauerungs-Index (VI) oder F-Wert ( $\text{VI} = (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})/(\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^-)$ in meq/l), Mittelwerte von rund 150 Untersuchungsstellen in ausgewählten Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs vor dem Hintergrund der geologischen Hauptformationen – Definition der Klassen in Tab. 7-5. ....	237
Abb. 7-25:	Bedeutung von Fließgewässerlandschaften mit unterschiedlichen geochemischen Eigenschaften für die Anwendbarkeit von chemischen Versauerungsindices. ....	238
Abb. 7-26:	Wassertemperatur der 7 Modellbäche - monatliche Werte über rund 10 Jahre. ....	241
Abb. 7-27:	Sauerstoff-Gehalt und -Sättigung der 7 Modellbäche - monatliche Werte über rund 10 Jahre. ....	242
Abb. 7-28:	pH-Werte ( <u>oben</u> ) und elektrische Leitfähigkeit ( <u>unten</u> ) der 7 Modellbäche - monatliche Werte über rund 10 Jahre. ....	244

Abb. 7-29: Gesamthärte ( $\sum \text{Ca}^{2+}$ und $\text{Mg}^{2+}$ ) ( <u>oben</u> ) und Säurekapazität ( $K_{\text{S4,3}}$ ) ( <u>unten</u> ) der 7 Modellbäche - monatliche Werte über rund 10 Jahre.....	246
Abb. 7-30: Chlorid- ( <u>oben</u> ) und Natrium-Konzentrationen ( <u>unten</u> ) der 7 Modellbäche - monatliche Werte über rund 10 Jahre. ....	249
Abb. 7-31: Aluminium- ( <u>oben</u> ) und Kalium-Konzentrationen ( <u>unten</u> ) der 7 Modellbäche - monatliche Werte über rund 10 Jahre.....	250
Abb. 7-32: Mangan- ( <u>oben</u> ) und Eisen-Konzentrationen ( <u>unten</u> ) der 7 Modellbäche - monatliche Werte über rund 10 Jahre. ....	251
Abb. 7-33: Nitrat- ( <u>oben</u> ) und Sulfat-Gehalte ( <u>unten</u> ) in 7 Modellbächen - monatliche Werte über rund 10 Jahre.252	
Abb. 7-34: Silicium- ( <u>oben</u> ) und Phosphor-Gehalte ( <u>unten</u> ) in 7 Modellbächen - monatliche Werte über rund 10 Jahre.....	253
Abb. 7-35: Korrelation zwischen der Gesamthärte und der elektr. Leitfähigkeit ( <u>oben</u> ) und der Säurekapazität ( <u>unten</u> ) in 7 elektrolytarmen Modellbächen des Schwarzwaldes. ....	256
Abb. 7-36: Korrelation zwischen pH-Wert und der elektr. Leitfähigkeit ( <u>oben</u> ) und der Gesamthärte ( $\sum \text{Ca}^{2+}$ und $\text{Mg}^{2+}$ ) ( <u>unten</u> ) in 7 elektrolytarmen Modellbächen des Schwarzwaldes.....	257
Abb. 7-37: Korrelation zwischen pH-Wert und der Säurekapazität ( <u>oben</u> ) und Silicium ( <u>unten</u> ) in 7 elektrolytarmen Modellbächen des Schwarzwaldes.....	258
Abb. 7-38: Korrelation zwischen pH-Wert und Calcium ( <u>oben</u> ) und Magnesium ( <u>unten</u> ) in 7 elektrolytarmen Modellbächen des Schwarzwaldes.....	259
Abb. 7-39: Korrelation zwischen pH-Wert und Aluminium in 7 elektrolytarmen Modellbächen des Schwarzwaldes.....	260
Abb. 7-40: Korrelation zwischen pH-Wert und Eisen ( <u>oben</u> ) und Mangan ( <u>unten</u> ) in 7 elektrolytarmen Modellbächen des Schwarzwaldes. ....	261
Abb. 7-41: Korrelation zwischen pH-Wert und dem Nitrat-Stickstoff ( <u>oben</u> ) und Sulfat ( <u>unten</u> ) in 7 elektrolytarmen Modellbächen des Schwarzwaldes.....	262
Abb. 7-42: Korrelation zwischen pH-Wert und dem Gelösten Organischen Kohlenstoff (DOC) ( <u>oben</u> ) und der UV-Extinktion bei 254 nm ( <u>unten</u> ) in 7 elektrolytarmen Modellbächen des Schwarzwaldes.....	263
Abb. 7-43: Korrelation zwischen der UV-Extinktion bei 254 nm und bei 436 nm ( <u>oben</u> ) sowie zwischen dem Gelösten Organischen Kohlenstoff (DOC) und der UV-Extinktion bei 254 nm ( <u>unten</u> ) in 7 elektrolytarmen Modellbächen des Schwarzwaldes.....	264
Abb. 7-44: Bedeutung des pH-Werts für einige chemische Kenngrößen in sauren Buntsandsteinbächen und neutralen Gneisbächen, Teil 1. ....	265
Abb. 7-45: Bedeutung des pH-Werts für einige chemische Kenngrößen in sauren Buntsandsteinbächen und neutralen Gneisbächen, Teil 2. ....	266
Abb. 7-46: Ionenbilanz von 7 Modellbächen im Schwarzwald und einem elektrolytreicheren Buntsandsteinbach, dem Dürrhebstalbach im Odenwald - Darstellung der absoluten Ionengehalte in Mikroäquivalenten ( $\mu\text{eq/l}$ ), die berücksichtigten Ionen sind in der Legende angegeben. ....	267
Abb. 7-47: Ionenbilanz von 7 Modellbächen im Schwarzwald und einem elektrolytreicheren Buntsandsteinbach, dem Dürrhebstalbach im Odenwald - Darstellung der relativen Anteile der Ionen in Prozent, auf der Basis von ( $\mu\text{eq/l}$ ), die berücksichtigten Ionen sind in der Legende angegeben. ....	268
Abb. 7-48: Vergleich der Ionensummen (Anionen + Kationen in $\mu\text{eq/l}$ ) in 4 Hauptfließgewässerlandschaften. ....	269
Abb. 7-49: Beziehung zwischen elektr. Leitfähigkeit und der Ionensumme in 4 Fließgewässerlandschaften ( <u>oben</u> ), lediglich in Silikatbächen ( <u>unten</u> ). ....	271
Abb. 7-50: Beziehung zwischen dem mittleren pH-Wert und dem prozentualen Anteil des Hydrogenkarbonats am Gesamt-Ionengehalt der Bäche (in $\mu\text{eq/l}$ ) ( <u>oben</u> ) sowie zwischen dem Anteil Hydrogenkarbonat und der elektr. Leitfähigkeit ( <u>unten</u> ).....	272
Abb. 7-51: Das pH-Spektrum von 32 gering gepufferten Silikatbächen im Schwarzwald und zum Vergleich von 17 elektrolytreichen Karbonatbächen, sortiert nach steigendem Median des pH-Werts274	
Abb. 7-52: Medianwerte des Calcium-Gehalts und der elektr. Leitfähigkeit derselben Bäche wie im vorigen pH-Diagramm (Abb. 7-51), Bäche nach pH-Median angeordnet.....	275

Abb. 7-53: Entwicklung von pH-Wert, Säurekapazität (Hydrogenkarbonat) ( <u>oben</u> ) und Sulfat ( <u>unten</u> ) im Zastlerbach, einem permanent neutralen Gneisbach (Typ 1) über einen Zeitraum von rund 10 Jahren. ....	279
Abb. 7-54: Entwicklung von pH-Wert, Säurekapazität (Hydrogenkarbonat) ( <u>oben</u> ) und Sulfat ( <u>unten</u> ) im St. Wilhelmer Talbach, einem permanent neutralen Gneisbach (Typ 1) über einen Zeitraum von rund 10 Jahren. ....	280
Abb. 7-55: Zeitreihe der Aluminium-Entwicklung im Zastlerbach ( <u>oben</u> ) und im St. Wilhelmer Talbach ( <u>unten</u> ) über einen Zeitraum von rund 10 Jahren. ....	281
Abb. 7-56: Entwicklung von pH-Wert und Säurekapazität (Hydrogenkarbonat) in der Kleinen Kinzig ( <u>oben</u> ) und im Huttenbächle ( <u>unten</u> ), zwei episodisch schwach sauren Bächen (Typ 2) im Buntsandstein des nördlichen Schwarzwaldes über einen Zeitraum von rund 10 Jahren. ....	282
Abb. 7-57: Entwicklung von pH-Wert und Säurekapazität (Hydrogenkarbonat) ( <u>oben</u> ) sowie Sulfat und Aluminium ( <u>unten</u> ) im Dürrhebstalbach, einem neutralen, sulfatreichen Buntsandstein-Bach im Odenwald (Typ 2) über einen Zeitraum von 8 Jahren. ....	283
Abb. 7-58: Entwicklung von pH-Wert, Säurekapazität (Hydrogenkarbonat) ( <u>oben</u> ) und Sulfat ( <u>unten</u> ) im Goldersbach, einem episodisch bis periodisch mäßig sauren Gneisbach (Übergangstyp 2-3) über einen Zeitraum von rund 10 Jahren. ....	284
Abb. 7-59: Entwicklung von pH-Wert und Säurekapazität (Hydrogenkarbonat) im Teufelsbächle ( <u>oben</u> ) und im Weiherbergbach ( <u>unten</u> ), zwei periodisch kritisch sauren Bächen (Typ 3) im Buntsandstein des nördlichen Schwarzwaldes über einen Zeitraum von rund 6 Jahren. ....	285
Abb. 7-60: Entwicklung von Sulfat und Aluminium im Teufelsbächle ( <u>oben</u> ) und im Weiherbergbach ( <u>unten</u> ), zwei periodisch kritisch sauren Bächen (Typ 3) im Buntsandstein des nördlichen Schwarzwaldes über einen Zeitraum von rund 6 Jahren. ....	286
Abb. 7-61: Entwicklung von pH-Wert, Säurekapazität (Hydrogenkarbonat) ( <u>oben</u> ) und Sulfat ( <u>unten</u> ) im Dürreychbach, einem permanent sauren Buntsandsteinbach des nördlichen Schwarzwaldes (Typ 4), über einen Zeitraum von rund 10 Jahren. ....	287
Abb. 7-62: Entwicklung von pH-Wert, Säurekapazität (Hydrogenkarbonat) ( <u>oben</u> ) und Sulfat ( <u>unten</u> ) im Kaltenbach, einem permanent sauren Buntsandsteinbach des nördlichen Schwarzwaldes (Typ 4), über einen Zeitraum von rund 10 Jahren. ....	288
Abb. 7-63: Zeitreihe der Aluminium-Entwicklung im Kaltenbach ( <u>oben</u> ) und im Dürreychbach ( <u>unten</u> ) über einen Zeitraum von rund 10 Jahren. ....	289
Abb. 7-64: Verlauf von pH-Wert und Wassertemperatur (als Stunden-Mittelwerte) in ausgewählten Zeitabschnitten im Goldersbach (kontinuierliche Schreiber-Daten). ....	292
Abb. 7-65: Verlauf von pH-Wert und Wassertemperatur (als Stunden-Mittelwerte) in weiteren Zeitabschnitten im Goldersbach (kontinuierliche Schreiber-Daten). ....	293
Abb. 7-66: Verlauf von pH-Wert, Wassertemperatur und Wasserstand (als Stunden-Mittelwerte) in ausgewählten Zeitabschnitten im Huttenbächle (kontinuierliche Schreiber-Daten). ....	294
Abb. 7-67: Verlauf von pH-Wert, Wassertemperatur und Wasserstand (als Stunden-Mittelwerte) in ausgewählten Zeitabschnitten im Dürreychbach (kontinuierliche Schreiber-Daten). ....	296
Abb. 7-68: Verlauf von pH-Wert, Wassertemperatur und Wasserstand (als Stunden-Mittelwerte) in weiteren ausgewählten Zeitabschnitten im Dürreychbach (kontinuierliche Schreiber-Daten). ....	297
Abb. 7-69: Verlauf von pH-Wert, Wassertemperatur und Wasserstand (als Stunden-Mittelwerte) in weiteren Zeitabschnitten im Dürreychbach (kontinuierliche Schreiber-Daten). ....	298
Abb. 7-70: Verlauf von pH-Wert, Wassertemperatur und Wasserstand (als Stunden-Mittelwerte) in weiteren Zeitabschnitten im Dürreychbach (kontinuierliche Schreiber-Daten). ....	299
Abb. 7-71: Entwicklung der Schwefeldioxid-Konzentration der Luft im Oberrheingraben (aus LfU (1997), Abb. 6, S 71). ....	302
Abb. 7-72: Beziehungen zwischen Aluminium und Sulfat in den 7 Modellbächen. ....	303
Abb. 7-73: Wichtige geochemische Kenngrößen der Bäche des Diatomeen-Programms. ....	308
Abb. 7-74: Weitere geochemische Kenngrößen der Bäche des Diatomeen-Programms. ....	309
Abb. 7-75: Weitere physikalisch-chemische Kenngrößen der Bäche des Diatomeen-Programms. ....	310
Abb. 7-76: Einige verbreitete Diatomeen, die im Rahmen der Vergleichsuntersuchungen in Schwarzwaldbächen 1986 gefunden wurden. - Fotos und Determination K. ENGELBERG. ....	312
Abb. 7-77: Lage und Versauerungsgrad der Untersuchungsstellen, ermittelt anhand der Veränderung der Diatomeen-Zönosen zwischen 1969 und 1986. ....	319

Abb. 7-78: Verbreitete Makroinvertebraten in Silikatbächen des Schwarzwaldes, angeordnet nach steigendem Median des pH-Wertes ihrer Siedlungsgewässer, Daten aus 82 regelmäßig monatlich beprobten Bächen. ....	326
Abb. 7-79: Verbreitete Makroinvertebraten in Silikatbächen des Schwarzwaldes, angeordnet nach steigendem Median des Aluminium-Gehalts ihrer Wohngewässer, Daten aus 82 regelmäßig monatlich beprobten Bächen. ....	327
Abb. 7-80: Einfluss von pH-Wert und Aluminium auf die Taxazahl und -diversität benthischer Makroinvertebraten in Schwarzwaldbächen. ....	330
Abb. 7-81: Vergleich der Taxazahl und der Individuendichte zweier unterschiedlich saurer Bäche. ....	331
Abb. 7-82: Zöologische Struktur des Zastlerbachs, eines neutralen Gneisbachs im südlichen Schwarzwald. – Dargestellt sind Stetigkeit, Dominanz und Säure-Zeigerwert der Taxa, diese sind 1. nach Stetigkeit und 2. nach Dominanz sortiert. ....	332
Abb. 7-83: Zöologische Struktur des Dürreychbachs, eines sauren Buntsandsteinbachs im nördlichen Schwarzwald. – Dargestellt sind Stetigkeit, Dominanz und Säure-Zeigerwert der Taxa, diese sind 1. nach Stetigkeit und 2. nach Dominanz sortiert. ....	333
Abb. 7-84: Chemische Charakteristik der vier biologisch bestimmten Säureklassen anhand der elektr. Leitfähigkeit und der Säurekapazität. Anzahl Proben: elektr. Leitfähigkeit 119, $K_{S4,3}$ 119, Anzahl Bäche: jeweils 58. ....	341
Abb. 7-85: Chemische Charakteristik der vier biologisch bestimmten Säureklassen anhand des pH-Wertes und des Aluminiums. - Anzahl Proben: pH 119, $Al^{3+}$ 85, Anzahl Bäche: jeweils 58. ....	342
Abb. 8-1: Verteilung von 763 biologischen Proben über 6 Formationen ausgewählter Fließgewässer in Baden-Württemberg. - Es wurden nur Proben aus den Monaten November bis Mai mit einem Saprobienindex kleiner 2.3 berücksichtigt. ....	349
Abb. 8-2: <u>oben</u> : Verteilung des mittleren Abflusses der Untersuchungsstellen auf die Gewässer-Formationen. – 763 Proben aus dem Frühjahrs-Aspekt. <u>Mitte</u> : Verteilung des mittleren Talgefälles der Untersuchungsstellen auf die Gewässer-Formationen. – 763 Proben aus dem Frühjahrs-Aspekt. <u>unten</u> : Verteilung der Höhenlage der Untersuchungsstellen auf die Gewässer-Formationen – 763 Proben aus dem Frühjahrs-Aspekt. ....	350
Abb. 8-3: Vorkommen der stetigsten und häufigsten Arten des Makrozoobenthos in 6 Fließgewässer-Formationen Baden-Württembergs. – Datenbasis: 763 Untersuchungsstellen und 639 Taxa, Frühjahrs-Aspekt. Es wurden nur Proben mit einem Saprobien-Index <2,3 berücksichtigt. ....	351
Abb. 8-4: Fortsetzung von Abb. 8-3, Erläuterung s. dort. ....	352
Abb. 8-5: Fortsetzung von Abb. 8-3, Erläuterung s. dort. ....	353
Abb. 8-6: Vorkommen der stetigsten und häufigsten Gattungen des Makrozoobenthos in 6 Fließgewässer-Formationen Baden-Württembergs (vgl. Abb. 8-3). ....	354
Abb. 8-7: Fortsetzung von Abb. 8-6, Erläuterung s. dort. ....	355
Abb. 8-8: Vorkommen der stetigsten und häufigsten Familien, Subfamilien und Tribus des Makrozoobenthos in 6 Fließgewässer-Formationen Baden-Württembergs (vgl. Abb. 8-3). ....	356
Abb. 8-9: Zooöologische Ähnlichkeit von größeren Fließgewässern der Formationen 3' bis 5'. – Ausschnitt aus einem größeren Dendrogramm mit insgesamt 176 Untersuchungsstellen auf der Grundlage von 242 Taxa des Makrozoobenthos. Erläuterung: GCODE= Codenr. der Untersuchungsstelle, MüNN= Meereshöhe, FLULAND= Fließgewässerlandschaft, GEOI= vorherrschende geologische Formation des Einzugsgebiets. ....	357
Abb. 8-10: Zooöologische Charakterisierung von 17 Untersuchungsstellen am Neckar, Auszug der Neckar-Untersuchungsstellen aus Abb. 8-9. - Dick umrandet und dunkel gerastert: Leitformen, hell gerastert: Differentialformen. ....	358
Abb. 9-1: Verteilung der chemischen Parameter über die 7 biologisch ermittelten Gewässergüteklassen des Saprobien-Systems. ....	360
Abb. 9-2: <u>oben</u> : Statistische Beziehungen zwischen den biologisch bestimmten Gewässergüteklassen des Saprobien-Systems und dem Ammonium-Stickstoff sowie ( <u>unten</u> ) dem Orthophosphat-Phosphor - Daten aus 10 Bundesländern. ....	363
Abb. 9-3: <u>oben</u> : Statistische Beziehungen zwischen den biologisch bestimmten Gewässergüteklassen des Saprobien-Systems und dem biochemischen Sauerstoffbedarf ( $BSB_5$ ) sowie ( <u>unten</u> ) dem gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) - Daten aus 10 Bundesländern. ....	364
Abb. 9-4: 10 und 90 % Perzentil-Werte und Medianwerte der Nitrit- und der Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen des biologisch ermittelten Güteklassen-Spektrums des Saprobien-Systems. ....	365



Abb. 9-5:	10 und 90 % Perzentil-Werte und Medianwerte der Nitrat-Stickstoff- und der Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen des biologisch ermittelten Güteklassen-Spektrums des Saprobien-Systems.....	366
Abb. 9-6:	10 und 90 % Perzentil-Werte und Medianwerte des Biochemischen Sauerstoff-Bedarfs (BSB <sub>5</sub> ) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) des biologisch ermittelten Güteklassen-Spektrums des Saprobien-Systems .....	367
Abb. 9-7:	Verteilung von 1421 biologischen Proben über 7 Güteklassen (des Saprobien-Systems) aus ausgewählten Fließgewässern in Baden-Württemberg.....	368
Abb. 9-8:	Vorkommen der stetigsten und häufigsten Arten des Makrozoobenthos in den 7 Gewässergüteklassen des Saprobien-Systems nach LAWA in Fließgewässern Baden-Württembergs (s. Text). – Datenbasis: 1421 Untersuchungsstellen und 618 Taxa.....	369
Abb. 9-9:	Fortsetzung von Abb. 9-8, Erläuterung siehe dort.....	370
Abb. 9-10:	Fortsetzung von Abb. 9-8, Erläuterung siehe dort.....	371
Abb. 9-11:	Vorkommen der stetigsten und häufigsten Gattungen des Makrozoobenthos in den 7 Gewässergüteklassen des Saprobien-Systems nach LAWA in Fließgewässern Baden-Württembergs.....	372
Abb. 9-12:	Fortsetzung von Abb. 9-11, Erläuterung siehe dort.....	373
Abb. 9-13:	Vorkommen der stetigsten und häufigsten Familien, Subfamilien und Tribus des Makrozoobenthos in den 7 Gewässergüteklassen des Saprobien-Systems nach LAWA in Fließgewässern Baden-Württembergs.....	374
Abb. 10-1:	Entwicklung der Gewässergüte in Baden-Württemberg im Laufe der letzten 30 Jahre von 1968 bis 1998 (nach LfU 1998a).....	377
Abb. 10-2:	Wichtige benthische Makroinvertebraten in 6 regionalen Bachtypen Westdeutschlands, sortiert nach ihrer Stetigkeit, nach BRAUKMANN (1987).....	390
Abb. 10-3:	Verteilung Biotischer Indices in verschiedenen natürlichen regionalen Bachtypen Westdeutschlands. - Biotischer Index als Kombination von Saprobien-Index (nach ZELINKA & MARVAN, 1961) und Diversitäts-Index (nach SHANNON & WEAVER, 1963, COSTE, 1975 und BRAUKMANN, 1992).....	392
Abb. 10-4:	Vorschlag für ein Verfahren zur integrierten ökologischen Bewertung von natürlichen Fließgewässern nach BRAUKMANN & PINTER (1997).....	404
Abb. 10-5:	Vorschlag für ein Verfahren zur integrierten ökologischen Bewertung von künstlichen Fließgewässern (Kanälen usw.) nach BRAUKMANN & PINTER (1997).....	405
Abb. 11-1:	Prinzip der ökologischen Bewertung von Fließgewässern (nach LAWA 1997).....	411
Abb. 11-2:	Durchführungskonzept für die ökologische Bewertung von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Anlage zum Bericht des LAWA Arbeitskreises „Ökologische Bewertung von Fließgewässern“ (AK-ÖBF) „Konzept zur Bewertung der Ökologischen Qualität von Fließgewässern, Phase 1“.....	412
Abb. 14-1:	Pegelaufzeichnungen Abflüsse bzw. Wasserstände ausgewählter Gewässer, an denen pH-Werte registriert wurden.....	449
Abb. 14-2:	Pegelaufzeichnungen Abflüsse bzw. Wasserstände ausgewählter Gewässer, an denen pH-Werte registriert wurden.....	450
Abb. 14-3:	Pegelaufzeichnungen Abflüsse bzw. Wasserstände ausgewählter Gewässer, an denen pH-Werte registriert wurden.....	451
Abb. 14-4:	Ionenbilanz (absolute Gehalte) von holozänen und Jungquartärbächen des engeren Rhein-Einzugsgebiets.....	452
Abb. 14-5:	Ionenbilanz (relative Anteile) von holozänen und Jungquartärbächen des engeren Rhein-Einzugsgebiets.....	453
Abb. 14-6:	Ionenbilanz (relative Anteile) verschiedener Karbonatbäche. Die absoluten Ionengehalte sind in Abb. 5-9, Kap. 5 dargestellt.....	454
Abb. 14-7:	Ionenbilanz (absolute Gehalte) von Keuperbächen.....	455
Abb. 14-8:	Ionenbilanz (relative Anteile) von Keuperbächen.....	456
Abb. 14-9:	Ionenbilanz (absolute Gehalte) von Buntsandstein-Bächen.....	457
Abb. 14-10:	Ionenbilanz (relative Anteile) von Buntsandstein-Bächen.....	458
Abb. 14-11:	Ionenbilanz (absolute Gehalte) von Granit-Bächen.....	459
Abb. 14-12:	Ionenbilanz (relative Anteile) von Granit-Bächen.....	460
Abb. 14-13:	Ionenbilanz (absolute Gehalte) von Gneis-Bächen.....	461

---

Abb. 14-14: Ionenbilanz (relative Anteile) von Gneis-Bächen.....	462
Abb. 14-15: Entwicklung von Sulfat und Aluminium in der Kleinen Kinzig ( <u>oben</u> ) und im Huttenbächle ( <u>unten</u> ). zwei episodisch schwach sauren Bächen (Typ 2) im Buntsandstein des nördlichen Schwarzwaldes über einen Zeitraum von rund 10 Jahren.....	463
Abb. 14-16: Beispiel einer „schattierten“ Ähnlichkeitsmatrix, die mittels Dominanz-Identitäts-Index nach RENKONEN (s. MÜHLENBERG, 1989) aus dem Vergleich einiger saurer Schwarzwaldbäche resultiert (nach ENGELBERG, 1987).....	464
Abb. 14-17: Verteilung der pH-Werte in ausgewählten Silikatbächen. – Links: Buntsandsteinbäche, rechts: Gneisbäche.....	465
Abb. 14-18: Zoozoologisches Struktogramm der 65 häufigsten Makroinvertebraten aus 10 regelmäßig beprobten Bächen des Diatomeen-Programms. - Horizontal ist die Stetigkeit, vertikal die normierte Individuenzahl (vgl. Kap. Methodik Biologie) aufgetragen. Von links nach rechts nimmt der Säuregrad der Gewässer ab.....	462
Abb. 14-19: Zoozoologisches Struktogramm von 7 chemisch unterschiedlichen, elektrolytarmen Schwarzwaldbächen. - In dieser Abbildung sind nur die häufigeren 69 Arten dargestellt. - Von links nach rechts nimmt der Säuregrad der Gewässer ab.....	468
Abb. 14-20: Zoozoologisches Struktogramm von 7 unterschiedlichen, elektrolytarmen Schwarzwaldbächen anhand von 114 häufigen und stetigen Taxa des Makrozoobenthos. - Die gleichen Bäche sind im chemischen Teil dieser Arbeit näher charakterisiert. Von links nach rechts nimmt der Säuregrad der Gewässer ab.....	469
Abb. 14-21: Wertebereiche einiger Schwermetalle in Keuper- und Gneisbächen.....	470

# Tabellenverzeichnis

	<b>Seite</b>
Tab. 1-1: Wichtige amerikanische Typisierungskonzepte (nach NAIMAN et al. (1992)) (Ausnahme HUET). .....	25
Tab. 1-2: Inhalte und Maßstabsebenen der Fließgewässertypisierung (nach HUMBORG, 1995). .....	35
Tab. 2-1: Charakteristische Wertebereiche einiger gesteinsbürtiger hydrogeochemischer Parameter zur Kennzeichnung und Unterscheidung der wichtigsten Silikat- und Karbonatgesteine (nach BRAUKMANN (1987), ergänzt nach BRIEM (1997, briefl. Mitt.). .....	42
Tab. 2-2: Übersicht über die Flachlandbachtypen in Baden-Württemberg. ....	49
Tab. 3-1: Übersicht über die Untersuchungsprogramme der LfU, die den vorliegenden Ergebnissen zugrunde liegen. ....	54
Tab. 3-2: Inhalt der Fluss-Stammdatei - wichtige Stammdaten von rund 2500 Untersuchungsstellen in Baden-Württemberg. ....	55
Tab. 3-3: Übersicht über die Fließgewässerlandschaften in Baden-Württemberg und zugleich Erläuterung zu Tab. 14-1 (Anhang). ....	58
Tab. 3-4: Die in der Stammdatei unterschiedenen Talformtypen. ....	59
Tab. 3-5: Bemessung der Kopfflächen nach OTTO (1980), verändert, s. Text. ....	60
Tab. 3-6: Übersicht über die gemessenen Parameter, Bestimmungsgrenzen, Dimensionen und Messverfahren. ....	62
Tab. 3-7: Faktoren zur Berechnung der Ionenbilanz. ....	64
Tab. 3-8: Einfluss des Realverhaltens auf die berechnete Leitfähigkeit. ....	65
Tab. 3-9: Faktoren zur Berechnung der theoretischen Leitfähigkeit. ....	66
Tab. 3-10: Inhalt der Taxa-Stammdatei - wichtige Stammdaten von rund 3000 Taxa. ....	73
Tab. 3-11: Mittlere Häufigkeiten (Mediane) von 5 Arten aus mehreren Proben von insgesamt 12 Probestellen, verteilt auf 3 Güteklassen, Daten fiktiv, Häufigkeitsmaxima fett gedruckt. ....	79
Tab. 3-12: Normierte Häufigkeiten (Werte aus Tab. 3-11, dividiert durch die artspezifischen Häufigkeitsmaxima). ....	79
Tab. 3-13: Mittelwerte je Güteklasse der normierten Häufigkeiten der Arten aus den Werten der Einzelprobestellen. ....	80
Tab. 3-14: Kombination aus Präsenz (= Stetigkeit, d.h. Vorkommen der Arten in den 3 Güteklassen in %, siehe Tab. 3-12) und normierter Häufigkeit der Arten (Werte aus Tab. 3-13 •100, Angabe in %) .....	80
Tab. 3-15: Werte aus Tab. 3-14, sortiert nach steigendem Produkt aus Präsenz und mittlerer normierter Häufigkeit je Güteklasse von links oben nach rechts unten, Daten für Struktogramm in Abb. 3-5, linke Graphik. ....	80
Tab. 3-16: Daten aus Tab. 3-11, umgerechnet in Dominanzen, d.h. relative Abundanzen der Arten, bezogen auf eine Probestelle. ....	81
Tab. 3-17: Präsenzen und mittlere Dominanzen der Arten für die einzelnen Güteklassen, Dominanzwerte aus Tab. 3-16 gemittelt, Tabelle transponiert (Zeilen u. Spalten vertauscht). ....	81
Tab. 3-18: Werte aus Tab. 3-17, sortiert nach steigendem Produkt aus Präsenz und Häufigkeit pro Art und Güteklasse von links oben nach rechts unten, Daten für Struktogramm in Abb. 3-5, rechte Graphik. ....	81
Tab. 3-19: Beispiel für die Transformation biologischer Daten, die z. B. für Ähnlichkeitsberechnungen von Probestellen oder Arten (Taxa) verwendet werden sollen (max. Häufigkeiten fett). ....	92
Tab. 3-20: Definition der Häufigkeitsklassen aquatischer Organismen (nach ALF et al., 1992). ....	94
Tab. 3-21: Binäre Werte Probestellen. ....	96
Tab. 3-22: Individuenzahlen Probestellen. ....	96
Tab. 3-23: Werte aus Tab. 3-22 für Probestellen, normiert (Individuenzahl der Taxa, dividiert durch maximale taxaspezifische Individuenzahl aus allen 8 Proben). ....	96
Tab. 3-24: Individuenzahlen Probestellen aus Tab. 3-22, logarithmiert und normiert (logarithmierte Individuenzahl der Taxa, dividiert durch logarithmierte maximale taxaspezifische Individuenzahl aus allen 8 Proben). ....	96

Tab. 3-25:	Häufigkeitsklassen (7-stufig nach ALF et al.) Probestellen.....	97
Tab. 3-26:	Häufigkeitsklassen Probestellen, normiert (Häufigkeitsklassen der Taxa, dividiert durch die maximale taxaspezifische Häufigkeits-Klasse aus allen 8 Proben).....	97
Tab. 3-27:	Matrix Probestellen, binäre Werte aus Tab. 3-21.....	97
Tab. 3-28:	Matrix Probestellen, Originalwerte aus Tab. 3-22 (erzeugt mit STATISTICA, EUKLIDISCHE Distanzen).....	97
Tab. 3-29:	Matrix Probestellen, Häufigkeitsklassen Werte aus Tab. 3-25 (erzeugt mit STATISTICA, EUKLIDISCHE Distanzen).....	98
Tab. 3-30:	Matrix Probestellen, Häufigkeitsklassen normiert, Werte aus Tab. 3-26.....	98
Tab. 3-31:	Matrix Probestellen, normierte Werte aus Tab. 3-23.....	98
Tab. 3-32:	Matrix Probestellen, logarithmierte und normierte Werte aus Tab. 3-24.....	98
Tab. 3-33:	Binäre Werte Taxa.....	99
Tab. 3-34:	Individuenzahlen Taxa.....	99
Tab. 3-35:	Normierte Individuenzahlen für 4 Taxa aus 8 Probestellen.....	99
Tab. 3-36:	Logarithmierte und normierte Individuenzahlen für 4 Taxa in 8 Probestellen.....	100
Tab. 3-37:	Ähnlichkeitsmatrix für 4 Taxa, binäre Werte.....	100
Tab. 3-38:	Ähnlichkeitsmatrix für 4 Taxa, Individuenzahlen, unverändert, erzeugt mit STATISTICA, Eukl. Distanzen.....	100
Tab. 3-39:	Ähnlichkeitsmatrix für 4 Taxa, normierte Individuenzahlen.....	100
Tab. 3-40:	Ähnlichkeitsmatrix, logarithmierte u. normierte Individuenzahlen für 4 Taxa, berechnet gemäß Formel 3-18.....	100
Tab. 4-1:	Übersicht der im PWAB-Projekt (PW1 u. PW2) und im Diatomeen-Programm (DIAT) bearbeiteten Gewässer mit Angabe der wichtigsten gewässerkundlichen und typologischen Kenngrößen.....	110
Tab. 4-2:	Chemische Charakterisierung der Buntsandstein-Bäche des Odenwaldes.....	123
Tab. 4-3:	Chemische Charakterisierung der Bäche des metamorphen Grundgebirges im Schwarzwald (Gneisbäche).....	131
Tab. 4-4:	Einordnung der Keuperbäche in das System der Güteklassen gemäß den chemischen Belastungsindikatoren (nach Tab. 14-2, Anhang, vgl auch UM & LfU, 1992).....	133
Tab. 4-5:	Chemische Charakterisierung der Bäche des Keuperberglandes.....	141
Tab. 4-6:	Chemische Charakterisierung der Bäche der Oberrhein-Ebene.....	152
Tab. 5-1:	Wertebereiche der Silikat- und der Karbonat-Bäche - * eq = Äquivalente.....	153
Tab. 5-2:	Wertebereiche versauerungsrelevanter Parameter verschiedener Silikat-Bach-Gruppen anhand von Clusteranalysen.....	165
Tab. 7-1:	Klassen der elektr. Leitfähigkeit in verschiedenen Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs.....	227
Tab. 7-2:	Klassen der Gesamthärte (Summe aus Calcium und Magnesium) in verschiedenen Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs.....	229
Tab. 7-3:	Klassen der Säurekapazität (Hydrogenkarbonat Konzentration) in verschiedenen Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs.....	231
Tab. 7-4:	Klassifikation der ALMER-Relation als Indikator für eine mögliche Gewässer-Versauerung.....	233
Tab. 7-5:	Klasseneinteilung des Versauerungs-Index ( $VI = (Ca^{2+} + Mg^{2+}) / (SO_4^{2-} + NO_3^-)$ in meq/l ) in Anlehnung an HINDERER & EINSELE (1998).....	234
Tab. 7-6:	Typologische Charakteristik der Modellbäche anhand einiger hydromorphologischer Angaben - Die Bäche sind nach dem steigenden pH-Wert (Median) sortiert.....	240
Tab. 7-7:	Sehr schwach gepufferte, permanent saure Bäche mit deutlichen ökologischen Schäden (liegen im grauen Feld der Abb. 7-50).....	270
Tab. 7-8:	Übersicht über einige physiographische Kenngrößen der Untersuchungsstellen des Diatomeen-Programms - Die Bäche sind innerhalb der Flussgebiete nach steigender Gesamthärte ( $Ca^{2+} + Mg^{2+}$ -Medianwerte) sortiert, die Probestellen von BACKHAUS (1973) sind fett gedruckt.....	307
Tab. 7-9:	Einstufung der Untersuchungsstellen anhand ihrer Diatomeengesellschaften.....	318
Tab. 7-10:	Beispiel für die Ermittlung des Säuregrades in einem neutralen Gneisbach. - Die Taxa sind sortiert nach: 1. taxaspezifischem Säure-Index, 2. nach Häufigkeit.....	335

Tab. 7-11:	Beispiel für die Ermittlung des Säuregrades in einem permanent sauren Buntsandsteinbach. – Die Taxa sind sortiert nach: 1. taxaspezifischem Säure-Index, 2. nach Häufigkeit. ....	337
Tab. 9-1:	Wertebereich von 10 % bis 90% Perzentilwerten und Median-Werte wichtiger Nährstoffe und belastungsindizierender Parameter aus bundesweiten Messungen für die 7 Güteklassen nach LAWA. - Insgesamt wurden 49.301 Messungen berücksichtigt. (GK = Güteklasse, numerisch, GKL= Güteklasse nach LAWA) Angegeben ist außerdem die Anzahl (n) der Messungen - * = zu wenige Werte. ....	361
Tab. 10-1:	Stark vereinfachter Vergleich der 7 LAWA-Güteklassen mit den 5 Belastungsstufen des früheren baden-württembergischen Verfahrens (nach LfU, 1998).....	376
Tab. 10-2:	Optionale Typen-Faktoren der EU-Wasserrahmenrichtlinie. ....	380
Tab. 10-3:	Charakterisierung der Klassen des Ökologischen Zustandes. ....	382
Tab. 10-4:	Vorschlag einer vorläufigen Klasseneinteilung. ....	388
Tab. 10-5:	Übersicht über die Artenzahl aquatischer Organismen. ....	389
Tab. 10-6:	„Biotischer Index“: kombiniert aus Saprobienindex nach PANTLE & BUCK (1955). ZELINKA & MARVAN (1961) und Diversitätsindex nach SHANNON & WEAVER (1963) in Anlehnung an COSTE (1975), nach BRAUKMANN (1992). ....	393
Tab. 11-1:	Beispiel für Schlüsselindikatoren. Denkbare Schlüsselarten/-taxa (key-species) für Fließgewässer könnten folgende Organismen sein:.....	417
Tab. 14-1:	Geologische Formationen in Baden-Württemb., nach Geol. Übersichtskarte. s.u. ....	471
Tab. 14-2:	Konzentrationsbereiche wichtiger chemischer belastungsindizierender Wasserinhaltsstoffe in den 7 Gewässergüteklassen nach LAWA - Daten von 1988-1991 (nach UM & LfU, 1992). ....	472
Tab. 14-3:	Frequenz/Stetigkeitstabelle der Diatomeen-Proben von 1986 aus dem Kaltenbach (812ac) (nach ENGELBERG, 1987). ....	474
Tab. 14-4:	Frequenz/Stetigkeitstabelle der Diatomeen-Proben von 1986 aus der Großen Enz (812b) (nach ENGELBERG, 1987). ....	475
Tab. 14-5:	Übersicht über einige ökologische Bewertungsansätze in verschiedenen europäischen Ländern.....	476
Tab. 14-6:	Liste der biologischen Säureindikatoren, Makroinvertebraten. – Unter mehreren Bundesländern (im LAWA-AK) abgestimmte, aktuelle Fassung, Stand 1998. ....	478
Tab. 14-7:	Liste der Untersuchungsstellen des Versauerungsprogramms, Probestellen nach der vorherrschenden geologischen Formation ihrer Einzugsgebiete sortiert. - Datengrundlage für die Graphiken der geochemischen Karten (Abb. 7-19 bis Abb. 7-24) sowie der Beziehungen zwischen biologischer Säureklassen und chemischen Kenngrößen in Abb. 7-84 und Abb. 7-85. Die Liste umfasst 2 Seiten.....	480

## Zusammenfassung

Einleitend wird ein Überblick über die Grundlagen typologischer Forschung an kleinen Fließgewässern in Baden-Württemberg gegeben. Der Ansatz einer regionalen Bachtypologie umschließt folgende Fachaspekte: Geologie und Geomorphologie, Gewässermorphologie und Abfluss, Hydrochemie, Gewässer- und Auenvegetation und Gewässerfauna. Zentraler Leitgedanke der typologischen Gliederung ist die Einteilung des Landes Baden-Württemberg in 11 Hauptfließgewässerlandschaften, die in erster Linie nach geologisch-geomorphologischen Kriterien abgegrenzt wurden und naturräumliche Einheiten des Landes zusammenfassen. Von den 11 Hauptfließgewässerlandschaften wurden im Rahmen von zwei PWAB-Verbundforschungsvorhaben („Projekt Wasser-Abfall-Boden“) die folgenden vier auf methodisch einheitlicher Grundlage bearbeitet: Buntsandstein-Odenwald, Metamorphes Grundgebirge (Gneisschwarzwald), Berg- und Hügelland im Keuper, Oberrheinebene (holozäne Aufschüttungen und jungquartäre Schotterflächen).

Diese vier exemplarischen, sehr unterschiedlichen Fließgewässerlandschaften werden zunächst chemisch charakterisiert. Es stehen hierbei die Aspekte Hydrogeochemie, Nährstoffe und Belastungskenngrößen im Vordergrund.

Die geochemischen Fließgewässer-Grundtypen der Silikat- und Karbonatbäche werden unter den Gesichtspunkten der Pufferkapazität, elektrischer Leitfähigkeit und spezifischer geochemischer Komponenten wie Karbonat- und Sulfatgehalt weitergehend in geochemische Subtypen unterteilt. Die differenzierende chemische Typisierung stützt sich auf statistische Auswertung der Daten mit Hilfe der Clusteranalyse.

Der Hauptteil der vorliegenden Arbeit behandelt den Themenkomplex der Gewässerversauerung. Aus der unterschiedlichen geochemischen Beschaffenheit der Bäche und ihrer Einzugsgebiete in verschiedenen Fließgewässerlandschaften ergibt sich eine unterschiedliche Empfindlichkeit gegenüber dem anthropogenen Eintrag versauernder Schadstoffe aus der Atmosphäre. Diese führen in den empfindlichen kalkarmen Gebieten Baden-Württembergs, hauptsächlich im Schwarzwald und Odenwald, zu einer regionalen Gewässerversauerung. Dieses Thema bildet den Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit. Auf der vorgestellten Grundlage einer eingehenden Beschreibung wichtiger versauerungsrelevanter chemischer Eigenschaften der Fließgewässerlandschaften silikatischer Buntsandstein-, Granit- und Gneisgebiete im Odenwald und im Schwarzwald wurde ein neues biologisches Verfahren zur Indikation des Säurezustands von Fließgewässern entwickelt. Neben den Kieselalgen werden benthische Makroinvertebraten (wirbellose Organismen der Gewässersohle) als Bioindikatoren dieses Phänomens herangezogen.

Mit der Gruppe der benthischen Kieselalgen wird aufgrund des Vergleichs zweier 16 Jahre auseinander liegender Untersuchungsserien von 1969/70 und 1986 für diesen Zeitraum eine Zunahme der Gewässerversauerung belegt.

Anhand chemischer Daten und mit dem Makrozoobenthos als Bioindikator wird für den Zeitraum zwischen 1985 und 1997 hingegen ein leichter Rückgang der Gewässerversauerung in den empfindlichsten Regionen des Nordschwarzwaldes dokumentiert. Die chemischen Trends werden in Form von Zeitreihen des pH-Werts, der Säurekapazität, des Aluminium-Gehalts und des Sulfatgehalts in sauren Fließgewässern dargestellt. Eigens entwickelte biologische Säurekarten geben für den Zeitraum von 1985 bis 1991 und in einer zweiten Serie von 1992 bis 1997 den Säuregrad empfindlicher Silikatgebiete in Baden-Württemberg wieder. Die Ergebnisse der biologischen Säurezustandskartierung stehen in vielen kalkarmen Bachoberläufen in deutlichem Gegensatz zur biologischen Beurteilung der konventionellen Gewässergütekartierung, in der

der Einfluss von Abwasserbelastungen auf den Sauerstoffhaushalt der Fließgewässer bewertet wird.

An die Behandlung der Gewässerversauerung schließt sich eine Betrachtung zoozönotischer Gesichtspunkte längszonaler Fließgewässertypsierung an. Hier werden mit „zoozönotischen Struktogrammen“ Unterschiede in den Gemeinschaften benthischer Makroinvertebraten unterschiedlicher längszonaler Fließgewässerabschnitte, sogenannter hydrologischer Formationen baden-württembergischer Fließgewässer vorgestellt. Die Formationen entsprechen den hydrologischen Flussordnungen.

Neben zonalen Aspekten werden Beziehungen zwischen chemischen Belastungs-Kenngrößen z. B.  $\text{BSB}_5$ , DOC,  $\text{NH}_4^+$  und  $\text{PO}_4^{3-}$  und den biologisch ermittelten Gewässergüteklassen des Saprobien-systems behandelt. Darüber hinaus wird am Beispiel baden-württembergischer Fließgewässer eine graphische Übersicht über die Häufigkeitsverteilung benthischer Makroinvertebraten anhand der Kombination aus Stetigkeit und normierter Häufigkeit mit Hilfe von „zönotischen Struktogrammen“ über die 7 Klassen des Gewässergüte-Systems der LAWA vorgestellt, das auf dem Saprobien-system beruht.

Die in dieser Arbeit behandelten verschiedenen Typisierungsmöglichkeiten von Fließgewässern anhand von chemischen und biologischen Daten aus Baden-Württemberg sollen dem Ziel einer bundesweiten integrierenden ökologischen Fließgewässerbewertung dienen.

In zwei abschließenden Kapiteln wird vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union (EU) ein Konzept zu einer ökologischen Bewertung der Fließgewässer skizziert. Grundgedanke ist hierbei die Bewertung der „ökologischen Qualität“ von Fließgewässern auf der Basis von typenspezifischen Leitbildern der aquatischen Biozönos. Im Vordergrund stehen dabei die Gemeinschaften der benthischen Wirbellosen. Im Rahmen eines bundesweiten Forschungsprojektes sollen anhand von biologischen Daten aus möglichst gering beeinträchtigten Referenzgewässern aus verschiedenen Bundesländern biozönotische Leitbilder für etwa 20 unterschiedliche Fließgewässerlandschaften entwickelt werden. Diese Leitbilder stellen die Bewertungsbasis des Verfahrens dar. Die Abweichung von diesen Referenzzuständen soll nach den Vorstellungen der Wasserrahmenrichtlinie der EU in fünf Klassen eingeteilt und bewertet werden.

# 1 Grundlagen der Fließgewässertypologie

## 1.1 Aufgaben, Zielsetzung und Kenntnisstand

Diese Arbeit ist in ihren Grundzügen einerseits Teil zweier interdisziplinärer PWAB<sup>1</sup>-Verbundforschungsprojekte zur Typisierung kleiner Fließgewässer in vier ausgewählten Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs (FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER (1993, 1998)), andererseits spannt sie den Rahmen weiter im Sinne einer landesweiten typologischen Betrachtung der Fließgewässer mit hydrochemischen und hydrobiologischen Schwerpunkten.

Im Vordergrund dieser Arbeit steht der Aspekt der Versauerung elektrolytarmer Silikatbäche Baden-Württembergs, der eingehend chemisch und biologisch beschrieben wird. Es wird eine Methode zur biologischen Indikation des Säurestatus kleiner Fließgewässer vorgestellt. Auf der Basis langjähriger chemischer Messungen und biologischer Untersuchungen werden Trends in der Entwicklung der Fließgewässerversauerung in Baden-Württemberg aufgezeigt.

In der limnologischen Fachliteratur gibt es eine Fülle von Ansätzen zur Klassifikation von Fließgewässern. Dabei sind die Typisierungsmöglichkeiten beinahe so vielfältig wie die Faktoren, die Eigenschaften von Fließgewässern bestimmen. Rund 20 der wichtigsten physiographischen und biologischen Aspekte, nach denen bislang die Formenfülle der unterschiedlichsten Fließgewässer typisiert worden ist, sind bei BRAUKMANN (1987) aufgeführt. Diese Vielfalt der typologischen Ansätze läßt sich letztlich auf zwei grundlegende Prinzipien reduzieren, nach denen Fließgewässer typisiert werden können:

1. Typisierung der physiographischen und biozönotischen Unterschiede und Veränderungen im Längsverlauf von Fließgewässern
2. Typisierung der geographischen Unterschiede zwischen verschiedenen regionalen Fließgewässern in engem Bezug zu ihren Einzugsgebieten

Historisch ist das Prinzip der längszonalen Klassifikation von Fließgewässern von der Quelle bis zur Mündung das ältere. Bereits 1877 wurden von BORNE Fließgewässer nach den hauptsächlich vorkommenden Fischarten in entsprechende Zonen eingeteilt. Das Konzept der Fischzonen wurde von zahlreichen Autoren in der Folgezeit weiter entwickelt. In zahlreichen Arbeiten hat ILLIES (1952, 1953, 1958 u. 1961) dieses Fischzonenkonzept unter besonderer Berücksichtigung des Makrozoobenthos (bodenbesiedelnden Kleinlebewesen der Gewässer) und wichtiger physikalischer Faktoren wie Temperatur, Strömung und Substrat zu einer allgemein und weltweit als gültig erachteten Konzeption der biozönotischen Längsgliederung in Rhithron (Bäche) und Potamon (Flüsse) aufgebaut. Im Gegensatz zur Gliederung der Fließgewässer in abgrenzbare Längszonenabschnitte (**Rhithron, Potamon**) steht der ebenfalls typologische Längsgliederungsansatz von VANNOTE et al. (1980) mit dem sogenannten "**river continuum concept**", nach dem die Fließgewässer in eine sich kontinuierlich - nicht in scharfe Zonen einteilbare - flussabwärts wandelnde Folge von typischen Konstellationen aus verschiedenen Lebensformen, speziell von Ernährungsformen benthischer Lebensgemeinschaften des Makrozoobenthos, eingeteilt werden. In diesem Ansatz treten Sukzessionen im Stoffhaushalt der Fließgewässer in den Vordergrund der Klassifikation.

---

<sup>1</sup> PWAB: Projekt Wasser Abwasser Boden, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe



Obwohl regionale, geographisch-geomorphologisch bedingte Unterschiede zwischen Fließgewässern, z. B. im Hoch- und Mittelgebirge oder im Flachland, ebenso bedeutsam wie die längszonalen sind, ist der regionaltypologisch vergleichende Ansatz zur Charakterisierung von verschiedenen regionalen Gewässertypen kaum verfolgt worden. Ansätze zur regionalen Typologie der Fließgewässer gehen auf STEINMANN (1907), KÜHTREIBER (1934) und THIENEMANN (1936 und 1954) zurück.

Zur Typologie, insbesondere zur Morphologie größerer Fließgewässer (Flüsse und Ströme), gibt es eine umfangreiche Literatur (u.a. LEOPOLD et al. (1964), MANGELSDORF & SCHEUERMANN (1980), PETTS (1984), THORNE (1987), BROOKES (1988), BOON et al. (1992), GARDINER (1991)). Die morphologischen Strukturen und Gesetzmäßigkeiten (großer) Flüsse lassen sich jedoch, insbesondere im Hinblick auf die Gewässerbettgestalt, Sohlstabilität und die Laufentwicklung, nur bedingt oder überhaupt nicht auf die Situation vor allem kleiner Bäche übertragen. Gleiches gilt für Strukturen im gewässernahen Umfeld und hier in erster Linie für die Wechselwirkung zwischen gewässerbegleitenden Gehölzen und der Bett- und Ufergestalt. Auf die grundsätzlichen gerinnemorphologischen Unterschiede zwischen Bächen und Flüssen weist OTTO (1991) in diesem Zusammenhang eindringlich hin. Ein der Literatur über Flussmorphologie vergleichbares Schrifttum über die Morphologie naturnaher Bäche gibt es gegenwärtig nicht.

In neuerer Zeit erschien im Hinblick auf die vegetationskundliche Charakterisierung von Bächen eine methodisch bedeutsame Untersuchung von SCHWABE (1987). In dieser Arbeit wurde die bachbegleitende Vegetation im Schwarzwald untersucht und anhand bestimmter wiederkehrender Mosaik- und Zonationsmuster in verschiedene Typen - Vegetationskomplexe - gegliedert. An der methodischen Vorgehensweise dieser Arbeit orientieren sich die im interdisziplinären Vorhaben des PWAB-Projekts durchgeführten vegetationskundlichen Untersuchungen zur Charakterisierung und Gliederung der Bachvegetation - allerdings unter Einbeziehung auch der Wasservegetation. Hingewiesen sei auf eine entsprechende Untersuchung über bachbegleitende Pflanzengesellschaften und Vegetationskomplexe vom hessischen Odenwald (WEISSBECKER (1992)).

Die wichtigsten Typisierungskonzepte aus der limnologischen Literatur sind bei BRAUKMANN (1997) in Tab. 73 und Abb. 110 zusammengefasst.

In neuerer Zeit haben NAIMAN et al. (1992) die wichtigsten amerikanischen Arbeiten zur Fließgewässerklassifikation zusammengestellt (Tab. 1-1) und die Haupt- bzw. Schlüsselparameter der einzelnen Klassifikations-Verfahren herausgearbeitet. In dieser grundlegenden Synopse amerikanischer Forschungen zur Fließgewässer-Klassifikation betonen NAIMAN et al. die Bedeutung hierarchischer Systeme sukzessive kleinräumiger werdender typologischer Niveaus. In der Verbindung immer differenzierterer räumlicher Gewässerstrukturen mit dem Aspekt ihrer zeitlichen Entwicklung wird deutlich, dass die Entstehung und dementsprechend auch die Regeneration von Gewässerstrukturen und ihrer Lebensgemeinschaften, z. B. durch wasserbauliche Umgestaltung, mit dem Ziel ökologischer Verbesserungen bereits auf der Ebene einzelner Gewässerabschnitte zwischen 10 und 100 Jahre dauern kann. KERN (1994) befasst sich eingehend mit den räumlich-zeitlichen Beziehungen zwischen den verschiedenen hierarchisch gegliederten Dimensionen von Fließgewässerstrukturen und der Zeit, die für ihre natürliche Entwicklung, aber auch für die vom Menschen unterstützte Rückentwicklung erforderlich ist.

**Tab. 1-1:** Wichtige amerikanische Typisierungskonzepte (nach NAIMAN et al. (1992)) (Ausnahme HUET).

Author	Temperature	Parameter			Spatial extent (km <sup>2</sup> )					
		Physical	Chemical	Biological	10 <sup>3</sup>	10 <sup>2</sup>	10 <sup>1</sup>	10 <sup>0</sup>	10 <sup>-1</sup>	10 <sup>-2</sup>
DAVIS (1890)										
CARPENTER (1928)										
RICKER (1934)										
HORTON (1945)										
LEOPOLD & WOLMAN (1957)										
HUET (1954)										
PENNAK (1971)										
BAILEY (1978)										
WARREN (1979)										
HOLMES (1983)										
ROSGEN (1985)										
FRISSEL et al. (1986)										
CUPP (1989)										

Ein erster systematischer Ansatz zur generellen regionalen Typisierung von Bächen wurde in Deutschland von OTTO & BRAUKMANN (1983) entwickelt. Dieser wurde von BRAUKMANN (1987) durch biologische Untersuchungen vertieft und von OTTO (1991) für die Morphologie der Mittelgebirgsbäche erweitert und differenziert.

Dieses regionale Bachtypenkonzept bildet eine wesentliche Grundlage für das interdisziplinäre Konzept der FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER (1993, 1998) zur Typisierung naturnaher Fließgewässer in Baden-Württemberg. Es soll daher nachfolgend in seinen Grundzügen kurz skizziert werden. Details sind in den Originalarbeiten ausführlich dargestellt.

Das Bachtypensystem ist hierarchisch aufgebaut. Es umfasst folgende typologische Kategorien und Kriterien (vgl. Abb. 1-1).

### 1.1.1 Grundtypen

#### 1.1.2 Allgemeine regionale Grundtypen

Nach geographischen Gesichtspunkten werden nach OTTO & BRAUKMANN (1983) die Bäche aufgrund regionaler relief- und klimabedingter Eigenschaften in folgende regionale Grundtypen oder Haupttypen eingeteilt: Gebirgsbäche (Kurzbezeichnung H für Hochgebirge oder "Highmountain"), Bergbäche (Kurzbezeichnung M für Mittelgebirge oder "Mountain") und Flachlandbäche (Kurzbezeichnung F für Flachland oder "Flatland")

##### 1.1.2.1 Allgemeine geochemische Grundtypen

Eine weitere Unterteilung der Bäche kann nach den im Bachgebiet vorherrschenden Gesteinsarten vorgenommen werden. Die meisten Gesteinsarten lassen sich nach den Hauptkomponenten ihrer mineralischen Zusammensetzung in zwei Gruppen einteilen:

Typologische Kategorien	Typenreihen
allgemeine regionale Grundtypen	H M F
allgemeine geochemische Grundtypen	S C
höhenzonale Subtypen	H <sub>h</sub> H <sub>l</sub> M <sub>h</sub> M <sub>l</sub> F <sub>h</sub> F <sub>l</sub>
morphologische Subtypen (ggf. z.B. bei Gebirgsbächen: geschiebereiche, - arme Bäche)	sH sM sF cH cM cF
geochemisch-regionale Subtypen	sH <sub>h</sub> sH <sub>l</sub> sM <sub>h</sub> sM <sub>l</sub> sF <sub>h</sub> sF <sub>l</sub> cH <sub>h</sub> cH <sub>l</sub> cM <sub>h</sub> cM <sub>l</sub> cF <sub>h</sub> cF <sub>l</sub>
geochemisch-höhenzonale Subtypen	
Typologische Kriterien	Das natürliche Formenspektrum der Bäche
<u>Orohydrographie und Klima der Bachgebiete</u>	H <sub>h</sub> H <sub>l</sub> M <sub>h</sub> M <sub>l</sub> F <sub>h</sub> F <sub>l</sub>
Abflußspende, Abflußdynamik, Bachdichte	
Abflußregime	pluvio-nival   pluvial
Höhe und Amplitude der Wassertemperatur	
Talgefälle, Bachgefälle, Fließgeschwindigkeit	
Struktur des Bachbetts und der Sedimente	
Geschiebeführung	
natürliche Laufentwicklung	
aquatische Makrophyten (Anthophyten)	
Makrozoobenthon	
<u>Geologischer Gesteinsaufbau der Bachgebiete</u>	
Wasserhärte, elektrische Leitfähigkeit, pH	S: niedrige-sehr niedrige Werte C: hohe Werte

- |                  |                  |  |  |
|------------------|------------------|--|--|
| H Gebirgsbäche   | S Silikat-Bäche  | H <sub>h</sub> Hochgebirgsbäche                | sH <sub>h</sub> Silikat-Hochgebirgsb.                |
|                  | C Karbonat-Bäche | H <sub>l</sub> subalpine/Gebirgsb. hochmontane | cH <sub>h</sub> Karbonat-Hochgebirgsb.               |
| M Bergbäche      |                  | M <sub>h</sub> montane Bergbäche               | sH <sub>l</sub> subalp./Silikat-Gebirgsb. hochmont.  |
|                  |                  | M <sub>l</sub> submontane/Bergbäche colline    | cH <sub>l</sub> subalp./Karbonat-Gebirgsb. hochmont. |
| F Flachlandbäche |                  | F <sub>h</sub> Hochlandbäche                   | sM <sub>h</sub> montane Silikat-Bergbäche            |
|                  |                  | F <sub>l</sub> Tieflandbäche                   | usw.   |

Abb. 1-1: Allgemeine Grund- und Subtypen der Bachtypensystematik nach BRAUKMANN (1987).

1. **Karbonat-Gesteine:** Zu dieser Gruppe zählen u.a. Kalk, Mergel, und Dolomit. Diese Gesteine bestehen hauptsächlich aus den Karbonat-Mineralien Kalzit ( $\text{CaCO}_3$ ) bzw. Dolomit ( $\text{CaMg}(\text{CO}_2)_2$ ).
2. **Silikat-Gesteine:** Hierzu gehören u.a. Granit, Gneis, Tonschiefer, Sandstein und Grauwacke. Den Hauptmineralbestand dieser Gesteine bilden die Silikat-Mineralgruppen Quarz ( $\text{SiO}_2$ ) und Feldspäte (z. B. K [ $\text{Si}_3\text{AlO}_8$ ]).

Entsprechend diesen Gesteinsgruppen werden die Bäche eingeteilt in die beiden **allgemeinen geochemischen Grundtypen** der **Silikat-** und **Karbonatbäche**, symbolisiert durch s ("silicate") und c ("carbonate"). Die Zuordnung zum Silikat- bzw. Karbonattyp erfolgt, wenn mehr als 80 % des Einzugsgebiets aus dem entsprechenden Gesteinstyp bestehen. Die Gliederung in die geochemischen Grundtypen Silikat- und Karbonatbäche wird in Kapitel 4 weiter differenziert.

### 1.1.3 Subtypen

#### 1.1.3.1 Höhenzonale Subtypen

Eine weitere Einteilung der Grundtypen erfolgt nach der Höhenlage der Bäche und nach den entsprechenden klimatischen Bedingungen. Die Grundtypen werden jeweils in zwei höhenzonale Subtypen gegliedert und mit den Buchstaben h ("high") und l ("low") gekennzeichnet.

Für die Bäche des regionalen Grundtyps Bergbach hat OTTO (1991) eine weitergehende morphologische Untergliederung entwickelt. Diese orientiert sich im Wesentlichen an den unterschiedlichen Talformen. Dieser Typenansatz ist Grundlage für das nachfolgend vorgestellte Typensystem der Bäche in Baden-Württemberg.

## 1.2 Interdisziplinäres Typologie-Projekt – Teilnehmer

Das im folgenden vorgestellte Typisierungs-Konzept für kleine Fließgewässer wurde in interdisziplinärer Zusammenarbeit verschiedener Institute erarbeitet und in zwei umfangreichen Publikationen (FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER (1993, 1998) veröffentlicht.

Folgende Institute waren an dem Vorhaben beteiligt:

### 1. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU)

Der Aufgabenschwerpunkt der LfU war der hydrochemische Teil der Typologie, der in den folgenden Abschnitten ausführlich behandelt wird.

Die fachspezifischen Aufgabenschwerpunkte und Untersuchungsmethoden der übrigen am Projekt beteiligten Arbeitsgruppen seien nachfolgend kurz umrissen. Im übrigen sei hinsichtlich der Ergebnisse dieser Gruppen auf die o.g. Publikationen verwiesen.

## **2. Institut für Geographie und Geoökologie (IfGG), Universität Karlsruhe**

Der Aufgabenbereich des Instituts für Geographie und Geoökologie umfasste in erster Linie geologische und geomorphologische Fragestellungen. Folgende Arbeiten wurden durchgeführt:

- Aufnahme des geomorphologischen Formenschatzes an den ausgewählten Gewässer- und Talabschnitten
- Sedimentologische Beprobung und Untersuchung der Fließgewässer und ihrer Auen (Korngrößen und Materialinhalt) zur Analyse des Sohlensaufbaus und der Abschätzung des Transportvolumens
- Analyse der geomorphologischen Kenngrößen der Täler und Fließgewässer auf der Basis des geologisch-strukturellen Aufbaus ihrer Einzugsgebiete
- Darstellung der Entstehungsgeschichte der Gewässernetze in Abhängigkeit von klimatischer und geologisch-tektonischer Steuerung sowie ihrer historischen Entwicklung
- Entwurf zur hydrogeographischen Gliederung Baden-Württembergs.

## **3. Institut für Wasserbau und Kulturtechnik (IWK), Universität Karlsruhe**

Der Schwerpunkt dieses Instituts lag in der Vorauswahl der Untersuchungsstrecken, in der morphologischen und hydraulischen Analyse der Gewässerbetten:

- Auswahl naturnaher Fließgewässer im Buntsandstein-Odenwald und in der Oberrheinebene in Abstimmung mit den anderen beteiligten Disziplinen, Festlegung von Untersuchungsstrecken an den ausgewählten Gewässern
- Untersuchungsstrecken; Auswertung hinsichtlich Sohlgefälle, Querschnittsform, Sohlmaterial, Schleppspannung, bordvollem Abfluss
- Anwendung hydrologischer Verfahren zur Analyse des Abflussgeschehens
- Auswertung historischer Karten zur Analyse der Linienführung ehemals naturnaher Bäche
- Auswertung von Pegeldaten zur Analyse des generellen Abflussverhaltens
- Gewässertypologische Analyse der erhobenen Daten.

Zeitaufwendige Detailuntersuchungen waren im gesteckten Rahmen nicht möglich (z. B. Abflussmessungen über einen längeren Zeitraum, Messungen zum Geschiebehaushalt); die Untersuchungen wurden nach dem Prinzip der Momentaufnahme durchgeführt.

## **4. Arbeitsgemeinschaft Landschaftsökologie (ALAND), Karlsruhe**

Die vegetationskundlichen Untersuchungen hatten folgende Schwerpunkte:

- Erheben der Bach- und Bachauenvegetation. Hierzu gehören die Pflanzengesellschaften des Bachbettes, der Uferbereiche und die bachbegleitende Auenvegetation sowie das Mosaik der Pflanzengesellschaften (Vegetationskomplexe).
- Erfassen prägender Standortfaktoren, z. B. der Auennutzung, und offensichtlicher Beeinträchtigungen
- Charakterisieren des naturraumspezifischen Inventars an Pflanzengesellschaften und Vegetationskomplexen
- Klassifizieren der untersuchten Bachstrecken auf der Grundlage von Vegetationskomplexen. Überprüfen der Vegetationstypen anhand der Ergebnisse der anderen Disziplinen. Integration des Ansatzes in das Gesamtkonzept.

Die Pflanzengesellschaften wurden nach bewährten pflanzensoziologischen Methoden erfasst und - soweit möglich - in das System der Pflanzengesellschaften Süddeutschlands eingegliedert (s. OBERDORFER (1977, 1978, 1983, und 1992)). Die Erfassung der Vegetationskomplexe erfolgte in Anlehnung an die von SCHWABE (1987) im Schwarzwald angewandte Methode zur Erfassung bachbegleitender Vegetationskomplexe. Grundsätzliche Erläuterungen zur angewendeten Arbeitsmethode sind in TÜXEN (1978 und 1979) zusammengestellt. Zur Klassifizierung der Vegetationskomplexe wurden als Hilfsmittel auch multivariat-statistische Verfahren angewandt, insbesondere die Clusteranalyse. Eingesetzt wurde das Programmpaket SYSTAT (1990).

## 5. Institut für Umweltstudien (IUS), Heidelberg

Im Rahmen des Gesamtkonzeptes wurden vom Institut für Umweltstudien (Heidelberg) die folgenden Schwerpunkte bearbeitet:

- Erhebung der Fischfauna durch Elektrofischungen und Bewertung der Makrostrukturen (Gumpen, Stillen, Flachwasserstrecken usw.), die für die Arten- und Altersklassenzusammensetzung sowie die Besiedlungsdichte verantwortlich sind
- Bestandsaufnahme der Wirbellosenfauna (Makrozoobenthos) in Abhängigkeit von unterschiedlichen morphologischen Meso- und Mikrostrukturen (Stillen, Schnellen, Sedimente unterschiedlicher Körnung, submerse Wurzelbärte, Wassermoose usw.)
- Analyse der die Zusammensetzung der Gewässerfauna steuernden Einflussgrößen (Sedimentverteilung, Profile, Strömungsmuster usw.)
- Bewertung des Grades der Naturnähe (völlig anthropogen unbeeinflusste Gewässerstrecken fehlen auch im Odenwald)
- Klassifikation und Ordination der Untersuchungsstrecken mit Hilfe von multivariat statistischen Verfahren (Clusteranalyse, Hauptkomponentenanalyse usw.) zur typologischen Gliederung und Unterstützung der Bewertung.

## 1.3 Fließgewässertypisierung in Baden-Württemberg

Typisierung, d.h. die Einteilung in Typen, ist generell ein methodischer Ansatz, um die Vielfalt von Erscheinungsformen in ihren mannigfaltigen Strukturen und Funktionen durch die Abgrenzung von Gruppen mit ähnlichen Eigenschaften zu ordnen, transparenter zu machen und letztlich gemeinsame Grundstrukturen besser zu verstehen.

Grundsätzlich können zwei Wege der Typisierung beschrrieben werden, **die deduktive Typenbildung** und die **induktive Typenbildung**. Die deduktive Typisierung geht von einer Klassifikation allgemeiner und grundlegender Merkmalsähnlichkeiten von großräumigen Fließgewässerlandschaften aus, beginnend mit kleinmaßstäblichen Übersichten. Sie führt schrittweise in zunehmend differenzierter, kleinräumiger werdender Betrachtung je nach Fragestellung bis in den mikroskopischen Bereich des Gewässerlebensraumes hinein.

Gegenüber der deduktiven Typisierung geht der induktive Ansatz der Typisierung den umgekehrten Weg. Detaillierte Einzelerhebungen der verschiedenen Gewässer-eigenschaften, z. B. der Geomorphologie der Einzugsgebiete, der Hydrochemie, der Sohlstruktur, der Vegetation oder der Tierbesiedlung, werden u.a. mit Hilfe vergleichender Methoden der statistischen Datenauswertung zu Gruppen ähnlicher Merkmale, zu Typen, zusammengefasst. Beide Wege werden in dieser Arbeit beschrrieben.

Durch sukzessive Zusammenfassung wesentlicher ähnlicher Einzelmerkmale zu immer komplexeren Gruppen ist es möglich, aus Einzelerkenntnissen und Detailbeobachtungen

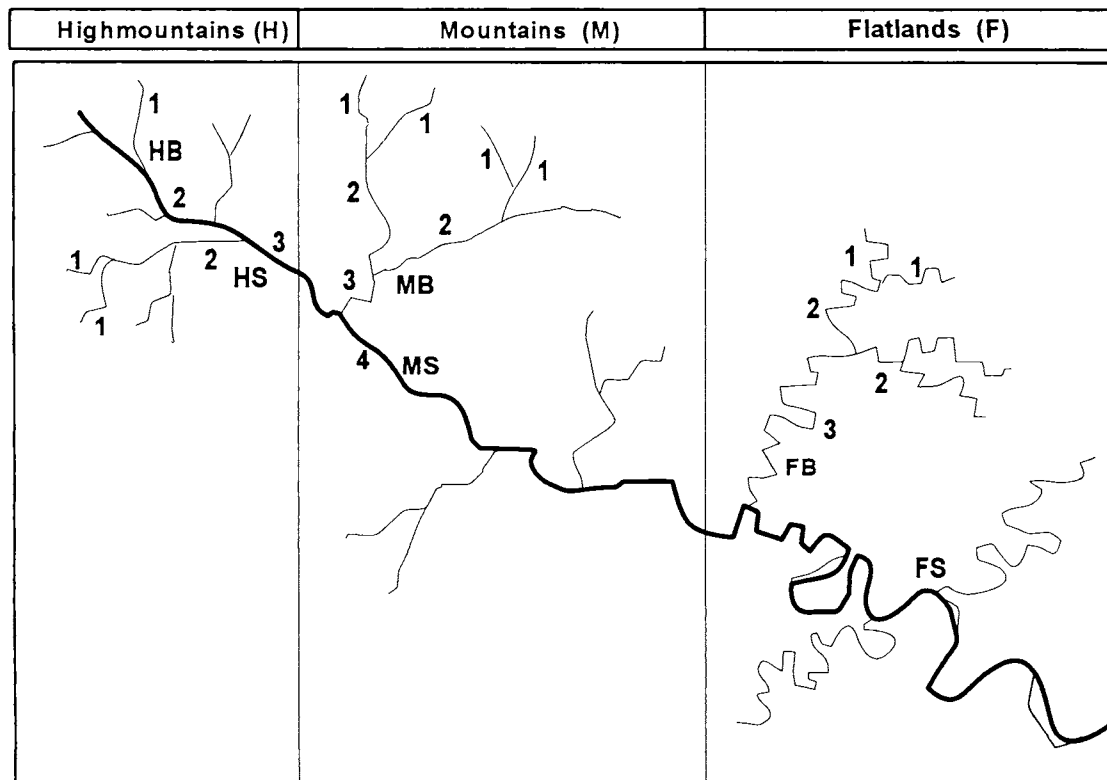
oder Messungen allgemeine Merkmalsgruppen, d.h. Typen, abzuleiten. Statistische Verfahren (vor allem multivariate Verfahren der Cluster- und Faktorenanalyse, s. Methodik) können in diesem Zusammenhang wichtige Hilfsmittel zur Analyse von Ähnlichkeitsbeziehungen (z. B. im chemischen und biologischen Datenmaterial) sein.

Ziel ist letztendlich eine ökologisch ausgerichtete interdisziplinäre, umfassende Beschreibung der Fließgewässertypen und der Versuch der Charakterisierung möglichst naturnaher Referenzzustände (im Sinne einer Leitbildentwicklung) für die einzelnen Typen naturnaher Fließgewässer.

Ausgehend von dem zuvor beschriebenen, deduktiv entwickelten, hierarchisch strukturierten regionalen Bachtypen-System von OTTO & BRAUKMANN (1983), BRAUKMANN (1987), OTTO (1991), ist das Hauptanliegen dieser Arbeit zu untersuchen, ob und wie diese allgemein formulierten regionalen Fließgewässertypen in Abhängigkeit von den gewässerprägenden Eigenschaften naturräumlicher Einheiten in Baden-Württemberg weiter untergliedert und differenziert werden können oder müssen. Ein weiteres wesentliches Ziel ist, diese naturräumlichen Haupteinheiten hydrogeochemisch und hydrobiologisch zu charakterisieren.

Allein auf der Grundlage der naturräumlichen Gliederung Baden-Württembergs etwa nach MEYNEN & SCHMITHÜSEN (1953-1962) kann diese Aufgabe allerdings nicht gelöst werden. Mit der Gliederung des Landes in etwa 66 Naturräume ergibt sich ein zu kleinräumiges Mosaik, als dass für jeden Naturraum die Fließgewässer typisiert werden könnten. Das Ergebnis wäre das Gegenteil einer Typologie, nämlich eine mehr oder weniger individuelle Beschreibung von Einzelgewässern.

Unabdingbare Voraussetzung für die weiteren typologischen Untersuchungen ist daher zunächst die großräumige hydromorphologische Gliederung Baden-Württembergs basierend auf der unterschiedlichen Geologie der Landschaften und der tal- und gewässerbegleitenden Geländeformen. Diese Arbeit wurde im Rahmen eines interdisziplinären Forschungsvorhabens vom Teilprojekt Geologie/Geomorphologie geleistet. Die Ergebnisse sind in der „Tal- und Gewässermorphologischen Übersichtskarte Baden-Württembergs“ (BRIEM et al. (1993). in FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER (1993) festgehalten. Hierauf aufbauend schließen sich die weiteren Untersuchungen der Einzeldisziplinen auf kleinräumigeren Maßstabsebenen an. Allen in Kap. 1 vorgestellten Untersuchungsansätzen der Einzeldisziplinen gemeinsam ist das Bestreben, die beiden grundlegend unterschiedlichen Typisierungsverfahren der regionalen Gliederung von Fließgewässern einerseits und der längszonalen Typisierung andererseits miteinander zu verknüpfen. Am Beispiel des in Abb. 1-2 gegebenen hypothetischen Fließgewässersystems lassen sich die beiden Typisierungsansätze erläutern. Es setzt sich sowohl aus verschiedenen grundlegenden regionalen Gewässertypen, als auch aus unterschiedlichen Zonen im Längsverlauf vom Quell- bis zum Mündungsbereich zusammen. Die regionalen Typen umfassen Bäche und Flüsse des Gebirges (HB, HS), des Berglandes (MB, MS) und des Flachlandes (FB, FS). Aus der Abbildung lassen sich stellvertretend für weitere typologisch relevante Parameter grundlegende Unterschiede in der Form der regionaltypischen Linienführung (Laufentwicklung) der Bäche ablesen, die sich aus den verschiedenen Gefälleverhältnissen der Bach- und Flusstäler ergeben. Mit abnehmendem Talgefälle nimmt die Neigung zu wachsender Mäandrierung vom Gebirge zum Flachland hin zu. Dieser Sachverhalt führt nicht nur von Regionaltyp zu Regionaltyp zu unterschiedlicher Ausbildung der Laufentwicklung, sondern auch innerhalb eines Regionaltyps kann es in Abhängigkeit des längszonalen Wandels sinnvoll sein, weitere Differenzierungen vorzunehmen. Ähnliches gilt auch für weitere Parameter, so dass eventuell weitere Subtypen abgegrenzt werden können.



**Abb. 1-2:** Generelles hypothetisches Fließgewässersystem mit 3 regionalen Grundtypen (Gebirgs-, Berg- und Flachlandbäche bzw. -flüsse) sowie drei Bachformationen (vgl. Text).

#### 1.4 Typologische Differenzierungsebenen

Am Beispiel einiger in dieser Arbeit näher behandelte exemplarischer Naturräume in Baden-Württemberg - des Buntsandstein-Odenwaldes, des metamorphen Grundgebirges im Schwarzwald, der Keuperlandschaften und der badischen Oberrheinebene- wird deutlich, dass ihre jeweils charakteristischen, die Erscheinungsform der Gewässer prägenden Eigenschaften landschaftsraumspezifisch sind und demzufolge zur Behandlung der Bäche auf unterschiedlichen typologischen Differenzierungsebenen führen müssen. Eine Zusammenstellung gewässertypologisch relevanter Maßstabsebenen gibt Tab. 1-2.

Bei der fließgewässertypologischen Bearbeitung weiträumiger Landschaften, wie sie im Entwurf von der FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER (1993) für Baden-Württemberg vorgenommen wurde, durchläuft die Vorgehensweise schrittweise verschiedene Maßstabsebenen von allgemeinen großräumigen Gebietseigenschaften zu kleinräumigen Teillebensräumen aquatischer Organismen. Der Ablauf gliedert sich wie folgt:

1. Im ersten Schritt erfolgt eine großräumige Gliederung des Untersuchungsgebietes in **Haupt-Fließgewässerlandschaften** und eine Beschreibung der naturnahen Bäche der Haupttypen. Für Baden-Württemberg ist diese Maßstabsebene in der „Tal- und Gewässermorphologischen Übersichtskarte“, die in der Karte in Abb. 2-1 in vereinfachter Form wiedergegeben ist. In dieser Karte werden zonale und regionale Aspekte der Fließgewässer-Typologie miteinander kombiniert.
2. Die Geologie der Einzugsgebiete ist sowohl für den Chemismus der Fließgewässer als auch für die Ausprägung aquatischer Pflanzen- und Tiergemeinschaften von Bedeutung.



Deshalb lassen sich bereits auf höherer typologischer Ebene verschiedene Fließgewässerlandschaften mit geochemisch ähnlichen Eigenschaften zu den geochemischen Grundtypen Silikat- und Karbonatbäche zusammenfassen.

3. Zur Betrachtung ganzer Bachsysteme auf der Ebene von Bachgebieten (oder -regionen) können anschließend anhand orohydrographischer Karten verschiedener Maßstäbe und unter Zuhilfenahme des „Gewässerkundlichen Flächenverzeichnis Baden-Württembergs“ (MELUF (1975)) einzelne Bachgebiete voneinander abgegrenzt werden.
4. Innerhalb der Bachgebiete ist in einem weiteren Differenzierungsabschnitt, abhängig von der Gewässerformation bzw. der Einzugsgebietsgröße, im Bergland die Unterscheidung der Talform und des begleitenden Geländes bedeutsam. Sie verleiht dem betreffenden Bach eine in der Regel typische Charakteristik. Wichtige Hilfsmittel zur Bestimmung des Talformtyps sind orohydrographische Karten (1 : 50.000 und 1 : 25.000) sowie die Karte der Fließgewässerlandschaften von (BRIEM et al. (1992)), in der eine Übersicht der in den einzelnen Fließgewässerlandschaften vorherrschenden Tal- und Geländeformen gegeben wird. Über die Talform hinaus ist häufig die nähere Kennzeichnung der unteren Hang- und Talbodenbereiche, insbesondere für die Ausbildung kennzeichnender Auenvegetation und Gehölzsäume entlang der Bäche wichtig. Bei der typologischen Einordnung der untersuchten Flachlandbäche sind neben dem geologischen Aufbau der Landschaft auch übergeordnete Einflüsse, wie zum Beispiel die des Rheinstroms oder des Einzugsgebiets (des Hinterlandes) von Bedeutung.
5. Zur näheren Beschreibung ausgewählter repräsentativer Bachstrecken mit charakteristischer Längsprofil-, Querprofil- und Laufentwicklung, typischen Uferstrukturen sowie einer kennzeichnenden Abfolge von mittelgroßen, sogenannten morphologischen Mesostrukturen wie Kaskaden und Kolken. Schnellen und Stillen (riffles and pools), ist die Beobachtung und ggf. Kartierung aufgrund morphologischer Strukturanalysen vor Ort unverzichtbar.
6. Ein weiterer Schritt erfordert differenziertere Analysen des Gewässerbodens in Gestalt von Mosaikstrukturen verschiedener Substrate, sogenannter Choriotope (BRAUKMANN (1987)), die als Lebensraum für die benthische Flora und Fauna charakterisiert werden können. Zur biologischen Analyse solcher Choriotope sind spezifische biologische Freilandhebungsverfahren erforderlich (s. Kap. Methodik Biologie ).

Die Synthese aller interdisziplinären Ergebnisse kann in Form fachspezifischer „Leitbilder“ erfolgen. Diese können als Grundlage für die Umsetzung der Typologie in die Praxis der Gewässerbewertung, -entwicklung und -gestaltung herangezogen werden.

Bei der vorliegenden Fließgewässertypologie stehen möglichst naturnahe Gewässer mit einer möglichen Leitbildfunktion im Vordergrund der Betrachtung. Es kamen aber bei den Untersuchungen auch kulturgeschichtlich geprägte Bachtypen wie beispielsweise durch irreversible Auelehmablagerungen veränderte Bäche und Auen und durch vornehmlich landwirtschaftliche Nutzung gehölzfreie oder nur mit einem Galeriewald gesäumte Bäche in Betracht, sofern sie im übrigen naturnahe Züge trugen.

In Abb. 1-3 werden wesentliche in dieser Tabelle aufgeführte Inhalte und Maßstabebenen der Fließgewässer-Typisierung veranschaulicht und die Arbeitsschwerpunkte der Einzeldisziplinen des PWAB-Projektes benannt. Das in Abb. 1-2 enthaltene synthetische Fließgewässersystem verdeutlicht prinzipiell auch die Problematik in Baden-Württemberg, wo man ebenfalls vor der Aufgabe steht, die unterschiedlichen regionalen und längszonalen Aspekte der Fließgewässertypisierung zu vereinen und auf Bäche anzuwenden. Zunächst wurde der

regionale Ansatz verfolgt und die Landschafts- bzw. Naturräume Baden-Württembergs wurden zu 11 Haupt-Fließgewässerlandschaften zusammengefasst. In Kapitel 1 werden die geologischen Grundtypen der Bäche für vier ausgewählte Haupt-Fließgewässerlandschaften auf der Basis ihrer geologischen, gewässerdeterminierenden Wesensmerkmale näher beschrieben. Die Fließgewässerlandschaften werden in einer Karte (Abb. 2-1) zusammengefasst. Dieser vereinfachten Übersichtskarte liegt eine Farbkarte im Maßstab 1: 500.000 (BRIEM et al. (1992)) zugrunde, in der auch die bachbegleitende Talform dargestellt wird, und die mit einer umfassenden Legende erläutert wird. Diese Karte verbindet den regionalen und längszonalen Typisierungsansatz miteinander.

Um die Bedeutung des geogenen Chemismus der Bäche als weiteres typologisches Niveau zu betonen, wurden die geologischen Grundtypen den beiden hydrochemischen Gruppen Silikat-Bäche und Karbonat-Bäche zugeordnet. Für die Versauerungsempfindlichkeit und die Zusammensetzung der Vegetation und der Limnofauna ergeben sich hieraus tiefgreifende Unterschiede, die weiter unten eingehender behandelt werden.

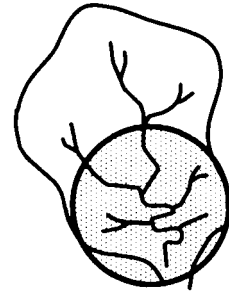
## Typologische Kriterien

- Geomorphologie
- Geochemie

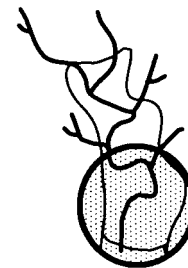
Typische morphologische und geochemische Merkmale der Fließgewässer einer Fließgewässerlandschaft, spezifische Ausbildung der Bachtäler und Bäche

## Typologische Ebenen

### Fließgewässer-Landschaften



### Einzelne Bach-Systeme und ihre Auen

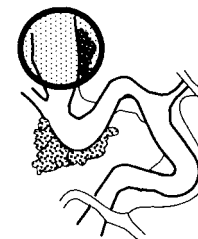


- Hydromorphologie
- Vegetation

Ermittlung der Geschiebeherde, spezifischer Kennwerte aus hydrologischer Sicht, der großräumigen potentiellen natürlichen Vegetation und besonders des Grads der anthropogenen Beeinflussung und des kulturgeschichtlichen Hintergrunds

Ermitteln der Talgrundtypen, Herausarbeiten der typischen/repräsentativen Talformen und ihres längszonalen Wandels, Rückschlüsse auf das Tal-/Bachgefälle, geomorphologischer Formenschatz, Linienführung

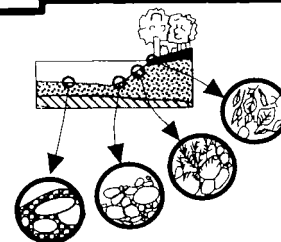
### Bachabschnitte



- Hydromorphologie
- Vegetation
- Fische

Detaillierte Untersuchung von Vegetation und Nutzung des Talgrundes; Fließgewässermorphologie, Fließgewässervegetation, Fische

### Teilbiotope, Struktur-Elemente



- Wirbellose
- Vegetation

Untersuchung der Fließgewässervegetation (z.B. Moose) und der Fließgewässerfauna, detaillierte Untersuchungen substrat-spezifischer Besiedlungsgemeinschaften wirbelloser Organismen der Gewässersohle

Abbildungen nach NAIMAN et al. (1992)

Abb. 1-3: Typologische Kriterien u. Parameter.

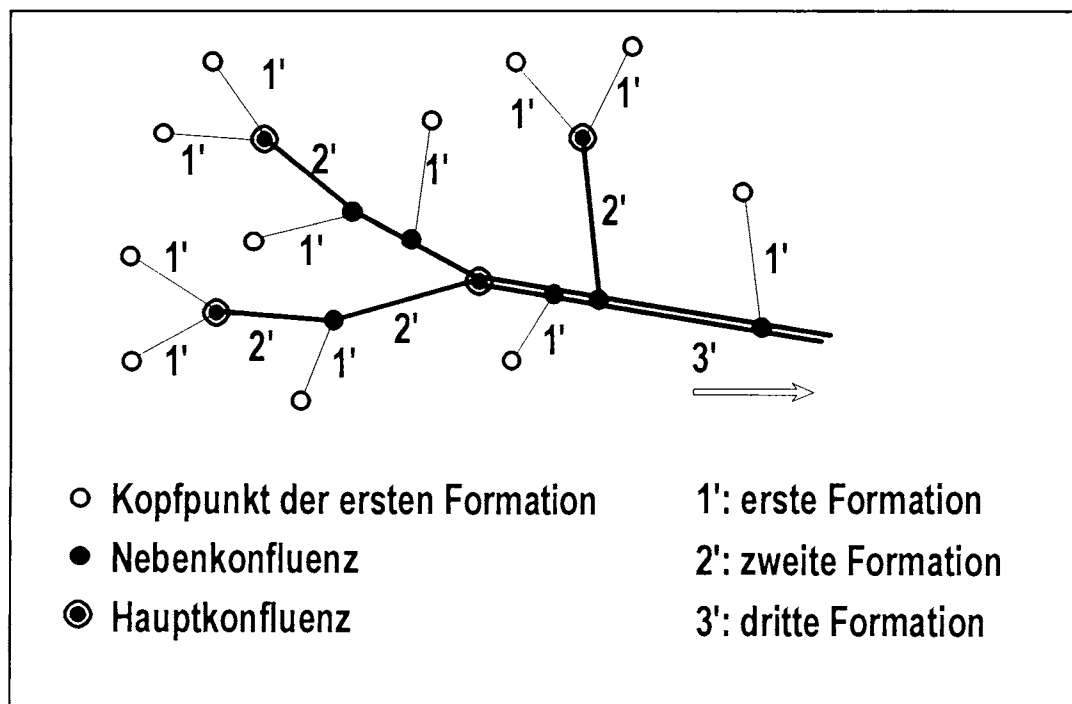
**Tab. 1-2:** Inhalte und Maßstabsebenen der Fließgewässertypisierung (nach HUMBORG, 1995).

Maßstabsebene	Größenordnung	Inhalte
Baden-Württemberg und seine Landschaften	$> 10^4 \text{ km}^2$	Zusammenfassung der naturräumlichen Größenheiten des Landes zu „Fließgewässerlandschaften“, die hinsichtlich Geologie, Relief, Klima und Hydrologie nah verwandt sind und erwarten lassen, daß sie potentiell natürlich Bäche eines Haupttyps besitzen
Fließgewässerlandschaften	$> 10^3 \text{ km}^2$	Kennzeichnung der aus gewässertypologischer Sicht prägenden Merkmale der Fließgewässerlandschaft für die spezifische Ausbildung der Bachtäler und Bäche. Gegebenenfalls weitergehende Untergliederung der Fließgewässerlandschaft und Abgrenzung nach Subtypen, geochemische Einstufung
Bachregionen	$< 200 \text{ km}^2$	Ermittlung der Geschiebebehrde, spezifischer Kennwerte aus hydrologischer Sicht, großräumiger potentieller natürlicher Vegetation und besonders des Grads der anthropogenen Beeinflussung und des kulturgeschichtlichen Hintergrundes
Repräsentative Tal- und Geländeformen	$10^0 - 10^1 \text{ km}^2$	Herausarbeiten der kennzeichnenden/repräsentativen Talformen und ihres längszonalen Wandels, Rückschlüsse auf das Tal/Bachgefälle, geomorphologischer Formenschatz, Linienführung
Bäche und Talgründe an ausgewählten Strecken	$10^3 - 10^5 \text{ m}^2$	Detaillierte Untersuchung von Vegetation und Nutzung des Talgrundes; Fließgewässermorphologie, Fließgewässervegetation und Fließgewässerchemie
Bachbiotope	$< 10^0 \text{ m}^2$	Untersuchung der Uferlebensräume und -Standorte, der Fließgewässervegetation (Moose) und Fließgewässerfauna, z. B. Fische
Choriotope (Substrat-Mosaik)	$\approx 10^{-1} \text{ m}^2$	Detaillierte Untersuchungen substratspezifischer Siedlungsgemeinschaften wirbelloser Organismen der Gewässersohle
Merotope (kleinräumige Teilbiotope)	$\approx 10^{-2} \text{ m}^2$	Spezifische Untersuchungen von Mikroformen, z. B. Aufwuchs (Ciliaten, Diatomeen) in Abhängigkeit von einzelnen Substraten

Im nächsten Typisierungsschritt wird die Kategorie der Bäche herausgegriffen und, ausgehend von allgemeinen regionalen Typen, weiter differenziert bis zur Kategorie regionaler, naturraumspezifischer Sondertypen, z. B. den sogenannten Gießen.

Zu den Bächen zählen die Fließgewässer der Formationen 1' - 3' (nach OTTO & BRAUKMANN (1983), s.u.). Ab der Formation 4' wird in der Regel bereits die Kategorie der Flüsse beschrieben, die in der vorliegenden Arbeit nur am Rande behandelt werden.

Unter Gewässer-**Formationen** ist nach OTTO & BRAUKMANN (1983) in Anlehnung an die "stream order" von HORTON (1945) und STRAHLER (1957) eine hydrologisch definierte Hierarchie der Fließgewässer-Systeme in Form von Ordnungen von den Quellgerinnen über die Bäche bis zu den Strömen zu verstehen. Auf diesen Verfahren basiert eine landesweite, aktuelle hydrologische Einstufung aller Fließgewässer in Österreich (WIMMER & MOOG (1994)), die bislang in Deutschland leider noch fehlt und eine wichtige Aufgabe für Hydrologie und Wasserwirtschaft wäre. Abb. 1-4 zeigt die grundsätzliche Gliederung eines Fließgewässer-Systems in Formationen (vgl. hierzu das Kapitel Methoden).



**Abb. 1-4:** Gliederung eines Fließgewässersystems in Formationen, nur Formationen 1' bis 3' (Bäche) dargestellt (nach OTTO & BRAUKMANN, 1983).

Sogenannte **Kopfpunkte** eines Gewässersystems kennzeichnen den hydrologischen Beginn der 1' Formation, der eigentlichen Bäche. Die hierzu gehörenden Einzugsgebietsflächen, die sogenannten **Kopfflächen**, bringen im langjährigen Mittel einen Abfluss von etwa 32 l pro Sekunde hervor. Dies entspricht einem mittleren jährlichen Abfluss von  $10^6 \text{ m}^3$ . Von diesem Punkt an fließt zumeist nur 1/3 (rund 10 l/sek) oberirdisch ab. Oberhalb der Kopfpunkte gelegene Gewässer werden als Quellgerinne bezeichnet und erhalten die Formation 0' (Null) zugewiesen.

Von den Quellen eines Flussnetzes ausgehend, können die Kopfpunkte bei bekannter Einzugsgebietsgröße und Abflusshöhe festgelegt werden. Zur Ermittlung der Kopfflächen-größe sei auf das Kapitel Methoden hingewiesen.

Es muß betont werden, dass das Arbeiten mit Bachformationen eher für großräumige Vergleiche geeignet ist. Für detaillierte hydrologische, morphologische, faunistische und besonders auch vegetationskundliche Analysen muß zusätzlich noch die Einzugsgebietsgröße als Maß für die Bachgröße herangezogen werden.

In Regionen des Berglandes mit hoher Reliefenergie, z. B. vor allem im Schwarzwald oder im Odenwald, besitzt die Gewässerformation eine besondere morphologische und darüber hinaus ökologische Bedeutung. Vor allem an den Orten der Hauptkonfluenzen (Vereinigung gleichrangiger Gewässer) treten meistens markante Veränderungen der Tal- und Geländeform im Längsverlauf des Systems auf. Sprunghafte Änderungen hydromorphologischer Eigenschaften, wie Gefälle, Breite, Abfluss-, Sediment- und Strömungsverhältnisse, aber auch im Licht- und Stoffhaushalt sowie vielfach auch der Temperatur, spiegeln sich oft auch in der Gewässer- und Auenvvegetation sowie der benthischen Besiedlung der Gewässer wider (ILLIES & BOTOSANEANU (1963)). So kann beispielsweise ein Bach im Buntsandstein-Odenwald verschiedene Talformtypen wie Muldentalbach, Kerbtalbach und Kerbsohlentalbach durchlaufen.

In Flachlandbächen der Oberrheinebene mit geringer Reliefenergie, d.h. geringen Gefälleunterschieden in verschiedenen Längsabschnitten, spielt die längszonale Gliederung der Bäche eine weitaus geringere Rolle als in Bächen des Berglandes. Demgegenüber sind andere Einflussgrößen, wie z. B. die Auswirkung des übergeordneten Rheinstroms auf die Morphologie und den Stoffhaushalt der rheinnahen Bäche, andererseits der Einfluss des Schwarzwaldes, der Vorbergzone, des Kraichgaus oder des Odenwaldes auf die rheinferneren Bäche in der badischen Oberrheinebene von übergeordneter Bedeutung. In der badischen Oberrheinebene kann ein Bach im Längsverlauf verschiedene orographische Grundtypen wie Schwemmfächerbach, Flachland-Auebach, Niederterrassen-Bach und Rheinaue-Bach annehmen.

## 1.5 Das System der Fließgewässertypen in Baden-Württemberg

Im vorigen Abschnitt wurde die enge Verzahnung regionaler Gewässertypen mit einer generellen Typisierung unter längszonalen Gesichtspunkten hervorgehoben. Abb. 1-5 gibt eine zusammenfassende Übersicht über das Typensystem, nach dem Fließgewässer, schwerpunktmäßig Bäche, in Baden-Württemberg gegliedert werden können.

Das Schema ist ein wichtiges Ergebnis des interdisziplinären PWAB-Projekts. Es vermittelt einen Überblick über die landesweit in Baden-Württemberg vorhandenen Bachtypen.

In Abb. 1-5 werden die wesentlichen hierarchischen Ebenen des Bachtypensystems dargestellt, nach denen sich die Fließgewässer in Baden-Württemberg generell typologisch gliedern. Im ersten Schritt können die Fließgewässer nach allgemeinen großräumigen längszonalen Gliederungsaspekten in Gewässer unterschiedlicher Kategorien (von Quellgewässern bis hin zu Strömen) unterteilt werden. Mit der Einteilung in Formationen korrespondiert schematisch die ökologische Zoneneinteilung der Gewässer in Rhithral und Potamal (nach ILLIES (1961)). Bäche werden im Allgemeinen der hydrologischen Formation 1' bis 3' zugeordnet.

Die Zuordnung der Bäche zu den geochemischen Grundtypen der Silikatbäche und Karbonatbäche ist allen weiteren typologischen Ebenen übergeordnet und von entsprechender Bedeutung. Die weitere Untergliederung in die in Abb. 1-5 wiedergegebenen

geochemischen Subtypen ist Hauptgegenstand der vorliegenden Arbeit und wird weiter unten behandelt.

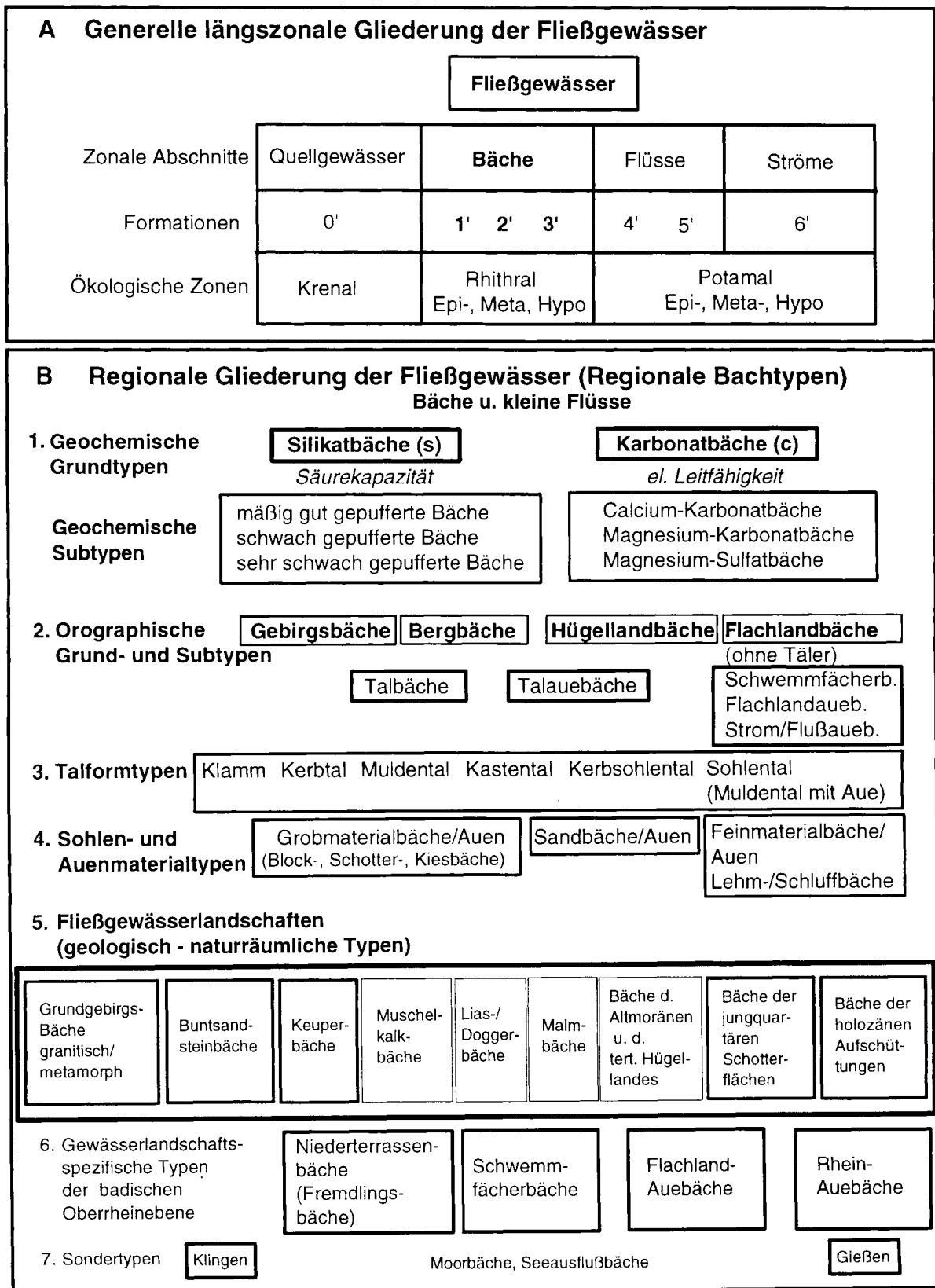
Im Zentrum des Typensystems stehen die fließgewässerlandschaftsspezifischen morphologischen Gewässertypen. Bei allen fachspezifischen gewässermorphologischen, hydrochemischen, vegetationskundlichen und zoologischen Untersuchungen sollte trotz der teilweise beträchtlichen anthropogenen Veränderungen der Fließgewässer, insbesondere derjenigen der Oberrheinebene, generell nicht den Grad der menschlichen Überprägung dokumentiert, sondern der naturnahe Zustand herausgearbeitet werden.

Für einige Bachtypen gibt es allerdings heute keine naturnahen Beispiele für Referenzgewässer mehr, aus denen sich aktuelle Leitbilder für den unbeeinträchtigten Zustand ableiten lassen können. Lediglich Aussagen zur naturnahen ehemaligen Linienführung konnten durch Auswertung alter Karten getroffen werden. Dies betrifft insbesondere die Niederterrassen-Bäche und die autochthonen Flachandauebäche der Oberrheinebene. Gleiches gilt für die Bachtypen der nördlichen badischen Oberrheinebene mit dem Kraichgau oder dem Odenwald als gewässerprägendem Hinterland. Hier sind die aquatischen Lebensgemeinschaften von Pflanzen und Tieren, selbst wenn noch stellenweise morphologisch gerinfügig degradierte Abschnitte vorhanden sind, aufgrund verschiedenartiger stofflicher Belastungen (Saprobie, Trophie) meistens merklich beeinträchtigt. Für die multifaktorielle Charakterisierung des naturnahen Fließgewässerzustandes ist deshalb ein gewisser Grad an Abstraktion unumgänglich. Ganz besonders gilt dies für den Versuch, **nicht** allein den **aktuellen, realen**, sondern den sogenannten **„potentiellen natürlichen Fließgewässerzustand“** zu beschreiben. Die Herausarbeitung von „Leitbildern“, die als Beschreibung des „heutigen potentiellen naturnahen Zustandes“ unterschiedlicher Fließgewässertypen aufzufassen sind, ist eine denkbare Voraussetzung für die Entwicklung eines typenorientierten Bewertungssystems und einer analogen Umsetzung ökologischer Qualitätsziele nach den Vorstellungen der Ökologie-Richtlinie bzw. der kommenden Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union.

Unter dem „heutigen potentiellen natürlichen/naturnahen Gewässerzustand“ ist in Anlehnung an LAWA (1994) derjenige Gewässerzustand zu verstehen, der sich unter heutigen klimatischen Verhältnissen und unter dem Einfluss einer naturnahen Waldlandschaft einstellen würde.

Die Gewässertypen der im PWAB-Vorhaben näher untersuchten Haupt-Fließgewässerlandschaften des Buntsandsteins des Odenwaldes, des metamorphen Grundgebirges im Schwarzwald, der Bäche des Keuperberglandes, der jungquartären Schotterflächen sowie der holozänen Aufschüttungen (Flachlandbäche der badischen Oberrhein-Ebene) sind durch stärkere Umrahmungen in Abb. 1-5 hervorgehoben.

### Allgemeines Typenschema der Fließgewässer in Baden-Württemberg



**Abb. 1-5:** Übersicht über das Fließgewässer-Typensystem in Baden-Württemberg (unter Berücksichtigung von ILLIES (1961), OTTO & BRAUKMANN (1983), OTTO (1991), BRIEM (1993)).



## 2 Ausgewählte Fließgewässer-Landschaften in Baden-Württemberg

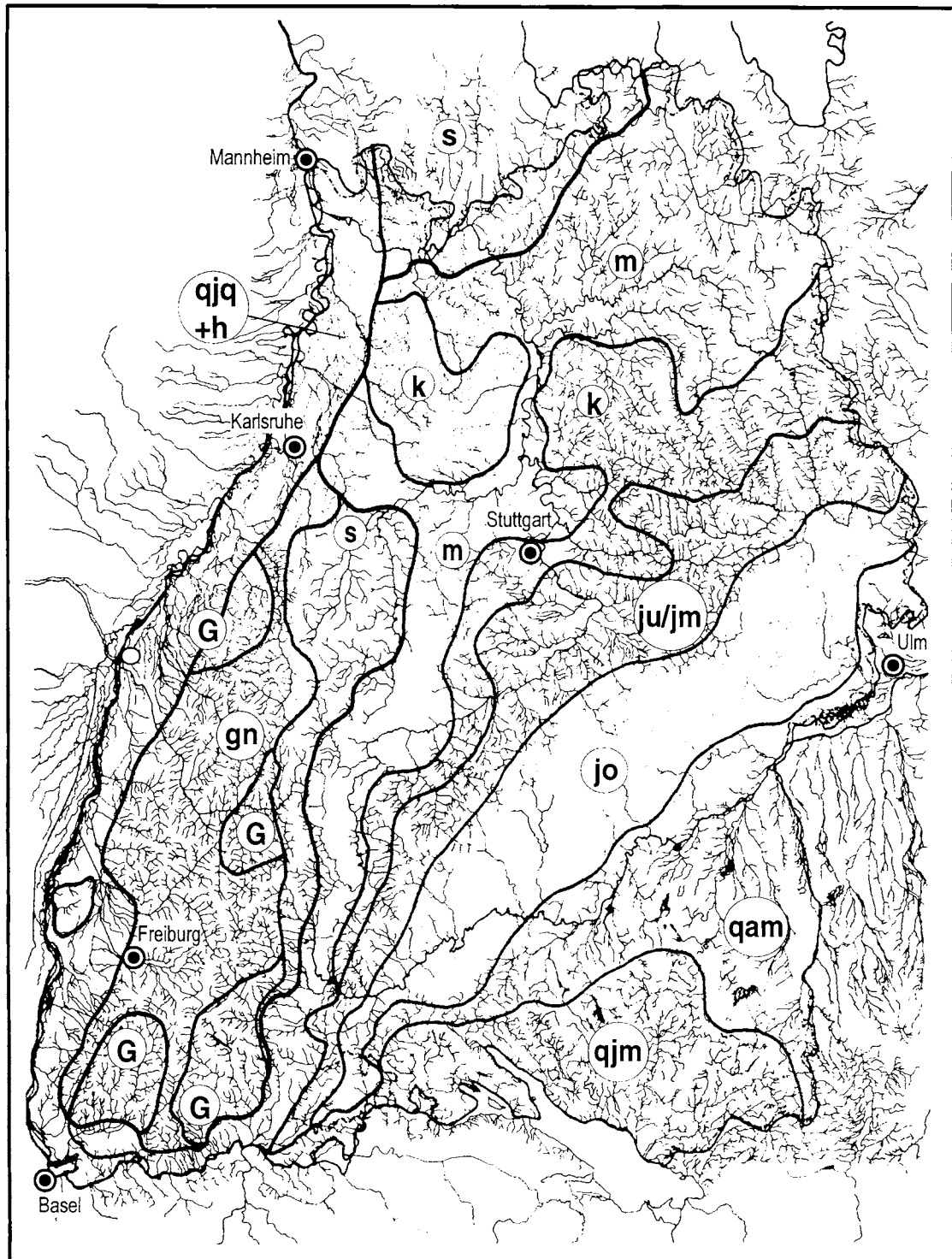
In diesem Kapitel werden diejenigen vier Fließgewässerlandschaften (Buntsandstein, Metamorphes Grundgebirge (Gneis), Keuper und Oberrhein-Ebene näher vorgestellt, die im PWAB-Forschungsprojekt eingehend interdisziplinär untersucht wurden (FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER (1993)).

Darüber hinaus wird der Granit-Schwarzwald behandelt, weil in dieser schwach gepufferten silikatischen Region neben den Buntsandstein- und Gneis-Gebieten zahlreiche chemische und biologische Untersuchungen zur Gewässerversauerung bei der LfU durchgeführt wurden. Die Beschreibung der übrigen sechs von insgesamt 11 typologisch unterschiedenen Fließgewässerlandschaften findet sich in der Arbeit der FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER (1993). Die folgenden Gebietsbeschreibungen orientieren sich eng an BRIEM (in FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER (1993)).

Nach BRIEM (1993, 1997) läßt sich Baden-Württemberg aufgrund seiner geologischen, geomorphologischen und naturräumlichen Gliederung in Bezug auf die Fließgewässer in tal- und gewässermorphologische Typenregionen, sogenannte **Haupt-Fließgewässerlandschaften** gliedern. Dabei wurden die Gewässer nach den Hauptmerkmalen Relief, Gesteinsausstattung und deren Verwitterungsprodukten und den darauf basierenden Parametern Gewässerchemismus, Tal- und Gewässerdichte, Rauheit, Fließverhalten, Linienführung, Material des Bachbettes, sowie Schwebstoff- und Geschiebeführung typisiert (siehe hierzu auch die „Tal- und Gewässermorphologische Übersichtskarte von Baden-Württemberg“ (BRIEM (1993)).

Eine Übersicht über die nachfolgend charakterisierten Fließgewässertypen bzw. Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs gibt die vereinfachte Karte in Abb. 2-1 sowie die graphische Zusammenstellung des Fließgewässertypensystems in Baden-Württemberg in Abb. 1-5.

Besonders deutlich kommt in der Übersichtskarte der Fließgewässerlandschaften in Abb. 2-1 die gegen sehr unterschiedliche Gewässernetzdichte zum Ausdruck ebenso wie die unterschiedliche Form und Ausrichtung der Gewässersysteme in den Fließgewässerlandschaften. Hierdurch wird die grundlegende Bedeutung des geologisch/geomorphologischen Hintergrunds für die Ausprägung der Fließgewässer unterstrichen.



Karte der Gewässer aus Hölzinger (1981)

gn = Gneis	m = Muschelkalk	qam = Altmoränen
G = Granit	k = Keuper	qjm = Jungmoränen
s = Buntsandstein	ju/jm = Lias-/ Dogger	qjq + h = Jungquartär + holozäne Aufschüttungen
	jo = Malm	

**Abb. 2-1:** Die Haupt-Fließgewässerlandschaften und geologischen Grundtypen der Bäche mit geogener hydrochemischer Einstufung in Baden-Württemberg, Kartengrundlage HÖLZINGER (1981). - (nach BRIEM et al., 1993, s. FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER, 1993).

**Tab. 2-1:** Charakteristische Wertebereiche einiger gesteinsbürtiger hydrogeochemischer Parameter zur Kennzeichnung und Unterscheidung der wichtigsten Silikat- und Karbonatgesteine (nach BRAUKMANN (1987), ergänzt nach BRIEM (1997, briefl. Mitt.).

Gesteine	Gesamthärte (° dH)	Leitfähigkeit (µS/cm)	pH-Wert
<b>Silikat-Gesteine</b>	<b>&lt; 1 - 8</b>	<b>15 - 300</b>	<b>5,0 - 8,5</b>
Granit (71 % SiO <sub>2</sub> )	< 1 - 3	bis 80	5,2 - 6,5
Gneis(67 % SiO <sub>2</sub> )	< 1 - 8	bis 130	5,4 - 8,1
Kristalline Schiefer, Tonschiefer	1 - 7	20 - 250	5,6 - 8,1
Devon, Karbon (allg.)	1 - 8	30 - 200	5,7 - 7,8
Grauwacke	1 - 8	150 - 270	6,7 - 7,7
Sandstein, Buntsandstein	< 1 - 8	50 - 250	5,0 - 8,5
Basalt, Ergußgesteine	1 - 7	100 - 220	5,9 - 7,5
Sande, junge Dünen	1 - 8	130 - 280	5,8 - 7,8
<b>Karbonat-Gesteine</b>	<b>5 - 40</b>	<b>150 - 900</b>	<b>6,5 - 8,6</b>
Malm (> 80 % CaCO <sub>3</sub> )	7 - 23	270 - 600	7,0 - 8,5
Glaziale Schotter, Geschiebe (Voralpen)	8 - 23	550 - 750	7,4 - 8,6
Mergel (20-30 % CaCO <sub>3</sub> )	9 - 24	250 - 620	
Muschelkalk (> 50 % CaCO <sub>3</sub> +MgCO <sub>3</sub> )	5 - 34	150 - 500	6,5 - 8,5
Jura, Lias (> 50 % CaCO <sub>3</sub> +MgCO <sub>3</sub> )	9 - 24		7,0 - 8,0
Zechstein, Salze, Gips	6 - 20	150 - 420	7,0 - 8,0
Keuper, überw. Mergel	8 - 33		6,8 - 7,8
Kreide, „weiche“ Kalke (> 90 % CaCO <sub>3</sub> )	19 - 40	750 - 900	7,2 - 8,0

Grundsätzlich ergibt sich die geochemische Beschaffenheit aus dem Chemismus des Gesteins bzw. seiner Verwitterungsprodukte und der Verweildauer des Wassers im Gestein.

## 2.1 Silikat Gebirgs- und Bergland-Gewässer

### 2.1.1 Bergland-Gewässer des Grundgebirges (Schwarzwald)

Die Gewässer des Grundgebirgsschwarzwaldes lassen sich nach BRIEM (1993) typologisch in die geologischen Grundtypen der granitischen und der metamorphen Gneisformationen untergliedern. Beide Grundtypen weisen ein ausgeprägtes Kerbtalrelief mit Kambildung und hoher Gewässer- u. Taldichte (meist über 2) auf, wobei das granitische Relief etwas gröber und weniger dicht gestaltet ist. Unter Gewässerdichte ist die Länge aller Wasserläufe eines Gebiets in  $\text{km}/\text{km}^2$  zu verstehen. Die Längsprofile sind steil und gestreckt, die Talflanken erreichen Winkel um 25 Grad. Die Bäche der Formation 1' und zum Teil auch 2' haben keine Sohlaufschüttungen, während die der Formation 3' ausgeprägte Talaufschüttungen, z.T. auch Terrassen aufweisen. Die Bereiche mit granitischem Untergrund (Grundtyp 1) unterscheiden sich von solchen mit metamorphem Gestein (Grundtyp 2) im Wesentlichen in ihren vorherrschenden Substrat-Typen und von den Verwitterungsprodukten her. Der Granit zerfällt wegen seiner Klüftigkeit und Grobkörnigkeit einerseits in Grus und andererseits in Restblöcke, die unverwittert übrigbleiben. Der Grus besteht aus mehr oder minder zu Tonen verwitterten dunklen Glimmern und Feldspäten, sowie unverwitterten Quarzkörnern (Sand) und hellen Glimmern. Der Verwitterungsmantel setzt sich also aus einer körnigen Matrix zusammen, in der rundliche Blöcke schwimmen. Beim Abtransport werden die Verwitterungsprodukte der Feldspäte und dunklen Glimmer rasch aufgerieben und abtransportiert. Blöcke, Quarzkörner (Sande) und wenig helle Glimmer bleiben als Geschiebe übrig.

Die mittlere mineralische Zusammensetzung von typischen Gneisgesteinen ist neben der anderer wichtiger geologischer Formationen in Tab. 2-1 dargestellt.

Die Ufer der Gewässer sind im standfesten Grus meist steil ausgebildet. Das Bachbett selbst ist verhältnismäßig schmal und tief, oft bis auf das Anstehende ausgewaschen. Die meist sehr großen Blöcke verleihen dem Gewässer eine hohe Rauheit und ein stark gestuftes Längsprofil mit ruhig und stark strömenden, sehr geradlinigen Strecken und kaskadenartigen kurzen Rauschen und tiefen Gumpen bei den Blöcken.

Der sehr leicht zu transportierende Sand wandert in sich rasch versetzenden Bänken durch die strömenden Strecken, verwirbelt im Bereich der Blöcke und übt daher starke erosive Wirkung aus. Der sehr mobile Sand schleift das Bachbett stellenweise häufig glatt. Die hohe Mobilität des erosiven Treibsandes ist für die Besiedlung der Granit-Bäche durch benthische Makroinvertebraten von Bedeutung. In Verbindung mit gelegentlich niedrigen pH-Werten dieser meist nur schwach gepufferten Granitbäche ist die starke Sanddrift eine der wesentlichen Ursachen für die im Vergleich zu den driftsandärmeren Gneisbächen merklich geringere Besiedlungsdichte von Makroinvertebraten.

Ganz anders sehen die Gewässer im Bereich der metamorphen Gesteine, insbesondere im Gneis aus. Es handelt sich überwiegend um sehr schlecht verwitternde, quarzitisches Gesteine, die ihrer Struktur nach zu plattigem Schutt, grobem, kantigem Blockwerk und vielen Steinen zerfallen. Der Verwitterungsmantel besteht daher im Wesentlichen aus viel grobem Schutt und wenig feinem Material. Die mineralische Zusammensetzung der metamorphen Gesteine besteht zu etwa 66 % aus  $\text{SiO}_2$ . Die Gewässer sind flacher und breiter und mit stark gegliederten Ufern ausgebildet. Eine dicke Packung grober, plattiger Geschiebe bedeckt meist auf ganzer Breite das Bachbett. Die Bachläufe sind geradlinig bis leicht gekrümmt angelegt. Das Wasser überfließt die groben Schotter bei Niedrigwasser oft nur mit einem dünnen, gekräuselten Film, nicht selten fallen die Schotterbänke trocken. Gleit- und Prallufer sind gut ausgebildet. Die große Rauheit wird durch die im Bachbett eingestreuten Grobblecke noch erhöht. Im Bereich der Blöcke kommt es zu stark turbulentem Strömen und der Bildung von Rauschen und Gumpen. Die meist plattigen Grobgerölle wirken wie eine natürliche Sohlenpanzerung, da sie, wenn überhaupt, nur bei

Hochwässern bewegt werden. Feinere Korngrößen wie Kiese und Sande werden in den großen Hohlräumen zwischen den Geröllen aufgefangen. Bei Niedrig- und Mittelwasserabfluss sind daher keine Materialbewegungen zu beobachten, ganz im Gegensatz zu den granitischen Gewässern, in denen die wenigen Sande selbst bei Niedrigwasser kontinuierlich talwärts transportiert werden.

Biologisch zählen diese Gneisbäche infolge ihrer hohen hydromorphologischen Stabilität und ihrer geringen Sanddrift in Verbindung mit ihrem ausgeprägten Reichtum an morphologischen Strukturen (hohe Substrat-Diversität) zu den in Bezug auf das Makrozoobenthos artenreichsten Bächen des Landes.

### 2.1.2 Bergland-Gewässer des Buntsandsteins (Schwarzwald und Odenwald)

Buntsandsteingewässer finden sich in Baden-Württemberg außer im Odenwald noch im Nordschwarzwald.

Die Gewässer der Buntsandstein-Regionen zeichnen sich durch auffallend wenige, aber sehr große Täler mit gestuften, konkaven Längsprofilen aus. Die Bäche entspringen meist in Quellmulden, im Schwarzwald auch in Hochmooren. Sie fließen zunächst eine kurze Strecke in nur wenig in die Hochflächenreste eingetieften Muldentälern (Quellbäche: Bachformation 0') und entwässern dann mit einem deutlichen Gefälleknick in von steilen Hängen begrenzte Täler. Die Gewässer der Formation 1' sind als Kerbtäler mit steil konkavem Längsprofil ausgebildet, während die Bäche Formation 2' und 3' ausgeprägte Sohlen aufweisen, streckenweise auch Terrassen mit flach konkaven Längsprofilen.

Nachfolgend wird eine typologische Übersicht über die untersuchten Bäche bzw. Bachabschnitte im Naturraum des Buntsandstein-Odenwaldes gegeben.

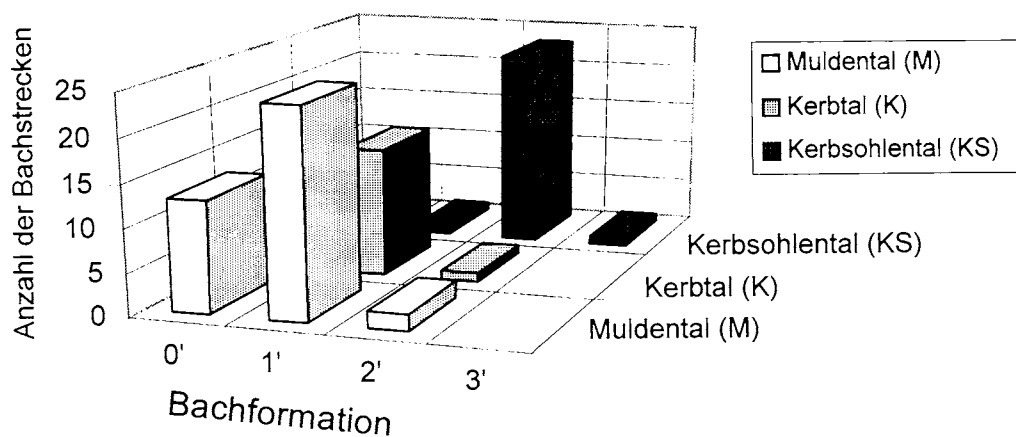
#### Allgemeine regionale Bachtypen

- **Orographischer Grundtyp:** Bergbäche
- **Höhenzonaler Subtyp:** Montane bis submontane Bergbäche
- **Geochemischer Grundtyp:** Silikat-Bergbäche, im Unterlauf, Übergang zu Karbonat-Typ wo Lösseinfluss vorhanden
- **Orographischer Subtyp:** Talbäche/Talauebäche
- **Geologischer Grundtyp:** Buntsandstein-Bäche
- **Morphologische Talformtypen:**
  - Muldentalbäche (Talbäche) 0' bis 1'-Formation
  - Kerbtalbäche (Talbäche) 1'-Formation
  - Kerbsohlentalbäche (Talauebäche) 2'-Formation

Die bearbeiteten Bäche des Naturraums Buntsandstein-Odenwald (Abb. 2-2) gehören ausnahmslos dem Typus des Berg- oder Mittelgebirgsbaches an. Aufgrund der geologischen Verhältnisse der Bachgebiete im überwiegend kalkarmen Buntsandstein sind die meisten Bäche eindeutig dem geochemischen Grundtyp des kalkarmen, gering gepufferten Silikatbachs zuzuordnen. Lediglich einige Unterläufe gehen dort wo Lösseinfluss vorhanden ist, allmählich in den Karbonat-Typus über. Von der Höhenlage und höhenzonalen Erstreckung der Bachgebiete sind die Bäche dem montanen bis submontanen Bergbachtypus zuzuordnen.

Der Talformtyp im Buntsandstein-Odenwald hängt wesentlich von der Größenordnung der Bäche, d.h. von der Einzugsgebietsgröße bzw. der Bachformation ab. Die Beziehung zwischen der Bachformation und dem vorgefundenen Talformtyp ist in Abb. 2-2 dargestellt.

Die Graphik fasst die Verteilung der Talformtypen von 80 betrachteten Bachstrecken im Odenwald auf die Formationen 0' (Quellläufe), 1' (kleine Bäche), 2' (mittelgroße Bäche) und 3' (große Bäche) zusammen. Sie beruht auf der Einteilung der Bäche in Formationen und deren Typisierung. Diese Abbildung umfasst alle untersuchten Gewässer von der oberen Grenze ihres Einzugsgebietes, inklusive der gewässerlosen oberen Bachtalabschnitte bis zur Einmündung in einen Bach oder Fluss der nächst höheren Größenordnung.



**Abb. 2-2:** Anzahl der untersuchten Bachstrecken, bezogen auf Talformtypen im Buntsandstein-Odenwald.

Der Buntsandstein besteht aus gut geschichteten, meist tonverkitteten mittel- und feinkörnigen Sanden, die nur wenig gröberes Kies- und Feingeröllmaterial, meist in Form quarzitischer Kiesel, enthalten. In manchen Horizonten tritt starke Verhärtung durch Quarzitisierung auf. Das Gestein besteht aus meist über 80 % Quarzkörnern ( $\text{SiO}_2$ ). Der Rest verteilt sich auf einen wechselnden Anteil heller Glimmer (Aluminiumsilikate), Tone (Al-Mg-K-Na-Hydro-Silikate) und Eisenoxide. Chemisch stellt der Buntsandstein also ein mehr oder weniger rein silikatisches Ausgangsmaterial dar, das sich durch hohe Porosität auszeichnet. Das große Porenvolumen, also die Fähigkeit, viel Wasser aufzunehmen, zu speichern und kontinuierlich wieder abzugeben, ist Ursache für die geringe Gewässer- und Taldichte, sowie für ein ausgeglichenes Abflussverhalten. Hierin unterscheiden sie sich sehr deutlich von den geographisch benachbarten Bächen der Keuperregion, die starke Abflussschwankungen aufweisen (s. Kap. Keuper). Stellenweise können (in Süddeutschland vor allem im Oberen Buntsandstein) auch dolomitische Bänke und wenige Kalke eingestreut sein.

Die Verwitterungsprodukte stammen im Wesentlichen aus der letzten Kaltzeit: plattiger Frostschutt in locker sandiger Matrix überdeckt das Gestein, wobei die tonverwitterten Sandsteine zu eckigen Platten und Plättchen und die quarzitischen Horizonte zu grobem

Blockwerk verwittert sind. Die holozäne Bodenbildung hat im Wesentlichen geringmächtige, leichte und durchlässige Sandböden (Ranker) hervorgebracht. Nur auf den Hochflächen, auf denen der tonige obere Buntsandstein ansteht, sind mehr bindige, lehmige Substrate zu finden. Hänge und Talfurchen sind also mit einem Verwitterungsmantel aus plattigem Schutt in sandiger Matrix und eingestreuten, kantigen Grobblöcken überdeckt.

In den Kerbtälern (Bachformation 1') sind die Gewässer im Schuttmantel angelegt. Bei gerader bis leicht gekrümmter Linienführung werden die Ufer und das Bachbett durch die Blöcke stark gegliedert: Kaskadenartiges Um- und Überfließen der Blöcke mit rückwärtiger pool- und riffle-Bildung sind charakteristisch. Ein treppenartiges Längsprofil hat sich ausgebildet, wobei die Blöcke die Treppenkanten bilden. Dahinter schließen sich wannenartige Gumpen (pools) an. Die plattigen, groben Geschiebe werden bei Hochwasser seitlich im Stromstrich an den Blöcken vorbeigeführt und bilden hinter den pools flache, dachziegelartig angeordnete Schuttbänke aus, die meist das gesamte Bachbett verfüllen. Oberhalb dieser Rauschen (riffle), die oft teilweise trockenfallen, fließt das Wasser sehr flach und stark bewegt ab. Während die Schuttbänke nur bei großen Hochwässern gleitend versetzt werden, ist der Transport von Sanden auch bei geringeren Abflüssen zu beobachten.

Das sehr rauhe Bachbett mit seinen stark gegliederten Ufern beinhaltet eine Vielfalt auf kleinstem Raum wechselnder Strukturen, die sich im raum-zeitlichen Gefüge sehr unterschiedlich schnell verändern: Sande werden kontinuierlich bewegt, die Schuttbänke nur bei Hochwässern und die Grobblöcke sehr selten durch Unterspülung, Rutschung und Drehung fortbewegt.

Hydrochemisch gehören diese Bäche fast ausnahmslos den sehr elektrolytarmen Silikatbächen an. Von allen Bächen des Landes Baden-Württemberg reagieren die Buntsandsteinbäche wegen ihres sehr geringen Gehaltes an Hydrogenkarbonat und „basischen Kationen“ am empfindlichsten auf den Eintrag atmosphärischer Säuren (Schwefel- und Salpetersäure).

Die kaum gepufferten, zur Versauerung neigenden Buntsandsteinbäche mit hoher Sanddrift sind in der Regel deutlich spärlicher von Makroinvertebraten besiedelt als die Granitbäche mit ihren in dieser Beziehung ebenfalls ungünstigen Lebensbedingungen für bodenbesiedelnde Kleinlebewesen. Die ausgeprägte Ionenarmut zahlreicher Buntsandsteinbäche (z. B. im Enz- und Murgeinzugsgebiet des nördlichen Schwarzwaldes) und die damit verbundene Neigung zur Versauerung ist eine Ursache für ihre verhältnismäßig artenarme benthische Makroinvertebratenfauna und ihre meist ausgesprochen geringe Besiedlungsdichte. Mit der Armut an puffernden Substanzen (vor allem Hydrogenkarbonaten und basischen Kationen geht in aller Regel ein geringer Gehalt an Pflanzennährstoffen (Phosphat und Nitrat) einher. Diese Nährstoffarmut führt neben der häufig starken Beschattung der meist in dichten Nadelwäldern fließenden Bäche zu einer schwachen Ausbildung des epilithischen Aufwuchses, der überwiegend von Diatomeen gebildet wird. Neben der spärlichen Ausprägung des Aufwuchses ist eine weitere Ursache für eine geringe Siedlungs- und Artendichte von Buntsandsteinbächen der hohe Anteil an sandigen Arealen. Der sehr instabile, bereits bei geringfügig erhöhter Wasserführung verdriftete Sand stellt einen sehr ungünstigen Lebensraum für die meisten benthischen Makroinvertebraten dar.

Bei den Bächen der Formation 2' und 3' ist, wie oben beschrieben, meist eine sedimentäre Sohle entwickelt, die nicht sehr breit im Gefälle des Bachlaufs als Talboden angelegt ist. Sie besteht aus flachen Schuttschwemmfächern, die stellenweise mit Sandbänken überlagert sind. Die Bachbetten sind in Relation zu den Kerbtälern sehr breit und flach ausgebildet. Der plattige Schutt ist vorherrschend, nur wenige Blöcke liegen, vom Schutt ummantelt, im Bachbett. Die kleinräumigen pool-riffle Strukturen werden durch ein geradlinigeres Längsprofil mit gleichmäßig rauhem Bachbett ersetzt. Inselbildung, Verlagerung des Bachbettes, Übersandung der Ufer sind häufig zu beobachtende Phänomene.

Als Besonderheit ist im Buntsandstein-Odenwald der Bachtyp der „Klinge“ zu erwähnen. Klingen können im Buntsandstein überall dort auftreten, wo auf kurzer Fließstrecke ein großer Höhenunterschied von Hochflächen zu tief eingeschnittenen Bach- und Flusstälern überwunden wird. Dies ist an der Mud, der Morre und dem Main der Fall. In ihrer typischsten Form sind die Klingen jedoch im Neckartal vertreten. Genannt seien das Schloßbächlein (Wolfsschlucht) nordwestlich von Zwingenberg und der Flursbach (Margaretenschlucht) südöstlich von Neckargerach.

Klingen sind in ihren morphologischen, hydrologischen und hydraulischen Eigenschaften den Kerbtalbächen ähnlich, weisen aber höhere Gefälle und steilere Talhänge auf. Dadurch werden die Kerbtalbach-Charakteristika wie Verblockung der Bachsohle, Kaskadenstrecken und Totholzanteil noch prägender für das Gesamtbild. Lokal können senkrechte Felswände ausgebildet sein, die dem Bach klammartigen Charakter verleihen. Innerhalb dieser Abschnitte fließt der Bach auf dem anstehenden Fels ohne durchgehendes eigenes Sohlmaterial. Aufgrund der durchweg kleinen Einzugsgebiete können die Klingen große Teile des Jahres trocken fallen.

Zusammenfassend können die Bäche der Buntsandstein-Regionen als silikatische Klarwasserbäche mit hoher Rauheit in Kerb- und Kerbsohlentälern mit konkavem Längsprofil und natürlicher Sohlenpanzerung durch plattigen Schutt gekennzeichnet werden.

## 2.2 Karbonat Bergland-Gewässer

### 2.2.1 Die Bergland-Gewässer des Keupers

Die Keuperstufe und die anschließende Landterrasse erscheint durch ihre z.T. sehr große Tal- und Gewässerdichte (1,5 - 2,6) hochgradig aufgelöst. Nur sehr wenige Reste der Landterrasse sind zumeist im Bereich der Stufe erhalten geblieben. Stufe und Fläche werden durch ein dichtes Netz konsequent danubisch angelegter und rhenanisch angezapfter Hauptgerinne und dazu rechtwinklig angeordneter Seitenbäche zerschnitten. Nach Westen zu ist der Auflösungsgrad des Berglandes wegen der Nähe des tief eingeschnittenen Vorfluters Neckar mit seinen vielen Anzapfungen und dadurch bedingten tiefen Einschnitten noch größer als im Osten, wo das System der alten danubischen, SOgerichteten Hauptgewässer und ihre nach NW gerichteten, angezapften Fließstrecken noch besser erhalten ist. Typisch sind dort die 180° betragenden Umlenkungsknicke der Hauptbäche, die im Ober- und Mittellauf von der Stufenstirn nach SO die Landterrasse zerschneiden und dann in umgekehrter Richtung weiter fließen oder sich einem nach NW entwässernden Vorfluter anschließen. Der untere und weitgehend auch der mittlere Keuper besteht überwiegend aus feingeschichteten Mergeln, die z.T. dünne (1 - 2 m starke) Dolomitbänke enthalten, die als harte Schichten großen Einfluss auf das Relief und die Gewässer ausüben. Die jüngeren Abteilungen des mittleren und der obere Keuper sind fein- bis grobsandig ausgebildet. Die insgesamt „weichen“, leicht verwitterbaren Gesteine des Keupers sind also von der Ausstattung her in einen unteren karbonatischen und einen oberen silikatischen Bereich aufgeteilt. Die Mergel verwittern zu feinplattigem Schutt, der während des Transportvorganges bei ständiger Entkalkung zu Tonen aufgelöst wird. Lediglich die Dolomite verhalten sich verwitterungsresistenter: Die nur dünnen Bänke bilden Stufen im Gelände, von denen plattiger Schutt abwittert, der sich z.T. bis in die Gewässer erhält.

Der sehr feinkörnige Schilfsandstein des mittleren Keupers besteht aus splittigen Quarzkörnern, die mit grünlichen Tonen verkittet sind. Das Gestein verwittert rasch zu Lehm, ohne dass größere Partikel übrigbleiben. Nur die oberen Keupersandsteine beinhalten Ton oder quarzitisch verkittete Quarzkörner aller Sandfraktionen und streckenweise sogar kies- bis feingeröllgroße



Quarzitkiesel. Insgesamt sind die westlichen Keuperbergländer mehr sandig, die östlichen mehr tonig ausgebildet.

Die mineralische Zusammensetzung besteht bei Mergel zu etwa 75 % aus  $\text{SiO}_2$ , 30 %  $\text{CaCO}_3$ , der Rest sind Tone (silikatisch) und Dolomite ( $\text{Mg}(\text{Ca})\text{CO}_3$ ).

Das Erscheinungsbild der Gewässer und Talformen ist der Region und der Lage im Relief nach entsprechend differenziert. Überwiegend **silikatische** Sandgewässer sind mehr im **Westen vorhanden**, im **Osten** sind dagegen mehr **karbonatische** Bäche verbreitet.

Alle Gewässer der Keuperlandschaften haben folgende Gemeinsamkeiten: konkave Längsprofile mit steilen, kurzen Oberläufen und sehr flachen Unterläufen. Die Bäche haben mit ihrer hohen Gewässerdichte die „weichen“, wasserstauenden Schichten in tieferen Lagen unterhalb der Landterrasse durch Abtragung oder Zwischentalscheiden in ein regelmäßig angeordnetes, gestuftes Hügelland zerlegt, wobei im Osten die Hauptbäche SO oder NW (angezapft) entwässern und die Seitenbäche NO-SW-Richtung angelegt sind. Im Westen fließen die Hauptbäche zur Heilbronner Mulde hin in West- bzw. Ostrichtung. Alle größeren Gewässer (Formation 2' u. 3') stellen in der Aufsicht breite, keilförmige Ausräumzonen dar, wobei die Seitenbäche das Gelände zur Keilspitze hin bei abnehmender Lauflänge in ein zunehmend steileres Hügelland zerlegen. Die kurzen steil konkaven Oberläufe der Gerinne sind überwiegend als Kerbtäler angelegt. Teilweise treten vor allem im Bereich der Hauptstufe auch steile Muldentäler auf. Bereits die Gewässer der Formation 2' sind meist mit Sohlen und flach konkaven Unterhängen ausgestattet.

In den westlichen Bergländern ist der Typ der Sandbäche vorherrschend, wobei das Geschiebe fast ausschließlich aus Sand, vermischt mit Schlick besteht. In den mehr tonigen, östlichen Bereichen treten häufig schon bei Gewässern der Formation 2' breite, fast ebene Talsohlen auf, die als Auen anzusprechen sind. Die schwebstoffreichen Gewässer treten regelmäßig über die Ufer und überschwemmen die Talböden. Die Wiesenvegetation kämmt die tonigen Schwebstoffe aus der fließenden Welle aus und erhöht dadurch kontinuierlich in einem aktiven Auebildungsprozeß allmählich die Talböden.

Die Bachbetten der Gewässer mit der Formation 1' sind geradlinig bis leicht gekrümmt, mehr tief als breit und mit überhängenden Ufern ausgebildet. Da der Verwitterungsmantel nur in den oberen Geländebereichen mehr plattigen Grobschutt beinhaltet, sind dort die Bachbetten und Ufer mit höherer Rauheit ausgestattet. Schon nach kurzer Laufstrecke sind die größeren Gerölle zerrieben, die Bachbetten werden glatter und weisen bald nur noch Sand und wenig größere Geschiebe auf. Sobald die Bäche in mergeliges Material eingreifen, setzt die Zulieferung von Geschieben aus. Die Sandbänke schleifen beim Durchtransport die Mergel zu glattwandigen, tiefen und wenig breiten Betten bei gleichzeitiger hoher Aufnahme an Schwebstoffen aus. Die Bäche verändern ihren Charakter von überwiegend sandigen, silikatischen Klarwasser- zu Trübwassergerinnen. Nur die Dolomitbänke liefern im weiteren Verlauf kleine plattige Schuttstücke als wenige Geschiebe dazu. In den Unterläufen treten aus Mangel an Geschieben oft Strecken ohne Sedimentbedeckung der Bachbetten auf. Dünne, flache Sandbänke vermischt mit Dolomitschutt und reichlich Schlick durchwandern in einzelnen Stromkörpern die Bachbetten. Die Linienführung nimmt nach unten an Krümmung zu. Tiefe, träge fließende, stark gekrümmte Laufstrecken sind vor allem in den Bereichen der Auenbildung der Bäche der Formationen 2' und 3' typisch. Die Gewässer der Keuperbergländer zeichnen sich bei vielen Gemeinsamkeiten durch eine im einzelnen hohe Differenzierung in Abhängigkeit vom umgebenden Material aus.

Die westlichen Sandbäche des Keuper sind immer leicht karbonatisch, haben viel feinkörnigeren Sand, weniger groben Schutt und immer ein weit geringeres Gefälle als die Sandbäche des Buntsandstein. Sandbäche des Keuper und des Buntsandstein unterscheiden sich auch biologisch sehr deutlich von einander. Eine ausgeprägte Charakterart der Sandstein-Keuperbäche ist *Ephemera danica*, die typisch für nicht saure Sandbäche ist.

Weiter sind die Sandbäche des Keuper häufig charakterisiert durch hohe Dominanzgrade von *Gammarus fossarum*. Beide relativ säuresensiblen Arten kommen hingegen in den Sandbächen der Buntsandsteingebiete im Odenwald und im nördlichen Schwarzwald äußerst selten oder überhaupt nicht vor.

## 2.3 Karbonat Flachlandgewässer

### 2.3.1 Die Flachlandgewässer der jungquartären Schotterflächen und der holozänen Aufschüttungen (Auengewässer)

Die im Vergleich zum Buntsandstein-Odenwald weitaus großräumigere und heterogenere Fließgewässerlandschaft der badischen Oberrheinebene umfasst hauptsächlich Flachlandbäche der jungquartären Schotterflächen und der holozänen Aufschüttungen. Der gesamte Raum beherbergt in seinem heutigen Zustand nahezu ausschließlich vom Menschen sowohl wasserbaulich veränderte als auch in ihrem Stoffhaushalt stark beeinträchtigte Fließgewässer, deren natürliche Abfluss-Regime durch vielfältige anthropogene Umgestaltungen (Um- und Überleitungen von einem in ein anderes Bachgebiet) in weiten Teilen völlig verändert wurden. Die Folge ist, dass es nur noch wenige spärliche Reste, oft nur sehr kurze, sehr bedingt naturnahe Gewässerabschnitte gibt. Diese kurzen Bachstrecken, die aus morphologischer Sicht - wenn auch eingeschränkt - Leitbilder für die naturgemäße Umgestaltung vieler technisch verbauter Gewässer liefern können, führen aber oft Wasser, das ihnen aus ganz anderen Einzugsgebieten zugeleitet wird, z. B. aus Gründen der „Hochwasserentlastung“. Überdies sind sie nicht selten von ihrem eigenen oberen Einzugsgebiet her stofflich belastet und beherbergen aus diesem Grunde trotz naturnaher morphologischer Strukturen oft nicht mehr die ehemals charakteristischen aquatischen Lebensgemeinschaften naturnaher Bäche dieses Gewässertyps.

In der gesamten badischen Oberrheinebene gibt es heute keinen einzigen Bachabschnitt mehr, der in jeder Hinsicht (morphologisch, hydrologisch, hydrochemisch und hydrobiologisch) als naturnah angesehen werden kann. Dennoch wird nachfolgend versucht, die wenigen heute noch vorhandenen naturnächsten Gewässerstrecken interdisziplinär zu beschreiben. Dabei kommt zwei bereits erwähnten Haupteinflussgrößen bei der typologischen Differenzierung der Bäche dieses Raumes eine besondere Bedeutung zu:

1. dem Einfluss des Rheinstromes selbst auf die Nebengewässer seiner Aue und
2. dem Einfluss des „Hinterlandes“, d.h. des Schwarzwaldes, der Vorbergzone, des Kraichgaus und des Odenwaldes auf die Gestalt und die ökologischen Verhältnisse der Bäche.

Diese beiden Faktorenkomplexe verleihen den Bächen der Oberrheinebene ein unterschiedliches, im Vergleich zu den reinen Flachlandbächen der Norddeutschen Tiefebene eigenes Gepräge, das sich nach OTTO & BRAUKMANN (1983), BRAUKMANN (1987) und FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER (1993), BRIEM & NADOLNY (1993) wie folgt systematisch typisieren läßt (vgl. hierzu auch Abb. 2-3).

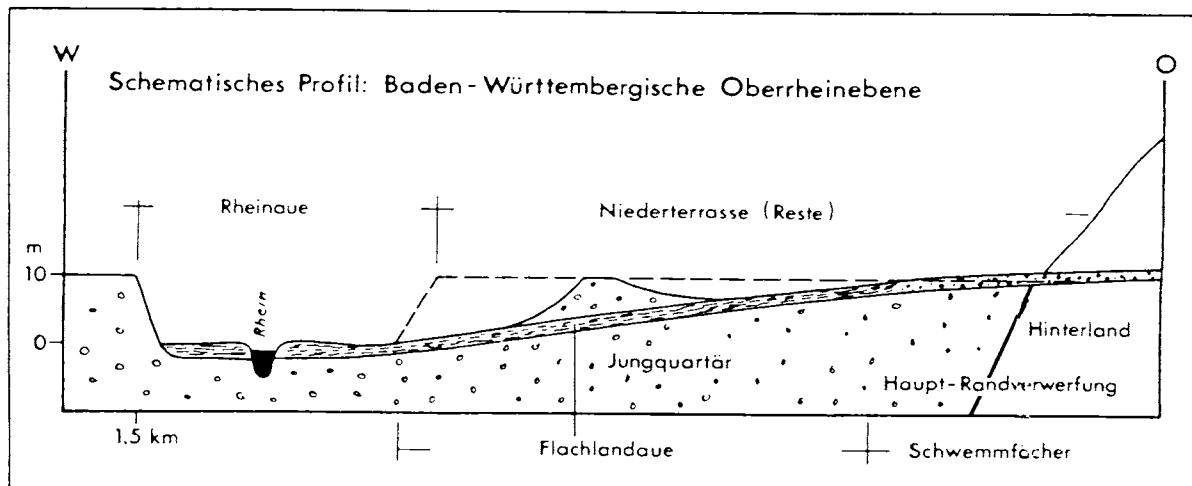
**Tab. 2-2:** Übersicht über die Flachlandbachtypen in Baden-Württemberg.

<b>Allgemeine regionale Bachtypen</b>	
<b>Orographischer Grundtyp</b>	<b>Flachlandbäche</b> (Tieflandbäche)
<b>Geochemische Grundtypen</b>	<b>Silikat-Flachlandbäche</b> <b>Karbonat-Flachlandbäche</b> , teilweise Übergangsbäche
<b>Orographische Subtypen</b>	<b>Flachland-Auebäche</b> (Bäche mit autochthoner eigener Aue) <b>Stromauebäche</b> (Bäche vom übergeordneten Rheinstrom geprägt)
<b>Spezielle regionale Bachtypen in Baden-Württemberg</b>	
<b>Typen der badischen Oberrheinebene</b>	<b>Bäche der jungquartären Schotterflächen</b> <i>Niederterrassenbäche</i> („Fremdlingsbäche“) <b>Holozäne Aufschüttungen</b> <i>Schwemmfächerbäche</i> meist Unterläufe von Schwarzwaldbächen auf den der Niederterrasse aufgelagerten Schwemmfächern <i>Flachland-Auebäche</i> (s.o., orographische Subtypen) <i>Rhein-Auebäche</i> (vom Rhein geprägte Nebenbäche, ehemalige Rheinzüge mit unmittelbarem Rheineinfluss) <i>Gießen</i> Sonderform der Rheinauebäche, grundwassergespeiste Bäche mit eigenem typischem Stoffhaushalt

Die Bäche der jungquartären Schotterflächen werden durch die eigentlichen Niederterrassenbäche (s.u.) repräsentiert. Da von diesem Bachtyp heute keine annähernd naturnahen Abschnitte mehr vorhanden sind, können über diesen spezifischen Bachtyp kaum Angaben gemacht werden.

Die badische Oberrhein-Ebene ist morphogenetisch und vom oberflächennahen Material her einfach aufgebaut: Fluviale Aufschüttungen des Rheins und seiner Nebenflüsse haben in der letzten Kaltzeit (Jungquartär, Würm) die östliche Hälfte des Flachlandes verfüllt (Kiese, Sande, Schotter der Niederterrasse). Mit Beginn des Holozäns setzte sich linienhafte Erosion durch. Die Lockersedimente wurden vom Vorfluter Rhein in breiten Bahnen ausgeräumt. Mit der Besiedlung durch den Ackerbau treibenden Menschen und der dadurch hervorgerufenen Sedimentbelastung der Gewässer kam es in diesen Hohlformen zur Sedimentation lehmiger Ablagerungen, der sogenannten Auelehmbildung.

Demnach läßt sich die Großlandschaft in zwei, für die Gewässeranlage wichtige Haupteinheiten gliedern, die in Abb. 2-3 (nach BRIEM (1993)) dargestellt sind:



**Abb. 2-3:** Schematisches Profil der südlichen badischen Oberrheinebene (nach BRIEM in: FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER, 1993).

**1. Die Niederterrasse:** Reste der Niederterrasse bilden im südlichen Oberrheingebiet inselartig, im nördlichen Bereich mehr flächendeckend, die Oberfläche der Hartplatten. Das grobe Material ist sehr wasserdurchlässig und weist daher keine eigenständigen Gewässer auf. Lediglich die Unterläufe weniger größerer Schwarzwaldtäler oder zusammengefllossene Gerinne aus den Auenbereichen durchqueren die Niederterrassenplatten. Die Gewässerdichte ist sehr gering. Aussagen zum natürlichen Zustand der Gewässer können kaum gemacht werden.

**2. Die Auen:** Die Niederungen des Rheins und seiner Nebenflüsse haben ein breites Auenbett ausgebildet: Lehmige Ablagerungen von geringer Mächtigkeit verkleben die Niederterrassensedimente und führen daher zu erhöhtem Oberflächenabfluss und hoher Gewässerdichte.

Zu den Auen gehören die meist sehr flachen Schwemmfächer der Schwarzwaldtäler, die je nach Größe des Einzugsgebietes gröberes Material am Rande zum Gebirgsanstieg abgelagert oder weit in die Ebene hinausgeschwemmt haben. Die Gewässer dieser Schwemmfächer unterscheiden sich von den eigentlichen Flachlandauebächen nicht nur vom Material her, sondern auch von den hydraulischen Parametern. Sie sind daher als eigenständiger morphologischer Subtyp auszugliedern, wie auch die Stromaue-Bäche, das sind die in der Rheinaue fließenden Gewässer, die durch die unmittelbare Beeinflussung des Rheins stark geprägt werden. Innerhalb der Region der Auen können die Gewässer in drei morphologische Subtypen (FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER (1993)) untergliedert werden:

- Flachland-Auebäche,
- Schwemmfächer-Auebäche,
- Strom-, bzw. Rhein-Auebäche.

Einen aus dem Schema herausfallenden Typ stellen die Gießen dar, die am Schnittpunkt von Grundwasserspiegel und Oberfläche als stark strömende Quellgewässer austreten. Sie sind als Sonderform der oberrheinischen Stromauebäche anzusprechen. Grundlegender als die Unterscheidung der Bäche hinsichtlich ihrer Morphogenese ist nach BRIEM & NADOLNY (1993) für die Typisierung der kleinen Fließgewässer der Oberrheinebene nach morphologi-

schen und hydrologischen Gesichtspunkte die Frage, ob sie als Niederterrassenbäche, Schwemmfächerbäche und Flachlandauebäche eher durch ihr eigenes Einzugsgebiet geprägt sind oder ob sie als Rheinauebäche eher dem prägenden Einfluss durch den Rhein unterliegen. Nachfolgend werden nach BRIEM & NADOLNY nur die wesentlichen Unterschiede der Grundtypen skizziert.

### 2.3.1.1 Niederterrassenbäche

Von den Flachlandbächen der jungquartären Schotterflächen der badischen Oberrheinebene, die dem Typus der Niederterrassenbäche angehören, existieren keine naturnahen Beispiele mehr. Auf dem stark durchlässigen Untergrund der Niederterrasse ohne oberflächennah anstehendes Grundwasser entspringen keine Bäche. Deshalb sind Niederterrassenbäche stets sogenannte „Fremdlingsbäche“, die aus dem Berg- oder Hügelland oder aus den holozänen Aufschüttungen, also fremden Gebieten, stammen. Sie trocknen vor allem im Spätsommer oft aus, je nachdem wie groß die nachfließende Wassermenge ist und wie stark der Bach mit seinen eigenen Ablagerungen den Untergrund abgedichtet hat. Abflussregime und Sohlmaterial werden hauptsächlich durch das Hinterland bestimmt.

### 2.3.1.2 Schwemmfächerbäche

Schwemmfächerbäche entspringen meist im Bergland und fließen über ihren eigenen oder den Schwemmfächer eines benachbarten Flusses in die Ebene. In der Freiburger Bucht entspringen kleine Bäche auch direkt auf den großen Schwemmfächern von Dreisam und Elz. Das Abflussverhalten der Bäche aus dem Bergland ist dynamischer, also weniger ausgeglichen als das der Bäche aus der Ebene. Aufgrund ihres für Flachlandbäche relativ steilen Sohlgefälles und ihres relativ groben Sohlmaterials mit einem hohen Anteil an Kies und Schotter grenzen sie eng an die Typen der Hügelland- und Bergbäche. Ihre mäandrierende Linienführung weist für die untersuchten Fließgewässer einen etwas höheren Windungsgrad auf als für die Flachlandauebäche, während das Spektrum für Mäanderform und Mäandergröße bei beiden Gruppen ähnlich ist. An die Mäandrierung sind die Gliederung des Längsgefälles und die Variation der Querschnittsformen in einer Bachstrecke gekoppelt. Das Längsgefälle der Bäche mit Ursprung im Bergland wird durch bis zu 1 m tiefe strömungsarme Kolke in der Sohle (*pools*) gegliedert, die zumeist in den Außenkurven liegen, z.T. auch durch flach und schnell überströmte Abschnitte (*riffles*) in den Übergangsbereichen. Bei den auf den Schwemmfächern in der Ebene entspringenden, vergleichsweise kleinen Bächen offenbart sich die Längsgliederung der Sohle weniger deutlich. Die Form der Querschnitte und die Varianz der querschnittsbeschreibenden Parameter ist außerhalb der Rheinaue weniger an den Gewässertyp als an die Lage des Baches im Wald oder außerhalb des Waldes gebunden.

### 2.3.1.3 Flachland-Auebäche

Die Flachland-Auebäche der badischen Oberrheinebene sind vor allem in der in wechselnder Breite am Fuße des Schwarzwaldes und des Kraichgaus verlaufenden Kinzig-Murg-Rinne und in deren Durchbrüchen zum Rhein hin zu finden. Diese Gebiete sind durch hoch anstehendes Grundwasser und sehr inhomogen geschichtete Böden aus vorwiegend sandig-lehmig-tonigem bis torfigem Material gekennzeichnet. Das Gefälle der Bäche ist sehr niedrig, das Sohlmaterial wesentlich feinkörniger, mit einem deutlich höheren Anteil an Schlamm als bei den Schwemmfächerbächen. Der Windungsgrad der Linienführung liegt

im Durchschnitt etwas niedriger als bei den Schwemmfächerbächen, wobei allerdings der Holchenbach als Einzelfall den höchsten Windungsgrad der in der badischen Oberrheinebene untersuchten Bäche aufweist. Eine Gliederung der Fließstrukturen in Schnellen und Stillen läßt sich nicht durchführen. Das Längsgefälle wird im Wesentlichen durch die Kolke in den Außenkurven geprägt, die bis etwa 0.3 m unter das sonstige Sohlniveau reichen. Da bei den untersuchten Bächen das aktuelle Abflussregime durch anthropogene Eingriffe stark verändert ist (Einleiten von Wasser aus der Kinzig in reine Flachlandbäche, Ableiten von (Hoch-)Wasser aus den Bächen mit bergigem Einzugsgebiet), ist zu vermuten, dass sich unter natürlicheren Bedingungen eine ähnliche Differenzierung der Kolk-tiefen ergeben würde wie bei den Schwemmfächerbächen.

#### 2.3.1.4 Rheinauebäche

Vor allem die Hydrologie und die Linienführung der Rheinauebäche sind stark durch den Rhein bestimmt. Hier unterscheiden sich die Rheinauebäche grundsätzlich von den anderen Bachtypen der Oberrheinebene. Rheinauebäche können die Unterläufe von Bächen aus anderen Landschaftsräumen sein, sie können direkt mit Rheinwasser gespeist sein oder sie beziehen ihr Wasser fast ausschließlich aus dem Grundwasser der Rheinaue. Letzterer ist der Sondertyp des Gießens, der heute nur noch in der ehemaligen Furkationszone des Rheins zwischen Breisach und Kehl vorkommt. Die Linienführung der Rheinauebäche hat sich nicht durch die Eigendynamik der Bäche entwickelt, sondern die Gewässer fließen in den ehemaligen Rheinarmen - langgestreckt und stellenweise verzweigt in der ehemaligen Furkationszone, in weiten Bögen mäandrierend in der ehemaligen Mäanderzone des Rheins. Vor allem bei den Gießern wechseln schnell fließende, bachartige Strecken mit ausgedehnten, metertiefen ehemaligen Strudellöchern des Rheins, die Stillwassercharakter aufweisen. Auch in den bachartigen Strecken ist die Breitenvarianz der Rheinauebäche erheblich größer als in den Flachlandbächen außerhalb der Rheinauen.

### 3 Methoden

#### 3.1 Untersuchungsprogramme

Den Ergebnissen dieser Arbeit liegt eine Reihe verschiedener chemischer und biologischer Untersuchungsprogramme, die von der LfU im Land Baden-Württemberg durchgeführt wurden, zugrunde. Die folgende Tabelle fasst diese Programme sowie Anzahl, Art, Frequenz und Zeitraum der Untersuchungen aus den letzten 12 Jahren zusammen.

**Tab. 3-1:** Übersicht über die Untersuchungsprogramme der LfU, die den vorliegenden Ergebnissen zugrunde liegen.

Untersuchungs-Programm	Anzahl der Untersuchungsstellen	Art der Untersuchungen	Frequenz der Untersuchungen	Zeitraum der Untersuchungen
Gewässergüte	ca. 1700	biologisch	5-jährlich	1968-1997
	1600	chemisch	5-jährlich	1986-1991
Versauerung	> 300	biologisch	5-jährlich	1986-1990
Versauerung	450	biologisch	5-jährlich	1993-1997
Oberläufe, Teil: Versauerung	127	chemisch	monatlich	1985-1997
	ca. 100	biologisch	halbjährlich	1985-1995
Hauptgewässer	190	chemisch	monatlich	1985-1997
	ca. 100	biologisch	jährlich	1985-1997
Typologie (PWAB1)	36	chemisch	monatlich	1990-1991
(PWAB2)	16	chemisch	monatlich	1993-1994
Diatomeen	13	chemisch	monatlich	1986
	13	biologisch	monatlich	1986

Die Lage der Untersuchungsstellen ist in verschiedenen Karten (z. B. Abb. 4-1) dargestellt. In den Kartendarstellungen sind die Untersuchungsstellen in der Regel nach den vorherrschenden geologischen Formationen ihrer Einzugsgebiete klassifiziert und durch fließgewässerlandschaftsspezifische Symbole voneinander unterschieden. Diese Symbole werden in den folgenden Kapiteln durchgehend zur Differenzierung der unterschiedlichen geochemischen Gewässertypen und ihrer chemischen Charakterisierung verwendet.

### 3.1.1 Datenverarbeitung

#### 3.1.2 Stammdaten

##### 3.1.2.1 Flussdatei

Die Flussstammdatei (Struktur und Auszüge wesentlicher Inhalte siehe Tab. 3-2) enthält wichtige mehr oder weniger unveränderliche geographische, hydrologische, morphologische und sonstige gewässerrelevante abiotische Merkmale (Stammdaten) von insgesamt etwa **2500 Untersuchungsstellen** derjenigen Fließgewässer, an denen in Baden-Württemberg chemische und biologische Untersuchungen vorgenommen worden sind.

Die physiographischen Stammdaten wurden zum überwiegenden Teil selbst erhoben, teilweise im Rahmen von Werkverträgen (z. B. EHMANN & FRIESE, 1993) ergänzt und erweitert. Sie sind in einer Datenbank enthalten und ermöglichen als Teil eines komplexen EDV-Erfassungs- und Auswertungsprogramms, die chemischen und biologischen Untersuchungsergebnisse nach bestimmten physiographischen Gesichtspunkten zusammenzustellen, zu sortieren und entsprechend auszuwerten. So können z. B. die hydrochemischen oder die biologischen Daten nach Gefälle, Höhenlage, der hydrologischen Gewässerformation oder der geologischen Formation geordnet, vergleichend analysiert und typisiert werden. Auf diese Weise ist etwa eine vergleichende Charakterisierung beispielsweise aller Buntsandstein-, Gneis- und Keuperbäche möglich, wie sie in den entsprechenden Kapiteln vorgestellt wird. Ergebnisse der vielfältigen Auswertemöglichkeiten gewässerkundlicher Daten werden in den folgenden Kapiteln vorgestellt.

**Tab. 3-2:** Inhalt der Fluss-Stammdatei - wichtige Stammdaten von rund 2500 Untersuchungsstellen in Baden-Württemberg.

Feldbezeichnung	Bedeutung
GCODE	Gütecode der Untersuchungsstelle
FGN	Flussgebiets-Nr.
FLKZ	Flusskennziffer
RW	Rechtswert
HW	Hochwert
FLUSS	Fuß-Name
LAGE	Lage zur Unters.stelle
ORT	Untersuchungsstelle
TK50	Nr. der Topogr. Karte 1:50.000
MQ_M3_S	Mittlerer Abfluss (m <sup>3</sup> /sec)
FLULAND	Fließgewässerlandschaft, numerisch
FLULND	Fließgewässerlandschaft
NR_NATR	Nr. des Naturraums
NATURRAUM	Naturraum
FORMATION	Gewässer-Formation (Ordnung)
HÖHEINM	Meereshöhe
GEFPROZENT	mittleres Talgefälle
UPGEO_N	Geologie an der Untersuchungsstelle, numerisch
EGEO1_N	Geologie Hauptanteil des Gebiets, 1. Priorität, numerisch
EGEO2_N	Geologie nachgeordnet, 2. Priorität, numerisch
EGEO3_N	Geologie nachgeordnet, 3. Priorität, numerisch
EGEO4_N	Geologie nachgeordnet, 4. Priorität, numerisch
UPGEO	Geologie an der Untersuchungsstelle



Feldbezeichnung	Bedeutung
EGEO1	Geologie Hauptanteil des Gebiets, 1. Priorität
EGEO2	Geologie nachgeordnet, 2. Priorität
EGEO3	Geologie nachgeordnet, 3. Priorität
EGEO4	Geologie nachgeordnet, 4. Priorität
TALFORM_N	Talform-Typ, numerisch
TALFORM	Talform-Typ
FL_EG	Einzugsgebietsfläche
BPEGNR	Bezugspegel-Nr.
PPEGFL	Bezugspegelfläche
UPROG	Untersuchungsprogramm
B68	Belastungsstufe 1968 Bad.-Württ.
S68	Sauerstoffversorgungsstufe 1968 Bad.-Württ.
B74	Belastungsstufe 1974 Bad.-Württ.
S74	Sauerstoffversorgungsstufe 1974 Bad.-Württ.
B81	Belastungsstufe 1981 Bad.-Württ.
S81	Sauerstoffversorgungsstufe 1981 Bad.-Württ.
B86	Belastungsstufe 1986 Bad.-Württ.
S86	Sauerstoffversorgungsstufe 1986 Bad.-Württ.
GK91	Güteklasse 1991 nach LAWA
GK97	Güteklasse 1998 nach LAWA
AZ91	Azidität (Säureklasse) 1991 Bad.-Württ.
AZ98	Azidität (Säureklasse) 1998 Bad.-Württ.

## Erläuterung zu einigen wesentlichen Gewässerkenntnößen

Nachfolgend werden zu einigen wichtigen Gewässerkenntnößen Erläuterungen gegeben, die vor allem Auskunft über die Methode der Erfassung dieser Daten geben.

### 3.1.2.1.1 Höhenlage der Untersuchungsstellen

Arbeitsgrundlage der Datenerhebung bilden die orohydrographischen Karten des Gewässerkundlichen Flächenverzeichnisses des Landes Baden-Württemberg, 3. Teil (MELUF, 1975).

Liegt die Untersuchungsstelle nicht direkt auf einer Isohypse (s.o.) wird die Höhe der nächstgelegenen Isohypsen oberhalb und unterhalb einer Untersuchungsstelle bestimmt. Die Höhe der Untersuchungsstelle ergibt sich dann als arithmetisches Mittel der Isohypsen. Ist die Höhe der Isohypsen nahe der Untersuchungsstellen nicht sicher bestimmbar, so werden die nächsten sicher bestimmbareren Isohypsen oberhalb und unterhalb der Untersuchungsstellen genutzt. Die Höhe der Untersuchungsstelle ergibt sich dann durch lineare Interpolation zwischen den Höhen der Isohypsen und der Kartendistanz der Untersuchungsstelle zu den Isohypsen.

### 3.1.2.1.2 Mittleres Talgefälle der Untersuchungsstellen

Arbeitsgrundlage der Datenerhebung bilden auch für diesen bedeutenden physiographischen Parameter die orohydrographischen Karten des Gewässerkundlichen Flächenverzeichnisses des Landes Baden-Württemberg, 3. Teil (MELUF, 1975).

Entsprechend dem Vorgehen bei der Bestimmung des mittleren Talgefälles wird die Höhenlage der Isohypsen oberhalb und unterhalb der Untersuchungsstellen bestimmt. Aus dem Höhenunterschied der Isohypsen und ihrer Kartendistanz wird das Gefälle folgendermaßen berechnet:

In einem ersten Schritt wird die Kartendistanz unter Berücksichtigung des Kartenmaßstabes in die Naturraumstrecke (1:50.000, d.h. 1 cm auf der Karte entsprechen 500 m Naturstrecke) umgerechnet. Das Gefälle ergibt sich als Quotient der Höhendifferenz (in m) und der Naturraumstrecke (in m) (Steigungsdreieck). Durch Multiplikation mit dem Faktor 100 erhält man das Gefälle in Prozent.

Für einige Untersuchungsstellen ist die Bestimmung des Gefälles nicht möglich bzw. nicht sinnvoll (Seen, Gewässer mit Stauhaltung, Entwässerungskanäle mit minimalem Gefälle usw.). Hier wird für das Gefälle der Wert 99 angegeben.

Für einige Untersuchungsstellen, z. B. an mäandrierenden Gewässerabschnitten, kann die Länge des Gewässerteilstückes zwischen den Isohypsen nur ungenau bestimmt werden. Die gemessene Kartendistanz ist kürzer als der natürliche Talweg. Das berechnete Gefälle übersteigt hier das wirkliche Gefälle im Gelände. Zur Unterscheidung der Parameterqualität werden solche Untersuchungsstellen in der Gewässerstammdatei eigens gekennzeichnet.

### 3.1.2.1.3 Geologie

Arbeitsgrundlagen dieser Erhebung bilden die Geologische Übersichtskarte Baden-Württemberg im Maßstab 1 : 500.000 und eine Folie gleichen Maßstabs mit dem Gewässernetz und den Untersuchungsstellen des Gewässergütemessnetzes. Die Erfassung der geologischen Formationen erfolgt als geologisches Formationskürzel entsprechend der Legende der Geologischen Übersichtskarte Baden-Württembergs (Tab. 14-1, s. Anhang). Für den Buchstabencode der geologischen Karte wurde ein eigener Zahlencode entwickelt. Diese numerische Codierung ermöglicht eine leichtere Weiterverarbeitung der Daten in der EDV. Die Zuordnung zwischen Formationskürzel und Zahlencode basiert auf der folgenden Tabelle, in der neben der geologischen Formation auch die Codierungen der Fließgewässerlandschaften (FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER, 1993) angegeben sind.

**Tab. 3-3:** Übersicht über die Fließgewässerlandschaften in Baden-Württemberg und zugleich Erläuterung zu Tab. 14-1 (Anhang).

Nr. der Fließgewässerlandschaft	Abkürzung FLULAND:	FLULAND Bedeutung: Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs nach FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER (1993)
1	qjq + h	jungquartäre Schotterflächen + holozäne Aufschüttungen
2	qjm	Jugmoränenland
3	qam	Altmoränen-, tertiäres Hügelland
4	jo	Malm
5	ju + jm	Lias + Dogger
6	k	Keuper
7	m	Muschelkalk
8	s	Buntsandstein
9	G	Granit
10	gn	Gneis

Die Kategorie Geologie wurde nach der mengenmäßigen Bedeutung der vorherrschenden geologischen Formation im Einzugsgebiet der Untersuchungsstelle weiter wie folgt unterteilt:

#### 3.1.2.1.3.1 Geologie unmittelbar an einer Untersuchungsstelle

Unter dieser Rubrik wurde die anstehende Gesteinsformation unmittelbar an einer Untersuchungsstelle bestimmt.

#### 3.1.2.1.3.2 Einzugsgebietsgeologie einer Untersuchungsstelle

Aus dem Verlauf des Gewässernetzes läßt sich die Fläche des zugehörigen oberirdischen Einzugsgebietes eines Messpunktes abschätzen. Nach der Größe ihres Flächenanteils im Einzugsgebiet werden maximal vier geologische Formationen zur Charakterisierung einer Untersuchungsstelle benannt. Zusätzlich werden geochemisch wirksame Formationen (z. B. Zuflüsse aus Moorgebieten oder kalkhaltige Formationen in Einzugsgebieten mit vorwiegend kalkfreien Formationen) angegeben.

Die Angabe der geologischen Hauptformationen in der Stammdatei erfolgt als geologische Formationscode in insgesamt 4 Feldern. Die geologische Formation mit dem größten Flächenanteil im Einzugsgebiet wird mit der Ordnungszahl 1 belegt. Mit steigender Ordnungszahl nimmt der Flächenanteil der im Einzugsgebiet außerdem noch vorhandenen geologischen Formationen ab.

#### 3.1.2.1.4 Talformtypus

Arbeitsgrundlagen dieser Erhebung bilden die tal- und gewässermorphologische Übersichtskarte Baden-Württembergs (FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER, 1993, BRIEM, 1993) im Maßstab 1 : 500.000 und eine Folie gleichen Maßstabs mit dem Gewässernetz und den Untersuchungsstellen des Gewässergütemessnetzes.

Der Talformtyp im Bereich einer Untersuchungsstelle wird mit Hilfe der Legende der Tal-morphologischen Karte bestimmt. Der Talformtyp ist entsprechend der Kartenlegende in der Stammdatei angegeben. Zusätzlich wird der Talformtyp für Sortierzwecke als

Zahlencode angegeben. Die Zuordnung zwischen Talformtyp und Zahlencode basiert auf folgender Tabelle:

**Tab. 3-4:** Die in der Stammdatei unterschiedenen Talformtypen.

Talformen	Zahlencode
Kerbtal	1
Kerbsohlental	2
Muldental	3
Kastental	4
Auental	5
Talsohle breiter als 500 m	
Kerbsohlental	6
Kastental	7
Talebene	8
Untersuchungsstellen, denen kein Talformtyp zuzuordnen ist	9

### 3.1.2.1.5 Gewässerformation (= Gewässerordnung)

Das System der **Fließgewässer-Formationen** wurde als wesentliches längszonales Typisierungselement eingangs bereits vorgestellt (s. Kap. 1.4). Die Ermittlung der Einzugsgebietsgröße der **Kopffläche** (vgl. Abb. 1-4) der Gewässer-Ursprungs-Formation = 0' wird nachfolgend erläutert. Eine entsprechende Zuordnungstabelle kann aus folgender Überlegung abgeleitet werden:

Gegeben sei ein Einzugsgebiet der Fläche  $1 \text{ km}^2$ , an dessen Auslaß ein mittlerer jährlicher Abfluss von  $10^6 \text{ m}^3$  gemessen wird. Die Abflusshöhe dieses Gebietes ist die Höhe eines Wasserwürfels des Volumens  $10^6 \text{ m}^3$  auf der Grundfläche eines Quadratkilometers.

$$\text{Aus } V = L \cdot B \cdot H$$

V - Volumen,

L - Länge Grundfläche,

B - Breite Grundfläche

$$\text{bzw. } H = V / (L \cdot B)$$

ergibt sich bei  $L \cdot B = 1 \text{ km}^2 = 10^6 \text{ m}^2$  die gesuchte Wasserhöhe als

$$\text{Formel 3-1: } H = V / (L \cdot B) = 10^6 \text{ m}^3 / 10^6 \text{ m}^2 = 1 \text{ m} = 1000 \text{ mm.}$$

Bei einer Abflusshöhe von 1000 mm und einer Fläche von  $1 \text{ km}^2$  wird also ein Abfluss von  $10^6 \text{ m}^3 / \text{a}$  erreicht. Verdoppelt man die Größe des Einzugsgebietes ( $2 \text{ km}^2$ ), genügt die halbe Abflusshöhe (500 mm), um den geforderten Abfluss zu erhalten.

Da zur Bemessung der Größe der Kopfflächen eine um 50% geringere Einzugsgebietsgröße ausreicht, wurde die von OTTO (1980) angegebene Tabelle wie folgt modifiziert:

**Tab. 3-5:** Bemessung der Kopfflächen nach OTTO (1980), verändert, s. Text.

Mittlere jährliche Abflusspende in mm	Größe der Kopffläche in km <sup>2</sup>
50	20
100	10
200	5
300	3,3
400	2,5
500	2,0
600	1,65
700	1,4
800	1,25
900	1,1
1000	1,0
1200	1,3
1400	0,7

Arbeitsgrundlage dieser Erhebung bildet das Gewässerkundliche Flächenverzeichnis des Landes Baden-Württemberg, 3. Teil (MELUF, 1975, Maßstab 1:50.000), die Karte der mittleren jährlichen Abflusshöhe aus dem Hydrologischen Atlas der Bundesrepublik Deutschland (KELLER (1978)) im Maßstab 1:2.000.000 und eine korrigierte Tabelle zur Bemessung der Größe der Kopfflächen (nach OTTO (1980)). Mit Hilfe der Abflusshöhenkarte wird die Abflusshöhe eines Anfangsgerinnes bestimmt. Die Größe der zugehörigen Kopffläche ergibt sich aus der korrigierten Tabelle nach OTTO. Die Kopffläche des Einzugsgebietes wird mit Hilfe von Millimeterpapier abgeschätzt und der **Kopfpunkt** (definitiver Anfangspunkt eines Gewässers) festgelegt. Das Gewässer flussabwärts dieses Kopfpunktes bekommt die Ordnungszahl 1 zugeordnet (1'-Bach). Nach dem Zusammenfluss zweier Gewässer gleicher Ordnungszahl (Hauptkonfluenz) steigt die Ordnungszahl um eins. Aus dem Zusammenfluss zweier 1'-Bäche entsteht ein 2'-Bach, aus dem Zusammenfluss zweier 2'-Bäche ein 3'-Bach usw. Nach der Festlegung der Ordnungszahl eines Gewässerabschnittes kann den dort befindlichen Untersuchungsstellen eine entsprechende Flussordnungszahl zugeordnet werden. Untersuchungsstellen eines 0'-Bachs erhalten die Ordnungszahl 0, Untersuchungsstellen eines 1'-Baches die Ordnungszahl 1 usw. Ein Abweichen von dieser systematischen Vorgehensweise, bzw. die besondere Kennzeichnung bestimmter Gegebenheiten erfolgt in folgenden Fällen.

Nach einer Konfluenz zweier 4'-Bäche wurde allen Untersuchungsstellen flussabwärts die Ordnungszahl 5 verliehen.

Der Zufluss zweier Gewässer gleicher Ordnung in einen See wird wie eine Hauptkonfluenz bewertet. Die Ordnungszahl des Seeausflusses erhöht sich um eins.

Untersuchungsstellen innerhalb der Kopfflächen (0'-Bäche) wird die Ordnungszahl 1 zugeordnet, wenn der Abfluss (regionalisierte mittlere Abflüsse der Einzugsgebiete oberhalb aller Messstellen aus der Flussstammdatei) an dieser Stelle 32 l/s überschreitet. Untersuchungsstellen an Seen, in Kanalnetzen in denen die Fließrichtung nicht feststellbar ist, erhalten die Kennziffer 7. Die Bestimmung der Gewässerformation ist eine wesentliche Grundlage für die in Kap. 8 vorgestellte biozönotische längszonale Charakterisierung der wichtigsten Fließgewässerformationen in Baden-Württemberg.

### 3.1.3 Chemische Daten

#### 3.1.3.1 Untersuchung und Datenerfassung

Zur Analytik der geochemischen Parameter und der Pflanzennährstoffe wurden die aus den Gewässern entnommenen Wasserproben in Polyäthylenflaschen gefüllt. Die für die BSB Bestimmung bestimmten Proben wurden in speziellen BSB-Glasflaschen („Karlsruher Flaschen“, nach PINTÉR) abgefüllt.

Die zur **Aluminium-Bestimmung** vorgesehenen Proben wurden nach unmittelbarer Sofortfiltration am Gewässer über Membranfilter (0,45µm) und Ansäuerung mit Salpetersäure in 100 ml Teflonflaschen abgefüllt.

Direkt am Gewässer wurden folgende Kenngrößen elektrochemisch gemessen: Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung, elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert.

Wasserproben aus sehr elektrolytarmen Gewässern des Schwarzwaldes mit Leitfähigkeiten zwischen 20 und 30 µS/cm wurden anfangs versuchsweise vor der Messung gemäß den Empfehlungen eines LAWA/UBA Arbeitskreises (LAWA & UBA (1986)) mit 0,5 ml 3-molarer KCl-Lösung versetzt. Dieses Verfahren wurde jedoch bald wieder verworfen, da sich durch die Zugabe von KCl-Ionen der Ionenaktivitäts-Koeffizient ändert und damit der pH-Wert beeinflusst wird. Vor allem in huminstoffreichen Proben des stets gelb gefärbten Goldersbachs ergab sich - vermutlich durch Ionenaustauschprozesse - eine Abnahme des pH-Wertes nach KCl Zugabe im Vergleich zu unbehandelten Proben. Es ist anzunehmen, dass die an den funktionellen Gruppen der Huminsäuren gebundenen Protonen gegen die zugegebenen K<sup>+</sup>-Ionen ausgetauscht wurden, wodurch sich der pH-Wert der Wasserprobe erniedrigt hat. Im Gegensatz hierzu traten in den meistens huminstoffarmen Proben des Kaltenbachs und des Dürreychbachs nach Zugabe von KCl höhere pH-Werte auf als in den unbehandelten Vergleichsproben. Über ähnliche Erfahrungen berichtet MEESENBURG (1989). Aufgrund dieser Beobachtungen wurde im weiteren Verlauf der Messungen auf die Zugabe von KCl verzichtet. Als geeignetste Elektroden zur pH-Wert-Messung in sehr elektrolytarmen Wässern haben sich Einstabmessketten mit Glasschliff-Diaphragma erwiesen (SCHULER (1985), MEESENBURG (1989)). Bei den pH-Messungen haben sich entsprechende Elektroden von Ingold mit 1-molarer KCl-Lösung als Bezugs elektrolyt erwiesen. Beim Einsatz dieser Elektroden stellte sich während der stets im Freiland vor Ort durchgeführten pH-Messungen vergleichsweise schnell ein relativ stabiler pH-Wert ein.

#### 3.1.3.2 Analytik

Die folgende Tabelle (Tab. 3-6) gibt eine Übersicht über die in den verschiedenen hydrochemischen Untersuchungsprogrammen im chemischen Wasserlabor der LfU gemessenen Parameter. Dieser Tabelle sind auch die angewandten **Messverfahren**, die **Dimensionen** und die jeweiligen **Bestimmungsgrenzen** der einzelnen Parameter zu entnehmen.

**Tab. 3-6:** Übersicht über die gemessenen Parameter, Bestimmungsgrenzen, Dimensionen und Messverfahren.

PARAMETER	BESTIMMG. GRENZE	DIMENSION	VERFAHREN
Ammonium-Stickstoff ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ )	0,1	mg/l	Kolorimetrie
Nitrit-Stickstoff ( $\text{NO}_2^-\text{-N}$ )	0,02	mg/l	Kolorimetrie
Nitrat-Stickstoff ( $\text{NO}_3^-\text{-N}$ )	0,1	mg/l	Ionenchromatographie
Ortho-Phosphat-Phosphor ( $\text{o-PO}_4^{3-}\text{-P}$ )	0,01	mg/l	Kolorimetrie (autom. Continuous Flow)
Sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ )	2	mg/l	Ionenchromatographie
Chlorid ( $\text{Cl}^-$ )	0,5	mg/l	Ionenchromatographie
Hydrogencarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ )	0,1	mmol/l	Titration
Säurekapazität ( $K_{\text{S4,3}}$ )	0,1	mmol/l	Titration bis pH 4,3
Gesamthärte (GH)	0,1	mmol/l	berechnet aus $\text{Ca}^{2+}$ und $\text{Mg}^{2+}$
Calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ )	0,5	mg/l	ICP-AES
Magnesium ( $\text{Mg}^{2+}$ )	0,2	mg/l	ICP-AES
Natrium ( $\text{Na}^+$ )	1	mg/l	ICP-AES
Kalium ( $\text{K}^+$ )	1	mg/l	ICP-AES
Cadmium (Cd)	0,3	$\mu\text{g/l}$	ICP-MS
Kupfer (Cu)	2,5	$\mu\text{g/l}$	ICP-MS
Eisen (Fe)	0,02	mg/l	ICP-AES
Mangan (Mn)	0,02	mg/l	ICP-MS
Blei (Pb)	3	$\mu\text{g/l}$	ICP-MS
Zink (Zn)	10	$\mu\text{g/l}$	ICP-AES
Aluminium (Al)	0,01	mg/l	ICP-MS
Silicium (Si)	0,1	mg/l	ICP-AES
Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)	0,3	mg/l	thermische Katalyse (Verbrennung)
Spektrale Absorption bei 254 nm ( $\text{SAK}_{254}$ bzw. $\text{UV}_{254}$ )	-	1/m	UV-Spektralphotometrie
Biochemischer Sauerstoffbedarf ( $\text{BSB}_5$ ), Zehrung in 5 Tagen)	1	mg/l	Zehrung 5 Tage, Zwischenbelüftung

**Erläuterung zu Tab. 3-6:**

AES = Atomemissionsspektroskopie, ICP = Inductive Coupled Plasma, MS = Massenspektroskopie

Ziel der Analyse dieser Daten ist es, aus den vorliegenden Daten den hydrochemischen Hintergrund möglichst gering belasteter Fließgewässer verschiedenen Typs herauszuarbeiten, vor dem anthropogene Belastungen differenzierter bewertet werden können.

### 3.1.3.3 Datenauswertung

#### 3.1.3.3.1 Überprüfung und Plausibilisierung chemischer Daten

Zur Überprüfung und Plausibilisierung der Qualität der gewonnenen chemischen Daten wurden zwei einander ergänzende Verfahren angewandt. Zunächst wurden Vollständigkeit und Korrektheit der Messungen mit Hilfe von **Ionenbilanzen** überprüft. Anschließend wurde aus den im Labor bestimmten Ionen die **theoretische elektrische Leitfähigkeit** berechnet und mit der im Freiland an den Gewässern direkt gemessenen Leitfähigkeit verglichen.

##### 3.1.3.3.1.1 Ionenbilanzen

Da alle quantitativ bedeutsamen Ionen der Wasserproben bestimmt wurden, konnte die Konsistenz der chemischen Daten anhand einer Ionenbilanz überprüft werden. Aufgrund des Prinzips der Elektroneutralität müssen die Summen der Anionen- und Kationenäquivalente in einer vollständigen Analyse gleich sein. Folgende Ionen wurden nach KÜBLER (1993) in der Bilanz berücksichtigt:

Kationen:  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{H}^+$ ,

Anionen:  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ .

Im pH-Wertebereich zwischen 4 und 8,5, in dem die meisten untersuchten Fließgewässer lagen, kann die Konzentration der  $\text{OH}^-$ -Ionen vernachlässigt werden. Zur Berechnung der Ionenbilanzen wurden (nach MATTHESS (1973), KÜBLER (1989, 1993), MEESENBURG (1989), STEINBERG (1992)) folgende Formeln verwendet:

##### Formel 3-2:

$$\sum \text{Kationen (mol/m}^3) = c(\text{Ca}^{2+}) \cdot k(\text{Ca}^{2+}) + c(\text{Mg}^{2+}) \cdot k(\text{Mg}^{2+}) + c(\text{Na}^+) \cdot k(\text{Na}^+) + c(\text{K}^+) \cdot k(\text{K}^+) + 10^{-\text{pH}} \cdot 1000$$

##### Formel 3-3:

$$\sum \text{Anionen (mol/ m}^3) = c_{\text{m}}(\text{HCO}_3^-) + c(\text{SO}_4^{2-}) \cdot k(\text{SO}_4^{2-}) + c(\text{NO}_3^-) \cdot k(\text{NO}_3^-) + c(\text{Cl}^-) \cdot k(\text{Cl}^-)$$

Es bedeuten:

$c$  = Konzentration in mg/l (außer  $\text{NO}_3^-$ : hier wurde mit mg N/l operiert)

$$c_{\text{m}}(\text{HCO}_3^-) \text{ (mol/m}^3) = K_{\text{S4,3}} \text{ (mol/m}^3) + 10^{-\text{pH}} \cdot 1000 - 0,05$$

(gültig für den pH-Bereich von 4,3 bis 8,5)

$k$  = Faktor, der Molmasse und Wertigkeit berücksichtigt (siehe Tab. 3-7)



**Tab. 3-7:** Faktoren zur Berechnung der Ionenbilanz.

Ion	Molmasse (g/mol)	Wertigkeit	k = Wertigkeit/Molmasse (mol/g)
Ca <sup>2+</sup>	40,08	2	0,04990
Mg <sup>2+</sup>	24,31	2	0,08227
Na <sup>+</sup>	22,99	1	0,04350
K <sup>+</sup>	39,10	1	0,02558
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	96,06	2	0,02082
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	14,00 (N)	1	0,07143
Cl <sup>-</sup>	35,45	1	0,02821
weitere Messgrößen			Umrechnungsfaktor zur Darstellung in eq/l)
pH			(10 <sup>-pH</sup> • 1000)
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (eq/l)			K <sub>S4,3</sub> (mmol/l) + 10 <sup>-pH</sup> • 1000 - 0,05

Die relative Differenz der Ionenbilanz zwischen Kationen und Anionen ergibt sich aus folgender Formel:

**Formel 3-4:** 
$$\text{rel. Diff} = \frac{\sum \text{Kationen} - \sum \text{Anionen}}{\sum \text{Kationen} + \sum \text{Anionen}} \cdot 100 \quad (\text{Angaben in Prozent})$$

Die relative Differenz der Ionenbilanz lag in den elektrolytreichen Karbonatbächen fast immer unter 5 %. In den elektrolytarmeren Silikatbächen lag sie geringfügig höher, meist aber unter 15 %. Dies ist darauf zurückzuführen, dass dort z. B. das Aluminium und organische Säuren (z. B. Fulvinsäuren), die bei der Standard-Ionenbilanz nicht berücksichtigt wurden, oft in höheren Konzentrationen als in den Karbonatbächen vorkommen. Für 2513 chemische Proben aus dem „Oberlauf“-Programm der LfU sind in Abb. 3-1 (oben) die Beziehungen zwischen Kationen und Anionen aus der Ionenbilanz illustriert.

### 3.1.3.3.1.2 Vergleich der theoretischen mit der gemessenen Leitfähigkeit

Aus den Konzentrationen der Hauptionen läßt sich, wenn alle quantitativ bedeutsamen Ionen in einer Wasserprobe gemessen wurden, die theoretische Leitfähigkeit berechnen (ATKINS (1986)). Diese berechnete Leitfähigkeit kann mit der vor Ort gemessenen Leitfähigkeit (auf 25°C temperaturkompensiert) verglichen werden. Auf diese Weise können die Messwerte ebenfalls auf Konsistenz überprüft werden. Ein Vorteil des Vergleichs der gemessenen mit der berechneten Leitfähigkeit gegenüber der Ionenbilanz liegt darin, dass die Laborergebnisse mit dem Zustand der Probe vor Ort verglichen werden. Die verwendeten **Äquivalentleitfähigkeiten** gelten exakt nur für unendlich verdünnte Lösungen. Um das Realverhalten der Leitfähigkeit zu berücksichtigen, wurde ein empirischer Ansatz gewählt (nach MATTHESS (1973), KÜBLER (1989, 1993), MEESENBURG (1989)). Dieser Ansatz berücksichtigt die Abnahme der Äquivalentleitfähigkeit aufgrund gegenseitiger Beeinflussung der Ionen in Form einer logarithmischen Beziehung:

**Formel 3-5:** 
$$\text{Leitf.'} = K \cdot \ln(\text{Leitf./K} + 1). \quad K = \text{Konstante}$$

Die Konstante wurde von KÜBLER (1989, 1993) empirisch aus den Messdaten mit 1840 bestimmt. Der Einfluss des Realverhaltens ist in Tab. 3-8 verdeutlicht. Da die Konstante zur Berücksichtigung des Realverhaltens empirisch aus den vorliegenden Daten unbelasteter Fließgewässer bestimmt wurde, können nur nicht-systematische Abweichungen zwischen der berechneten und der vor Ort gemessenen Leitfähigkeit erkannt werden.

**Tab. 3-8:** Einfluss des Realverhaltens auf die berechnete Leitfähigkeit.

elektr. Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	elektr. Leitf.' = $1840 \cdot \ln(\text{Leitf.}/1840+1)$
10	10,0
20	19,9
50	49,3
100	97,4
200	189,9
500	442,3
1000	798,6
2000	1353,7

Folgende Ionen werden berücksichtigt:

Kationen:  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{H}^+$ ,

Anionen:  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ .

Nach KÜBLER (1993) wurden folgende Formeln verwendet:

**Formel 3-6:** 
$$\text{Leitf}_{\text{ber.}} (\mu\text{S}/\text{cm}) = 1840 \cdot \ln \left( \frac{c(\text{Ca}^{2+}) \cdot l(\text{Ca}^{2+}) + c(\text{Mg}^{2+}) \cdot l(\text{Mg}^{2+}) + c(\text{Na}^+) \cdot l(\text{Na}^+) + c(\text{K}^+) \cdot l(\text{K}^+) + 10^{-\text{pH}} \cdot 1000 \cdot l_{\text{äq}}(\text{H}^+) + c_{\text{m}}(\text{HCO}_3^-) \cdot l_{\text{äq}}(\text{HCO}_3^-) + c(\text{SO}_4^{2-}) \cdot l(\text{SO}_4^{2-}) + c(\text{NO}_3^-) \cdot l(\text{NO}_3^-) + c(\text{Cl}^-) \cdot l(\text{Cl}^-)}{1840} + 1 \right)$$

Es bedeuten:

$c$  = Konzentration in mg/l (außer  $\text{NO}_3^-$ : mgN/l)

$c_{\text{m}}(\text{HCO}_3^-)$  (mol/m<sup>3</sup>) =  $\text{KS}_{4,3}$  (mol/m<sup>3</sup>) +  $10^{-\text{pH}} \cdot 1000 - 0,05$

(gültig für den pH-Bereich von 4,3 bis 8,5)

$l$  = Faktor, der Molmasse, Wertigkeit und Äquivalentleitfähigkeit berücksichtigt (siehe Tab. 3-9)

$l_{\text{äq}}$  = Äquivalentleitfähigkeit (siehe Tab. 3-9)

**Tab. 3-9:** Faktoren zur Berechnung der theoretischen Leitfähigkeit.

Ionen	Äquivalentleitfähigkeit (bei 25° C) (S • cm <sup>2</sup> /mol <sub>äq</sub> )	l = Äquivalentleitf. • Wertigkeit/Molmasse (S • cm <sup>2</sup> /g)
Ca <sup>2+</sup>	59,5	2,969
Mg <sup>2+</sup>	53,1	4,369
Na <sup>+</sup>	50,1	2,179
K <sup>+</sup>	73,5	1,880
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	80,0	1,666
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	71,5	5,107 (N)
Cl <sup>-</sup>	76,3	2,152
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	44,5	
H <sup>+</sup>	349,8	

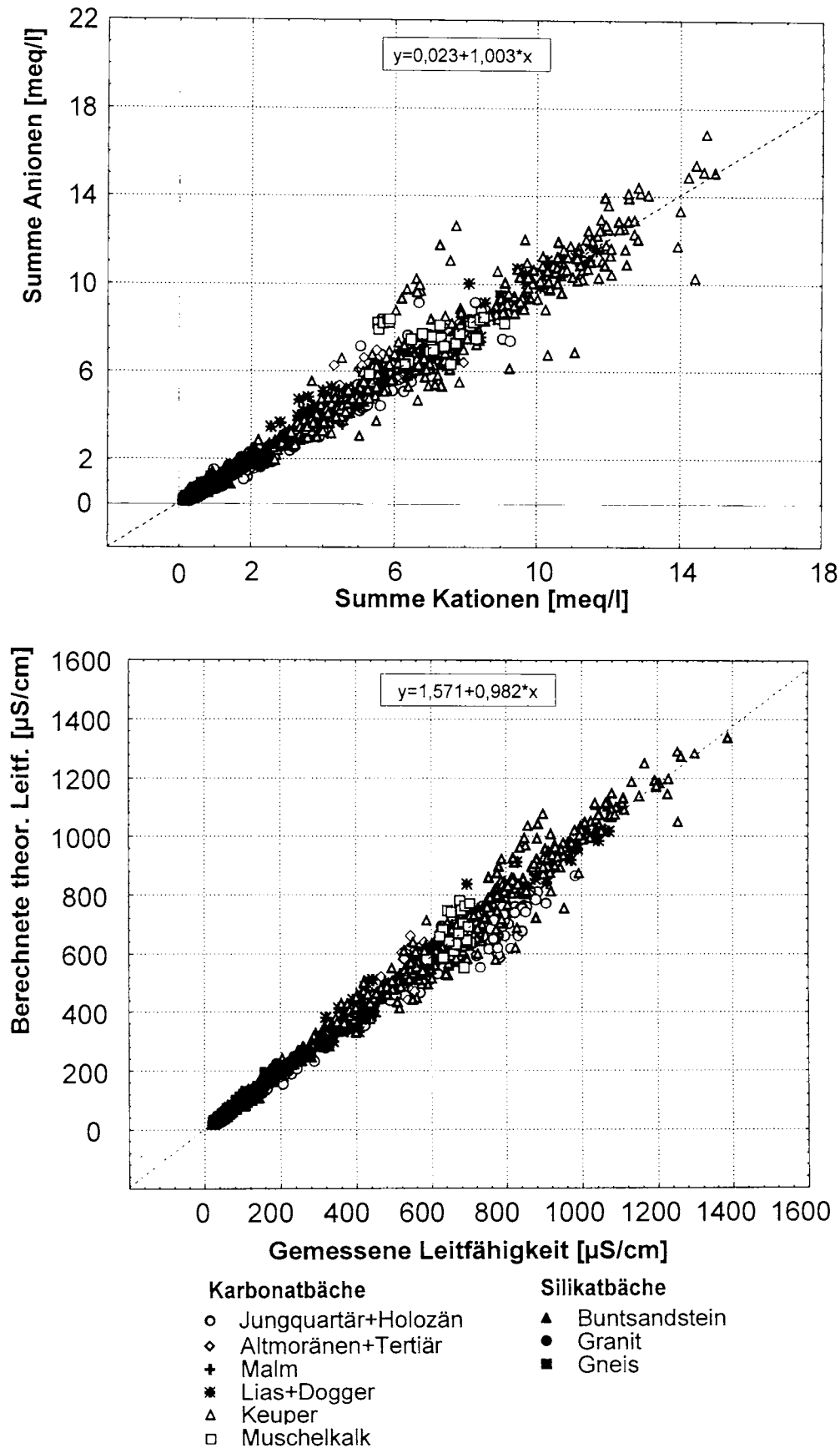
Die relative Abweichung ergibt sich aus folgender Formel:

**Formel 3-7:** 
$$\text{Rel. Diff} = \frac{L_{f\text{ber}} - L_{f\text{gem}}}{L_{f\text{gem}}} \cdot 100$$
      Lf = Leitfähigkeit, Angaben in Prozent

Beim Vergleich der vor Ort im Gewässer gemessenen Leitfähigkeit mit der berechneten ergab sich in der Regel eine sehr gute Übereinstimmung. Zur Illustration ist in Abb. 3-1 (unten) die Beziehung der berechneten Leitfähigkeit zur vor Ort gemessenen für 2513 Proben aus möglichst unbelasteten Gewässern des „Oberlauf“-Programms der LfU graphisch dargestellt.

**Anmerkung:** Das hier angewandte Modell zur Berechnung der theoretischen Leitfähigkeit berücksichtigt generell Huminstoffe nicht. Aufgrund der eingeschränkten Ionenbeweglichkeit und der nur näherungsweisen Erfassung der Huminsäuren in natürlichen, anthropogen außer über den Luftpfad nicht belasteten Gewässern mittels DOC und UV<sub>254</sub> liefert das Modell der theoretischen Leitfähigkeit bei huminsäurereichen Wässern etwas zu hohe Werte.

Außerdem ist zu beachten, dass sich bei einem pH-Wert von 4 allein aus der H<sup>+</sup>-Ionen-Konzentration eine theoretische Leitfähigkeit von 35 µS/cm errechnet.



**Abb. 3-1:** Ionenbilanzen (oben) und Beziehung der berechneten theoretischen Leitfähigkeit zur vor Ort gemessenen elektrischen Leitfähigkeit (unten) für 2513 Proben aus möglichst unbelasteten Gewässern des „Oberlauf“-Programms der LfU - Gewässer nach Fließgewässerlandschaften typisiert.

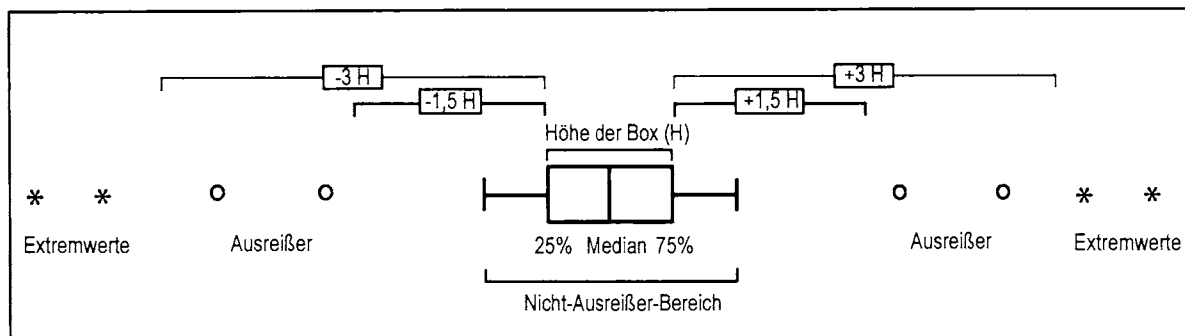
### 3.1.3.4 Auswertung und Darstellung der Ergebnisse

#### 3.1.3.4.1 Perzentil-Berechnung

Die Perzentile (10 und 90%) wurden nach der Abzählmethode berechnet (10% Perzentil:  $\text{Anzahl} \cdot 0,1 + 0,9$ ; 90% Perzentil:  $\text{Anzahl} \cdot 0,9 + 0,1$ ). Bei weniger als 11 Werten wurde kein Perzentil berechnet.

#### 3.1.3.4.2 Boxplots

Für eine anschauliche zusammenfassende synoptische Darstellung einer großen Zahl chemischer und biologischer Daten eignet sich das graphisch-statistische Verfahren der sogenannten Boxplots in besonderer Weise. Dieses Verfahren wurde in der vorliegenden Arbeit häufig angewandt. Die statistische und graphische Aufbereitung der Daten mittels Boxplots sind nach STATISTICA (1995, S. 2390 f) wie folgt definiert (s. Abb. 3-2):



**Abb. 3-2:** Erläuterung der Boxplots (nach STATISTICA, 1995).

Wenn in den graphischen Darstellungen der Ergebnisse mit Boxplots nicht anders angegeben, sind die Boxplots folgendermaßen zu interpretieren:

Das zentrale Rechteck (**Box**) umfasst **50 % aller Werte**. Die untere (in Abb. 3-2 die linke) Begrenzungslinie der Box markiert den 25% Perzentilwert, die obere den 75% Perzentilwert. Die aus den Boxen herausragenden **Linien** stellen den gesamten **Messwertbereich** dar mit Ausnahme der bei SYSTAT (1992) durch "**\***" (**Ausreißer**) und/oder "**o**" (**extreme Ausreißer**) markierten Werte. Bei STATISTICA (1995) sind beide Symbole umgekehrt definiert. Die Querlinie innerhalb der Boxen stellt den **Medianwert** dar, der durch seine Lage innerhalb der Box außerdem die Schiefe der Verteilung anzeigt.

### 3.1.3.4.3 Ähnlichkeitsvergleiche mittels Clusteranalysen

Mit Hilfe des multivariaten statistischen Verfahrens der Clusteranalyse können chemische Ähnlichkeitsbeziehungen zwischen Proben, Bächen oder chemischen Kenngrößen untersucht werden. Die Ergebnisse dieser Ähnlichkeitsbeziehungen können in Form von Ähnlichkeitsstammbäumen, sogenannten Dendrogrammen, graphisch anschaulich dargestellt werden.

#### 3.1.3.4.3.1 Aufbereitung chemischer Daten zur Clusteranalyse

Die Dendrogramme werden mit der EUKLIDISCHEN Distanz (Erläuterung im Kapitel Methodik Biologie) als Ähnlichkeitsmaß erstellt. Dies setzt voraus, dass die Werte der einzelnen Parameter einer Transformation unterzogen werden müssen, um auch tatsächlich vergleichbar zu sein. Im allgemeinen ist eine Normierung ausreichend. Sollen jedoch extrem hohe Werte die Clusteranalyse nicht zu sehr dominieren, so müssen die Werte gleichzeitig logarithmiert werden. Für die Clusteranalyse werden die Medianwerte der einzelnen Bäche verwendet. Die Medianwerte der Parameter werden nach KÜBLER (1993) wie folgt **normiert**:

**Formel 3-8:** 
$$x_{\text{norm}} = (x - x_{\text{min}}) / (x_{\text{max}} - x_{\text{min}}),$$

anschließend **logarithmiert**

**Formel 3-9:** 
$$x_{\text{ln}} = \ln(10 \cdot x_{\text{norm}} + 1)$$

und abschließend nochmals normiert

**Formel 3-10:** 
$$x_{\text{trans}} = x_{\text{ln}} / x_{\text{lnmax}}$$

Nach dieser **Transformation** liegen die Werte jedes Parameters in dem Bereich zwischen "0" und "1" und es können unverzerrte EUKLIDISCHE Distanzen berechnet werden.

Die Dendrogramme wurden überwiegend mit dem Statistikprogramm SYSTAT for Windows, Version 5, teilweise mit einem anderen Statistik-Programm, STATISTICA, erstellt. Als Distanzmaß wird die EUKLIDISCHE Distanz verwendet, ähnliche Objekte werden mit der "Single linkage method" (= "Nearest neighbour" Methode) verknüpft (weitere Erläuterungen zur Clusteranalyse **siehe Methodik Biologie**).

#### 3.1.3.4.3.2 Bedeutung der Aufbereitung der Daten für die Clusteranalyse

Vor der Berechnung der EUKLIDISCHEN Distanz, die in den Dendrogrammen graphisch dargestellt ist, müssen die verschiedenen hydrochemischen Parameter in eine gemeinsame Skala transformiert werden. Die normierten  $((X - X_{\text{min}}) / (X_{\text{max}} - X_{\text{min}}))$  Daten (nach KÜBLER, 1993) sind in Abb. 3-3 oben dargestellt. Es fällt auf, dass aufgrund der unterschiedlichen Verteilung die Parameter nur eingeschränkt vergleichbar sind. Bei einigen Parametern sind extrem hohe Werte vorhanden, die einen starken Einfluss auf die Normierung haben. Werden diese Daten vor der Normierung nicht logarithmiert, so dominieren die extremen Maxima die Dendrogramme. Diese Dominanz zeigt sich dadurch, dass die Objekte mit extrem hohen Werten keinem Cluster zugeordnet werden. Eine wichtigere Konsequenz ist jedoch, dass die Parameter mit extremen Werten auf die übrigen Objekte nur einen verschwindenden Einfluss ausüben.

Deshalb sollten die Parameter mit extrem hohen Werten vor der Normierung logarithmiert werden. Bei der Auswahl der zu logarithmierenden Parameter und dem Ausmaß der Logarithmierung ist im Prinzip eine gewisse Willkür möglich. Um eine möglichst gleichgewichtige Verteilung der ohne Transformation stark voneinander abweichenden Wertebereiche der einzelnen Messgrößen zu erzielen, wurden folgende Parameter vor dem Erstellen der Dendrogramme in der folgenden Weise logarithmiert:

$\ln(x+1)$ :  $UV_{254}$ ,  $N-NO_3^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $Na^+$ ,  $K^+$

$\ln(x/10+1)$ :  $Cl^-$ ,

$\ln(x \cdot 100+1)$ :  $PO_4^{3-}$

Die normierten Verteilungen ohne vorhergehende Logarithmierung sind in Abb. 3-3 oben, die logarithmierten und normierten Verteilungen in Abb. 3-3 unten, jeweils in Form von Box-Plots dargestellt.

Beim Vergleich der chemischen Parameter wird der BRAVAIS-PEARSON-Korrelationskoeffizient verwendet. Bei der Gruppierung der Probestellen anhand der chemischen Parameter wird die EUKLIDISCHE Distanz verwendet. Vor der Berechnung der EUKLIDISCHEN Distanz müssen die Werte normiert werden  $((X-X_{min})/(X_{max}-X_{min}))$ .

### 3.1.3.4.3 Vergleich von Cluster- und Faktorenanalyse

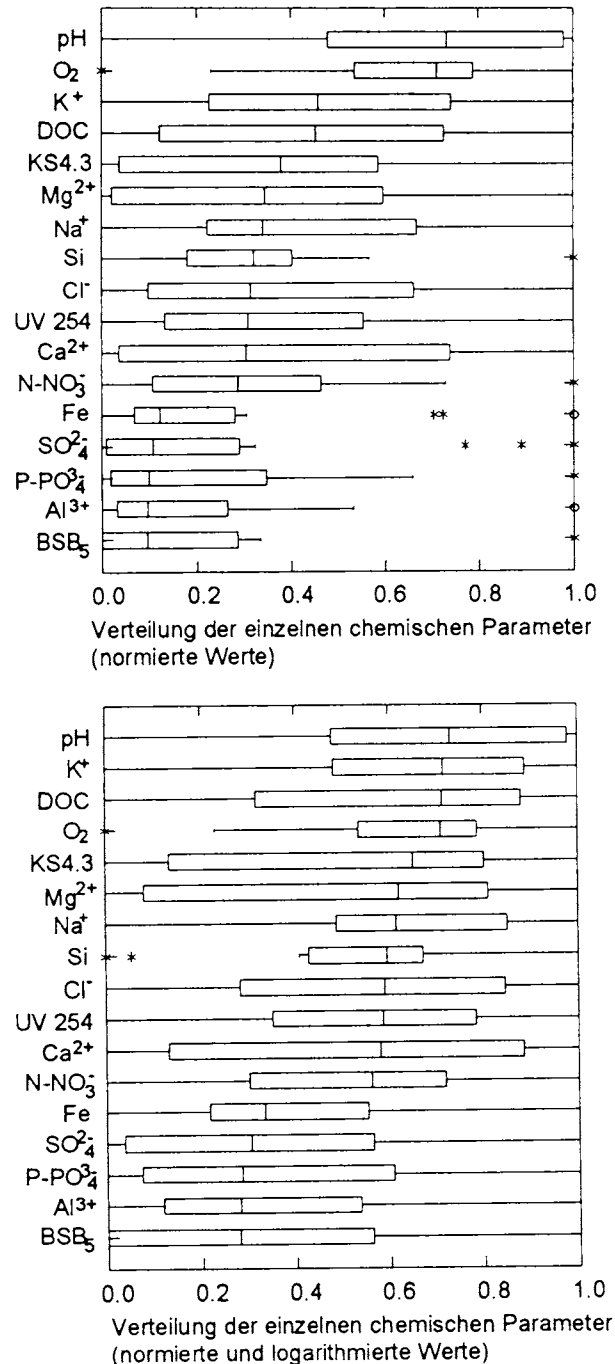
Neben der Clusteranalyse wurde für den Vergleich verschiedener Objekte (z. B. von Bächen anhand ihres Chemismus) auch das multivariate statistische Verfahren der Faktorenanalyse angewandt.

Ziel der **Faktorenanalyse** ist, zum Vergleich von Objekten nicht direkt messbare Merkmale durch die extrahierten Faktoren zu beschreiben. Den extrahierten Faktoren werden, ausgehend von den Variablen mit hohen Faktorladungen, bestimmte Namen zugewiesen, z. B. Gesteinsfaktor oder Nährstofffaktor. Es wird davon ausgegangen, dass das gesuchte Merkmal durch den extrahierten Faktor adäquat beschrieben werden kann. Für die meisten statistisch nicht extrem versierten Anwender des hochkomplexen multivariaten der Faktorenanalyse sind die Berechnungswege der Faktoren nur äußerst schwierig nachzuvollziehen. Der beträchtliche Spielraum bei der Interpretation der Faktoren, gepaart mit verschiedenen Möglichkeiten zur Berechnung der Faktoren (z. B. die Festlegung der reduzierten Korrelationsmatrix, der Anzahl der extrahierten Faktoren, der Rotation der Faktoren usw.) führt zu einer außerordentlich schwierigen Interpretation der Ergebnisse einer Faktorenanalyse, sofern man nicht von vorneherein bereit ist, den Resultaten, die die handelsüblichen Statistikprogramme erzeugen, unbesehen oder unkritisch einfach zu „glauben“.

Sowohl die Clusteranalyse als auch die Faktorenanalyse basieren auf einer aus den Messgrößen mittels Ähnlichkeitskoeffizienten berechneten Korrelationsmatrix.

Enthält ein Datenkollektiv Gruppen korrelierender Parameter, so können diese ebenso durch die Faktorenanalyse wie auch durch die Clusteranalyse deutlich gemacht werden. Die Clusteranalyse mit den BRAVAIS-PEARSON-Korrelationskoeffizienten als Ähnlichkeitsmaß zeigt diese Korrelationen sehr anschaulich. Das Faktorenmuster der Faktorenanalyse enthält dieselben Korrelationen, jedoch in mehr oder weniger verschlüsselter, viel weniger offenkundiger und reproduzierbarer Form. Nicht immer stehen die Faktoren für einzelne Cluster, da sich die Korrelation zwischen zwei Parametern auf mehrere Faktoren aufteilen kann. Im Unterschied zur Clusteranalyse zeigt die Faktorenanalyse auch negative Korrelationen.

Theoretisch bietet die Faktorenanalyse weitergehende Möglichkeiten zur Erfassung der Datenstruktur, die jedoch in der Praxis von Nichtspezialisten nur sehr schwer zu durchschauen und damit anzuwenden sind. Da die Clusteranalyse wesentlich einfacher anzuwenden und die Resultate besser nachvollziehbar sind, wurde für die statistische Analyse der chemischen und biologischen Daten in dieser Arbeit diesem Verfahren der Vorzug gegeben. Voraussetzung für einen sinnvollen Gebrauch der Clusteranalyse ist allerdings die oben erläuterte sachgerechte Aufbereitung chemischer (oder biologischer) Daten, s. folgendes Kapitel) **vor Anwendung** der Analyse.



**Abb. 3-3:** oben: Graphische Darstellung der Verteilung chemischer Kenngrößen mittels Boxplots nach Normierung der Werte; unten: Werte normiert und zusätzlich logarithmiert - Durch die Transformierung werden die Daten in eine einheitliche Skala gebracht, Daten des PWAB-Programms aus monatlichen Messungen in 52 Bächen.



### 3.1.4 Biologische Daten

#### 3.1.4.1 Biologische Datenbanken

Wichtigste Grundlage für die Erfassung und Auswertung aller biologischen Daten ist die **Taxa-Stammdatei**, die im Laufe mehrerer Jahre erstellt wurde. Sie enthält wichtige Informationen zu allen in Fließgewässern Baden-Württembergs und darüber hinaus in Fließgewässern des Bundesgebiet verbreiteten aquatischen, z. T. amphibischen wirbellosen Organismen z. Zt. ca. 3000 Taxa, vorwiegend Arten. Die Datenbank entstand in enger Kooperation mit Kolleginnen und Kollegen im bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft, München (COLLING & SCHMEDTJE (1996)) und dem Institut für Bodenkultur der Universität Wien (MOOG (1995)).

Neben einer bundeseinheitlichen 5-stelligen numerischen EDV-Codenummer zur Verschlüsselung und eindeutigen elektronischen Datenerfassung sind die wissenschaftlichen Namen der Taxa enthalten. Darüber hinaus sind zahlreiche autökologische Daten zu den meisten Taxa enthalten, allen voran der Saprobiewert und der Säureindex der entsprechenden Zeigerorganismen. Eine Übersicht über die Inhalte der Taxa-Datenbank gibt Tab. 3-10.

Die Hauptinformation über den Taxabestand in Fließgewässern Baden-Württembergs ist in der sogenannten **Proben-Datenbank** enthalten. Dort sind gegenwärtig insgesamt rund 7000 biologische Einzelproben gespeichert. Diese Datenbank enthält neben dem Datenbankkopf mit den Identifikationsangaben zur Probestelle (Code-Nr., laufende Probenr., Datum, Uhrzeit der Probenahme die eigentlichen Daten, und zwar in variabler Struktur für eine beliebig große, jeweils probenspezifische Konstellation einzelner Taxa jeweils 3 Felder: 1. EDV-Nr., 2. Anzahl und 3. Entwicklungsstadium für jedes Taxon.

Neben der weiter oben erwähnten Fluss-Stammdatei sind die biologischen Datenbanken ein wesentlicher Bestandteil eines modernen **biologischen EDV-Programms „Biologie“**, das zur landesweiten einheitlichen Erfassung biologischer Daten im Zusammenhang mit der Erstellung von Gewässergüte- und Versauerungskarten, z. B. von Biologiebüros des Landes, eingesetzt wird.

Grundlage für die Erfassung, Auswertung und Bewertung biologischer Fließgewässerdaten des Landes Baden-Württemberg ist die **Arbeitsanleitung** zur biologisch-ökologischen Gewässeruntersuchung, die von der LfU im Rahmen der Reihe Handbuch Wasser 2 (ALF et al. (1992)) herausgegeben wird. Dort werden die biologischen Arbeitsweisen von der Vorbereitung der Untersuchung bis zur letztendlichen Gütebewertung ausführlich behandelt.

In der vorliegenden Arbeit werden einige Beispiele für Auswertungen und Ergebnisse biologischer Untersuchungen in den Fließgewässern des Landes angeführt.

In diesem Kapitel werden als **Schwerpunkte** die Aufbereitung biologischer Daten für **zoözoologische Vergleiche** von **Fließgewässertypen** und deren **Makroinvertebratengemeinschaften** sowie der entsprechenden Ergebnisse dargestellt.

Die Behandlung halbquantitativer oder quantitativer biologischer Daten aus Freilanduntersuchungen in Fließgewässern erfolgt in diesem Kapitel sehr ausführlich, weil in der Literatur zu diesem Thema verhältnismäßig wenige Angaben zu finden sind. Hingegen sind in zahlreichen neueren Arbeiten zum Thema biologischer Fließgewässeruntersuchungen sehr detaillierte Informationen darüber zu finden, wie binäre Daten über das Vorkommen oder Fehlen benthischer Makroinvertebraten mit modernen statistischen Verfahren ausgewertet werden können, siehe u.a. die Publikationen zu RIVPACS (s. u.a. CLARKE et al. (1996)).

**Tab. 3-10:** Inhalt der Taxa-Stammdatei - wichtige Stammdaten von rund 3000 Taxa.

Feldname	Bedeutung	Feldname	Bedeutung
1	DIN-Taxon	LE5	Limnofauna Europaea (ILLIES (1978)) Spalte 5
EDV_NR	EDV-Nr.	FM_EUK	Flusszone nach MOOG (1995): Eukrenal
V	vorläufige EDV-Nr. (markiert mit ! in Bad.-Württ.)	FM_HYK	Flusszone (1995): Hypokrenal
H	Häufigkeitstyp	FM_ER	Flusszone (1995): Epirhithral
TAXON	Taxonname	FM_MR	Flusszone (1995): Metar.
AUTOR	Autor	FM_HR	Flusszone (1995): Hypor.
AUTOR FAA	Autor nach MOOG (1995)	FM_EP	Flusszone (1995): Epipotamal
TAX	Abkürzung Taxaname, 6-stellig	FM_MP	Flusszone (1995): Metapot.
TAX_ABK	Abkürzung Taxaname, 12-stellig	FM_HP	Flusszone (1995): Hypopot.
SYSTEM_B	Systematische Gruppe "Bayernliste"	FM_LIT	Flusszone (1995): Litoral
TE_BL	Sortier-Nr.? "Bayernliste"	FM_PRO	Flusszone (1995): Profundal
LISTE_BL	Syst. Nr. "Bayernliste"?	FM_Bem	Flusszone (1995): Bemerkung
SYS_N_B	Systematische Gruppe, numerisch	FB_KR	Flusszone Krenal
TSN	Taxasortier-Nr. nach BRAUKMANN	FB_RI	Flusszone Rhithral
SOR_NR	systematische 9-stellige Sortiernr. für Taxa	FB_PO	Flusszone Potamal
SW	Saprobiewert DIN+"Bayernliste"	FB_EK	Flusszone Epikrenal
G	Indikationsgewicht DIN+"Bayernliste"	FB_HK	Flusszone Hypokrenal
SW_DIN	Saprobiewert DIN	FB_ER	Flusszone Epirhithral
G_DIN	Indikationsgewicht DIN	FB_MR	Flusszone Metarhithral
SW_B	Saprobiewert "Bayernliste"	FB_HR	Flusszone Hyporhithral
G_B	Indikationsgewicht "Bayernliste"	FB_EP	Flusszone Epipotamal
x_M	xenosaprob nach MOOG (1995)	FB_MP	Flusszone Metapotamal
o_M	oligosaprob nach MOOG (1995)	FB_HP	Flusszone Hypopotamal
b_M	betamesosaprob nach MOOG (1995)	FB_LI	Flusszone Lithal
a_M	alphamesosaprob nach MOOG (1995)	FB_PR	Flusszone Profundal
p_M	polysaprob nach MOOG(1995)	FB_SON	Flusszone sonstige
G_M	Indikationsgewicht nach MOOG (1995)	H_PEL	Habitatpräferenz Pelal, "Bayernliste"
SW_M	Saprobiewert nach MOOG (1995)	H_ARG	Habitatpräferenz Argilla, "Bayernliste"
SV1	Sapr. Valenz: Stufe 1 nach DIN	H_PSA	Habitatpräferenz Psammal, "Bayernliste"
SV2	Sapr. Valenz: Stufe 2 nach DIN	H_AKA	Habitatpräferenz Akal, "Bayernliste"
SV3	Sapr. Valenz: Stufe 3 nach DIN	H_LIT	Habitatpräferenz Lithal, "Bayernliste"
SV4	Sapr. Valenz: Stufe 4 nach DIN	H_PHY	Habitatpräferenz Phytal, "Bayernliste"
SV5	Sapr. Valenz: Stufe 5 nach DIN	H_POM	Habitatpräferenz Part. org. Material, "Bayernliste"
SV6	Sapr. Valenz: Stufe 6 nach DIN	H_SON	Habitatpräferenz Sonstige, "Bayernliste"
SV7	Sapr. Valenz: Stufe 7 nach DIN	STR_N	Strömungspräferenz, numerisch, "Bayernliste"
O2	Sauerstoff-Stufe Bad.-Württ.	STR	Strömungspräferenz, "Bayernliste"
AZ	Azidität (Säureklasse) Bad.-Württ. Bay.	EB_WEI	Ernährungstyp "Bayernliste": Weidegänger
LFT	Lebensformtyp Bay	EB_ZST	Ernährungstyp "Bayernliste": Zellstecher/Blattminierer
AHT	Aufenthaltstyp nach BRAUKMANN	EB_HOL	Ernährungstyp "Bayernliste": Holzfresser
RLT	Rote Liste Einstufung B-W (BÖHMER&KAPPUS)	EB_ZKL	Ernährungstyp "Bayernliste": Zerkleinerer
ERT	Ernährungsformtyp B-W	EB_SED	Ernährungstyp "Bayernliste": Sedimentfresser
ERT_N	Ernährungsformtyp, numerisch B-W	EB_FIL	Ernährungstyp "Bayernliste": Filtrierer
LE1	Limnofauna Europaea Spalte 1	EB_RAU	Ernährungstyp "Bayernliste": Räuber
LE2	Limnofauna Europaea Spalte 2	EB_PAR	Ernährungstyp "Bayernliste": Parasit
LE3	Limnofauna Europaea Spalte 3	EB_SON	Ernährungstyp "Bayernliste": sonstige
LE4	Limnofauna Europaea Spalte 4		

Bei allen Untersuchungen im Rahmen von RIVPACS werden jedoch keine Angaben zu Häufigkeiten von benthischen Wirbellosen gemacht. Dabei unterstreicht bereits u.a. HYNES (1963) die Bedeutung quantitativer Angaben zur Häufigkeit von wirbellosen Gewässeror-

ganismen bei ökologischen Untersuchungen. Er stellt fest, dass zur Erfassung der Veränderung von Biozönosen unter der Einwirkung natürlicher Umweltfaktoren und insbesondere von Abwasserbelastungen neben den qualitativen Veränderungen der Artenzusammensetzung auch der quantitative Gesichtspunkt der Besiedlungsdichte berücksichtigt werden muß. Sowohl naturgegebene Faktoren (Strömung, Substrat, Temperatur) als auch anthropogene Einflüsse bestimmen oftmals die mengenmäßige Zusammensetzung der Biozönose, z. B. ihre Dominanzstruktur (s.u.) nachhaltiger als die qualitative Artenzusammensetzung. Eine adäquate Erfassung, Auswertung und Bewertung solcher zönotischer Strukturen und Strukturveränderungen sollte daher unbedingt den quantitativen Aspekt berücksichtigen.

Es besteht heute ein erheblicher Mangel an präzisen und reproduzierbaren Verfahrensbeschreibungen für die Praxis ökologischer Gewässerbeurteilung, die in Zukunft in der Wasserrahmenrichtlinie der EU gefordert wird. Aus diesen Gründen werden die folgenden Ausführungen bewußt so ausführlich gehalten.

#### 3.1.4.2 Erhebung biologischer Daten

Die Aufsammlung der Proben erfolgte generell mit Hilfe eines feinmaschigen Sammelnetzes mit mindestens 0,5 mm Maschenweite und einer Öffnungsweite von mindestens 30 cm ( $\cong 0,1 \text{ m}^2$  Sammelfläche auf der Gewässersohle). Als sehr zweckmäßig für die anschließende Auslese und Häufigkeitsbestimmung der Organismen hat sich ein in den Außenrahmen einhängbares Innennetz mit einer größeren Maschenweite von 0,8 bis 1 cm erwiesen. Dieses trennt bereits bei der Aufsammlung grobes Material wie Äste, Blätter, größere Kiesel usw. von feinerem Material und den meisten Organismen, die dadurch erheblich weniger geschädigt werden. Grob- und Feinfraktionen werden zur Aufbereitung der Probe in separate Schalen gegeben, getrennt durchmustert und ausgezählt. An jeder Untersuchungsstelle wurden in der Regel  $0,5 \text{ m}^2$  Fläche mit dem Netz abgesammelt. Dabei wurde das häufigste und für den betrachteten Gewässerabschnitt charakteristischste Substrat, nach Möglichkeit in durchströmten lotischen Bezirken, vorrangig beprobt.

Die Aufsammlung erfolgte auf einem repräsentativen und genügend langen Abschnitt des Gewässers von etwa 10 bis 20 m Länge. Die Organismen wurden nicht auf einer  $0,5 \text{ m}^2$  betragenden zusammenhängen Fläche, sondern auf Teilflächen von ca.  $0,1 \text{ m}^2$  ( $31,6 \times 31,6 \text{ cm}$ ) von einem spezifischen Substrattyp aufgesammelt. Es wurden 5 Einzelaufsammlungen, verteilt auf der oben genannten Fließgewässerstrecke, jeweils von vergleichbaren ähnlichen Substrat- und Strömungsverhältnissen zu einer Sammelprobe von  $0,5 \text{ m}^2$  vereint. Diese wurde anschließend im Gelände gründlich durchgesehen. Bei sehr dünn besiedelten Substraten wie Kies und Sand reicht nach eigenen Erfahrungen meist eine Sammelprobe von  $0,5 \text{ m}^2$  nicht aus. Dort wurde zur Gewinnung einer ausreichenden Organismenmenge die Größe der Fläche auf  $1 \text{ m}^2$  ( $= 10 \times 0,1 \text{ m}^2$ ) und mehr erhöht. Bei den anderen Substrattypen genügte die angegebene Probengröße. Mehr zu sammeln war in der Regel eher hinderlich, da eine große Menge Detritus und Steine die anschließende Auswertung der Probe oft erheblich erschwerten.

Steine von Faustgröße und darüber wurden vor dem nach Möglichkeit auf der Gewässersohle abschließenden Sammelnetz einzeln aus dem Wasser herausgehoben und auf feststehende Tiere hin in situ untersucht. Hierbei wurde die Zahl der anhaftenden Tiere, z. B. *Ancylus* oder Simulienpuppen je Stein ermittelt, bei hoher Siedlungsdichte auf Teilflächen des Steines ausgezählt und auf die Gesamtsteinfläche hochgerechnet. Folgende Taxa ließen sich meist nur sehr unvollständig von den Steinen durch Abreiben mit der Hand oder Abbürsten entfernen: Spongillidae, Bryozoa, *Erpobdella*, *Helobdella*, *Glossiphonia*, *Ancylus*, *Rheotanytarsus*-Gehäuse, Simulien-Puppen, einige Trichopteren wie Psychomyidae, *Micrasema*,

Puppenköcher von Goeridae. Die Anzahl dieser Organismen wurde für die Gesamtzahl der erfassten Steine (auf einer Projektionsfläche von 0,5 m<sup>2</sup>) im Feldprotokoll notiert.

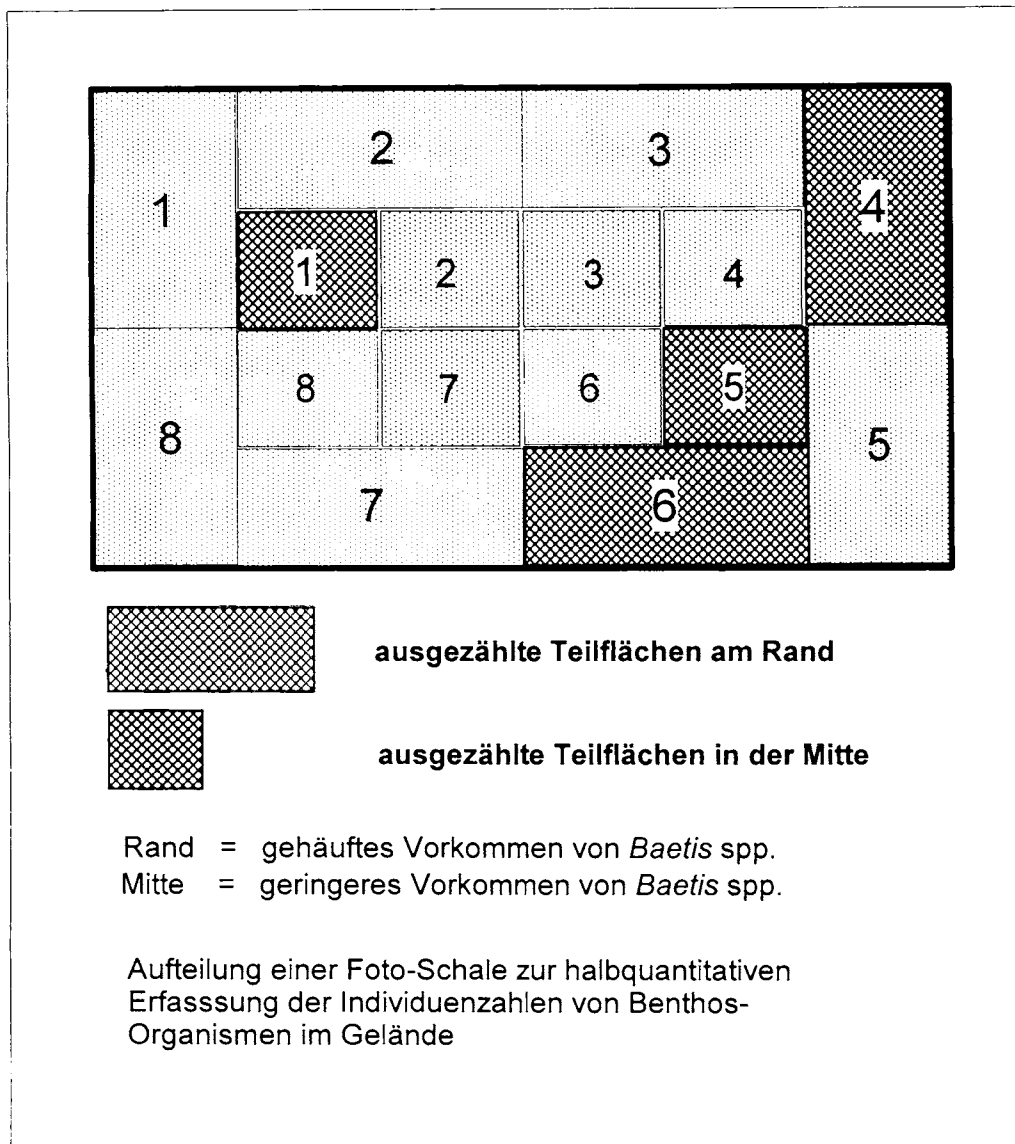
Nach eingehendem Durchmustern der anhaftenden Tiere wurde der Stein unter Wasser, vor dem Netz vorsichtig mit der Hand oder einer Bürste abgerieben, um zumindest die weniger festsitzenden Tiere im Netz aufzufangen. Das unterliegende feinere Substrat wurde auf der besammelten Fläche (von 0,1 m<sup>2</sup> je Teilprobe) mit der Hand oder dem Fuß bis in eine Tiefe von 5-10 cm gründlich aufgewirbelt. Die auf diese Weise losgelösten Tiere gelangten durch die Strömung ins vorgehaltene Netz und wurden nach Absammeln von 0,5 m<sup>2</sup> in eine oder mehrere weiße Fotoschalen zur Bestimmung und Ermittlung der Häufigkeit (s. u.) gegeben.

### 3.1.4.2.1 Abundanzermittlung in den semiquantitativen Proben

Am zweckmäßigsten und arbeitsökonomischsten erwies sich eine unmittelbare halbquantitative Erfassung der lebenden Tiere vor Ort. Zu diesem Zweck wurde der gesammelte Netzhalt je nach Menge der angefallenen Organismen und des nicht lebenden Materials (Detritus usw.) auf eine oder mehrere große, weiße Fotoschalen (30 x 40 oder größer) verteilt. In jeder Schale wurden zunächst die im Freiland bestimmbaren Taxa so weitgehend wie möglich im Gelände bestimmt und im Feldprotokoll notiert (s. die dort angegebenen taxonomischen Niveaus). Anschließend wurde die **Individuenzahl** der Probe (**Flächenbezug** s.o.) wie folgt ermittelt. Alle Taxa mit sehr großer Individuendichte von mehr als 100 je Schale (z. B. *Gammarus* spp. oder *Baetis* spp. oder näher spezifiziert als z. B. *Gammarus fossarum/pulex*-Gruppe, oder *Baetis rhodani/vernus*-Gruppe) werden auf repräsentativen **Teilflächen** in einer Schale gezählt, am besten auf zwei oder mehreren Teilflächen der Schale. Die Gesamtzahl pro Schale wurde anschließend durch Hochrechnung von der abgezählten Fläche auf die gesamte Schalenfläche ermittelt. Abb. 3-4 gibt ein Beispiel für die Aufteilung einer Sammelschale, in der auf Teilflächen die Anzahl häufiger Taxa im Gelände gezählt oder bei sehr hohen, in die Tausende gehenden Abundanz, abgeschätzt und anschließend auf die gesamte Probe hochgerechnet wurde.

Die Gesamtzahl der Tiere für die Probe wird im Feldprotokoll notiert. So wurde für jedes häufige Taxon verfahren. Bei Taxa mit geringerer Häufigkeit läßt sich die Individuenzahl größenordnungsmäßig leichter ermitteln. Wenn nicht im einzelnen ausgezählt wird, kann die Häufigkeit ab 20 Tieren/Probe in 5er bis 10er Gruppen angegeben werden, z. B. *Limnius* spp. 35, *Isoperla* spp. 80 usw. Auf diese Weise erhält man halbquantitative Angaben, die die Dominanzverteilung in der Probe hinreichend genau widerspiegeln.

Von allen Taxa wurden entsprechend ihrer Häufigkeit Belegexemplare ausgelesen und in 70 %igem Alkohol konserviert. Von denjenigen Taxa, die draußen nicht exakt genug bestimmt werden können, vor allem von häufigen Formen, wurden mindestens 20-30 Tiere zur späteren Nachbestimmung im Labor eingesammelt.



**Abb. 3-4:** Beispiel für die Auszählung häufiger Taxa im Gelände im lebenden Zustand in einer 30 x 40 cm großen Fotoschale bei heterogener Verteilung z. B. von *Baetis* sp. Analog wird mit den übrigen häufigen Taxa in der Probe verfahren.

Bei je zwei ausgezählten Teilflächen am Rand (hohe Dichte) und zwei in der Mitte (geringe Dichte) ergibt sich folgende Berechnungsart, z. B.:

φ	600 Tiere am Rand auf 2 Teilflächen		
	insgesamt	8 Teilflächen am Rand	4 x 600 = 2.400
φ	80 Tiere in der Mitte auf 2 Teilflächen		
	insgesamt	8 Teilflächen in der Mitte	4 x 80 = 320
<b>Gesamtzahl der Tiere/Schale</b>			<b>3.720</b>

### 3.1.4.2.2 Nachbestimmung im Labor

Die im Freiland eingesammelten Larven, beispielsweise der Gattung *Baetis*, wurden im Labor nach den aktuellen Bestimmungsschlüsseln weiter bis zur Art bestimmt. Erweisen sich beispielsweise von 30 *Baetis*-spp.-Larven 24 (=80 %) als *Baetis rhodani* und 6 (=20 %) als *Baetis vernus*, so wird der prozentuale Anteil der Teilmenge schließlich auf die Gesamtzahl der im Gelände bestimmten *Baetis* spp. bezogen, d. h. von den im obigen Beispiel insgesamt 3720 *Baetis* spp. sind 80 % = 2976 *Baetis rhodani* und 20 % = 744 *Baetis vernus*.

Der Arbeitsaufwand dieser semiquantitativen Methode ist bei weitem geringer, als wenn die gesamte Probe konserviert und im Labor „exakt“ ausgezählt wird.

### 3.1.4.2.3 Belegsammlung

Von allen determinierten Taxa wurden, nach taxonomischen Gruppen getrennt, z. B. Ephemeroptera, Plecoptera usw. entsprechend der Häufigkeit einige Belegexemplare (etwa 10-20) in 70 %igem Äthanol in Rollrandgläsern konserviert. In das Glas wurde ein mit dem Namen des Taxons, des Bearbeiters (leg. et det.), Fundort und Datum versehener Pergamentstreifen (mit Bleistift beschriftet) eingelegt. Die Gläser können (z. B. nach BUCK & KONZELMANN, 1985) in ausgestanzten Styroporplatten (ca. 30 x 30 cm) platzsparend aufbewahrt werden.

Für eine Fotodokumentation der Untersuchungsstellen sind 1-2 Dias pro Stelle mit Angabe von Untersuchungsstellen Nr., Flussname und Datum zweckmäßig.

### 3.1.4.3 Auswertung der Daten

#### 3.1.4.3.1 Zoozoologische Struktogramme

Die graphische Darstellung zoozoologischer Struktogramme (siehe Abb. 3-5) kombiniert die **Stetigkeit (Präsenz)** mit der **normierten Häufigkeit** der Taxa (Arten, Gattungen usw.) in einem gegebenen Datenkollektiv, z. B. aus verschiedenen Gewässergüteklassen, Gewässerformationen oder unterschiedlichen geochemischen Gewässertypen. Als **Präsenz** wird das Vorkommen eines Taxons in Prozent aller Proben eines Datenkollektivs bezeichnet. Die **normierte Häufigkeit** ist (nach KÜBLER & BRAUKMANN (1993)) als **Individuenzahl** eines Taxons in einer Probe definiert, **dividiert durch** die **maximale Individuenzahl** des **betreffenden Taxons** im **gesamten Probenkollektiv**. Die Normierung (Division durch das taxaspezifische Häufigkeitsmaximum) erfolgt deshalb, damit sehr individuenreiche Taxa (z. B. *Baetis rhodani* oder *Gammarus* spp.) mit weniger zahlreich auftretenden Taxa (z. B. *Perla marginata*) mengenmäßig besser vergleichbar sind. Ein solcher Normierungsschritt ist auch für statistische Ähnlichkeitsvergleiche verschiedener Gewässertypen, beispielsweise mittels Clusteranalyse (s.u.) eine wesentliche Grundvoraussetzung. Sind an verschiedenen Untersuchungsstellen jeweils mehrere Proben untersucht worden, so wird für die Untersuchungsstellen zum Vergleich mit anderen die mittlere normierte Häufigkeit aus den einzelnen Proben angegeben.

Statt der normierten Häufigkeit kann für ein zöologisches Struktogramm auch die **Dominanz** verwendet werden. Dominanz ist die relative Häufigkeit der einzelnen Arten in einer Probe. Der Dominanzgrad errechnet sich nach SCHWERDTFEGGER (1975) nach der Formel  $D = 100 \cdot b/a$ , wobei b die Häufigkeit (Individuenzahl) der betr. Art und a die Häufigkeit aller

Arten ist. Bei mehreren Proben von einer Probestelle wird der Medianwert der Taxadominanzen der Einzelproben verwendet. Die **Kombination (Produkt)** aus **Präsenz** und mittlerer **normierter Häufigkeit** bzw. **Dominanz** für jedes Taxon ergibt einen Wert, der in einem  **sogenannten zoözoologischen Struktogramm** graphisch als (schwarze) Fläche dargestellt werden kann. Diese Flächen werden so sortiert, dass sich eine zöologische Reihe ergibt, in der die Häufigkeiten der Taxa die zu vergleichenden Gewässertypen (Güteklassen, Fließgewässerzonen oder regionale Typen) synoptisch differenzieren. Die Struktogramme, die zum einen auf der normierten Häufigkeit, zum anderen auf der mittleren Dominanz basieren, können sich allerdings infolge der unterschiedlichen Normierung unterscheiden (siehe Abb. 3-5).

In Tab. 3-11 ist ein Beispiel konstruiert, anhand dessen die Entwicklung eines zoözoologischen Struktogramms erläutert werden soll. Die maximale Häufigkeit jeder Art ist fett gedruckt. Im ersten Schritt (Tab. 3-12) werden die absoluten Häufigkeiten der einzelnen Arten für jede Probestelle normiert (Division durch das artspezifische Häufigkeitsmaximum aus allen Probestellen). Anschließend werden die einzelnen Probestellen zu Gruppen zusammengefasst, im Beispiel zu drei Gewässergüteklassen, die anhand ihrer Arten verglichen werden sollen. Für die 3 Güteklassen werden die mittleren normierten Häufigkeiten berechnet (Tab. 3-13). Im nächsten Schritt wird die Präsenz der Arten in jeder Güteklasse berechnet (Angaben in %). Zur Angabe der mittleren normierten Häufigkeiten in Prozent werden die betreffenden Werte aus Tab. 3-13 mit 100 multipliziert. **Präsenz** und **mittlere Häufigkeit** werden in Tab. 3-14 **kombiniert**. Aus technischen Gründen der anschließenden Sortierung werden für diese Tabelle Zeilen und Spalten vertauscht. Die Werte aus Tab. 3-14 werden abschließend nach steigendem **Produkt** aus **Präsenz** und **mittlerer normierter Häufigkeit** sortiert und in Tab. 3-15 in der Reihenfolge dargestellt, die derjenigen in der Graphik des zöologischen Struktogramms entspricht (Abb. 3-5, linkes Diagramm). Sortiert wird nach folgendem Algorithmus:

Die Reihenfolge der Zeilen richtet sich nach der Gruppe 1 (im Beispiel der Abb. 3-5 Güteklasse 1), solange das Produkt aus Präsenz und mittlerer normierter Häufigkeit innerhalb der Gruppe 1 am größten ist. Anschließend wird anhand von Gruppe 2 nach dem gleichen Kriterium sortiert usw.

**Zum Vergleich** wird anschließend die analoge Vorgehensweise dargestellt, die zu einem Struktogramm führt, welches auf der **Kombination** aus **Präsenz** und der mittleren **Dominanz** basiert (vergleiche Tab. 3-16 bis Tab. 3-18 und Abb. 3-5, rechte Graphik).

**Tab. 3-11:** Mittlere Häufigkeiten (Mediane) von 5 Arten aus mehreren Proben von insgesamt 12 Probestellen, verteilt auf 3 Güteklassen. Daten fiktiv, Häufigkeitsmaxima fett gedruckt.

Güteklasse	Probestelle	Arten (Individuen/Probestelle)					Summe
		Art A	Art B	Art C	Art D	Art E	
1	1	5	2	<b>1000</b>	0	100	1107
1	2	10	5	500	0	80	595
1	3	5	2	250	2	60	319
1	4	20	10	100	1	40	171
2	5	<b>100</b>	<b>50</b>	100	<b>1000</b>	500	1750
2	6	10	5	50	500	400	965
2	7	2	1	25	250	300	578
2	8	0	1	10	100	200	311
3	9	50	25	10	100	<b>2000</b>	2185
3	10	10	5	5	50	1000	1070
3	11	0	0	3	25	500	528
3	12	0	1	1	10	250	262

**Tab. 3-12:** Normierte Häufigkeiten (Werte aus Tab. 3-11, dividiert durch die artspezifischen Häufigkeitsmaxima).

Güteklasse	Probestelle	Arten (Normierte Häufigkeit/Probestelle)				
		Art A	Art B	Art C	Art D	Art E
1	1	0,05	0,04	<b>1,00</b>	0	0,05
1	2	0,10	0,10	0,50	0	0,04
1	3	0,05	0,04	0,25	0,002	0,03
1	4	0,20	0,20	0,10	0,001	0,02
2	5	<b>1,00</b>	<b>1,00</b>	0,10	<b>1,00</b>	0,25
2	6	0,10	0,10	0,05	0,50	0,20
2	7	0,02	0,02	0,03	0,25	0,15
2	8	0	0,02	0,01	0,10	0,10
3	9	0,50	0,50	0,01	0,10	<b>1,00</b>
3	10	0,10	0,10	0,01	0,05	0,50
3	11	0	0	0,003	0,03	0,25
3	12	0	0,02	0,001	0,01	0,125



**Tab. 3-13:** Mittelwerte je Güteklasse der normierten Häufigkeiten der Arten aus den Werten der Einzelprobestellen.

Güteklasse	Art A	Art B	Art C	Art D	Art E
1	0,1000	0,0950	0,4625	0,0008	0,0350
2	0,2800	0,2850	0,0463	0,4625	0,1750
3	0,1500	0,1550	0,0048	0,0463	0,4688

**Tab. 3-14:** Kombination aus Präsenz (= Stetigkeit, d.h. Vorkommen der Arten in den 3 Güteklassen in %, siehe Tab. 3-12) und normierter Häufigkeit der Arten (Werte aus Tab. 3-13  $\cdot 100$ , Angabe in %).

Arten	Güteklasse 1		Güteklasse 2		Güteklasse 3	
	Präsenz	Häufigkeit	Präsenz	Häufigkeit	Präsenz	Häufigkeit
Art A	100	10,00	75	28,00	50	15,00
Art B	100	9,50	100	28,50	75	15,50
Art C	100	46,25	100	4,63	100	0,48
Art D	50	0,08	100	46,25	100	4,63
Art E	100	3,50	100	17,50	100	46,88

**Tab. 3-15:** Werte aus Tab. 3-14, sortiert nach steigendem Produkt aus Präsenz und mittlerer normierter Häufigkeit je Güteklasse von links oben nach rechts unten, Daten für Struktogramm in Abb. 3-5, linke Graphik.

Arten	Güteklasse 1		Güteklasse 2		Güteklasse 3	
	Präsenz	Häufigkeit	Präsenz	Häufigkeit	Präsenz	Häufigkeit
Art C	100	46,25	100	4,63	100	0,48
Art A	100	10,00	75	28,00	50	15,00
Art B	100	9,50	100	28,50	75	15,50
Art D	50	0,08	100	46,25	100	4,63
Art E	100	3,50	100	17,50	100	46,88

Nachfolgend (Tab. 3-16 bis Tab. 3-18) wird der analoge Weg zur Erstellung eines Struktogramms in Kombination aus Präsenz und Dominanz beschrieben (s. Abb. 3-5, rechts).

**Tab. 3-16:** Daten aus Tab. 3-11, umgerechnet in Dominanzen, d.h. relative Abundanzen der Arten, bezogen auf eine Probestelle.

Güteklasse	Probestelle	Arten (Dominanzen/Probestelle)					Summe
		Art A	Art B	Art C	Art D	Art E	
1	1	0,452	0,181	90,334	0	9,033	100
1	2	1,681	0,840	84,034	0	13,445	100
1	3	1,567	0,627	78,370	0,627	18,809	100
1	4	11,696	5,848	58,480	0,585	23,392	100
2	5	5,714	2,857	5,714	57,143	28,571	100
2	6	1,036	0,518	5,181	51,813	41,451	100
2	7	0,346	0,173	4,325	43,253	51,903	100
2	8	0	0,322	3,215	32,154	64,309	100
3	9	2,288	1,144	0,458	4,577	91,533	100
3	10	0,935	0,467	0,467	4,673	93,458	100
3	11	0	0	0,568	4,735	94,697	100
3	12	0	0,382	0,382	3,817	95,420	100

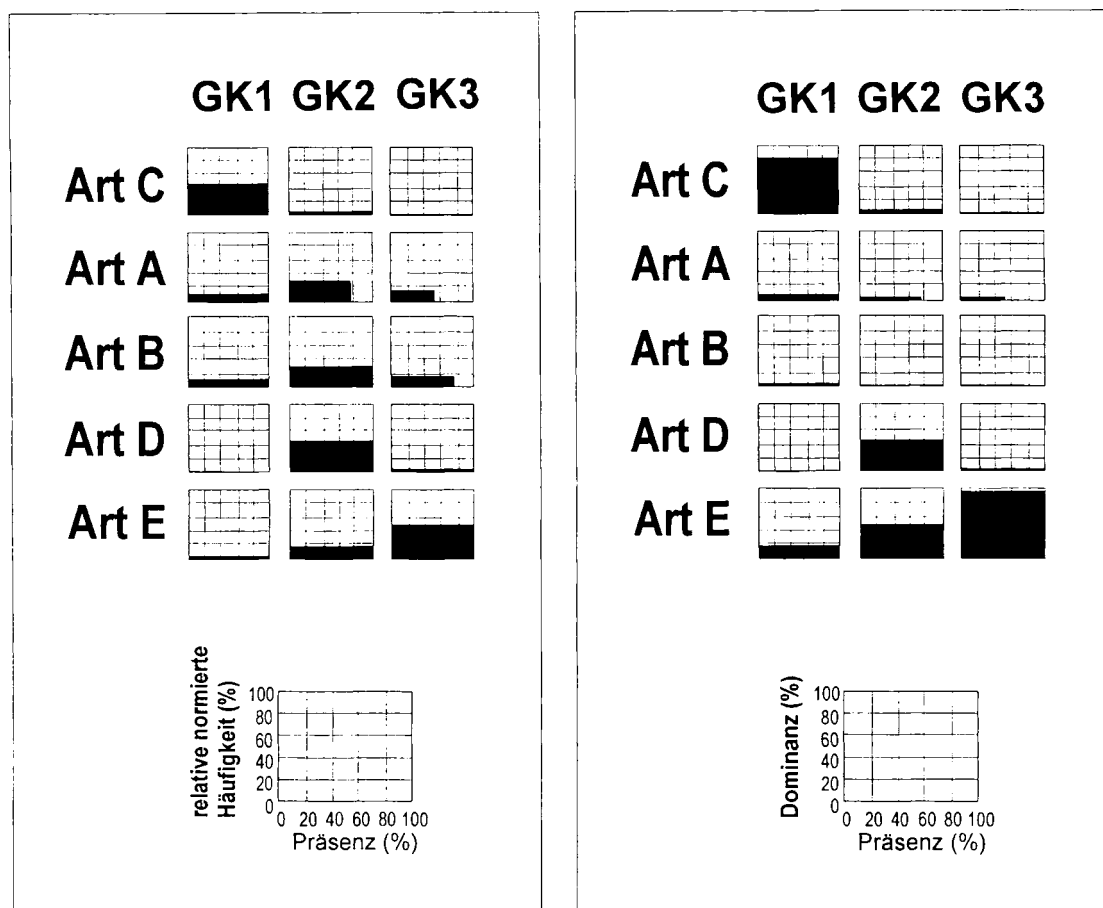
**Tab. 3-17:** Präsenzen und mittlere Dominanzen der Arten für die einzelnen Güteklassen, Dominanzwerte aus Tab. 3-16 gemittelt, Tabelle transponiert (Zeilen u. Spalten vertauscht).

Arten	Güteklasse 1		Güteklasse 2		Güteklasse 3	
	Präsenz	Dominanz	Präsenz	Dominanz	Präsenz	Dominanz
Art A	100	3,85	75	1,77	50	0,81
Art B	100	1,87	100	0,97	75	0,50
Art C	100	77,80	100	4,61	100	0,47
Art D	50	0,30	100	46,09	100	4,45
Art E	100	16,17	100	46,56	100	93,78

**Tab. 3-18:** Werte aus Tab. 3-17, sortiert nach steigendem Produkt aus Präsenz und Häufigkeit pro Art und Güteklasse von links oben nach rechts unten, Daten für Struktogramm in Abb. 3-5, rechte Graphik.

Arten	Güteklasse 1		Güteklasse 2		Güteklasse 3	
	Präsenz	Dominanz	Präsenz	Dominanz	Präsenz	Dominanz
Art C	100	77,80	100	4,61	100	0,47
Art A	100	3,85	75	1,77	50	0,81
Art B	100	1,87	100	0,97	75	0,50
Art D	50	0,30	100	46,09	100	4,45
Art E	100	16,17	100	46,56	100	93,78

Abb. 3-5 gibt die zöologischen Struktogramme wieder, die sich aus den Zahlenwerten der Tab. 3-15 und Tab. 3-18 ergeben.



**Abb. 3-5:** links: Zöologisches Struktogramm von 5 Arten in drei Güteklassen - kombinierte Darstellung des Produkts aus Präsenz und mittlerer normierter Häufigkeit;  
rechts: Produkt aus Präsenz und mittlerer Dominanz - Werte siehe Tab. 3-15 und Tab. 3-18); GK= Güteklasse.

Wie die beiden Struktogramme in Abb. 3-5 zeigen, ist die Normierung durch die mittlere Häufigkeit stärker als durch die mittlere Dominanz. Deshalb erscheinen die Taxa am linken oberen und rechten unteren Ende des Diagramms (rechtes Bild) mit größerer Fläche als im linken Diagramm. Infolge der Division durch das Häufigkeitsmaximum erfolgt eine gewisse Nivellierung der Ergebnisse im Vergleich zur Angabe der Dominanzen. Die Grundstruktur ist ansonsten in beiden Diagrammen ähnlich.

### 3.1.4.3.2 Ähnlichkeits-Analysen von Gewässertypen und deren Zoozönosen

Multivariate statistische Verfahren, z. B. Faktorenanalysen oder Cluster-Analysen sind eine andere Möglichkeit, um Fließgewässertypen anhand der Ähnlichkeit ihrer Artenzusammensetzung herauszuarbeiten.

Bei ökologischen Ähnlichkeits-Analysen von Gewässern oder Lebensgemeinschaften kann sowohl mit dem reinen Vorhandensein (binär: 0 = nicht vorhanden, 1 = vorhanden) der Arten (oder Taxa) als auch mit absoluten Häufigkeiten (Abundanzen = Individuenzahlen) oder relativen Häufigkeiten (z. B. Dominanzen, s. o.) operiert werden.

Erforderlich für letztere sind hierfür, ebenso wie für die Struktogramme

- möglichst „halbquantitative“ Daten (Individuenzahlen, zumindest größenordnungsmäßig abgeschätzt, mit Flächen- oder Sammelzeitbezug).
- möglichst weitgehende taxonomische Bestimmung, am besten bis zur Art.

Mit **Häufigkeiten** ist eine **differenziertere Aussage** über die zoozönotische Ähnlichkeit von Fließgewässern, wie weiter unten dargelegt wird, möglich als mit reinem Vorhandensein (binären Daten) der Taxa.

In der Literatur gibt es eine Reihe von Verfahren, mit denen die Ähnlichkeit von Artenvergesellschaftungen berechnet werden kann. Nachfolgend werden einige in der Literatur häufiger angewandte Ähnlichkeitskoeffizienten vorgestellt.

### Indices mit ausschließlicher Berücksichtigung der Präsenz

ELLENBERG (1956) verwendet für vegetationskundliche Analysen den Präsenz-Gemeinschaftskoeffizienten, der folgendermaßen definiert ist:

$$JZ = c / (a + b + c)$$

c = Anzahl der gemeinsamen Arten

a = Anzahl der **nur** in Gebiet a auftretenden Arten

b = Anzahl der **nur** in Gebiet b auftretenden Arten

Dieser Index wird auch als **JACCARD** Index oder JACCARD'sche Zahl (JZ) bezeichnet (MÜHLENBERG (1989)).

### SÖRENSEN-Quotient

Im Vergleich zum Präsenz-Gemeinschaftskoeffizienten führt der SÖRENSEN-Quotient (MÜHLENBERG (1989)) besonders im mittleren Bereich zu „besseren“ bzw. näher an 1 liegenden Werten. Die Formel für den SÖRENSEN-Quotienten lautet:

$$Sö = (2 \cdot c) / (a + b + 2 \cdot c)$$

c, a und b wie in obiger Formel

## Indices mit Berücksichtigung der Individuenzahl (Häufigkeiten)

### RENKONEN-Dominanzidentitäts-Index

Nach MÜHLENBERG (1989) lautet der Dominanzidentitätsindex nach RENKONEN wie folgt:

$$Re = \sum \min Da,b$$

Summe der jeweils kleineren Dominanzwerte der gemeinsamen Arten von zwei Gebieten a und b

Arten mit hoher Individuenzahl werden stärker gewichtet als Arten mit geringerer Individuenzahl.

### Massen-Gemeinschaftskoeffizient nach ELLENBERG (1956)

Unter Berücksichtigung quantitativer Informationen (Dominanzen) verwendet ELLENBERG (1956) für Pflanzengesellschaften folgenden Ähnlichkeitskoeffizienten:

$$G_{mE} = (M_c/2)/(M_a+M_b+M_c/2)$$

$M_c$  = Summe der Dominanzen aller gemeinsamen Arten (Gebiet a und b)

$M_a$  = Summe der Dominanzen der nur in Gebiet a auftretenden Arten

$M_b$  = Summe der Dominanzen der nur in Gebiet b auftretenden Arten

Wie bei der RENKONEN Zahl, dem GLEASON-Index (s.u.) und der "Percentage Similiarity" (in nicht standardisierter Form, s.u.) werden in großer Zahl (hohen Dominanzen) auftretende Arten stärker gewichtet. Im Vergleich zur RENKONEN Zahl führt der Massen-Gemeinschaftskoeffizient zu „besseren“ bzw. näher an 1 liegenden Werten.

### Ähnlichkeitsindex $K_w$ nach WAINSTEIN

Nach (MÜHLENBERG (1989)) kombiniert der Ähnlichkeitsindex  $K_w$  nach WAINSTEIN die Indices nach RENKONEN und JACCARD folgendermaßen:

$$K_w = Re \cdot JZ$$

$Re$  = RENKONEN Zahl (s. o.)

$JZ$  = JACCARD Zahl (s. o.)

Durch die Multiplikation mit der JACCARD Zahl wird die Anzahl der gemeinsamen Arten stärker gewichtet.

### Gleason-Index

Nach FRANKENBERG (1982) formuliert GLEASON folgenden Ähnlichkeitskoeffizienten:

$$I = \sum (x_i + y_j) / \sum (x_k + y_k)$$

$\sum (x_i + y_j)$  = Summe der Häufigkeiten der gemeinsamen Arten i.

$\sum (x_k + y_k)$  = Summe der Häufigkeiten aller Arten.

Arten mit hoher Individuenzahl werden stärker gewichtet als Arten mit geringerer Individuenzahl.

## "Percentage Similarity" nach CZEKANOWSKYI

Ein weiterer Koeffizient lautet nach FRANKENBERG (1982):

$$PS = 2 \cdot \sum \min(x_i, y_i) / \sum (x_k + y_k)$$

$\sum \min(x_i, y_i)$  = Summe der jeweils kleineren Häufigkeiten der gemeinsamen Arten

In der Regel wird der PS-Index standardisiert, indem die Häufigkeiten jeder Art durch das Maximum dieser Art an allen Probestellen dividiert wird. Durch die Standardisierung werden sämtliche Arten gleich gewichtet. Die Verwendung des Minimums anstelle der Summe bei den gemeinsamen Arten (GLEASON-Index) vermeidet sprunghafte Änderungen für den Fall, dass nur wenige Individuen über den Status als gemeinsame Art entscheiden.

## Euklidische Distanz

Der Euklidische Abstand kann als ein Ähnlichkeitsmaß für Objekte (z. B. biologische Gewässerproben) herangezogen werden. Der Euklidische Abstand zwischen den Punkten j und k, die die Objekte  $O_j$  und  $O_k$  im s-dimensionalen Raum repräsentieren, gekennzeichnet mit  $d(j, k)$ , wird nach PIELOU (1984) oder SCHÄFER (1979) mit folgender Formel dargestellt:

$$\text{Formel 3-11: } d(j, k) = \sqrt{\sum_{i=1}^s (x_{ji} - x_{ki})^2 / n}$$

Eine andere Schreibweise lautet:

$$ED = (\sum (x_i - y_i)^2)^{1/2} / n$$

$\sum (x_i - y_i)^2$  ist die quadrierte Differenz der Häufigkeiten **aller** Arten,  $n$  = Anzahl aller Arten

Die Euklidische Distanz berücksichtigt (nach HÖTZL (1982)) bei dem Vergleich von zwei Probestellen im Gegensatz zu den übrigen Ähnlichkeitskoeffizienten auch Arten, die an keiner von beiden Probestellen vorkommen. Diese Arten mit der Häufigkeit "0" an beiden Probestellen führen deshalb für Probestellen mit wenigen Arten zu einer geringen Euklidischen Distanz bzw. hohen Ähnlichkeit (kritische Anmerkung hierzu s. Kap. 3.1.4.3.3.2.1).

### 3.1.4.3.3 Transformation der Daten

Abundanzen verschiedener aquatischer Arten/Taxa differieren in der Regel stark. Oft sind relativ wenige Arten dominant, die meisten hingegen subdominant oder rezedent bis subrezedent. Nicht selten sind die nicht dominanten Arten stenök und deshalb zur Charakterisierung und Unterscheidung verschiedener Gewässertypen eher geeignet als die dominanten. Bei der zöologischen Ähnlichkeitsberechnung von Gewässern bzw. Lebensgemeinschaften wird das Ähnlichkeitsmuster nachhaltig, z. B. bei der Verwendung von nicht standardisierten Daten, von den sehr häufigen Taxa bestimmt, während die weniger zahlreichen, meist eher stenöken, typischen Taxa kaum ins Gewicht fallen. Aus diesem Grund ist eine für ökologische Auswertungen sinnvolle **Transformation der biologischen Daten** erforderlich.

Zur Anwendung von Ähnlichkeitskoeffizienten für Ähnlichkeitsvergleiche verschiedener Gewässer (Probestellen) oder Taxa wird das nachfolgend ausführlich beschriebene

Berechnungsverfahren vorgeschlagen (nach KÜBLER & BRAUKMANN, 1993). Für die Entwicklung der Koeffizienten waren die folgenden grundlegenden Kriterien maßgebend:

- Gemeinsames **Nicht**vorhandensein von Taxa, d. h. „0/0“ - Datenpaare sollten **nicht** in die Berechnung des Ähnlichkeitskoeffizienten eingehen (im Gegensatz zur Euklidischen Distanz).
- Es werden ausschließlich Häufigkeiten von zumindest in einer Probe vorhandenen Taxa oder in verschiedenen Proben gemeinsam vorkommender Taxa berücksichtigt. Zur Berechnung der Ähnlichkeitskoeffizienten wird die Differenz der transformierten Häufigkeiten der vorhandenen Taxa ermittelt. Nicht vorhandene Taxa gehen nicht in die Ähnlichkeitsberechnung ein (vgl. z.B. Formel 3-14 und Formel 3-16).
- Taxa mit hohen Individuenzahlen sollen nicht überbewertet werden. Deshalb erfolgt eine Normierung durch das artspezifische Häufigkeitsmaximum, wie für die Struktogramme beschrieben.
- Seltene Taxa mit großen Häufigkeiten (Massenvorkommen) sollen nicht überbewertet, Taxa, die nur mit geringen Häufigkeiten vorkommen, nicht unterbewertet werden. Deshalb erfolgt eine zusätzliche Logarithmierung der Häufigkeiten.

### 3.1.4.3.3.1 Normierung und Logarithmierung

Meist streuen die Individuenzahlen der Taxa in biologischen Gewässerproben sehr stark. Diese Streuung kann auf verschiedene Weise verringert werden. Ein erster, einfacher Ansatz besteht darin, die mittlere Individuenzahl aller Taxa in einem Kollektiv zu vergleichender Probestellen (z. B. verschiedener Gewässertypen, Güteklassen, Untersuchungsgebiete oder anderer Gesichtspunkte) durch die maximale Individuenzahl im Gesamtkollektiv zu teilen. Mit dieser Transformation erreicht man, dass Taxa, die normalerweise mit sehr kleinen Individuenzahlen auftreten, gegenüber meist sehr individuenreichen Taxa in ihrem Zahlenwert angehoben werden.

Die entsprechende Formel zur Normierung lautet:

$$\text{Formel 3-12: } H_{\text{norm}} = \frac{H}{H_{\text{max}}};$$

$H_{\text{norm}}$  = normierte (standardisierte) Häufigkeit (Individuenzahl) eines Taxons an einer Probestelle,

$H$  = mittlere Häufigkeit (Individuenzahl) eines Taxons an einer Probestelle,

$H_{\text{max}}$  = maximale Häufigkeit des betreffenden Taxons aus allen Probestellen des Gesamt-Kollektivs.

#### Hierzu ein Beispiel:

Eine Art, die meist in großer Individuenzahl vorkommt, ist die relativ verschmutzungstolerante Ephemeroptere (Eintagsfliege) *Baetis rhodani*, die in vielen verschiedenen Fließgewässertypen als Ubiquist meist sehr hohe Abundanzen erreicht. Ein Taxon mit stets geringer Individuendichte ist die räuberisch lebende Plecoptere (Steinfliege) *Perla marginata*, die aufgrund ihrer Langlebigkeit und ihrer Empfindlichkeit gegenüber Abwasser- oder Säurebelastungen gegenüber *Baetis rhodani* einen hohen ökologischen Indikatorwert hat.

**Beispiel:** In einem Kollektiv aus 8 Probestellen 8 verschiedener Bäche im Schwarzwald mit unterschiedlicher Gewässergüte, die miteinander verglichen werden sollen, kommt *Baetis rhodani* in einem der Bäche dieses Kollektivs mit 5.000 Individuen (Mittelwert aus 10 Einzelproben) vor. Die maximale Individuenzahl dieser Art beträgt in allen 8 Bächen 10.000. Durch die obige Transformation ergibt sich als normierte Häufigkeit für *Baetis rhodani* nunmehr der Wert  $H_{\text{norm}} = 0,5$  im betr. Bach.

*Perla marginata* ist im selben Bach z. B. mit durchschnittlich 3 Individuen vertreten, maximal mit 6 Individuen, bezogen auf alle Bäche. Durch die Transformation beträgt für *Perla marginata* nun ebenfalls  $H_{\text{norm}} = 0,5$ . Das bedeutet, dass *P. marginata* mit der gleichen taxaspezifisch normierten Häufigkeit auftritt wie *Baetis rhodani*.

Der Sinn dieser taxabezogenen Normierung liegt darin, die wenig häufigen, ökologisch aber meist bedeutsamen Organismen adäquater zu berücksichtigen und in ihrer rechnerischen Bedeutung den Massenorganismen gegenüber anzuheben und damit ihr Gewicht bei einem Ähnlichkeitsvergleich zu erhöhen.

Eine **weitergehende Normierung** kann dadurch erfolgen, dass die Individuenzahlen der Taxa vor der o.g. Normierung **zusätzlich** wie folgt **logarithmiert** werden:

Die absoluten Häufigkeiten ( $H = \text{Individuenzahlen/Erhebung}$ ) der Arten werden zunächst **logarithmiert** ( $\ln(H+1)$ ,  $H+1$ , da  $\ln$  von Zahlen kleiner 1 negativ ist). Die Logarithmierung wird vorgenommen, damit die maximale Häufigkeit der Taxa nicht überbewertet wird. In einem zweiten Schritt erfolgt eine **Normierung** der Daten (Division der **logarithmierten Häufigkeit** jeder Art durch das **logarithmierte artspezifische Häufigkeitsmaximum** in einem gegebenen Probenkollektiv, z. B. 8 Probestellen, gemäß folgender Formel:

**Formel 3-13:** 
$$H_{\text{norm}} = \frac{\ln(H + 1)}{\ln(H_{\text{max}} + 1)}$$

$H_{\text{norm}}$  = logarithmierte und normierte Häufigkeit eines Taxons,

$H_{\text{max}}$  = **maximale** Häufigkeit des betr. Taxons aus **allen** Probestellen des Gesamtkollektivs

Die Normierung wird durchgeführt, um die Häufigkeiten der verschiedenen Arten vergleichen zu können.

### 3.1.4.3.3.2 Ähnlichkeitsberechnung

Bei einer zooökologischen Analyse von Fließgewässern (geochemischen Gewässertypen, längszonalen Gewässerabschnitten oder von Gewässern mit unterschiedlicher Güteklasse) können sowohl die Untersuchungsstellen als auch die Taxa einer Ähnlichkeitsanalyse unterzogen werden. Zur Berechnung der **Ähnlichkeitskoeffizienten** zwischen **Probestellen** bzw. zwischen **Taxa** werden die nachfolgend beschriebenen Formeln verwandt. Durch den sukzessiven paarweisen Vergleich aller Probestellen oder Taxa des Kollektivs ergibt sich eine **Ähnlichkeitsmatrix** in Dreiecksform (s. z. B. Tab. 3-27).

Die Transformation der Häufigkeiten wird anschließend anhand eines Beispiels (Tab. 3-19, Tab. 3-21 bis Tab. 3-40, Abb. 3-7 bis Abb. 3-10) näher erläutert.



## 1. Ermittlung zoozönotisch ähnlicher Gewässer (Vergleich der Probestellen)

Zum Vergleich verschiedener Proben, Probestellen, Gewässerabschnitte oder Gewässertypen werden diese nach bestimmten Kriterien, etwa nach der Geologie ihrer Einzugsgebiete, zu Kollektiven zusammengestellt. In diesem Kollektiv der Gewässer wird anhand der vorkommenden Taxa sukzessive jedes Gewässer paarweise mit jedem verglichen. Hieraus resultiert eine dreieckförmige Ähnlichkeitsmatrix, die die entsprechenden Ähnlichkeitskoeffizienten der untersuchten Bäche enthält. Aus dieser Matrix wird mittels Cluster-Analyse ein Dendrogramm erstellt. Hierbei gibt es eine Reihe von Verknüpfungsverfahren zur Kopplung der unterschiedlich ähnlichen Bäche, z. B. das sogenannte "single linkage"-Verfahren oder andere Varianten wie das "complete linkage", das "average linkage"-Verfahren oder dasjenige von WARD. Unter dem "single linkage"-Verfahren ist die direkte Verknüpfung der einzelnen Objekte (z. B. der Bäche) in einer Clusteranalyse zu verstehen. Die zwei ähnlichsten Objekte werden zu einem Cluster verbunden. Diese erscheinen als Zweige im Stammbaum des Dendrogramms. Weitere Objekte werden mit dem ähnlichsten Objekt des bereits gebildeten Clusters verknüpft usw. Diese Variante ist die einfachste und am besten nachvollziehbare Art der Verknüpfung. Mit den verschiedenen Verknüpfungsmethoden werden im Allgemeinen leicht unterschiedliche Dendrogramme erzeugt (s. Abb. 3-10). Die Unterschiede in den Dendrogrammen werden jedoch meist weitaus stärker von den verschiedenen Ähnlichkeitskoeffizienten beeinflusst als von den Cluster-Varianten. Deshalb ist eine gründliche und sorgfältige Vorbereitung quantitativer oder halbquantitativer biologischer Daten für eine ökologische Analyse sehr wesentlich. Aufgrund der Cluster-Analyse ergeben sich Gruppen (Cluster) zoozönotisch mehr oder minder ähnlicher Gewässer.

## 2. Ermittlung charakteristischer Arten- oder Taxa-Assoziationen (Vergleich der Taxa)

Für die im 1. Schritt der Clusteranalyse der Untersuchungsstellen ausgewiesenen Gruppen der biologisch **ähnlichsten Gewässer** wird anschließend in weiteren Schritten gruppenweise ein **Vergleich** der einzelnen **Taxa** vorgenommen. Hierbei werden in jeder Gewässer-Gruppe separat nunmehr alle Taxa sukzessive paarweise miteinander verglichen.

Die Gewässer-Gruppen können auf diese Weise auf typische Taxa-Assoziationen hin durchleuchtet werden, nach Leit- oder Charakterformen benannt und von andersartigen Gewässer-Gruppen anhand von Differential-Taxa (Arten) unterschieden werden.

Nachfolgend soll aus den oben angeführten Gründen die Vorgehensweise der Behandlung biologischer Daten für zoozönotische Ähnlichkeitsanalysen eingehend anhand von Beispielen erläutert werden. In Tab. 3-19 sind in einem fiktiven Beispiel Daten aus 8 Probestellen zusammengestellt. Den Originaldaten stehen verschiedene Normierungsvarianten gegenüber, die die Bedeutung der Normierung veranschaulichen sollen.

### 3.1.4.3.3.2.1 Nur Vorhandensein der Taxa (binäre Daten) berücksichtigt (Qualitativer Ansatz)

#### a) Vergleich der Probestellen

**Formel 3-14:** 
$$k_p = \frac{nT_2}{nT_1}$$

$k_p$  = Ähnlichkeitsindex für Probestellen

$nT_2$  = Anzahl der Taxa, die an beiden Probestellen vorkommen

$nT_1$  = Anzahl der Taxa, die nur an einer Probestelle vorkommen

$k_p = 1$ , wenn alle Taxa an beiden Probestellen gemeinsam vorkommen

$k_p = 0$ , wenn kein Taxon an beiden Probestellen gemeinsam vorkommt

## b) Vergleich der Taxa

**Formel 3-15:** 
$$k_T = \frac{nP_2}{nP_1}$$

$k_T$  = Ähnlichkeitsindex für Taxa

$nP_2$  = Anzahl der Probestellen, an denen beide Taxa vorkommen

$nP_1$  = Anzahl der Probestellen, an denen mindestens ein Taxon vorkommt

$k_T = 1$ , wenn beide Taxa an den Probestellen immer gemeinsam vorkommen

$k_T = 0$ , wenn beide Taxa an den Probestellen nie gemeinsam vorkommen

### 3.1.4.3.3.2 Transformierte (normierte u. logarithmierte) Häufigkeit der Taxa berücksichtigt

#### a) Vergleich der Probestellen

**Formel 3-16:** 
$$K_p = \frac{\sum_{i=1}^n HT_i}{nT_1}$$

$i = 1, \dots, n$ , Summe über die Taxa

$K_p$  = Ähnlichkeitsindex für Probestellen

$HT_i$  = Häufigkeitsfaktor für Taxa, die an mindestens einer Probestelle vorkommen

$nT_1$  = Anzahl Taxa, die an mindestens 1 Probestelle vorkommen

#### Häufigkeitsfaktor:

**Formel 3-17:** 
$$HT_i = 1 - |HP1_i - HP2_i|$$

$HP1_i$  = transformierte Häufigkeit des Taxons  $i$  an Probestelle 1

$HP2_i$  = transformierte Häufigkeit des Taxons  $i$  an Probestelle 2

(Anmerkung: Es wird immer das weniger häufige vom häufigeren Taxon subtrahiert.)

**Häufigkeitsfaktor = 1**, wenn die transformierten Häufigkeiten an beiden Probestellen identisch sind

Der **Häufigkeitsfaktor** geht gegen **0**, wenn sich die transformierten Häufigkeiten maximal unterscheiden, das Taxon muß jedoch an mindestens einer Probestelle präsent sein.

$K_p = 1$ , wenn die transformierten Häufigkeiten sämtlicher Taxa an beiden Probestellen identisch sind

$K_p = 0$ , wenn die Taxa nie gemeinsam vorkommen

## b) Vergleich der Taxa

**Formel 3-18:** 
$$K_T = \frac{\sum_{i=1}^n HP_i}{nP_1}$$

$i = 1, \dots, n$ , Summe über die Probestellen

$K_T$  = Ähnlichkeitsindex für Taxa

$HP_i$  = Häufigkeitsfaktor für Probestellen, an denen mindestens ein Taxon vorkommt

$nP_1$  = Anzahl Probestellen, an denen mindestens 1 Taxon vorkommt

### Häufigkeitsfaktor:

**Formel 3-19:** 
$$HP_i = 1 - |HT_{a_i} - HT_{b_i}|$$

$HT_{a_i}$  = transformierte Häufigkeit des Taxons a an Probestelle i

$HT_{b_i}$  = transformierte Häufigkeit des Taxons b an Probestelle i

**Häufigkeitsfaktor = 1**, wenn die transformierten Häufigkeiten beider Taxa identisch sind

Der **Häufigkeitsfaktor** geht gegen **0**, wenn sich die transformierten Häufigkeiten maximal unterscheiden, wobei mindestens ein Taxon (Taxon a oder Taxon b) an der Probestelle präsent sein muß.

$K_T = 1$ , wenn die Taxa immer mit der gleichen transformierten Häufigkeit vorkommen

$K_T = 0$ , wenn die Taxa nie gemeinsam vorkommen

Die o.g. Formeln zur Berechnung der Ähnlichkeiten zwischen Probestellen oder Arten sind so konzipiert, dass „0/0“-Artenpaare, d.h. in 2 verglichenen Probestellen gemeinsam **nicht vorkommende** Arten **nicht** in den Ähnlichkeitskoeffizienten eingehen. Bei einigen Ähnlichkeitskoeffizienten (z. B. EUKLIDISCHE Abstände oder BRAVAIS-PEARSON-Koeffizient), die in handelsüblichen Statistik-Programmen (z. B. SYSTAT) angeboten werden, gehen diese „0/0“-Artenpaare jedoch in die Berechnung der Ähnlichkeit mit ein und beeinflussen somit die Ähnlichkeitsbeziehungen zwischen den Probestellen. Das hat zur Folge, dass mit derartigen Koeffizienten 2 Probestellen, in denen nur wenige Arten vorkommen, aufgrund vieler in diesen beiden Proben gemeinsam nicht vorkommenden, wohl aber in anderen Proben vorhandenen Arten, als sehr ähnlich eingestuft werden. Diese rein statistische Ähnlichkeit spiegelt aber nicht unbedingt die reale Ähnlichkeit der beiden Proben wider. Diese ergibt sich lediglich aus dem Vorhandensein der Arten in den betreffenden Proben.

### 3.1.4.3.4 Beispiele für biologische Ähnlichkeitsanalysen

In diesem Kapitel werden anhand eines Beispiels einige Möglichkeiten erläutert, mit denen man biologische Daten einer Ähnlichkeitsanalyse unterziehen kann.

Im nachfolgend ausführlich beschriebenen Beispiel wurden die biologischen Daten (Tab. 3-19, Tab. 3-21 bis Tab. 3-32, s.u.) so gewählt, dass möglichst große Unterschiede bei den

Individuenzahlen der Taxa in den verschiedenen Probestellen zustande kommen, um die Bedeutung einer sachgerechten Aufbereitung biologischer Daten für statistische Ähnlichkeitsanalysen verschiedener Gewässertypen zu unterstreichen. Um die Wichtigkeit der Transformation der biologischen Daten zu illustrieren, werden nachfolgend zunächst die Untersuchungsstellen und anschließend die Taxa mit verschiedenen Verfahren folgendermaßen verglichen, und zwar anhand von:

1. **Binären** Daten,
2. **Originaldaten** (unveränderten Individuenzahlen),
3. **Normierten** (standardisierten) Daten (Individuenzahl, dividiert durch die maximale taxa-spezifische Individuenzahl aus allen verglichenen 8 Probestellen),
4. **Logarithmierten und anschließend normierten** Daten (Individuenzahl, dividiert durch die maximale taxaspezifische Individuenzahl aus allen verglichenen 8 Probestellen),
5. 7-stufigen **Häufigkeitsklassen**,
6. 7-stufigen **Häufigkeitsklassen**, diese sind jedoch **normiert**, d.h. die Häufigkeitsklassen sind durch die maximale taxaspezifische Häufigkeitsklasse aus allen 8 Probestellen dividiert.

Mit Formel 3-14 bis Formel 3-17 (bzw. mittels Verfahren nach SYSTAT oder STATISTICA) werden für die Probestellen aus den Wertetabellen (s. Tab. 3-21 bis Tab. 3-26) die Ähnlichkeitsmatrices errechnet (s. Tab. 3-27 bis Tab. 3-32). Analog wird beim Vergleich der Taxa-Ähnlichkeit verfahren (Wertetabellen siehe Tab. 3-33 bis Tab. 3-36, Ähnlichkeitsmatrices s. Tab. 3-37 bis Tab. 3-40). Anschließend werden die Werte der Ähnlichkeitsmatrices mittels Clusteranalyse in Form von Dendrogrammen graphisch veranschaulicht (s. Abb. 3-7 und Abb. 3-8). Die Dendrogramme wurden mit STATISTICA erstellt.

Die Ähnlichkeitskoeffizienten für die Vergleiche der Probestellen (in Tab. 3-27 bis Tab. 3-32), bzw. für die Taxa (in Tab. 3-37 bis Tab. 3-40) wurden mit dem STATISTICA-Programm als **1 minus Ähnlichkeitskoeffizient** dargestellt (vgl. Abb. 3-6).

Zur besseren Vergleichbarkeit wurden in den Abb. 3-7 bis Abb. 3-10 diese Distanzwerte in % (als  $\text{Linkage Distance}/\text{max. Distance} \cdot 100$ ) angegeben. Auf diese Weise kommen die Unterschiede zwischen den verschiedenen Verfahren in vergleichbarer Form zum Ausdruck.

**Tab. 3-19:** Beispiel für die Transformation biologischer Daten, die z. B. für Ähnlichkeitsberechnungen von Probestellen oder Arten (Taxa) verwendet werden sollen (max. Häufigkeiten fett).

Art (Taxon)	Probe-stelle	binäre Daten	absolute Häufigkeiten  H	Häufigkeitsklassen nach ALF et al. (1992) LfU	normierte Häufigkeiten, nicht logarithmiert $H_{\text{norm}} = \frac{H}{H_{\text{max}}}$	logarithmierte Häufigkeiten $H_{\text{ln}} = \ln(H + 1)$	logarithmierte und normierte Häufigkeiten $H_{\text{lnorm}} = \frac{\ln(H + 1)}{\ln(H_{\text{max}} + 1)}$
Art 1	1	1	<b>5000</b>	<b>7</b>	<b>1</b>	<b>8,517</b>	<b>1</b>
	2	1	200	6	0,04	5,303	0,623
	3	0	0	0	0	0	0
	4	0	0	0	0	0	0
	5	1	50	3	0,01	3,932	0,462
	6	1	3	2	0,0006	1,386	0,163
	7	1	1	1	0,0002	0,693	0,081
	8	0	0	0	0	0	0
Art 2	1	0	0	0	0	0	0
	2	1	<b>50</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>3,932</b>	<b>1</b>
	3	1	20	2	0,4	3,045	0,774
	4	0	0	0	0	0	0
	5	1	5	2	0,1	1,792	0,456
	6	1	2	2	0,04	1,099	0,279
	7	1	1	1	0,02	0,693	0,176
	8	0	0	0	0	0	0
Art 3	1	1	<b>10000</b>	<b>7</b>	<b>1</b>	<b>9,210</b>	<b>1</b>
	2	1	1000	7	0,1	6,909	0,750
	3	0	0	0	0	0	0
	4	0	0	0	0	0	0
	5	1	10	2	0,001	2,398	0,260
	6	0	0	0	0	0	0
	7	1	1	1	0,0001	0,693	0,075
	8	0	0	0	0	0	0
Art 4	1	1	<b>1000</b>	<b>7</b>	<b>1</b>	<b>6,909</b>	<b>1</b>
	2	1	200	6	0,2	5,303	0,768
	3	1	20	2	0,02	3,045	0,441
	4	1	10	2	0,01	2,398	0,347
	5	1	3	2	0,003	1,386	0,201
	6	1	1	1	0,001	0,693	0,100
	7	1	1	1	0,001	0,693	0,100
	8	1	1	1	0,001	0,693	0,100

### 3.1.4.3.4.1 Vergleich der Probestellen

#### 3.1.4.3.4.1.1 Binäre Daten

Werden binäre Daten verwendet, d.h. nur das Vorhandensein oder Nichtvorhandensein der Taxa berücksichtigt, so ergeben sich die Ergebnisse in Tab. 3-21. Aus den Werten dieser Tabelle wird mittels Formel 3-14 eine Ähnlichkeitsmatrix (Tab. 3-27) erzeugt. Diese Werte werden nach einer Cluster-Analyse graphisch in Form eines Dendrogramms (vgl. Abb. 3-7 oben links) dargestellt. Sowohl für die binären Daten als auch für die übrigen, weiter unten behandelten Ähnlichkeitskoeffizienten wird neben dem Cluster-Verfahren „Single Linkage“ jeweils zusätzlich eine alternative Variante, das sogenannte „WARD“-Verfahren, als Dendrogramm dargestellt.

#### 3.1.4.3.4.1.2 Originaldaten mit unveränderten absoluten Häufigkeiten

Die Tabelle (Tab. 3-22) enthält die Originaldaten ohne weitere Transformation aus Tab. 3-19, Spalte 4. Aus den Daten der Tab. 3-22 wurde mittels STATISTICA mit der EUKLIDISCHEN Distanz eine Korrelationsmatrix (s. Tab. 3-28) berechnet.

Diese Daten werden nachfolgend mittels Clusteranalyse ausgewertet und in Form von Dendrogrammen graphisch dargestellt (s. Abb. 3-7, Mitte).

#### 3.1.4.3.4.1.3 Normierte Häufigkeiten

Werden die Daten aus Tab. 3-22 gemäß

$$\text{Formel 3-12 } H_{\text{norm}} = \frac{H}{H_{\text{max}}}$$

**normiert**, d.h., werden die mittleren Häufigkeiten der Taxa durch die **maximale taxaspezifische Häufigkeit** in **allen 8 Probestellen** dividiert, so ergeben sich die Werte in Tab. 3-23. Hieraus kann mit Formel 3-16 die Korrelationsmatrix in Tab. 3-30 errechnet werden. Aus dieser Tabelle ergeben sich die graphischen Ähnlichkeitsbeziehungen der Probestellen im Dendrogramm der Abb. 3-8 Mitte.

#### 3.1.4.3.4.1.4 Logarithmierte und normierte Häufigkeiten

Nach Formel 3-13:  $H_{\text{lt}} = \frac{\ln(H + 1)}{\ln(H_{\text{max}} + 1)}$  werden die Daten aus Tab. 3-22 transformiert.

Demgemäß erfolgt also zunächst eine **Logarithmierung** der Daten und anschließend eine Division der Taxa-Häufigkeiten aus allen Probestellen durch das jeweilige taxaspezifische logarithmierte Häufigkeitsmaximum. Die so berechneten Werte sind in Tab. 3-24 zusammengestellt.

Gemäß Formel 3-16 
$$K_P = \frac{\sum_{i=1}^n HT_i}{nT_i}$$
 ergibt sich aus den Werten der Tab. 3-24 aufgrund von 4 Taxa für die 8 Probestellen die Ähnlichkeitmatrix der Tab. 3-32.

Die Ähnlichkeitswerte dieser Matrix für die Probestellen werden nachfolgend einer Cluster-Analyse unterzogen und als Dendrogramm in Abb. 3-8 unten wiedergegeben.

### 3.1.4.3.4.1.5 Häufigkeitsklassen

Bei der Landesanstalt für Umweltschutz werden derzeit im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union (EU) (BRAUKMANN & PINTER (1997)) in einem bundesweiten Forschungsprojekt biozönotische Leitbilder für die Bewertung der ökologischen Qualität von Fließgewässern erarbeitet. Für dieses Projekt liefern die Bundesländer biologische Daten über Makroinvertebraten aus vorliegenden Erhebungen in ihren Gebieten.

Im Zuge der Zusammenstellung dieser Daten stellt sich gegenwärtig heraus, dass die weitaus überwiegende Mehrzahl aller Länder **Häufigkeitsklassen** für die Organismen angeben. Die meisten Länder richten sich bei der Klassifizierung nach Angaben der DIN 38 410, Teil 1, die eine 7-stufige, rein verbal definierte Häufigkeitsklassen-Einteilung empfiehlt.

Die Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg hat zur einheitlichen landesweiten Erfassung und Auswertung biologischer Gewässergütedaten ein Handbuch herausgegeben (ALF et al. (1992)). In dieser Arbeitsanleitung werden folgende 7 Häufigkeitsklassen unterschieden und im Unterschied zur DIN auch zahlenmäßig definiert:

**Tab. 3-20:** Definition der Häufigkeitsklassen aquatischer Organismen (nach ALF et al., 1992).

Häufigkeits- klasse	Verbale Definition	Individuen-Abundanz für Makrozoen	Deckungsgrad in % für Aufwuchs und Makrophyten
1	Einzelfund	1	< 5
2	wenig	2 - 20	6 - 10
3	wenig - mittel	21 - 40	11 - 20
4	mittel	41 - 80	21 - 40
5	mittel - viel	81 - 160	41 - 60
6	viel	161 - 320	61 - 80
7	Massenvorkommen	> 320	81 - 100

Häufigkeitsklassen stellen eine einfache Standardisierung der oft stark streuenden Individuenzahlen dar. Sie stehen als am häufigsten in der Praxis angewandte, relativ grobe Quantifizierung der Organismen (als Kompromiß) zwischen dem rein qualitativen binären Ansatz, der überhaupt keine quantitativen Angaben berücksichtigt, wie z. B. in England und Australien (vgl. RIVPACS, u.a. CLARKE et al. (1996)) und einem relativ aufwendigen quantitativen Ansatz mit Auszählung der Individuenzahlen.

Um diesen Gegebenheiten der wasserwirtschaftlich geübten Praxis der Gütererhebungen in den Ländern gerecht zu werden, und um diese Daten der Bundesländer für eine ökologische Bewertung in geeigneter Weise auswerten zu können, werden nachfolgend die Individuen-

zahlen aus dem bisher behandelten Beispiel (Tab. 3-22) in Häufigkeitsklassen gemäß dem Schema in Tab. 3-20 umgewandelt und einer Ähnlichkeitsanalyse unterzogen. Es werden sowohl die unbehandelten Original-Häufigkeitsklassen (Tab. 3-25) verwendet als auch normierte Häufigkeitsklassen (Tab. 3-26). Die Normierung der Häufigkeitsklassen geschieht analog zur Normierung der Individuenzahlen, das heißt, die Häufigkeitsklassen der einzelnen Taxa werden durch die maximalen taxaspezifischen Häufigkeitsklassen des Gesamtkollektivs der 8 Probestellen dividiert. Die Berechnung der Ähnlichkeitsmatrix aus den unbehandelten Häufigkeitsklassen wurde mit STATISTICA vorgenommen. Ähnlichkeitskoeffizient ist die EUKLIDISCHE Distanz. Die Matrix der normierten Häufigkeitsklassen wurde nach Formel 3-16 und Formel 3-17 errechnet. Die Ergebnisse sind Tab. 3-29 und Tab. 3-30 sowie graphisch in Abb. 3-7 unten sowie Abb. 3-8 oben wiedergegeben.

#### 3.1.4.3.4.2 Vergleich der Taxa

Entsprechend dem Vergleich der Probestellen wird nachfolgend ein Ähnlichkeitsvergleich für die 4 **Taxa** in den 8 Probestellen vorgenommen. Im folgenden werden binäre Daten, unveränderte Individuenzahlen, normierte Individuenzahlen sowie logarithmierte und normierte Individuenzahlen behandelt.

Die Daten sind in Tab. 3-33 bis Tab. 3-36, die Ähnlichkeitsmatrices für die Taxa in Tab. 3-37 bis Tab. 3-40 zusammengestellt.

Die Ähnlichkeitsbeziehungen der 4 Taxa sind in den Dendrogrammen der Abb. 3-9 (für binäre Werte oben, für die unbehandelten Individuenzahlen in der zweiten Abbildung von oben, für die normierten Werte in der zweiten Abbildung von unten und für die logarithmierten und normierten Werte ganz unten) graphisch wiedergegeben.

#### 3.1.4.3.4.3 Verschiedene Clusterverfahren

Es gibt bei der Clusteranalyse eine Reihe von unterschiedlichen Verfahren, mit denen die Objekte aufgrund ihrer Ähnlichkeit zu Clustern zusammengefasst werden. Die Statistik-Programme SYSTAT oder STATISTICA sehen hier u.a. folgende gängige Clusterverfahren vor: Single Linkage, Complete Linkage, Average Linkage und das Linkage-Verfahren nach WARD.

Die Dendrogramme der Abb. 3-10 lassen erkennen, dass die unterschiedlichen Clusterverfahren keinen nennenswerten Einfluss auf die Ähnlichkeitsbeziehungen der Untersuchungsstellen haben. Gegenüber der Bedeutung der oben ausführlich dargestellten vorbereitenden Behandlung der biologischen Daten durch Transformation, die deutliche Unterschiede in den Ähnlichkeitsmuster der Probestellen hervorruft, kann das Verfahren der Clusterbildung als nachrangig angesehen werden.



### 3.1.4.3.4.4 Wertetabellen der Probestellen

Nachfolgend sind zunächst die Wertetabellen für den Vergleich der 8 Probestellen (des Beispiels aus Tab. 3-19) separat nach Art der Daten (binär = qualitativ; Abundanzen unbehandelt; Abundanzen normiert; Abundanzen logarithmiert und normiert sowie Häufigkeitsklassen) zusammengestellt, anschließend sind die hieraus berechneten Ähnlichkeitsmatrices wiedergegeben.

**Tab. 3-21: Binäre Werte Probestellen.**

TAXA	PS1	PS2	PS3	PS4	PS5	PS6	PS7	PS8
Taxon 1	1	1	0	0	1	1	1	0
Taxon 2	0	1	1	0	1	1	1	0
Taxon 3	1	1	0	0	1	0	1	0
Taxon 4	1	1	1	1	1	1	1	1

**Tab. 3-22: Individuenzahlen Probestellen.**

TAXA	PS1	PS2	PS3	PS4	PS5	PS6	PS7	PS8
Taxon 1	5000	200	0	0	50	3	1	0
Taxon 2	0	50	20	0	5	2	1	0
Taxon 3	10000	1000	0	0	10	0	1	0
Taxon 4	1000	200	20	10	3	1	1	1

**Tab. 3-23: Werte aus Tab. 3-22 für Probestellen, **normiert** (Individuenzahl der Taxa, dividiert durch maximale taxaspezifische Individuenzahl aus allen 8 Proben).**

TAXA	PS1	PS2	PS3	PS4	PS5	PS6	PS7	PS8
Taxon 1	1	0,04	0	0	0,01	0,0006	0,0002	0
Taxon 2	0	1	0,4	0	0,1	0,04	0,02	0
Taxon 3	1	0,1	0	0	0,001	0	0,0001	0
Taxon 4	1	0,2	0,02	0,01	0,003	0,001	0,001	0,001

**Tab. 3-24: Individuenzahlen Probestellen aus Tab. 3-22, **logarithmiert und normiert** (logarithmierte Individuenzahl der Taxa, dividiert durch logarithmierte maximale taxaspezifische Individuenzahl aus allen 8 Proben).**

TAXA	PS1	PS2	PS3	PS4	PS5	PS6	PS7	PS8
Taxon 1	1,000	0,623	0,000	0,000	0,462	0,163	0,081	0,000
Taxon 2	0,000	1,000	0,774	0,000	0,456	0,279	0,176	0,000
Taxon 3	1,000	0,750	0,000	0,000	0,260	0,000	0,075	0,000
Taxon 4	1,000	0,768	0,441	0,347	0,201	0,100	0,100	0,100

**Tab. 3-25: Häufigkeitsklassen** (7-stufig nach ALF et al.) Probestellen.

TAXA	PS1	PS2	PS3	PS4	PS5	PS6	PS7	PS8
Taxon 1	7	6	0	0	3	2	1	0
Taxon 2	0	3	2	0	2	2	1	0
Taxon 3	7	7	0	0	2	0	1	0
Taxon 4	7	6	2	2	2	1	1	1

**Tab. 3-26: Häufigkeitsklassen** Probestellen, **normiert** (Häufigkeitsklassen der Taxa, dividiert durch die maximale taxaspezifische Häufigkeits-Klasse aus allen 8 Proben).

TAXA	PS1	PS2	PS3	PS4	PS5	PS6	PS7	PS8
Taxon 1	1,000	0,857	0,000	0,000	0,429	0,286	0,143	0,000
Taxon 2	0,000	1,000	0,667	0,000	0,667	0,667	0,333	0,000
Taxon 3	1,000	1,000	0,000	0,000	0,286	0,000	0,143	0,000
Taxon 4	1,000	0,857	0,286	0,286	0,286	0,143	0,143	0,143

### 3.1.4.3.4.5 Ähnlichkeitsmatrices der Probestellen

**Tab. 3-27: Matrix** Probestellen, **binäre** Werte aus Tab. 3-21.

	PS1	PS2	PS3	PS4	PS5	PS6	PS7	PS8
PS1	1,000							
PS2	0,750	1,000						
PS3	0,250	0,500	1,000					
PS4	0,333	0,250	0,500	1,000				
PS5	0,750	1,000	0,500	0,250	1,000			
PS6	0,500	0,750	0,667	0,333	0,750	1,000		
PS7	0,750	1,000	0,500	0,250	1,000	0,750	1,000	
PS8	0,333	0,250	0,500	1,000	0,250	0,333	0,250	1,000

**Tab. 3-28: Matrix** Probestellen, **Originalwerte** aus Tab. 3-22 (erzeugt mit STATISTICA, EUKLIDISCHE Distanzen).

	PS1	PS2	PS3	PS4	PS5	PS6	PS7	PS8
PS1	0,000							
PS2	10231,446	0,000						
PS3	11223,226	1036,002	0,000					
PS4	11224,086	1038,557	22,361	0,000				
PS5	11193,598	1021,486	55,803	51,711	0,000			
PS6	11223,548	1039,574	26,344	9,695	48,187	0,000		
PS7	11223,547	1039,040	26,907	9,165	50,020	2,449	0,000	
PS8	11224,883	1040,241	27,586	9,000	51,274	3,606	1,732	0,000

**Tab. 3-29:** Matrix Probestellen, **Häufigkeitsklassen** Werte aus Tab. 3-25 (erzeugt mit STATISTICA, EUKLIDISCHE Distanzen).

	PS1	PS2	PS3	PS4	PS5	PS6	PS7	PS8
PS1	0,000							
PS2	10231,446	0,000						
PS3	11223,226	1036,002	0,000					
PS4	11224,086	1038,557	22,361	0,000				
PS5	11193,598	1021,486	55,803	51,711	0,000			
PS6	11223,548	1039,574	26,344	9,695	48,187	0,000		
PS7	11223,547	1039,040	26,907	9,165	50,020	2,449	0,000	
PS8	11224,883	1040,241	27,586	9,000	51,274	3,606	1,732	0,000

**Tab. 3-30:** Matrix Probestellen, **Häufigkeitsklassen normiert**, Werte aus Tab. 3-26.

	PS1	PS2	PS3	PS4	PS5	PS6	PS7	PS8
PS1	1,000							
PS2	0,679	1,000						
PS3	0,071	0,274	1,000					
PS4	0,095	0,107	0,500	1,000				
PS5	0,250	0,488	0,500	0,250	1,000			
PS6	0,107	0,345	0,619	0,286	0,679	1,000		
PS7	0,107	0,262	0,381	0,214	0,774	0,631	1,000	
PS8	0,048	0,071	0,429	0,857	0,214	0,333	0,250	1,000

**Tab. 3-31:** Matrix Probestellen, **normierte Werte** aus Tab. 3-23.

	PS1	PS2	PS3	PS4	PS5	PS6	PS7	PS8
PS1	1,000							
PS2	0,085	1,000						
PS3	0,005	0,305	1,000					
PS4	0,003	0,203	0,495	1,000				
PS5	0,004	0,694	0,421	0,248	1,000			
PS6	0,000	0,450	0,540	0,330	0,732	1,000		
PS7	0,000	0,670	0,400	0,248	0,977	0,745	1,000	
PS8	0,000	0,200	0,491	0,991	0,250	0,333	0,250	1,000

**Tab. 3-32:** Matrix Probestellen, **logarithmierte und normierte Werte** aus Tab. 3-24.

	PS1	PS2	PS3	PS4	PS5	PS6	PS7	PS8
PS1	1,000							
PS2	0,535	1,000						
PS3	0,110	0,362	1,000					
PS4	0,116	0,145	0,453	1,000				
PS5	0,231	0,559	0,360	0,213	1,000			
PS6	0,066	0,288	0,388	0,251	0,606	1,000		
PS7	0,064	0,323	0,265	0,188	0,764	0,704	1,000	
PS8	0,033	0,083	0,330	0,753	0,225	0,333	0,250	1,000

### 3.1.4.3.4.6 Wertetabellen der Taxa

Hier werden exemplarisch für 3 Verfahren Wertetabellen für den Vergleich der 4 Taxa (des Beispiels aus Tab. 3-19) separat nach Art der Daten (binär = qualitativ; Abundanzen unbehandelt; Abundanzen normiert; Abundanzen logarithmiert und normiert sowie Häufigkeitsklassen) zusammengestellt, anschließend sind die hieraus errechneten Ähnlichkeitsmatrices wiedergegeben.

**Tab. 3-33:** Binäre Werte Taxa.

TAXA	Taxon 1	Taxon 2	Taxon 3	Taxon 4
PS1	1	0	1	1
PS2	1	1	1	1
PS3	0	1	0	1
PS4	0	0	0	1
PS5	1	1	1	1
PS6	1	1	0	1
PS7	1	1	1	1
PS8	0	0	0	1

**Tab. 3-34:** Individuenzahlen Taxa.

TAXA	Taxon 1	Taxon 2	Taxon 3	Taxon 4
PS1	5000	0	10000	1000
PS2	200	50	1000	200
PS3	0	20	0	20
PS4	0	0	0	10
PS5	50	5	10	3
PS6	3	2	0	1
PS7	1	1	1	1
PS8	0	0	0	1

**Tab. 3-35:** Normierte Individuenzahlen für 4 Taxa aus 8 Probestellen.

TAXA	Taxon 1	Taxon 2	Taxon 3	Taxon 4
PS1	1	0	1	1
PS2	0,04	1	0,1	0,2
PS3	0	0,4	0	0,02
PS4	0	0	0	0,01
PS5	0,01	0,1	0,001	0,003
PS6	0,0006	0,04	0	0,001
PS7	0,0002	0,02	0,0001	0,001
PS8	0	0	0	0,001

**Tab. 3-36:** Logarithmierte und normierte Individuenzahlen für 4 Taxa in 8 Probestellen.

TAXA	Taxon 1	Taxon 2	Taxon 3	Taxon 4
PS1	1,000	0,000	1,000	1,000
PS2	0,623	1,000	0,750	0,768
PS3	0,000	0,774	0,000	0,441
PS4	0,000	0,000	0,000	0,347
PS5	0,462	0,456	0,260	0,201
PS6	0,163	0,279	0,000	0,100
PS7	0,081	0,176	0,075	0,100
PS8	0,000	0,000	0,000	0,100

### 3.1.4.3.4.7 Ähnlichkeitsmatrices der Taxa

**Tab. 3-37:** Ähnlichkeitsmatrix für 4 Taxa, **binäre Werte**.

	Taxon 1	Taxon 2	Taxon 3	Taxon 4
Taxon 1	1,000			
Taxon 2	0,667	1,000		
Taxon 3	0,800	0,500	1,000	
Taxon 4	0,625	0,625	0,500	1,000

**Tab. 3-38:** Ähnlichkeitsmatrix für 4 Taxa, **Individuenzahlen, unverändert**, erzeugt mit STATISTICA, Eukl. Distanzen.

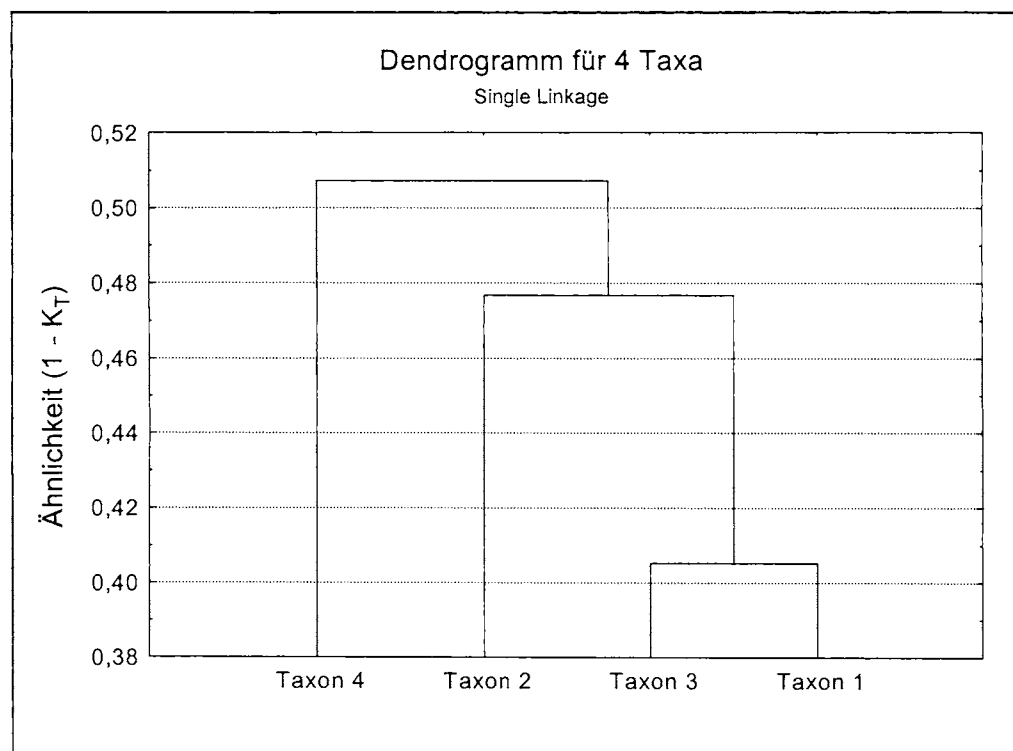
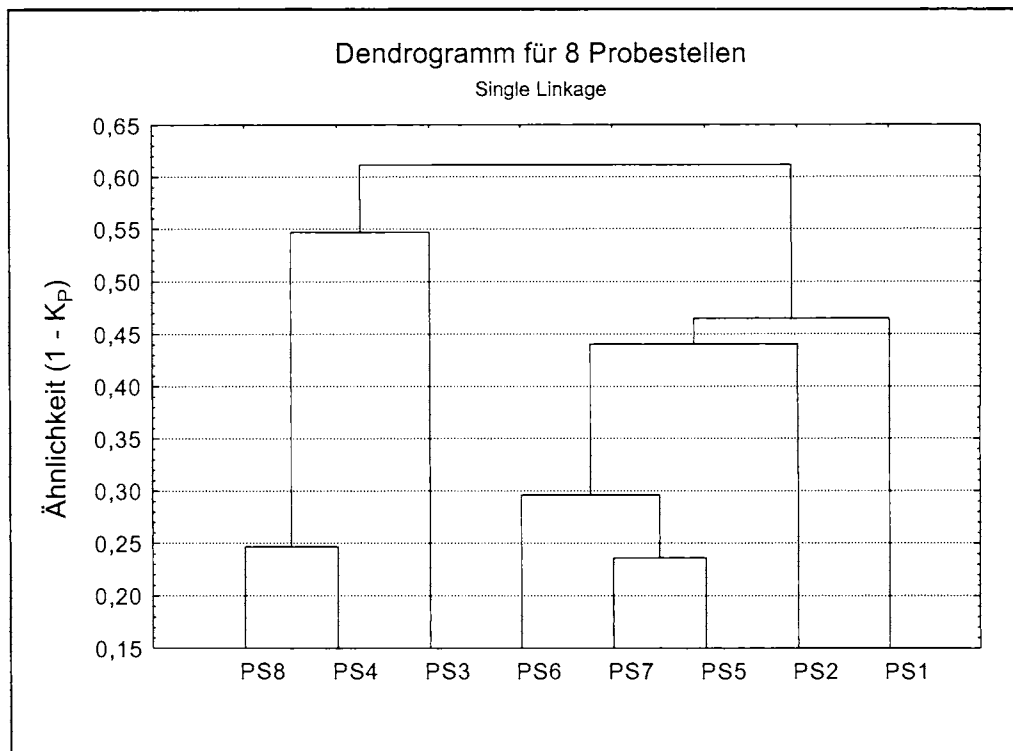
	TAXON 1	TAXON 2	TAXON 3	TAXON 4
TAXON 1	0,000			
TAXON 2	5002,492	0,000		
TAXON 3	5063,754	10045,045	0,000	
TAXON 4	4000,339	1011,240	9035,516	0,000

**Tab. 3-39:** Ähnlichkeitsmatrix für 4 Taxa, **normierte Individuenzahlen**.

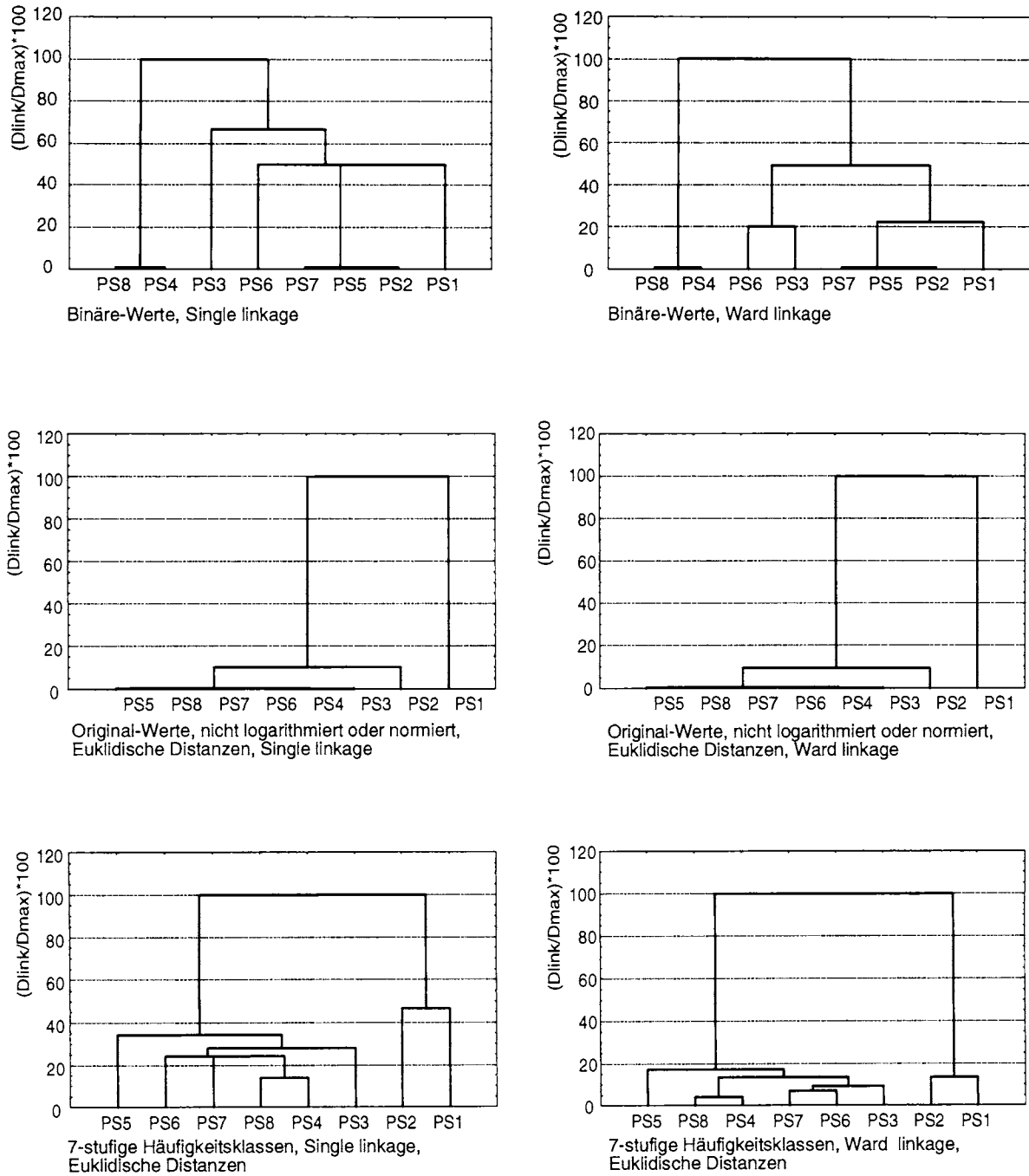
	Taxon 1	Taxon 2	Taxon 3	Taxon 4
Taxon 1	1,000			
Taxon 2	0,482	1,000		
Taxon 3	0,786	0,330	1,000	
Taxon 4	0,604	0,458	0,487	1,000

**Tab. 3-40:** Ähnlichkeitsmatrix, **logarithmierte u. normierte Individuenzahlen** für 4 Taxa, berechnet gemäß Formel 3-18.

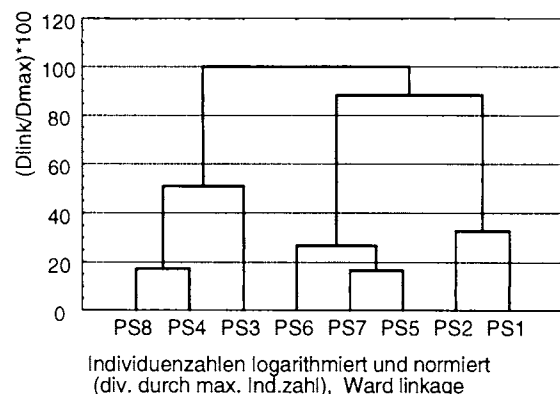
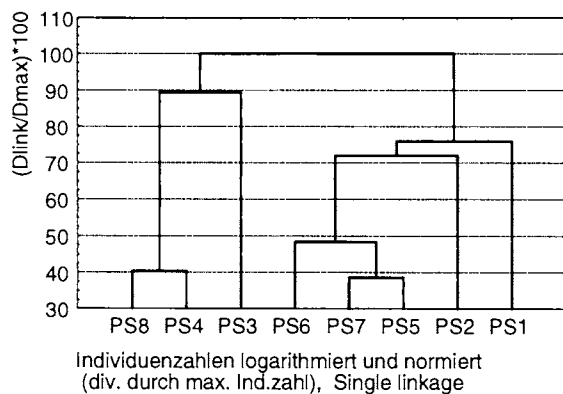
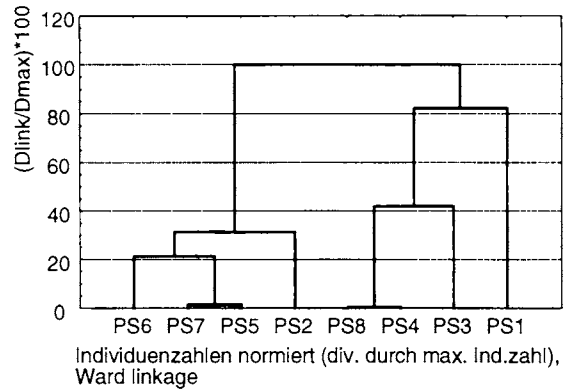
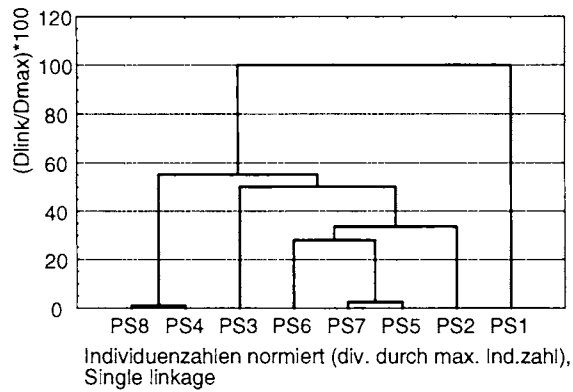
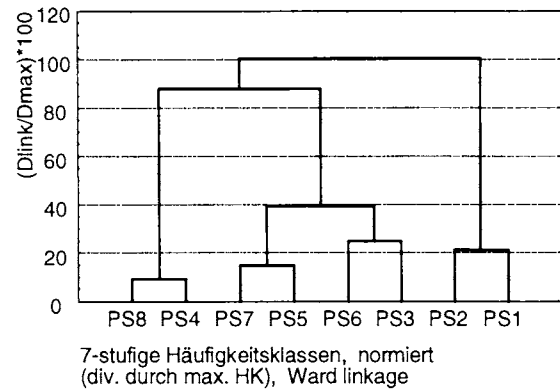
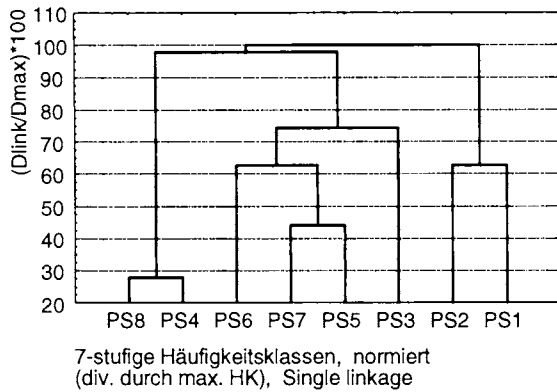
	Taxon 1	Taxon 2	Taxon 3	Taxon 4
Taxon 1	1,000			
Taxon 2	0,523	1,000		
Taxon 3	0,595	0,329	1,000	
Taxon 4	0,493	0,449	0,484	1,000



**Abb. 3-6:** oben: Darstellung der Ähnlichkeitsbeziehungen zwischen den Probestellen. Logarithmierte und normierte Werte aus Tab. 3-32.  
 unten: Darstellung der Ähnlichkeitsbeziehungen zwischen den Taxa. Logarithmierte und normierte Werte aus Tab. 3-40.  
 Die Original-Werte (Ähnlichkeitskoeffizienten) aus Tab. 3-32 bzw. Tab. 3-40 wurden von STATISTICA wie folgt umgewandelt:  $K_{STAT} = 1 - K_P$  bzw.  $1 - K_T$   
 $K_{STAT}$  = Koeffizient STATISTICA,  $K_P$  = Original-Koeffizient Probestellen (Tab. 3-32),  $K_T$  = Original-Koeffizient Taxa (Tab. 3-40)

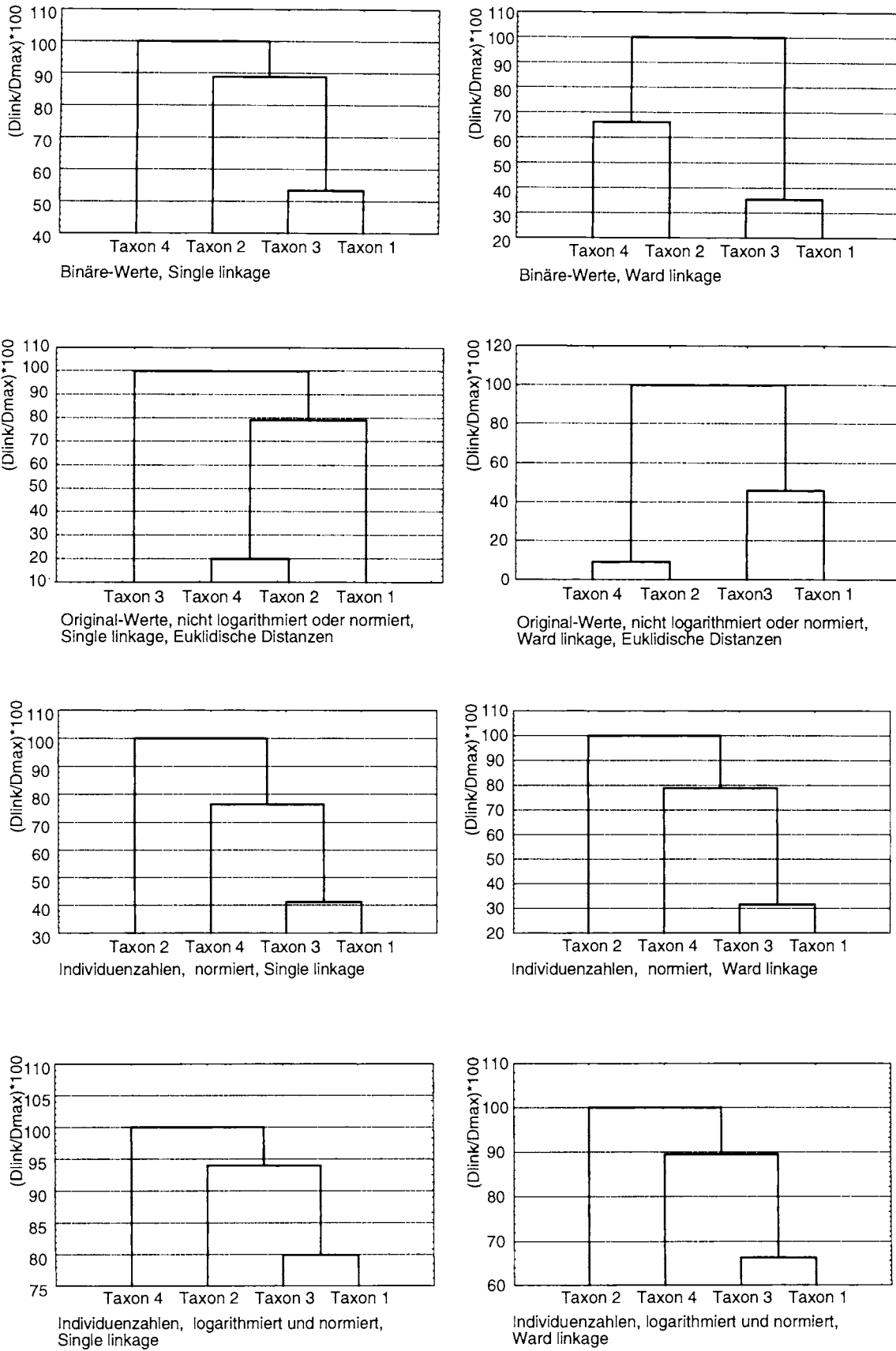


**Abb. 3-7:** Vergleich der unterschiedlichen Verfahren zur Berechnung der Ähnlichkeitskoeffizienten biologischer Daten - Dendrogramme der Probestellenvergleiche, Teil 1.

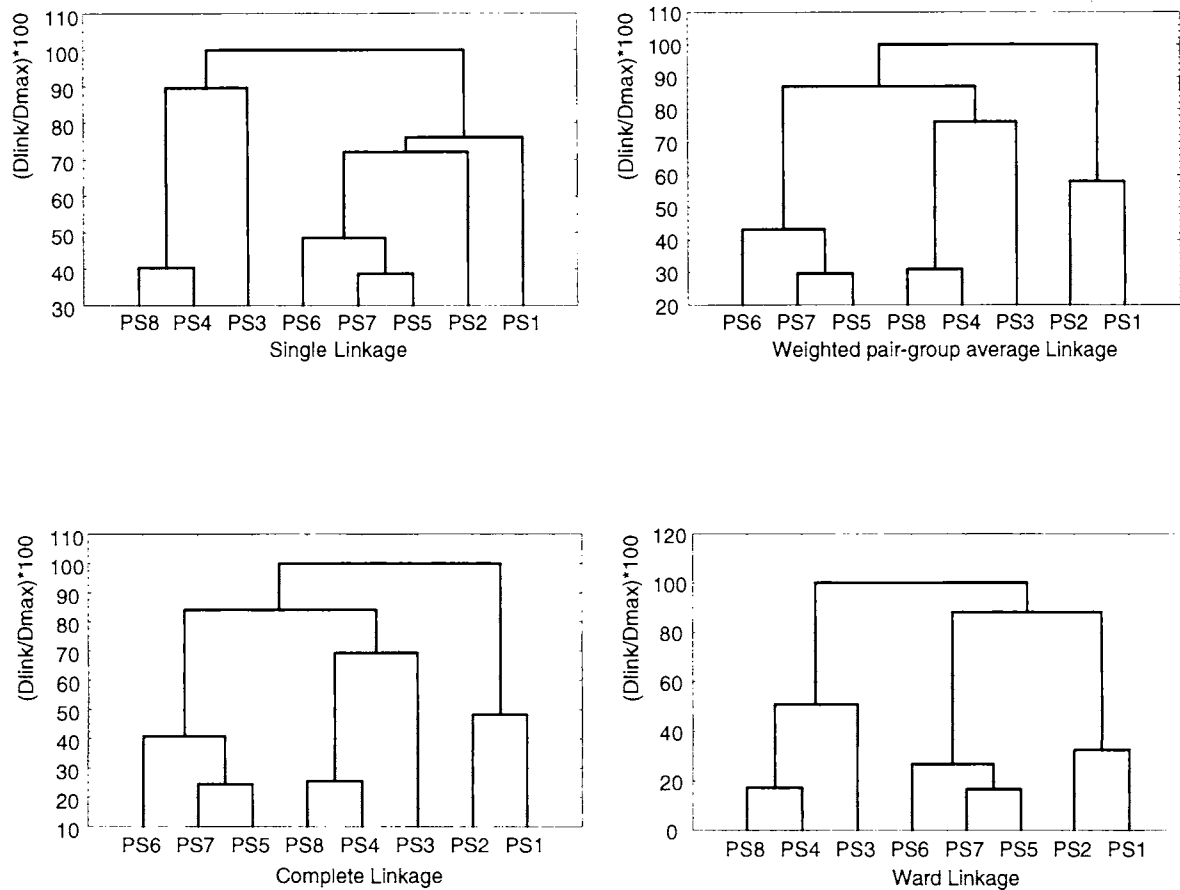


**Abb. 3-8:** Vergleich der unterschiedlichen Verfahren zur Berechnung der Ähnlichkeitskoeffizienten biologischer Daten - Dendrogramme der Probestellenvergleiche, Teil 2.





**Abb. 3-9:** Vergleich der unterschiedlichen Verfahren zur Berechnung der Ähnlichkeitskoeffizienten biologischer Daten - Dendrogramme der **Taxavergleiche**.



Bei allen Abbildungen wurden die Individuenzahlen, logarithmiert und normiert,  
Single linkage

**Abb. 3-10:** Gegenüberstellung verschiedener Cluster-Verknüpfungsverfahren am Beispiel der logarithmierten und normierten Daten der Taxa zum Vergleich der Probestellen.

### 3.1.4.3.4.8 Interpretation der Varianten

Man erkennt aus Abb. 3-7, dass die Struktur der Dendrogramme mit binären Daten erheblich von denjenigen abweicht, die auf der Basis von Abundanzen erstellt wurden. Bei rein **qualitativen** Daten werden vollkommen andere Gruppen gebildet als bei **quantitativen**. Dies ist für einen Ökologen nicht verwunderlich, dem die Bedeutung quantitativer Aspekte neben der qualitativen Zusammensetzung von Biozöosen (ob terrestrischer Phytozöosen oder aquatischer Zoozöosen) bewußt ist.

Vergleicht man die Dendrogramme der 8 Probestellen in Abb. 3-7 und Abb. 3-8, die mit Hilfe der übrigen Verfahren gewonnen wurden, so erkennt man die Bedeutung der Behandlung der Häufigkeiten aquatischer Organismen deutlich.

An Probestelle 1 und 2 kommen wenige Arten mit sehr hohen Individuenzahlen vor, während an den übrigen Probestellen nur Arten mit deutlich geringeren Individuenzahlen auftreten. Die sehr häufigen Arten Nr. 1, 3 und 4 bestimmen bei der Verwendung der nicht normierten Originalzahlen das Ähnlichkeitsmuster des Dendrogramms in hohem Maße, während die Arten mit sehr geringer Häufigkeit bei der Ähnlichkeitsberechnung völlig bedeutungslos sind. Diese (bei nicht normierten Daten) geringe rechnerische Bedeutung von Arten, die oft nur in geringen Individuenzahlen vorkommen, steht in der Regel jedoch in klarem Widerspruch zu ihrer meist hohen ökologischen oder typologischen Bedeutung. Die Arten mit geringer Häufigkeit sind oft stenöker und für bestimmte Gewässertypen charakteristischer als die Arten, die an den meisten Probestellen mit großer Häufigkeit auftreten. Zu einer typologischen Charakterisierung von unterschiedlichen Fließgewässern sind die weniger häufigen Arten meist besser geeignet als diejenigen, die in hohen Abundanzen vorkommen. Durch die oben beschriebene taxa-/artenspezifische Normierung werden diese Arten mit geringer Häufigkeit deshalb in ihrer rechnerischen Bedeutung angehoben. Damit wird ihre ökologische Bedeutung in angemessenerer Weise zur Geltung gebracht.

Ein Vergleich der Probestellen anhand der Dendrogramme Abb. 3-7 und Abb. 3-8 läßt den Unterschied zwischen den nicht normierten biologischen „Rohdaten“ und den transformierten Daten deutlich zutage treten. Bei den transformierten Daten kommen die Unterschiede in den Clustern derjenigen Probestellen mit nur geringen Taxaabundanzen wesentlich prägnanter zum Ausdruck als bei den untransformierten Rohdaten.

Die vergleichende Analyse der Dendrogramme der Taxa (s. Abb. 3-9) ergibt das gleiche Resultat wie bei den Probestellen. Die Unterschiede zwischen Originaldaten und transformierten Daten kommen auch bei den Dendrogrammen der Taxa klar zum Ausdruck.

#### Fazit:

- Ähnlichkeitsvergleiche von Gewässern oder Biozöosen anhand biozöotischer Daten, die sich allein an qualitativen Merkmalen (binären Daten) orientieren, sind unzureichend, deshalb **sollten Häufigkeiten berücksichtigt werden**.
- Unbehandelte Häufigkeiten sind wegen ihrer meist zu großen Steubreite ungeeignet.
- Es werden mindestens Häufigkeitsklassen als Standardisierung empfohlen.
- Besser wären normierte Häufigkeitsklassen.
- Als geeignetstes Verfahren wird die Logarithmierung und anschließende Normierung quantitativer oder halbquantitativer Individuenzahlen empfohlen.

## 4 Chemische Charakteristik ausgewählter Fließgewässerlandschaften

### 4.1 Vorbemerkung zur Auswahl der Gewässer

In diesem Kapitel werden möglichst gering anthropogen beeinträchtigte Bäche und kleine Flüsse ausgewählter Untersuchungsgebiete unter den weiter unten genannten hydrochemischen Gesichtspunkten charakterisiert. Folgende Gebiete wurden in den PWAB-Verbundvorhaben interdisziplinär bearbeitet:

1. Buntsandstein des südlichen Odenwaldes,
2. Metamorphes Grundgebirge (Gneisformationen) des Schwarzwaldes,
3. Keuperbergland,
4. Oberrheinebene.

Die Auswahl der Untersuchungsstellen für die chemische Beprobung der Bäche erfolgte im Rahmen des interdisziplinären Vorhabens gemeinsam mit den übrigen beteiligten Fachdisziplinen unter den Aspekten:

- Geomorphologie,
- Hydrologie und Gewässermorphologie,
- Limnochemie,
- Vegetation und
- Limnozoologie.

Ursprüngliches Ziel war es, in allen Untersuchungsgebieten Gewässerstrecken auszuwählen, die unter den oben genannten Aspekten in jeder Hinsicht möglichst gering vom Menschen beeinträchtigt sein sollten.

Bei der Gebietsbereisung zur Auswahl geeigneter Wasserläufe zeigte sich jedoch, dass selbst in den relativ dünn besiedelten Gebieten **des metamorphen Grundgebirges** im mittleren und südlichen Schwarzwald oder in den **Buntsandsteinregionen** des Odenwaldes **kein Gewässer** zu finden war, das in allen oben genannten Aspekten naturnah war. Bereits bei sehr kleinen Bächen waren beispielsweise häufig menschliche Eingriffe in die Morphologie oder die bachbegleitende Gehölzvegetation zu beobachten. Da im Untersuchungsgebiet die Bäche großräumig durch Sammelkanalisation und zentrale Abwasserbehandlung entlastet und weitgehend abwasserfrei sind, stellt sich allerdings die chemische Belastungssituation in diesem Gebiet auch für größere Bäche günstig dar.

Im **Keupergebiet** war es hingegen nicht möglich, halbwegs naturnahe Strecken größerer Bäche zu finden, die gleichzeitig auch von der Wasserqualität her zumindest von punktueller Abwasserbelastung frei waren, wie nachfolgend aufgezeigt wird. Bei der multifaktoriellen Auswahl der Untersuchungsobjekte waren also Kompromisse in mancherlei Hinsicht, so auch bei der chemischen Wasserbeschaffenheit, nicht zu umgehen.

Besonders problematisch war die gemeinsame Auswahl geeigneter Gewässer im Gebiet der **Oberrheinebene**. In dieser vom Menschen dicht besiedelten Landschaft unterliegen die Gewässer einer vielfältigen, jahrhundertlangen menschlichen Beeinträchtigung vor allem durch nachhaltige und tiefgreifende technische wasserbauliche Maßnahmen, die die Gestalt und die Hydrologie der meisten Fließgewässer in diesem Raum völlig verändert haben. Neben den strukturellen Störungen und flächenhaften Zerstörungen naturnaher Gewässer sind in dieser Region auch die stofflichen Belastungen der Wasserläufe wesentlich stärker

als in den anderen Untersuchungsgebieten der weniger dicht besiedelten Bergländer. Stoffliche Belastungen widerfahren den Bächen und Flüssen der Rheinebene nicht nur über die punktuellen Einleitungen, sondern heute wesentlich stärker durch den diffusen Eintrag von Nährstoffen und Pestiziden aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen in ihren Einzugsgebieten.

Angesichts dieser Gegebenheiten wurde dennoch der Versuch unternommen, die heute noch **möglichst gering beeinträchtigten** Gewässer - oft waren es nur Fragmente auf kurzen Strecken, die einen naturnahen Charakter aufwiesen - in ihrer realen heutigen Situation eingehender zu studieren, zu analysieren und zu beschreiben. Naturnähere Gewässer als die untersuchten gibt es heute leider nicht mehr. Die meisten der untersuchten Gewässer haben trotz aller menschlichen Veränderungen in vielfacher Hinsicht noch eine gewisse „Leitbildfunktion“, die Hinweise geben kann auf Möglichkeiten der Erhaltung, Entwicklung und Gestaltung naturnaher Gewässer.

## 4.2 Untersuchungsprogramm

Nachfolgend sollen die hydrochemischen Eigenschaften dieser vier unterschiedlichen „Modellbachgebiete“ näher beschrieben werden. Hierbei stehen im Wesentlichen die **chemischen Merkmalskomplexe Geochemie** und **Nährstoffstatus** der Gewässer im Vordergrund der Betrachtungen. Darüber hinaus werden Gesichtspunkte des **Temperatur- und Sauerstoffhaushalts** sowie die oft in engem Bezug zur Nährstoffsituation stehenden **Belastungsaspekte** durch Abwasserinhaltsstoffe angesprochen.

Die übrigen Fachschwerpunkte Geomorphologie, Hydromorphologie, Botanik und Zoologie werden in den Publikationen der FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER (1993, 1998) ausführlich behandelt. Auf diese Arbeiten sei in diesem Zusammenhang ausdrücklich verwiesen.

In den **vier Modellbachgebieten** wurden in zwei zeitlich aufeinander folgenden Programmen insgesamt **51 Bäche** ein Jahr lang monatlich beprobt. Eine Übersicht über die untersuchten Bäche gibt Tab. 4-1. In dieser Tabelle sind die Gewässer nach steigendem Alter der geologischen Hauptformation ihres Einzugsgebiets (Fließgewässerlandschaft) sortiert.

In Abb. 4-1 ist die geographische Lage der Untersuchungsstellen dargestellt. Die Untersuchungsstellen sind nach den Fließgewässerlandschaften, in denen ihre Einzugsgebiete liegen, klassifiziert und entsprechend mit verschiedenen Symbolen gekennzeichnet.

Neben den Bächen der vier Modellgebiete sind zusätzlich 12 Gewässer (vorwiegend Granit- und Buntsandsteinbäche des Nordschwarzwaldes) dargestellt, die im Rahmen eines **Diatomeenuntersuchungsprogramms** etwa ein Jahr lang monatlich sowohl hydrochemisch als auch biologisch (auf Diatomeen und Makroinvertebraten) untersucht wurden. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen werden im Versauerungskapitel (Abschnitt 7.6.2 f) eingehender behandelt. Die Namen dieser Gewässer sind ebenfalls in Tab. 4-1 aufgelistet.

Bei den ausgewählten Fließgewässerlandschaften handelt es sich um Regionen mit grundlegenden Unterschieden in den Eigenschaften ihrer Fließgewässer, sowohl in geomorphologischer als auch in geochemischer und biologischer Hinsicht.

Die hydrochemische Beschreibung der Beschaffenheit heutiger, möglichst naturnaher und möglichst gering belasteter Bäche und kleiner Flüsse der vier Fließgewässerlandschaften konzentriert sich auf die folgenden drei wesentlichen stofflichen Kategorien :

1. **Geochemische Parameter**, die hauptsächlich von der Geologie ihres Einzugsgebiets bestimmt sind. Dies sind vor allem die Alkali- und Erdalkalimetall-Kationen  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  und die korrespondierenden Anionen  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  und  $\text{Cl}^-$ , die u.a. die Härte und damit die Puffereigenschaften des Wassers, z. B. gegenüber den Einträgen saurer Niederschläge, bestimmen.
2. Parameter, die eine mögliche anthropogene **Gewässerbelastung** indizieren und sich hauptsächlich auf den Sauerstoffhaushalt auswirken wie  $\text{BSB}_5$ , DOC,  $\text{SAK}_{254}$ ,  $\text{NH}_4^+$  und  $\text{NO}_2^-$ .
3. Parameter, die als **Trophie-Indikatoren** Auskunft über den Gehalt an Pflanzennährstoffen und damit das Eutrophierungspotential der Gewässer geben können, nämlich  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{o-PO}_4^{3-}$ .

## 4.3 Buntsandsteinbäche im Odenwald

### 4.3.1 Geochemische Aspekte

Die Bäche des Odenwaldes zeichnen sich entsprechend ihrer verhältnismäßig einheitlichen geologischen Situation der Einzugsgebiete im oberen bis unteren Buntsandstein geochemisch als eine relativ homogene Gruppe mit sehr ähnlichen chemischen Eigenschaften aus. Mit Ausnahme zweier größerer Bachunterläufe der Formation 2' (Elz (EZ022) und Trienzbach (EZ021)) gehören alle untersuchten Bachabschnitte im Odenwald dem geochemischen Grundtyp des Silikat-Bergbachs an. Dieser Typus läßt sich durch folgende geochemische Merkmale charakterisieren:

- Sehr elektrolytarm bis elektrolytarm mit Leitfähigkeiten von maximal 250  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ,
- sehr karbonatarm bis karbonatarm mit Hydrogenkarbonatgehalten bis 0,7 mmol/l (ca. 2° dH),
- sehr calciumarm bis calciumarm mit Calcium-Gehalten bis 17 mg/l (ca. 2,4° dH).

Zur Bestimmung des geochemischen Grundtyps kann Abb. 4-2 herangezogen werden.

Durch die Kombination der Gesamthärte mit der elektrischen Leitfähigkeit in Abb. 4-2 oben oder der Karbonathärte in Abb. 4-2 unten lassen sich generell die geochemischen Grundtypen der Silikat- und Karbonatbäche für alle höhenzonalen Gewässertypen vom Gebirge zum Bergland bis zum Flachland unterscheiden. Die Grenze zwischen beiden Typen liegt im Bereich von 200 bis 300  $\mu\text{S}/\text{cm}$  und Gesamthärte-Werten zwischen 1,4 und 2,9 mmol/l (= 4 u. 8 °dH ).

**Tab. 4-1:** Übersicht der im PWAB-Projekt (PW1 u. PW2) und im Diatomeen-Programm (DIAT) bearbeiteten Gewässer mit Angabe der wichtigsten gewässerkundlichen und typologischen Kenngrößen.

CODE	FLUSS ABKÜRZ.	FLUSS	ORT	NATURRAUM	FLIESSGEW. LANDSCH.	FORMATION	HOHE (MUNN)	GEFÄLLE (%)	TALFORM	EZGEO 1	EZGEO 2	EZGEO 3	UPROG
AL019	Federbach	Federbach	oth. Mög. Altheim (FED)	Nördliche Oberrhein-Niederung	Jungquart+Holozän	2	105	99,00	Talenebene mit Aufschotterungen	h			PW1
XL038	Flut	Flut	bei Weiswil (FLU)	Offenburger Rheinebene	Jungquart+Holozän	1	169	0,09	Talenebene mit Aufschotterungen	h			PW1
XL040	Namenloses G	Namenloses Gewässer	bei Kleiner Rhein, Taubergleien (NAM)	Offenburger Rheinebene	Jungquart+Holozän	1	165	0,08	Talenebene mit Aufschotterungen	h			PW1
XL039	Kl. Rhein	Kleiner Rhein	bei Niederhausen, Taubergleien (KLR)	Offenburger Rheinebene	Jungquart+Holozän	1	165	0,08	Talenebene mit Aufschotterungen	h			PW1
XL041	Ameise	Ameise	bei Niederhausen, Taubergleien (AME)	Offenburger Rheinebene	Jungquart+Holozän	1	165	0,08	Talenebene mit Aufschotterungen	h			PW1
XL042	Innerer Rhein	Innerer Rhein	bei Niederhausen (RH)	Offenburger Rheinebene	Jungquart+Holozän	1	145	99,00	Talenebene mit Aufschotterungen	h			PW1
RE017	Durbach	Durbach	bei Windschlag (DUR)	Offenburger Rheinebene	Jungquart+Holozän	4	134	0,07	Talenebene mit Aufschotterungen	h			PW1
XO004	Fischgießen	Fischgießen	bei Zieroldsheim (FIS)	Offenburger Rheinebene	Jungquart+Holozän	4	134	0,07	Talenebene mit Aufschotterungen	h			PW1
XO007	Kammbach	Kammbach	bei Zieroldsheim (KAM)	Offenburger Rheinebene	Jungquart+Holozän	4	132	0,07	Talenebene mit Aufschotterungen	h			PW1
XO008	Hoichenb. Rb	Hoichenbach	bei Rheinischhofen (HL1)	Offenburger Rheinebene	Jungquart+Holozän	4	130	0,07	Talenebene mit Aufschotterungen	h			PW1
XO009	Hoichenb. oMh	Hoichenbach	uh. Obere Mühle Rheinischhofen (HL2)	Freiburger Bucht	Jungquart+Holozän	0	205	99,00	Talenebene mit Aufschotterungen	h			PW1
EL850	Alle Dreisam	Alle Dreisam	bei Hugstetten	Freiburger Bucht	Jungquart+Holozän	1	200	99,00	Talenebene mit Aufschotterungen	h			PW1
EL853	Waldbäche	Waldbäche	in Untereue (WAL)	Freiburger Bucht	Jungquart+Holozän	2	200	99,00	Talenebene mit Aufschotterungen	h			PW1
EL851	Schobach	Schobach	uh. Holzhausen uh. Mög. Griftbach (GRI)	Freiburger Bucht	Jungquart+Holozän	2	200	99,00	Talenebene mit Aufschotterungen	h			PW1
EL852	Gloßer	Gloßer	in Oberreute (GLO)	Freiburger Bucht	Jungquart+Holozän	2	195	99,00	Talenebene mit Aufschotterungen	h			PW1
EL854	Schobach	Schobach	bei Bottingen (SBB)	Frankenhöhe	Jungquart+Holozän	1	440	1,87	Kerbtal	km1	ku		PW2
JA165	Dagenb. b. L.	Degenbach	oh. Loth bei Crailsheim (DE1)	Frankenhöhe	Keuper	1	445	2,22	Kerbtal	km2	sm		PW2
KO431	Fichtenberger Rot	Fichtenberger Rot	uh. Böhrlingsweiler FR1	Schwäbisch-Fränkische Waldberge	Keuper	2	410	6,67	Kerbtal	kms			PW2
KO430	Ochsenbäche	Ochsenbäche	uh. Mündung in Fichtenberger Rot	Schwäbisch-Fränkische Waldberge	Keuper	0	410	2,00	Kerbtal	kms			PW2
KO802	Bretbach b. M.	Bretbach	bei Mainhardt Vordermühle (BT1)	Schwäbisch-Fränkische Waldberge	Keuper	0	390	1,82	Kerbtal	kms			PW2
MR150	Fischb. b. Ob.	Fischbach	bei Oberschönbach	Schwäbisch-Fränkische Waldberge	Keuper	2	385	0,50	Kerbtal	kms			PW2
KO432	Fichten-RIS	Fichtenberger Rot	uh. Scherbenmühle (FR1)	Schwäbisch-Fränkische Waldberge	Keuper	2	290	1,82	Kerbtal	kms			PW2
MR151	Fischb. b. Siz.	Fischbach	uh. Sulzbach (FB3)	Schwäbisch-Fränkische Waldberge	Keuper	2	290	2,22	Kerbtal	kms			PW2
KO835	Bretbach b. B.	Bretbach	uh. Bretsch (BT3)	Schwäbisch-Fränkische Waldberge	Keuper	2	280	2,22	Talerebte	km2			PW2
EN815	Streifenbach	Streifenbach	bei Zaisersweiher (ST1)	Strom- u. Heuchelberg	Keuper	0	485	1,18	Muldenalbach	so			PW1
EZ020	Trennbach	Trennbach	bei Baisbach (TR1)	Sandstein-Odenwald	Buntsandstein	1	370	2,50	Kerbtal	sm			PW1
IT011	Reisenb. Rbg	Reisenbach	bei Reisenbächergrund (RE1)	Sandstein-Odenwald	Buntsandstein	0	350	4,40	Kerbtal	sm			PW1
IT010	Wassergundob	Wassergundob	westl. Kallbach (WA1)	Sandstein-Odenwald	Buntsandstein	0	330	3,33	Muldenalbach	sm			PW1
ES042	Forellenbach	Forellenbach	bei Waldhalsbach (FO1)	Sandstein-Odenwald	Buntsandstein	1	300	5,00	Kerbtal	sm			PW1
MD020	Teufelsklinge	Teufelsklinge	im Edurstal (ED3)	Sandstein-Odenwald	Buntsandstein	2	285	1,43	Kerbtal	sm			PW1
IT016	Gallenbach	Gallenbach	bei Rittersbach (EL3)	Sandstein-Odenwald	Buntsandstein	2	275	6,67	Kerbtal	sm			PW1
EZ022	Elz, Rittersb.	Elz	bei Ebersbach (HO2)	Sandstein-Odenwald	Buntsandstein	2	275	2,86	Kerbtal	sm			PW1
IT015	Holderbach	Holderbach	bei Weisbach (SE3)	Sandstein-Odenwald	Buntsandstein	2	260	5,00	Muldenalbach	sm			PW1
ES040	Srebach, Weis	Srebach	bei Waldwimmersbach (MA1)	Sandstein-Odenwald	Buntsandstein	2	220	1,43	Kerbtal	sm			PW1
ES043	Sarbach	Sarbach	bei Schönau (SA1)	Sandstein-Odenwald	Buntsandstein	2	220	6,67	Kerbtal	sm			PW1
EZ021	TrennbachS	Trennbach	bei Ziegelhausen	Sandstein-Odenwald	Buntsandstein	1	180	2,22	Kerbtal	sm			PW1
YA009	Steinbach	Steinbach	bei Eberbach (GM1)	Sandstein-Odenwald	Buntsandstein	2	180	5,00	Muldenalbach	sm			PW1
YC005	Gammelsbach	Gammelsbach	bei Bammthal (KR2)	Sandstein-Odenwald	Buntsandstein	2	175	2,00	Kerbtal	sm			PW1
ES041	Krebsbach	Krebsbach	Mündung, bei Gaimühle (Antonslust) (RE4)	Sandstein-Odenwald	Buntsandstein	2	160	3,33	Kerbtal	sm	so		PW1
IT004	Reisenb. Galm	Reisenbach	bei Hirschhorn (BR2)	Sandstein-Odenwald	Buntsandstein	1	160	5,00	Kerbtal	sm			PW1
IX005	Brombach	Brombach	bei Zwingersbach (KO1)	Sandstein-Odenwald	Buntsandstein	1	125	99,00	Kerbtal	sm			PW1
YC005	Koppenbach	Koppenbach	in Pleuersbach	Sandstein-Odenwald	Buntsandstein	1	800	6,67	Muldenalbach	sm			DIAT
YC004	Pleuersbach	Pleuersbach	bei Gompelscheuer, uh. Sausee (812ac)	Gründenschwarzwald u. Enzthoben	Buntsandstein	1	710	2,86	Muldenalbach	sm			DIAT
EN116	Kaltenbach o	Kaltenbach	bei Gompelscheuer, uh. Sausee (812aa)	Gründenschwarzwald u. Enzthoben	Buntsandstein	1	650	4,00	Muldenalbach	sm			DIAT
EN117	Kaltenbach u	Kaltenbach	oh. Rombach (812ab)	Gründenschwarzwald u. Enzthoben	Buntsandstein	2	540	1,11	Kerbtal	sm			DIAT
EN118	Rohbach	Rohbach	oh. Spollenmühle (812b)	Gründenschwarzwald u. Enzthoben	Buntsandstein	3	540	1,33	Kerbtal	sm			DIAT
EN119	Gr. Enz Sm	Grosse Enz	in Wildbad bei Reithalle (812)	Gründenschwarzwald u. Enzthoben	Buntsandstein	3	455	10,00	Kerbtal	G			DIAT
EN105	Gr. Enz Wb	Grosse Enz	oh. Mündung in Böhler, Oberlauf (273aa)	Nördlicher Talschwarzwald	Granit	1	440	10,00	Kerbtal	G			DIAT
AC031	Quellbach Md	Quellbach	bei Schaffheweg (273a)	Nördlicher Talschwarzwald	Granit	1	375	6,67	Kerbtal	G			DIAT
AC030	Bühler Shw	Bühler	oh. Wiederbachmündung (273)	Nördlicher Talschwarzwald	Granit	2	305	5,00	Kerbtal	G			DIAT
AC022	Bühler Wd	Bühler	in Bühlerthal (273b)	Nördlicher Talschwarzwald	Porphy	1	225	5,00	Kerbtal	R			DIAT
MU048	Gunzenbach	Gunzenbach	oh. Baden-Baden (308b)	Nördlicher Talschwarzwald	Rotliegendes	1	265	4,00	Muldenalbach	ro			DIAT
MU047	Selbach oS	Selbach	uh. Selbach (303b)	Nördlicher Talschwarzwald	Rotliegendes	1	155	1,67	Muldenalbach	ro			DIAT
MU048	Selbach uS	Selbach	uh. Selbach (303c)	Nördlicher Talschwarzwald	Rotliegendes	1	155	1,67	Muldenalbach	ro			DIAT
WU002	Sagenbach	Sagenbach	ostl. Feldberg (SB1)	Hochschwarzwald	Gneis	1	1045	5,00	Kerbtal	gn-			PW2
WU001	Goldsbach	Goldsbach	ostl. Feldberg (GB1)	Hochschwarzwald	Gneis	1	1010	6,67	Kerbtal	gn-			PW2
EL041	St. Wilh. Talbach	St. Wilhelmer Talbach	Oberlauf (SW1)	Hochschwarzwald	Gneis	3	935	10,00	Kerbtal	gn-			PW2
EL855	Brugga	Brugga	oh. Hinnerthal (BG1)	Hochschwarzwald	Gneis	1	615	6,67	Kerbtal	gn-			PW2
MO015	Ehrenst. Abh.	Ehrenstetter Abbach	oh. Ehrenstetten (AB2)	Hochschwarzwald	Gneis	1	340	6,67	Kerbtal	gn-			PW2
EL404	Wild GutachH	Wild Gutach	uh. Untersimonswald (WG4)	Mittlerer Schwarzwald	Gneis	4	340	0,61	Kerbtal	gn-			PW2
EL405	Wild GutachU	Wild Gutach	bei Hexenloch (WG1)	Südöstlicher Schwarzwald	Gneis	3	870	5,00	Kerbtal	gn-			PW2

Erläuterung: zur Geologie s. Kap. 4.2.1. Methodik, Stammdaten.  
Gefälle: 99s <0,05 %

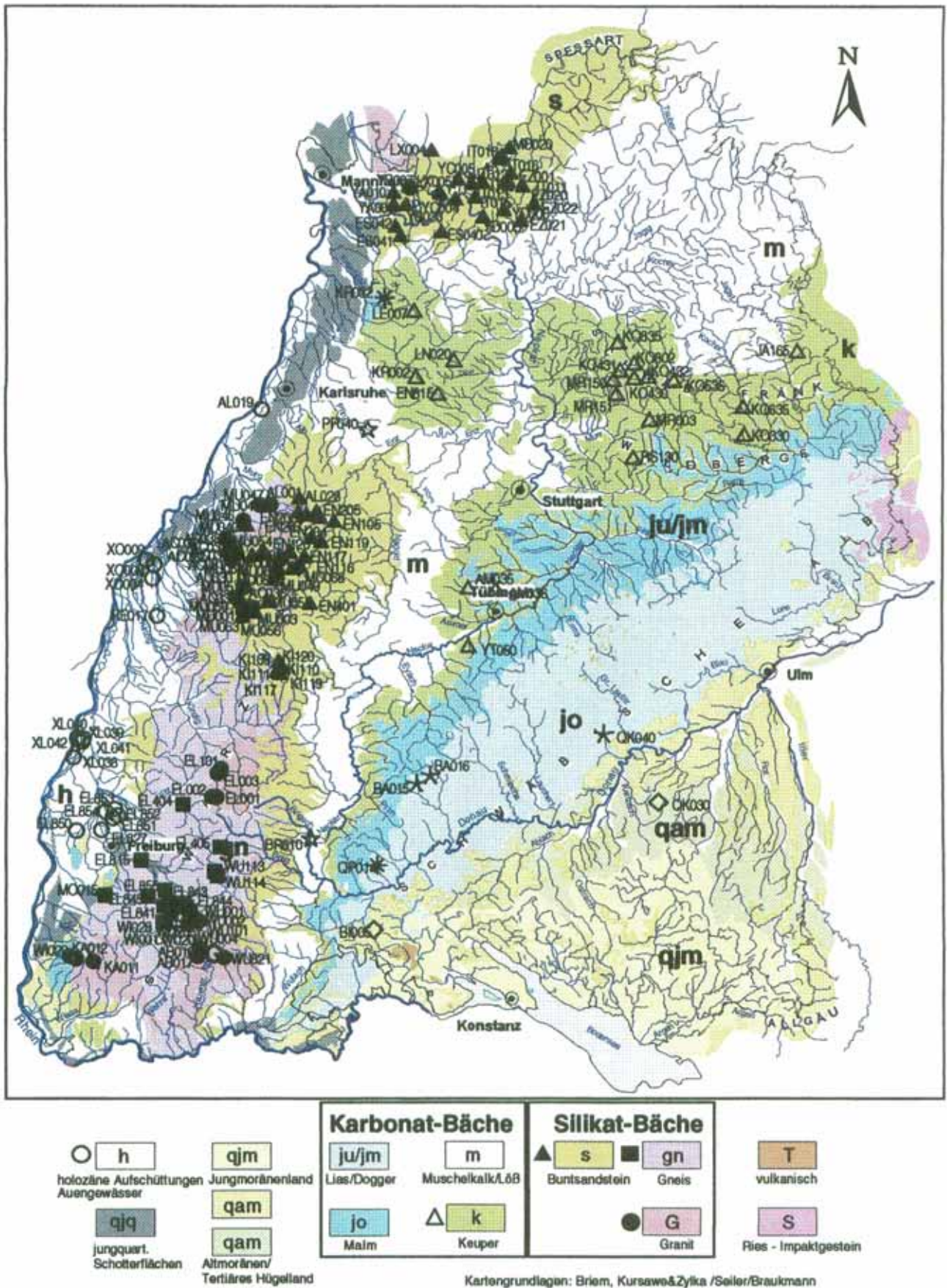
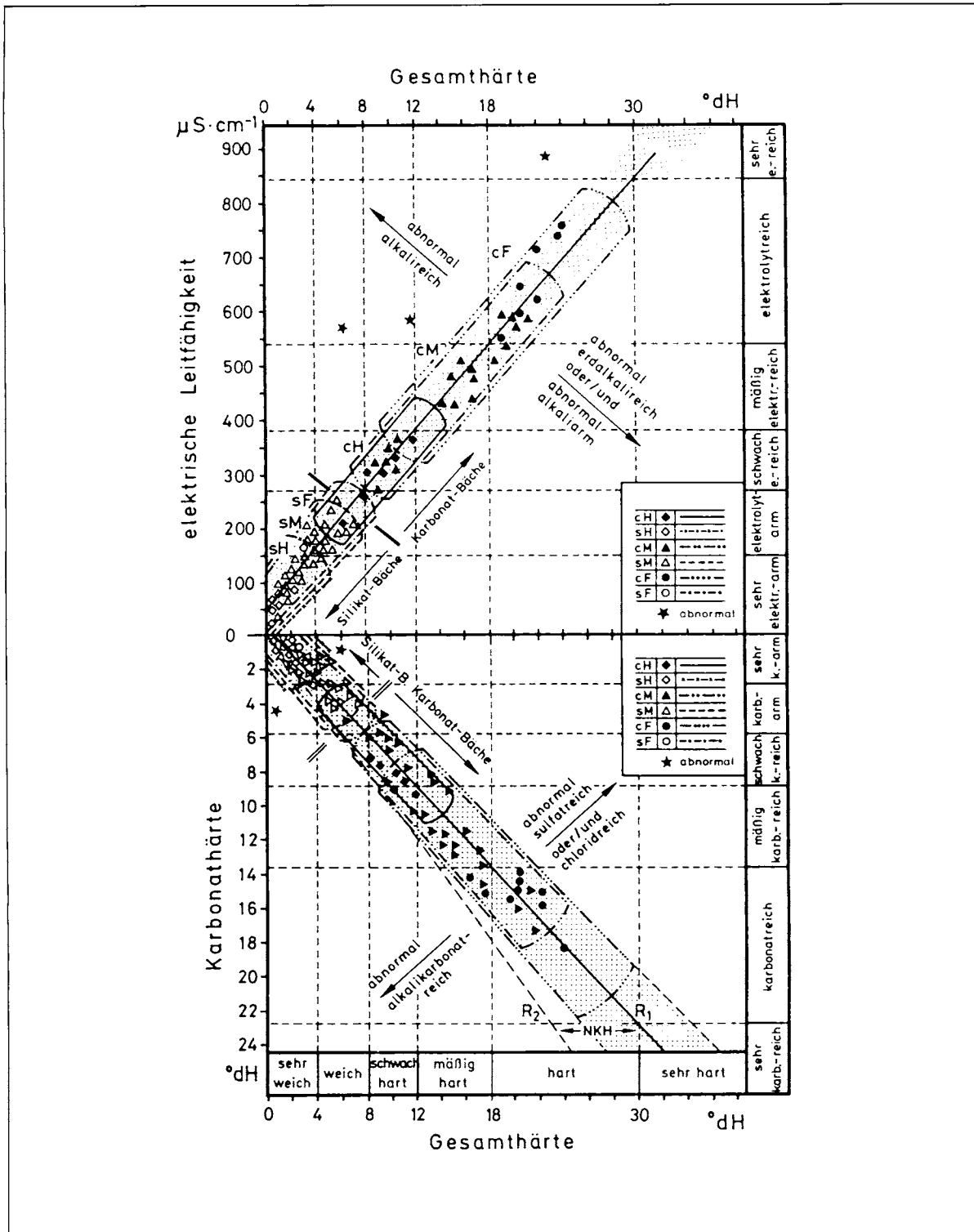


Abb. 4-1: Lage der untersuchten Gewässer des PWAB- und des Diatomeen-Programms.





**Abb. 4-2:** Normaltypische Streuungs- und Korrelationsbereiche der Jahresmittelwerte der elektrischen Leitfähigkeit, der Gesamthärte, der Karbonathärte und der Nichtkarbonathärte nach OTTO & BRAUKMANN (1983).

Eine zusammenfassende Charakterisierung der verschiedenen Bachformationen und morphologischen Talformtypen im Odenwald anhand der chemischen Hauptparameter elektrische Leitfähigkeit, Calcium-Gehalt und Hydrogenkarbonat-Gehalt (Karbonathärte) erfolgt in Tab. 4-2.

Für die einzelnen Untersuchungsstellen der Odenwaldbäche sind darüber hinaus in Abb. 4-3 die Wertebereiche der wichtigsten geochemischen Leitparameter elektr. Leitfähigkeit, pH-Wert, Calcium, Magnesium, Säurekapazität und Sulfat in Form von Box-Diagrammen („Boxplots“) dargestellt. Weitere Kenngrößen (Natrium, Kalium, Chlorid, Silicium, gelöster organischer Kohlenstoff und UV-Extinktion bei 254 nm) sind in Abb. 4-4 zusammengestellt. In gleicher Weise werden die geochemischen Parameter für die weiteren Untersuchungsgebiete in den folgenden Kapiteln dargestellt.

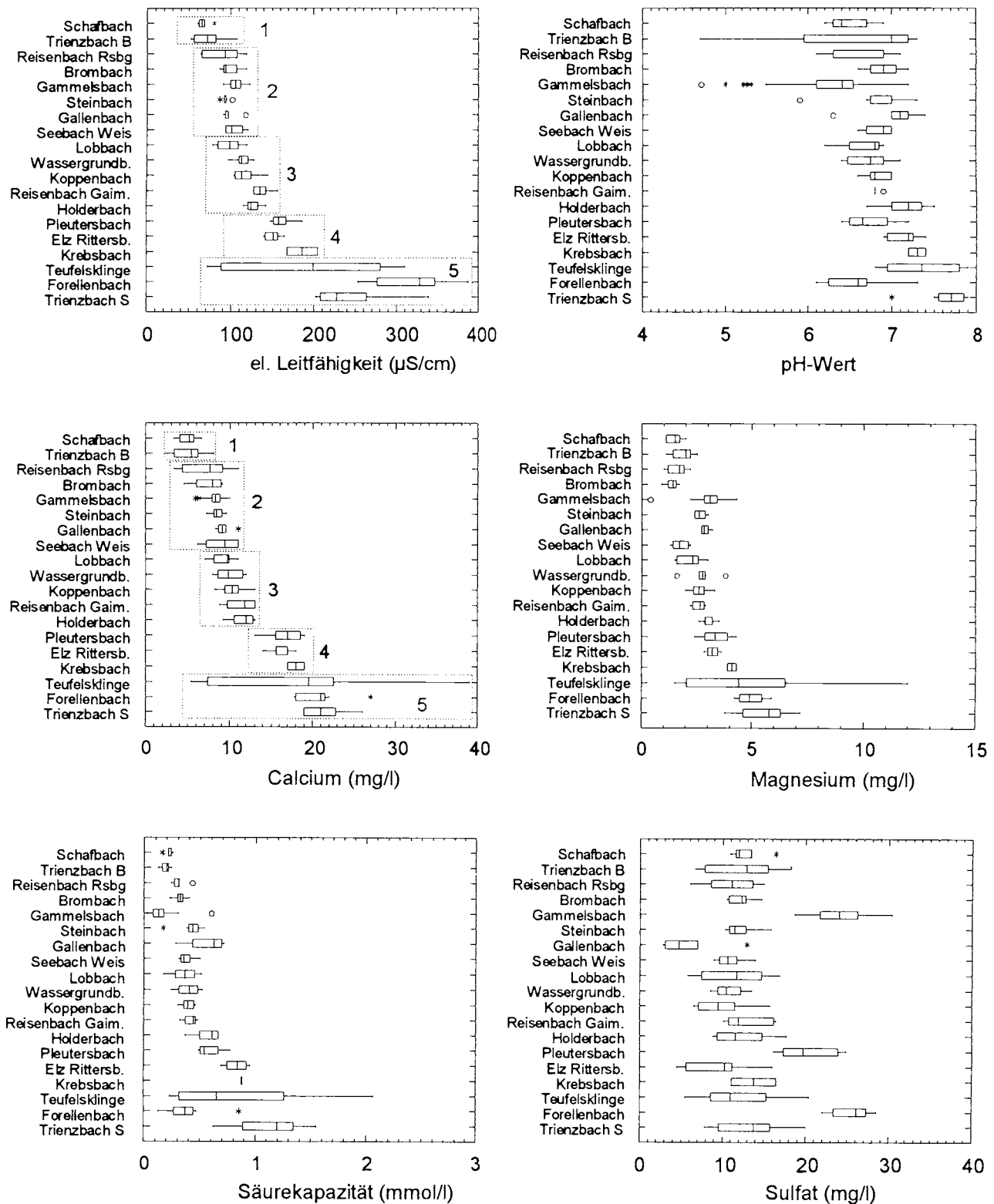
In **allen Abbildungen** der Boxplots chemischer Parameter wurden die Bäche nach der **mittleren Calcium-Konzentration** geordnet. Die optische Übereinstimmung im Verlauf des Werteanstiegs bei den einzelnen Parametern ( $\text{Ca}^{2+}$ , elektr. Leitfähigkeit, pH,  $\text{HCO}_3^-$ ) ist auf diese Weise bei gleichbleibender Sortierung der Bäche (nach dem  $\text{Ca}^{2+}$ -Gehalt) ein Ausdruck für eine vorhandene korrelative Beziehung, die z. B. zwischen Calcium-Gehalt und der elektr. Leitfähigkeit sehr eng, zwischen Calcium und dem pH-Wert weniger eng ist.

Ein Vergleich der Leitfähigkeitswerte mit den Calciumwerten zeigt, dass auch in den silikatischen, relativ kalkarmen Odenwaldbächen der Calcium-Gehalt den Gesamt-Ionen-gehalt dieser Bäche wesentlich prägt. Die Graphiken illustrieren den bachabwärts zunehmenden Anstieg der Leitfähigkeit und des Calciumgehalts, z. B. vom Trienzbach-Oberlauf (EZ020) zu dessen Unterlauf (EZ021) oder im Reisenbach (IT011, Oberlauf hin zu IT004, Unterlauf). Der Forellenbach (ES042) fällt in Abb. 4-3 links oben durch hohe Leitfähigkeit und deutlich erhöhte Hydrogenkarbonat-Konzentrationen auf. Dieser Bach ist, wie insbesondere die Nährstoffparameter Phosphor und Stickstoff belegen, deutlich belastet und wird daher aus der weiteren Betrachtung ausgeschlossen.

Die ionenärmsten Bäche mit den niedrigsten Calcium- und Hydrogenkarbonat-Gehalten sind am wenigsten gepuffert und weisen deshalb die stärksten pH-Wert-Schwankungen auf. Die pH-Werte dieser Bäche, meist Oberläufe, sind durchweg niedriger als die besser gepufferten Unterläufe. Mit Ausnahme des Trienzbach-Oberlaufs (EZ020, der 2. Bach von oben in der pH-Graphik in Abb. 4-3), der zeitweise nach stärkeren Regenfällen pH-Werte unter 5 aufweist, sind die Unterschiede der pH-Werte zwischen den Bächen insgesamt gering.

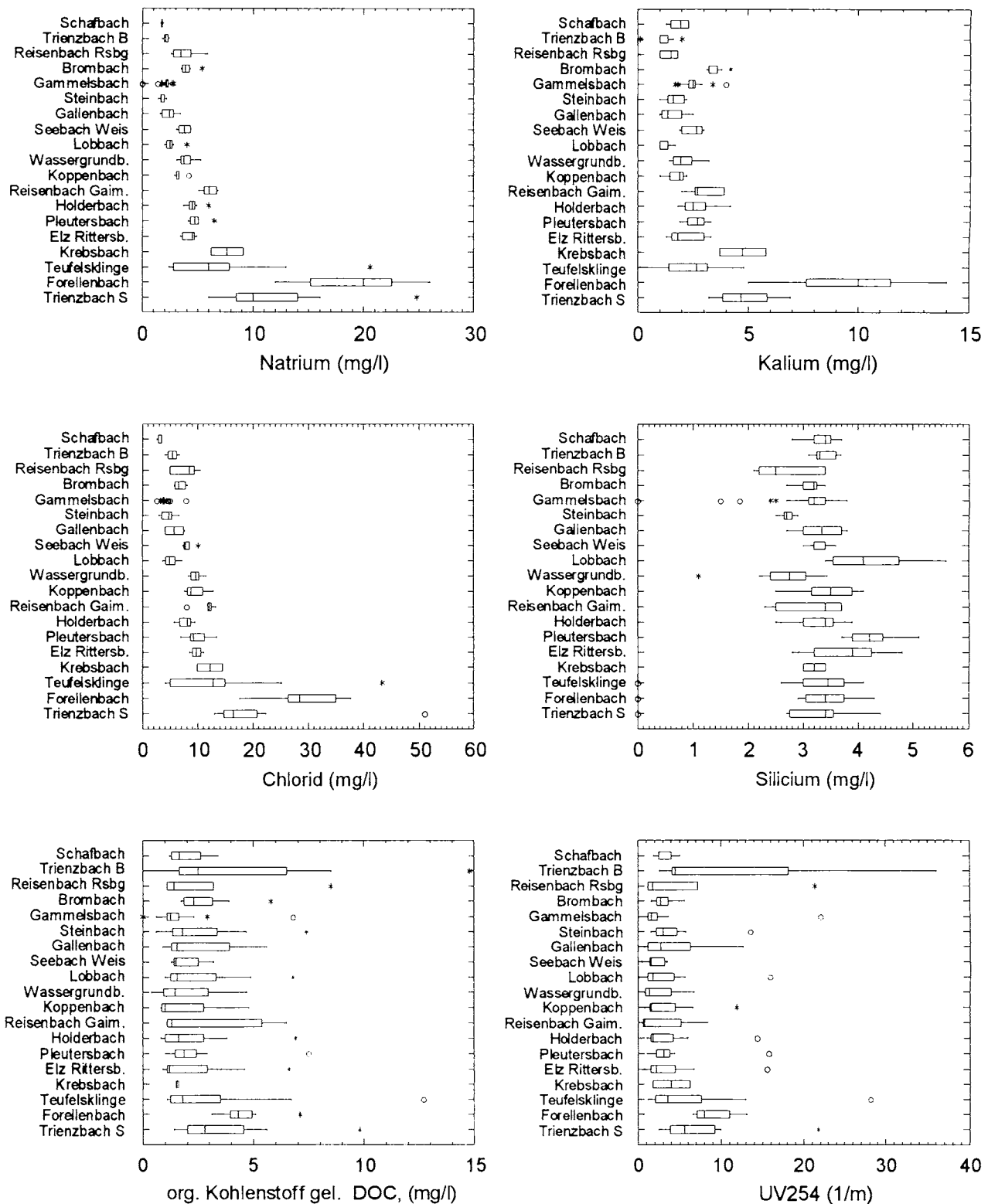
Die zeitweise nach Starkregen oder Schneeschmelze niedrigen pH-Werte im oberen Trienzbach liegen zwischen 4 und 5 und treten in der Regel gemeinsam mit einer starken Braunfärbung des Wassers durch Huminstoffe aus den angrenzenden Waldböden auf. Derartige Hochwasserereignisse finden ihren Ausdruck in hohen UV-Extinktionswerten in Verbindung mit stark erhöhten Konzentrationen an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC, vorwiegend aus Huminstoffen), die die „normalen“ Konzentrationen weniger saurer Bäche des Odenwaldes um das 5-fache übersteigen können.

Solche Kombinationen von sehr niedrigen pH-Werten und gleichzeitiger stark erhöhter Konzentration des DOC in Verbindung mit starker Braunfärbung sind deutliche Hinweise auf anthropogene Versauerungsschübe durch den gesteigerten Eintrag starker Säuren aus Niederschlägen. Häufige Säureschübe haben eine schädigende Wirkung auf die aquatischen Lebensgemeinschaften, wie in Kapitel 7 ausführlich dargestellt wird. In periodisch sauren Bachoberläufen des Odenwaldes herrschen artenarme Moosgesellschaften vor, die oft nur aus einer einzigen, sehr säuretoleranten Art bestehen.



Buntsandsteinbäche Odenwald: Alle Bäche nach dem Median des Calcium-Gehalts sortiert

**Abb. 4-3:** Wertebereiche einiger geochemischer Parameter: Elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Calcium, Magnesium, Säurekapazität und Sulfat in Buntsandsteinbächen des Odenwaldes. - Die Bäche sind in dieser Graphik wie bei allen folgenden vergleichbaren Darstellungen für alle Parameter nach steigendem Medianwert der Calcium -Konzentration sortiert.



Buntsandsteinbäche Odenwald: Alle Bäche nach dem Median des Calcium-Gehalts sortiert

**Abb. 4-4:** Wertebereiche einiger weiterer geochemischer Parameter: Natrium, Kalium, Chlorid, Silicium, sowie die Summenparameter Gelöster Organischer Kohlenstoff (DOC) und UV-Extinktion bei 254 nm als Maß für den Gehalt an organischen Substanzen, insbes. Huminstoffe in Buntsandstein-Bächen des Odenwaldes.

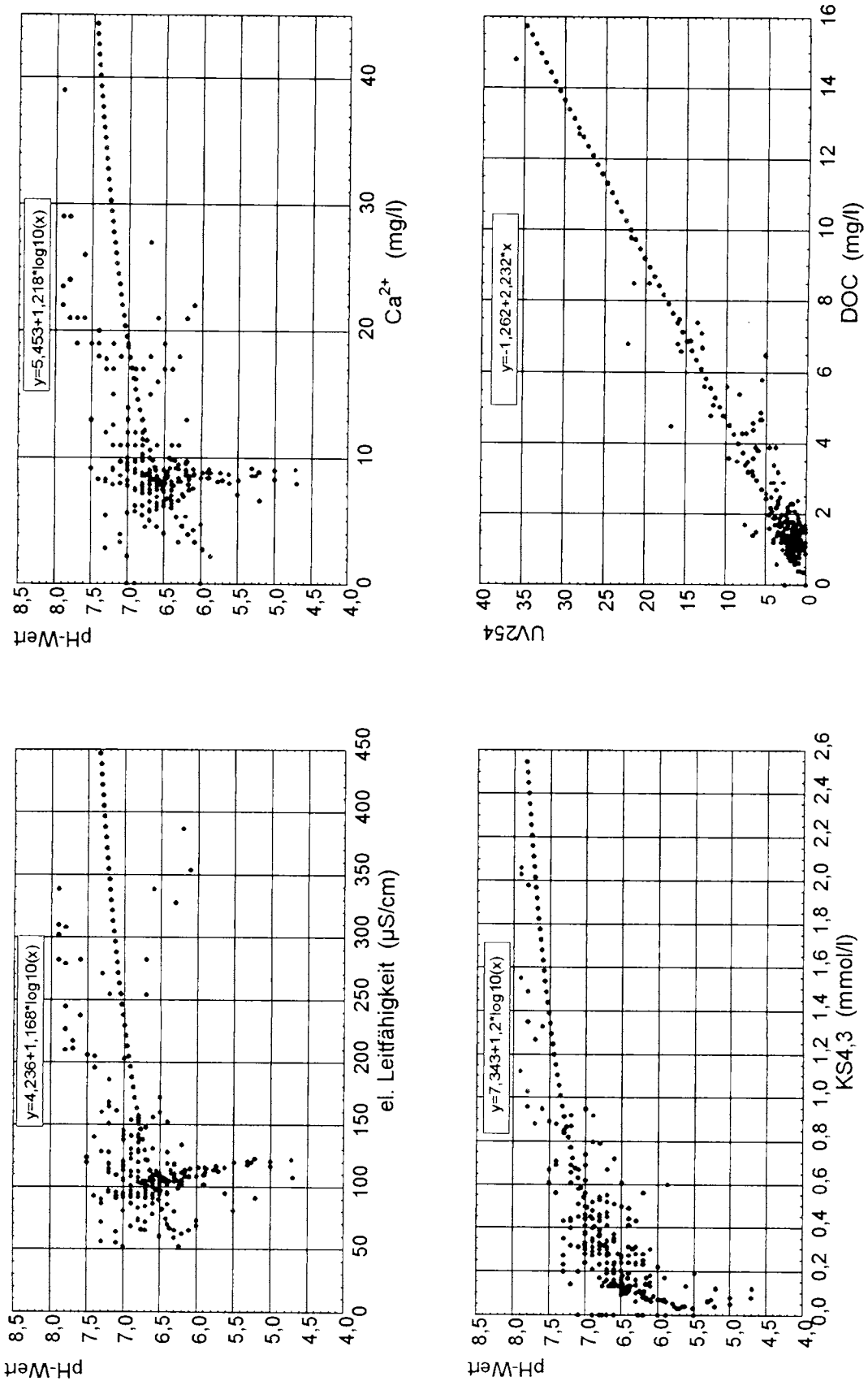
Auch die Gemeinschaft der bodenbesiedelnden Wirbellosen, das Makrozoobenthos, ist sowohl artenzahlmäßig als auch von seiner Siedlungsdichte im Vergleich zu nicht oder weniger sauren Bächen erheblich verarmt. Fische kommen in solchen sauren (versauerten) Bachoberläufen wie dem Trienzbach nur vereinzelt oder überhaupt nicht mehr vor.

In Kapitel 7, Versauerung, wird dieser Gesichtspunkt bzw. die Beziehung zwischen pH-Wert und anderen geochemischen und Nährstoffparametern eingehender dargestellt. Abb. 4-5 illustriert die korrelativen Zusammenhänge zwischen dem pH-Wert, dem Gesamtionen-gehalt (elektr. Leitfähigkeit) und den Haupt-Pufferkomponenten Calcium und Hydrogenkarbonat sowie die enge Beziehung zwischen UV-Extinktion (bei 254 nm) und dem DOC.

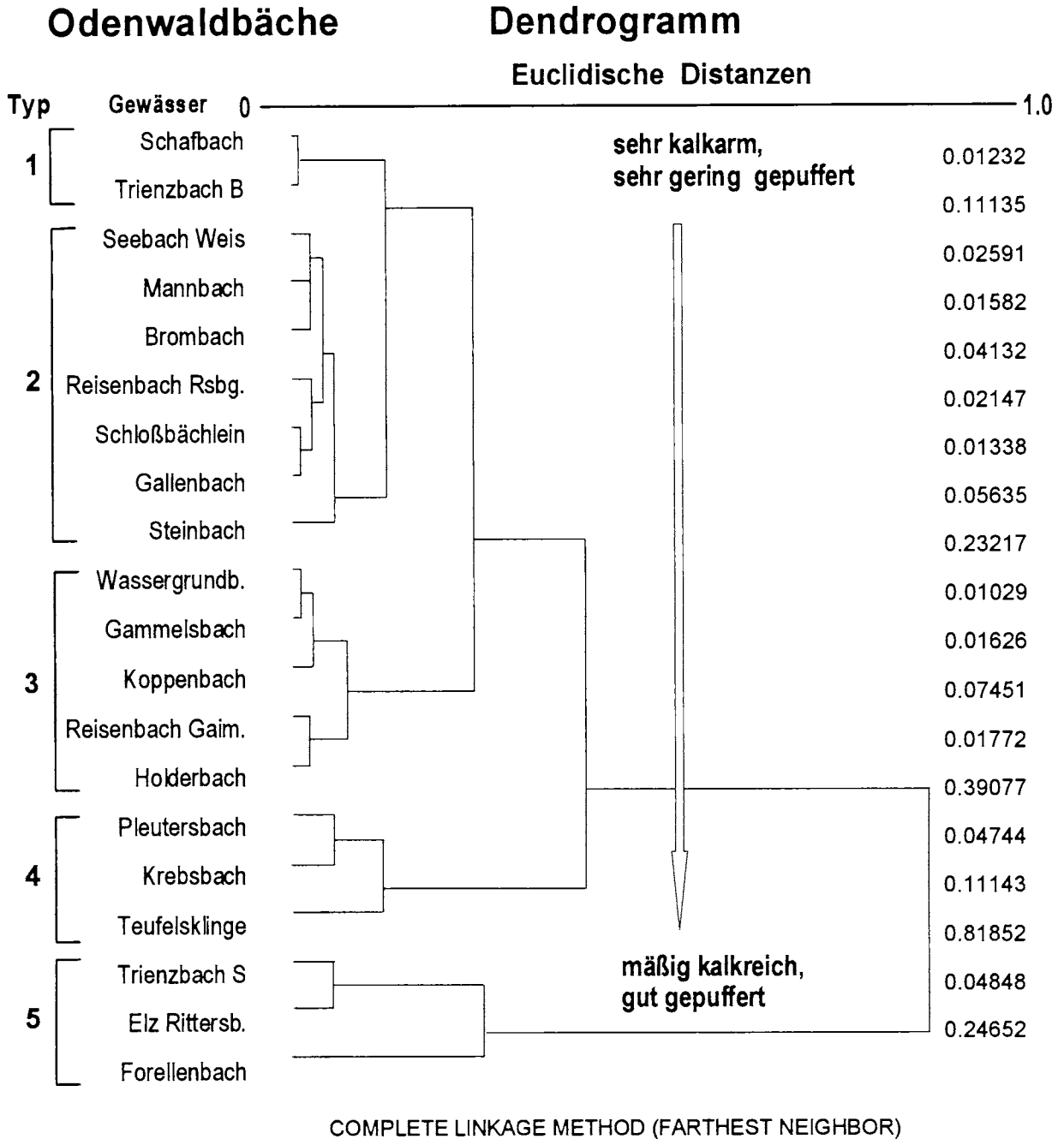
Mit Hilfe des statistischen Verfahrens der Clusteranalyse wurde versucht, Gruppen von Bächen mit ähnlichen chemischen Eigenschaften herauszuarbeiten. Hierzu wurden die geogenen Hauptparameter Calcium, Magnesium, Kalium, Natrium, Hydrogenkarbonat, Sulfat, Chlorid (jeweils Mittelwerte aus allen Einzelmessungen) zur Ähnlichkeitsanalyse herangezogen. Danach ergeben sich in dem Dendrogramm der Abb. 4-6 Gruppierungen von Bächen, die in erstaunlichem Maß mit der Reihenfolge der Bäche nach steigendem mittlerem Calciumgehalt in Abb. 4-3 (Mitte, links) übereinstimmen.

In den beiden sehr unterschiedlichen Darstellungen der Abb. 4-3 und Abb. 4-6 sind die geochemischen Gewässertypen mit Ausnahme des Gammelsbachs (GM1) identisch (siehe gleiche Gruppennummern). Das Dendrogramm gruppiert somit die untersuchten Bäche des Odenwaldes letztlich im Wesentlichen nach steigendem Calcium-Gehalt. Man kann demnach 5 Gruppierungen von sehr kalkarmen, schwach gepufferten bis hin zu kalkreichen, besser gepufferten Bächen unterscheiden. Die Clusteranalyse zeigt deutlich die vorherrschende Bedeutung des Kalkgehaltes für die geochemische Kennzeichnung selbst der kalkarmen Silikatbäche des Sandstein-Odenwaldes, die im Gesamtspektrum der Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs mit ihrem sehr unterschiedlichen Kalkgehalt im unteren Bereich liegen.

Das Wertespektrum anderer geochemischer Kenngrößen wie Sulfat und Chlorid ist in graphischer Form als Boxdiagramm in Abb. 4-3 und Abb. 4-4 dargestellt. Für alle anderen Parameter sind die Wertebereiche tabellarisch (in Tab. 4-2) als Minimal-, Mittel- und Maximalwerte synoptisch zusammengefasst.



**Abb. 4-5:** Korrelation zwischen pH-Wert, Leitfähigkeit, Säurekapazität (K<sub>S4,3</sub>) sowie zwischen UV<sub>254</sub> und Gelöstem Organischen Kohlenstoff (DOC) in Bächen des Buntsandstein-Odenwaldes.



**Abb. 4-6:** Dendrogramm der geochemischen Ähnlichkeit der Bäche des Buntsandstein-Odenwaldes aufgrund einer Clusteranalyse mit folgenden Parametern: Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium, Säurekapazität, Sulfat und Chlorid (Mittelwerte). Die Typen 1 bis 5 ergeben sich aus dem von oben nach unten steigenden Calcium-Gehalt der Bäche (vergleiche auch Abb. 4-3).

### 4.3.2 Sauerstoff- und Temperaturverhältnisse

Alle im PWAB-Vorhaben untersuchten Bäche des Odenwaldes sind als typische kaltstenotheime Bergbäche zu klassifizieren. Obwohl nur stichprobenhaft über den Zeitraum eines Jahres Temperaturmessungen vorgenommen wurden, ermöglichen die Messergebnisse diese eindeutige Qualifizierung. Zur Abgrenzung von Rhithron (Bächen) und Potamon (Flüssen) gibt ILLIES (1961) 20° C als Temperaturamplitude der Monatsmittelwerte an. Bei den Odenwaldbächen wurden zwar keine mehrfachen monatlichen Messungen vorgenommen, die Jahresamplitude der monatlichen Einzelmessungen liegt jedoch bei allen Bachstrecken unter 15° C. Für die Teufelsklinge liegen nur 2 Messungen vor, daher muß dieser Bach außer Betracht bleiben. Die meisten beprobten Bachstrecken liegen in überwiegend beschatteten, mit Wald- oder Ufergehölzen bestandenen Gebieten, so dass hierin die wesentliche Ursache liegt für den sommerkalten Aspekt, der für derartige Bergbäche charakteristisch ist.

Intensivere Messungen von BÜRCK (1979) in Odenwaldbächen des gleichen Typs bestätigen die obige Klassifikation. Der Sauerstoffgehalt in allen Odenwaldbachläufen ist das ganze Jahr über hoch und unterliegt nur minimalen Schwankungen im Jahresverlauf (vgl. Abb. 4-7) ebenso wie im sommerlichen Tagesgang, wie BÜRCK (1979) belegt. Auch die prozentuale Sauerstoff-Sättigung ist ausgesprochen konstant. Die Jahresamplitude überschreitet selten 10 %, die mittlere O<sub>2</sub>-Sättigung liegt generell bei etwa 100 %.

Die Odenwaldbäche entsprechen mit der geringen Schwankungsbreite ihres Sauerstoffgehalts absolut dem charakteristischen Bild dieses Bergbachtyps. Die hohe Turbulenz der Strömung bewirkt einen stets hohen physikalischen atmosphärischen Sauerstoffeintrag. Wenn die Bäche unbelastet und stark beschattet sind, ist die biogene Sauerstoffproduktion durch benthische Wasserpflanzen (Algen und Moose) nur gering. Deshalb bleibt der Sauerstoffgehalt im Tages- und Jahresgang stets gleich hoch.

Der konstante Sauerstoffreichtum ist neben der starken Strömung die entscheidende physiographische Einflussgröße, die die charakteristische Form der benthischen Pflanzen- und Tiergemeinschaften dieses Bachtyps prägt.

Der mit häuslichen Abwässern belastete Forellenbach (ES042) weist, bedingt durch die abwasserbürtige Sauerstoffzehrung, trotz günstiger morphologischer Gewässerstrukturen deutliche Sauerstoffdefizite auf, wie Abb. 4-7 links oben belegt.

### 4.3.3 Nährstoff-Aspekte

Zu den wichtigsten anorganischen Pflanzennährstoffen, die im Zusammenhang mit der Trophie der Gewässer bedeutsam sind, gehören die Stickstoffverbindungen Ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), Nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) und mit Einschränkungen Nitrit (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) sowie das Orthophosphat (o-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>). Die von Natur aus nährstoffarmen Böden des Buntsandsteins werden aus diesem Grunde landwirtschaftlich weniger genutzt als z. B. die der angrenzenden Keupergebiete, etwa im Kraichgau, die natürlicherweise nicht nur bedeutend kalkreicher, sondern auch wesentlich nährstoffreicher sind. Die Nährstoffarmut der Buntsandstein-Bäche im Odenwald wird durch Abb. 4-7, ebenfalls in der Form von Boxdiagrammen, verdeutlicht.

Bei allen 4 dargestellten Nährstoff-Parametern fällt der abwasserbelastete Forellenbach aus dem Wertespektrum der Bäche deutlich heraus. In allen Graphiken sind die Bäche wiederum nach steigenden mittleren Calcium-Konzentrationen geordnet. Besonders beim Nitrat zeigt sich ein gleichgerichteter Anstieg der Werte. Ebenso haben die kalkreichen Bäche die höchsten NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N und o-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P-Gehalte. Diese Beziehung zwischen Kalkgehalt und Nährstoffkonzentration besteht generell von Natur aus nicht nur in Böden, sondern auch in Gewässern. Bei Fließgewässern nimmt überdies der Gehalt an Stickstoff



und Phosphor natürlicherweise mit zunehmender Größe des Einzugsgebiets zu. Diese natürliche Nährstoffzunahme wird durch diffusen Eintrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen um so mehr verstärkt, je besser, d.h. je nährstoffreicher die Böden von Natur aus sind und je intensiver sie deshalb seit langem landwirtschaftlich genutzt und demzufolge durch Düngung weiter mit Nährstoffen angereichert werden.

In Abb. 4-7 und in Tab. 4-2 wird der Versuch unternommen, die Nährstoffgehalte der Odenwaldbäche zu bewerten. Unbelastete, stets sauerstoffreiche, sommerkalt Bäche mit starker Strömung und überwiegend grobsteiniger Sohle haben natürlicherweise eine hohe (biologisch indizierte) Gewässergüte (Güteklasse I). Nur in großen Bächen (Unterläufen, Formation 3') ist von Natur aus Güteklasse I - II vorhanden.

Bei der statistischen Auswertung von biologischen und chemischen Gewässergütedaten wurden für insgesamt rund 1600 Gewässergüte-Untersuchungsstellen des Landes Baden-Württemberg den biologisch definierten 7 Gewässergüteklassen wichtige belastungs-indizierende chemische Kenngrößen (DOC, BSB<sub>5</sub>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N, o-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P, Cl<sup>-</sup>) zugeordnet. Die statistischen Kennzahlen Medianwert, 25%-bis 75%-Perzentile und die 5%-bis 95%-Perzentile sind in Tab. 14-2 (Anhang) in tabellarischer Form zusammengestellt (vgl. auch Gewässergütekarte Baden-Württemberg, UM & LfU, 1992).

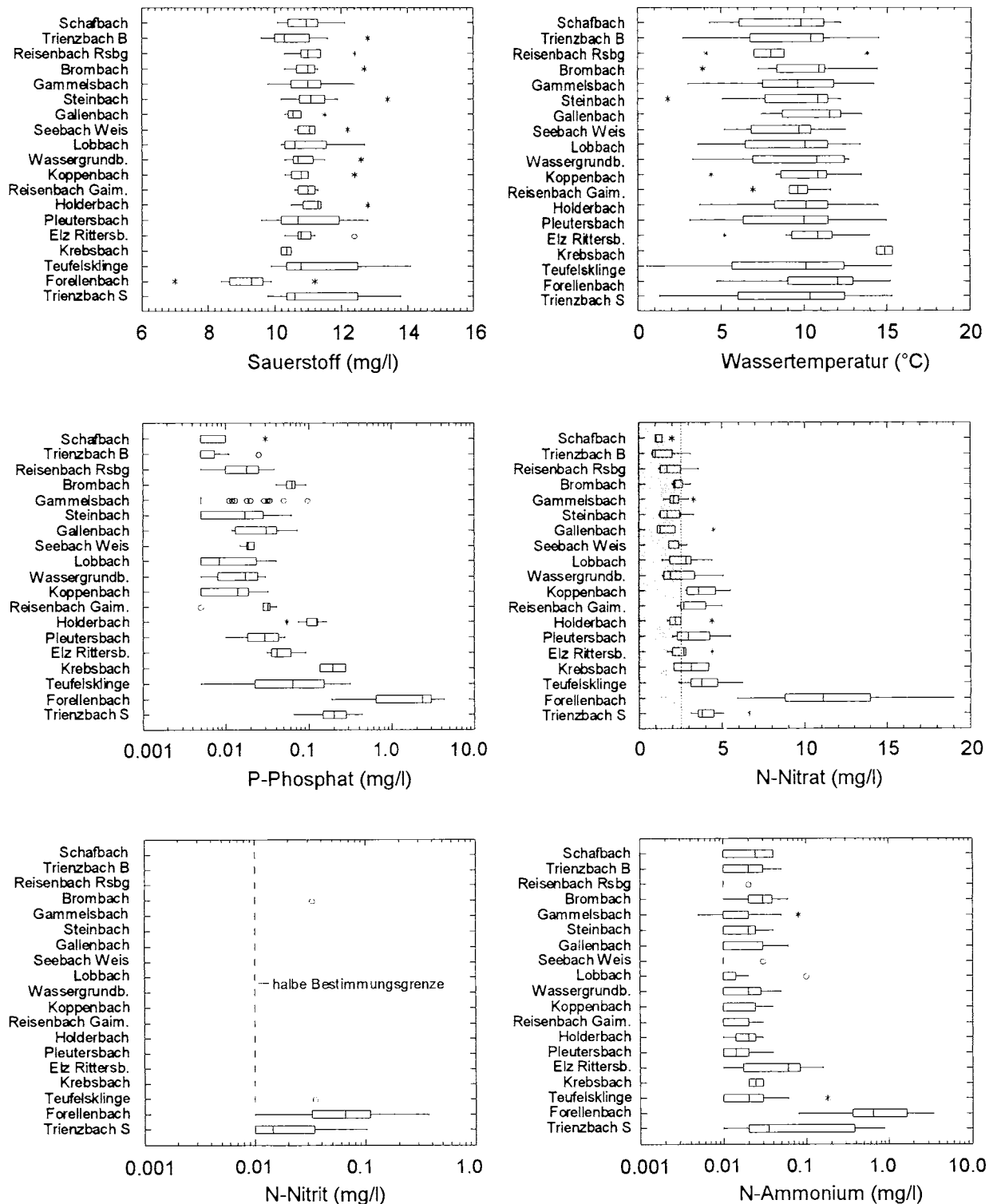
Für die **oberen Bachabschnitte und kleineren Bäche** sind die dieser Tabelle entnommenen 95%-Perzentilwerte der Nitrat- und Phosphat-Konzentrationen, die der Güteklasse I entsprechen, in Tab. 4-2 als „Ziel- oder Schwellenwerte“ bzw. „chemische Leitbilder“ zusammengestellt. Für die **größeren Bäche** werden in Tab. 4-2 die Werte der Güteklasse I-II als Schwellenwerte angegeben. Danach sind insbesondere die Nitratkonzentrationen mancher Bäche, die von Natur aus in Güteklasse I liegen müssten, z. B. beim Koppenbach (YD005), Holderbach (IT015), Teufelsklinge (MD020), unteren Trienzbach (EZ021) und der unteren Elz (EZ022) merklich erhöht (siehe Abb. 4-7).

Aufgrund einer umfassenden Analyse der statistischen Beziehungen zwischen biologischen Gütedaten (Gewässergüteklassen) und den mit diesen korrespondierenden chemischen Belastungsindikatoren, die mit umfangreichen biologischen und chemischen Daten aus 10 Bundesländern vorgenommen wurden (vgl. Kapitel Gewässergüte), ergaben sich für den Parameter Nitrat-Stickstoff die in Abb. 9-5 wiedergegebenen Kurvenverläufe der 10%, 50% und 90% Perzentilwerte über die 7 Gewässergüteklassen des Saprobien-systems. Die Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen in den Buntsandsteinbächen des Odenwaldes liegen mit Ausnahme des deutlich belasteten Forellenbachs unterhalb des 90% Perzentils für die Gewässergüteklasse I von knapp 6 mg/l N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Eine Reihe von Bächen, vorwiegend Oberläufe, liegt noch unterhalb des 50% Perzentils von rund 2 mg/l N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> für die Güteklasse I und kann damit als unbelastet angesehen werden. Einige Bäche überschreiten diesen Wert jedoch deutlich.

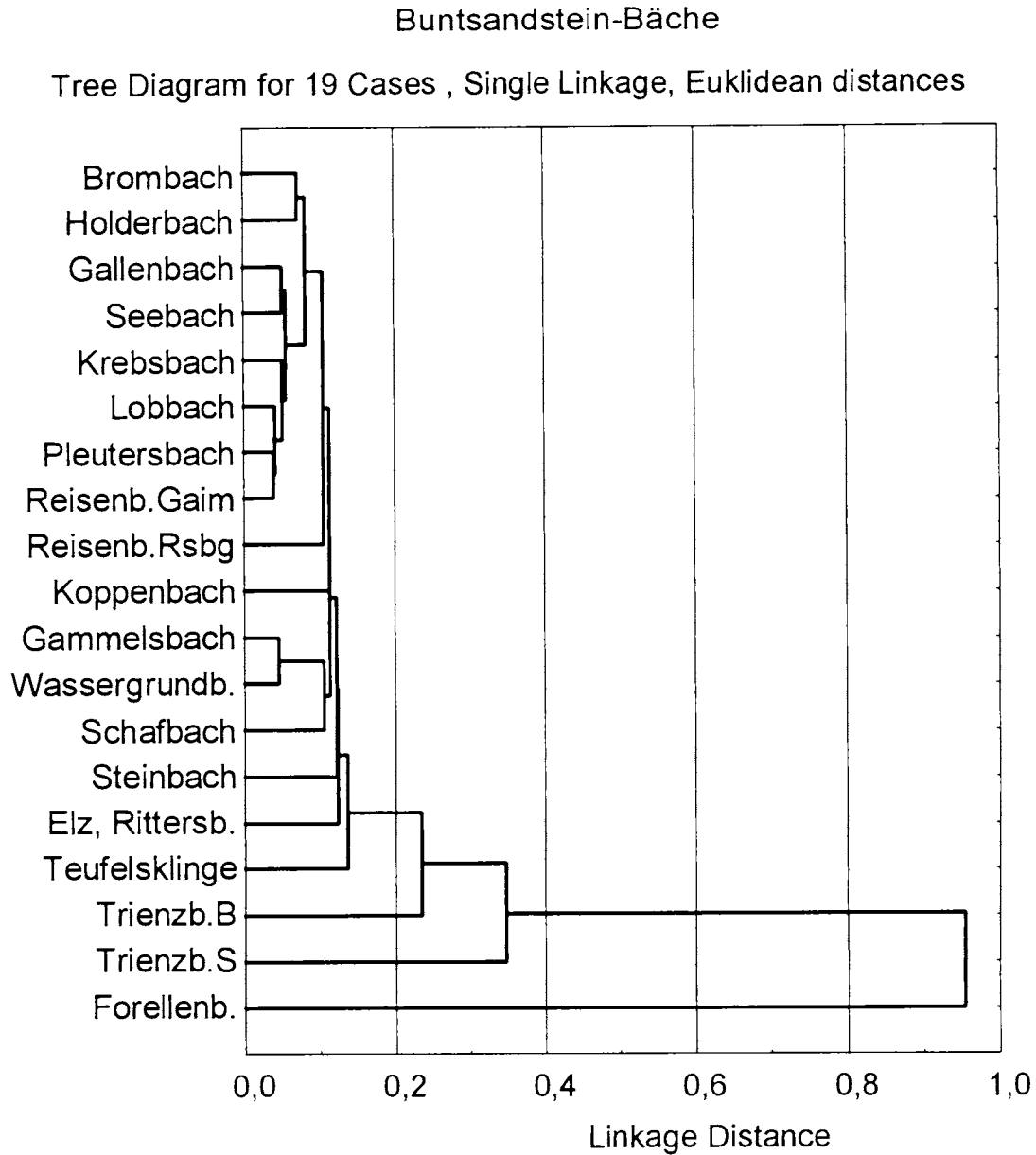
Wenn man davon ausgeht, dass für die naturbedingt nährstoffarmen Buntsandsteinbäche der Schwellenwert für den unbelasteten Zustand naturraumspezifisch niedriger angesetzt werden müsste als für die natürlicherweise nährstoffreicheren Karbonatbäche Baden-Württembergs, so sind diese erhöhten Nitratkonzentrationen einiger Odenwaldbäche umso kritischer zu betrachten. Es soll mit diesen Ausführungen angedeutet werden, dass sich eine adäquate chemische Bewertung von Gewässerbelastungen an den naturraum- oder gewässerlandschaftsbezogenen chemischen Grundzuständen (Referenzbedingungen) orientieren sollte.

Vergleicht man die Odenwaldbäche anhand der Nährstoff- und Belastungsparameter NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, DOC und UV-Extinktion mittels Clusteranalyse, so fällt im Dendrogramm der Nährstoffbeziehungen zwischen den Bächen in Abb. 4-8 auf, dass die meisten Bäche eine sehr homogene Gruppe mit großer chemischer Ähnlichkeit bilden. Lediglich der saure, nährstoffarme obere Trienzbach (EZ020) und die nährstoffreicheren bzw. belasteten

Bäche Brombach (LX005), die untere Elz (EZ022) und der untere Trienzbach grenzen sich deutlich von dieser Gruppe ab. Der merklich belastete Forellenbach fällt durch sein anthropogen verändertes chemisches Zustandsbild als untypisch deutlich aus dem Rahmen.



**Abb. 4-7:** Wertebereiche von Wassertemperatur, Sauerstoff-Gehalt sowie der Nährstoffe Phosphat-Phosphor und der Nitrat-, Nitrit- und Ammonium-Stickstoff-Verbindungen in Bächen des Buntsandstein-Odenwaldes. - Der 25%-Perzentilwert der Güteklasse I-II ist im Nitrat-N Diagramm grau hinterlegt.



**Abb. 4-8:** Gruppierung der Odenwaldbäche nach Nährstoff- und Belastungsparametern<sup>7</sup> Phosphat-Phosphor, Nitrat-, Nitrit- und Ammonium-Stickstoff, gelöster org. Kohlenstoff und UV<sub>254</sub> mittels Clusteranalyse. - Mittelwerte normiert und logarithmiert (s. Kap. Methodik).

Tab. 4-2: Chemische Charakterisierung der Buntsandstein-Bäche des Odenwaldes.

Hydrochemie Charakteristik der Bachtypen des Sandsteinodenwaldes Geochemischer Grundtyp	Formation 1' kleine Bäche Muldentalbäche		Formation 2' mitteltal große Bäche Kerbsohlentälbäche		Formation 3' große Bäche Kerbsohlentälbäche	
	Silikat-Bergbäche (sM)		Silikat-Bergbäche (sM)		Silikat-Bergbäche/Übergang zu Karbonatbächen (s/cM)	
Bereich der elektrolytischen Leitfähigkeit (µS/cm)	50 - 88 - 130		60 - 100 - 160		60 - 120 - 180	
pH - Bereich	4,7 - 6,6 - 7,5		5,5 - 6,9 - 8,1		6,1 - 7,1 - 8,1	
Säure-Zustand (Verauerung)	z. T. ständig bis periodisch sauer z. T. versauert u. versauerungsgefährdet		episodisch sauer bis neutral z. T. versauerungsgefährdet		überwiegend neutral nicht versauert	
Calcium-Gehalt (mg/l)	2,2 - 7,2 - 11,3		3,3 - 7,7 - 17,0		8,0 - 9,0 - 13,4	
Hydrogenkarbonat- Gehalt (mmol/l)	0,1 - 0,3 - 0,5 sehr calciumarm		0,2 - 0,3 - 0,5 sehr calciumarm		0,2 - 0,5 - 0,7 sehr calciumarm	
Sauerstoff-Regime O2-Sättigung (%)	stets sauerstoffreich 92 - 98 - 118		stets sauerstoffreich 93 - 99 - 125		stets sauerstoffreich 93 - 100 - 106	
Temperatur-Regime Wassertemperatur (°C)	kaltstenothem 1,5 - 7,9 - 14,5		kaltstenothem 2,7 - 8,5 - 15,2		kaltstenothem 0,5 - 8,5 - 15,3	
Nährstoff-Gehalt	gering		gering bis mittel		gering bis mittel	
Trophie	Der Trophiegrad der von Natur aus nährstoffarmen Buntsandstein-Bergbäche nimmt natürlicherweise zu bis etwa oligo-mesotroph in Unterläufen					
NO3-N (mg/l) Ist-Zustand	0,8 - 2,1 - 4,4 !		1,2 - 3,4 - 5,5 !!		1,0 - 2,1 - 6,6 !!	
NO3-N (95 Pz) Leitbild	2,6 (bei Gütekl. I)		2,6 (bei Gütekl. I)		2,6 (bei Gütekl. I-II)	
o-PO4-P (mg/l) Ist-Zustand	0,001 - 0,011 - 0,04		0,001 - 0,017 - 0,09		0,001 - 0,029 - 0,16	
o-PO4-P (95 Pz) Leitbild	0,23		0,23		0,23	
Gewässergröße	Die Gewässergröße der Odenwald-Bergbäche liegt in Oberläufen bei Güteklasse I, in den Unterläufen natürlicherweise höchstens bei I-II					
Gelöster Organ. Kohlenstoff (DOC, mg/l) Ist-Zustand	1,0 - 3,5 - 14,8 !!! (zeitweise hohe Huminstoffgehalte)		0,8 - 2,5 - 8,5 !!		0,6 - 2,2 - 12,7 !!!	
DOC (95 Pz) Leitbild	3,1		3,1		3,1	
NH4-N (mg/l) Ist-Zustand	0,01 - 0,02 - 0,1		0,01 - 0,02 - 0,23 !!		0,01 - 0,03 - 0,18!	
NH4-N (95 Pz) Leitbild	0,1		0,1		0,1	
NO2-N (mg/l) Ist-Zustand	0,001 - 0,001 - 0,003		0,001 - 0,003 - 0,033		0,001 - 0,002 - 0,035	
NO2-N (95 Pz) Leitbild	0,01		0,01		0,01	
Erläuterung	! = Maximalwert anthropogen erhöht !! = Maximalwert anthropogen deutlich erhöht !!! = Maximalwert anthropogen stark erhöht Angabe der Werte: Min - Mittel - Max 95 Pz = 95 % Perzentilwert für betr. Gewässergrößenklassen-Leitbild Dieser sollte b. d. entspr. Güte- kl. nicht überschritten werden					

## 4.4 Bäche des metamorphen Grundgebirges im Schwarzwald

### 4.4.1 Geochemische Aspekte

Wie aus der Darstellung in Abb. 4-9 erkennbar ist, zeichnen sich die Bäche des metamorphen Grundgebirges (Gneisbäche) des Schwarzwaldes durch überwiegend sehr niedrige Gesamtionengehalte mit einer elektr. Leitfähigkeit zwischen 20 und 90  $\mu\text{S}/\text{cm}$  aus. Lediglich der Ehrenstetter Ahabach liegt in seinem unteren Lauf (Löss!) mit im Schnitt 130  $\mu\text{S}/\text{cm}$  deutlich über diesem Bereich. Die Gneisbäche des Schwarzwalds sind danach noch elektrolytärmer als die Buntsandsteinbäche des Odenwaldes. Wie bei allen übrigen Bachgebieten zeigt sich auch im Gneis eine sehr enge Beziehung zwischen der elektr. Leitfähigkeit und dem Calcium-Gehalt der Bäche. Die Sortierung der Gneisbäche, die wie bei den anderen Bachgebieten auch nach dem Medianwert des Calcium-Gehalts erfolgt, spiegelt sich in einem nahezu identischen Anstieg der elektr. Leitfähigkeit wider (s. Abb. 4-9). Somit erweist sich auch bei den sehr elektrolytarmen Gneisbächen das Calcium als das Ion, das die elektr. Leitfähigkeit am nachhaltigsten bestimmt. Auch im Gneis korrespondiert Magnesium eindeutig mit Calcium, wie Abb. 4-9 klar erkennen läßt. Trotz der sehr geringen Leitfähigkeit und der sehr niedrigen Calcium- und Magnesium-Konzentrationen, die noch niedriger liegen als bei den Buntsandstein-Bächen, sind die Gneisbäche merklich weniger sauer als die Buntsandstein-Bäche mit etwa vergleichbaren Ionengehalten. Sie unterliegen mit Ausnahme des am schwächsten gepufferten Goldersbaches im Jahresverlauf eindeutig geringeren pH-Wert-Schwankungen als die Buntsandstein-Bäche wie die Länge der Boxplots in (Abb. 5-18 bis Abb. 5-21) deutlich macht. Dies ist deshalb bemerkenswert, weil die Säurekapazität der meisten Gneisbäche mit 0,1 bis 0,5 mmol/l fast genau derjenigen der am geringsten gepufferten Buntsandsteinbäche des Odenwaldes entspricht. Anders liegen die Verhältnisse allerdings in den noch wesentlich schwächer gepufferten Buntsandstein-Bächen des Nordschwarzwaldes. Hier sind, wie in Kapitel 7, Versauerung, dargelegt wird, die pH-Wert-Schwankungen beträchtlich größer als in den Buntsandsteinbächen des Odenwalds. Auch liegen im Schwarzwald die pH-Werte um einiges niedriger als im Odenwald.

Betrachtet man die Sulfat- und Nitrat-Ionen als korrespondierende Anionen zur Schwefel- und Salpetersäure, die als hauptsächliche, anthropogen über den Luftpfad eingetragene starke Säuren maßgeblich zur Versauerung der Gewässer beitragen, so fällt auf, dass die Gneisbäche von allen untersuchten Bächen aller vier Modellgebiete sowohl die geringsten Sulfat- als auch die niedrigsten Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen aufweisen. Auch im Gehalt an weiteren geogenen Ionen, wie Magnesium, Natrium, Kalium und Chlorid liegen die Gneisbäche im untersten Wertebereich aller hier behandelten Bäche (vgl. Abb. 5-18 Abb. 5-21).

#### 4.4.1.1 Vergleich der geochemischen Ähnlichkeit

Mittels Clusteranalyse wurde sowohl ein Vergleich der geochemischen Ähnlichkeit als auch im Hinblick auf die Nährstoffe (P und N) der Gneisbäche vorgenommen. Das Dendrogramm der geochemischen Beziehungen zwischen den Bächen wurde anhand der Parameter Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium, Chlorid, Sulfat, Nitrat und der Säurekapazität jeweils mit normierten und logarithmierten Mittelwerten (vgl. Kap. Methodik) erstellt.

In Abb. 4-11 ergeben sich drei eindeutige Gruppen.

Die erste Gruppe fasst die größeren Bäche Brugga und Wilde Gutach zusammen, die durch geringe anthropogene Einflüsse gekennzeichnet sind, z. B. durch leicht erhöhte Chlorid-Werte.

In der zweiten Gruppe sind die anthropogen unbeeinträchtigten Oberläufe Goldersbach, Sägenbach und St. Wilhelmer Talbach vereint.

In der dritten Gruppe sind die chemisch sehr ähnlichen Bäche Goldersbach und Sägenbach zusammengefasst. Beide Bäche zeichnen sich durch einen äußerst geringen Elektrolytgehalt aus, der eine gewisse Empfindlichkeit zur Versauerung mit sich bringt.

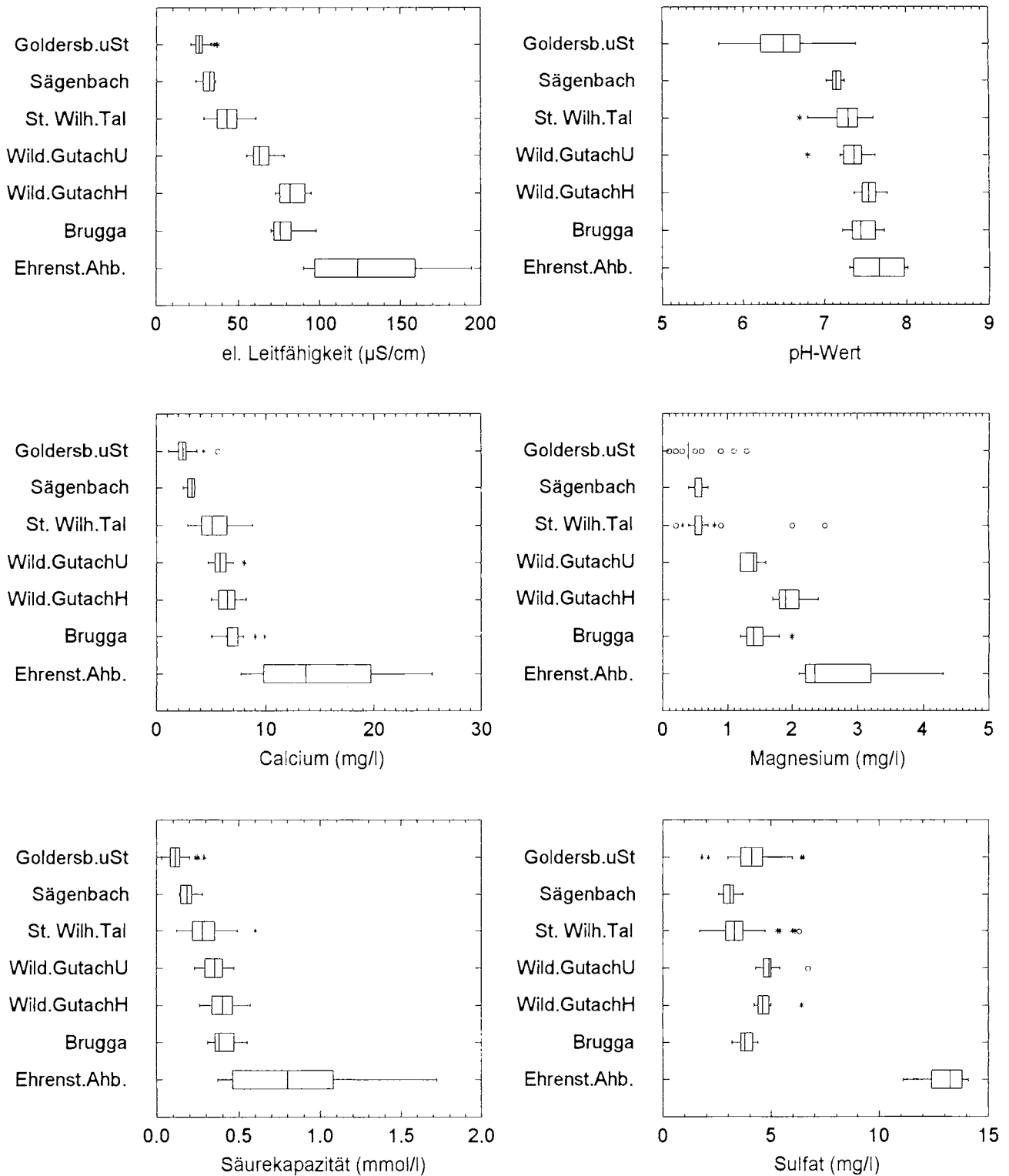
Der St. Wilhelmer Talbach unterscheidet sich von diesen beiden Bächen durch seine höhere Leitfähigkeit und sein besseres Puffervermögen. Dieser Bach, der von der LfU seit über 10 Jahren monatlich chemisch beprobt wird (s. Kap. Versauerung), zeigt weder chemisch noch biologisch irgendwelche Versauerungstendenzen. Der für Gneisbäche außergewöhnlich elektrolytreiche, gut gepufferte Ehenstetter Ahabach (s.o.) unterscheidet sich deutlich von allen übrigen Gneisbächen und nimmt deshalb im Dendrogramm der Abb. 4-11 eine Sonderstellung ein.

#### 4.4.2 Sauerstoffgehalt

Als typische Berg-, teilweise Gebirgsbäche weisen die Bäche des Gneisgebiets (z. B. der St. Wilhelmer Talbach) dank ihrer turbulenten Strömung und des hohen physikalischen Sauerstoffeintrages einen ausgeglichenen Sauerstoffhaushalt auf, der durch sehr geringe Schwankungen gekennzeichnet ist (vgl. Abb. 4-12).

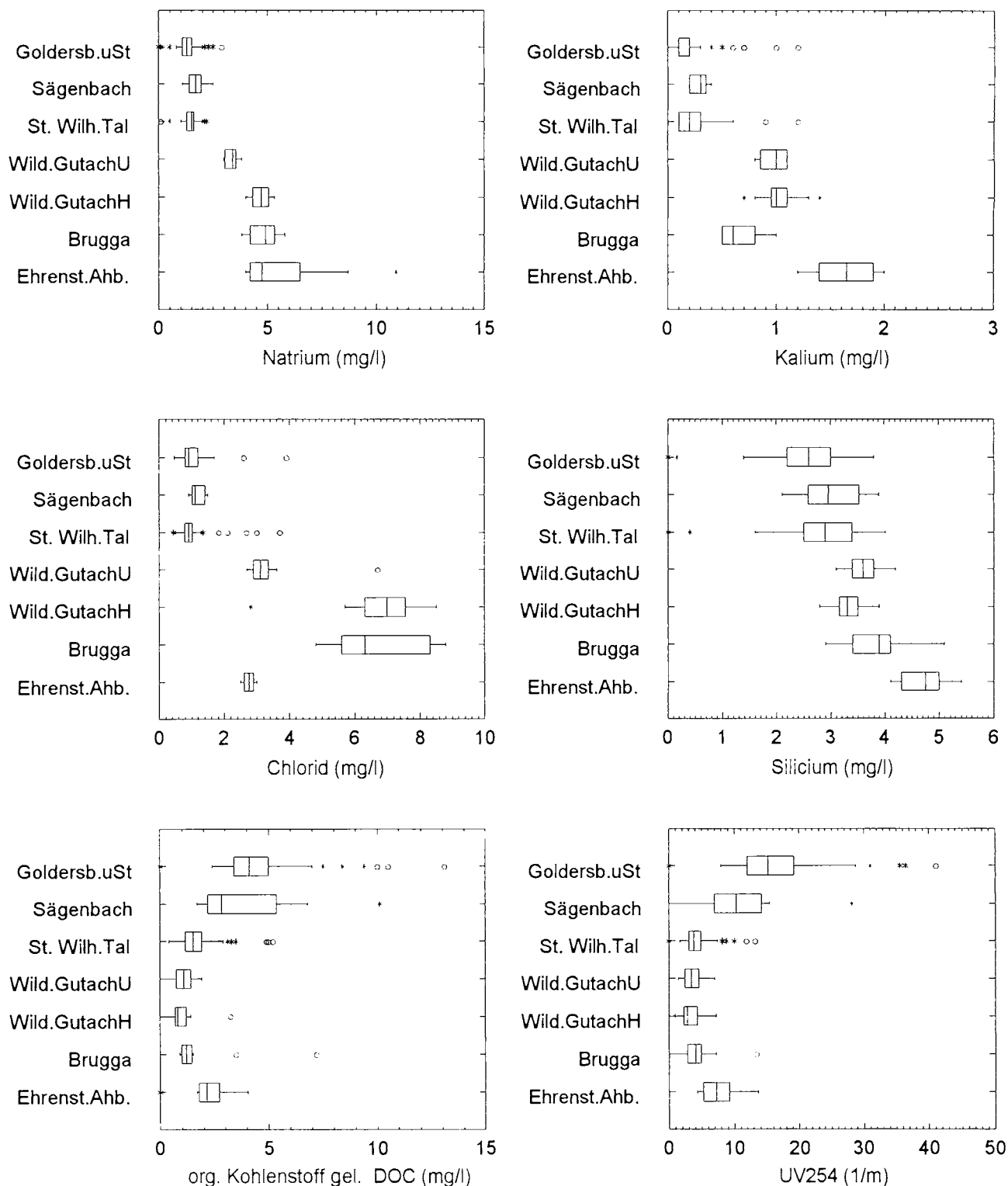
#### 4.4.3 Nährstoff-Aspekte

Die Pflanzennährstoffe Nitrat und Orthophosphat sind in den Gneisbächen nur in geringen Konzentrationen vorhanden. Die Nitratkonzentrationen liegen in allen Bächen unter 2 mg/l. Damit sind die Gneisbäche die nitratärmsten von allen in diesem Programm untersuchten Bächen (s. Abb. 5-20). Die Phosphatgehalte erreichen im größten Gewässer des Untersuchungsraumes, der wilden Gutach, maximal 0,07 mg/l, in den kleineren Bächen erreichen sie etwa 0,05 mg/l. Hiermit zählen die Gneisbäche zu den phosphatärmsten aller Bäche der vier Untersuchungsgebiete (s. Abb. 5-21).



Untersuchungsstellen sortiert nach Median-Werten des Calcium-Gehalts

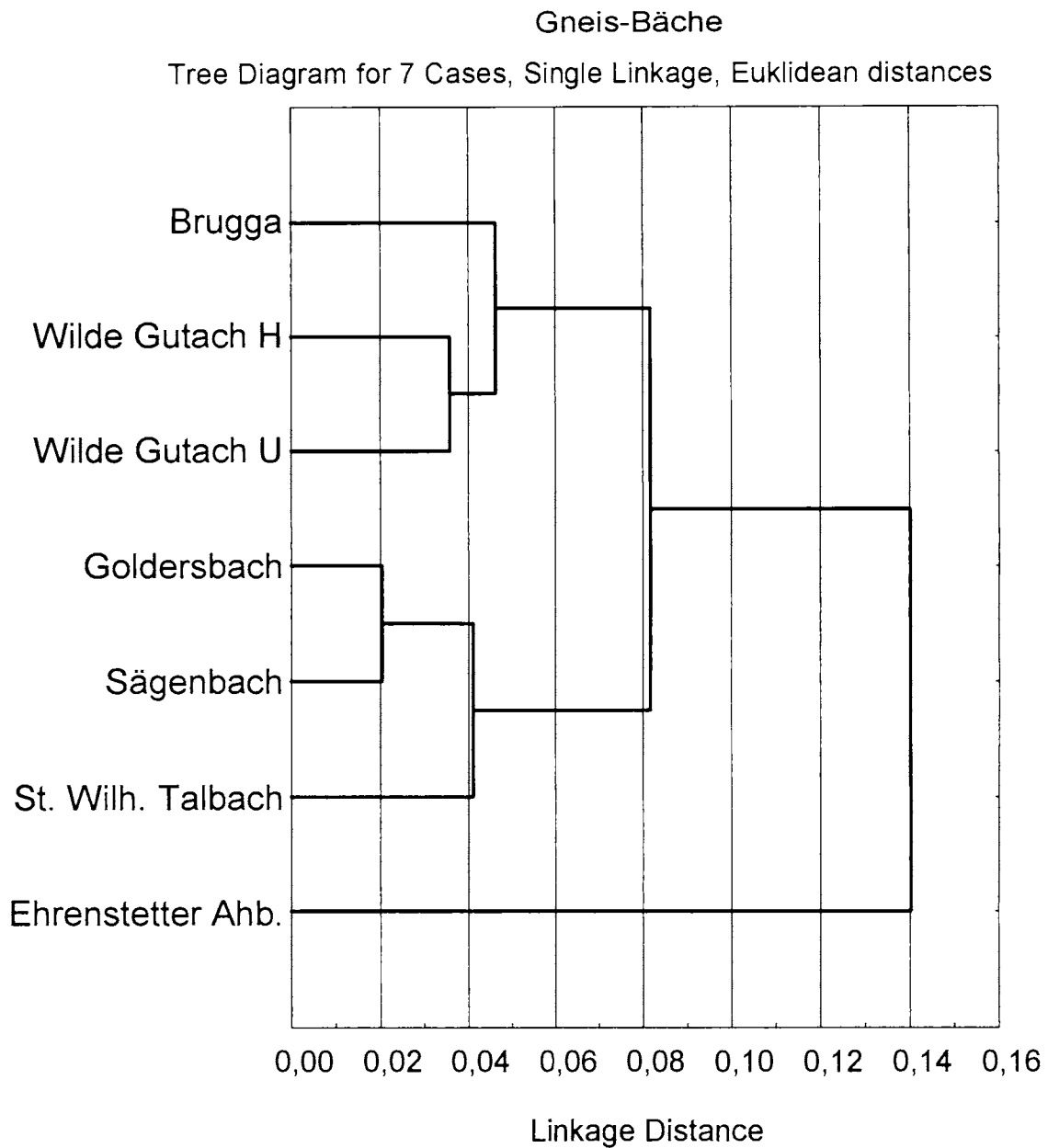
**Abb. 4-9:** Wertebereiche einiger geochemischer Parameter: elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Calcium, Magnesium, Säurekapazität und Sulfat in Gneis-Bächen des Schwarzwaldes.



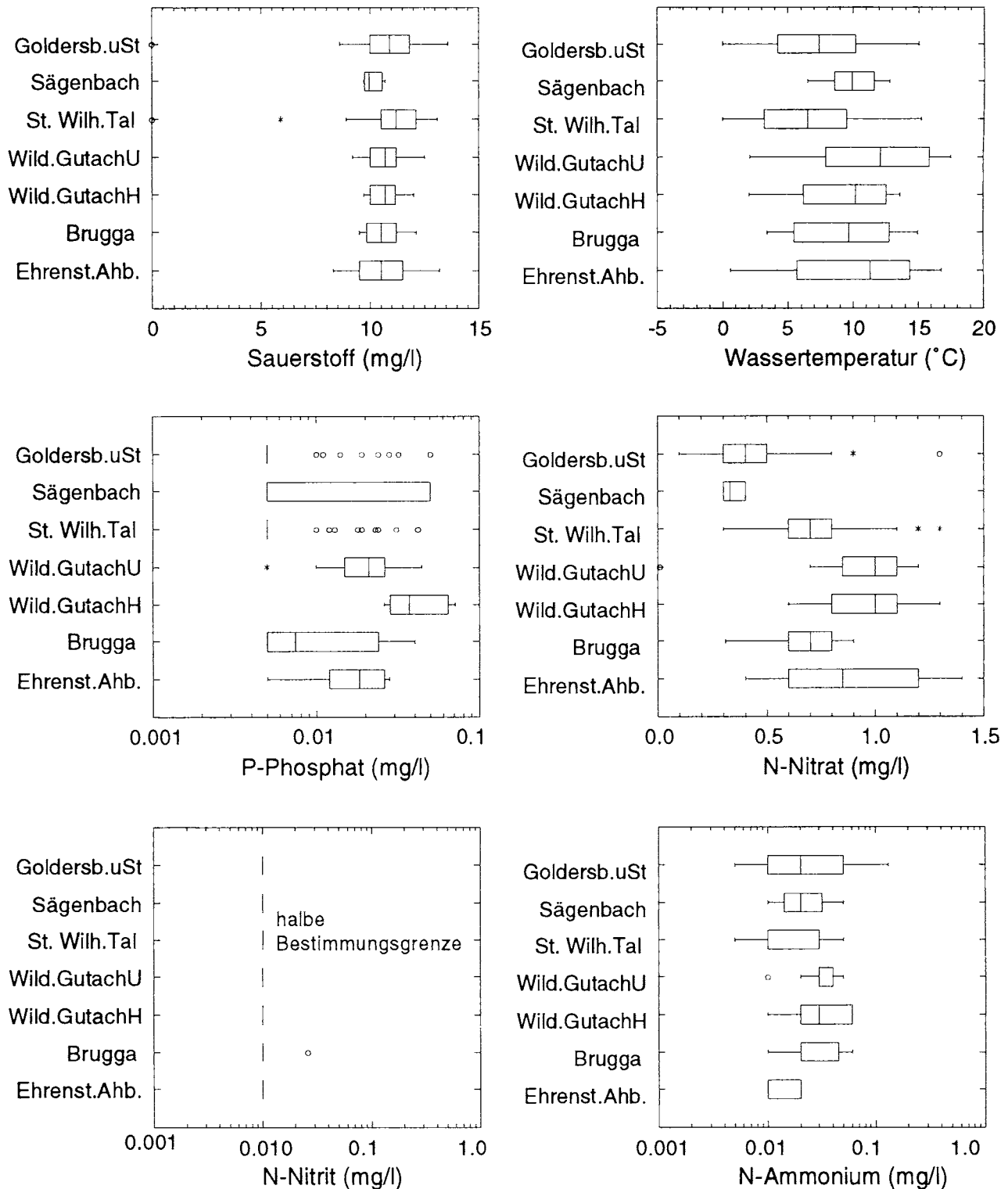
Untersuchungsstellen sortiert nach Median-Werten des Calcium-Gehalts

**Abb. 4-10:** Wertebereiche einiger weiterer geochemischer Parameter: Natrium, Kalium, Chlorid, Silicium, sowie die Summenparameter gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) und UV-Extinktion bei 254 nm als Maß für den Gehalt an organischen Substanzen, insbes. Huminstoffen in Gneis-Bächen des Schwarzwaldes.



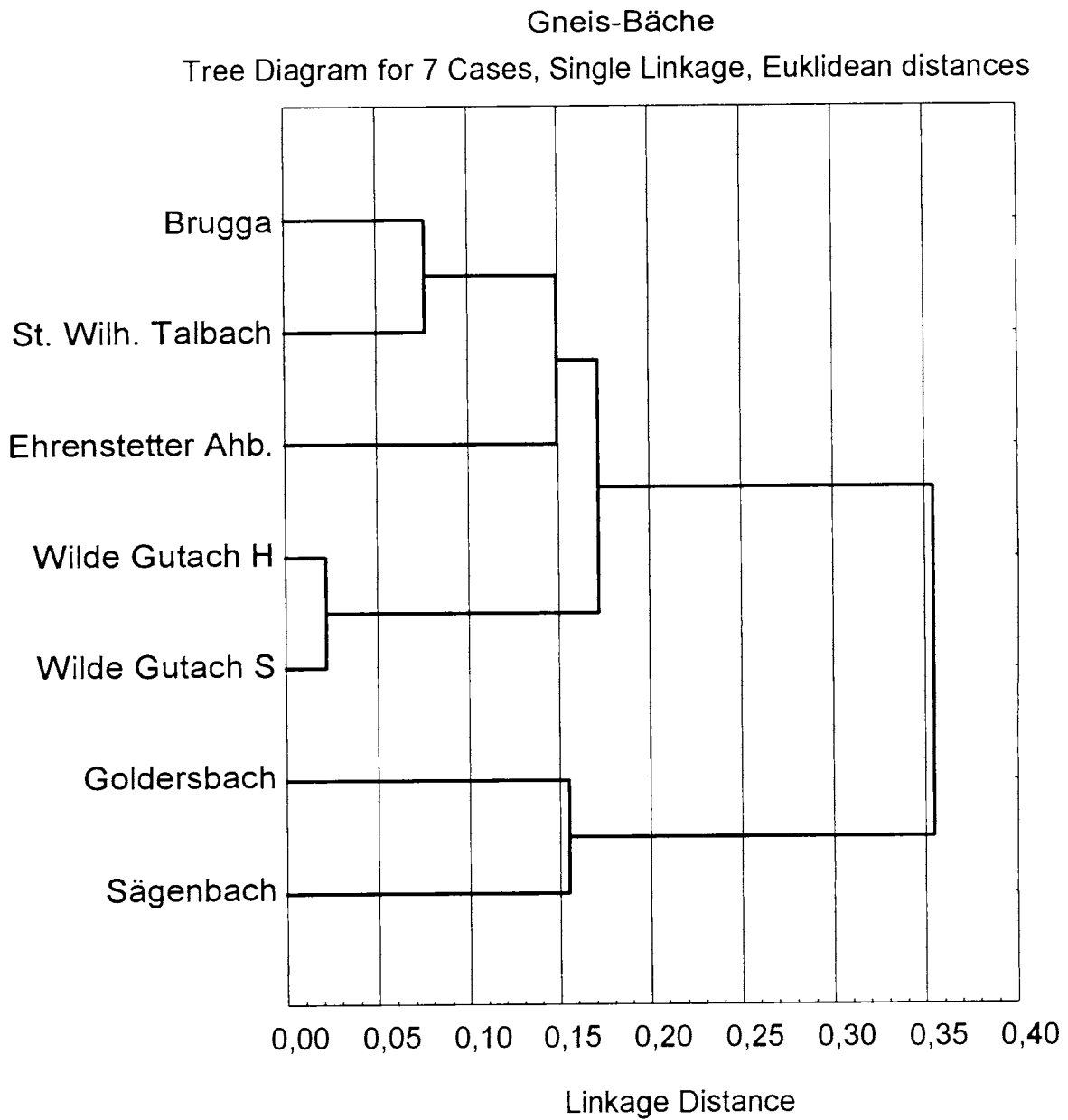


**Abb. 4-11:** Dendrogramm der geochemischen Ähnlichkeit der Gneis-Bäche des Schwarzwaldes aufgrund einer Clusteranalyse mit folgenden Parametern: Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium, Säurekapazität, Sulfat, Chlorid und Nitrat (Mittelwerte, normiert u. logarithmiert, s. Kap. Methodik).



Untersuchungsstellen sortiert nach Median-Werten des Calcium-Gehalts

**Abb. 4-12:** Wertebereiche von Wassertemperatur, Sauerstoff-Gehalt, sowie der Nährstoffe Phosphat-Phosphor und der Nitrat-, Nitrit- und Ammonium-Stickstoff-Verbindungen in Gneis-Bächen des Schwarzwaldes.



**Abb. 4-13:** Gruppierung der Gneis-Bäche im Schwarzwald nach Nährstoff- und Belastungsparametern Phosphat-Phosphor, Nitrat-, Nitrit- und Ammonium-Stickstoff, gelöster org. Kohlenstoff und  $UV_{254}$  mittels Clusteranalyse. - Mittelwerte normiert und logarithmiert (s. Kap. Methodik).

**Tab. 4-3:** Chemische Charakterisierung der Bäche des metamorphen Grundgebirges im Schwarzwald (Gneisbäche).

Hydrochemie		Formation 0 und 1 kleine Bäche	Formation 3 und 4 große Bäche
Charakteristik der Bachtypen des metamorphen Grundgebirges	Formation 0 und 1 kleine Bäche	Formation 3 und 4 große Bäche	Formation 3 und 4 große Bäche
Geochemischer Grundtyp	Silikat-Bergbäche (sM) extr. elektrolytarm Goldersbach + Sägenbach	Silikat-Bergbäche (sM) z.T. Lösseinfluß St. Wilh. Taib. + Ehrenstetter-Abh.	Silikat-Bäche Wilde Gutach H, Wilde Gutach S., Brugga
<b>Geochemie</b>			
Bereich der elektrolytischen Leitfähigkeit (µS/cm)	21 - 29 - 38	30 - 87 - 194	55 - 76 - 98
pH - Bereich	6,2 - 6,8 - 7,3	7,0 - 7,5 - 8,1	6,8 - 7,4 - 7,8
Calcium-Gehalt (mg/l)	2,0 - 2,8 - 3,5	3,5 - 9,6 - 25,4	4,7 - 6,5 - 9,9
Hydrogenkarbonat-Gehalt (mmol/l)	0,04 - 0,16 - 0,28	0,17 - ,6 - 1,76	0,23 - 0,39 - 0,57
<b>Sauerstoff-Regime</b>			
O <sub>2</sub> -Sättigung (%)	92 - 100 - 104	84 - 98 - 102	89 - 99 - 110
<b>Temperatur-Regime</b>			
Wassertemperatur (°C)	0,9 - 8,9 - 14,2	0,6 - 8,6 - 16,8	1,6 - 9,2 - 17,5
<b>Nährstoffe</b>			
NO <sub>3</sub> -N (mg/l) Ist-Zustand	0,1 - 0,4 - 0,6	0,3 - 0,8 - 1,5	0,1 - 0,8 - 1,4
NO <sub>3</sub> -N (90 Pz) Leitbild	0,6	1,13	1,1
o-PO <sub>4</sub> -P (mg/l) Ist-Zustand	alle Werte < 0,01	< 0,01 - 0,01 - 0,03	< 0,01 - 0,03 - 0,07
o-PO <sub>4</sub> -P (90 Pz) Leitbild	0,011	0,02	0,046
<b>Belastungs-Größen</b>			
(DOC, mg/l) Ist-Zustand	1,9 - 5,1 - 13,1	0,7 - 2,2 - 5,0	0,7 - 1,6 - 7,2
DOC (90 Pz) Leitbild	6,2	3,2	2,6
NH <sub>4</sub> -N (mg/l) Ist-Zustand	alle Werte < 0,1	alle Werte < 0,1	alle Werte < 0,1
NH <sub>4</sub> -N (90 Pz) Leitbild	0,03	0,03	0,06
NO <sub>2</sub> -N (mg/l) Ist-Zustand	alle Werte < 0,02	alle Werte < 0,02	< 0,02 - < 0,02 - 0,03
NO <sub>2</sub> -N (90 Pz) Leitbild	0,003	0,003	0,012
<b>Erläuterung</b>	Angabe der Werte: Min - Mittel - Max 90 Pz = 90 % Perzentilwert (Mittelwert) für betr. Gewässergüteklassen-Leitbild		

## 4.5 Bäche des Keuperberglandes

### 4.5.1 Geochemische Aspekte

Die Bäche der baden-württembergischen Keuperregionen (vgl. Abb. 2-1 und Abb. 4-1) sind in chemischer Hinsicht sehr uneinheitlich. Sie decken bei den meisten geochemischen Kenngrößen ein breites Wertespektrum ab. So reicht die elektr. Leitfähigkeit der Keuperbäche von ca. 200  $\mu\text{S}/\text{cm}$  bei typischen Sandstein-Keuperbächen bis über 1100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  in manchen Gipskeuperbächen. Das dominierende, die elektr. Leitfähigkeit am nachhaltigsten bestimmende Ion ist generell das Calcium-Ion. Speziell die Keuperbäche lassen sich jedoch anhand des Magnesium-Gehaltes in **zwei Gruppen** unterteilen.

Die eine Gruppe ist relativ arm an Magnesium. Zu dieser Gruppe zählen die Sandstein-Keuperbäche (Ochsenbächle, Fichtenberger Rot und Fischbach).

Die zweite Gruppe, die der Gipskeuperbäche (Streitenbach, Brettach, Degenbach), zeichnet sich durch einen hohen Magnesium-Gehalt aus. Wie der Name bereits andeutet, weisen die Gipskeuperbäche zudem einen sehr hohen (geogenen) Gehalt an Sulfat auf, der mit dem hohen Gehalt an Magnesium korrespondiert (s. Abb. 4-14).

Auch mit den Auswertungen zur chemischen Typisierung der Karbonatbäche (Kap. 5, Abb. 5-1 oben) lassen sich innerhalb der Keuperbäche anhand der Gesamthärte (Summe von  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$ ) die beiden Gruppen der relativ kalkarmen Bäche des Sandstein-Keuper (Fichtenberger Rot B u. S, Ochsenbächle und Fischbach Cfb) und der verhältnismäßig kalkreichen Bäche des mergeligen Keupers (vorwiegend geprägt durch Evaporite, Gips und Anhydrit) wie Brettach, Fischbach Slz, Streitenbach und Degenbach unterscheiden.

In den Korrelationsdiagrammen von Säurekapazität und der Summe von  $\text{Ca}^{2+}$ - und  $\text{Mg}^{2+}$ -Ionen (in Abb. 5-1 unten) erkennt man, dass einige Bäche (z. B. Fischbach Slz und Brettach B) von der engen linearen Beziehung zwischen diesen Parametern durch eine andere Ionenzusammensetzung abweichen. Wie durch eine weitergehende geochemische Analyse der Keuperbäche mit Hilfe statistischer Ähnlichkeitsvergleiche mittels Clusteranalyse in Abb. 4-17 gezeigt werden kann, handelt es sich bei diesen Bächen um sulfatreiche Gipskeuperbäche, die sich oft außerdem durch einen erhöhten Gehalt an Magnesium auszeichnen (s. auch Abb. 5-7).

Die geochemische Gruppierung der Keuperbäche ergibt sich aus einem Ähnlichkeitsvergleich mittels Clusteranalyse in Abb. 4-17. Vergleiche hierzu auch das Dendrogramm in Abb. 5-6, in dem die Karbonatbäche des Keupers im Rahmen einer größeren Gruppe dieses Typs von anderen geochemischen Subtypen der Karbonatbäche abgegrenzt werden.

Vier der neun im Dendrogramm der geochemischen Ähnlichkeit der Abb. 4-17 multivariat analysierten Bäche des Keuperberglandes können dem **mäßig elektrolytreichen Magnesiumkarbonat-Typ** zugeordnet werden (Ochsenbächle, Fichtenberger Rot B, Fischbach Ofb, Fichtenberger Rot S.) Die Brettach M gehört ebenfalls dem Magnesiumkarbonat-Typ an, jedoch in der **elektrolytreicheren** Variante. Die Bäche Fischbach Slz, Brettach B und Degenbach repräsentieren den Typ des **elektrolytreichen Magnesiumsulfat-Baches**.

Lediglich der Streitenbach läßt sich in Abb. 4-17 keiner Gruppe zuordnen. Bei diesem Bach handelt es sich um einen **sehr elektrolytreichen** Vertreter des Magnesiumkarbonat-Typs, der durch seine sehr hohe Säurekapazität ( $> 7 \text{ mmol/l}$ ) auffällt.

Zusammenfassend lassen sich die Keuperbäche innerhalb des geochemischen Typs der Karbonat-Bäche als sehr **heterogene** Gewässer bezeichnen, die mit den relativ **elektrolytarmeren Sandsteinkeuperbächen** am unteren Ende des Spektrums stehen und gewissermaßen einen Übergangstypus zu den gut gepufferten Silikat-Bächen darstellen. Die andere Gruppe

der **mergeligen Keuperbäche** repräsentiert hingegen das andere Extrem des Karbonat-Typs mit außerordentlich hohen Elektrolytgehalten, die z. T. durch ihren sehr hohen Sulfatgehalt geprägt werden. Diese Bäche weichen chemisch z.T. erheblich von den reinen Karbonat-Bächen des Jura oder des Muschelkalkes ab (siehe hierzu auch BRIEM, 1997b).

#### 4.5.2 Belastungs-Aspekte

Wie einleitend angedeutet, befinden sich im Kollektiv der in der Keuper-Region untersuchten Bäche auch einige, die nicht frei von Abwasserbelastungen sind.

Die chemischen Werte in Tab. 4-4 geben Hinweise auf eine mögliche Belastung der Bäche mit abwasserbürtigen, leicht abbaubaren organischen Stoffen. So liegt z. B. die Fichtenberger Rot B bei dem Gehalt an Orthophosphat sowie dem biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB<sub>5</sub>) in einem Bereich, wie er **im Mittel** für Bäche der Güteklasse III aufgrund **biologischer Bewertung** einer großen Zahl untersuchter Gewässer in Baden-Württemberg (UM & LfU (1992)) statistisch gefunden und in Tab. 14-2 (Anhang) dargestellt wurde. Die in dieser Tabelle zusammengestellten biologischen und chemischen Parameter umfassen Gewässer aller Größenordnungen vom Quellbach bis zum Rhein.

**Tab. 4-4:** Einordnung der Keuperbäche in das System der Güteklassen gemäß den chemischen Belastungsindikatoren (nach Tab. 14-2, Anhang, vgl auch UM & LfU, 1992).

Code	Bach	Ort	BSB <sub>5</sub> (mg/l)	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)
KO835	Brettach B (BT3)	uh. Brettach	I-II	II-III	II	II
KO802	Brettach M (BT1)	oh. Mainhardt	I-II	II-III	III	besser als II
KO431	Fichtenberger Rot B (FR1)	uh. Böhringsweiler	III	III	II	II
KO432	Fichtenberger Rot S (FR3)	uh. Scherbenmühle	I-II	II-III	I-II	besser als II
EN815	Steitenbach (ST1)	bei Zaisersweiher	I-II	I-II	I-II	besser als II
JA165	Degenbach (DE1)	oh. Lohr, bei Craillsheim	I-II	I-II	I-II	besser als II
KO430	Ochsenbächle	bei Hammerschmiede	-	I-II	I-II	besser als II
MR151	Fischbach Slz (FB3)	bei Sulzbach	I	I	I-II	besser als II
MR150	Fischbach Ofb	bei Oberfischbach	-	I	I-II	besser als II

Bei der vergleichenden chemischen und biologischen Gütebewertung ist zu beachten, dass bei der **biologischen Bewertung der Sauerstoffversorgung** der Gewässer eine wichtige Rolle zukommt. Diese hängt stark vom Gewässertyp ab. So wird ein turbulent strömender, belasteter Bergbach aufgrund der günstigen Sauerstoffversorgung in der Regel biologisch besser beurteilt als ein gleich belasteter, langsam strömender, weniger turbulenter Tieflandbach (BRAUKMANN, 1987), auch wenn die Schadstoffkonzentration in diesen beiden unterschiedlichen Gewässertypen gleich groß ist. Dementsprechend fällt die biologische Beurteilung der schnellströmenden, sauerstoffreichen Keuperbäche merklich besser aus (SCHEURLLEN (1998)) als eine Bewertung auf chemischer Basis.

Anhand der Parameter Biochemischer Sauerstoffbedarf, Phosphat, Nitrat und Nitrit läßt sich erkennen, dass die Bäche Fichtenberger Rot uh. Böhringsweiler, Brettach uh. Brettach, Fichtenberger Rot uh. Scherbenmühle und Brettach bei Mainhardt nicht unbelastet sind (s. Tab. 14-2). Der relativ hohe  $\text{o-PO}_4^{3-}\text{-P-}$  Gehalt, der mit der biologischen Güteklasse II-III korrespondiert, deutet neben gleichzeitig relativ geringen  $\text{BSB}_5$ -Werten bei Fichtenb. Rot S und Brettach M entweder auf eine Einleitung weitgehend gereinigten Abwassers und/oder eine fortgeschrittene Mineralisation durch vorausgegangene Selbstreinigung in den Gewässern hin. Erhöhte Kupfer-Werte in diesen Bächen lassen als zusätzliche Belastungsindikatoren einen Abwassereinfluss in diesen Bächen sehr wahrscheinlich erscheinen (vgl. Abb. 14-21, Anhang).

Die Wertebereiche (Einzelwerte) der Nährstoff-Parameter Nitrat-Stickstoff und Phosphat-Phosphor sind in Form von Boxplots in Abb. 4-16 für die Keuperbäche dargestellt. Die Bäche sind in allen Einzelbildern dieser Darstellung, wie bei allen übrigen Bachgebieten auch, wieder jeweils nach dem Calcium-Gehalt sortiert. Die Belastung einzelner Bäche des Keupers ist deutlich zu erkennen. Weiter fällt auf, dass die Bäche Streitenbach und Degenbach nur gering belastet sind (siehe auch Tab. 14-2), jedoch die niedrigsten Sauerstoffsättigungswerte aufweisen. Die Abb. 4-16 zeigt bei diesen beiden Bächen leichte Defizite in der Sauerstoffversorgung, wie sie z. B. bei langsam fließenden Waldbächen oft zu beobachten sind. Streitenbach und Degenbach sind relativ schwach strömende Gewässer mit einem für Mittelgebirgslagen verhältnismäßig geringen Gefälle. Vor allem Waldbäche dieses Typs zeichnen sich oft durch einen niedrigen Sauerstoffgehalt aus, der durch den hohen Eintrag von Fallaub bewirkt wird, das natürlichen Abbauprozessen unterliegt.

Die übrigen Bäche des Keuper-Gebiets können nach Analyse der Bilder aus Abb. 4-16 als weitgehend unbelastet von Abwasser angesehen werden.

### 4.5.3 Nährstoff-Aspekte

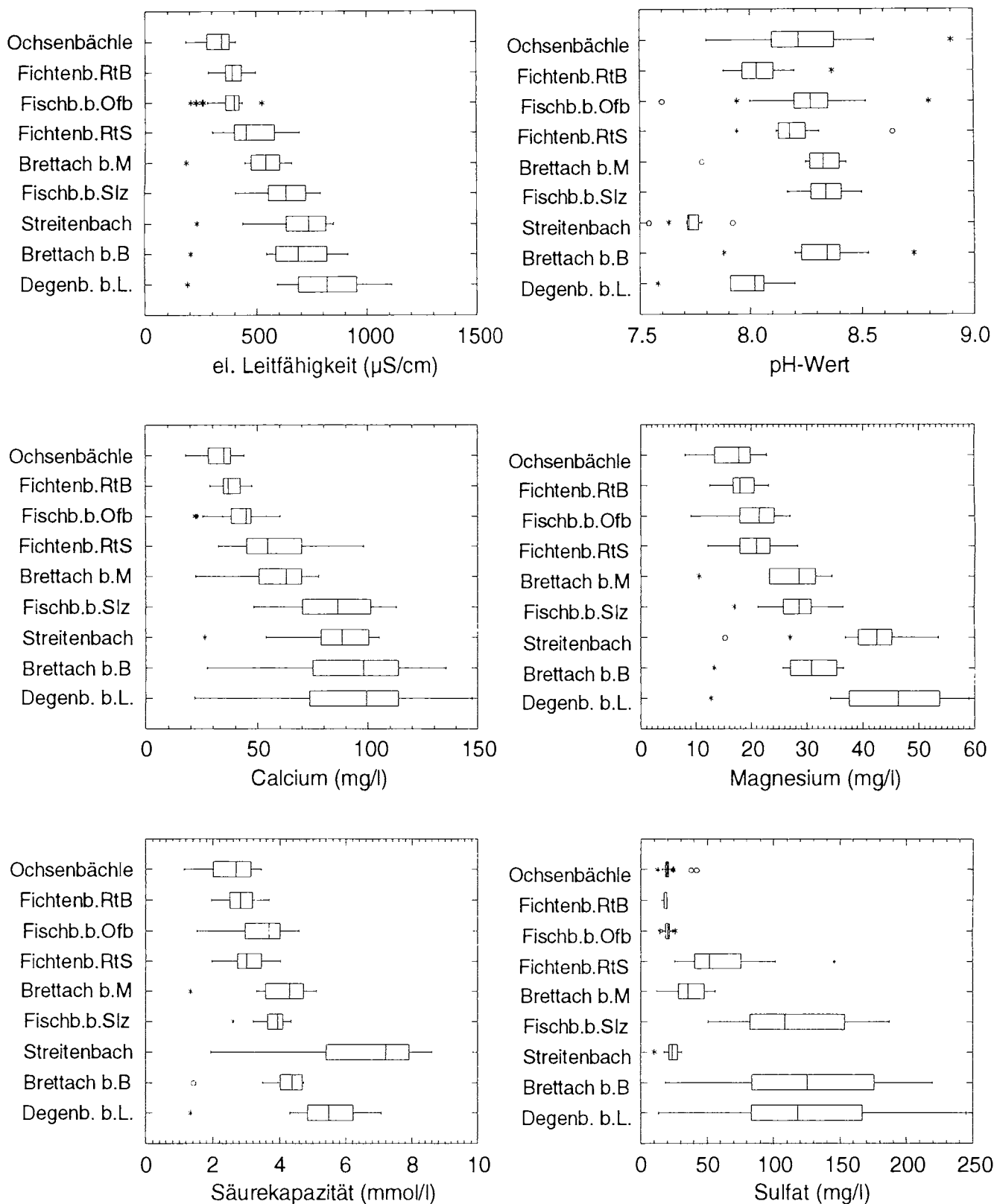
Die bereits im vorigen Kapitel behandelten belastungsindizierenden Kenngrößen Phosphat und Nitrat sind gleichzeitig wichtige Pflanzennährstoffe, die Auskunft über den Nährstoffreichtum und damit das Eutrophierungspotential der Gewässer geben. Im Haupt-Nährstoffparameter, dem Nitrat-Stickstoff, unterscheiden sich die Keuperbäche mit durchweg höheren Konzentrationen deutlich von den stickstoffärmeren Gneisbächen des Schwarzwaldes. Beim Phosphat-Phosphor liegen zumindest 3 Bäche des Keupergebiets in vergleichbaren Konzentrationsbereichen wie die Gneisbäche. Die meisten Keuperbäche weisen allerdings erheblich höhere P-Konzentrationen auf als die Gneisbäche (Abb. 5-21). Nach Auswertung einer großen Zahl chemischer und biologischer Daten aus rund 10 Bundesländern (vgl. Kap. 9, Abb. 9-1 bis Abb. 9-3) liegen die mittleren Nitrat-Stickstoff- und Phosphat-Phosphor-Konzentrationen für die biologisch bestimmten Gewässergüteklassen in den in Tab. 9-1 aufgeführten Bereichen. Bei den Keuperbächen liegen beim Phosphat nur 2 von 9 untersuchten Bächen unterhalb des Medianwertes von  $0,03 \text{ mg/l (P-PO}_4^{3-})$  für die Güteklasse I (Abb. 4-16). Alle übrigen Bäche liegen beträchtlich über diesem Wert. Dies spricht für eine deutliche anthropogene Belastung der meisten untersuchten Keuperbäche. Auch beim Nitrat-Stickstoff überschreiten 6 von 9 Bächen den Median-Wert von  $1,5 \text{ mg/l (N-NO}_3^-)$  für Güteklasse I merklich (s. Abb. 4-16). Auch beim Nitrat ist für die meisten Keuperbäche eine erhebliche anthropogene Überhöhung der natürlichen Basis-Werte zu konstatieren, selbst wenn man von einer grundsätzlich besseren natürlichen  $\text{NO}_3^-$  Versorgung bei kalkreichen Böden der Keuper-Gebiete ausgeht.

Das Dendrogramm der Ähnlichkeitsbeziehungen, das aufgrund von Nährstoff- und Belastungsparametern (vgl. Abb. 4-18) der 9 untersuchten Keuperbäche errechnet wurde, unterscheidet eine Gruppe **nährstoffreicher** Bäche (Brettach B und M und Fichtenberger Rot S)

von einer Gruppe **unbelasteter, relativ nährstoffarmer** Bäche (Degenbach und Streitenbach). Das Ochsenbächle steht als nährstoffärmster und unbelasteter Bach isoliert von allen übrigen Keuperbächen. Gleiches gilt für die am stärksten belastete, aber relativ nitratarme Fichtenberger Rot B (vgl. hierzu auch Tab. 4-4). Die beiden Untersuchungsstellen des unbelasteten Fischbachs sind ebenfalls von den übrigen Bächen isoliert.

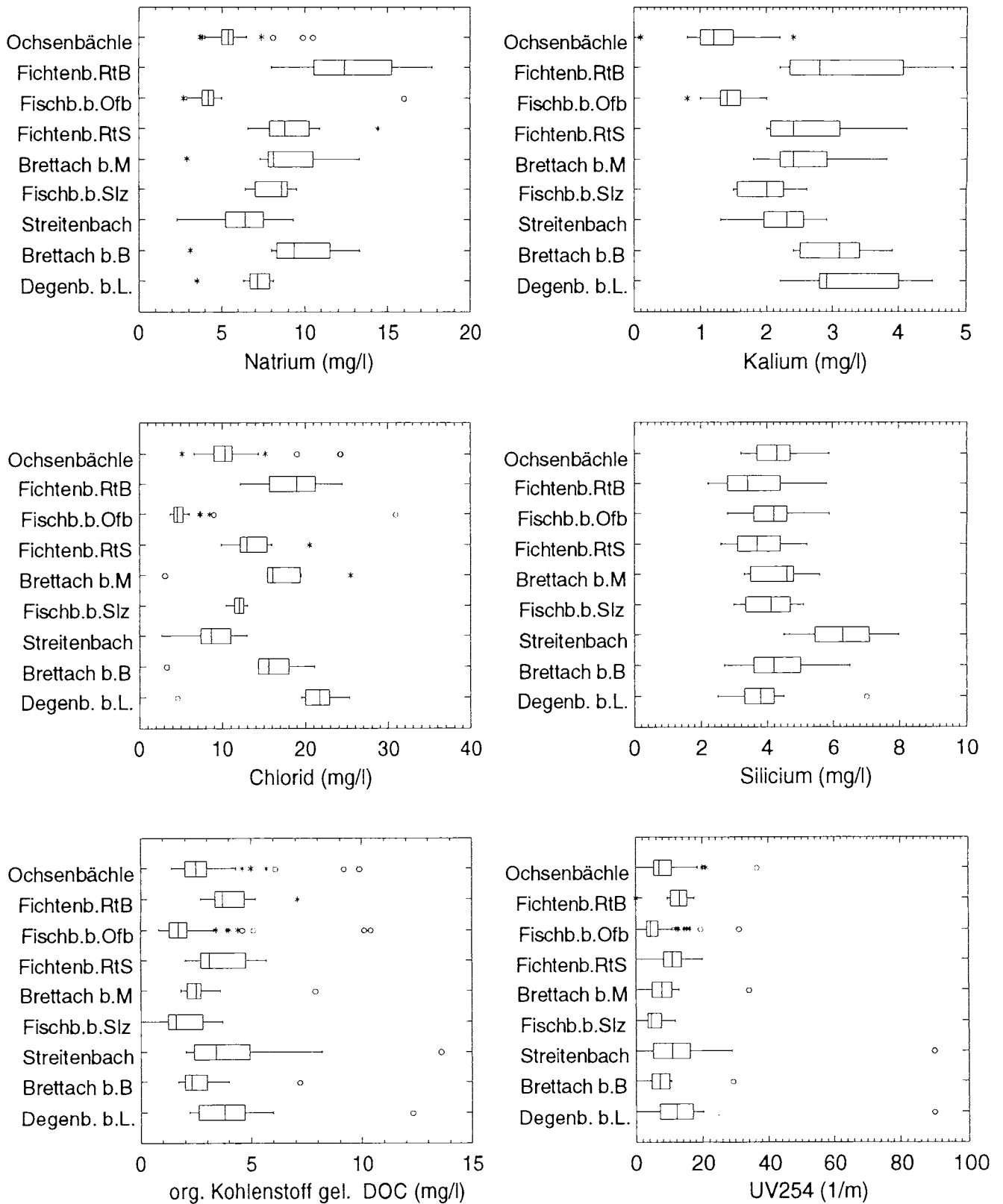
Wie für die Bäche des Buntsandstein-Odenwaldes und des metamorphen Grundgebirges wird auch für die Bäche des Keupers abschließend eine synoptische tabellarische Zusammenfassung der wichtigsten behandelten hydrochemischen und physikalischen Kenngrößen gegeben. Diese Synopse in Tab. 4-5 gibt die chemischen Parameter für die untersuchten Keuperbäche wieder, zusammengefasst zu den Gruppen Geochemie, Sauerstoff-Regime, Temperatur-Regime, Nährstoffe und Belastungen. Sie erlaubt einen orientierenden Überblick über die chemische Beschaffenheit der Keuperbäche.





Untersuchungsstellen sortiert nach Median-Werten des Calcium-Gehalts

Abb. 4-14: Geochemische Aspekte in Keuperbachen.



Untersuchungsstellen sortiert nach Median-Werten des Calcium-Gehalts

Abb. 4-15: Weitere geochemische Aspekte in Keuperbächen.

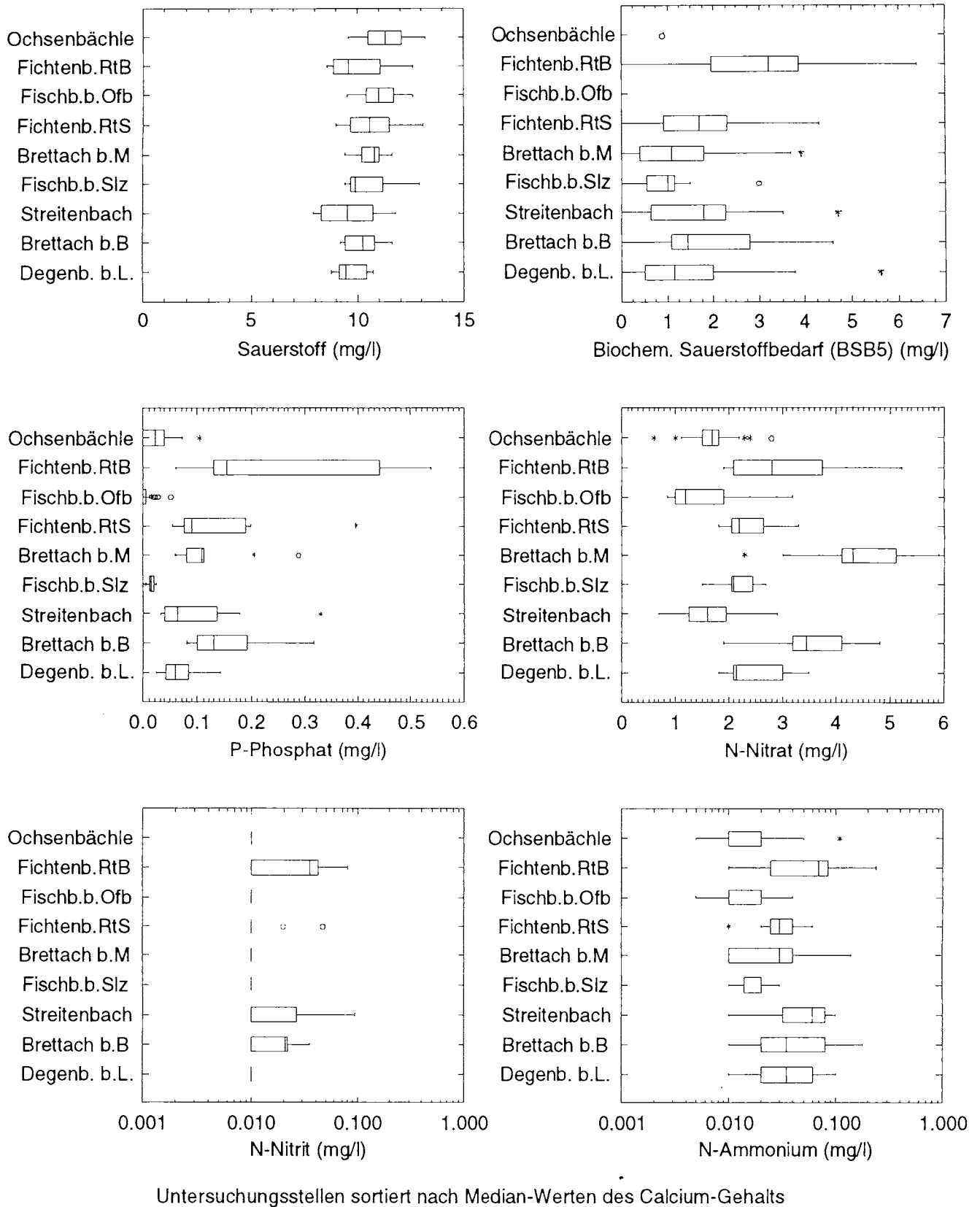
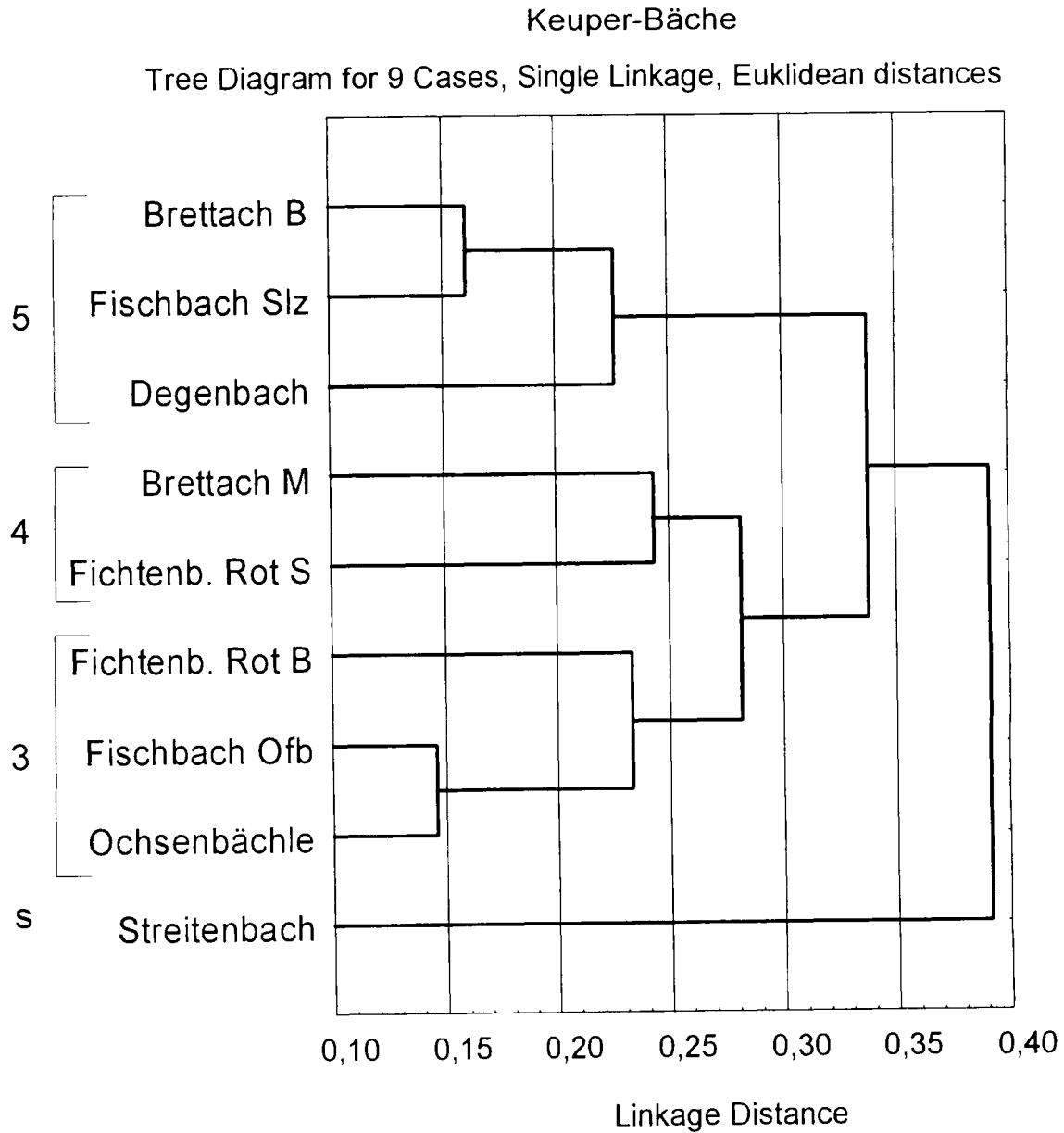


Abb. 4-16: Nährstoff- und Belastungsparameter in Keuperbächen.



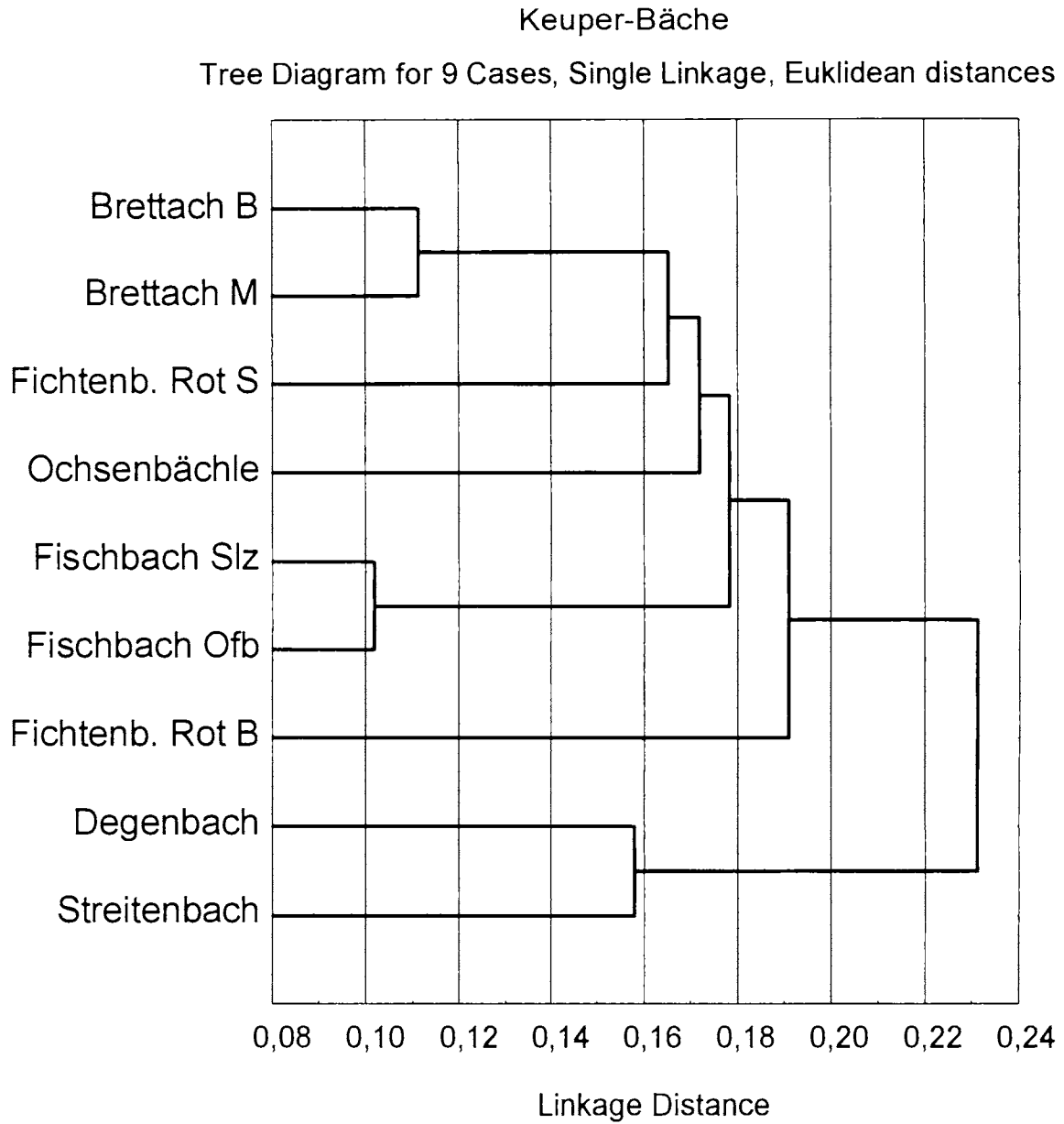
3 = Magnesium-Karbonatbach, mäßig elektrolytreich

4 = Magnesium-Karbonatbach, elektrolytreich

5 = Magnesium-Sulfatbach, mäßig elektrolytreich

s = Sondertyp, Magnesium-Karbonat-Bach, sehr elektrolytreich

**Abb. 4-17:** Dendrogramm der geochemischen Ähnlichkeit der Bäche des Keuperberglandes aufgrund einer Clusteranalyse mit folgenden Parametern: Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium, Säurekapazität, Sulfat, Chlorid und Nitrat (Mittelwerte, normiert u. logarithmiert, s. Kap. Methodik) (vgl. auch Abb. 5-6).



**Abb. 4-18:** Gruppierung der Bäche des Keuperberglandes nach Nährstoff- und Belastungsparametern Phosphat-Phosphor, Nitrat-, Nitrit- und Ammonium-Stickstoff, gelöster org. Kohlenstoff und  $UV_{254}$  mittels Clusteranalyse. - Mittelwerte normiert und logarithmiert (s. Kap. Methodik).

Tab. 4-5: Chemische Charakterisierung der Bäche des Keuperberglandes

Hydrochemie		Formation 0 und 1	Formation 2
Charakteristik der Bachtypen des Keupers	sehr kleine und kleine Bergbäche	Mittlergroße Bergbäche	Mittlergroße Bergbäche
Geochemischer Grundtyp	Magnesiumcarbonat-Bäche	Magnesiumcarbonat-Bäche	Magnesiumcarbonat-Bäche
	Streitenb., Ochsenb., Fischbach O., Brettlach M.	sulfatreich	Fichtenb., Rot B., Fichtenb., Rot S., Brettlach B
	Degenbach, Fischbach S		
<b>Geochemie</b>			
Bereich der elektrolytischen Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	183 - 468 - 850	188 - 725 - 1112	204 - 532 - 912
pH - Bereich	7,2 - 8,1 - 8,6	7,6 - 8,1 - 8,5	7,6 - 8,2 - 8,7
Calcium-Gehalt (mg/l)	19,4 - 55,5 - 105,1	21,7 - 90,3 - 147,4	27,2 - 63,8 - 135,6
Magnesium-Gehalt (mg/l)	8,8 - 26,3 - 53,5	12,6 - 36,9 - 67,0	12,1 - 23,1 - 39,5
Hydrogenkarbonat-Gehalt (mmol/l)	1,3 - 4,0 - 8,7	1,3 - 4,7 - 7,1	1,4 - 3,4 - 4,7
Sulfat-Gehalt (mg/l)	10,0 - 24,7 - 57,5	13,2 - 127,3 - 244,7	12,0 - 73,8 - 219,8
<b>Sauerstoff-Regime</b>			
O <sub>2</sub> -Sättigung (%)	66 - 93 - 104	74 - 92 - 102	88 - 90 - 107
<b>Temperatur-Regime</b>			
Wassertemperatur (°C)	0,6 - 9,2 - 16,5	1,5 - 9,7 - 15,9	0,7 - 9,8 - 17,5
<b>Nährstoffe</b>			
NO <sub>3</sub> -N (mg/l) Ist-Zustand	0,6 - 2,3 - 5,9	1,5 - 2,3 - 3,5	1,8 - 3,1 - 5,2
NO <sub>3</sub> -N (90 Pz) Leitbild	3,1	2,8	4,0
o-PO <sub>4</sub> -P (mg/l) Ist-Zustand	< 0,01 - 0,08 - 0,47	< 0,01 - 0,04 - 0,14	0,05 - 0,20 - 0,54
o-PO <sub>4</sub> -P (90 Pz) Leitbild	0,123	0,071	0,31
<b>Belastungs-Größen</b>			
(DOC, mg/l) Ist-Zustand	0,5 - 3,8 - 24,0	0,8 - 3,6 - 12,3	1,7 - 4,0 - 13,4
DOC (90 Pz) Leitbild	6,4	4,9	5,4
NH <sub>4</sub> -N (mg/l) Ist-Zustand	< 0,1 - < 0,1 - 0,24	< 0,1 - < 0,2 - 0,12	< 0,1 - < 0,1 - 0,26
NH <sub>4</sub> -N (90 Pz) Leitbild	0,08	0,06	0,15
NO <sub>2</sub> -N (mg/l) Ist-Zustand	< 0,02 - 0,02 - 0,11	< 0,02 - < 0,02 - < 0,02	< 0,02 - 0,02 - 0,08
NO <sub>2</sub> -N (90 Pz) Leitbild	0,024	0,01	0,03
<b>Erläuterung</b>	Angabe der Werte: Min - Mittel - Max 90 Pz = 90 % Perzentilwert (Mittelwerte) für betr. Gewässergüteklassen-Leitbild		

## 4.6 Bäche der Oberrheinebene

Durch die starke Veränderung der Flusssysteme in der Rheinaue ist die chemische Wasserbeschaffenheit der untersuchten Bäche häufig von der Morphologie der Bäche abgekoppelt. Gleiches gilt für die hydrologischen Eigenschaften der Gewässer der Oberrheinebene, die ebenfalls oft mit der morphologischen Gewässerform nicht mehr übereinstimmt. Kurz, das Wasser der Oberrheinbäche paßt hydrologisch und chemisch nicht mehr zur ohnehin nur noch wenig naturnahen Morphologie der Gewässer. Dies sei zur Erklärung der Schwierigkeiten und Widersprüche angeführt, die bei dem Versuch auftreten, die Reste strukturell naturnaher Gewässer-Bruchstücke in sonst überwiegend technisch verbauten Fließgewässern interdisziplinär zu charakterisieren. Deshalb werden viele Bäche aufgrund ihrer chemischen Wasserbeschaffenheit, die durch Überleitung von eigentlich fremden Flusssystemen geprägt wird, anders gruppiert als nach morphologischen Gesichtspunkten.

Es zeigt sich bei der statistischen Analyse, dass mit Hilfe der multivariaten Clusteranalyse die Verbindung verschiedener Bachsysteme aufgrund ihrer hydrochemisch ähnlichen Wasserbeschaffenheit präzise nachgewiesen werden kann. Dies wird in den verschiedenen Dendrogrammen eindeutig belegt (s. z. B. Abb. 4-23 oder Abb. 4-25). So beruht z. B. die große chemische Ähnlichkeit von Glotter und Waldbächle darauf, dass das Waldbächle mit Wasser aus der Glotter gespeist wird.

In der Regel kann man mit vergleichenden statistischen Verfahren Bäche eines Landschaftsraumes nach ähnlichen oder unterschiedlichen naturbedingten Eigenschaften zu Gruppen zusammenfassen, d.h. typisieren. Am Oberrhein, wo bei vielen Bächen durch Umleitungen „Fremdwasser“ aus einem System in ein anderes geleitet wird, sind die natürlichen Fließgewässertypen durch den vielfältigen, tiefgreifenden Gewässerausbau in den meisen Fällen massiv überlagert. Insbesondere durch die vielen Umleitungen von einem Flussgebiet in andere Gebiete werden die landschaftstypischen Eigenschaften der Bäche, vor allem der Chemismus, häufig völlig verändert.

Eine sorgfältige chemische Wasseranalyse und eine anschließende statistische Auswertung ist in der Lage, diese künstlichen, vom Menschen verursachten Veränderungen im Chemismus der Wasserläufe genau nachzuweisen.

Die Lage und die geochemischen Ähnlichkeitsbeziehungen der von der LfU chemisch untersuchten Bäche der Oberrheinebene ist Abb. 4-1 zu entnehmen.

### 4.6.1 Geochemische Aspekte

Trotz der oben angesprochenen tiefgreifenden anthropogenen Gewässerveränderungen lassen sich im Gebiet des Oberrheins dennoch im großflächigen Vergleich unter chemischen Gesichtspunkten verschiedene Gewässertypen beschreiben. Im deutlichen Gegensatz zu der geochemisch sehr einheitlichen Gesamtheit der Odenwald-Bergbäche gliedern sich die Flachlandbäche der Oberrheinebene in deutlich voneinander abgrenzbare geochemisch Gruppen oder Typen.

Dies illustrieren die mit verschiedenen statistischen Verfahren erarbeiteten graphischen Darstellungen vor allem in Abb. 4-19 und Abb. 4-23.

Das Streudiagramm im Boxplot der Abb. 4-19, das u.a. den Calciumgehalt der Oberrhein-Bäche darstellt, weist zwei grundlegend unterschiedliche geochemische Typen aus. Oben stehen die calciumarmen Silikatbäche, unten schließt sich mit sprungartig höheren  $\text{Ca}^{2+}$ -Werten die Gruppe der kalkreichen Karbonatbäche an. Die Leitfähigkeitswerte kennzeichnen ähnliche Gruppen wie die  $\text{Ca}^{2+}$ -Werte.

Ebenso wie bei den übrigen Bachgebieten sind bei den Oberrheinbächen in Abb. 4-19 ff die Gewässer einheitlich für alle Parameter nach dem Calcium-Gehalt sortiert. Diese Sortierung der Bäche ergibt für geochemische Kenngrößen wie Calcium und Leitfähigkeit eine ähnliche Gruppierung der Bäche.

Mit einer statistischen Clusteranalyse lassen sich aufgrund der geochemischen Merkmale elektr. Leitfähigkeit,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  im Dendrogramm der Abb. 4-23 bei den Oberrheinbächen **drei Hauptgruppen** von Gewässern mit jeweils relativ ähnlichem Chemismus unterscheiden.

### Gruppe 1: Kalkarme Silikatbäche

Diese Gruppe zeichnet sich durch eine niedrige elektr. Leitfähigkeit aus. Morphologisch handelt es sich bei diesen Gewässern mit Ausnahme des Fischgießen um **Schwemmfächerbäche**. Diese Bäche sind Unterläufe von Bergbächen, die aus dem Schwarzwald kommen und von dort aus dem Grundgebirge elektrolytarmes Wasser mit geringem Kalkgehalt mitbringen. Sie sind überwiegend außerdem nährstoffarm. Diese Gruppe wird hauptsächlich aus Bächen der Freiburger Bucht gebildet und steht durch künstliche Um- und Überleitungen mit dem Elz/Dreisam-System in enger Verbindung oder wird wie der Fischgießen (FIS), der dem Durbach (DUR), einem nördlich gelegenen Schwarzwaldbach, chemisch ähnlich ist, teilweise aus der Kinzig, ebenfalls einem Schwarzwaldfluss, gespeist.

### Gruppe 2: Kalk- und nährstoffreiche Karbonatbäche

Gruppe 2, in der Mitte des Dendrogramms der Abb. 4-23, umfasst Bäche des Hanauer Landes, die morphologisch als **Flachland-Auebäche** klassifiziert werden.

Der Federbach als morphologisch stark vom Rhein geprägter Rheinauebach ist vergleichsweise stark belastet und steht daher als chemisch anthropogen beeinträchtigtes Gewässer isoliert von den übrigen Bächen dieser Gruppe.

Die Flachland-Auebäche des Hanauer Landes sind Bäche mit hoher Leitfähigkeit, die sowohl durch hohen Kalkgehalt als auch durch relativ hohe Nährstoffkonzentrationen, vorwiegend Phosphat, gekennzeichnet werden. Sie haben auch die höchsten Konzentrationen an  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$  und DOC, was auf anthropogene Belastungen durch Abwässer hinweist.

### Gruppe 3: Kalkreiche, aber nährstoffarme Karbonatbäche unter Rheineinfluss

Die dritte Gruppe im Dendrogramm der Abb. 4-23 wird von den rheinnahen Bächen gebildet. Sie stehen unter dem Einfluss der Rheinwasserbeschaffenheit und zwar sowohl **unmittelbar**, wie bei den **Rheinaue-Bächen**, die in direkter offener Verbindung durch zufließendes Rheinwasser stehen, als auch **indirekt**, wie im Falle der **Gießen**, die über das Grundwasser des Rheins geprägt werden.

Die unter unmittelbarem Rheinwasser-Einfluss oder dessen Grundwasser stehenden kalkreichen Rheinaue-Bäche erweisen sich gleichzeitig als die nährstoffärmsten Bäche dieses Gebiets, während die elektrolyt- und kalkarmen Silikatbäche aus dem Schwarzwald sich durch vergleichsweise höhere Nitratwerte auszeichnen.

Im Zusammenhang mit dem Gesamtionengehalt der Oberrheinbäche ist auf die Bedeutung des Chloridgehaltes hinzuweisen, in dem sich die Bäche dieser Gruppe von den übrigen beträchtlich unterscheiden. Beim Chloridgehalt hebt sich die Gruppe der rheinnahen eigentlichen **Stromauebäche** (im Falle des Rheins der **Rheinauebäche**) durch hohe Konzentrationen von den anderen relativ chloridarmen Bächen deutlich ab. Innerhalb der chloridreichen Bäche unterscheiden sich wiederum zwei Typen, nämlich diejenigen mit stark schwankenden Chloridkonzentrationen und solche mit konstant hohen Chlorid-



Werten. Die stark im Chloridgehalt schwankenden Bäche ähneln sehr dem Bild, das sich im **Rheinwasser selbst** zeigt.

Zum Vergleich mit den hier behandelten Rhein-Nebengewässern ist in Abb. 4-21 neben anderen Parametern die Spannweite der Chloridkonzentrationen von einigen Messstationen der Landesanstalt für Umweltschutz am **Rhein** selbst dargestellt. Die Konzentrationsbereiche des Chlorids im Rhein und den Nebengewässern mit direkter Rheinverbindung sind einander ab der Einleitung von **Salzabwässern aus elsässischem Kaliabbau bei Fessenheim**, einige Kilometer oberhalb der Messstation Vogelgrün (Rhein-km 225), sehr ähnlich.

Nicht erklärbar ist der hohe Chloridgehalt mancher Gießen, vor allem des kleinen Rheins, der im Durchschnitt eine höhere Chloridkonzentration aufweist als der Rhein selbst. Eine Auswertung von Chloridwerten aus Grundwasserdaten der Landesanstalt für Umweltschutz liefert keinen Hinweis auf eine zusätzliche Aufsalzung durch eventuell salzreicheres Grundwasser. Deshalb ist gegenwärtig davon auszugehen, dass die hohen Chloridwerte des Kleinen Rheins, der ein rein grundwassergespeister, sogenannter Gießen ist, mit der Salzbelastung des Rheins in ursächlichem Zusammenhang steht.

#### 4.6.2 Sauerstoffgehalt und Nährstoff-Aspekte

Infolge des Einflusses des Schwarzwaldes mit seiner hohen Reliefenergie und seiner intensiven Geschiebelieferung sind die Schwemmfächerbäche die sauerstoffreichsten von allen Oberrheinbächen. Der Schwarzwald hat auch Auswirkungen auf den relativ geringen Nährstoffgehalt der Bäche dieser Gruppe.

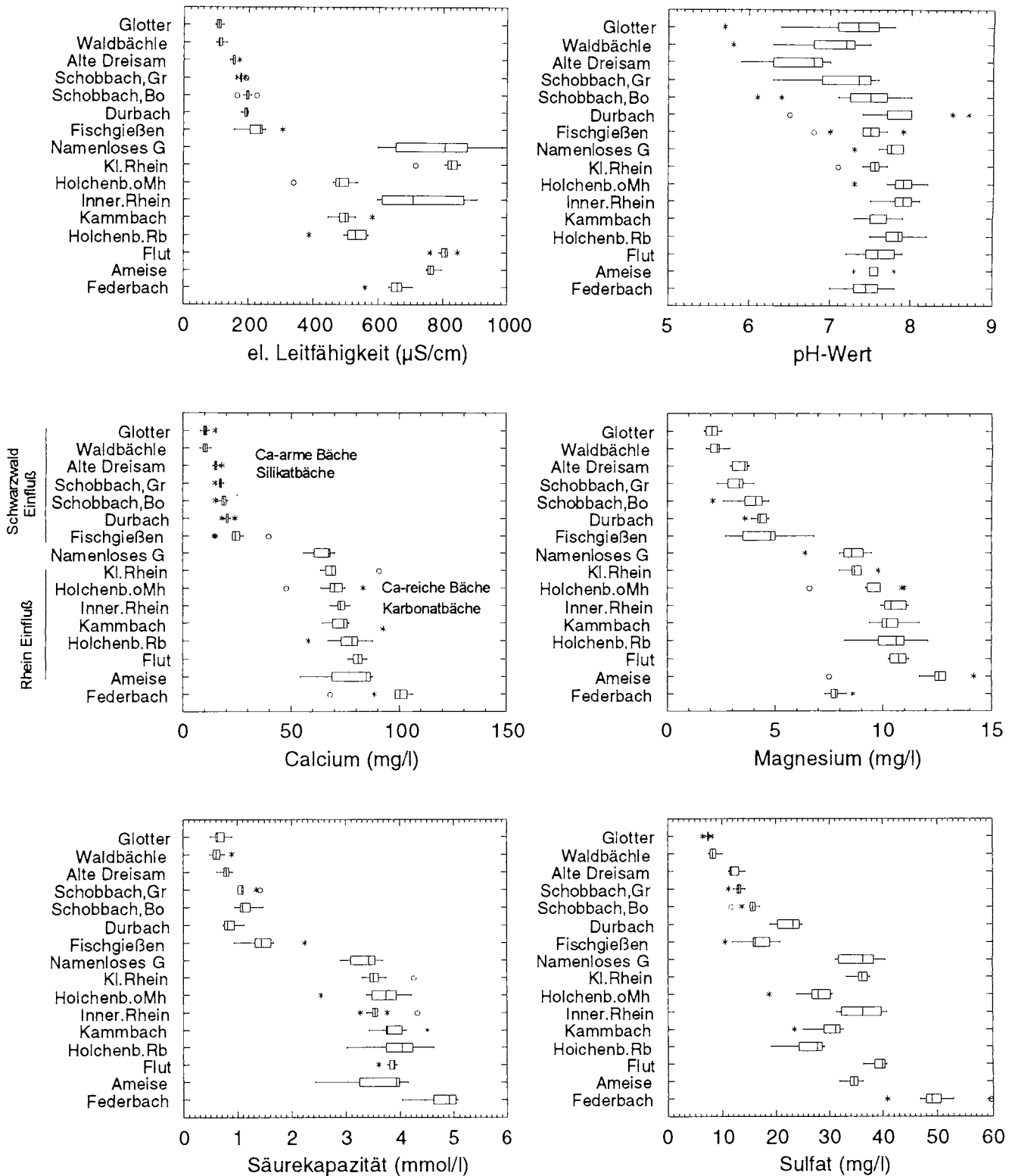
Die Flachland-Auebäche hingegen, die einen hydrochemisch eher autochthonen Charakter aufweisen, sind die nährstoffreichsten der untersuchten Bäche des Gebiets (vgl. Abb. 4-24). Ihr Sauerstoffhaushalt unterliegt - oft bedingt durch organische Belastungen - starken Schwankungen (Abb. 4-23).

Die dritte Gruppe der Rheinauebäche wird hauptsächlich vom Rhein geprägt. Die als Sondertyp innerhalb dieser Gruppe abgrenzbaren **Gießen** sind in ihrem eigenständigen Stoffhaushalt typisch für eine begrenzte Region des südlichen Oberrheins und mit keinem anderen Gewässertyp in Deutschland vergleichbar.

Sie sind hydrologisch gewissermaßen als **Flussquellläufe** mit hoher Schüttung zu bezeichnen. Ihr Wasser ist entsprechend dem des Rheins und dem die Gießen hauptsächlich speisenden Grundwasser aus dem Schwarzwald nährstoffarm und, bedingt durch die räumliche Nähe zum Rhein, kalkreich.

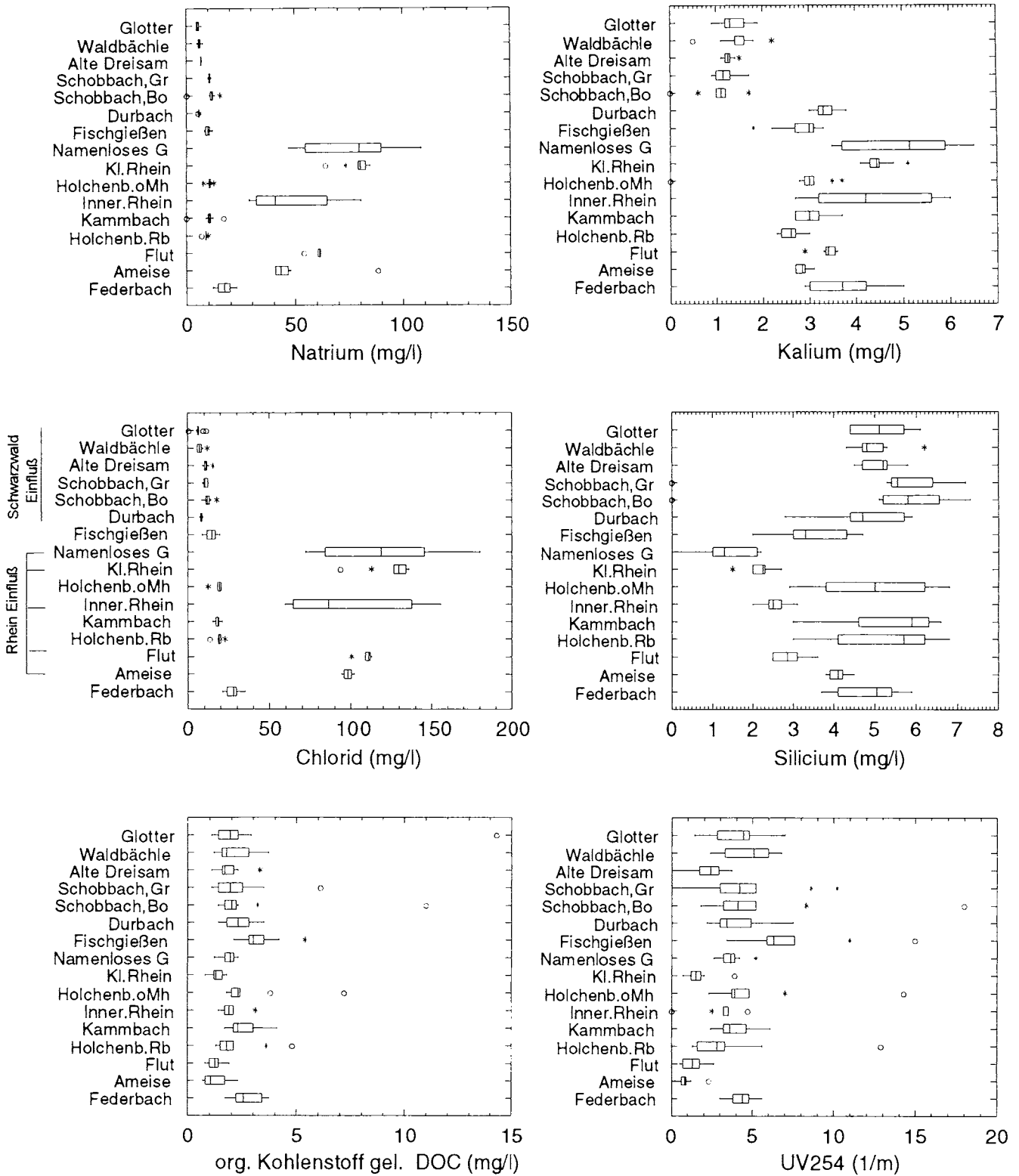
Ihr Sauerstoffgehalt ist unmittelbar nach dem Zutagetreten des Grundwassers stets extrem niedrig und weist nur geringe Schwankungen auf. Die Gießen sind überdies ausgesprochen kaltstenotherm. Wegen ihres geringen natürlichen Sauerstoffgehaltes hat die Lebensgemeinschaft der bodenbesiedelnden Makrozoen der Gießen in der Nähe des Grundwasseraustritts an die Oberfläche eine auffallende Ähnlichkeit mit organisch belasteten Fließgewässern, obwohl die Giessen nahezu völlig unbelastet von organischem Abwasser sind. Mit zunehmender Lauflänge steigt der Sauerstoffgehalt der Gießen dann allmählich an, womit sich auch die Lebensgemeinschaften der Gießen mit sauerstoffbedürftigeren Arten ändern (BISS & PALM, 1990).

In Kapitel 7 werden die chemischen Parameter den Bachtypen zugeordnet tabellarisch zu einem gewässerchemischen Leitbild zusammengefasst.



Untersuchungsstellen sortiert nach Median-Werten des Calcium-Gehalts

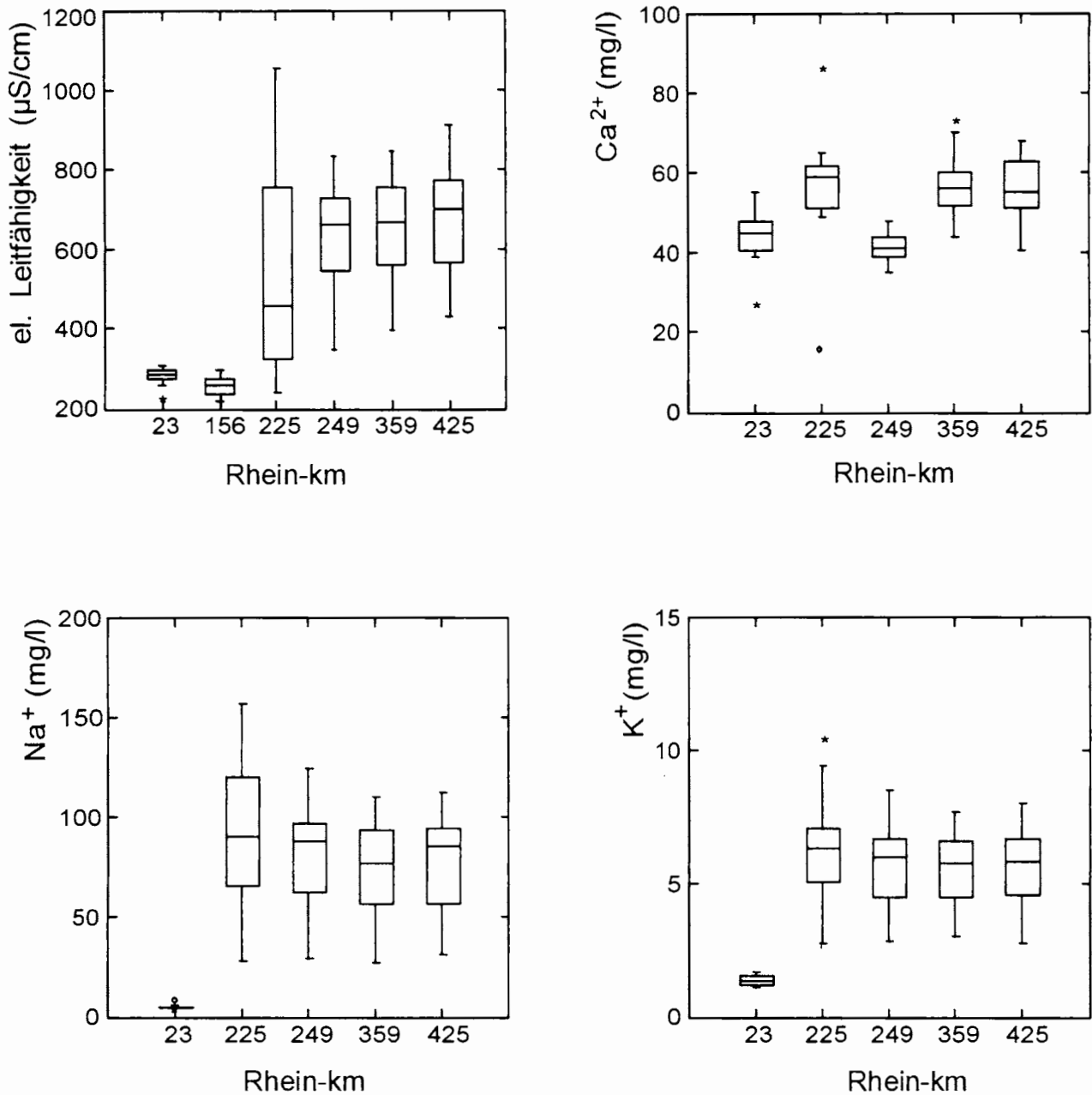
Abb. 4-19: Geochemische Aspekte in Bächen der Oberrhein-Ebene.



Untersuchungsstellen sortiert nach Median-Werten des Calcium-Gehalts

**Abb. 4-20:** Weitere geochemische Aspekte in Bächen der Oberrhein-Ebene.

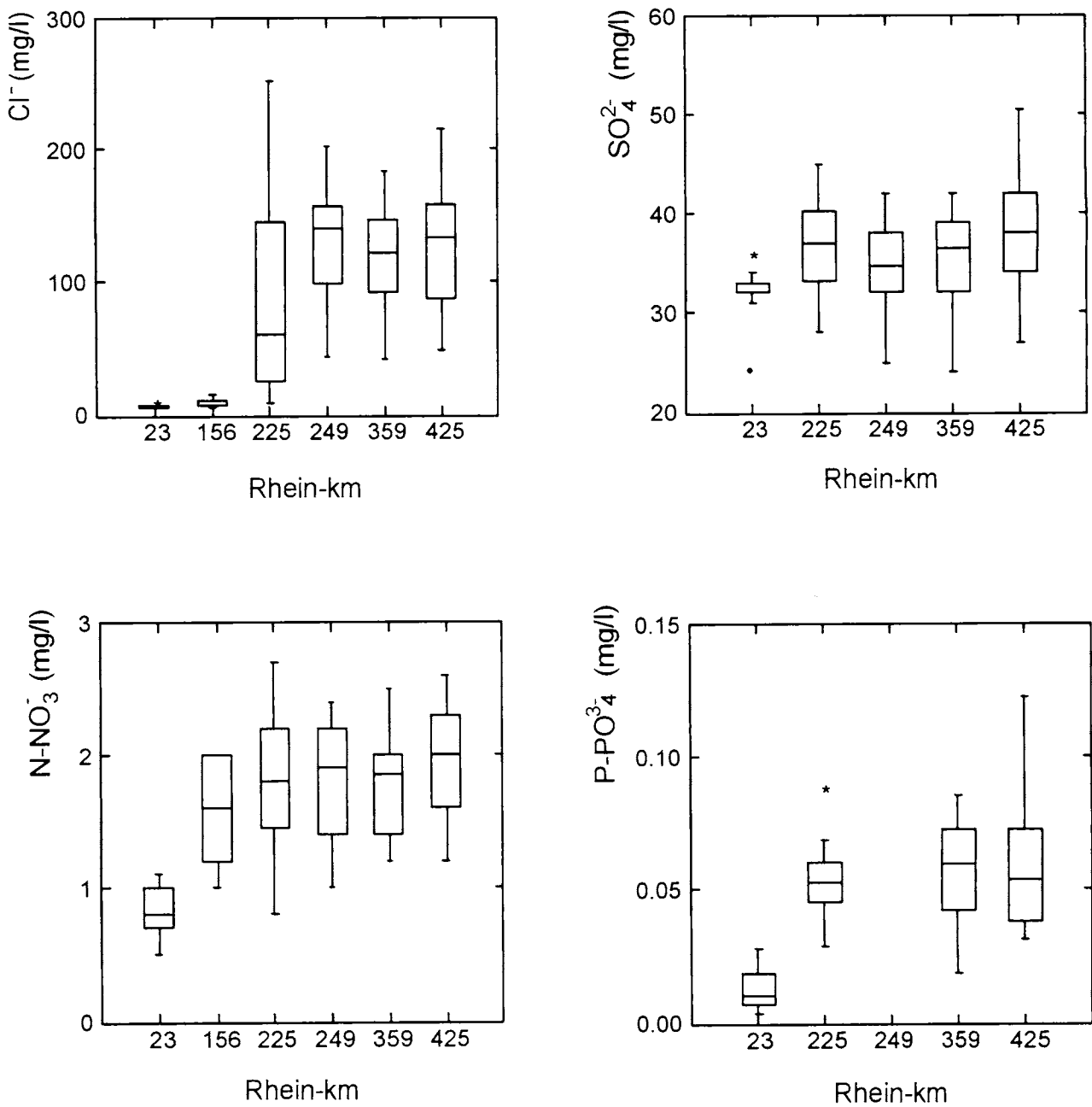
## Rhein-Wasserbeschaffenheit



Messstation	Rhein-km	Messstation	Rhein-km
Öhningen	23	Wyhlen	156
Vogelgrün	225	Weisweil	249
Karlsruhe	359	Mannheim	425

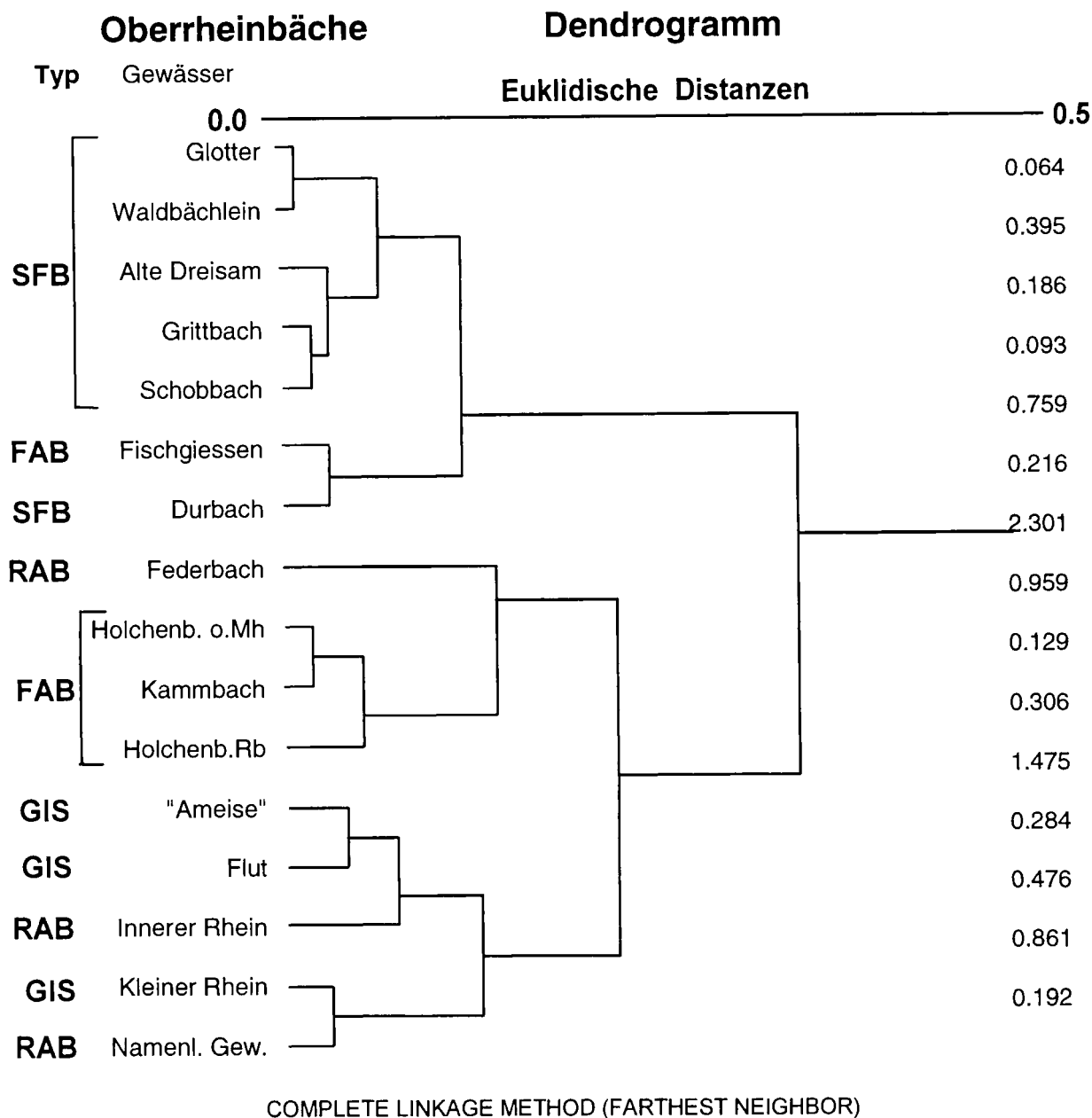
**Abb. 4-21:** Einige chemische Parameter des Rheinwassers von ausgewählten Messstationen der LfU am Rhein zum Vergleich mit den rheinnahen Untersuchungsgewässern der südlichen Oberrheinebene – Daten von 1991.

## Rhein-Wasserbeschaffenheit



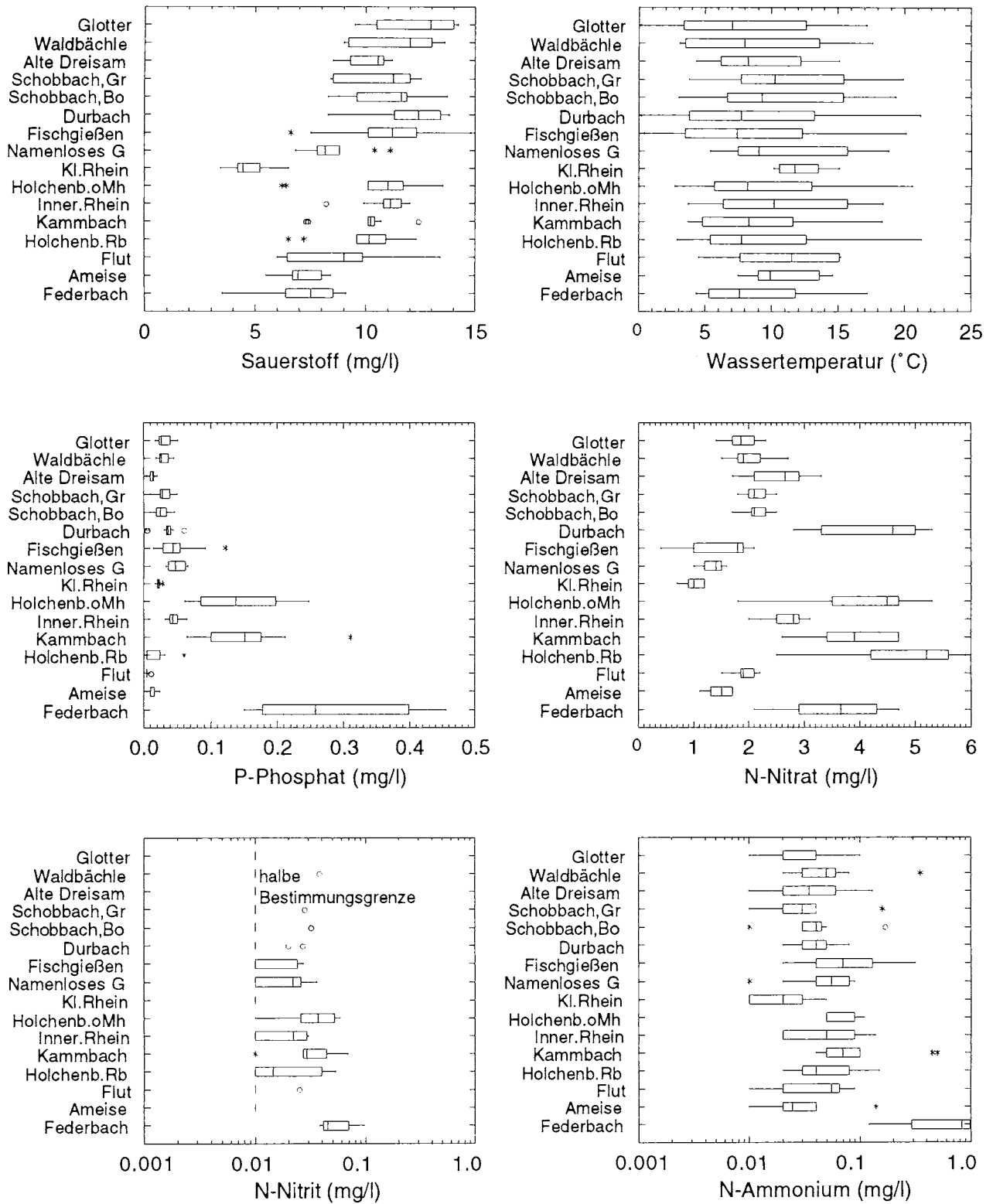
Messstation	Rhein-km	Messstation	Rhein-km
Öhningen	23	Wyhlen	156
Vogelgrün	225	Weisweil	249
Karlsruhe	359	Mannheim	425

**Abb. 4-22:** Einige weitere chemische Parameter des Rheinwassers von ausgewählten Messstationen der LfU am Rhein zum Vergleich mit den rheinnahen Untersuchungsgewässern der südlichen Oberrheinebene - Daten von 1991.



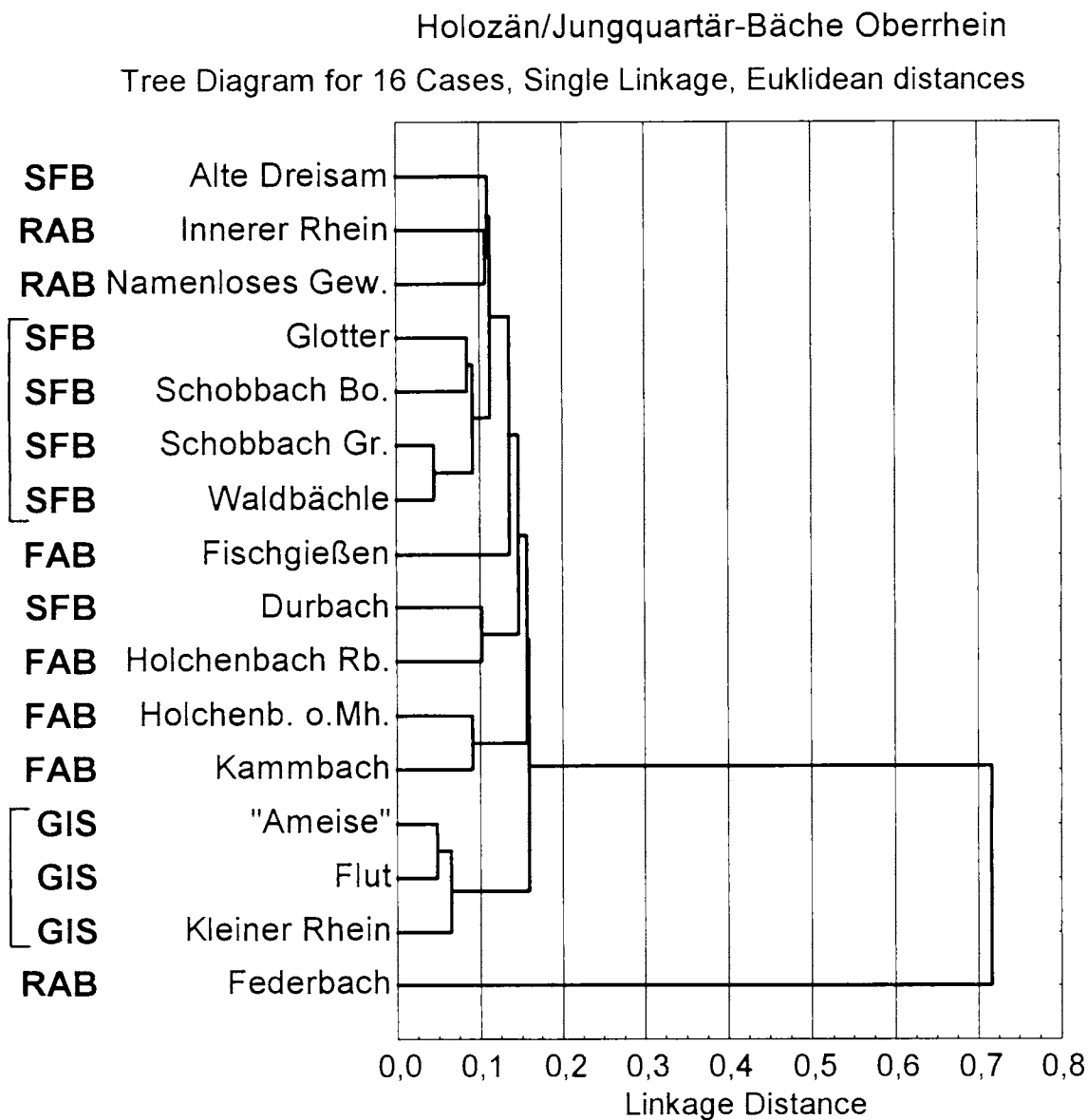
**FAB** = Flachland-Auebach, **GIS** = Giessen,  
**RAB** = Rhein-Auebach, **SFB** = Schwemmfächerbach

**Abb. 4-23:** Gruppierung der Oberrhein-Bäche nach folgenden geogenen Parametern mittels Clusteranalyse: Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium, Säurekapazität, Chlorid und Sulfat (Mittelwerte).



Untersuchungsstellen sortiert nach Median-Werten des Calcium-Gehalts

Abb. 4-24: Nährstoff- und Belastungsparameter in Bächen der Oberrhein-Ebene.



**Abb. 4-25:** Gruppierung der Bäche der Oberrhein-Ebene nach Nährstoff- und Belastungsparametern Phosphat-Phosphor, Nitrat-, Nitrit- und Ammonium-Stickstoff, gelöster org. Kohlenstoff und UV<sub>254</sub> mittels Clusteranalyse. - Mittelwerte normiert und logarithmiert (s. Kap. Methodik).



Tab. 4-6: Chemische Charakterisierung der Bäche der Oberrhein-Ebene

Hydrochemie	Flachlandbäche				
	Bäche der jungquartären Schotterflächen Niederterrassen-Bäche ("Fremdlingsbäche")	Bäche der holozänen Aufschüttungen			
		Schwemmfächer-Bäche (überwiegend Unterläufe von Schwarzwald-Bergbächen)	Auebäche Flachland-Auebäche	Rheinauebäche	Stromaubäche Gießen
Geochemischer Grundtyp	keine Angaben möglich	überwiegend Silikat-Flachlandbäche (sF)	überwiegend Karbonat-Flachlandbäche (cF)	Karbonat-Flachlandbäche (cF)	
Bereich der elektrolytischen Leitfähigkeit (µS/cm)		100 - 154 - 400	150 - 490 - 670	600 - 760 - 1000 sehr elektrolytreich	700 - 800 - 850 konstant sehr elektrolytreich
pH - Bereich		5,7 - 7,3 - 8,0	6,8 - 7,6 - 8,2	6,6 - 7,7 - 8,1	6,4 - 7,5 - 8,0
Calcium-Gehalt (mg/l)		7,6 - 13,5 - 40,8	14,5 - 59,0 - 87,8	54,9 - 68,5 - 77,0	53,3 - 75,5 - 90,6
Hydrogenkarbonat-Gehalt (mmol/l)		0,5 - 1,0 - 2,6	0,9 - 3,2 - 5,1	2,8 - 3,4 - 4,3	1,3 - 3,4 - 4,3
Sauerstoff-Regime O2-Sättigung (%)		überwiegend karbonatarm mäßig sauerstoffreich	sehr starke Schwankungen	starke Schwankungen	v. Natur aus stets sauerstoffarm
Temperatur-Regime Wassertemperatur (°C)		mäßig kaltsenotherm - eurytherm 0,2 - 9,8 - 19,3	eurytherm 0,4 - 10,0 - 21,3	mäßig kaltsenotherm 3,7 - 11,4 - 18,8	kaltsenotherm (Grundwasser) 4,2 - 10,6 - 15,5
Nährstoff-Gehalt: Trophie		gering oligotroph	hoch (Phosphat!) eutroph	mittel bis hoch mesotroph bis eutroph	gering oligotroph
NO3-N (mg/l) Ist-Zustand NO3-N (95 Pz) Leitbild		1,5 - 2,0 - 3,3 6,5	0,4 - 3,9 - 5,9 9,5	1,0 - 2,7 - 3,1 9,5	0,7 - 1,5 - 2,2 6,5
o-PO4-P (mg/l) Ist-Zustand o-PO4-P (95 Pz) Leitbild		0,006 - 0,033 - 0,14 0,23	0,7 - 0,12 - 1,2 III	0,03 - 0,05 - 0,07 0,56	0,01 - 0,015 - 0,11 0,23
Belastungszustand Gewässergüteklasse Leitbild		gering bis mäßig belastet von Natur aus mindestens I-II	mäßig bis deutlich belastet von Natur aus mindestens II	mäßig belastet von Natur aus mindestens II	gering belastet von Natur aus mindestens I-II
Geibster Organ. Kohlenstoff (DOC, mg/l) Ist-Zustand DOC (95 Pz) Leitbild		1,1 - 2,4 - 14,3 III 3,1	1,3 - 2,9 - 7,2 I 6,7	1,2 - 2,1 - 6,0 6,7	0,6 - 1,5 - 6,9 II 3,1
NH4-N (mg/l) Ist-Zustand NH4-N (95 Pz) Leitbild		0,01 - 0,05 - 0,35 0,1	0,02 - 0,1 - 0,5 0,7	0,01 - 0,06 - 0,14 0,7	0,01 - 0,04 - 0,14 0,1
NO2-N (mg/l) Ist-Zustand NO2-N (95 Pz) Leitbild		0,001 - 0,011 - 0,038 0,04	0,005 - 0,025 - 0,069 0,11	0,01 - 0,022 - 0,036 0,11	0,001 - 0,005 - 0,025 0,04
Cl (mg/l)		0,6 - 10,2 - 24,4	8,5 - 20,0 - 127,3	10,7 - 108,4 - 180,0	15,2 - 109,3 - 149,0
Erläuterung	I = Maximalwert anthropogen erhöht II = Maximalwert anthropogen deutlich erhöht III = Maximalwert anthropogen stark erhöht	Angabe der Werte: Min - Mittel - Max 95 Pz = 95 % Perzentilwert für betr. Gewässergüteklassen-Leitbild			Dieser sollte b. d. entspr. Güte- kl. nicht überschritten werden

## 5 Geochemische Gewässertypen in Baden-Württemberg

Die folgende Beschreibung der geochemischen Eigenschaften der vier im PWAB-Forschungsprojekt behandelten Hauptfließgewässerlandschaften erfolgt im Vergleich mit weiteren Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs, die in eigenen Untersuchungsprogrammen der LfU beprobt wurden. Durch diese regional vergleichende Vorgehensweise können die charakteristischen Merkmale der untersuchten Bäche besser herausgearbeitet und in ein breiteres Spektrum geochemischer Daten eingeordnet werden. Nachfolgend werden möglichst unbeeinträchtigte Bäche in Baden-Württemberg nach geochemischen Aspekten typologisch weitergehend charakterisiert.

### 5.1 Geochemische Grundtypen

Naturnahe Fließgewässer lassen sich aufgrund der Gesamthärte, der Karbonathärte sowie der Leitfähigkeit zunächst in die geochemischen Grundtypen der Silikat- und der Karbonat-Bäche unterscheiden (OTTO & BRAUKMANN (1983)).

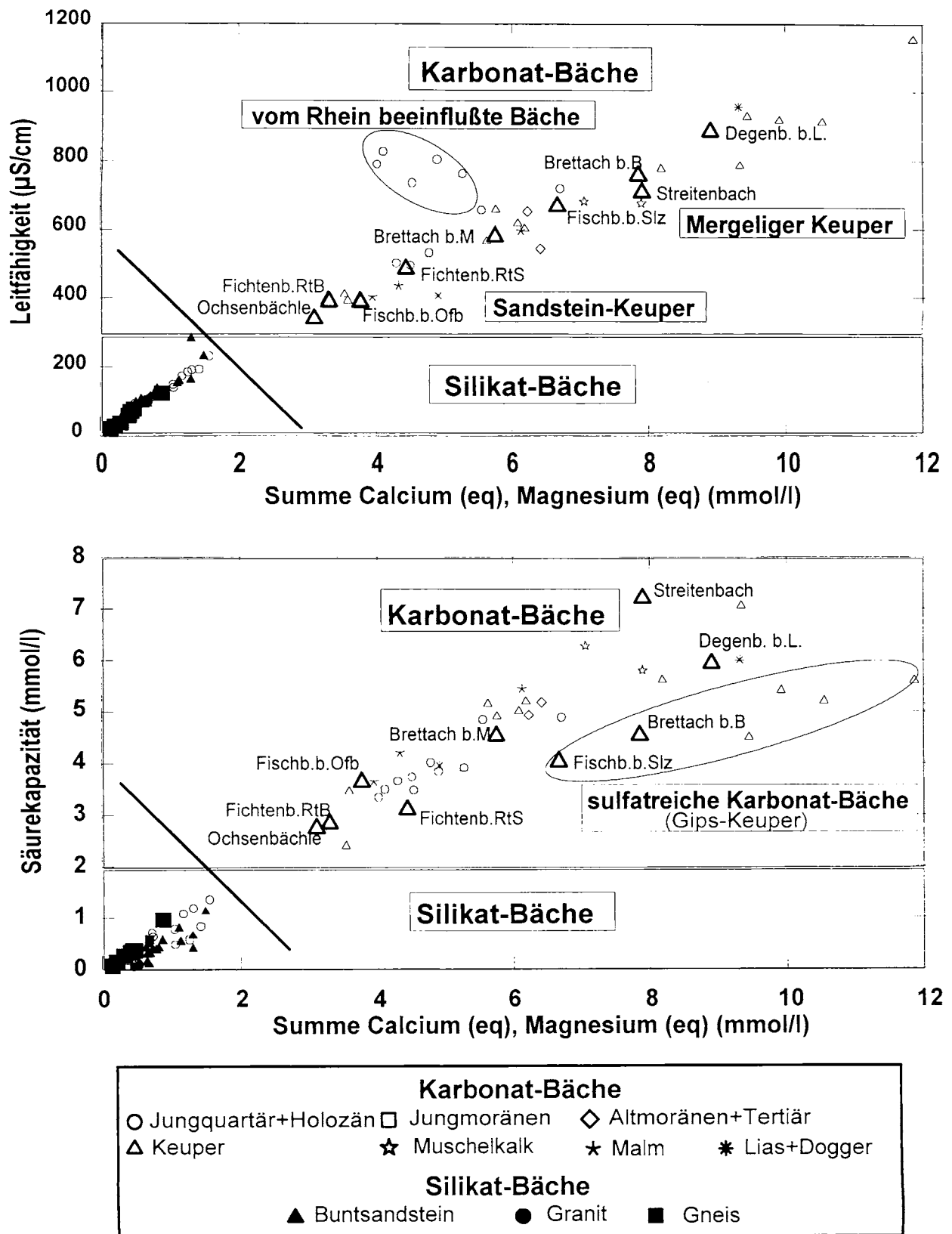
**Tab. 5-1:** Wertebereiche der Silikat- und der Karbonat-Bäche - \* eq = Äquivalente.

Parameter	Silikat-Bäche	Karbonat-Bäche
Leitfähigkeit	< ca. 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$	> ca. 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Hydrogenkarbonat	< ca. 1,5 mmol/l	> ca. 1,5 mmol/l
Summe Calcium (eq), Magnesium (eq)*	< ca. 1,5 mmol/l	> ca. 1,5 mmol/l

Die Zuordnung zu den geochemischen Grundtypen der Silikat- und Karbonat-Bäche wird bei unbelasteten Gewässern von der Geologie im Einzugsgebiet bestimmt. Dieser Zusammenhang ist in Abb. 5-1 und Abb. 5-2 veranschaulicht. In diesen Abbildungen sind die im jüngsten PWAB-Projekt untersuchten Bäche des **Keupers** und des **metamorphen Grundgebirges** durch **größere Symbole** und **Beschriftung** optisch hervorgehoben. Anhand von diesen Abbildungen lassen sich neben den Silikat- und Karbonat-Bächen noch zwei weitere Gewässergruppen unterscheiden.

Es handelt sich hierbei, wie weiter unten noch gezeigt wird, zum einen um **vom Rhein beeinflusste Gewässer** des Jungquartär und der holozänen Aufschüttungen, die sich durch ihre erhöhte Leitfähigkeit im Vergleich zur Gesamthärte auszeichnen. Diese Bäche stellen jedoch keinen naturgegebenen Typus dar. Sie sind vielmehr durch die Einleitung salzhaltiger Abwässer aus elsässischen Kaliminen unnatürlich salzreich (erhöhter Gehalt an  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ).

Zum anderen handelt es sich um einige Keuperbäche, die durch die Differenz zwischen der Gesamthärte und der Karbonat-Härte auffallen. Dies sind, wie bereits im Kapitel Keuperbäche erwähnt, sehr sulfatreiche **Gipskeuperbäche**.



**Abb. 5-1:** oben: Korrelation zwischen Leitfähigkeit und Gesamthärte  
unten: Korrelation zwischen der Säurekapazität und Gesamthärte. – Die Geologie im Einzugsgebiet ist durch verschiedene Symbole gekennzeichnet. Ein vergrößerter Ausschnitt aus diesen Diagrammen (Silikat-Bäche) ist in Abb. 5-2 dargestellt (nach BRAUKMANN & KÜBLER, 1998).

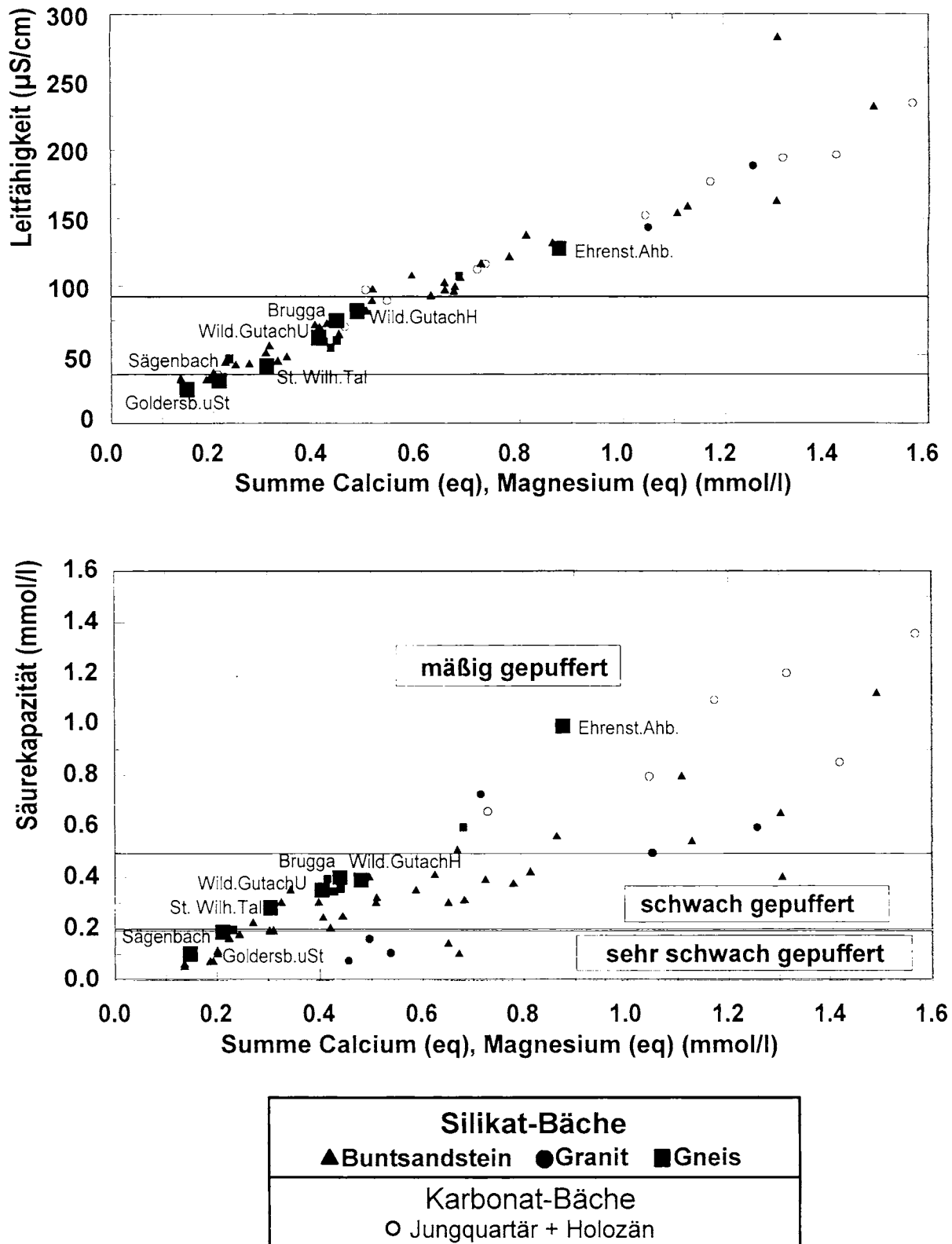


Abb. 5-2: oben: Korrelation zwischen Leitfähigkeit und Gesamthärte  
unten: Korrelation zwischen Hydrogenkarbonat und Gesamthärte. - Die Geologie im Einzugsgebiet ist durch verschiedene Symbole gekennzeichnet. Bei dieser Abbildung handelt es um einen vergrößerten Ausschnitt aus Abb. 5-1 (nach BRAUKMANN & KÜBLER, 1998).

Die Korrelationsdiagramme der Abb. 5-1 und Abb. 5-2 sind eine wichtige Grundlage für die im nachfolgenden Versauerungskapitel vorgestellte Klassifizierung ausgewählter Fließgewässerlandschaften anhand versauerungsrelevanter chemischer Parameter elektr. Leitfähigkeit, Gesamthärte, Säurekapazität und pH-Wert.

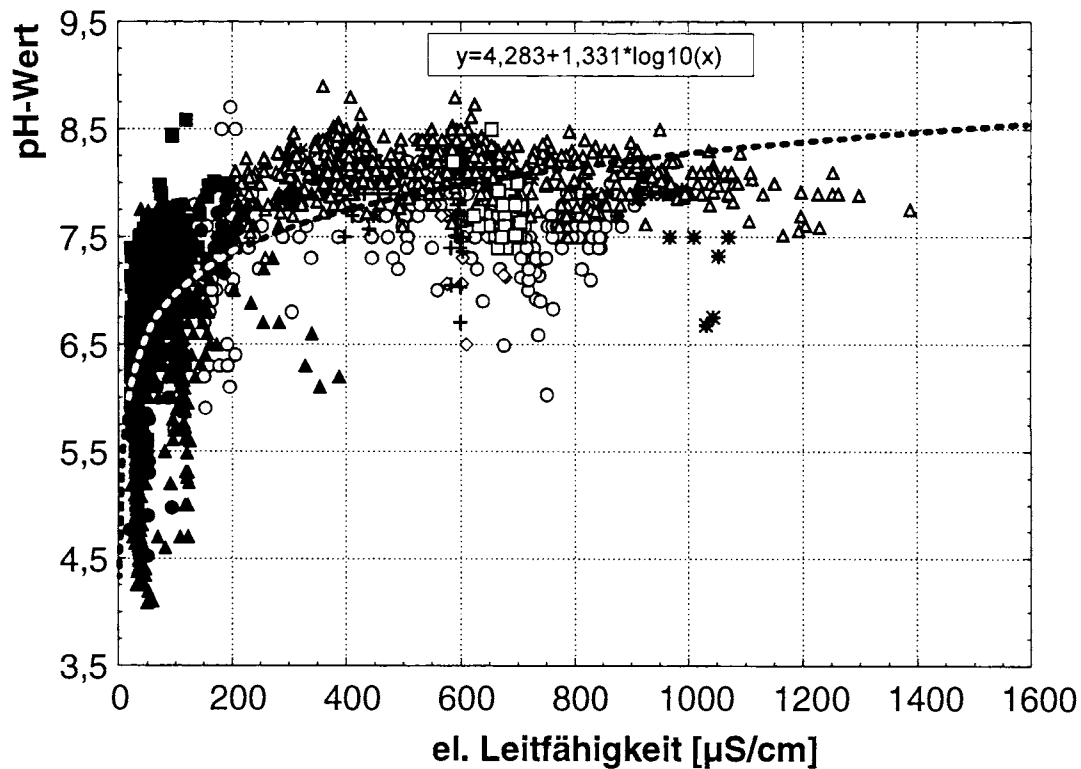
Die Bedeutung der geochemischen Typisierung der Fließgewässer lässt sich anhand eines weiteren Korrelationsdiagramms (vgl. Abb. 5-3) unterstreichen. In dieser Graphik ist die Beziehung zwischen der elektrischen Leitfähigkeit und dem pH-Wert von unbelasteten Bächen aus 9 unterschiedlichen Fließgewässerlandschaften anhand von über 2500 Einzelmessungen dargestellt. Aus dieser Abbildung geht hervor, dass die Schwankungsbreite des pH-Werts der elektrolytarmen Silikatbäche diejenige der elektrolytreichen Karbonatbäche bei weitem übersteigt. Es zeigt sich außerdem, dass eine beträchtliche Zahl der Proben aus Silikatbächen im deutlich sauren Bereich liegt. Niedrige pH-Werte haben sowohl chemische als auch biologische Auswirkungen auf die ökologische Beschaffenheit der Fließgewässer. Der Themenkreis der Gewässerversauerung, der mit dieser Graphik bereits angedeutet werden soll, wird eingehender in einem eigenen Kapitel (Kap. 7) behandelt.

### 5.1.1 Weitergehende geochemische Typisierung

Die vorhergehende Einteilung in die Grundtypen der Silikat- und der Karbonat-Bäche berücksichtigte ausschließlich die Gesamthärte, die Karbonathärte sowie die Leitfähigkeit. Um weitere Typen unterscheiden zu können, wurden mit den Daten sukzessive mehrere Cluster-Analysen durchgeführt (zur Methode der Clusteranalyse einschließlich der Datenvorbereitung (siehe Ziff. 3.1.4 f, Methoden). Eine erste Cluster-Analyse basiert auf den wichtigsten geochemischen Parametern, die von der geologischen Beschaffenheit der Einzugsgebiete bestimmt werden. Dies sind die Hauptionen Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium, Hydrogenkarbonat (Säurekapazität), Sulfat, Nitrat und Chlorid. Die anhand dieser Ionen durchgeführte Clusteranalyse (Abb. 5-4) ergibt eine klare Trennung der Bäche in die oben erwähnten Silikat- und Karbonat-Bäche einerseits und eine dritte Gruppe der vom Rhein beeinflussten Bäche andererseits, wie die Charakterisierung der Wertebereiche der einzelnen Gruppen der Clusteranalyse mittels Box-Diagrammen in Abb. 5-5 zeigt. Das vorliegende umfangreiche Datenmaterial aus verschiedenen geologischen Regionen Baden-Württembergs legt den Versuch nahe, die beiden geochemischen Grundtypen **Silikat-** und **Karbonat-Bäche** weiter zu untergliedern. Zunächst interessierte die Frage, ob sich der Typus der Karbonat-Bäche in geeigneter Weise sinnvoll unterteilen lassen kann. Zu diesem Zweck wurde eine weitere Clusteranalyse durchgeführt.

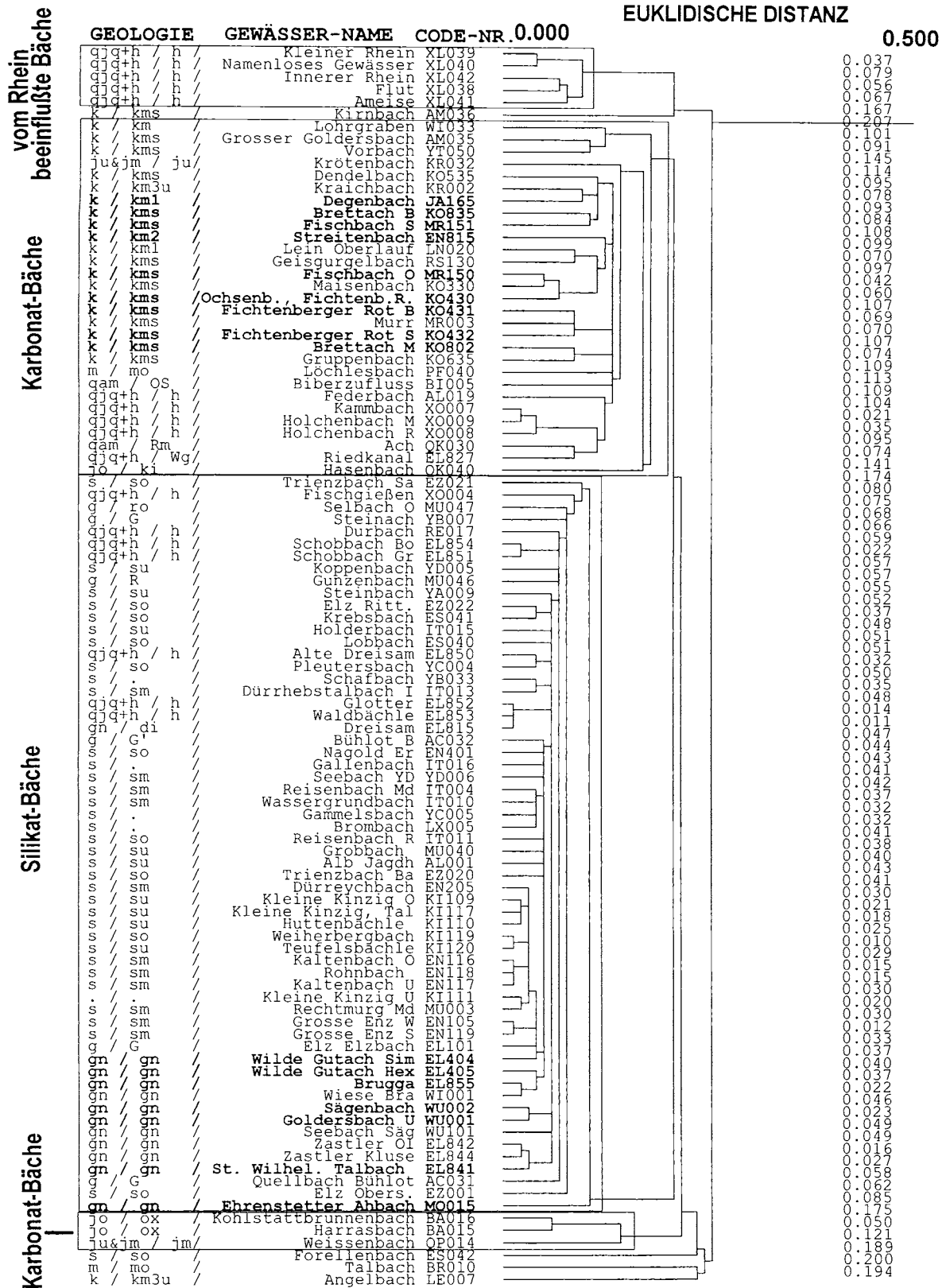
#### 5.1.1.1 Weitere typologische Untergliederung der Karbonat-Bäche

Für den geochemischen Grundtyp der Karbonat-Bäche wurde die folgende Clusteranalyse nur mit den Ionen Calcium, Magnesium, Hydrogenkarbonat und Sulfat vorgenommen (Abb. 5-6). Die Clusteranalyse ergibt mehrere Untergruppen, die sich im Wesentlichen durch die Gehalte an Magnesium und Sulfat unterscheiden. Die charakteristischen Wertebereiche der extrahierten Untergruppen sind in Abb. 5-7 dargestellt. Eine vergleichende Ähnlichkeits-Analyse (Clusterung) mit sämtlichen Hauptionen führte nicht zu charakteristischen Untergruppen, da sich die auf der Basis der Ionen Calcium, Magnesium, Hydrogenkarbonat und Sulfat erhaltenen Untergruppen in den Gehalten an Natrium, Kalium, Nitrat und Chlorid stark unterscheiden, wodurch eine eindeutige Untergliederung verwischt wurde.



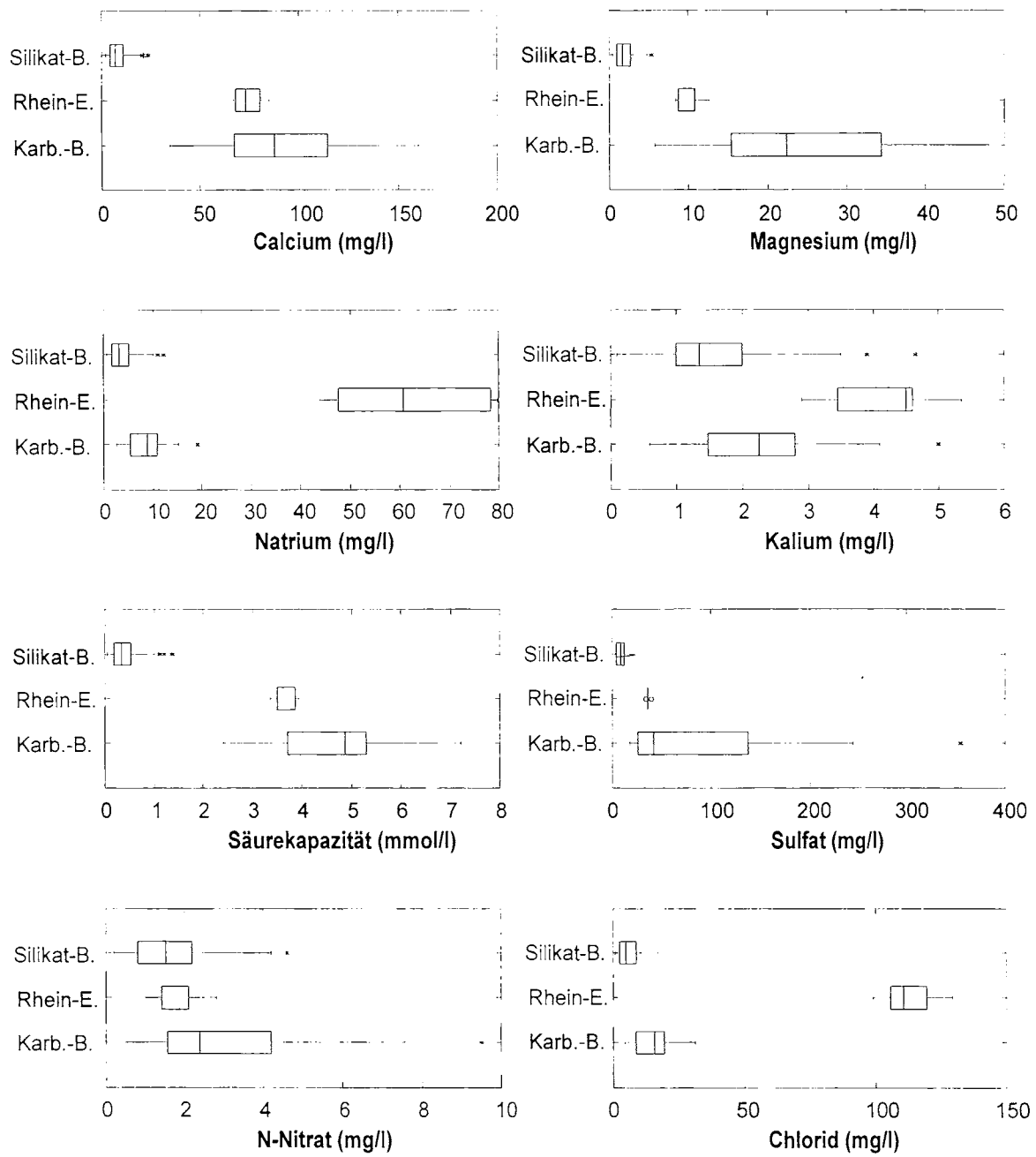
Karbonatbäche		Silikatbäche	
○	Jungquartär+Holozän	▲	Buntsandstein
◇	Altmoränen+Tertiär	●	Granit
+	Malm	■	Gneis
*	Lias+Dogger		
△	Keuper		
□	Muschelkalk		

**Abb. 5-3:** Abhängigkeit des pH-Werts von der elektr. Leitfähigkeit in den geochemischen Grundtypen der Silikatbäche (gefüllte Symbole) und Karbonatbäche (helle Symbole), aufgeschlüsselt nach 9 Haupt-Fließgewässerlandschaften. - Datengrundlage 2511 Einzelmessungen.



DISTANCE METRIC IS EUCLIDEAN DISTANCE,  
SINGLE LINKAGE METHOD (NEAREST NEIGHBOR)

Abb. 5-4: Dendrogramm der geochemischen Ähnlichkeit der untersuchten Bäche aufgrund einer Clusteranalyse der unten genannten Parameter. Die Wertebereiche der unterschiedenen Gruppen sind in Abb. 5-5 dargestellt. Bäche gruppiert anhand von  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $HCO_3^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $NO_3^-$  und  $Cl^-$  (Medianwerte) (nach BRAUKMANN & KÜBLER, 1998).



Silikat-B. = Silikat-Bäche
Rhein-E. = vom Rhein beeinflusste Bäche
Karb.-B. = Karbonat-Bäche

**Abb. 5-5:** Charakterisierung der mittels der Clusteranalyse extrahierten Gewässergruppen in Form von Boxplots (Medianwerte der einzelnen Bäche) (nach BRAUKMANN & KÜBLER, 1998).



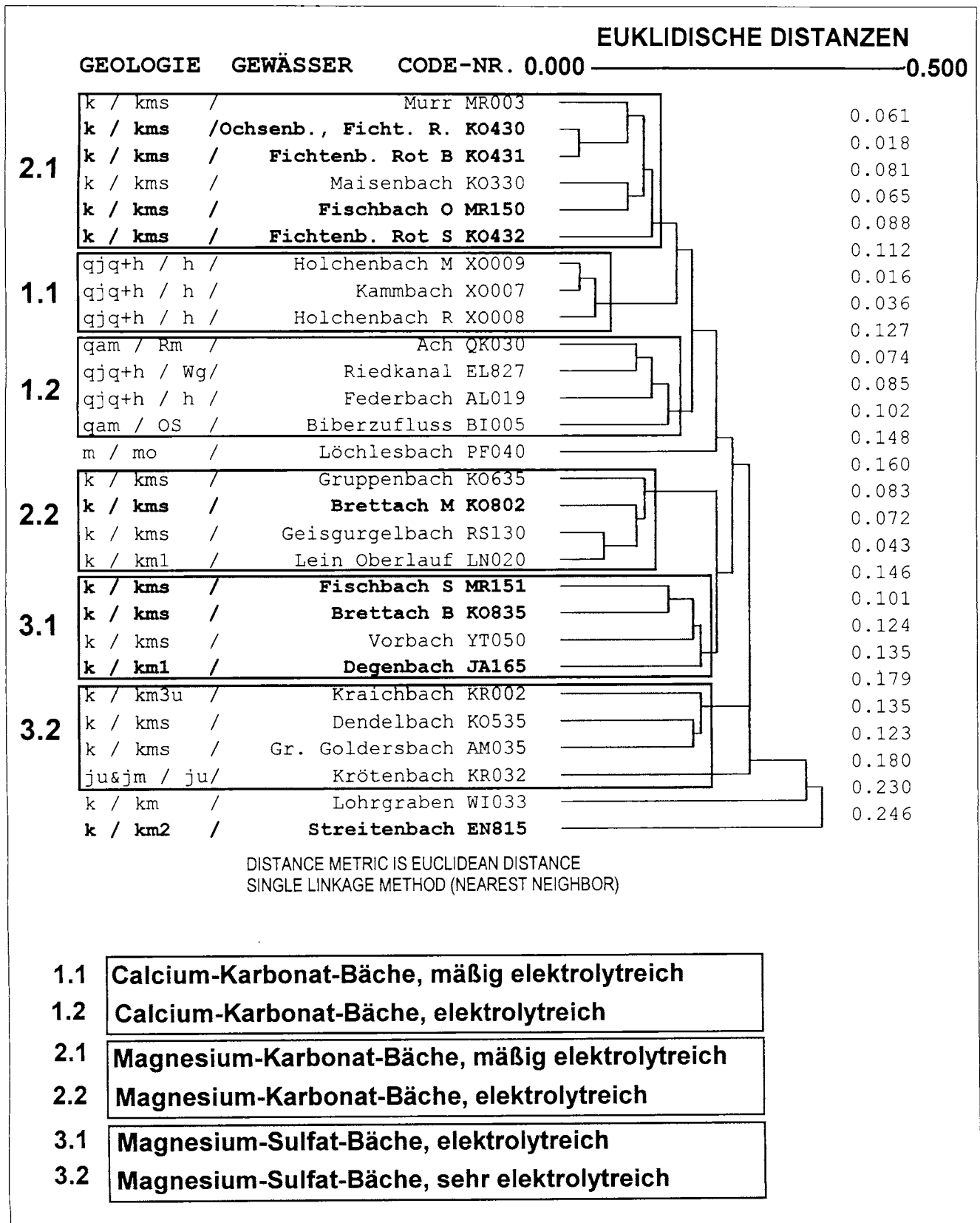
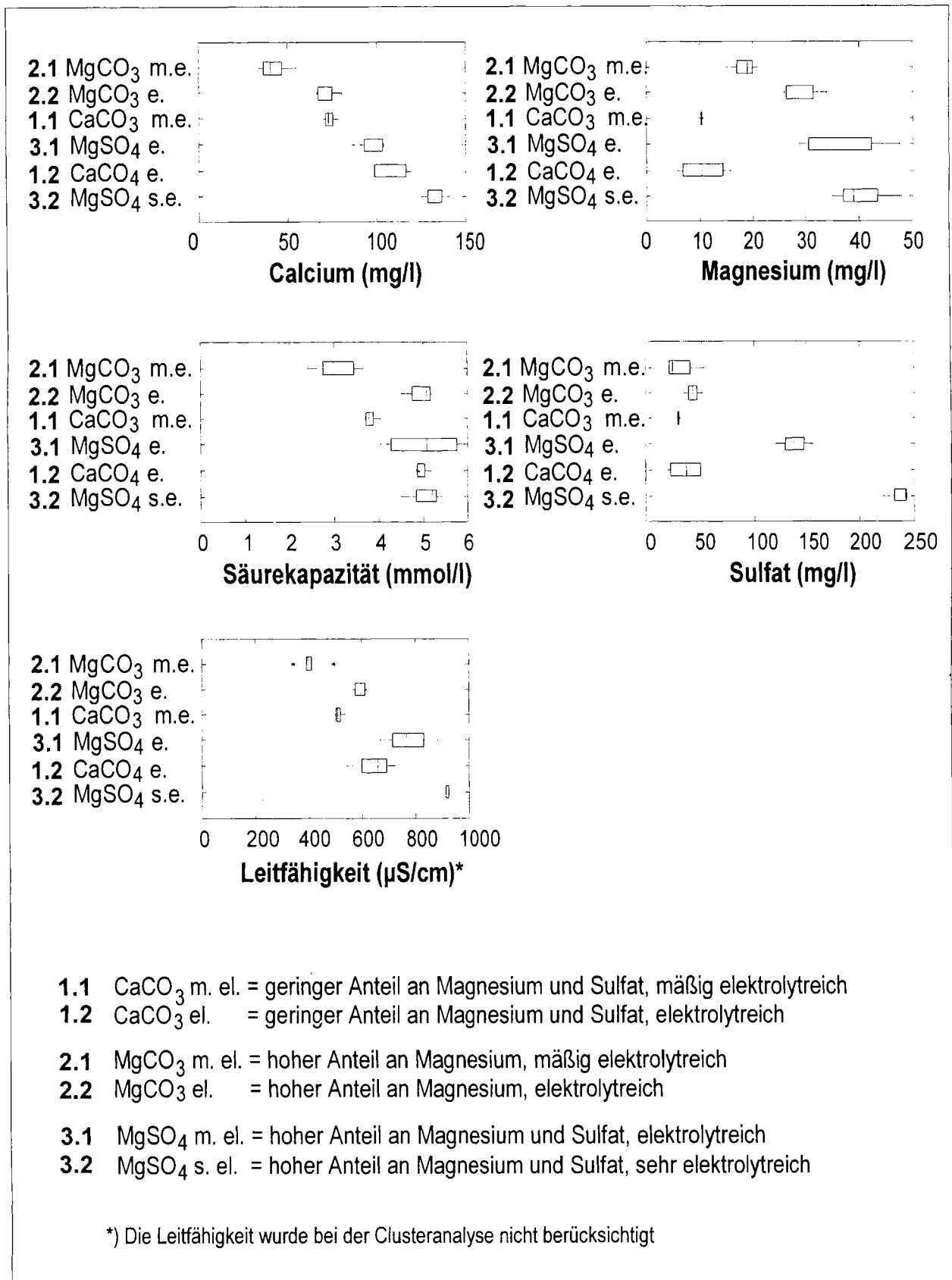


Abb. 5-6: Dendrogramm der geochemischen Ähnlichkeit der Karbonat-Bäche aufgrund einer Clusteranalyse der oben genannten Parameter. Die Wertebereiche der unterschiedenen Gruppen sind in Abb. 5-7 dargestellt. Gruppierung der Karbonat-Bäche anhand von  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}_{\text{S}_{3,4}}$  und  $\text{SO}_4^{2-}$  (Medianwerte) (nach BRAUKMANN & KÜBLER, 1998).



**Abb. 5-7:** Charakterisierung der mittels der Clusteranalyse extrahierten Gewässerguppen (Karbonat-Bäche) in Form von Boxplots (Medianwerte der einzelnen Bäche). Zur besseren Beschreibung der Gruppen ist zusätzlich die Leitfähigkeit dargestellt (nach BRAUKMANN & KÜBLER, 1998).

### 5.1.1.2 Geochemische Charakterisierung der elektrolytreichen Karbonat-Bäche

Die Karbonat-Bäche lassen sich aufgrund der statistischen Ähnlichkeitsanalyse wie in Abb. 5-8 zusammengefasst dargestellt, in folgende 3 geochemische Subtypen untergliedern:

1. **Calcium-Karbonat-Bäche**
2. **Magnesium-Karbonat-Bäche**
3. **Magnesium-Sulfat-Bäche**

Unter Berücksichtigung des Gesamt-Elektrolytgehalts lassen sich diese 3 geochemischen Subtypen jeweils anhand der elektrischen Leitfähigkeit nochmals in **2 Varianten** unterteilen, woraus sich ein System von **insgesamt 6 geochemischen Untertypen** der elektrolytreichen Karbonat-Bäche ergibt. Dieses Typenschema ist in Abb. 5-8 nochmals als graphische Übersichtsdarstellung wiedergegeben.

- 1.1: **CaCO<sub>3</sub> m.e.:** mäßig elektrolytreich (Leitfähigkeit ca. 500 µS/cm), geringer Anteil an Magnesium bzw. Sulfat, (Jungquartär und holozäne Aufschüttungen)
- 1.2: **CaCO<sub>3</sub> e.:** elektrolytreich (Leitfähigkeit ca. 650 µS/cm), geringer Anteil an Magnesium bzw. Sulfat, (Jungquartär und holozäne Aufschüttungen, Altmoränen)
- 2.1: **MgCO<sub>3</sub> m.e.:** mäßig elektrolytreich (Leitfähigkeit ca. 400 µS/cm), hoher Anteil an Magnesium, (Keuper)
- 2.2.: **MgCO<sub>3</sub> e.:** elektrolytreich (Leitfähigkeit ca. 600 µS/cm), hoher Anteil an Magnesium, (Keuper)
- 3.1: **MgSO<sub>4</sub> e.:** elektrolytreich (Leitfähigkeit ca. 800 µS/cm) hoher Anteil an Magnesium und Sulfat, (Keuper)
- 3.2: **MgSO<sub>4</sub> s.e.:** sehr elektrolytreich (Leitfähigkeit ca. 900 µS/cm), hoher Anteil an Magnesium, sehr hoher Anteil an Sulfat, (Keuper)

#### Erläuterung

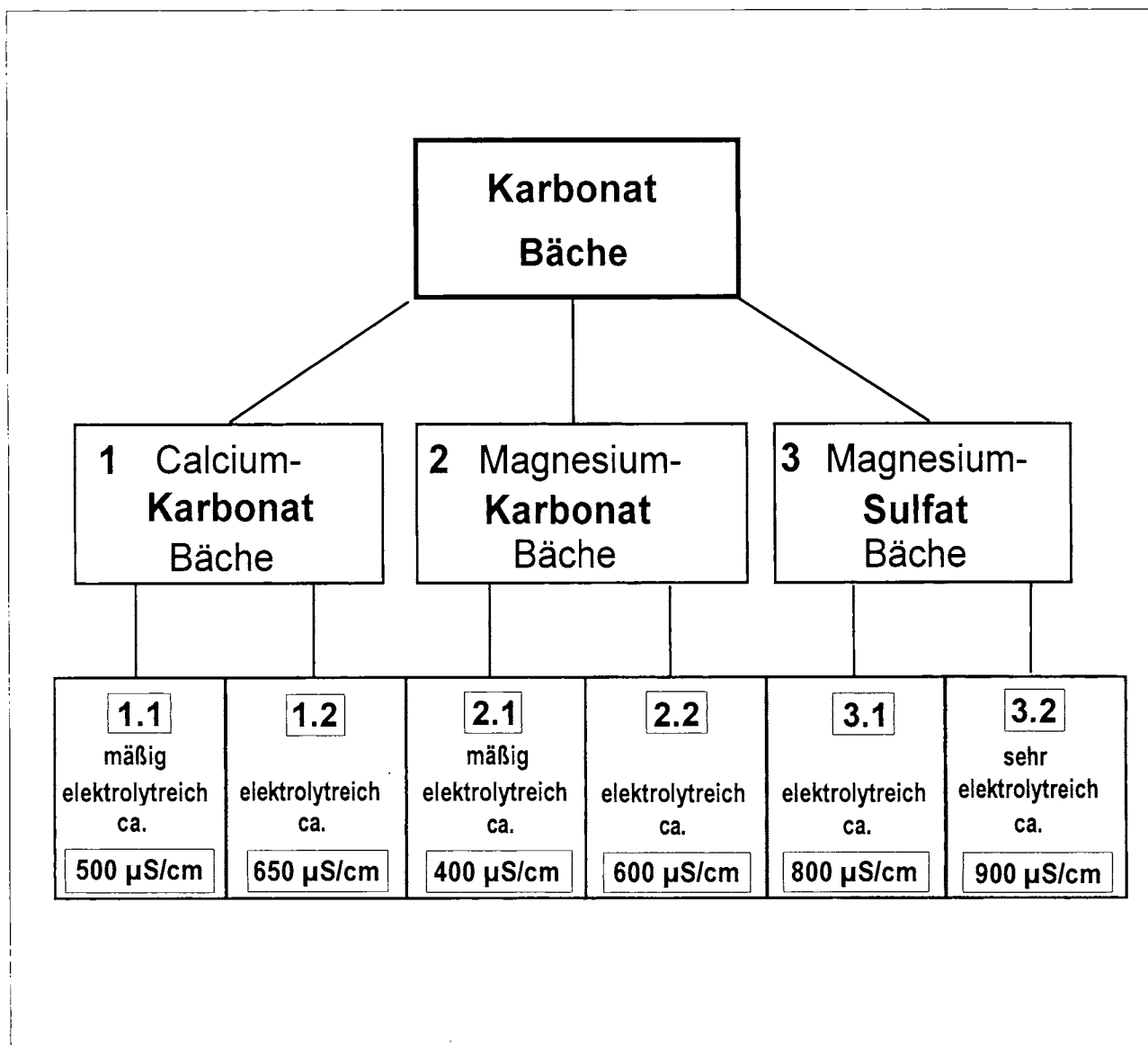
- m. e. = mäßig elektrolytreich, bezogen auf die im Vergleich zu Silikat-Bächen insgesamt elektrolytreichen Karbonat-Bäche, hohe Leitfähigkeit
- e. = elektrolytreich, sehr hohe Leitfähigkeit
- s. e. = sehr elektrolytreich, extrem hohe Leitfähigkeit

In dieser Arbeit wurden schwerpunktmäßig Bäche der Keuperlandschaften Baden-Württembergs behandelt, die in Kap. 4 näher beschrieben wurden.

Eingehendere chemische Analysen aus anderen Karbonat-Formationen wie etwa des Jura (Krötenbach, KR032, Hasenbach, QK040, Kohlstattbrunnenbach, BA016, Harrasbach, BA015) oder des Muschelkalks (Löchlesbach PF040, Talbach, BR010) liegen nur für einige exemplarische Bäche vor. Diese sind in die Auswertungen zur Typisierung der Karbonatbäche mit eingeflossen. Wie beispielsweise aus dem Dendrogramm zur Unterscheidung der geochemischen Grundtypen in Abb. 5-4 hervorgeht, weisen diese Bäche nur geringe Ähnlichkeiten auf. Sie sind einerseits zwischen den Keuperbächen eingestreut (Krötenbach, Gruppenbach, Löchlesbach) und sind diesen chemisch sehr ähnlich. Andererseits bilden manche Jura-Bäche eine von allen übrigen Bächen deutlich isolierte, eigenständige Gruppe (Kohlstattbrunnenbach, Harrasbach, Weissenbach) mit einem eigenständigen chemischen Charakter. Im Ionendiagramm der Abb. 5-15, in dem insgesamt 149 regelmäßig chemisch

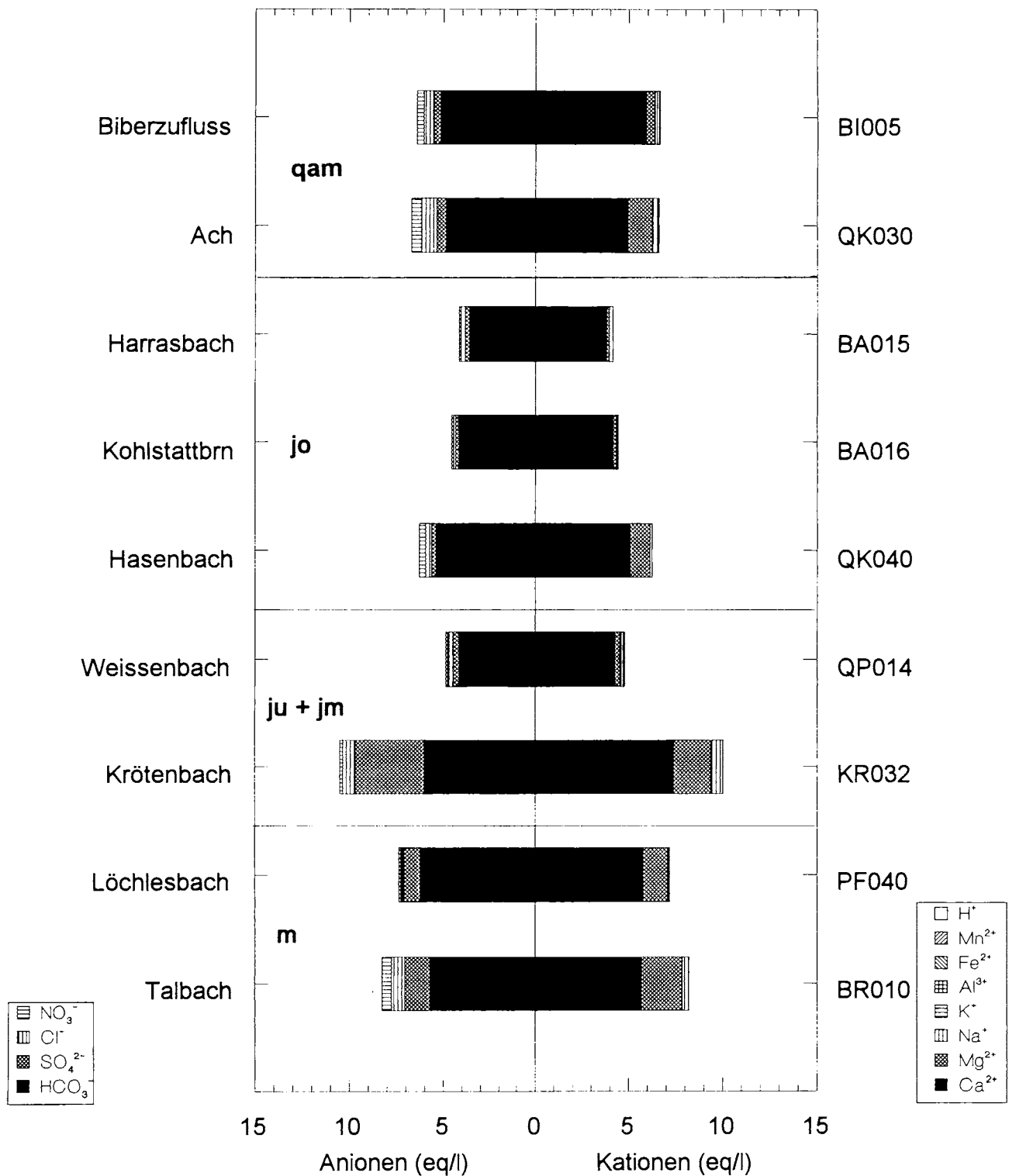
beprobte Bäche nach der vorherrschenden geologischen Formation ihres Einzugsgebiets sortiert sind, kommt der heterogene Charakter der Jurabäche deutlich zum Ausdruck, während die Muschelkalkbäche einander relativ ähnlich sind.

Die Ionenzusammensetzung der übrigen Karbonat-Bäche (Altmoränen-Bäche, Jura- und Muschelkalkbäche) wird im Ionendiagramm der Abb. 5-9 dargestellt. All diesen Calcium-Karbonat-Bächen ist ein außerordentlich hoher Calcium-Hydrogenkarbonat-Gehalt gemeinsam. Der sehr elektrolytreiche Krötenbach (ein Lias-Bach) trägt mit seinem relativ hohen Sulfat-Gehalt beinahe keuperbachartige Züge.



**Abb. 5-8:** Gliederungsschema für elektrolytreiche Karbonat-Bäche (nach BRAUKMANN & KÜBLER, 1998).

## Ionenbilanzen in verschiedenen Karbonat-Bächen



qam = Altmoränenbäche u. tertiäres Hügelland, jo = Malm-Bäche (Oberer Jura)  
 ju + jm = Lias u. Dogger-Bäche (Unterer u. Mittlerer Jura), m = Muschelkalk-Bäche

Abb. 5-9: Ionenbilanz verschiedener Karbonatbäche in Baden-Württemberg.

### 5.1.1.3 Weitere typologische Untergliederung der Silikat-Bäche

Eine Unterteilung der Silikat-Bäche anhand weiterer Clusteranalysen führte zu keinen deutlich trennbaren Untergruppen. Dies liegt daran, dass die Silikat-Bäche eine sehr unterschiedliche Ionenzusammensetzung aufweisen, welche die Clusteranalyse überstrapaziert hätte. Aus diesem Grund werden die im Vergleich zu den Karbonat-Bächen insgesamt relativ ionenarmen Silikat-Bäche (vgl. die Ionenbilanzen in Abb. 5-16 und Abb. 5-17) anhand der Säurekapazität weitergehend untergliedert. Dieser Parameter ist nicht nur hydrochemisch, sondern auch in seiner Wirkung auf die Biologie der Silikat-Bäche von maßgebender Bedeutung. Die Säurekapazität als Maß für das Pufferungsvermögen eines Gewässers gegenüber der Einwirkung saurer Niederschläge ist bereits bei geringfügigen Unterschieden der Pufferkapazität entscheidend für die qualitative und quantitative Zusammensetzung der aquatischen Biozöosen (s. Kap. 7, Versauerung). Aufgrund der Säurekapazität als Maß für die Pufferkapazität der Bäche gegen Versauerung ergibt sich folgende weitere Untergliederungsmöglichkeit der Silikat-Bäche. In Abb. 5-12 ist das Typenschema der elektolytarmen Silikatbäche in einer Graphik wiedergegeben

- mäßig gepuffert (Säurekapazität > 0,5 mmol/l),
- schwach gepuffert (Säurekapazität zwischen 0,2 und 0,5 mmol/l),
- sehr schwach gepuffert (Säurekapazität < 0,2 mmol/l).

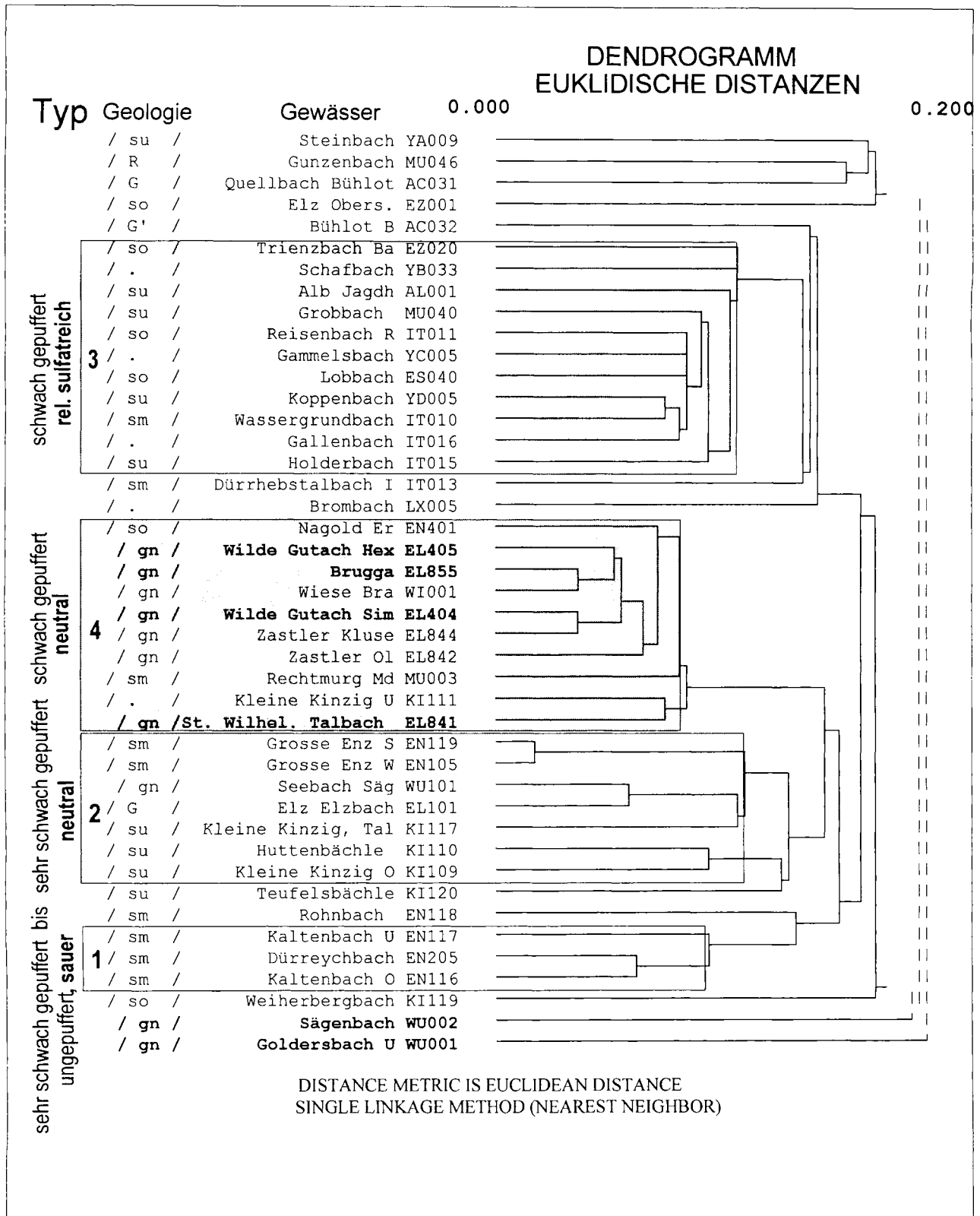
Mit den Gruppen der **schwach** gepufferten und der **sehr schwach gepufferten** Silikat-Bäche wurde mit den versauerungsrelevanten Parametern Gesamthärte, Säurekapazität, pH-Wert, Sulfat und gelöstem organ. Kohlenstoff eine weitere Clusteranalyse durchgeführt (Abb. 5-10). Die Wertebereiche der extrahierten Gewässergruppen sind in Abb. 5-11 dargestellt.

Für die schwach gepufferten und die sehr schwach gepufferten Silikat-Bäche lassen sich folgende Gruppen beschreiben:

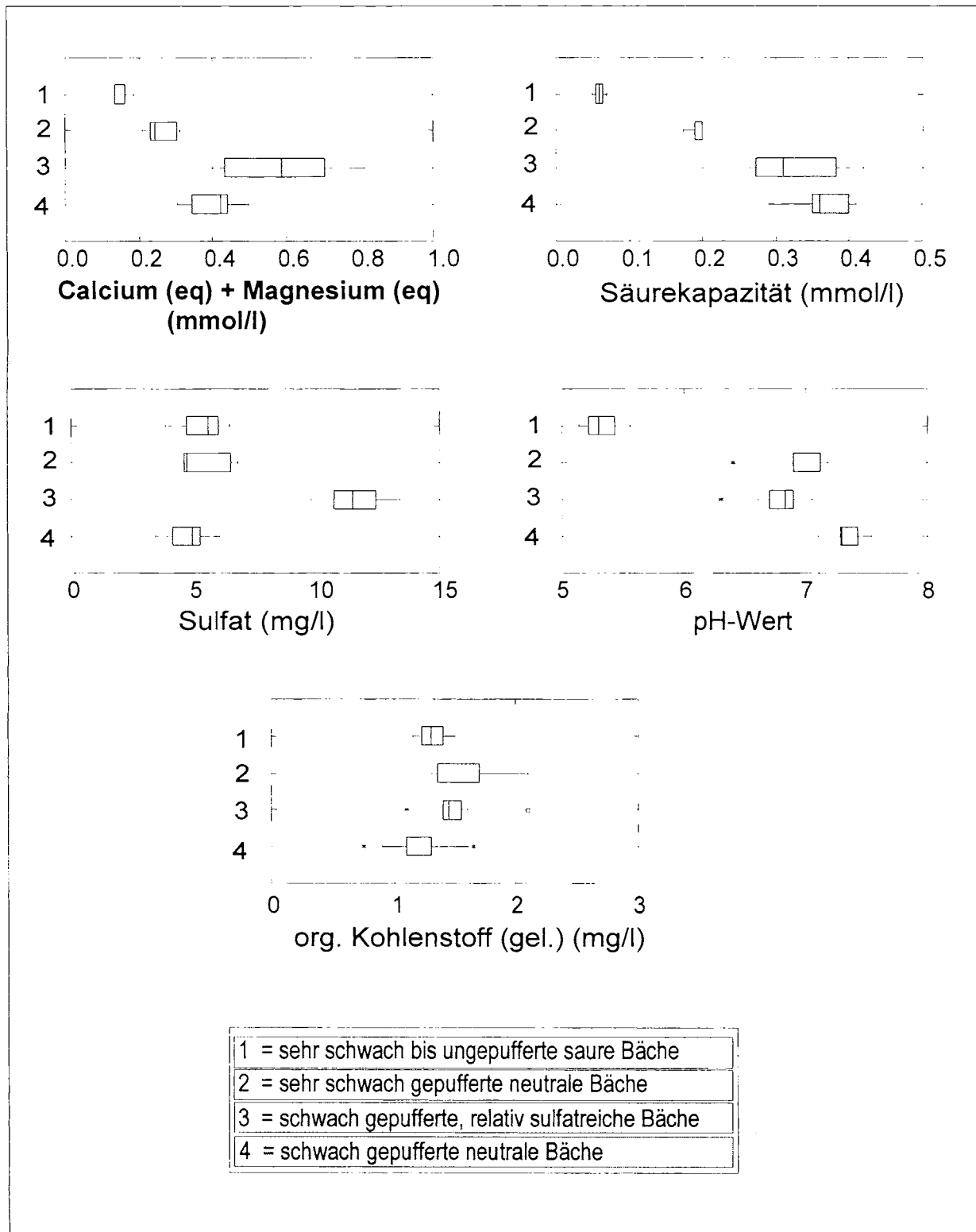
**Tab. 5-2:** Wertebereiche versauerungsrelevanter Parameter verschiedener Silikat-Bach-Gruppen anhand von Clusteranalysen.

Typus Silikat-Bäche	Gesamthärte $\sum \text{Ca}^{2+}$ u. $\text{Mg}^{2+}$ (eq) (mmol/l)	Säurekapazität (mmol/l)	Sulfat (mg/l)	pH-Wert
saure, sehr schwach bis ungepuffert	< 0,2	< 0,1	ca. 5	5 - 5,5
neutrale, sehr schwach gepuffert	0,2 - 0,3	ca. 0,2	ca. 5	ca. 7
sulfatreiche, schwach gepuffert	0,4 - 0,8	0,2 - 0,4	10 - 14	6,5 - 7
neutrale, schwach gepuffert	0,3 - 0,5	0,3 - 0,4	ca. 5	7 - 7,5

Abb. 5-12 gibt eine Übersicht über die Vorgehensweise bei der weitergehenden geochemischen Typisierung elektroytarmen, im Vergleich zu den Karbonat-Bächen nur schwach gepufferten Silikat-Bäche.

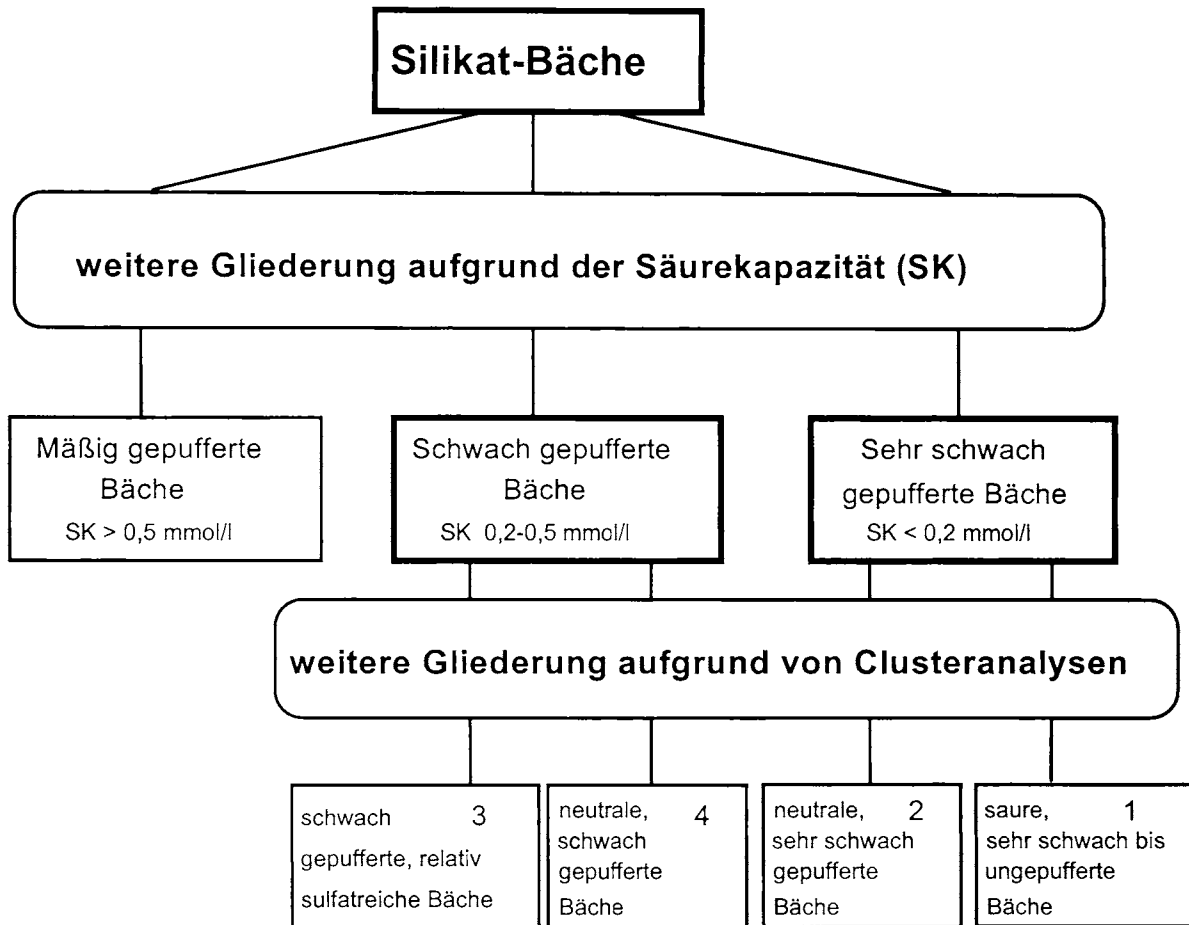


**Abb. 5-10:** Dendrogramm der geochemischen Ähnlichkeit der Silikat-Bäche aufgrund einer Clusteranalyse der folgenden Parameter: Gesamthärte ( $\Sigma \text{Ca}^{2+}$  u.  $\text{Mg}^{2+}$ ),  $\text{K}_{\text{S4,3}}$ , pH-Wert,  $\text{SO}_4^{2-}$  und DOC. - Die Wertebereiche der unterschiedenen Gewässergruppen sind in Abb. 5-11 dargestellt (nach BRAUKMANN & KÜBLER, 1998).



**Abb. 5-11:** Wertebereiche der 4 Gruppen aus der Clusteranalyse (s. Abb. 5-10) schwach bis sehr schwach gepufferte Silikat-Bäche. - Medianwerte (nach BRAUKMANN & KÜBLER, 1998).





**Abb. 5-12:** Gliederungsschema für elektolytarne Silikat-Bäche (nach BRAUKMANN & KÜBLER, 1998).

Die Gruppe der relativ sulfatreichen, schwach gepufferten Bäche fällt durch die Diskrepanz zwischen Gesamthärte und Karbonathärte (Säurekapazität) auf, die durch den relativ hohen Sulfat-Gehalt erklärt werden kann. Bei diesen Bächen, die vorwiegend im südlichen Buntsandstein-Odenwald konzentriert sind, ist unklar, ob der erhöhte Sulfat-Gehalt geogen oder anthropogen ist. SCHOEN (1984) hat bereits auf dieses Phänomen hingewiesen und postuliert, dass aufgrund ihrer Exposition und der erhöhten  $\text{SO}_4^{2-}$  Deposition in diesem Gebiet die Ursachen vermutlich anthropogener Art sein dürften. Biologische Untersuchungen zur Gewässer-Versauerung im Odenwald haben allerdings keinen Hinweis auf eine erhöhte Säurekonzentration in den dortigen Bächen ergeben. Insgesamt erscheinen die Bäche des Odenwaldes entsprechend der größeren geologischen Heterogenität ihrer Einzugsgebiete sowohl geochemisch als auch hydrobiologisch heterogener als die Buntsandstein-Bäche des nördlichen Schwarzwaldes, die durchweg einheitlicher und saurer sind.

Für eine großräumige hydrochemische Klassifikation elektolytarmer, säuresensitiver Silikatbäche (s. Kap. Versauerung) wurde eine Klassifikation auf der Grundlage der Säurekapazität der Bäche vorgenommen, wie sie in Abb. 5-12, Mitte, dargestellt ist. Zur weiteren Spezifizierung besonders säuresensitiver Bäche wird auf die weitergehende Gliederung in Abb. 5-12 unten zurückgegriffen.

### 5.1.1.3.1 Einordnung der Buntsandstein- und Gneisbäche in die Gruppe der Silikat-Bäche

In den Dendrogrammen der Abb. 5-4 und Abb. 5-10 wird eine Übersicht über die chemischen Beziehungen zwischen Buntsandstein- und Gneisbächen gegeben, aus der die unterschiedlichen geochemischen Fließgewässertypen abgeleitet werden.

Der Ehrenstetter Altbach ist mit einer Säurekapazität ca. 1 mmol/l als einziger Bach des metamorphen Grundgebirges dem mäßig gepufferten Typ zuzuordnen. Vier der Gneisbäche können dem schwach gepufferten neutralen Typ zugeordnet werden (Wilde Gutach Hex, Brugga, Wilde Gutach, St. Wilhelmer Talbach. Keiner der Bäche fiel in die Gruppe der sehr schwach bis ungepufferten Bäche. Zwei Bäche, der Goldersbach und der Sägenbach, lassen sich keiner Gruppe zuordnen (vgl. Dendrogramm in Abb. 5-10). Diese zwei Bäche liegen bei der Gesamthärte im Bereich der sehr schwach bis ungepufferten Bäche, unterscheiden sich von diesen jedoch durch eine höhere Säurekapazität, einen deutlich höheren pH-Wert und einen vergleichsweise hohen Gehalt an Huminsäuren (gemessen als DOC) bzw. UV-Extinktion b. 254 nm). Dieser Zusammenhang kann durch eine Pufferung durch Huminsäuren erklärt werden.

## 5.2 Vergleich der Bäche der vier Untersuchungsgebiete des PWAB-Programms

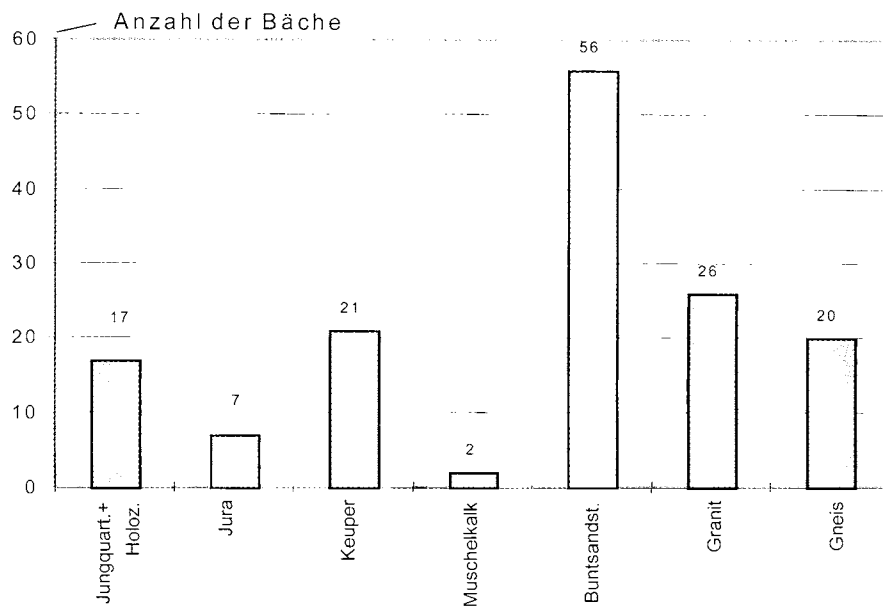
Nachdem die im Projekt untersuchten Bäche des Keupers und des metamorphen Grundgebirges im Vergleich zu weiteren Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs eingeordnet wurden, sollen abschließend ihre geochemischen Eigenschaften vergleichend zusammengefasst werden. Hierzu erscheint zunächst eine Übersichtsdarstellung aller bislang systematisch untersuchten naturnahen Fließgewässer mit möglichst geringer anthropogener stofflicher Belastung als eine geeignete Grundlage. Um den mittleren Zustand der geochemischen Eigenschaften der Bäche zu beschreiben, werden deshalb die Ionenbilanzen der Medianwerte aller 149 Bäche in Abb. 5-15 in Form eines **Ionen-Diagramms** dargestellt, in dem die Anionen links, die Kationen rechts angeordnet sind. Die Bäche sind nach dem **geologischen Alter ihres Einzugsgebiets** sortiert. Innerhalb der geologischen Formationen sind die Bäche nach steigendem Medianwert der elektr. Leitfähigkeit sortiert, die etwa der Ionensumme entspricht. Die Verteilung der Anzahl der analysierten Bäche auf die einzelnen geologischen Formationen bzw. Fließgewässerlandschaften kann Abb. 5-13 entnommen werden.

Die Ionenbilanzen der Bäche der 4 Modellbachgebiete (Buntsandstein-Odenwald, Gneis-Schwarzwald, Keuperbergland und Oberrheinebene) werden in Abb. 5-16 und Abb. 5-17 graphisch dargestellt.

Auf den ersten Blick lassen sich in diesen Ionendiagrammen die deutlichen Unterschiede in den **absoluten Ionenkonzentration** zwischen den Bächen der verschiedenen Fließgewässerlandschaften erkennen. In der Darstellung der **relativen Ionenkonzentrationen (prozentualen Ionenanteile)** unterscheiden sich diese beiden Gebiete nicht so deutlich. In dieser Darstellung fällt auf, dass sich die Gruppen in den prozentualen Ionenanteilen von Calcium und Sulfat nur wenig unterscheiden. Ein Bach des metamorphen Grundgebirges, der Goldersbach, weist sogar den prozentual höchsten Anteil an Sulfat (ca. 45 %) unter allen Bächen auf. Weiter ist bemerkenswert, dass der Streitenbach sowohl absolut als auch relativ den höchsten Gehalt an Hydrogenkarbonat (gemessen als Säurekapazität) besitzt (7,2 mmol/l. das entspricht ca. 85 % der Anionen). Als Extrem in der anderen Richtung in bezug auf Hydrogenkarbonat ist der Goldersbach anzusehen mit 0,1 mmol/l Hydrogenkarbonat,

das entspricht rund 30 % aller Anionen in diesem Bach. Beim Goldersbach ist jedoch zu beachten, dass aufgrund der geringen Säurekapazität andere Puffersysteme (z. B. Huminsäuren) eine größere Bedeutung erlangen und die Säurekapazität deshalb nur noch einen Schätzwert für den Gehalt an Hydrogenkarbonat gibt. Der tatsächliche Wert liegt sicher darunter.

Im **Anhang** sind für alle im Rahmen verschiedener Untersuchungsprogramme bearbeiteten unbelasteten Bäche Baden-Württemberg (der Gneis-, Granit-, Buntsandstein-, Keuper-Formationen sowie die Bäche verschiedener Karbonat-Formationen, Muschelkalk und Jura und der holozänen und Jungquartärbäche) **gebietspezifische Ionendiagramme** der Bäche zusammengestellt. Es werden sowohl die absoluten als auch die relativen Ionengehalte dargestellt (vgl. hierzu die Abb. 14-4 bis Abb. 14-14).

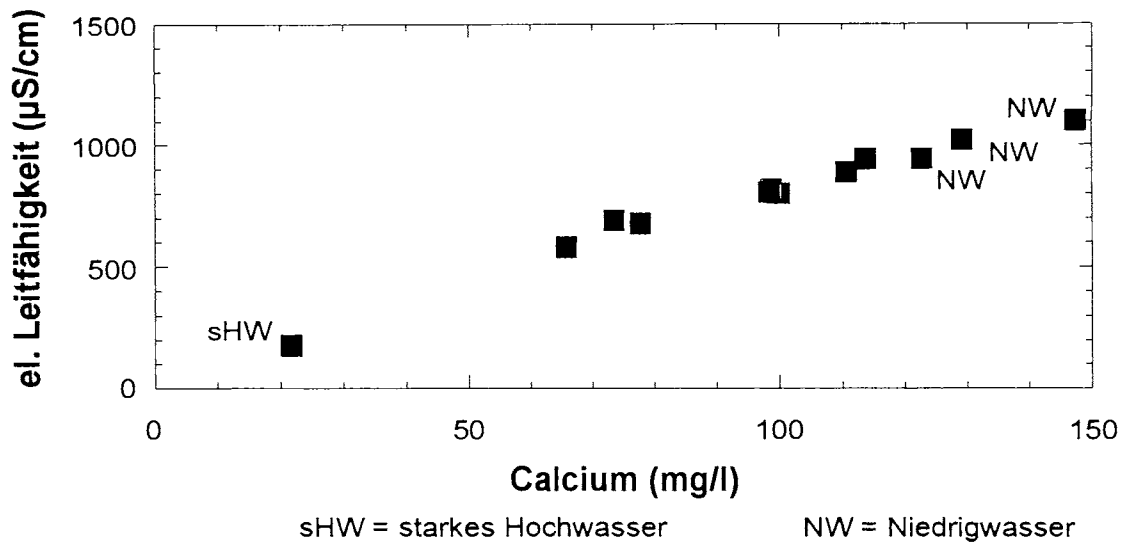


**Abb. 5-13:** Anzahl der Bäche in den 7 Haupt-Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs (149 Bäche insgesamt).

Die Ionenbilanzen beschreiben einen mittleren Zustand der Bäche, sie geben jedoch keine Hinweise auf die Schwankungsbereiche der chemischen Parameter. Um den Schwankungsbereich der geochemischen Parameter zu erfassen, sind die Einzelmesswerte in Form von **Boxplots** in Abb. 5-18 bis Abb. 5-21 aufgetragen. Die Bäche sind in erster Priorität nach der Geologie ihrer Einzugsgebiete, innerhalb dieser nach dem Medianwert ihres Calcium-Gehalts sortiert.

Auffällig ist die enorme **Schwankungsbreite** um etwa den Faktor 10 bei den Ionenkonzentrationen einiger **Keuperbäche**. Diese Unterschiede sind abflussbedingt und hängen mit dem Gesteinsaufbau und den Bodenverhältnissen des Keupers zusammen. So wurden z. B. für die Leitfähigkeit beim Degenbach Werte zwischen 188  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (bei Hochwasser) und 1112  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (bei Niedrigwasser) gemessen (s. Abb. 5-14). Dieses Verhalten ist in ähnlicher Form für die meisten Keuperbäche (Degenbach, Brettach B, Streitenbach, Fischbach Slz. Brettach M, Fichtenberger Rot S) zu beobachten. Es erstreckt sich auf alle Parameter, bei denen sich der Oberflächenabfluss in seiner Zusammensetzung stark vom Basisabfluss unterscheidet. Dieses Verhalten der Bäche ist darauf zurückzuführen, dass sich vor allem in den mergeligen unteren und mittleren Serien des Keupers Schichten wasserstauer toniger Materialien befinden, die sich ganz besonders bei der Auenbildung auswirken. Bei

Niederschlagsereignissen wird diese Schicht praktisch wasserundurchlässig und bewirkt einen sehr hohen und spontanen Oberflächenabfluss. Um diesen Vorgang zu veranschaulichen, ist in Abb. 5-14 exemplarisch für den Degenbach als einem für diese Situation im Keuper typischen Bach die Leitfähigkeit gegen den Calcium-Gehalt aufgetragen. Aus dieser Darstellung geht die abflussbedingte Verdünnung der geogenen Konzentration an  $\text{Ca}^{2+}$  bzw. die Abnahme der elektr. Leitfähigkeit deutlich hervor.



**Abb. 5-14:** Einfluss von Abflussereignissen auf den Chemismus von elektrolytreichen Karbonat-Bächen im Keuper, dargestellt am Beispiel des Degenbachs (nach BRAUKMANN & KÜBLER, 1998).

Bei **elektolytarmen Silikatbächen** bewirkt eine Abflusserhöhung im Vergleich zu den Karbonat-Bächen einen **gegenteiligen Effekt**, nämlich eine Erhöhung der bei Niedrigwasser geringen Ionenkonzentrationen durch Einschwemmungen aus dem Umland.

Die Gehalte an Schwermetallen (s. Abb. 14-21) liegen überwiegend unterhalb der Bestimmungsgrenze (Bestimmungsgrenzen siehe Tab. 3-6), mit Ausnahme von Zink und Cadmium, bei den Bächen Brugga und Ehrenstetter Ahbach des metamorphen Grundgebirges, sowie Kupfer in der Fichtenberger Rot B des Keuper. Für die Brugga und den Ehrenstetter Ahbach sind die erhöhten Gehalte an Zink und Cadmium mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die Abraumhalden früherer Bergbautätigkeit zurückzuführen. Die erhöhten Kupfergehalte in der Fichtenberger Rot B sind in Verbindung mit den ebenfalls erhöhten Phosphatgehalten ein Zeichen für eine anthropogene Belastung (s. Kapitel Keuper).

Karbonat-Bäche

Silikat-Bäche

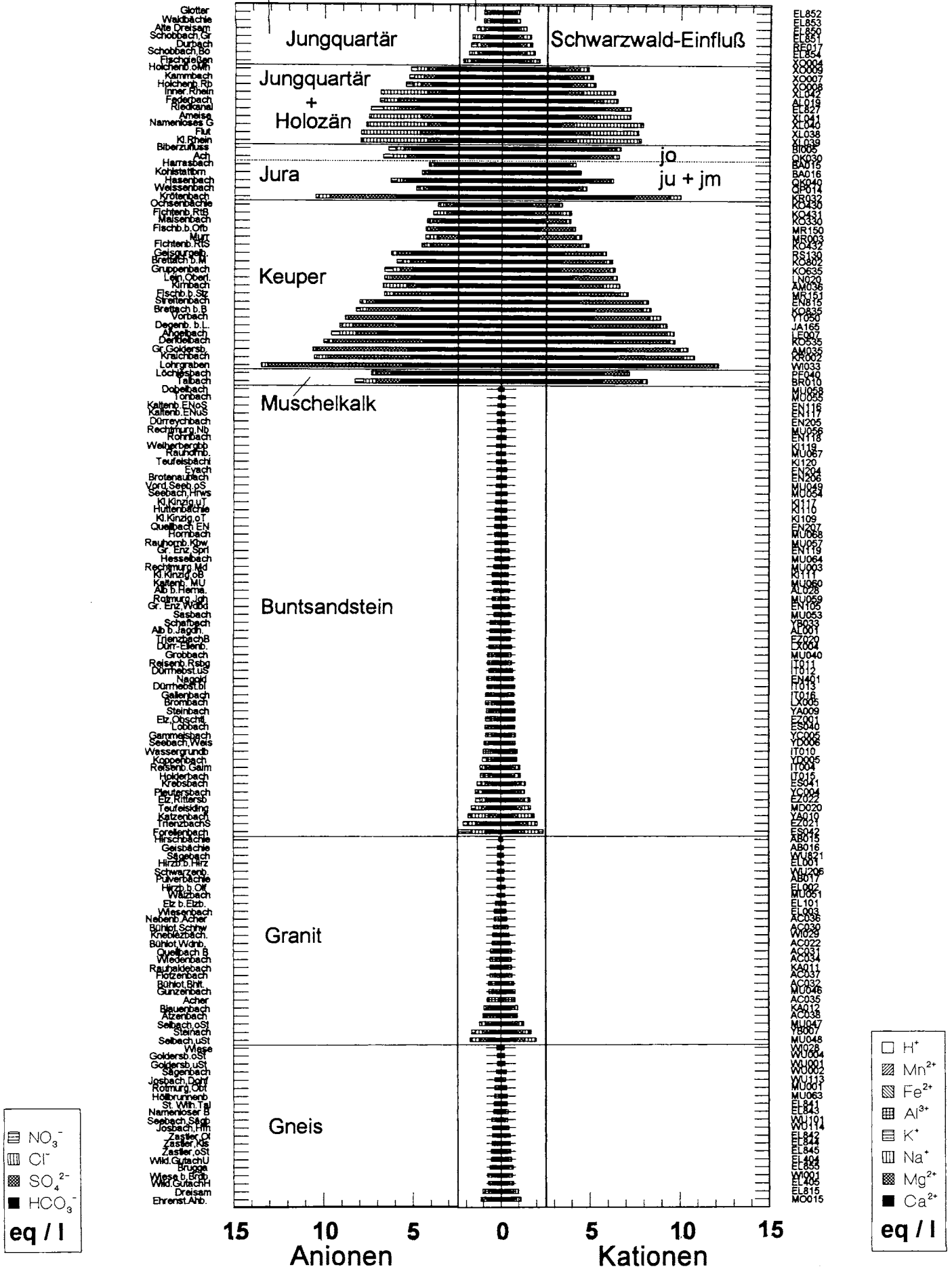
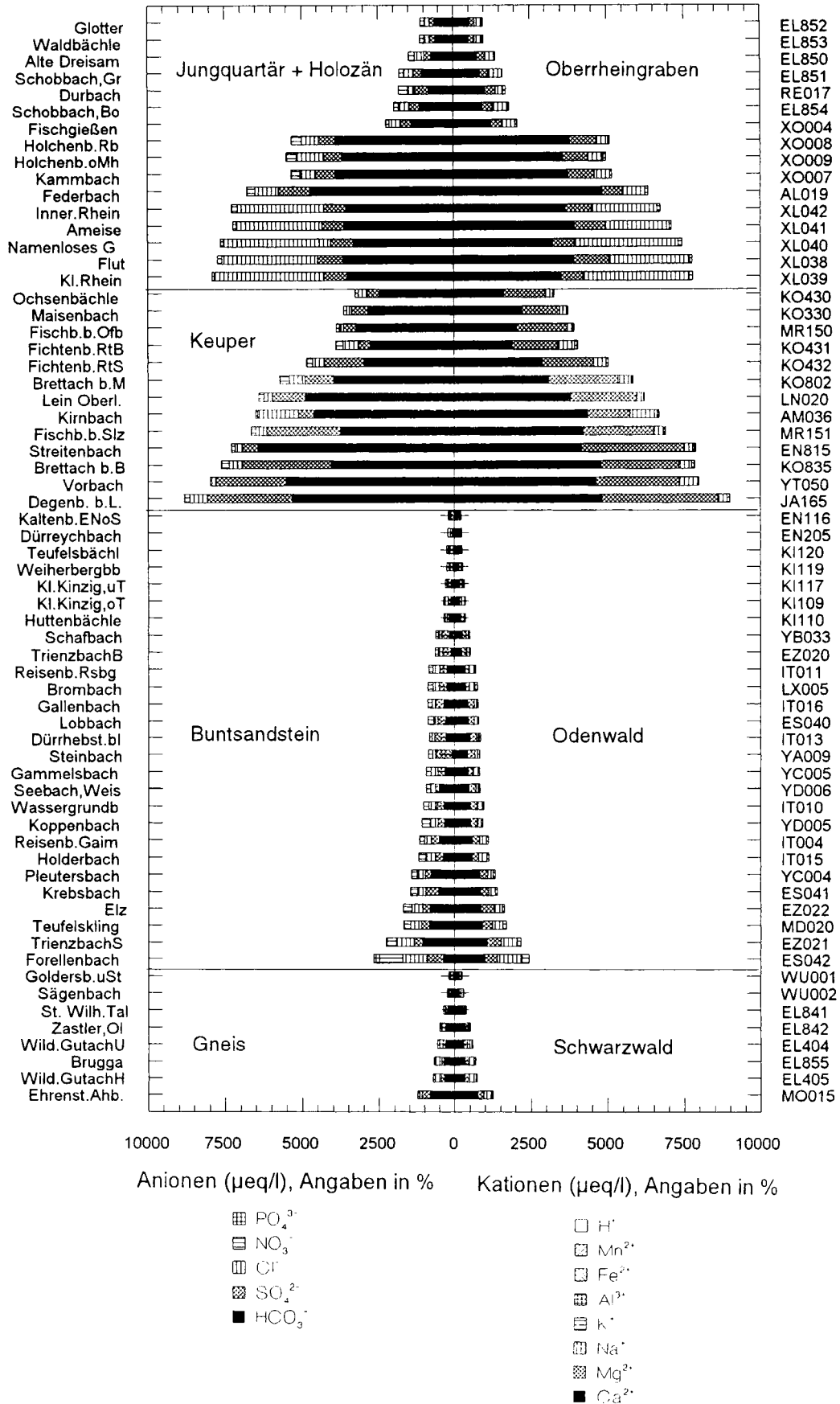
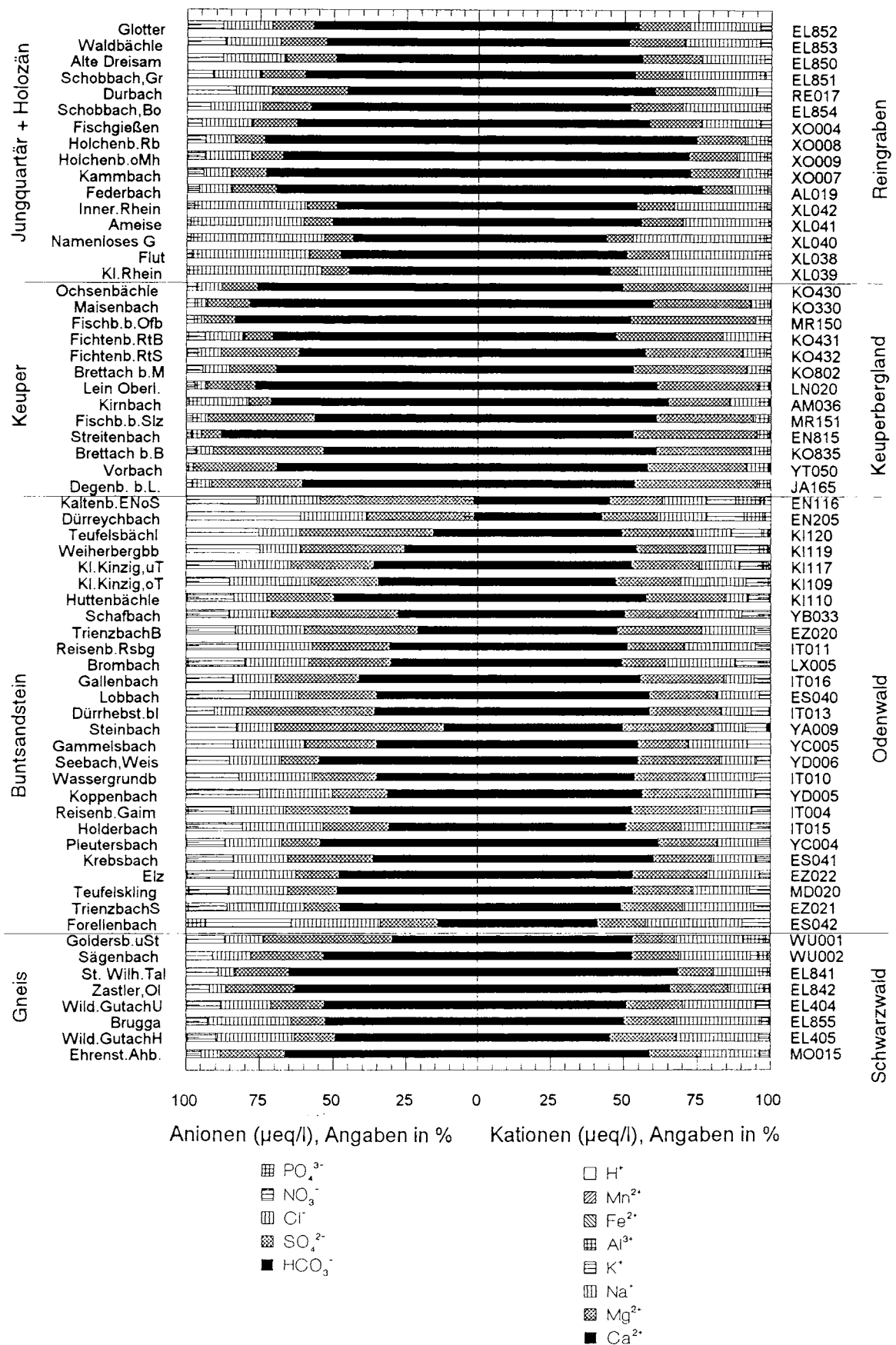


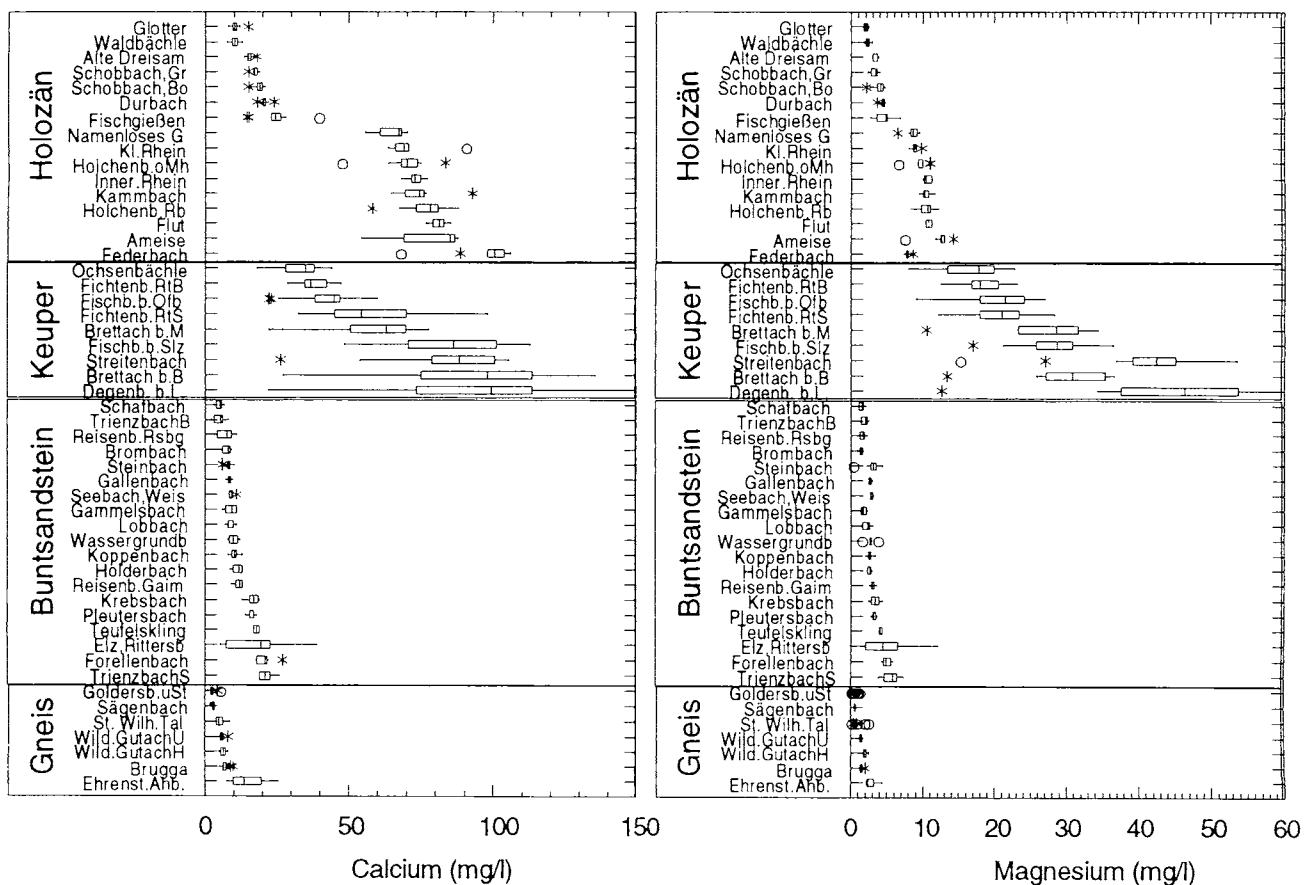
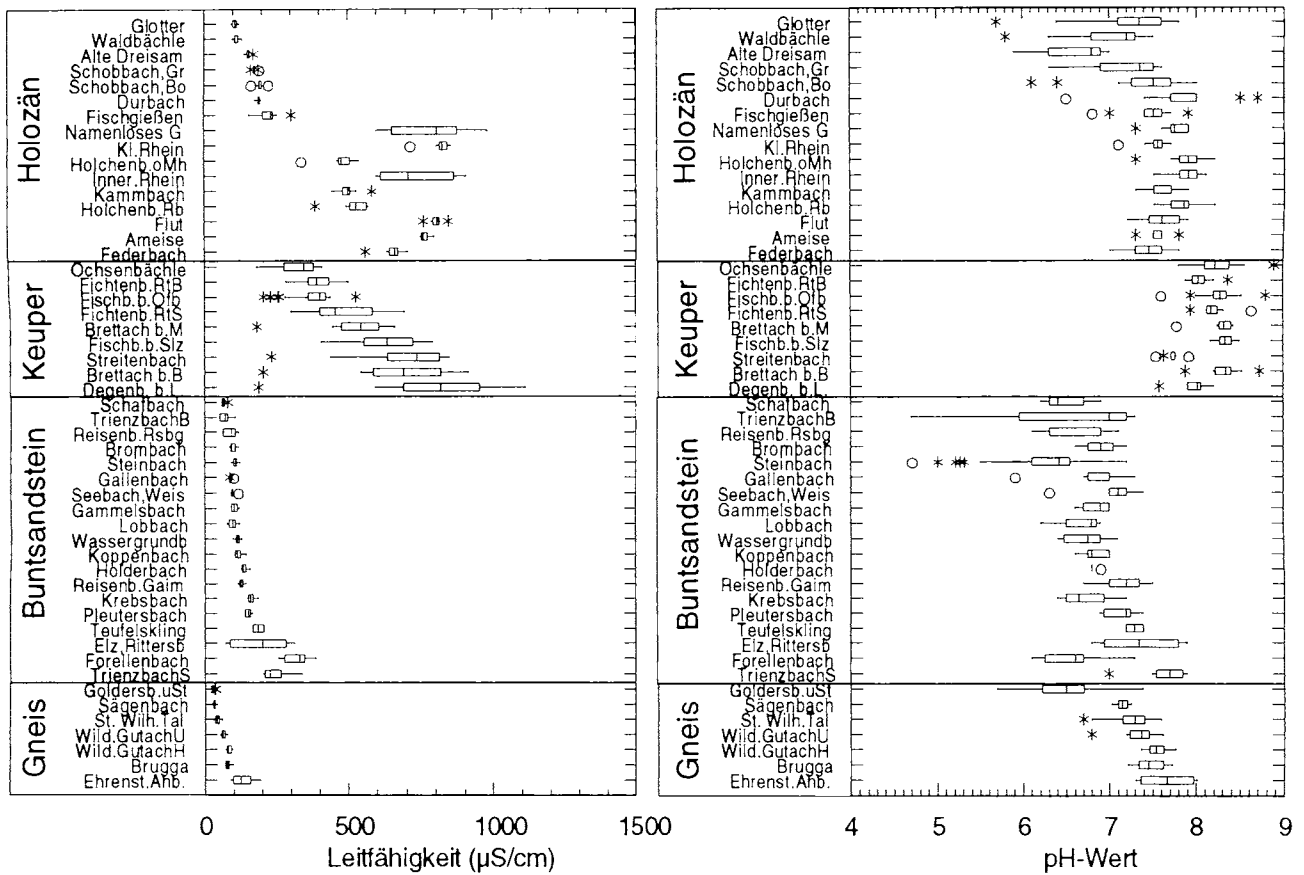
Abb. 5-15: Ionenbilanzen aller 149 von der LfU in verschiedenen Programmen untersuchten naturnahen Bäche. Absolute Ionengehalte (in Äquivalenten), Bäche sortiert nach geologischem Alter des Einzugsgebiets und der Ionensumme.



**Abb. 5-16:** Ionenbilanz von insgesamt 64 Bächen, davon 22 Karbonatbäche (oben, außer den ersten 7 Bächen) und 42 Silikatbäche (unten + die ersten 7 Bäche) - Darstellung der absoluten Ionengehalte in Mikroäquivalenten (µeq/l), die berücksichtigten Ionen sind in der Legende angegeben.

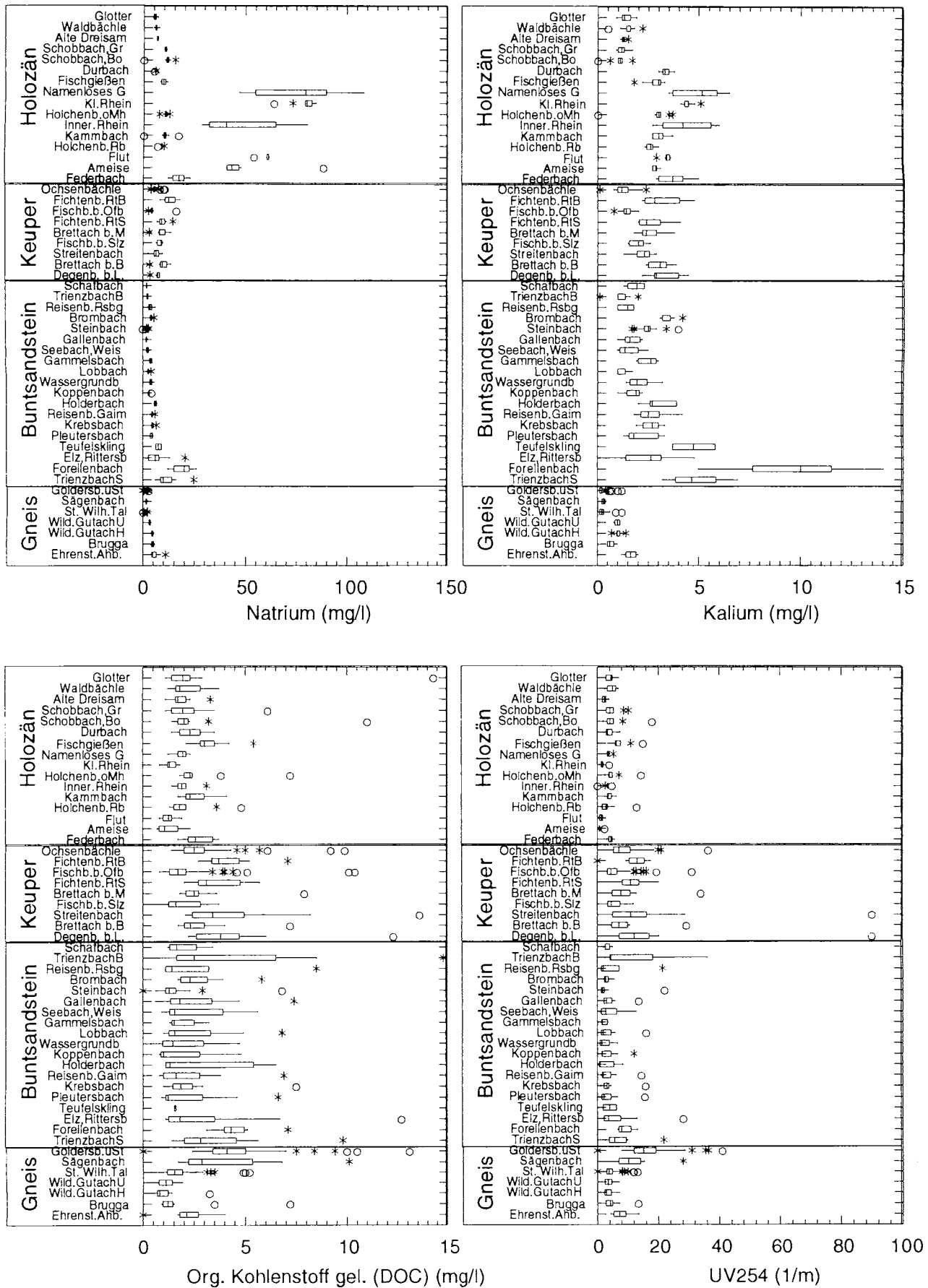


**Abb. 5-17:** Ionenbilanz von insgesamt 64 Bächen, davon 22 Karbonatbäche (oben, außer den ersten 7 Bächen) und 42 Silikatbäche (unten + die ersten 7 Bäche). - Darstellung der relativen Anteile der Ionen in Prozent. Die berücksichtigten Ionen sind in der Legende angegeben.

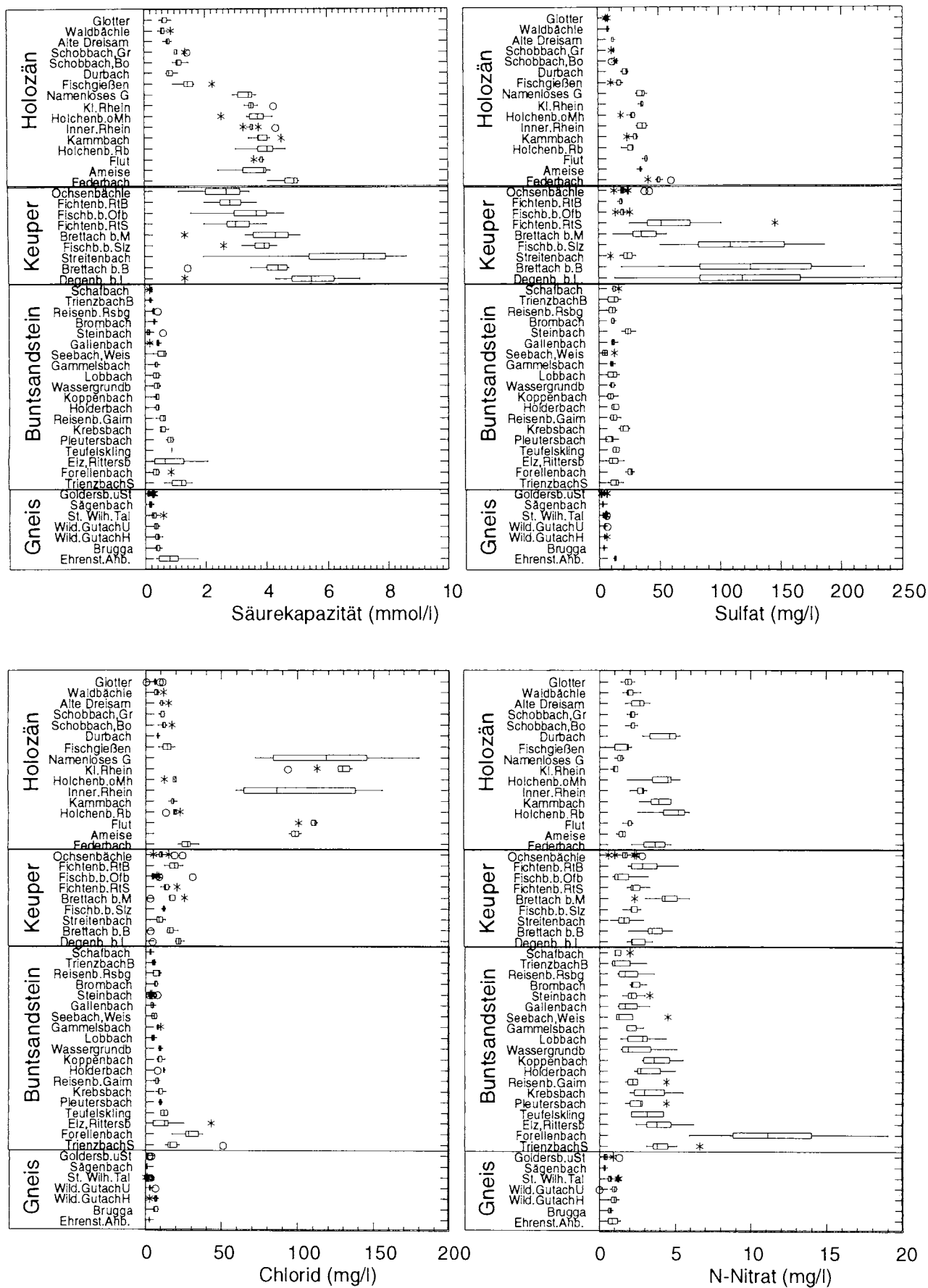


**Abb. 5-18:** Vergleich der Wertebereiche einiger geochemischer Parameter in den 4 Bachgebieten. In allen Bildern sind die Bäche nach steigenden Calcium-Medianwerten sortiert.

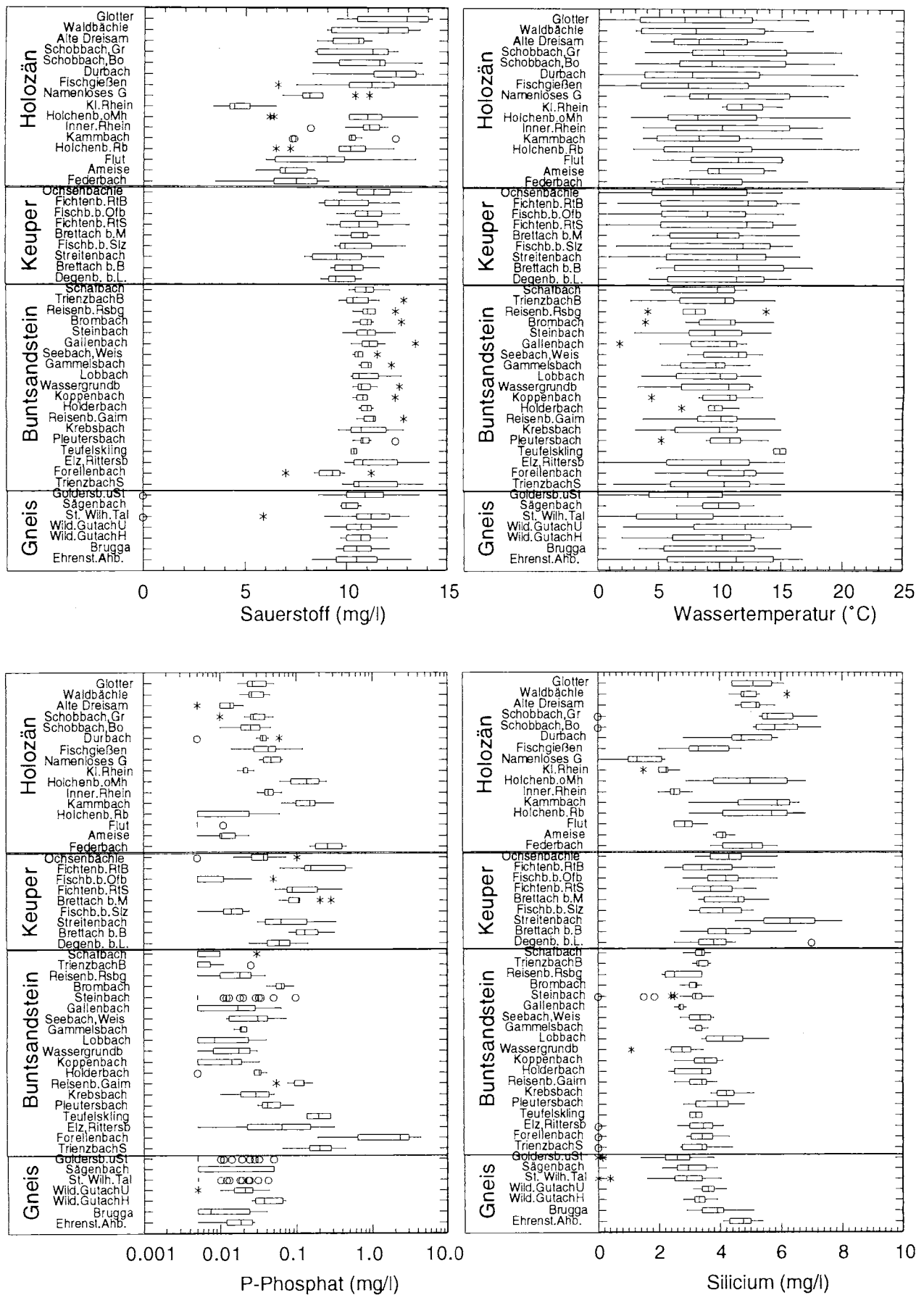




**Abb. 5-19:** Vergleich der Wertebereiche einiger geochemischer Parameter in den 4 Bachgebieten. In allen Bildern sind die Bäche nach steigenden Calcium-Medianwerten sortiert.



**Abb. 5-20:** Vergleich der Wertebereiche einiger geochemischer Parameter in den 4 Bachgebieten. In allen Bildern sind die Bäche nach steigenden Calcium-Medianwerten sortiert.



**Abb. 5-21:** Vergleich der Wertebereiche einiger geochemischer Parameter in den 4 Bachgebieten. In allen Bildern sind die Bäche nach steigenden Calcium-Medianwerten sortiert.

Die Bäche des Buntsandsteins im Odenwald sind vergleichsweise elektrolytreich, wenn man sie in das Spektrum der Silikatbäche einordnet, wie es im Diagramm der Ionenbilanz aller 149 insgesamt untersuchten Bäche (vgl. Abb. 5-15) geschehen ist.

Die Bäche des metamorphen Grundgebirges (Gneis) liegen in ihrer geochemischen Beschaffenheit im Mittelfeld der Silikat-Bäche (vergl. Abb. 5-2). Nur wenige Gneisbäche befinden sich in der Gruppe der sehr schwach gepufferten Bäche (z. B. der Goldersbach und der Sägenbach). Bei sehr geringer elektr. Leitfähigkeit von rund 30  $\mu\text{S}/\text{cm}$  sind diese Bäche dennoch im Gegensatz zu vielen Buntsandsteinbächen nicht sauer. Ihr relativ ausgeglichenes pH-Regime wird in erster Linie durch ihren etwas höheren Hydrogenkarbonatgehalt und den permanent erhöhten Huminsäuregehalt stabilisiert.

Sie unterscheiden sich auch in ihrer biologischen Besiedlung durch Makroinvertebraten deutlich von den sauren Buntsandsteinbächen (s. Kap. 7, Versauerung). Trotz geringer geogener Pufferkapazität sind in den ionenärmsten Gneisbächen des Schwarzwaldes im Unterschied zu den sauren Buntsandsteinbächen regelmäßig säureempfindliche Taxa anzutreffen (BRAUKMANN, 1995).

Mit Blick auf die **biologische Bedeutung des Gewässerchemismus** läßt sich festhalten, dass insbesondere diejenigen Bäche, die **chemisch Extremtypen** darstellen, auch **biologisch die deutlichsten Besonderheiten** aufweisen. Dies gilt vor allem für die Gruppe der sehr schwach bis ungepufferten sauren Silikat-Bäche der Buntsandsteinregionen im Bereich des nördlichen Schwarzwaldes. Dort sind die Lebensgemeinschaften dieser Bäche am stärksten beeinträchtigt. Sie sind besonders arten- und individuenarm. In den meisten mäßig und schwach gepufferten Gneisbächen des mittleren und südlichen Schwarzwaldes hingegen sind merkliche versauerungsbedingte Beeinträchtigungen der Lebensgemeinschaften nicht zu beobachten.

## 6 Biologische Aspekte geochemischer Gewässertypen

In diesem Kapitel werden Zoozönosen verschiedener Fließgewässerlandschaften in Baden-Württemberg vorgestellt. An ausgewählten Beispielen wird die **Vorgehensweise der zoologischen Charakterisierung** verschiedener regionaler Fließgewässertypen, die sich geochemisch unterscheiden, erläutert.

Als erstes wurden 93 Fließgewässer ausgewählt, von denen über mindestens einen Jahresgang monatlich erhobene chemische Daten zu deren geochemischen Charakterisierung vorlagen. Diese Gewässer, zumeist Bäche und kleinere Flüsse, die möglichst unbelastet und wenig ausgebaut sein mußten, wurden einer statistischen Ähnlichkeitsanalyse anhand ihrer Makroinvertebraten-Gemeinschaften unterzogen. Der zoologische Ähnlichkeitsvergleich der 93 Bäche erfolgte anhand von 446 Taxa des Makrozoobenthos. Aufgrund von statistischen Clusteranalysen wurden in einem ersten Auswertungsschritt die 10 zoologisch ähnlichsten Gewässergruppen (Cluster) durch Hinterlegung mit Rasterung optisch hervorgehoben.

Gruppe 1: Flachlandbäche (belastet mit Abwasser),

Gruppe 2: Sehr elektrolytreiche Karbonatbäche, vorwiegend Keuperbäche,

Gruppe 3 u. 4: Mäßig gut gepufferte, sulfatreiche Buntsandsteinbäche des Odenwaldes,

Gruppe 5: Mäßig gut gepufferte Gneisbäche unterschiedlicher Größe im mittleren u. südlichen Schwarzwald

Gruppe 6: Saure Buntsandstein-Bäche im Odenwald,

Gruppe 7: Mäßig saure Buntsandstein-Bäche im Nordschwarzwald,

Gruppe 8: Permanent saure Buntsandstein-Bäche im Nordschwarzwald,

Gruppe 9: Episodisch saure Bäche im Schwarzwald,

Gruppe 10: Periodisch saure Bäche im Schwarzwald.

Die aus dieser Cluster-Analyse resultierenden zoologisch ähnlichen Gewässer-Gruppen sind in Abb. 6-1 dargestellt.

Von diesen insgesamt 10 zöologisch beschriebenen Gewässer-Gruppen werden in Abb. 6-2 bis Abb. 6-4 beispielhaft die Gruppen

1 (Typ Flachland-Auebäche, Silikatbäche, Jungquartär),

5 (Typ Silikat-Bergbäche, schwach gepuffert, neutral, Gneis- und Granitbäche) und

8 (Typ Silikat-Bergbäche, sehr schwach gepuffert, sauer, Buntsandsteinbäche)

behandelt.

Für jeden dieser Bachtypen wird ein Dendrogramm dargestellt, aus dem die zoologische Grundstruktur des Gewässertyps hervorgeht. Bei artenreichen Zoozönosen, z. B. in Gruppe 5, wird zwischen **Leitformen**, die in den meisten bis allen Bächen des betreffenden Typs gemeinsam mit ähnlicher Häufigkeit vorkommen und **Differentialformen** (oder **Trennformen**) unterschieden, die nur in bestimmten Bächen des betreffenden Typs gefunden wurden, in anderen Bächen desselben Typs hingegen nicht. Mit diesen Differentialtaxa können somit innerhalb eines Gewässertyps, bzw. dessen Zoozönose noch Typusvarianten bestimmt werden.

Die Besiedlungsunterschiede zwischen den vorgestellten Gewässertypen sind, wie aus den Dendrogrammen deutlich hervorgeht, beträchtlich.

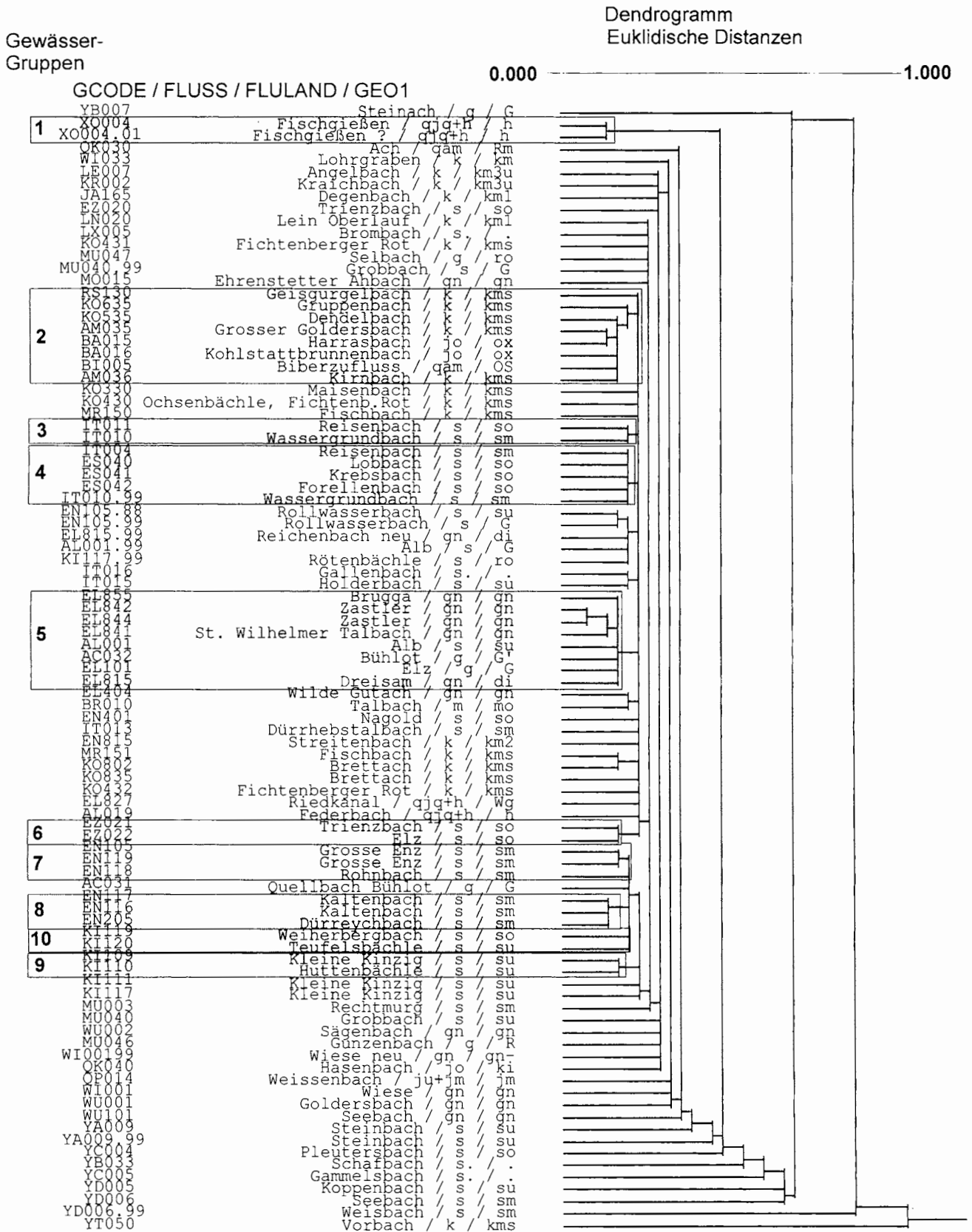
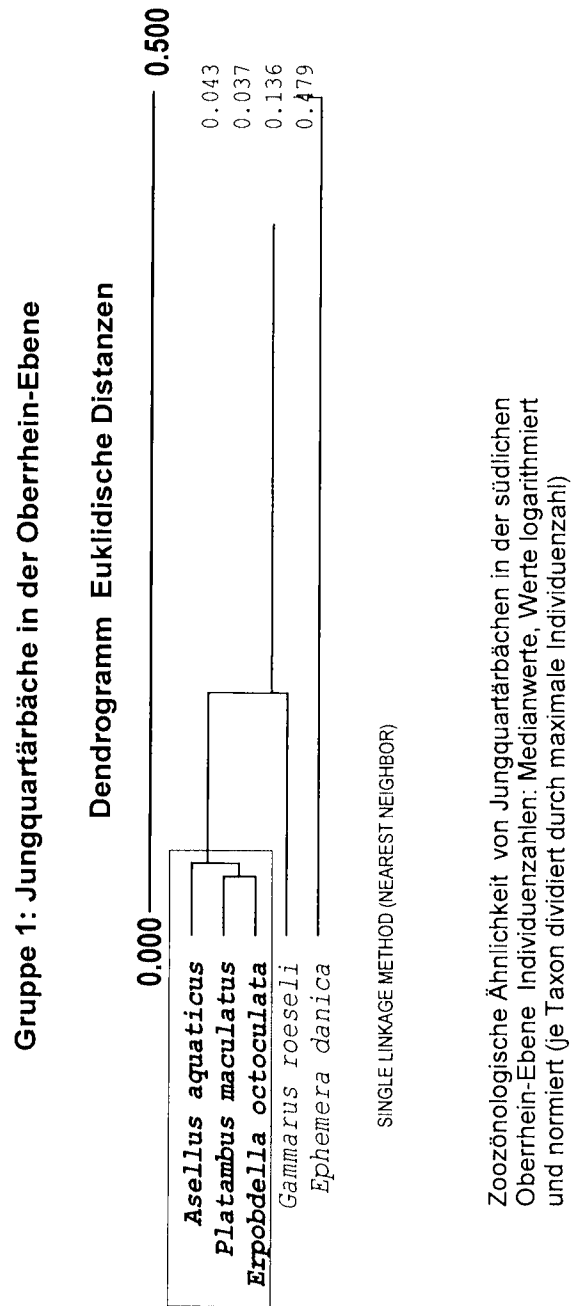


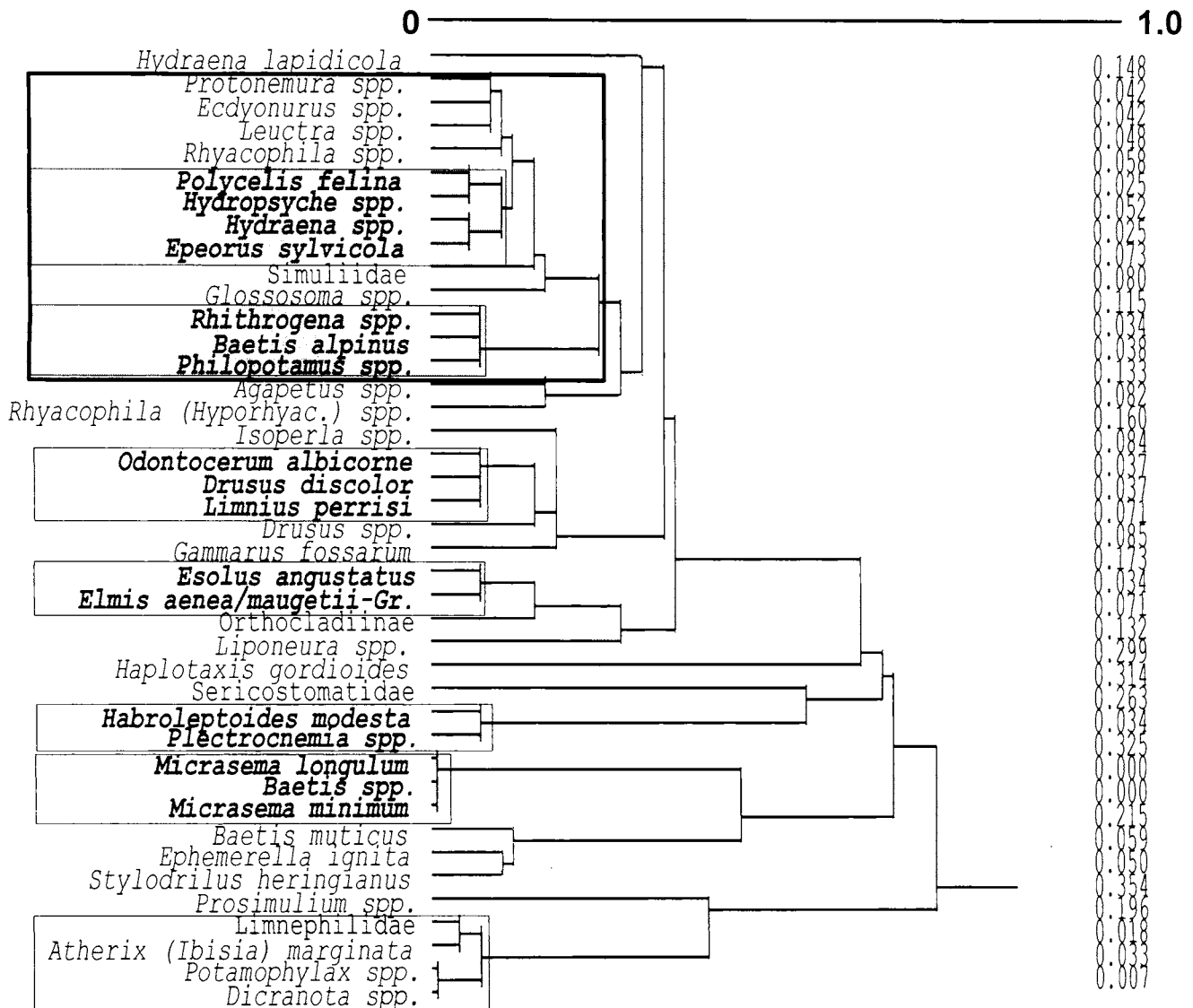
Abb. 6-1: Clusteranalyse von insgesamt 93 Bächen und kleinen Flüssen mit unterschiedlichen geochemischen Eigenschaften anhand von 446 Taxa des Makrozoobenthos. – Durch **Rasterung** sind die **10 zoozönotisch ähnlichsten Gewässergruppen** hervorgehoben. Die Abkürzungen hinter den Gewässernamen bezeichnen die Fließgewässerlandschaften (vgl. Tab. 3-3) und die geologischen Haupt-Formationen der Einzugsgebiete (vgl. Tab. 14-1).



**Abb. 6-2:** Dendrogramm der Taxa in Gewässergruppe 1 aus Abb. 6-1, Flachlandbäche des Oberrheingrabens. – Die betr. Bäche sind organisch belastet. Dies wird durch die Leitformen *Asellus aquaticus* und *Erpobdella octoculata* indiziert.

## Gruppe 5: mäßig gut gepufferte Gneisbäche

## Dendrogramm Euklidische Distanzen

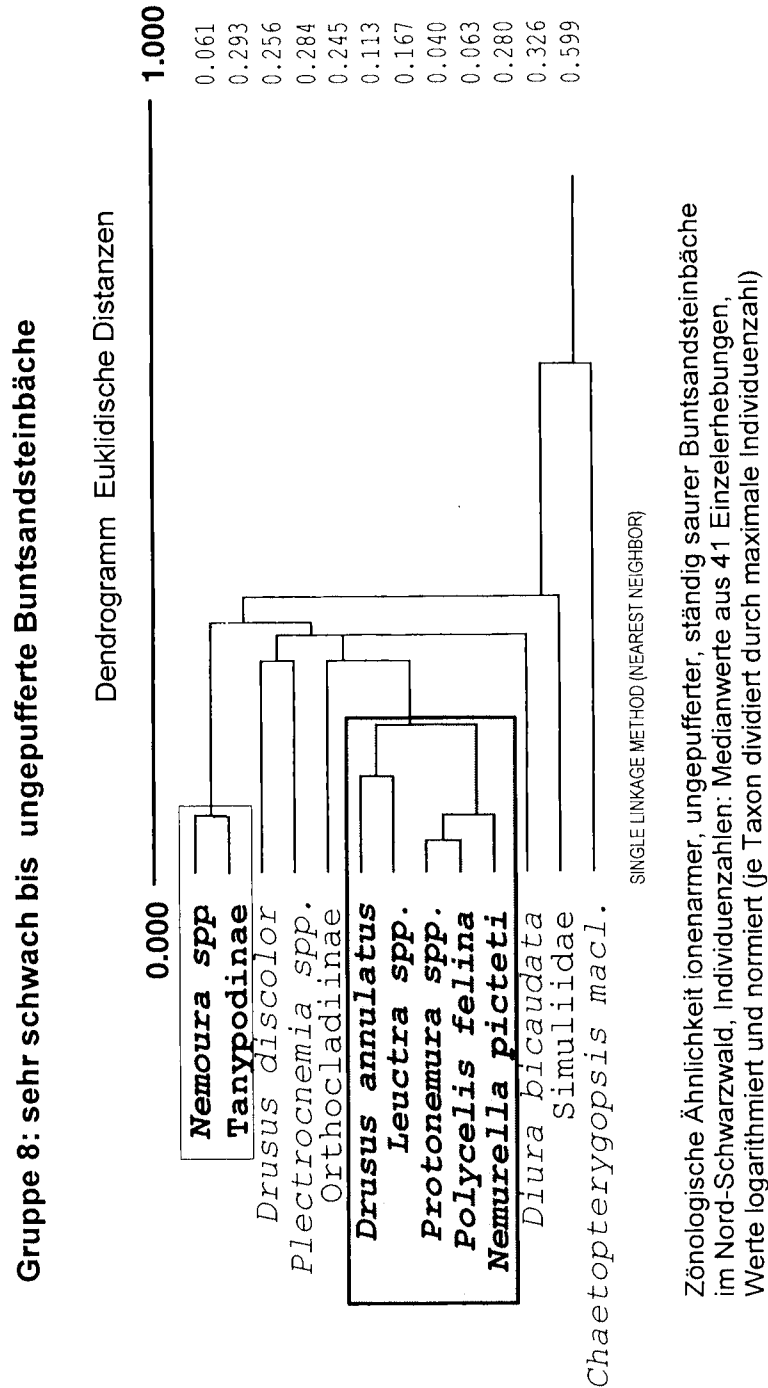


SINGLE LINKAGE METHOD (NEAREST NEIGHBOR)

Zöologische Ähnlichkeit ionenarmer, mäßig gepufferter, nicht saurer Gneis- und Granitbäche im Süd-Schwarzwald  
 Individuenzahlen: Medianwerte aus 22 Einzelerhebungen,  
 Werte logarithmiert und normiert

**Abb. 6-3:** Dendrogramm der Taxa in Gewässergruppe 5 aus Abb. 6-1, vorwiegend mäßig gut gepufferte Gneisbäche des Schwarzwaldes. – Leitformen aller Bäche dunkelgrau hinterlegt, fett gedruckt, Differentialformen hellgrau hinterlegt, fett gedruckt.





**Abb. 6-4:** Dendrogramm der Taxa in Gewässergruppe 8 aus Abb. 6-1, sehr gering gepufferte Buntsandstein-Bäche des nördlichen Schwarzwaldes. – Leitformen aller Bäche dunkelgrau hinterlegt, fett gedruckt, Differentialformen hellgrau hinterlegt, fett gedruckt.

Die Zoozönose der Flachlandbäche in Gruppe 1 (Abb. 6-2) unterscheidet sich deutlich von allen übrigen Bächen des gesamten Kollektivs in Abb. 6-1. Diese mit Abwasser belasteten Bäche weisen eine sehr artenarme Zönose auf, in der die Belastungsindikatoren *Erpobdella octoculata* und *Asellus aquaticus* als Leitformen auftreten.

Das **2. Beispiel** (Abb. 6-3) stellt das Taxakollektiv einiger faunistisch ähnlicher, mäßig gut gepufferter Gneisbäche der Gruppe 5 aus Abb. 6-1 vor. Die mit dunklem Raster hinterlegten Taxa, die überdies fettgedruckt sind, sind die in allen Bächen vertretenen Leitformen, die heller gerasterten die Differential-Formen, die nur in einzelnen Bächen vorhanden sind.

Das **3. Beispiel** (Abb. 6-4) zeigt einen Ausschnitt aus der Zönose permanent saurer Buntsandstein-Bäche des Nordschwarzwaldes.

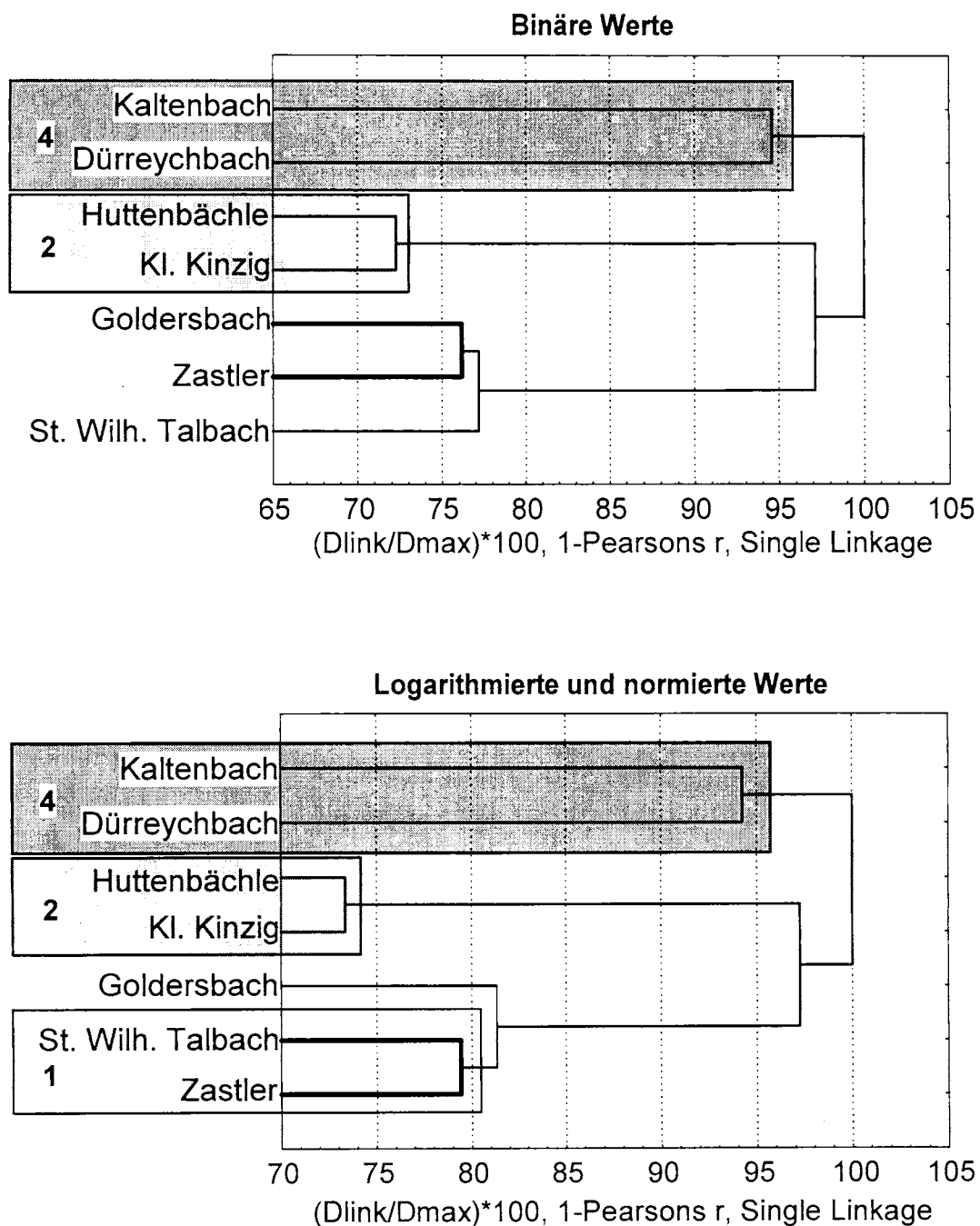
Eine Gruppe von Bächen, die ebenfalls im Übersichts-Dendrogramm der 93 Bäche enthalten ist, soll nachfolgend herausgegriffen und näher beschrieben werden. Es handelt sich um 7 elektolytarme Silikatbäche des Schwarzwaldes, die seit 1985 über mehrere Jahre hinweg regelmäßig chemisch und biologisch im Zusammenhang mit der Gewässerversauerung eingehender untersucht wurden. Die eingehendere chemische und zoozöologische Beschreibung dieser Bäche erfolgt im Kapitel 7, Versauerung.

In Abb. 6-5 ist die zoozönotische Ähnlichkeit der 7 Modell-Bäche des biologischen Versauerungs-Programms (mittels Clusteranalyse) mit 2 Dendrogrammen illustriert. Im oberen Dendrogramm erfolgte der Vergleich lediglich anhand des **Vorhandenseins** der Taxa (**binär**), im unteren wurde die **logarithmierte und normierte mittlere Häufigkeit** aller Taxa berücksichtigt. Die Analyse aufgrund der Häufigkeiten gruppiert die Bäche eindeutig zutreffender als die binäre Variante. Unter Berücksichtigung der Häufigkeiten werden die zoologisch sehr ähnlichen Bäche Zastlerbach und St. Wilhelmer Talbach korrekt in einer Gruppe (1) zusammengefasst. Die Ähnlichkeit zwischen Zastlerbach und Goldersbach ist rein qualitativ und spiegelt die tatsächlichen Gegebenheiten beider Bäche nur unvollkommen wieder.

In den anschließenden Dendrogrammen werden die Zoozönosen der 7 Modell-Bäche in Abb. 6-5 zu 3 Gruppen zusammengefasst, aufgrund des Vergleichs der Bäche vorgestellt. Es wurden nur die **steten** Taxa berücksichtigt, die in den einzelnen 3 Gewässergruppen mit **mindestens 10% Präsenz** vorhanden sind. Auf diese Weise werden nur die mit einiger Wahrscheinlichkeit in den betreffenden Bächen anzutreffenden Taxa wiedergegeben. Die Bäche zeichnen sich durch eine mit abnehmendem Säuregrad ansteigende Taxa-Diversität aus. Aus dem Vergleich der Dendrogramme der drei Gewässergruppen geht hervor, dass die Zahl der Ephemeropteren mit abnehmendem Säuregrad der Bäche ebenfalls zunimmt.

Aus der Kombination der hier dargestellten Dendrogramme, die die Beziehungen zwischen den Taxa wiedergeben, und den im folgenden Kapitel vorgestellten zöologischen Struktogrammen (vgl. Abb. 14-18 bis Abb. 14-20) lassen sich zoozönotische Leitbilder für die unterschiedlichen geochemischen Gewässertypen bzw. unterschiedlich stark versauerte Fließgewässer ableiten.

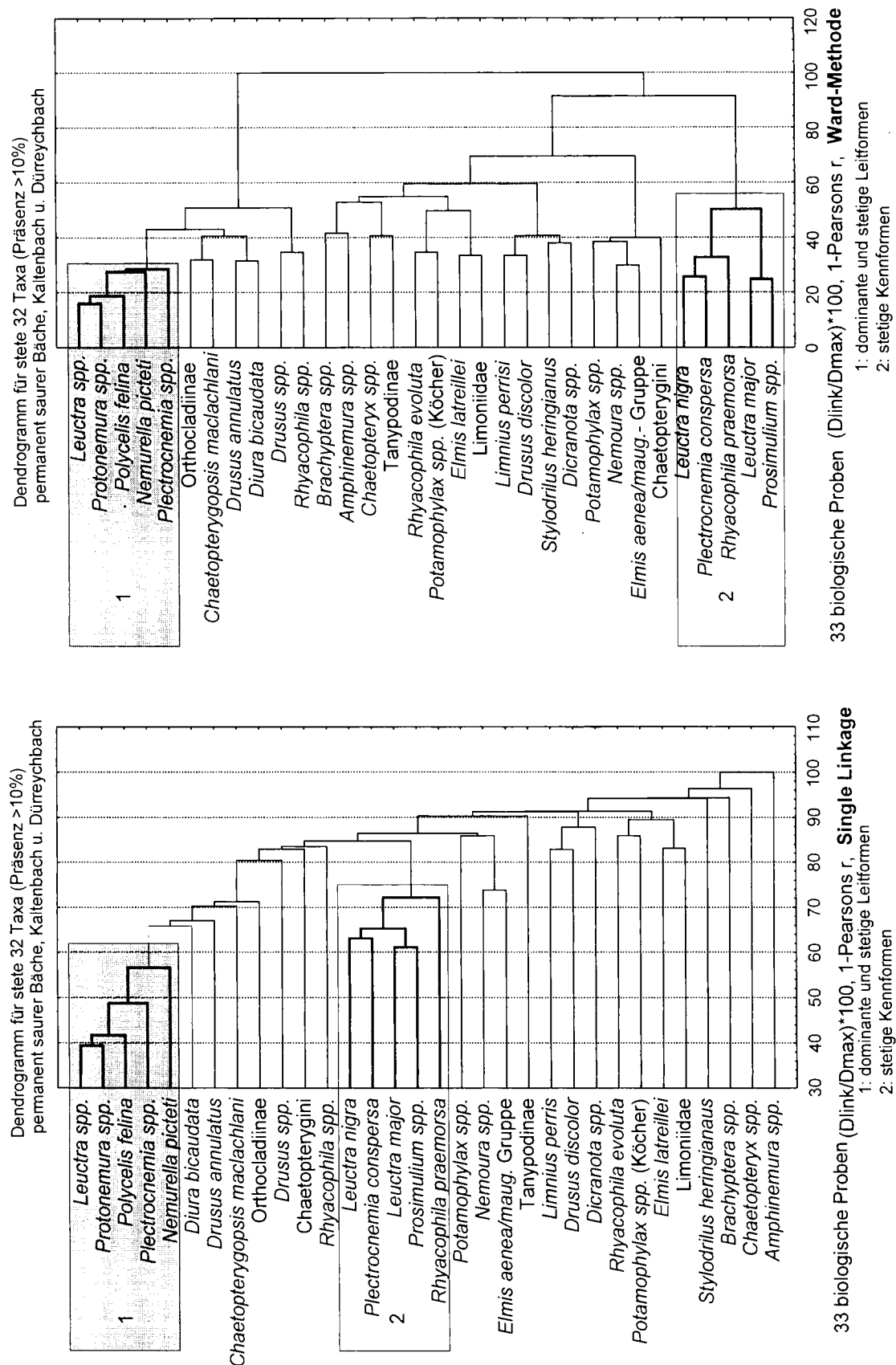
Weitere Beispiele für die zöologische Analyse anderer Fließgewässertypen werden für Gewässerformationen und unterschiedliche Gewässergüteklassen weiter unten im nächsten Kapitel behandelt.



Analyse aufgrund von 189 Taxa, 106 biologischen Einzelproben aus 7 elektrolytarmen Silikatbächen im Schwarzwald

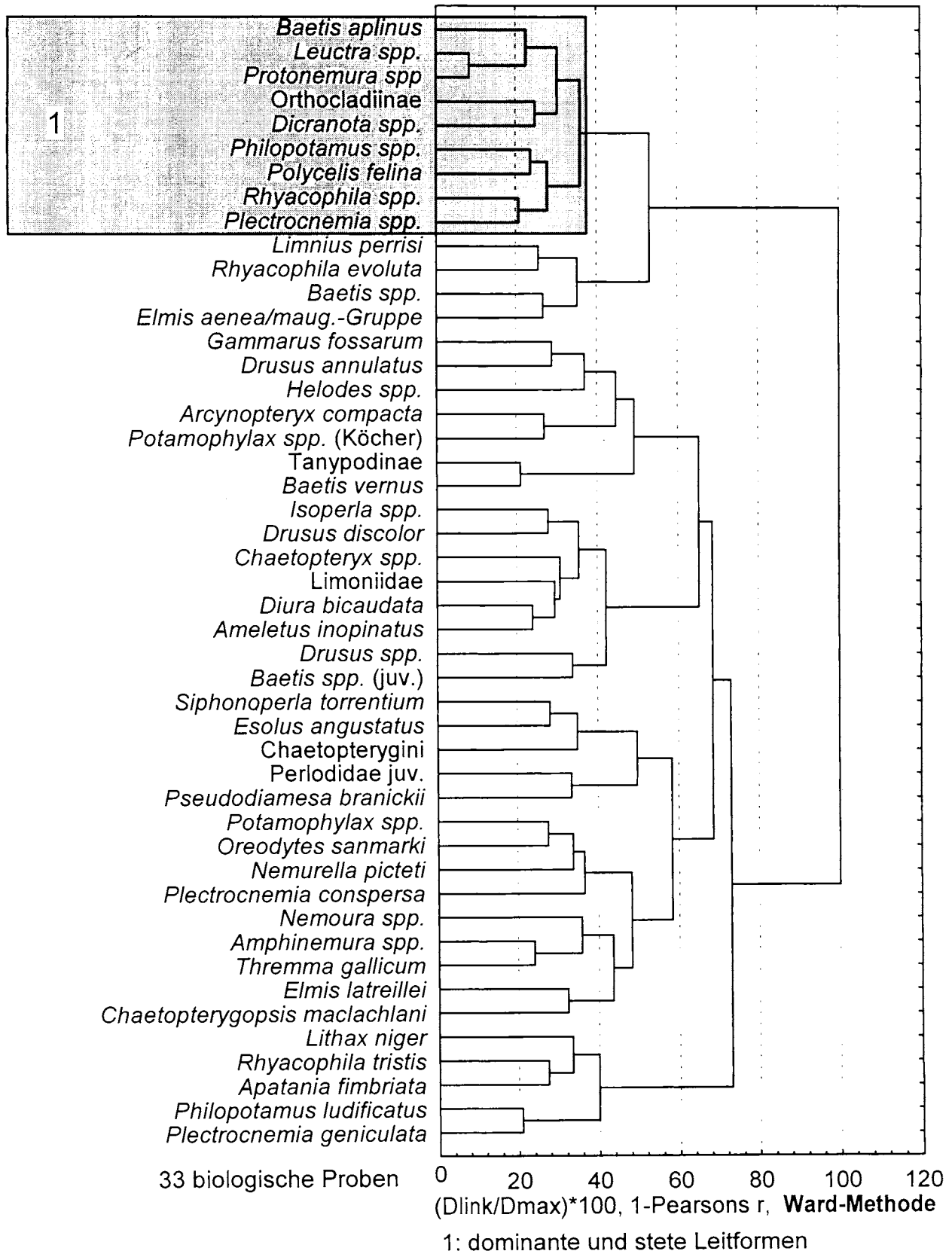
- 1: Permanent neutrale Bäche
- 2: Episodisch bis periodisch leicht saure Bäche
- 4: Permanent saure Bäche

**Abb. 6-5:** Zoozöologischer Vergleich von 7 Silikatbächen des Schwarzwaldes aufgrund von 173 Taxa des Makrozoobenthos.- Oben: Gruppierung aufgrund binärer Daten: - Unten: aufgrund logarithmierter und normierter Häufigkeiten der Taxa (vgl. Kap. Methodik Biologie). Zöologische Struktogramme dieser Bäche s. Abb. 14-19 und Abb. 14-20.



**Abb. 6-6:** Clusteranalyse der permanent sauren Buntsandsteinbäche der Gruppe 4 in Abb. 6-5. – Hier sind 2 Cluster-Varianten (Single linkage und Ward-Verfahren, s. Metodik Biologie) dargestellt, die in ähnlicher Weise die in beiden Bächen vorhandenen Leitformen (1) und Differential-Formen (2), nach denen sich die beiden Bäche unterscheiden lassen, wiedergeben.

Dendrogramm für stete 46 Taxa (Präsenz >10%)  
episodisch bis periodisch saurer Bäche, Kl. Kinzig, Huttenbächle



**Abb. 6-7:** Clusteranalyse der episodisch bis periodisch leicht sauren Buntsandsteinbäche der Gruppe 2 in Abb. 6-5. – Leitformen (1).

Dendrogramm für stete 65 Taxa (Präsenz >10%)  
 permanent neutraler Bäche, Zastlerbach, St. Wilh. Talbach u. Goldersbach

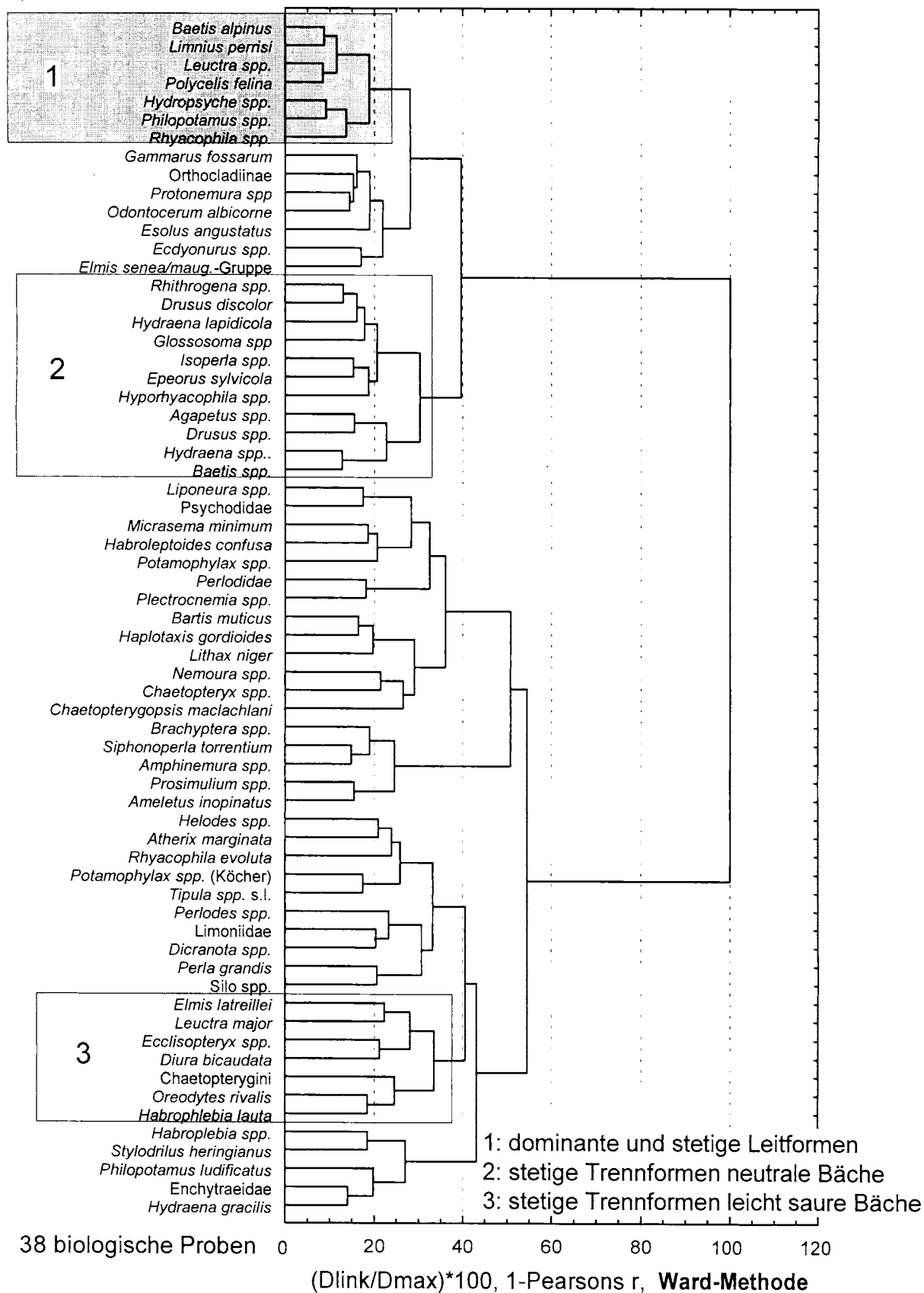
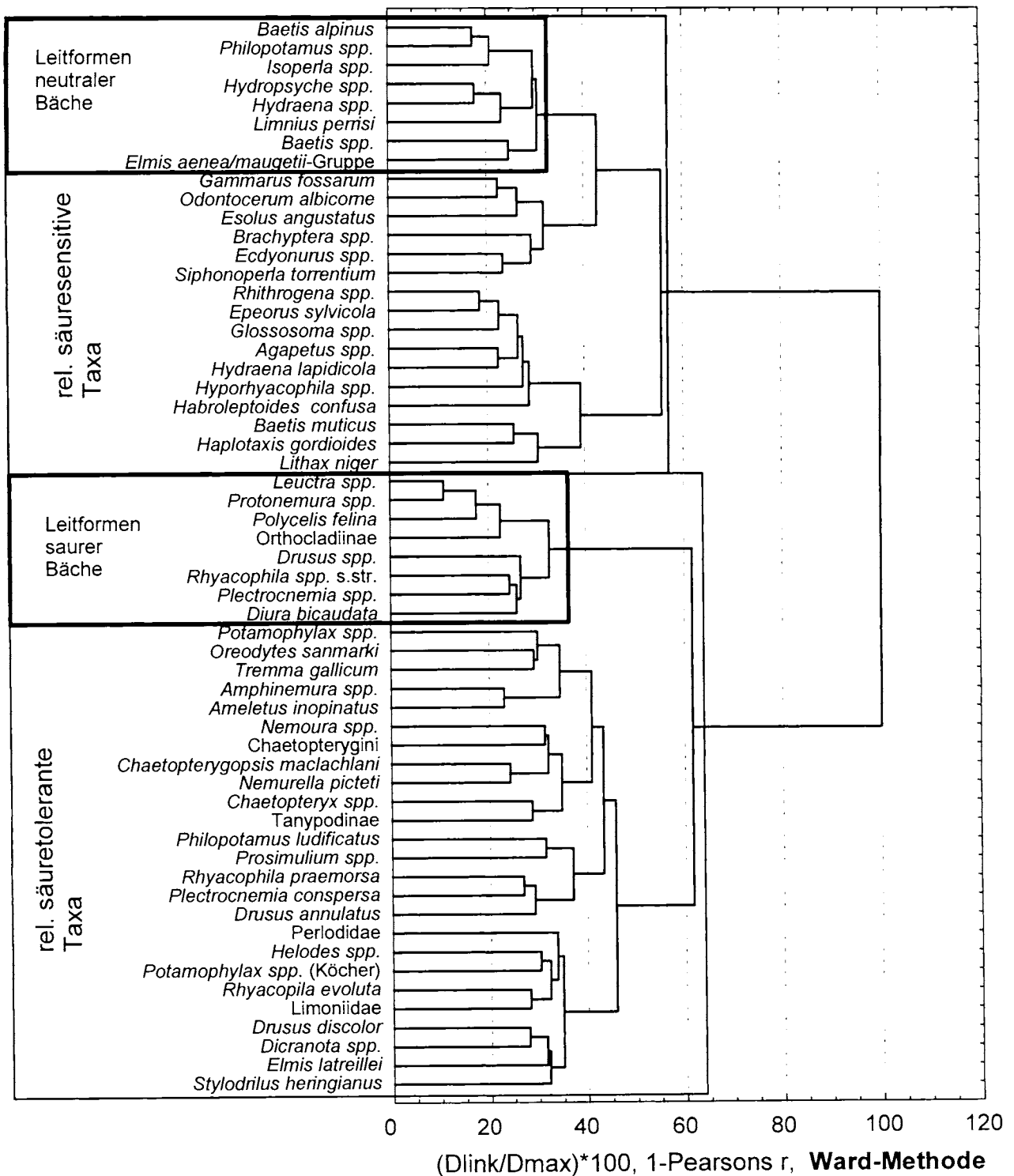


Abb. 6-8: Clusteranalyse der permanent neutralen Gneisbäche der Gruppe 1 in Abb. 6-5. – Leitformen (Gruppe 1), Differential-Formen (Gruppe 2 und 3), nach denen sich die Bäche unterscheiden lassen.

## Dendrogramm für 57 Taxa aus 106 Proben (7 Bäche)



**Abb. 6-9:** Clusteranalyse aller Zönosen der 7 Bäche in Abb. 6-5. - Durch Umrahmung sind die Gruppen säuresensitiver und -toleranter Taxa hervorgehoben.

## 7 Gewässerversauerung

### 7.1 Einführung

Aus der Atmosphäre gelangen auf natürlichem Wege Stoffe über Vegetation, Boden und Gestein in das Grundwasser und die Oberflächengewässer. In Vegetation und Böden finden chemische und biologische Umsetzungsprozesse statt, die die Stoffe weitgehend im Kreislauf halten. In Böden und Gestein prägen verwitterungsbedingte chemische Lösungsvorgänge, die durch biologische Prozesse (Atmung, CO<sub>2</sub>-Bildung) verstärkt werden, den Chemismus des Grund- und Oberflächenwassers.

Durch die Einwirkung des Menschen haben sich Menge und Zusammensetzung der Luftinhaltsstoffe in der Atmosphäre mit zunehmender Industrialisierung verändert. Einer der Haupteffekte hierbei war die Zunahme an Verbrennungsprodukten fossiler Brennstoffe, vor allem von Schwefeldioxid und verschiedenen Stickoxiden, aus denen in der Atmosphäre Schwefel- und Salpetersäure gebildet wurde. Der Niederschlag wurde durch diese Prozesse zunehmend saurer.

Der Begriff „saurer Regen“ ist nicht neu. Er wurde bereits **vor etwa 120 Jahren** von SMITH (1872) geprägt. In seinem Buch „Air and Rain“ erwähnt SMITH erstmals den Begriff „acid rain“ und diskutiert auch als erster detailliert viele Eigenschaften dieses Phänomens.

Der anthropogen erhöhte Säuregehalt in der Atmosphäre führte zu Störungen der natürlichen Stoffumsatzvorgänge in Vegetation, Böden und Gewässern. Diese Störungen zeigen sich zum einen in der chemischen Veränderung der Wasserinhaltsstoffe in den Gewässern, zum anderen führen sie zu nachhaltigen Strukturveränderungen der Gewässer-Lebensgemeinschaften durch Versauerung.

Die Erscheinung der **Gewässerversauerung** durch Schadstoffe aus der Atmosphäre und die hierdurch hervorgerufenen Veränderungen der aquatischen Ökosysteme sind im Gegensatz zum sauren Regen und seinen Auswirkungen auf terrestrische Ökosysteme erst seit Beginn der siebziger Jahre dieses Jahrhunderts ins Blickfeld der Öffentlichkeit gelangt, als in Skandinavien eine flächendeckende Versauerung der Seen beobachtet wurde. In Deutschland traten derartige flächenhafte Schädigungen von Oberflächengewässern vergleichbaren Ausmaßes nicht auf. Nur in bestimmten, besonders sensiblen Gebieten wurden regionale Schäden in Seen und Fließgewässern festgestellt und mit der Versauerung in Verbindung gebracht. Zu diesem Thema wurden in Deutschland erstmals 1984 bei einem Statusseminar in Bayern (UBA (1984)) die ersten Analysen und Ergebnisse vorgestellt. Zur gleichen Zeit stellten LENHART & STEINBERG (1984) in einer umfassenden Literaturstudie den damaligen Kenntnisstand über die Gewässerversauerung zusammen.

In der Folge wurde ein „ad-hoc-Arbeitskreis“ aus LAWA und dem Umweltbundesamt (LAWA & UBA (1986), UBA (1987)) eingerichtet, der Empfehlungen zur chemischen und biologischen Analyse der Gewässerversauerung erarbeitete.

Die vorliegende Arbeit orientiert sich weitgehend an diesen Empfehlungen. Die empfohlenen chemischen Parameter, die neben ihrer Interpretation im Hinblick auf die Gewässerversauerung auch der hydrochemischen Typisierung dieser Arbeit zugrunde liegen, sind in Tab. 3-6 zusammengestellt. In dieser Tabelle werden auch die zur Analyse angewandten Methoden angegeben.

Im Rahmen der Europäischen Union wurde seit 1985 ein internationales ECE-Monitoringprogramm zur Gewässerversauerung, an dem zahlreiche europäische Ländern bis heute teilnehmen, konstituiert. Auch die LfU Baden-Württemberg beteiligte sich mit



regelmäßigen chemischen und biologischen Erhebungen an diesem Programm von Beginn an.

In Deutschland ist, wie bereits angedeutet, im Gegensatz zu Skandinavien die Gewässerversauerung kein flächendeckendes Problem, sondern konzentriert sich auf bestimmte kalkarme und deshalb versauerungsempfindliche Gebiete. Zu den kalkarmen geologischen Einheiten gehören im Wesentlichen die Silikatgesteine Granite (Tiefengesteine), Gneise (Ergußgesteine) und Basalte. Letztere besitzen den höchsten Gehalt an „basischen“ Kationen (s.u.) von allen silikatischen Formationen. Weiter gehören zu den Silikatgesteinen bestimmte Schiefer (Grauwacke) und Sandsteine ohne karbonatische Bindemittel (Buntsandsteine) sowie die kalkarmen Sandergebiete Norddeutschlands. Folgende versauerungsempfindliche Regionen sind nach STEINBERG & LENHART (1985), HAMM et al. (1986), UBA (1987), LEHMANN (1990, 1995), von Versauerung bedroht:

Karbonatarme Sandergebiete in Norddeutschland, der Harz, das relativ große Gebiet des Rheinischen Schiefergebirges mit Eifel, Hunsrück, Taunus, Sauer- und Siegerland (vorwiegend Schiefer), Rhön (Sandstein und Basalt), Spessart, Pfälzer Wald, Knüllgebirge, Knüllwald, Kaufunger Wald, Solling, Teile des Thüringer Waldes, Odenwald (Granit, Sandstein), Bayerischer und Oberpfälzer Wald, Fichtelgebirge und Frankenwald (vorwiegend Gneise und Granite) Erzgebirge (Gneis, Schiefer) sowie der Schwarzwald (im Norden Sandstein, weiter südlich Granite und Gneise).

Eine detaillierte kartographische Übersicht über die versauerungsempfindlichen Böden und Gesteine der westlichen Bundesländer gibt LEHMANN (1995).

Auf die Situation in Baden-Württemberg wird weiter unten eingegangen.

## 7.2 Ursachen der Gewässerversauerung

### 7.2.1 Atmosphäre und Niederschläge

Die Gewässerversauerung ist eine anthropogene Störung der hydrogeochemischen Kreisläufe (STUMM et al. (1983), SCHNOOR & STUMM (1985), HAMM (1995)) und der in diese eingebundenen biologischen Strukturen und Funktionen der aquatischen Ökosysteme.

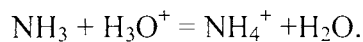
Bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe werden in einem extrem kurzen Zeitraum (seit kaum mehr als 100 Jahren) in großen Mengen Stoffe oxidiert und in die Atmosphäre verfrachtet, die in einem über hunderte von Millionen Jahren dauernden Prozeß biologisch gebildet und festgelegt worden sind. Die Protonen, die bei der Bildung von Biomasse im Zuge der Photosynthese durch Reduktion organisch gebunden wurden, werden durch die Oxidation letzten Endes wieder freigesetzt und gelangen als Säurebildner in den hydrogeochemischen und biochemischen Stoffkreislauf zurück.

Die Hauptsäurebildner in der Atmosphäre sind Schwefelsäure und Salpetersäure, die durch komplexe trockene und nasse Oxidationsvorgänge aus Schwefeldioxid ( $\text{SO}_2$ ) und verschiedenen Stickoxiden ( $\text{NO}_x$ , hauptsächlich  $\text{NO}$  und  $\text{NO}_2$ ) entstehen. Daneben ist noch die Salzsäure als weitere Säure zu nennen.

Detaillierte Angaben zu den in der Atmosphäre ablaufenden chemischen Reaktionen finden sich u.a. bei KLOCKOW et al. (1983) und MASON (1989). Die genannten starken Säuren verwandeln den Regen in sauren Regen. Gleiches gilt auch für andere Arten des Niederschlages wie Nebel oder Schnee. Neben den sogenannten „nassen Depositionen“ gibt es ebenfalls versauernd wirkende „trockene Depositionen“, die sich als Aerosole und Stäube auf Vegetation und Böden niederschlagen.

Im Gleichgewicht mit dem atmosphärischen  $\text{CO}_2$  läge der pH-Wert eines reinen Niederschlages ohne weitere Inhaltsstoffe bei etwa 5,6. Durch die Wirkung der Säuren sank der pH-Wert der Niederschläge in Mitteleuropa bis auf etwa 4,3. Außer den erwähnten Säuren gelangen noch andere Stoffe in die Atmosphäre, z. B. Karbonate und Silikate, die vorwiegend aus der Industrieproduktion stammen.

Ein weiterer wichtiger Stoff ist Ammoniak, der zusammen mit den Karbonaten die chemische Beschaffenheit des Niederschlages verändert. Ammoniak wird hauptsächlich durch landwirtschaftliche Intensivproduktion (Viehhaltung, Ausbringung von Gülle usw.) in die Atmosphäre eingetragen. Die letztgenannten Stoffe neutralisieren die Säurewirkung teilweise wieder. Insgesamt überwiegt aber das Versauerungspotential der anthropogenen Luftinhaltsstoffe eindeutig. Dem Ammoniak kommt im Gesamtstoffhaushalt eine Doppelfunktion zu. Zunächst vermag es in der Atmosphäre ein Proton zu binden, d. h. zu neutralisieren, gemäß folgender Reaktion:



Allerdings werden bei der späteren Nitrifikation des Ammoniums zu Nitrat im Boden aufgrund der Reaktion



pro Ammoniummolekül zwei Protonen freigesetzt. Aus diesem Grunde wirken Ammoniak oder Ammonium letztendlich ebenfalls versauernd auf Böden und Gewässer.

FEGER (1986) hat im Niederschlag im Gebiet des Herrenwieser Sees (im Einzugsgebiet der Murg) im Zeitraum 1984-1985 Sulfat-Konzentrationen von 10-70  $\mu\text{eq/l}$   $\text{SO}_4^{2-}$  und Nitrat-Gehalte von 5-70  $\mu\text{eq/l}$   $\text{NO}_3$  gemessen. Im sehr elektrolytarmen Kaltenbach (Buntsandstein, s.u.) wurden im Rahmen der Untersuchungen zur vorliegenden Arbeit von 1986 bis 1988 Werte von 80-150  $\mu\text{eq/l}$   $\text{SO}_4^{2-}$  gemessen. Es war bei diesen sehr ähnlichen Konzentrationsbereichen von  $\text{SO}_4^{2-}$  in der Atmosphäre und im Gewässer zu vermuten, dass eine direkte Beeinflussung des Gewässerchemismus durch die aus dem  $\text{SO}_2$  gebildete Schwefelsäure bei solchen elektrolytarmen, kaum gepufferten Gewässern erfolgte. Wie weiter unten dargestellt wird, bestehen unter bestimmten Voraussetzungen (bei geringer elektr. Leitfähigkeit und minimaler Pufferkapazität) Abhängigkeiten zwischen dem Sulfatgehalt und dem pH-Wert der Bäche, die insbesondere beim Kaltenbach, einem sehr elektrolytarmen und sauren Buntsandsteinbach im Nordschwarzwald, nachgewiesen werden konnten.

## 7.2.2 Biosphäre

Außer durch den Niederschlag wird der Stoffhaushalt der Gewässer in besonderem Maße von der Vegetation und von den Böden der Einzugsgebiete geprägt. Die Wechselwirkungen in den Stoffflüssen zwischen Vegetation, Böden, Grundwasser und Oberflächengewässer sind außerordentlich komplex und können in dieser Arbeit nicht im einzelnen erörtert werden.

Über Prozesse in der Vegetation informieren im Detail und ausführlich u.a., ULRICH et al. (1979), ARNDT et al. (1983), MATZNER & ULRICH (1989), über Prozesse im Boden finden sich sehr eingehende Angaben bei MAYER & WIECHMANN (1983), REUSS & JOHNSON (1986), ULRICH, B. (1985, 1994), GRYSCHKO & HORLACHER (1997)). Auf diese Arbeiten sei hier verwiesen.

Nachfolgend sollen nur einige wesentliche Komponenten dieser Beziehungen kurz umrissen werden.

### 7.2.2.1 Vegetation

Es ist kein Zufall, dass ausgerechnet die basen- und nährstoffarmen Buntsandsteingebiete heute eine relativ einheitliche Bedeckung mit Nadelwald (angepflanzten Forsten), überwiegend Fichte, aufweisen. Bereits im Laufe der letzten drei Jahrhunderte unterlag der Nordschwarzwald starken menschlichen Veränderungen in seiner Wald- und Nutzungsgeschichte. Nach HASEL, 1944, in FEGER, 1986) wurden die ehemaligen natürlichen Buchen-Tannenwälder intensiv genutzt, z. B. durch Waldweide, Streunutzung, Glashütten usw. Im 18. Jahrhundert begannen massive Kahlhiebe in diesen Laubwäldern, die zu großflächiger Entwaldung führten. Eine starke Bodenversauerung (Podsolierung) und regionale Ortsteinbildung waren die Folge. Nachfolgend wurden die Kahlfelder nahezu ausschließlich mit Fichten aufgeforstet, da diese schnellwüchsige Baumart hohe Erträge versprach.

Dies führte wiederum zu einer weiteren Versauerung der Böden, da nunmehr einerseits die säurehaltigen Niederschläge durch die ganzjährig benadelten Fichtenwälder nachhaltig aus der Luft „ausgekämmt“ wurden. Der Auskämmeffekt durch Nadelwald beträgt bis zum 5-fachen eines Laubwaldes (v. WILPERT et al. (1996)). Andererseits bilden Nadelforste mehr organische Säuren mit einem höheren Anteil löslicher Huminstoffe, z. B. Fulvinsäuren als Laubwälder. Dies führt zu einer „natürlichen“ Versauerung, wenn man davon absieht, dass reine Nadelforste, wie erwähnt, keineswegs natürlich sind.

Die  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ -Werte liegen nach ULRICH (1985), v. WILPERT et al. (1996) unter Nadelhölzern, z. B. Fichte, in den humosen Bodenhorizonten bei 3,9 bis 4,8 und damit im Übergangsbereich zwischen Aluminium- und Austauscherpufferbereich, in tieferen Horizonten im Austauscherpufferbereich. In Buchenbeständen dagegen wurden in allen Tiefenstufen der Böden höhere  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ -Werte zwischen 4,4 bis 4,9 gemessen (v. WILPERT et al. (1996)). Diese Böden liegen im Austauscherpufferbereich.

Im Kronenbereich der Waldvegetation finden Stoffumsetzungs- und Anreicherungsprozesse statt, die zunächst zu einer Abpufferung der atmosphärisch eingetragenen Säure durch Austausch von  $\text{H}^+$  gegen  $\text{K}^+$  aus den Blättern führen. Diese Pufferung im Kronenbereich wird jedoch anschließend im Boden und Wurzelbereich wieder aufgehoben, indem hier das Kalium und andere Kationen wie  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  und  $\text{NH}_4^+$  als essentielle Pflanzennährstoffe im Austausch gegen Protonen durch die Pflanzenwurzeln aus dem Boden aufgenommen werden (ARNDT et al., 1983, STEINBERG & LENHART, 1985, HINDERER & EINSELE, 1998). Im Wurzelbereich findet also eine biogene Versauerung des Bodens statt.

In seiner heutigen Waldbedeckung unterscheidet sich der Nordschwarzwald markant vom Bewaldungsmuster des mittleren und vor allem des südlichen Schwarzwaldes. In diesen Gebieten herrschen merklich höhere Anteile an Mischwäldern vor.

Nach HINDERER & EINSELE (1998) verläuft die nasse und trockene Umsetzung der Stickoxidge in der Atmosphäre zu Salpetersäure etwa zehnmal schneller als diejenige des  $\text{SO}_2$  zu Schwefelsäure. Daher erfolgt die Deposition von Salpetersäure bereits viel emittentennäher als bei der Schwefelsäure, deren Transportwege in der Atmosphäre bis 2000 km betragen. Ähnlich kurze Wege sind bei Ammonium (aus Ammoniak) in Bestands- und Freilandniederschlägen zu verzeichnen. Die Schwefelsäuredepositionen betragen in der Regel mehr als das Doppelte der Freilanddepositionen durch Interzeptionsdeposition.

## 7.2.2.2 Böden

Im Stoffhaushalt des Bodens spielt der Stickstoffkreislauf eine zentrale Rolle.

Wesentliche Teilprozesse sind die säurebildende Nitrifikation (s.o.) sowie die gegenläufige Nitratatmung (Denitrifikation, Nitrat-Ammonifikation), bei denen Protonen gebunden werden. In Anbetracht der Fähigkeit vieler Bakterien und symbiontischer Cyanobakterien, atmosphärischen Stickstoff ( $N_2$ ) zu binden und in den biogenen N-Kreislauf einzuschleusen und angesichts der kaum trennbaren atmogenen, biogenen, pedogenen Komponenten der N-Kreislauf-Prozesse sind die Probleme nicht gering, die bei Versuchen entstehen, den Nitratgehalt der Fließgewässer zum Nachweis der versauernden Wirkung des Luftschadstoffs Salpetersäure einzusetzen.

Quantitative Vergleiche der internen Säurequellen (versauernde bodeninterne natürliche Prozesse wie Ammoniumaufnahme und Nitrifikation sowie die „entsauernde“ Denitrifikation) mit den externen Säurequellen der anthropogenen Säuredeposition zeigen nach HINDERER & EINSELE (1998), dass die externe Protonenbelastung durch atmogene Deposition die interne an vielen mitteleuropäischen Waldstandorten um das zwei- bis zehnfache übersteigt.

### 7.2.2.2.1 Puffersysteme

In Böden gibt es nach MAYER & WIECHMANN (1983), ULRICH (1985), REUSS & JOHNSON (1986), GRYSCHKO & HORLACHER (1997), LENHART & STEINBERG (1984), HINDERER & EINSELE (1998) verschiedene Puffersysteme, die einerseits gesteinsbedingt sind, andererseits infolge von chemischen und biologischen Prozessen in verschiedenen Böden und Bodenprofilstiefen auftreten. Wie weiter unten dargelegt wird, können neben dem Hydrogenkarbonat-Puffersystem, je nach pH-Wert, unter anderem auch Huminstoffe, Metallhydroxide, Schwefelwasserstoff, Silikate und Phosphate zur Pufferung beitragen (FRIMMEL (1978), HENRIKSEN & SEIP (1980), JOHANNESSEN (1980), MEESENBURG (1989)).

Bei der Versauerung durchlaufen viele Böden diese verschiedenen Puffersysteme, die jeweils durch charakteristische pH-Werte gekennzeichnet sind (ULRICH (1985)). Folgende Puffersysteme in Böden sind nicht nur für die bodeninternen Versauerungsprozesse, sondern auch maßgeblich für das pH-Regime von Grund- und Oberflächengewässern von Bedeutung.

#### 1. Karbonat-Puffer (pH-Bereich 8,6 - 6,2)

Das Karbonat-Puffersystem ist das bei weitem effektivste Puffersystem in karbonathaltigen Böden und Gesteinen. Wässer in diesem Puffersystembereich sind in der Regel nicht versauerungsgefährdet.

In diesem Pufferbereich liegen zahlreiche Bäche der Gneisgebiete im südlichen Schwarzwald, die ganzjährig neutral sind (s.u.).

#### 2. Silikat-Puffer (gesamte pH-Skala)

In karbonatfreien Böden ist der Silikatpuffer alleiniger Puffer bei pH-Werten über 5, sonst neben anderen bei pH 6,2 - 5. Bei der Verwitterung der primären Silikate geht nur ein Teil der am Gitteraufbau beteiligten Ionen in Lösung. Es bilden sich Sekundärphasen, z. B. Tonminerale. Die Silikatverwitterung ist nach HINDERER & EINSELE (1998) kinetisch begrenzt

und verläuft relativ langsam. Deshalb werden mit diesem Puffersystem im Vergleich zum Karbonatpuffer-System die zugeführten Säuren nur wenig effektiv abgefangen. Im Silikatpufferbereich treten erhöhte Konzentrationen an leicht mobilisierbaren Metallen wie Mangan und Cadmium auf.

In diesem Pufferbereich liegen einige episodisch bis periodisch saure Bäche der Granit- und Buntsandstein-Regionen im mittleren und nördlichen Schwarzwald sowie im Odenwald.

### **3. Austauscher-Puffer (vorwiegend bei pH-Werten von 5,0-4,2)**

Austauscher-Puffer sind Bodenpartikel (Huminstoffe und Tonminerale) mit negativer Oberflächenladung. Sie können Protonen im Austausch mit basischen Kationen ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ) binden. Böden über Gneisen, Graniten und karbonatfreien Sandsteinen besitzen nur eine geringe Kationenaustauschkapazität. Die Austauscher-Plätze sind vorwiegend von  $\text{Al}^{3+}$  belegt, das aus der Silikatverwitterung herrührt. Bereits versauerte Böden in diesem Austauscher-Pufferbereich sind sehr sensitiv gegenüber Säureschüben. Eine effektive pH-Pufferung erfolgt nicht. Durch den Säureeintrag findet eine intensive Mobilisierung adsorptiv gebundener Metalle, vor allem von Mangan- und Aluminiumoxiden ab einem pH-Wert von 4,6 statt.

Bei den Huminstoffen und Huminsäuren handelt es sich allerdings um sehr heterogene Substanzen. Sie können sich bei verschiedenen Gewässern im Hinblick auf Pufferkapazität und Komplexbildungseigenschaften beträchtlich unterscheiden (FRIMMEL et al. (1980, 1985), ALLES (1998)).

In diesem Pufferbereich liegen einige sehr hydrogenkarbonatarme Gneisbäche im südlichen Schwarzwald, z. B. der Goldersbach, sowie einige Granit- und Buntsandsteinbäche, die episodisch deutlich sauer sind.

### **4. Aluminium-Puffer (pH-Bereich 4,2 - 3,8)**

In Böden bilden sich als Verwitterungsprodukte Sekundärphasen, die verschiedene Aluminium-Spezies, z. B. Aluminium-Hydroxide und Aluminium-Hydroxosulphate enthalten. Diese werden durch Säureeinträge protoniert. Es entstehen freie  $\text{Al}^{3+}$ -Ionen, die im Wasser verstärkt in Lösung gehen. Die Folge ist eine massive Anreicherung der Gewässer mit Aluminium und verschiedenen in den Al-Oxiden mit enthaltenen Schwermetallen.

In diesem Pufferbereich liegen alle permanent sauren Bäche, insbesondere die Buntsandsteinbäche im Nordschwarzwald und einige Bäche des gleichen Typs im Odenwald. Teilweise werden pH-Werte erreicht, die bereits im folgenden Pufferbereich liegen.

### **5. Aluminium- Eisen-Puffersystem (pH-Bereich 3,8 - 3,2)**

In diesem pH-Wertebereich wird das Al-Fe-Puffersystem wirksam. Hier findet eine intensive Freisetzung der betreffenden Metalle statt.

### **6. Eisen-Puffersystem (pH < 3,2)**

Bei diesem Puffersystem gehen größere Mengen von Eisen in Lösung.

Der pH-Wert hat neben seiner lösenden Wirkung auf Aluminium und Eisen auch Einfluss auf die Freisetzung anderer Schwermetalle aus Böden und Flusssedimenten (GRÄBE & FRIMMEL (1996)).

### 7.2.3 Lithosphäre

#### Gestein, Geologie

Der Geologie des Einzugsgebiets muß von allen Einflussgrößen, die sich auf den Säurestatus oder die Gewässerversauerung auswirken, eine vorrangige Bedeutung beigemessen werden. In einer grundlegenden neueren Arbeit beschäftigen sich HINDERER & EINSELE (1998) sehr eingehend mit der Bedeutung der geologischen Beschaffenheit der Gewässereinzugsgebiete für den Chemismus des Grundwassers und dessen Versauerung. In dieser Publikation werden die Grundlagen der geochemischen Charakteristik kalkarmer Gesteine und Böden in Buntsandstein, Granit und Gneis unter Berücksichtigung einschlägiger Literatur sehr ausführlich behandelt.

Nach HINDERER & EINSELE liegt in der geogen unterschiedlichen Verwitterbarkeit, die weitgehend vom jeweiligen Gesteinsschemismus bestimmt wird, der Schlüssel für die Disposition zur Boden- und Gewässerversauerung. Dieses gilt gleichermaßen für Grund- und Oberflächengewässer.

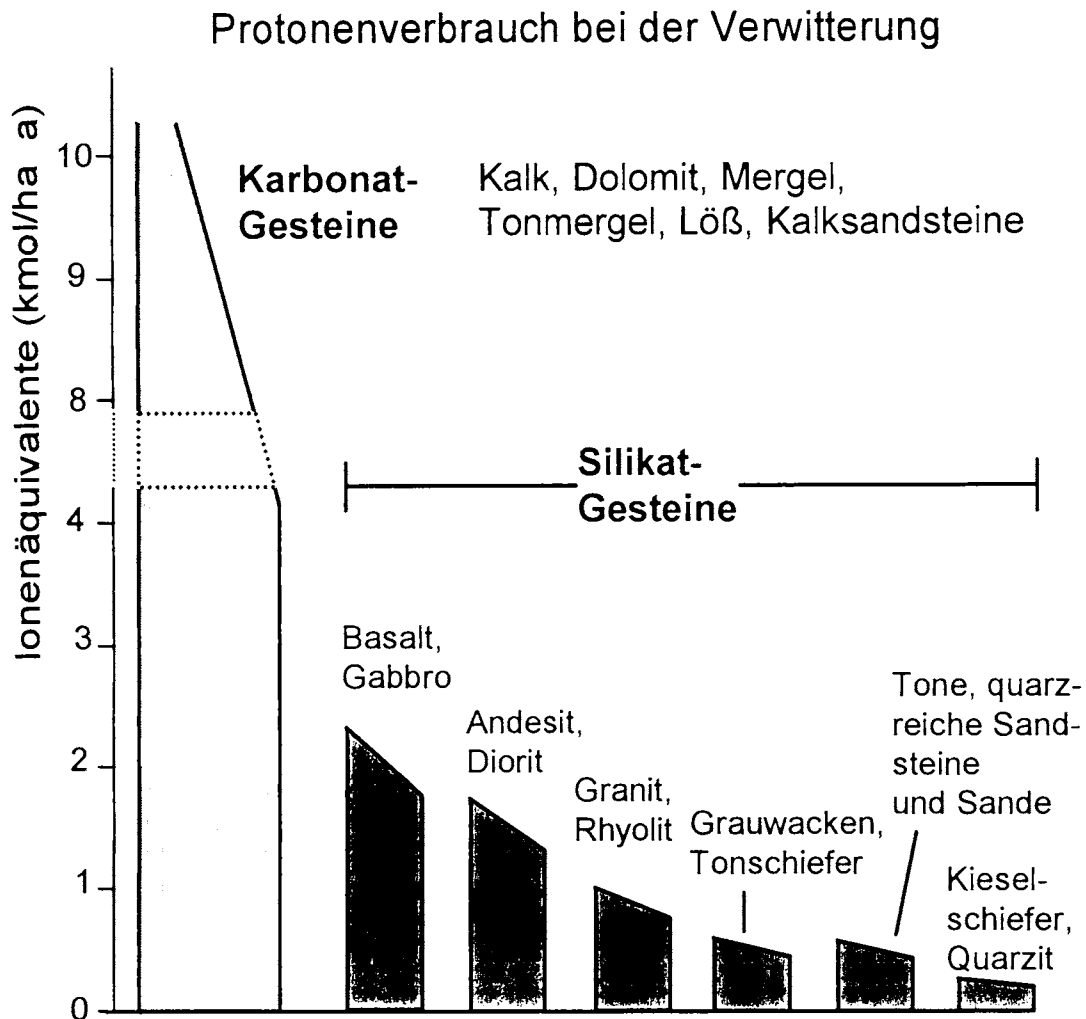
Bei der chemischen Verwitterung der Gesteine spielen im Boden gebildete Protonen (durch mikrobiologische und Wurzelatmungs-Prozesse, CO<sub>2</sub>- und Kohlensäure-Produktion, Humin- und Fulvosäurenbildung und Nitrifikation) eine wesentliche Rolle. Der anthropogene Protoneneintrag durch starke, in der Atmosphäre gebildete Säuren HNO<sub>3</sub> und H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> beschleunigt den natürlichen Gesteinsverwitterungsprozeß beträchtlich. Die in den Gesteinen und ihren Mineralen enthaltenen sogenannten „basischen“ Kationen (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup> und K<sup>+</sup>) und im Wesentlichen ihr Karbonatgehalt neutralisieren beim chemischen Verwitterungsprozeß die einwirkenden Protonen. Der durch die Neutralisation hervorgerufene „Protonenverbrauch“ pro Flächen- und Zeiteinheit hängt davon ab, ob und wie rasch die verschiedenen Böden und Gesteine bzw. ihre Minerale auf den Säureangriff reagieren.

In Abb. 7-1 ist der Protonenverbrauch bei der Verwitterung einer Auswahl verbreiteter Gesteinstypen pro Hektar (ha) und Jahr (a) zusammengestellt.

Neben dem Einfluss des Gesteinstyps kommen einerseits regionale hydrologische Bedingungen, andererseits auch Art und Ausmaß der Vegetationsbedeckung im Einzugsgebiet modifizierend bei der Verwitterung zur Geltung. Dies wird durch die Schräge der Säulen in Abb. 7-1 symbolisiert.

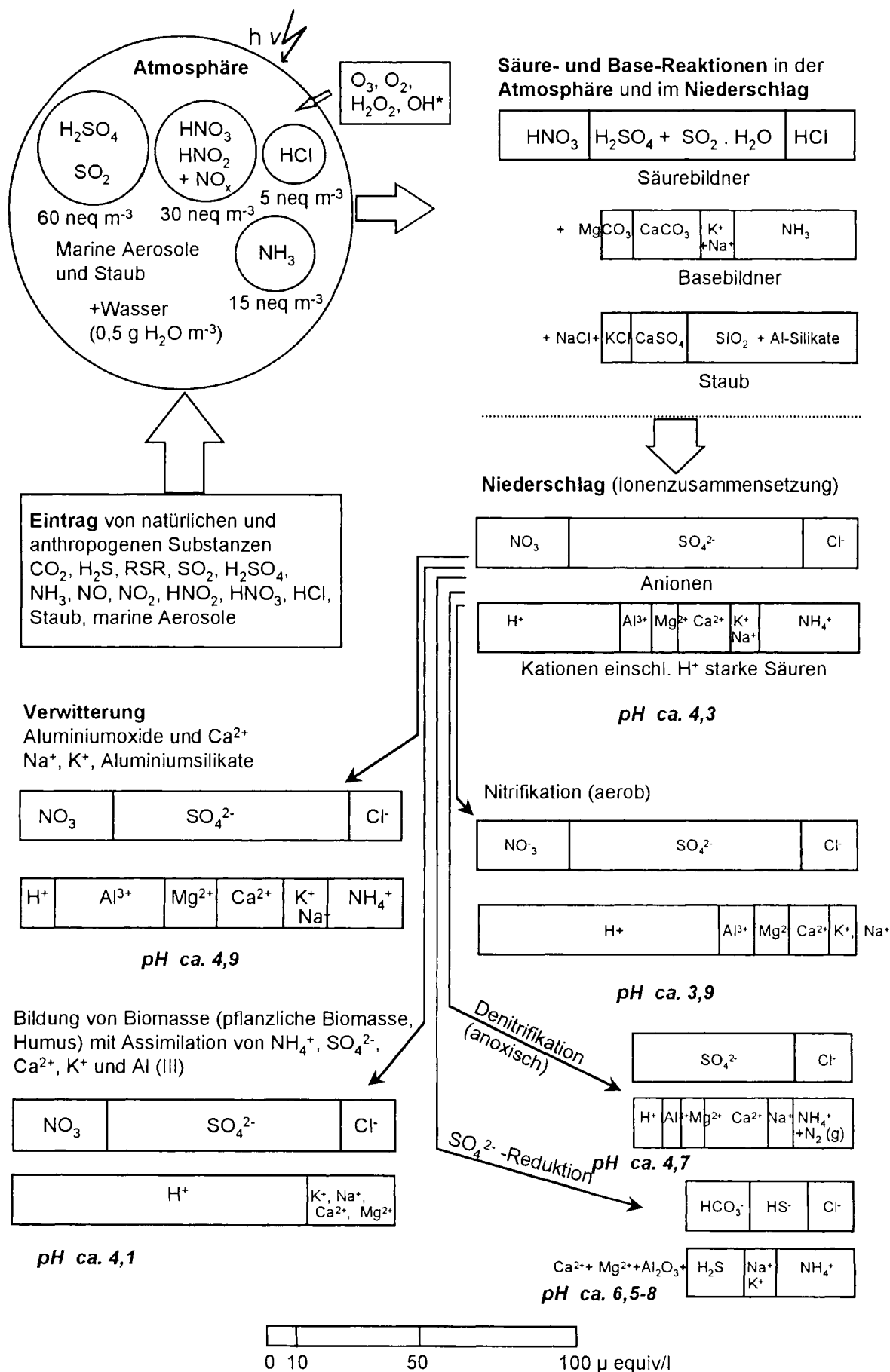
Aus Abb. 7-1 wird deutlich, dass Karbonatgesteine (Kalk, Dolomit) und karbonathaltige Gesteine und Böden (Mergel, Tonmergel, Löss, kalkhaltige Sandsteine) eine hohe Protonenneutralisationsfähigkeit besitzen. Sogenannte basische vulkanische Gesteine (Basalt, Andesit) und basische Tiefengesteine (Gabbro, Diorit) sind aufgrund ihres hohen Anteils an leicht verwitterbaren „basischen“ Silikatmineralen in der Lage, relativ viele Protonen pro Fläche und Zeit abzapfen. Granit und Rhyolit weisen geringere Pufferkapazitäten auf. Kalkfreie Gesteine (quarzreicher Buntsandstein, Kieselschiefer und Quarzite) und kalkreiche reine Tone vermögen bei der Verwitterung die geringsten Protonenmengen zu neutralisieren.

Die Gegenüberstellung der verschiedenen Gesteinsarten verdeutlicht, dass Karbonatgesteine eine sehr hohe Pufferkapazität gegenüber Säureinträgen aufweisen, kristalline Erguß- und Tiefengesteine hingegen eine mittlere und kalkfreie Tongesteine und quarzreiche Sandsteine die geringste.



**Abb. 7-1:** Protonenverbrauch bei der Verwitterung verschiedener Gesteine, Maßstab bei Karbonat-Gesteinen unterbrochen, nach HINDERER & EINSELE (1998), nach Daten von KRIETER (1988).

Zusammenfassend informiert Abb. 7-2 über die wichtigsten Prozesse in Atmosphäre, Niederschlag, Böden und Gesteinen, die im Zusammenhang mit der Versauerung stehen.



**Abb. 7-2:** Säure-Base-Reaktionen in Atmosphäre, Niederschlag, Boden und Gewässer (nach SCHNOOR & STUMM, 1985, HAMM, 1995, verändert).



### 7.3 Anlaß der Untersuchungen in Baden-Württemberg

Bereits bei Untersuchungen zur Typisierung von kleinen Fließgewässern im ländlichen Raum, die von März 1980 bis September 1982 bei der Bundesanstalt für Gewässerkunde durchgeführt wurden, fielen deutliche Unterschiede im biologischen Besiedlungsbild der benthischen Makroinvertebraten in den insgesamt relativ elektrolytarmen Bachoberläufen des Schwarzwaldes ins Auge. Diese konnten im Rahmen des damaligen Forschungsprojekts nicht erklärt werden. Im Zuge weiterer biologischer Erhebungen des Makrozoobenthos, vorwiegend zur Gewässergütekartierung Baden-Württembergs bei der Landesanstalt für Umweltschutz, bestand ab 1984 die Möglichkeit, diesen Unterschieden näher auf den Grund zu gehen. Schon bald wurde durch begleitende chemische Messungen, insbesondere des pH-Wertes und der Säurekapazität, die parallel zu den biologischen Untersuchungen vorgenommen wurden, klar, dass wesentliche Ursachen für die unterschiedliche Besiedlung vieler Schwarzwaldtäler in erster Linie in der geologisch bedingten unterschiedlichen Empfindlichkeit der Täler und ihrer Einzugsgebiete gegenüber dem - in Deutschland erst seit Anfang der achtziger Jahre bemerkten - Eintrag versauernder Luftschadstoffe aus menschlichen Emissionen durch Industrie, Haushalte und Verkehr, insbesondere von Schwefeldioxyden und Stickstoffoxyden, zu suchen sein mußten. Neben den geologischen Faktoren spielten andere Einflüsse wie die Exposition zur Hauptwindrichtung, die Niederschlagshöhe der Einzugsgebiete und vor allem die Art ihrer Bewaldung eine Rolle für das Ausmaß der lange Zeit sehr kontrovers diskutierten, vielfach überhaupt in Frage gestellten anthropogenen Gewässerversauerung. Die biologischen Bestandsaufnahmen in den siedlungsfernen, von Abwässern unbelasteten Bachoberläufen des Schwarzwaldes ergaben bei den benthischen Makroinvertebraten im Laufe der Zeit ein Besiedlungsmuster, das gut mit den in diesem Gebirge vorherrschenden geologischen Hauptformationen des Buntsandsteins im Nordschwarzwald und den Grundgebirgsregionen des Granit und des Gneis im mittleren und südlichen Schwarzwald korrespondierte.

Diese Unterschiede in Geologie und Vegetation gaben Anlaß, in den betreffenden Hauptformationen Buntsandstein, Granit und Gneis, eine beschränkte Anzahl möglichst repräsentativer unbelasteter Bachoberläufe auszuwählen und ihre chemischen und biologischen Eigenschaften sowie ihre Reaktionen auf anthropogene Einträge versauernder Luftschadstoffe ab 1985 über einen längeren Zeitraum systematisch und regelmäßig zu untersuchen.

### 7.4 Untersuchungsprogramme und -gebiete in Baden-Württemberg

Ziel der hier vorgestellten Untersuchungen ist, zunächst eine Dokumentation wichtiger versauerungsrelevanter geochemischer Eigenschaften säuresensitiver Täler in unterschiedlichen Fließgewässerlandschaften vorzustellen. Anschließend werden ausgewählte, für unterschiedlich empfindliche Fließgewässerlandschaften repräsentative Gewässerabschnitte eingehender anhand wichtiger versauerungsrelevanter Parameter chemisch charakterisiert. Auf chemischen Gewässereigenschaften aufbauend wurde ein biologisches Verfahren entwickelt, das, an der Wasserchemie „geeicht“, anhand des Besiedlungsbildes der Makroinvertebraten-Gemeinschaften der Gewässersohle eine Einstufung des Säurestatus von kalkarmen Tälern erlaubt. Dieses Verfahren wird im Abschnitt Biologie näher erläutert. In diesem Zusammenhang werden auch vergleichende biologische Erhebungen von Kieselalgen verschiedener Gewässer des Schwarzwaldes zweier - 16 Jahre auseinander liegender - Untersuchungsreihen vorgestellt. Diese Untersuchungen geben Hinweise auf eine in diesem Zeitraum eingetretene Versauerung.

Die Versauerungsempfindlichkeit der Bäche in diesen Regionen ergibt sich aus vier wesentlichen Aspekten:

1. der Geologie,
2. der vorherrschenden Dichte der Bewaldung,
3. der Art der Bewaldung und
4. der Siedlungsferne ihrer Einzugsgebiete.

Alle Untersuchungsgebiete liegen in kalkarmen geologischen Formationen des Buntsandsteins oder des Gneis. Sie sind überwiegend bewaldet und siedlungsfern in den Hochlagen der Gebirge gelegen.

Eine anthropogene Belastung der Untersuchungsgewässer ist somit nur über den Luftpfad gegeben. Abwasserbelastungen können mit Sicherheit ausgeschlossen werden. Die chemischen und biologischen Untersuchungen wurden teilweise 1985, teilweise 1986 begonnen und decken inzwischen einen Zeitraum von über 10 Jahren ab.

In Abschnitt 7.5 werden zunächst die hydrochemischen Eigenschaften der nachfolgend vorgestellten Bäche beschrieben. Hierauf aufbauend werden anschließend biologische Gesichtspunkte unterschiedlich saurer Bäche behandelt und ein Verfahren vorgestellt, das mit biologischen Bestandsaufnahmen die Beurteilung des Säuregrades von Bächen erlaubt.

Zur Langzeitbeobachtung des Phänomens der Gewässerversauerung wurden nach typologischen Gesichtspunkten in den versauerungsempfindlichsten Gebieten Baden-Württembergs zwei Hauptgebiete ausgewählt:

1. der Buntsandstein-Odenwald,
2. der Schwarzwald.

Die Programme zur Beobachtung von Versauerungserscheinungen in den Fließgewässern Baden-Württembergs umfassen erste orientierende chemische und biologische Erhebungen an etwa 150 Untersuchungsstellen in den Jahren 1985 bis 1986. Haupt-Untersuchungsräume waren die kalkarmen Gebiete Baden-Württembergs mit Schwerpunkt Schwarzwald und Odenwald. Außerdem wurden Bäche in möglicherweise versauerungsgefährdeten Regionen des Sandstein-Keupers untersucht. Zum Vergleich der geochemischen Grundcharakteristik wurden auch Bäche karbonatischer Gebiete beprobt.

Eine Übersicht über die Untersuchungsstellen gibt Tab. 14-7, in der die Probestellen nach der vorherrschenden geologischen Formation ihrer Einzugsgebiete sortiert sind. In Abschnitt 7.5 werden die wichtigsten geochemischen Daten dieser Untersuchungsstellen als Karten dargestellt (Abb. 7-19 bis Abb. 7-24).

Unter diesen 150 Gewässern wurden rund 15 geeignete, abwasserfreie Untersuchungsstellen für eine intensivere Beobachtung ausgewählt. Etwa 2 bis 3 Jahre lang wurden an diesen siedlungsfernen Gewässeroberläufen regelmäßige chemische Untersuchungen in monatlichem Turnus vorgenommen. Biologische Untersuchungen erfolgten in etwa 1-jährlichem Turnus.

Nach 3 Jahren wurden andere Untersuchungsstellen vergleichbaren Typs in gleicher Weise wiederum für 2-3 Jahre beprobt. Ein Stamm von 8 typologisch unterschiedlichen Buntsandstein- und Gneisbächen wird im Rahmen einer Langzeituntersuchung seit 1985 bis zum gegenwärtigen Zeitpunkt monatlich chemisch und einmal jährlich biologisch beprobt.

Darüber hinaus fand in den Jahren 1984 bis 1989 an rund 300 Untersuchungsstellen im Schwarzwald im Rahmen der regelmäßigen Gewässergüteuntersuchungen eine biologische Beprobung naturnaher, abwasserfreier Bäche statt mit dem Ziel, die auffälligen oben er-

wähnten Unterschiede in der Besiedlung mit Makroinvertebraten zu analysieren und zu erklären. In der Folge wurden in den Jahren 1993 bis 1995 diese biologischen Erhebungen an rund 450 Untersuchungsstellen in den versauerungsgefährdetsten Regionen des Landes wiederholt.

Nachfolgend sollen die im Zusammenhang mit der Gewässerversauerung am intensivsten, in der Regel etwa 10 Jahre lang untersuchten „Modellbäche“ mit ihrer geographischen und geologischen Situation näher beschrieben werden.

#### 7.4.1 Odenwald

Die folgenden Gebietsbeschreibungen orientieren sich an Ausführungen von ZAHN & SCHREINER (1990) sowie an brieflichen Mitteilungen von BRIEM (1997).

Geologisch und landschaftlich wird der Odenwald (nach BRIEM (1997b) in den nordwestlichen Grundgebirgs-Odenwald, der aus Graniten und Porphyren aufgebaut ist, und den Buntsandstein-Odenwald gegliedert. Während der Grundgebirgs-Odenwald durch eine dichte Zertalung in ein enggekammertes Hügel- und Bergland aufgelöst ist, herrschen im Buntsandstein-Odenwald Hochflächen vor, die sich in Höhenlagen von 300 bis über 500 m erstrecken und durch wenige, aber sehr große Täler zerschnitten werden. Der Buntsandstein erreicht über 450 m Mächtigkeit und wird im Wesentlichen durch tonverkittete Sandsteine mittleren Körnungsgrades (Fein- und Mittelsandsteine) aufgebaut. Es kommen aber auch im unteren (su) und oberen bis mittleren Buntsandstein (so, sm) gröbere Sandsteine mit Kies und Gerölllagen vor (Eck'sches Konglomerat und oberer Geröllhorizont  $c_2$ ). Verkieselte und deshalb besonders harte Schichten treten vor allem im oberen Bereich des Mittleren Buntsandsteins auf, die als morphologische Gestalter die oberen Hangkanten bilden. Die Täler sind meist im Mittleren, die Hochflächen im Oberen Buntsandstein angelegt. Die Talflanken sind mit einem stark wasserdurchlässigen Grobschutt/Sandgemisch bedeckt, auf denen höchstens Rohböden in Form von Rankern entwickelt sind. Der plattige Schutt stammt aus den tonverkitteten Sandsteinlagen, während die Grobblöcke überwiegend aus den verkieselten Schichten herausgewittert sind. Der Obere Buntsandstein, der insgesamt feinkörniger, stellenweise sogar tonig ausgebildet ist, verwittert zu leichten bis schweren Lehmen. Die Hochflächen werden deshalb ackerbaulich genutzt. In nach unten zunehmendem Maß sind ab etwa 400 m Löss in den oberflächennahen Sedimenten und Böden beigemischt, die den sehr nährstoffarmen Böden eine leichte Verbesserung der Standortqualität vermitteln können. Die Täler sind auf den Hochflächen meist als kurze Muldentäler angelegt, die mit scharfem Gefälleknick in Kerbtäler übergehen. Es können sehr steile Strecken mit Kaskaden und kleinen Wasserfällen vorhanden sein. Im weiteren Verlauf bilden sich rasch schmale Talauen aus grobmaterialhaltigen Schwemmfächern aus. Das Klima ist ein typisches Mittelgebirgsklima, mild, sommerwarm und relativ trocken. Die Jahresmitteltemperaturen betragen um 8,5 °C, die Jahresniederschläge knapp über 1000 mm/Jahr. Der Schneeanteil ist mit maximal 15 % relativ gering, die Niederschläge sind im Winterhalbjahr geringfügig höher als im Sommerhalbjahr. Vorherrschende Windrichtung ist Südwest.

Als langjährig beprobte Untersuchungsstelle im Odenwald wurde der Dürrhebstalbach (IT013) bei Itterhof gewählt. Der Dürrhebstalbach ist ein sehr kleines Gewässer von ca. 1,5 km Länge. Sein Einzugsgebiet ist vollkommen bewaldet (mit hohem Nadelwaldanteil) und und frei von jeglicher menschlicher Besiedlung. Der Bach durchfließt ein steiles, überwiegend beschattetes Kerbtal und mündet beim Itterhof in die Itter. Das Bachtal ist umgeben von Bergen von 390 m Höhe (Imberg im Osten) bis 549 m Höhe (Hohe Warte, im Nord-Westen). Das bachnahe Einzugsgebiet des Dürrhebstalbachs liegt im Unteren Buntsandstein. An diesen grenzt der Mittlere Buntsandstein an. Einige hydromorphologische Angaben zu diesem Gewässer sind in Tab. 7-6 zusammengestellt.

Da von Bächen im Odenwald weniger biologische Erhebungen vorliegen als von den Schwarzwaldbächen und auch die chemischen Zeitreihen dort kürzer sind, wird der Dürrehebstalbach nur zu Vergleichszwecken, etwa bei der Darstellung der Ionenbilanzen, behandelt.

## 7.4.2 Schwarzwald

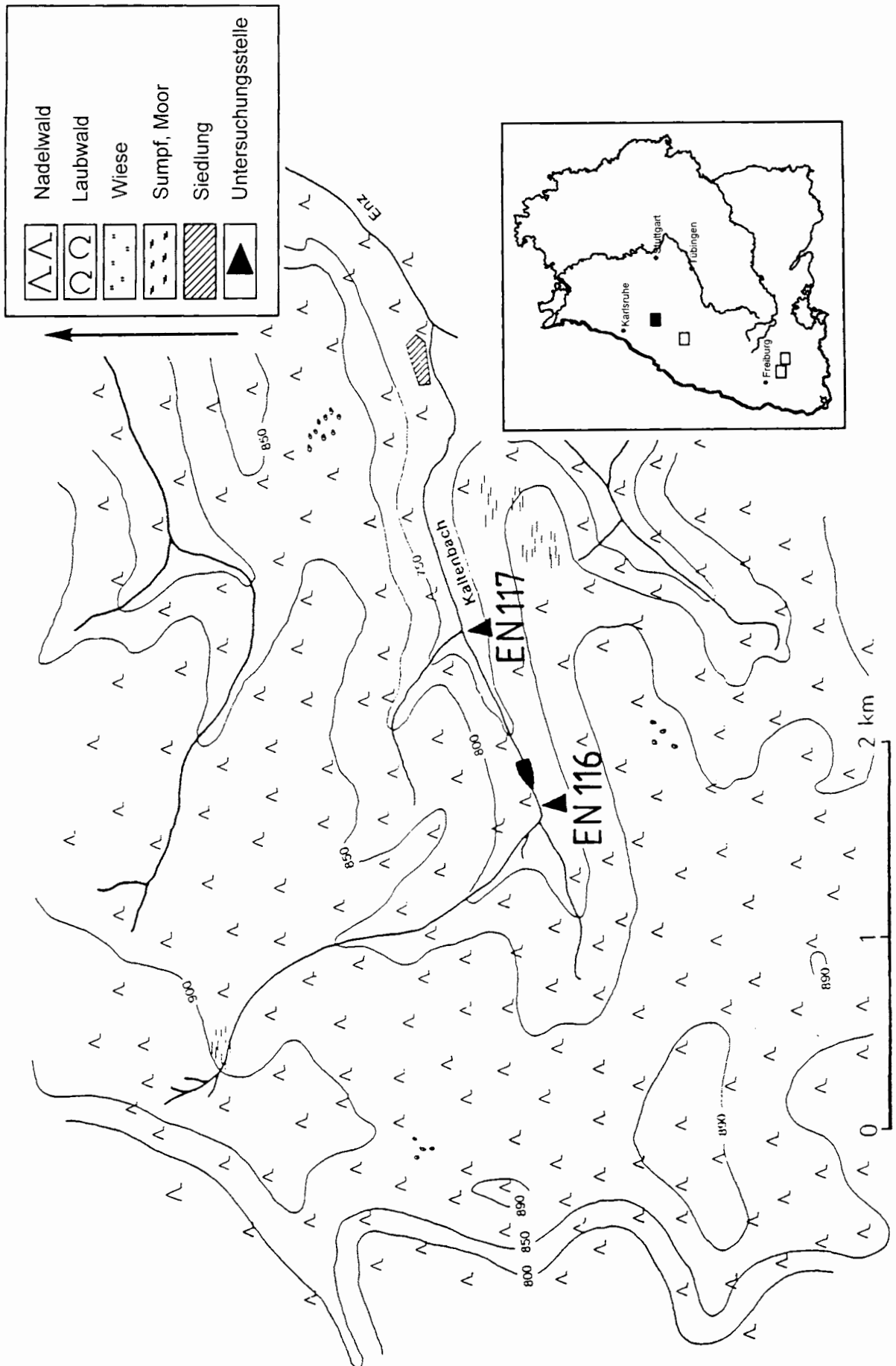
Der Schwarzwald gliedert sich in die Landschaftsräume des Nordschwarzwaldes, des mittleren Schwarzwaldes und des Südschwarzwaldes. Im Nordschwarzwald wurden 2 Bachgebiete ausgewählt. Das eine ist mit zwei Untersuchungsstellen am **Kaltenbach** (EN116 und EN117) und einer Probestelle am **Dürreychbach** (EN205) im nördlichen Teil im oberen Einzugsgebiet der Enz gelegen, das andere liegt im südlichen Teil des Nordschwarzwaldes, im oberen Einzugsgebiet der Kinzig. Die Probestellen wurden oberhalb der Kinzigtalperre an der **Kleinen Kinzig** (K1109) und am **Huttenbächle** (K1110) eingerichtet. Die Untersuchungsgebiete werden nachfolgend beschrieben. Im Gneisgebiet des Südlichen Schwarzwaldes liegen 3 weitere Bachgebiete des **Zastler-** (EL842 u. EL844) und des **St. Wilhelmer Talbachs** (EL841) am westlichen Feldbergabhang und des **Goldersbachs** (WU001 u. WU004) am östlichen Feldberghang.

### 7.4.2.1 Nordschwarzwald

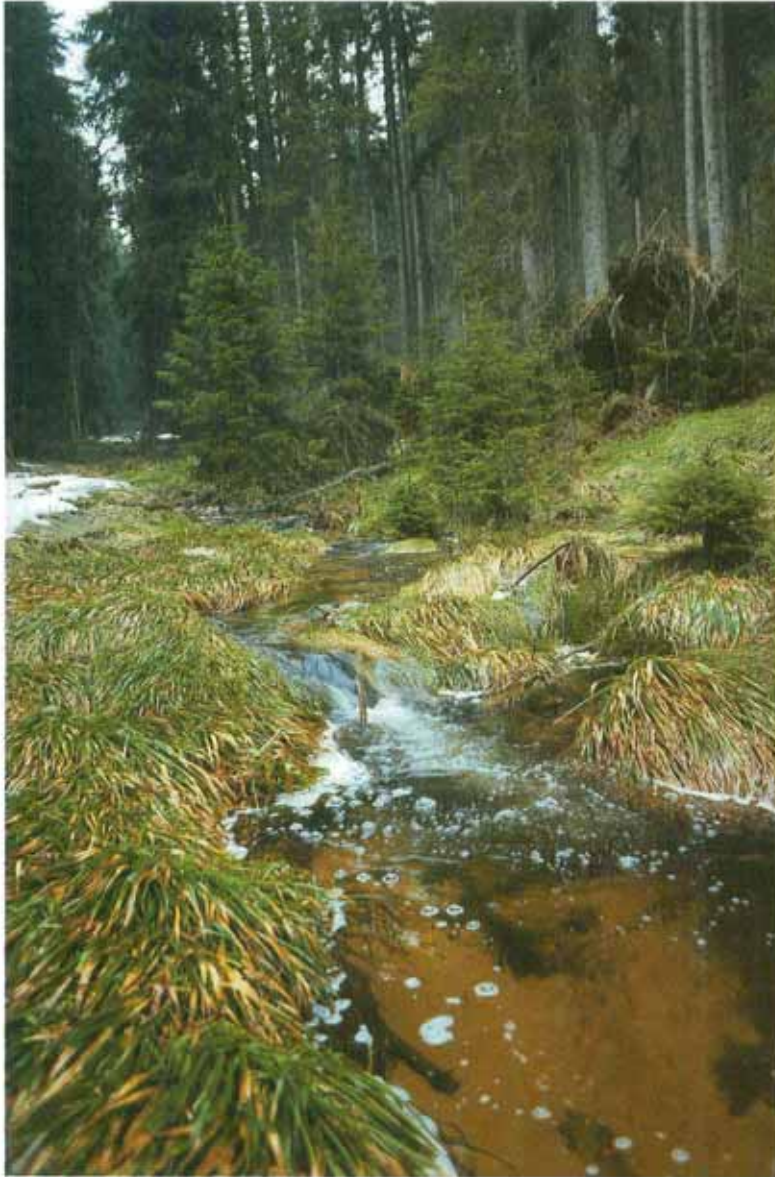
Der nördliche Teil des Schwarzwaldes besitzt im Gegensatz zum südlichen eine Überdeckung des Grundgebirgssockels aus mächtigen Buntsandsteinplatten. Wie im Odenwald ist auch im Nordschwarzwald die typische Dreigliederung des Buntsandsteins gegeben, nämlich in den Oberen, den Mittleren und den Unteren Buntsandstein. Der Obere Buntsandstein zeichnet sich aus durch vorwiegend feinkörnige Feinsande, Schluffe und Tone, z. T. auch wenig Dolomit, plattigen Schutt und skelettreiche Lehmböden. Der Mittlere Buntsandstein ist in oberen Bereichen geröllführend, z. T. quarzitisches, durch silikatische Bindemittel sehr hart. In mittleren Bereichen besteht er mehr oder weniger einheitlich aus Fein- und Mittelsandsteinen, weiter unten treten wieder gröbere Gerölle auf. Der Untere Buntsandstein ist, kaum herauskommend, feinkörniger und bildet eher leichte Lehmböden aus. Nur in den Tälern tritt stellenweise der Granit zutage.

Die Hochflächen des Nordschwarzwaldes sind in weiten Bereichen mit Mooren bedeckt. Die Hochflächen gehen unvermittelt in steile Kerbtäler über. Diese durchschneiden den Mittleren Buntsandstein. Die Hänge sind mit viel Grobschutt aus quarzitischem Sandsteinblöcken und plattigem Sandstein mit tonigem Bindemittel übersät. Die Kerbtäler gehen bachabwärts rasch in Kerbsohlentäler über.

Im sogenannten Grindenschwarzwald, dem höchsten Teil des Nordschwarzwaldes, wurden der **Kaltenbach (EN116, EN117)** und der **Dürreychbach (EN205)** untersucht. Die Region ist sehr dünn besiedelt und fast vollständig mit Nadelwald (überwiegend Fichte) bestanden. Die Quellhorizonte beider Bäche liegen in vernähten Quellmulden.



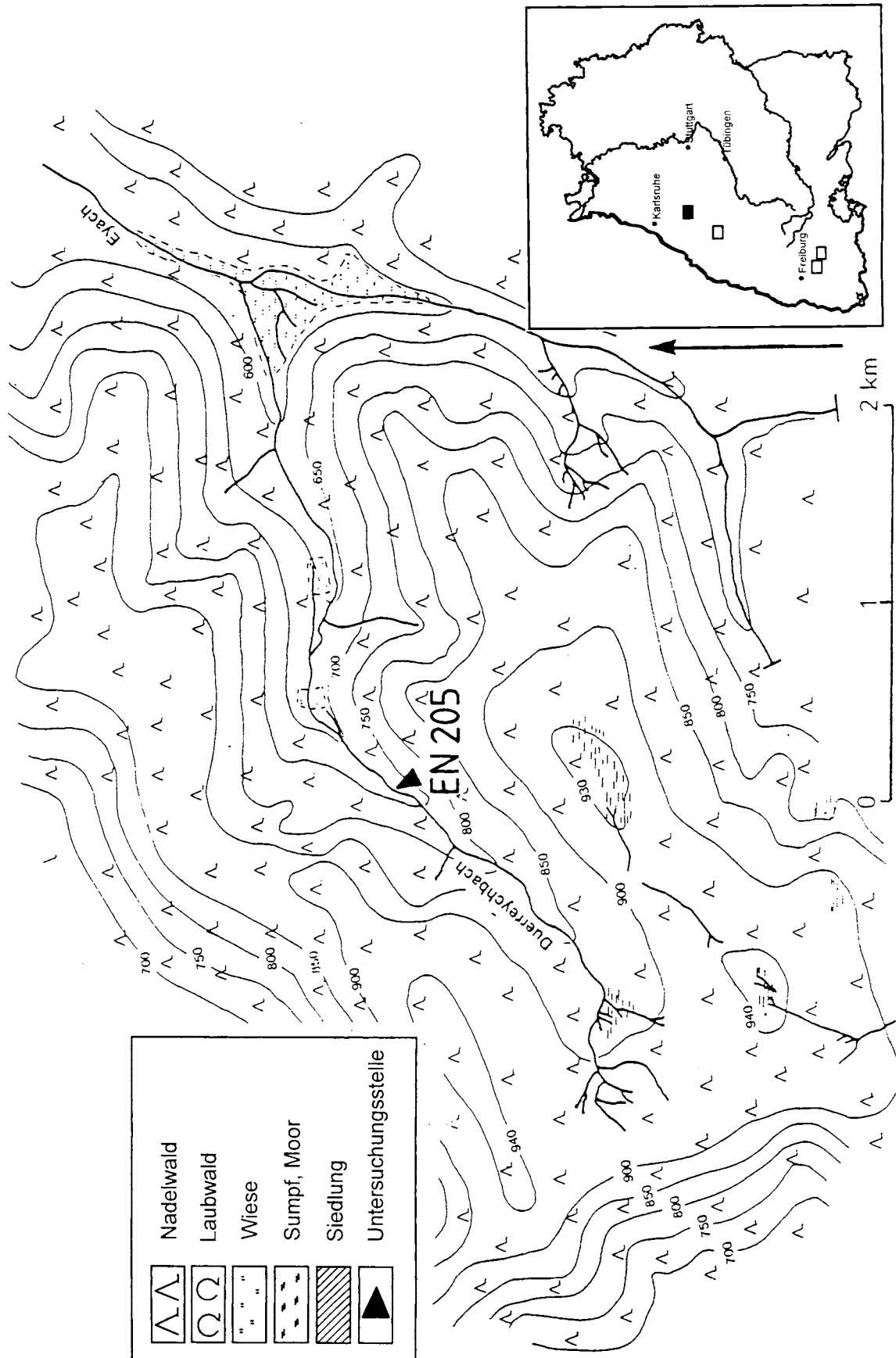
**Abb. 7-3:** Lage der Dauerbeobachtungsstellen am Kaltenbach, Nordschwarzwald, Buntsandstein, Zufluss zur Großen Enz (nach ZAHN & SCHREINER, 1990).



**Abb. 7-4:** Kaltenbach (EN116), ein permanent saurer Buntsandsteinbach, zeitiger Frühjahrsaspekt am Ende der Schneeschmelze mit deutlicher Schaumbildung durch Huminstoffe. Der Kaltenbach ist ein kaltstenothermer, stark beschatteter Waldbach.



**Abb. 7-5:** Kaltenbach (EN116) - Permanent saurer Buntsandsteinbach, Sommeraspekt, großflächige Sandareale zwischen groben bemoosten Sandsteinblöcken prägen die Gewässersohle.



**Abb. 7-6:** Lage der Dauerbeobachtungsstellen am Dürrerbach, Nordschwarzwald, Buntsandstein, Zufluss zur Großen Enz (nach ZAHN & SCHREINER, 1990).





**Abb. 7-7:** Dürreychbach (EN205) - Permanent saurer Buntsandsteinbach, Sommeraspekt. Grobe bemooste Sandsteinblöcke verleihen der Gewässersohle eine hohe Stabilität. Auch bei stärkeren Hochwasserereignissen, bei denen der Bach in der Regel durch Huminstoffe intensiv rotbraun gefärbt ist, bleiben die massiven Blöcke unbewegt, was durch den dichten Moosbewuchs indiziert wird. Der Dürreychbach ist auf weiten Strecken ein sehr schattiger, steiler Waldbach.

## Kaltenbach

Der Kaltenbach (s. Abb. 7-3) entspringt auf einer Hochfläche am Rande der scharfen Westabstufung des Grindenschwarzwaldes (südlich des Gipfels des Schramberges) und fließt nach Osten ab in die **Große Enz**. Die Hochflächen des Einzugsgebiets des Kaltenbachs bestehen aus Oberem Buntsandstein (Plattensandstein), der feinkörnig, dunkelrot, schwach tonig und glimmerig ist und tonige Zwischenschichten enthält. Auf den Hochflächen treten über Oberem Buntsandstein neben Ortsteinböden (Podsolen) Stagnogleye auf. Die Zahl der Quellen ist hier sehr gering. Es finden sich viele Hochmoore, da in den feinsandigen, tonigen Verwitterungslagen stellenweise wenig Wasser versickert.

Die oberen Lagen der Hänge liegen im Mittleren Buntsandstein. Dieser enthält hier mehr oder weniger verkieselte, Quarzgerölle führende Bänke (Hauptkonglomerat), auch tonig-sandige Schichten treten dazwischen auf. Die Hänge in diesem Bereich sind mit verkieselten Felsblöcken überdeckt. Das tiefer gelegene Einzugsgebiet in Lagen unter ca. 850 m ü.NN ist geröllfreier Hauptbuntsandstein. Einzelne Horizonte des Buntsandsteins sind sehr quellenreich. So sammeln die tonigen Schichten im Hauptkonglomerat das Wasser, ebenso die Tonbänke im Eck'schen Konglomerat und die Grenze zum feinkörnigen Unteren Buntsandstein. Der Austritt erfolgt in Schichtquellen. Der Mittlere Buntsandstein ergibt nährstoffarme Sandböden, die teilweise mit verkieseltem Schutt durchsetzt sind. Calcium und Magnesium fehlen den Böden fast vollständig, Eisen und Kalium sind nur in geringen Mengen vorhanden. Rohhumusaufgaben sind im Gebiet weit verbreitet. Aus dem geröllführenden Buntsandstein entwickelten sich podsolige Braunerden und Ranker.

Der Grindenschwarzwald ist der niederschlags- und schneereichste Teil des Nordschwarzwaldes. Die Niederschläge betragen 1600 - über 2000 mm/Jahr und sind übers Jahr ziemlich ausgeglichen verteilt. Davon entfallen bis zu 40 % auf Schneeniederschlag. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 6-7 °C.

Nach intensiven Waldnutzungen des ursprünglichen Buchenwaldes (FEGER (1986)) im 17. und 18. Jahrhundert wurden die umfangreichen Kahlhiebflächen im 19. Jahrhundert mit Fichte aufgestockt. Die Waldbestände sind z.T. stark vom Waldsterben betroffen. Die Probenahmestelle EN116 liegt kurz oberhalb des Kaltenbachsees, einem kleinen, ursprünglich zur Holzdrift aufgestauten See, die Stelle EN117 liegt kurz unterhalb des Stausees.

## Dürreychbach

Der Dürreychbach, ebenfalls ein Zufluss zur **Großen Enz**, fließt in einem tief eingeschnittenen Tal nach Osten (Abb. 7-6). Im Westen wird das Einzugsgebiet von einem Höhenzug begrenzt, der vom Hohloh zum Grenzertkopf zieht, im Norden vom Lerchenstein, einer der höchsten Erhebungen in diesem Gebiet (941 m ü. NN). Der Quellhorizont ist sumpfig, ebenso die Umgebung des linksseitigen kleinen Zulaufs kurz oberhalb der Probestelle. Oberer Buntsandstein fehlt im Gegensatz zum Einzugsgebiet des Kaltenbachs. Das Einzugsgebiet besteht vor allem aus geröllfreiem Hauptbuntsandstein. Die Höhen werden von oberem (Haupt-) Konglomerat gebildet. Entlang des Bachlaufs findet sich Eck'sches Konglomerat, ein lockerer, brüchiger, mittel- und grobkörniger Sandstein mit überwiegend Quarzgeröllen. Der Basengehalt ist etwas höher als im Hauptbuntsandstein. Die Probestelle selbst ist am Rand zum Unteren Buntsandstein gelegen. Die hydrologischen Verhältnisse gleichen denen am Kaltenbach. Bei dem linksseitigen Zufluss handelt es sich um eine typische Schichtquelle, die an der Grenze von Hauptbuntsandstein zu Eck'schem Konglomerat entspringt. Im ganzen Gebiet sind Rohhumusaufgaben weit verbreitet. Besonders mächtig sind sie auf den ebenen Hochflächen. Podsole und Stagnogleye sind

auch hier weit verbreitet. Es gibt weniger Ortsteinbildungen als im Einzugsgebiet des Kaltenbaches. Auf Eck'schem Konglomerat entwickelten sich schuttreiche Sandsteinböden. Die Klima- und Vegetationsverhältnisse ähneln denen am Kaltenbach.

#### 7.4.2.1.1 Südlicher Nordschwarzwald

Südwestlich von Freudenstadt wurde das Untersuchungsgebiet **Kinzigstalsperre** mit den beiden Zuflüssen **Kleine Kinzig (KI109)** und **Huttenbächle (KI110)** ausgewählt (Abb. 7-8). Es erreicht nur maximal 1000 m ü. NN.

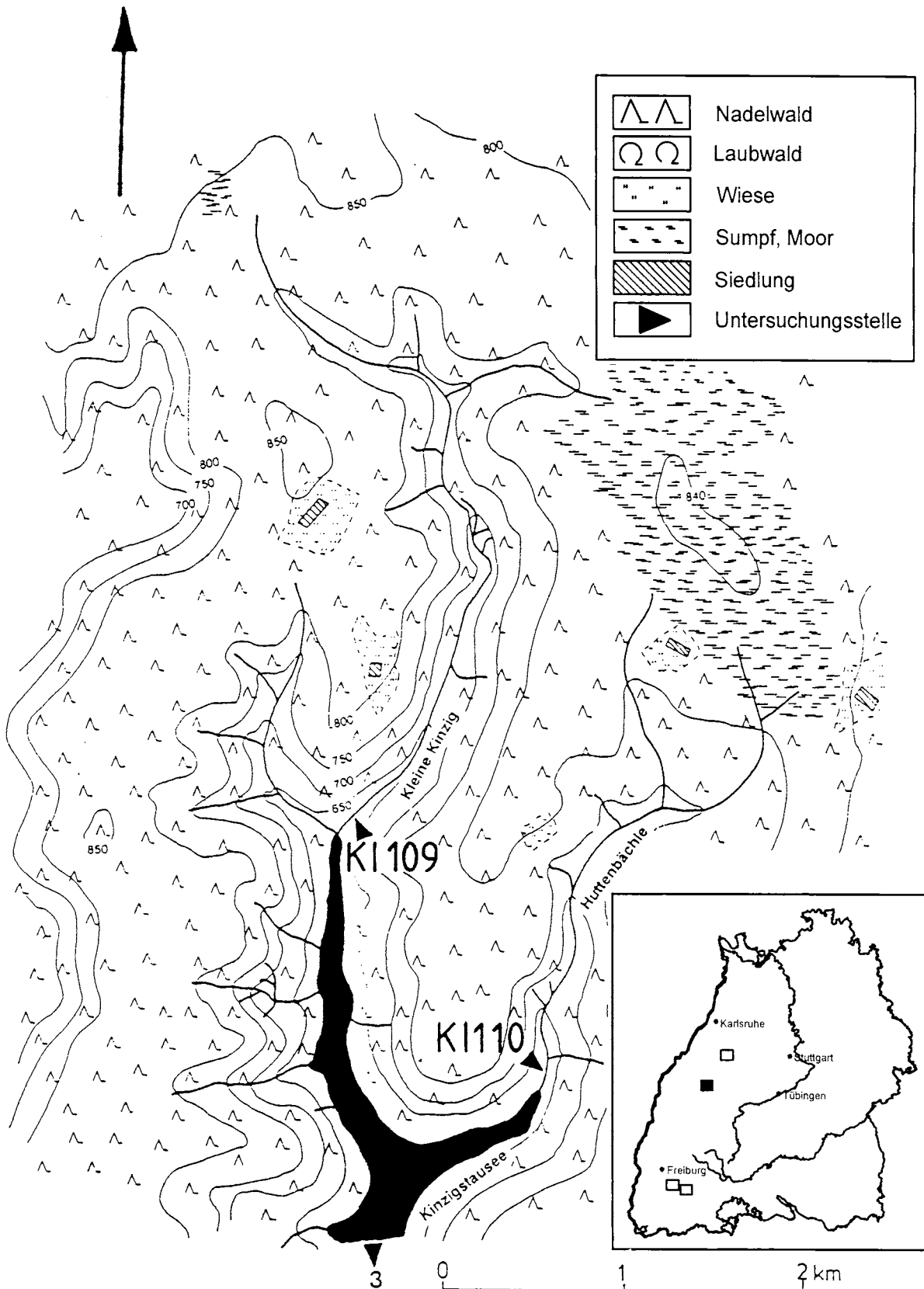
##### **Kleine Kinzig**

Die Kleine Kinzig fließt durch ein tief eingeschnittenes Tal in Nord-Südrichtung und speist den nördlichen Arm des Kinzigstausees. Die Kleine Kinzig liegt in einem Einzugsgebiet, das auf den Hochflächen aus Oberem Buntsandstein gebildet wird. Die Hänge bestehen aus Mittlerem Buntsandstein (Hauptkonglomerat und Hauptbuntsandstein). Sie sind teilweise mit Felsmeeren bedeckt. Auf der Höhe des Kinzigstausees tritt Unterer Buntsandstein zutage, der mehr Calcium und Magnesium enthält als der Obere und Mittlere Buntsandstein (FRANK (1967)). Über Eck'schem Geröllhorizont und Unterem Buntsandstein entspringen viele kleine Schichtquellen. Bei der Kinzig-Quelle handelt es sich dagegen um eine Spaltenquelle. Über Ortsteinhorizonten findet lateraler Wassertransport statt. Die Böden sind generell flachgründig ausgebildet. Auf Mittlerem Buntsandstein sind sie locker, reich an Grobschutt, sehr nährstoffarm und fast frei von Calcium und Magnesium. In den Böden auf Eck'schem Konglomerat sind etwas mehr Nährstoffe enthalten. Das feuchtkalte Klima begünstigt hier wie auch im nördlichen Teil des Nordschwarzwaldes die Rohhumusbildung. In Verbindung mit den lockeren Böden erfolgt eine rasche Auswaschung von Humaten und Kationen aus den oberen Bodenschichten, die auf ebenem Gelände der Hochflächen oft zur Ortsteinbildung führt. Der Ortstein steht im Allgemeinen unterhalb 40-60 cm Tiefe an und ist 20-50 cm mächtig. Die Böden auf Oberem Buntsandstein sind nährstoffarm. Sie enthalten jedoch etwas mehr Kalium und sind als Waldstandorte besser zu bewerten als die der Hänge über Mittlerem Buntsandstein, da sie feinkörniger sind, weniger Gerölle führen und sich keine Felsmeere bilden. Über Oberem Buntsandstein der Hochflächen herrschen lehmige Sandböden, meist nur schlecht ausgebildet, vor. Es sind Ranker, höchstens Gleye ausgebildet. An den Hängen sind nur Rohböden vorhanden. Die Niederschläge sind mit ca. 1550 mm/Jahr geringer als im Nordschwarzwald, der Schneeanteil beträgt bis 40 %, die Jahresdurchschnittstemperatur ca. 6 °C.

##### **Huttenbächle**

Das Huttenbächle entspringt unterhalb eines ausgedehnten Sumpfbereiches am Schöllkopf und fließt ebenfalls in Nord-Südrichtung in die Kinzigstalsperre. Das Einzugsgebiet des Huttenbächles baut sich zu ca. 50 % aus Oberem Buntsandstein (Plattensandstein) auf. Dieser zeichnet sich durch horizontale Schichtung, feines Korn, helle Glimmer und toniges Bindemittel mit knolligem Dolomit aus. Den Rest bildet Mittlerer Buntsandstein, am Bachlauf selbst als Eck'sches Konglomerat ausgebildet.

Weitere zwischenzeitlich eingerichtete Probestellen liegen an den kleineren Talsperrenzuflüssen **Teufelsbächle (KI120)** und **Weiherbergbach (KI119)** sowie am **Auslauf der Kinzigstalsperre (KI117)**.



**Abb. 7-8:** Lage der Dauerbeobachtungsstellen an der Kleinen Kinzig und am Huttenbächle, Südlicher Nordschwarzwald, Buntsandstein, Zuflüsse zur Kinzig (nach ZAHN & SCHREINER, 1990).



**Abb. 7-9:** Kleine Kinzig (KI109) oberhalb der Trinkwassertalsperre - Episodisch bis periodisch saurer Buntsandsteinbach, Sommeraspekt. Hauptzufluss zur Talsperre. Die kaum mit Moosen bewachsenen Sandsteinblöcke werden bei stärkeren Hochwasserereignissen umgelagert. Die Kleine Kinzig ist ein lichtarmer, naturnaher Waldbach.



**Abb. 7-10:** Huttenbächle (KI110) oberhalb der Trinkwassertalsperre. Neben der Kleinen Kinzig der wichtigste Zufluss zur Talsperre. Episodisch bis periodisch mäßig saurer Buntsandsteinbach, Sommeraspekt, morphologisch stabilerer Bach als der Nachbarbach, Kleine Kinzig. Die stärker mit Moosen bewachsenen Sandsteinblöcke weisen darauf hin. Das Huttenbächle ist ein sehr naturnaher, überwiegend stark beschatteter Waldbach.

### 7.4.2.2 Südschwarzwald

Das nach Osten abflachende Grundgebirge ist aus Gneisen und Graniten aufgebaut, die lokal von glazialen Ablagerungen und periglazialen Schuttdecken überdeckt werden. Die Höhen erreichen 300 - 1500 m ü NN. Nach Westen ist der Südschwarzwald stark zertalt, nach Osten sind Hochflächenreste erhalten und die Täler wesentlich flacher geneigt. Über 900 m Meereshöhe sind die Täler glazial überformt.

Als Untersuchungsobjekt wurde hier einerseits der nordöstlich des Feldsees gelegene **Goldersbach** mit den beiden Untersuchungsstellen (**WU001 und WU004**) ausgewählt (siehe Abb. 7-11).

#### **Goldersbach**

Der Goldersbach entspringt am Osthang des Feldberges und fließt über steiles Gelände in den Seebach, der den Titisee speist. Seine Quellen liegen in Gneisen. Deren Körnung ist fein bis überwiegend grob. Zum Teil enthalten die Gneise Biotit oder Cordierit, zum Teil gehen sie in Diatexite über. Daneben kommen im Einzugsgebiet Ortho-Amphigneise vor. Der Goldersbach fließt dann kurz durch Paragneise. Im weiteren Verlauf des Baches besteht das Einzugsgebiet aus würmeiszeitlichen Moränen mit hohem Schluffanteil (Geschiebelehm). Die Probestellen selbst liegen wieder in Gneisen mit schwacher anatektischer Überprägung. Insgesamt besteht das Einzugsgebiet des Goldersbachs bis zu den Probestellen aus ca. 60 % anstehenden Gneisen und 40 % Gneismoränenschutt. Grundwasserleiter sind die steinig-grusigen Schuttmassen der Hänge sowie die darunterliegenden Kluffkörper im oberflächennahen Fels. Die Quellen sprechen rasch auf Niederschläge an, was auf wenig mächtige Sickerstrecken hinweist. Abflussminima treten im August bis Oktober auf (WIMMENAUER & SCHREINER (1981)). Die oft tiefgründigen Böden sind meist aus den Schuttdecken entstanden. Es finden sich hier sehr viele Torfmoore und in den Tälern Gleye. Dazu kommen auf den Moränen podsolige Braunerden und Podsole (WIMMENAUER & SCHREINER (1981)). Im allgemeinen ist die Region generell in Höhen über 800 m mit rund 30 % Laubwald und 70 % Fichte und Tanne bedeckt. Im Einzugsgebiet des Goldersbachs herrscht jedoch fast 100 % Nadelwald, überwiegend Fichte vor.

Die Niederschläge sind mit bis zu 1900 mm/Jahr sehr hoch, die Niederschlagsverteilung über das hydrologische Jahr ist ausgeglichen, der Schneeanteil beträgt bis zu 40 %. Die mittlere Jahrestemperatur ist 4-5 °C. Der Wind kommt vorwiegend aus Südwest bis West.

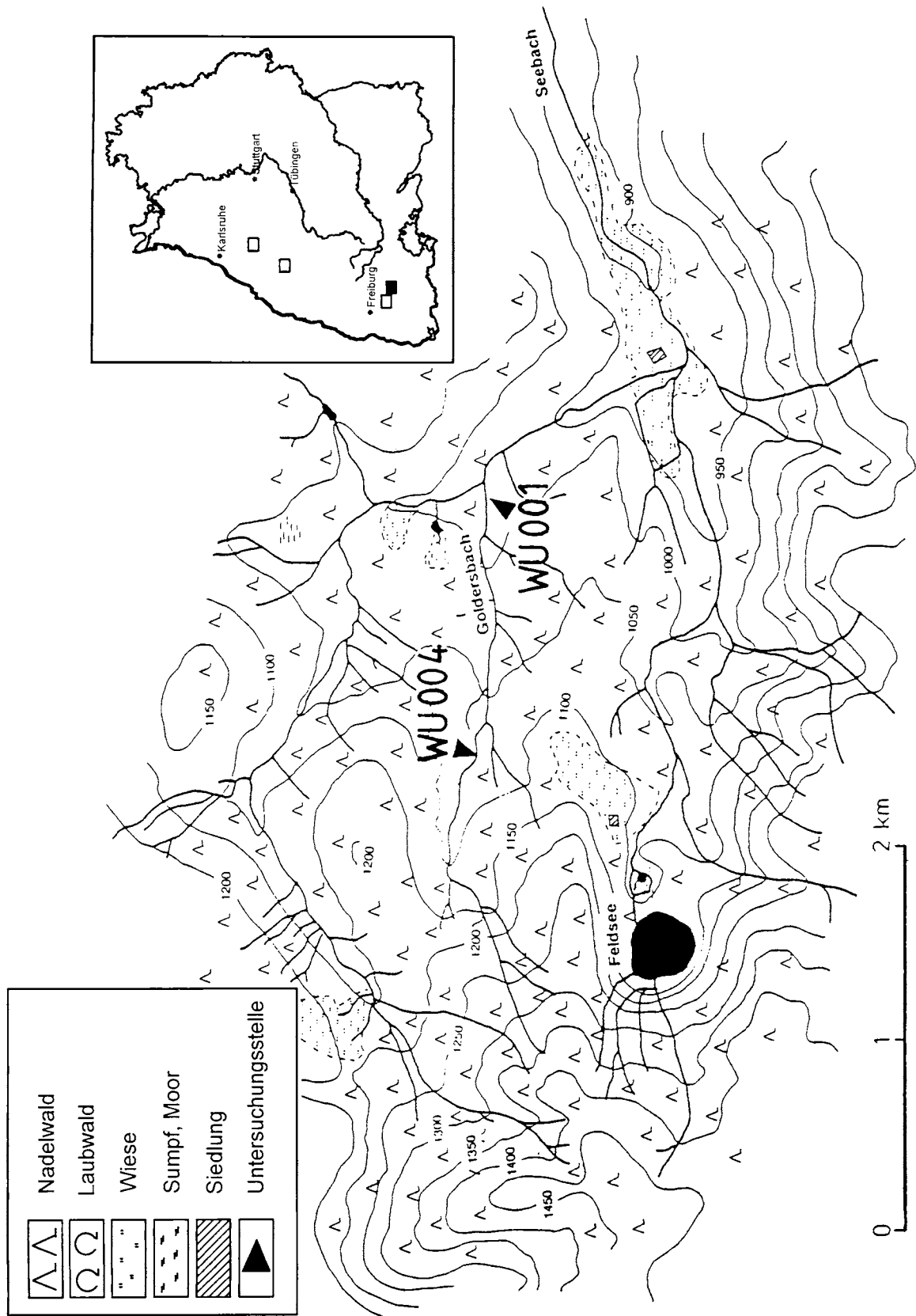
Westlich des Feldberges wurden zwei weitere typische Gneisbäche, nämlich der **Zastler-** und der **St. Wilhelmer Talbach** für langfristige Untersuchungen ausgewählt.

#### **Zastlerbach und St. Wilhelmer Talbach**

Im Einzugsgebiet des Zastlerbachs und des sehr ähnlichen St. Wilhelmer Talbaches handelt es sich um unterschiedliche Gneise, überwiegend um Orthogneise und Anatexite, also durch Aufschmelzung entstandene, sehr harte Gesteine. Stellenweise sind kleine Vorkommen von Graniten und Gangporphyren eingebaut. Besonders am Zastlerbach sind die Talniederungen und unteren Hangpartien mit Moränenmaterial aus dem gleichen Gestein bedeckt. Der Moränenschutt besteht aus einem Gemisch aller Korngrößenklassen. Größte Blöcke, Steine und Kiese, stellenweise durchsetzt mit feinerem Grundmoränenmaterial (Geschiebelehm), bedecken das anstehende, meistens durch Glazialerosion glattgeschliffene Gestein. Die Hänge und das übrige weitere Einzugsgebiet sind ansonsten mit grobem Hangschutt

unterschiedlicher Mächtigkeiten bedeckt. Das stark reliefierte Gelände weist ein kleinräumig fleckenhaftes Vorkommen unterschiedlicher, meist sehr schlecht ausgebildeter Böden auf. Moorige und anmoorige Stellen wechseln auf kleinem Raum mit Rohböden, Gleyen und podsolartigen Rohböden mit hohem Skelettanteil ab. Der anstehende Fels ist wasserundurchlässig. Die hohen Niederschläge werden rasch im Schutt- und Moränenmantel aufgenommen und zu den Quellen und Bächen weitergeleitet. Die Einzugsgebiete beider Bäche sind überwiegend mit Mischwald bestanden. Nach OBERDORFER (1982) setzt er sich zusammen aus einem hochmontanen Buchenwald-Komplex, Bergahorn-Buchenmischwald, Fichten-Tannenwald und stellenweise in höheren Lagen echtem bodenständigem Fichtenwald. Die klimatischen Verhältnisse ähneln dem des unmittelbar benachbarten Einzugsgebiets des Goldersbachs.





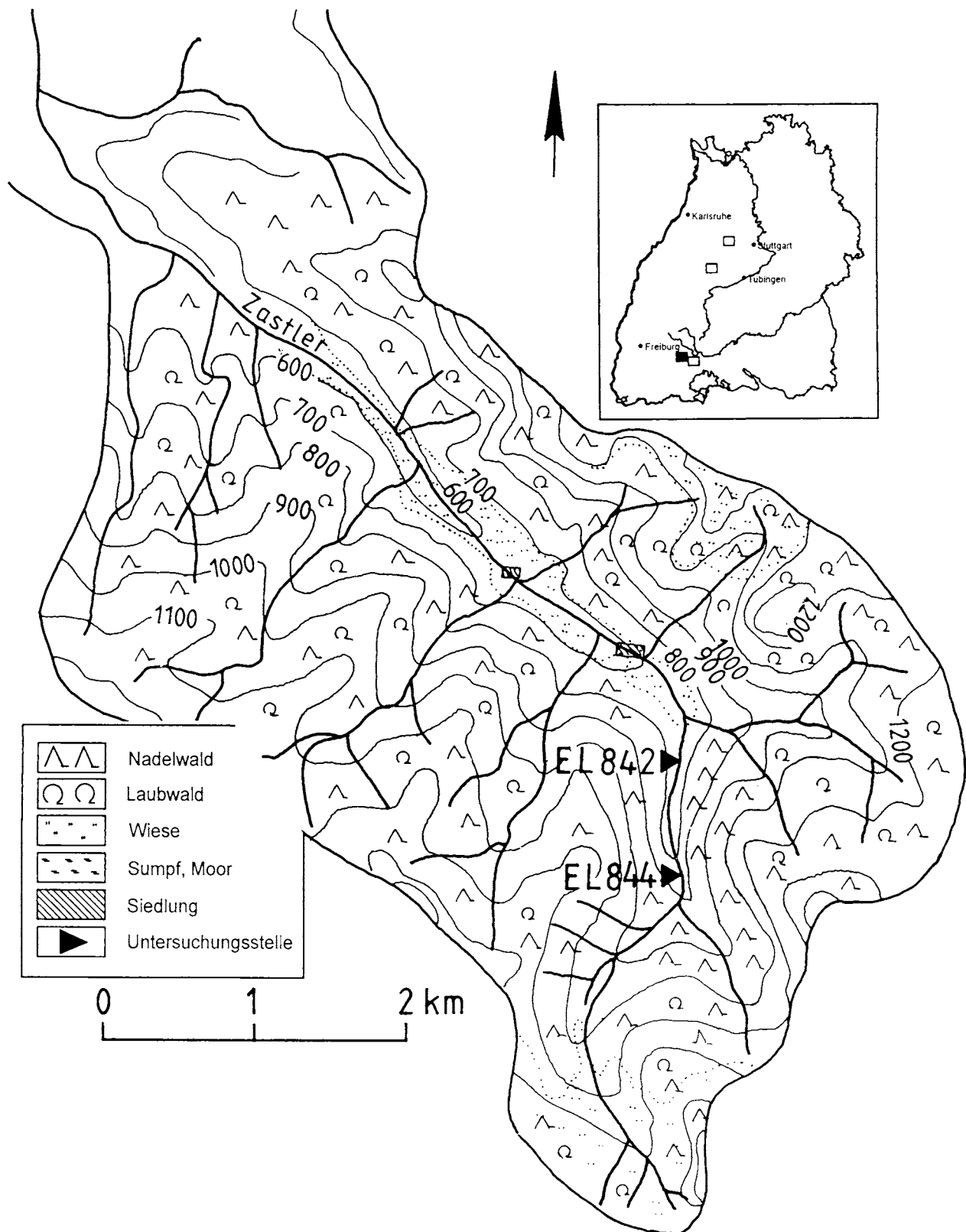
**Abb. 7-11:** Lage der Dauerbeobachtungsstellen am Goldersbach, Südschwarzwald. Metamorphes Grundgebirge (Gneis), Zufluss zur Wutach (nach ZAHN & SCHREINER, 1990).



**Abb. 7-12:** Goldersbach (WU001) oberhalb der Wasserentnahme für den Schluchsee - Episodisch leicht saurer Gneisbach, Sommeraspekt. Der Goldersbach ist ein sehr elektrolytarmer Bach, dessen pH-Regime durch in der Regel hohe Huminstoffgehalte beeinflusst wird (Pufferung niedriger Werte). Die braune Färbung des Wassers ist meistens bereits bei leichtem Hochwasser zu beobachten. Dieses Bild zeigt den Goldersbach vor dem katastrophalen Sturmbruch (1990) als stark beschatteten Waldbach.



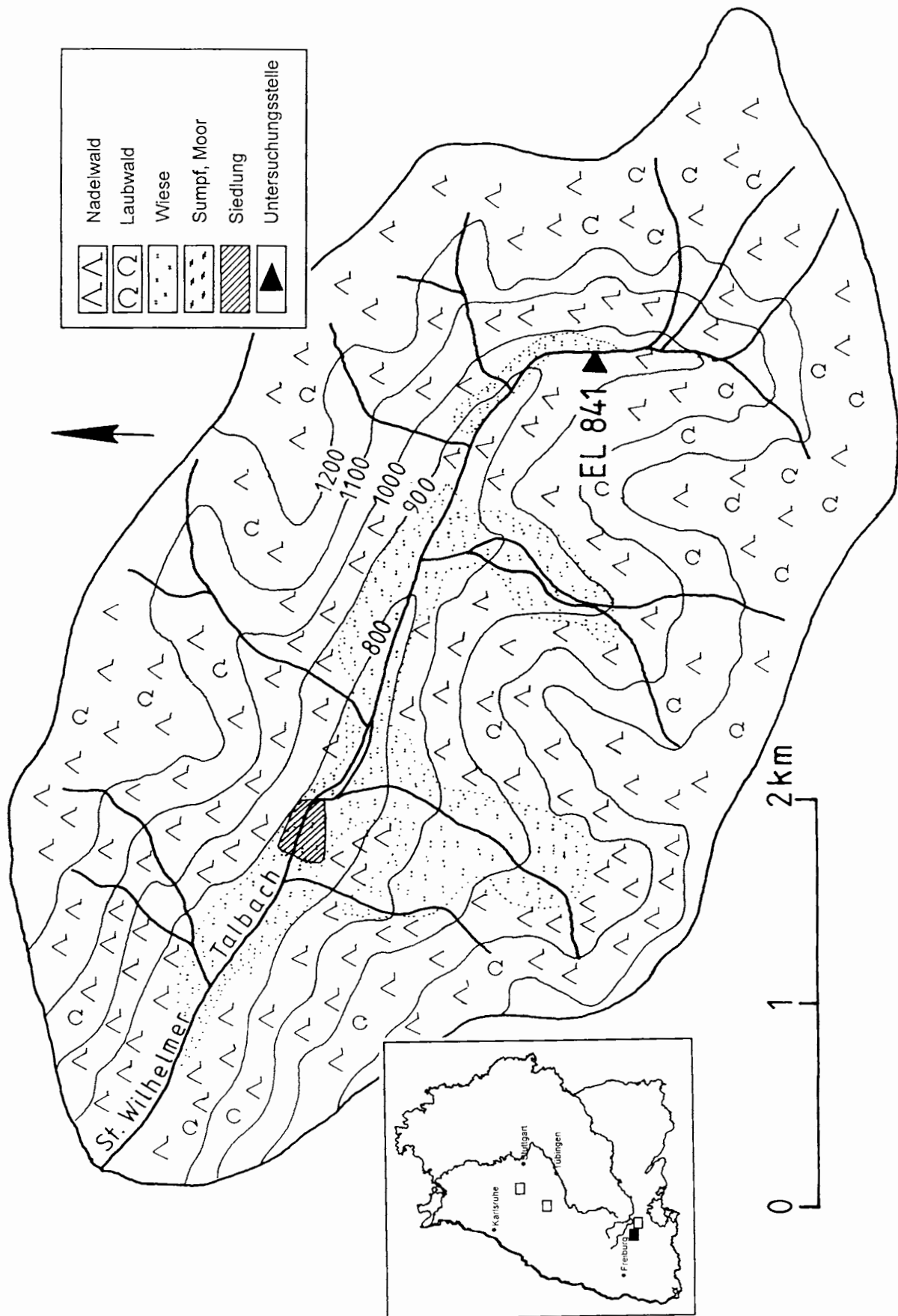
**Abb. 7-13:** Goldersbach (WU001), gleiche Strecke wie in Abb. 7-12, nach einem massiven Windbruch im Frühjahr 1990. Durch umgestürzte Fichten war das Bachbett für einige Monate völlig verdeckt. Nach der Räumung des Fallholzes ist dieser ehemals vollkommen beschattete Waldbach gut belichtet.



**Abb. 7-14:** Lage der Dauerbeobachtungsstellen am Zastlerbach, Südschwarzwald, Metamorphes Grundgebirge (Gneis), Zufluss zur Dreisam.



**Abb. 7-15:** Zastlerbach (EL842) - Permanent nicht saurer Gneisbach, steiler, kaskadenreicher subalpiner bis hochmontaner Silikat-Gebirgsbach am westlichen Feldbergabhang. Dieser Bach zählt zu den morphologisch und biologisch abwechslungsreichsten und vielgestaltigsten Bächen, nicht nur des Landes Baden-Württemberg, sondern ganz Deutschlands. Er beherbergt mit seinen subalpinen Elementen zahlreiche Tierarten, die sonst nur in den benachbarten Alpen vorkommen.



**Abb. 7-16:** Lage der Dauerbeobachtungsstellen am St. Wilhelmer Talbach, Südschwarzwald, Metamorphes Grundgebirge (Gneis), Zufluss zur Dreisam.



**Abb. 7-17:** St. Wilhelmer Talbach (EL841) - Permanent nicht saurer Gneisbach. Sehr steiler, kaskadenreicher subalpiner bis hochmontaner Silikat-Gebirgsbach am westlichen Feldbergabhang, Winteraspekt.



**Abb. 7-18:** St. Wilhelmer Talbach (EL841) - Permanent nicht saurer Gneisbach, sehr steiler, kaskadenreicher subalpiner bis hochmontaner Silikat-Gebirgsbach am westlichen Feldbergabhang, leichtes Frühjahrshochwasser. Dieser typische Gebirgsbach ist hydromorphologisch, -chemisch und -biologisch dem benachbarten Zastlerbach sehr ähnlich.



## 7.5 Chemische Merkmale säuresensibler Fließgewässerlandschaften in Baden-Württemberg

### 7.5.1 Begriffe und Definitionen

#### pH-Wert

Der Säuregehalt von Oberflächengewässern wird in der Regel als pH-Wert angegeben. Der pH-Wert ist definiert als der negative dekadische Logarithmus der Wasserstoff-Ionenaktivität:

$$\text{pH} = -\log(\text{H}_3\text{O}^+) = -\log(\text{H}^+).$$

In verdünnten Lösungen, also auch in Oberflächengewässern, entspricht die Aktivität praktisch der effektiven  $\text{H}^+$ -Ionenkonzentration. Sinkt der pH-Wert um eine Einheit, z. B. von 6 auf 5, so bedeutet dies entsprechend der logarithmischen pH-Skala eine Erhöhung der  $\text{H}^+$ -Ionenaktivität um das Zehnfache, bei zwei Einheiten um das Hundertfache!

#### Saurer Niederschlag (saurer Regen)

Saurer Niederschlag wird definiert als Niederschlag  $< 5,6$ . Das ist der pH-Wert reinen Regenwassers, das mit  $\text{CO}_2$  gesättigt ist.

Gegenwärtig liegt der pH-Wert des Regenwassers, bedingt durch seinen Gehalt u.a. an Schwefel- und Salpetersäure, in weiten Bereichen Mitteleuropas bei etwa 4,3.

#### Versauerung

Versauerung wird definiert als Verlust an Säure-Neutralisationskapazität, abgekürzt  $\Delta\text{SNK}$  (LAWA & UBA, 1986, LENHART & STEINBERG, 1984).

Das bedeutet, die Pufferkapazität eines Gewässersystems, d.h. des Gewässers samt Einzugsgebiet mit Böden und Gestein, nimmt durch zugeführte und/oder im System gebildete Säuren ab. Dies führt zu einer Zunahme an freien und gebundenen Säuren im Gewässer.

Versauerung ist, wie aus den o.g. Definitionen hervorgeht, ein Prozeß. Die Erfassung der Gewässerversauerung bei Fließgewässern ist im Gegensatz zu Seen rückwirkend aus palaeolimnologischen Analysen von Sedimenten nicht möglich. Sie kann also nur anhand von längeren Zeitreihen chemischer Messungen oder biologischer Untersuchungen erfolgen. Chemische oder biologische Ergebnisse älteren Datums liegen allerdings von unbelasteten, siedlungsfern gelegenen Fließgewässer-Oberläufen in der Regel nicht vor.

Erste chemische Analysen im Zusammenhang mit der Gewässerversauerung wurden in Baden-Württemberg Anfang der achtziger Jahre begonnen (SCHOEN 1984). Weitere systematische chemische und biologische Erhebungen wurden vom Autor ab 1985 durchgeführt. Hierbei war die Arbeitsanleitung des „ad-hoc“-AK LAWA/UBA bezüglich der relevanten Parameter maßgeblich. Die Parameter und Verfahren sind in Tab. 3-6 angeführt. Zur Charakterisierung von sauren Gewässern wird in der umfangreichen Literatur (z. B. LENHART & STEINBERG (1984), SCHOEN (1984), BÖHMER & RAHMANN (1992), WULFHORST (1991), HINDERER & EINSELE (1998) eine Fülle von chemischen Parameter-Kombinationen und

Versauerungsindices vorgestellt, von denen einige häufiger zitierte nachfolgend behandelt werden.

In den folgenden Übersichtskarten werden einige versauerungsrelevante chemische Parameter vor dem Hintergrund der Fließgewässerlandschaften graphisch dargestellt. Diese Abbildungen (Abb. 7-19 bis Abb. 7-24) sollen die unterschiedliche Empfindlichkeit der Untersuchungsstellen in Abhängigkeit von der geologischen Beschaffenheit der Fließgewässerlandschaften zum Ausdruck bringen. Die Parameter werden im Hinblick auf die chemische Versauerungsempfindlichkeit der Bäche und die später vorgestellte biologische Bedeutung dieser Kenngrößen in klassifizierter Form dargestellt. Die parameterweise Klassifizierung orientiert sich in erster Linie an den korrelativen Beziehungen zwischen einzelnen Kenngrößen, die in Kap. 5 in den Diagrammen der Abb. 5-1 und Abb. 5-2 dargestellt sind. Darüber hinaus werden Klassifizierungsvorschläge aus der Literatur berücksichtigt.

In den einzelnen Karten sind im Schnitt etwa 150 Untersuchungsstellen dargestellt, die seit 1985 in den chemischen Messprogrammen der LfU in naturnahen Fließgewässer-Oberläufen regelmäßig beprobt worden sind. Auch die Keuper-Regionen wurden mit in das Untersuchungsprogramm aufgenommen, weil in diesen Gebieten einige möglicherweise versauerungsgefährdete Bäche vorkommen, insbesondere im Sandsteinkeuper, der als relativ karbonatarm gilt.

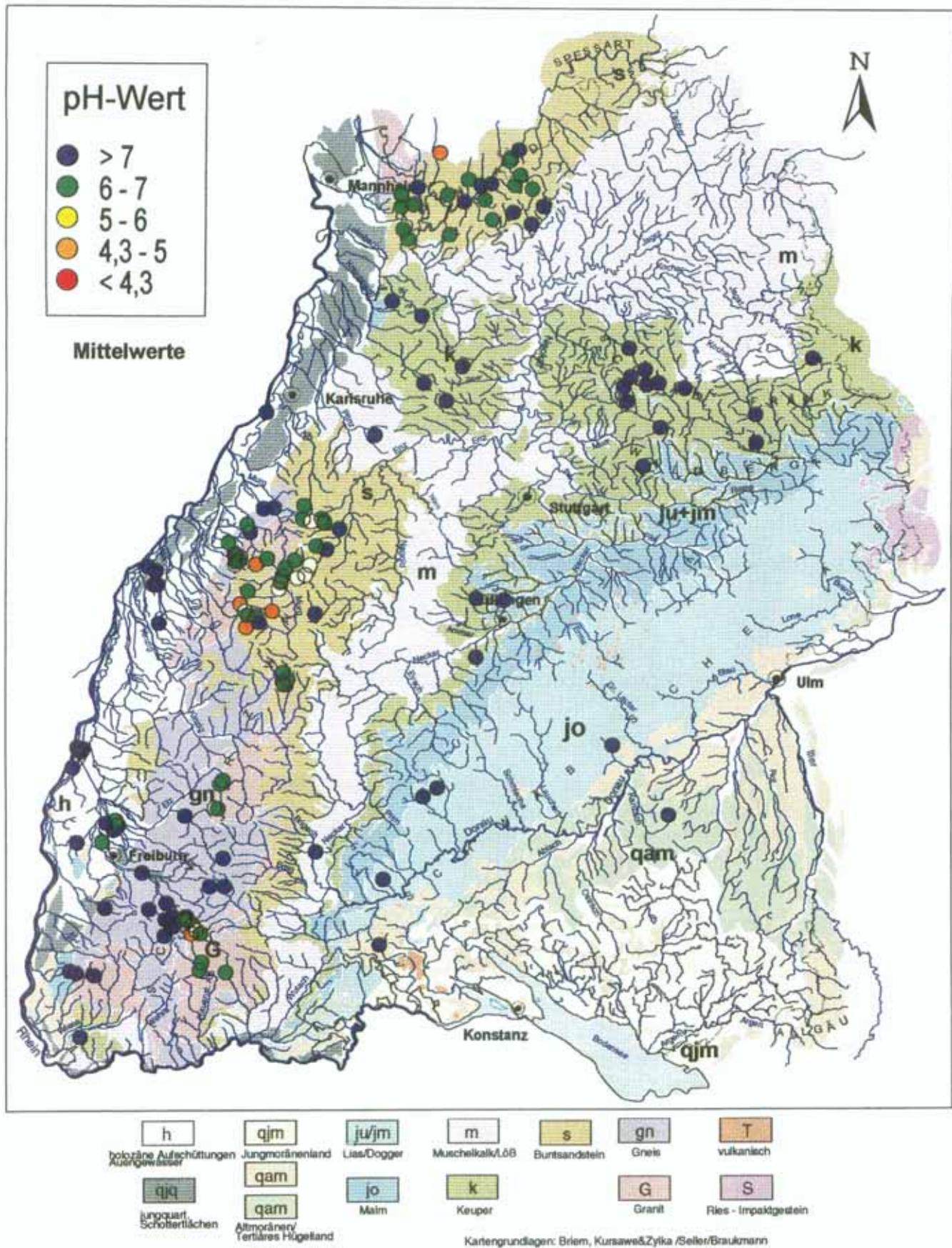
Die Werte, die in den folgenden Parameterkarten zugrunde liegen, sind in Tab. 4-1 zusammengestellt.

## 7.5.2 Chemische Übersicht über die Fließgewässer-Landschaften

### 7.5.2.1 pH-Wert

In Abb. 7-19 ist der mittlere pH-Wert der Untersuchungsstellen in verschiedenen Hauptfließgewässerlandschaften dargestellt. Der pH-Wert ist eine resultierende Größe, die im Wesentlichen von den weiter unten beschriebenen geochemischen Eigenschaften der Fließgewässerlandschaften abhängt, vor allem der elektr. Leitfähigkeit, der Gesamthärte und der Säurekapazität.

Die mittleren pH-Werte der Untersuchungsstellen liegen in den Höhenlagen des Nord-schwarzwaldes (Buntsandstein), in den Einzugsgebieten von Enz, Murg und Acher um 5 bis 4,3. Niedrigere Mittelwerte sind in keinem der untersuchten Bäche festgestellt worden. Wie weiter unten dargelegt wird, sind mittlere pH-Werte lediglich zur groben Klassifikation der Untersuchungsstellen geeignet. Von weitaus größerer biologischer Bedeutung sind hingegen vielmehr die extremen pH-Minima und die Häufigkeit ihres Auftretens. Der Abbildung kann allerdings entnommen werden, dass die Bäche im Gneis im Schnitt höhere pH-Werte aufweisen als die Granit- und die Buntsandsteinbäche und somit die am wenigsten versauerungsempfindlichen Gewässer im Schwarzwald sind.



**Abb. 7-19:** Mittlere pH-Werte von rund 150 Untersuchungsstellen in ausgewählten Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs vor dem Hintergrund der geologischen Hauptformationen.

### 7.5.2.2 Elektrische Leitfähigkeit

Mit der elektr. Leitfähigkeit wird die Summe aller im Wasser gelösten Ionen erfasst. Sie stellt einen leicht und zuverlässig messbaren Summenparameter dar. Die Leitfähigkeit steht in sehr enger Beziehung zur Gesamthärte des Wassers, die als Summe der Calcium- und Magnesium-Ionen ausgedrückt werden kann. Diese sehr enge Korrelation zwischen elektr. Leitfähigkeit und Gesamthärte ist in Abb. 5-1 und Abb. 5-2 dargestellt und kommt in allen geologisch unterschiedlichen Fließgewässerlandschaften deutlich zum Ausdruck. In der folgenden Abbildung (Abb. 7-20) wurde die elektr. Leitfähigkeit klassifiziert. Die Bildung der Klassen erfolgte anhand des Korrelationsdiagramms, in dem die elektr. Leitfähigkeit gegen die Gesamthärte (Abb. 5-1 oben und Abb. 5-2 oben) aufgetragen ist. Hieraus ergeben sich folgende Klassen der elektr. Leitfähigkeit:

**Tab. 7-1:** Klassen der elektr. Leitfähigkeit in verschiedenen Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs.

Klasse	Farbe	Wertebereich elektr. Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Bezeichnung
1	blau	>300	elektrolytreich (Karbonatbäche)
2	grün	180 - 300	mäßig elektrolytreich
3	gelb	90 - 180	elektrolytarm
4	orange	30 - 90	sehr elektrolytarm
5	rot	<30	extrem elektrolytarm

Die Gruppe der elektrolytarmen Silikatbäche umfasst Gewässer mit Leitfähigkeiten von 30 bis rund 300  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Ab 300  $\mu\text{S}/\text{cm}$  bis über 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  handelt es sich um die elektrolytreichen bis extrem elektrolytreichen Karbonatbäche. Diese wurden in Abschnitt 4.3 näher charakterisiert. Karbonatbäche sind durchweg nicht versauerungsgefährdet und werden deshalb hier nicht weiter behandelt, es sei denn zu Vergleichszwecken.

In der Karte (Abb. 7-20) ist die mittlere Leitfähigkeit von etwa 150 Untersuchungsstellen dargestellt. Die Gewässer mit der geringsten Leitfähigkeit konzentrieren sich auf die Buntsandstein-Region des Nordschwarzwaldes. Hier schwerpunktmäßig auf die oberen Einzugsgebiete von Enz, Murg und teilweise Acher. Im mittleren und südlichen Schwarzwald sind es die Granit-Gebiete, die ebenfalls Bäche mit sehr geringen Leitfähigkeiten, teilweise unter 30  $\mu\text{S}/\text{cm}$  aufweisen. Besonders elektrolytarm sind die quellenahen Zuflüsse zur Haslach.

Die Bäche des Buntsandstein-Odenwaldes zeichnen sich durchweg durch höhere Leitfähigkeiten aus als diejenigen des vergleichbaren Buntsandstein-Gebiets im Nordschwarzwald.

Alle Keuper-Bäche, auch die des elektrolytärmsten Sandstein-Keuper, liegen im Mittel um 300  $\mu\text{S}/\text{cm}$  und darüber.

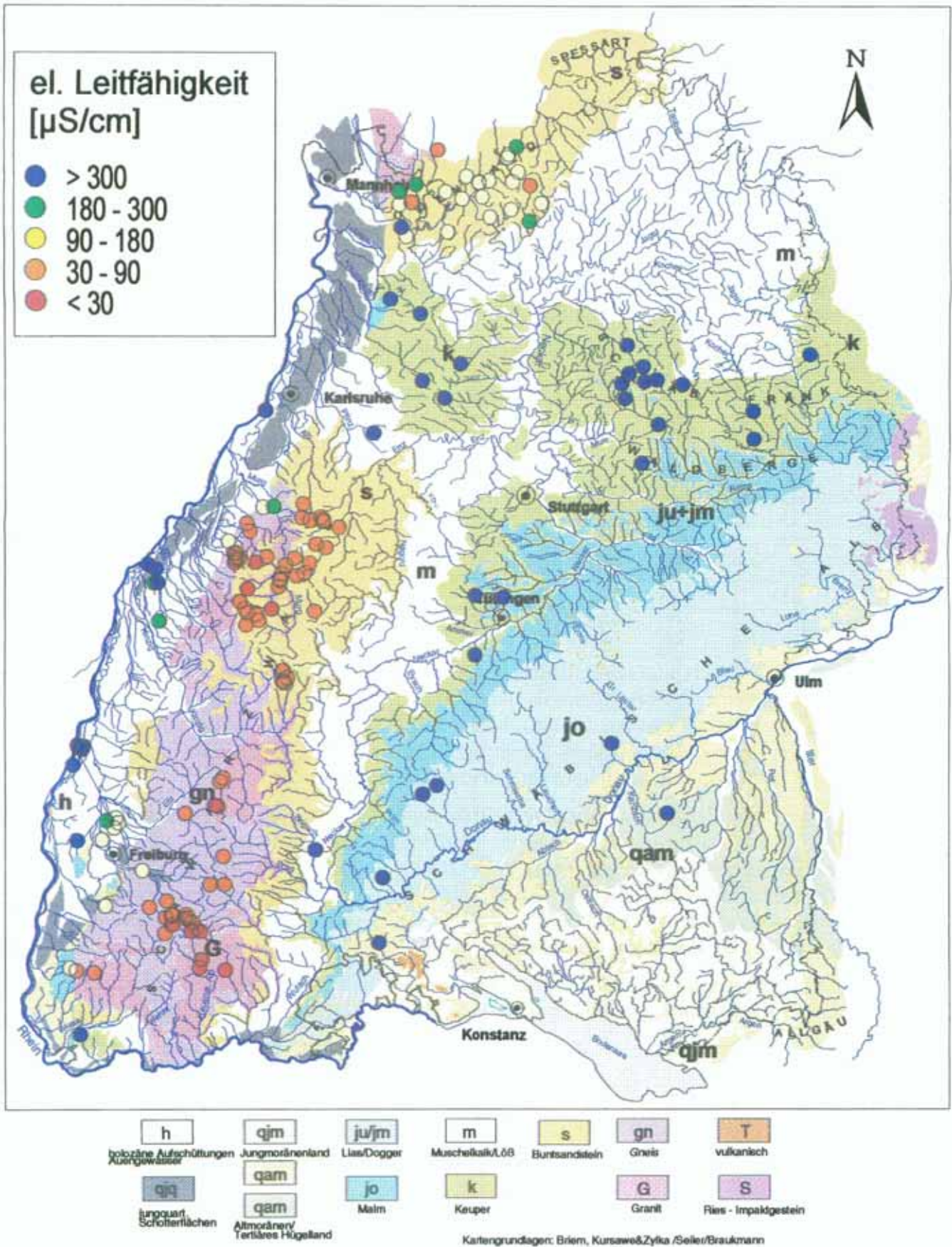


Abb. 7-20: Mittlere elektr. Leitfähigkeit von rund 150 Untersuchungsstellen in ausgewählten Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs vor dem Hintergrund der geologischen Hauptformationen – Definition der Klassen in Tab. 7-1.

### 7.5.2.3 Gesamthärte

Unter Gesamthärte wird im folgenden die Summe der Calcium- und Magnesium-Konzentrationen verstanden. Calcium und Magnesium sind die quantitativ wichtigsten Kationen aus der Gesteinsverwitterung. Da sie vorwiegend mit dem Hydrogenkarbonat als korrespondierendem Anion in Lösung gehen, bestimmen sie mit diesem die Pufferkapazität der Böden und Gewässer weitestgehend. Wie bereits erwähnt, steht die Gesamthärte in enger Beziehung zur elektr. Leitfähigkeit und prägt diese nachhaltig. Darüber hinaus besteht eine enge Korrelation zur Säurekapazität (s. Abb. 5-1 unten und Abb. 5-2 unten). Die Gesamthärte eignet sich ebenfalls als relativ leicht zu bestimmender Parameter als Maß für die Versauerungsempfindlichkeit von Fließgewässern. Gleiches gilt für Grundwasser (HINDERER & EINSELE (1998)).

Für die kartenmäßige Darstellung der mittleren Werte der Gesamthärte in Baden-Württemberg (Abb. 7-21) wurde die folgende Klassifikation gewählt, die sich aus der Beziehung zur Leitfähigkeit einerseits, andererseits zur Säurekapazität (Abb. 5-1 und Abb. 5-2) ergibt.

**Tab. 7-2:** Klassen der Gesamthärte (Summe aus Calcium und Magnesium) in verschiedenen Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs.

Klasse	Farbe	Wertebereich Gesamthärte ( $\Sigma\text{Ca}^{2+}, \text{Mg}^{2+}$ ) (mmol (eq)/l)	Bezeichnung	Versauerungsempfindlichkeit
1	blau	> 1,5	weich bis leicht hart	nicht sensitiv
2	grün	1,0 - 1,5	mäßig weich	schwach sensitiv
3	gelb	0,5 - 1,0	weich	mäßig sensitiv
4	orange	0,2 - 0,5	sehr weich	sensitiv
5	rot	< 0,2	extrem weich	hoch sensitiv

Die Werte in Tab. 7-2 und Abb. 7-21 sind aus Gründen der Vergleichbarkeit mit der Säurekapazität in Ladungsäquivalenten (als meq/l) angegeben. Nach HÖLTING (1996) kann auch die Schreibweise mmol (eq)/l verwendet werden.

Der Wert von 1 mmol  $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$  entspricht 2,8°dH, d.h. 1,5 mmol/l entsprechen 4,2 °dH. Wasser bis 4°dH werden in der Härteskala für Trink- oder Brauchwasserzwecke (z. B. nach HÖLL, 1986) als sehr weich bezeichnet. Im Zusammenhang mit der Versauerungsempfindlichkeit von Fließgewässern handelt es sich bei der hier vorliegenden Klassifikation der elektolytarmen Silikatbäche um eine vergleichsweise feinere Unterteilung als sie für viele Zwecke der Brauchwassernutzung erforderlich ist.

Die in Abb. 7-21 wiedergegebene Karte der Gesamthärte spiegelt die geogene Abhängigkeit der Gesamthärte klar wider. Die Buntsandsteinbäche des Schwarzwaldes haben das weichste und somit säuresensitivste Wasser. Granitbäche im Schwarzwald sind in der Regel weicher als die Gneisbäche. Der Buntsandstein-Odenwald weist wiederum Bäche mit höheren Gesamthärtewerten auf als die flächenhaft weicheren Schwarzwaldbäche.

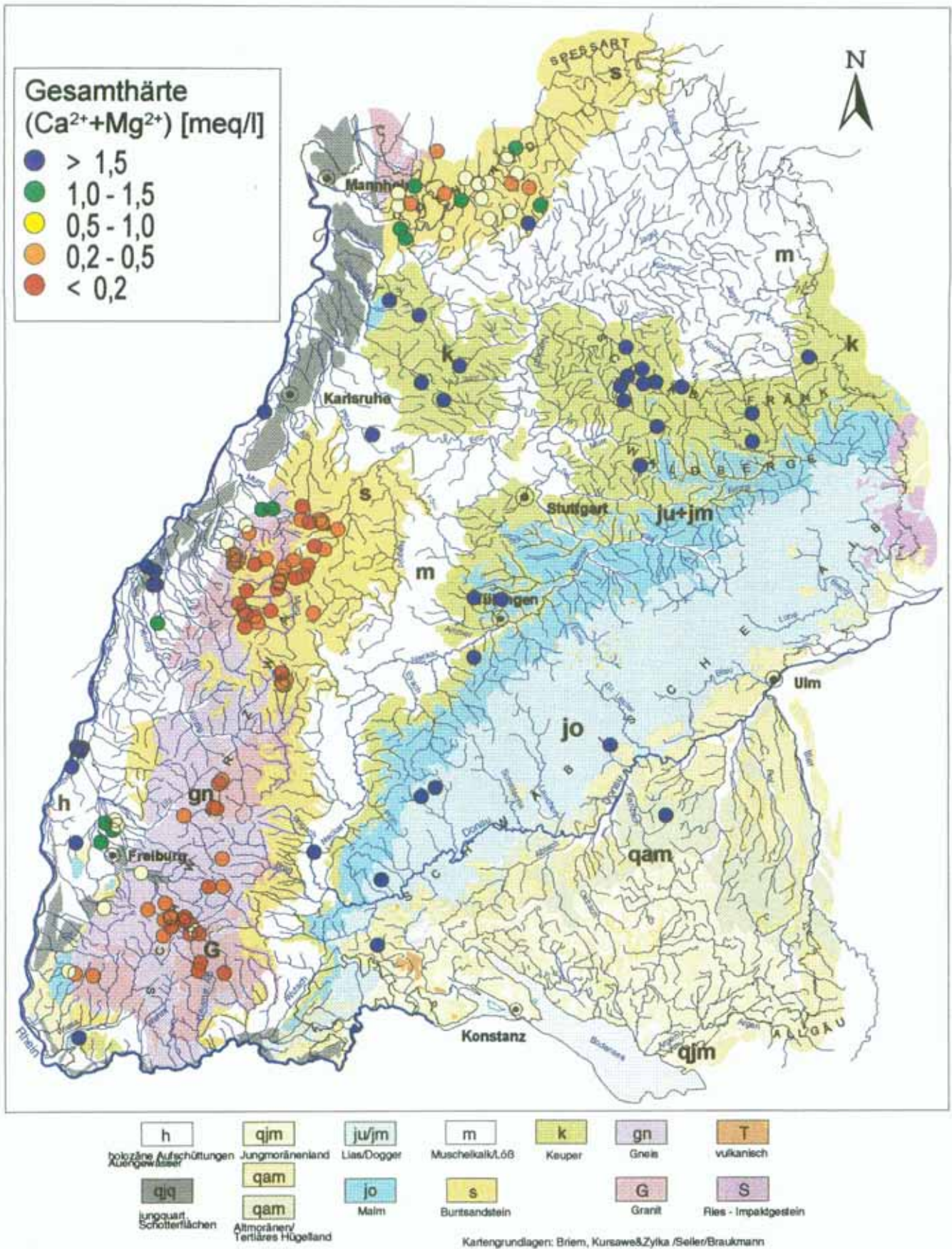


Abb. 7-21: Mittlere Gesamthärte (Summe der Ca<sup>2+</sup> und Mg<sup>2+</sup>- Ionen) von rund 150 Untersuchungsstellen in ausgewählten Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs vor dem Hintergrund der geologischen Hauptformationen– Definition der Klassen vgl. Tab. 7-2.

### 7.5.2.4 Hydrogenkarbonat (Säurekapazität)

Grundlage für die Berechnung des Hydrogenkarbonats ist die Säurekapazität ( $K_{S4,3}$ ).

Unter Säurekapazität wird die Säure-Neutralisierungskapazität (SNK) verstanden. In wässriger Phase wird sie meist als Alkalinität bezeichnet. Im Hinblick auf die analytische Bestimmung wird dieser Parameter als Säureverbrauch (m-Wert, bei Titration mit Methylorange) bezeichnet, bei elektrometrischer Titration bis pH 4,3 als Referenzwert als Säurekapazität ( $K_{S4,3}$ ). Der Hydrogenkarbonat-Gehalt in Abb. 7-22 wurde nach folgender Formel berechnet:

**Formel 7-1:** 
$$\text{HCO}_3^- \text{ (meq/l)} = K_{S4,3} \text{ (mmol/l)} + 10^{-\text{pH}} - 0,05.$$

Der Wert 0,05 entspricht einer  $\text{H}^+$ -Konzentration bei pH 4,3. Das Hydrogenkarbonat ist ein Bestandteil des mit Abstand wichtigsten aquatischen Puffersystems, des Karbonat-Puffersystems (s.o.), und zwar sowohl in silikatischen als auch in karbonatischen Gewässern (u.a. MEESENBURG (1989), ALLES 1998)). Wie bereits in Abb. 5-1 und Abb. 5-2 dargestellt, besteht zwischen der Säurekapazität (Hydrogenkarbonat) und der Gesamthärte eine enge Korrelation. Aus den Werten in Abb. 5-1 und Abb. 5-2 unten ergibt sich in Übereinstimmung mit Angaben aus der Literatur (LENHART & STEINBERG (1984)) für das Hydrogenkarbonat die folgende Klassifikation als Ausdruck für die Versauerungsempfindlichkeit von Bächen:

**Tab. 7-3:** Klassen der Säurekapazität (Hydrogenkarbonat Konzentration) in verschiedenen Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs.

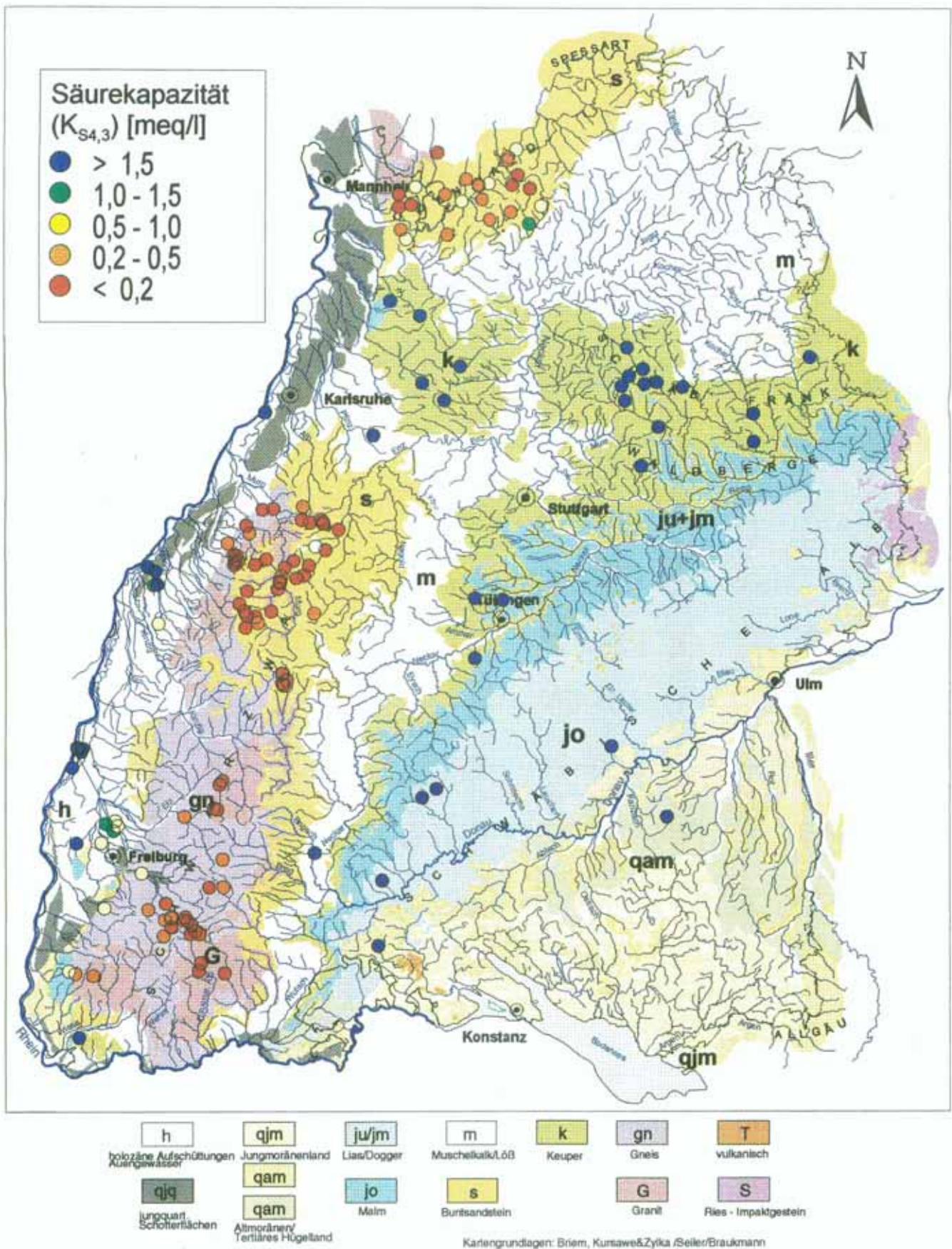
Klasse	Farbe	Wertebereich der Säurekapazität ( $K_{S4,3}$ ) (mmol (eq)/l)	Versauerungsempfindlichkeit	Pufferungsgrad
1	blau	> 1,5	nicht sensitiv	sehr gut gepuffert
2	grün	1,0 - 1,5	schwach sensitiv	gut gepuffert
3	gelb	0,5 - 1,0	mäßig sensitiv	mäßig gepuffert
4	orange	0,2 - 0,5	sensitiv	schwach gepuffert
5	rot	< 0,2	hoch sensitiv	ungepuffert bis sehr schwach gepuffert

Die auf diese Weise klassifizierten Mittelwerte des Hydrogenkarbonats naturnaher unbelasteter Bäche sind in Abb. 7-22 als Karte dargestellt. Für die klassifizierte Darstellung in Kartenform ist es praktisch unerheblich, ob die Werte der Säurekapazität oder des Hydrogenkarbonats eingesetzt werden, die Ergebnisse sind nahezu identisch (vgl. hierzu die Werte in Tab. 14-7, die den Kartenabbildungen zugrunde liegen). In dieser Karte erweisen sich die Buntsandsteinbäche des Schwarzwaldes (übereinstimmend mit der Einstufung der Gesamthärte) als die säuresensitivsten Gewässer, gefolgt von den Granitbächen und den geringfügig besser gepufferten Gneisbächen des mittleren und südlichen Schwarzwaldes.

Die Odenwaldbäche zeigen ein sehr heterogenes Bild, in dem sich das Spektrum des Hydrogenkarbonats von wenigen sehr versauerungssensitiven bis hin zu überwiegend mäßig sensitiven Bächen erstreckt.

Alle Keuperbäche sind ausreichend gepuffert und somit nicht säuresensitiv.





**Abb. 7-22:** Mittlere Säurekapazität ( $K_{S4,3}$ ) von rund 150 Untersuchungsstellen in ausgewählten Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs vor dem Hintergrund der geologischen Hauptformationen – Definition der Klassen in Tab. 7-3.

### 7.5.2.5 Calcit-Sättigungsindex

Der Calcit-Sättigungsindex (CSI) wird mit folgender Formel berechnet:

**Formel 7-2:**  $CSI = p(\text{Ca}^{2+}) \cdot p(\text{K}_{\text{S4,3}}) - \text{pH} + 2$

$p$  = negativer dekadischer Logarithmus,  $\text{Ca}^{2+}$  in mol/l,  $\text{K}_{\text{S4,3}}$  in eq/l.

Er drückt die relative Sättigung des Wassers mit Calciumkarbonat aus. Der Faktor 2 errechnet sich näherungsweise aus den beteiligten Gleichgewichtskonstanten (Löslichkeitsprodukt der zweiten Gleichgewichtskonstante von  $\text{CaCO}_3$  im Kalk-Kohlensäure-System). Eine exaktere Beziehung der relativen Sättigung des Wassers mit Calciumkarbonat ist als Sättigungsindex in SONTHEIMER et al. (1980) beschrieben, allerdings mit umgekehrtem Vorzeichen. Ein CSI von 0 entspricht näherungsweise einer Sättigung des Gewässers mit Calciumkarbonat. Der Calcit-Sättigungsindex vereinigt die Calcium-Konzentration, die Säurekapazität und den pH-Wert zu einer Größe.

Der CSI kann nach (WULFHORST (1991)) im Hinblick auf die Versauerungsempfindlichkeit von Fließgewässern wie folgt klassifiziert werden:

- CSI < 3    versauerungsunempfindlich,
- CSI 3 - 4   versauerungsempfindlich,
- CSI > 4    versauert.

Im Gegensatz zur unten genannten ALMER-Relation bewirken niedrige Calcium-Konzentrationen beim Calcit-Sättigungsindex eine Einstufung in Richtung Versauerung. Der Calcit-Sättigungsindex **kann** ebenfalls eine Versauerung beschreiben. Er bezieht sich jedoch im Unterschied zur ALMER-Relation (s.u.) nicht auf das unbeeinflusste Gewässer, sondern auf die mit Calciumkarbonat gesättigte Lösung. Für die praktische Beurteilung von Fließgewässern wird der Calcit-Sättigungsindex deshalb hier nicht weiter berücksichtigt.

### 7.5.2.6 ALMER-Relation

Weltweite Untersuchungen haben nach ALMER et al. (1978) ergeben, dass in nicht beeinflussten Gewässern die Summe von nicht marinem Calcium und Magnesium der Alkalinität (dem Hydrogenkarbonat-Gehalt) proportional ist. ALMER et al. (1978) und DICKSON (1980) wiesen nach, dass das Verhältnis von Alkalinität und der Summe von  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  zugunsten der  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  -Gehalte verschoben ist. Diese Verschiebung wird als ein Anzeichen für Versauerung angesehen.

Die Formel für die ALMER-Relation lautet:  $AR = \text{K}_{\text{S4,3}} / (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$  in meq/l.

Als Indikator für eine mögliche Versauerung kann die ALMER-Relation in Anlehnung an WULFHORST (1991) folgendermaßen klassifiziert werden:

**Tab. 7-4:** Klassifikation der ALMER-Relation als Indikator für eine mögliche Gewässerversauerung.

Klasse	Farbe	Wertebereich der ALMER-Relation $AR = \text{K}_{\text{S4,3}} / (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$ (meq/l)	möglicher Versauerungsgrad
1	blau	> 1,0	nicht versauerungssensitiv
2	gelb	0,9 - 1,0	versauerungssensitiv
3	rot	< 0,9	versauert

Gemäß dieser Klasseneinteilung ergibt sich in Abb. 7-23 für die Werte der ALMER-Relation folgendes Bild:

Über alle Fließgewässerlandschaften hinweg erscheinen die meisten Bäche als versauert! Bemerkenswert ist, dass auch die mit den bisher vorgestellten Parametern nie als auch nur versauerungsempfindlich eingestuften Keuperbäche mit diesem Index sogar als versauert bewertet werden. Angesichts der hohen geogenen Calcium und Magnesium-Konzentrationen in vielen dieser Bäche (vgl. Abschn. 4.3) ist eine solche Einstufung allerdings nicht verwunderlich.

Aus der Karte der ALMER-Relation geht hervor, dass scheinbar keine Beziehung zwischen Geologie und dem Versauerungsgrad der Untersuchungsstellen besteht. Dieser Befund ist jedoch nicht plausibel und steht auch im klaren Widerspruch sowohl zu den übrigen chemischen Kenngrößen als auch zu den später vorgestellten biologischen Ergebnissen.

### 7.5.2.7 Chemischer Versauerungsindex (VI) oder F-Wert

Im Gegensatz zum Calcit-Sättigungsindex, der sich auf das mit Calciumkarbonat gesättigte Wasser bezieht und zur ALMER-Relation, die den Zusammenhang zwischen der Summe der Calcium- und Magnesium-Konzentrationen und der Hydrogenkarbonatkonzentration berücksichtigt, handelt es sich bei dem chemischen Versauerungsindex nach HENRIKSEN (1980), SEIP (1984) und WULFHORST (1991) als F-Wert bezeichnet, um einen Faktor, der die versauerungsindizierenden Stoffe (Sulfat und Nitrat) mit einbezieht. Im Zähler stehen die Calcium- und Magnesiumkonzentrationen, welche in direktem Zusammenhang zur Säurekapazität stehen (s. auch ALMER-Relation). Im Nenner stehen die Sulfat- und die Nitrat-Konzentrationen, die atmosphären, geogenen oder biogenen Ursprungs sein können.

HINDERER & EINSELE (1998) operieren zur Versauerungs-Einstufung von Grundwasser in Baden-Württemberg mit dem gleichen Index, den sie nach SCHOEN (1984, 1985) als Versauerungs-Index (VI) bezeichnen.

Die Formel für den den Versauerungsindex (VI) bzw. den F-Wert lautet:

**Formel 7-3:**  $VI = (Ca^{2+} + Mg^{2+}) / (SO_4^{2-} + NO_3^-)$  in meq/l.

Aus diesem Index folgt, dass geringe Calcium- und Magnesiumkonzentrationen sowie hohe Sulfat- und Nitrat-Konzentrationen eine Einstufung in Richtung Versauerung bewirken.

Orientiert an HINDERER & EINSELE (1998) läßt sich der Versauerungs-Index folgendermaßen klassifizieren (vgl. auch Abb. 7-23):

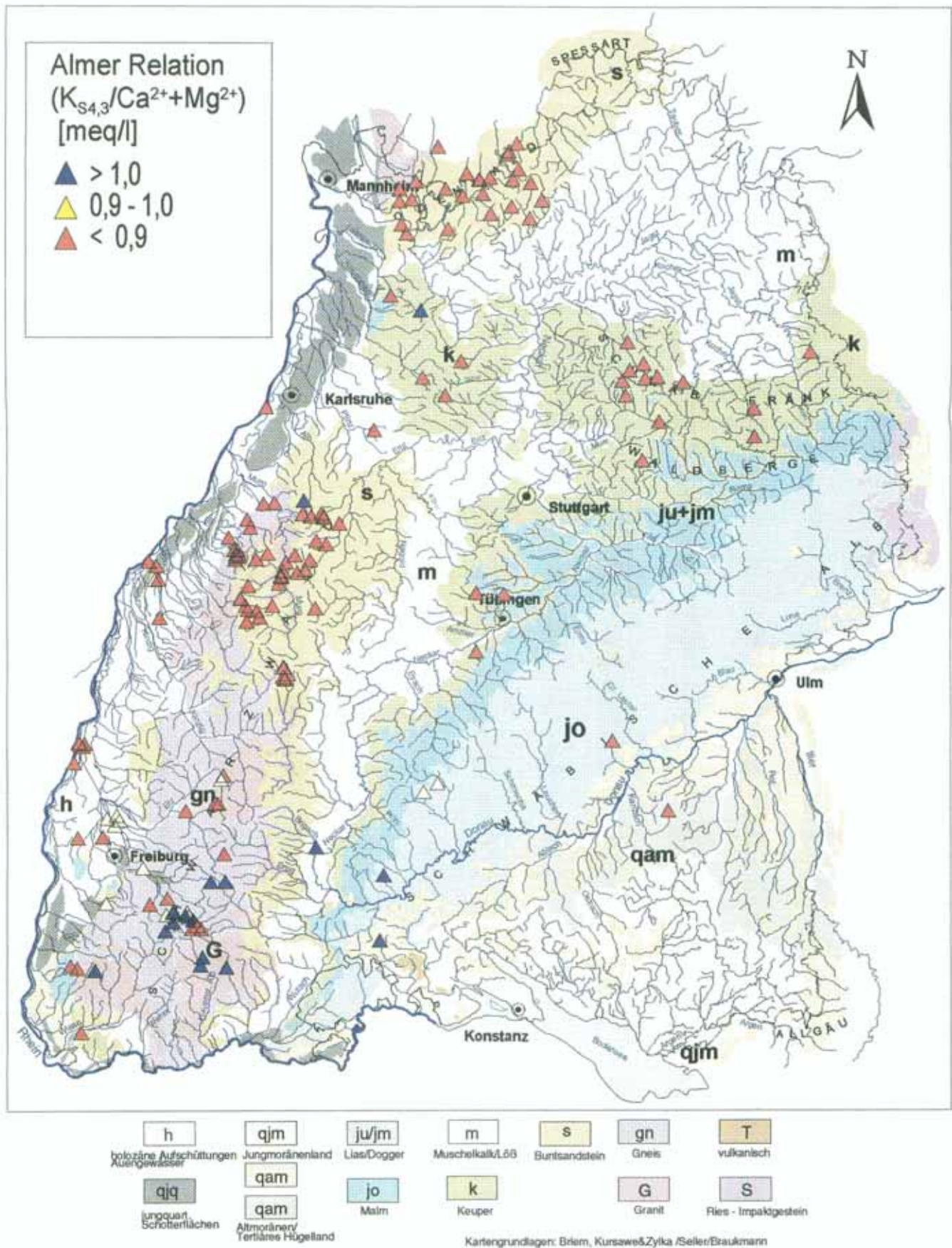
**Tab. 7-5:** Klasseneinteilung des Versauerungs-Index ( $VI = (Ca^{2+} + Mg^{2+}) / (SO_4^{2-} + NO_3^-)$  in meq/l) in Anlehnung an HINDERER & EINSELE (1998).

Klasse	Farbe	Wertebereich des Versauerungs-Index $VI = (Ca^{2+} + Mg^{2+}) / (SO_4^{2-} + NO_3^-)$ (meq/l)	Versauerungsempfindlichkeit
1	blau	> 10	nicht sensitiv
2	grün	3 - 10	schwach sensitiv
3	gelb	1,5 - 3,0	mäßig sensitiv
4	orange	1,0 - 1,5	sensitiv
5	rot	< 1,0	hoch sensitiv (versauert?)

Anders als der Parameter ALMER-Relation liefert der Versauerungs-Index für die untersuchten Bäche in unterschiedlichen Fließgewässer-Landschaften Baden-Württembergs Werte, die einen Bezug zur Geologie der Bach-Einzugsgebiete erkennen lassen. Die Karte des Versauerungs-Index in Abb. 7-24 zeigt, dass in Übereinstimmung mit den Daten der elektr. Leitfähigkeit, der Gesamthärte und des Hydrogenkarbonats eine deutliche Beziehung zwischen Versauerungs-Empfindlichkeit der chemisch untersuchten Gewässer und der naturraumspezifischen geochemischen Beschaffenheit der Einzugsgebiete zum Ausdruck kommt.

Auch nach dem Parameter des Versauerungs-Index erscheinen die Buntsandstein-Bäche des nördlichen Schwarzwaldes im Enz-, Murg- und oberen Acher-Gebiet als die säuresensitivsten Gewässer. Ähnlich empfindlich werden die Granit-Bäche des mittleren und südlichen Schwarzwaldes eingestuft. Die Gneis-Bäche im Südschwarzwald hingegen sind weniger sensitiv.

Wiederum sehr unterschiedlich ist die Situation im Buntsandstein-Odenwald einzustufen. Dort treten insgesamt weniger sensitive Bäche auf. Das Spektrum der Bäche reicht hier auf engem Raum von wenig bis hoch sensitiv.



**Abb. 7-23:** ALMER-Relation ( $AR=K_{S4,3}/Ca^{2+}+Mg^{2+}$ ), Mittelwerte von rund 150 Untersuchungsstellen in ausgewählten Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs vor dem Hintergrund der geologischen Hauptformationen. – Definition der Klassen in Tab. 7-4.

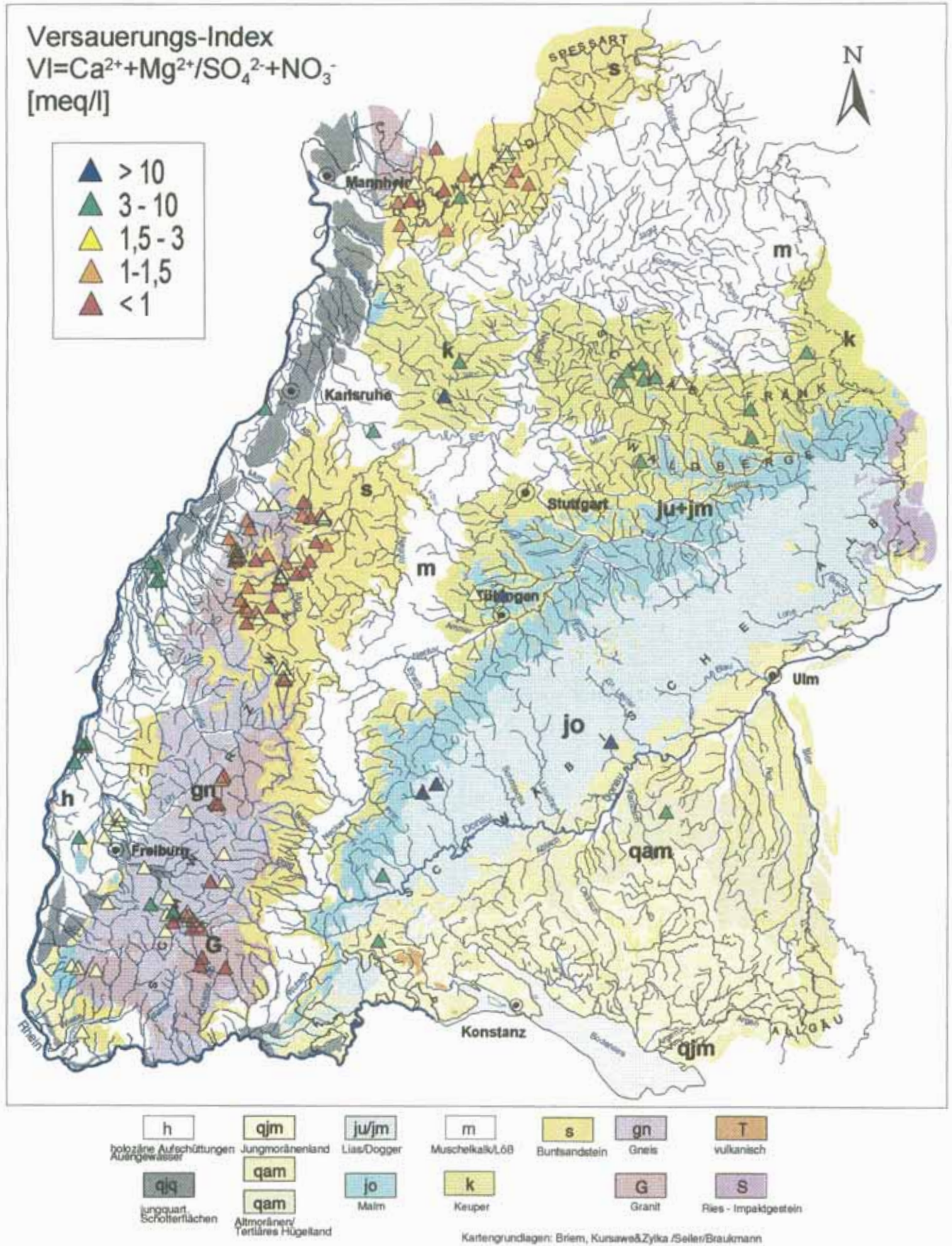
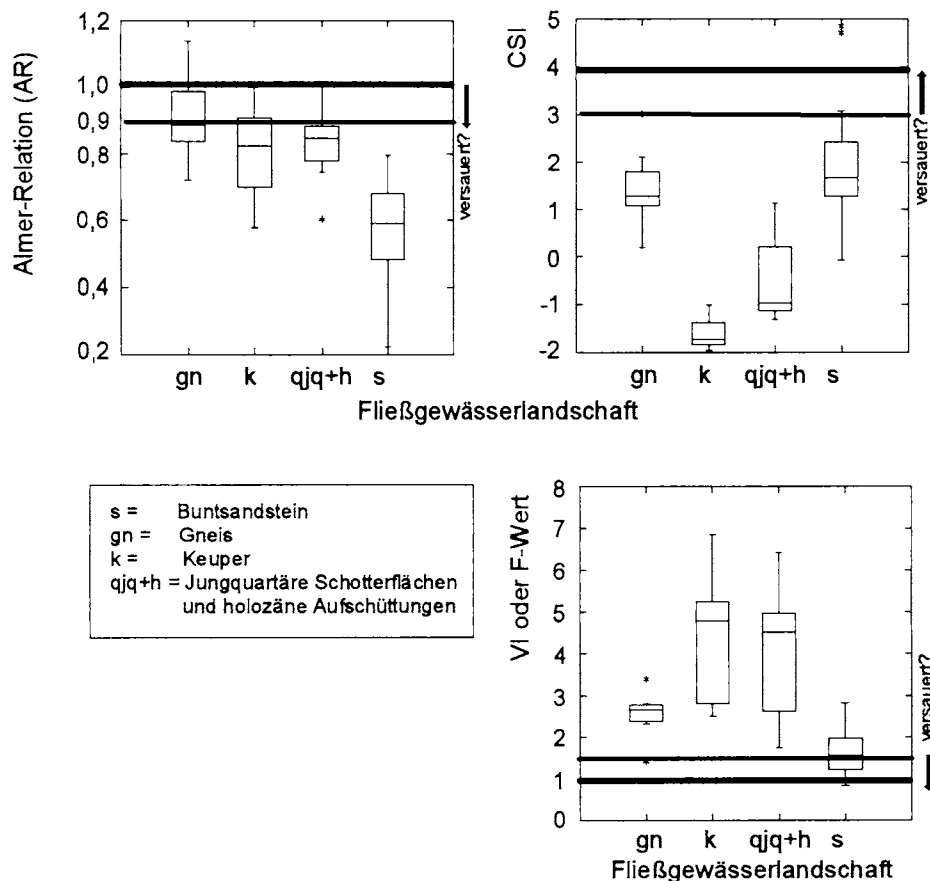


Abb. 7-24: Versauerungs-Index (VI) oder F-Wert ( $VI = \frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{SO_4^{2-} + NO_3^-}$ ) in meq/l, Mittelwerte von rund 150 Untersuchungsstellen in ausgewählten Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs vor dem Hintergrund der geologischen Hauptformationen – Definition der Klassen in Tab. 7-5.

### 7.5.3 Kritische Betrachtung der chemischen Versauerungsparameter

Die Aussagen zur Gewässerversauerung, die in verschiedenen Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs mit den oben angeführten, etwas „komplexeren“ chemischen „Versauerungs-Parametern“ Calcit-Sättigungs-Index, ALMER-Relation und Versauerungs-Index (F-Wert) eventuell getroffen werden können, sollen in der folgenden Graphik der Abb. 7-25 zusammengefasst werden.



**Abb. 7-25:** Bedeutung von Fließgewässerlandschaften mit unterschiedlichen geochemischen Eigenschaften für die Anwendbarkeit von chemischen Versauerungsindizes.

Diese Zusammenstellung enthält Daten von Silikatbächen in Buntsandstein-, Gneis- und teilweise Jungquartär- sowie holozänen Einzugsgebieten und von Karbonatbächen des Keupers in Baden-Württemberg.

#### ALMER-Relation

Der Schwellenwert für versauerte Gewässer von 0,91 der ALMER-Relation basiert auf der Annahme, dass in unbeeinflussten, nicht versauerten Gewässern die Säurekapazität in den meisten Fällen der Summe der Calcium- und Magnesiumkonzentrationen (in meq/l) proportional ist (Proportionalitätsfaktor = 0,91). Ein Wert unterhalb dieses Schwellenwertes

wird als Anzeichen für anthropogene Versauerung gewertet (LENHART & STEINBERG (1984)).

Ist diese Bedingung nicht erfüllt, wie z. B. in Keuper-Bächen, so werden offensichtlich auch eindeutig **nicht versauerungsgefährdete** Bäche ( $K_{S4.3} > 500 \mu\text{eq/l}$ ) als versauert eingestuft. Außerdem werden Bäche mit sehr geringen Calcium- und Magnesiumkonzentrationen als nicht versauerungsgefährdet eingestuft, obwohl sie aufgrund ihrer niedrigen Säurekapazität als versauerungsgefährdet angesehen werden müssen. Sieht man von einer Verwendung der ALMER-Relation als Versauerungsparameter ab, so ist das Verhältnis zwischen der Säurekapazität und der Summe der Calcium- und Magnesiumkonzentrationen dennoch grundsätzlich eine wichtige Beziehung, die Versauerung beschreiben **kann**, falls die Annahme der ursprünglichen Proportionalität für das betreffende Gewässer belegt werden kann.

### F-Wert oder Versauerungs-Index (VI)

Bei der Interpretation des Versauerungs-Index (F-Wertes) ist die Herkunft der Sulfat- und Nitrat-Konzentrationen zu berücksichtigen. Diese können sowohl geogenen Ursprungs sein, wie z. B. hohe Sulfat-Konzentrationen in Gipskeuper-Bächen oder relativ hohe Nitrat-Konzentrationen in manchen Keuperbächen. In Bächen mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung kann der Nitrat-Gehalt Grund erhöht sein.

Bei der Beurteilung einer möglichen Gewässerversauerung ist die Herkunft der Stoffe entscheidend. Diese ist jedoch ohne detaillierte Stoffbilanzen mit der Analyse von Stoff-Ein- und -Austrägen in einem Einzugsgebiet (BRAHMER (1990), MEESENBURG & MÜLLER (1992), FEGER (1993)) allein aus den im Gewässer gemessenen Daten nicht ablesbar.

Die Schwellenwerte der betrachteten Versauerungsparameter Calcit-Sättigungs-Index, ALMER-Relation und Versauerungs-Index (F-Wert) stimmen nicht annähernd überein.

Aus der Gegenüberstellung der Ergebnisse der unterschiedlichen Verfahren in verschiedenen Fließgewässerlandschaften (in Abb. 7-25) geht hervor, dass für eine Aussage darüber, ob ein Gewässer versauert ist oder nicht, nur **ähnliche Naturräume** mit den genannten Verfahren sinnvoll verglichen und beurteilt werden können.

### Fazit:

Versauerungs-Parameter sollten grundsätzlich in Kombination aus verschiedenen Verfahren angewandt werden, wobei grundlegende fließgewässerlandschaftsspezifische geochemische Gegebenheiten der Gewässer berücksichtigt werden müssen. Andernfalls kann man, bedingt durch geogene Einflüsse oder auch durch anthropogene Einwirkungen auf die Gewässer und ihre Einzugsgebiete, wie den Nährstoffeintrag aus landwirtschaftlich genutzten Gebieten, zu Fehleinschätzungen des Versauerungsgrades von Gewässern gelangen

Die oben vorgestellten, etwas „komplexeren“ „Versauerungs-Parameter“ Calcit-Sättigungs-Index, ALMER-Relation und Versauerungs-Index (F-Wert) sind - strenggenommen - ebensowenig wie die „einfacheren“ Parameter elektrische Leitfähigkeit, Gesamthärte oder Säurekapazität echte **Versauerungs-Parameter**, sondern lediglich Kenngrößen, die eine **Disposition** eines Gewässers **zur Versauerung** aufzeigen können. Alle Parameter können also eigentlich nur einen zum Messzeitpunkt gegebenen Säurestatus an einer Untersuchungsstelle dokumentieren. Ein einzelner „Versauerungsparameter“ allein ist nicht geeignet, Gewässer-Versauerung in Fließgewässern eindeutig zu beschreiben.

Die „Versauerungs-Parameter“ Calcit-Sättigungs-Index, ALMER-Relation und Versauerungs-Index (F-Wert) liefern über die „einfacheren“ Parameter wie elektrische



Leitfähigkeit, Gesamthärte oder Säurekapazität hinaus eigentlich keine zusätzlichen Informationen.

Die Werte der ALMER-Relation stehen in keinem Zusammenhang mit den Ergebnissen der übrigen Verfahren. Deshalb sollte dieser Parameter, wenn überhaupt, dann nicht unkritisch zur Beurteilung von Gewässerversauerung herangezogen werden.

## 7.5.4 Chemische Charakteristik ausgewählter Silikatbäche

### Modellbäche im Schwarzwald und Odenwald

Bei nachfolgend vorgestellten Modellbächen handelt es sich um abwasserfreie, unbelastete Silikat-Berg- oder Gebirgsbäche, die überwiegend in bewaldeten Einzugsgebieten liegen. Alle Bäche sind typische Waldbäche und vorwiegend beschattet. Außer dem atmosphärischen Schadstoffeintrag unterliegen diese Bäche keiner weiteren anthropogenen Belastung.

**Tab. 7-6:** Typologische Charakteristik der Modellbäche anhand einiger hydromorphologischer Angaben - Die Bäche sind nach dem steigenden pH-Wert (Median) sortiert.

Nr.	Bach	Code	Geochem. Grundtyp	Vorherrschende geol. Formation	Nachgeordnete geol. Formation	Gewässer-Formation	Meereshöhe (müNN)	Talgefälle (%)
1	Kaltenbach	EN116	sM <sub>h</sub>	Mittlerer Buntsandstein		1	800	6,67
2	Dürreychbach	EN205	sM <sub>h</sub>	Mittlerer Buntsandstein		1	880	10
3	Goldersbach	WU001	sH <sub>l</sub>	Gneise, ungegliedert, meist Paragneise, überwiegend leukokrat		1	1010	6,67
4	Huttenbächle	KI109	sM <sub>h</sub>	Unterer Buntsandstein	Mittlerer Buntsandstein	1	710	1,82
5	Kl. Kinzig	KI110	sM <sub>h</sub>	Unterer Buntsandstein	Mittlerer Buntsandstein	1	600	5
6	St. Wilh. Talbach	EL841	sH <sub>l</sub>	Gneise, ungegliedert, meist Paragneise, überwiegend leukokrat		1	935	10
7	Zastler	EL844	sH <sub>l</sub>	Gneise, ungegliedert, meist Paragneise, überwiegend leukokrat	Überwiegend Flasergneise (Orthogneise)	1	900	10
8	Dürrhebstalb. (Odenwald)	IT013	sM <sub>h</sub>	Mittlerer Buntsandstein		1	200	8

Erläuterung: s= Silikatbach, H=Gebirgsbach, M= Mittelgebirgsbach, F= Flachlandbach, l= Tiefland-, h= Hochlandbach (vgl. BRAUKMANN (1987))

### 7.5.4.1 Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt und -sättigung

Entsprechend ihrem Typus (vgl. Tab. 7-6) sind alle Bäche ausgesprochen kaltstenotherm und stets sauerstoffreich und mit Sauerstoff gesättigt (s. Abb. 7-26 und Abb. 7-27). Die mittlere Wassertemperatur liegt bei allen Bächen zwischen 6 und 7°C. Der Sauerstoffgehalt schwankt nur sehr geringfügig um 11 mg/l (Abb. 7-27). Die mittlere Sauerstoffsättigung liegt bei fast allen Bächen bei 100% mit ±10% Schwankungsbreite, eine idealtypische Erscheinung bei unbelasteten beschatteten Gebirgs- und Bergbächen.

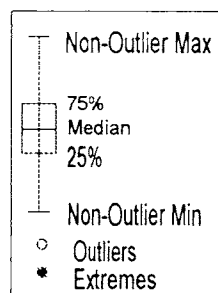
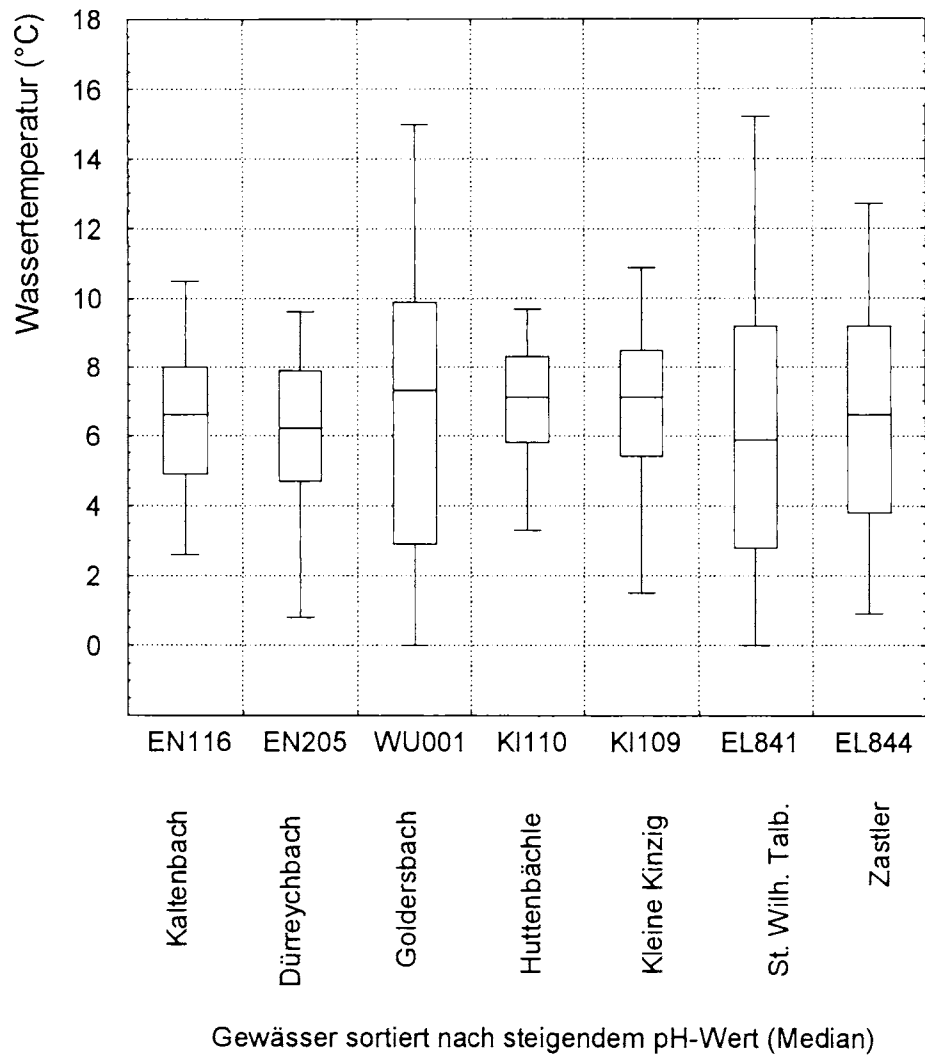
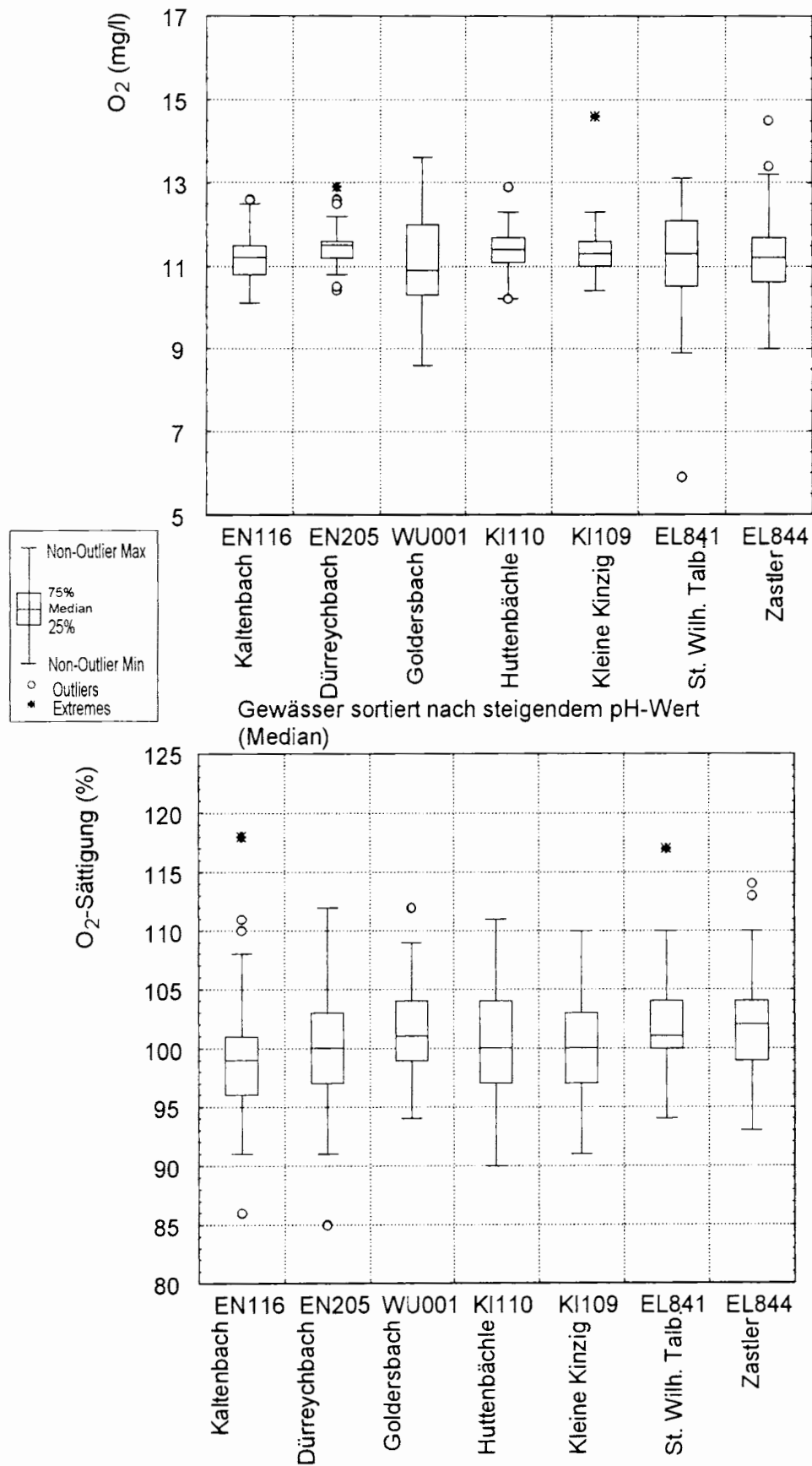


Abb. 7-26: Wassertemperatur der 7 Modellbäche - monatliche Werte über rund 10 Jahre.



**Abb. 7-27:** Sauerstoff-Gehalt und -Sättigung der 7 Modellbäche - monatliche Werte über rund 10 Jahre.

### 7.5.4.2 pH-Wert

Alle Bäche sind in den folgenden Abbildungen (Boxplots) bei allen Parametern übereinstimmend von links nach rechts nach steigendem pH-Medianwert angeordnet. Beim pH-Wert kristallisieren sich in Abb. 7-28 oben drei Gruppen heraus.

1. Ständig saure Bäche: Kaltenbach, Dürreychbach (Buntsandstein). Der Medianwert liegt zwischen 5,1 und 5,3, die 25-75% Perzentilwerte liegen in dieser Gruppe zwischen 4,7 und 5,5, die Minima bei 3,9. Die pH-Werte der Bäche dieser Gruppe schwanken sehr stark von 3,9 bis 6,4.
2. Schwach saure Bäche: Goldersbach (Gneis), Kleine Kinzig, Huttenbächle (Buntsandstein). Diese Bäche weisen episodische bis periodische pH-Wert-Einbrüche in den sauren Bereich auf. Die Medianwerte liegen hier zwischen 6,5 und 6,8, die 25-75% Perzentile zwischen 6,2 und 6,9, die Minima zwischen 5,1 und 5,6. Die Schwankungsbreite der Bäche dieser Gruppe ist etwas geringer als die der ersten Gruppe. Es treten episodische bis periodische Ausreißer in den sauren Bereich unterhalb von 5,6 auf.
3. Stets neutrale (nicht saure) Bäche: Zastler, St. Wilhelmer Talbach (Gneis). Die Mediane dieser Bäche liegen bei 7,3, die 25-75% Perzentile zwischen 7,2 und 7,4, die Minima zwischen 6,7 und 6,8. Die Bäche dieser Gruppe zeichnen sich durch eine sehr geringe Schwankungsbreite des pH-Wertes aus.

### 7.5.4.3 Elektrische Leitfähigkeit

Mit Ausnahme des Goldersbachs sind die Buntsandsteinbäche des Schwarzwaldes elektrolytärmer als die Gneisbäche. Der Goldersbach stellt mit seiner extremen Elektrolytarmut eine Besonderheit unter den Gneisbächen im Schwarzwald dar. Auffällig ist, dass er trotz seiner extrem geringen Leitfähigkeit (Median 26  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , Minimum 20  $\mu\text{S}/\text{cm}$ !) weitaus weniger sauer ist als die beiden Buntsandsteinbäche Kalten- und Dürreychbach. Auch ist sein pH-Wert über die Dauer der Messperiode von rund zehn Jahren erheblich stabiler als bei den Buntsandsteinbächen. Bei den übrigen Bächen korrespondiert ihre Anordnung eng mit der vorgenommenen Sortierung anhand des pH-Werts, wie aus Abb. 7-28 unten hervorgeht.

### 7.5.4.4 Gesamthärte

Die Gesamthärte (Summe aus  $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ ) liefert ein ähnliches Erscheinungsbild der Bäche wie die elektr. Leitfähigkeit. Die Kleine Kinzig fällt durch eine geringere Gesamthärte gegenüber dem Huttenbächle etwas ab. Ihre höhere Leitfähigkeit ist bedingt durch die erhöhte Konzentration anderer Ionen (z. B.  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Cl}^-$  und  $\text{Mn}^{2+}$ ). Ansonsten entspricht die Konzentrationserhöhung der Bäche bei der Gesamthärte exakt ihrer Reihung nach dem pH-Wert. Ein Vergleich der Reihenfolge der Bäche in Abb. 7-28 unten und Abb. 7-29 oben illustriert anschaulich die Bedeutung des Parameters Gesamthärte für den Säuregrad der hier behandelten Bäche.

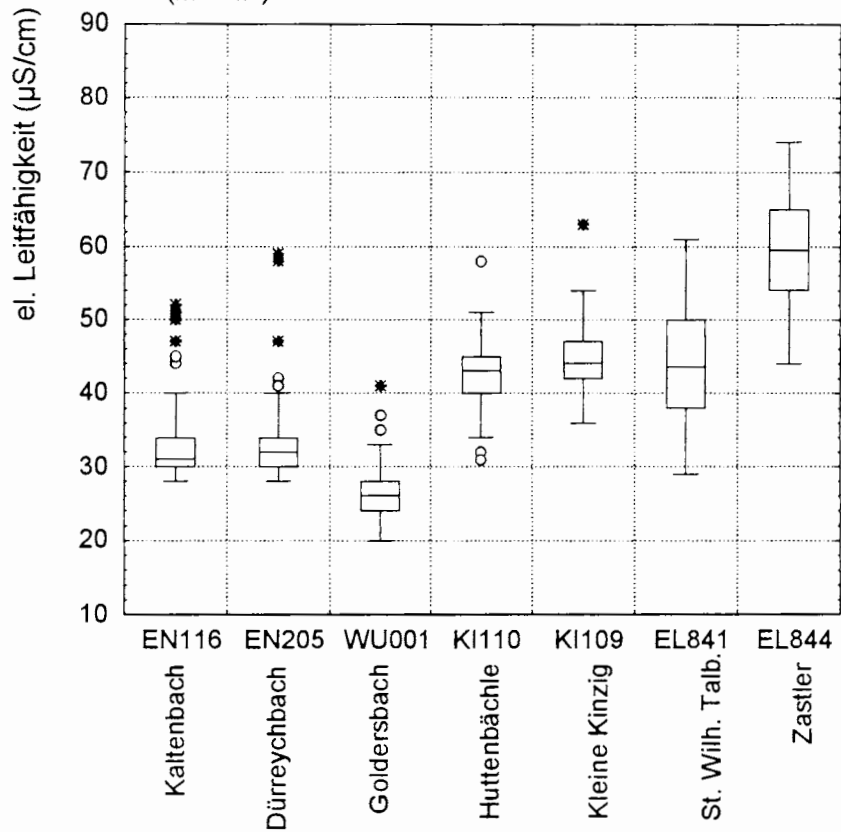
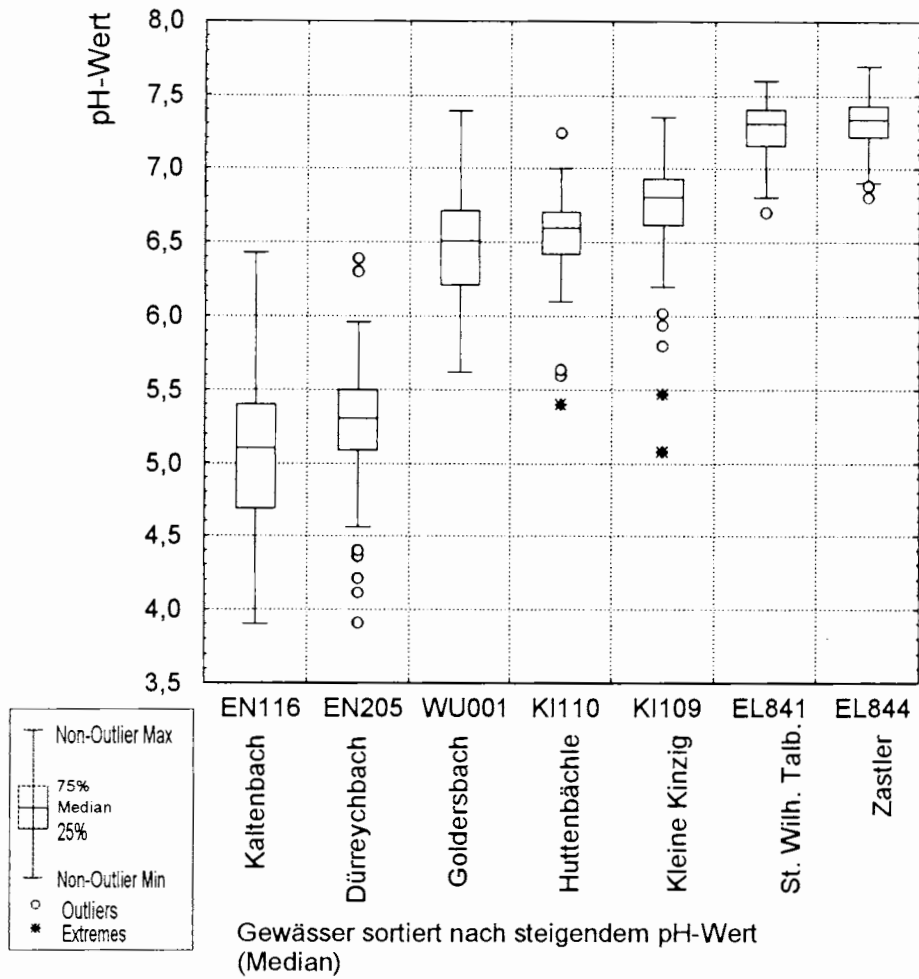


Abb. 7-28: pH-Werte (oben) und elektrische Leitfähigkeit (unten) der 7 Modellbäche - monatliche Werte über rund 10 Jahre.

#### 7.5.4.5 Säurekapazität

Unter dem Aspekt dieser versauerungsrelevanten Kenngröße erscheinen die Wertebereiche der Bäche in nahezu derselben Anordnung wie bei der Gesamthärte. Das Bild der Säurekapazität unterstreicht die enge Beziehung einerseits zum pH-Wert und andererseits zur Gesamthärte. Die Kleine Kinzig fällt wie bei der Gesamthärte etwas aus dem Rahmen (s.o.).

Löst man die Gesamthärte in ihre Komponenten Calcium und Magnesium auf, so erscheinen die Bäche beim Calcium in gleichem Konzentrationsverlauf wie bei der Gesamthärte. Bei Magnesium fallen die relativ hohen Beträge in der Kleinen Kinzig und im Huttenbächle auf. Möglicherweise stehen diese hier mit den intensiven Waldkalkungen ihrer Einzugsgebiete mit Magnesiumphosphat-Dünger (v.WILPERT, mdl. Mitt.) in einem Zusammenhang.

#### 7.5.4.6 Chlorid, Natrium und Kalium

Die Unterschiede zwischen den Bächen in der Konzentration der Chlorid- und Natrium-Ionen sind nur gering (s. Abb. 7-30). Bezüglich dieser beiden Ionen sind Gneis- und Buntsandstein-Bäche offensichtlich einander sehr ähnlich. Sie stehen in keiner engeren Beziehung zu den pH-Werten oder anderen versauerungsrelevanten Parametern.

Anders liegen die Verhältnisse beim Kalium. Dort ergeben sich aus Abb. 7-31 unten erstaunliche Verhältnisse. Bei allen Buntsandstein-Bächen (Kaltenbach, Dürreychbach, Huttenbächle, Kleine Kinzig) treten gegenüber den Gneisbächen (Goldersbach, St. Wilh. Talbach und Zastler) deutlich höhere Konzentrationen auf, und zwar auch bei den nur geringfügig sauren Bächen. Theoretisch sollten Gneisbäche eigentlich höhere Kalium-Gehalte haben als Buntsandstein-Bäche, da Gneise in der Regel kaliumreicher sind als Bäche im mittleren und unteren Buntsandstein. Eventuell treten die höheren Kaliumwerte der Buntsandsteinbäche im Zusammenhang mit Waldkalkungsaktionen auf, die in den betreffenden Gebieten in den vergangenen Jahren durchgeführt wurde. Die Erklärung, dass säurebedingt in Buntsandstein-Bächen eine verstärkte Auswaschung von Kalium-Ionen stattfinden könnte, scheidet aus, da die pH-Werte in der Kleinen Kinzig und im Huttenbächle höher sind als im Goldersbach.

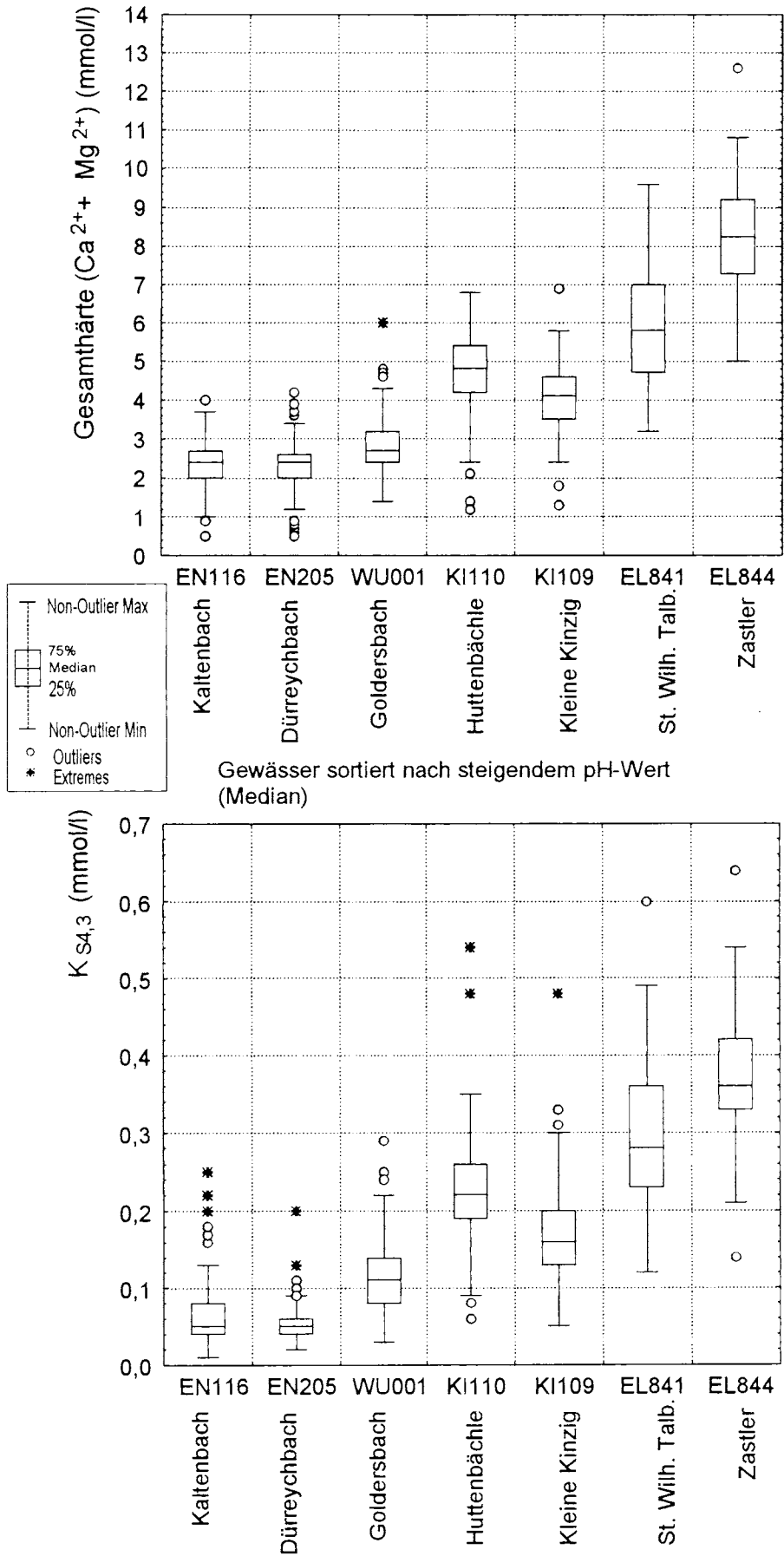


Abb. 7-29: Gesamthärte ( $\sum \text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$ ) (oben) und Säurekapazität ( $\text{K}_{\text{S4,3}}$ ) (unten) der 7 Modellbäche - monatliche Werte über rund 10 Jahre.

#### 7.5.4.7 Aluminium, Mangan und Eisen

Die Löslichkeit dieser in Gesteinen meist sehr häufigen Metalle hängt in hohem Maße vom pH-Wert ab. Wenn der pH-Wert unter 5,0 sinkt, nimmt z. B. die Löslichkeit des Aluminiums rapide zu (s. u.a. LENHART & STEINBERG (1984)). Das heißt, dass in Gewässern, die diesen pH-Wert oder gar niedrigere aufweisen, das Aluminium sehr hohe Konzentrationen erreichen kann, die für aquatische Organismen, insbesondere für Fische, akut toxisch wirken. Nach MARTHALER (1989,1990, 1995), MARTHALER et al. (1989) betrug die Mortalität von Forellenbrut in calciumarmem Wasser bei einem pH-Wert von 5 bei 200 µg/l Aluminium nach 7 Tagen rund 40%. Bei 400 µg/l Al<sup>3+</sup> und den gleichen Randbedingungen stieg die Mortalität bereits nach 4 Tagen auf rund 55% an, nach 7 Tagen auf 100%. Zwischen niedrigem pH-Wert, geringer Wasserhärte und hohen Aluminium-Konzentrationen treten synergistische Effekte auf. Wie die weiter unten dargestellten Ergebnisse zeigen, übersteigen einige Bäche (Kaltenbach, Dürreychbach) die von MARTHALER genannten Al-Konzentrationen um mehr als das Doppelte. Dies ist einer der Gründe, weshalb in diesen Bächen seit Jahrzehnten keine Fische mehr leben.

In Abb. 7-31 oben kommt in der Reihung der von links (saure Bäche) nach rechts (neutrale Bäche) fallenden Aluminium-Konzentrationen die Abhängigkeit vom Säuregrad der Gewässer deutlich zum Ausdruck. Eine noch klarere, gleichgerichtete Beziehung zeigt sich beim Mangan (s. Abb. 7-32 oben). Die permanent sauren Buntsandstein-Bäche (Kaltenbach und Dürreychbach) enthalten erheblich mehr Mangan als die übrigen, weniger sauren Bäche.

Beim Eisen hingegen (s. Abb. 7-32 unten) sind bei den sauren Bächen nur einige extreme Ausreißer mit Werten von über 500 µg/l bei Kaltenbach und Dürreychbach auffällig, die bei starken Hochwasser-Ereignissen und damit verbundenen Säureschüben (s.u.) mit pH-Werten von 4,4 bis 4,2 und gleichzeitig hohen UV-Extinktionswerten (SAK<sub>254</sub>) von über 30 (1/m) und DOC-Gehalten von mehr als 50 mg/l auftraten.

#### 7.5.4.8 Nitrat und Sulfat

Nitrat- und Sulfat-Ionen als korrespondierende Anionen der Salpeter- und Schwefelsäure werden in der Literatur (z. B. SCHOEN (1994,1995), vgl. Versauerungs-Index) als Versauerungs-Indikatoren angesehen. Deshalb werden diese beiden Anionen in Abb. 7-33 dargestellt.

Beim Nitrat zeigt sich lediglich in einem der sauren Bäche, dem Dürreychbach, ein höherer Nitrat-Gehalt, der allerdings in relativ engem Rahmen bleibt und deshalb nicht unbedingt ein Indiz für Versauerung sein muß, sondern eventuell eher eine regionale Besonderheit darstellt. Gegen eine Beziehung des Nitrats zur atmosphärischen korrespondierenden Salpetersäure spricht, dass keinerlei Korrelation zwischen Nitrat und dem pH-Wert besteht (s. Abb. 7-44).

Aus den Boxplots ist beim Sulfat kein auffälliger Unterschied zwischen den hier dargestellten Bächen ersichtlich.

Im klaren Gegensatz zum Nitrat fällt aber bei den sehr gering gepufferten Buntsandsteinbächen eine deutliche Abhängigkeit zwischen Sulfat und dem pH-Wert im Bachwasser auf, die insbesondere bei Kaltenbach und Dürreychbach zu erkennen ist (Abb. 7-44).



### 7.5.4.9 Silicium und Phosphat

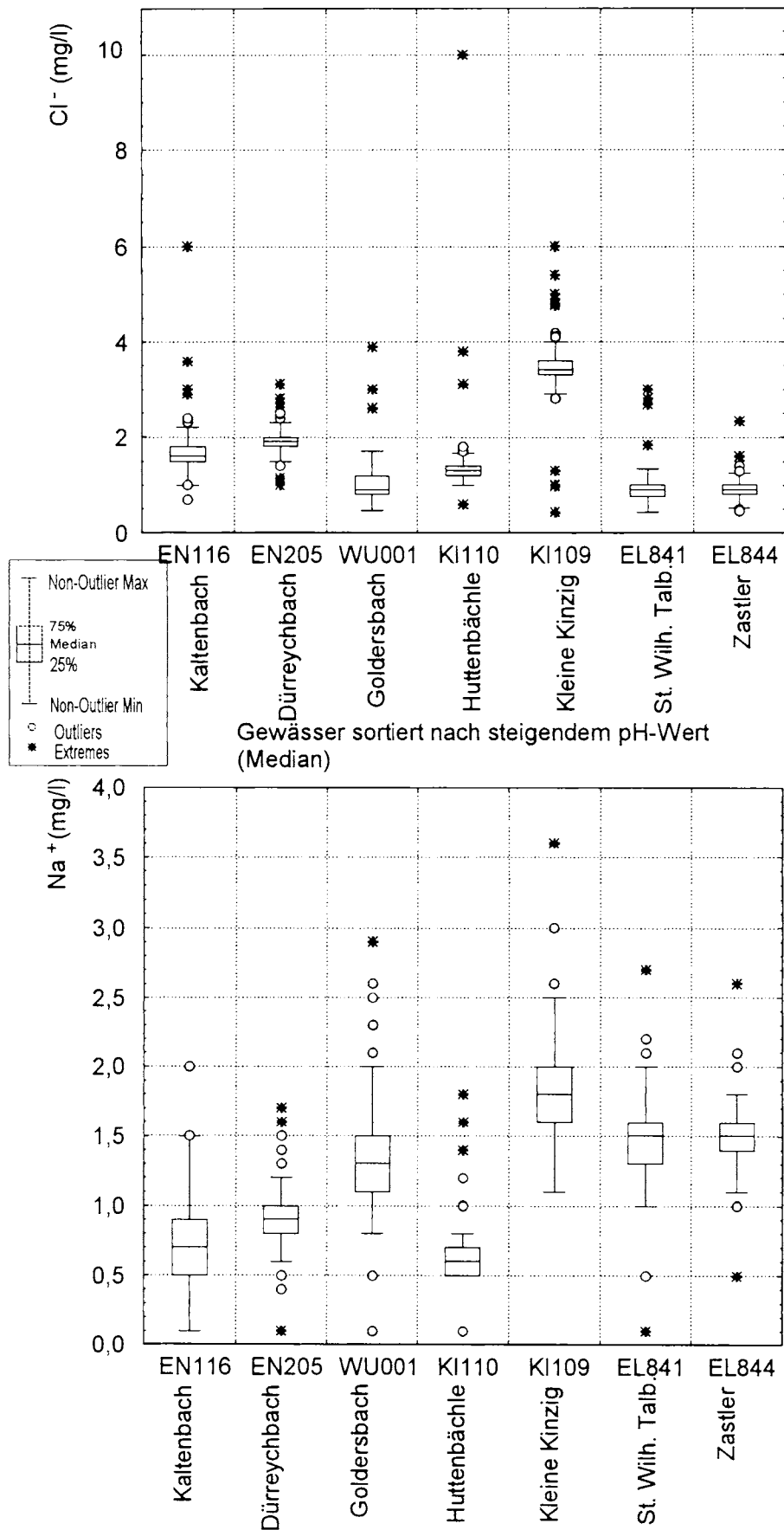
Die Silicium-Gehalte der Bäche zeigen auffällige Unterschiede zwischen Buntsandsteinbächen (Kaltenbach, Dürreychbach, Kleine Kinzig und Huttenbächle) und den Gneisbächen (Goldersbach, Zastler und St. Wilh. Talbach). Nach den Boxplots in Abb. 7-34 sind die Gneisbäche merklich siliciumreicher als die Sandsteinbäche. Dies deutet auf andere Bindungsformen des Siliciums und eine bessere Löslichkeit von siliciumhaltigen Mineralien im Gneis hin.

Alle hier behandelten Bäche weisen niedrige Phosphor-Gehalte auf, die den geringen Nährstoffgehalt dieser Bäche signalisieren.

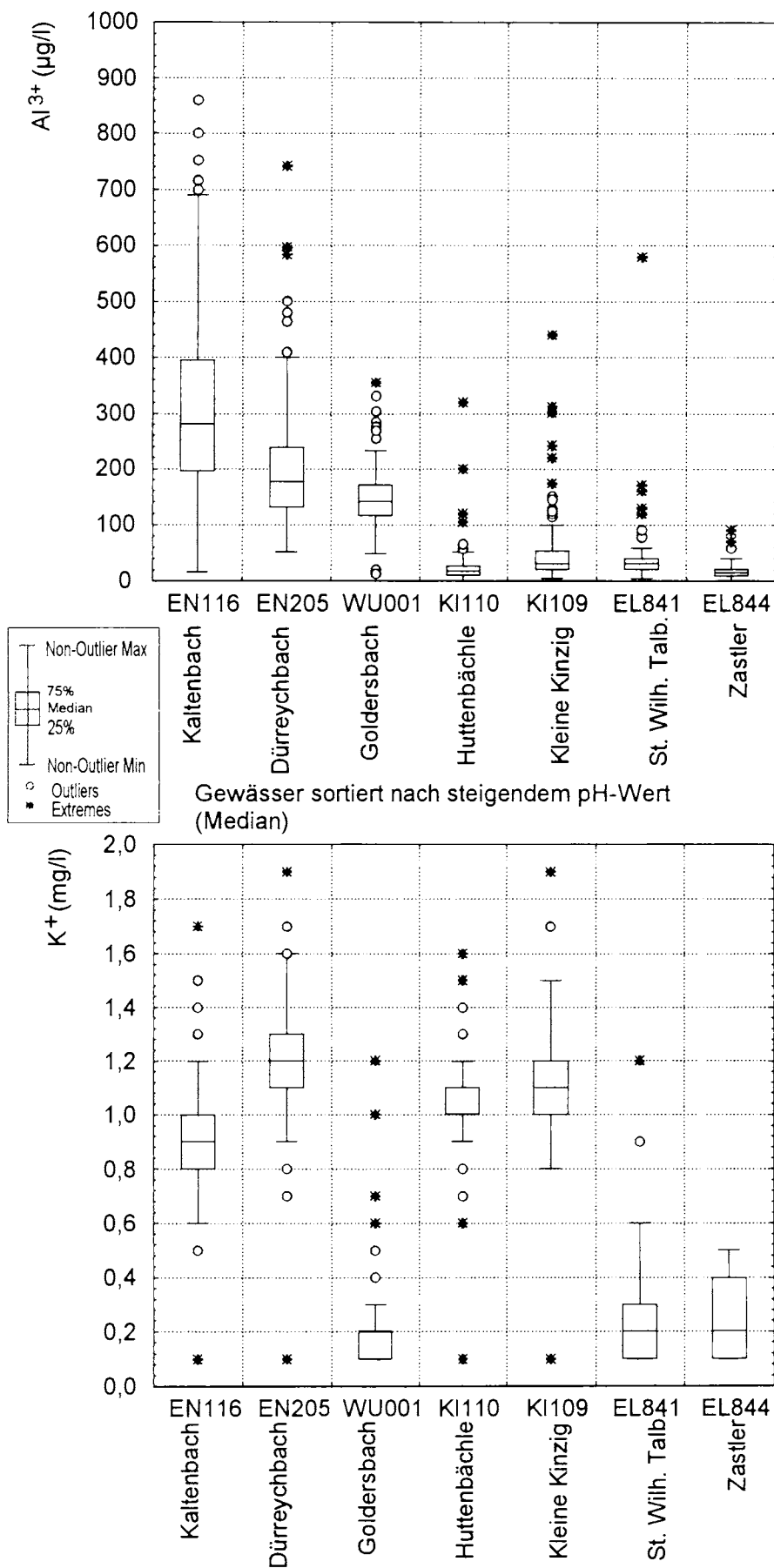
### 7.5.4.10 DOC und UV-Extinktion bei 254 nm

In ihren DOC- Gehalten liegen die betrachteten Bäche im Schnitt nicht weit auseinander. Lediglich der Goldersbach zeigt durchschnittlich höhere DOC-Werte als die übrigen Bäche. Dieses Faktum zeigte sich bereits bei allen Beprobungen im Gelände, bei denen der Goldersbach stets durch eine deutliche Gelbfärbung auffiel. Im Gegensatz zum Goldersbach mit seinen ziemlich ausgeglichenen DOC-Gehalten unterlagen die Buntsandsteinbäche Kalten- und Dürreychbach beträchtlichen DOC-Schwankungen. Die extrem hohen Werte von über 30 mg/l traten immer bei Hochwasserereignissen auf und waren begleitet von niedrigen pH-Werten zwischen 4,2 und 4,4. Bei diesen Hochwässern waren die Bäche immer sehr stark braun gefärbt und zeigten bezeichnende Schaumansammlungen im Uferbereich.

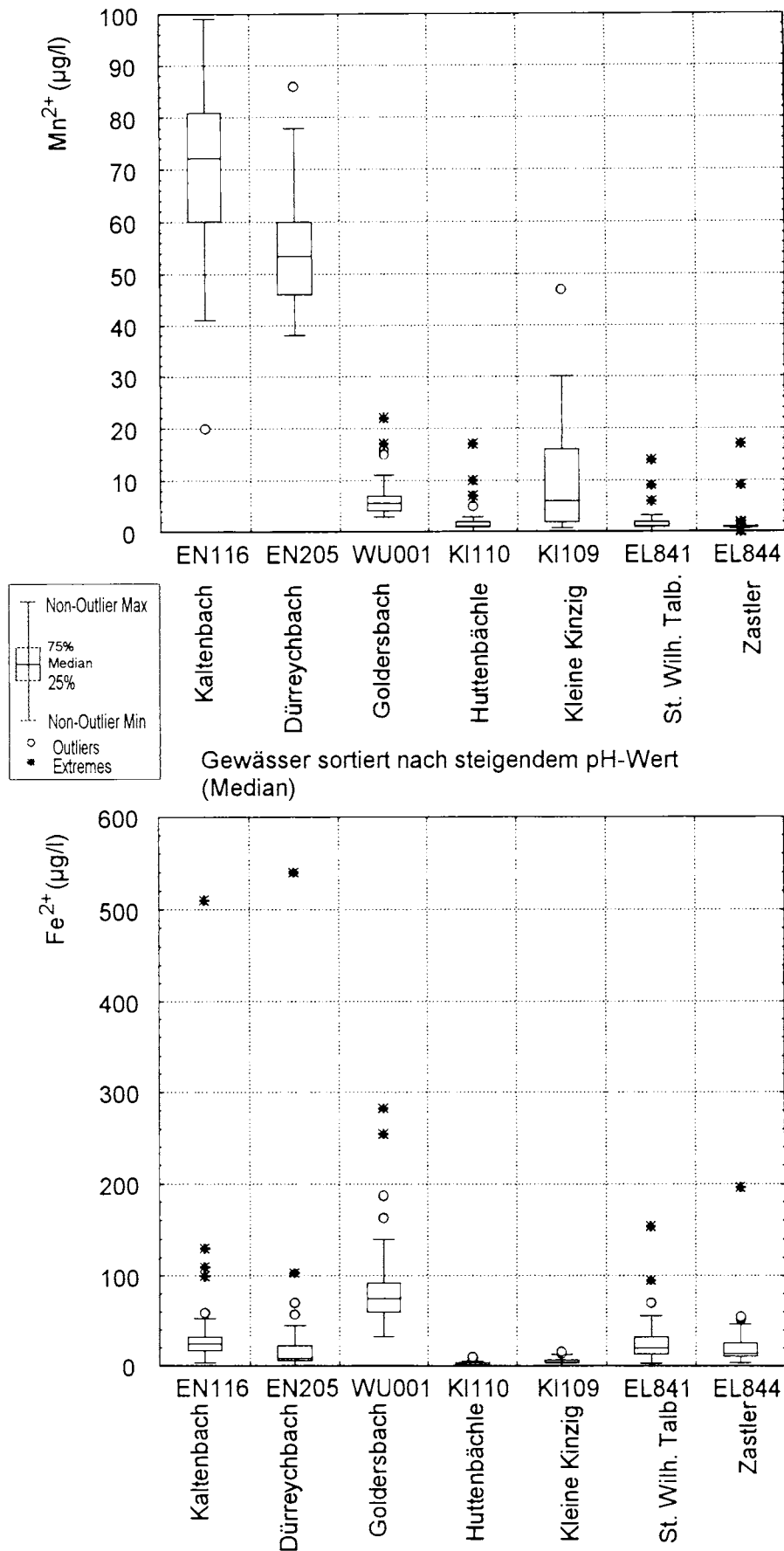
Das gleiche gilt für die UV-Extinktion bei 254 nm. Auch hier zeigte der Goldersbach regelmäßig die höchsten Werte, die sauren Buntsandsteinbäche die ausgeprägtesten Schwankungen mit beachtlichen Werten von mehr als 50 (1/m). Der höchste Wert von rund 90 (1/m) wurde bei einem starken hochwasserbedingten Säureschub im Dürreychbach gemessen.



**Abb. 7-30:** Chlorid- (oben) und Natrium-Konzentrationen (unten) der 7 Modellbäche - monatliche Werte über rund 10 Jahre.



**Abb. 7-31:** Aluminium- (oben) und Kalium-Konzentrationen (unten) der 7 Modellbäche - monatliche Werte über rund 10 Jahre.



**Abb. 7-32:** Mangan- (oben) und Eisen-Konzentrationen (unten) der 7 Modellbäche - monatliche Werte über rund 10 Jahre.

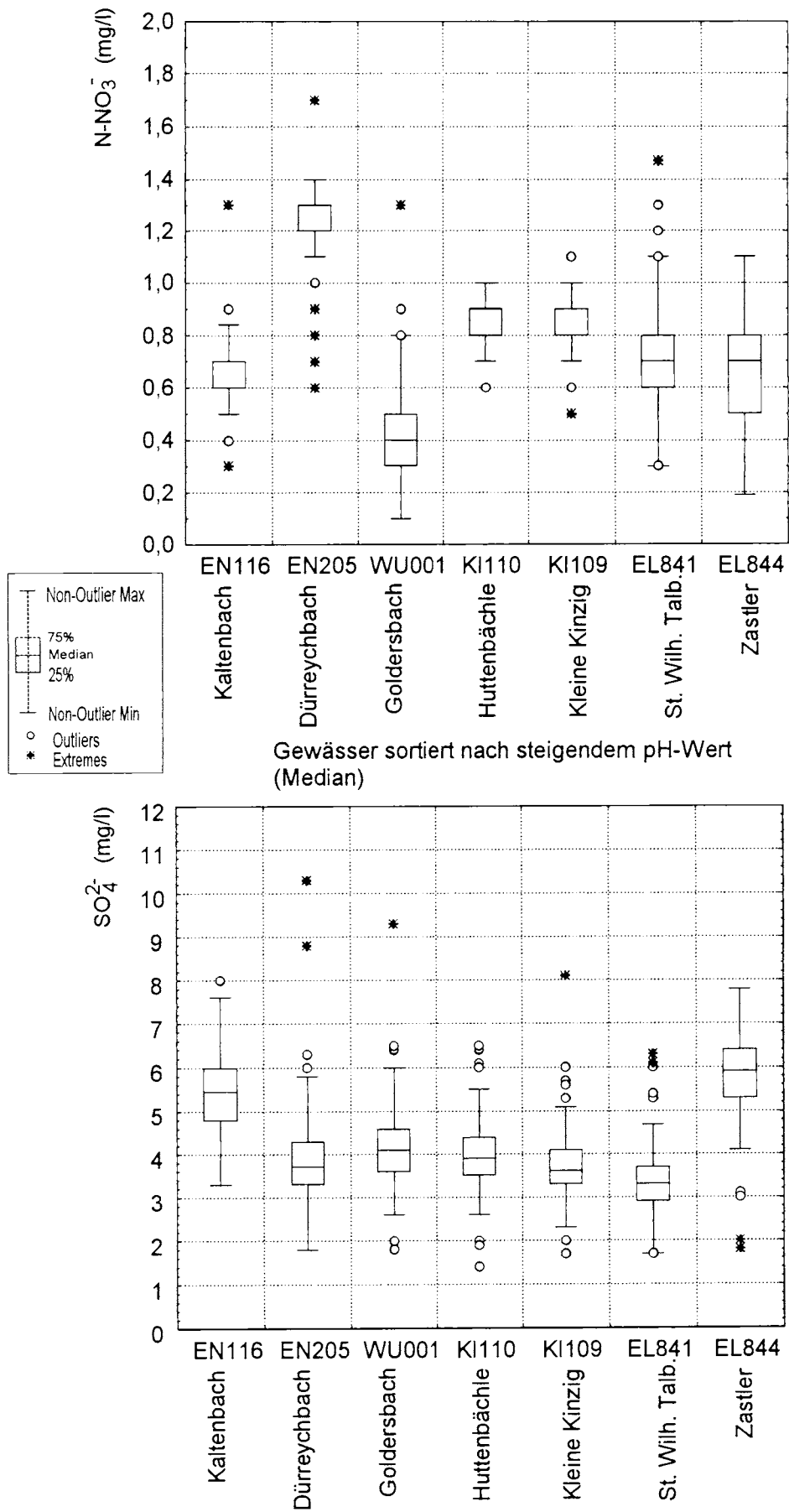
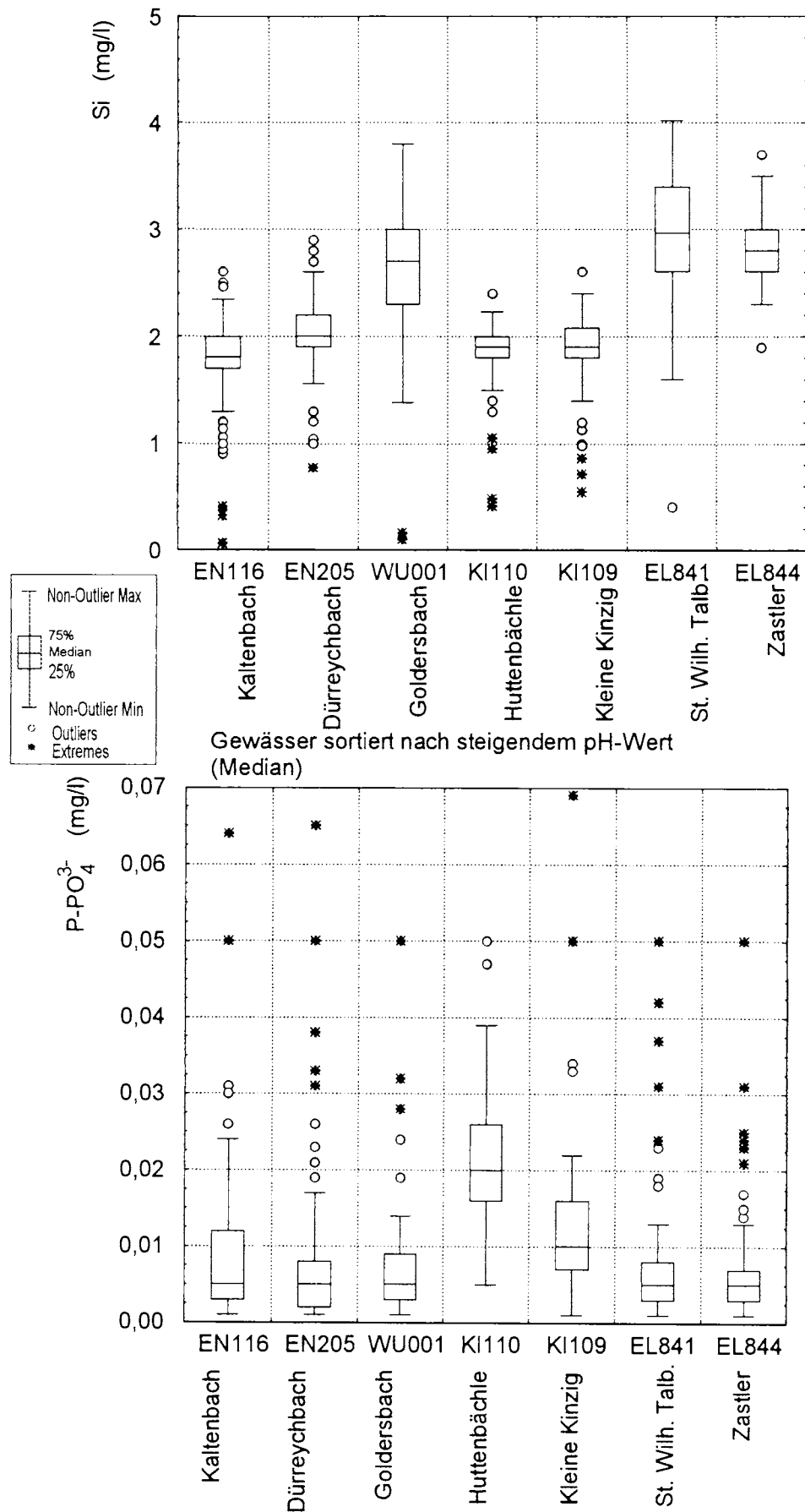


Abb. 7-33: Nitrat- (oben) und Sulfat-Gehalte (unten) in 7 Modellbächen - monatliche Werte über rund 10 Jahre.



**Abb. 7-34:** Silicium- (oben) und Phosphor-Gehalte (unten) in 7 Modellbächen - monatliche Werte über rund 10 Jahre.

### 7.5.5 Beziehungen zwischen einzelnen Parametern

Während die Boxplots die Konzentrationsbereiche der oben behandelten Parameter veranschaulichen und Unterschiede der Wertebereiche in den analysierten Bächen synoptisch und kondensiert zum Ausdruck bringen, lassen die folgenden Diagramme der Korrelationen zwischen geogenen Parametern sowie zwischen dem pH-Wert und ausgewählten chemischen Kenngrößen Abhängigkeiten von der geologischen Beschaffenheit ihrer Einzugsgebiete und Beziehungen zum anthropogenen Eintrag versauernder Substanzen erkennen.

Um die verschiedenen Bäche bzw. die entsprechenden Bachtypen in den Korrelations-Diagrammen der Abb. 7-35 bis Abb. 7-44 optisch voneinander unterscheiden zu können, wurden sie mit spezifischen Symbolen gekennzeichnet. Für chemisch ähnliche Bäche wurden hierbei ähnliche Symbole gewählt.

Analog zur Korrelation zwischen Leitfähigkeit und Gesamthärte sowie zwischen der Säurekapazität und der Gesamthärte, die in Abb. 5-1 und Abb. 5-2 für die Mittelwerte aller Untersuchungsstellen zur typologischen Klassifikation der Karbonat- und Silikatbäche wiedergegeben ist, werden die gleichen Beziehungen für die 7 Modellbäche in Abb. 7-35 graphisch dargestellt. In dieser Abbildung rangieren die stark sauren, ungepufferten Buntsandsteinbäche Kaltenbach und Dürreychbach am untersten Ende der Skala, die relativ gut gepufferten, neutralen Gneisbäche im oberen Wertebereich der betr. Parameter. Die unterschiedlichen Pufferbereiche, die sich aus dem Säurekapazitäts-/Gesamthärte-Verhältnis ergeben, sind in Abb. 7-35 (unten) durch unterschiedliche Rasterungen hervorgehoben, womit eine Einteilung der hier behandelten 7 Modellbäche nach dem Grad ihrer Säureempfindlichkeit ermöglicht wird.

In den weiteren Bildern werden die Bäche aufgrund der Beziehungen zwischen dem pH-Wert und den versauerungsrelevanten Parametern elektr. Leitfähigkeit, Gesamthärte, Säurekapazität, Silicium, Calcium, Magnesium, Aluminium, Eisen, Mangan, Nitrat-Stickstoff, Sulfat, DOC, und der UV-Extinktion bei 254 nm dargestellt.

Erwartungsgemäß besteht eine deutliche Abhängigkeit des **pH-Werts** von den wichtigsten geochemischen Parametern elektr. Leitfähigkeit, Gesamthärte und der Säurekapazität.

Die Beziehung zwischen pH-Wert und **Silicium** entspricht den Befunden von DICKSON (1978) in kalkarmen schwedischen Seen. Warum die Silicium-Werte mit sinkendem pH-Wert fallen, ist auch in der Literatur (s. LENHART & STEINBERG (1984)) unklar. Eventuell kommen Ausfällungsprozesse unter dem Einfluss von Aluminium in Betracht.

Sowohl die Erdalkalimetalle **Calcium** und **Magnesium** als auch das **Aluminium** zeigen eine deutliche Abhängigkeit vom pH-Wert in fast allen 7 Bächen.

**Eisen** und **Mangan** verhalten sich unterschiedlich. Während Mangan einen klaren pH-Wert-Bezug erkennen läßt, ist dieser beim Eisen nicht vorhanden.

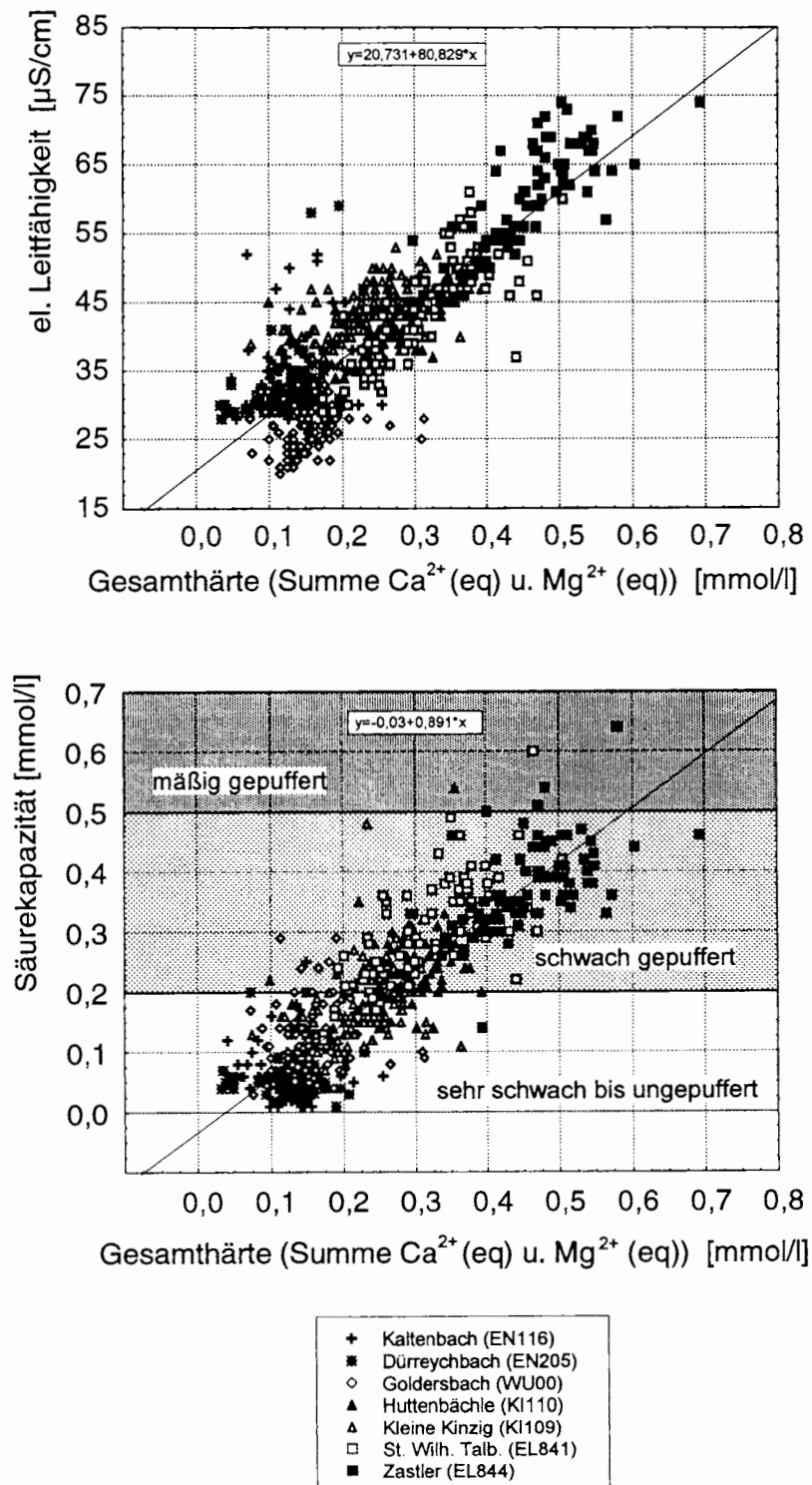
**Nitrat-Stickstoff** und **Sulfat** offenbaren auf den ersten Blick bei Betrachtung aller 7 Bäche keine eindeutige Beziehung zum pH-Wert. Diese wird erst deutlich, wenn man in der betreffenden Abb. 7-41 die einzelnen Bäche separat analysiert, bzw. die unterschiedlichen Buntsandstein- und Gneis-Bäche getrennt darstellt, wie dies in Abb. 7-44 und Abb. 7-45 geschieht. Dort sind zur Verdeutlichung der Bedeutung des geochemischen Gesteins-/Gewässertyps einige Parameter gegen den pH-Wert aufgetragen. Dann wird im Falle der sauren Sandsteinbäche (links in Abb. 7-44 und Abb. 7-45) ein eindeutiger Bezug zwischen pH-Wert und Sulfat erkennbar, der im Falle der Gneisbäche (rechts in denselben Abbildungen) überhaupt nicht besteht. Zwischen dem pH-Wert und dem Nitrat-Stickstoff existiert in keinem der untersuchten Bäche eine eindeutige Korrelation, wie dieselbe Abbildung zeigt.

Beim **Aluminium**, das ebenfalls in Abb. 7-44 zum Vergleich von Sandstein- und Gneisbächen in seiner Beziehung zum pH-Wert wiedergegeben ist, kommt im Falle der sauren Sandstein-Bäche die pH-Abhängigkeit klar zum Vorschein, in den neutralen Bächen hat das Aluminium keinen Anlaß, auf die geringen pH-Wert-Änderungen zu reagieren.

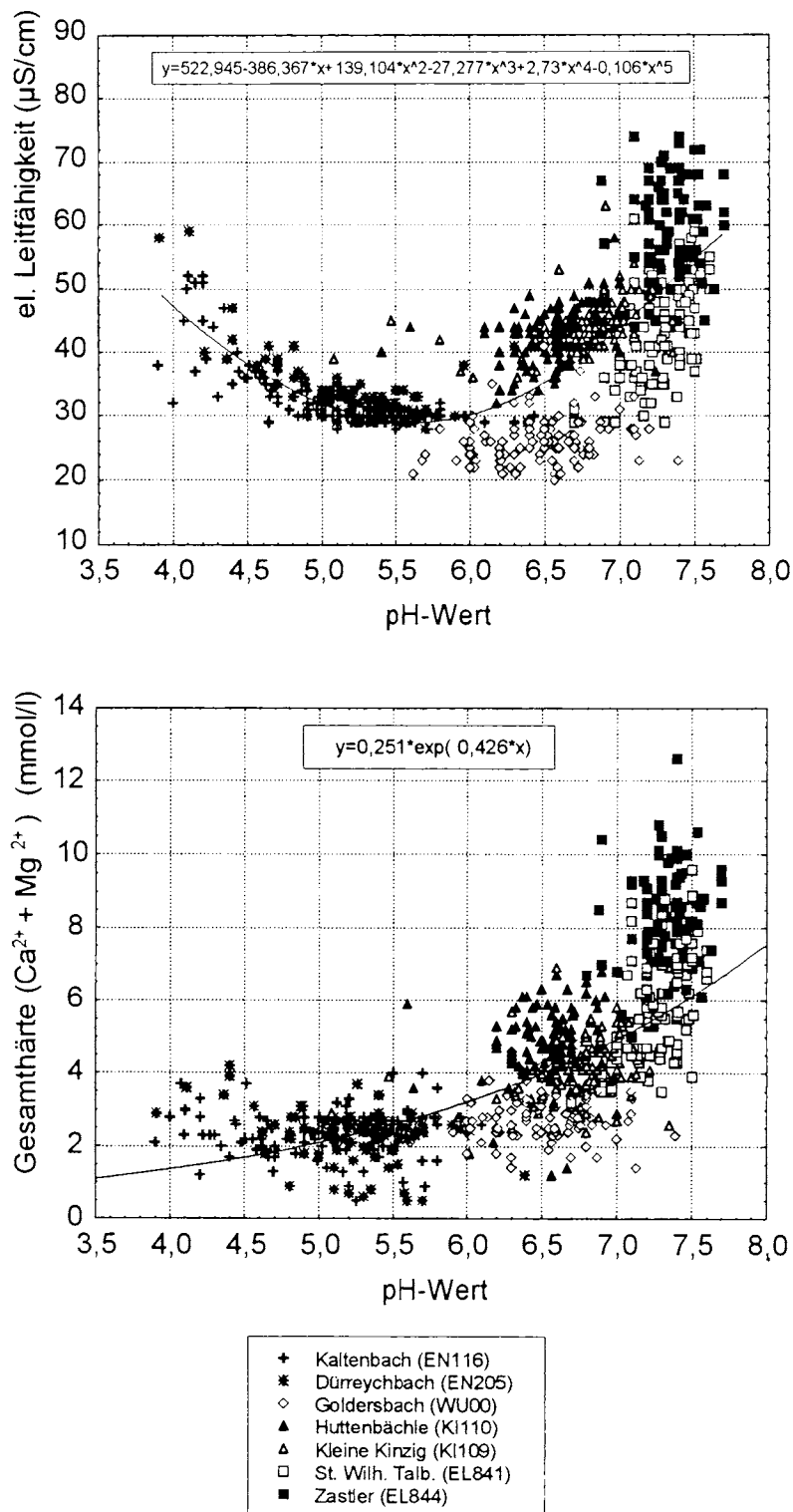
Der gelöste organische Kohlenstoff (**DOC**) und die UV-Extinktion bei 254 nm (**SAK<sub>254</sub>**) sind in den anthropogen unbelasteten Bächen, die hier besprochen werden, zwei sehr eng korrelierende Größen (s. Abb. 7-42 und Abb. 7-43 unten). Als weitere Messgröße wurde neben der Extinktion bei 254 nm gemäß den Empfehlungen des LAWA/UBA „ad-hoc“ Arbeitskreises noch die **UV-Extinktion** bei **436 nm** gemessen, die wie Abb. 7-43 oben zeigt, ebenfalls eine sehr enge Beziehung zueinander aufweisen. Da dieser Parameter aber keine zusätzliche Information lieferte, wurde er nicht weiter behandelt. DOC und SAK<sub>254</sub> zeigen über alle Bäche hinweg keine besonders nennenswerte Korrelation zum pH-Wert. Dies liegt an den relativ heterogenen Gewässern.

Analysiert man hingegen die Bäche getrennt nach geochemischem Typus, wie in Abb. 7-45 geschehen, zeigt sich, dass sowohl der DOC als auch der SAK<sub>254</sub> bei den sauren Bächen einen pH-Wert-Bezug haben, nicht hingegen bei den neutralen Gneis-Bächen. Übrigens zeigen sich auch bei dem leicht sauren Goldersbach, einem extrem elektolytarmen Gneisbach mit sehr hohen DOC-Gehalten, keine Beziehungen zum pH-Wert (vgl. Abb. 7-42). Dies könnte darauf hindeuten, dass in diesem Gewässer der hohe Huminsäuregehalt eine Pufferung des pH-Werts bewirkt.

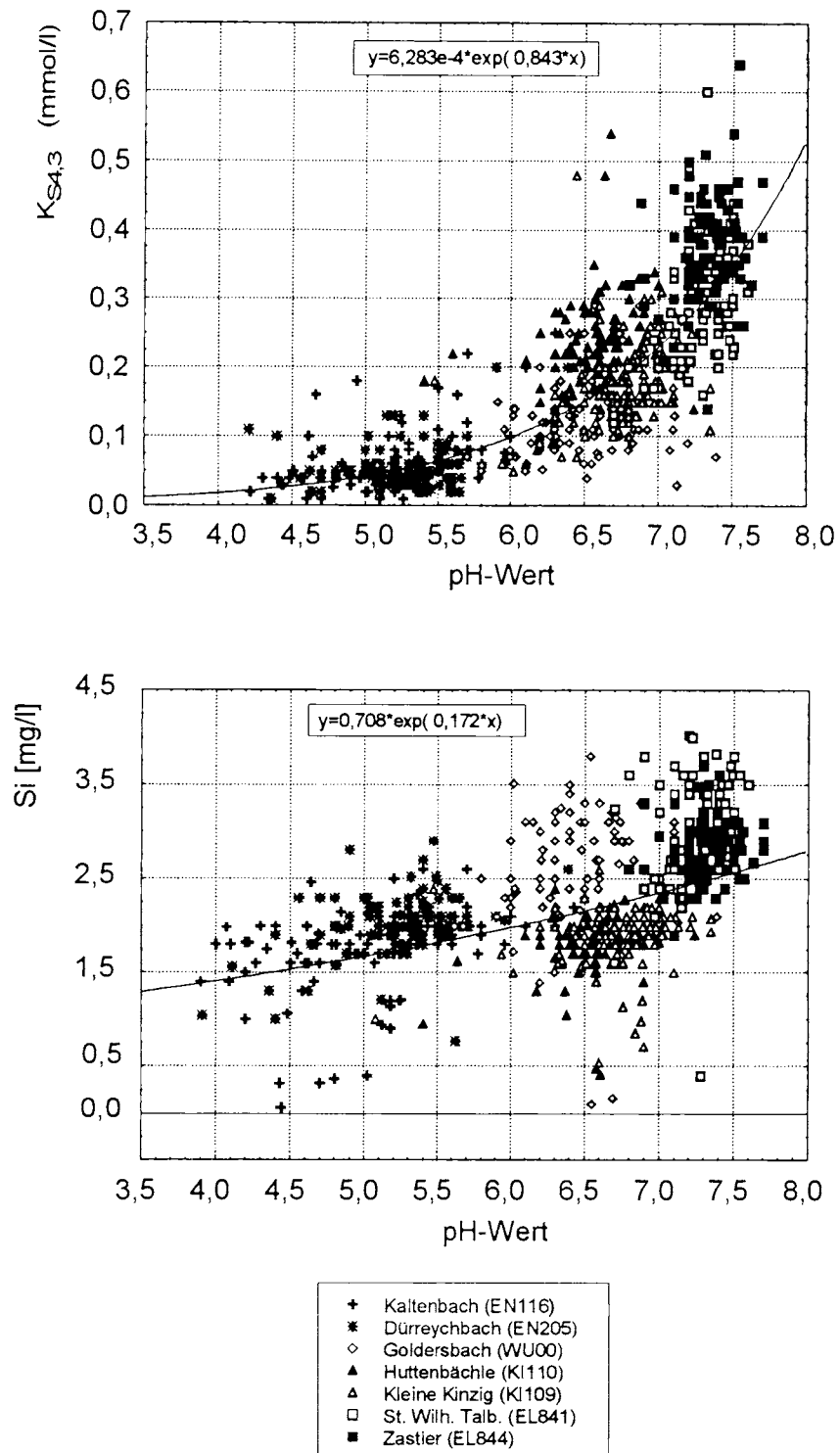




**Abb. 7-35:** Korrelation zwischen der Gesamthärte und der elektr. Leitfähigkeit (oben) und der Säurekapazität (unten) in 7 elektrolytarmen Modellbächen des Schwarzwaldes.



**Abb. 7-36:** Korrelation zwischen pH-Wert und der elektr. Leitfähigkeit (oben) und der Gesamthärte ( $\sum \text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$ ) (unten) in 7 elektrolytarmen Modellbächen des Schwarzwaldes.



**Abb. 7-37:** Korrelation zwischen pH-Wert und der Säurekapazität (oben) und Silicium (unten) in 7 elektrolytarmen Modellbächen des Schwarzwaldes.

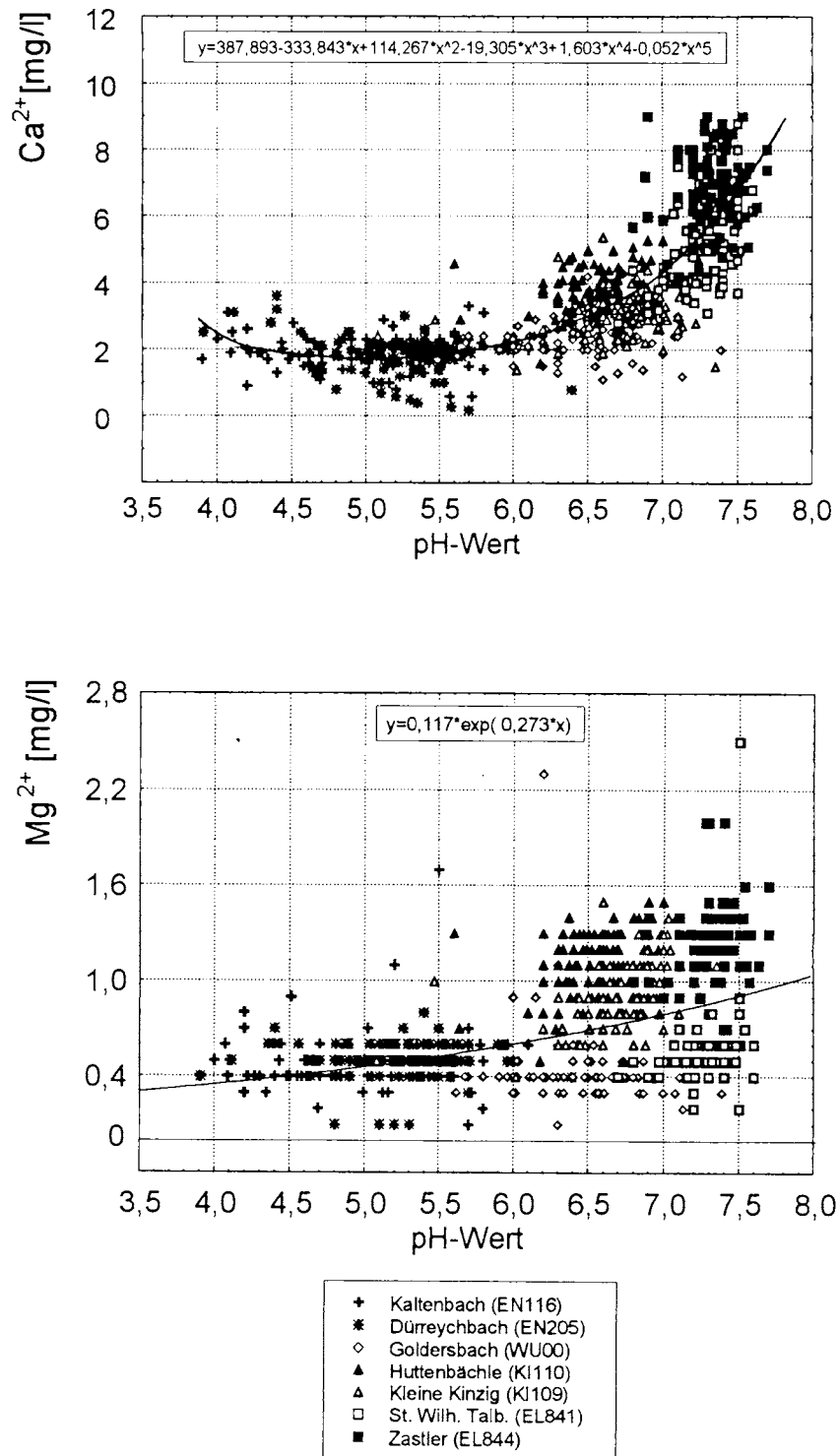
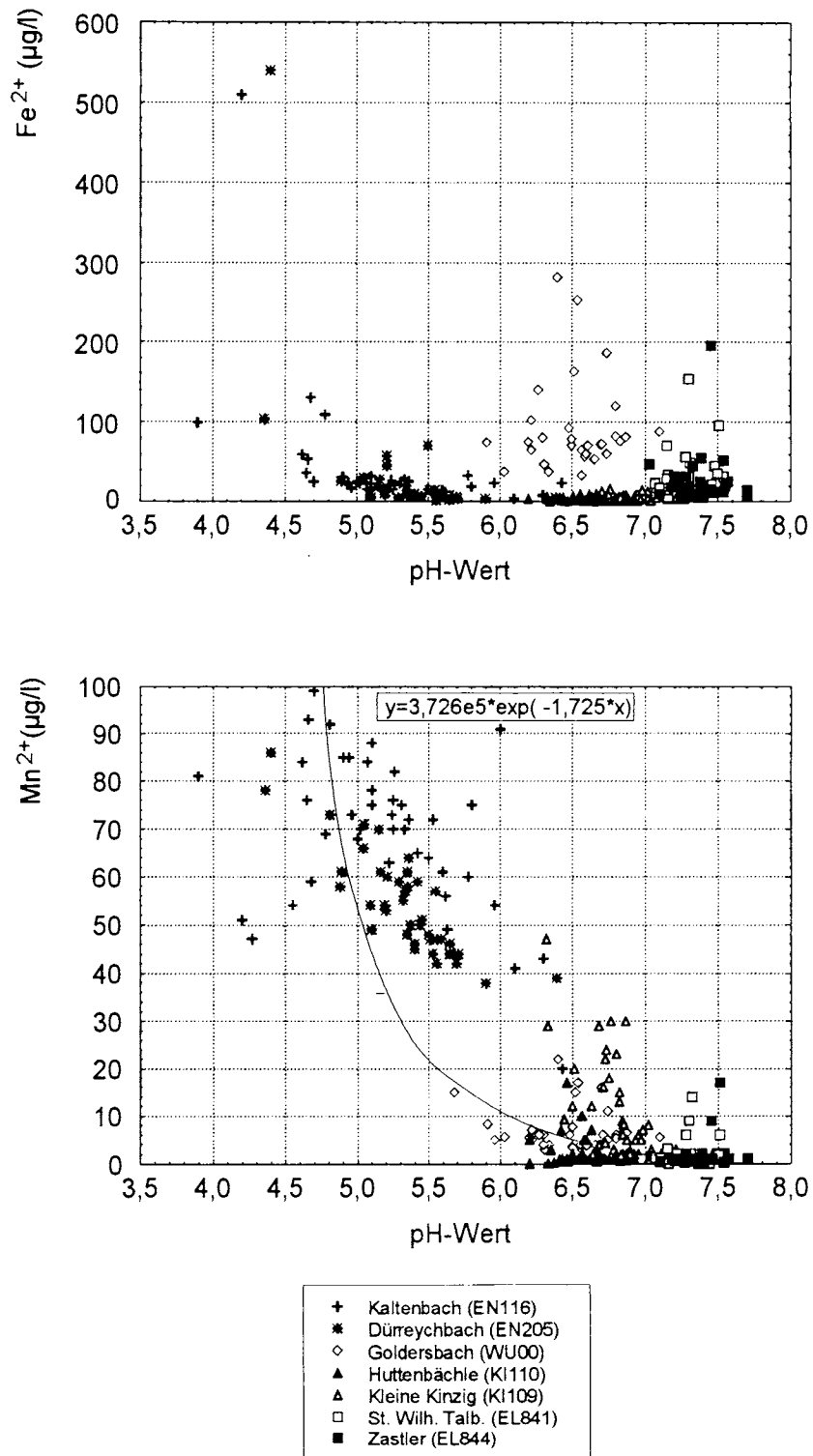
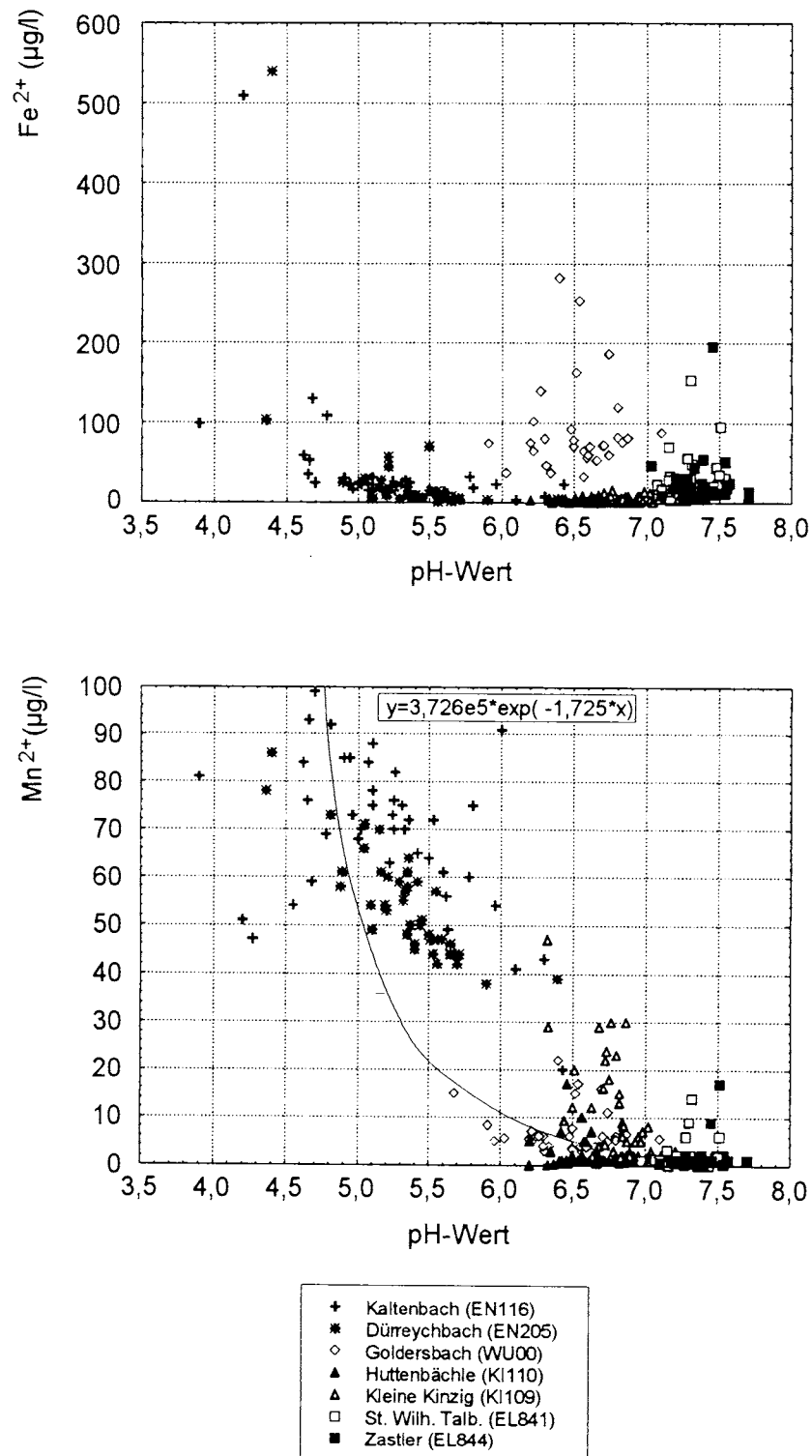


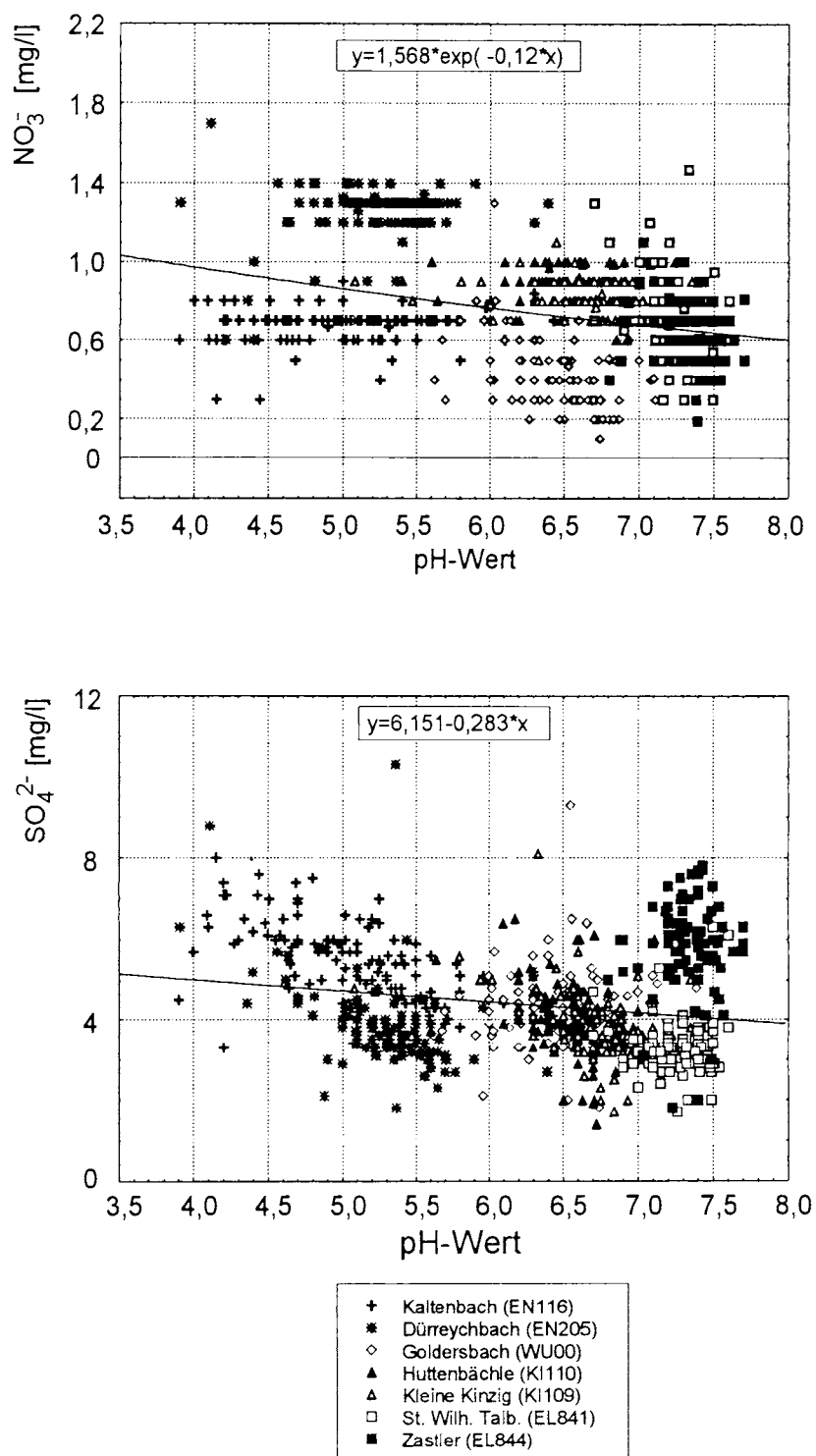
Abb. 7-38: Korrelation zwischen pH-Wert und Calcium (oben) und Magnesium (unten) in 7 elektrolytarmen Modellbächen des Schwarzwaldes.



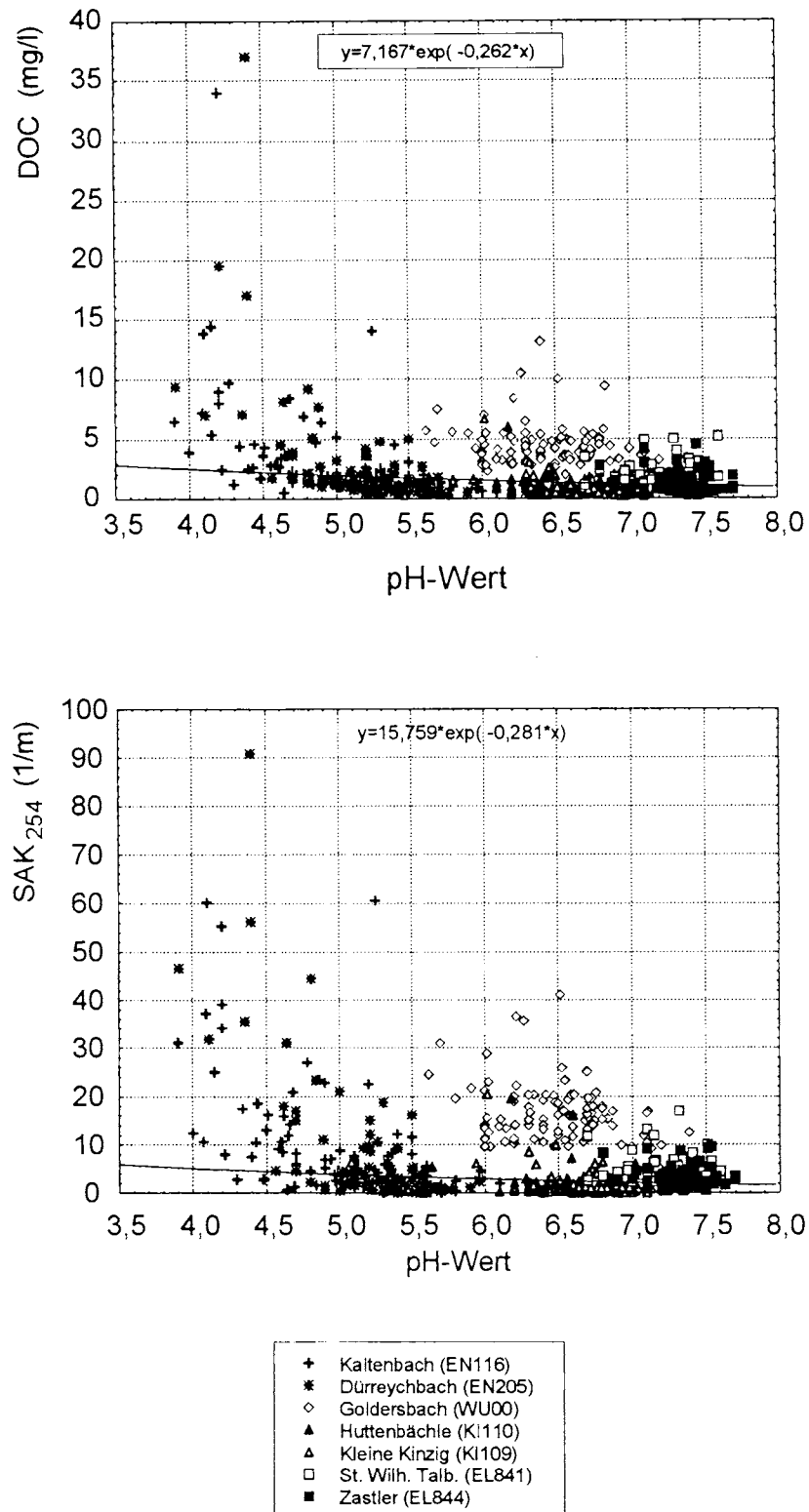
**Abb. 7-39:** Korrelation zwischen pH-Wert und Aluminium in 7 elektrolytarmen Modellbächen des Schwarzwaldes.



**Abb. 7-40:** Korrelation zwischen pH-Wert und Eisen (oben) und Mangan (unten) in 7 elektrolytarmen Modellbächen des Schwarzwaldes.

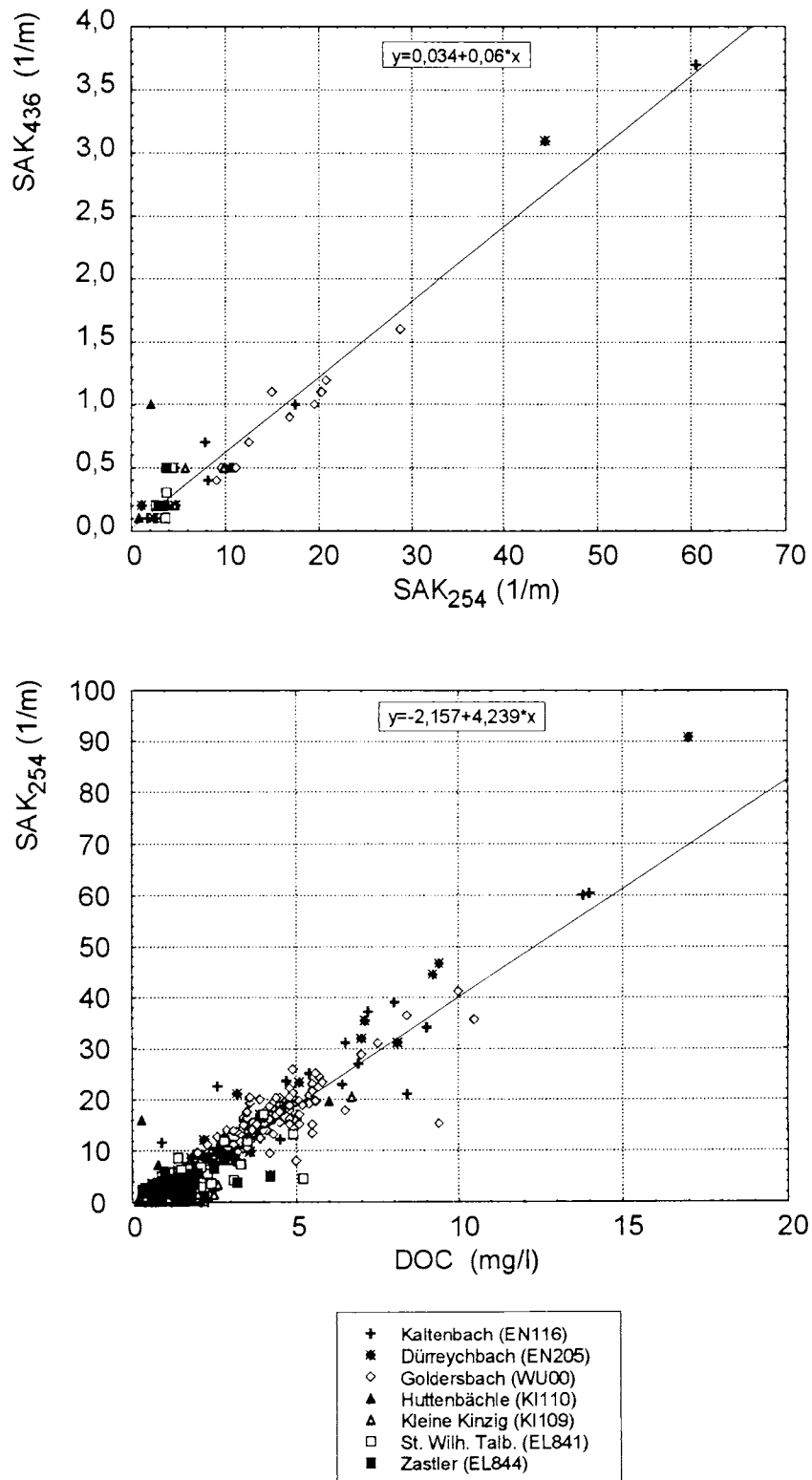


**Abb. 7-41:** Korrelation zwischen pH-Wert und dem Nitrat-Stickstoff (oben) und Sulfat (unten) in 7 elektrolytarmen Modellbächen des Schwarzwaldes.

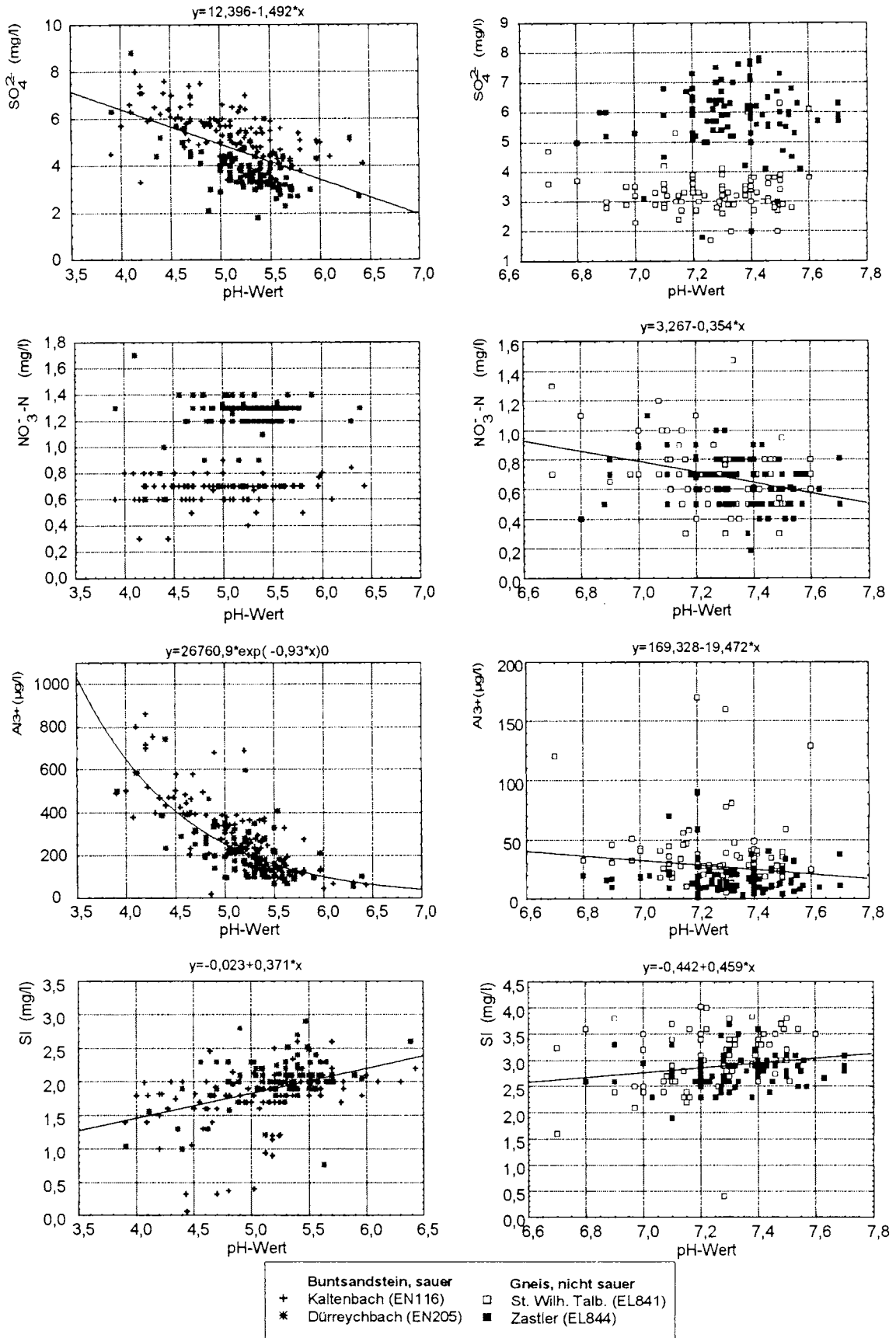


**Abb. 7-42:** Korrelation zwischen pH-Wert und dem Gelösten Organischen Kohlenstoff (DOC) (oben) und der UV-Extinktion bei 254 nm (unten) in 7 elektrolytarmen Modellbächen des Schwarzwaldes.

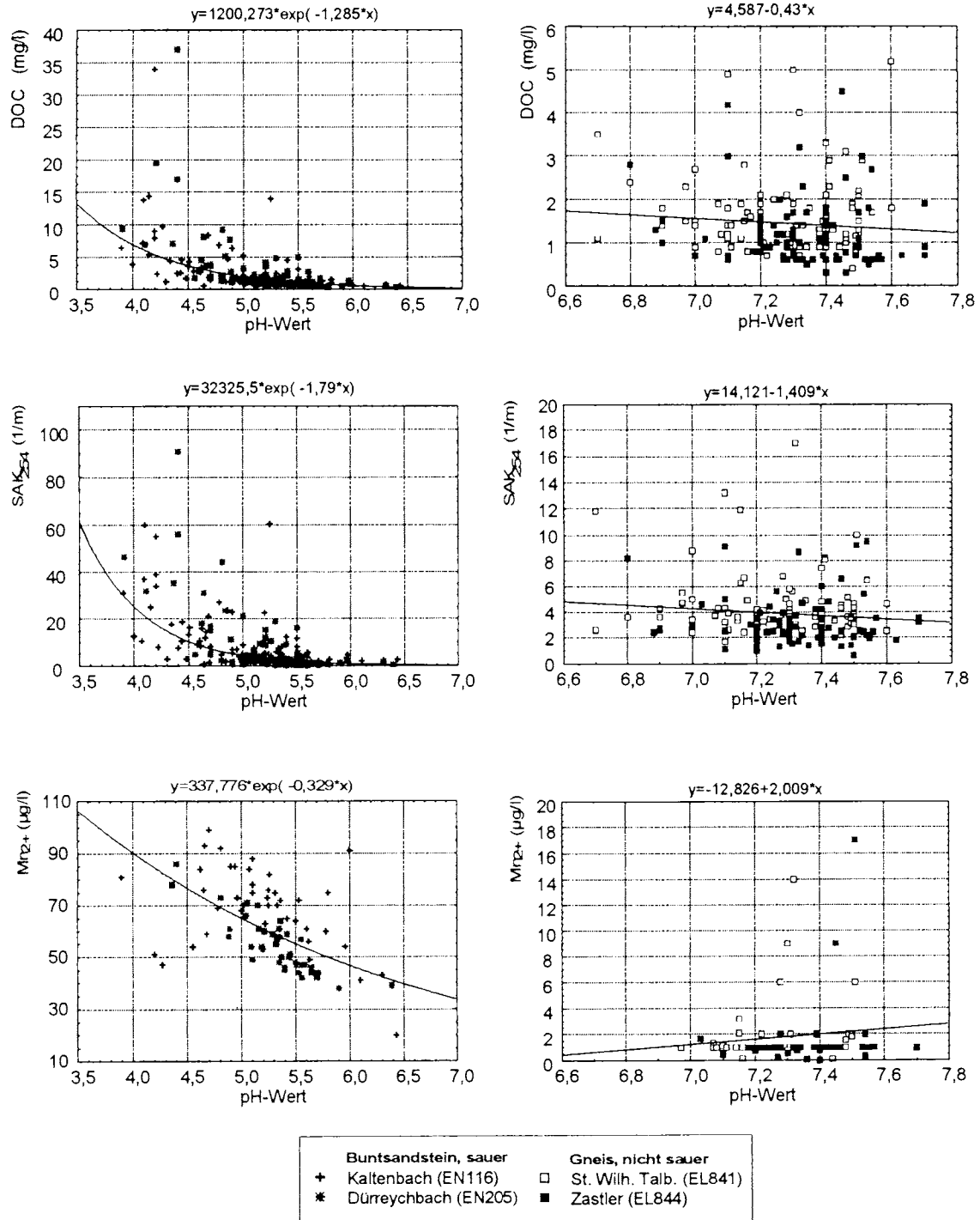




**Abb. 7-43:** Korrelation zwischen der UV-Extinktion bei 254 nm und bei 436 nm (oben) sowie zwischen dem Gelösten Organischen Kohlenstoff (DOC) und der UV-Extinktion bei 254 nm (unten) in 7 elektrolytarmen Modellbächen des Schwarzwaldes.



**Abb. 7-44:** Bedeutung des pH-Werts für einige chemische Kenngrößen in sauren Buntsandsteinbächen und neutralen Gneissbächen, Teil I.



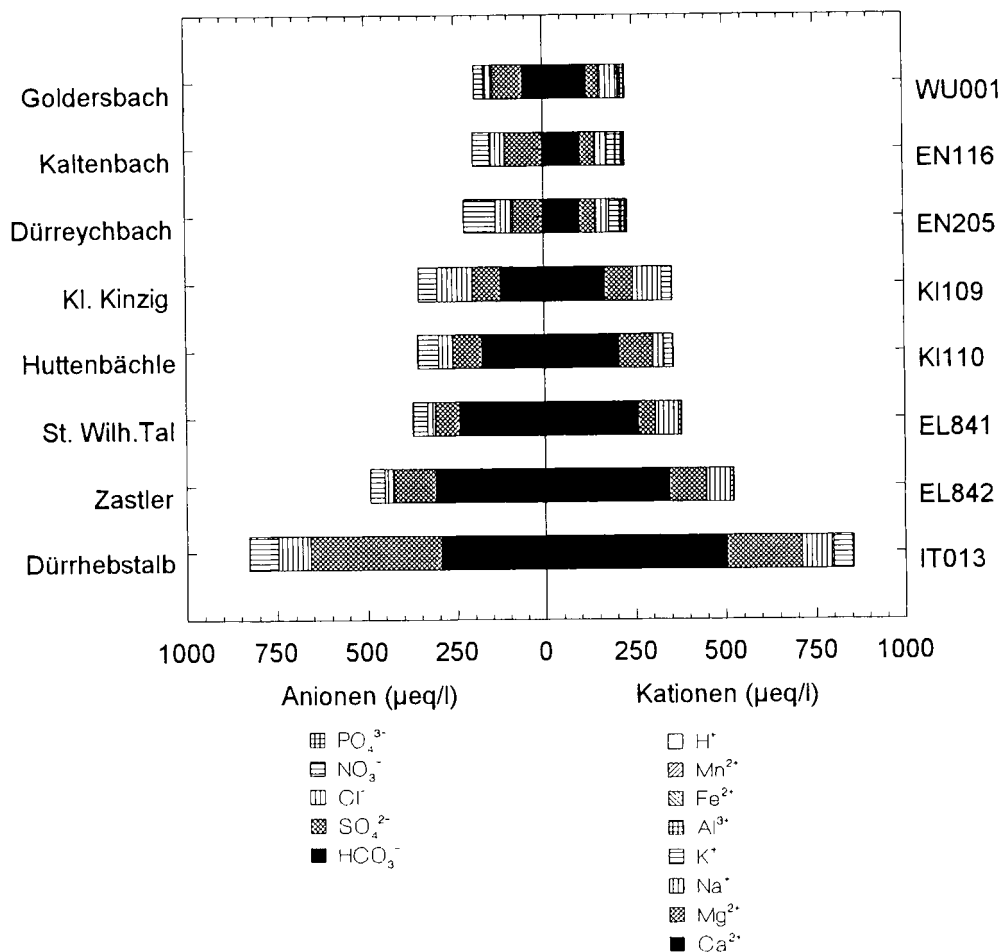
**Abb. 7-45:** Bedeutung des pH-Werts für einige chemische Kenngrößen in sauren Buntsandsteinbächen und neutralen Gneissbächen, Teil 2.

### 7.5.6 Ionenbilanzen

Eine weitere Möglichkeit, Hinweise auf den Grad der Säureempfindlichkeit von Bächen zu erhalten, bietet die vergleichende graphische Gegenüberstellung von **insgesamt 13** wesentlichen **Kationen** und **Anionen** im Zuge einer **Ionenbilanz**.

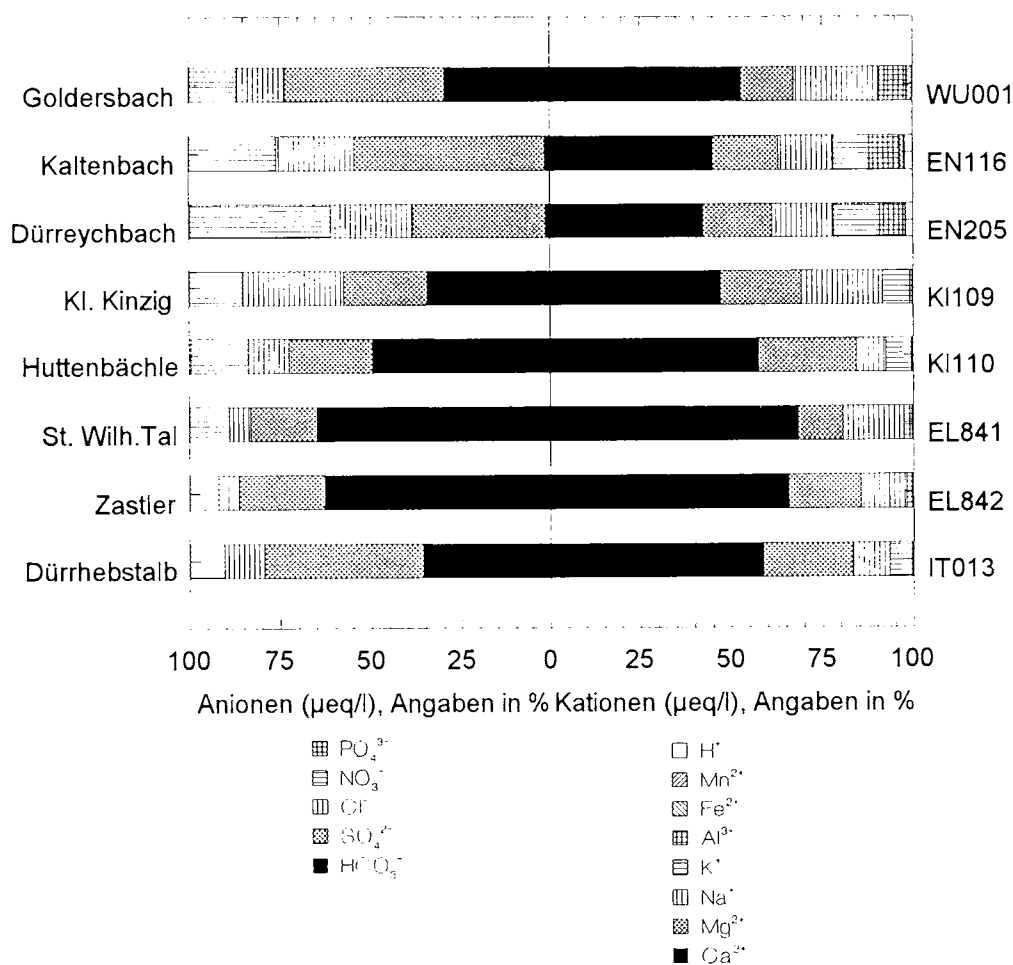
Um die Anteile aller Ionen miteinander vergleichbar in Form eines Ionendiagramms darstellen zu können, wurden die gemessenen Konzentrationen in Mikroäquivalente ( $\mu\text{eq/l}$ ) umgerechnet. Das hierzu benutzte Verfahren ist in Kap. 3, und Tab. 3-7 erläutert.

Zusätzlich zu den bisher behandelten 7 Modellbächen wurde in den folgenden Abbildungen (Abb. 7-46 und Abb. 7-47) zum Vergleich ein Buntsandsteinbach aus dem Odenwald, der Dürrehstalb, mit aufgenommen.



**Abb. 7-46:** Ionenbilanz von 7 Modellbächen im Schwarzwald und einem elektrolytreichen Buntsandsteinbach, dem Dürrehstalb im Odenwald - Darstellung der absoluten Ionengehalte in Mikroäquivalenten ( $\mu\text{eq/l}$ ), die berücksichtigten Ionen sind in der Legende angegeben.

In Abb. 7-46 wird zunächst der absolute Ionengehalt aller Bäche, aufsteigend sortiert nach der Gesamt-Ionensumme, wiedergegeben. Die Werte sind Mittelwerte aus 10-jährigen Reihen mit monatlicher Messfrequenz. Zum besseren Vergleich der Anteile einzelner Ionen an der Ionenzusammensetzung werden in der nachfolgenden Darstellung (Abb. 7-47) die relativen prozentualen Anteile der einzelnen Ionen angegeben. Links in den Diagrammen sind die Namen der Bäche, rechts ihre Code-Nummern angegeben.



**Abb. 7-47:** Ionenbilanz von 7 Modellbächen im Schwarzwald und einem elektrolytreicheren Buntsandsteinbach, dem Dürrebstalbach im Odenwald - Darstellung der relativen **Anteile** der Ionen in **Prozent**, auf der Basis von ( $\mu\text{eq/l}$ ), die berücksichtigten Ionen sind in der Legende angegeben.

Von allen Bächen erweist sich der nur leicht saure Goldersbach, ein Gneisbach, am östlichen Feldberghang gelegen, als der elektrolytärmste, gefolgt von den beiden Buntsandsteinbächen Kaltenbach und Dürreychbach. Beide sind trotz geringfügig höherer Elektrolytgehalte sehr sauer. Die beiden neutralen Gneisbäche Zastler und St. Wilhelmer Talbach sind die elektrolytreichsten der 7 Schwarzwäldbäche. Sie werden allerdings im Gesamt-Ionengehalt vom Dürrhebstalbach im Odenwald noch deutlich übertroffen. Man beachte den hohen Sulfatgehalt dieses Bachs! Bei den beiden sauren Buntsandsteinbächen Kalten- und Dürreychbach fällt der extrem geringe Gehalt an Hydrogenkarbonat auf.

Die Darstellung der relativen Ionenanteile illustriert diesen Mangel beider Bäche an Pufferkapazität nochmals eindeutig. Man vergleiche hierzu den deutlich besser gepufferten Goldersbach.

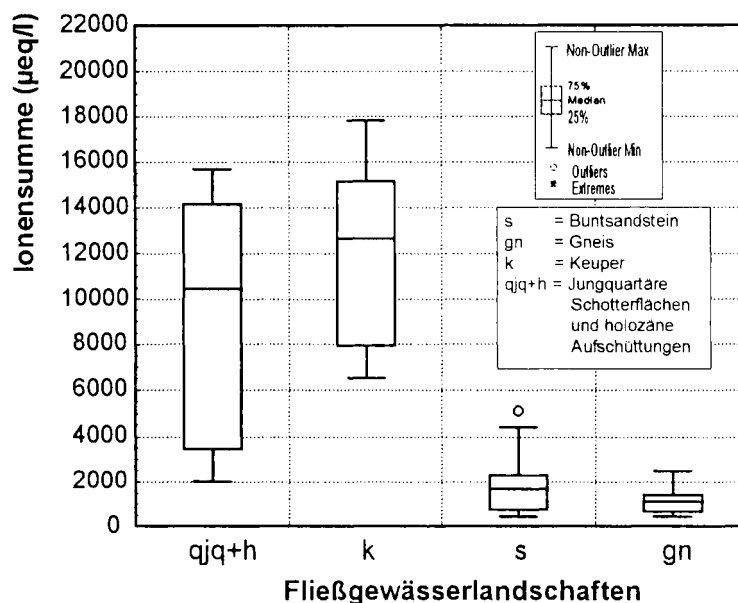
In dieser Graphik wird auch der relativ hohe Anteil des Sulfats in den beiden sauren Bächen offenkundig. Der Dürrhebstalbach im Odenwald zeichnet sich ebenfalls durch einen verhältnismäßig hohen Sulfatgehalt aus, der nach SCHOEN (1984) auf einen relativ hohen anthropogenen Sulfat-Eintrag aus der Atmosphäre zurückgeführt werden kann.

Auffällig ist überdies der ziemlich hohe relative Anteil an Aluminium in den drei obersten Bächen im Diagramm.

Bei Kaltenbach und Dürreychbach wird in dieser Darstellung auch der Anteil der Hydronium-Ionen ( $H^+$  als weißes Feld ganz rechts in der Graphik) sichtbar.

Dank ihres hohen Hydrogenkarbonat-Anteils sind die beiden Gneisbäche Zastler und St. Wilhelmer Talbach recht gut gegen pH-Schwankungen gepuffert.

Abschließend sollen die in diesem Abschnitt - gewissermaßen als typische Vertreter elektrolytarmer Silikatbäche - ausführlich behandelten Modellgewässer mittels Ionenbilanz in einen Zusammenhang mit anderen Bächen gesetzt werden. Durch einen solchen Vergleich der Ionenbilanzen aller im Rahmen des Versauerungs- und des PWAB-Programms mehrjährig gemessenen und analysierten unbelasteten Bäche wird in den nachfolgenden Diagrammen das Spektrum der Ionenzusammensetzung von Silikat- und Karbonatbächen synoptisch analog zu den obigen Abbildungen zum Ausdruck gebracht.



**Abb. 7-48:** Vergleich der Ionensummen (Anionen + Kationen in  $\mu\text{eq/l}$ ) in 4 Hauptfließgewässerlandschaften.

Die in Abb. 7-48 dargestellten Ionensummen von Fließgewässern aus 4 verschiedenen Fließgewässerlandschaften machen die Spannweite der Konzentrationsbereiche naturnaher Fließgewässer nochmals deutlich. So beträgt die Ionensumme des elektrolytreichsten Keuperbaches das 42-fache des elektrolytärmsten Gneisbaches. Der Elektrolytgehalt der ionenärmsten der in diesem Kapitel behandelten Buntsandstein- und Gneisbäche des Schwarzwaldes liegt um das 11- bzw. 6-fache geringer als der maximale Ionengehalt der ionenreichsten Bäche desselben Typs.

Die Ionensumme der Bäche lässt sich mit der elektrischen Leitfähigkeit auf einfache Weise unmittelbar im Gelände erfassen. Die lineare Beziehung zwischen der Ionensumme und der elektr. Leitfähigkeit geht aus Abb. 7-49 hervor. Mit dieser Graphik ist es möglich, für die dargestellten Bäche aus der Leitfähigkeit ihren Gesamt- Ionengehalt abzulesen. Im Hinblick auf die Säuresensitivität der Silikatbäche in Abb. 7-49 wurde für diesen Gewässertyp der prozentuale Anteil des wichtigsten aquatischen Puffers, des Hydrogenkarbonats, an der Ionensumme berechnet:

**Formel 7-2:**  $HI = \text{HCO}_3^- / \text{Ionensumme} \cdot 100$  (Angaben in %).

Dieser Prozentsatz wurde in Abb. 7-50 gegen den mittleren pH-Wert (oben) und die elektr. Leitfähigkeit (unten) für alle Silikatbäche aufgetragen. Die 8 zuvor behandelten Modellbäche sind in beiden Diagrammen mit fetter Schrift hervorgehoben. In beiden Darstellungen sind diejenigen Wertebereiche für den %-Anteil Hydrogenkarbonat, den pH-Wert und die Leitfähigkeit grau hinterlegt, in denen deutliche Schäden in den Makrozoen-Gesellschaften festgestellt wurden (s. Ziff. 7.6.3). Es handelt sich um folgende Bäche (s. Tab. 7-7).

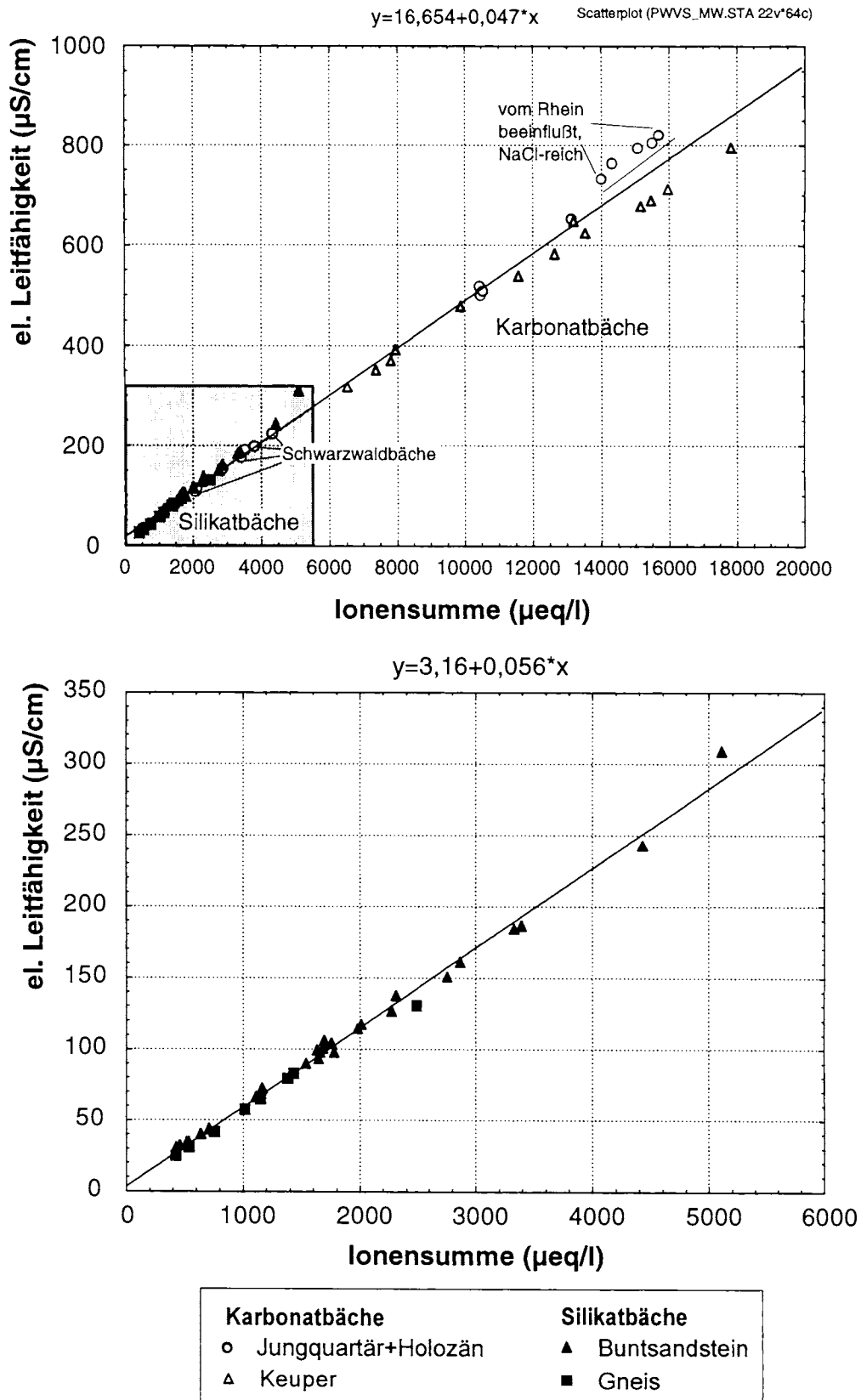
**Tab. 7-7:** Sehr schwach gepufferte, permanent saure Bäche mit deutlichen ökologischen Schäden (liegen im grauen Feld der Abb. 7-50).

Code-Nr	Name	Region	Geologie	Biologische Säureklasse
EN116	Kaltenbach	Schwarzwald	Buntsandstein	4
EN205	Dürreychbach	Schwarzwald	Buntsandstein	4
KI120	Teufelsbächle	Schwarzwald	Buntsandstein	4
KI119	Weiberbergbach	Schwarzwald	Buntsandstein	4
YA009	Steinbach	Odenwald	Buntsandstein	4
EZ020	Trienzbach	Odenwald	Buntsandstein	3

Erläuterung: Biol. Säureklasse 3: periodisch sauer, Klasse 4: permanent sauer, s. Kap. Biologie, Abschnitt 7.6

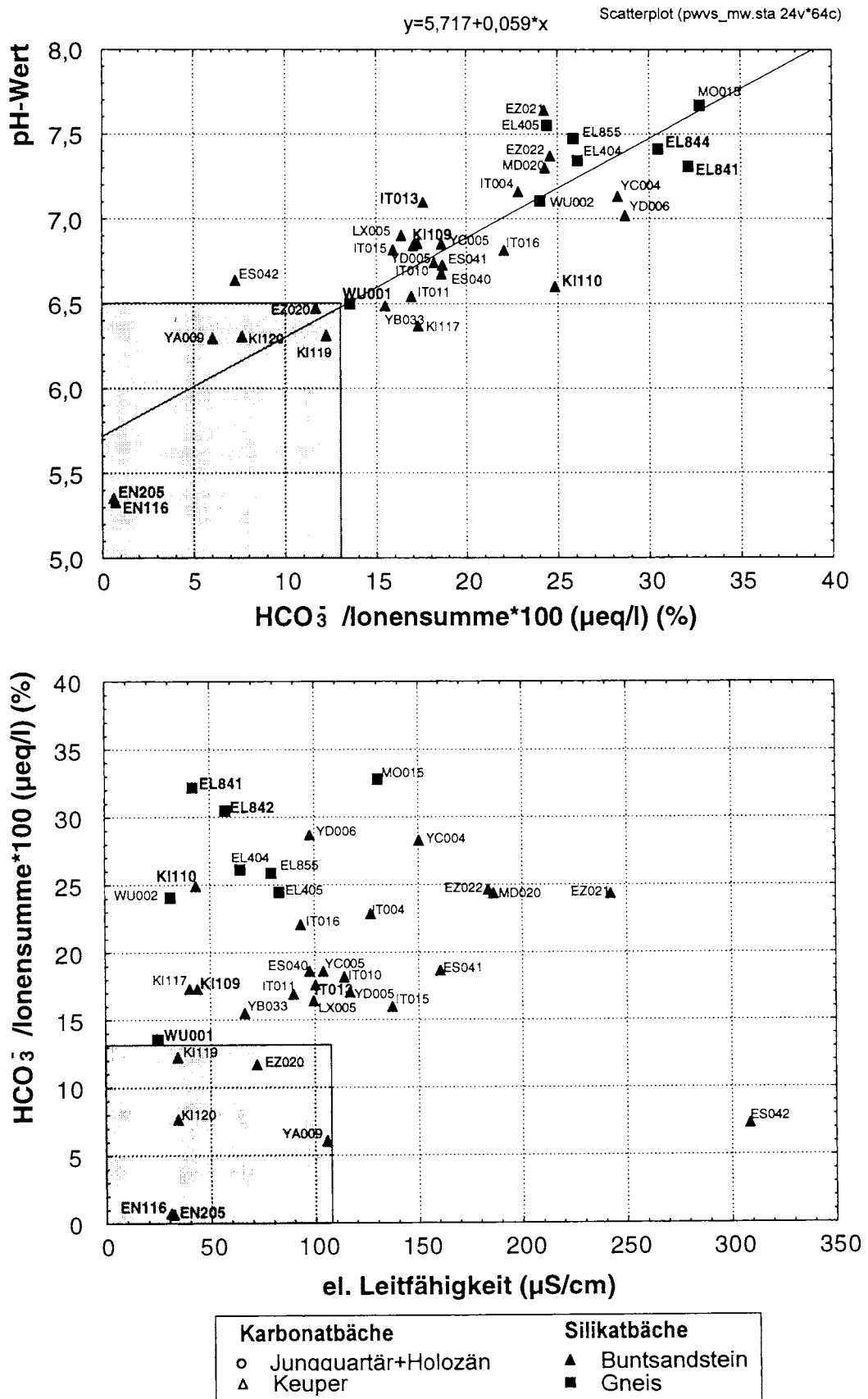
Alle diese Bäche sind eindeutig versauert.

Die biologischen Aspekte dieser Bäche werden in Abschnitt 7.6 eingehender behandelt.



**Abb. 7-49:** Beziehung zwischen elektr. Leitfähigkeit und der Ionensumme in 4 Fließgewässerlandschaften (oben), lediglich in Silikatbächen (unten).





**Abb. 7-50:** Beziehung zwischen dem mittleren pH-Wert und dem prozentualen Anteil des Hydrogenkarbonats am Gesamt-Ionengehalt der Bäche (in  $\mu\text{eq/l}$ ) (oben) sowie zwischen dem Anteil Hydrogenkarbonat und der elektr. Leitfähigkeit (unten)

### 7.5.7 Das pH-Wert-Spektrum einiger Silikat- und Karbonatbäche

Wie bereits erwähnt, wurden über die zuvor eingehender hydrochemisch charakterisierten Modellbäche hinaus zahlreiche weitere Bäche mehrere Jahre lang beprobt. In den folgenden Diagrammen soll eine kondensierte Übersicht über die zentralen Größen im Versauerungsgeschehen dieser Gewässer gegeben werden. Im Vordergrund steht der pH-Wert, der in Abb. 7-51 für 32 gering gepufferte Silikatbäche des Schwarzwaldes sowie zum Vergleich für 17 gut gepufferte Karbonatbäche aus karbonatischen Fließgewässerlandschaften (Keuper, Muschelkalk) in Form von Boxplots illustriert wird. Das pH-Wert-Diagramm gibt die Bäche nach steigendem Median des pH-Werts sortiert wieder. Das auf diese Weise geordnete pH-Spektrum der Bäche läßt sich nach Lage der Medianwerte und der Schwankungsbreite des pH-Wertes zu 4 Gruppen (Typen) zusammenfassen, die unter Berücksichtigung der nachfolgend erörterten jahreszeitlichen Dynamik und Periodizität anschließend näher spezifiziert werden.

Eine weitere Graphik (Abb. 7-52) gibt die Median-Werte der elektr. Leitfähigkeit und des geochemisch bedeutsamen Calciumgehalts für dieselben 49 nach steigendem pH-Wert angeordneten Bäche wie im pH-Diagramm der Abb. 7-51 wieder.

Die aus der Anordnung der Bäche nach ihrem pH-Median abgeleiteten Säurezustandstypen in Abb. 7-51 lassen sich ebenso gut aus den folgenden Zeitreihen charakteristischer Vertreter unterschiedlicher geochemischer Typen ableiten.

### 7.5.8 Zeitliche Aspekte der Gewässerversauerung - Säureschübe

Bei monatlichen biologischen und chemischen Untersuchungen von abwasserfreien Bächen des Schwarzwaldes im Jahre 1986 fiel in einigen Bächen eine deutliche Periodizität in den chemischen Daten und den biologischen Befunden auf. Dies war der Anlaß, diese Messreihe in ausgewählten Bächen fortzusetzen. Im folgenden werden die Jahressgänge des pH-Werts und der Säurekapazität für einige Modellbäche vorgestellt. Darüber hinaus wird die zeitliche Entwicklung der Sulfat- und Aluminiumgehalte exemplarisch für saure Buntsandstein-Bäche und nicht saure Gneisbäche abgebildet. Aus den langjährigen Zeitreihen des pH-Wertes und der den pH-Wert maßgeblich steuernden Säurekapazität lassen sich zwei wesentliche Aussagen ableiten über:

1. das jahreszeitliche pH-Regime und das Verhalten der Pufferkapazität unterschiedlicher geochemischer Fließgewässertypen,
2. Trends in der pH-Wert- und Pufferkapazitäts-Entwicklung in elektrolytarmen Silikatbächen über einen längeren Zeitraum von 6 bis 11 Jahren, je nach Dauer des Messprogramms.

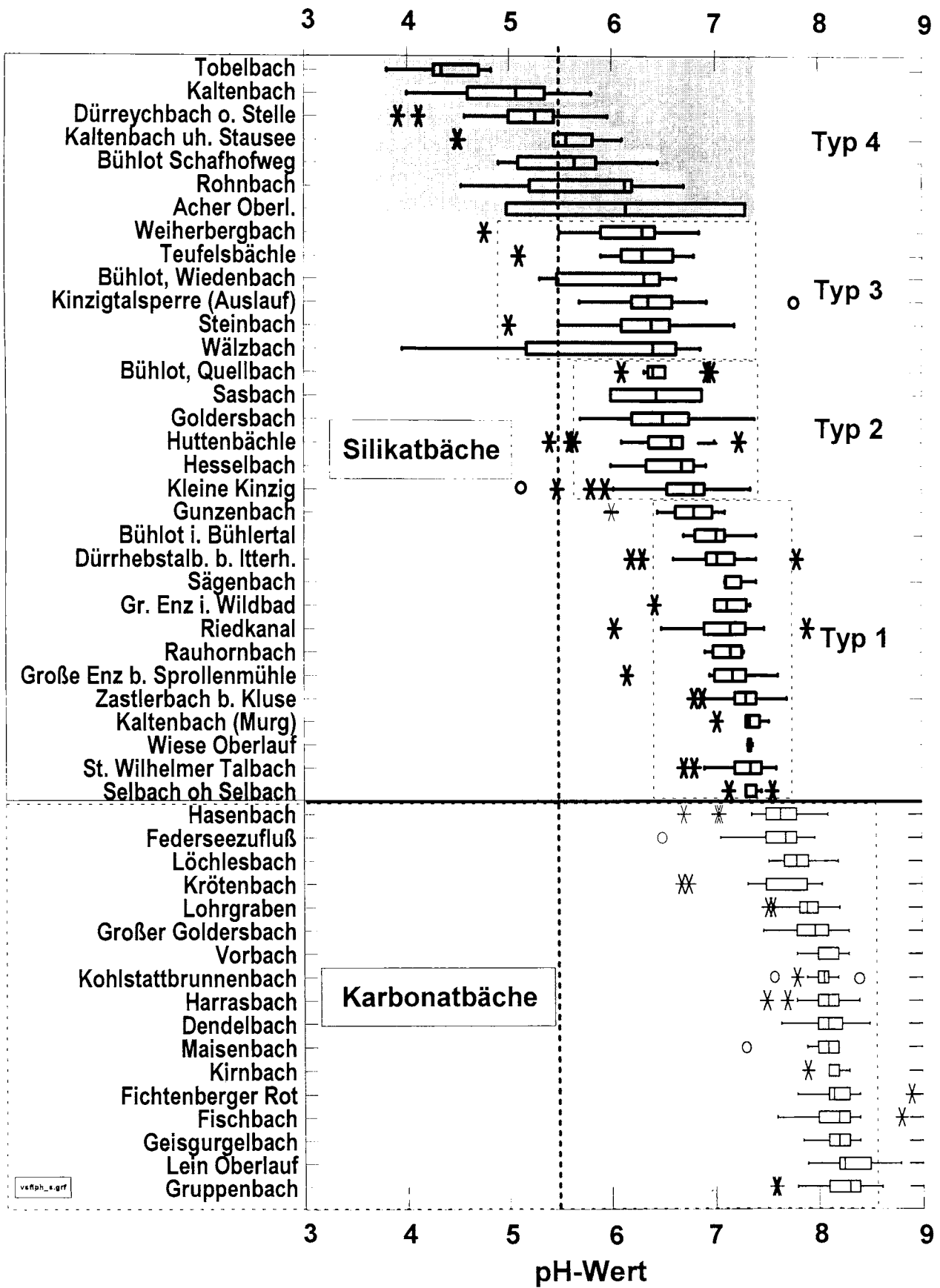
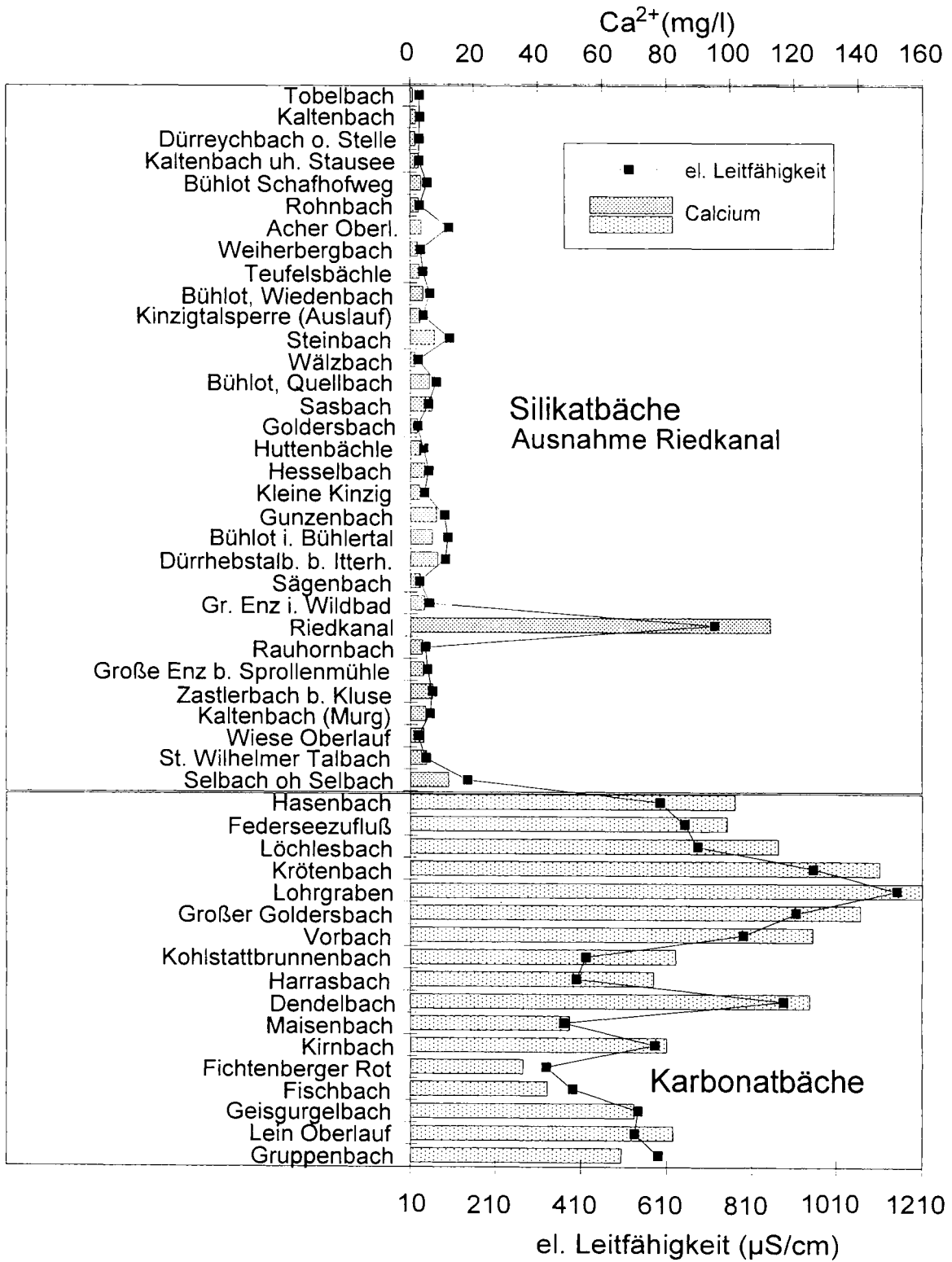


Abb. 7-51: Das pH-Spektrum von 32 gering gepufferten Silikatbächen im Schwarzwald und zum Vergleich von 17 elektrolytreichen Karbonatbächen, sortiert nach steigendem Median des pH-Werts



**Calcium-Gehalt und Leitfähigkeit (Medianwerte)**

**Abb. 7-52:** Medianwerte des Calcium-Gehalts und der elektr. Leitfähigkeit derselben Bäche wie im vorigen pH-Diagramm (Abb. 7-51), Bäche nach pH-Median angeordnet.

### 7.5.8.1 Säure-Regime-Typen

Durch die Kombination aus den zuvor dargestellten Wertebereichen von pH-Wert und Säurekapazität (vgl. Boxplots in Abb. 7-28 oben und Abb. 7-29 unten), der Zusammenstellung der pH-Bereichs-Gruppen in Abb. 7-51 sowie der Ionendiagramme (Abb. 7-46 bis Abb. 5-17) und den Zeitreihen von pH-Wert und Säurekapazität lassen sich für elektrolytarne, säuresensitive Silikatbäche folgende vier hydrochemische Säure-Regime-Typen formulieren, in deren chemischer Charakterisierung bereits die Bedeutung für die weiter unten erläuterte biologische Besiedlung der unterschiedlich sauren Bäche angedeutet wird.

#### 1. Permanent neutral (nicht sauer):

Der **pH-Wert** liegt gewöhnlich über 6,5, meistens um oder über 7, die pH-Minima unterschreiten den Wert von 6,0 nicht.

Die **Säurekapazität** liegt im Mittel über 0,3 mmol/l. Werte unter 0,2 mmol/l werden nur sehr selten unterschritten, der kritische Bereich unter 0,1 mmol/l nie. Die Bäche sind bis zum gegenwärtigen Zeitpunkt ausreichend gegen atmosphärischen Säureeintrag gepuffert. In diesen Bächen treten keine biologischen Artendefizite auf. Diese Bäche enthalten ein artenreiches Makrozoobenthos (s. biologischer Teil dieser Arbeit).

**Typische Bäche:** Gneisbäche, vorwiegend im Südschwarzwald

**Beispiele:** Zastlerbach, St. Wilhelmer Talbach.

#### 2. Überwiegend neutral bis episodisch schwach sauer:

pH-Werte ähnlich wie bei Typ 1, aber seltene pH-Erniedrigungen sind möglich, die jedoch extrem selten unter 5,5 gehen.

Die **Säurekapazität** dieser Bäche ähnelt derjenigen von Typ 1, sie liegt im Schnitt zwischen 0,2 und 0,3 mmol/l, der kritische Wert von 0,1 wird episodisch, aber selten unterschritten. Die Bäche sind schwach gepuffert, seltene Säureschübe werden meist hinreichend gepuffert, so dass biologische Schäden kaum auftreten. Die Biozönose erholt sich in der Regel von den seltenen episodischen Säureschüben schnell. Es treten keine auffälligen biozönotischen Verarmungen auf.

**Typische Bäche:** schwach gepufferte, sehr elektrolytarne Gneisbäche und mäßig elektrolytarne, oft sulfatreiche Buntsandsteinbäche

**Beispiele:** Goldersbach, Sägenbach im Unterlauf sowie Kleine Kinzig, Huttenbächle, beide kurz vor ihrer Einmündung in die Kinzig-Talsperre, Dürrhebstalbach im Odenwald. Alle genannten Bäche gehen bachaufwärts in Richtung Quelle in den folgenden Typ 3 über.

#### 3. Periodisch (kritisch) sauer:

Der **pH-Wert** liegt normalerweise unter 6,5. Die pH-Minima sinken öfter durch Säureschübe bei der Schneeschmelze oder nach Starkregen unter 5,5. Bei niedrigem (Basis-) Abfluss können die Werte längere Zeit, z. B. während sommerlich-herbstlicher Niedrigwasserperioden im neutralen Bereich liegen.

Die **Säurekapazität** liegt im Mittel zwischen 0,1 und 0,2 mmol/l, der kritische Wert von 0,1 mmol/l wird regelmäßig periodisch unterschritten. Nach regelmäßigen Säureschüben treten länger anhaltende ökologische Schäden in den Lebensgemeinschaften

in Form von deutlichen Artenfehlbeträgen auf, die erst nach Monaten wieder, zumindest teilweise, kompensiert werden.

**Typische Bäche:** Elektrolytarme, sehr schwach gepufferte Granit- und Buntsandsteinbäche des nördlichen und mittleren Schwarzwaldes

**Beispiele:** Weiherbergbach, Teufelsbächle

#### 4. Permanent sauer:

Der **pH-Wert** liegt in der Regel ganzjährig im sauren Bereich unter 5,5. Minima des pH-Werts fallen während der Schneeschmelze oder nach Starkregen unter 5, oft unter 4,3 und sinken mitunter noch tiefer.

Die **Säurekapazität** liegt im Mittel unter dem kritischen Wert von 0,1 mmol/l. Dieser wird regelmäßig periodisch bis gegen Null unterschritten. Der pH-Wert liegt oft unter dem Bezugs-pH-Wert der Säurekapazität ( $K_{S4,3}$ ) von 4,3. Diese Bäche weisen markante ökologische Schäden in den aquatischen Biozönosen auf, die sich in einem meist ganzjährigen Ausfall säuresensitiver Taxa äußern.

**Typische Bäche:** Sehr elektrolytarme, kaum gepufferte Granitbäche und Buntsandsteinbäche

**Beispiele:** Kaltenbach, Dürreychbach

Bei der obigen Einteilung der Bäche in 4 hydrogeochemische Säureklassen wurden auch die Überlegungen zur weitergehenden Typisierung der Silikatbäche in Abschn. 5.1 in die Typeneckwerte mit einbezogen.

Wie bei jeder empirischen Typisierung von Erscheinungsformen (nicht nur) in der Natur bedeutet auch eine geochemische Typisierung des Säurestatus von sensitiven Silikatbächen stets eine Kategorisierung eines in der Natur real vorhandenen Kontinuums von Eigenschaften der betrachteten Objekte. Selbstverständlich gibt es eine Reihe von Übergängen und Überschneidungen zwischen den hier vorgeschlagenen vier Säure-Regimetypen. Im Interesse einer überschaubaren und nachvollziehbaren Einteilung des natürlichen Spektrums unterschiedlich saurer Bäche und auch im Hinblick auf eine anschauliche kartographische Darstellbarkeit dieser Säurestatustypen wurde bewußt lediglich eine vierklassige Typengliederung gewählt.

Ähnlich wie bei der klassischen Gewässergütekarte mit ihrem 7-klassigen Bewertungssystem ließen sich die vorgeschlagenen vier Säuretypen formal durch drei weitere Zwischenklassen ebenfalls zu einem siebenstufigen System erweitern. Dies wird aber nicht als zweckmäßig angesehen, vor allem deshalb nicht, weil künftig für die Beurteilung der ökologischen Qualität im Rahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinie generell ein fünfklassiges Typensystem vorgesehen ist.

Falls erforderlich, könnte das vierklassige Säuretypensystem der Fließgewässer leicht um eine weitere Stufe der alkalischen bis neutralen Bäche erweitert werden. Da solche Gewässer in der Gruppe der Silikatbäche allerdings praktisch nicht auftreten, und eine Bewertung der Säureempfindlichkeit von Karbonatbächen nicht unbedingt erforderlich ist, erscheint auch künftig ein lediglich vierklassiges Bewertungssystem für die Säurezustandstypen ausreichend.

In den nachfolgenden Diagrammen der Zeitreihen von pH-Wert und Säurekapazität sind für jeden der oben definierten vier Typen ein bis zwei beispielhafte, charakteristische Bäche

abgebildet. Zur ergänzenden Charakterisierung der Säurezustands-Typen sind für ausgewählte Bäche zusätzlich die Jahresgänge von Sulfat und Aluminium dargestellt.

Mit den zuvor über den pH-Wert und die Pufferkapazität hydrochemisch definierten Säurezustandstypen wird die Bezugsbasis für ein biologisches Verfahren gebildet, das gewissermaßen an diesen hydrogeochemischen Gewässertypen „geeicht“ wurde. Das biologische Verfahren wird im Kapitel Biologie dieser Abhandlung eingehender vorgestellt.

### 7.5.8.2 Kontinuierliche pH-Wert Registrierung

Um über die monatlichen Stichprobenmessungen an den bislang beschriebenen Bächen hinausgehende detailliertere Informationen zum jahreszeitlichen Verhalten des pH-Wertes zu erhalten, wurden an insgesamt 4 typologisch verschiedenen Bächen des Schwarzwaldes pH-Wert-Schreiber (WTW, analog und digital) installiert. Um den Einfluss der Wasserführung auf den pH-Wert-Verlauf der Bäche beurteilen zu können, wurden die Registriermessungen an insgesamt 3 möglichst siedlungsfern in Oberläufen gelegenen Abflusspegel-Messstellen der LfU oder der Wasserwirtschaftsverwaltung des Landes Baden-Württemberg vorgenommen. Die Dauermessungen fanden über mehrere Jahre hinweg statt.

Die Dauer-Registrierung des pH-Wertes in elektrolytarmen, weitab der Zivilisation gelegenen Bächen war mit einigen messtechnischen und organisatorischen Problemen (vor allem im Winter!) behaftet. Aus diesen Gründen konnten keine ununterbrochenen Jahresserien gewonnen werden. Die Dauer der Registrierungen war jedoch lang genug, um aufschlußreiche und charakteristische Erscheinungsmuster dieser säuresensiblen Silikatbäche sichtbar zu machen. An folgenden Bächen wurde gemessen:

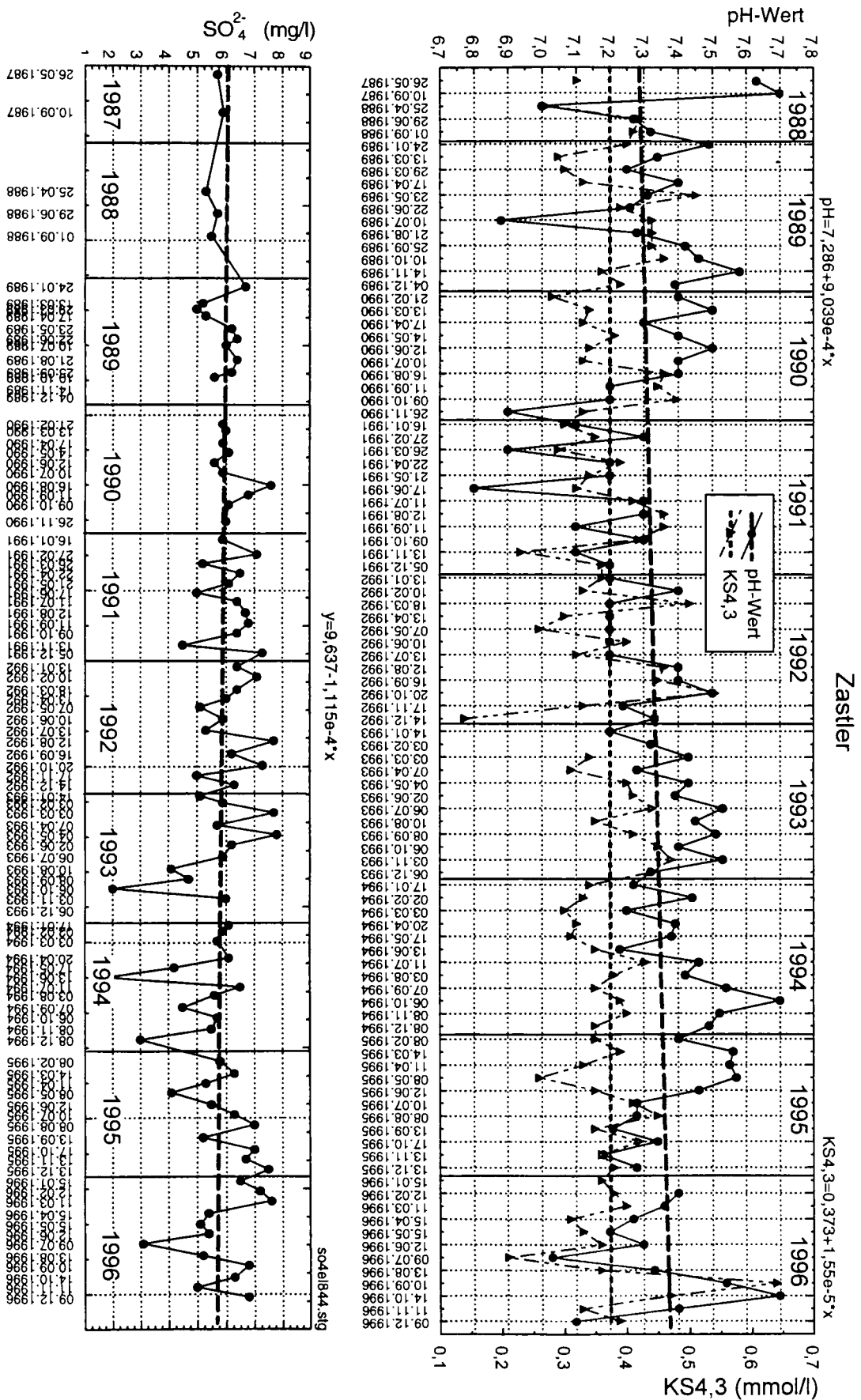
- Dürreychbach am Pegel Dürreych, mit Abflussmessungen
- Kleine Kinzig am Pegel Huttenhardt, mit Abflussmessungen
- Huttenbächle, am Pegel Schillingerswald, mit Abflussmessungen
- Goldersbach, am Pegel Feldberg, ohne Abflussmessungen.

Die Wasserstands- und Abflussgänge dieser Pegel sind in Abb. 14-1 bis Abb. 14-3 (im Anhang) wiedergegeben.

Zu den einschneidenden Ereignissen, die den pH-Wert in kalkarmen, sehr schwach gepufferten Bächen nachhaltig beeinflussen, gehören Hochwasserabflüsse. Diese können während des ganzen Jahres auftreten. Von besonderer hydrochemischer Relevanz sind jedoch starke Regenfälle nach längeren sommerlichen Trockenzeiten und ganz besonders die Schneeschmelze, die zu intensiven Hochwässern mit einem überwiegenden Oberflächenabfluss führen.

Solche Hochwässer äußern sich in den Bächen, vor allem in den ganzjährig sauren Buntsandsteinbächen, stets in ähnlicher, sehr bezeichnender Weise.

Abb. 7-53: Entwicklung von pH-Wert, Säurekapazität (Hydrogenkarbonat) (oben) und Sulfat (unten) im Zastlerbach, einem permanent neutralen Gneisbach (Typ 1) über einen Zeitraum von rund 10 Jahren.





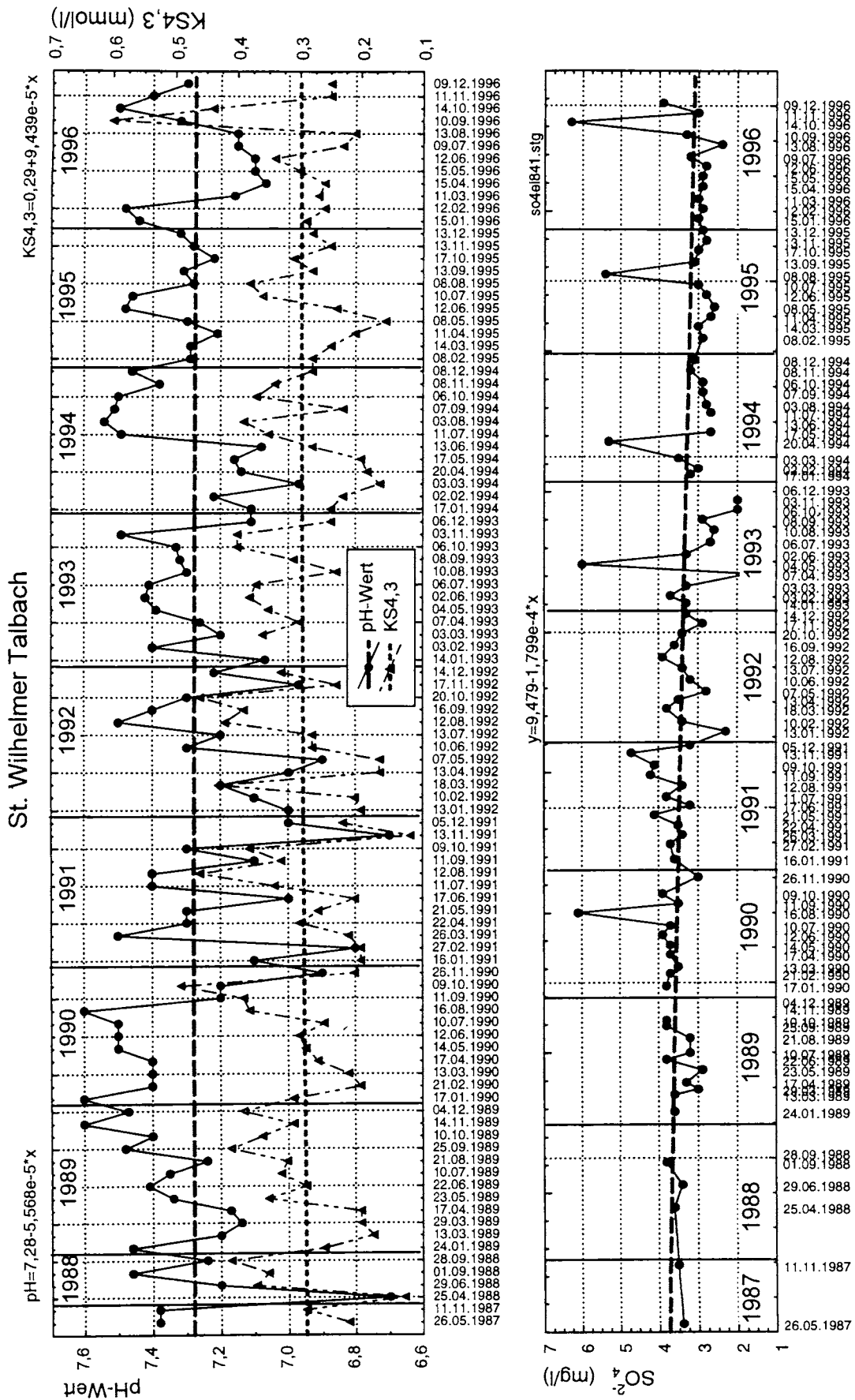


Abb. 7-54: Entwicklung von pH-Wert, Säurekapazität (Hydrogenkarbonat) (oben) und Sulfat (unten) im St. Wilhelmer Talbach, einem permanent neutralen Gneisbach (Typ 1) über einen Zeitraum von rund 10 Jahren.

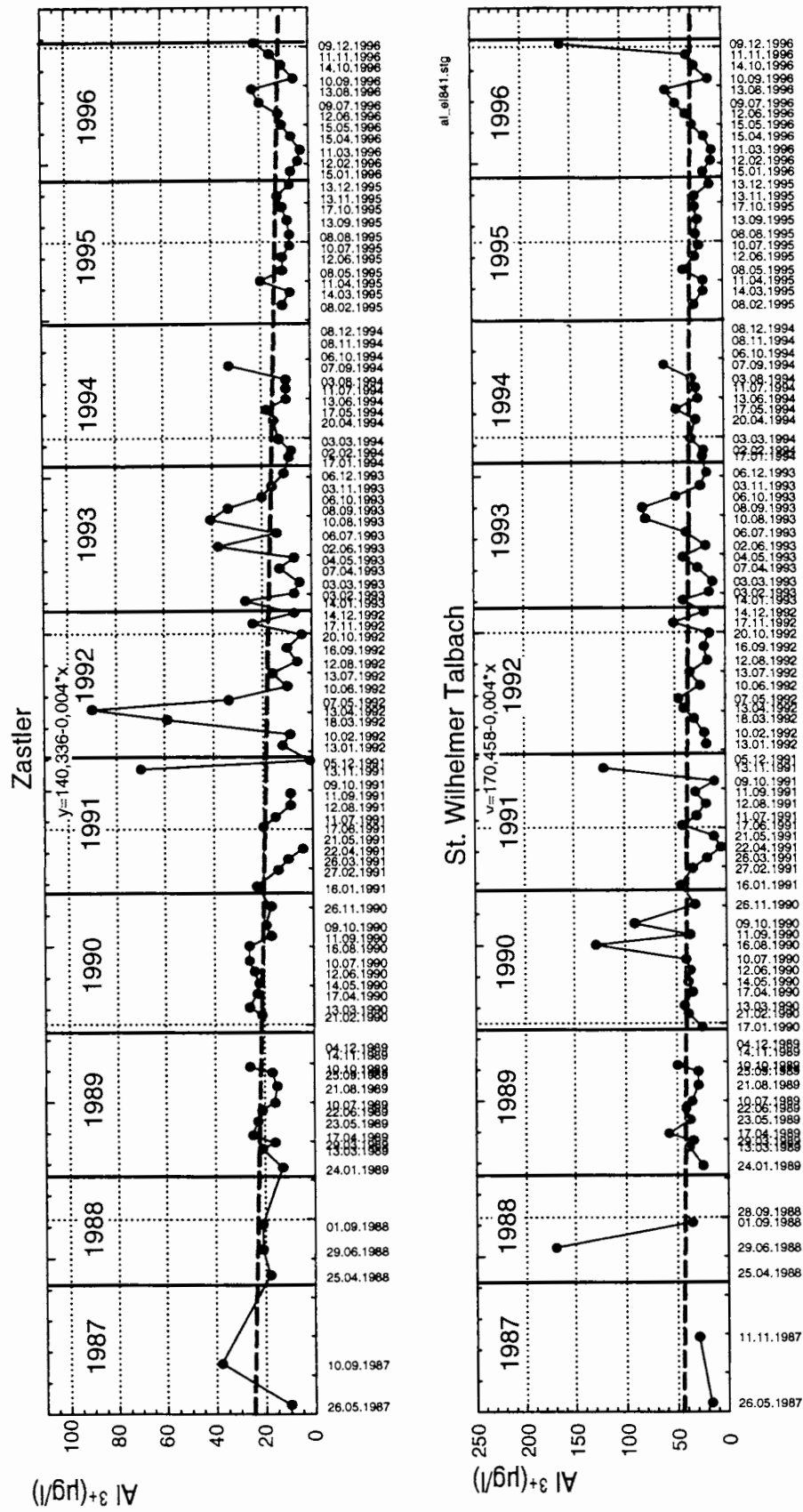


Abb. 7-55: Zeitreihe der Aluminium-Entwicklung im Zastlerbach (oben) und im St. Wilhelmer Talbach (unten) über einen Zeitraum von rund 10 Jahren.

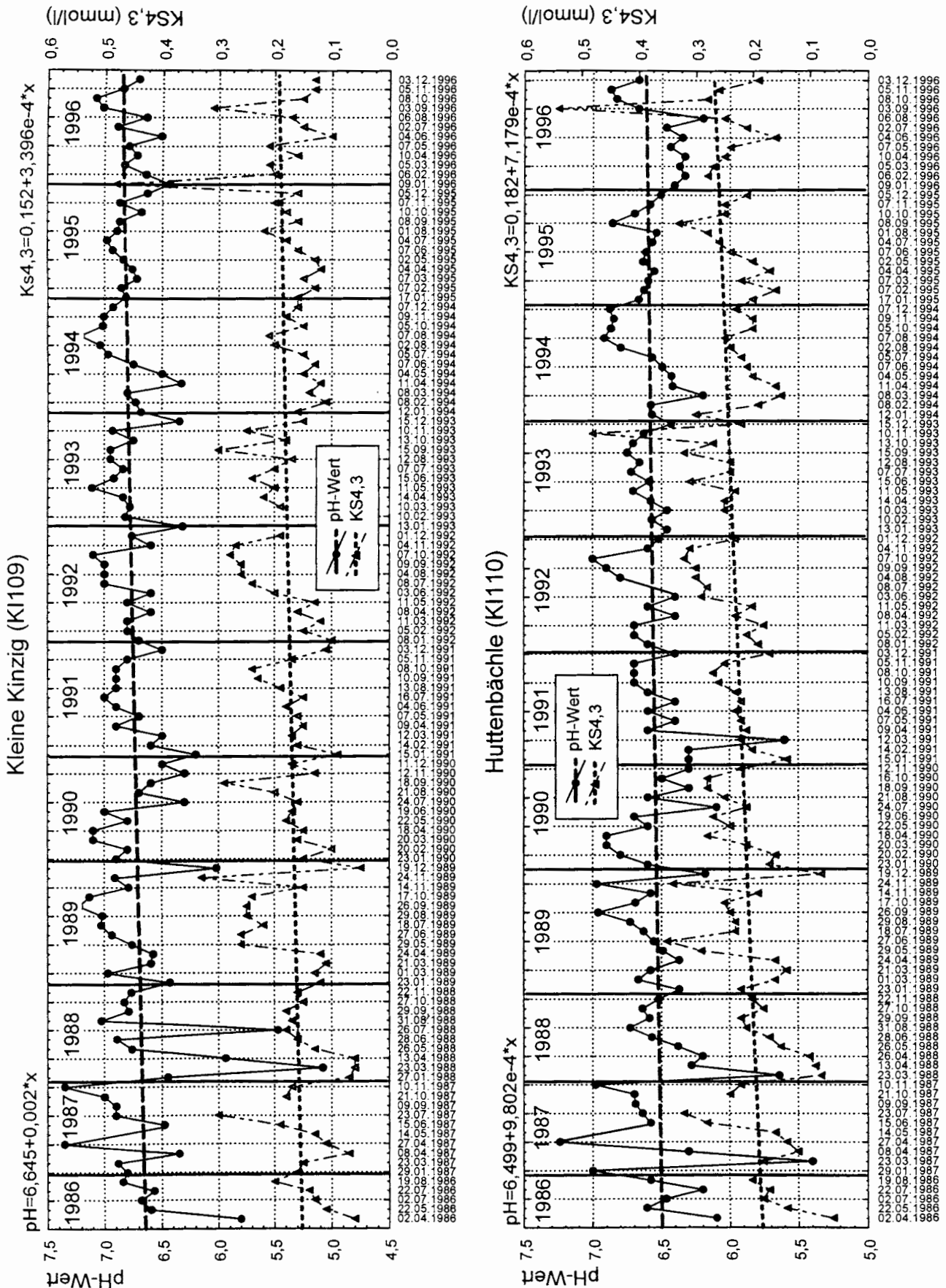
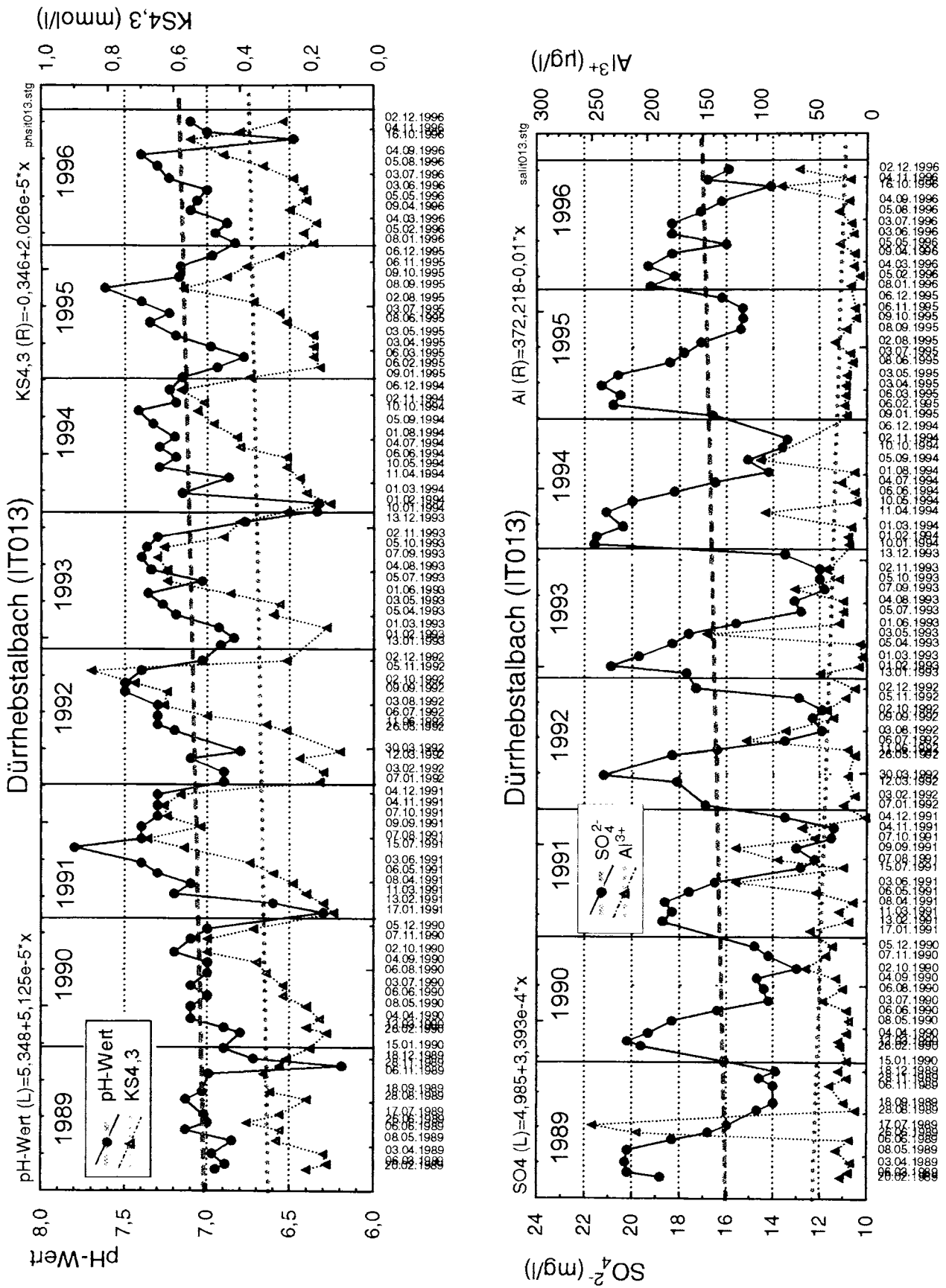


Abb. 7-56: Entwicklung von pH-Wert und Säurekapazität (Hydrogenkarbonat) in der Kleinen Kinzig (oben) und im Huttenbächle (unten), zwei episodisch schwach sauren Bächen (Typ 2) im Buntsandstein des nördlichen Schwarzwaldes über einen Zeitraum von rund 10 Jahren.



**Abb. 7-57:** Entwicklung von pH-Wert und Säurekapazität (Hydrogenkarbonat) (oben) sowie Sulfat und Aluminium (unten) im Dürrhebstalbach, einem neutralen, sulfatreichen Buntsandstein-Bach im Odenwald (Typ 2) über einen Zeitraum von 8 Jahren.

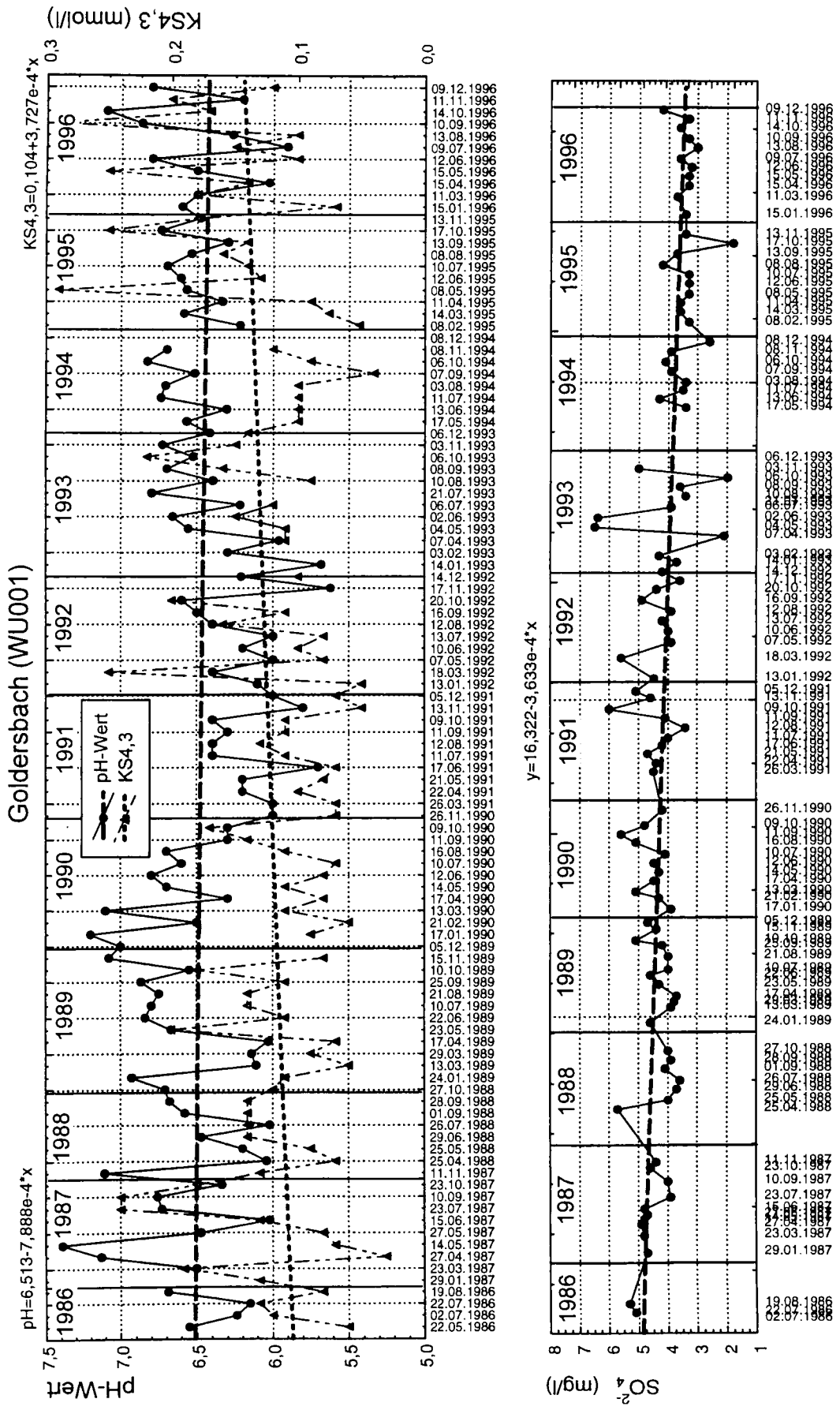
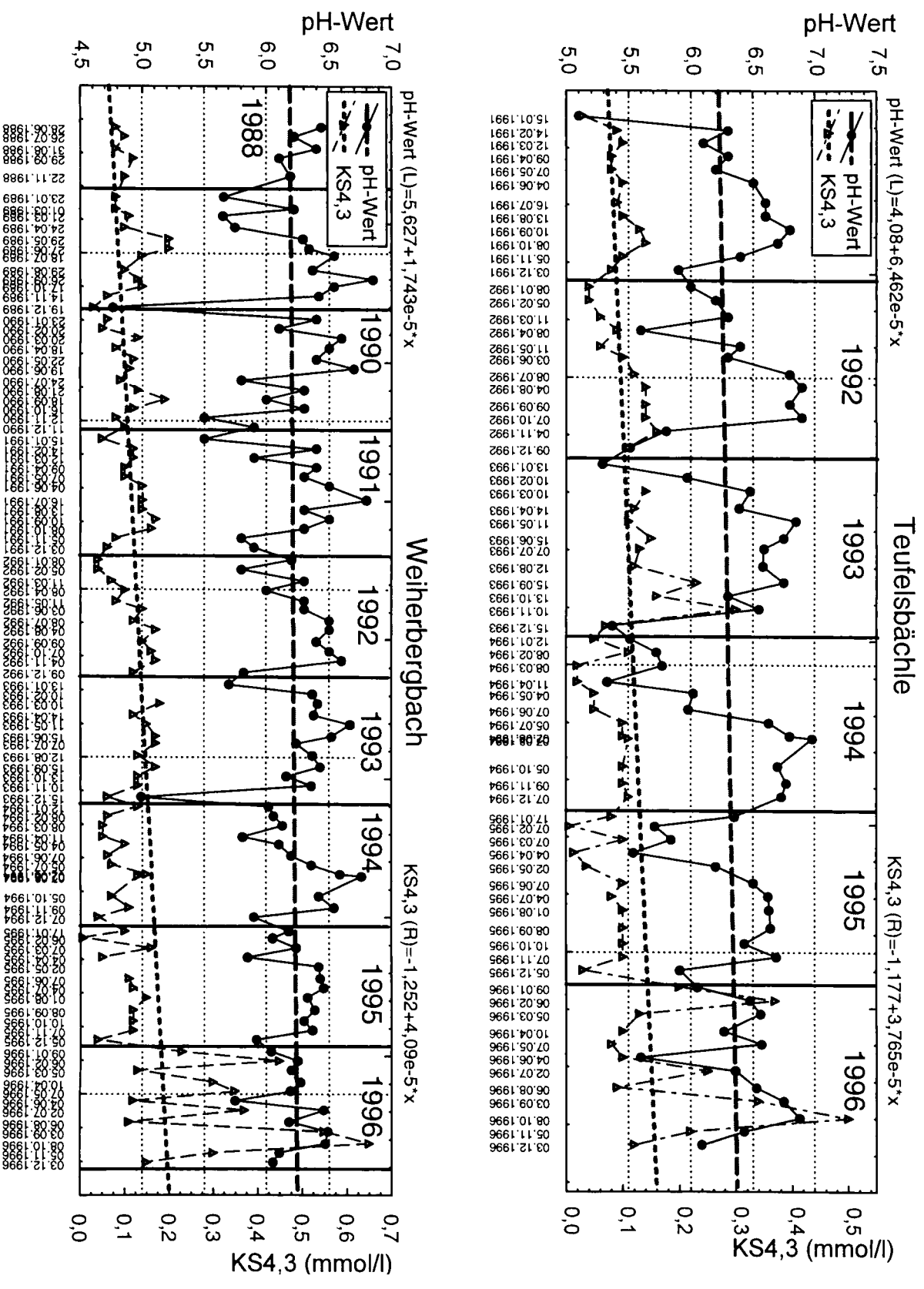
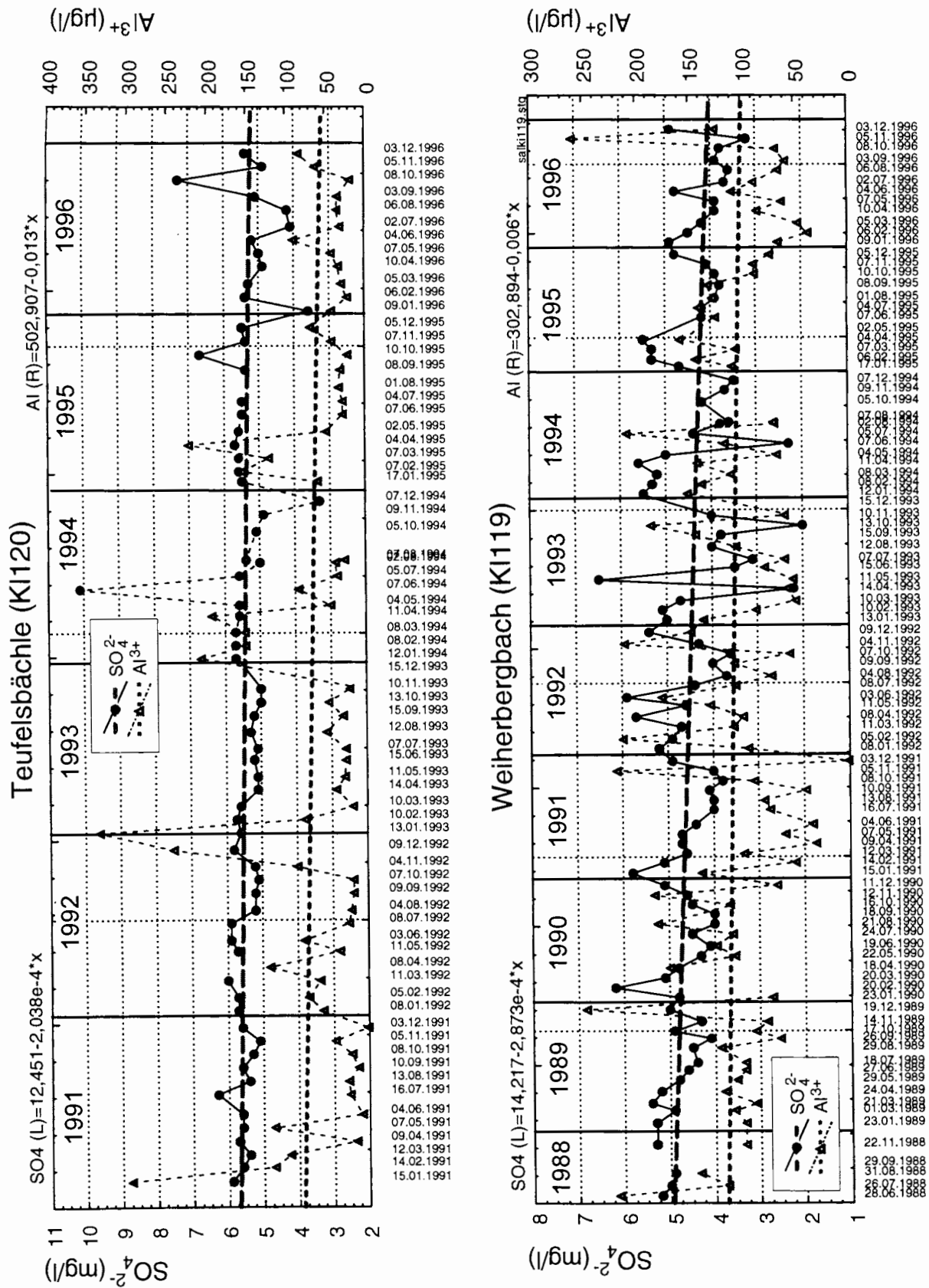


Abb. 7-58: Entwicklung von pH-Wert, Säurekapazität (Hydrogenkarbonat) (oben) und Sulfat (unten) im Goldersbach, einem episodisch bis periodisch mäßig sauren Gneisbach (Übergangstyp 2-3) über einen Zeitraum von rund 10 Jahren.

Abb. 7-59: Entwicklung von pH-Wert und Säurekapazität (Hydrogenkarbonat) im Teufelsbäche (oben) und im Weiberbergbach (unten), zwei periodisch kritisch sauren Bächen (Typ 3) im Buntsandstein des nördlichen Schwarzwaldes über einen Zeitraum von rund 6 Jahren.





**Abb. 7-60:** Entwicklung von Sulfat und Aluminium im Teufelsbächle (oben) und im Weiherbergbach (unten), zwei periodisch kritisch sauren Bächen (Typ 3) im Buntsandstein des nördlichen Schwarzwaldes über einen Zeitraum von rund 6 Jahren.

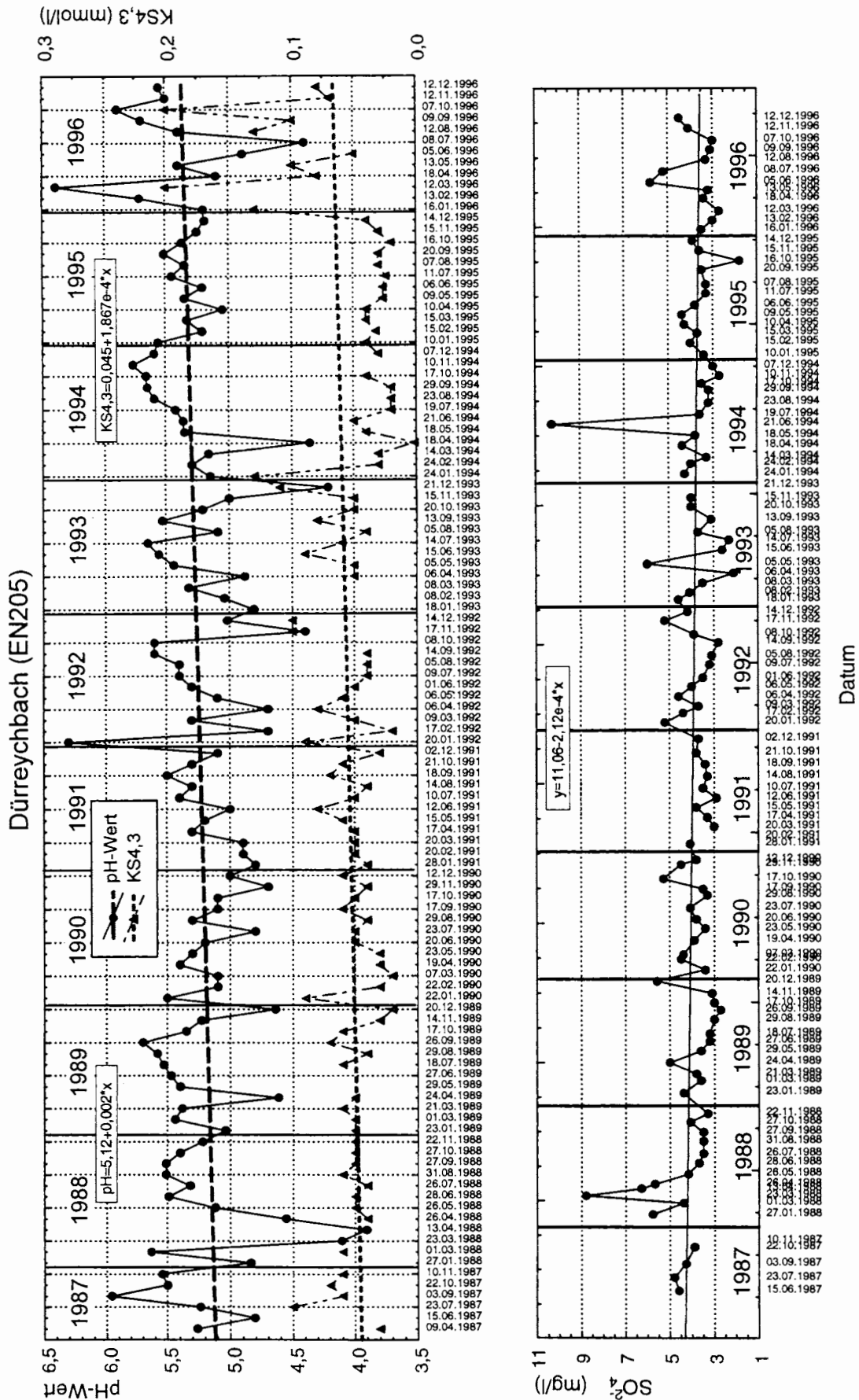
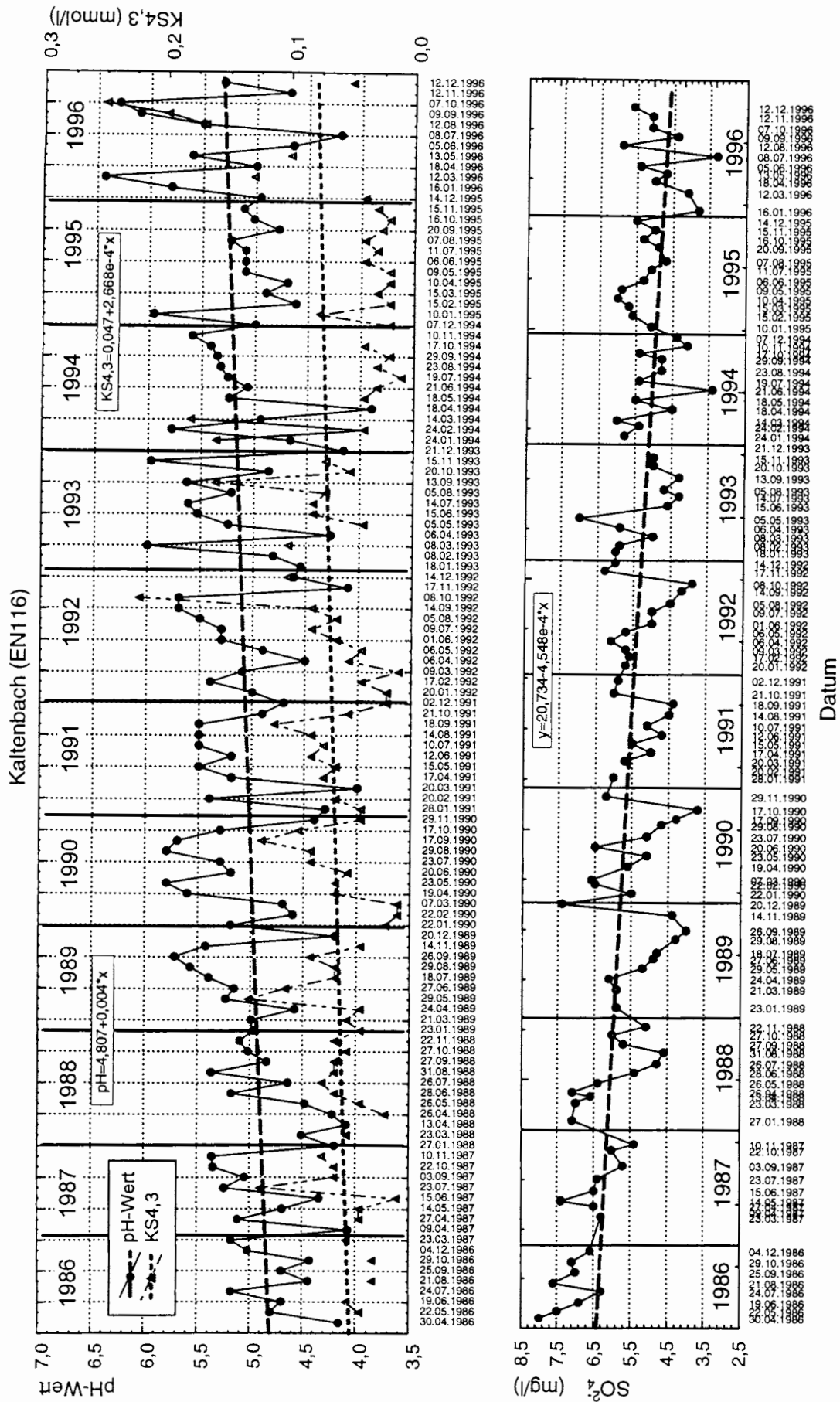


Abb. 7-61: Entwicklung von pH-Wert, Säurekapazität (Hydrogenkarbonat) (oben) und Sulfat (unten) im Dürrrychbach, einem permanent sauren Buntsandsteinbach des nördlichen Schwarzwaldes (Typ 4), über einen Zeitraum von rund 10 Jahren.





**Abb. 7-62:** Entwicklung von pH-Wert, Säurekapazität (Hydrogenkarbonat) (oben) und Sulfat (unten) im Kaltenbach, einem permanent sauren Buntsandsteinbach des nördlichen Schwarzwaldes (Typ 4), über einen Zeitraum von rund 10 Jahren.

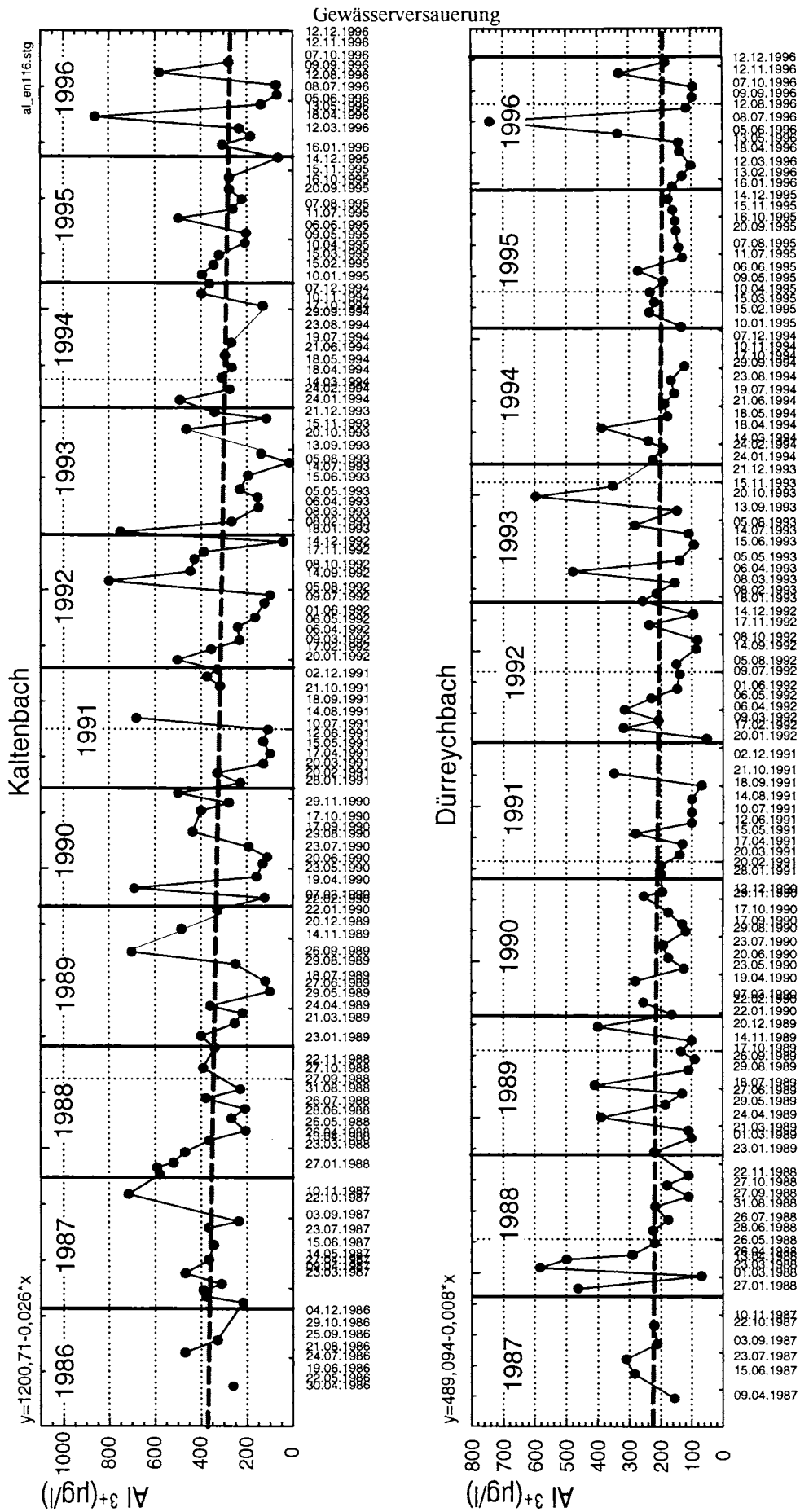


Abb. 7-63: Zeitreihe der Aluminium-Entwicklung im Kaltenbach (oben) und im Dürreychbach (unten) über einen Zeitraum von rund 10 Jahren.

Der pH-Wert sinkt rapide und stark ab. Das Wasser ist durch hohe Huminsäuregehalte intensiv rotbraun gefärbt. Gleichzeitig bilden sich oft größere Mengen an festem gelblichweißem **Schaum** (übrigens von sehr bitterem Geschmack), der sich in ruhigeren Uferbuchten oft in 50 cm hohen und höheren Klumpen ansammelt. Bei starkem Oberflächenabfluss bildet sich dieser Schaum in dem elektrolytarmen Wasser dieser Bäche aus den Substanzen, die aus dem Einzugsgebiet in die Bäche geschwemmt werden. Der Schaum tritt episodisch vor allem während der Schneeschmelze auf. Er wurde seit 1997 gesammelt und zur Analyse seiner Inhaltsstoffe dem Wasserlabor des Engler-Bunte-Instituts der Universität Karlsruhe übergeben. Nach ABBT-BRAUN (1998, pers. Mitt.) besteht dieser Schaum aus einem komplexen Gemisch aus Huminstoffen, Eiweißen und Zuckern. Die endgültigen Ergebnisse dieser Analysen stehen noch aus.

Die intensive Braunfärbung des Wassers bei Hochwasserabflüssen äußert sich in hohen DOC-Konzentrationen, die sich gleichermaßen in hohen UV-Extinktionswerten widerspiegeln. In Begleitung der niedrigen pH-Werte und der stark erhöhten DOC-Werte werden meistens merklich erhöhte Aluminium-Konzentrationen im Bachwasser gemessen. Die Aluminium-Werte steigen bei derartigen Hochwässern in akut fischtoxische Bereiche von fast 1 mg/l. Parallel treten ebenfalls meistens hohe Eisen- und Mangan-Konzentrationen auf (s.o.).

Die folgenden pH-Wert-Aufzeichnungen von Goldersbach, Huttenbächle und Dürreychbach sollen die klima- und abflussgeprägte Dynamik des pH-Wert-Verlaufes in elektrolytarmen Bächen des Schwarzwaldes anhand von ausgewählten Zeitabschnitten illustrieren.

### **Goldersbach**

Im Goldersbach wurden pH-Wert und Wassertemperatur mittels eines digitalen WTW-Schreibers registriert. Leider gibt es an diesem in 1010 m Meereshöhe gelegenen Bach keine Einrichtung zur Aufzeichnungen des Abflusses. Dennoch können auch ohne Abfluss- oder Wasserstandsdaten, allein anhand der Temperatur- und pH-Werte für diesen extrem elektrolytarmen Bach einige charakteristische Episoden aufgezeigt werden. Seit einem katastrophalen Sturmbruch 1990 ist die ehemals stark beschattete Messstelle gut belichtet (vgl. Abb. 7-12 und Abb. 7-13).

Am 9. Dezember 1994 (s. Abb. 7-64 oben) setzt ein markanter Säureschub mit einem Abfall des pH-Wertes um fast eine Einheit von etwa 6,5 (dem mittleren Wert dieses Baches) auf etwa 5,6 ein. Die relativ hohen Temperaturen deuten auf ein Regenereignis hin. Bei absinkender Wassertemperatur steigt der pH-Wert allmählich wieder auf 6,5 an. Eine anschließende längere Kälteperiode ist durch einen sehr konstanten pH-Wert gekennzeichnet. Ein erneutes Niederschlagsereignis gegen Ende Dezember führt zu einem rapiden Absinken des pH-Wertes auf 5,6.

Der April (s. Abb. 7-64 Mitte) ist durch einen niedrigeren pH-Wert gekennzeichnet. Gegen Mitte des Monats werden zwei unmittelbar aufeinander folgende Säureschübe registriert. Bei ausgeprägten Tag-Nacht-Gängen der Wassertemperatur während einer niederschlagsfreien Periode bleibt der pH-Wert relativ konstant.

Im Juni (s. Abb. 7-64 unten) setzen nach anfänglich diffusem Strahlungsklima gegen Ende des Monats strahlungsreiche Schönwettertage ein. Diese spiegeln sich auch in allmählich sich entwickelnden Tag-Nacht-Gängen des pH-Wertes wider. In den Nachmittagsstunden erreicht der pH-Wert sein Maximum, während der Nacht sein Minimum.

Im folgenden Monat Juli (s. Abb. 7-65 oben) laufen an strahlungsreichen Tagen die Temperatur- und pH-Kurven synchron. Tagsüber wird dem Gewässer durch die intensive Photosynthese **benthischer Kieselalgen** CO<sub>2</sub> entzogen. Die Folge ist ein deutlicher Anstieg des pH-Wertes in diesem nur gering gepufferten, sehr elektrolytarmen Gneisbach (elektr.

Leitfähigkeit rund 25  $\mu\text{S}/\text{cm}^!$ ). Während der Nacht wird kein  $\text{CO}_2$  verbraucht, sondern an das Wasser abgegeben. Der pH-Wert sinkt dementsprechend wieder ab.

Der September (s. Abb. 7-65 Mitte) ist vor allem durch einen niederschlagsbedingten pH-Wert-Einbruch auf etwa 6,0 gekennzeichnet.

Während des Oktobers stellen sich bei meist diffusen Strahlungsverhältnissen relativ stabile pH-Werte ein.

### **Huttenbächle**

Beim Huttenbächle, einem der beiden Hauptzuflüsse zur Trinkwassertalsperre Kleine Kinzig, wurde neben dem pH-Wert und der Wassertemperatur auch der Wasserstand in einem Landespegel kontinuierlich aufgezeichnet. Die gemessenen Parameter wurden über Datum und Uhrzeit miteinander verknüpft und als Stundenmittelwerte in Diagrammen der Abb. 7-66 dargestellt. Diese zeigen den Bach bei unterschiedlichen Jahreszeiten und hydrologischen Bedingungen.

Im Dezember 1989 (s. Abb. 7-66 oben) herrschen bei konstant niedrigem Wasserstand zunächst ebenfalls konstante pH-Verhältnisse um 7. Die Temperatur zeigt ausgeprägte diurnale Schwankungen. Am 14. Dezember setzt ein stärkeres Hochwasser ein. Die Wassertemperatur steigt beträchtlich an und der pH-Wert sinkt rapide ab, den Schwankungen der Abflussspitzen zeitlich versetzt, spiegelbildlich folgend. Mit zurückgehendem Wasserstand steigt der pH-Wert allmählich wieder an, erreicht aber wegen der weiterhin erhöhten Wasserführung sein ursprüngliches Niveau im betrachteten Zeitausschnitt nicht mehr.

Der Februar weist einen langfristig gleichbleibenden Wasserstand auf. Dementsprechend ändern sich Temperatur und pH-Wert nur wenig.

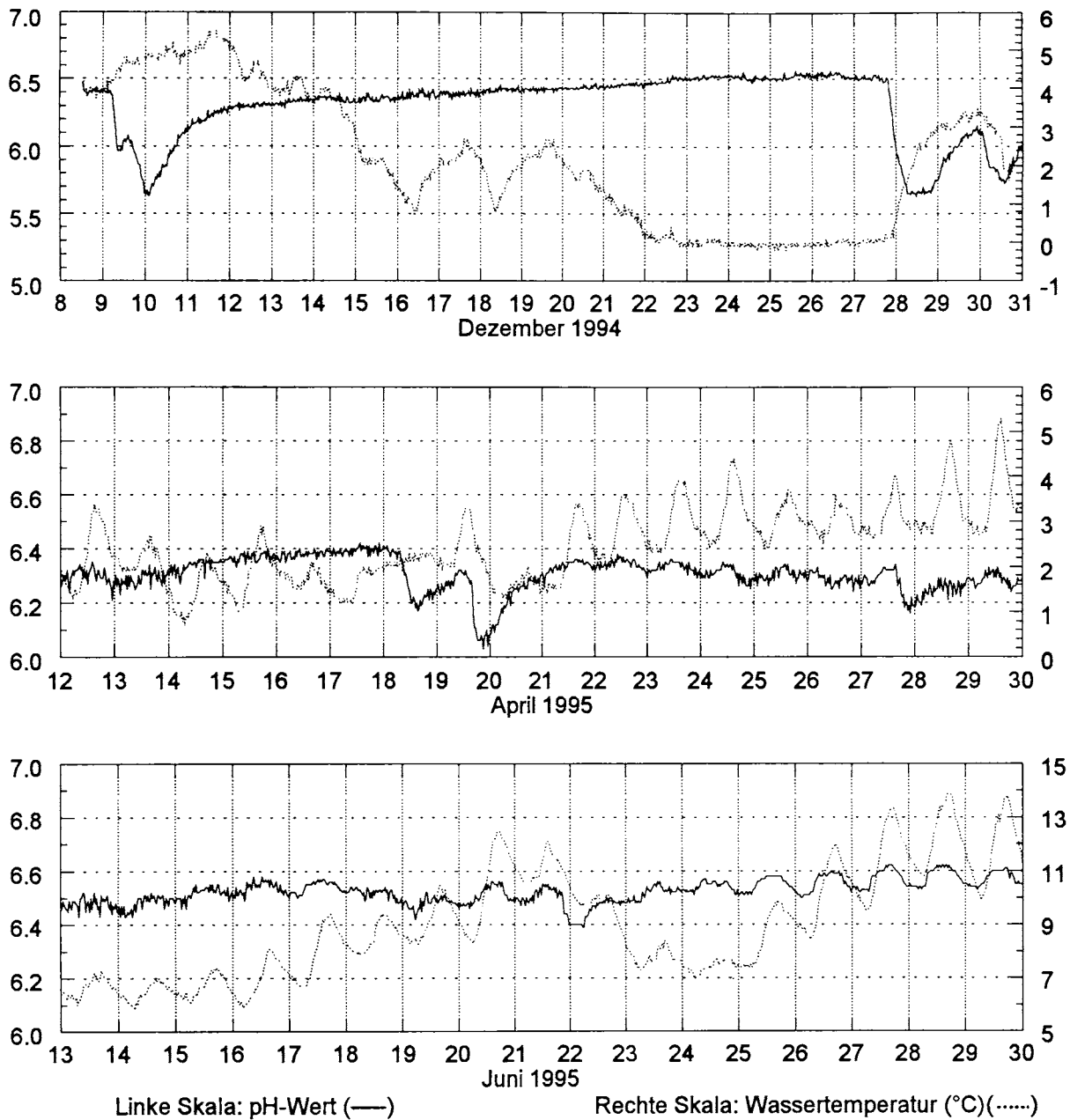
Im August herrschen ebenfalls stabile Abflussbedingungen. Die Wassertemperatur zeigt markante Tag-Nacht Schwankungen, denen in diesem lichtarmen Waldbach die pH-Werte aber nicht folgen. In diesem Bach spielen biogene  $\text{CO}_2$ -Schwankungen keine erkennbare Rolle.

### **Dürreychbach**

Am Dürreychbach wurden am Landespegel Dürreych Wasserstand, pH-Wert und Wassertemperatur mittels Schreiber registriert. Aus dem Wasserstand wurde vom Referat Hydrologie der LfU der Abfluss berechnet. Die Werte von Abfluss, pH und Wassertemperatur werden als Stundenmittelwerte dargestellt.

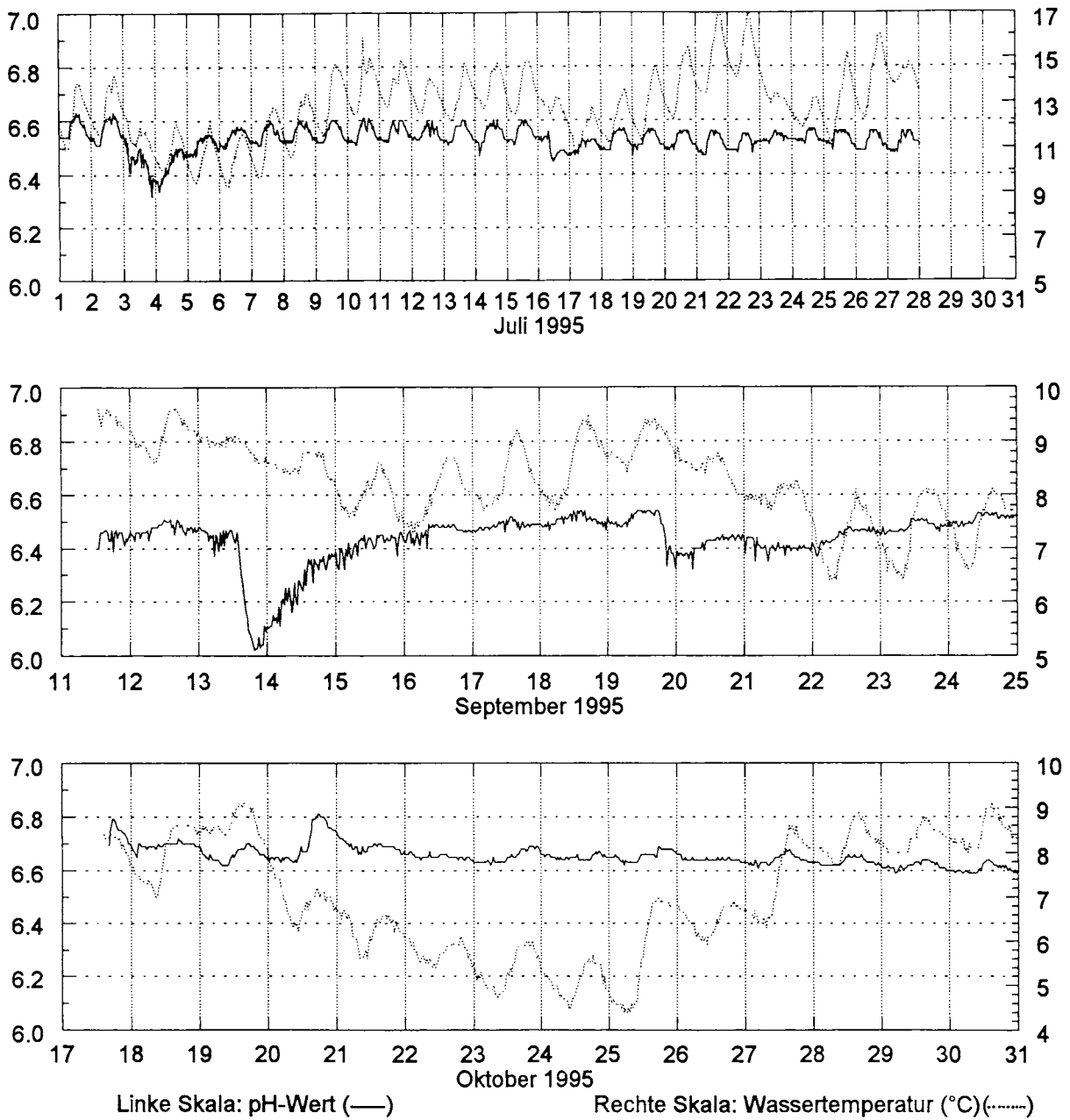
Der Pegel Dürreych liegt ca. 2,5 km unterhalb der Dauermessstelle, an der seit Jahren die monatlichen Stichprobenmessungen vorgenommen werden. Auf dieser Strecke, die der Bach ausschließlich im Wald mit sehr steilem Gefälle zurücklegt, wird durch die turbulente Strömung ein Teil des gelösten  $\text{CO}_2$  physikalisch ausgetrieben. Der pH-Wert an der im vollen Sonnenlicht einer Waldlichtung gelegenen Pegelmessstelle liegt deshalb generell um etwas mehr als 1 Einheit über der bachaufwärtigen Untersuchungsstelle (vgl. hierzu die Zeitreihe der Oberlaufstelle im Wald, Abb. 7-61, mit der Pegelmessstelle, Abb. 7-67 bis Abb. 7-70).

## Goldersbach: pH-Wert und Wassertemperatur

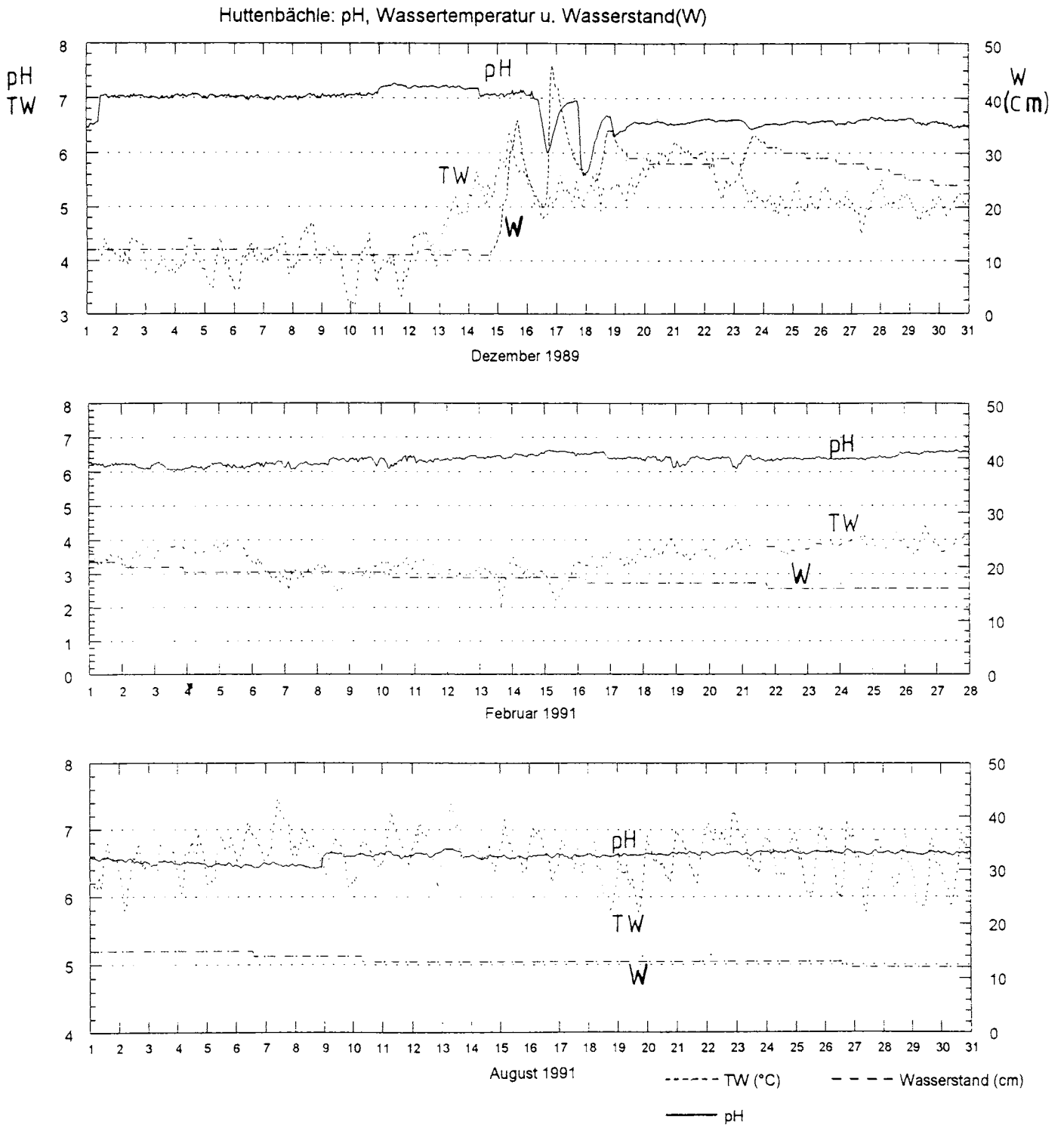


**Abb. 7-64:** Verlauf von pH-Wert und Wassertemperatur (als Stunden-Mittelwerte) in ausgewählten Zeitabschnitten im Goldersbach (kontinuierliche Schreiber-Daten).

## Goldersbach: pH-Wert und Wassertemperatur



**Abb. 7-65:** Verlauf von pH-Wert und Wassertemperatur (als Stunden-Mittelwerte) in weiteren Zeitabschnitten im Goldersbach (kontinuierliche Schreiber-Daten).



**Abb. 7-66:** Verlauf von pH-Wert, Wassertemperatur und Wasserstand (als Stunden-Mittelwerte) in ausgewählten Zeitabschnitten im Huttenbächle (kontinuierliche Schreiber-Daten).

Im Dezember 1989 (Abb. 7-66 oben) herrscht am Dürreychbach über längere Zeit ein niedriger Basisabfluss von rund 0,05 m<sup>3</sup>/s (= 50 l/s) vor. Zur Monatsmitte setzt ein Hochwasser ein, das sich in den folgenden Tagen verschärft. Der Abfluss steigt rapide um mehr als das 12-fache auf über 0,6 m<sup>3</sup>/s. Leicht zeitverschoben reagiert der pH-Wert mit einer rapiden Erniedrigung um 2 Einheiten von rund 6,5 auf 4,5. Dies entspricht einer hundertfachen Erhöhung der H<sup>+</sup>-Ionenkonzentration. Allmählich steigt mit abnehmendem Abfluss der pH-Wert wieder auf seinen ursprünglichen Wert an.

Im Januar 1990 sind die Abflussverhältnisse stabil bei rund 50 l/s (Abb. 7-67 unten). Dem entspricht der Verlauf des pH-Wertes. Bereits ein schwacher Anstieg des Abflusses auf kaum 150 l/s spiegelt sich in einem geringfügigen Rückgang des pH-Wertes.

Im April 1990 (Abb. 7-69 oben) wechseln niederschlagsarme, strahlungsreiche Perioden und Tage mit leichtem Regen ab. Diese unterschiedlichen Witterungsphasen äußern sich in einem charakteristischen Wechsel des pH-Verlaufes. Im lichtreichen Bachabschnitt des Dürreychbachs hat sich während der Messungen im Frühjahr ein dichtes Periphyton aus Blau- und Kieselalgenaufwuchs gebildet. Dieser Aufwuchs ruft durch seine intensive Photosyntheseaktivität, vor allem während der 2. Aprilhälfte, bei starker Sonneneinstrahlung beträchtliche Tag-Nacht-Schwankungen von ungefähr einer Einheit im pH-Verlauf hervor. Da der Dürreychbach so gut wie ungepuffert ist, bewirkt der CO<sub>2</sub>-Entzug durch die benthischen Algen tagsüber diese beträchtliche Anhebung des pH-Wertes.

Eine etwas weniger deutlich ausgeprägte Tagesperiodizität des pH-Wertes ist im Juni 1990 zu beobachten (Abb. 7-69 unten). Sehr kurze Abflussspitzen werden von der biologisch geprägten pH-Dynamik überlagert.

Im November (Abb. 7-70 oben) erlebt der Dürreychbach einige verschieden starke Hochwässer, die sich in entsprechend ausgeprägten pH-Depressionen äußern. Jeder Abflussspitze folgt nahezu synchron und quantitativ ein entsprechendes Tief in der pH-Kurve.

Der Dezember (Abb. 7-70 unten) zeichnet sich durch außerordentliche Konstanz im Abfluss- und pH-Geschehen aus, die unvermittelt durch ein massives Hochwasserereignis gegen Ende Dezember von einem entsprechenden pH-Sturz unterbrochen wird.

Das letzte Diagramm (Abb. 7-70) zeigt abschließend in zwei sehr unterschiedlichen Bildern, welche Bedeutung biologische Prozesse wie die Photosynthese für den pH-Wert in fast ungepufferten Bächen haben kann. Der biogene CO<sub>2</sub>-Entzug bewirkt pH-Wert-Schwankungen im Tag-Nacht-Gang von etwa 1,5 Einheiten.

Die vorgestellten Ausschnitte aus kontinuierlichen Aufzeichnungen des pH-Wertverlaufes in verschiedenen Bächen machen deutlich, dass die eigentliche Dynamik im hydrochemischen Geschehen sehr ionenarmer Bäche in ihrem vollen Umfang über monatliche Messreihen nur näherungsweise erfasst werden kann.

Das bedeutet, dass die zuvor definierten Säurezustandstypen sicherlich noch stärkeren Schwankungen unterliegen, als selbst durch langjährige ereignisunabhängige monatliche Stichprobenmessungen aufgezeigt werden kann. Insofern geben die Säurezustandstypen die Extremsituationen, die in den Bächen mehr oder minder häufig auftreten können, und die von großer ökologischer Bedeutung sind, nicht hinreichend wieder. Die mit den obigen Typen aufgezeigten Unterschiede zwischen den verschiedenartigen Bächen sind jedoch so groß, dass der hydrogeochemische Charakter der ionenarmen Silikatbäche in seinen Grundzügen dennoch mit den hier vorgestellten Messreihen adäquat erfasst wird.



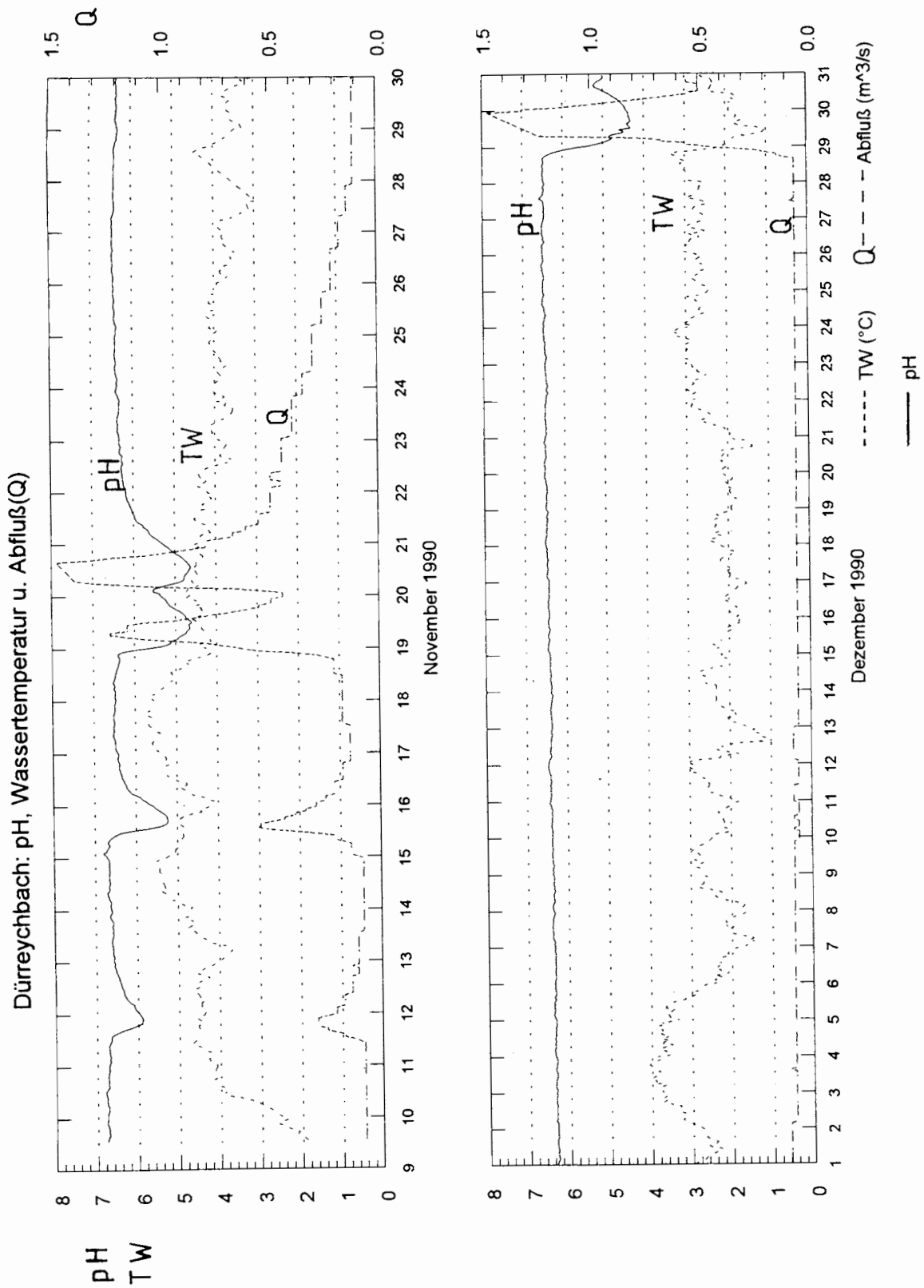


Abb. 7-67: Verlauf von pH-Wert, Wassertemperatur und Wasserstand (als Stunden-Mittelwerte) in ausgewählten Zeitabschnitten im Dürreychbach (kontinuierliche Schreiber-Daten).

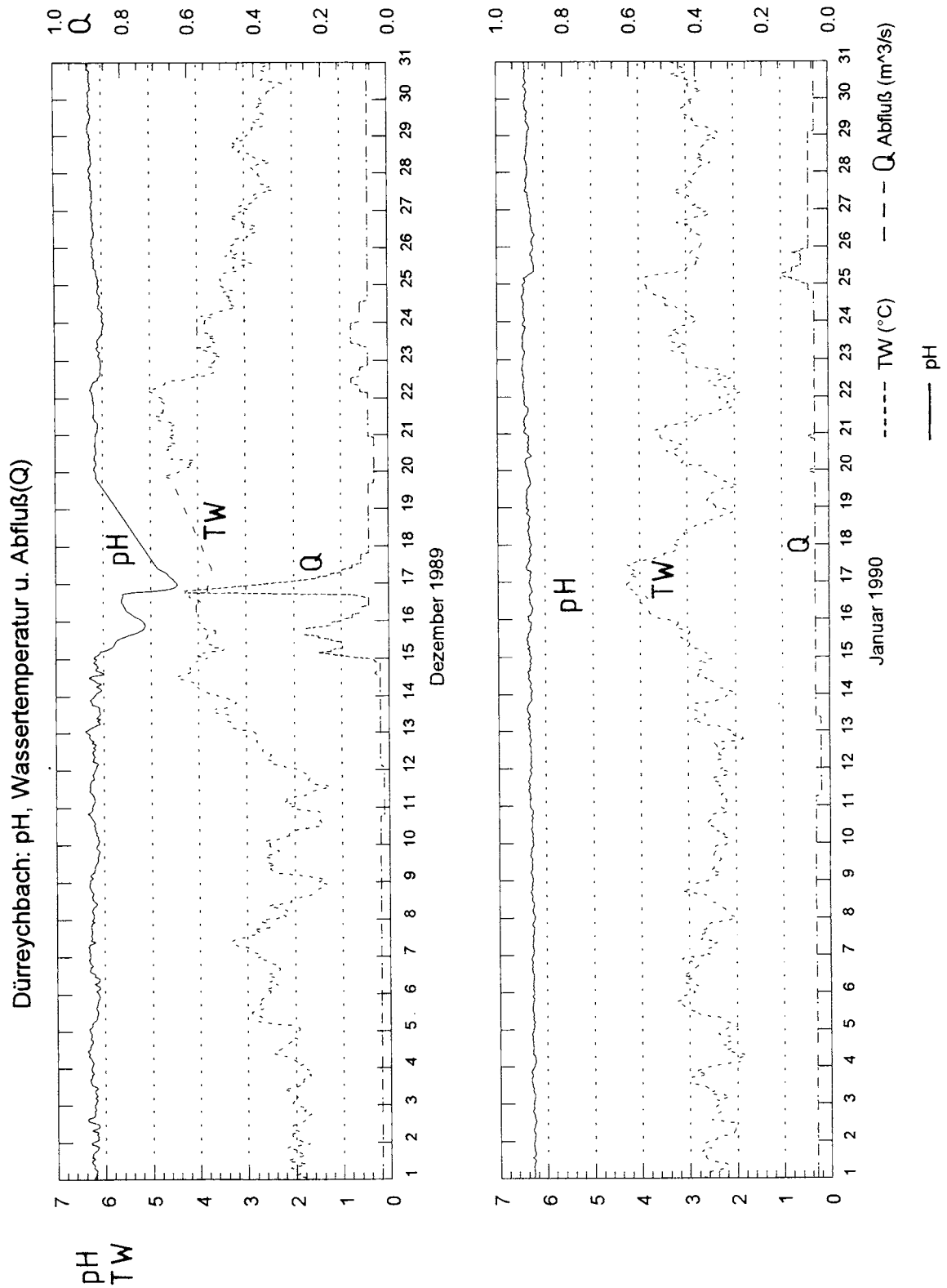


Abb. 7-68: Verlauf von pH-Wert, Wassertemperatur und Wasserstand (als Stunden-Mittelwerte) in weiteren ausgewählten Zeitabschnitten im Dürreychbach (kontinuierliche Schreiber-Daten).

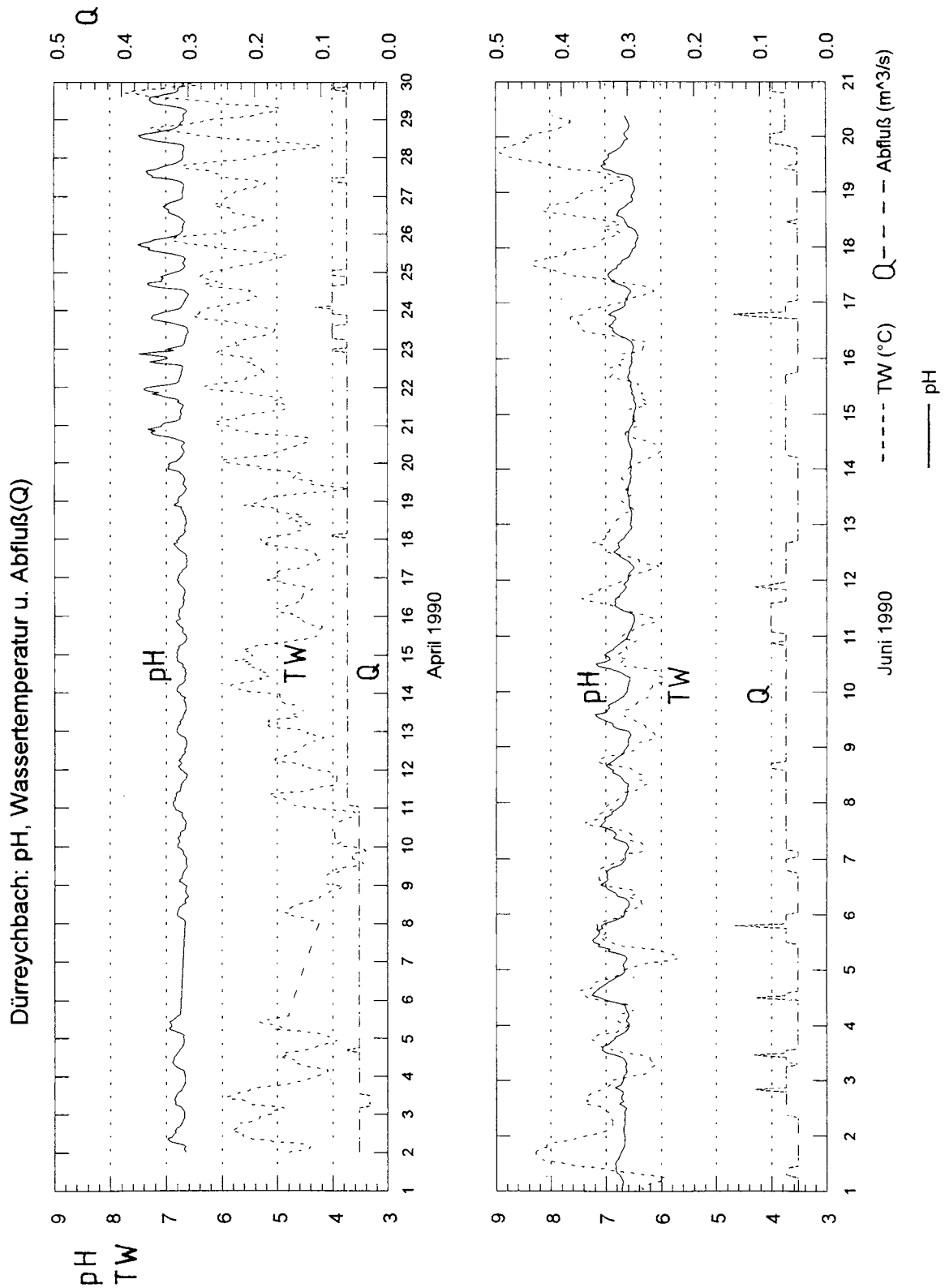


Abb. 7-69: Verlauf von pH-Wert, Wassertemperatur und Wasserstand (als Stunden-Mittelwerte) in weiteren Zeitabschnitten im Dürreychbach (kontinuierliche Schreiber-Daten).

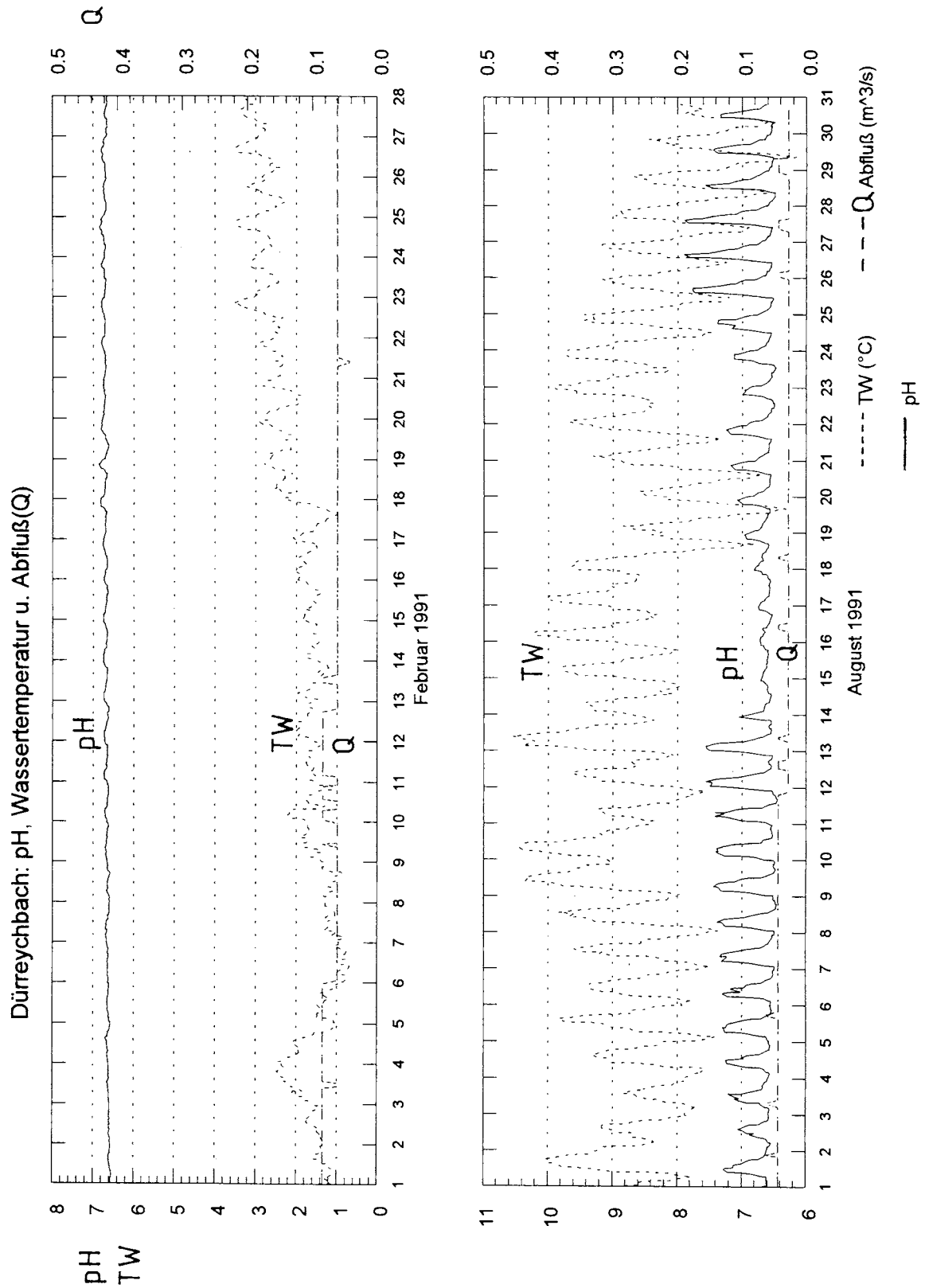


Abb. 7-70: Verlauf von pH-Wert, Wassertemperatur und Wasserstand (als Stunden-Mittelwerte) in weiteren Zeitabschnitten im Dürreychbach (kontinuierliche Schreiber-Daten).

### 7.5.8.3 Trends in der Entwicklung von pH-Wert, Pufferkapazität, Sulfat und Aluminium

Aus den langjährigen Zeitreihendiagrammen von ausgewählten säureindikativen Parametern pH-Wert, Säurekapazität, Sulfat und Aluminium lassen sich über die zuvor beschriebenen Säurezustandstypen hinaus Trends in der zeitlichen Entwicklung dieser Messgrößen ablesen.

Diese Trends wurden ohne aufwendige zeitreihenanalytische Statistik auf einfache Weise durch Bildung der Mittelwerte aus den Einzelmesswerten über den gesamten Beobachtungszeitraum hinweg bestimmt und graphisch als dickere Linien dargestellt.

In Anbetracht unterschiedlich niederschlagsreicher Jahre im Beobachtungszeitraum sind die in den Abbildungen zu erkennenden Entwicklungstendenzen mit einer gewissen Vorsicht zu interpretieren. Doch auch angesichts dieses Umstandes lassen sich dennoch folgende Trends skizzieren.

#### pH-Wert

Mit Ausnahme des St. Wilhelmer Talbachs und des Goldersbachs zeichnet sich bei allen untersuchten Bächen ein schwacher **Anstieg** des pH-Wertes im jeweiligen Beobachtungszeitraum (bei einigen Bächen von 1986 bis 1996, bei anderen ab 1988, bzw. 1990) ab. Am St. Wilhelmer Talbach ist der pH-Wert von 1988 bis 1996 konstant geblieben. Am Goldersbach wurde ein leichter Rückgang festgestellt.

Diese Befunde zeigen, dass im Messzeitraum im Allgemeinen **keine weitere Versauerung** der säureempfindlichen Bäche stattgefunden hat. Die pH-Wert-Situation hat sich vielmehr in den meisten Bächen stabilisiert oder sogar etwas verbessert. Diese Ergebnisse stimmen mit Beobachtungen aus den angrenzenden Bundesländern Rheinland-Pfalz (WESTERMANN & WENDLING, pers. Mitt.), Hessen (v. KEITZ (1994)) und Bayern (J. BAUER, pers. Mitt.) sowie den neuesten Daten des ECE-Monitoring-Programms (NIVA (1997)) überein.

#### Pufferkapazität ( $K_{S4,3}$ )

Die Pufferkapazität ist in allen Bächen leicht angestiegen. Es fand also auch in den permanent sauren, besonders pufferschwachen Bächen (beispielsweise im Kaltenbach) kein weiterer Verlust an Pufferkapazität statt, d.h., die Bäche sind nicht weiter versauert. Sie haben sich vielmehr leicht erholt.

#### Sulfat

Aufgrund der vorliegenden Messergebnisse kann atmosphärisches Sulfat nicht von geogen natürlicherweise vorhandenem Sulfat getrennt werden. Die Bewertung des Anteils der aus der Luft stammenden Sulfatbelastung muß jedoch vor dem geogenen Hintergrund vorgenommen werden (v. KEITZ (1994)). Für den mittleren Buntsandstein ermittelte BODEM (1991) im Kaufunger Wald geogene Sulfat-Gehalte von 7-8 mg/l. Die in den Bächen dieses Gebiets gemessenen Sulfat-Werte erreichten demgegenüber bis zu 80 mg/l (v. KEITZ (1994)). Diese Konzentrationen übersteigen die in den Buntsandstein-Bächen des Schwarzwaldes gemessenen um das 8 bis 10-fache. Die Sulfat-Gehalte der Schwarzwaldtäler liegen, wenn überhaupt, gegenwärtig kaum über den als geogen angesehenen Werten des hessischen Buntsandsteins. Selbst eine Sulfat-Konzentration von

80 mg/l wird in ökotoxikologischer Hinsicht als unbedenklich für aquatische Organismen angesehen (v. KEITZ (1994)). Wie in Abschn. 5.3 dargestellt, liegen die Sulfat-Gehalte in Keuperbächen um Größenordnungen (zwischen 100 und 250 mg/l bei Gipskeuperbächen) über denjenigen der Buntsandsteinbäche. Die hohen geogenen Sulfat-Werte dieser Keuperbäche haben keine erkennbaren Auswirkungen auf die Makroinvertebraten-Gesellschaften. Selbst die säuresensibelsten Arten, die in allen sauren Buntsandsteinbächen fehlen, kommen in den sulfatreichen Keuperbächen regelmäßig und häufig vor.

In allen Bächen, ausgenommen den relativ sulfatreichen Dürrhebstalbach im Odenwald, wurde ein **Rückgang** der Sulfatkonzentration registriert. Im besonders sauren Kaltenbach, bei dem, wie weiter oben dargelegt wurde, eine korrelative Beziehung zwischen pH-Wert und Sulfat besteht, beläuft sich die Abnahme des Sulfats von 1986 bis 1996 auf etwa 23%.

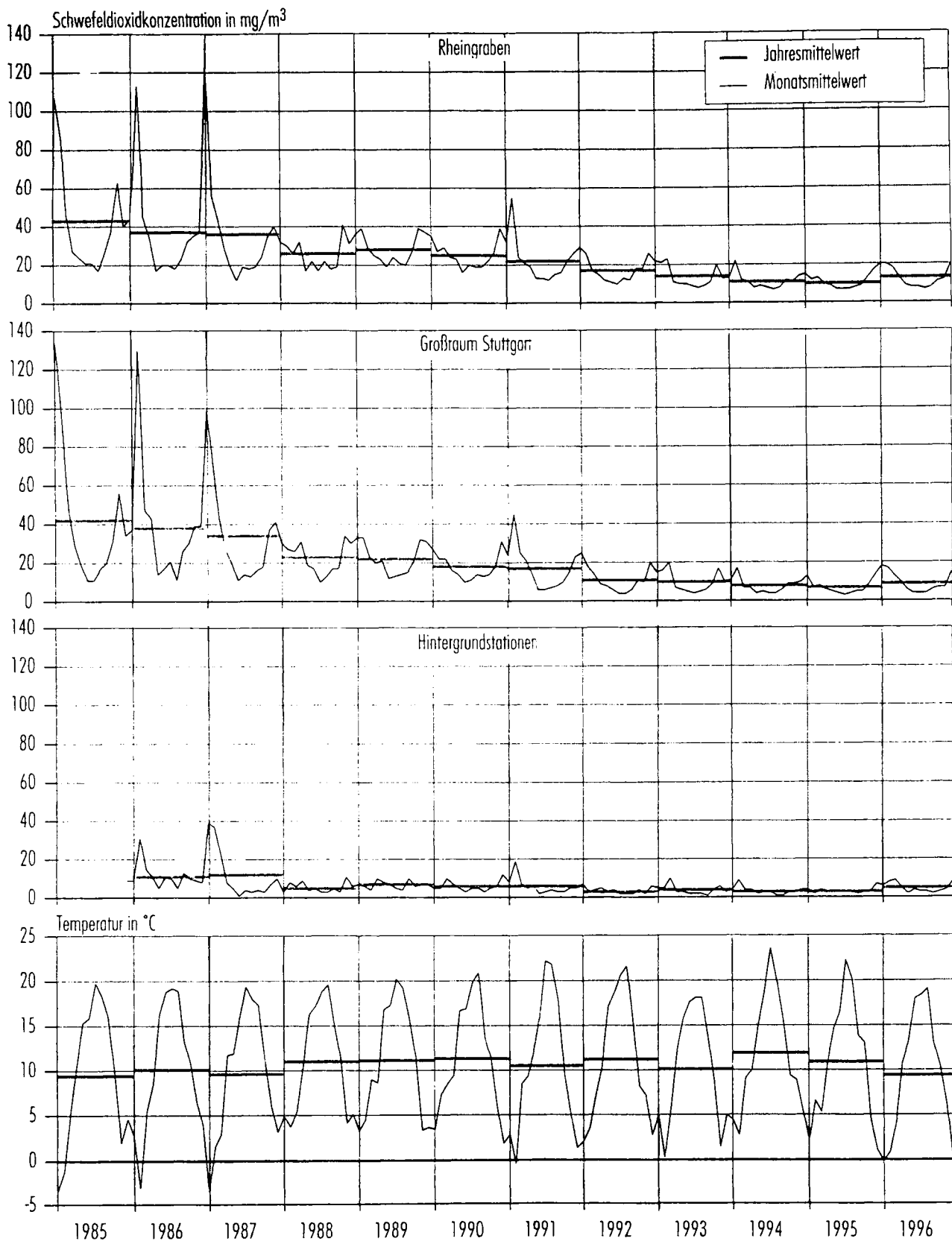
In anderen, etwas weniger versauerten Bächen, ist die Abnahme des Sulfats etwas geringer als im Kaltenbach.

Der durch die vorliegenden Untersuchungen festgestellte Rückgang der Versauerung im Schwarzwald steht im engen Zusammenhang mit der merklichen Verminderung der Schwefeldioxidbelastung der Luft durch systematische Rauchgasentschwefelung der Industrie in den letzten Jahren, die sich etwa ab 1987 abzuzeichnen beginnt (LFU, 1997, UMEG, 1997).

Ein Vergleich des Kurvenverlaufs des Sulfatgehalts im Wasser des Kaltenbachs mit dem der  $\text{SO}_2$ -Konzentration der Luft im Rheingraben während des gleichen Zeitraums (s. Abb. 7-71) spiegelt mit sehr guter Übereinstimmung die rückläufige Entwicklung der Schwefeldioxid-Belastung der Luft wider, wie sie im jüngsten Umweltbericht der LFU (1997) dokumentiert wurde. Die Abnahme des Sulfatgehalts im Kaltenbach belegt, dass zumindest ein Teil des Sulfats im Kaltenbach als korrespondierendes Anion der Schwefelsäure aus der Luft stammen muß. Damit liefert der Rückgang des Sulfats einen Beweis für die ehemalige Versauerung dieses Gewässers durch atmogene Schwefelsäure. Wäre das Sulfat rein geogener Natur, müßte die Konzentration im Beobachtungszeitraum konstant geblieben sein.

Dafür, dass das Sulfat im Kaltenbach zu einem beträchtlichen Anteil aus der Luft stammt, spricht auch die in Abb. 7-62 deutlich erkennbare jahreszeitliche Periodik des Kurvenverlaufes. Im Winter bei hohen  $\text{SO}_2$ -Emissionen (vgl. Abb. 7-71) werden auch im Bachwasser hohe Sulfat-Werte gemessen. Zum Herbst hin nimmt sowohl der  $\text{SO}_2$ -Gehalt in der Luft als auch parallel mit einer geringen zeitlichen Verzögerung der Sulfat-Gehalt im Bachwasser merklich ab. Während der Wintermonate steigen die  $\text{SO}_2$ - und  $\text{SO}_4^{2-}$ -Konzentrationen in Luft und Wasser wieder an. Ein vergleichbarer Kurvenverlauf ist auch beim Dürrhebstalbach (Odenwald) zu erkennen, bei dem allerdings ein nicht erklärbarer Anstieg der Sulfat-Konzentration zu beobachten ist. Die Bäche des Odenwaldes zeichnen sich ganz allgemein gegenüber den Schwarzwaldbächen durch höhere Sulfat-Werte aus, was den höheren  $\text{SO}_2$ -Emissionen im nördlichen Landesteil von Baden-Württemberg entspricht (LFU (1997), UMEG (1997)) und somit auf eine erhöhte anthropogene Sulfat-Belastung der Bäche dieser Region hindeutet (SCHOEN 1984, 1985).

Zumindest für die Schwarzwaldbäche ist davon auszugehen, dass sich die gegenwärtigen Sulfat-Konzentrationen der Bäche von ihren geogenen Basiskonzentrationen kaum noch unterscheiden.

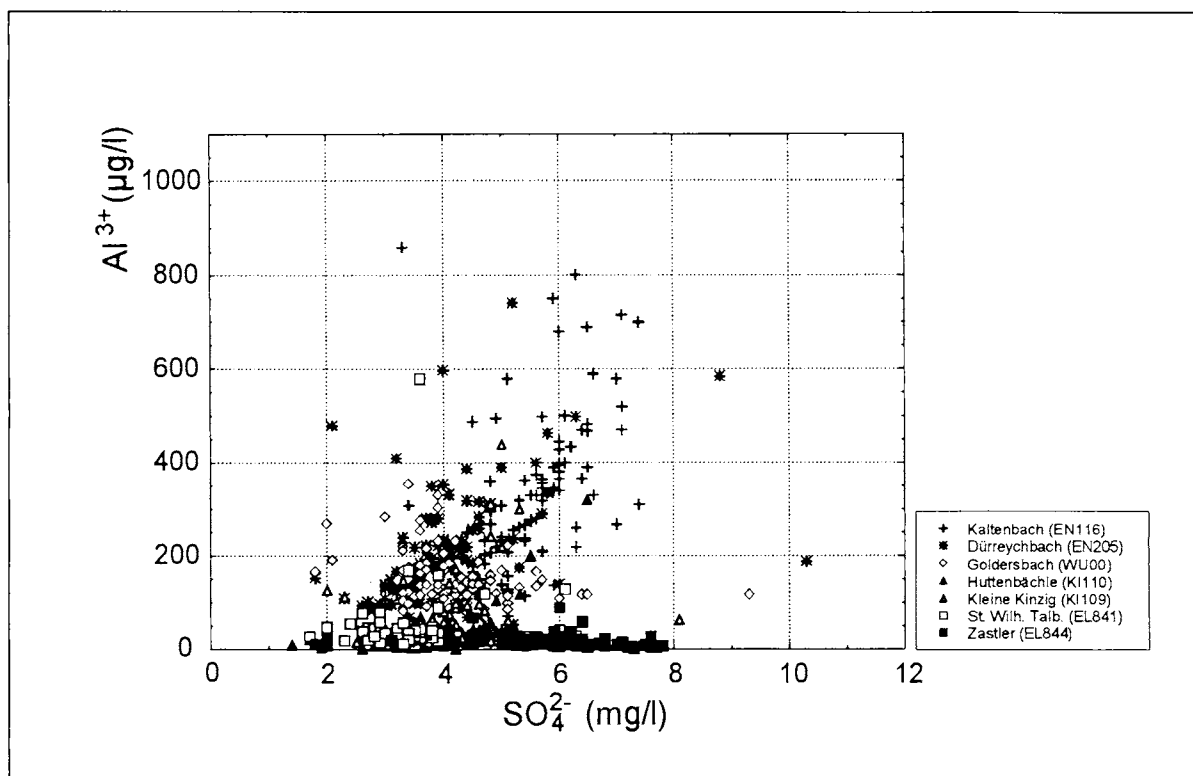


**Abb. 7-71:** Entwicklung der Schwefeldioxid-Konzentration der Luft im Oberrheingraben (aus LfU (1997), Abb. 6, S. 71).

## Aluminium

Aluminium ist zum einen humantoxikologisch relevant. Deshalb wurde der Grenzwert für Aluminium in der Trinkwasserverordnung (TVO BRD) mit 0,2 mg/l, nach den WHO-Leitlinien ebenfalls mit 0,2 mg/l (ZARTNER-NYILAS et al. (1992)) festgelegt. Zum anderen hat Aluminium eine erhebliche ökotoxikologische Bedeutung.

Aluminium geht mit fallendem pH-Wert ab 6 verstärkt in Lösung. Da in einigen Bächen dieser pH-Wert episodisch, periodisch oder permanent unterschritten wird, kann dort das Aluminium z. T. erhebliche Konzentrationen erreichen, die weit über den o.g. Grenz- bzw. Richtwerten für Trinkwasser liegen. Wie bereits erwähnt, wirkt nach MARTHALER (1995) gelöstes Aluminium ab einer Konzentration von 200 µg/l, nach anderen Autoren bereits unterhalb von 100 µg/l bei pH < 5 toxisch auf eine Reihe aquatischer Organismen, insbesondere auf frischgeschlüpfte Forellen (DRISCOLL (1980), OVERREIN et al. (1980), Mc CAHON & PASCOE (1989), v. KEITZ (1994)). Diese Werte werden in den sauren Bächen, z. B. im Dürreychbach und Kaltenbach, um ein mehrfaches überschritten und sind deshalb neben dem niedrigen pH-Wert die Haupt-Ursache für das Fehlen vieler säuresensibler Makroinvertebraten und vor allem das Aussterben der Forellen-Populationen. Nach Aussagen örtlicher Forstleute wurde ein drastischer Rückgang der Forellenbestände im Kaltenbach und im Dürreychbach in den 40er Jahren dieses Jahrhunderts beobachtet. Besatz-Versuche sind bis heute in diesen Bächen gescheitert. Die eingesetzten Forellen starben oder wanderten unverzüglich ab.



**Abb. 7-72:** Beziehungen zwischen Aluminium und Sulfat in den 7 Modellbächen.

Wie Abb. 7-72 zeigt, besteht nur in den sauren Buntsandsteinbächen, vor allem im Kaltenbach und im Dürreychbach, eine Abhängigkeit der Aluminium-Konzentration vom Sulfat. Das bedeutet, dass das Sulfat (als Tracer für eine Schwefelsäurebelastung) in den von Natur



aus zumindest leicht sauren Bächen mit den hohen Aluminium-Gehalten wenigstens teilweise in ursächlichem Zusammenhang steht.

Dementsprechend gehen die Gehalte von Sulfat und Aluminium in vergleichbarer Weise zurück, wie aus den Zeitreihen dieser Bäche (Teufelsbächle, Weiherbergbach, Dürreychbach, Kaltenbach) anhand der Trendlinien erkennbar ist (Abb. 7-60 bis Abb. 7-63).

Die in diesem Kapitel vorgestellten Zeitreihen von pH-Wert, Säurekapazität, Sulfat und Aluminium sind für statistisch abgesicherte signifikante Trends, erst recht für darauf aufbauende zuverlässige Prognosen sicherlich noch zu kurz. Es läßt sich aber aus den Abbildungen der zeitlichen Entwicklung dieser Kenngrößen bei aller Vorsicht in der Interpretation dieser Bilder ein nicht unbegründeter optimistischer Ausblick auf die künftige Entwicklung der chemischen Beschaffenheit der betrachteten Bäche wagen.

Es wird hiermit - wie an anderer Stelle (LFU (1998a)) im gleichen Kontext - vorgeschlagen, die nunmehr kontinuierlich seit inzwischen 13 Jahren monatlich an ausgewählten Gewässertypen vorgenommenen Messungen auch künftig fortzusetzen, um die weitere Entwicklung dieser sensitiven Fließgewässer verfolgen und dokumentieren zu können.

## 7.6 Biologische Indikation des Säuregrades von Fließgewässern

### 7.6.1 Anlaß

Das biologische Besiedlungsbild spiegelt deutlich die geogenen Unterschiede in der chemischen Beschaffenheit der Bäche im Buntsandstein, Granit und Gneis wider. Die Biologie ist damit ein Abbild der unterschiedlichen regionalen Empfindlichkeit gegenüber dem anthropogenen Eintrag versauernder Luftschadstoffe.

Bereits 1933 stellte EIDEL (S. 553) in seiner vergleichenden biologischen Analyse einiger Bäche des Schwarzwaldes (Elz, Kinzig und Nebengewässer) fest, indem er seinerseits BORNHAUSER (1912) wie folgt zitiert: „Wenig ist über das ganze Quellgebiet der Kinzig zu sagen. BORNHAUSER meint, für diese Art (von Quellen im Südschwarzwald, Autor) „steinige und sandige Bachursprünge bergen, wie diejenigen des Buntsandsteins zeigen, wenig tierisches Leben“. Ebenso ergebnislos blieben die Untersuchungen an zahlreichen dem Wildsee zufließenden Waldbächlein, deren Umgebung biologisch dieselbe ist. Nicht so arm dagegen ist das Quellgebiet der Elz (im Granit gelegen, Autor) an Faunenelementen.“ So weit EIDEL und BORNHAUSER.

Allein aus diesen beiden Zitaten geht hervor, dass bereits zu Beginn dieses Jahrhunderts bzw. vor fast 70 Jahren deutliche Unterschiede in der Besiedlung von Quellen und Quellbächen in Buntsandstein- und Granitgebieten vorhanden waren, die somit nicht erst oder gar ausschließlich durch anthropogene Versauerung entstanden sind.

Die ersten eigenen biologischen Untersuchungen in kleinen Fließgewässern des Schwarzwaldes ergaben 1980 zunächst nicht erklärbare regionale Unterschiede in der Besiedlung der Bäche durch benthische Makroinvertebraten. Erst im Verlauf weiterer Erhebungen zur Gewässergütekarte des Landes in den folgenden Jahren wurde allmählich deutlich, dass das auffällige Fehlen mancher typischer Berg- und Gebirgsbacharten in vielen Buntsandsteinbächen mit dem Säuregrad dieser Gewässer in Beziehung stehen könnte.

### 7.6.2 Untersuchungen benthischer Diatomeen im Schwarzwald (Diatomeen-Programm)

Die Algenklasse der Diatomeen ist mit sehr zahlreichen Arten in nahezu allen Fließgewässern über ein weites pH-Wert-Spektrum von alkalischen bis zu sehr sauren Gewässern vertreten. Dies macht sie seit HUSTEDT (1930) zu häufig benutzten Bioindikatoren des Säuregrades der Gewässer.

Im Rahmen von paläolimnologischen Studien (s. u.a. STEINBERG et al. (1984)) wurden in Bohrkernen von Seesedimenten die Veränderung der Diatomeengemeinschaft über lange Zeiträume zurückverfolgt. Solche Untersuchungen stehender Gewässer ermöglichen Rückschlüsse auf den Wandel der ökologischen Bedingungen, z. B. im Säuregrad von Seen. Bei diesem mehrfach beschrittenen Weg wurden Kenntnisse u.a. über die Säuretoleranz der verschiedenen Kieselalgen gewonnen und zusammengefasst, die auch für die Beurteilung der Versauerung von Fließgewässern nutzbar sind (z. B. v. DAM, SUURMOND & TER BRAAK (1981), ARZET & STEINBERG (1983), LENHART & STEINBERG (1984)).

Sedimente von Fließgewässern sind demgegenüber mit solchen paläolimnologischen Verfahren nicht zu datieren, so dass Vergleichsmaterial älterer Untersuchungen hier als einzige Möglichkeit der Rekonstruktion von Versauerungserscheinungen besonderen Wert erhält.

In den Jahren 1969 und 1970 wurden von BACKHAUS in verschiedenen Mittelgebirgsbächen des Schwarzwaldes periphytische Algen mit Ausnahme der Diatomeen untersucht.

In Tab. 7-8 sind einige physiographische Kenngrößen für eine Auswahl von 12 relativ elektrolytarmen Silikatbächen aus den von BACKHAUS algologisch untersuchten Gewässern zusammengestellt. Die Lage der Untersuchungsstellen gibt Abb. 7-77 wieder. Die Problemstellung war damals die Verwendbarkeit von **Fließgewässer-algen** als **Bioindikatoren**. Besonders die Tauglichkeit der Algen als Verschmutzungszeiger im Sinne des Saprobiensystems von FJERDINGSTAD (1965) stand im Mittelpunkt des Interesses. Die Abhängigkeit der Algenzönose von den Gesteinsformationen des Einzugsgebietes und den hiervon geprägten geochemischen Eigenschaften der Gewässer wurde damals bereits von BACKHAUS (1973) als wichtige, die Belastungsindikation mitunter überlagernde Größe beschrieben und war das wesentliche Kriterium für die damalige Auswahl der Bäche.

Das aus diesen Untersuchungen stammende, seinerzeit von BACKHAUS zwar präparierte, aber taxonomisch nicht weiter aufbereitete Probenmaterial von **benthischen Kieselalgen** (Diatomeen oder Bacillariophyceae) war noch vorhanden. Es wurde dem Autor von BACKHAUS freundlicherweise zur Verfügung gestellt.

Die im Rahmen der Untersuchungen von BACKHAUS gesammelten Kieselalgen-Proben erhielten im sich langsam herauskristallisierenden Zusammenhang der Unterschiede in der benthischen Algenbesiedlung mit dem pH-Wert der Bäche einen neuen Wert als Referenzmaterial zur Beurteilung einer möglichen Gewässerversauerung.

Deshalb wurden dieselben, damals von Dr. BACKHAUS beprobten Gewässer im Jahr 1986 vom Autor mit vergleichbarer Methodik (s.u.) erneut monatlich fast ein Jahr lang auf Kieselalgen untersucht. Gleichzeitig wurden Wasserproben zur chemischen Charakterisierung der Bäche entnommen und darüber hinaus biologische Untersuchungen des **Makrozoobenthos**, ebenfalls in monatlichem Turnus, vorgenommen. Die zooökologische Beschreibung der Bäche folgt weiter unten.

Zielsetzung des Projektes war zum einen eine aktuelle Bestandsaufnahme der Diatomeengemeinschaften des Schwarzwaldes, um die Übereinstimmung mit parallelen zoologischen Untersuchungen prüfen zu können. Zum anderen sollten im Vergleich mit dem 16 Jahre älteren Material eventuelle Veränderungen der Diatomeenbesiedlung im Hinblick auf die Tendenz einer Versauerung der Schwarzwaldtäler aufgezeigt werden.

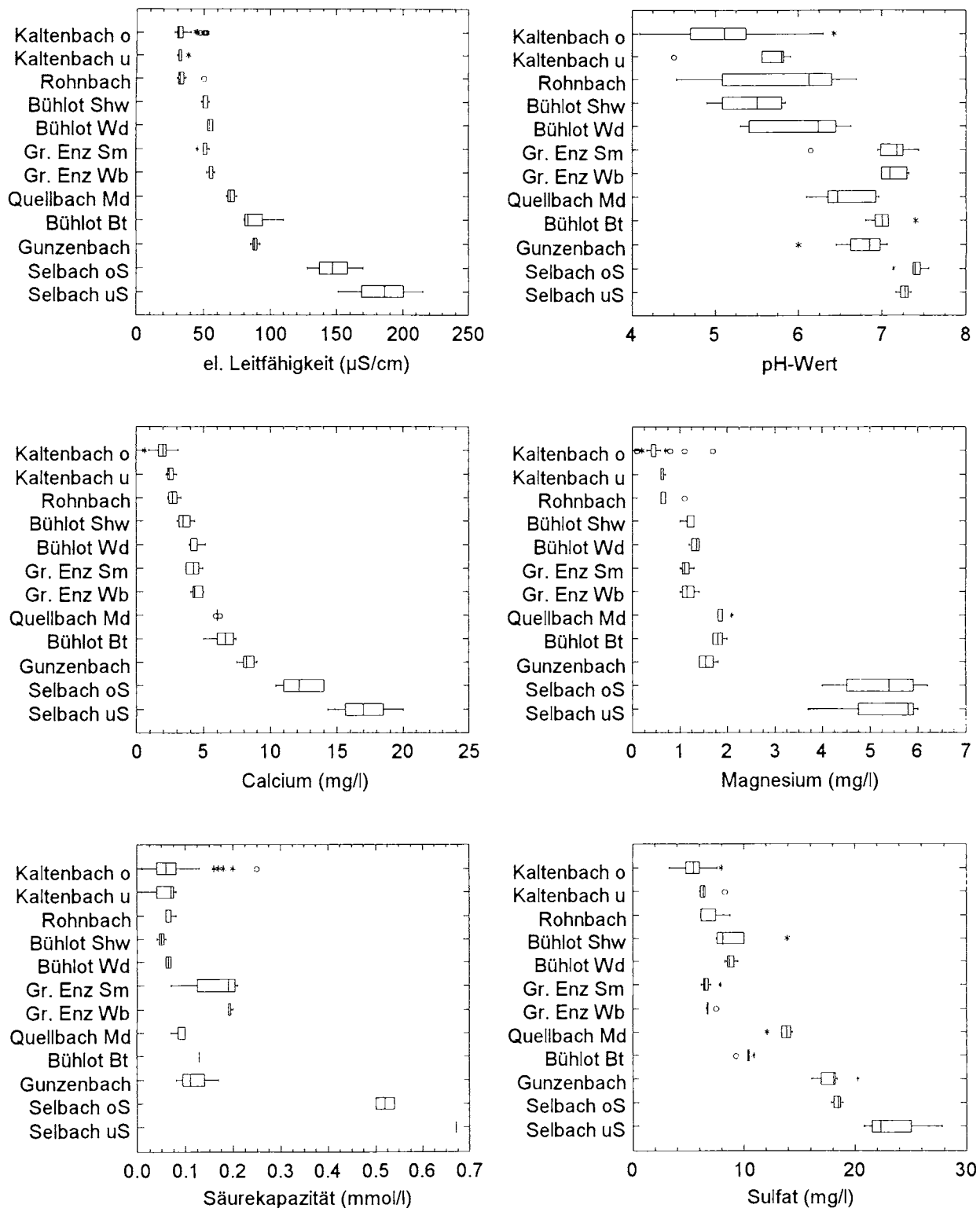
Über die seinerzeit von BACKHAUS in den Jahren 1969/70 untersuchten Bäche (in Tab. 7-8 fettgedruckt) hinaus wurden in der Vergleichsserie von 1986 einige weitere in Tab. 7-8 aufgeführte unbelastete Silikatbäche untersucht.

**Tab. 7-8:** Übersicht über einige physiographische Kenngrößen der Untersuchungsstellen des Diatomeen-Programms - Die Bäche sind innerhalb der Flussgebiete nach steigender Gesamthärte ( $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$  -Medianwerte) sortiert, die Probestellen von BACKHAUS (1973) sind fett gedruckt.

GCODE	TK50	FLUSS	Ort (Nr. der Probestelle nach BACKHAUS (1973)) fett	MQ m³/s	Forma- tion	Höhenlage (müNN)	Mittleres Talgefälle (%)	Vorherrsch. Geologie im Einzugsgebiet	Nachgeord. Geologie Einzugsgebiet
EN116	7316	Kaltenbach	bei Gompelscheuer, oh. Stausee (812ac)	0,07	1	800	6,67	Mittlerer Buntsandstein	Unterer Buntsandstein
<b>EN117</b>	7316	<b>Kaltenbach</b>	bei Gompelscheuer, uh. Stausee (812aa)	0,24	1	710	2,86	Mittlerer Buntsandstein	Unterer Buntsandstein
EN118	7316	Rohnbach	oh. Rombach (812ab)	0,5	2	650	4,0	Mittlerer Buntsandstein	Unterer Buntsandstein
EN119	7316	<b>Grosse Enz</b>	oh. Sprollenmühle (812b)	1,4	3	540	1,11	Mittlerer Buntsandstein	Unterer Buntsandstein
<b>EN105</b>	7316	<b>Grosse Enz</b>	in Wildbad bei Reithalle (812)	2,49	3	455	1,33	Mittlerer Buntsandstein	Unterer Buntsandstein
AC030	7314	<b>Bühlrot</b>	bei Schafhofweg (273a)	0,19	1	510	10,0	Jüngere postorogene Granite	Ältere Granite und Migmatitische Granitoide
AC022	7314	<b>Bühlrot</b>	oh. Wiedenbachmünd. (273)	0,2	1	375	6,67	Jüngere postorogene Granite	Ältere Granite und Migmatitische Granitoide
AC031	7314	Quellbach	oh. Mündung in Bühlrot, Oberlauf (273aa)	0,01	1	440	10,0	Jüngere postorogene Granite	Ältere Granite und Migmatitische Granitoide
<b>AC032</b>	7314	<b>Bühlrot</b>	in Bühlertal (273b)	0,59	2	305	5,0	Ältere Granite und Migmatitische Granitoide	Unterer Buntsandstein
MU046	7314	Gunzenbach	oh. Baden-Baden (308b)	0,05	1	225	5,0	Rhyolith (Quarzporphyr)	Ältere Granite und Migmatitische Granitoide
<b>MU047</b>	7314	<b>Selbach</b>	oh. Selbach (303b)	0,05	1	265	4,0	Oberrotliegendes	Granit
<b>MU048</b>	7314	<b>Selbach</b>	uh. Selbach (303d)	0,2	1	155	1,67	Oberrotliegendes	

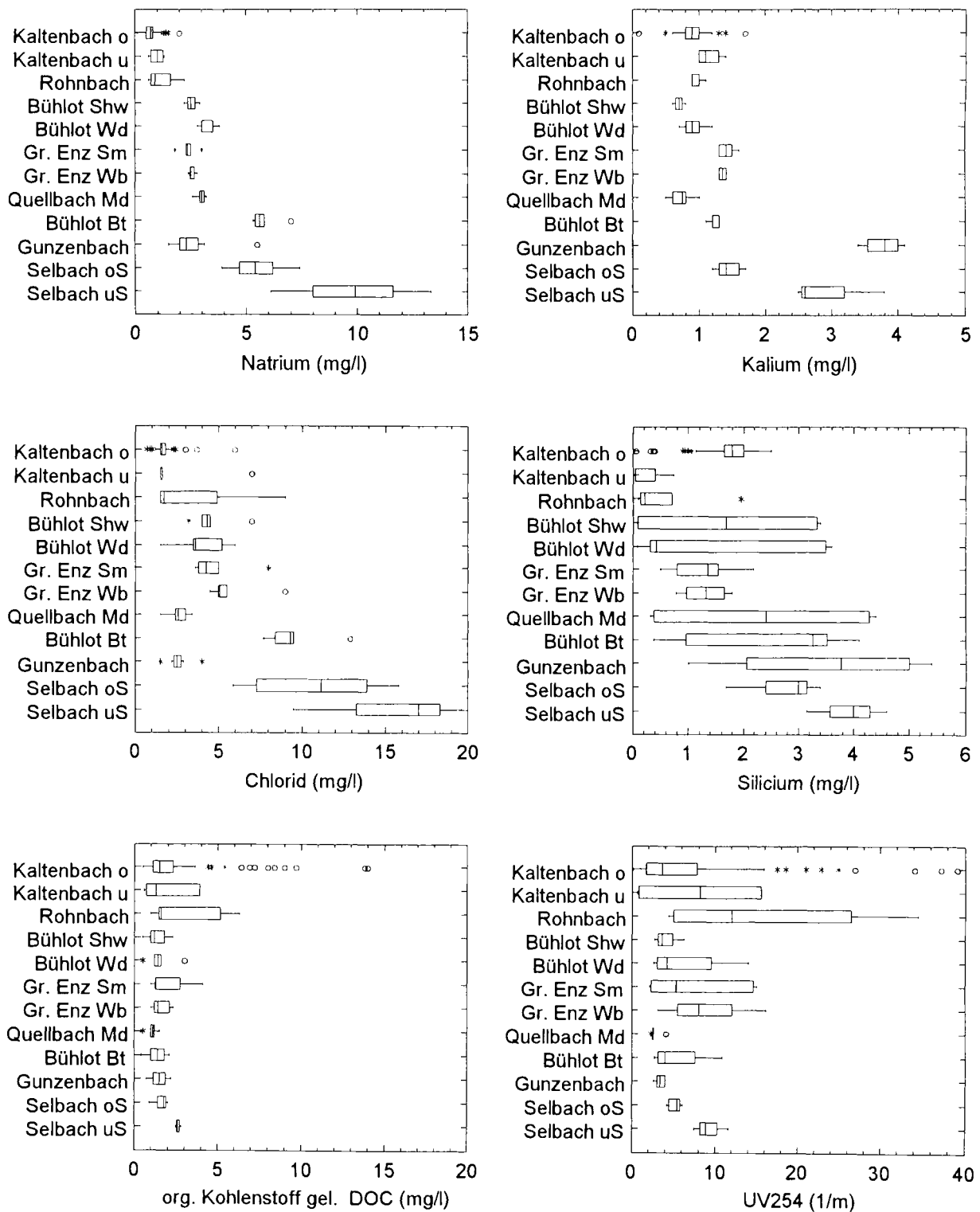
GCODE	FLUSS	ORT (Nr. nach BACKHAUS (1973))	NATURRAUM	Talform	pH-Wert	el. Leit- fähigkeit µS/cm	Summe $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$	Güte- klasse 1998	Biolo- gische Säure- klasse 1991	Biolo- gische Säure- klasse 1998
EN116	Kaltenbach	bei Gompelscheuer, oh. Stausee (812ac)	Gründenschwarzwald u. Enzhöhen	Muldental	5,11	31	2,5	I	4	4
<b>EN117</b>	<b>Kaltenbach</b>	bei Gompelscheuer, uh. Stausee (812aa)	Gründenschwarzwald u. Enzhöhen	Kerbtal	5,8	31	3,0	I	4	4
EN118	Rohnbach	oh. Rombach (812ab)	Gründenschwarzwald u. Enzhöhen	Kerbtal	6,13	32	3,2	I	4	3
EN119	<b>Grosse Enz</b>	oh. Sprollenmühle (812b)	Gründenschwarzwald u. Enzhöhen	Kerbsohlental	7,18	50	5,0	I	3	3
<b>EN105</b>	<b>Grosse Enz</b>	in Wildbad bei Reithalle (812)	Gründenschwarzwald u. Enzhöhen	Kerbsohlental	7,1	57	5,4	I	3	2
AC030	<b>Bühlrot</b>	bei Schafhofweg (273a)	Nördliche Oberrhein- Niederung	Kerbtal	5,5	50	4,3	I	3	3
AC022	<b>Bühlrot</b>	oh. Wiedenbachmünd. (273)	Nördlicher Talschwarz- wald	Kerbtal	6,24	54	5,3	I	3	2
AC031	Quellbach	oh. Mündung in Bühlrot, Oberlauf (273aa)	Nördlicher Talschwarz- wald	Kerbtal	6,475	70	7,9	I	3	3
<b>AC032</b>	<b>Bühlrot</b>	in Bühlertal (273b)	Nördlicher Talschwarz- wald	Kerbtal	7,01	83	8,4	I	2	2
MU046	Gunzenbach	oh. Baden-Baden (308b)	Nördlicher Talschwarz- wald	Kerbtal	6,85	88	9,7	I	1	1
<b>MU047</b>	<b>Selbach</b>	oh. Selbach (303b)	Nördlicher Talschwarz- wald	Kerbsohlental	7,4	147	17,6	I	1	1
<b>MU048</b>	<b>Selbach</b>	uh. Selbach (303d)	Nördlicher Talschwarz- wald	Kerbsohlental	7,28	186	22,8	I-II	1	1

Die Zusammenstellung der physiographischen Merkmale der Bäche enthält überdies die Ergebnisse der biologischen Beurteilung sowohl der sauerstoffzehrenden organischen Belastung nach dem Saprobien-system (Gewässergüteklasse) als auch des Säurestatus (Säureklasse). Die Methodik des biologischen Verfahrens zur Ermittlung der Säureklasse wird im Anschluß an dieses Kapitel erläutert.



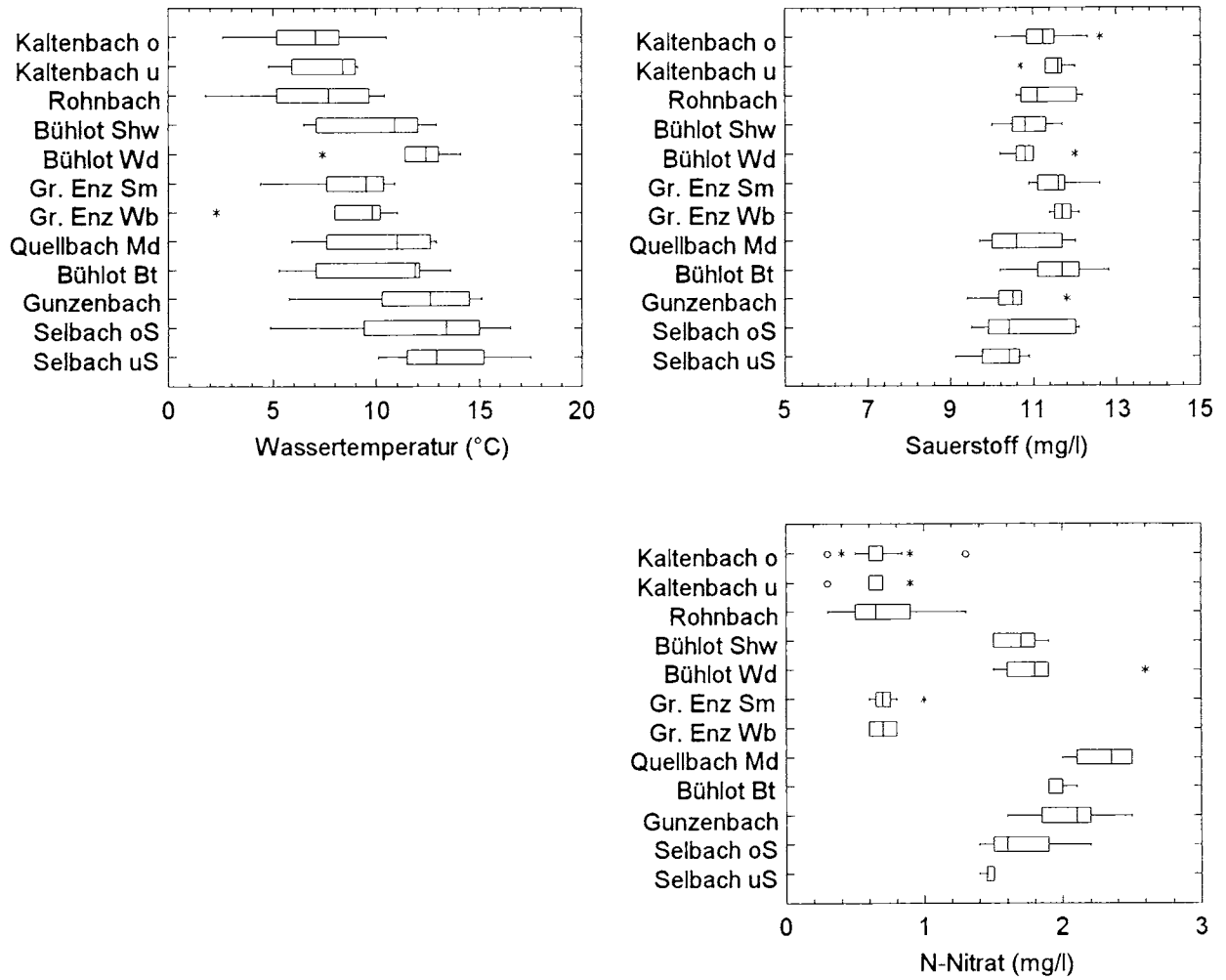
Untersuchungsstellen sortiert nach Median-Werten des Calcium-Gehalts

**Abb. 7-73:** Wichtige geochemische Kenngrößen der Bäche des Diatomeen-Programms.



Untersuchungsstellen sortiert nach Median-Werten des Calcium-Gehalts

Abb. 7-74: Weitere geochemische Kenngrößen der Bäche des Diatomeen-Programms.



Untersuchungsstellen sortiert nach Median-Werten des Calcium-Gehalts

**Abb. 7-75:** Weitere physikalisch-chemische Kenngrößen der Bäche des Diatomeen-Programms.

### 7.6.2.1 Methodik

Die Kieselalgenproben wurden im Rahmen eines ersten Werkvertrages von ENGELBERG, damals Universität Essen, taxonomisch bestimmt und quantitativ ausgewertet (ENGELBERG (1985)).

Parallel dazu wurden vom Autor im Jahr 1986 in monatlichem Abstand fast ein Jahr lang mit ähnlicher Methode und in denselben Bächen, wie von BACKHAUS (1967) u. (1973) beschrieben, Kieselalgenproben gewonnen. Wegen der Schwierigkeit, die Folienträger in den verblockten Gebirgsbächen mittels Eisenstangen zu verankern, wurde die Methode von BACKHAUS folgendermaßen modifiziert.

Es wurden vorort mindestens kopfgroße runde Steine direkt aus dem Bachbett entnommen, in einem Polyethylen-Gefrierbeutel eingepackt, mit Hilfe von Klebeband auf der Steinunterseite faltenfrei fixiert und wieder in den Bach gelegt. Nach einem Monat wurden die Steine nahezu ohne Verluste wieder entnommen. Die mit Kieselalgen bewachsene Folie wurde von der Steinoberseite ausgeschnitten und in Formaldehyd fixiert.

Parallel zu den Folienproben wurde nach DOUGLAS (1958) jeweils eine weitere Diatomeenprobe direkt von der Oberseite eines benachbarten Steines mit einem hartborstigen Pinsel abgebürstet.

Auch die Proben aus der 2. Untersuchungsserie von 1986 wurden von ENGELBERG aufbereitet und ausgewertet.

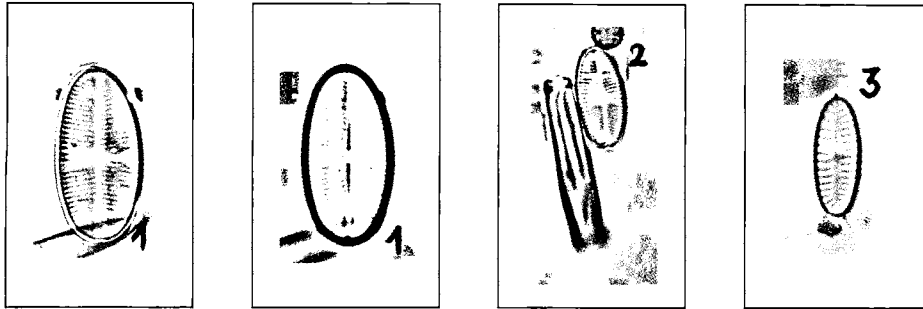
#### 7.6.2.1.1 Aufbereitung und quantitative Analyse der Proben

Die Diatomeen wurden in konz.  $H_2SO_4$  verascht und die Frusteln in Naphrax eingebettet (zur Methode s. KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986)). Grundlage jeder Bestimmung war eine erste Musterung des Präparates mit 100-facher Vergrößerung im Dunkelfeld, wobei die Position auffallender Schalen für die folgende Feinbestimmung und die Ermittlung der Dominanz mit 1000-facher Vergrößerung markiert wurde. Bei der quantitativen Auswertung wurde eine 1%-ige Zählgenauigkeit angestrebt. Daher wurden, eine 33%-ige Sicherheitsspanne eingerechnet, wenn irgend möglich, über 150 Frusteln gezählt. Die erreichte Zählgenauigkeit wurde auf jedem Bestimmungsprotokoll vermerkt. Die Variabilität zwischen verschiedenen Proben vom gleichen Messpunkt lag in der Regel um eine Zehnerpotenz höher als der Zählfehler.

#### 7.6.2.2 Bestimmung der Diatomeen

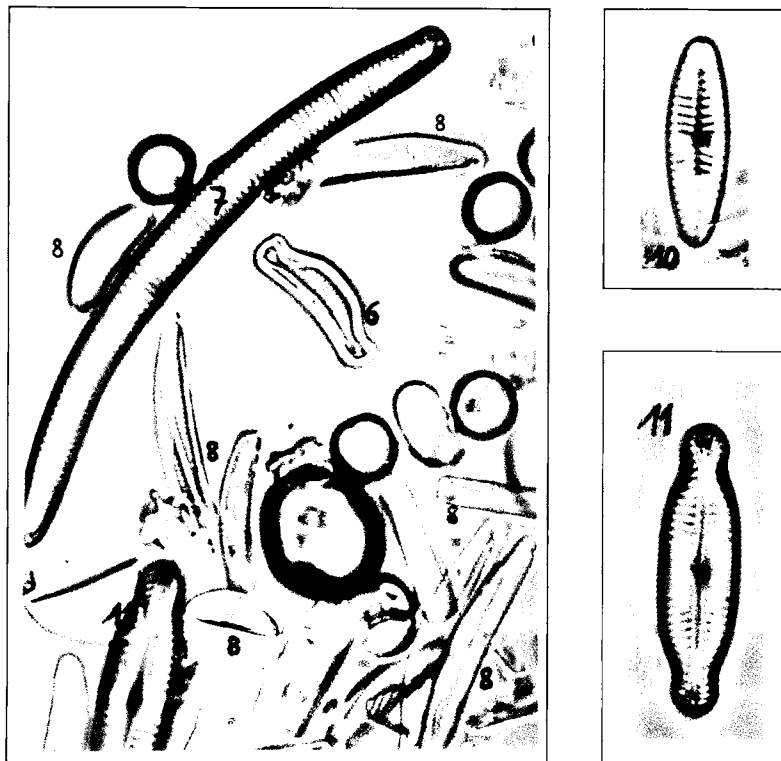
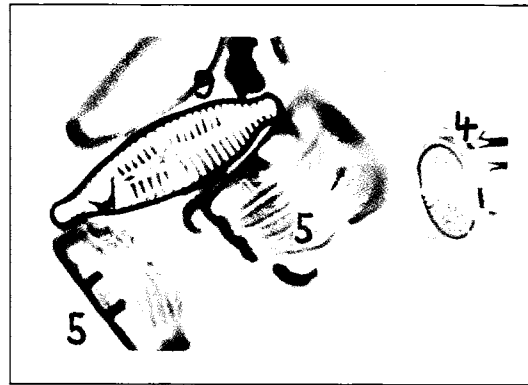
Grundsätzlich lag HUSTEDT (1930) der Benennung zugrunde. Wichtige Sippen der Gattung *Achnanthes* wurden nach LANGE-BERTALOT & BONIK (1980) bestimmt, die umstrittene Vereinigung der Gattungen *Synedra* und *Fragilaria* folgte LANGE-BERTALOT (1980a), die Determination der Naviculaceae erfolgte nach KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986) und die Gattung *Nitzschia* nach LANGE-BERTALOT & SIMONSEN (1978) und LANGE-BERTALOT (1980b). Ein Manuskript von NÖRPEL (1986) war bei der Gattung *Eunotia* hilfreich.





1 - *Achnanthes bioreti*    2 - *Achnanthes* cf. *kryophila*    3 - *Achnanthes saxonica*

- 4 - *Achnanthes subatomoides*
- 5 - *Diatoma hiemale*
- 6 - *Eunotia exigua*
- 7 - *Eunotia lunaris*
- 8 - „kleine *Eunotia*“ cf. *E. bilunaris*
- 9 - *Gomphonema parvulum*
- 10 - *Navicula ignota* var. *acceptata*
- 11 - *Pinnularia subcapitata*



**Abb. 7-76:** Einige verbreitete Diatomeen, die im Rahmen der Vergleichsuntersuchungen in Schwarzwäldbächen 1986 gefunden wurden. - Fotos und Determination K. ENGELBERG.

### 7.6.2.3 Auswertung

Die Artenlisten der verschiedenen Proben wurden von ENGELBERG zum einen mit der Dominanz-Identität bzw. RENKONEN-Zahl verglichen. Diese Methode reagiert sehr empfindlich auf jeden numerischen Unterschied zwischen den Vergleichsproben (ENGELBERG (1987)). Die Ergebnisse werden in Form von abgestuft „schattierten“ Ähnlichkeitsmatrices dargestellt (s. Abb. 14-16, Anhang).

Da nur an wenigen Probetagen Abweichungen von der ortsüblichen Verteilung der eudominanten Diatomeen auftraten, andererseits mit der vergleichenden Methode der Dominanz-Identität Umgruppierungen innerhalb der Dominanten nicht vom Hinzutreten anderer Dominanter unterschieden werden, wurden zusätzlich die in der terrestrischen Pflanzensoziologie bewährten Begriffe „Stetigkeit“ und „Frequenz“ herangezogen, um die seit 1969/70 eingetretenen Veränderungen in den Diatomeen-Gemeinschaften zu beschreiben.

Die Stetigkeit und mittlere Dominanz der Diatomeen wurde von ENGELBERG für alle beprobten Stellen in Form von umfangreichen Frequenz/Dominanz-Tabellen dokumentiert (vgl. Tab. 14-3 und Tab. 14-4, Anhang). Außerdem liegt von jeder Einzelprobe eine Liste der gefundenen Arten vor. Die Tabellen können in dieser Arbeit aus Platzgründen nur exemplarisch präsentiert werden.

Aus der ersten Probenserie von 1969/70 stammen 60 Präparate. Insgesamt konnten von ENGELBERG (1986) aus diesen Proben 156 Diatomeenarten bestimmt werden: 18 weitere Taxa blieben taxonomisch unklar, meist weil sie nur in Einzelexemplaren oder gar Bruchstücken (insbesondere große Pinnularien) auftraten. In der 2. Serie von 1986 wurden von ENGELBERG 120 Präparate aus 116 verschiedenen Proben bearbeitet. Es wurden insgesamt über 200 Diatomeen-Arten bestimmt.

Da es ENGELBERG nicht möglich war, die Identität einer kleinen *Eunotia* im Formenkreis von *E. incisa*, *E. vanheurici*, *E. rhomboidea*, *E. lunaris* oder *E. pectinalis* var. *minor* festzumachen, die Art aber einige Proben dominierte, wurde sie konsequent als „kleine *Eunotia*“ benannt. Die Fotos in Abb. 7-76 belegen diese Art und ihr variables Formenspektrum. LANGE-BERTALOT und ALLES (pers. Mitt.) halten es für möglich, dass es sich um eine kleine Form von *E. bilunaris* handelt. Lichtmikroskopisch ist angesichts der geringen Größe der Frusteln eine Rücklauftrappe nicht sicher erkennbar. Auf weitere taxonomische Details, von denen ENGELBERG berichtet, kann in dieser Arbeit nicht eingegangen werden. Bei Bedarf steht die Originalarbeit von ENGELBERG zur Verfügung.

Jeder Bestimmungs- und jeder Zählvorgang wurde auf einem eigenen Blatt protokolliert, das dem Bericht von ENGELBERG als Anhang, sortiert nach Messpunkten und dem Datum der Probenahme, beigelegt ist.

Im folgenden Abschnitt werden die wesentlichen Resultate der Vergleichsuntersuchungen von 1969/70 und 1986 zusammengefasst.

#### 7.6.2.3.1 pH-Präferenz der Diatomeen

Aus der Literatur wurden Daten zu Säuretoleranz und pH-Optima der einzelnen Diatomeenarten gesammelt (z. B. CHOLNOKY (1968), SALTEN (1978)). Schließlich wurde aber von ENGELBERG auf die verbreitete, von HUSTEDT begründete Einstufung der Diatomeen und die hierauf aufbauenden Verfahren von van DAM, SUURMOND & TER BRAAK (1981) zurückgegriffen. Ergänzend wurde *Diatoma hiemale* von ENGELBERG als circumneutral eingestuft. Danach werden gemäß ihrem Bindungsgrad an die vorherrschenden pH-Bedingungen in ihren Siedlungsgewässern fünf Diatomeengruppen unterschieden, für die

jeweils beispielhaft einige charakteristische Arten, die in den untersuchten Schwarzwaldbächen gefunden wurden, genannt werden.

### 1. Alkalibionte Formen: pH-Werte > 7,0

*Gomphonema olivaceum* oder *Bacillaria paradoxa*, nur sehr selten gefunden.

### 2. Alkaliphile Formen: um pH 7,0, bevorzugt jedoch bei pH > 7,0

Zahlreiche Arten, z. B. *Fragilaria capucina*, *Gomphonema angustatum*, *Navicula gregearia*, *N. minima*, *Nitzschia frustulum* var. *inconspicua* und *Surirella ovata*.

### 3. Circumneutrale Formen: um pH 7,0

Viele Arten, z. B. *Cymbella minuta*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula pupula*, *Pinnularia microstauron*, *Surirella linearis*.

### 4. Acidophile Formen: um pH 7,0, bevorzugt bei pH-Werten < 7,0

Zahlreiche Formen, z. B. *Achnanthes lanceolata*, *A. saxonica*, *Amphora pediculus*, *Eunotia pectinalis*, *Navicula mediocris*, *Pinnularia appendiculata*, *Tabellaria flocculosa*.

### 5. Acidobionte Formen: pH < 7,0, bevorzugt um pH 5.5

Nur *Eunotia exigua*.

## 7.6.2.4 Indikation der ökologischen Situation in den untersuchten Gewässern

Die Bäche werden im folgenden anhand ihrer Diatomeen-Zönosen beschrieben. Die Reihenfolge, in der die Bäche behandelt werden, richtet sich nach ihrer mittleren Gesamthärte (Summe  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$ ).

**Kaltenbach, bei Gompelscheuer, oberhalb des Stausees (EN116, 812ac),**

**Kaltenbach, bei Gompelscheuer, unterhalb des Stausees (EN117, 812aa),**

**Rohnbach, oberhalb von Rombach (EN118, 812ab)**

**Zustand aufgrund der Untersuchung von 1986**

Die Diatomeengemeinschaften an diesen drei sehr weichen, kalkarmen Untersuchungsstellen (vgl. Abb. 7-73) zeigen ein übereinstimmendes Grundmuster:

Die „kleine *Eunotia*“ ist stets dominant, *Eunotia exigua* stellt in der Regel einen hohen Prozentsatz.

Mit hoher Stetigkeit wurden gefunden:

*Pinnularia subcapitata*, *Achnanthes austriaca*, *A. kryophila* und *A. bioreti*, *Surirella linearis*, *Tabellaria flocculosa* und *Eunotia incisa*.

Auffällig ist, dass die Gattungen *Navicula* und *Nitzschia* weitgehend fehlen.

Die Untersuchungsstellen müssen nach der Untersuchung von 1986 anhand der vorherrschenden Diatomeen-Zönose als **stark sauer** eingestuft werden.

### Trend

Eine Tendenz kann nur aus dem Vergleichsmaterial vom Kaltenbach (EN117, 812aa) aus den Jahren 1969/70 abgeleitet werden. Aufgrund der Diatomeen-Gemeinschaft muß der Kaltenbach nach ENGELBERG 1987 bereits aufgrund der Probenserie aus den Jahren 1969/70 als deutlich sauer eingestuft werden. Im Kaltenbach kommen in den Proben von 1986 zu den oben angeführten Arten noch die steten Begleitarten *Melosira distans* und *Anemoeoneis brachysira* hinzu, die ebenfalls auch bereits in den Proben von 1969/70 auftraten.

Nur die acidobionte *Eunotia exigua*, die 1986 hohe Dominanzen erreicht, ist im alten Material nicht gemeldet. In jedem Falle belegt die Entwicklung von *Eunotia exigua* eine weitere Versauerung des bereits 1969/70 deutlich sauren Kaltenbachs.

### **Bühlot, bei Schafhofweg (AC030, 273a)**

#### **Zustand aufgrund der Untersuchung von 1986**

Die Diatomeengemeinschaft im Oberlauf des Granitbachs Bühlot ist wiederholten Schwankungen unterworfen. Proben mit den dominanten *Achnanthes saxonica*, *Navicula minima*, *N. gregaria* und *N. lanceolata* wechseln mit Proben ab, in denen die „kleine *Eunotia*“, *E. exigua*, *Diatoma hiemale* und *Achnanthes cf. kryophila* vorherrschen. *Navicula contenta* und *N. gallica* treten nur sporadisch auf.

Die **erste** der beiden Gemeinschaften indiziert eher **circumneutrale**, die **zweite deutlich saure** Verhältnisse. Der Wechsel in der Gemeinschaft könnte auch mit dem wechselnden Trophiegrad des Baches zusammenhängen. In jedem Falle weist die Untersuchungsstelle keine organische Belastung auf, wie anhand der Diatomeen-Gemeinschaft nachgewiesen werden kann.

### **Große Enz, in Wildbad, bei Reithalle (EN105, 812) und Große Enz, oberhalb der Sprollenmühle (EN119, 812b)**

#### **Zustand aufgrund der Untersuchung von 1986**

Die Probestellen an der Großen Enz, einem in den untersuchten Abschnitten bereits größeren Buntsandstein-Bach, werden von *Diatoma hiemale* und *Achnanthes minutissima* dominiert.

Daneben treten mit geringer Individuendichte, aber hoher Stetigkeit *Cymbella minuta*, *Fragilaria capucina*, *Gomphonema parvulum* und *G. angustatum*, *Eunotia pectinalis*, *Meridion circulare*, *Navicula cryptocephala* und *N. rhynchocephala*, *Surirella linearis* und *Surirella ovata*, *Fragilaria ulna* und *Cocconeis placentula* auf. Bemerkenswert ist die wiederholte Präsenz von *Cymbella naviculiformis* und *Cocconeis pediculus*.

#### **Trend**

Insbesondere das Muster der steten Begleitarten, das die Große Enz als **circumneutral** ausweist, hat sich seit 1969/70 unverändert erhalten, doch treten die zuvor fehlende acidobionte *Eunotia exigua* und die acidophile *Tabellaria flocculosa* inzwischen regelmäßig in geringer Häufigkeit auf.

### **Bühlot, oberhalb der Wiedenbachmündung (AC022, 273)**

#### **Zustand aufgrund der Untersuchung von 1986**

Die „kleine *Eunotia*“ und *Diatoma hiemale*, *Achnanthes lanceolata*, *Eunotia exigua* und *Eunotia pectinalis* sind stets häufig. *Fragilaria virescens*, *Pinnularia subcapitata* und *F. appendiculata* sowie *Navicula cryptocephala* sind stetig vorhanden und codominant.

*Achnanthes saxonica* und *A. subatomoides*, *Fragilaria capucina*, *Cymbella minuta*, *Eunotia incisa* und *E. lunaris*, *Meridion circulare*, *Cymbella gracilis*, *Eunotia praerupta*, *Gomphonema clavatum* und *G. gracile*, *Navicula contenta*, *N. gallica* und *N. mediocris* bleiben selten, können aber mit hoher Wahrscheinlichkeit angetroffen werden.

Damit wird die Diatomeengemeinschaft an der Untersuchungsstelle von **acidophilen** Arten **dominiert**, stets von acidobionten aber auch alkaliphilen codominant begleitet. Aus der

Gruppe wenig verbreiteter Arten treten vor allem acidophile und circumneutrale Arten auf. Anzeiger für mesosaprobe oder eutrophe Verhältnisse bleiben vereinzelt.

### Trend

Gegenüber der Artengemeinschaft von 1969/70 wird eine Tendenz zu **saureren** und **nährstoffärmeren** Bedingungen deutlich. Damals dominierten stets circumneutrale Arten wie z. B. *Gomphonema parvulum* und alkaliphile Formen wie *Gomphonema angustatum*, *Fragilaria capucina* und *Meridion circulare*.

### Quellbach, namenlos, oberhalb der Mündung in die Bühlot, Oberlauf (AC031, 273aa)

Die Diatomeengesellschaft dieses sehr kleinen Quellbachs im Granit wird von *Diatoma hiemale*, *Achnanthes lanceolata* und *Eunotia pectinalis* beherrscht. *Eunotia exigua*, *Achnanthes saxonica* und cf. *kryophila* sind meist codominant. Hin und wieder treten auch *Achnanthes subatomoides*, *Gomphonema clavatum*, *Navicula contenta* und *N. gallica* auf.

Der Messpunkt muß als beständig schwach sauer, hin und wieder deutlich sauer eingestuft werden. Er ist sehr ähnlich wie der Gunzenbach (MU046, 308b) besiedelt.

### Bühlot, in Bühlertal (AC032, 273b)

#### Zustand aufgrund der Untersuchung von 1986

In der Bühlot dominieren die Arten *Achnanthes lanceolata*, *Cymbella minuta*, *Diatoma hiemale* und *Navicula saprophila* stets. Daneben treten mit großer Regelmäßigkeit *Gomphonema parvulum*, *Navicula gregaria*, *N. minima* und *N. lanceolata*, *Nitzschia palea*, *Cocconeis placentula* und *Achnanthes minutissima* auf.

Diese unterste Untersuchungsstelle an der Bühlot unterscheidet sich durch einen höheren Trophie- sowie Saprobiegrad deutlich von den anderen oberhalb gelegenen Bühlot-Abschnitten. In diesem durch diffusen Eintrag von Stoffen aus dem Siedlungsbereich bereits leicht gepufferten Abschnitt sind **circumneutrale** und **alkaliphile** Arten dominant.

### Trend

Acidophile Arten bleiben nach wie vor in geringer Dichte eingestreut und bedeutungslos. Gegenüber 1969/70 ist eine weitere Steigerung der organischen Belastung ablesbar. Darüber hinaus blieb die Kieselalgen-Gemeinschaft über 1 ½ Jahrzehnte so gut wie unverändert.

### Gunzenbach, oberhalb von Baden-Baden (MU046, 308 und 308b)

#### Zustand aufgrund der Untersuchung von 1986

Der Gunzenbach, ein Bach im Porphyry, hat einen etwas höheren Kalkgehalt als die bisher behandelten reinen Granitbäche. In diesem Gewässer dominieren entweder *Diatoma hiemale* oder im Hochsommer *Eunotia pectinalis* alle Proben auffällig deutlich. Daneben treten *Achnanthes lanceolata*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula cryptocephala* und *N. minima* mit hoher Stetigkeit auf.

### Trend

Die acidophile Diatomeengemeinschaft hat sich mit dieser Charakteristik seit 1969/70 erhalten. Lediglich die inzwischen weiter ausgedünnte Population der alkaliphilen *Fragilaria capucina* und das Hinzutreten der acidophilen *Achnanthes austriaca* und *A. saxonica* deuten auf eine eingetretene leichte Versauerung. Bis auf *Gomphonema parvulum* und *Surirella ovata* gleicht die Artengemeinschaft der von Untersuchungsstelle 273aa.

**Selbach, oberhalb von Selbach (MU047, 303b)****Zustand aufgrund der Untersuchung von 1986**

Der Selbach ist ein relativ eklekolytreicher Bach im Rotliegenden. Diese geologische Formation bringt gegenüber Granitbächen offenbar Wasser mit höherem Ionengehalt hervor. In diesem Bach dominieren mit gleichzeitig hoher Stetigkeit folgende Arten: *Achnanthes minutissima*, *Gomphonema angustatum* und *Achnanthes lanceolata* und *A. rostrata*. Hinzu treten regelmäßig und häufig *Amphora pediculus*, *Meridion circulare*, *Navicula lanceolata*, *N. gregaria* und *N. minima* und *Cymbella sinuata*. Wiederholt sind *Rhoicosphenia abbreviata* und *Gomphonema olivaceum* präsent, die im übrigen untersuchten Material kaum vorkamen.

**Trend**

Die **alkaliphile** Diatomeengemeinschaft hat sich seit 1969/70 erhalten. Inzwischen treten jedoch acidophile (*Eunotia pectinalis*, *Achnanthes austriaca*) in geringer Dichte hinzu. Das Gewässer ist aufgrund der Diatomeengesellschaft als schwach mit Nährstoffen und organischer Substanz belastet einzustufen.

**Selbach, unterhalb von Selbach (MU048, 303d)****Zustand aufgrund der Untersuchung von 1986**

Die Artengemeinschaft des Selbachs unterhalb der Ortschaft Selbach an der Untersuchungsstelle MU048, 303d ähnelt derjenigen des oberhalb gelegenen Standortes MU047, 303b sehr. Allerdings treten leicht vermehrt Zeiger organischer Verschmutzung (*Nitzschia palea*, *N. paleacea*, *Navicula atomus* var. *permitis*, *N. saprophylla*, *N. minuscula* var. *muralis* und *N. subminuscula*) auf.

**Trend**

Die Zönose hat sich, wie der Vergleich mit den Proben von 1969/70 ergibt, anscheinend erst seitdem in dieser Weise entwickelt. Im ganzen kann die Gesellschaft aber nach wie vor als **alkaliphil** bezeichnet werden.

**Sandbach, oberhalb von Vimbuch (AC024, 275)**

Zu den ebenfalls untersuchten, in diesem Zusammenhang aber nicht weiter behandelten Bächen zählt auch der Sandbach bei Vimbuch. Dieser Bach ist bereits in der Oberrheinebene gelegen. Sein Bett ist überwiegend sandig. Der Sandbach ist abwasserbelastet.

Die Proben vom Sandbach werden von *Achnanthes lanceolata*, *Cymbella minuta*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula gregaria* und *N. lanceolata*, der Gruppe *Navicula saprophylla*, *N. atomus* var. *permitis*, *N. minima* sowie *Nitzschia palea* und *N. paleacea* bestimmt. Begleitend treten *Cymbella sinuata*, *Navicula subminuscula* und *Surirella ovata* in Erscheinung.

Das Gewässer wird durchweg von **alkaliphilen** Diatomeen dominiert; saure Perioden treten wahrscheinlich nicht auf, denn acidobionte Arten sind nicht präsent, acidophile unbedeutend. Es wird durch seine Diatomeenbesiedlung als schwach eutroph und leicht organisch belastet ausgewiesen.

Alle Aussagen lassen sich vom 1969/70-ger Material in gleicher Weise - aber besser belegt - ableiten, bis auf die heute wenigen acidophilen, die damals noch nicht auftraten

### 7.6.2.4.1 Zusammenfassung der Beurteilung

Allein aus der Diatomeenbesiedlung hat ENGELBERG (1987) (ohne Kenntnis der Örtlichkeiten und der chemischen Verhältnisse in den Bächen) auf die ökologischen Bedingungen an den Untersuchungsstellen im nördlichen Schwarzwald geschlossen, die die reale Situation an den betrachteten Bächen sehr treffend wiedergeben:

**Tab. 7-9:** Einstufung der Untersuchungsstellen anhand ihrer Diatomeengesellschaften.

CODE	Gewässername (Nr. nach BACKHAUS (1973))	Einstufung der Gewässer anhand der Diatomeengesellschaften
EN117	Kaltenbach - 812aa	stark sauer, oligotroph
EN116	Kaltenbach - 812ac	stark sauer, oligotroph
EN118	Rohnbach - 812ab	stark sauer, oligotroph
EN105	Große Enz - 812	circumneutral, nährstoffarm, unbelastet
EN119	Große Enz - 812b	circumneutral, nährstoffarm, unbelastet
AC030	Bühlot - 273a	schwankend zwischen neutral und sauer
AC031	Bühlot - 273aa	schwach sauer bis sauer
AC022	Bühlot - 273	sauer, nährstoffarm, unbelastet
AC032	Bühlot - 273b	neutral bis schwach alkalisch, leicht organisch belastet
AC024	Sandbach - 275	leicht alkalisch, leicht organisch belastet
MU046	Gunzenbach - 308b	schwach sauer
MU047	Selbach - 303b	schwach sauer, sehr schwach organisch belastet
MU048	Selbach - 303d	leicht alkalisch, leicht organisch belastet

In dieser Tabelle sind die Gewässer nach der phytozöologischen Ähnlichkeit angeordnet.

Die in Tab. 7-9 angegebenen pH-Bereiche wurden, abgeleitet aus den Diatomeengemeinschaften, eher zu basisch als zu sauer eingestuft, da die taxonomisch problematische, relativ häufige „kleine *Eunotia*“ weitgehend unberücksichtigt blieb, obwohl sie aus der Literatur als Zeiger möglicherweise stark saurer Verhältnisse bekannt ist (v. DAM, SUURMOND & TER BRAAK (1981)). Deutliche organische Belastung wird nur in wenigen Proben des gesamten Materials deutlich.

### 7.6.2.4.2 Trends von 1969/70 bis 1986

Die Diatomeengemeinschaft aller verglichenen Untersuchungsstellen aus Fließgewässern des nördlichen Schwarzwaldes hat sich über 16 Jahre charakteristisch erhalten. Insbesondere die jeweils eudominanten Formen und das Muster der steten Begleitarten blieb an jedem Ort unverändert. Das Besiedlungsbild unterschied sich jedoch typisch von dem anderer Untersuchungsstellen. Der Kaltenbach und der Rohnbach (812aa, 812ac und 812ab), die Große Enz (812 und 812b) und die Gruppe der Untersuchungsstellen am Gunzenbach, 308, 308b und am Quellbach im oberen Bühlottal, 273aa werden von einer jeweils übereinstimmenden Diatomeengemeinschaft besiedelt. Dieses über Jahrzehnte beständige, orts- bzw. gewässertypische Verbreitungsmuster belegt die enge Anpassung der Gemeinschaften an die ökologischen Bedingungen des jeweiligen Gewässerstandortes.

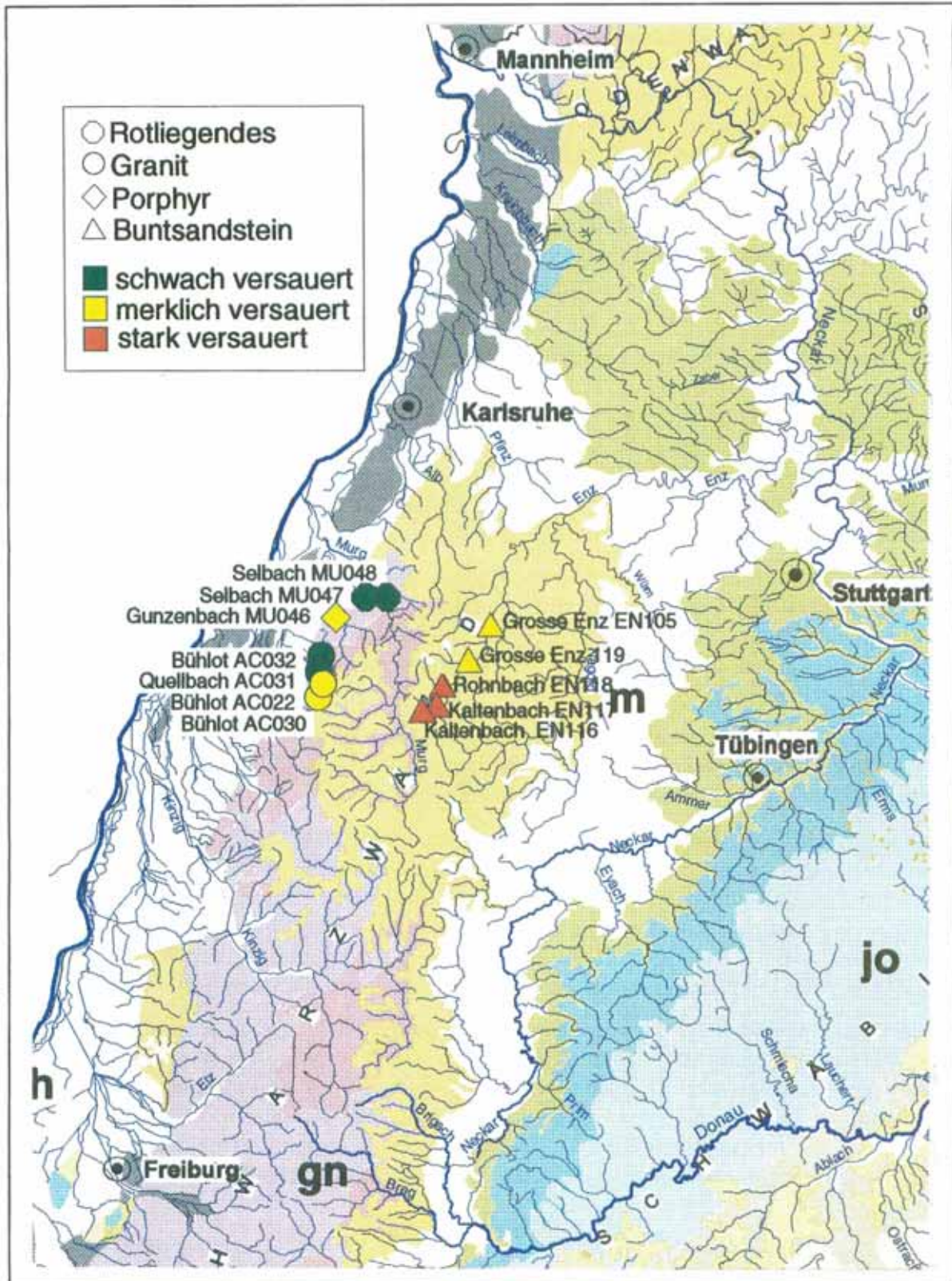


Abb. 7-77: Lage und Versauerungsgrad der Untersuchungsstellen, ermittelt anhand der Veränderung der Diatomeen-Zönosen zwischen 1969 und 1986.



Vor diesem **langfristig konstanten** Hintergrund zeichnet sich aber dennoch **durchgehend an allen Messstellen** die Tendenz ab, dass die Gruppe **säureliebender (acidophiler)** Kieselalgen gegenüber dem Untersuchungszeitraum von 1969/70 **verstärkt auftritt** und vor allem die an saure Verhältnisse gebundene *Eumotia exigua* (acidobiont) nach relativer Häufigkeit und Stetigkeit einen **deutlich größeren Anteil** an der Diatomeengemeinschaft ausmacht, z.T. sogar inzwischen regelmäßig codominant geworden ist.

Die Untersuchungsstellen an der Bühlot, 273b, am Sandbach, 275 und am unteren Selbach 303d zeigen nur **wenig fortgeschrittene Versauerung**. Wahrscheinlich wirkt die nur hier biologisch mit den Diatomeen indizierte und z.T. verstärkte **leichte organische Belastung** puffernd auf die Gewässer. Eine schwache **Versauerungstendenz** ist jedoch auch **eindeutig belegbar**.

Die Untersuchungsstellen am kleinen Quellbach im oberen Böhllotal, 273aa, am oberen Selbach, 303b, Gunzenbach, 308b und an der Großen Enz, an beiden Untersuchungspunkten, 812 und 812b, sind **merklich saurer** geworden. Die Beurteilung stützt sich im Wesentlichen auf die Veränderungen unter den stetigen codominanten oder subdominanten Diatomeen. Die Probenstellen repräsentieren noch immer einen **circumneutralen** Istzustand (Große Enz, 812 und 812b) oder haben inzwischen **schwach saure bis saure** Bedingungen (Bühlot) erreicht.

Die deutlichsten Effekte fortgeschrittener Versauerung zeigen sich am oberen Kaltenbach, 812aa - von **sauren** zu mittlerweile **stark sauren** - und an der oberen Bühlot, am Untersuchungspunkt 273 - von **neutralen** zu inzwischen **deutlich sauren** Verhältnissen. Hier spiegelt sich die Versauerung in einem Sprung der dominanten Diatomeenarten um **eine ganze pH-Klasse wider**.

Die Versauerungstrends an allen Untersuchungsstellen werden aufgrund der Veränderungen in den Diatomeen-Zönosen als **leicht, merklich** und **stark versauert** klassifiziert. Die Bewertung ist in Abb. 7-77 zusammenfassend dargestellt.

Die Signifikanz der ökologischen Bewertung, die ENGELBERG, Biologe und Diatomeenspezialist, allein anhand von Kieselalgenproben hiermit vorgenommen hat, ohne auch nur eines der Gewässer jemals gesehen zu haben und ohne die chemischen Daten der Bäche zu kennen, zeigt zumindest dem mit diesen Gewässern gut vertrauten Autor, welches hohe Maß an Information die Kieselalgen als Bioindikatoren für die Beurteilung der ökologischen Beschaffenheit der Fließgewässer dem geschulten Fachmann an die Hand geben können.

Kieselalgen spiegeln nicht nur den Säurezustand der Gewässer wider, sondern können darüber hinaus auch zutreffend Auskunft geben über deren Trophie- wie den Saprobiegrad. In einer sehr umfangreichen Dissertation befasst sich ALLES (1998) eingehend mit der Thematik der Bioindikation der Gewässerversauerung mit Diatomeen. Er kommt in seiner Einstufung der meisten ebenfalls von ihm im selben Untersuchungsgebiet diatomologisch analysierten Bäche zu ganz ähnlichen Beurteilungen wie ENGELBERG.

### 7.6.3 Untersuchungen zur Säureempfindlichkeit benthischer Makroinvertebraten

Im Rahmen des Diatomeen-Programms wurden parallel zu den zuvor geschilderten Untersuchungen zur Bioindikation säuresensitiver Fließgewässer mit Diatomeen an den gleichen Untersuchungsstellen monatliche Bestandsaufnahmen der Besiedlungsstruktur benthischer Makroinvertebraten durchgeführt. Bei diesen Erhebungen fielen in einigen Bächen episodische oder periodische Veränderungen in den Populationen bestimmter Arten auf, die nicht dem aus eigener Erfahrung und den Darstellungen in der Literatur bekannten natürlichen jahreszeitlichen Aspektwechsel der Makrozoobenthos-Zönosen entsprachen.

Während in den Porphyr-Bächen und den Bächen des Rotliegenden zu allen Jahreszeiten nahezu das gesamte für Mittelgebirgsbäche des Schwarzwaldes charakteristische Spektrum der üblicherweise dominierenden Ephemeropteren (Eintagsfliegen), Plecopteren (Steinfliegen) und Trichopteren (Köcherfliegen) vorhanden war, fehlten in einigen Granit- und Buntsandsteinbächen bestimmte Arten und Gattungen in der Ordnung der Trichopteren und vor allem in der Ordnung der Ephemeropteren. In anderen Buntsandsteinbächen fehlten die Ephemeropteren die meiste Zeit des Jahres über völlig und die Trichopteren waren in ihrer Taxazahl erheblich reduziert. Nur während einiger weniger Wochen im Sommer traten vereinzelt frischgeschlüpfte Junglarven von *Baetis* spp. auf, die nicht näher bestimmt werden konnten. Diese waren meist im folgenden Untersuchungsmonat wieder verschwunden. Dieses auffällige Phänomen konnte zunächst mit keinem der vor Ort bestimmten Parameter, weder physiographischer noch chemischer Art erklärt werden. Weder Strömung, Wasserführung, Substratverhältnisse, noch Temperatur oder Sauerstoffgehalt zeigten irgendwelche Besonderheiten. Lediglich die meist sehr niedrige Leitfähigkeit, die extrem geringe Säurekapazität und vor allem der regelmäßig niedrige pH-Wert boten Möglichkeiten einer Erklärung für diese offensichtlichen Störungen in den Besiedlungsverhältnissen der besonders sauren Bäche.

Mit Hilfe der Kombination der zöologischen Parameter Stetigkeit und normierter Häufigkeit (zur Methodik siehe Abschn. 3.1.4) wird in Abb. 14-18 ein zoözöologisches Struktogramm von 65 der stetigsten, d.h. am regelmäßigsten auftretenden und zahlenmäßig häufigsten Taxa von insgesamt 241 in 10 monatlich beprobten Bächen des Diatomeenprogramms gefundenen Taxa wiedergegeben. Die Taxa sind so angeordnet, dass sich eine ökologische Reihe von den sauersten Bächen (links) hin zu den neutralen Bächen (rechts) ergibt. Die Reihenfolge der Bäche entspricht der von links nach rechts ansteigenden Pufferkapazität bzw. den umgekehrt fallenden mittleren pH-Werten der Bäche (vgl. Tab. 7-8). Links oben im Struktogramm stehen aufgrund dieser Anordnung die säuretoleranten bzw. -resistenten Taxa, rechts unten im Diagramm die säuresensitiven Organismen.

Die Auswahl der 65 häufigsten Taxa gibt die den biologischen Besiedlungsaspekt dieser geochemisch unterschiedlichen Bäche prägenden, mit hoher Wahrscheinlichkeit aufzufindenden Makroinvertebraten wieder.

Das Diagramm zeigt deutlich, dass einige charakteristische Bergbachformen unter den Ephemeropteren (*Rhithrogena*, *Ecdyonurus*, *Baetis*) und Trichopteren (vor allem *Hydropsyche*, *Silo*, *Agapetus*, *Glossosoma*) in den neutralen Bächen sehr regelmäßig und oft in großer Individuendichte vorkommen, in den sauren Bächen jedoch vollkommen fehlen.

Die zoologischen Befunde, die im Zusammenhang mit den Kieselalgen-Untersuchungen gewonnen wurden, gaben Anlaß, die Analysen benthischer Makroinvertebraten-Gemeinschaften unterschiedlich saurer Bäche zu intensivieren und auf andere Gebiete, etwa die Gneisareale des südlichen Schwarzwaldes und die Buntsandstein-Regionen des Odenwaldes, auszudehnen.

Im Anschluß an das Diatomeen-Programm und die begleitenden Makrozoen Studien wurden der Kaltenbach und weitere Buntsandsteinbäche sowie einige chemisch deutlich von diesen verschiedene Gneisbäche, die im chemischen Kapitel ausführlich behandelt wurden, einige Jahre lang, zumeist im Frühjahr, manchmal im Herbst, weiter biologisch beprobt.

Darüber hinaus wurden über 120 vorwiegend von Abwasser unbelastete säureempfindliche silikatische Bachoberläufe im Schwarzwald, Odenwald, dem Sandstein-Keuper und zum Vergleich ca. 30 elektrolitreiche Karbonatbäche verschiedener Fließgewässerlandschaften des Jura, Keuper und im Muschelkalk des Landes Baden-Württemberg zoologisch eingehender untersucht.

Aufgrund dieser jahrelangen Erhebungen wurde eine umfassende Übersicht über die Zugehörigkeit des Makrozoobenthos zu den unterschiedlichen chemischen Fließgewässertypen gewonnen. Diese wird in den folgenden graphischen Darstellungen zusammengefasst. Zum Zweck einer möglichst kompakten, gleichzeitig systematischen ökologischen Reihung entlang versauerungsrelevanter hydrochemischer Gradienten (pH-Wert, Aluminium) werden einerseits zooökologische Struktogramme (s. Abb. 14-18 bis Abb. 14-20, Anhang), zum anderen Boxplots eingesetzt (vgl. Abb. 7-78 und Abb. 7-79). Wichtig war hierbei eine möglichst kompakte, anschauliche synoptische Gegenüberstellung von vielen Objekten (Bächen oder Taxa) auf einer Seite oder einem Faltblatt. Zugunsten einer größeren Übersichtlichkeit wurde bewußt auf die Darstellung sehr langer Taxalisten verzichtet. Statt dessen sollen in den folgenden Abbildungen nur die repräsentativsten und aspektbeherrschenden Taxa des Makrozoobenthos in ihrer Abhängigkeit vom pH-Wert und dem mit diesem in engem Bezug stehenden Aluminium vorgestellt werden.

Durch die Normierung der absoluten Individuenzahlen der benthischen Makroinvertebraten, (vgl. Methodenkapitel), bei der die Individuenzahl der Taxa durch das jeweilige taxaspezifische Häufigkeitsmaximum geteilt wird, sind in den Struktogrammen nicht nur die Taxa mit der höchsten Individuenzahl, sondern auch die regelmäßig vorkommenden, oft aber nur mit wenigen Individuen vertretenen Taxa berücksichtigt. Deren Bedeutung ist durch die taxaspezifische Normierung gegenüber den sehr häufigen Taxa beträchtlich angehoben. Somit repräsentiert die Zusammenstellung der Taxa in den nachfolgenden Struktogrammen die typologisch bedeutsamsten Organismen, die zur zöologischen Charakterisierung der Gemeinschaften der verschiedenen Bäche am meisten beitragen.

In den Zoozönosen der sauren Bäche (Kaltenbach, Dürreychbach) bestimmen folgende Taxa nahezu ganzjährig das Besiedlungsbild:

### **Ganzjährig sehr saure Bäche (Kaltenbach, Dürreychbach)**

Die Tricladide *Polycelis felina* (vgl. Abbildung in Tafel 1) ist zu jeder Jahreszeit in nahezu allen Proben aus beiden Bächen regelmäßig vorhanden, und zwar deutlich häufiger als in den anderen, weniger sauren Bächen. Unter den Insekten dominieren mit Abstand die Plecopteren, vorwiegend die Gattungen *Protonemura*, *Leuctra*, *Nemoura* und *Diura bicaudata*. Ebenfalls stetig vorhanden sind Trichopterenlarven, allen voran *Plectrocnemia*, *Drusus*, *Chaetopteryx*, *Potamophylax*. Die sehr auffällige Larve von *Chaetopterygopsis maclachlani* ist insbesondere im Kaltenbach eine typische Erscheinung. Im Vergleich mit den weniger sauren Buntsandsteinbächen und den neutralen Bächen im Gneis fällt eine deutlich reduzierte Artenzahl auf. Es fehlen ansonsten in vielen Bergbächen häufige Taxa aus den Ordnungen der Plecopteren, Trichopteren, Coleopteren und insbesondere der Ephemeropteren. Von den Eintagsfliegen wurden in den sehr sauren Bächen nur sporadisch während weniger Wochen bei Niedrigwasser im Sommer lediglich einige Junglarven der Gattung *Baetis* beobachtet.

Ansonsten fehlte diese Insektengruppe über Jahre hinweg völlig. Auch Mollusken und Crustaceen wurden in diesen Bächen niemals gefunden.

### **Episodisch bis periodisch saure Bäche (Goldersbach, Huttenbächle, Kleine Kinzig)**

In diesen nur zeitweise sauren Bächen (vgl. Kapitel Chemie) fanden sich über die auch in den permanent sauren Bächen vorhandenen Taxa hinaus einige weitere Plecopteren wie *Siphonoperla*, *Perlodes*, *Isoperla*, *Brachyptera*, *Amphinemura*. Beachtenswert ist das regelmäßige und relativ häufige Vorkommen von *Arcynopteryx compacta* (vgl. Abbildung in Tafel 4) im Goldersbach und besonders im Huttenbächle. Auch die Zahl der Trichopteren-Taxa war in den weniger sauren Bächen gegenüber der Gruppe der sehr sauren Bäche um einiges höher. So traten hier, wenn auch nicht regelmäßig und noch eher selten *Philopotamus*, Goeridae, *Sericostoma* und *Odontocerum albicorne* hinzu. Bemerkenswert ist das sehr stete Vorkommen der ansonsten in Deutschland fehlenden, ausgesprochen charakteristischen *Thremma gallicum* (vgl. Abbildung in Tafel 6) im Huttenbächle und etwas weniger zahlreich in der Kleinen Kinzig. Diese unverwechselbare Trichoptere kommt nach eigenen langjährigen Beobachtungen nur in Buntsandsteinbächen vor. Dies hängt mit Sicherheit wesentlich von der nur in diesen Bächen in ausreichender Menge vorhandenen Fraktion sehr feiner Sandkörner zusammen, aus denen sich die Larve ihr eigentümliches Gehäuse baut.

Diese dem mediterran-gallischen Verbreitungstyp angehörende Art findet offensichtlich am Westhang des nördlichen Schwarzwaldkammes ihre östliche Verbreitungsgrenze. Östlich dieses Höhenrückens wurde *Thremma gallicum* nur in einem Exemplar in der Eyach gefunden, die als Buntsandsteinbach ganz ähnliche Sedimentstrukturen wie Huttenbächle und Kleine Kinzig aufweist.

In diesen weniger sauren Bächen treten auch in geringer Zahl und unstetig Ephemeropterenlarven auf, und zwar *Siphonurus* (cf. *lacustris*), *Habrophlebia lauta*, *Habroleptoides modesta* (*confusa*), *Baetis rhodani*, *B. vernus* und *B. alpinus*-Gruppe (*alpinus* und *melanonyx*). Heptageniidae sind nur sporadisch und in geringer Individuenzahl vorhanden, so z. B. *Ecdyonurus venosus*-Gruppe, *Epeorus sylvicola*, *Rhithrogena semicolorata*-Gruppe. Eine typische Erscheinung gerade dieser intermediär sauren Bäche ist *Ameletus inopinatus*, eine eigentlich boreale Art (vgl. Abbildung in Tafel 3), die in den Gewässern Skandinaviens ihren Verbreitungsschwerpunkt hat. Diese Art ist als Glazialrelikt heute in Deutschland auf Bäche größerer Höhenlagen, vor allem des Schwarzwaldes und, weit weniger häufig, des Bayerischen Waldes beschränkt. Nach Beobachtungen des Autors zählt diese Art zu den am wenigsten säureempfindlichen Arten unter den Eintagsfliegen. Auch *Gammarus fossarum* (vgl. Abbildung in Tafel 1) erscheint in diesen Bächen, aber sehr selten.

### Permanent neutrale Bäche (Zastler, St. Wilhelmer Talbach)

Hier findet sich das mit Abstand artenreichste Spektrum benthischer Makroinvertebraten aller Schwarzwaldtäle, und diese zählen zu den artenreichsten Bächen in ganz Deutschland!

Neben den auch in sauren Bächen vorhandenen Taxa, von denen keines obligatorisch säureliebend (acidophil) ist, treten hier einige Plekopteren auf wie *Perla marginata*, *P. grandis* (vgl. Abbildung in Tafel 3). Letztere ist vom Autor bisher nur als Larve gefunden worden, die sich von **P. bipunctata** nach ZWICK (mdl. Mitt.) kaum unterscheiden läßt. Die einzige weibliche Imago, die gefangen werden konnte, entsprach in ihren diagnostischen Merkmalen weder eindeutig *P. grandis* noch *P. bipunctata* (nach ILLIES (1955), AUBERT (1959), KIS (1974)) und konnte deshalb keiner der beiden Arten eindeutig zugeordnet werden. Die aus Larven geschlüpften männlichen Imagines aus dem Zastlerbach konnten dann von RUPPRECHT aber eindeutig als *P. grandis* identifiziert werden. Das Vorkommen der alpinen *Perla grandis* an den außeralpinen Reliktstandorten der beiden subalpinen Gebirgsbäche Zastler und St. Wilhelmer Talbach ist von einigem faunistischen Interesse, da sie außerhalb der Alpen nicht bekannt ist.

Im Gegensatz zu den saureren Bächen stehen in den neutralen Gneisbächen die Ephemeropteren mit zahlreichen Arten (vor allem *Baetis alpinus*, *Rhithrogena semicolorata* und der sonst ebenfalls nur in den Alpen verbreiteten *R. hybrida*) zumeist als aspektprägende dominante Gruppe im Vordergrund des Besiedlungsbildes. Wie schon zu Beginn der 80-er Jahre hat sich die Zönose der Gneisbäche bis heute als *Baetis alpinus*-*Rhithrogena semicolorata*-Gemeinschaft mit allen damals (BRAUKMANN (1987)) beschriebenen weiteren Kenn- und Begleitarten nahezu unverändert erhalten.

#### 7.6.4 Biologische Charakterisierung der Säureklassen

Über die oben vorgestellten Modelltäle hinaus werden in den folgenden Boxplots die häufigsten und stetigsten Taxa des Makrozoobenthos von insgesamt 82 Silikat-Tälern des Schwarzwaldes zusammengestellt. Im ersten Diagramm werden insgesamt 53 Taxa in einer ökologischen Reihe nach steigendem Median des pH-Werts ihrer Siedlungsgewässer angeordnet. Im zweiten Diagramm erscheinen die Taxa sortiert nach dem Gradienten des Aluminiumgehalts derselben Täle.

Das Kontinuum der Taxafolge läßt sich in gleicher Weise in Gruppen (Typen) einteilen wie dies für die Täle nach ihrem pH-Wert geschehen ist (vgl. Abb. 7-78). Die pH-Werte können wie bereits im Kapitel Chemie in die 4 Bereiche sehr stark sauer, kritisch sauer, schwach sauer und nicht sauer gegliedert werden, die in Abb. 7-78 mit unterschiedlichen Rastern hervorgehoben werden.

Nach ihrer unterschiedlichen Empfindlichkeit gegenüber niedrigen pH-Werten können an den äußersten Enden des Spektrums (in Abb. 7-78) zwei eindeutig separierte Gruppen benthischer Makroinvertebraten unterschieden werden:

#### Gruppe säuretoleranter Taxa:

*Diura bicaudata*, *Thremma gallicum*, *Ameletus inopinatus*, *Oreodytes sanmarcki*, *Chaetopterygopsis maclachlani*, *Chaetopterygini* (hier überwiegend *Chaetopteryx* spp., zumeist *C. villosa*, *Nemurella picteti*, *Rhyacophila evoluta*, *Plectrocnemia* spp., meist *P. conspersa*, aber auch *P. geniculata*, *Elmis latreillei*, *Drusus discolor* und *Nemoura* spp., am häufigsten *N. marginata*).

**Gruppe säuresensitiver Taxa:**

*Gammarus fossarum*, *Atherix ibis*, *Rhyacophila tristis*, *Hydropsyche* spp., *Rhithrogena* spp., *Epeorus sylvicola*, *Ecdyonurus* spp., *Baetis muticus*, *Baetis rhodani*, *Habroleptoides modesta*, *Atherix (Ibisia) marginata*, *Liponeura* spp. und *Dugesia gonocephala*.

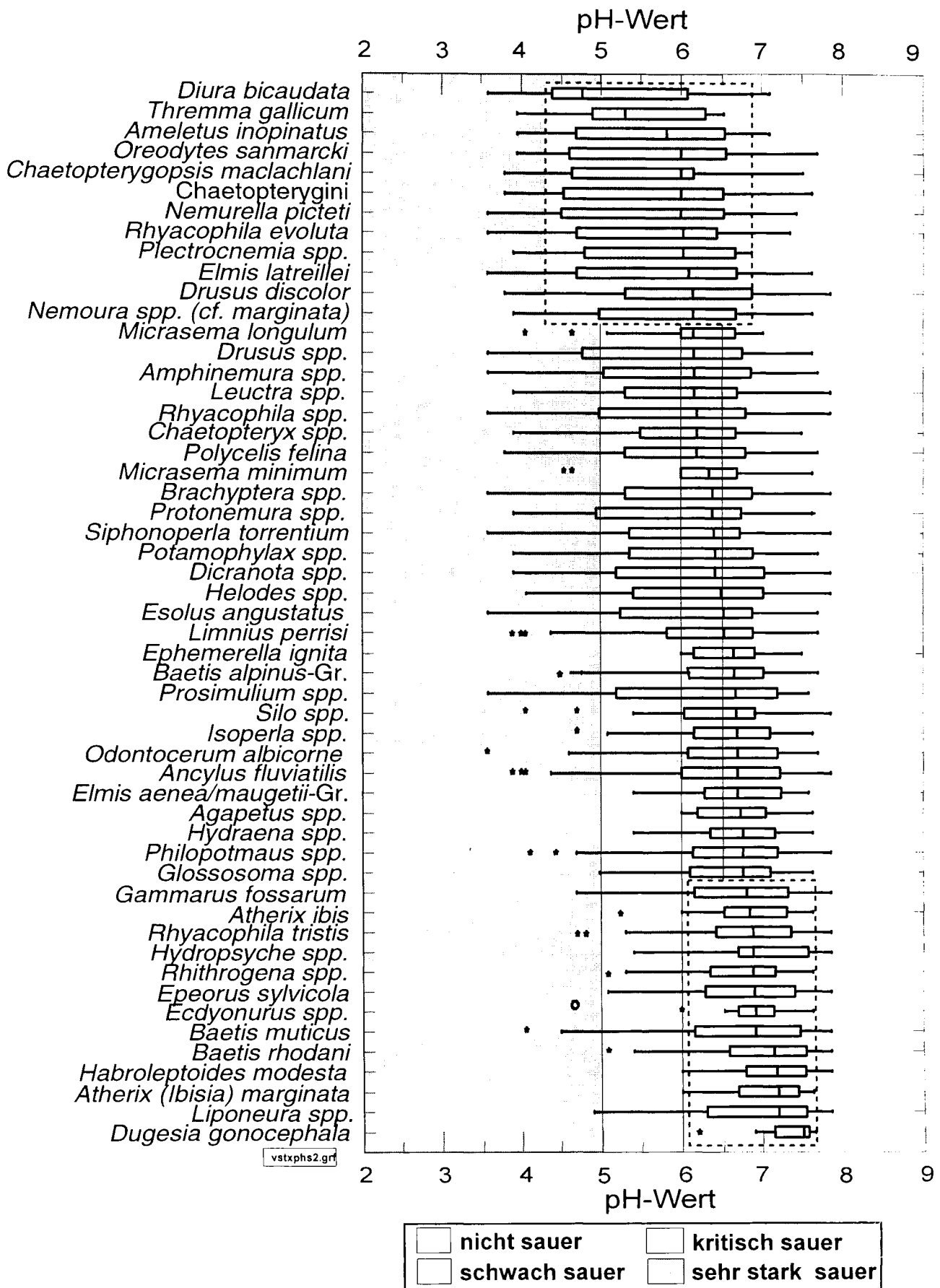
Zwischen diesen Gruppen lassen sich nach dem Grad ihrer Empfindlichkeit gegenüber niedrigen pH-Werten zwei intermediäre Gruppen abgrenzen, die weiter unten besprochen werden.

### 7.6.5 Empfindlichkeit gegenüber Aluminium

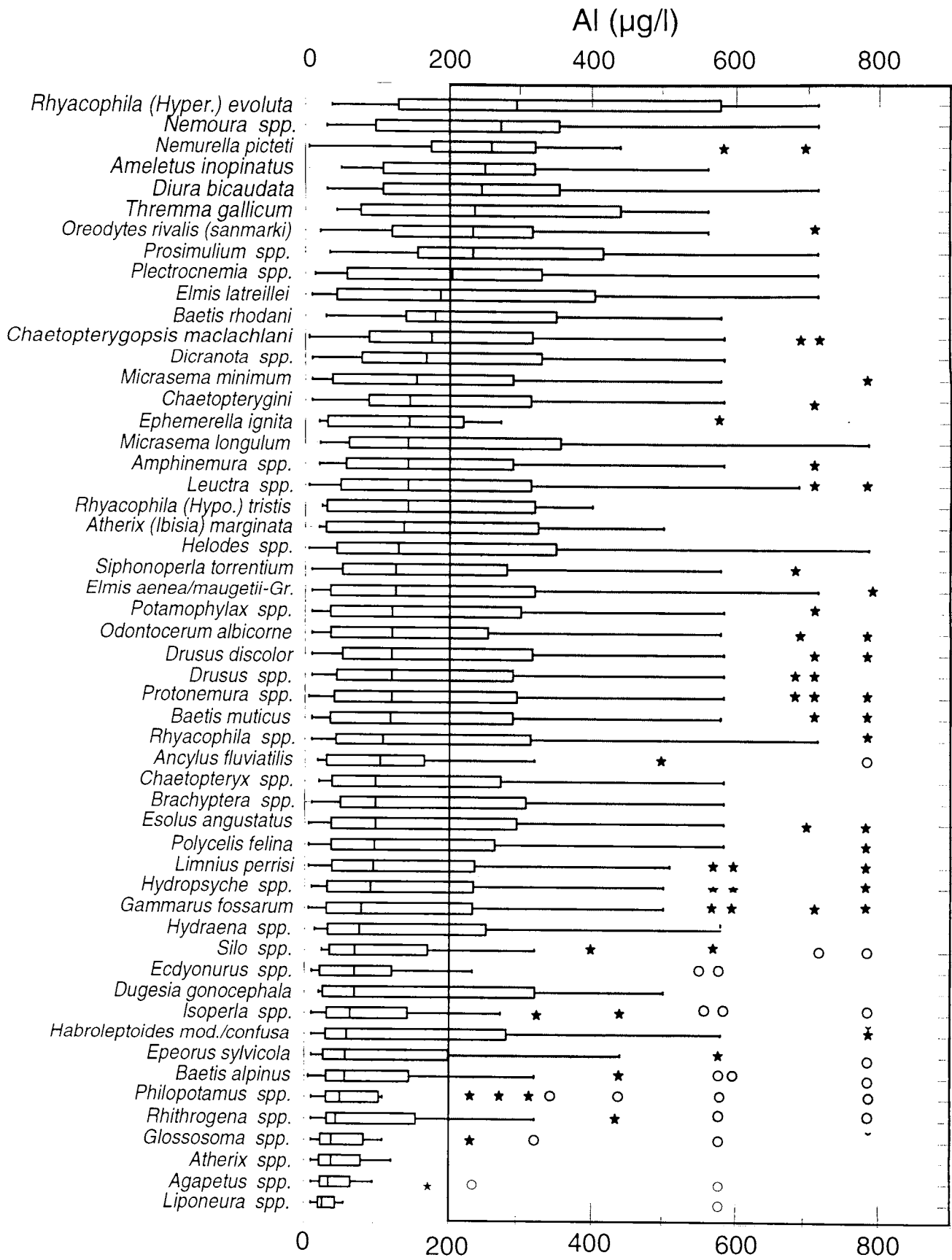
Gegenüber dem mit dem pH-Wert in enger Beziehung stehenden Aluminiumgehalt sind benthische wirbellose Organismen nicht in gleicher Weise empfindlich, was aus Abb. 7-79 ersichtlich ist. In diesem Diagramm sind die Taxa nach fallendem Medianwert der Aluminium-Konzentration von 82 untersuchten Schwarzwaldbächen angeordnet. In der Abbildung stehen die tolerantesten Organismen oben. Nach unten steigt die Empfindlichkeit der Taxa an. Zur Orientierung ist in der Graphik der Wertebereich von 200 µg/l Aluminium an aufwärts grau hinterlegt, ab dem nach Angaben aus der Literatur eindeutige lethale Effekte bei Forellenbrut, die sehr sensitiv auf Aluminium reagiert, auftreten (vgl. Kap. Chemie).

Aus Abb. 7-79 wird deutlich, dass viele benthische Makroinvertebraten, fast ausschließlich Insekten, eine zum Teil erheblich höhere Toleranz gegenüber Aluminium aufweisen als Jungforellen. Andere Taxa hingegen wurden nur bei Werten unterhalb dieses für Forellen kritischen Bereichs gefunden.

Ein Vergleich der Empfindlichkeit der Organismen gegenüber niedrigen pH-Werten und damit korrespondierenden hohen Aluminium-Konzentrationen zeigt, dass bei lediglich graduellen Abweichungen erwartungsgemäß in der Taxafolge eine weitgehende Übereinstimmung in der Sensibilität gegenüber beiden Kenngrößen besteht.



**Abb. 7-78:** Verbreitete Makroinvertebraten in Silikatbächen des Schwarzwaldes, angeordnet nach steigendem Median des pH-Wertes ihrer Siedlungsgewässer, Daten aus 82 regelmäßig monatlich beprobten Bächen.



**Abb. 7-79:** Verbreitete Makroinvertebraten in Silikatbächen des Schwarzwaldes, angeordnet nach steigendem Median des Aluminium-Gehalts ihrer Wohngewässer, Daten aus 82 regelmäßig monatlich beprobten Bächen.



## 7.6.6 Bioindikation des Säurestatus mit Hilfe des Makrozoobenthos

### Verfahrensbeschreibung

Auf der Grundlage der dargestellten, in vielen Gewässern beobachteten Unterschiede in der Sensibilität benthischer Wirbelloser hinsichtlich niedriger pH-Werte und hoher Aluminium-Gehalte der Gewässer wird nachfolgend der Weg zu einem biologischen Indikations- und Bewertungsverfahren des Säuregrades von elektrolytarmen Fließgewässern anhand des Makrozoobenthos beschrieben.

Dieser wichtigen Organismengruppe aus der aquatischen Lebensgemeinschaft kommt bei der biologischen Indikation der ökologischen Wirkung von versauernden Schadstoffen aus der Atmosphäre eine besondere Bedeutung zu.

Makroinvertebraten leben in jedem Fließgewässer. Sie besiedeln in charakteristischen Artenvergesellschaftungen und einer Fülle unterschiedlicher Lebensformen die verschiedensten Gewässertypen und finden sich dort auf allen vorhandenen Substrattypen. Im Vergleich zu der ebenfalls sehr formenreichen Gruppe der Mikrozoen sind sie bereits mit bloßem Auge gut erkennbar. Sie lassen sich zudem vergleichsweise leicht identifizieren.

Im Gegensatz zu den Mikroorganismen beträgt ihre Lebensdauer mehrere Monate bis einige Jahre.

Dies alles sind gute Gründe dafür, dass diese Organismengruppe bereits seit fast einem Jahrhundert (KOLKWITZ & MARSSON (1908, 1909)) zur Bewertung des Gewässergütezustandes als Zeigerorganismen bzw. **Bioindikatoren** für den Grad der **Gewässerbelastung** mit fäulnisfähigen sauerstoffzehrenden organischen Abwasserinhaltsstoffen im **Saprobien-System** und zahlreichen hieraus abgeleiteten Verfahren erfolgreich mittlerweile beinahe weltweit verwendet wird.

In Bezug auf den Säuregrad der Gewässer verhalten sich Makroinvertebraten oft geradezu umgekehrt zu ihren Indikationseigenschaften hinsichtlich der Abwasserbelastung. Es zeigt sich, dass eine Reihe von sehr sauerstoffbedürftigen Kaltwassertieren der Bachoberläufe, die sehr empfindlich auf eine Abwasserbelastung reagieren, gegenüber niedrigen pH-Werten erstaunlich tolerant sind. Dieser Umstand macht die Entwicklung eines **neuartigen Indikationssystems** erforderlich, das vom Saprobien-System völlig losgelöst ist. Voraussetzung für ein solches Indikationssystem ist, dass die Reaktion der Taxa gegenüber dem Säuregrad bekannt ist. Diese Empfindlichkeit der Organismen gegenüber niedrigen pH-Werten wurde aufgrund der oben dargestellten Erhebungen in zahlreichen elektrolytarmen Fließgewässern in Baden-Württemberg (vorwiegend Schwarzwald und Odenwald) empirisch ermittelt.

Die für die Gewässerversauerung charakteristischen stoßartigen Säurebelastungen sind, wie erläutert, in der Regel verbunden mit einem stark erhöhten Eintrag von Aluminium-Ionen in die Gewässer, die für viele benthische Wirbellose toxische Konzentrationen erreichen können. Andere Taxa hingegen erweisen sich als ausgesprochen resistent gegen den hiermit verbundenen starken Säure- und Aluminium-Streß. Diese Säure-/Aluminiumschübe sind die wesentlichen ökologisch wirksamen Ereignisse, die einen hohen Selektionsdruck auf die unterschiedlich empfindlichen Organismen der Lebensgemeinschaften der Bäche ausüben.

Das Ausmaß der Schädigung der Zönosen hängt sowohl von der Häufigkeit als auch von der Intensität der Säureschübe ab. Die Schäden reichen bei schwachen und seltenen Säureschüben von nur geringfügigen qualitativen und quantitativen Veränderungen des Artenspektrums und der Besiedlungsdichte bis zu einer deutlichen Verringerung der Artenzahl zwischen 50 % und 75 %. Gleichzeitig verringert sich die Individuendichte benthischer

Makroinvertebraten im Durchschnitt um über 50 %, wenn intensive Versauerungsschübe regelmäßig und häufig auftreten.

Die folgenden Abbildungen sollen diese Unterschiede in der Wirbellosen-Besiedlung neutraler und saurer Bäche sowie die Bedeutung des pH-Werts für die Artenzahl in Bächen verdeutlichen.

### **Makrozoobenthos als Bioindikatoren des Säurestatus**

Die als **Bioindikatoren** für den Säuregrad des Wassers verwandten Makroinvertebraten lassen sich analog den weiter oben ausführlich vorgestellten chemischen Einteilungen unterschiedlich saurer Bäche nach dem Grad ihrer **Säureempfindlichkeit** in folgende **vier Klassen** einteilen:

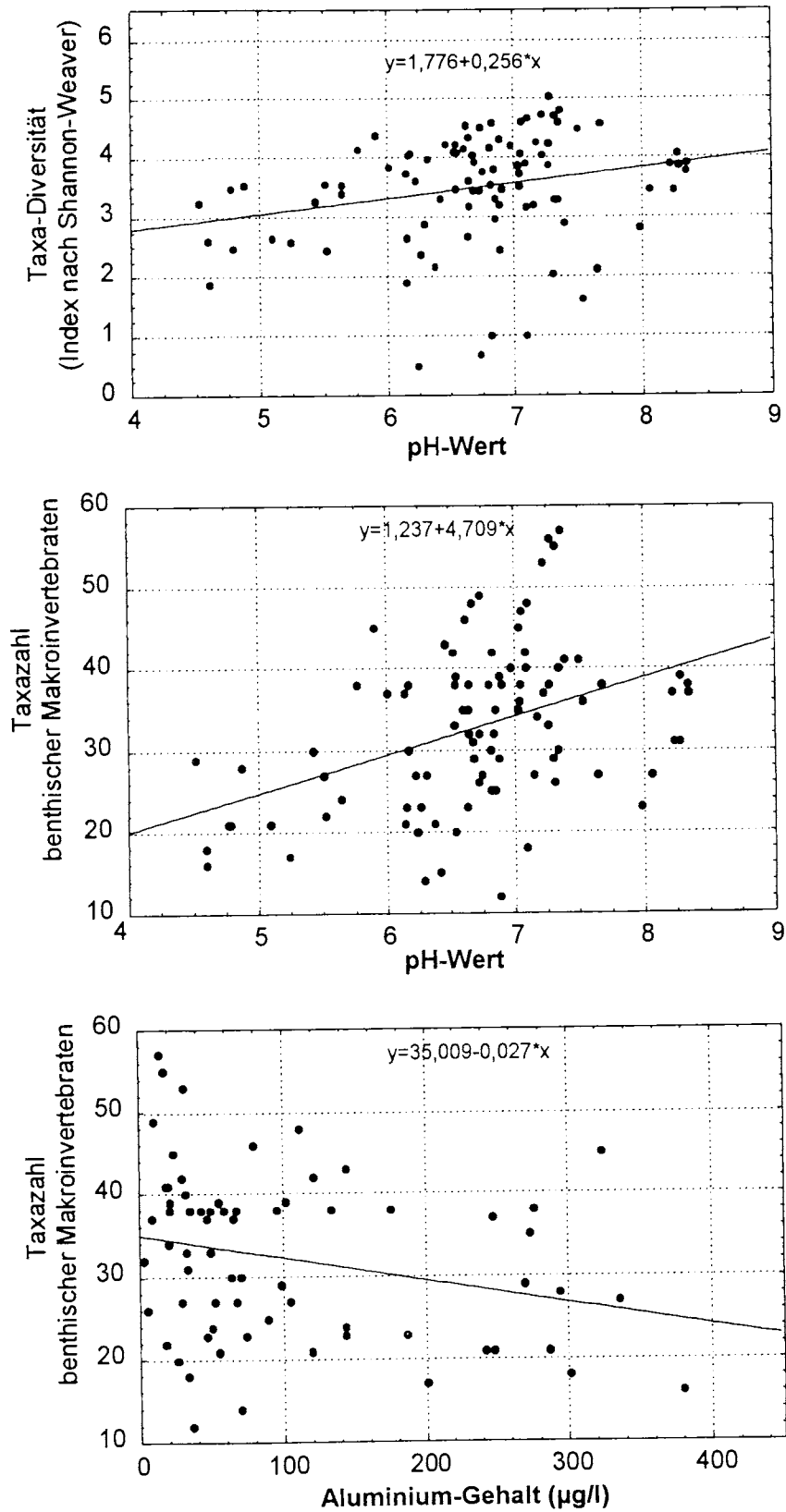
1. **Säureempfindlich:** nur in permanent nicht sauren Gewässern vorkommend,
2. **Mäßig säureempfindlich:** auch in leicht sauren Gewässern vorhanden,
3. **Säuretolerant:** vertragen stärkere periodische Säureschübe,
4. **Säureresistent:** auch in permanent sauren Gewässern noch lebensfähig, oft wegen fehlender Konkurrenten häufiger als in weniger sauren Bächen.

Entsprechend ihrer unterschiedlichen Empfindlichkeit gegenüber dem Säuregrad der Fließgewässer erhalten die häufigsten und wichtigsten Bergbach-Organismen einen **Zeigerwert von 1 bis 4** (1 = säureempfindlich bis 4 = säureresistent).

Die häufig und regelmäßig in unterschiedlich sauren Schwarzwald- und Odenwaldbächen anzutreffenden Makroinvertebraten, die aufgrund ihrer Verbreitungsschwerpunkte wie oben angegeben kategorisiert wurden, werden nachfolgend aufgeführt. Bei der Einstufung der häufigsten Taxa in ein 4-stufiges Bewertungssystem wurden auch Angaben und Daten aus der einschlägigen Literatur berücksichtigt (MATTHIAS (1982), BAUER et al. (1988), RADDUM et al. (1988), SCHIMMER & FRIEDRICH (1990), WESTERMANN (1990), ARNSCHEIDT (1993), BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1994), EHLERT (1995), MÄDLER & ARNSCHEIDT (1996)).

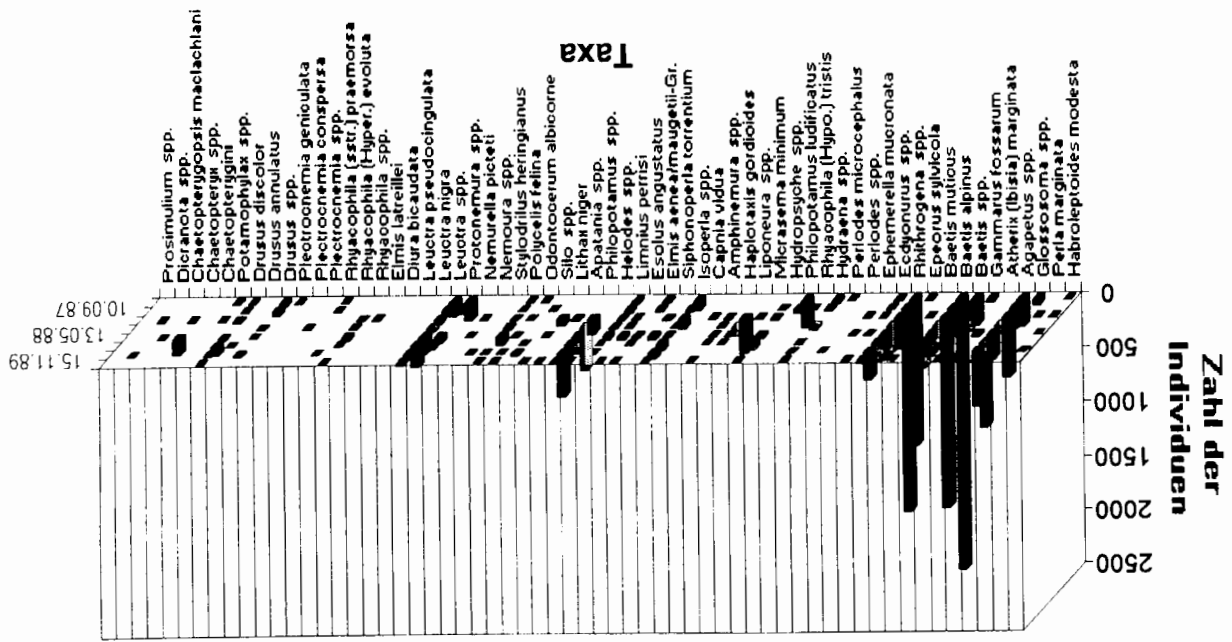
#### **Säureempfindliche Taxa (Säureklasse 1):**

Wichtige säuresensitive Indikatoren sind: *Dugesia gonocephala*, einige **Mollusca**, z. B. *Anacylus fluviatilis*, *Bithynia tentaculata*, *Physa fontinalis*, *Sphaerium corneum*, einige **Ephemeroptera**, u.a. *Habroleptoides confusa* (=modesta), *Ephemerella ignita*, *Ephemera danica*, *Rhithrogena hybrida*. **Plecoptera** sind in dieser Gruppe nur mit *Perla* spp. vertreten. Nur wenige **Trichoptera** kommen vor, etwa *Agapetus ochripes*, *Synagapetus* spp. und einige *Glossosoma*-Arten (*Glossosoma conformis*, *G. intermedium*). Ebenfalls kommen nur wenige **Diptera** in dieser Klasse vor, z. B. *Atherix ibis*, *A. marginata* sowie einige Simuliidae, z. B. *Simulium reptans* und *S. variegatus*. Weitere Indikatoren der Säureklasse 1 sind in Tab. 14-6, **Anhang**, aufgeführt.

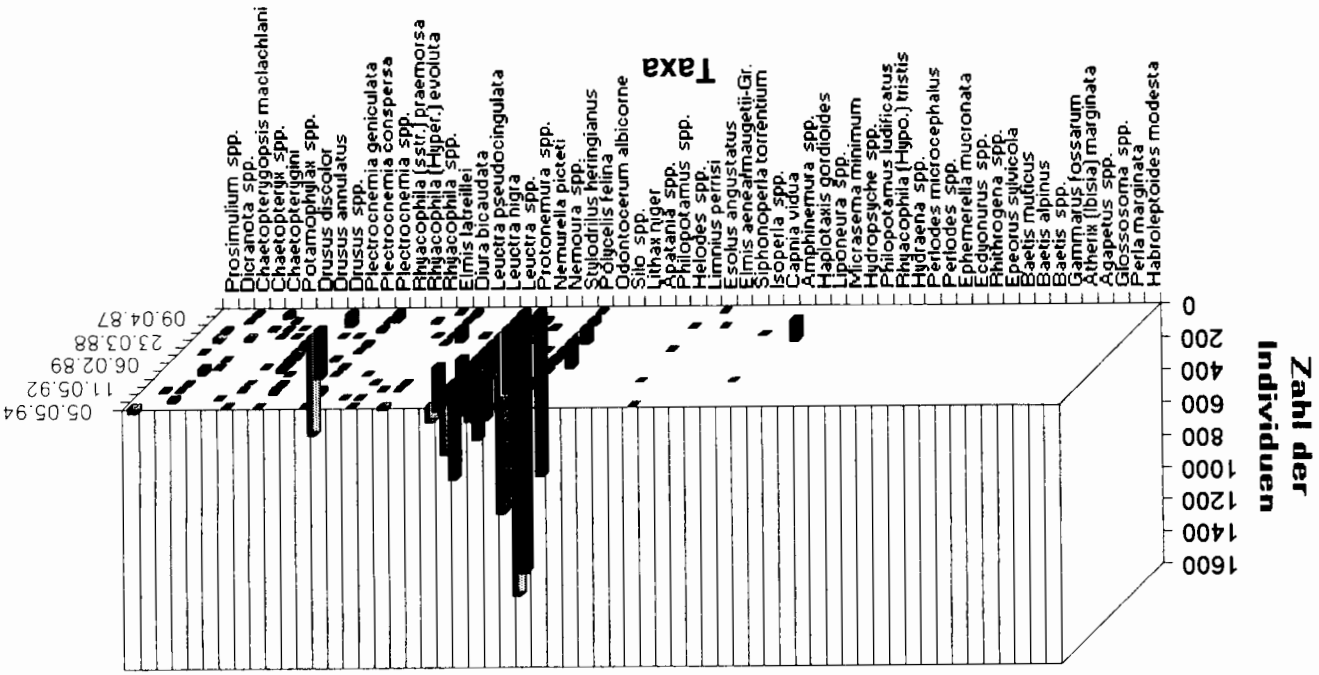


**Abb. 7-80:** Einfluss von pH-Wert und Aluminium auf die Taxazahl und –diversität benthischer Makroinvertebraten in Schwarzwaldbächen.

Zastlerbach: Nicht saurer Bach im Gneis, Südschwarzwald

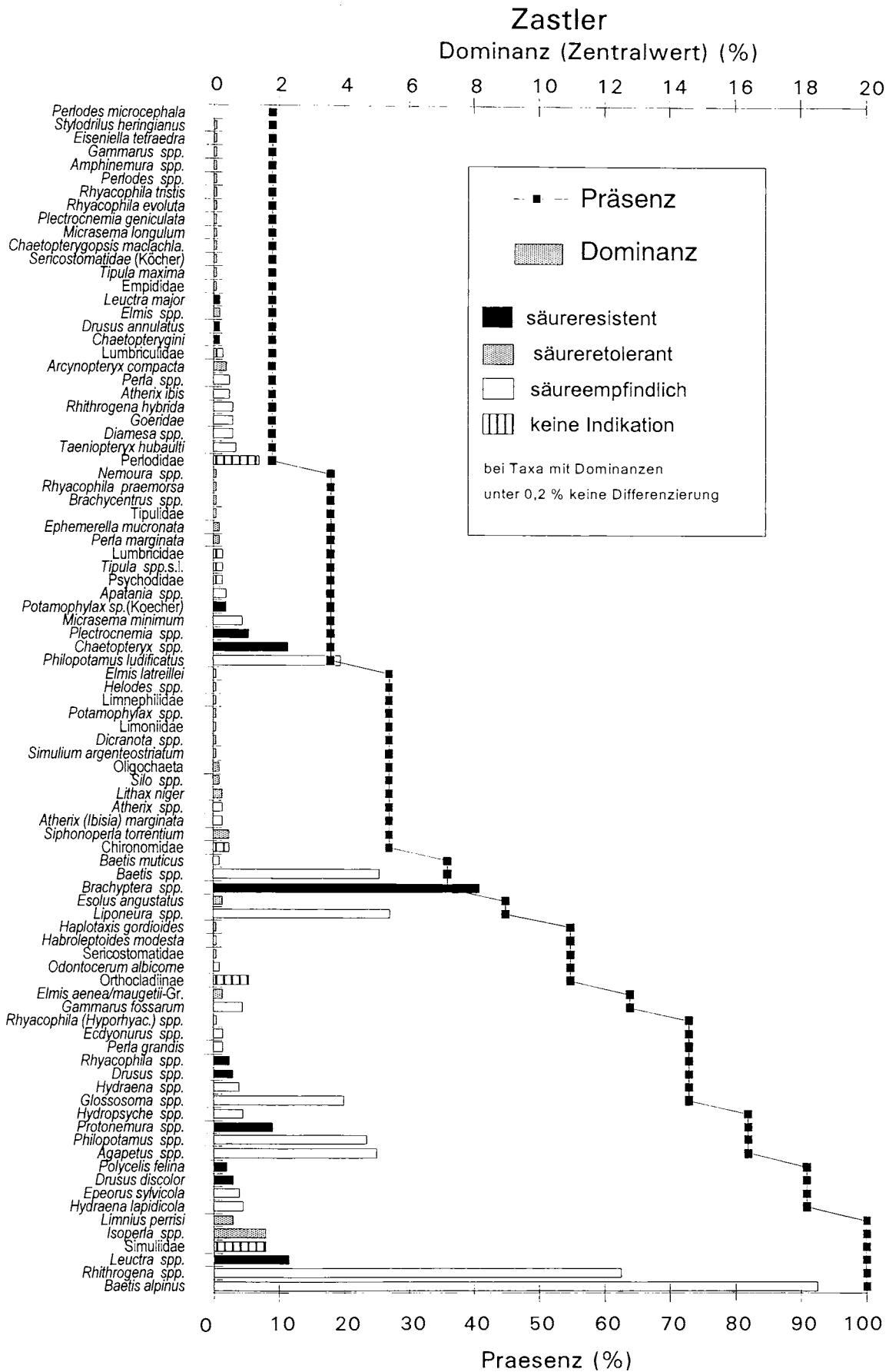


Dürrychbach: Stets saurer Bach im Buntsandstein, Nordschwarzwald



Verteilung benthischer Makroinvertebraten mit Säureindikator-  
 Werten über mehrere Jahre in 2 kalkarmen Bächen des  
 Schwarzwalds. - oben: nicht saurer, unten: stets saurer Bach  
 Reihenfolge der Taxa in beiden Bächen identisch

Abb. 7-81: Vergleich der Taxazahl und der Individuendichte zweier unterschiedlich  
 saurer Bäche.



**Abb. 7-82:** Zönologische Struktur des Zastlerbachs, eines neutralen Gneisbachs im südlichen Schwarzwald. – Dargestellt sind Stetigkeit, Dominanz und Säure-Zeigerwert der Taxa, diese sind 1. nach Stetigkeit und 2. nach Dominanz sortiert.



**Abb. 7-83:** Zönologische Struktur des Dürreychbachs, eines sauren Buntsandsteinbachs im nördlichen Schwarzwald. – Dargestellt sind Stetigkeit, Dominanz und Säure-Zeigerwert der Taxa, diese sind 1. nach Stetigkeit und 2. nach Dominanz sortiert.

### Mäßig säureempfindliche Taxa (Säureklasse 2):

Zu den mäßig säureempfindlichen benthischen Makroinvertebraten, die schwache episodische Säureschübe und pH-Werte bis etwa 5,5 ertragen, gehören z. B. unter den **Mollusca** einige *Pisidium* - Arten, die **Crustacea** *Gammarus fossarum* und *G. pulex*, ebenso die meisten **Ephemeroptera**-Larven, z. B. die *Baetis*-Arten *Baetis alpinus*, *B. melanonyx*, *B. rhodani*, *B. muticus*, *Ecdyonurus* spp. (*E. torrentis*, *E. venosus*), einige *Rhithrogena*-Arten, wie *Rhithrogena semicolorata*, *R. iridina*, weiter *Epeorus sylvicola*. Unter den **Plecoptera** finden sich in dieser Gruppe z. B. *Perlodes* spp., etwa *P. microcephalus* sowie *Taeniopteryx hubaulti* und *T. auberti*. Die **Trichoptera** sind bezüglich ihrer pH-Empfindlichkeit eine heterogene Gruppe mit Vertretern in fast allen Sensibilitäts-Gruppen. Zu den mäßig empfindlichen gehören u.a. *Glossosoma boltoni* sowie einige *Hydropsyche*-Arten (*H. instabilis* und *H. saxonica*). Als Vertreter der **Coleoptera** ist *Esolus angustatus* hier zu nennen. Unter den **Diptera** sind vor allem *Liponeura*-Arten relativ säureempfindlich, ebenso einige Simuliidae wie *Simulium ornatum* und *S. trifasciatum*. Weitere Indikatoren der Säureklasse 2 siehe Tab. 14-6, Anhang.

### Säuretolerante Taxa (Säureklasse 3):

Hier sind nur noch wenige Vertreter der **Ephemeroptera** zu finden, nämlich *Siphonurus lacustris*, *Leptophlebia marginata* und *Ameletus inopinatus*, letztere ist in Baden-Württemberg die säuretoleranteste Eintagsfliegen-Art. Viele **Plecoptera** gehören in diese Gruppe, z. B. *Amphinemura standfussi*, *A. sulcicollis* und *A. triangularis*, *Capnia vidua*, *Siphonoperla torrentium* und die meisten Bergbach-Arten von *Isoperla* (*I. goertzi*, *I. oxylepis*, *I. rivulorum*). Die **Trichoptera** sind hier sehr zahlreich vertreten, u.a. mit *Rhyacophila tristis*, *Philopotamus montanus*, *P. ludificatus* und *P. variegatus*, *Apatania fimbriata*, *Anomalopterygella chauviniana*, *Ecclisopteryx guttulata* und *E. madida*, *Odontocerum albicorne*, *Lithax niger*, *Silo pallipes* und *Sericostoma personatum*. Unter den **Coleoptera** sind *Elmis aenea*, *Limnius perrisi* sowie *Oreodytes sanmarki* (= *rivalis*) und *Platambus maculatus* hier einzustufen. Die **Diptera** sind mit einigen Taxa vertreten, so u.a. mit *Simulium argyreatum*, *S. maximum* und *S. rheophilum*. Weitere Indikatoren der Säureklasse 3 siehe Tab. 14-6, Anhang.

### Säureresistente Taxa (Säureklasse 4):

Indikatoren meist ganzjährig saurer bis stark saurer Gewässer. Grundsätzlich gilt: diese Organismen sind **nicht**, wie (vielleicht!) manche Kieselalgen, **obligatorisch azidobiont**, d.h. auf das Leben in saurem Milieu angewiesen bzw. auf dieses beschränkt, sondern sie bleiben aus verschiedenen, nicht im Einzelnen bekannten Gründen in stark sauren Gewässern „einfach übrig“, weil sie dort noch leben können. Grundsätzlich sind die Lebensbedingungen in stark sauren Gewässern lebensfeindlich und zwar nicht nur wegen physiologisch wirksamer niedriger pH-Werte oder aufgrund der in der Regel damit verbundenen, oft toxischen Konzentration an Metallen, insbesondere Aluminium, sondern auch wegen des oft in sauren kalkarmen Bächen vorherrschenden niedrigen Gesamtionengehalts, der sich durch geringe elektrolytische Leitfähigkeiten von nicht selten nur 20-30 µS/cm äußert.

In dieser Gruppe von Indikatoren sind **Mollusca**, **Crustacea** und **Ephemeroptera** nicht mehr vertreten. Die Gruppe der säureresistenten Makrozoen (bei pH längerfristig < 5.5) läßt sich in zwei Kategorien untergliedern:

1. **Euryöke** (euryplastische) Arten, die starke Schwankungen verschiedener Umweltfaktoren ertragen. Hierzu zählen: *Nemurella picteti*, *Nemoura cinerea*, *Leuctra nigra*, die in permanent sehr sauren Bächen häufig hohe Dominanzgrade erreichen.

2. **Stenöke** Taxa, die hauptsächlich oligotrophe Bachoberläufe bzw. Quellen besiedeln. Die **Turbellarie** *Polycelis felina* ist in sauren Bächen häufig und verbreitet. Unter den **Oligochaeta** sind *Eiseniella tetraedra* und *Stylodrilus heringianus* in ganzjährig sauren Bächen regelmäßig vertreten, ebenso zahlreiche **Plecoptera** wie *Protonemura auberti*, *Leuctra* spp. (*L. braueri*, *L. inermis*), *Diura bicaudata*, *Arcynopteryx compacta*, *Brachyptera* spp. (*B. risi* und *B. seticornis*), *Capnia nigra* sowie wenige **Trichoptera**, z. B. *Rhyacophila* spp. (*R. evoluta*, *R. fasciata*, *R. glareosa*, *R. oblitterata*, *R. praemorsa*), *Plectrocnemia conspersa* und *P. geniculata*, *Drusus annulatus*, *D. discolor*, *Potamophylax cingulatus* und *P. latipennis*, ebenso *Thremma gallicum*, die als faunistische Besonderheit nur im Schwarzwald, hauptsächlich in basenarmen Buntsandsteinbächen vorkommt. Säureresistent sind auch die **Coleoptera** *Anacaena globulus*, *Agabus guttatus*, die Larven von *Sialis fuliginosa* und bei den **Diptera** einige *Prosimulium* -Arten, z. B. *P. latimucro*, *Dicranota* spp. und *Pedicia rivosa*. Weitere Indikatoren der Säureklasse 4 siehe Tab. 14-6

In Tab. 14-6, Anhang, sind alle Makroinvertebraten aufgelistet, die zur biologischen Indikation des Säurezustandes in Fließgewässern in den letzten Jahren einen Indikatorwert aufgrund vergleichender chemischer und biologischer Untersuchungen erhalten haben. Unter Berücksichtigung neuerer biologischer und chemischer Befunde aus Bayern (BAUER (1998, briefl. Mitt.) und dem Erzgebirge (ARNSCHEIDT (1993), EHLERT (1995), MÄDLER & ARNSCHEIDT (1996)) wurde die Liste der Säureindikatoren (Makrozoobenthos) aktualisiert. Die Liste enthält nunmehr rund 200 Taxa mit eindeutigen Zeigerwerten.

Bei einem Teil der Indikatoren (30 Taxa) liegen bisher aus verschiedenen Bundesländern (Baden-Württemberg, Bayern, Rheinland-Pfalz, Sachsen, Thüringen) unterschiedliche Zeigerwerte vor, die möglicherweise regionale Ursachen haben. Diese 30 Taxa sind in einer „grauen Liste“ aufgeführt.

Die **6 Farbtafeln** im Anhang geben eine Übersicht über eine Auswahl wirbelloser Organismen, die als Zeigerorganismen für den Säuregrad kleiner Fließgewässer verwendet werden. Die Organismen sind nach systematischen Gesichtspunkten geordnet. Für jede Art/Gattung ist der spezifische Zeigerwert angegeben.

#### 7.6.6.1 Auswertung und Bewertung der biologischen Befunde

Aus der Gesamtheit aller Organismen einer Untersuchungsstelle wird zunächst mit einem eigens zur ökologischen Auswertung biologischer Daten an der LfU entwickelten EDV-Programm, das mittlerweile als Windows-Version (KÜHNEL & BRAUKMANN (1998)) erhältlich ist, die Menge aller säureempfindlichen Arten und Gattungen, beginnend mit dem Zeigerwert 1 (säureempfindliche Taxa), addiert. Entweder werden:

- in **Variante 1** die klassifizierten Häufigkeitswerte (7-stufige Häufigkeitsklassen) oder
- in **Variante 2** die Dominanz-Werte (relative prozentuale Anteile der einzelnen Taxa an der gesamten Individuenzahl aller Taxa einer Probe)

aufsummiert.

Die Vorgehensweise bei der Ermittlung der biologischen Säureklasse soll am Beispiel von 2 verschiedenen Bächen erläutert werden (vgl. hierzu die folgenden Tabellen).



**Tab. 7-10:** Beispiel für die Ermittlung des Säuregrades in einem neutralen Gneisbach. – Die Taxa sind sortiert nach: 1. taxaspezifischem Säure-Index, 2. nach Häufigkeit.

PROBESTELLEN NR.: EL844
<b>Zastler, Oberlauf b. Kluseplatz</b>
DATUM DER PROBENAHEME: 29.06.1988
PROBE NR: 3
SUBSTRAT: Grosse Steine (> 15 cm)
FLIESSGESCHWINDIGKEIT: > 0.8 m/s

Taxa, geordnet nach Abundanz						
DIN-Taxon	Taxa	Abundanz (Ind./m <sup>2</sup> )	Dominanz (%)	Häufigkeits-Klasse	Säure-Index	Saprobie-Wert
*	<i>Glossosoma</i> spp.	400	11,7	7	1	1,5
	<i>Agapetus</i> spp.	180	5,3	6	1	k l
	<i>Atherix (Ibisia) marginata</i>	28	0,8	3	1	1,0
*	<i>Habroleptoides modesta</i>	2	0,1	2	1	1,6
	<i>Baetis</i> spp.	1600	46,7	7	2	k l
*	<i>Baetis alpinus</i>	200	5,8	6	2	1,2
	<i>Rhithrogena</i> spp.	120	3,5	5	2	k l
*	<i>Gammarus fossarum</i>	30	0,9	3	2	1,6
	<i>Hydropsyche</i> spp.	30	0,9	3	2	k l
*	<i>Epeorus sylvicola</i>	12	0,4	2	2	1,4
*	<i>Baetis muticus</i>	6	0,2	2	2	1,4
	<i>Ecdyonurus</i> spp.	6	0,2	2	2	k l
*	<i>Ephemerella mucronata</i>	6	0,2	2	2	1,4
*	<i>Liponeura</i> spp.	4	0,1	2	2	1,1
*	<i>Philopotamus</i> spp.	50	1,5	4	3	1,3
	<i>Siphonoperla torrentium</i>	40	1,2	3	3	1,5
*	<i>Esolus angustatus</i>	40	1,2	3	3	1,2
*	<i>Limnius perrisi</i>	40	1,2	3	3	1,4
	<i>Elmis aenea/mauguetii-Gr.</i>	20	0,6	2	3	1,5
	<i>Isoperla</i> spp.	16	0,5	2	3	1,5
	<i>Lithax niger</i>	8	0,2	2	3	1,0
	<i>Haplontaxis gordioides</i>	4	0,1	2	3	1,5
*	<i>Odontocerum albicorne</i>	4	0,1	2	3	1,4
	<i>Chaetopteryx</i> spp.	150	4,4	5	4	k l
*	<i>Polycelis felina</i>	80	2,3	4	4	1,1
	<i>Leuctra</i> spp.	60	1,8	4	4	1,5
	<i>Protonemura</i> spp.	60	1,8	4	4	1,0
	<i>Rhyacophila</i> spp.	30	0,9	3	4	k l
	<i>Drusus discolor</i>	20	0,6	2	4	1,0
	<i>Nemoura</i> spp.	2	0,1	2	4	k l
	<i>Drusus</i> spp.	2	0,1	2	4	1,0
	<i>Chaetopterygopsis maclachlani</i>	2	0,1	2	4	1,0
	Orthoclaadiinae	100	2,9	5	k l	k l
	<i>Hydraena lapidicola</i>	20	0,6	2	k l	k l
	Simuliidae	20	0,6	2	k l	k l
	<i>Perla grandis (maxima)</i>	10	0,3	2	k l	1,0
	Limoniidae	10	0,3	2	k l	k l
	Sericostomatidae	4	0,1	2	k l	k l
*	<i>Rhyacophila (Hyporhyac.)</i> spp.	4	0,1	2	k l	1,5
	Lumbricidae	2	0,1	2	k l	k l
	Limnephilidae	2	0,1	2	k l	k l

k l: kein Indikatorwert

Gesamtzahl der Taxa in der Probe: 41, Gesamt-Individuenzahl in der Probe: 3424/m<sup>2</sup>

**Tab. 7-11:** Beispiel für die Ermittlung des Säuregrades in einem permanent sauren Buntsandsteinbach. – Die Taxa sind sortiert nach: 1. taxaspezifischem Säure-Index, 2. nach Häufigkeit.

PROBESTELLEN NR.: EN205
<b>Dürreychbach, Oberlauf</b>
DATUM DER PROBENAHE: 23.03.1988
PROBE NR. : 1
SUBSTRAT : Große Steine (> 15 cm)
FLIESSGESCHWINDIGKEIT: > 0.8 m/s

Taxa, geordnet nach Abundanz						
DIN-Taxon	Taxa	Abundanz (Ind./m <sup>2</sup> )	Dominanz (%)	Häufigkeits-Klasse	Säure-Index	Saprobie-Wert
	<i>Capnia vidua</i>	4	0,1	2	3	1,0
	<i>Protonemura</i> spp.	1600	55,8	7	4	1,0
	<i>Drusus annulatus</i>	600	20,9	7	4	1,0
	<i>Leuctra</i> spp.	400	14,0	7	4	1,5
*	<i>Polycelis felina</i>	40	1,4	3	4	1,1
	<i>Nemurella picteti</i>	40	1,4	3	4	k l
	<i>Dicranota</i> spp.	30	1,1	3	4	k l
	<i>Chaetopteryx</i> spp.	20	0,7	2	4	k l
*	<i>Leuctra nigra</i>	10	0,4	2	4	1,4
	<i>Plectrocnemia conspersa</i>	6	0,2	2	4	k l
	<i>Potamophylax</i> spp.	4	0,1	2	4	2,0
	<i>Drusus discolor</i>	4	0,1	2	4	1,0
*	<i>Elmis latreillei</i>	4	0,1	2	4	1,1
*	<i>Diura bicaudata</i>	2	0,1	2	4	1,0
	<i>Plectrocnemia geniculata</i>	2	0,1	2	4	1,0
	Simuliidae	100	3,5	5	k l	k l
	<i>Diamesa</i> spp.	2	0,1	2	k l	k l

k l: kein Indikatorwert

Gesamtzahl der Taxa: 17, Gesamt-Individuenzahl: 2868

Die Probe aus dem neutralen Zastlerbach in Tab. 7-10 enthält Taxa aus allen 4 Säureklassen von säureempfindlichen (mit dem Indikator-Wert 1) über mäßig säureempfindliche (2), säuretolerante (3) bis zu säureresistenten Formen (4). Darüber hinaus sind einige Taxa ohne Indikatorwert vorhanden.

Die Probe aus dem sauren Dürreychbach hingegen enthält nur eine säuretolerante Art (mit dem Indikator-Wert 3), die übrigen Taxa sind überwiegend säureresistent (4), einige wenige haben keinen Indikator-Wert.

Die beiden Proben unterscheiden sich nicht nur qualitativ, sondern auch quantitativ im Hinblick auf die Zahl der Taxa. Die Probe aus dem neutralen Zastlerbach weist mehr als doppelt so viele Taxa auf wie diejenige aus dem sauren Dürreychbach.

In der letzten Spalte der Tab. 7-10 und Tab. 7-11 sind zusätzlich die Saprobiewerte der Taxa angegeben, die zur Bestimmung des Saprobien-Index und der Gewässergüteklasse des Saprobien-Systems herangezogen werden. An diesen Werten erkennt man auf den ersten Blick, dass weder der neutrale noch der saure Bach abwasserbelastet ist. Der Saprobien-Index dieser Proben beträgt beim Zastlerbach 1,3 und beim Dürreychbach 1,1. Beide Bäche können demzufolge eindeutig der Gewässergüteklasse I (unbelastet) des Saprobien-Systems zugeordnet werden. Hier wird deutlich, dass die Gewässergüte unabhängig ist vom Säuregrad eines Fließgewässers.

Die Auswertung der Probe und die Bewertung des Säuregrades der Proben geschieht folgendermaßen:

Die Taxa einer Probe werden in erster Priorität nach ihren spezifischen Säure-Indices sortiert, anschließend innerhalb gleicher Index-Bereiche nach steigender Häufigkeit (Abundanz, Dominanz oder Häufigkeitsklasse) geordnet.

Die weitere Auswertung kann theoretisch in zwei unterschiedlichen Varianten erfolgen.

### Variante 1

Die Häufigkeiten der Taxa mit Zeigerwert 1 (Säure-Index 1) werden bis zu einem **Mindestschwellenwert** der **Summe der Häufigkeitsklassen** der betreffenden Indikatoren **von 4 aufsummiert**.

Wird diese Schwelle bereits bei den Indikatoren für Säureklasse 1 erreicht, so kann das Gewässer als **permanent nicht sauer** klassifiziert werden, da genügend viele empfindliche Zeigerorganismen für diese Klasse vorhanden sind.

Wird der Schwellenwert mit den Organismen der Säureklasse 1 nicht erreicht, so wird das Organismenkollektiv anschließend auf die **nächst unempfindlicheren** Tiere der **Säureklasse 2** hin analysiert usw., bis im **Extremfall** der Häufigkeitsschwellenwert bei den Organismen der **Säureklasse 4** (den säureresistenten Taxa) erreicht wird.

Es sei hier darauf hingewiesen, dass die Häufigkeitswerte (Häufigkeitsklassen) innerhalb der einzelnen Säureklassen **kumuliert** werden, d.h. die Werte der Taxa in der Säureklasse 1 werden im Speicher („im Sinn“) behalten, wenn in dieser Säureklasse der Schwellenwert nicht erreicht wird. Zu diesen werden dann diejenigen der folgenden Säureklassen bis zum Erreichen des Schwellenwertes hinzu addiert.

Wenn die Mindesthäufigkeit auch bei Säureklasse 4 nicht erreicht wird, ist keine Indikation möglich.

### Variante 2

Als alternative Variante zur Addition von Häufigkeitsklassen wurden ursprünglich bei der Entwicklung des Verfahrens die **Dominanzwerte** der einzelnen Taxa je Säureklasse bis zu einer **Dominanz-Summe von 10%** addiert.

Das **Prinzip dieses Bewertungsverfahrens** unterscheidet sich grundlegend von demjenigen des Saprobienindex. Es wird nicht, wie beim Saprobienindex, ein Mittelwert aus den Zeigerwerten aller Indikatororganismen einer Untersuchungsstelle gebildet, sondern es wird eine Bewertung nach dem **Prinzip maximaler Empfindlichkeit von Bioindikatoren** gegenüber einem vorherrschenden ökologischen Umweltfaktor, hier gegenüber dem Säuregrad des Wassers, vorgenommen.

## 7.6.6.2 Grundprinzip der biologischen Säurezustandsbewertung

Das geschilderte Verfahren führt jedoch nur in kalkarmen und unbelasteten Fließgewässern der Güteklasse I und I-II zu plausiblen Einstufungen, weil ausschließlich elektrolytarme Bäche untersucht wurden und die dort vorkommenden Taxa an den chemischen Eigenschaften dieser Gewässertypen „geeicht“ sind. Eine biologische Indikation des Säurestatus ist überdies auch nur in solchen kalkarmen Bächen sinnvoll, denn kalkreiche und/oder mäßig bis stärker abwasserbelastete Gewässer sind generell (wegen der Pufferwirkung des

Abwassers) nicht sauer, womit sich eine Bewertung des Säuregrades an derartigen Gewässern erübrigt.

### 7.6.6.3 Beziehungen zwischen biologischer Säureklasse und chemischen Messgrößen

Im Verlauf der Untersuchungen zur biologischen Säureindikation wurden die empirisch ermittelten biologischen Säureklassen mit den parallel erhobenen chemischen Kenngrößen verglichen. Die folgenden beiden Graphiken (Abb. 7-84 und Abb. 7-85) illustrieren die statistischen Beziehungen zwischen den biologischen Säureindices und den chemischen Parametern elektrische Leitfähigkeit, Säurekapazität, pH-Wert und Aluminium mittels Boxplots. Die Darstellungen basieren auf rund 120 parallelen biologischen und chemischen Einzelerhebungen bzw. -messungen an insgesamt 58 Silikatbächen in Buntsandstein-, Granit- und Gneisgebieten des Schwarzwaldes.

Die Diagramme fassen auf anschauliche Weise die klar voneinander abgrenzbaren Wertebereiche der einzelnen chemischen Messgrößen für die 4 unterschiedenen Säureklassen zusammen. Die Boxplots aller chemischen Parameter belegen, dass die oben vorgestellten Abgrenzungen der biologischen Säureklassen diskrete, kaum überlappende Bereiche umfassen, die gut mit den chemischen Eigenschaften der betreffenden Bächen korrespondieren. Die Diagramme der Wertebereiche für die elektr. Leitfähigkeit, Säurekapazität, den pH-Wert und das Aluminium sprechen für sich und sollen hier nicht nochmals im Text als Zahlenwerte genannt werden.

Man erkennt an den Bildern Abb. 7-84 und Abb. 7-85, welche Spannweite z. B. bei der Säurekapazität und dem Aluminium-Gehalt zwischen Säureklasse 1 und 4 liegt. Aus den Bildern wird ersichtlich, dass in denjenigen Gewässern, die so gut wie kein Puffervermögen besitzen, die deshalb sehr sauer sind und demzufolge für viele Organismen lethal toxische Konzentrationen an Aluminium aufweisen. Aus diesen Gründen treten dort die tiefgreifendsten ökologischen Schäden durch die Gewässerversauerung auf, deren Wirkung auf die benthischen Zoozönosen mit dem hier vorgestellten biologischen Indikationsverfahren beurteilt werden kann

### 7.6.6.4 Anwendungsbereich des Verfahrens

Das Verfahren wurde mit den beiden Varianten Häufigkeitsklassen-Summe und Dominanz-Summe dem Arbeitskreis der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA-AK) „Biologische Gewässerbewertung“ als Standard-Verfahren zur bundeseinheitlichen biologischen Bewertung des Säurezustandes kleiner Fließgewässer vorgeschlagen.

Intensive Diskussionen mit Bearbeitern in anderen Bundesländern und mit Kollegen im o.g. LAWA-AK ergaben, dass das Dominanz-Verfahren für einige Bearbeiter nicht anwendbar war, weil diese bei der biologischen Erhebung nur Häufigkeitsklassen und keine Individuenzahlen bestimmt hatten. Deshalb wurde für eine bundesweite Anwendung der Variante der Häufigkeits-Summen der Vorzug gegeben.

Das Verfahren wurde 1996 von der LAWA den Bundesländern als Standardverfahren zur biologischen Bewertung des Säurestatus von kleinen, kalkarmen Fließgewässern empfohlen. Es soll im Rahmen der Weiterentwicklung biologischer Bewertungsverfahren vom gegenwärtigen DIN-Arbeitskreis als DIN-Verfahren (DIN 38 410) festgeschrieben werden.

Die Auswertung der Befunde erfolgt in allen Bundesländern aufgrund der Gesamt-Taxaliste (Tab. 14-6) anhand der Taxa mit eindeutiger Einstufung. Bei Untersuchungen in anderen geographischen Gebieten sollten die Einstufungen der „grauen Liste“ durch kritische Vergleichs-Untersuchungen überprüft werden mit dem Ziel, letztlich eine möglichst umfassende, einheitliche Bewertungsbasis zu erhalten, die sich für die Kartierung des Säurezustands als sachlich korrekt und methodisch praktikabel erweist.

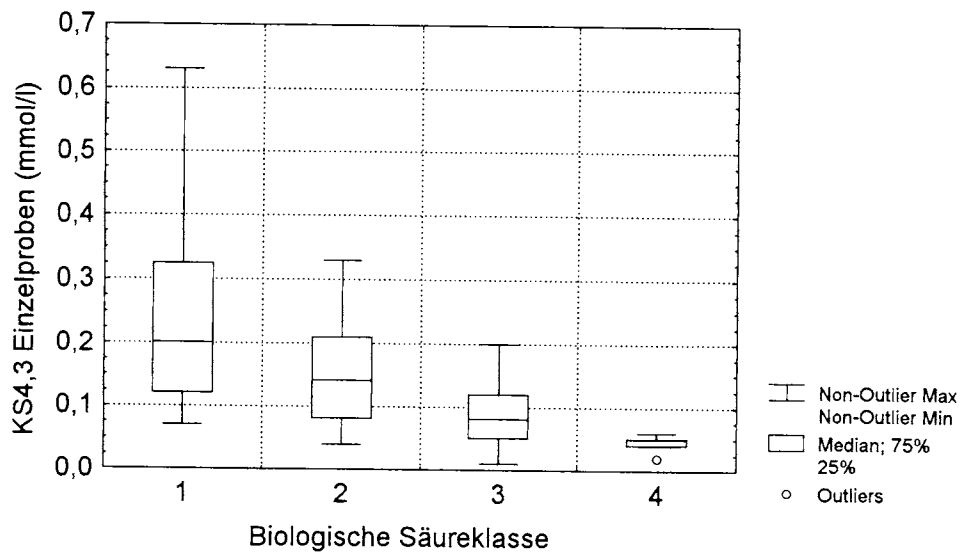
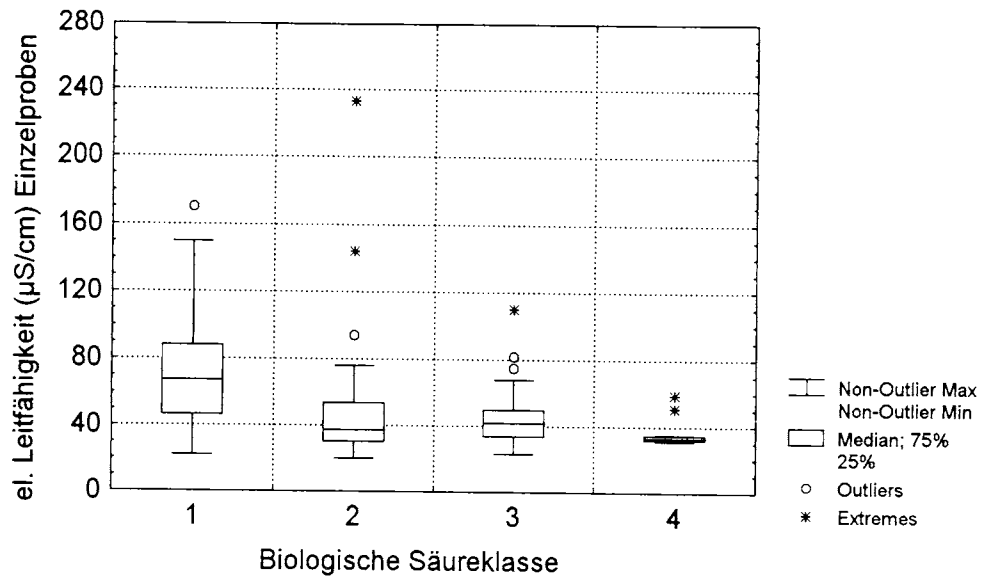
In der vorliegenden Form des Verfahrens einer biologischen Indikation des Säurezustands von Fließgewässern mit Makroinvertebraten wurde die Skalierung zunächst nur vierstufig gehalten, da die bisher vorliegenden Daten eine differenziertere Einstufung dieser Organismengruppe nicht erlauben.

### 7.6.7 Kartographische Darstellung der Ergebnisse

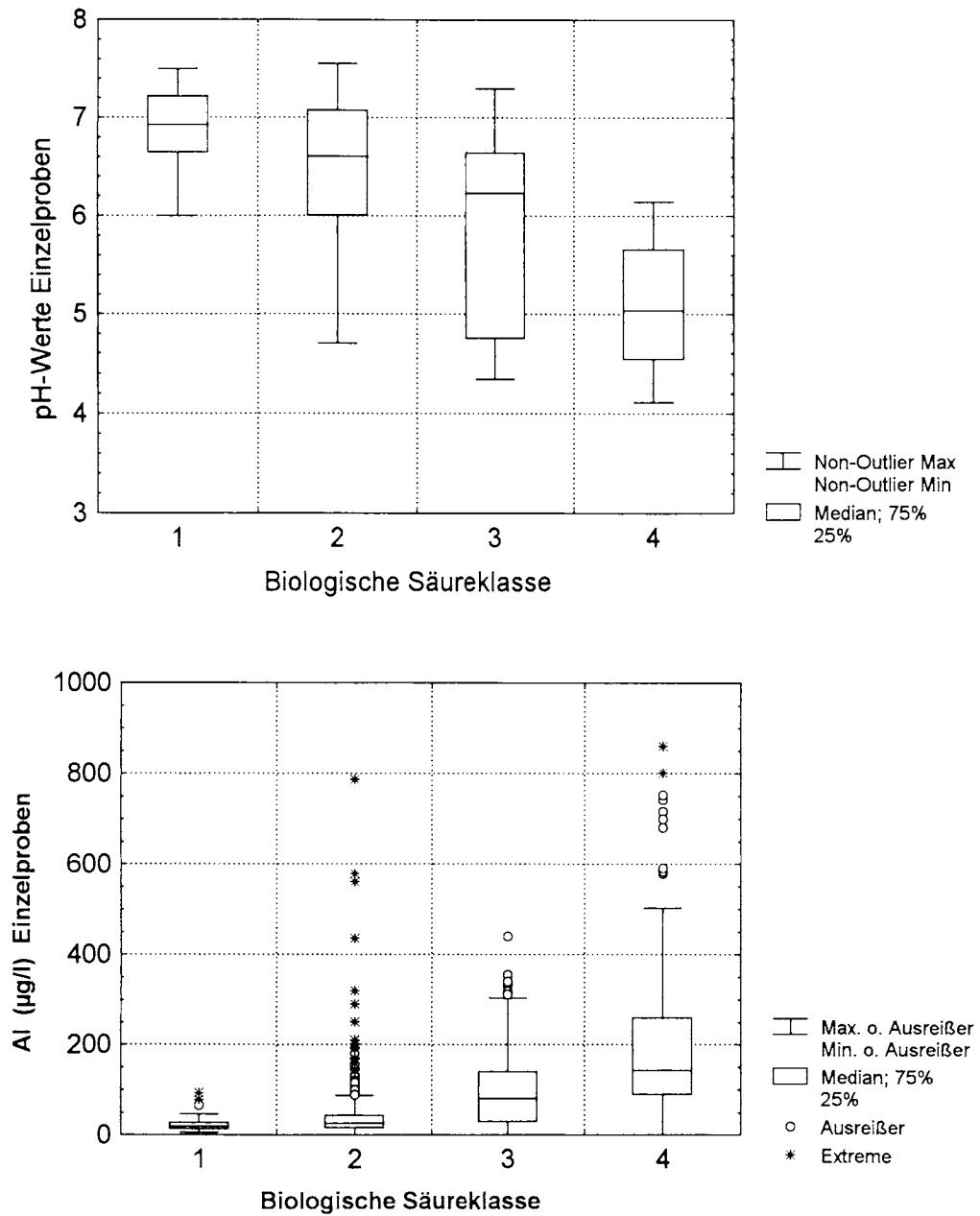
Der Grad der Säurebelastung der Gewässer wird analog zum Grad der Abwasserbelastung in einer Karte des aktuellen Säurezustandes der Fließgewässer durch Farbbänder gekennzeichnet, die über die bewerteten Wasserläufe gelegt werden. Die Säureklassen werden wie folgt definiert und es werden folgende Farben verwendet:

#### **Säureklassen**

1. blau = permanent nicht saure Gewässer mit hohen Artenzahlen und vielen säureempfindlichen Arten
2. grün = episodisch schwach saure Gewässer, relativ artenreich, säureempfindliche Arten weitgehend vorhanden
3. gelb = periodisch saure Gewässer (kritischer Säurezustand, deutliche ökologische Schäden), reduzierte Artenzahl, kaum säureempfindliche Arten vorhanden
4. rot = permanent saure Gewässer (starke ökologische Schäden), sehr geringe Artenzahl, keine säureempfindlichen Arten vorhanden



**Abb. 7-84:** Chemische Charakteristik der vier biologisch bestimmten Säureklassen anhand der elektr. Leitfähigkeit und der Säurekapazität. Anzahl Proben: elektr. Leitfähigkeit 119,  $K_{S4,3}$  119, Anzahl Bäche: jeweils 58.



**Abb. 7-85:** Chemische Charakteristik der vier biologisch bestimmten Säureklassen anhand des pH-Wertes und des Aluminiums. - Anzahl Proben: pH 119, Al<sup>3+</sup> 85, Anzahl Bäche: jeweils 58

Auf diese Weise wurden von 1985 bis 1988 mit dem Verfahren der **Dominanz-Summe** von 10% als Schwellenwert für das Bundesgebiet erstmalig rund 300 Untersuchungsstellen an elektrolytarmen, säuresensitiven Fließgewässern im Schwarzwald mit diesem biologischen Verfahren bewertet. Die Ergebnisse wurden erstmals im Jahr 1991 gemeinsam mit der Gewässergütekarte des Landes Baden-Württemberg in Form von zwei regionalen Säurestatus-Karten der Schwarzwaldtäler veröffentlicht (UM & LFU (1992)).

Wie in den im Anhang enthaltenen Säurekarten und einem Auszug aus der Gütekarte von 1991 desselben Gebiets auf der Säurekarte 1 (Nordschwarzwald) zu sehen ist, erscheinen die Farben beider thematischen Karten entlang der Fließgewässer flussabwärts geradezu umgekehrt. Während die Gewässergüte flussabwärts in der Regel abnimmt, zumindest nach Einleitungen durch Kläranlagen, verbessert sich infolge zunehmender Pufferkapazität aus dem größer werdenden Einzugsgebiet der in Quellnähe oft kritische Säuregrad kalkarmer Bachoberläufe flussabwärts.

### 7.6.8 Ergebnisse der ersten biologischen Säurekartierung

#### **Beschreibung des Säurezustandes der Bäche im Schwarzwald anhand der ersten Kartierung von 1991**

Die sauersten Gewässer liegen in der sehr kalkarmen Region des Buntsandsteins im Nordschwarzwald. Die bedeutsamsten Flusssysteme Murg und Enz dort sind mit nahezu all ihren höher gelegenen, vorwiegend quellnahen Waldbachzuflüssen deutlich periodisch bis permanent sauer bzw. stark sauer. Der Einfluss sauren Wassers auf die Lebensgemeinschaften des Makrozoobenthos läßt sich in beiden Flusssystemen bis in den oberen Mittellauf nachweisen. In den höheren Lagen beider Flussgebiete gibt es kleine Bäche, die ganzjährig sehr stark sauer sind. Ihr pH-Wert liegt das ganze Jahr über merklich unter 5,0. Säureempfindliche Organismen fehlen dort völlig. Mit bachaufwärts zunehmendem Säuregrad werden die Gewässer immer artenärmer und die Besiedlungsdichte des Makrozoobenthos nimmt immer mehr ab. Das gleiche gilt für andere „Bioindikatoren“-Gruppen wie Kieselalgen oder Fische.

Nur geringfügig besser stellt sich die Situation in den Granitregionen des mittleren Schwarzwaldes dar. Bäche aus dem ebenfalls sehr kalkarmen, nur schwach gepufferten Urgestein des Granit reagieren ebenfalls deutlich sauer.

Im Vergleich zum nördlichen und mittleren Schwarzwald erweist sich die Situation im basenreicheren Gneisgebiet des Südschwarzwaldes, das regional mit Granitarenalen durchsetzt ist, als deutlich günstiger. Nur in vorwiegend granitischen Bachgebieten sind Bachoberläufe permanent sauer. Einige wenige Bäche in Gneisarenalen wurden als periodisch kritisch sauer eingestuft. Die meisten untersuchten Gneisbäche erwiesen sich als ganzjährig nicht sauer oder höchstens episodisch leicht sauer. Dies gilt auch für die dem atmosphärischen Schadstoffeintrag am stärksten exponierten Bäche am Westhang des Schwarzwaldes. Im wesentlichen hängt diese gegenwärtig noch günstigere Situation im Südschwarzwald einerseits mit der besseren Pufferfähigkeit des Gneisgesteins infolge seines höheren Gehalts an basischen Kationen zusammen, andererseits wirkt sich auch der höhere Anteil an Mischwald in den dortigen Bacheinzugsgebieten positiv auf das pH-Regime der Bäche dieser Region aus. Das weitgehend ungestörte artenreiche biologische Besiedlungsbild vieler Gneisbäche des südlichen Schwarzwaldes deutet darauf hin, dass die natürliche Pufferkapazität dieser Gebiets die Bäche noch ausreichend vor ökologischen Schäden durch Versauerung schützt. Die oben erwähnten Langzeit-Untersuchungen sollen



eine Früherkennung eventueller Versauerungserscheinungen der Fließgewässer dieses Raums ermöglichen.

Für die vorliegenden beiden Karten (vgl. Säurekarten) wurde eine repräsentative Auswahl von rund 300 Bächen untersucht und bewertet. Diese biologischen Säurekarten vermitteln hiermit einen überschlägigen Eindruck von regionalen Schwerpunkten dieses bislang nicht dokumentierten Aspekts anthropogener Gewässerbelastung.

### **Anmerkung zur Methodik der Datenauswertung für die Säurekarte 1998**

Im Rahmen einer zweiten biologischen Untersuchungsreihe in versauerungsempfindlichen Gebieten Baden-Württembergs (Schwarzwald und Odenwald, Sandstein-Keuper) wurden insgesamt rund 450 Untersuchungsstellen beprobt. Untersuchungszeiträume waren die Frühjahre 1993 bis 1995. Die Artenlisten der Untersuchungsstellen wurden nach der gleichen Methode ausgewertet wie bei der erstmaligen Bewertung des Säurezustands auf biologischer Grundlage für die Säurekarte 1991. Für jede Probe wurden einerseits die Dominanzen aller Taxa berechnet und kumulativ bis zu einem Schwellenwert von 10%-Dominanz-Summe addiert, beginnend mit den empfindlichsten Zeigern der Säureklasse 1. Außerdem wurden die Häufigkeitsklassen-Summen für alle Taxa berechnet. Schwellenwert war die Häufigkeitsklassen-Summe 5. Aus Gründen der methodischen Vergleichbarkeit mit der ersten Säurekartierung in Baden-Württemberg mußte mit den gleichen Schwellenwerten wie damals operiert werden. Bei niedrigeren Schwellenwerten (Häufigkeitsklassen-Summe 4 oder gar 3), wie in der Verfahrensbeschreibung für die LAWA zur bundesweiten Anwendung vereinbart, kommen „bessere“ Bewertungsergebnisse zustande als mit der Klassen-Summe 5. Die niedrigeren Zahlen spiegeln die ökologische Situation nach den Erfahrungen in baden-württembergischen Fließgewässern jedoch nicht korrekt wider. Mit der niedrigen Häufigkeits-Summe von 3, die im Extremfall drei Einzelexemplaren, z. B. säuresensitiver Taxa, entspricht, wird der Schwellenwert zu rasch erreicht. Die Folge ist ein für die Bewertung des Säurezustandes zu gutes Ergebnis.

## **7.6.9 Aktueller Säurezustand der Bäche in Schwarzwald und Odenwald**

Für die nunmehr erstellten drei aktuellen biologischen Säurekarten konnten ebenso wie bei der ersten Kartierung im Jahre 1991 bei weitem nicht alle quellnahen Bachoberläufe des Schwarzwaldes untersucht werden. Mit über 450 untersuchten Bachabschnitten, die diesen Säurekarten zugrunde liegen, kann aber wiederum ein Überblick über die regionalen Schwerpunkte des gegenwärtigen Säurestatus empfindlicher Fließgewässer in Baden-Württemberg gegeben werden.

Die Analyse, Auswertung und Bewertung der biologischen Befunde wurde wie erstmals 1991 wiederum als vierfarbige Bandkarte des biologisch ermittelten Säurezustandes dargestellt. Für die vier Untersuchungsgebiete Odenwald, Nordschwarzwald, mittlerer und südlicher Schwarzwald ergibt sich folgendes Bild.

### **7.6.9.1 Odenwald**

Die Bäche des Odenwaldes wurden erstmals für die vorliegende Säurekarte biologisch untersucht und bewertet. Die überwiegende Zahl der Buntsandstein-Odenwaldbäche wurde in die Säureklasse 2 eingestuft, d.h. sie sind episodisch leicht sauer. Ihre benthischen Lebensgemeinschaften sind durch relativ hohe Artenzahlen ausgezeichnet und weisen eine

für nicht abwasserbelastete Bäche typische Artenzusammensetzung auf. Säureempfindliche Gruppen, wie z. B. Eintagsfliegen, kommen regelmäßig und mit mehreren Arten vor. Auch die ebenfalls säuresensitive Gattung *Gammarus* (hauptsächlich *G. fossarum*) ist regelmäßig vorhanden.

Eine Zwischenstellung zwischen den permanent stark sauren und den nur episodisch leicht sauren Bächen nehmen wenige periodisch kritisch saure Bäche der Säureklasse 3 (in der Säurekarte gelb dargestellt) ein, wie der quellnahe Oberlauf der Elz, der oberste Abschnitt des Trienzbachs, der Mühlhangbach, der Schafbach und der Hasselbach.

Nur wenige kleine Bäche, wie der Dürr-Ellenbach und der Katzenbach sind als permanent sauer einzustufen (Säureklasse 4, in der Säurekarte rot). In diesen permanent sauren Bächen fehlen die säureempfindlichen Gruppen der Eintagsfliegen sowie *Gammarus* und alle Mollusken völlig. Die Artenzahl benthischer Makroinvertebraten ist in diesen Bächen deutlich vermindert. Auch die Individuendichte ist merklich geringer als in den nicht oder nur episodisch leicht sauren Bächen.

Die sauren Bäche des Buntsandstein-Odenwaldes zeichnen sich vor allem durch Einzugsgebiete aus, die überwiegend von Fichtenforsten geprägt sind. Diese verstärken den geologischen Einfluss der Säureempfindlichkeit auf die Gewässer dieses Gebietes.

Der Säurestatus der Buntsandstein-Odenwaldbäche ist wegen seiner kleinräumig wechselhaften Vegetationsbedeckung durch ein inselartiges, nur sehr zerstreutes Auftreten weniger, meist sehr kleiner, stark saurer Bäche gekennzeichnet. Diese Situation unterscheidet sich deutlich von den Verhältnissen der im folgenden Kapitel beschriebenen Buntsandsteinregion des Nordschwarzwaldes.

Auf der Säurekarte des Odenwaldes werden auch einige südlich und westlich angrenzende Bäche dargestellt, die anderen Naturräumen angehören. Die Keuperbäche des südlich an den Odenwald angrenzenden Kraichgau und der nördlich angrenzenden Region der Oberrheinebene sind im Gegensatz zu den Odenwaldbächen ausnahmslos nicht sauer (Säureklasse 1). Sie erscheinen in der Säurekarte in blauer Farbe. Diese sehr elektrolytreichen Bäche zeigen infolge ihrer sehr guten Pufferung keinerlei Anzeichen von Versauerung.

### 7.6.9.2 Schwarzwald

Die sauersten Gewässer liegen in der sehr kalkarmen Region des **Buntsandsteins** im **Nord-schwarzwald**.

Nach wie vor befindet sich das Zentrum der aktuellen Säurebelastung in den Einzugsgebieten der Enz und der Murg. Diese Regionen liegen überwiegend im mittleren Buntsandstein, der besonders elektrolytarmer Bäche hervorbringt. Eine Übersicht über die elektrische Leitfähigkeit der Schwarzwaldbäche gibt Abb. 7-20. Aus dieser Abbildung geht hervor, dass die Bäche mit sehr niedrigen Leitfähigkeiten (30 - 80  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , orange Punkte) und solche mit extrem niedrigen Leitfähigkeiten (<30  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , rote Punkte) in diesen Gebieten gehäuft vorkommen. Anzumerken ist, dass es sich bei diesen Werten um Mittelwerte aus mehrjährigen Messreihen handelt. Diese elektrolytarmen Bäche besitzen eine sehr geringe bis extrem geringe Pufferkapazität gegenüber atmosphärisch eingetragener Säure und reagieren deshalb sowohl chemisch als auch biologisch sehr empfindlich auf die anthropogene Säurebelastung.

Aufgrund der **biologischen** Erhebungen in den säuresensitiven Schwarzwaldregionen erweisen sich **Murg** und **Enz** mit vielen kleineren Waldbachzuflüssen als deutlich periodisch sauer (Säureklasse 3, gelb) bis teilweise permanent stark sauer (Säureklasse 4, rot). Der

Einfluss sauren Wassers auf die Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos läßt sich auch noch in den Oberläufen beider Flüsse nachweisen. In den ganzjährig stark sauren, in höheren Lagen beider Flussgebiete gelegenen kleinen Bächen fehlen säureempfindliche Organismen immer noch weitgehend.

Im Vergleich zum nördlichen und mittleren Buntsandstein-Schwarzwald erweist sich die Situation im basenreicheren **Gneisgebiet** des **Südschwarzwaldes** als deutlich günstiger. Nur in vorwiegend **granitischen** Regionen um das Einzugsgebiet der **Haslach** herum wurden einige wenige Bachoberläufe mit extrem niedriger Leitfähigkeit als periodisch kritisch sauer eingestuft (**Elzoberlauf, Hirzbach, Geisbächle**). Permanent sauer sind nur die **Haslach** im Oberlauf, **Hinterbauernbach** und **Hirschbächle**. Die meisten untersuchten Gneisbäche erwiesen sich als ganzjährig höchstens episodisch leicht sauer. Dies gilt auch für die dem atmosphärischen Schadstoffeintrag am stärksten exponierten Bäche am Westhang des Schwarzwaldes. Im wesentlichen hängt diese günstigere Situation im Südschwarzwald einerseits mit der besseren Pufferfähigkeit des Gneisgesteins, andererseits mit dem höheren Anteil an Mischwald in den Bacheinzugsgebieten zusammen. Das weitgehend ungestörte artenreiche biologische Besiedlungsbild vieler Gneisbäche des südlichen Schwarzwaldes deutet darauf hin, dass die natürliche Pufferkapazität dieser Region die Bäche ausreichend vor ökologischen Schäden durch Versauerung schützt.

#### 7.6.10 Entwicklungstendenzen des Säurezustands seit 1991

Im Vergleich mit der ersten Säurekarte Baden-Württembergs von 1991 zeigt sich auf der Grundlage biologischer Erhebungen in den vorliegenden Karten des Schwarzwaldes eine Verbesserung des Säurezustands in folgenden Gebieten: Im Oberlauf der **Murg** und ihren Zuflüssen ist die Länge der stark säurebelasteten Abschnitte deutlich zurückgegangen. Gleiches gilt für das Einzugsgebiet der oberen **Enz** mit ihren Hauptzuflüssen.

In beiden Einzugsgebieten sind allerdings immer noch längere gelbe Gewässerabschnitte der Säureklasse 3 (kritische periodische Säurebelastung) vorhanden. Insgesamt hat sich jedoch der Säurezustand in den genannten sensitiven Gewässerregionen sichtbar entspannt.

Auch in den säuresensitiven Granitregionen des mittleren und südlichen Schwarzwaldes hat sich der Säurestatus gegenüber der ersten Kartierung verbessert. Mit Ausnahme der **Haslach** beschränken sich in dieser Region nunmehr die gelben, kritisch sauren Fließgewässerabschnitte auf wenige kurze, quellenahere Strecken. Auch im Südschwarzwald zeigt sich also insgesamt ein vergleichbarer Trend zum Rückgang der Versauerung

Der Rückgang der Versauerung im Schwarzwald steht im engen Zusammenhang mit der merklichen Verminderung der Schwefeldioxidbelastung der Luft in den letzten Jahren etwa ab 1987 (LfU (1997), UMEG (1997)).

Die Auswertung der in diesem Zusammenhang gemessenen chemischen Daten zeigt, dass z. B. das **Sulfat**, das als korrespondierendes Anion der Schwefelsäure als ein Indikator für eine Gewässerversauerung gilt, in sehr kalkarmen, empfindlichen Bächen im Zeitraum von 1986 bis 1996 um rund 30 % abgenommen hat. Gleichzeitig ist der pH-Wert dieser Bäche leicht angestiegen. Der Verlauf der Sulfat-Entwicklung wurde bereits im Kapitel Chemie u.a. am Beispiel des Kaltenbachs, eines der am stärksten versauerten Bäche des Schwarzwaldes, in Abb. 7-62 dargestellt. Diese im Bachwasser gemessenen Sulfat-Konzentrationen spiegeln mit sehr guter Übereinstimmung die Entwicklung der Schwefeldioxid-Belastung der Luft wider, wie sie im jüngsten Umweltbericht der LfU (1997) in Abb. 6, S 71 dokumentiert wurde.

Die biologische und chemische Entwicklung des Säurestatus zum Besseren ist sicherlich eine Folge der Luftreinhaltemaßnahmen, vor allem der Verringerung der Schwefeldioxid-

Emissionen, die durch den Rückgang der Sulfatgehalte in den letzten 11 Jahren am Kaltenbach nachgewiesen werden konnte.

Der in vielen Bachoberläufen des Nordschwarzwaldes allerdings immer noch kritische Säurestatus steht möglicherweise im Zusammenhang mit der mehr oder weniger unverändert hohen Stickstoffoxidbelastung der Luft, die hauptsächlich durch den Kraftfahrzeugverkehr hervorgerufen wird. Nach HINDERER & EINSELE (1998) verläuft die nasse und trockene Umsetzung der Stickoxidgase in der Atmosphäre zu Salpetersäure etwa zehnmal schneller als diejenige des Schwefeldioxids zu Schwefelsäure. Daher erfolgt die Deposition von Salpetersäure, die letztlich vom regionalen und lokalen Kraftfahrzeugverkehr verursacht wird, bereits viel emittentennäher als bei der Schwefelsäure, deren Lufttransportwege bis 2000 km betragen.

Das bedeutet, dass diese im näheren Umfeld des Schwarzwaldes erzeugte Stickoxidbelastung der Luft sich auch dort unmittelbar auf die Gewässer auswirkt. Die Salpetersäurebelastung durch den Verkehr ist deshalb gegenwärtig als die Hauptursache für den regional immer noch kritischen Säurezustand im Schwarzwald anzusehen.

Deshalb besteht nach wie vor die Notwendigkeit, die weitere Entwicklung der Gewässerversauerung im Rahmen des bestehenden Langzeitprogramms weiter zu beobachten.

### 7.6.11 Mögliche Weiterentwicklung des Verfahrens

In den letzten Jahren wurde das vorgestellte Verfahren der biologischen Säureindikation über Baden-Württemberg hinaus in einigen Bundesländern (Bayern, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Sachsen, Niedersachsen, Thüringen) einer kritischen Anwendung unterzogen.

Mit dem hiermit vorgelegten biologischen Indikationsverfahren auf der Grundlage von Makroinvertebraten kann an versauerungsempfindlichen oder -gefährdeten Regionen eines Bundeslandes eine ökologische Übersicht über den aktuellen Säurestatus gewonnen werden. In hiermit ausgewiesenen, besonders geschädigten Gebieten könnte etwa mit Diatomeen möglicherweise Aussagen über den Grad anthropogener Versauerung getroffen werden. Wesentlich bei einer entsprechenden Entwicklung eines Indikationsverfahrens mit Diatomeen ist, dass die Ergebnisse kompatibel mit dem des Makroinvertebraten-Verfahrens sind (vgl. hierzu ARZET & STEINBERG (1983), ENGELBERG (1987), HOFMANN (1993), DAHINTEN (1993), CORING (1993), ALLES (1998)).

**Gewässerversauerung ist ein Prozeß**, der sich über Jahrzehnte oder gar Jahrhunderte hinweg abspielt. Dieser Prozeß läßt sich prinzipiell nicht durch aktuelle Messungen des Ist-Säurezustandes erfassen, sondern nur durch den Vergleich heutiger biologischer und chemischer Daten mit Daten aus der Vergangenheit (vgl. Kap. Diatomeen). Durch die hiermit vorgestellten mehrjährigen chemischen und biologischen Ergebnisse konnte sowohl eine Versauerung elektrolytarmer Bäche in Baden-Württemberg in den Jahren 1969 bis 1987 als auch ein anschließender langsamer Rückgang der Gewässerversauerung belegt werden.

## 8 Längszonale Aspekte zoözoologischer Typisierung

Nachfolgend wird ein weiterer Ansatz vorgestellt, nach dem man benthische Zoozönosen von Fließgewässern über regionale geochemische Gesichtspunkte hinaus typisieren und charakterisieren kann, nämlich die längszonale Typologie. Dieser typologische Ansatz ist in der limnologischen Literatur, wie eingangs erwähnt, bereits sehr früh verfolgt worden.

Einige vorläufige Resultate zözoologischer Analysen werden im folgenden auf der hydrologischen Grundlage von Fließgewässer-Formationen (Zonen) vorgestellt.

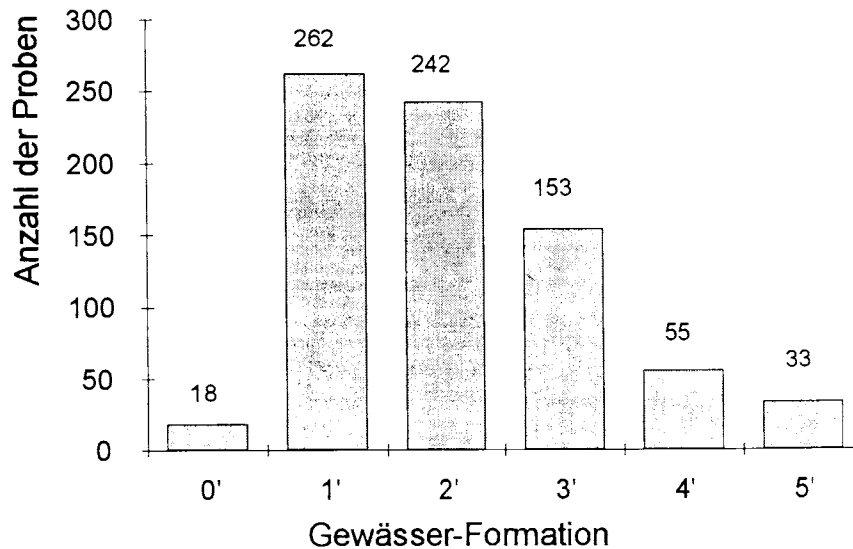
Unter Gewässer-Formationen ist nach OTTO & BRAUKMANN (1983) in Anlehnung an HORTON (1945) und STRAHLER (1957) eine hydrologisch definierte Hierarchie der Fließgewässer-Systeme in Form von Ordnungen von den Quellgerinnen über die Bäche bis zu den Strömen zu verstehen (vgl. Methodik). Abb. 1-4 zeigt die Gliederung eines Fließgewässer-Systems in Formationen.

Kopfpunkte eines Gewässersystems kennzeichnen den hydrologischen Beginn der 1' Formation, der eigentlichen Bäche. Oberhalb der Kopfpunkte gelegene Gewässer werden als Quellgerinne bezeichnet und erhalten die Formation 0' (Null). In Abb. 8-2 sind die Beziehungen einiger physiographischer Faktoren zu den Formationen von 763 Fließgewässern in Baden-Württemberg dargestellt, von denen die nachfolgenden Struktogramme der zonalen Organismenverteilung über 6 Fließgewässer-Formationen (in Abb. 8-3 bis Abb. 8-5) zusammengestellt wurden.

In Abb. 8-2 (oben) ist der formationsbezogene mittlere Abfluss wiedergegeben. Abb. 8-2 (Mitte) stellt in vergleichbarer Weise die Beziehung der Formationen zu ihrem mittleren Talgefälle dar. In Abb. 8-2 (unten) ist die Verteilung der Höhenlage der Untersuchungsstellen (in m über Meereshöhe) über die untersuchten Gewässerformationen dargestellt.

Die Verteilung aller biologischen Proben, die im Wesentlichen den artenreichsten Spätherbst- und Frühjahrsaspekt der Makrozoobenthos-Gemeinschaften widerspiegeln, über das Spektrum der Formationen 0' (kleine Quellgerinne) bis 5' (Flüsse, incl. Neckar), ist in Abb. 8-1 verdeutlicht. Grundsätzlich wurden nur Proben von Gewässerstrecken ausgewertet, deren Saprobienindex geringer als 2,3 ist, die damit also noch der Güteklasse II angehören.

Die zözoologischen Struktogramme der zonalen Verteilung benthischer Makroinvertebraten über die 6 Fließgewässer-Formationen (Abb. 8-3 bis Abb. 8-5) basieren auf einem Datenmaterial, das insgesamt 639 Taxa umfasst. Aus dieser Gesamtheit wurden analog zu den Darstellungen des Güteaspekts (s.o.) nur die 209 repräsentativsten Taxa (in Kombination von relativer Häufigkeit und der formationsbezogenen Stetigkeit) abgebildet. Die Listen wurden wiederum nach Arten (n = 115), Gattungen (n = 69), und Familien (n = 25) gegliedert.

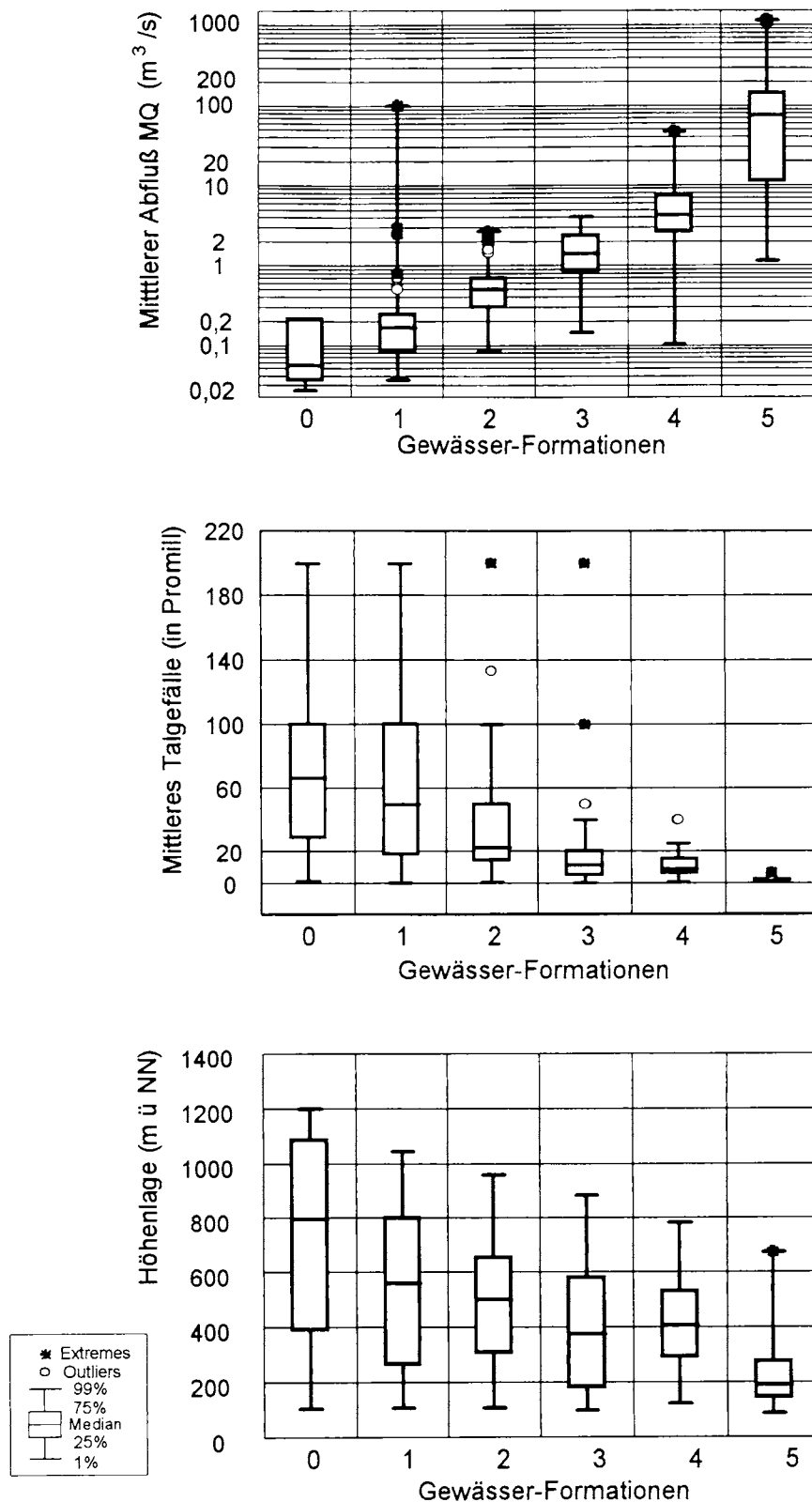


**Abb. 8-1:** Verteilung von 763 biologischen Proben über 6 Formationen ausgewählter Fließgewässer in Baden-Württemberg. - Es wurden nur Proben aus den Monaten November bis Mai mit einem Saprobienindex kleiner 2.3 berücksichtigt.

Ähnlich wie beim im folgenden Kapitel dargestellten Güteaspekt zeigt sich auch bei der längszonalen Verteilung der häufigsten Makroinvertebraten über die Formationen, dass mit abnehmender taxonomischer Bestimmungsgenauigkeit die zoözönotischen Aussagen zur Formationsbindung der Taxa immer unschärfer werden.

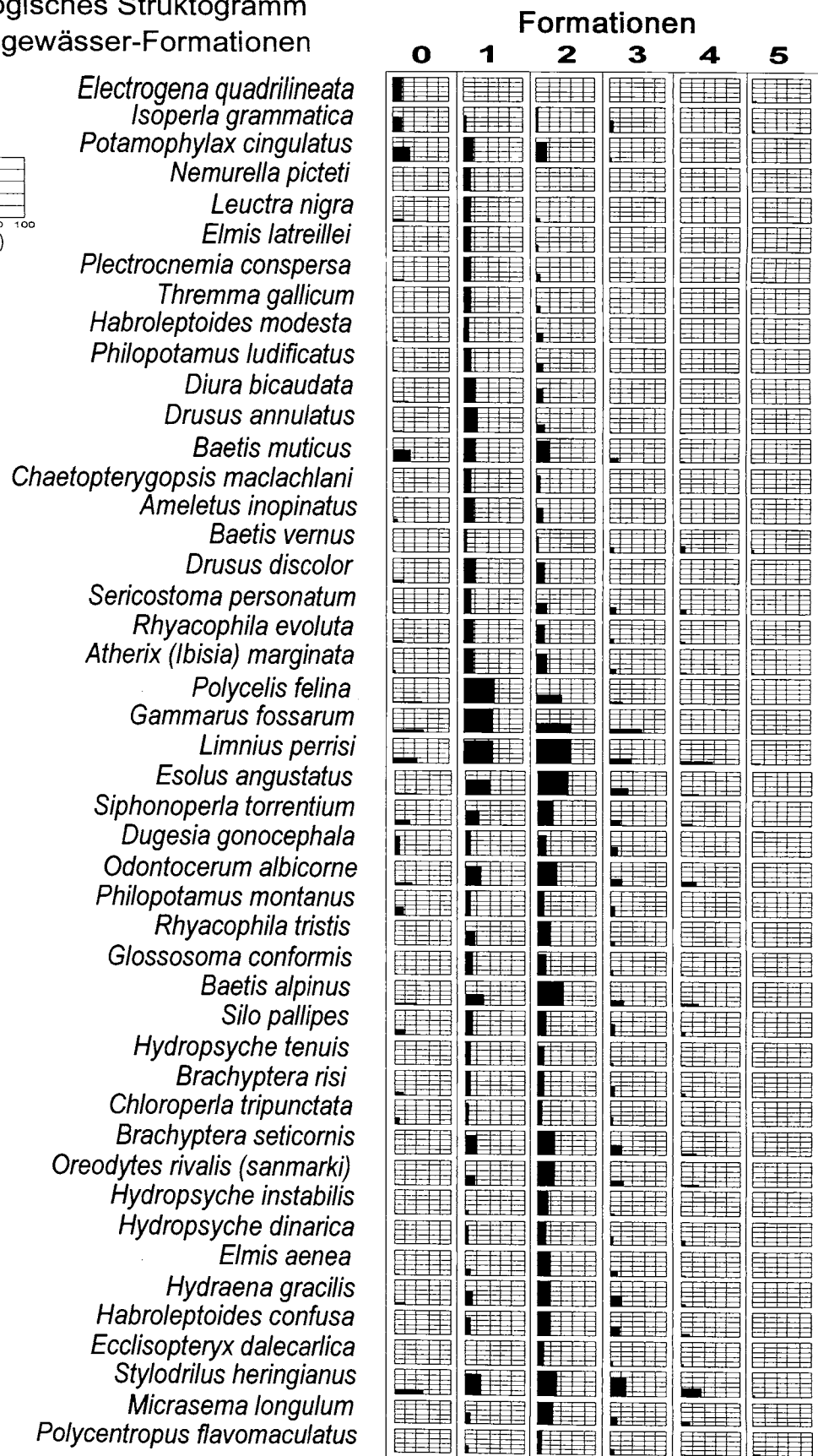
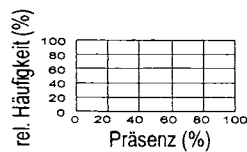
Bemerkenswert ist, dass in den Zoozönosen der größeren Fließgewässer der Formation 5' (z. B. im Neckar) die stetigen und dominanten **Neozoen** inzwischen eine bedeutende Rolle spielen (z. B. *Dreissena*, *Corbicula*, *Corophium*).

Neben den Struktogrammen soll hier wiederum das statistische Instrument der **Cluster-Analyse** zur Ermittlung der faunistisch/zöologischen Ähnlichkeit verschiedener Fließgewässer-Formationen eingesetzt werden. Im Dendrogramm der Abb. 8-9 ist ein Ausschnitt aus einem umfangreicheren Dendrogramm von insgesamt 176 biologisch ähnlichen Untersuchungsstellen aus größeren Gewässern der Formationen 3' bis 5' dargestellt. In diesem Diagramm sind die Gewässer durch Angabe der Formation, der Meereshöhe, der Fließgewässerlandschaft und der Geologie des engeren Einzugsgebiets physiographisch näher charakterisiert (zur Erläuterung siehe Tab. 3-3 und Abb. 2-1). Einige zoözölogisch ähnliche Gewässer sind durch Rasterung optisch hervorgehoben. Es fällt auf, dass alle Untersuchungsstellen am Neckar sich aufgrund ihrer Makroinvertebraten-Gemeinschaften deutlich von den übrigen Gewässern dieser Graphik unterscheiden. Abb. 8-10 gibt einen Überblick über die zoözölogische Ähnlichkeit der 17 Untersuchungsstellen des Neckars aus dem Dendrogramm der Abb. 8-9. Die zentrale, fett umrandete, insbesondere die zusätzlich dunkel gerasterte Organismengruppe setzt sich aus Taxa zusammen, die an den meisten Untersuchungsstellen mit ähnlichen Häufigkeiten (Individuendichten) gemeinsam vorkommen. Diese Taxa können als **Leit-Taxa** von den übrigen separiert werden. Im Gegensatz hierzu kommen die hell gerasterten Taxa nur in einer (kürzeste Zweige im Dendrogramm) oder wenigen Untersuchungsstellen des Neckars mit ähnlichen Häufigkeiten gemeinsam vor. Für die Zoozönose der betrachteten Neckar-Abschnitte können diese Taxa als **Differential-Taxa** gewertet werden, die bestimmte Abschnitte dieses Flusses durch ihr ausschließlich gemeinsames Auftreten charakterisieren.



**Abb. 8-2:** oben: Verteilung des mittleren Abflusses der Untersuchungsstellen auf die Gewässer-Formationen. – 763 Proben aus dem Frühjahrs-Aspekt. Mitte: Verteilung des mittleren Talgefälles der Untersuchungsstellen auf die Gewässer-Formationen. – 763 Proben aus dem Frühjahrs-Aspekt. unten: Verteilung der Höhenlage der Untersuchungsstellen auf die Gewässer-Formationen – 763 Proben aus dem Frühjahrs-Aspekt.

## Zoozoologisches Struktogramm für 6 Fließgewässer-Formationen

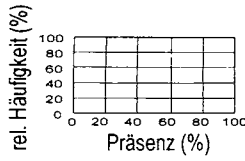


Teil 1

**Abb. 8-3:** Vorkommen der stetigsten und häufigsten **Arten** des Makrozoobenthos in 6 Fließgewässer-Formationen Baden-Württembergs. – Datenbasis: 763 Untersuchungsstellen und 639 Taxa, Frühjahrs-Aspekt. Es wurden nur Proben mit einem Saprobien-Index <2,3 berücksichtigt.



Zoozoologisches Struktogramm  
für 6 Fließgewässer-Formationen



- Micrasema minimum*
- Rhithrogena semicolorata*
- Rhyacophila (sstr.) spp.*
- Protonemura meyeri*
- Sericostoma flavicorne*
- Perla marginata*
- Hydraena dentipes*
- Rhyacophila dorsalis*
- Rhithrogena iridina*
- Elmis maugetii*
- Dinocras cephalotes*
- Ephemerella mucronata*
- Isoperla oxylepis*
- Epeorus sylvicola*
- Ecdyonurus venosus*
- Anomalopterygella chauviniana*
- Ephemerella ignita*
- Eiseniella tetraedra*
- Ancylus fluviatilis*
- Baetis rhodani*
- Ephemera danica*
- Limnius volckmari*
- Haplotaxis gordioides*
- Habrophlebia lauta*
- Gammarus roeseli*
- Glossiphonia complanata*
- Orectochilus villosus*
- Radix peregra*
- Baetis lutheri*
- Rhyacophila nubila*
- Ephemerella major*
- Lepidostoma hirtum*
- Baetis scambus*
- Psychomyia pusilla*
- Isoperla silesica*
- Silo piceus*
- Antocha cf. vitripennis*
- Baetis fuscatus*
- Atherix ibis*
- Erpobdella octoculata*
- Hydropsyche siltalai*
- Perlodes microcephalus*
- Allogamus auricollis*
- Asellus aquaticus*
- Helobdella stagnalis*
- Tinodes waeneri*

Teil 2

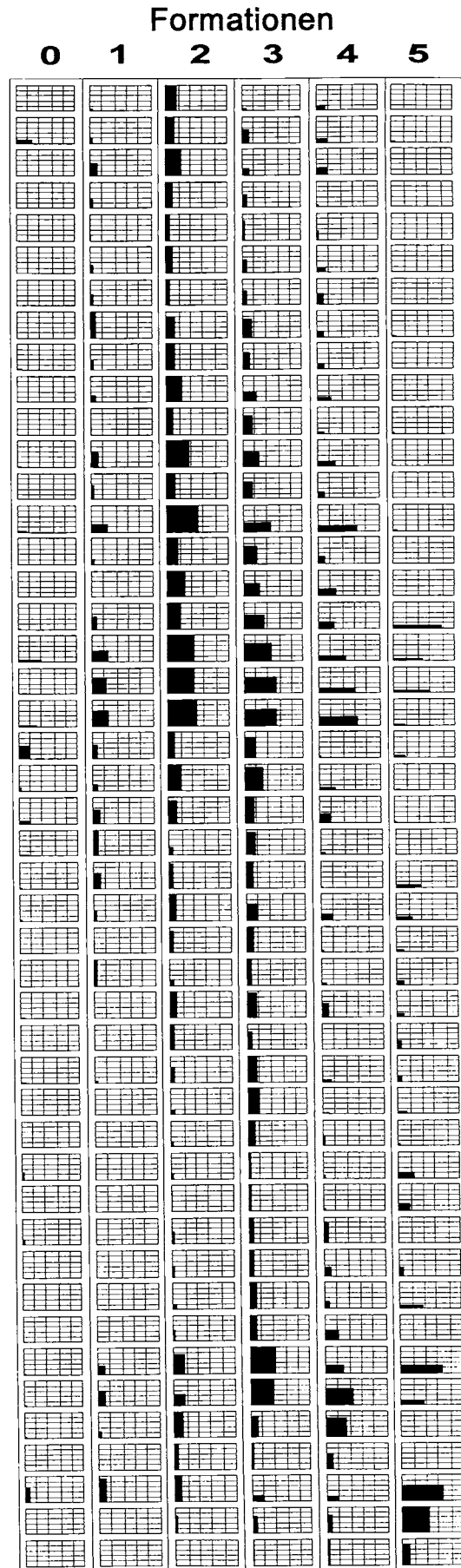


Abb. 8-4: Fortsetzung von Abb. 8-3, Erläuterung s. dort.

Zoozoologisches Struktogramm für 6 Fließgewässer-Formationen

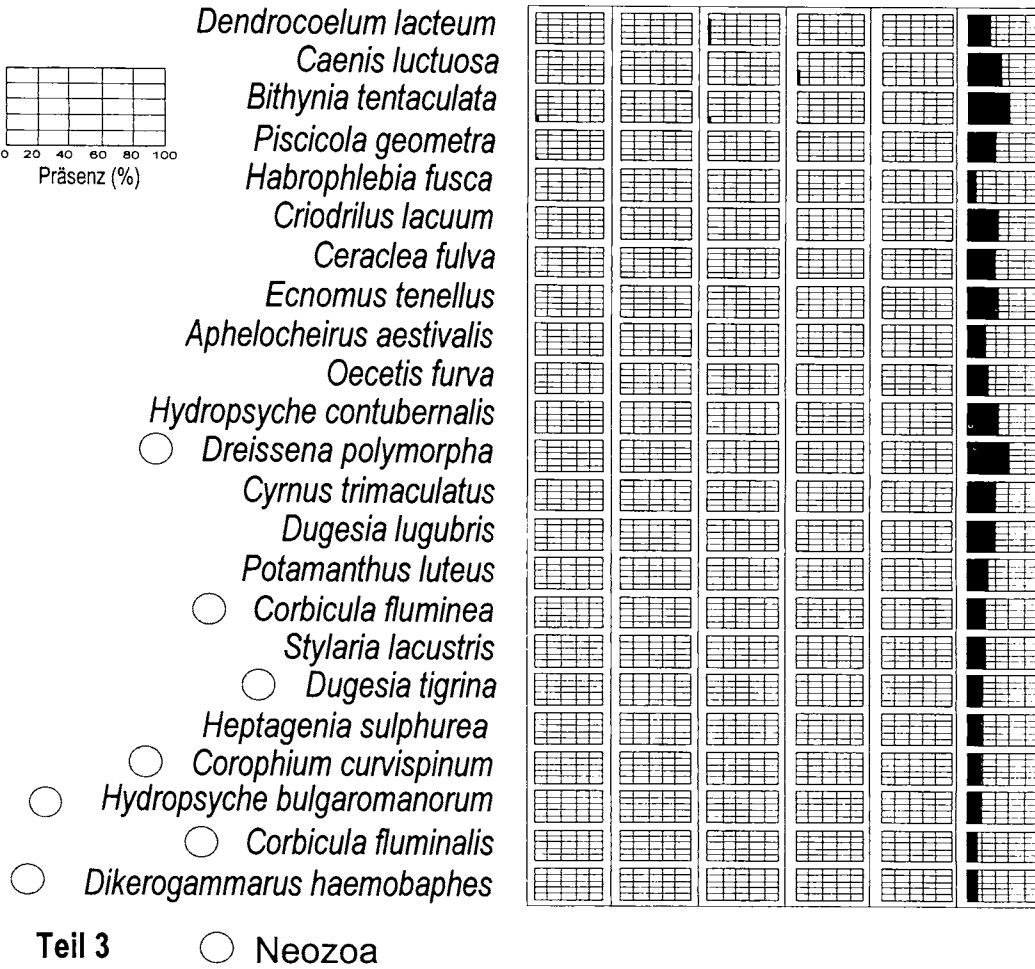
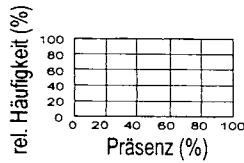
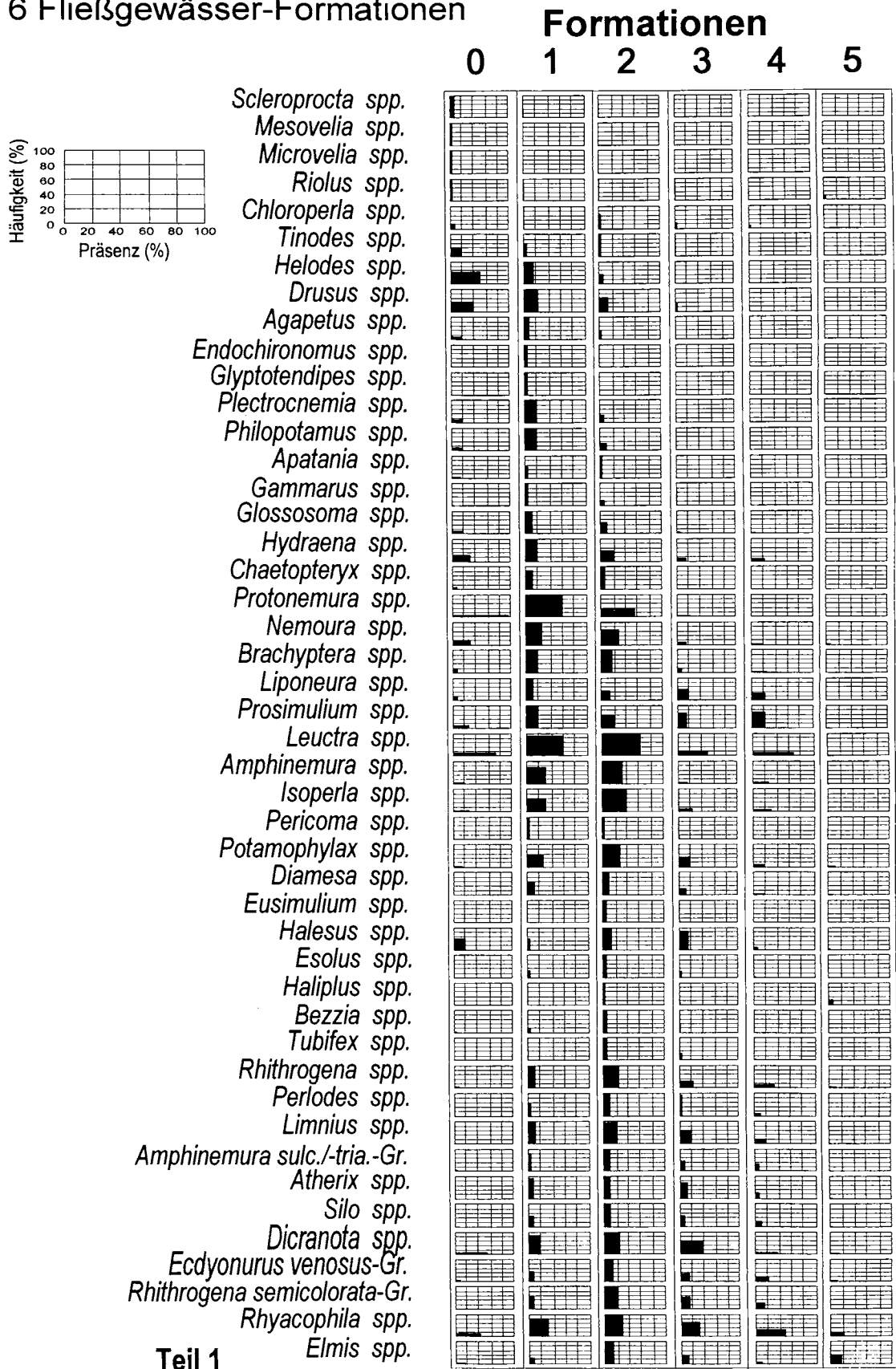


Abb. 8-5: Fortsetzung von Abb. 8-3, Erläuterung s. dort.

## Zoozoologisches Struktogramm für 6 Fließgewässer-Formationen



**Abb. 8-6:** Vorkommen der stetigsten und häufigsten **Gattungen** des Makrozoobenthos in 6 Fließgewässer-Formationen Baden-Württembergs (vgl. Abb. 8-3).

### Zoozöologisches Struktogramm für 6 Fließgewässer-Formationen

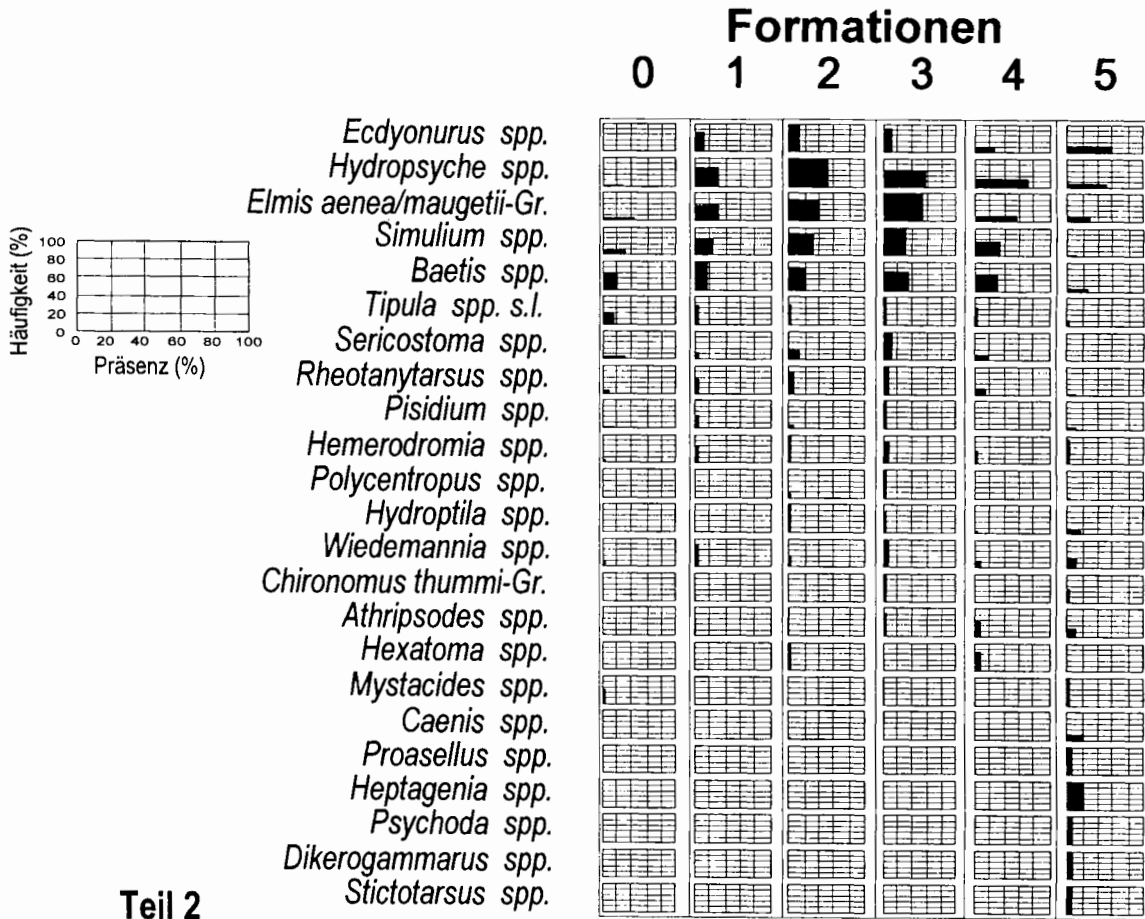
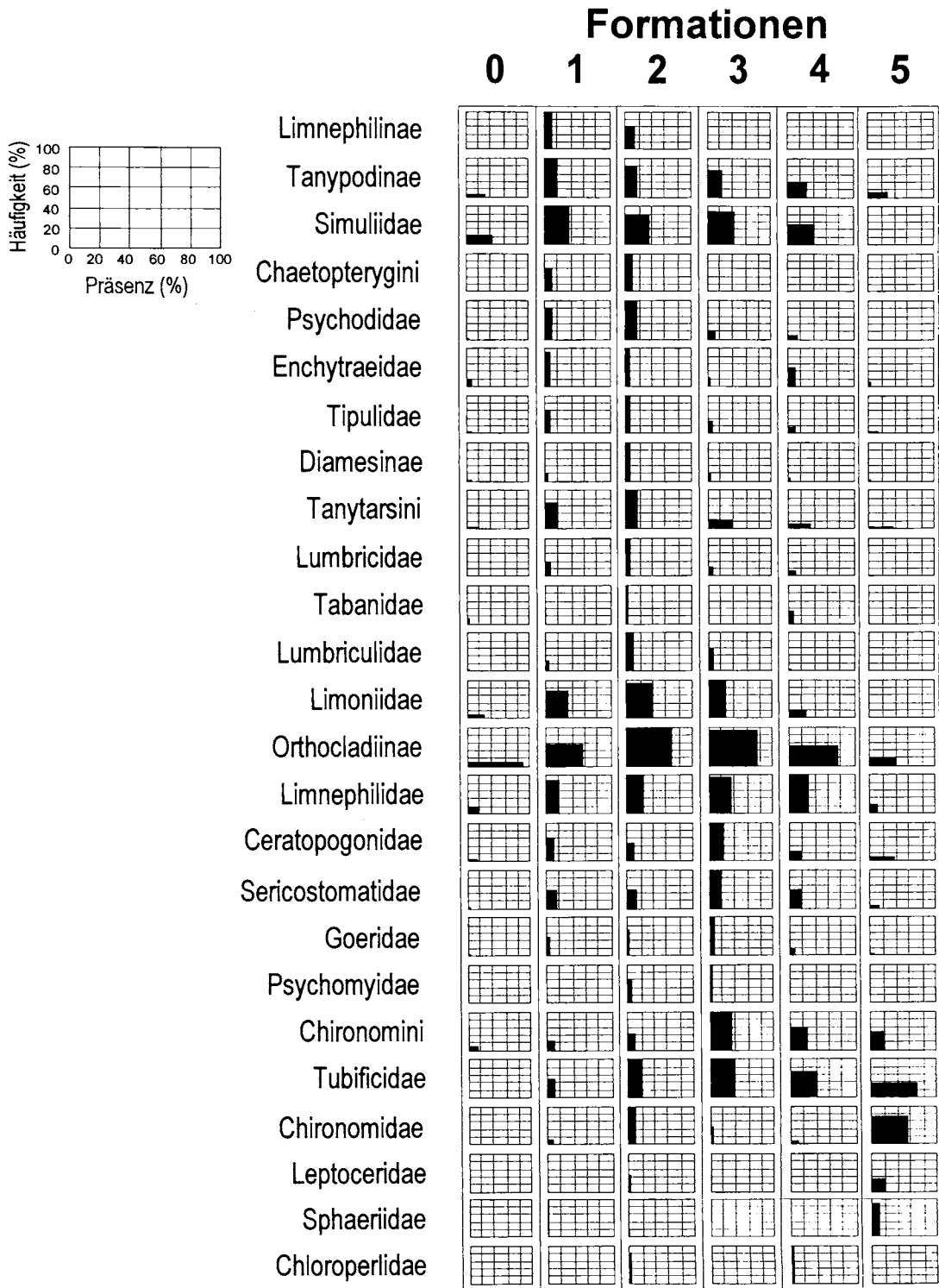


Abb. 8-7: Fortsetzung von Abb. 8-6, Erläuterung s. dort.

# Zoozoologisches Struktogramm Familien, Subfam., Tribus für 6 Fließgewässer-Formationen

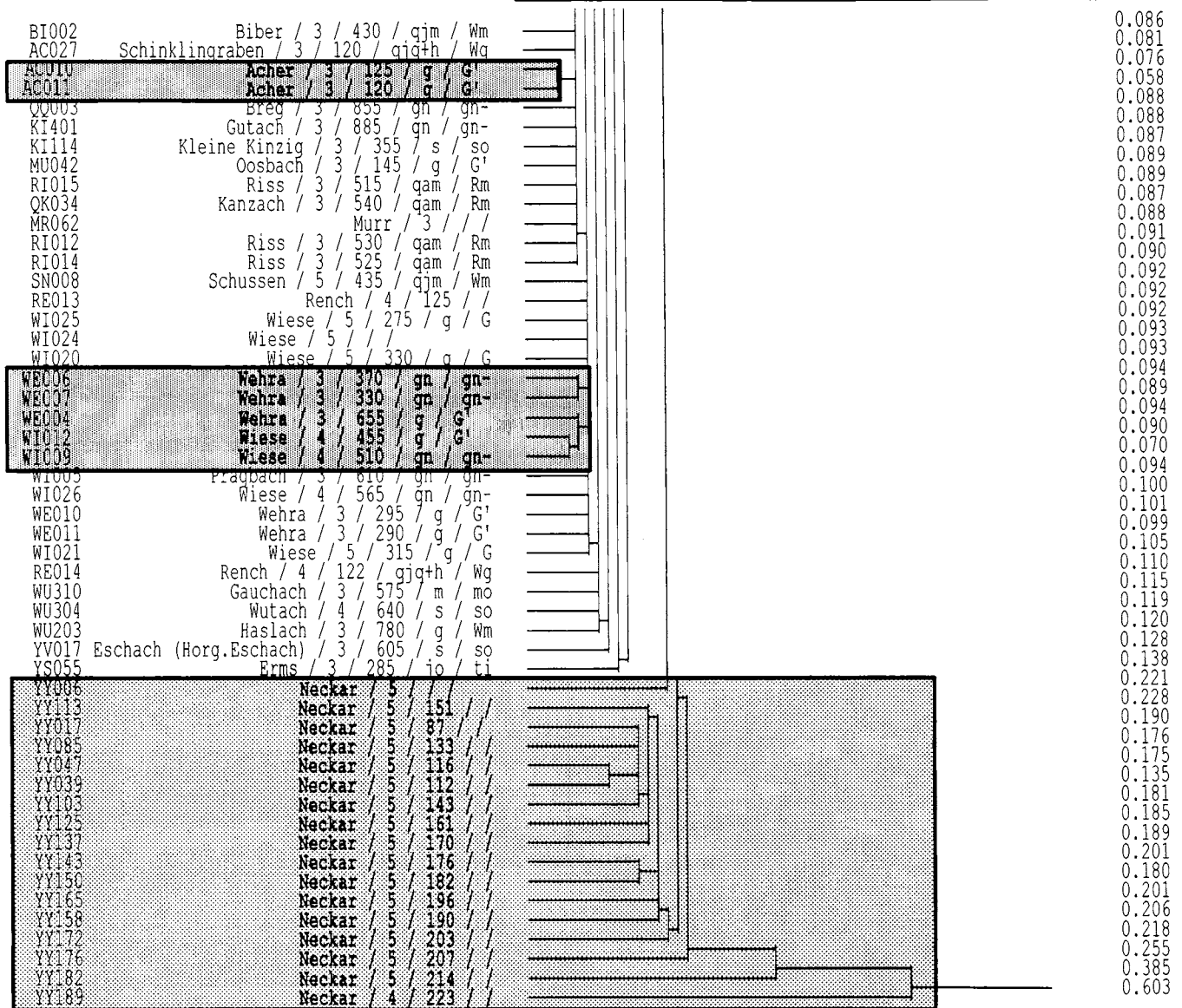


**Abb. 8-8:** Vorkommen der stetigsten und häufigsten Familien, Subfamilien und Tribus des Makrozoobenthos in 6 Fließgewässer-Formationen Baden-Württembergs (vgl. Abb. 8-3).

## Dendrogramm, Ausschnitt 2

GCODE / FLUSS / ORMATION / MÜNN / FLULAND / GEO 1

Euklidische Distanzen



**Abb. 8-9:** Zoozöologische Ähnlichkeit von größeren Fließgewässern der Formationen 3' bis 5'. – Ausschnitt aus einem größeren Dendrogramm mit insgesamt 176 Untersuchungsstellen auf der Grundlage von 242 Taxa des Makrozoobenthos. Erläuterung: GCODE= Codenr. der Untersuchungsstelle, MüNN= Meereshöhe, FLULAND= Fließgewässerlandschaft, GEO1= vorherrschende geologische Formation des Einzugsgebiets.

Dendrogramm  
Euklidische Distanzen

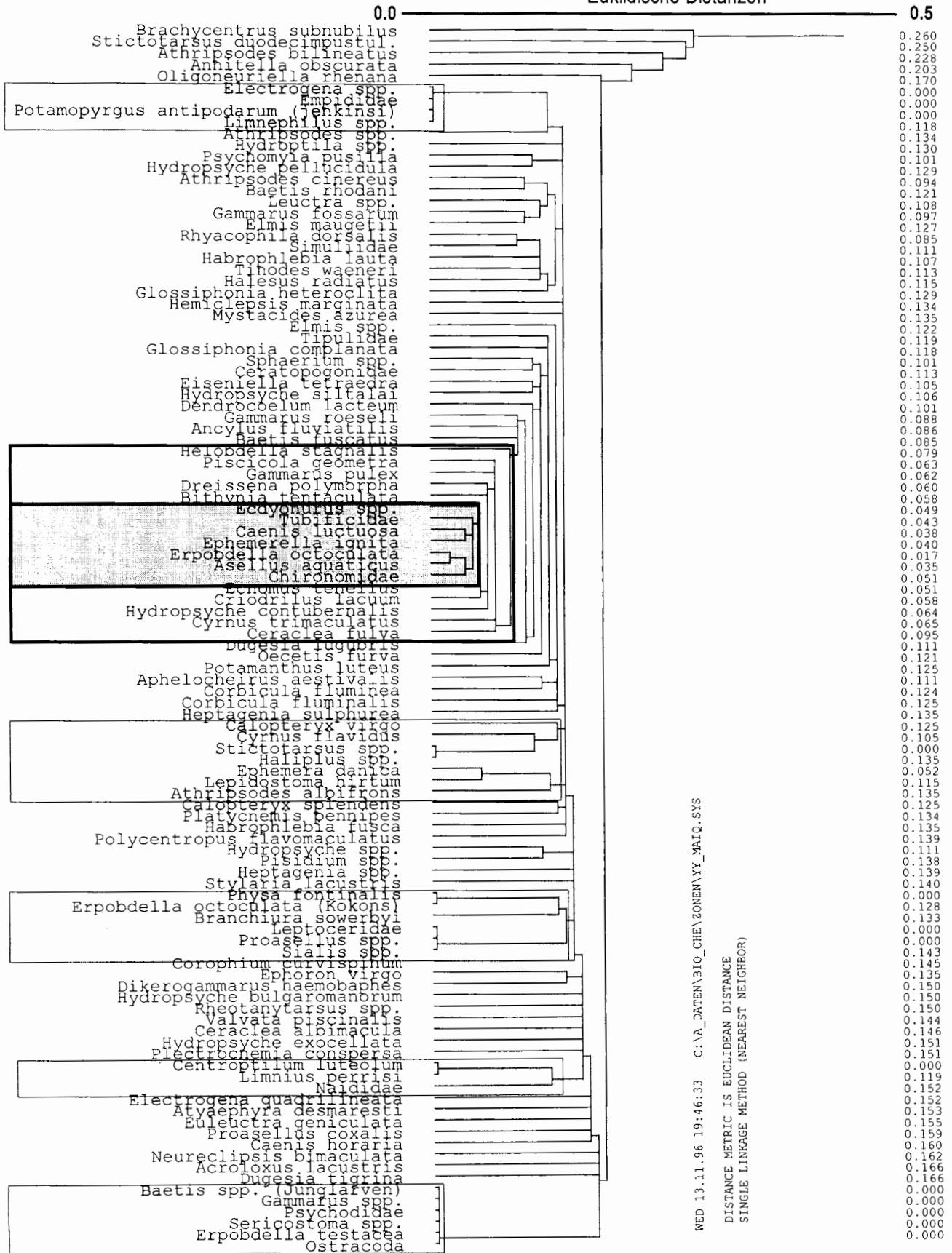


Abb. 8-10: Zoözoologische Charakterisierung von 17 Untersuchungsstellen am Neckar, Auszug der Neckar-Untersuchungsstellen aus Abb. 8-9. - Dick umrandet und dunkel gerastert: Leitformen, hell gerastert: Differentialformen.

Die Struktogramme und die Dendrogramme des Formationsaspekts sollen als Beispiele dafür dienen, wie die Biozönosen des Makrozoobenthos unterschiedlich großer Fließgewässer ausgewertet werden können. Die Taxalisten der Formationszugehörigkeit sollen hier vorerst im einzelnen nicht weiter diskutiert werden. Erst nach Abschluß weiterer Auswertungen, z. B. des zonalen Sommeraspekts und der Daten aus anderen Bundesländern, die gegenwärtig im Rahmen eines Forschungsprojekts zusammengestellt werden (s. Kap. 11), erscheint eine differenzierte Beschreibung einzelner zonaler und regionaler Gewässertypen mittels Charakter-Arten/-Formen oder Leit-Arten/-Formen angezeigt. Dies wird eine zentrale Aufgabe eines Forschungs- und Entwicklungs-Vorhabens „Entwicklung biozönotischer Leitbilder für die Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland“ sein, das, finanziert aus Mitteln des Umweltbundesamtes (UBA), zur Zeit bei der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg durchgeführt wird.

Durch die Kombination physiographischer gewässertypenrelevanter Daten wie beispielsweise mittlerer Abfluss, mittleres Talgefälle oder der Höhenlage (vgl. Abb. 8-2) möglichst gering beeinträchtigter und wenig belasteter Gewässer unterschiedlicher hydrologischer Formationen mit den biologischen Daten der entsprechenden Gewässer werden die in den verschiedenen Fließgewässerzonen charakteristischen Zoozönosen herausgearbeitet. Diese dienen dann als Referenzzönosen für die Bewertung des längszonalen Besiedlungsaspektes im Sinne von biozönotischen Leitbildern.

In Anlehnung an die Ausführungen zur Konzeption einer biozönotischen Bewertung der ökologischen Qualität von Fließgewässern in Kapitel 10 und 11, an die Konzeption der Wasserrahmenrichtlinie sowie an das in England entwickelte RIVPACS-Verfahren (River InVertebrate Prediction And Classification System, siehe u.a. ARMITAGE et al. (1983), FURSE et al. (1984), WRIGHT et al. (1984, 1993), MOSS et al. (1987), CLARKE et al. (1996)) sollen störungsbedingte Abweichungen von den zonalen Referenz-Zönosen (bzw. den Leitbildern) quantifiziert, klassifiziert und bewertet werden.

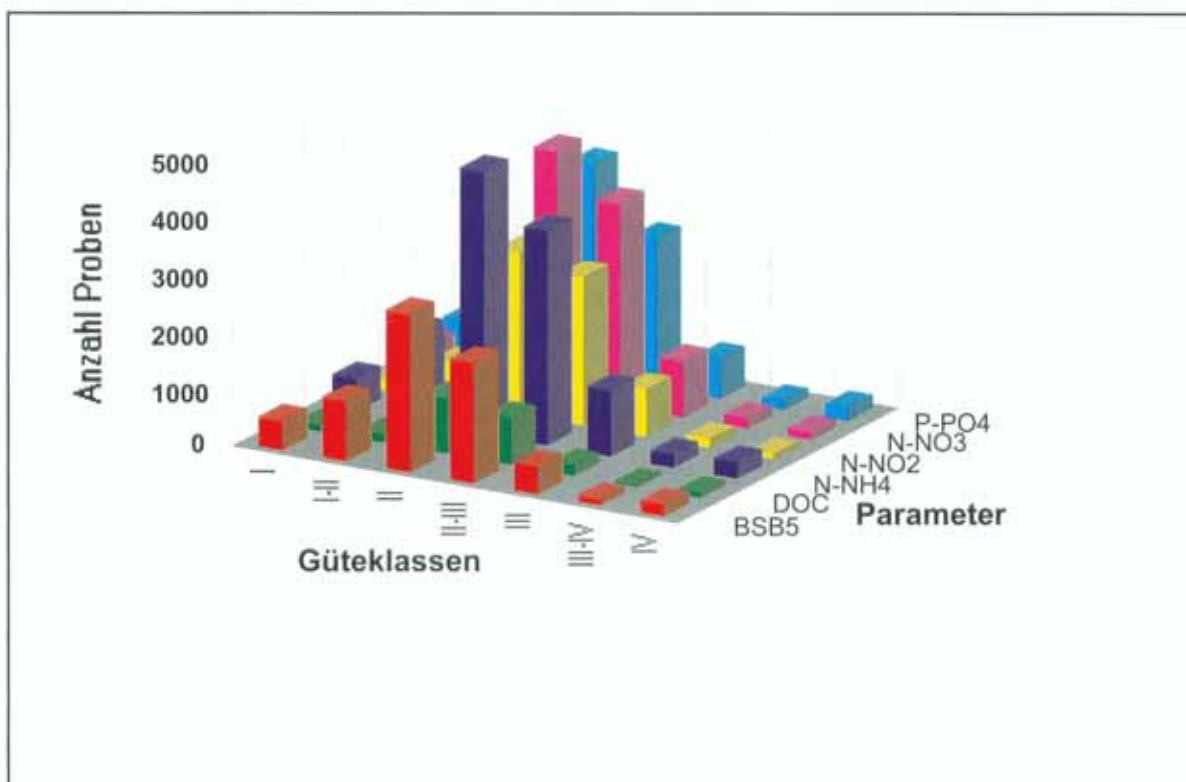
Im Kapitel 11, Perspektiven, wird diese Konzeption, die im Zusammenhang mit der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union entwickelt wurde, vorgestellt.



## 9 Gewässergüte - Belastungsaspekte

### 9.1 Beziehungen zwischen chemischen und biologischen Daten

Im Zusammenhang mit der Erstellung der Gewässergütekarte Deutschlands (LAWA (1996)) und der Landesgütekarten Baden-Württembergs (UM & LFU (1992), und LFU (1998)) wurden bundesweit biologische Gewässergütedaten (nach dem Saprobien-system) mit belastungsindizierenden chemischen Parametern kombiniert. Aufgrund einer umfangreichen Basis von über 49.000 Einzelmessungen (s. Abb. 9-1) aus 10 Bundesländern konnten statistische Beziehungen zwischen biologischen und chemischen Gütedaten herausgearbeitet werden, die in Abb. 9-2 bis Abb. 9-6 graphisch dargestellt sind.



**Abb. 9-1:** Verteilung der chemischen Parameter über die 7 biologisch ermittelten Gewässergüteklassen des Saprobien-systems.

Die nachfolgende Tabelle gibt eine Übersicht über die Anzahl der Einzelproben, die dem obigen Verteilungsdiagramm zugrunde liegen, sowie über den 10 und 90 % Perzentilbereich und über die Median-Werte der Messergebnisse.

**Tab. 9-1:** Wertebereich von 10 % bis 90% Perzentilwerten und Median-Werte wichtiger Nährstoffe und belastungsindizierender Parameter aus bundesweiten Messungen für die 7 Güteklassen nach LAWA. - Insgesamt wurden 49.301 Messungen berücksichtigt. (GK = Güteklasse, numerisch, GKL= Güteklasse nach LAWA) Angegeben ist außerdem die Anzahl (n) der Messungen - \* = zu wenige Werte.

Anzahl der Werte (n)							
GK	GKL	BSB <sub>5</sub> mg/l	DOC mg/l	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/l	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> mg/l	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/l	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> mg/l
1	I	511	107	574	193	479	567
2	I-II	1056	150	1574	705	1303	1321
3	II	2756	965	4577	2816	4257	3693
4	II-III	2109	814	3736	2590	3532	2586
5	III	504	194	1154	830	983	687
6	III-IV	122	39	238	162	187	148
7	IV	226	96	294	96	140	230
Summe n		7284	2365	12147	7392	10881	9232
Gesamt n		49301					
10 und 90 % Perzentil-Bereich							
GK	GKL	BSB <sub>5</sub> mg/l	DOC mg/l	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/l	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> mg/l	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/l	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> mg/l
1	I	0,5 - 2,8	0,9 - 3,8	0,015 - 0,13	0,006 - 0,024	0,5 - 5,8	0,006 - 0,17
2	I-II	0,9 - 3,7	1,0 - 3,3	0,01 - 0,22	0,006 - 0,11	0,9 - 6,8	0,016 - 0,36
3	II	1,0 - 5,7	1,3 - 8,0	0,02 - 0,6	0,01 - 0,14	1,2 - 8,0	0,02 - 0,59
4	II-III	1,3 - 7,7	2,0 - 13,1	0,04 - 1,9	0,01 - 0,3	1,3 - 10,0	0,023 - 0,82
5	III	1,5 - 10,0	2,2 - 16,3	0,05 - 9,5	0,03 - 0,8	1,3 - 13,3	0,06 - 1,7
6	III-IV	2,0 - 14,0	3,4 - 14,6 *	0,2 - 22,0	0,08 - 1,2	0,7 - 14,5	0,12 - 2,5
7	IV	4,0 - 45,3	5,9 - 28,8	0,22 - 30,0	0,04 - 1,7	0,2 - 16,6	0,1 - 3,5
Median-Werte							
GK	GKL	BSB <sub>5</sub> mg/l	DOC mg/l	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/l	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> mg/l	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/l	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> mg/l
1	I	1,5	1,5	0,03	0,01	1,5	0,03
2	I-II	2,0	1,8	0,05	0,02	2,8	0,08
3	II	2,6	3,3	0,09	0,04	3,7	0,1
4	II-III	3,4	5,3	0,23	0,07	4,6	0,2
5	III	4,6	5,8	1,1	0,2	5,0	0,5
6	III-IV	6,3	7,5	3,3	0,3	4,6	0,7
7	IV	9,7	14,7	6,0	0,3	5,2	1,2

Die Boxplots der Abb. 9-2 und Abb. 9-3 geben in einem vergrößerten Ausschnitt die Wertebereiche von N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> und BSB<sub>5</sub> für die Güteklassen I bis II-III wieder, da diese wegen der beträchtlichen Spannweite der Werte in der Güteklasse IV nicht genügend differenziert dargestellt werden können. Für diese Art der graphischen Darstellung wurden die extremen statistischen Ausreißer eliminiert. Die Abbildungen lassen zweierlei erkennen.

Zum einen kommt sowohl für die Medianwerte als auch für die 75 % Perzentilwerte ein deutlicher Trend von Güteklasse I bis IV zum Ausdruck, der die statistische Beziehung zwischen biologischer Güteklassifikation und den Wertebereichen der dargestellten chemischen Kenngrößen klar bestätigt. Andererseits wird aber auch deutlich, dass vor allem in der Güteklasse IV ein erheblicher Schwankungsbereich bei allen dargestellten Parametern zu beobachten ist. Wie oben erwähnt, wurden die Extremwerte unter den Ausreißern eliminiert. Doch auch die so bereinigten Maxima und Minima liegen bei allen Parametern bei Güteklasse IV teilweise enorm weit auseinander. Diese Tatsache läßt deutlich werden, dass einzelne chemische Messwerte zu einer qualifizierten Gewässergütebeurteilung keinesfalls ausreichen. Hier sind vielmehr umfangreiche Messreihen, ggf. begleitend zu einer biologischen Analyse erforderlich. Den Abb. 9-4 bis Abb. 9-6 können die aus den Konzentrationen berechneten „Kurvenverläufe“ über die 7 Gewässergüteklassen und die betreffenden Kurvengleichungen der Medianwerte, die 10 % und die 90 % Perzentilwerte der Belastungskenngrößen Ammonium-, Nitrit- und Nitrat-Stickstoff, Orthophosphat-Phosphor, Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB<sub>5</sub>) und Gelöster Organischer Kohlenstoff (DOC) entnommen werden.

Ziel der vergleichenden Auswertungen war neben der Dokumentation der Beziehungen zwischen biologischer Gütebeurteilung und den in diesem Zusammenhang bedeutsamen chemischen belastungsindizierenden Stoffen, eine Datengrundlage zur Beurteilung vor allem auch des weniger belasteten Gewässerzustandes im Bereich der Güteklassen I bis II zu erhalten. Vor diesem Hintergrund sollen nachfolgend möglichst gering anthropogen belastete Gewässer ausgewählter Bachgebiete auf mögliche stoffliche Belastungen hin überprüft werden.

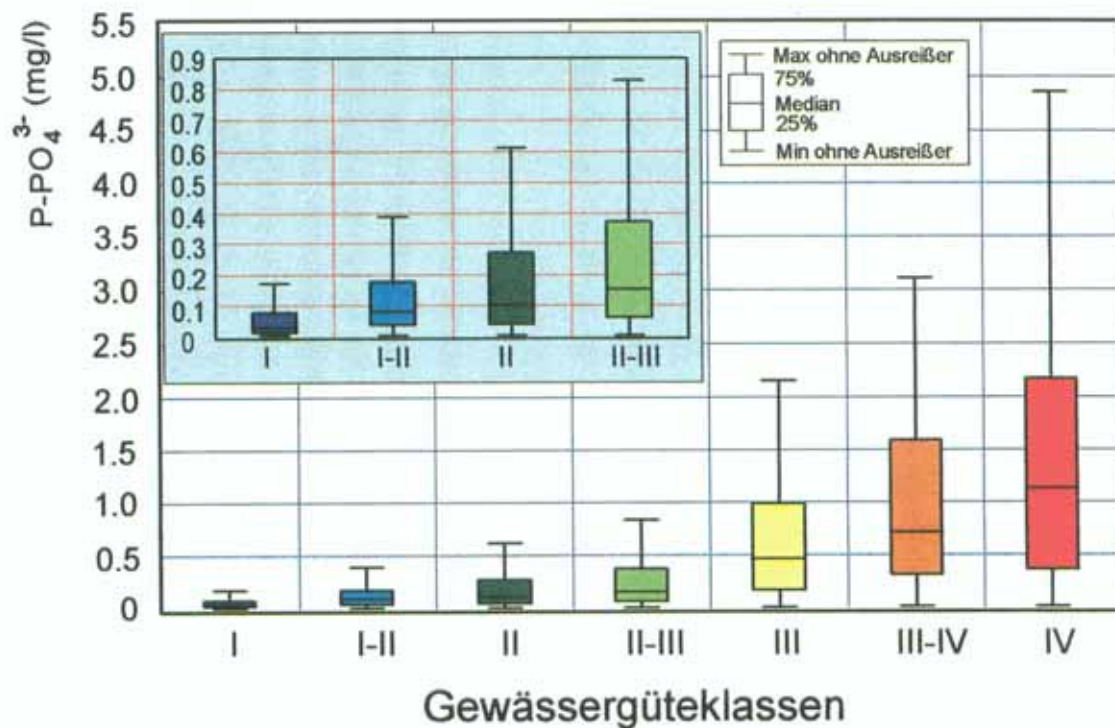
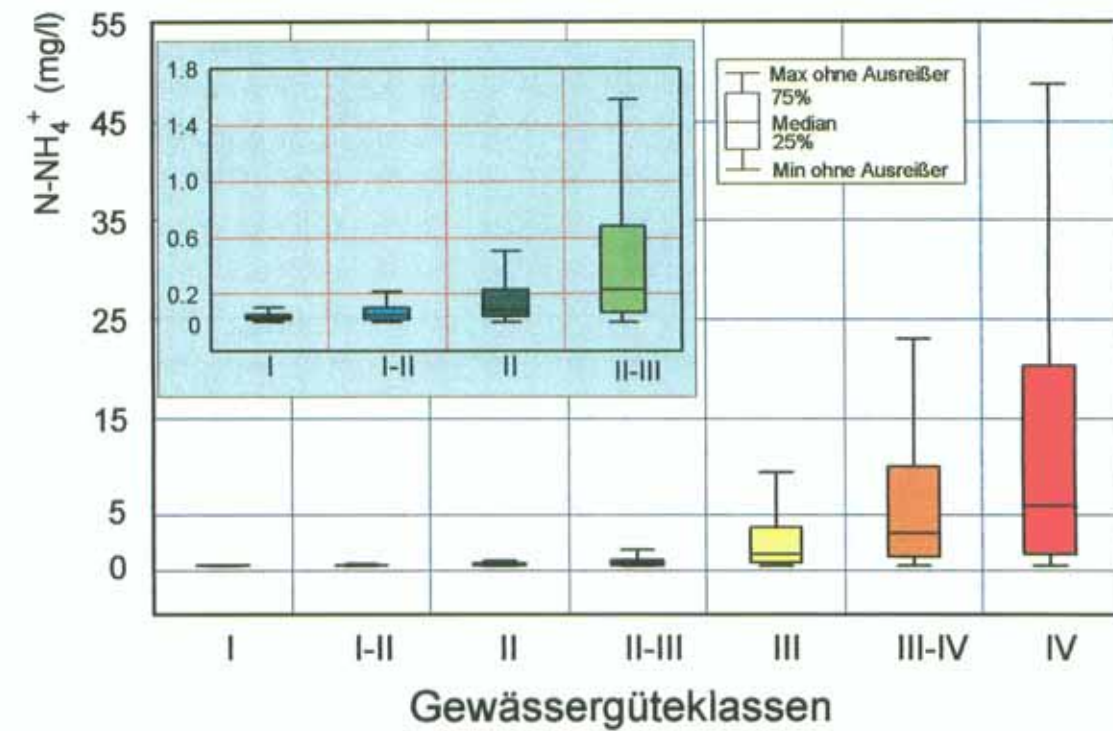
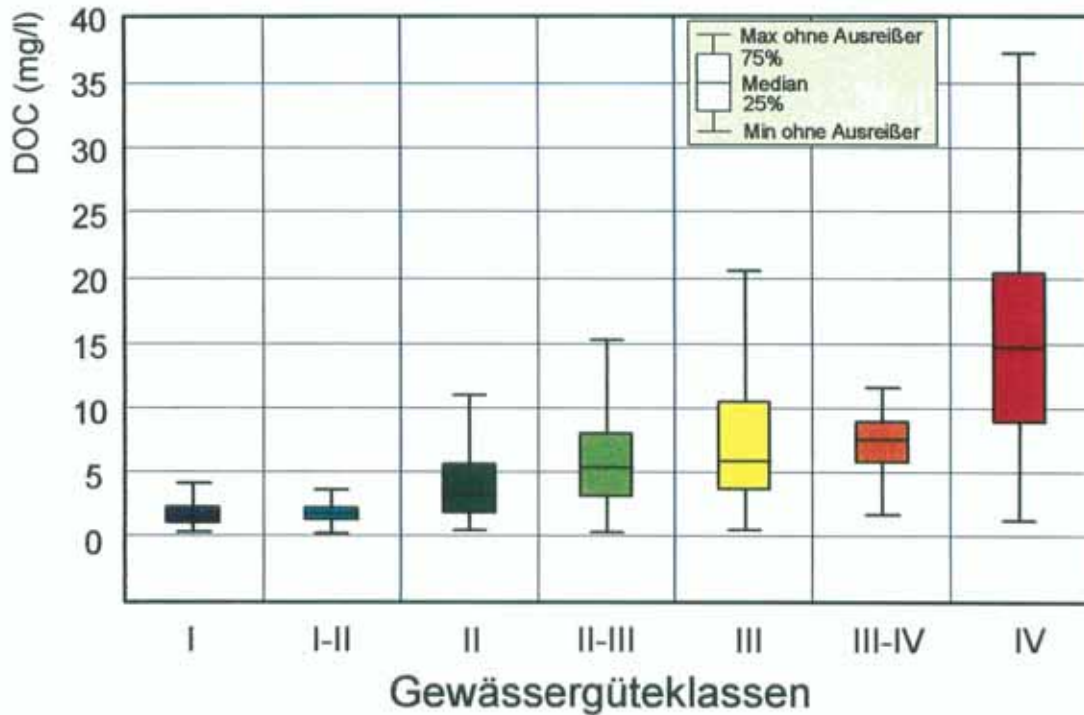
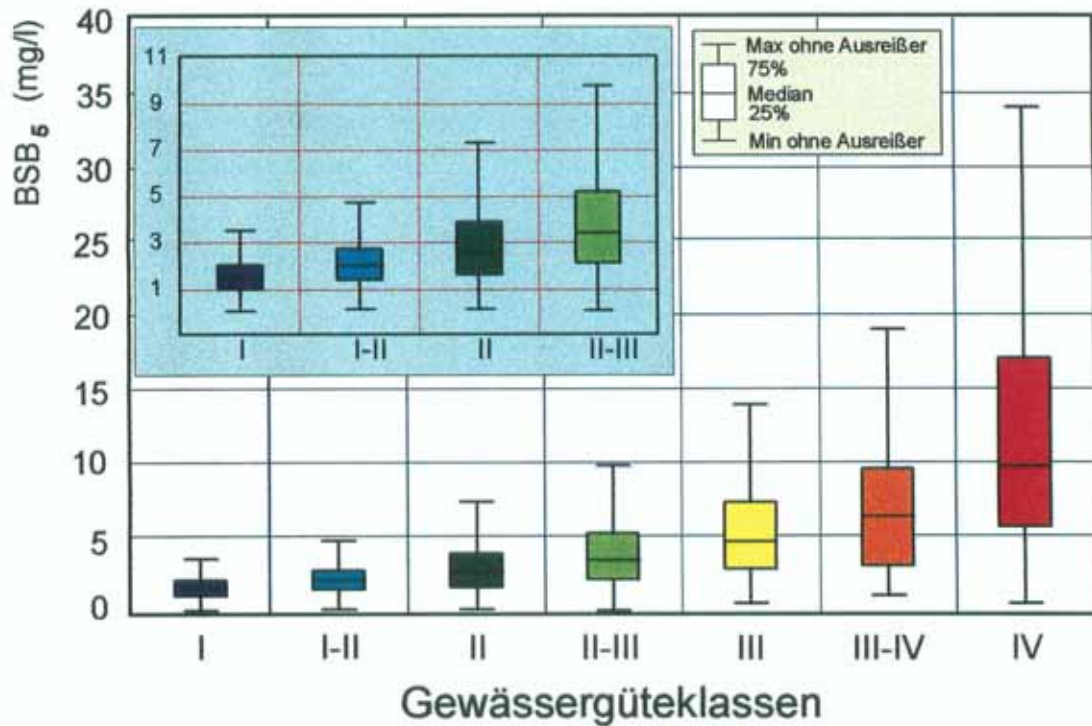
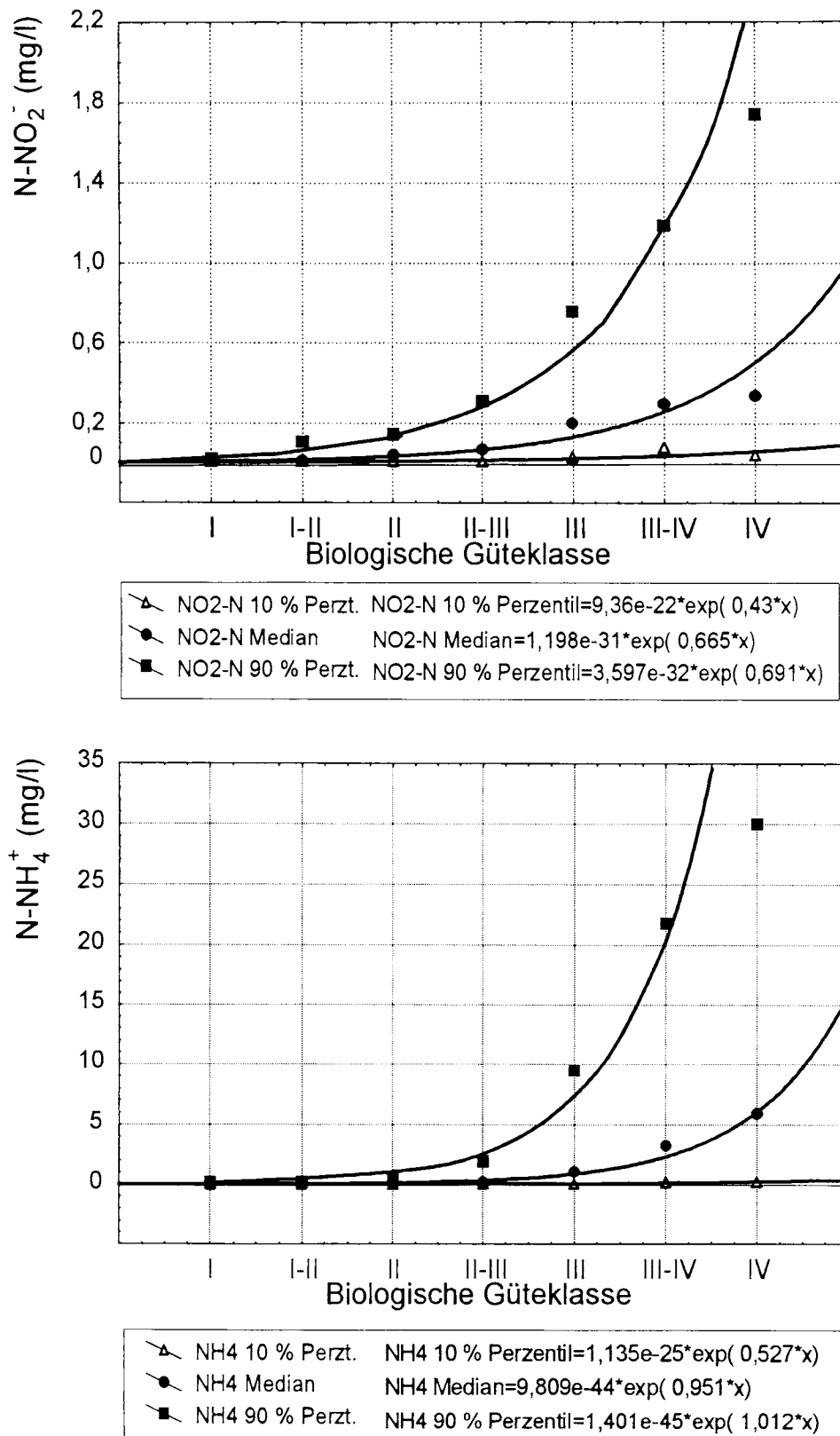


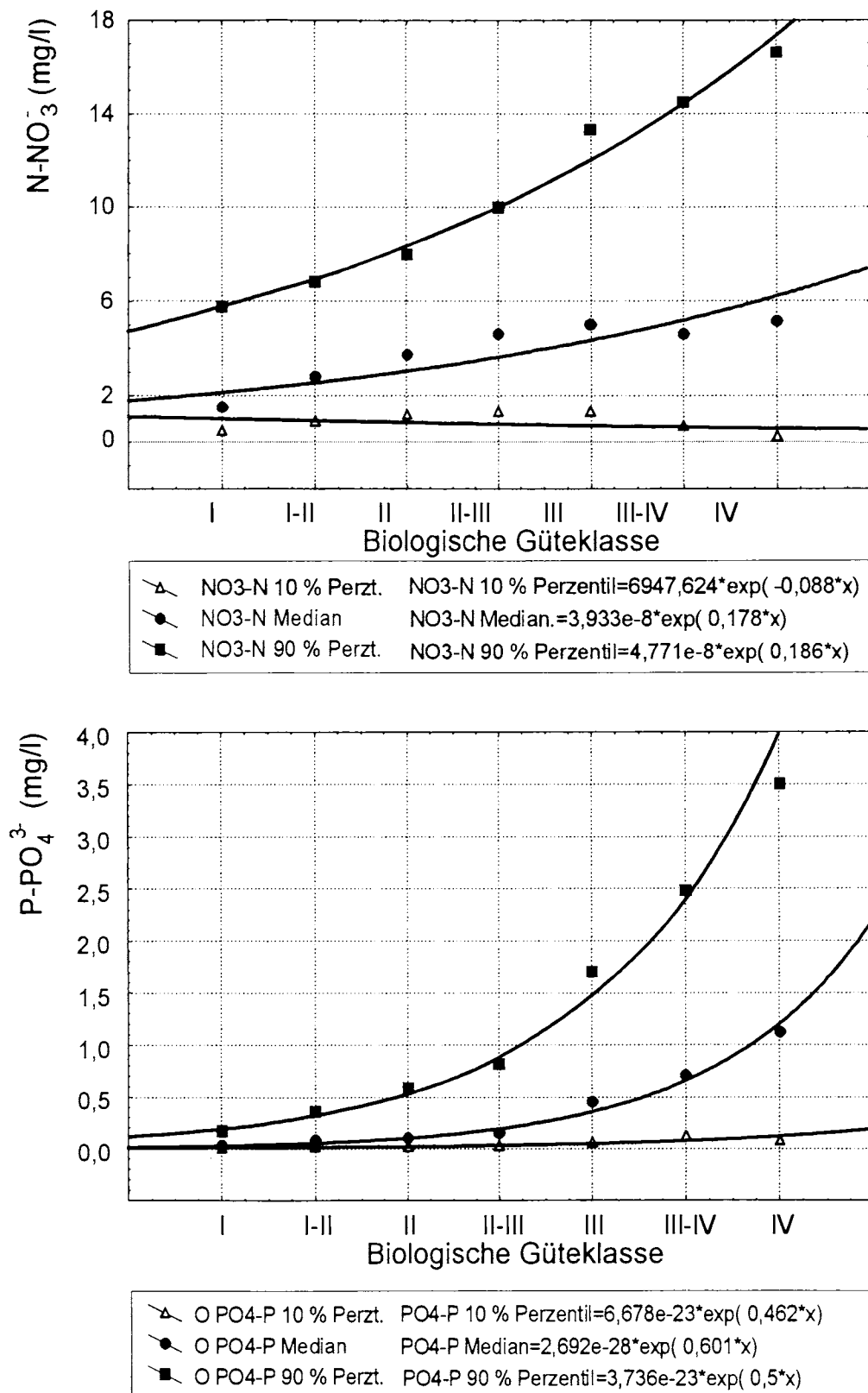
Abb. 9-2: oben: Statistische Beziehungen zwischen den biologisch bestimmten Gewässergüteklassen des Saprobien-Systems und dem Ammonium-Stickstoff sowie (unten) dem Orthophosphat-Phosphor - Daten aus 10 Bundesländern.



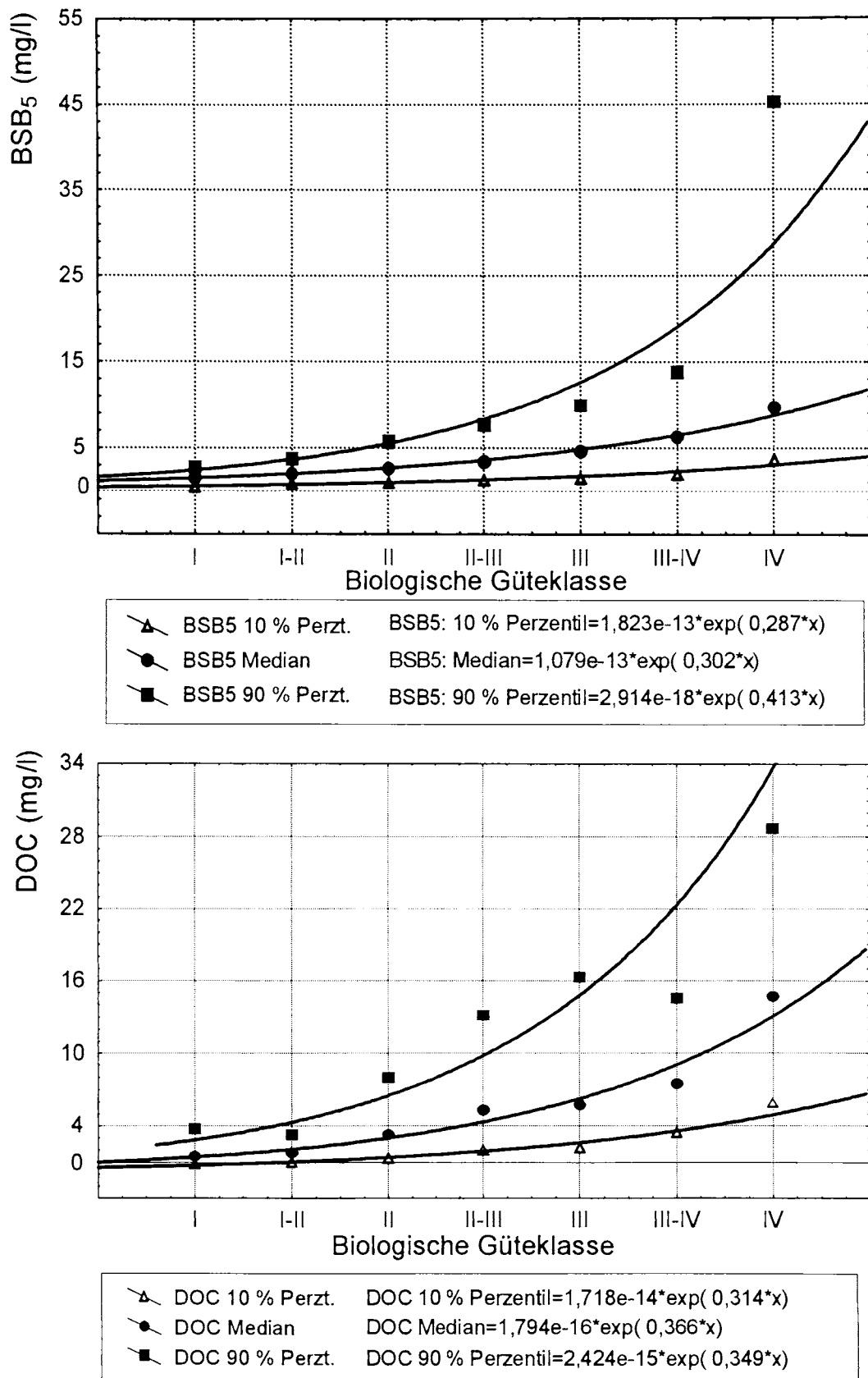
**Abb. 9-3:** oben: Statistische Beziehungen zwischen den biologisch bestimmten Gewässergüteklassen des Saprobien-Systems und dem biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB<sub>5</sub>) sowie unten dem gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) - Daten aus 10 Bundesländern.



**Abb. 9-4:** 10 und 90 % Perzentil-Werte und Medianwerte der Nitrit- und der Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen des biologisch ermittelten Güteklassen-Spektrums des Saprobien-systems



**Abb. 9-5:** 10 und 90 % Perzentil-Werte und Medianwerte der Nitrat-Stickstoff- und der Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen des biologisch ermittelten Güteklassen-Spektrums des Saprobien-systems.

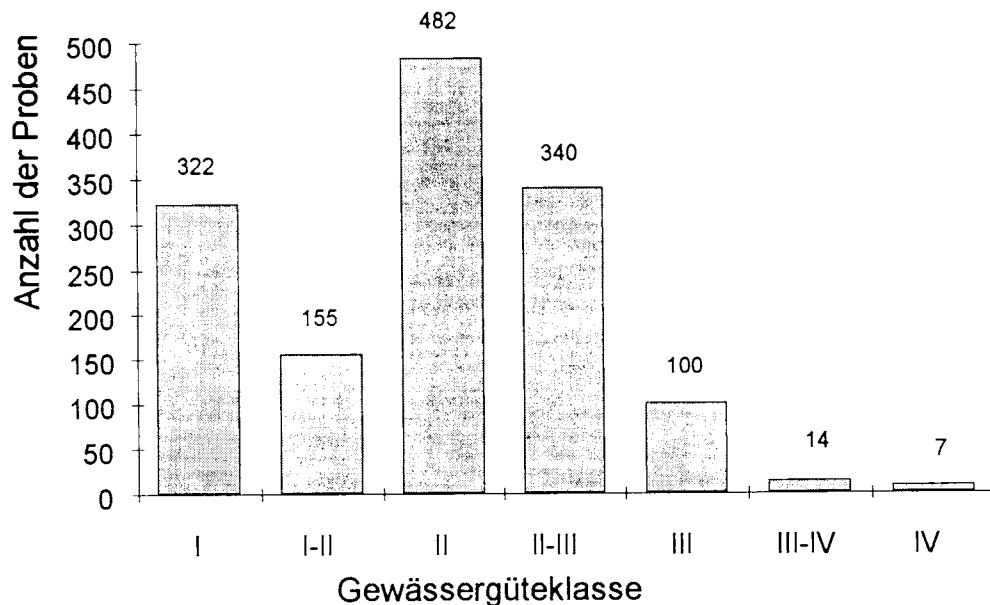


**Abb. 9-6:** 10 und 90 % Perzentil-Werte und Medianwerte des Biochemischen Sauerstoff-Bedarfs (BSB<sub>5</sub>) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) des biologisch ermittelten Güteklassen-Spektrums des Saprobien-systems



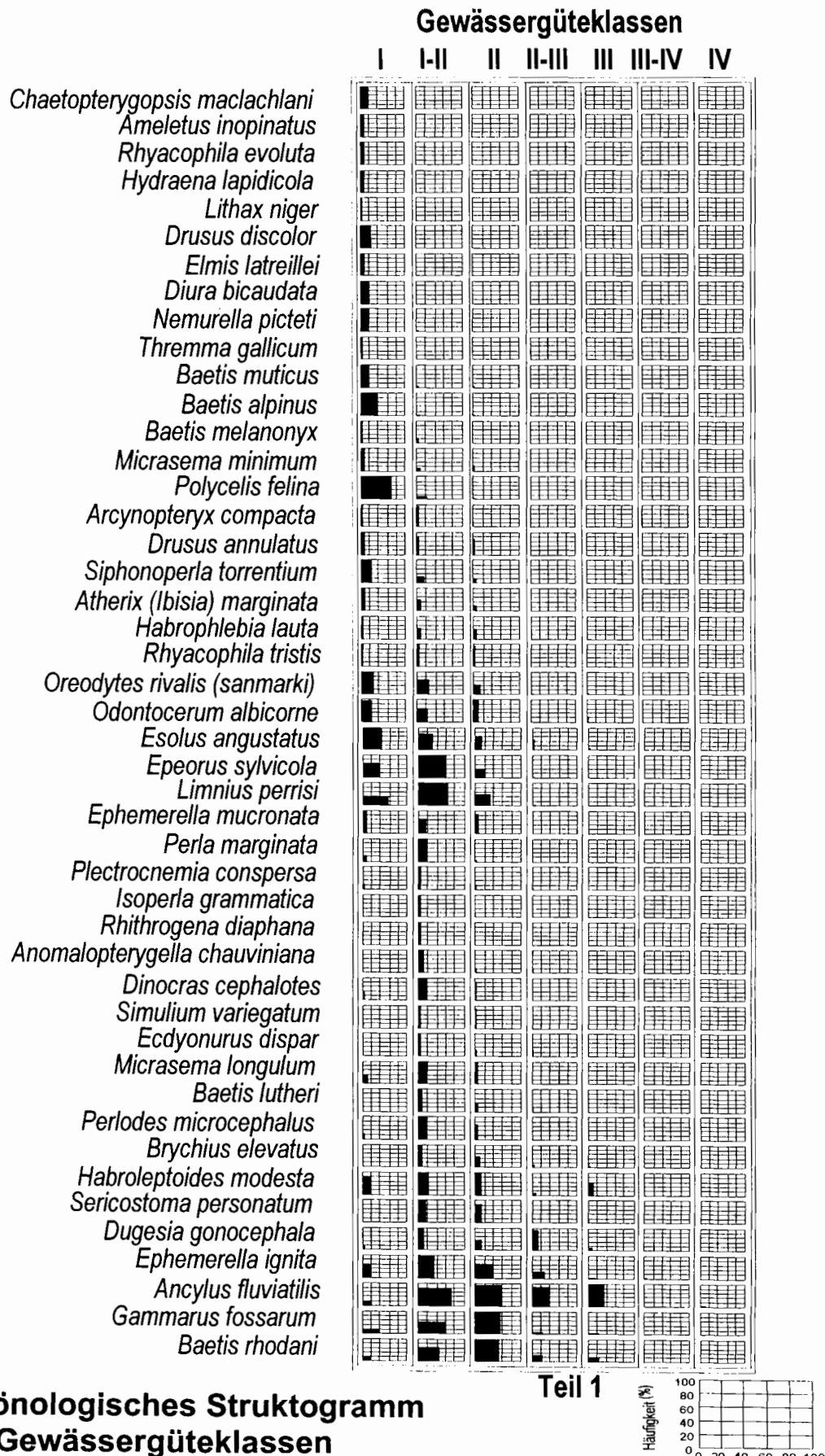
### 9.1.1 Biologische Aspekte

Fließgewässer-Zoozönosen stehen bereits seit Anfang dieses Jahrhunderts im Blickfeld angewandter Limnologie. Auf der Basis der „Saprobie-Güteklassen“ nach LAWA (LAWA = Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser) werden die häufigsten Taxa der Fließgewässer in Baden-Württemberg in Form von zöologischen Struktogrammen zusammengefasst (vgl. Abb. 9-8 ff). In den Struktogrammen der Organismenverteilung über die 7 Gewässergüteklassen des LAWA-Systems werden die unterschiedlichen taxonomischen Niveaus in separaten Listen (Arten-, Gattungs- und Familien- bzw. Subfamilien-Listen) aufgeführt.



**Abb. 9-7:** Verteilung von 1421 biologischen Proben über 7 Güteklassen (des Saprobien-systems) aus ausgewählten Fließgewässern in Baden-Württemberg.

Als Datengrundlage für diese Listen dienten 1421 Einzelerhebungen aus unterschiedlich belasteten Fließgewässern Baden-Württembergs. Von insgesamt 618 Taxa wurden nach dem Gesichtspunkt einer möglichst hohen Repräsentativität (Kombination hoher Stetigkeit und Dominanz) insgesamt 275 Taxa (195 Arten, 57 Gattungen und 23 Familien) für die Struktogrammdarstellungen ausgewählt. Die Verteilung der berücksichtigten Proben über die einzelnen Gewässergüteklassen ist in Abb. 9-7 dargestellt. Diese Abbildung lässt erkennen, dass nur noch eine sehr geringe Anzahl von 7 Erhebungen aus der Gewässergütekategorie 7 (=IV) zur Auswertung zur Verfügung stand. Da aber die Zahl der Makroinvertebraten in dieser Güteklasse generell sehr gering ist, wurde diese Güteklasse für die Struktogramme dennoch mit berücksichtigt.



### Zoozoölogisches Struktogramm für 7 Gewässergüteklassen

Abb. 9-8: Vorkommen der stetigsten und häufigsten Arten des Makrozoobenthos in den 7 Gewässergüteklassen des Saprobien-Systems nach LAWA in Fließgewässern Baden-Württembergs (s. Text). – Datenbasis: 1421 Untersuchungsstellen und 618 Taxa.

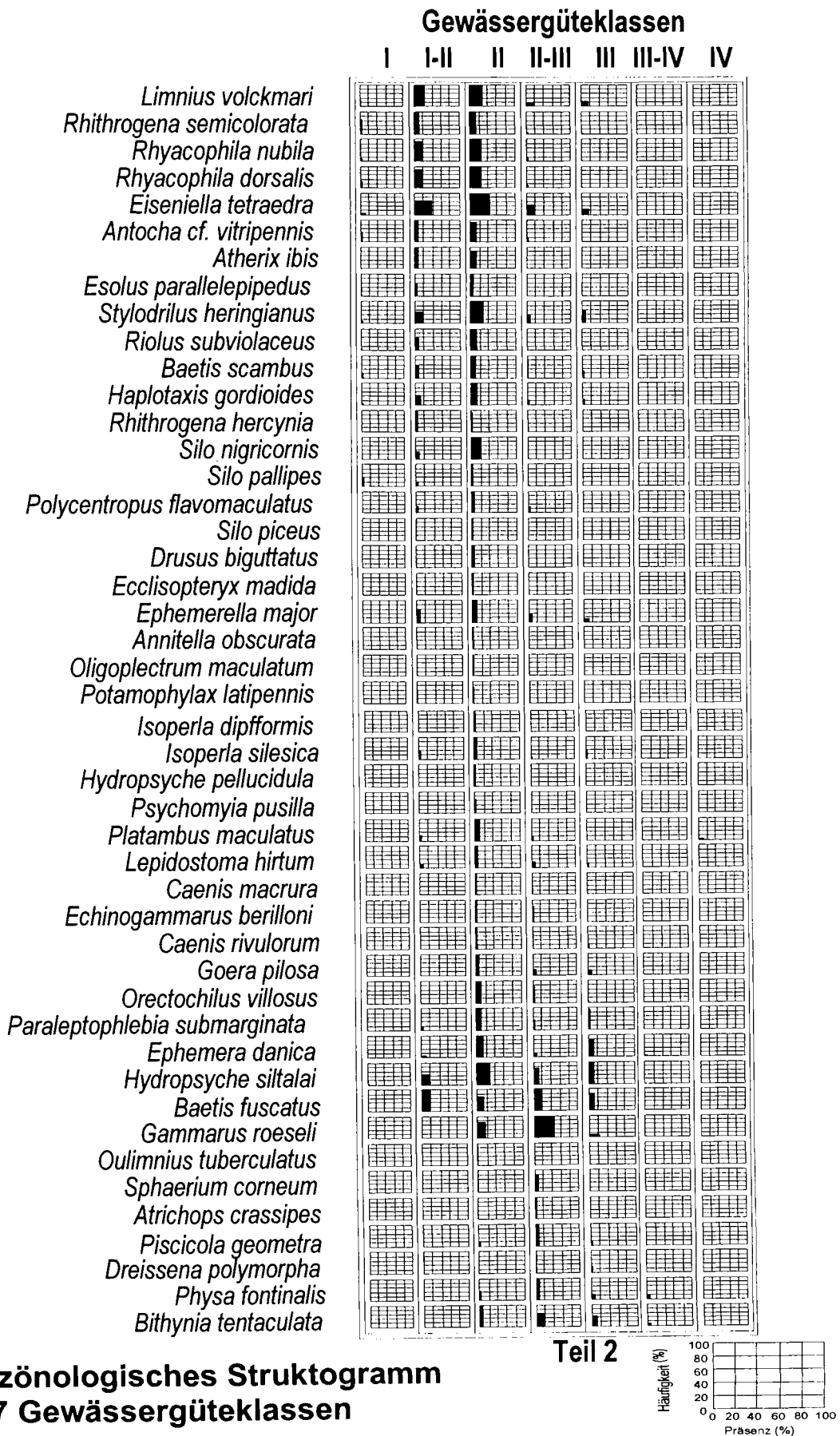
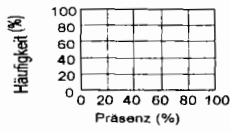
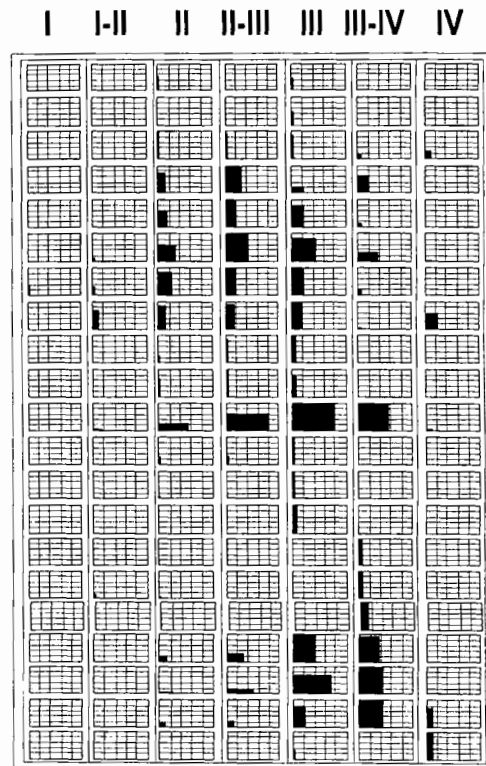


Abb. 9-9: Fortsetzung von Abb. 9-8, Erläuterung siehe dort.

Zoozoologisches Struktogramm **Gewässergüteklassen**  
für 7 Gewässergüteklassen



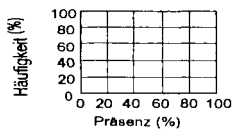
- Theromyzon tessulatum*
- Hemiclepsis marginata*
- Potamopyrgus jenkinsi*
- Gammarus pulex*
- Dendrocoelum lacteum*
- Glossiphonia complanata*
- Baetis vernus*
- Radix peregra*
- Glossiphonia heteroclita*
- Calopteryx splendens*
- Erpobdella octoculata*
- Erpobdella testacea*
- Stylaria lacustris*
- Dugesia lugubris*
- Gammarus tigrinus*
- Sialis fuliginosa*
- Lumbriculus variegatus*
- Helobdella stagnalis*
- Asellus aquaticus*
- Prodiamesa olivacea*
- Physa acuta*



Teil 3

Abb. 9-10: Fortsetzung von Abb. 9-8, Erläuterung siehe dort.

## Zoozoologisches Struktogramm für 7 Gewässergüteklassen



## Gewässergüteklassen

I I-II II II-III III III-IV IV

	I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV
<i>Ecclisopteryx</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Agapetus</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Glossosoma</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Philopotamus</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Liponeura</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Drusus</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Plectrocnemia</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Chaetopteryx</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Brachyptera</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Perlodes</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Protonemura</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Halesus</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Diamesa</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Helodes</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Potamophylax</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Amphinemura</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Leuctra</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Rhithrogena</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Rhyacophila</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Isoperla</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Atherix</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Nemoura</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Hexatoma</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Hydraena</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Ecdyonurus venosus</i> -Gruppe	■	■	■	■	■	■	■
<i>Ecdyonurus</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Rheotanytarsus</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Polycentropus</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Silo</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Dicranota</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Baetis</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Elmis aenea/mauguetii</i> -Gruppe	■	■	■	■	■	■	■
<i>Wiedemannia</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Hemerodromia</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Limnephilus</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Sphaerium</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Tipula</i> spp. s.l.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Tabanus</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Athripsodes</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Hydropsyche</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Pisidium</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Tubifex</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Hydroptila</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Caenis</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Proasellus</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■
<i>Sialis</i> spp.	■	■	■	■	■	■	■

Teil 1

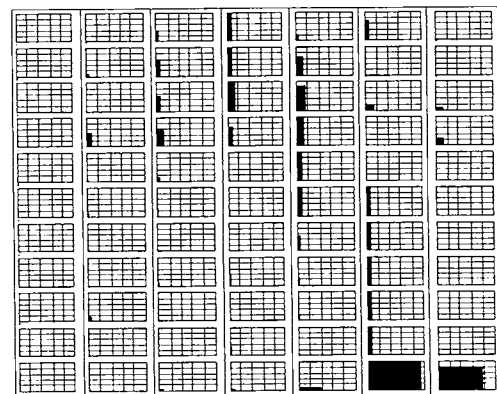
**Abb. 9-11:** Vorkommen der stetigsten und häufigsten **Gattungen** des Makrozoobenthos in den 7 Gewässergüteklassen des Saprobien-Systems nach LAWA in Fließgewässern Baden-Württembergs.

## Zoozöologisches Struktogramm für 7 Gewässergüteklassen

## Gewässergüteklassen

I I-II II II-III III III-IV IV

*Mystacides spp.*  
*Heptagenia spp.*  
*Haliphus spp.*  
*Macropelopia spp.*  
*Simulium spp.*  
*Gordius spp.*  
*Dytiscus spp.*  
*Laccophilus spp.*  
*Bezzia spp.*  
*Mesovelia spp.*  
*Chironomus thummi*-Gruppe



Teil 2

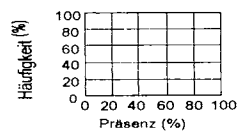
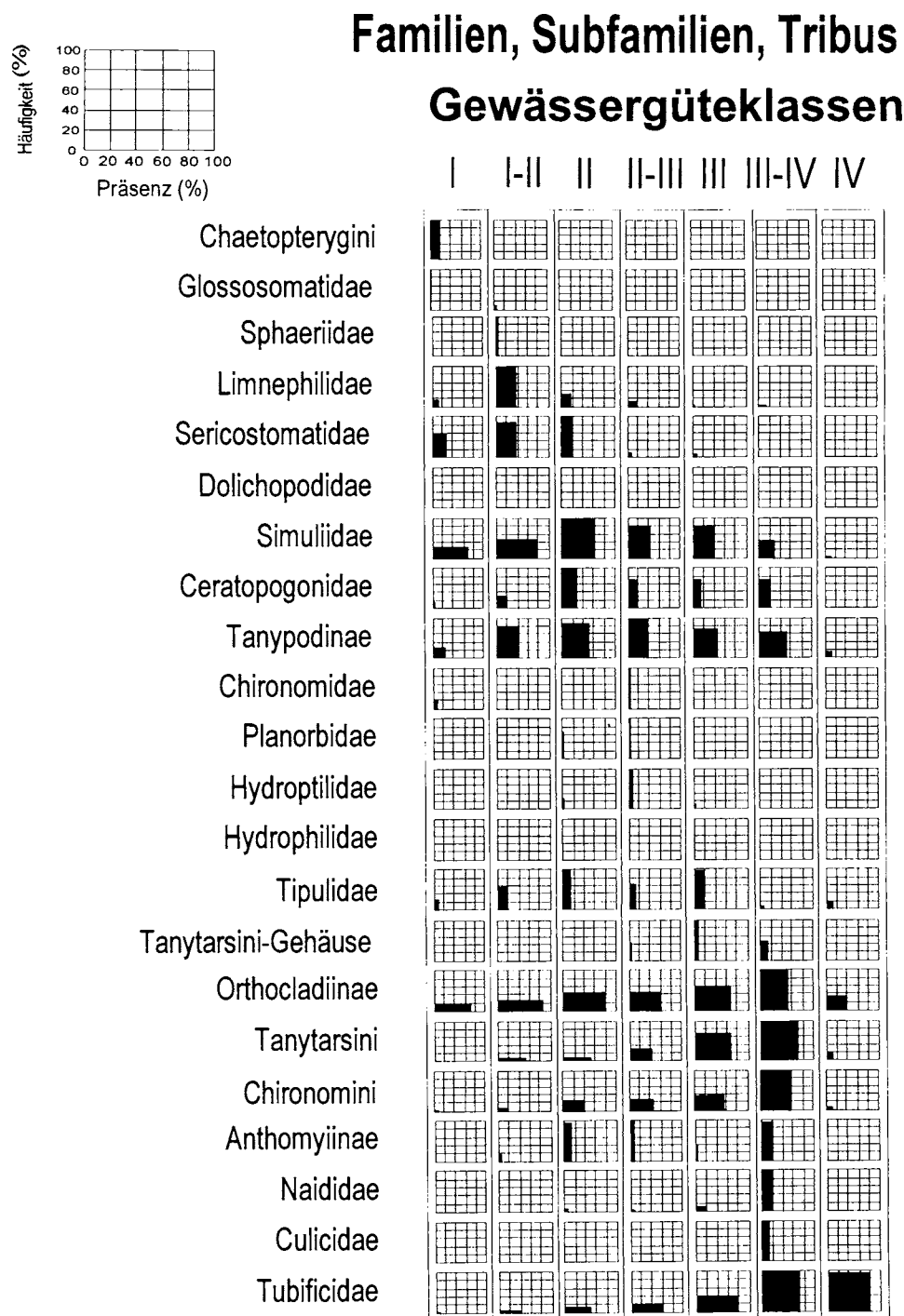


Abb. 9-12: Fortsetzung von Abb. 9-11, Erläuterung siehe dort.



**Abb. 9-13:** Vorkommen der stetigsten und häufigsten **Familien, Subfamilien und Tribus** des Makrozoobenthos in den 7 Gewässergüteklassen des Saprobien-Systems nach LAWA in Fließgewässern Baden-Württembergs.

Die zöologischen Struktogramme dienen dazu, die unterschiedliche Verteilung verschiedener Arten und Gattungen aus einer größeren Zahl von Fließgewässern über das Spektrum der Gewässergüteklassen zu verdeutlichen. Aus diesen Diagrammen ist erkennbar, dass die ökologische Aussageschärfe mit zunehmend höherem taxonomischen Niveau (von der Art über die Gattung zur Familie) erwartungsgemäß geringer wird. Deshalb sollten auch konventionelle Gewässergütebewertungen auf der Grundlage des Saprobien-systems möglichst auf Artniveau vorgenommen werden.

Die Diagramme der Verteilung benthischer Makroinvertebraten über die 7 Gewässergüteklassen des LAWA-Systems in Fließgewässern Baden-Württembergs sollen eine erste Grundlage liefern für die Entwicklung eines neuartigen Systems zur Bewertung der „ökologischen Qualität“ der Fließgewässer, das künftig von der Wasserrahmenrichtlinie der EU von den europäischen Ländern gefordert wird. Die bislang ausgewerteten Daten aus Baden-Württemberg werden zur Zeit im Rahmen des in Kapitel 11 erläuterten Forschungsvorhabens zur Entwicklung von biozönotischen Leitbildern zur Fließgewässerbewertung bei der Landesanstalt für Umweltschutz durch Daten aus den übrigen Bundesländern ergänzt.

Ziel dieses Vorhabens ist, durch Kombination aus regionalen geochemischen Aspekten mit längszonalen und Güteaspekten biozönotische Leitbilder für die Haupt-Fließgewässerlandschaften Deutschlands zu erstellen.



## 10 Ökologische Fließgewässerbewertung

Die Abwasserbelastung der meisten Fließgewässer in Deutschland ist in den letzten Jahrzehnten deutlich zurückgegangen. Dies ist nicht zuletzt auf die frühzeitige Bewertung mit der Gewässergütekarte auf der Grundlage von Bioindikatoren (des Saprobien-systems) zurückzuführen, die in regelmäßiger Folge die Gütedefizite, aber auch die stete Verbesserung der Gewässergüte auf anschauliche Weise dokumentiert hat.

Abb. 10-1 zeigt die Güteentwicklung der kartierten Fließgewässer des Landes Baden-Württemberg von 1968 bis 1998 (vgl. auch LfU, 1998). Bis zum Jahr 1986 wurde in Baden-Württemberg die Fließgewässergüte nach den Merkmalen **Belastung** und **Sauerstoffversorgung** in einem 5-stufigen Verfahren bewertet. Ab 1991 erscheint die Gütekarte als eine 7-klassige Bandkarte nach dem Verfahren der **LAWA**. Damit das 5-stufige ehemalige baden-württembergische Verfahren mit dem heutigen **LAWA**-Verfahren verglichen werden kann, wurden die 5 Belastungsstufen schematisch den Definitionsbereichen der 7 Güteklassen des **LAWA**-Verfahrens angepaßt (siehe Tab. 10-1).

**Tab. 10-1:** Stark vereinfachter Vergleich der 7 **LAWA**-Güteklassen mit den 5 Belastungsstufen des früheren baden-württembergischen Verfahrens (nach LfU, 1998).

Belastungsstufe B-W	Güteklasse LAWA
1	I + I - II
2	II
3	II - III
4	III
5	III - IV + IV

Aus Tab. 10-1 ergeben sich folgende Zusammenhänge:

- Die Belastungsstufen 2-4 sind vergleichbar mit den **LAWA**-Güteklassen II, II-III und III.
- Die Belastungsstufe 1 entspricht in etwa dem im **LAWA**-System stärker differenzierten Bereich der Güteklassen I und I-II.
- Die Belastungsstufe 5 kommt der **LAWA**-Güteklasse III-IV unter Einschluß der schlechtesten **LAWA**-Güteklasse IV am nächsten.

In der Farbgebung wurden in Abb. 10-1 (oben) die Belastungsstufen 2-4 den korrespondierenden **LAWA**-Klassen angeglichen. Für die Belastungsstufe 1 bzw. 5 wurde die Farbe hellblau bzw. orange gewählt (**LAWA**-Klasse I-II bzw. III-IV).

Nach diesem Schema läßt sich die Güteentwicklung seit Beginn der landesweiten Gütekartierung im Jahr 1968 bis zum heutigen Stand näherungsweise über einen Zeitraum von nunmehr 30 Jahren hinweg vergleichen.

Die dort ablesbare positive Entwicklung seit Beginn der Beobachtungen ist das Ergebnis des Baus und Ausbaus der Kläranlagen bei Kommunen und Industrie.

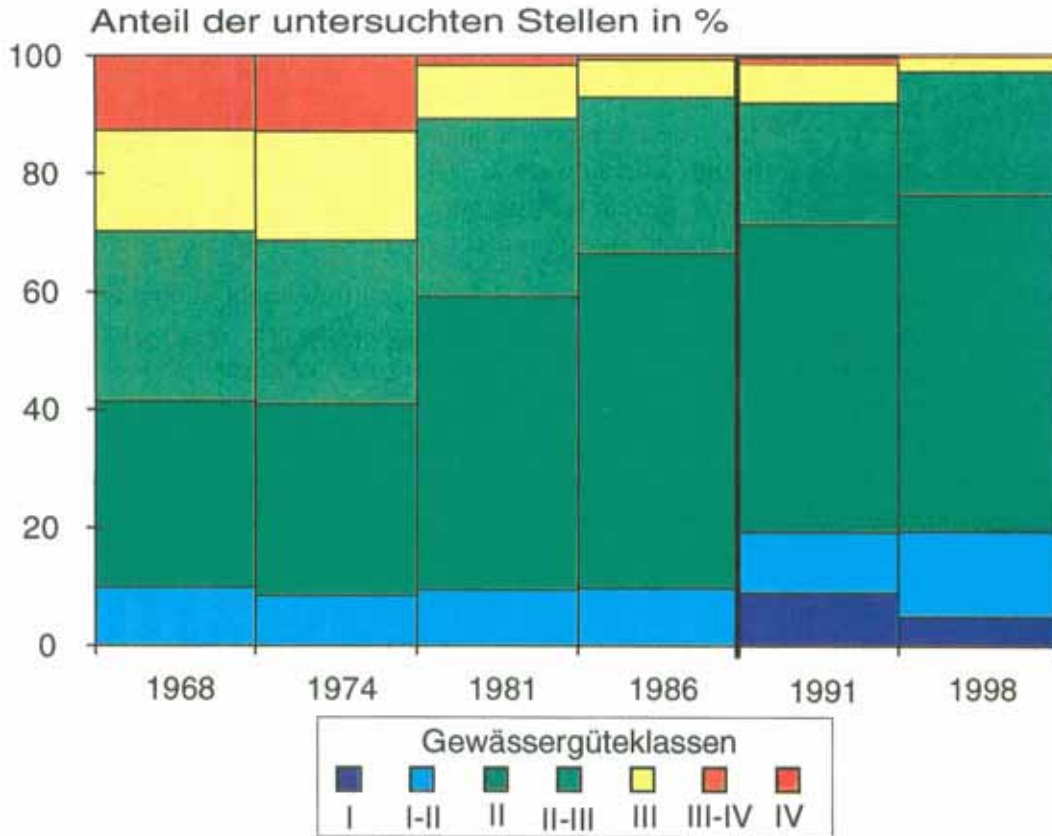


Abb. 10-1: Entwicklung der Gewässergüte in Baden-Württemberg im Laufe der letzten 30 Jahre von 1968 bis 1998 (nach LfU 1998a).

Inzwischen sind in den meisten Bundesländern die Gütekarten dank verbesserter Abwasserbehandlung überwiegend dunkelgrün (= Güteklasse II) geworden. Eine mäßige Belastung bedeutet jedoch nicht, dass die Gewässersituation in jeder Beziehung befriedigend sein muß und dass kein Handlungsbedarf für einen weitergehenden Gewässerschutz mehr besteht. Mit dem bewährten Instrument des Saprobien-systems waren merkliche spezifische Abwasserbelastungen gut erkenn- und bewertbar. Andere Gewässerbelastungen wie Salzbelastungen, Eutrophierung oder durch technischen Gewässerausbau bedingte Störungen der Biozönosen sind mit dem Saprobien-system nicht erfassbar und deshalb nicht bewertbar.

Eine Gewässerbewertung, die mehr als nur die Belastung durch leicht abbaubare organische Stoffe aus dem Abwasser beurteilen will, muß in der Lage sein, die verschiedensten Störungen des Ökosystems Fließgewässer zu erkennen und darzustellen. Das bereits im Saprobien-system bewährte Instrument der biologischen Indikation von Belastungen muß bei einer ökologischen Bewertung der Fließgewässer als integrierende Bewertungsgröße im Zentrum der Betrachtung stehen. Die **Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union (EU)** sieht eine Bewertung der „ökologischen Qualität“ der Gewässer vor, bei der die Biozönosen unbeeinträchtigter Gewässer als Bewertungsbasis im Vordergrund stehen.

Die folgenden Ausführungen wurden zwischenzeitlich von BRAUKMANN & PINTÉR (1997) publiziert.

Der Entwurf der **EU-Wasserrahmenrichtlinie** (im folgenden abgekürzt mit **WRR**) über die ökologische Qualität der Gewässer erfordert eine gesamtheitliche Bewertung des Fließgewässerszustandes unter Anwendung der in den Anhängen genannten Kriterien.

Die Bewertung der ökologischen Qualität der Fließgewässer sollte nach den Vorstellungen der EU-Kommission in dreijährigen Abständen wiederholt werden. Wird dabei eine schlechtere als die in Anhang 2 spezifizierte „gute ökologische Qualität“ attestiert, so sind alle europäischen Mitgliedsstaaten verpflichtet, Sanierungspläne zu entwickeln und diese alsbald umzusetzen.

Damit wird zukünftig die Wasserrahmenrichtlinie das maßgebende Instrumentarium der Gewässerschutzpolitik und des wasserwirtschaftlichen Vollzuges.

Derzeit gibt es weder in der Bundesrepublik noch, soweit bekannt, in anderen Mitgliedsstaaten ein fachliches Verfahren, das einer ökologischen Bewertung der Fließgewässer nach den Kriterien und der Spezifikation der EU-Richtlinie gerecht wird. Vielmehr wurden zwar einzelne Aspekte der ökologischen Qualität erhoben und bewertet (chemisch, biologisch, morphologisch), eine zusammenfassende integrale Bewertung der ökologischen Qualität fehlt jedoch. Dieses fachliche Defizit und die Notwendigkeit, alsbald für den Vollzug der EU-Richtlinie über ein geeignetes, fachgerechtes und praktikables Verfahren zu verfügen, veranlaßte das Umweltministerium in Baden-Württemberg, die LfU mit der Erarbeitung eines fachlichen Konzeptes zu beauftragen.

## 10.1 Ziele

Das vorliegende Konzept soll:

- Die Grundsätze eines Verfahrens für die Bewertung der ökologischen Qualität der Fließgewässer unter den Gesichtspunkten der fachlichen Angemessenheit und Praktikabilität aufzeigen. Bewährte Verfahren der Fließgewässerüberwachungspraxis sind weitgehend zu berücksichtigen. Die Spezifikation des Verfahrens bleibt Gegenstand weitergehender Erkundungen und Festlegungen.

- Die Konsequenzen einer ganzheitlichen ökologischen Klassifizierung des Gewässerzustandes für die künftige Fließgewässerüberwachung skizzieren.
- Den erforderlichen Umfang von Erhebungen und deren Kosten aufzeigen.
- Empfehlungen für die weitere Vorgehensweise geben.

## 10.2 Grundsätze der EU-Wasserrahmen-Richtlinie

### 10.2.1 Bewertungsgrundsatz, Bewertungsbasis

Die WRR gibt eindeutig das Grundprinzip einer ökologischen Gewässerbewertung und deren Umsetzung vor. Bewertungsgrundsatz ist die Orientierung an den „ungestörten Bedingungen in dem betreffenden Ökosystem“.

Nutzungsorientierte Bewertungsverfahren sind in diesem Zusammenhang für die Erfüllung des WRR-Kriterien- u. Zielkatalogs nicht vorgesehen.

Anhang I der ehemaligen Ökologierichtlinie umfasste folgenden Kriterienkatalog; die Reihenfolge der einzelnen Kriterien ist nachfolgend aus Gründen des sachlichen Zusammenhangs umgestellt:

- Vielfalt verschiedener Gruppen aquatischer Lebensgemeinschaften sowie Organismen mit „ökologischen Schlüsselfunktionen“,
- Sauerstoffhaushalt,
- Schadstoffe in Wasser, Sedimenten und Organismen,
- Aufbau und Qualität der Sedimente,
- Ufer- und Küstengebiete, natürliche Schönheit,
- Krankheitsrate bei Pflanzen u. Tieren.

Diese Inhalte der ehemaligen Ökologie-Richtlinie wurden inzwischen durch die folgenden wesentlichen Inhalte der Wasserrahmenrichtlinie der EU (EU-WFD (1998)) ersetzt, die nachfolgend zusammengefasst dargestellt werden.

### 10.2.2 Inhalte der EU-Wasserrahmenrichtlinie

Die EU Wasserrahmenrichtlinie beschreibt in der letzten Fassung vom Juni 1998 die Arten oder Typen von Oberflächengewässern, deren ökologische Qualität von den europäischen Mitgliedsstaaten zu erfassen und zu bewerten sein wird. Es werden folgende Kategorien unterschieden: Flüsse, Seen, Übergangsgewässer, Küstengewässer sowie künstliche oder anthropogen erheblich veränderte Oberflächengewässer. Im folgenden werden von den hier aufgeführten Kategorien nur die Fließgewässer weiter behandelt.

In der Richtlinie werden für die genannten Gewässertypen zunächst die Kriterien für die Festlegung von typenspezifischen Referenzbedingungen angeführt. Hierunter sind die vom Menschen möglichst wenig beeinflussten, unter heutigen Gegebenheiten vorhandenen Gewässerzustände zu verstehen, die im deutschen Sprachgebrauch in den letzten Jahren mit dem Begriff „Leitbild“ umschrieben worden sind. Weiter werden allgemeine Angaben zur Ermittlung von anthropogenen Belastungen der Gewässer gemacht, die im einzelnen nach diversen EG/EWG-Richtlinien bestimmt werden müssen, auf die in der Wasserrahmen-

richtlinie bezug genommen wird. Die in der Richtlinie spezifizierten typologischen Kategorien werden nachfolgend aufgeführt.

#### Europaweite Definition von Ökoregionen (ecoregions)

##### 18 biogeographische Regionen nach ILLIES (1978) für Mitteleuropa, beispielsweise:

- Gebiet 4: Alpen
- Gebiet 8: Westliches Mittelgebirge
- Gebiet 9: Zentrales Mittelgebirge
- Gebiet 14: Zentrales Flachland

#### Definition von Ökotypen (ecotypes)

##### System A

##### Höhenzonale Typologie

- Hochland >800 m
- Mittelgebirge 200 - 800 m
- Tiefland < 200 m

##### Typologie nach Größe des Einzugsgebiets (km<sup>2</sup>)

- klein < 100
- mittel 100 - 1.000
- groß 1.000 - 10.000
- sehr groß >10.000

##### Typologie nach Geologie

- karbonatisch
- silikatisch
- organisch

##### System B

Physikalische und chemische Faktoren, die in ihrer Kombination den Ökotyp bestimmen und damit dessen Biozönosen in Struktur und Zusammensetzung beeinflussen:

##### Obligatorische Faktoren

- Höhenlage
- Geographische Breite
- Geographische Länge
- Geologie
- Einzugsgebietsgröße

##### Optionale Faktoren

**Tab. 10-2:** Optionale Typen-Faktoren der EU-Wasserrahmenrichtlinie.

Entfernung v. d. Quelle	Form des Haupt-Flussbetts	mittlere Substrat-Zusammensetzung
Strömungsenergie (Funktion von Strömung und Gefälle)	Abfluss-Kategorie	Chlorid
mittlere Wasserspiegelbreite	Talform	Bereich der Lufttemperatur
mittlere Wassertiefe	Feststofftransport	mittl. Lufttemperatur
mittleres Gefälle	Alkalinität	

## Typen-Parameter

### Hydromorphologische Parameter, z. B.

- Hydrologisches Regime
- Menge und Dynamik des Abflusses, inclusive
- Verbindung zum Grundwasser
- Längskontinuum (River Continuity)
- Morphologische Elemente
- Breitenvariabilität, Struktur und Substrat der Sohle, Struktur des benthischen und des Uferbereichs

### Biologische Parameter

Zusammensetzung und Abundanz der

- aquatischen Flora
- benthischen Invertebraten-Fauna
- Fischfauna

### Chemische und physiko-chemische Parameter zur Unterstützung der biologischen Parameter

- Wassertemperatur
- Sauerstoff-Haushalt
- Leitfähigkeit (Salzgehalt)
- pH
- Säurestatus (Azidität)
- Nährstoff-Konzentration
- weitere Substanzen gemäß Anhang VIII

## Anhang V

**Anhang V** der Richtlinie gibt Qualitätskomponenten für die Bewertung der ökologischen Qualität der Oberflächengewässer vor. Nachfolgend werden nur die fließgewässerrelevanten Komponenten berücksichtigt.

### Biologische Komponenten:

- Zusammensetzung und Abundanz der Gewässerflora
- Zusammensetzung und Abundanz der benthischen Wirbellosen-Fauna (Makrozoobenthos)
- Zusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna

### Hydromorphologische Komponenten in Ergänzung der biologischen Komponenten

- Wasserhaushalt
  - Menge und Dynamik des Abflusses
  - Verbindung zum Grundwasser
- Durchgängigkeit (Kontinuität)
- Morphologische Bedingungen
  - Tiefen- und Breitenvariabilität
  - Struktur und Substrat des Gewässerbetts
  - Struktur der Uferzone

### Chemische und physikalisch-chemische Komponenten in Ergänzung der biologischen Komponenten

- Thermische Bedingungen
- Sauerstoffhaushalt
- Salzgehalt
- Versauerungszustand
- Nährstoffstatus

Weiterhin werden spezifische Schadstoffe, unterteilt in „prioritäre“ und „sonstige“ Stoffe zu den chemischen Komponenten gerechnet.

Nachfolgend werden in der Richtlinie für alle Oberflächengewässer-Kategorien in tabellarischer Form die ersten drei von insgesamt fünf zu unterscheidenden Klassen der ökologischen Qualität näher charakterisiert. Die Wasserrahmenrichtlinie sieht folgende Klasseneinteilung der ökologischen Qualität vor:

### Klassifikation des Ökologischen Zustandes (Ecological status)

Tab. 10-3: Charakterisierung der Klassen des Ökologischen Zustandes.

Grad der Abweichung vom Leitbild (Referenz-zustand) (Reference Conditions)		Qualität (Ecological status)	Farbe
EQR 1 - >0,95	Sehr gering beeinträchtigt (Minimal impact)	hoch (high)	blau
EQR 0,95-0,8	Gering beeinträchtigt (Slight impact)	gut (good)	grün
EQR 0,8-0,6	Stark beeinträchtigt (Serious impact)	mäßig (moderate)	gelb
EQR 0,6-0,3	Sehr stark beeinträchtigt (Severe impact)	schlecht (poor)	orange
EQR <0,3	Übermäßig beeinträchtigt (Very severe impact)	sehr schlecht (bad)	rot

**Erläuterung:** EQR = Environmental Quality Ratio, Verhältnis Beobachteter Zustand/Erwarteter Zustand (des Leitbildes)

### 10.2.3 Fachliche Anmerkungen zu den Bewertungskriterien

Die meisten angeführten Kriterien der ehemaligen Ökologierichtlinie und der gegenwärtigen WRR beschreiben wesentliche Eigenschaften der Fließgewässerökosysteme und werden den wichtigsten Komponenten dieser aquatischen Ökosysteme gerecht.

Der Kriterienkatalog für die „gute ökologische Qualität“ von Gewässern in der ehemaligen Ökologierichtlinie ging weit über bisher vorhandene Richtlinien, z. B. EU-Richtlinien (EWG 78/659, EWG 76/160, EWG 75/440) (nach CORING & KÜCHENHOFF (1994) hinaus. Auch wenn die Palette der zur Bewertung der ökologischen Qualität heranzuziehenden Organismengruppen in der Wasserrahmenrichtlinie beträchtlich eingeschränkt wurde, gilt dies prinzipiell auch für die gegenwärtigen Kriterien und Zielvorstellungen der Wasserrahmenrichtlinie.

Die dort formulierten ökologischen Anforderungen unterstützen das Gebot des § 1a des WHG, der Gewässer als „Bestandteile des Naturhaushalts“ behandelt. Diese klare Untermauerung des **Eigenwertes der Fließgewässer als Ökosysteme** durch die WRR ist aus fachlicher ökologischer Sicht ebenso wie unter dem Aspekt des Gewässer- und Naturschutzes ausdrücklich zu begrüßen.

## 10.3 Bisherige ökologische Bewertungsansätze

Eine aktuelle Zusammenstellung moderner Verfahren bzw. Konzepte zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern geben FRIEDRICH & LACOMBE (1992). Die wesentlichen Bewertungsprinzipien und -kriterien der dort aufgeführten Arbeiten aus Deutschland, der Schweiz, Österreich und den Niederlanden sind in Tab. 14-5 synoptisch dargestellt. Hinsichtlich der zur Bewertung berücksichtigten Kriterien lassen sich die Verfahren nach ihren Schwerpunkten zu folgenden Gruppen zusammenfassen:

- biologische Verfahren,
- morphologische Verfahren,
- chemische Verfahren,
- Kombination aus allen.

Das Spektrum der Verfahren reicht von sehr spezifischen Ansätzen, die nur ein oder wenige Gewässermerkmale zur Bewertung heranziehen, z. B. Ernährungsformtypen bei wirbellosen Organismen des Gewässergrundes, bis zu sehr umfassenden und eher grundsätzlichen Ansätzen, die einen auf unterschiedliche Fragestellungen zugeschnittenen, insgesamt sehr umfangreichen Kriterienkatalog beinhalten.

Gemeinsam ist den meisten dieser Verfahren, dass sie sich bei der Bewertung auf den naturnahen Gewässerzustand als Maßstab beziehen. In der überwiegenden Mehrzahl bewerten die Verfahren die Abweichung des festgestellten Ist-Zustands vom realen oder potentiellen, abstrahierten naturnahen Zustand.

Über die genannten Arbeiten hinaus gibt es in verschiedenen anderen Ländern der EU zahlreiche ökologische Verfahren zur Fließgewässerbewertung. So wurden in jüngster Zeit nach FRIEDRICH (pers. Mitt.) in England verschiedene Methoden entwickelt, von denen die folgenden beiden im Vordergrund stehen:

- RIVPACS (s. Kap. 8): Ein Verfahren, das die Gewässer aufgrund komplexer statistischer Vergleiche realer mit theoretisch berechneten Wirbellosen-Lebensgemeinschaften beurteilt.
- River Habitat Survey: Ein dem deutschen Ansatz der Gewässerstrukturgütebewertung verwandtes Verfahren zur Beurteilung morphologischer Gewässereigenschaften.

Im Rahmen dieses Strategiepapiers war es nicht möglich, einen umfassenden Überblick über die Vielzahl ökologischer Bewertungsverfahren innerhalb der EU zu gewinnen. Um einen solchen geben zu können, und um die in der Literatur vorhandenen Methoden oder Ideen für die Entwicklung eines brauchbaren Verfahrens im Zusammenhang mit der EU-Wasserrahmen-Richtlinie verwerten zu können, erscheint eine intensive Literaturstudie zu diesem Thema geboten (s. Ziffer 7.1).

In Österreich wurde mit der ÖNORM (1995) das Prinzip der ökologischen Funktionsfähigkeit in die nationale Gewässerüberwachung und Gesetzgebung eingeführt. Hierunter ist nach ÖNORM (1995) die „Fähigkeit zur Aufrechterhaltung des Wirkungsgefüges zwischen dem in einem Gewässer und seinem Umland gegebenen Lebensraum und seiner organismischen Besiedelung entsprechend der natürlichen Ausprägung des betreffenden Gewässertyps“ beschrieben. Maßgebliche Ausführungen zu diesem Thema finden sich bei CHOVANEC et al. (1994) und MOOG & CHOVANEC (1998). Die ÖNORM stellt - orientiert an der Gewässertypologie - umfangreiche Definitionen ökologischer Begriffe zu Fragen der Gewässerbewertung bis in weitreichende methodische Details hinein für österreichische Fließgewässer zusammen.

## 10.4 Vorschläge für ein „integriertes“ Verfahren zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern in zwei Varianten

Bei allen folgenden Überlegungen zu einem Konzept zur „Integrierenden“ ökologischen Bewertung von Fließgewässern fanden die Worte von HYNES (1963) Beachtung, die mahnen: "A rigid system can only lead to rigidity of thought and approach". Ein simples, unflexibles Verfahren kann komplexen Fließgewässer-Ökosystemen nicht gerecht werden. Es dient weder wissenschaftlicher Erkenntnis, noch ist es von praktischem Wert. Der



ökologische Zustand eines Fließgewässerökosystems umschreibt ein äußerst komplexes strukturelles und funktionelles Gefüge aus Lebensraum und Lebensgemeinschaft.

Das Vorkommen von Organismen in einem Fließgewässer hängt von einer Fülle verschiedenartiger Faktoren (Wirkungsgrößen) ab, die im Wesentlichen zu den Gruppen ökologischer, d. h. naturgegebener Faktoren und anthropogener Faktoren zusammengefasst werden können.

Je nachdem, ob die naturgegebenen Faktoren oder die - in der Regel als Belastungs- oder Störungsfaktoren wirkenden - anthropogenen Faktoren vorherrschen, zeigt die Zusammensetzung einer Lebensgemeinschaft (Biozönose) entweder einen naturnahen oder einen gestörten Zustand des Ökosystems an.

Störungen können sich in Fließgewässern äußern z. B.:

- im Sauerstoffhaushalt,
- im Nährstoffhaushalt der Gewässer,
- regional durch toxische Wirkungen von Schadstoffen, durch Versalzung, Versauerung, unnatürliche Erwärmung usw.

Durch Gewässerausbau und Gewässerunterhaltungsmaßnahmen im Gewässerbett (z. B. Begradigung, naturferner Sohlen- und Uferverbau, Räumung usw.) können die hydromorphologischen Verhältnisse in Fließgewässern beeinträchtigt werden.

Das Vorkommen einer gegebenen Biozönose kann für die praktische Gewässerzustandsbeurteilung somit in **integrierender** Weise Auskunft über die Art, Intensität und Konstellation **aller im Ökosystem wirksamen Faktoren** geben. Die **biozönotische Bioindikation** steht deshalb als integrierendes Instrument zur Bewertung des ökologischen Zustandes eines Fließgewässers im Vordergrund eines gesamtheitlichen Beurteilungsverfahrens.

Ergänzend zur biologischen Bewertung müssen auch die **Lebensraumstrukturen** selbst, z. B. Stömungs- und Substratverhältnisse in ihrer Bedeutung für die Lebensgemeinschaft zu einer echten „**ökomorphologischen**“ Bewertung von Fließgewässern herangezogen werden.

Erst aus der gemeinsamen Betrachtung von Lebensgemeinschaft und Lebensraum ergibt sich ein letztlisches Urteil über die ökologische Qualität eines Fließgewässers. Eine integrierende ökologische Bewertung sollte in der nachfolgend skizzierten Weise durch Verknüpfung biologischer, morphologischer und, im Bedarfsfall, auch chemischer Aspekte, eine zusammenfassende Aussage über den Grad der Störung eines Fließgewässerökosystems geben können.

Aus **grundsätzlichen Überlegungen** erscheint es sinnvoll, Fließgewässer in **zwei Gruppen** zu gliedern:

Natürlich entstandene Fließgewässer (Bäche bis Ströme), (nachfolgend als natürliche Gewässer bezeichnet).

Vom Menschen geschaffene, künstliche Fließgewässer (Gräben, Kanäle) (nachfolgend als künstliche Gewässer bezeichnet).

Zur Gruppe der **natürlichen** Fließgewässer können auch solche gezählt werden, deren Entstehungsgeschichte unbekannt ist oder deren anthropogener Ursprung nicht mehr erkennbar ist, wie z. B. bei vielen Fließgewässern der Lüneburger Heide.

Bäche, kleine und mittelgroße Flüsse sind allein wegen ihrer großen Anzahl von besonderer Bedeutung. Ihre Mannigfaltigkeit läßt eine ordnende Kategorisierung, eine Typisierung ihrer Erscheinungsformen, wie nachfolgend dargestellt, zweckmäßig erscheinen.

Größere Flüsse und Ströme stellen individuelle Einzelgewässer dar, die sich weniger gut typisieren lassen als kleinere Gewässer. Sie sind demgemäß auch als individuelle Gewässer mit ihren flussgebietspezifischen Eigenschaften zu betrachten. Bei **künstlichen** Fließgewässern ist eine Orientierung am naturnahen Zustand prinzipiell widersinnig, da es sie von Natur aus überhaupt nicht gibt. Deshalb müssen bei vom Menschen geschaffenen, künstlichen Fließgewässern andere Maßstäbe als der naturnahe Zustand zur Bewertung hervorgehoben werden wie etwa bestimmte Mindestanforderungen an die stoffliche Wasserqualität.

**Gründe der praktischen Gewässerüberwachung** lassen es **zweckmäßig** erscheinen, die obige prinzipielle Gliederung der Fließgewässer in natürlich und anthropogen entstandene Gewässer wie folgt zu modifizieren:

Die Kategorie der **natürlichen** Fließgewässer wird deshalb **aufgeteilt** in Bäche bis mittelgroße Flüsse und große Flüsse und Ströme.

Für Bäche bis mittelgroße Flüsse wird das unter 5.1 beschriebene Bewertungsverfahren vorgeschlagen, für große Flüsse und Ströme wird gemeinsam mit den künstlichen Gewässern eine unter 5.2 näher erläuterte eigene Bewertungsvariante vorgestellt.

Mit erster Priorität sind Verfahren zur Bewertung **natürlicher** Fließgewässer zu entwickeln. Aus praktischen Gründen, insbesondere aus Kostengründen, empfiehlt es sich, für kleine bis mittelgroße natürliche Fließgewässer den Schwerpunkt bei der Erfassung und Bewertung ihres ökologischen Zustandes mehr auf die biologische und morphologisch-strukturelle Komponente zu legen als auf die flächenhafte Erhebung chemischer Daten. In den Fällen, in denen - voraussichtlich hauptsächlich bei größeren Fließgewässern - ausreichendes chemisches Datenmaterial für eine Zustandsbewertung vorliegt, sollte dieses selbstverständlich für eine integrale ökologische Bewertung auch verwendet werden.

#### 10.4.1 Verfahren 1: Bewertungsgrundlagen für Bäche bis mittelgroße Flüsse

Das nachfolgend skizzierte Verfahren gilt für kleine bis mittelgroße Fließgewässer der Kategorien Bäche bis mittelgroße Flüsse. In Baden-Württemberg fallen unter diese Gruppe alle Fließgewässer des Landes mit Ausnahme des Rheins und des staugeregelten Neckars ab Plochingen. Diese Gruppe umfasst Gewässer sehr unterschiedlicher Größenordnungen und Erscheinungsformen.

Um den bedeutsamen Unterschieden in ihren wesentlichen Merkmalen bei einer ökologischen Beurteilung gerecht zu werden, müssen für die Bewertung bestimmte Voraussetzungen erfüllt werden.

#### 10.4.2 Grundvoraussetzungen für ein ökologisches Bewertungsverfahren

#### 10.4.3 Typisierung von Fließgewässern

Die meisten in Europa bislang existierenden Verfahren zur Bewertung der stofflichen Belastung fließender Gewässer durch sauerstoffzehrende organische Substanzen (Saprobien-system und analoge Systeme) stellen ausnahmslos „**Einheitsverfahren**“ dar. Eine ausführliche, kritische Übersicht über diese Verfahren geben ILLIES & SCHMITZ (1980), UEBERBACH (1989) und CORING & KÜCHENHOFF (1994). Diese Verfahren zur herkömmlichen biologi-

schen Gütebeurteilung bewerten alle Fließgewässer, unabhängig von ihrem Typ, nach einem schematisch festgelegten System.

Im Gegensatz hierzu muß ein Bewertungsverfahren, das den Anforderungen der WRR genügen will und sich hierzu auf den ungestörten Zustand der Fließgewässer als Bewertungsgrundlage bezieht, beachten, dass es **keinen einheitlichen** ungestörten ökologischen Zustand **der** Fließgewässer schlechthin gibt.

Ungestörte ökologische Verhältnisse sind entsprechend den sehr vielfältigen Erscheinungsformen der Fließgewässer sehr mannigfaltig. Allein in den gemäßigten Breiten Mitteleuropas gibt es Quellbäche, Flüsse, Ströme, Gebirgsbäche, Flachlandflüsse usw.. In den verschiedenen Klimaregionen ganz Europas ist das Spektrum der Fließgewässer noch erheblich umfangreicher und reicht vom Gletscherbach Norwegens bis zu temporären mediterranen Flüssen Portugals.

Für die Fließgewässerkategorie der Bäche des alten Bundesgebiets haben eingehende typologische Untersuchungen von OTTO & BRAUKMANN (1983), BRAUKMANN (1987), gezeigt, dass die morphologischen und biozönotischen Unterschiede zwischen Gebirgs-, Berg- und Flachlandbächen so beträchtlich sind, dass eine **einheitliche Charakterisierung des naturnahen Zustands** von Fließgewässern als Bewertungsgrundlage **prinzipiell nicht in Betracht** kommen kann.

Ein bewährtes und praktikables Hilfsmittel zur systematischen gewässeradäquaten Ordnung der Vielfalt der Gewässer ist die **Typisierung**.

Eine Typisierung der verschiedenen Fließgewässer vom Hochgebirge bis zum Flachland und vom Quellbereich kleinster Bäche bis zum Mündungsbereich großer Ströme ist für die Praxis der Bewertung der methodisch geeignete Weg, der zwischen der unüberschaubaren individuellen Vielfalt der Fließgewässer und einem Einheitsverfahren vermittelt.

Eine Einteilung der Fließgewässer in grundlegende Typen sollte praktikabel und überschaubar sein. Bei der Gliederung der Fließgewässer in Typen sind **2 grundlegende Prinzipien** zu berücksichtigen:

Zonale Aspekte: Längszonierung (z. B. Rhithron, Potamon (ILLIES et al., 1961), Ober-, Mittel-, Unterläufe, Gewässergröße, hydrologische Gewässer-Ordnungen

Regionale Aspekte: Gebirgs-, Berg- und Flachlandgewässer, ggf. nach geochemischen Haupttypen unterteilbar, und zwar in Silikat- u. Karbonatgewässer (gemäß OTTO & BRAUKMANN 1983).

Hieraus ergibt sich durch Kombination aus zonalen und regionalen Gesichtspunkten ein System aus 6 grundlegenden Fließgewässertypen:

- Gebirgsbäche und -flüsse,
- Bergbäche und -flüsse,
- Flachlandbäche und -flüsse (s. auch Abb. 1-2).

Zumindest die Kategorie der Bäche kann noch weiter in Silikat- und Karbonattypen untergliedert werden. Insgesamt können somit im ersten Ansatz bis zu 12 Fließgewässertypen differenziert werden. Ob sich eine weitergehende Unterteilung in verschiedene **Talformtypen** (OTTO (1991), LAWA (1994)) oder auf der Grundlage der **naturräumlichen Gliederung** Deutschlands oder gar ganz Europas als notwendig oder sinnvoll erweist, bleibt vorerst offen. Für die Zusammensetzung regionaler typischer Fließgewässerbiozöten sind sehr wahrscheinlich regionale geologische Typen ausschlaggebend.

#### 10.4.4 Ökologische Leitbilder verschiedener Fließgewässertypen

Der erste und bei weitem wichtigste Schritt zur Entwicklung eines ökologischen Bewertungssystems für Fließgewässer ist die Charakterisierung des naturnahen Zustandes der o.g. regionalen/-zonalen Fließgewässertypen im Sinne „ökologischer Leitbilder“ nach den Kriterien der WRR.

Die Erarbeitung von „Leitbildern“, die als Beschreibung des „heutigen potentiellen naturnahen Zustandes“ unterschiedlicher Fließgewässertypen aufzufassen sind, ist die entscheidende Voraussetzung für die Entwicklung eines typenorientierten Bewertungssystems und einer analogen Umsetzung ökologischer Qualitätsziele nach der WRR.

Unter dem „**heutigen potentiellen natürlichen/naturnahen Gewässerzustand**“ ist in Anlehnung an LAWA (1994) derjenige Gewässerzustand zu verstehen, der sich unter heutigen klimatischen Verhältnissen und unter dem Einfluss einer naturnahen Waldlandschaft einstellen würde. Ansätze zu derartigen interdisziplinären Leitbildern sind z. B. für Baden-Württemberg von BOSTELMANN et al. (1993) erarbeitet worden.

Eine erste überschlägige Durchsicht neuerer Literatur zu bestehenden Bewertungskonzeptionen in Ländern der EU (näheres s. Kapitel 12, Literatur) zeigt, dass in mehreren europäischen Ländern von einer wachsenden Zahl von Autoren der Ansatz einer Fließgewässerbewertung auf der Basis ihres naturnahen Zustands propagiert wird. Darüber hinaus wird das Erfordernis einer Gewässertypisierung zunehmend betont (Deutschland, England, Niederlande, Österreich, Schweiz).

Obwohl bei allen derartigen Ansätzen stets vom natürlichen/naturnahen Zustand verschiedener Gewässertypen als Bewertungsgrundlage ausgegangen wird, existiert bislang noch keine systematische Beschreibung naturnaher Lebensgemeinschaften und Gewässerstrukturen verschiedener Fließgewässertypen, weder für ein Bundesland noch für ein größeres Gebiet (Bundesrepublik). Eine solche ist jedoch Grundvoraussetzung für eine ökologische Gewässerbewertung.

#### 10.4.5 Aufbau des Bewertungsverfahrens

Das Bewertungsverfahren sollte grundsätzlich

1. ein **offenes Verfahren** sein, und zwar im Hinblick auf:
  - die Zahl und Art der Gewässertypen,
  - die Zahl und Art der Erhebungs- und Bewertungsparameter (vorerst nur Gerüst),
  - die Zahl der Bewertungsstufen bzw. -klassen.
2. Inhaltlich und im Aufbau kompatibel sein mit den bisher bereits bestehenden Fließgewässer-Bewertungsverfahren (z. B. Saprobie-Gütekarte, Strukturgütekarte, Säurekarte).

Es sollte bereits bei der Erfassung der fließgewässerrelevanten ökologischen Merkmale im Sinne der WRR berücksichtigt werden, dass die bisher erfassten Parameter zur Ermittlung der biologischen Gewässergüte (Saprobie) oder des Säurezustands vorerst weiterhin ermittelt werden können. Der Aufbau des integrierten Bewertungssystems sollte inhaltlich und formal in engem Bezug stehen zu einer weitergehenden, spezifischeren thematischen Bewertung verschiedener gewässerökologischer Aspekte (Güte, Struktur usw.) mit dem Ziel, Ursachen spezifischer Störungen zu ermitteln und thematisch in Gestalt eines „Ökologischen Gewässer-Atlanten“ darzustellen.

### 10.4.6 Klassifikation

Für den ersten Entwurf eines integrierten Bewertungssystems wurden ursprünglich **4 Bewertungs-Klassen** vorgeschlagen, die als Grundgerüst den Haupt-Güteklassen der gegenwärtigen 7-stufigen Saprobie-Gütekarte angelehnt sind und sich an den Definitionen der Stufen 1, 3, 5, 7 der neuesten Fassung des LAWA-Struktur Gütekartierungsverfahrens orientieren, die wie folgt lauten:

**Tab. 10-4:** Vorschlag einer vorläufigen Klasseneinteilung.

Vorschlag Klasse	Klasse der Struktur Gütekarte LAWA	Grad der Beeinträchtigung	„Ökologische Qualität“ der Fließgewässer	Farbe
1.	1	kaum beeinträchtigt	sehr gut	blau
2.	2 + 3	gering bis mäßig beeinträchtigt	noch gut	grün
3.	4 + 5	deutlich beeinträchtigt bis merklich geschädigt	nicht ausreichend	gelb
4.	6 + 7	stark bis übermäßig geschädigt	schlecht	rot

Eine spätere Erweiterung auf 7 Stufen mit dieser Grundform einer Klassifikation sollte möglich sein.

Inzwischen wurde in der Wasserrahmenrichtlinie ein 5-stufiges Klassifikationssystem festgeschrieben (vgl. Tab. 10-3, s.o.), das ohne weiteres übernommen werden kann, zumal es beinahe identisch ist mit dem ehemaligen baden-württembergischen Klassifikationsschema, das bis 1986 zur Gütebeurteilung der Fließgewässer des Landes angewandt wurde.

### 10.4.7 Bewertungskriterien

Die als relevant angesehenen Bewertungsmerkmale (Kriterien) des integrierten Bewertungsverfahrens sind in Abb. 10-4 für natürliche, vorwiegend kleine und mittelgroße Fließgewässer, in Abb. 10-5 für künstliche Fließgewässer wie Gräben und Kanäle zusammengefasst. Das Verfahren ist -wie erwähnt- offen und erweiterbar.

Die folgenden Ausführungen bilden das inhaltliche Grundgerüst dieses „**Integrierten**“ **ökologischen Bewertungsverfahrens für Fließgewässer**, das mit geographischen, klimatischen und naturräumlichen Varianten im Prinzip in allen EU-Mitgliedsstaaten analog angewandt werden könnte. Gemäß Abb. 10-4 lassen sich die einzelnen Bewertungsmerkmale zu drei Blöcken zusammenfassen, wobei der Block Chemie nur für die Kategorie der großen und künstlichen, kanalisierten Fließgewässer zur Bewertung herangezogen wird.

### 10.4.8 Biologische Kriterien

Zur Beurteilung der ökologischen Qualität der Fließgewässer wird nach dem Entwurf der EU Richtlinie den Lebensgemeinschaften eine besondere Bedeutung beigemessen. Als wesentliche Charakteristika der Biozönosen werden ihre Artenvielfalt (Diversität) und das Vorhandensein von Schlüsselarten oder -taxa angesehen. Der Sauerstoffhaushalt und das

Vorhandensein von Schadstoffen sollen als für die Lebensgemeinschaften wichtige Gewässermerkmale nach den Vorgaben der Richtlinie erfasst werden. Dies kann, wie weiter unten dargestellt wird, auf dem Wege der Bioindikation geschehen.

#### 10.4.8.1 Vielfalt (diversity) der Lebensgemeinschaften und Taxa/Arten mit „ökologischen Schlüsselfunktionen“ ("key species")

##### Vielfalt ("diversity")

Nach einer Zusammenstellung von BREHM & MEIJERING (1990) aus ILLIES (1978) kommen die in der WRR aufgeführten Tier- u. Pflanzengruppen in europäischen Fließgewässern mit folgenden Artenzahlen vor:

**Tab. 10-5:** Übersicht über die Artenzahl aquatischer Organismen.

Organismengruppen	Artenzahl
Invertebraten (wirbellose Tiere)	5415
davon Insekten mehr als	3200
Vertebraten (Wirbeltiere)	486
Fische, Amphibien, Vögel, Säugetiere	?
Makrophyten (höhere Wasserpflanzen, in und an Fließgewässern)	368
Insgesamt Tiere und Pflanzen	6269

Angesichts dieser beträchtlichen Artenzahl erhebt sich die Frage, ob eine flächenhafte Erfassung und Bewertung einer möglichst vollständigen Diversität allein in Deutschland mit geschätzten 2000 bis 3000 vorkommenden Arten in der Praxis vorgenommen werden kann. Selbst wenn die Diversität auf den naturnahen Referenzzustand eines Fließgewässersystems bezogen wird, ist die Zahl aller zu berücksichtigenden Taxa für eine praktikable Bewertung zu hoch. Ein solch umfassender Ansatz zur Diversitätsermittlung ist im Rahmen flächenhafter Erhebungen in einem größeren Gebiet - bereits auf der Ebene eines Naturraumes in einem Bundesland eines der EU-Staaten - praktisch unmöglich. Realisierbar sind hingegen folgende Möglichkeiten der Erfassung der Vielfalt:

„Pars pro toto Analyse“ in Anlehnung an BUCK & KONZELMANN (1985). Anstelle der gesamten Zönose werden Arten aus einer geeigneten Gruppe, z. B. Käfer, möglichst umfassend und detailliert als ökologische Indikatoren eingesetzt.

Aus allen in der WRR genannten Tier- u. Pflanzengruppen werden vorrangig die häufigsten Arten, die für verschiedene Gewässertypen charakteristisch sind, berücksichtigt. Es ist zweckmäßig, innerhalb der Gruppe der Wirbellosen wiederum nur bestimmte, fließgewässertypische Ordnungen (z. B. Eintags-, Stein- u. Köcherfliegen) auszuwählen. Das Fehlen typischer Arten innerhalb dieser Ordnungen, die normalerweise in bestimmten Gewässertypen unter ungestörten Bedingungen vorkommen, kann Störungen (s.o.) des betreffenden Fließgewässers anzeigen. Sehr wichtig ist, dass innerhalb der berücksichtigten Gruppen das taxonomische Niveau der zu bestimmenden Organismen eindeutig (am besten anhand der weitest möglichen Bestimmbarkeit der aquatischen Stadien) festgelegt wird, damit Vergleichbarkeit gewährleistet ist.

Ein Beispiel für ein Grundgerüst regionaler Organismenverzeichnisse häufiger Taxa zeigt Abb. 10-2. In Abb. 10-3 und Tab. 10-6 ist ein mögliches Verfahren dargestellt, das die

Saprobie und die Taxa-Diversität von Gewässern zu einem „biotischen Index“ vereint. Aus Abb. 10-3 geht hervor, dass die Diversität ungestörter Fließgewässer je nach Gewässertyp von Natur aus sehr unterschiedlich ist.

Organisms	Streamtypes					
	cH	sH	sM	cM	sF	cF
■ <i>Rhithrogena hybrida</i>	■		-	-	-	-
■ <i>Nemoura minima</i>	■	-	-	-	-	-
■ <i>Epeorus alpicola</i>	■	-	-	-	-	-
■ <i>Perla grandis</i>	■	•	-	-	-	-
■ <i>Perlodes intricatus</i>	■	•	-	-	-	-
■ <i>Nemoura mortoni</i>	■	•				
■ <i>Rhyacophila evoluta</i>	■	■		-	-	-
■ <i>Isoperla rivulorum</i>	■	■		-	-	-
■ <i>Crenobia alpina</i>	■	•	■	■	-	-
■ <i>Chloroperla tripunctata</i>	■	■	•		-	-
■ <i>Ameletus inopinatus</i>		■				
■ <i>Baetis alpinus</i>	■	■	■	■	-	-
■ <i>Hydraena lapidicola</i>	■	■	-	-	-	-
■ <i>Philopotamus ludificatus</i>	■	■	■	-	-	-
■ <i>Drusus discolor</i>	■	■	■		-	-
▲ <i>Drusus spp.</i>	■	■	■	•	-	-
<i>Diamesa spp.</i>	■	■	■	•	•	•
<i>Leuctra spp.</i>	■	■	■	•	■	•
<i>Prosimulium spp.</i>	■	■	■	•	-	-
<i>Rhyacophila tristis</i>	■	■	■	■	-	-
▲ <i>Philopotamus montanus</i>	■	■	■	■	-	-
▲ <i>Rhithrogena semicolorata</i>	■	■	■	■	-	-
<i>Micrasema longulum</i>	■	■	■	■		
▲ <i>Epeorus sylvicola</i>	•	■	■	•	-	-
▲ <i>Brachycentrus montanus</i>	•	■	■	■	-	-
▲ <i>Perla marginata</i>	•	■	■	■	-	-
▲ <i>Habroleptoides confusa</i>	■	■	■	■		
▲ <i>Ecdyonurus spp.</i>	■	■	■	■		
Orhocladiinae	■	■	■	■	■	■
▲ <i>Esolus angustatus</i>	•	■	■	•	•	•
▲ <i>Micrasema minimum</i>	■	■	■	•	-	-
▲ <i>Glossosoma boltoni</i>	•	■	•		-	-
▲ <i>Oreodytes sanmarcki</i>	•	■	■	•		
<i>Brachyptera spp.</i>	■	■	■		-	-
<i>Protonemura spp.</i>	■	■	■	■	■	•
<i>Amphinemura spp.</i>	■	■	■	■	■	•
<i>Dicranota spp.</i>	■	■	■	■	■	■
▲ <i>Siphonoperla torrentium</i>	•	■	■	■	-	-
<i>Atherix spp.</i>	■	■	■	■	■	•
▲ <i>Polycelis felina</i>	•	■	■	•	-	-
<i>Elmis aenea</i>	■	■	■	■	■	•
▲ <i>Ephemerella mucronata</i>		■	■	■		
▲ <i>Limnius perrisi</i>	•	■	■	■	-	-
▲ <i>Isoperla oxylepis</i>	•	■	■	■	-	-
▲ <i>Hydraena gracilis</i>	•	■	■	■	•	•
<i>Perlodes microcephalus</i>	•	■	■	•	■	
<i>Odontocerum albicorne</i>	■	■	■	■	•	•
<i>Habrophlebia lauta</i>	•	■	■	■	•	•
<i>Sericostoma spp.</i>	■	■	■	■	■	■
<i>Stylodrilus heringianus</i>	■	■	■	■	■	■
▲ <i>Rhyacophila dorsalis</i>	■	■	■	■		

Organisms	Streamtypes					
	cH	sH	sM	cM	sF	cF
<i>Baetis muticus</i>	■	■	■	■	•	•
<i>Baetis niger</i>	■	■	■	■	•	•
<i>Potamophylax spp.</i>	•	■	■	■	■	■
Chaetopterygini	•	■	■	■	■	■
<i>Ancyclus fluviatilis</i>		■	■	■	■	■
<i>Ephemerella ignita</i>	■	■	■	■	■	•
<i>Baetis rhodani</i>	■	■	■	■	■	■
<i>Gammarus fossarum</i>	•	■	■	■	•	•
Δ <i>Riolus spp.</i>	•	•	•	■		
Δ <i>Allogamus auricollis</i>			•	■		
Δ <i>Melampophylax mucoreus</i>				■	•	•
<i>Elmis maugetii</i>	•	■	■	■	•	•
<i>Ephemerella danica</i>	•	•	■	■	■	■
Tanypodinae	•	■	■	■	■	■
<i>Rhyacophila nubila</i>		•	•	■	■	•
<i>Halesus spp.</i>	•	•	■	■	■	■
<i>Dugesia gonocephala</i>	•	•	■	■	■	■
<i>Limnius volckmari</i>	•	•	■	■	■	•
<i>Oulimnius tuberculatus</i>	•	•	■	■	•	■
<i>Centroptilum luteolum</i>	•	■	■	■	■	■
<i>Nemoura cinerea</i>	•	•	•	■	■	■
<i>Isoperla grammatica</i>	•	•	•	■	■	•
<i>Helobdella stagnalis</i>			•	■	■	■
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	•	•	■	■	■	■
<i>Glossiphonia complanata</i>			•	■	■	■
<i>Sialis fuliginosa</i>	•	•	■	■	■	■
Tanytarsini	•	•	•	■	■	■
<i>Agabus spp.</i>	•	•	•	■	■	■
● <i>Nemurella picteti</i>	•	•	•	■	■	■
<i>Simulium ornatum</i>	•	•	■	■	■	■
● <i>Eusimulium vernum (Neverm. )</i>		•	■	■	■	■
<i>Haliplus spp.</i>			•	■	■	■
<i>Sphaerium corneum</i>			•	■	■	■
<i>Stenophylax spp.</i>	•	•	•	•	■	■
<i>Habrophlebia fusca</i>	•	•	•	•	■	■
● <i>Leptophlebia marginata</i>			•	•	■	■
● <i>Polycelis nigra</i>	•	•	•	•	■	•
● <i>Erpobdella octoculata</i>			•	•	■	■
<i>Pisidium spp.</i>		•	■	■	■	■
Chironomini	•	•	■	■	■	■
<i>Limnephilus spp.</i>	•	•	■	■	■	■
<i>Anabolia nervosa</i>	•	•	■	■	■	■
<i>Lymnaea peregra</i>			•	■	■	■
Tubificidae	•	•	•	■	■	■
● <i>Asellus aquaticus</i>	•	•	•	■	■	■
<i>Baetis vernus</i>			•	■	■	■
<i>Caenis spp.</i>			•	■	■	■
● <i>Gammarus roeseli</i>				•	■	■
● <i>Ironoquia dubia</i>					■	■
○ <i>Bithynia tentaculata</i>					•	■
<i>Gammarus pulex</i>			•	•	■	■

Presence		
■	very common	> 75%
■	common	50-75%
■	fairly numerous	25-50%
■	scarce	< 25 %

Presence	
•	presence possible
	presence unknown
-	not present

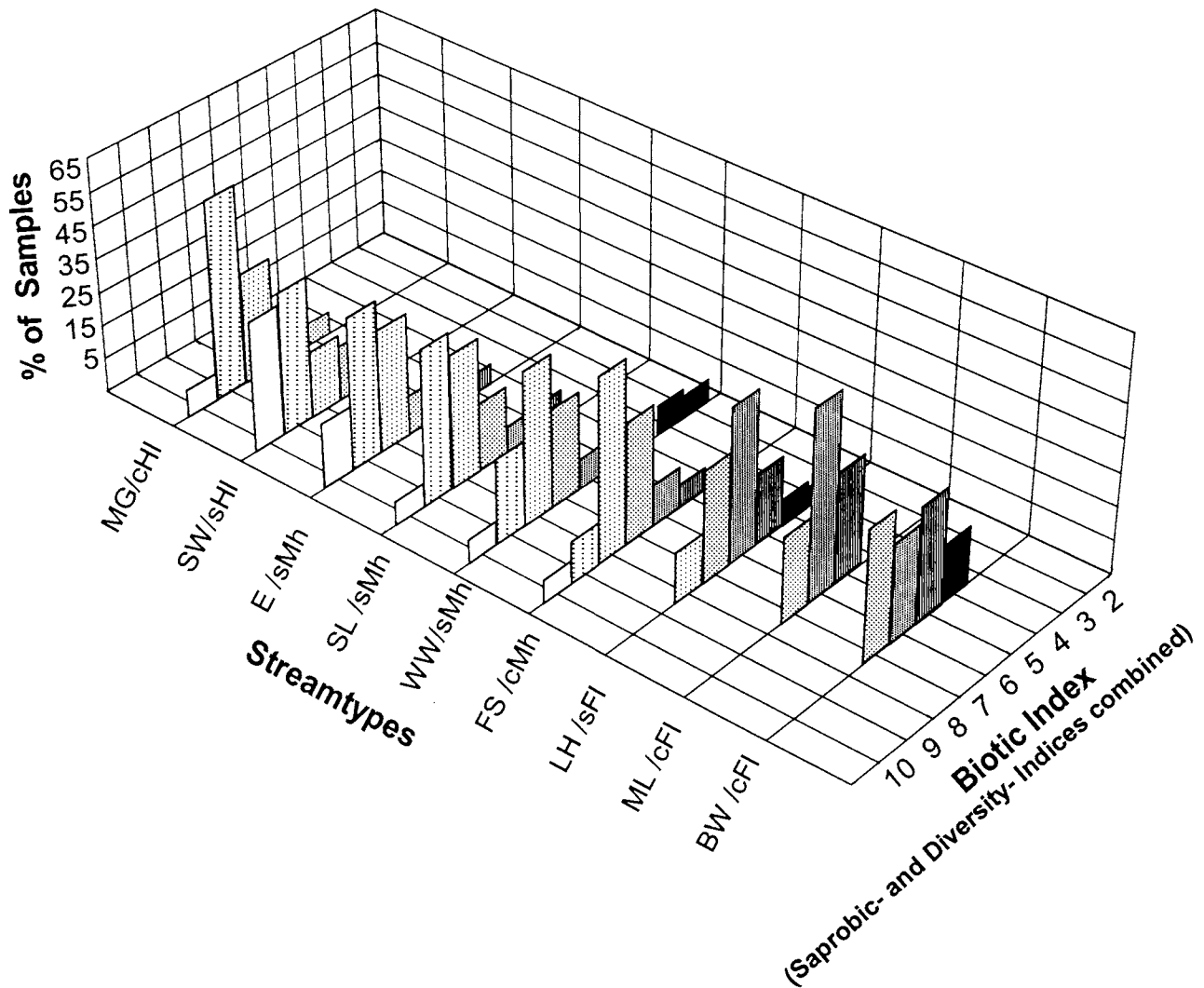
Guiding Taxon for:	
■	Highmountain
▲	Silicate-Mountain
Δ	Carbonate-Mountain
●	Silicate-Flatland

Guiding Taxon for:	
○	carbonate-flatland
c=	carbonate, s=silicate
H=	Highmountain
M=	Mountain, F=Flatland

Abb. 10-2: Wichtige benthische Makroinvertebraten in 6 regionalen Bachtypen Westdeutschlands, sortiert nach ihrer Stetigkeit, nach BRAUKMANN (1987).





Bachgebiet		Gewässertyp (nach OTTO & BRAUKMANN (1983))	
MG	Mangfallgebirge	cH <sub>1</sub>	subalpine Carbonate Highmountain Streams
SW	Schwarzwald	sH <sub>1</sub>	subalpine Silicate Highmountain Streams
E	Eifel	cM <sub>h</sub>	highmontane Carbonate Mountain Streams
SL	Siegerland	sM <sub>h</sub>	highmontane Silicate Mountain Streams
WW	Westerwald	cF <sub>1</sub>	Carbonate Lowland Streams
FS	Fränkische Schweiz	sF <sub>1</sub>	Silicate Lowland Streams
LH	Lüneburger Heide		
ML	Münsterland		
BW	Bienwald b. Karlsr.		

**Abb. 10-3:** Verteilung Biotischer Indices in verschiedenen natürlichen regionalen Bachtypen Westdeutschlands. - Biotischer Index als Kombination von Saprobien-Index (nach ZELINKA & MARVAN, 1961) und Diversitäts-Index (nach SHANNON & WEAVER, 1963, COSTE, 1975 und BRAUKMANN, 1992).

**Tab. 10-6:** „Biotischer Index“: kombiniert aus Saprobienindex nach PANTLE & BUCK (1955), ZELINKA & MARVAN (1961) und Diversitätsindex nach SHANNON & WEAVER (1963) in Anlehnung an COSTE (1975), nach BRAUKMANN (1992).

Erläuterung zu Tab. 10-6:

**Saprobien-Index**

**Diversitäts-Index**

$$S = \frac{\sum (s \cdot g \cdot h)}{\sum (g \cdot h)}$$

$$H_n = - \sum_{i=1}^n p_i \cdot \log_2 p_i$$

S = Saprobienindex der Probe, s = Saprobiewert eines Taxons, g = Indikationsgewicht, h = Häufigkeit eines Taxons; n = Anzahl der Taxa,  $p_i$  = Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Art i (Häufigkeit der Art i im Verhältnis zur Gesamtindividuenzahl aller Arten)

Saprobien-Index (S)	Diversitäts-Index ( $H_n$ )				
	>4	4 - 3	3 - 2	2 - 1	<1
<1,0	10	9	8	7	6
1,0 - 1,5	9	8	7	6	5
1,5 - 2,0	8	7	6	5	4
2,0 - 2,5	7	6	5	4	3
2,5 - 3,0	6	5	4	3	2
>3,0	5	4	3	2	1

Mit Abb. 10-3 und Tab. 10-6 wird der Versuch unternommen, den überwiegend unbelasteten Gewässerzustand verschiedener regionaler Bachtypen mit einem „Biotischen Index“ zu charakterisieren (vgl. BRAUKMANN, 1987, 1992). Dieser umfasst einen Wertebereich von 10 Bewertungspunkten. Hierbei werden in Anlehnung an COSTE (1975) zwei unterschiedliche, bisher stets separat angewandte Bewertungs- bzw. Auswertungsverfahren mit einander kombiniert, nämlich der Saprobienindex und ein Diversitätsindex.

Die Kombination wurde deshalb gewählt, weil der Saprobienindex allein als qualitatives Bewertungsverfahren die strukturelle Mannigfaltigkeit einer Lebensgemeinschaft als wesentliches Bewertungselement nicht ausreichend berücksichtigt und andererseits der häufig verwandte quantitative Diversitäts-Index nach SHANNON & WEAVER (1963) die Indikatorqualität der Organismen, d.h. ihren Zeigerwert im Sinne des Saprobienindex, nicht erfasst.

Durch die Kombination beider Indices werden sowohl die Mannigfaltigkeit der Lebensgemeinschaft und damit ihre Struktur als auch die Güteindikationseigenschaften der Zeigerorganismen in Betracht gezogen.

Hohe Werte des „Biotischen Index“ haben folgende Bedeutung:

Die Zönosen besitzen einerseits eine hohe Mannigfaltigkeit. Sie setzen sich aus einer großen Zahl von Arten zusammen, von denen keine übermäßig hohe Abundanzen erreicht. Andererseits zeichnen sich die Zönosen durch Arten mit überwiegend niedrigen Saprobiewerten aus. Es dominieren also rheobionte, kaltstenotherme, polystenoxibionte, lithobionte Lebensformen. Hierunter finden sich beispielsweise Plectoptera, Heptageniidae, Diamesini, viele Orthoclaadiinae. Die höchsten Werte werden in Gebirgs- und Bergbächen erreicht.

Niedrige Werte des „Biotischen Index“ bedeuten:

Die Taxadiversität der Gewässerzönosen ist relativ gering. Einige wenige Arten können in Massen auftreten und hohe Dominanzwerte erreichen, während die Zahl der übrigen Arten gering ist; gleichzeitig herrschen in den Zönosen mehr oder weniger euryöke Lebensformen (oft saprotolerante Arten, meist stagnophile, eurytherme, meso-euryoxibionte, pelobionte Formen) vor. Solche Taxa können z. B. sein: Tubificidae, Chironomini, *Macropelopia*, *Procladius*, *Prodiamesa*, *Chironomus* etc.

Extrem niedrige Werte des „Biotischen Index“ treten bei anthropogener Belastung der Bäche durch Abwässer auf oder bei technisch massiv verbauten Wasserläufen.

Die Verteilung der Werte des „Biotischen Index“ in den aufgeführten regionalen Bachtypen zeigt eine Abnahme hoher Strukturvielfalt, verknüpft mit geringer Saprobität vom Gebirge zum Flachland. Lediglich einige Bäche der Gebiete Westerwald und Bienwald sind abwasserbelastet, die übrigen Bachgebiete spiegeln ausschließlich unbelastete und möglichst gering verbaute Gewässer wider und stellen damit den weitgehend naturbedingten Zustand der zoozönotischen Strukturdiversität bzw. der Saprobität dar. Dieser ist, wie Abb. 10-3 vermittelt, keineswegs einheitlich, sondern spiegelt die typenspezifische Strukturdiversität verschiedener regionaler Fließgewässertypen wider.

Dies sei anhand eines Vergleichs zweier unterschiedlicher Gebirgsbachtypen im alpinen Raum (Mangfall-Gebirge, Gebiet 1) und im höheren Mittelgebirge des Schwarzwaldes (Gebiet 2) erläutert.

Die Bäche beider Gebiete gehören deutlich verschiedenen Subtypen der Gebirgsbäche an. Die **Karbonat**-Gebirgsbäche des Mangfall-Gebirges sind überwiegend sehr geschiebereich und haben eine relativ mobile Sohle. Demgegenüber zeichnen sich die z.T. deutlich steileren **Silikat**-Gebirgsbäche des Schwarzwaldes durch eine vergleichsweise geringe Geschiebeführung, hohe Sohlstabilität und ein breiteres Korngrößenspektrum der Substrate aus. Dies hat eine höhere Strukturdiversität des Bachbetts zur Folge. Zusammen mit der größeren Sohlstabilität dieser Silikatbäche bewirkt diese hohe Strukturvielfalt eine deutlich höhere Artenzahl und eine höhere Taxa-Diversität der Zoozönosen der Schwarzwaldbäche.

Dieser Umstand wird durch den Saprobienindex oder die Saprobielle Valenz alleine nicht erfasst, kommt aber in Abb. 10-3 durch den „Biotischen Index“, der die Arten-Mannigfaltigkeit mit in Betracht zieht, deutlich zum Ausdruck.

### **Schlüsselarten/-taxa (im engl. Original "key-species")**

Organismen, die hohe Ansprüche an die Beschaffenheit (Ungestörtheit) ihrer Umwelt stellen, können als Schlüsselarten/-taxa, besser als „**Schlüssel-Indikatoren**“ eingesetzt werden. Sie haben einen besonders hohen Zeiger-(Indikations-)wert für die ökologische Qualität ihres Lebensraumes.

Das Konzept der Bioindikation mit „Schlüssel-Indikatoren“ geht (nach Auffassung des Autors in Anlehnung an REMMERT (1990) davon aus, dass diese „anspruchsvollen“ Organismen einen naturnahen, wenig gestörten Fließgewässerzustand, einen reich strukturierten Lebensraum indizieren. Wenn diese „Schlüssel-Indikatoren“ in einem solchen Biotop vorhanden sind, ist mit einiger Wahrscheinlichkeit auch mit dem Vorkommen weiterer, ähnlich anspruchsvoller Organismen zu rechnen, die unter ungestörten Bedingungen dort normalerweise leben. Mit dem positiven Nachweis geeigneter Schlüssel-Indikatoren in einem Fließgewässer ließen sich bereits durch eine begrenzte Auswahl aus der gesamten Lebensgemeinschaft Aussagen über dessen „guten ökologischen Zustand“ machen.

Eine wesentliche Aufgabe bei der Erarbeitung eines ökologischen Gewässerbewertungsverfahrens liegt in der Auswahl geeigneter Schlüssel-Indikatoren der aquatischen Flora und

Fauna. Hierzu sind besonders hohe Anforderungen an die Auswahlkriterien für Bioindikatoren zu stellen, wie sie etwa bei ARNDT et al. (1987) formuliert sind. Die Aufstellung eines Katalogs geeigneter Taxa muß dem regionalen gewässertypischen Vorkommen dieser Organismen Rechnung tragen. In einer ersten skizzenhaften Aufstellung werden die in Tab. 11-1 aufgeführten Taxa vorgeschlagen.

#### 10.4.8.2 Sauerstoffhaushalt

Je nach Gewässertyp, abhängig von physiographischen Faktoren wie Strömung und Substrat sowie vom Belastungsgrad durch sauerstoffzehrende Abwässer, ist der Sauerstoffhaushalt in Fließgewässern sehr unterschiedlich. Ökologisch bedeutsam sind in erster Linie Intensität und Häufigkeit von Sauerstoff-Minima. Diese können im Rahmen eines flächenhaften Untersuchungs- und Bewertungsverfahrens chemisch nur unter erheblichem Aufwand gemessen werden.

In Baden-Württemberg wurde vor der Beurteilung der Gewässergüte nach LAWA für einige Landesgütekarten der Mindestsauerstoffgehalt der Fließgewässer **biologisch** bestimmt. Das System der Sauerstoffindikatoren mittels Makroinvertebraten sollte zur praktischen Umsetzung der WRR wieder aufgegriffen werden.

#### 10.4.8.3 Schadstoffe

Eine flächenhafte Erfassung auch nur der wichtigsten Schadstoffe in Gewässern (Wasser, Sedimente, Biota) ist auf chemischem Wege außerordentlich aufwendig und teuer. Im Rahmen eines integrierenden Bewertungsansatzes erscheint eine **biologische Indikation** der Toxizität zweckmäßiger. Auch hier kann auf bereits bestehende Verfahren zur ersten orientierenden Bioindikation möglicher Toxizität durch Schadstoffe zurückgegriffen werden (s. LFU 1992, Arbeitsanleitung für biologische Untersuchungen, Handbuch Wasser 2). Auch hier ist eine Aktualisierung des Verfahrens und Übernahme in ein EDV-Programm erforderlich.

#### 10.4.9 Ökomorphologische Kriterien (Aufbau und Qualität der Sedimente gemäß WRR)

Unter diesen Begriffen der WRR verbirgt sich ein weit gefächerter Komplex aus **hydromorphologischen Faktoren**, die im Sinne einer ökologischen Gesamtbewertung stärker hervorgehoben und differenzierter erfasst und bewertet werden müssen. Die „Übersichtskartierung des morphologischen Zustands der Fließgewässer in Baden-Württemberg“ LFU (1994), Handbuch Wasser 2, gibt hier bereits ein praktikables Verfahren vor, das wesentliche Kriterien enthält, die in ähnlicher Wichtung mit gewissen Modifikationen übernommen werden können. Diese Kriterien sind (vorläufig):

- Laufentwicklung (Linienführung, Ausbauzustand),
- Gewässersohle (Struktur und Ausbauzustand), hier besonders
- Substrat- und Strömungstypen,
- Ufer (Struktur, Profil und Ausbauzustand),
- Zerschneidungsgrad bzw. Durchgängigkeit (künstliche Wanderungshindernisse),
- Beschaffenheit des Gehölzsaums,
- Gewässerrandstreifen,

- Überschwemmungsgebiet,
- Talbodennutzung.

#### 10.4.10 Vorgehensweise bei der Bewertung

Grundsätzlich werden alle in Abb. 10-4 aufgeführten Bewertungskriterien erfasst, teilweise im Gelände mit Hilfe zu erarbeitender Erhebungsbögen (1 Bogen für die biologischen, 1 Bogen für die morphologischen Strukturmerkmale), teilweise unter Verwendung vorhandener Daten, z. B. aus den Bereichen Fisch(erei)-Ökologie und Naturschutz.

Unter der **Voraussetzung**, dass **typenspezifische Leitbilder** für den jeweiligen **heutigen potentiellen naturnahen Gewässerzustand** für die in Abb. 10-4 genannten Kriterien erarbeitet worden sind, erfolgt die Bewertung durch die Ermittlung der **Abweichung eines realen untersuchten Gewässerabschnitts vom typenspezifischen Leitbild**. Die Abweichung kann in %-Angaben erfolgen, die sinnvoll zu klassifizieren und zu den o.g. Bewertungsklassen zusammenzufassen sind. Es werden grundsätzlich **alle** genannten **Einzelmerkmale** der Blöcke Biologie und Morphologie separat erfasst.

Ein erster Bewertungsschritt erfolgt bei der Zusammenfassung zu den **biologischen Merkmalsgruppen** Lebensgemeinschaften, Sauerstoffhaushalt und Toxizität und den **ökomorphologischen Merkmalsgruppen** Laufentwicklung, Sohlenstruktur, Durchgängigkeit, Gehölzsaum usw., s.o.. Diese **gruppenspezifischen Bewertungsergebnisse** werden zu den Haupt-Bewertungsblöcken **Biologie und Morphologie** zusammengefasst.

Eine Aggregation der gruppenspezifischen Ergebnisse zu den Blöcken Biologie und Morphologie ist auf verschiedene Art denkbar, z. B. durch Bildung eines arithmetischen oder eines gewogenen Mittelwertes aus den Bewertungsergebnissen der einzelnen Kriterien oder besser durch ein noch näher zu definierendes **Bonus-Malus-** bzw. ein anderweitiges **Wichtungssystem**. Für die Blöcke Biologie und Morphologie ergibt sich daraus jeweils eine eigene Bewertungszahl.

In analoger Weise kann aus den aggregierten Block-Wertstufen Biologie und Morphologie ein Gesamt-Bewertungsergebnis ermittelt werden, wobei der biozönotische Bereich erste Priorität erhalten sollte. Fällt das Urteil aufgrund des biozönotischen Bildes positiv aus, so kann durch die Bewertung des ökomorphologischen Aspekts das Gesamturteil entweder bestätigt und abgesichert werden oder aber herabgestuft werden. Analoges gilt bei einer negativen biologischen Wertung.

Wenn aus den festgestellten Gruppen der aquatischen Lebensgemeinschaft keine eindeutige Abweichung vom diesbezüglichen spezifischen Inventar des betreffenden Gewässertyps festgestellt werden kann, so wird der ökomorphologische Komplex geprüft und bestimmt letztlich das Gesamturteil. Einzelheiten zum Verfahren können selbstverständlich hier noch nicht dargestellt werden. Ihre Entwicklung ist Gegenstand der in Kapitel 11 vorgeschlagenen Untersuchungs-/Forschungs-Projekte.

#### 10.4.11 Verfahren 2: Bewertungsgrundsätze für größere Flüsse, Ströme und Kanäle

Die ökologische Qualität großer natürlich entstandener und künstlicher Fließgewässer sollte wegen der bereits oben ausgeführten Gründe nicht auf der Grundlage ihres potentiellen natürlichen Zustandes bzw. auf der Basis naturnaher Leitbilder beurteilt werden, da sowohl für künstliche als auch für viele stark vom Menschen veränderte Gewässer die Orientierung der Bewertung an potentiell natürlichen Leitbildern oft nicht möglich ist.

Statt dessen wird vorgeschlagen,

- die relevanten Aspekte des Gütezustandes klassifiziert zu bewerten.
- die klassifizierten Einzelaspekte nach ihrer Bedeutung für den ökologischen Zustand zu wichten und damit Gesamtzustandsklassen zu bilden.

Relevante Aspekte des Gesamtzustandes großer Fließgewässer sind:

- a) Sauerstoffhaushalt
- b) Nährstoffbelastung und Eutrophierung
- c) Schadstoffbelastung und Schadstoffakkumulation in Sediment, Schwebstoffen und Biota
- d) Mineralstoffbelastung
- e) biologischer Zustand
- f) Gewässerstruktur

Die Bewertung der Aspekte a-d erfordert chemisch-physikalische Messungen, die der Aspekte e und f biologische und morphologische Erhebungen als Beurteilungsgrundlage.

## 10.4.12 Bedeutung der Einzelaspekte, Erfassungsmöglichkeiten

### 10.4.12.1 Sauerstoffhaushalt

Ein intakter Sauerstoffhaushalt, d.h. eine geringe bis mäßige Belastung mit leicht abbaubaren Stoffen und stets gutem Sauerstoffgehalt, ist die Grundvoraussetzung für das Vorkommen und die Vielfalt von naturraumtypischen Tier- und Pflanzenarten. Der Beeinträchtigungsgrad des Sauerstoffhaushaltes kann bestimmt werden durch chemisch-physikalische Messungen der Kenngrößen

- BSB5, DOC, Ammonium (= Belastungsgrößen)
- Sauerstoffminima (= Auswirkungsgröße)

Ergänzend sind der pH-Wert und die Wassertemperatur zu messen.

### 10.4.12.2 Nährstoffbelastung und Eutrophierung

Eine geringe bis mäßige Nährstoffbelastung ist die Voraussetzung dafür, dass ein übermäßiges Pflanzenwachstum unterbleibt. Besonders empfindlich gegenüber erhöhten Nährstoffgehalten sind langsamfließende Abschnitte und stehende Gewässer (Seen und Küstengewässer)

Kenngrößen für die Erfassung:

- Eutrophierungspotential: Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphor
- Eutrophierung: Chlorophyll a

### 10.4.12.3 Schadstoffe

Schadstoffe, d.h. Stoffe, die sich bereits in sehr geringen Konzentrationen (im unteren Mikrogrammbereich) auf die Biozönose oder auf die Nutzungen des Gewässers schädlich auswirken, werden hauptsächlich aus Punktquellen in die Gewässer eingetragen (Quelle:

bestimmte Industrie- und Gewerbebetriebe). Die Erfassung der Schadstoffbelastung kann sich damit auf die betroffenen Gewässer bzw. Gewässerabschnitte beschränken. Je nach Akkumulationsverhalten des Stoffes ist dabei die Erfassung in den Kompartimenten Wasser, Sediment/Schwebstoffe und Biota durchzuführen. Diffus bzw. quasi-diffus werden Pestizide bzw. Kupfer und Zink in die Gewässer eingetragen (Quelle: Landwirtschaft bzw. Haushalte).

Kenngrößen für die Erfassung:

- Kupfer, Zink und AOX (obligatorisch)
- lokal auch andere je nach Emissionsverhältnissen

#### 10.4.12.4 Mineralstoffe

Der Eintrag von Mineralstoffen aus Haushalten, Industrie, Gewerbe und Landwirtschaft führt stellenweise zu erheblichen Versalzungen der Gewässer, die den biozönotischen Zustand und die Nutzungen der Gewässer beeinträchtigen.

Kenngrößen für die Erfassung:

- Chlorid (obligatorisch)
- lokal auch andere je nach Emissionsverhältnissen

#### 10.4.12.5 Biozönotischer Zustand

Der biozönotische Zustand ist die Resultierende der vielfältigen Belastungen der Gewässer. Als Leitgröße für den biozönotischen Zustand kann die aus dem Besiedlungsbild der Makrozoen ermittelte Saprobität verwendet werden. Ein niedriger Saprobienindex korrespondiert in aller Regel mit einem günstigen biologischen Zustand. Zu erwägen ist die Fischpopulation als Bewertungsmaßstab.

#### 10.4.12.6 Gewässerstruktur

Die Veränderung der Gewässerstruktur kann zu einer nachhaltigen Verschlechterung der biologischen Lebensbedingungen führen (Verlust von Arten und Vielfalt). Zur Bewertung der Gewässerstruktur ist die in Baden-Württemberg entwickelte Methode eine erste Orientierungshilfe. Sie berücksichtigt in einem dreistufigen Bewertungssystem folgende Einzelelemente :

- Linienführung
- Gehölzsaum
- Gewässerrandstreifen
- Talbodennutzung
- künstliche Wanderungshindernisse

Darüber hinaus sollten jedoch Kriterien wie Sohlstruktur, Uferstruktur, Profilstruktur und Überschwemmungsgebiete berücksichtigt werden.

### 10.4.13 Klassifizierung der Einzelaspekte

Die Klassifizierung der chemisch-physikalischen Aspekte sollte

- anhand von Leit- und Wirkungsgrößen
- auf der Bewertungsbasis des naturbedingten geogenen Hintergrundes erfolgen.

Bevorzugt werden sollten Klasseneinteilungen mit Zentralsymmetrie (3, 5 oder 7 Stufen).

Die Schadstoffkonzentrationen sollten in Toxizitätsäquivalente umgerechnet und angegeben werden. Die Angabe in Toxizitätsäquivalenten erlaubt es, die additive Wirkung von mehreren Schadstoffen zu bewerten.

### 10.4.14 Gesamtklassifizierung

Die Gesamtzustandsklasse wird aus den klassifizierten Einzelaspekten gewichtet nach der ökologischen Bedeutung ermittelt.

Für die Wichtung der Einzelaspekte wird folgende Rangfolge vorgeschlagen

- I Schadstoffe und Sauerstoffhaushalt
- II Biozönotisches Bild
- III Nährstoffhaushalt und Mineralstoffe
- IV Gewässerstruktur

In Analogie zur biozönotischen Klassifizierung des ökologischen Zustandes werden für den Gesamtzustand ebenfalls 4 Bewertungsklassen vorgeschlagen (vgl. 5.1.3). Eine Prinzipskizze für die Gesamtklassifizierung künstlicher Fließgewässer findet sich in der Abb. 10-5. Dort werden auch die Kenngrößen für die Bewertung der Einzelaspekte als Diskussionsgrundlage genannt.

## 10.5 Durchführung der Untersuchungen

Die Geländeaufnahmen beschränken sich auf im einzelnen noch festzulegende Gewässerstrecken, die vorwiegend nach der Lage der Hauptabwassereinleitungen ausgewählt werden. Eine erste Orientierung könnte erfolgen an den Untersuchungsstellennetzen der Gewässergütekarten der einzelnen Bundesländer. Eine **linienhafte Erfassung** der Einzelmerkmale entlang der Wasserläufe (wie für die Strukturgütekarte der LAWA vorgesehen) scheidet vorerst als **nicht realisierbar** aus. Das zeitliche Raster der Untersuchungen hat sich an den Vorgaben der WRR zu orientieren, die einen 3-Jahresturnus vorsehen. Aus fachlicher Sicht wäre ein 6-jähriger Zyklus angemessen und ausreichend.

## 10.6 Möglichkeiten und Grenzen

Die integrierte ökologische Fließgewässerbewertung kann und soll im Rahmen einer umfassenderen Gesamtkonzeption ein zusammenfassendes **globales Urteil über den Grad einer allgemeinen Störung** eines Fließgewässer-Ökosystems liefern. Aus den Bewertungsergebnissen der einzelnen genannten Kriterien ergeben sich für die hauptsächlichen Störungen Hinweise auf deren Ursachen. So lassen sich beispielsweise die saprobielle Belastung, der Mindestsauerstoffgehalt oder der Säurezustand der Fließgewässer mit bereits vorhandenen Zeigerorganismenlisten bestimmen und bewerten. Die einzelnen Störungs- oder Belastungsaspekte können in getrennten thematischen Karten wie etwa Saprobie-, Trophie-, Säure-



oder Strukturgütekarten dargestellt und in einem „Gewässergüte-Atlas“ zusammengefasst werden.

## 10.7 Konsequenzen für die Fließgewässerüberwachung

Nach dem vorgeschlagenen Konzept sollte der ökologische Zustand der Fließgewässer je nach untersuchungstechnischen Möglichkeiten ermittelt und in 5 Klassen bewertet werden.

An allen größeren, insbesondere staugeregelten Flüssen (z. B. Neckar), werden einerseits die für die Bewertung benötigten stofflichen Daten in anderem Sachzusammenhang der Fließgewässerüberwachung bereits erhoben. Andererseits ist es gerade für solche Gewässer außerordentlich schwierig und zum Teil auch nicht sinnvoll, naturnahe Leitbilder für die biozönotische Bewertung anzugeben. Zudem ist eine adäquate biozönotische Untersuchung schwierig und in der Regel nur unter Einsatz von aufwendiger Technik durchzuführen.

## 10.8 Weitergehender Untersuchungsbedarf

Die Feststellung einer sehr guten oder guten ökologischen Qualität (Klasse 1 und 2) nach Methode 1 auf biozönotischer und ökomorphologischer Grundlage impliziert bezüglich der stofflichen Belastung

- einen intakten Sauerstoff- und Mineralstoffhaushalt,
- das Ausbleiben von übermäßigen Eutrophierungserscheinungen,
- Schadstoffkonzentrationen und Akkumulation unterhalb der ökotoxikologischen Schwellenwerte der Langzeittoxizität.

Demnach besteht für den Gewässerschutz erst ab Vorliegen der Klasse 3 weitergehender Erkundungsbedarf. Hierzu sind alle gewässerbezogenen Informationen zu nutzen und zu bewerten (z. B.: Emissionsüberwachung, Fischerei, thematische Karten der Gewässerüberwachung und dgl.). Die Untersuchungsprogramme für die Ursachenerkundung sind auf der Basis dieser Informationen festzulegen.

## 10.9 Erforderliche Untersuchungsfrequenz

Bei dem erreichten guten Stand der Abwasserbehandlung in der Bundesrepublik mit ziemlich gleichbleibendem Wirkungsgrad sind die Schwankungen der Wasserqualität vornehmlich jahreszeit- und vor allem abflussbedingt. Die diesen Schwankungen angepaßte Biozönose ist in der Regel stabil. Daher sind landesweite Kartierungen zum Aufzeigen von Trends und Zustandsdokumentation aus fachlicher Sicht in 6-jährlichem Abstand ausreichend. Die EU-Ökologierichtlinie fordert jedoch eine Ausweisung der ökologischen Qualität in 3-jährlichem Abstand.

Hierzu wird vorgeschlagen, wie folgt zu verfahren:

Es sollten zwischen zwei vollständigen Bestandsaufnahmen, die in 6-jährigem Abstand stattfinden, nur diejenigen Stellen in einem 3-jährlichen Turnus erneut untersucht werden, bei denen sich Hinweise auf Veränderungen gegenüber dem zuvor festgestellten Zustand ergeben. Auf diese Weise wird der Gesamtzustand in dreijährigem Abstand nach dem Fortschreibungsprinzip ökonomisch aktualisiert.

Hinweise für neuerliche Untersuchungen können z. B. sein:

- Abschluß von Sanierungsmaßnahmen (= Verbesserung)
- Änderung der Emissionsverhältnisse (= Verschlechterungen/ Verbesserungen)

Hierzu ist die Emissions- und Immissionsüberwachung besser als bislang zu harmonisieren (z. B. Messprogramme, Festlegung von relevanten Informationen („Filter“), Auf- und Ausbau von I u. K-Systemen).

Nach groben Schätzungen müssen bei einer derartigen Steuerung der Untersuchungen zwischen zwei Grundbestandsaufnahmen für die zwischenzeitliche Dokumentation nach der EU-Richtlinie nicht mehr als etwa 10-20% der Untersuchungsstellen eines Gebietes neuerlich untersucht werden.

## 10.10 Ergebnispräsentation

Die Ausweisung der ökologischen Qualität der Fließgewässer als Resultierende aller Beeinträchtigungen des aquatischen Ökosystems ist eine Zustandsbeschreibung, die durch die Klassifikation den Handlungsbedarf aufzeigt. Sie bedarf allerdings bei Stellen mit ökologischen Qualitätsdefiziten (schlechter als Klasse 2) einer Ergänzung durch die Angabe der Defizitgründe, um den Handlungsbedarf der Politik, dem wasserwirtschaftlichen Vollzug, aber auch der interessierten Öffentlichkeit transparent zu machen (Kausalisierung).

### 10.10.1 Ursachen-Karten

Aus diesem Grund wird vorgeschlagen, zusätzlich zu der kartierten ökologischen Qualität die Ursachen für die Art des ökologischen Defizits (der Störung) zu kategorisieren und ebenfalls in Form von speziellen Ursachenkarten darzustellen.

Unter Ursachenarten sind zu verstehen Beeinträchtigungen des ökologischen Zustandes durch:

- Abwassereinleitungen (Kategorie: Abwasser),
- Gewässerausbau, Unterhaltungsdefizite (Kategorie: Morphologie),
- diffuse Belastungen (Kategorie: diffuse Belastungen),
- sonstiges wie Freizeit, Schifffahrt und dgl. (Kategorie: andere).

Die Benennung der Ursachenart sollte durch den Untersucher erfolgen. Hierzu sind alle gewässerbezogenen Informationen, wie bereits weiter oben beschrieben, zu nutzen und zu bewerten. Die verschiedenen Störungs-Ursachen werden mit jeweils eigenen Farben dargestellt.

### 10.10.2 Gewässergüte-Atlas

Über die o.g. kartographische Darstellung der Ursachenarten können die einzelnen Beeinträchtigungs- oder Belastungsarten in einer speziellen Karte thematisch dokumentiert werden. Die Länderarbeitsgemeinschaft beabsichtigt, die verschiedenen Belastungsaspekte für Fließgewässer, die in eigenen thematischen Karten dargestellt werden, zu einem Gewässergüte-Atlas zusammenzufügen. Ein Beispiel einer solchen thematischen Aspektkarte ist die Karte des Säurezustandes empfindlicher Gebiete in Baden-Württemberg. Gedacht ist weiterhin an Kartendarstellungen der Nährstoffbelastung (Trophiekarte) aufgrund biologischer Indikation, entweder mit Makrophyten oder mit Kieselalgen.

### 10.10.3 Kosten, abgeschätzt am Beispiel Baden-Württembergs

Unter der Voraussetzung, dass die Zahl der zu untersuchenden Gewässerabschnitte dem Umfang des bisherigen Landes-Messnetzes in etwa entspricht, kann grob geschätzt werden, dass die Kosten der Erhebungen (**ohne Wirbeltiere!**) etwa das 2- 3 fache der gegenwärtigen Kosten einer landesweiten Güteuntersuchung betragen werden. Diese werden zur Zeit auf ca. 300-400 DM pro Untersuchungsstelle veranschlagt. Bei einem Ansatz von rund 1600 Gewässerstrecken (heutige Landesgütekarte) ist also von rund **1,4 Millionen DM (ohne Wirbeltiere!) auszugehen**.

Ein gegenwärtig schwer kalkulierbarer Aspekt ist die Erfassung der Fischfauna. Die Kosten hängen stark von der Art und Intensität der Erhebung ab. Weitere Kosten, die durch die bisher nie berücksichtigten Gruppen der übrigen Wirbeltiere (Amphibien, Vögel, Säugetiere) entstehen werden, sind ebenfalls methodenabhängig und gegenwärtig kaum prognostizierbar. Eine Kalkulation dieser Positionen erscheint momentan verfrüht. Eine genaue Schätzung der Gesamtkosten kann nicht vorgenommen werden, solange die Methoden der einzelnen Erhebungen noch nicht präzisiert sind. Zunächst sollte im Rahmen von Vorerhebungen geklärt werden, welche Daten wo (Naturschutz, Wasserwirtschaft, Literatur) vorliegen und ob diese für das Verfahren sinnvoll verwandt werden können.

## 10.11 Weiteres Vorgehen zur Entwicklung der skizzierten Verfahren

### 10.11.1 Literaturstudie

Um einen Überblick über die gegenwärtig vorhandenen, in Entwicklung oder Diskussion befindlichen Verfahren zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern in den einzelnen EU-Mitgliedsländern zu bekommen, erscheint eine diesbezügliche intensive Literaturstudie zweckmäßig. Diese würde zur Weiterentwicklung eines Bewertungsverfahrens wesentliche Informationen verfügbar machen.

Die Studie (BÖHMER et al. (1997)) wurde im Rahmen eines Werkvertrages vergeben und im Jahr 1996 abgeschlossen.

### 10.11.2 Systematische Auswahl von naturnahen Referenzgewässern in Deutschland und Entwicklung typenspezifischer Leitbilder

In einem ersten Schritt sollte eine systematische Sichtung aller in der Bundesrepublik Deutschland vorhandenen ökologischen Informationen und Daten über möglichst **naturnahe** Fließgewässerstrecken erfolgen, u.a. aufgrund folgender Quellen:

- Gewässergütekarte der einzelnen Bundesländer,
- Morphologiekarte der einzelnen Bundesländer, soweit vorhanden,
- Daten aus Wasserwirtschafts- und Naturschutzverwaltung,
- Daten aus Forschungsprojekten der Länder.

Anschließend sollte auf dieser Basis ein erster Entwurf gewässertypenorientierter Leitbilder erarbeitet werden. Anhand der oben beschriebenen Auswahl gewässerrelevanter Kriterien der WRR sollten aufgrund realer Gewässerstrecken für die wichtigsten Gewässertypen Merkmals-Kataloge für die biologischen, morphologischen und chemischen Aspekte zusammengestellt werden.

Es ist mit Sicherheit davon auszugehen, dass auch neue Erhebungen an den betreffenden Referenzgewässern notwendig werden. Es wäre zu prüfen, ob die bereits vorliegenden, z.T. publizierten Untersuchungen der FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER (1993) nach Maßgabe der Kriterien der WRR in entsprechend angepaßter Form fortgeführt werden sollten. Koordiniert vom LAWA-AK „Ökologische Fließgewässerbewertung“, möglichst unter der fachlichen Betreuung durch ein Bundesland, sollten die Arbeiten im Rahmen eines Forschungs- und Entwicklungsvorhabens durchgeführt werden.

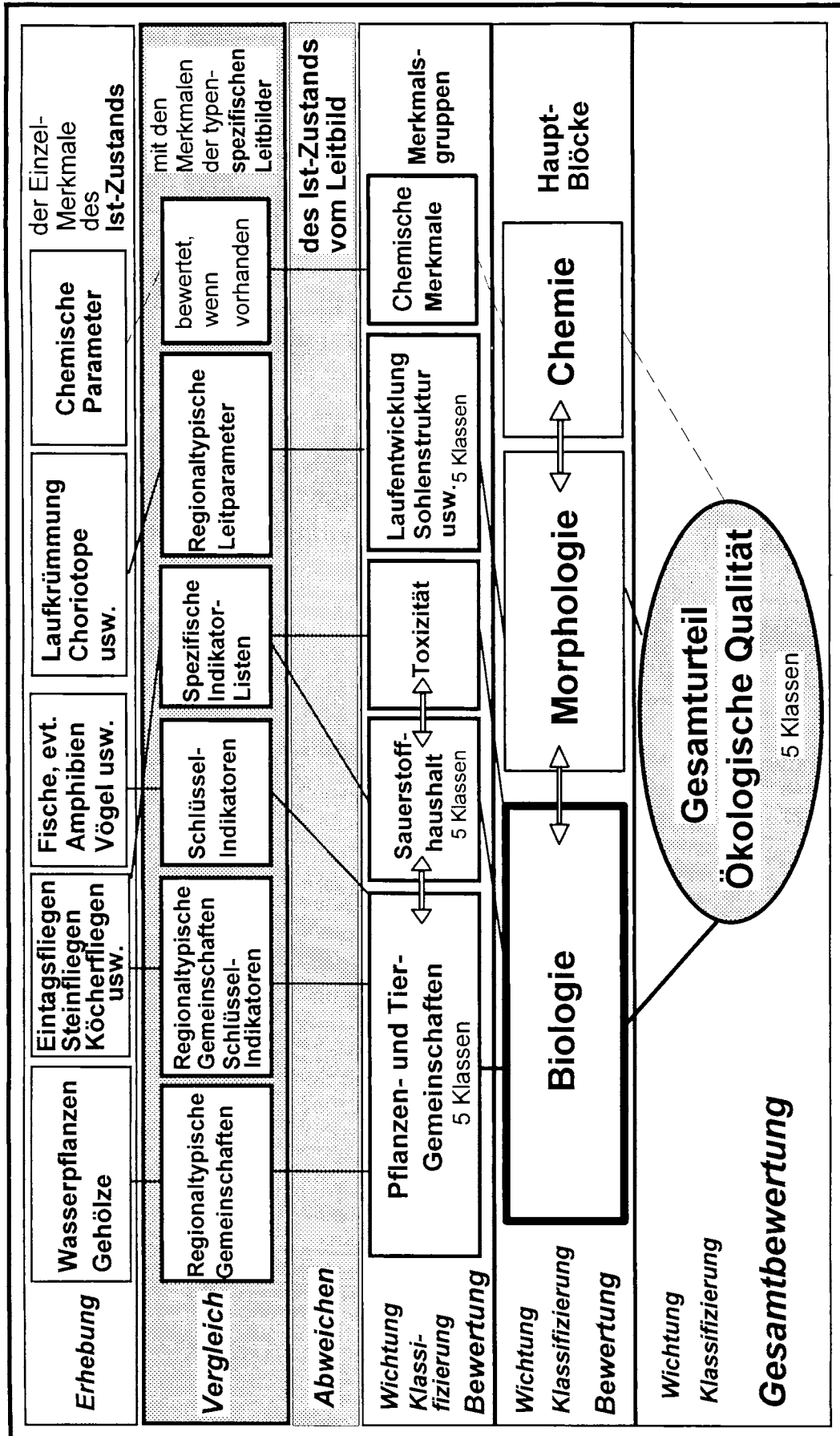


Abb. 10-4: Vorschlag für ein Verfahren zur integrierten ökologischen Bewertung von natürlichen Fließgewässern nach BRAUKMANN & PINTER (1997).

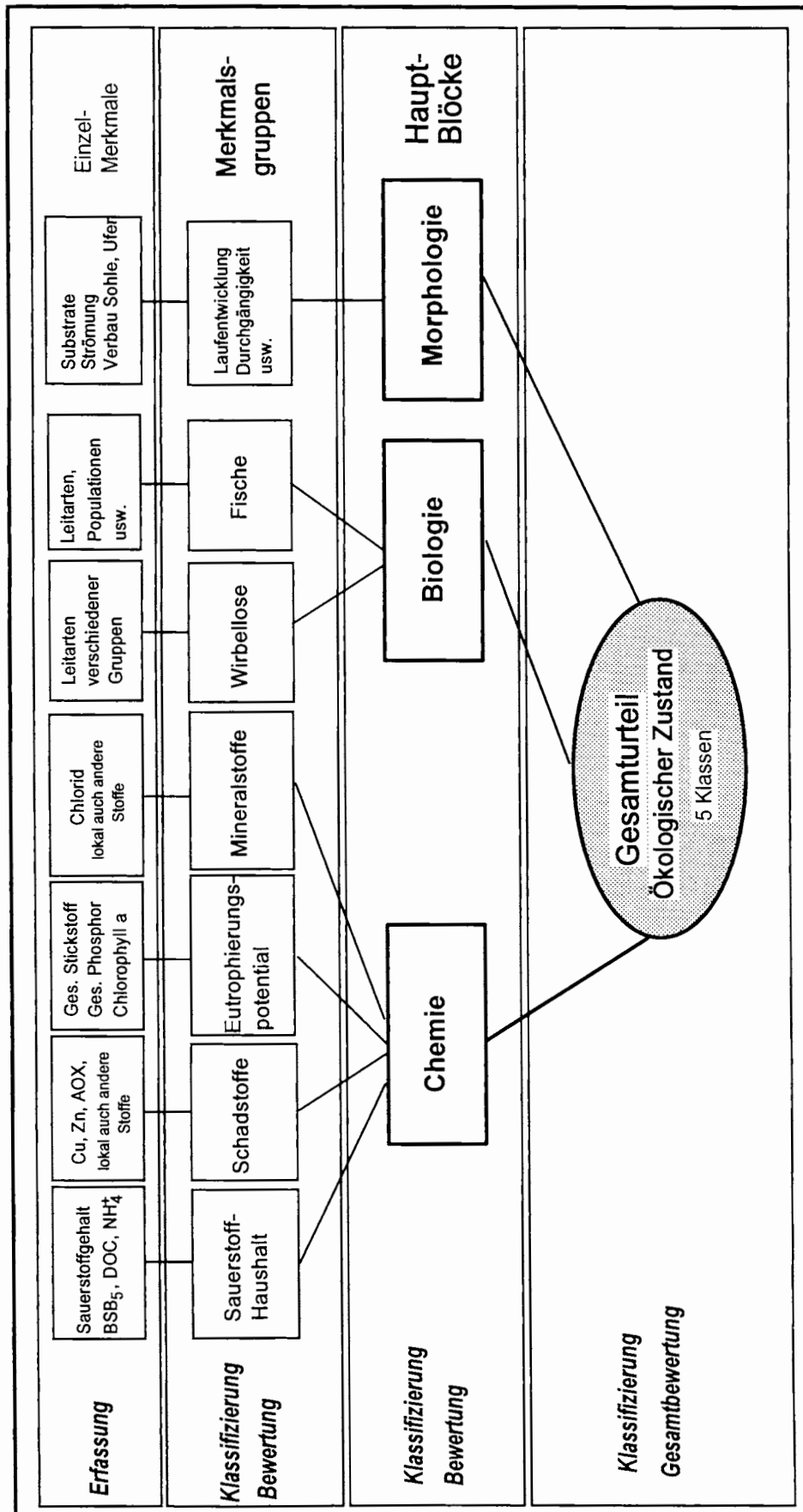


Abb. 10-5: Vorschlag für ein Verfahren zur integrierten ökologischen Bewertung von künstlichen Fließgewässern (Kanälen usw.) nach BRAUKMANN & PINTER (1997).

### 10.11.3 Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für künstliche Fließgewässer

Für die Bewertung des ökologischen Zustandes von großen Fließgewässern nach dem oben beschriebenen Verfahren ist es vordringlich,

- Klassifikationssysteme für die Aspekte Sauerstoffhaushalt, Nährstoffe und Mineralstoffe festzulegen,
- Grundsätze für die Schadstoffbewertung nach dem Toxizitätsäquivalenzprinzip zu entwickeln,
- die Gewichtung der Einzelaspekte und die Vorschriften für die Gesamtzustandsbewertung festzulegen bzw. zu erarbeiten.

Fachkonzepte hierfür sollten in der LAWA durch einschlägige Arbeitsgruppen erarbeitet werden. Die Umsetzung der Konzepte sollte im Rahmen von Forschungsaufträgen erfolgen, wobei die Arbeitsgruppen die Forschungsarbeiten begleiten.

### 10.11.4 Anwendung von Expertensystemen

Für die sehr komplexen und vielfältigen Zusammenhänge zwischen ökologischem Defizit und anthropogenen Eingriffen in das Ökosystem Fließgewässer, die größtenteils nur empirisch beschrieben werden können, bietet es sich an, zur Zustandsbewertung ein sog. Expertensystem einzusetzen. Solche Systeme können Schulwissen und empirisches Expertenwissen akkumulieren und miteinander logisch verknüpfen. Die Systeme sind offen und so angelegt, dass hinzu gewonnene Kenntnisse unschwer implementiert und damit nutzbar gemacht werden können. Die Entwicklung und der Einsatz eines Expertensystems würde die Plausibilisierung der Bewertung erleichtern. Zudem könnten regionale Besonderheiten besser berücksichtigt werden.

## 11 Perspektiven und weitere Entwicklung

Aufgrund des in Kapitel 10 vorgestellten „Strategiepapiers“, das im Zusammenhang mit der ehemaligen EU-Ökologierichtlinie im Auftrage der LAWA-AGO erarbeitet wurde (BRAUKMANN & PINTER (1995, 1997)), wurde in einem eigens eingerichteten LAWA-Arbeitskreis „Ökologische Fließgewässerbewertung“ eine Reihe von grundsätzlichen Definitionen im Zusammenhang mit dem Themenkomplex der ökologischen Fließgewässerbewertung formuliert, die nachfolgend wiedergegeben werden. Zunächst sollen nachfolgend einige in diesem Arbeitskreis entwickelte grundlegende Definitionen zu Fragen der ökologischen Fließgewässerbewertung vorgestellt werden.

### 11.1 Begriffsdefinitionen

#### **Integrale ökologische Gewässerbewertung**

Gesamtheitliche Bewertung des Gewässerzustandes - berücksichtigt werden hierbei:

- **biologische**.
- **limnochemische** und
- **hydromorphologische** Zustandsfaktoren sowie die
- **Vernetzung** mit dem Umfeld.

Die **Bewertungsbasis** hierfür ist das **ungestörte Ökosystem**, dieses entspricht dem Leitbild.

#### **Ökologische Qualität**

Die ökologische Qualität der Fließgewässer ist die Resultierende aller im Ökosystem Fließgewässer wirksamen Faktoren. Die ökologische Qualität wird nach dem **Grad der anthropogenen Auslenkung** des ungestörten Zustandes bewertet und in Anlehnung an die **EU-Wasserrahmenrichtlinie** (Entwurf, Stand Anfang 1998) in **5 Klassen** eingeteilt (s.o.).

#### **Leitbild**

**Leitbild ist der heutige potentielle natürliche Zustand** eines Gewässer-Ökosystems auf der Grundlage des Kenntnisstandes über dessen natürliche Funktionen. Das Leitbild schließt insofern nur irreversible anthropogene Einflüsse ein.

Das Leitbild beschreibt **kein konkretes Sanierungsziel**, sondern dient in erster Linie als **Grundlage für die Bewertung des Gewässerökosystems**.

Es kann als das aus rein **fachlicher Sicht maximal mögliche Sanierungsziel** verstanden werden, wenn es keine sozio-ökonomischen Beschränkungen gäbe. Kosten-Nutzen-Betrachtungen fließen daher in die Ableitung des Leitbildes nicht ein.

#### **Entwicklungsziel**

Das Entwicklungsziel definiert den **möglichst naturnahen**, aber unter gegebenen sozio-ökonomischen und gesellschaftlichen Bedingungen **realisierbaren Zustand** eines



Gewässers und seines Einzugsgebietes nach den jeweils bestmöglichen Umweltbewertungskriterien unter Einbeziehung des gesamten Einzugsgebietes.

Es ist das **realistische Sanierungsziel** unter Abwägung der gesellschaftspolitischen Randbedingungen der verantwortlichen Interessenträger und Nutzer.

Die Abwägung bezieht **Kosten-Nutzen Betrachtungen** ein.

### **Ist-Zustand**

Der Ist-Zustand ist der nach einem definierten Bewertungsverfahren beschriebene **aktuelle Zustand** des Ökosystems Gewässer. Aus der **Differenz des Ist-Zustands zum Entwicklungsziel** ergibt sich der aktuelle Sanierungsbedarf. Die Klassifizierung des Ist-Zustandes erfolgt künftig in 5 Klassen als Abweichung vom heutigen potentiell natürlichen Zustand.

Auf diesen Begriffen beruhen alle weiteren Überlegungen und Aktivitäten, die inzwischen in die Konzeptionen verschiedener Forschungs- und Entwicklungs-Projekte der LAWA und des UBA Eingang gefunden haben. Die weitere und zukünftige Entwicklung auf dem Gebiet der Fließgewässerbewertung werden nachfolgend vorgestellt.

Die unter den Gesichtspunkten der **Gewässergüte**, der **zonalen Längsgliederung** und einer **regionalen geochemischen Typologie** vorgestellten Beispiele zoozönotischer Auswertungen von biologischen Daten aus Fließgewässern in Baden-Württemberg sollen Möglichkeiten aufzeigen, wie für verschiedene Fließgewässertypen **biozönotische Leitbilder** formuliert werden können, auf deren Grundlage dann die Qualität der Fließgewässer **ökologisch** bewertet werden kann. Am Beispiel der vorgelegten Arbeiten zur Typologie, Hydrogeochemie und Zoozönologie von Fließgewässern in Baden-Württemberg soll aufgezeigt werden, wie die Grundlagen für eine ökologische Fließgewässerbewertung aufbereitet werden können.

Diese Aufgabe steht künftig bundesweit und auch im Rahmen der Europäischen Union an. Die in dieser Arbeit vorgestellten Ergebnisse sind noch sehr exemplarischer Natur. Erst nach Abschluß der Auswertungen des Sommer-Aspekts zonaler Verteilungsmuster benthischer Makroinvertebraten und aller regionalen Fließgewässer-Typen soll eine Synopse zonaler und regionaler Fließgewässer-Zönosen für Baden-Württemberg erfolgen. Es ist geplant, zur Entwicklung biozönotischer Leitbilder diese Arbeiten auf das ganze Bundesgebiet auszudehnen.

Für eine solche ökologische Bewertung auf Grundlage von Biozönosen bedarf es weiterer Arbeiten zur bundesweiten Analyse der Zusammensetzung der Biozönosen der verschiedenen Fließgewässerlandschaften. Die Vielzahl der Fließgewässer muß hierzu zunächst nach gewässerkundlichen, geographischen, geomorphologischen und geochemischen Kriterien typisiert werden. Diese Gewässertypen müssen dann in weiteren Schritten biozönotisch charakterisiert werden.

## **11.2 Forschungs- und Entwicklungsvorhaben zur Aufstellung von biozönotischen Leitbildern für das Bundesgebiet**

An der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU) wurde 1998 ein Forschungsvorhaben begonnen, das die Entwicklung von bundesweit anwendbaren **gewässertypenspezifischen biozönotischen Leitbildern** zum Ziel hat. Hierauf basierend soll für das Bundesgebiet ein integraler leitbildorientierter ökologischer Bewertungsansatz für Fließgewässer auf der biozönotischen Basis des Makrozoobenthos und – wenn möglich -

von Makrophyten erarbeitet werden. Dieser Bewertungsansatz soll in eine Empfehlung für eine ökologische Fließgewässerbewertung und -überwachung münden. Diese Empfehlung soll exemplarisch in ausgewählten Modellgebieten erprobt werden.

### 11.2.1 Bestehende Grundlagen

Die Typisierung von Fließgewässern stellt eine entscheidende Grundlage für ein leitbildorientiertes biozönotisches Bewertungsverfahren der ökologischen Qualität der Fließgewässer dar. Aus diesem Grunde wird nachfolgend der bisherige Kenntnisstand zur Fließgewässertypologie im Zusammenhang mit weiteren geplanten bzw. laufenden Forschungsprojekten der LAWA zur Gewässertypisierung ausführlich dargestellt.

#### Längszonale Typen

Die typologische Längsgliederung von Fließgewässern erfolgte historisch bereits sehr früh (BORNE (1877)) nach Leitfischzonen. Das Rhithron-Potamon-Konzept wurde von ILLIES (1961 ff) nach Temperatur- und biozönotischen Aspekten, vorwiegend Makrozoobenthos vorgestellt. Zahlreiche neuere Ansätze bauen hierauf auf (z. B. SCHWEDER (1992), MOOG (1995)). Bekannt ist auch das **River Continuum Concept** (RCC) mit überwiegend stoffhaushaltlichen Ansätzen (VANNOTE et al. (1980)).

#### Regionale Typen

Nach geographischen, hydromorphologischen, geochemischen und biozönotischen Gesichtspunkten wurde von OTTO & BRAUKMANN (1983) eine Systematik **regionaler Bachtypen** für das Gebiet der Bundesrepublik (alte Bundesländer) entwickelt (s.u.). BRAUKMANN (1987) erarbeitete auf dieser Grundlage eine zoozönotische Charakteristik der verschiedenen regionalen Bachtypen (Gebirgs-, Berg- und Flachlandbäche). Von OTTO (1991) wurde die Typensystematik unter dem Gesichtspunkt der Talform-Typen für die deutschen Mittelgebirgsräume modifiziert. Die FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER (1993, 1998) entwickelte eine spezifische regionale Fließgewässertypologie auf der Grundlage geologischer Einheiten bzw. der naturräumlichen Gliederung des Landes Baden-Württemberg. Für den nordrhein-westfälischen Flachlandbereich legte TIMM (1995) einen differenzierten Typenansatz vor, für das dortige Bergland befindet sich eine analoge Typisierung in Arbeit. MOOG & WIMMER (1990) erstellten eine Typologie für Fließgewässer Österreichs.

Prinzipiell sollte eine Typisierung den regionalen Eigenschaften von Fließgewässern gerecht werden und dabei dennoch überschaubar sein. Eine weitergehende Typisierung muß die beiden grundlegenden Ansätze aus längszonaler und regionaler Gliederung zweckmäßig kombinieren:

Durch Kombination aus zonalen und regionalen Gesichtspunkten ergibt sich als erste Modellvorstellung ein System aus 6 grundlegenden Fließgewässertypen:

- Gebirgsbäche und -flüsse,
- Bergbäche und -flüsse.
- Flachlandbäche und -flüsse.

Zumindest die Kategorie der Bäche kann noch weiter nach geochemischen Gesichtspunkten in Silikat- und Karbonattypen untergliedert werden. In diesem System wäre in Anlehnung an OTTO & BRAUKMANN (1983) eine Unterteilung von Bächen und kleinen Flüssen in 12 grundlegende regionale Typen denkbar. Hierzu liegen für die Kategorie der Bäche

Vorschläge zur zooökologischen Typisierung vor. Diese typologische Gliederung der Fließgewässer kann als erste Basis einem biozönotischen Bewertungsverfahren zugrunde gelegt werden.

Umfangreiche Forschungsvorhaben zur regionalen Typisierung von Fließgewässern in Baden-Württemberg (FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER (1993, 1998)) haben gezeigt, dass voraussichtlich verschiedene **Fließgewässerlandschaften** auf der Grundlage einer **geologisch** orientierten **naturräumlichen Gliederung** sowie die verschiedenen Talformtypen die geeignetste Grundlage für eine bundesweite Gliederung der meisten Fließgewässer, mit Ausnahme großer Flüsse und Ströme, sein werden. Neben Baden-Württemberg liegen für Thüringen voraussichtlich 1998 und für Schleswig-Holstein etwa Ende 1998 vergleichbare landesweite hydromorphologische Typisierungen vor (BRIEM (1997a, 1998)). In Rheinland-Pfalz und im Saarland sind Fließgewässertypen-Atlanten ähnlichen Inhalts in Bearbeitung (OTTO (1998)). Die Länder Nordrhein-Westfalen und Hessen führen gegenwärtig landesweite Strukturgüte-Erhebungen ihrer Fließgewässer durch.

### 11.2.2 Aktuelle Forschungsprojekte zur Bewertung der ökologischen Qualität

Alle diese Landesprojekte sind in engem inhaltlichen Bezug zu einem geplanten bundesweiten Vorhaben zur geomorphologischen Typisierung der Fließgewässerlandschaften Deutschlands zu sehen. In Anlehnung an die Typisierung der Fließgewässer in Baden-Württemberg (FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER (1993, 1998)) nach den Haupt-Fließgewässerlandschaften (diese entsprechen weitgehend den Haupt-Naturräumen in Baden-Württemberg) soll eine bundesweite geomorphologische Typisierung der Fließgewässer Deutschlands entwickelt und in vergleichbarer Weise wie für Baden-Württemberg als Karte (Maßstab ca. 1:500.000, 4-teilig) dargestellt werden. Dieses Vorhaben wird als LAWA Forschungsprojekt als Begleitprojekt zum vorliegenden F&E Vorhaben durchgeführt.

Folgende zur Zeit laufende LAWA-Forschungsvorhaben stehen als Begleitprojekte in engem Bezug zu diesem F&E Vorhaben:

**Projekt 1:** LAWA Forschungsprojekt: „Geomorphologische Typisierung und vegetationskundliche Charakterisierung der Fließgewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland“, BRIEM/ALAND; Beginn: September 1997, Ende: August 1999.

**Projekt 2:** „Typologie Flachlandgewässer in Norddeutschland“ (Schleswig-Holstein) Forschungsprojekt, Universität Essen; Beginn: August 1997, Ende: Dezember 1998.

**Projekt 3:** „Leitbildbezogene Bioindices“ Forschungsprojekt, Universität Hohenheim; Beginn: Juni 1996, Ende: Dezember 1998.

Diese Projekte werden in enger Abstimmung mit dem vorliegenden Vorhaben durchgeführt. Die organisatorische Koordinierung aller Vorhaben erfolgt durch den LAWA AK-GÖF, die fachliche Betreuung der Begleitprojekte Nr. 1 und 3 der LAWA und des vorliegenden F&E Vorhabens liegt bei Dr. Braukmann, LfU Baden-Württemberg, das LAWA Begleitprojekt Nr. 2 wird von Prof. Dr. Friedrich, Landesamt für Ökologie Nordrhein-Westfalen, betreut.

Eine Übersicht über das im Rahmen des LAWA Arbeitskreises „Ökologische Bewertung von Fließgewässern“ (AK-ÖBF) erarbeitete Durchführungskonzept zur ökologischen Gesamtbewertung von Fließgewässern geben Abb. 11-1 und Abb. 11-2.

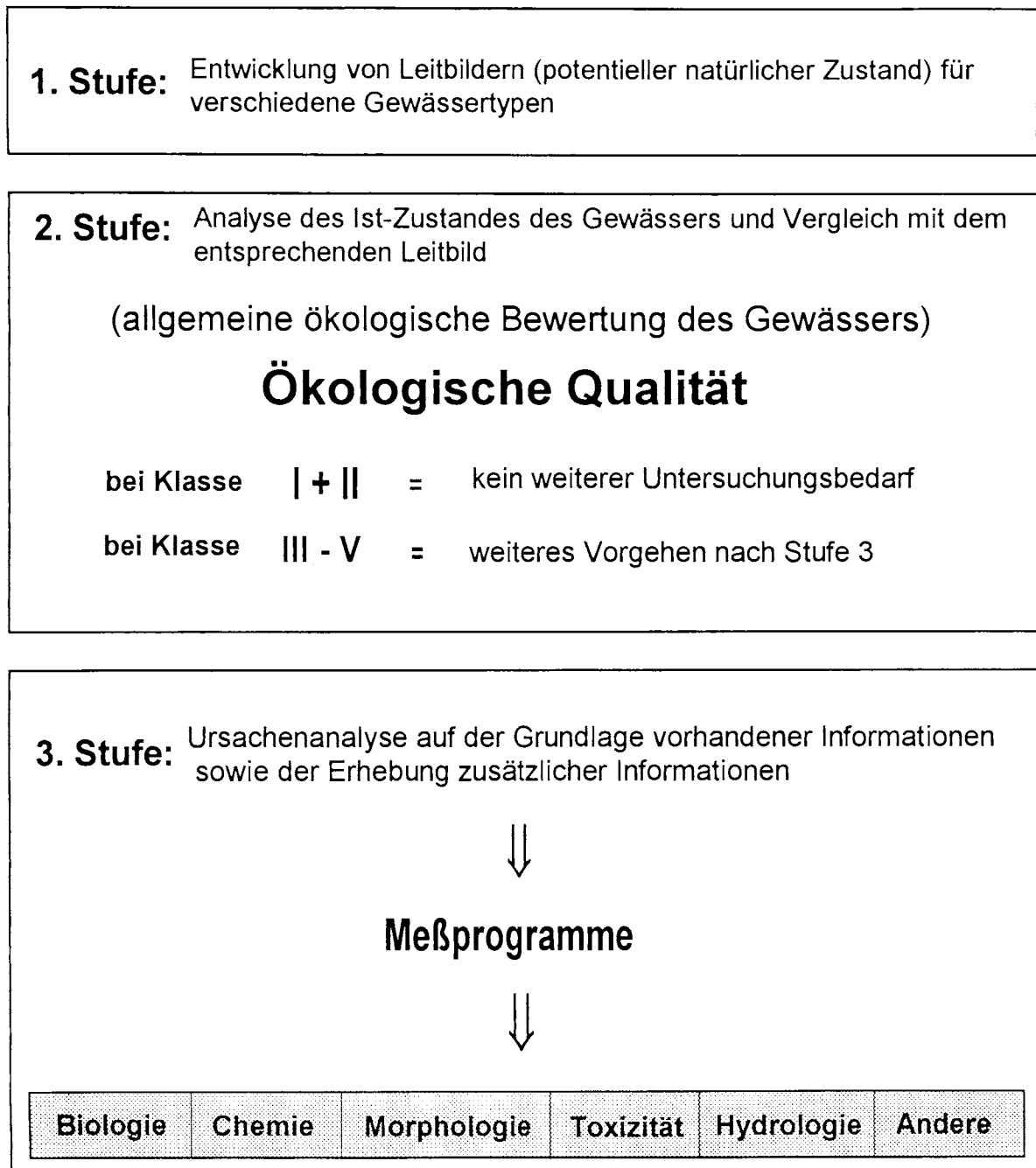
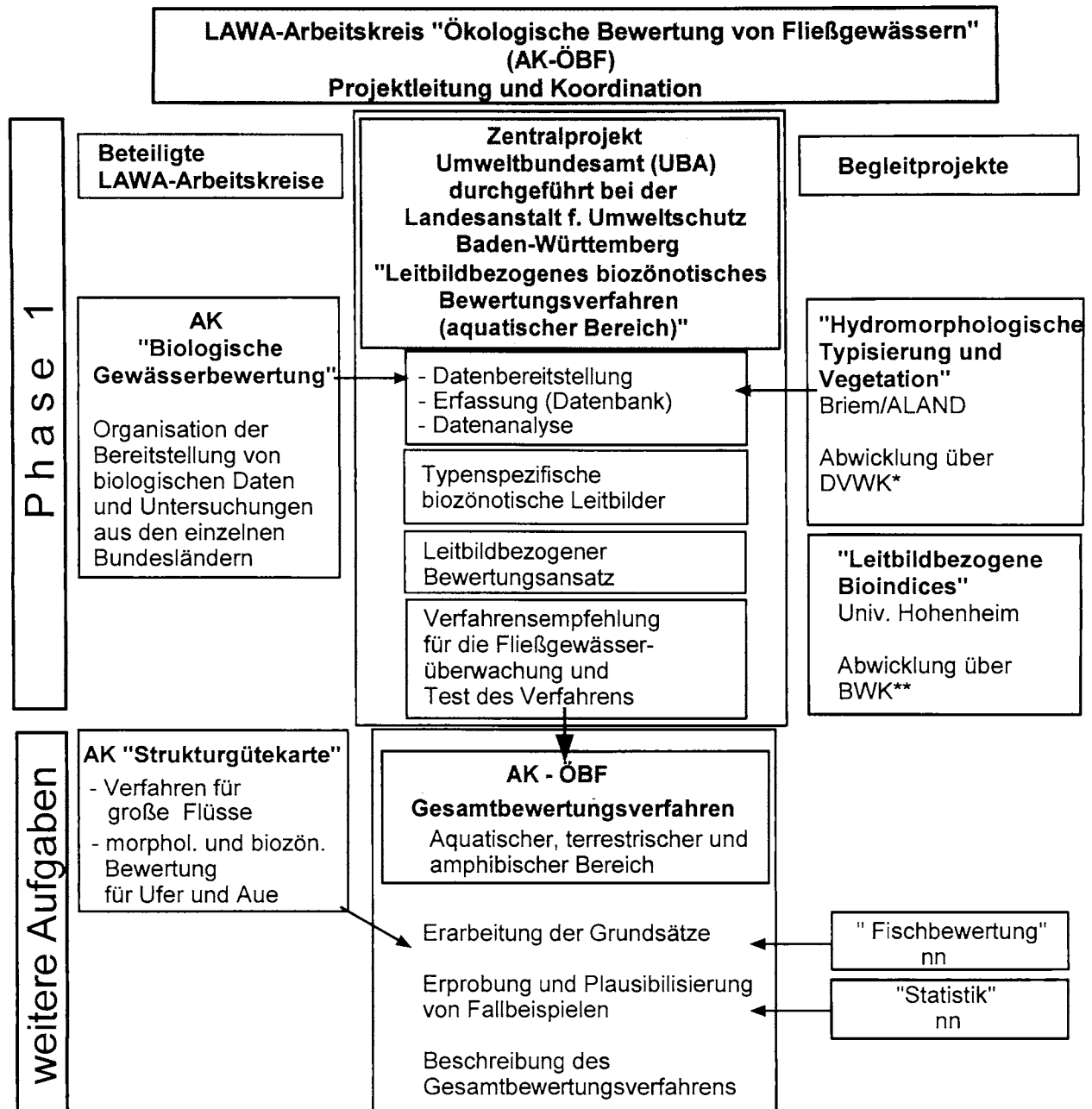


Abb. 11-1: Prinzip der ökologischen Bewertung von Fließgewässern (nach LAWA 1997).

## Durchführungskonzept für die ökologische Bewertung von Fließgewässern



Die Verträge mit den Auftragnehmern der LAWA-Projekte werden von folgenden technisch-wissenschaftlichen Vereinigungen abgewickelt:

- \* Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.
- \*\* Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V.

**Abb. 11-2:** Durchführungskonzept für die ökologische Bewertung von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Anlage zum Bericht des LAWA Arbeitskreises „Ökologische Bewertung von Fließgewässern“ (AK-ÖBF) „Konzept zur Bewertung der Ökologischen Qualität von Fließgewässern, Phase 1“.

Hiernach werden die Fließgewässer zunächst in einem ersten Schritt nach einem im F&E-Vorhaben bei der LfU zu erarbeitenden biozönotischen Bewertungsverfahren bewertet. Bei ökologischen Defiziten werden Analysen der Ursachen mit biologischen, chemischen und morphologischen Verfahren vorgenommen. Die Abb. 11-2 gibt eine Übersicht über die verschiedenen Forschungs- und Entwicklungsaktivitäten, die mit dem Themenkomplex der ökologischen Fließgewässerbewertung zusammenhängen.

Auf der Grundlage der geomorphologischen Gewässertypisierung der Fließgewässerlandschaften Deutschlands soll für die biozönotische Leitbildfindung im vorliegenden F&E Vorhaben ein geeigneter Typenschlüssel entwickelt werden, nach dem die biologischen Daten der einzelnen Bundesländer klassifiziert und ausgewertet werden können.

**Große Flüsse und Ströme** stellen in Deutschland Einzelindividuen dar, die als solche zu behandeln sind. Eine regionale Typisierung ist für diese Gewässerkategorie nicht erforderlich. Die biologischen Daten, die für dieses Vorhaben im Wesentlichen von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) bereitgestellt werden sollen, werden für die großen Flüsse in Absprache mit der BfG flussspezifisch ausgewertet.

### 11.2.3 „Leitbildbezogene biozönotische Bewertungsansätze“

Um einen aktuellen Überblick über die gegenwärtig vorhandenen, in Entwicklung oder Diskussion befindlichen Verfahren zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern in den einzelnen EU-Mitgliedsländern und anderen Ländern, z. B. USA und Kanada, Australien, zu bekommen, wurde von der Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) Baden-Württemberg eine **Literaturstudie** an die Universität Hohenheim vergeben. Diese Studie liegt inzwischen vor (s. Anlage Nr. 2). Die systematische Auswertung biozönotischer Ansätze zur ökologischen Fließgewässerbewertung im Rahmen dieser Literaturstudie hat ergeben, dass es weltweit eine Fülle biologischer Methoden gibt, die für die anstehende Fragestellung zwar wertvolle Anregungen geben, aber ohne grundlegende Modifikationen für ein praktikables Bewertungsverfahren nicht anwendbar sind. Die Ergebnisse einer weiteren Literaturstudie zur Autökologie aquatischer Organismen sind bereits in eine biologische Datenbank der LfU aufgenommen worden und bilden eine wichtige Grundlage für die geplanten Arbeiten in diesem F&E Projekt.

Ein Beschluß des LAWA Arbeitskreises „Ökologische Fließgewässerbewertung“ sah vor, die LfU zu beauftragen, ein Forschungsvorhaben zu skizzieren, das die Entwicklung von gewässertypenspezifischen biozönotischen Leitbildern sowie eines integralen leitbildorientierten ökologischen Bewertungsansatzes von Fließgewässern auf biozönotischer Basis des Makrozoobenthos und von Makrophyten zum Ziel hat. Der Bewertungsansatz soll in eine Empfehlung für eine ökologische Fließgewässerbewertung und -überwachung münden. Diese Empfehlung soll exemplarisch in ausgewählten Modell-Gebieten erprobt werden. Das Vorhaben soll laut Beschluß der LAWA Arbeitsgruppe Oberflächengewässer (AGO) in den Jahren 1998 bis 2001 bei der LfU Baden-Württemberg durchgeführt werden.

### 11.2.3.1 Ziel der Arbeiten

Die Zielsetzung des Vorhabens umfasst folgende Punkte:

- Erarbeitung eines Taxakataloges für die Fließgewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland
- Ableitung von biozönotischen Leitbildern für die Hauptfließgewässerlandschaften des Bundesgebietes
- Erarbeitung eines Verfahrens zur leitbildorientierten ökologischen Fließgewässerbewertung
- Erprobung des Verfahrensvorschlages
- Empfehlung für die Fließgewässerüberwachung

#### 11.2.3.1.1 Taxakatalog

Aufbauend auf dem Projekt „Geomorphologische Typisierung und vegetationskundliche Charakterisierung der Fließgewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland“ soll eine geeignete biozönotische Methode entwickelt werden, mit der charakteristische Lebensgemeinschaften für die verschiedenen Fließgewässerlandschaften beschrieben werden können. Den hydromorphologischen Fließgewässertypen (im möglichst gering belasteten Zustand) sollen charakteristische Lebensgemeinschaften und Leitorganismen zugeordnet werden. Wichtige Voraussetzung hierfür ist die Erarbeitung eines Taxakataloges.

Der Taxakatalog umfasst typische Fließgewässer-Organismen und deckt alle wesentlichen Fließgewässertypen ab. Die Taxa sollen sich zur Beschreibung regionaler biozönotischer Typen-Leitbilder und zur weiteren ökologischen Bewertung (Saprobien-Index, Säure-Index, Toxizitäts-Index, Ernährungsformen, Zonierungs-Index, Sauerstoffindex u. andere Verfahren, Projekt „Leitbildbezogene Bioindices“) eignen. Dieser Katalog sollte folgende Kriterien erfüllen:

- Reproduzierbarkeit (Auswahl typischer Taxa, möglichst Arten, sichere Bestimmbarkeit muß gewährleistet sein)
- Praktikabilität (ausgewogenes Verhältnis von Bestimmungsaufwand zu Bestimmungssicherheit)
- Typenrelevanz, Repäsentativität (Organismen für regionale und zonale Fließgewässertypen charakteristisch)
- Der Katalog sollte erweiterbar sein (im Sinne einer „offenen Liste“)

Der Taxakatalog ist in enger Zusammenarbeit mit dem Forschungsprojekt für Mittelgebirgs- und Flachlandgewässer der Arbeitsgruppe an der Universität Essen zu entwickeln.

#### 11.2.3.1.2 Biozönotische Leitbilder

Eines der wesentlichen Ziele des Vorhabens ist die Erarbeitung biozönotischer Leitbilder für die verschiedenen hydromorphologischen Fließgewässertypen in Deutschland auf der Grundlage des Makrozoobenthos und von Makrophyten. Nach BRIEM (pers. Mitteilung) werden bundesweit etwa 20 Haupt-Fließgewässerlandschaften voneinander abzugrenzen sein. Für diese werden biozönotische Leitbilder zu entwickeln sein. Hierzu ist erforderlich,

aus möglichst allen Bundesländern biologische Daten zusammenzustellen und nach fließgewässertypologischen Gesichtspunkten auszuwerten mit dem Ziel, die charakteristischen Lebensgemeinschaften der grundlegenden Fließgewässertypen in möglichst unbeeinträchtigtstem Zustand als Leitbilder zu beschreiben. Es wird angestrebt, die Zahl der biozönotisch relevanten Fließgewässertypen **möglichst gering** zu halten und damit die **Leitbilder und das Bewertungsverfahren überschaubar und praktikabel** zu gestalten.

#### 11.2.3.1.3 Entwicklung eines leitbildbezogenen Bewertungsansatzes

Aufbauend auf den fließgewässertypischen biozönotischen Leitbildern soll ein leitbildbezogener Bewertungsansatz auf der Grundlage des Makrozoobenthos und von Makrophyten entwickelt werden, und zwar:

- anhand von vorhandenen biologischen Daten aus den einzelnen Bundesländern über den LAWA AK „Biologische Gewässerbewertung“,
- anhand von biologischen Erhebungen der einzelnen Bundesländer im Falle mangelnder Daten,
- anhand von exemplarischen eigenen biologischen Untersuchungen im Rahmen des Projekts in denjenigen Gewässerlandschaften, die aus vorhandenem Datenmaterial nur unzureichend abgedeckt werden.

Der Bewertungsansatz orientiert sich an den biozönotischen Leitbildern möglichst gering gestörter Fließgewässer.

Unter der Voraussetzung, dass typenspezifische Leitbilder für die aquatischen Lebensgemeinschaften erarbeitet worden sind, erfolgt die Bewertung durch die Ermittlung der Abweichung eines untersuchten Gewässerabschnitts vom typenspezifischen Leitbild. Die Abweichung kann in %-Angaben erfolgen, die zu klassifizieren sind. Nach den aktuellen Vorstellungen der EU Kommission über die Vorgehensweise bei der Bewertung des ökologischen Gewässerzustands zeichnet sich ein europaweit anzuwendendes Klassifikationsschema mit 5 Klassen ab. Dieses wird Grundlage für ein bundesdeutsches Verfahren sein.

#### 11.2.3.1.4 Test des Verfahrensvorschlages

Zur Erprobung des Bewertungsverfahrens und der Überwachungsempfehlung werden in ausgewählten Modellgebieten für exemplarische Gewässertypen biologische Erhebungen vorgenommen.

#### 11.2.3.1.5 Empfehlung für die Fließgewässerüberwachung

Aus dem leitbildorientierten Bewertungsansatz soll eine Empfehlung für die Fließgewässerüberwachung auf der Grundlage des biozönotischen Ansatzes (Makrozoobenthos, Makrophyten) abgeleitet werden. Ziel ist ein Vorschlag für ein flächendeckendes Untersuchungsverfahren, das in allen Bundesländern routinemäßig gemäß den Vorgaben der EU, aber auch zur Feststellung der ökologischen Qualität der Fließgewässer in den einzelnen Bundesländern durchgeführt werden kann.



### 11.2.3.2 Gegenstand der Untersuchungen

Untersuchungsobjekte sind Fließgewässer im Gebiet der Bundesrepublik Deutschland. Die Arbeiten beschränken sich auf das **eigentliche Gewässer** mit dem engen Uferbereich bis zur Uferlinie des bordvollen Abflusses.

Hauptaufgabe des Vorhabens ist die Zusammenstellung der für den unbelasteten Zustand der Fließgewässer charakteristischen Lebensgemeinschaften/Leitorganismen und darauf aufbauend die Erarbeitung von Empfehlungen für die Fließgewässerbewertung und –überwachung. Hier sollen im Rahmen des Vorhabens die Makroinvertebraten und die Makrophyten bearbeitet werden.

#### 11.2.3.2.1 Erarbeitung biozönotischer Bewertungsinstrumente

Im vorliegenden Forschungsvorhaben sollen die im Strategiepapier vorgeschlagenen Ansätze (s. Kap. 10) für biozönotische Leitbilder auf ihre praktische Anwendbarkeit geprüft und entwickelt werden. Es handelt sich dabei um die folgenden beiden Vorgehensvarianten:

**Variante 1:** „Pars pro toto“ Analyse in Anlehnung an BUCK & KONZELMANN (1985).

Anstelle der gesamten Zoozönose werden hier Arten aus einer geeigneten Gruppe, z. B. Käfer, Eintags- oder Köcherfliegen, möglichst umfassend und detailliert als ökologische Indikatoren eingesetzt.

**Variante 2:** Auswahl von bestimmten **fließgewässertypischen Ordnungen**, z. B. Eintags-, Stein- u. Köcherfliegen (aus der Gruppe der Wirbellosen). Diese Ordnungen enthalten zahlreiche fließgewässertypische Arten. International werden in vielen einschlägigen Arbeiten diese Ordnungen vorrangig untersucht. Aus diesen Gruppen werden mit Priorität die häufigsten und stetigsten Arten, die für verschiedene Gewässertypen charakteristisch sind, berücksichtigt. Andere geeignete Organismen-Gruppen wie z. B. Makro-Turbellarien oder Käfer sind bei diesem Ansatz nicht ausgeschlossen. Eine wichtige Voraussetzung für Vergleichbarkeit biozönotischer Erhebungen ist, dass innerhalb der berücksichtigten Gruppen das taxonomische Niveau der zu bestimmenden Organismen eindeutig (am besten anhand der weitest möglichen Bestimmbarkeit der aquatischen Stadien) festgelegt wird, damit eine bundesweite Vergleichbarkeit gewährleistet ist.

#### 11.2.3.2.2 Entwicklung eines Katalogs von Arten/Taxa mit „ökologischen Schlüsselfunktionen“ ("key species")

Im vorliegenden Projekt werden Taxa, vorzugsweise Arten, aus allen in Tab. 11-1 aufgeführten Gruppen bearbeitet.

Organismen, die hohe Ansprüche an die Beschaffenheit (Ungestörtheit) ihrer Umwelt stellen, können als Schlüsselarten/-taxa, besser als „**Schlüsselindikatoren**“ eingesetzt werden. Sie haben einen besonders hohen Zeigerwert für die ökologische Qualität ihres Lebensraumes. Mit dem positiven Nachweis geeigneter Schlüsselindikatoren in einem Fließgewässer ließen sich bereits durch eine begrenzte Auswahl aus der gesamten Lebensgemeinschaft Aussagen über deren „guten ökologischen Zustand“ machen.

**Tab. 11-1:** Beispiel für Schlüsselindikatoren. Denkbare Schlüsselarten/-taxa (key-species) für Fließgewässer könnten folgende Organismen sein:

	<b>Pflanzen:</b> noch offen
	<b>Tiere:</b>
	<b>Invertebrata</b>
<b>Mollusca:</b>	<i>Unio spp., Margaritifera margaritifera</i>
<b>Crustacea:</b>	Vorwiegend Großkrebse, <i>Astacus astacus, Austropotamobius pallipes, A. torrentium</i>
<b>Ephemeroptera:</b>	<i>Heptagenia spp., Ephemera danica, Oligoneuriella rhenana, Potamanthus luteus</i>
<b>Odonata:</b>	<i>Cordulegaster spp., Calopteryx spp., Onychogomphus spp.</i>
<b>Plecoptera:</b>	alle Perlidae, <i>Perlodes spp., Arcynopteryx compacta</i> , <b>alle</b> noch lebenden <b>Potamalarten</b> (ZWICK (1992))
<b>Heteroptera:</b>	<i>Aphelocheirus aestivalis</i>
<b>Coleoptera:</b>	<i>Platambus maculatus, Oreodytes sanmarcki?, Orectochilus villosus, Elmis latreillei, Limnius perrisi, L. volckmari, Esolus angustatus?, Stenelmis spp., Macronychus quadrituberculatus</i>
<b>Trichoptera:</b>	noch offen
	<b>Vertebrata:</b>
<b>Pisces:</b>	<b>alle Neunaugen</b> , alle fließgewässertypischen <b>Kleinfische</b> , z. B. <i>Cottus gobio, Phoxinus phoxinus, Alburnoides bipunctatus, Gobio gobio</i> usw.
<b>Amphibia:</b>	<i>Salamandra salamandra</i>
<b>Aves:</b>	<i>Charadrius dubius, Actitis hypoleucos, Sterna hirundo, Alcedo atthis, Cinclus cinclus, Motacilla cinerea</i>
<b>Mammalia</b>	<i>Castor fiber, Lutra lutra</i>

Dieser Listenvorschlag soll in enger Abstimmung mit dem Forschungsprojekt der Universität Hohenheim (Projekt 3) als erste Verfahrensgrundlage ausgearbeitet werden.

### 11.2.3.2.3 Einholen, Aufbereitung und Auswertung der Daten

Bei den Anfragen sowie dem späteren Einholen der Daten sind wesentliche gewässer-kundliche Stammdaten der Untersuchungsorte zu berücksichtigen (u.a. Gewässername, Untersuchungsort, Koordinaten usw.). Hierbei sollte die Arbeitsanleitung der LfU Baden-Württemberg (Handbuch Wasser 2 - Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchungen, LfU (1992) berücksichtigt werden. In Abstimmung mit dem LAWA-Arbeitskreis "Biologische Gewässerbewertung" sind Kriterien zur Datenqualität (Art, Umfang usw. ) festzulegen.

Die Daten über Makrophyten und Makroinvertebraten werden von den einzelnen Bundesländern zur Verfügung gestellt oder von diesen ab 1999 erhoben. Bei den jeweiligen Landesdaten und dortigen regionalen Projekten sind insbesondere möglichst **unbeeinträchtigte** Fließgewässer aller Größenordnungen (die besten heute noch vorhandenen Gewässerstrecken) zu berücksichtigen. Die Qualitätskriterien für die zu erhebenden biologischen Daten sind gemäß den Gesichtspunkten, nach denen der Taxakatalog zu erstellen ist, zu definieren. Neben Daten möglichst unbeeinträchtigter Fließgewässer, die zur Formulierung der regionalen Leitbilder dienen, sollen auch Daten der unterschiedlichsten Degradationsstufen unter Berücksichtigung verschiedener stofflicher, morphologischer und hydrologischer Art erhoben werden, die für die Erprobung des leitbildorientierten Bewertungsverfahrens erforderlich sind. Es sind Daten aus möglichst allen Gewässertypen aus allen Bundesländern zu erfassen bzw. zu erheben. Bei den größeren Fließgewässern (z. B. Rhein, Elbe, Donau) ist hier eine enge Kooperation der LAWA mit **Bundesbehörden** (ins-

besondere der Bundesanstalt für Gewässerkunde) notwendig. In den Fällen, in denen bei den einzelnen Bundesländern keine den erforderlichen Kriterien genügenden Daten vorhanden sind, werden diese an den unterschiedlichsten Gewässern von den betreffenden Bundesländern erhoben und bereitgestellt. Hierfür gelten die gleichen Kriterien wie für die Auswahl bereits vorhandener Daten. Es erfolgt eine systematische Prüfung auf Eignung und Lücken bei verschiedenen Gewässertypen. Bei Lücken ergehen gezieltere Nachfragen (Gutachten usw.), bzw. es werden erforderliche Untersuchungen seitens der betreffenden Bundesländer vorgenommen.

Aufbauend auf dem bei der LfU erstellten EDV-Programm „Biologie“ wird eine bundesweite Datenbank mit biotischen und gewässerkundlichen abiotischer Stammdaten aufgebaut. Bisher ist diese Datenbank für Baden-Württemberg auf dem Zentralrechner der LfU im Rahmen eines VAX-Programms und für PC auf WINDOWS-vorhanden. Bei der künftigen Auswertung der Daten werden bereits in anderen europäischen Ländern existierende EDV-Systeme und -Programme (RIVPACS, STORA, CANOCO usw.) auf Eignung geprüft und ggf. angewendet.

Zur Leitbildcharakterisierung erfolgt im Zusammenhang mit der o.g. hydromorphologischen Typisierung der Fließgewässer Deutschlands eine Klassifikation der biologischen Daten und zwar einerseits nach den Fließgewässerlandschaften, andererseits nach längszonalen Aspekten. Für die einzelnen Fließgewässertypen werden deren charakteristische Lebensgemeinschaften der ungestörten Zustände durch den systematischen Vergleich der einzelnen Gewässertypen erarbeitet. Hierbei kommen vor allem statistische Verfahren der multifaktoriellen Datenanalyse zur Anwendung.

Für biologische Untersuchungen zur Leitbild-Erstellung, zur Überprüfung und Plausibilisierung der Leitbilder werden geeignete Gewässerstrecken in Abstimmung mit den einzelnen Bundesländern ausgewählt und exemplarisch untersucht.

Unter Einbindung der biozönotischen typenspezifischen Leitbilder, der Schlüssel-Indikatoren und der biotischen Indexverfahren soll ein erster Entwurf einer integrierenden Gesamtbewertung für Makroinvertebraten und - wo möglich - Makrophyten erarbeitet werden mit dem Ziel, mit Hilfe geeigneter Wichtungsverfahren „ökologische Qualitätsklassen“ zu definieren und auf diese Weise zu einem ersten Entwurf eines bundesweiten biozönotisch-ökologischen Fließgewässer-Bewertungsverfahrens zu gelangen.

Die hiermit vorgelegte Arbeit soll für die weitere Entwicklung der integralen ökologischen Fließgewässerbewertung einige Ideen und Bausteine bereitstellen.

## 12 Literatur

- ALF, A., BRAUKMANN, U., MARTEN, M. & VOBIS, H. (1992): Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung – Arbeitsanleitung, LfU (Hrsg.), Handbuch Wasser 2 Loseblattsammlung, Karlsruhe.
- ALF, A. & BUCK, H. (1992): Die Kopplungsanalyse nach Buck. In: Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung - Arbeitsanleitung, Karlsruhe.
- ALLES, E. (1998): Zur Ökologie der Diatomeen elektrolytarmer Quellen und Bäche unter Berücksichtigung der durch „Sauern Regen“ hervorgerufenen Veränderungen der Milieubedingungen. - Dissertation im Fachbereich Biologie der Johann Wolfgang Goethe-Universität Frankfurt: 335 S. + Anhang, Abb. u. Tab.
- ALLES, E. & NÖRPEL-SCHEMPP, M. (1992): Vorschlag zu einer standardisierten Diatomeenprobenahme für Versauerungsuntersuchungen in Mittelgebirgsbächen nebst kritischer Besprechung des Indikationssystems von Schreiner. In: BÖHMER, J. & RAHMANN, H.: Literaturstudie zur Erarbeitung von Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung. Veröff. Paö, Band 3, Projekt Angewandte Ökologie der Landesanstalt für Umweltschutz Bad.-Württ.: 130-156, Karlsruhe.
- ALLES, E., M. NÖRPEL-SCHEMPP & H. LANGE-BERTALOT (1991): Zur Systematik und Ökologie charakteristischer Eunotia-Arten (Bacillariophyceae) in elektrolytarmen Bachoherläufen. *Nova Hedwigia* 53: 171-213.
- ALMER, B., EKSTRÖM, C., DICKSON, W., HORNSTRÖM, E. & MILLER, U. (1974): Effects of acidification on swedish lakes. *Ambio* 3, 30-36.
- ALMER, B., DICKSON, W., EKSTRÖM, C. & HORNSTRÖM, E. (1978): Sulfur pollution and the aquatic ecosystem. In: NRIAGU, J.O. (ed.): Sulfur in the environment, Part II: Ecological Impacts. – Wiley, New York: 271-311.
- ARMITAGE, P.D., MOSS, D., WRIGHT, J.F. & FURSE, M.T. (1983): The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. *Water.Res.* 17 (3): 333-347.
- ARNDT, U., KNABE, W., PRINZ, B. & SCHOLZ, F. (1983): Wirkungen säurehaltiger Niederschläge auf die Vegetation, - in: Säurehaltige Niederschläge - Entstehung und Wirkungen auf terrestrische Ökosysteme, 125-216, Verein Deutscher Ingenieure, Kommission Reinhaltung der Luft: 277 S. Düsseldorf.
- ARNDT, U., NOBEL, W. & SCHWEIZER, B. (1987): Bioindikatoren: Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. -G. Fischer: 388 S., Stuttgart.
- ARNSCHEIDT, J. (1993): Untersuchungen zur Versauerung und zur biologischen Versauerungsindikation in Erzgebirgsbächen unter besonderer Berücksichtigung des Einzugsgebiets der Talsperre Neunzehnhain. Diplomarbeit an der TU Dresden, Institut für Hydrobiologie, unveröffentlicht: 84 S., Dresden.
- ARZET, K. & STEINBERG, C. (1983): Reconstructing pH from Diatom remains in the sediment of two lakes. - Beitrag zum Workshop „pH-Reconstructions“. 22. SIL-Tagung, Lyon, Aug. 1983.

- ATKINS, P. W. (1986): *Physical Chemistry*. - Oxford University Press.
- AUBERT, J. (1959): *Insecta Helvetica*. 1. Plecoptera. -: 1-140, Imprimerie "La Concorde", Lausanne.
- BACKHAUS, D. (1967): Ökologische Untersuchungen an den Aufwuchsalgen der obersten Donau und ihrer Quellflüsse. I. Voruntersuchungen. - *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 30(4): 364-399.
- (1973): Fließgewässeralgen und ihre Verwendbarkeit als Bioindikatoren. - *Verh. Ges. Ökol.*: 149-168.
- BAILEY, R.G. (1978): *Description of ecoregions in the United States. Intermountain Region*, US Forest Service, Ogden, Utah.
- BAUER, H.-J. (1992): Bewertungskriterien für Fließgewässer. - In: FRIEDRICH, G. und LACOMBE, J.: *Limnologie aktuell*, Vol. 3: 35-44, Ökologische Bewertung von Fließgewässern, Gustav-Fischer, Stuttgart.
- BAUER, J., R. LEHMANN, A. HAMM, K. AUERSWALD, A. BÖHM, T. FISCHER-SCHERL, R.W. HOFFMANN, B. KÜGEL, G. MERK, H. MILLER & H.J. HOFFMANN (1988): *Gewässerversauerung im nord- und nordostbayerischen Grundgebirge*. - Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung: 395 S., München.
- BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1994): *Liste der Säurezustandsindikatoren (Makrozoobenthos)*. - Unveröff. Ergänzung der bayer. Taxaliste der Gewässerorganismen. Informationsbericht 4/90.
- Bayernliste s. COLLING & SCHMEDTJE (1996)
- BISS, R. & PALM, K. (1990): *Das Taubergießengebiet – Besiedlung eines vielfältigen Gewässersystems*. – *Limnologie aktuell*, Vol. 1: 425-434, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- BLANKENBURG (1998): *Studie zu den Versauerungstendenzen in Thüringer Oberflächengewässern*. – Bericht zur Kartierung vom Herbst 1997 und Frühjahr 1998, im Auftrag der Thüringer Landesanstalt für Umwelt: 20 S.+ Anhang, Jena.
- BODEM, M. (1991): *Auswirkungen saurer Depositionen auf Grundwasser und Stoffbilanz im Buntsandstein Nordhessens*. – *Forschungsberichte der Hessischen Forstlichen Versuchsanstalt*, Bd. 14: 126 S, Hann. Münden.
- BOHL, E., LEHMANN, R. & OBERGRUBER, R. (1992): *Entwicklung von Bewertungsverfahren für Bäche auf verschiedenen Planungsebenen*. - In: FRIEDRICH, G. und LACOMBE, J.: *Limnologie aktuell*, Vol. 3: 417-443, Ökologische Bewertung von Fließgewässern, Gustav-Fischer, Stuttgart.
- BÖHMER, J. & RAHMANN, H. (1992): *Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung - Literaturstudie*. - *Projekt angewandte Ökologie*, Heft 3, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.

- BÖHMER, J., KAPPUS, B., RAWER-JOST, C. & BRATRICH, T. (1997): Ökologische Bewertung von Fließgewässern in der Europäischen Union und anderen Ländern - Literaturstudie. - Handbuch Wasser, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: 61 S. + Anhang Strategiepapier (s. BRAUKMANN, U. & PINTER, I.(1995)), Karlsruhe.
- BÖTTGER, K. & PÖPPERL, R. (1992): Aussagen zum Natürlichkeitsgrad von Bächen anhand rheotypischer Faunenelemente, dargestellt unter besonderer Berücksichtigung der Tieflandsbäche Schleswig-Holsteins. - In: FRIEDRICH, G. und LACOMBE, J.: Limnologie aktuell, Vol. 3: 159-165, Ökologische Bewertung von Fließgewässern, Gustav-Fischer, Stuttgart.
- BOON, P.J., CALOW, P. & PETTS, G.E. (1992): River conservation and management. - John Wiley & Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore.
- BORNE, V.D.M. (1877): Wie kann man unsere Gewässer nach den in ihnen vorkommenden Arten klassifizieren? - Circulare des deutschen Fischereivereins, Berlin.
- BORNHAUSER, K. (1912): Die Tierwelt der Quellen und Bäche in der Umgebung Basels. - Internat. Rev. Ges. Hydrobiol., Suppl. 5: 1-90.
- BOSTELMANN et al. (1993, 1998) siehe FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER (1993, 1998).
- BRAHMER, G. (1985): Multivariate statistische Analyse zum Chemismus von Fließgewässern des Südschwarzwaldes während der Schneeschmelze im Frühjahr 1984. - Diplomarbeit am Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre der Universität Freiburg.
- BRAHMER, G. (1990): Wasser- und Stoffbilanzen bewaldeter Einzugsgebiete im Schwarzwald unter besonderer Berücksichtigung naturräumlicher Ausstattungen und atmogener einträge. - Inst. f. Bodenkunde u. Waldernährungslehre, Albert Ludwigs- Univ. Freiburg, Freiburger Bodenkundl. Abhandlungen, H. 25, 295 S.
- BRAUKMANN, U. (1987): Zooökologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. - Erg. Limnol. 26: 355 S, E. Schweizerbart, Stuttgart.
- (1992a): Biological indication of stream acidity in Baden-Württemberg. -in: BÖHMER, J. und RAHMANN, H.: Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung, Literaturstudie zur Erarbeitung von Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung: 58-71, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- (1992b): Typologischer Ansatz zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern. - In: FRIEDRICH, G. und LACOMBE, J.: Limnologie aktuell, Vol. 3: 45-65, Ökologische Bewertung von Fließgewässern, Gustav-Fischer, Stuttgart.
- (1994): Bioindikation des Säurezustand von kleinen Fließgewässern auf der Grundlage des Makrozoobenthons. - Bericht an den LAWA-AK „Gewässerbewertung“.
- (1995): Biologische und chemische Untersuchungen zur Gewässerversauerung in Baden-Württemberg. - In: Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.): Saurer Regen - Probleme für Wasser, Boden und Organismen. - Ecomed-Verlag, Landsberg: 205-224.
- (1996): Zusammenhänge zwischen biologischen und chemischen Befunden. In: Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland Biologische Gewässergütekarte 1995. - LAWA (Hrsg.), Berlin, S. 14.

- (1998): Säuregrad - Indikation mit Hilfe des Makrozoobenthos. In: FRIEDRICH, G. & TÜMPLING, W. v. (Hrsg.): Methoden der Gewässeruntersuchung: 286-297, Gustav-Fischer Verlag, Jena.
- BRAUKMANN, U. & KÜBLER, P. (1998): Gewässerchemie- in: FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER (1998): Regionale Bachtypen in Baden-Württemberg - Arbeitsweisen und exemplarische Ergebnisse an Keuper- und Gneisbächen. - Handbuch Wasser 41, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, S. 219-241.
- BRAUKMANN, U. & PINTER, I. (1995): Konzept zu „Integrierten“ ökologischen Bewertung von Fließgewässern im Zusammenhang mit der Richtlinie des Rates über die ökologische Qualität von Gewässern (EU-Ökologierichtlinie), Bericht an die LAWA. – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: 18 S. + Anhang, Karlsruhe.
- BRAUKMANN, U. & PINTER, I. (1997): Concept for an Integrated Ecological Evaluation of Running Waters. - Acta hydrochimica et hydrobiologica 25, 3, VCH Verlagsgesellschaft: S. 113-127, Weinheim.
- BREHM, J. & MEIJERING, M.P.D. (1990): Fließgewässerkunde. -: 1-311, Quelle & Meyer. Heidelberg.
- BRIEM, E., KURSAWE, K. & ZYLKA, H.-J. (1992): Tal- und Gewässermorphologische Übersichtskarte von Baden-Württemberg, 1:500.000, Karlsruhe.
- BRIEM, E. & NADOLNY, I. (1993): Bachtypen der badischen Oberrheinebene. - In Forschungsgruppe Fließgewässer (1993): Bachtypen der badischen Oberrheinebene – Morphologie und Hydrologie, Ecomed, Landsberg.
- BRIEM, E. (1993): Haupt-Fließgewässerlandschaften und geologische Grundtypen der Bäche in Baden-Württemberg. In: FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER (1993): Fließgewässertypologie - Ergebnisse interdisziplinärer Studien an naturnahen Fließgewässern und Auen in Baden-Württemberg mit Schwerpunkt Buntsandstein-Odenwald und Oberrheinebene. – Ecomed, Landsberg.
- BRIEM, E. (1997a, im Druck): Die Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs- eine Beschreibung der wichtigsten Charakterzüge der „kleinen“ Fließgewässer auf regionaler Ebene mit Hilfe einer Tal- und Gewässermorphologischen Übersichtskarte des Maßstabes 1:350 000. Handbuch Wasser 2, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- BRIEM, E. (1997b): Briefliche Mitteilungen zu den Fließgewässerlandschaften.
- BRIEM, E. (1998) (in Vorber.): Die Fließgewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland. LAWA F&E Vorhaben.
- BROOKES, A. (1988): Channelized rivers: perspectives for environmental management. - John Wiley & Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore.
- BUCK, H. & KONZELMANN, E. (1985): Vergleichende Koleopterologische Untersuchungen zur Differenzierung edaphischer Biotope. - Ökologische Untersuchungen an der ausgebauten unteren Murr. – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 1:195-310, Karlsruhe.

- BÜRK, R. (1979): Vergleichende Untersuchungen zur Wassergüte einiger Bäche im südlichen Odenwald (Basisuntersuchungen zu einer Gewässertypologie im ländlichen Raum). -Diplomarbeit Universität Heidelberg: 1-161.
- CARPENTER, K. E. (1928): Life in Inland Waters. – Macmillan, New York.
- CHOLNOKY, B. J. (1968): Die Ökologie der Diatomeen in Binnengewässern. - Cramer, Lehre.
- CHOVANEC, A., HEGER, H., KOLLER-KREIMEL, V., MOOG, O., SPINDLER, T. & WAIDBACHER, H. (1994): Anforderungen an die Erhebung und Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern – eine Diskussionsgrundlage. ÖWAW 11/12: 257-264.
- CLARKE, R. T., FURSE, M. T., WRIGHT, J. F. & MOSS, D. (1996): Derivation of a biological quality index for river sites: comparison of the observed with the expected fauna. Journal of Applied Statistics, 23, 2+3: 311-332, Oxford.
- COLLING, M. & SCHMEDTJE, U. (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. –Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft H. 4/96: 543 S. + Diskette, München.
- CORING, E. (1993): Zum Indikatorwert benthischer Diatomeengesellschaften in basenarmen Fließgewässern. – Reihe Biologie D7 (Diss. Univ. Göttingen), Shaker Verlag, Aachen: 165 S., 21 Tab., 6 Taf.
- CORING, E. & KÜCHENHOFF, B.(1994): Vergleichende Bewertung der biologischen Untersuchungs- und Auswertemethoden für Fließgewässer. - Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen: 127 S., Essen.
- COSTE, M. (1975): A biological method for the assessment of the quality of the Main-River based on benthic and periphytic diatom communities. - In: Commission of the European Community, Reports of national experts, Koblenz.
- CUPP, C. E. (1989a): Identifying spatial variability of stream characteristics through classification. – MS thesis, University of Washington, Seattle.
- CUPP, C. E. (1989b): Stream corridor classification for forested lands of Washington. Washigton Forest Protection Association, Olympia, Washington.
- DAHINTEN, B. (1993): Bioindikation der Gewässerversauerung in bayerischen Fließgewässern mi Hilfe benthischer Kieselalgen. - In: HOFMANN, G. (1993): Diatomeen als Indikatoren der Gewässerversauerung - ein kritischer Methodenvergleich. - Bericht zum F und E Vorhaben „Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE“. - Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft: 45 S. + Anhang, München.
- DAM VAN, H., SUURMOND, G. & TER BRAAK, C.J.F. (1981): Impact of acidification on diatoms and chemistry of Dutch moorland pools. - Hydrobiologia 83: 425-453.
- DARSCHNIK, S., ENGELBERG, K., RENNERICH, J., GROSSE, V., LOHEIDE, P., STEUPERT, T. & WESSLING, G. (1992): Das Ems-Auen-Schutzkonzept. - In: FRIEDRICH, G. und LACOMBE, J.: Limnologie aktuell, Vol. 3: 175-204. Ökologische Bewertung von Fließgewässern. Gustav-Fischer, Stuttgart.



- DAVIS, W. M. (1890): The rivers of northern New Jersey, with note on the classification of rivers in general. – National Geographic Magazine, 2: 82-110.
- DICKSON, W. (1978): Some effects of the acidification of Swedish lakes. Verh. Internat. Verein. Limnol. 20: 851-856.
- DIN (Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser, Abwasser- und Schlammuntersuchung) (1971): Methoden der biologisch-ökologischen Gewässeruntersuchung, Gruppe M: Fließende Gewässer, DIN 38 410, Teil 1 und 2, Weinheim.
- DOUGLAS, B. (1958): The ecology of the attached diatoms and other algae in a small stony stream. – J. Ecol. 46: 295-322.
- DRISCOLL, C. T. (1980): Aqueous speciation of aluminium in the Adirondack region of New York States, USA. In: DRABLOES, D. & TOLLAN, A. (Eds.): Proc. Int. Conf. Ecol. Impact acid precip., SNSF-Projekt, Sandefjord, Norway: S. 214-215.
- EHLERT, T. (1995): Freilandökologische Untersuchungen an Bächen unterschiedlichen Säurezustandes im mittleren Erzgebirge unter besonderer Berücksichtigung der Köcherfliegen (Insecta, Trichoptera). Diplomarbeit an der TU Dresden, Institut für Hydrobiologie, unveröffentlicht: 87 S., Dresden.
- EHMANN, V. FRIESE, R. (1993): Erweiterung der Gewässerstammdatei für biologische Gewässerbeschaffenheitsuntersuchungen in der Wasserwirtschaft Baden-Württemberg – Erläuterungen zum Werkvertrag. – Unveröffentlichter Endbericht an die Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: 8 S., Karlsruhe.
- EIDEL, K. (1933): Beiträge zur Biologie einiger Bäche des Schwarzwaldes mit besonderer Berücksichtigung der Insektenfauna der Elz und Kinzig. – Arch. Hydrobiol. 25: 543-615.
- EINSELE, G. (1985): Auswirkungen atmogener Stoffeinträge auf das Grund- und Bachwasser ausgewählter Waldeinzugsgebiete im Buntsandstein-Schwarzwald. – 1. Zwischenbericht, Institut für Geologie und Paläontologie der Universität Tübingen.
- ELLENBERG, H. (1956): Grundlagen der Vegetationsgliederung. – Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- ENGELBERG, K. (1985): Diatomeen in Fließgewässern Baden-Württembergs als biologische Versauerungsindikatoren. – Erster Zwischenbericht an die Landesanstalt für Umweltschutz, unveröffentlicht: 6 S. + Anhang.
- ENGELBERG, K. (1986): Diatomeen in Fließgewässern Baden-Württembergs als biologische Versauerungsindikatoren. – Zweiter Zwischenbericht an die Landesanstalt für Umweltschutz, unveröffentlicht: 3 S + Anhang.
- ENGELBERG, K. (1987a): Versauerung der Gewässer in Baden-Württemberg - Diatomeen in Fließgewässern. – Endbericht an die Landesanstalt für Umweltschutz, unveröffentlicht: 14 S. + Anhang.
- ENGELBERG, K. (1987b): Die Diatomeen-Zönose in einem Mittelgebirgsbach und die Abgrenzung jahreszeitlicher Aspekte mit Hilfe der Dominanz-Identität. – Arch. Hydrobiol.

- ESSER, B. & HÜSING, V. (1992): Die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern am Beispiel des Aa-Johannisbach-Gewässersystems in Bielefeld. - In: FRIEDRICH, G. und LACOMBE, J.: Limnologie aktuell, Vol. 3: 285-298, Ökologische Bewertung von Fließgewässern, Gustav-Fischer, Stuttgart.
- EU-WFD (1998): Uropean Union, The Council: Amended proposal for a Conceil Directive establishing a framework for a Community action in the field of water policy. – No. Prev. Doc.: 9265/98 ENV 285 PRO-COOP 91 ADD1, Brussels, 26.6.1998, 91 S. incl. div. Annexes.
- EU (1995): Proposal for a Council Directive on the ecological quality of water. - European Union, The Council, 8600/94, Brussels.
- EWG 75/440 (1975): Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaft über die Qualitätsanforderungen von Oberflächenwasser für die Trinkwassergewinnung in den Mitgliedsstaaten vom 16.6.1975.
- EWG 76/160 (1976): Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaft über die Qualität der Badegewässer vom 8.12.1975.
- EWG 78/659 (1978): Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaft über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten.
- FEGER, K.-H. (1986): Biogeochemische Untersuchungen an Gewässern im Schwarzwald unter besonderer Berücksichtigung atmogener Stoffeinträge. – Inst. f. Bodenkunde u. Waldernährungslehre, Albert Ludwigs-Univ. Freiburg, Freiburger Bodenkundl. Abhandlungen, H. 17: 253 S.
- (1993): Bedeutung von ökosysteminternen Umsätzen und Nutzungseingriffen für den Stoffhaushalt von Waldlandschaften. - Inst. f. Bodenkunde u. Waldernährungslehre, Albert Ludwigs-Univ. Freiburg, Freiburger Bodenkundl. Abhandlungen, H. 31: 237 S.
- FJERDINGSTAD, E. (1965): Taxonomy and saprobic valency of benthic phyto-microorganisms. – Int. Revue ges. Hydrobiol. 50: 475-604.
- FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER (BOSTELMANN, R., BRAUKMANN, U., BRIEM, E., HUMBORG, G., NADOLNY, I., NESS, A., SCHEURLLEN, K., SCHMIDT, G., STEIB, K. & WEIBEL, U. (1993): Fließgewässertypologie - Ergebnisse interdisziplinärer Studien an naturnahen Fließgewässern und Auen in Baden-Württemberg mit Schwerpunkt Buntsandstein-Odenwald und Oberrheinebene. - Ecomed: 226 S., 1 Karte, Landsberg.
- FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER (BOSTELMANN, R., BRAUKMANN, U., BRIEM, E., FLEISCHHACKER, T., HUMBORG, G., KÜBLER, P., NADOLNY, I., SCHEURLLEN, K. & WEIBEL, U. (1998): Regionale Bachtypen in Baden-Württemberg - Arbeitsweisen und exemplarische Ergebnisse Keuper- und Gneisbäche. - Handbuch Wasser 2, Bd. 41. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.): 268 S. + 2 Vegetationstabellen, Karlsruhe.
- FRANK, M (1967): Erläuterungen zur Geologischen Karte Baden-Württemberg 1:25.000, Blatt 7216 Gernsbach, Geologisches Landesamt Baden-Württemberg, Stuttgart.
- FRANKENBERG, P.(1982): Vegetation und Raum. - Schöningh, Paderborn.

- FRANZ, H. (1992): Die Natürlichkeitsgrade der Fließgewässer im Nationalpark Berchtesgaden und seinem Vorfeld. - In: FRIEDRICH, G. und LACOMBE, J.: Limnologie aktuell, Vol. 3: 253-283, Ökologische Bewertung von Fließgewässern, Gustav-Fischer, Stuttgart.
- FRIEDRICH, G. & LACOMBE, J. (Hrsg.) (1992): Ökologische Bewertung von Fließgewässern. - Limnologie aktuell 3: 462 S. G. Fischer, Stuttgart.
- FRIEDRICH, G. (1992): Ökologische Bewertung von Fließgewässern - Eine unlösbare Aufgabe? - In: FRIEDRICH, G. und LACOMBE, J.: Limnologie aktuell, Vol. 3: 1-7, Ökologische Bewertung von Fließgewässern. Gustav-Fischer, Stuttgart.
- FRIMMEL, F. H. (1978): Die Aussagekraft der Pufferkapazität. Hydrochem. Hydrogeol. Mitt. 3, München: S. 57-73.
- FRIMMEL, F. H., IMMERZ, A., NIEDERMANN, H. & SATTLER, D. (1980): Komplexierung von Metallionen durch Gewässerhuminstoffe – II. Charakterisierung der isolierten Huminstoffe. – Z. Wasser Abwasser Forsch. 13, 6: 217-226.
- FRIMMEL, F. H., HOPP, W. & QUENTIN, K.E. (1985): Titration isolierter aquatischer Huminstoffe und ihrer Calcium-Komplexe mit starken Basen und Säuren. – Z. Wasser Abwasser Forsch. 18: 259- 262.
- FRISSEL, C. A., LISS, W. J., WARREN, C. E. & HURLEY, M. D. (1986): A hierarchical framework for stream habitat classification. – Environmental management, Vol. 10. New-York: 199-214.
- FRUTIGER, A. (1992): Ökologische Bewertung von Fließgewässern in der Schweiz. - In: FRIEDRICH, G. und LACOMBE, J.: Limnologie aktuell, Vol. 3: 111-128 Ökologische Bewertung von Fließgewässern, Gustav-Fischer. Stuttgart.
- FURSE, M., T., MOSS, D., WRIGHT, J. F. & ARMITAGE, P. D. (1984): The influence of seasonal and taxonomic factors on the ordination and classification of running water sites in Great Britain and on the prediction of their macroinvertebrate communities. – Freshwater Biology 14: 257-280.
- GARDINER, J.L. ( eds.) (1991): River projects and conservation - a manual for holistic appraisal. - J. Wiley & Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore.
- GEYER & GWINNER (1986): Geologie von Baden-Württemberg. - E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- GRÄBE, G. & FRIMMEL, F. H. (1996): Reaktion von Sedimenten unterschiedlicher Herkunft unter oxidierenden Bedingungen in Abhängigkeit vom pH-Wert. – Acta hydrochimica et hydrobiologica 24, 4: 161-167, Weinheim.
- GREUNER-PÖNICKE, S. (1992): Fließgewässerbewertung in Schleswig-Holstein. - In: FRIEDRICH, G. und LACOMBE, J.: Limnologie aktuell, Vol. 3: 299-308, Ökologische Bewertung von Fließgewässern, Gustav-Fischer, Stuttgart.
- GRYSCHKO, R. & HORLACHER, D. (1997): Bodenversauerung - Ursachen, Auswirkungen, Maßnahmen. Handbuch Boden, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: 167 S., Karlsruhe.

- HAMM, A. (1995): Saure Niederschläge und ihre Folgen für die Gewässer. – Internationales Symposium Grundwasserversauerung durch atmosphärische Deposition Ursachen – Auswirkungen – Sanierungsstrategien, Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 3/95: 37-44, München.
- HAMM, A., LEHMANN, R., SCHMITT, P. & WIETING, J. (1986): Kartierung der zur Gewässerversauerung neigenden Gebiete in der Bundesrepublik Deutschland sowie des aktuellen Standes der pH-Wert-Situation (<pH 6,0) in Oberflächengewässern. Einzelbeschreibung betroffener Gebiete in der Bundesrepublik Deutschland. – Bericht des LAWA-ad hoc AK „Gewässerversauerung“ in Zusammenarbeit mit dem UBA, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft & Umweltbundesamt, Teil II: S. 1-95.
- HARTUNG, J. & ELPELT, B. (1989): Multivariate Statistik. - R. Oldenbourg Verlag München Wien.
- HASEL, K. (1944): Herrenwies und Hundsbach, ein Beitrag zur forstlichen Erschließung des nördlichen Schwarzwalds. – Forschungen zur dt. Landeskunde 45, Leipzig.
- HENRIKSEN, A. (1980): Acidification of freshwaters – a large scale titration. In: DRABLOES, D. & TOLLAN, A. (Hrsg.): Proc., Int. conf. ecol. impact acid precip., Norway 1980, SNSF project: 68-74.
- HENRIKSEN, A. & SEIP, H. M. (1980): Strong and weak acids in surface waters of southern Norway and southwestern Scotland. Water Res. 14: 809-813.
- HIGLER, L.W.G. & VERDONSCHOT, P.F.M. (1992): Ökologische Bewertung von Fließgewässern in den Niederlanden. - In: FRIEDRICH, G. und LACOMBE, J.: Limnologie aktuell, Vol. 3: 97-110, Ökologische Bewertung von Fließgewässern, Gustav-Fischer, Stuttgart.
- HINDERER, M & EINSELE, G. (1998): Grundwasserversauerung in Baden-Württemberg. – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.): Handbuch Wasser 3, Bd. 4: 210 S., Karlsruhe.
- HOFMANN, G. (1993): Diatomeen als Indikatoren der Gewässerversauerung – ein kritischer Methodenvergleich. – Bericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE, im Auftrage des bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, 45 S. + Anhang, München.
- HÖLL, K. (1986): Wasser. Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Biologie, 7. Auflage: 1-592, Verlag De Gruyter & Co., Berlin.
- HOLMES, N. T. H. (1989): British rivers: A working classification. – British Wildlife, 1: 20-36.
- HÖLTING, B. (1996): Hydrogeologie Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie, 5. Aufl.: 441 S., Enke, Stuttgart.
- HÖLZINGER, J. (1981): Die Vögel Baden-Württembergs. - Avifauna Baden-Württemberg Band 4, Folienkarten: S. 1-66 + 36 Folien-Karten, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.

- HORTON, R.F. (1945): Erosional development of streams and their drainage basins. - Bull. geol. Soc. Am. 56: 275-370.
- HÖTZL, H (1982): Auswertung hydrochemischer Daten. DVGW-Schriften 54. Kommissionsvertrieb Verlag Paul Parey Hamburg und Berlin.
- HUET, M. (1946): Note preliminaire sur les relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. -Trav. Stn. Rech. Groenedal D 4, 13: 232-243.
- HUET, M. (1954): Biologie, profils en long et en travers des eaux courantes. – Bulletin Français de pisciculture, 175: 41-53.
- HUMBORG, G. (1995): Typologische und morphologische Untersuchungen an Bergbächen im Buntsandstein-Odenwald. - Mitteilungen des Institutes für Wasserbau und Kulturtechnik, Heft 192, Universität Karlsruhe.
- HUSTEDT, F. (1930): Bacillariophyta (Diatomeae). - In: PASCHER, A.: Die Süßwasser-Flora Mitteleuropas, 10. - Jena.
- HYNES, H.B.N. (1963): The ecology of polluted waters. - Liverpool University Press: 202 S.
- ILLIES, J. (1952): Die Mölle. Faunistisch-ökologische Untersuchungen in einem Forellenbach im Lipper Bergland. - Arch. Hydrobiol. 46: 424-612.
- (1953): Die Besiedlung der Fulda (insbes. das Benthos der Salmonidenregion) nach dem jetzigen Stand der Untersuchungen. - Ber. Limnol. Flusstat. Freudenthal 5: 1-28.
- (1955a): Der biologische Aspekt der limnologischen Fließwassertypisierung. - Arch. Hydrobiol., Suppl. 22: 337-346.
- (1955b): Steinfliegen oder Plecoptera. - In: Dahl, F.: Tierwelt Deutschlands 43: 1-150, Gustav Fischer, Jena.
- (1958): Die Barbenregion mitteleuropäischer Fließgewässer - Verh. internat. Ver. Limnol 13: 834-844.
- (1961) Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. - Internat. Rev. ges. Hydrobiol. 46, 2 205-213.
- (1966): Verbreitung der Süßwasserfauna Europas. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 16: 287-296.
- (1971): Emergenz 1969 im Breitenbach. - Schlitzer produktionsbiologische Studien. - Arch. Hydrobiol 69: 14-59.
- (Hrsg.) (1978): Limnofauna Europaea. - 2. Aufl., XVII: 532 pp + 1 Kt., Gustav Fischer, Stuttgart
- ILLIES, J. & BOTOSANEANU, L. (1963): Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. -Mitt. Internat. Verein. Limnol. 12: 1-57.
- ILLIES, J. & SCHMITZ, W. (1980): Die Verfahren der biologischen Beurteilung des Gütezustandes der Fließgewässer Studien zum Gewässerschutz 5. - :1-125. Landes-anstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.

- JOHANNESSEN, M. (1980): Aluminium, a buffer in acid waters? Proc. intern. conf. ecol. imp. acid precip., Norway, SNSF project: 222-223.
- JOHNSON, R.R., ZEIBELL, C.D., PATTON, D.R. PFOLLIOTT, P.F. & HAMRE, R.H. (Eds.) (1985): Riparian ecosystems and their management: reconciling conflicting uses. US Forest Service, General Techn. Report M-120, Rocky Mountain Forest and Range Experimental Station, Fort Collins, Colorado.
- KEITZ, S. v. (1994): Die Versauerung terrestrischer und aquatischer Ökosysteme in Hessen - Ursachen, Auswirkungen, Maßnahmen. - Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz, Heft 169, Hessische Landesanstalt für Umwelt: 145 S., Wiesbaden.
- KELLER, R. (Hrsg.) (1978): Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland. Karten und Erläuterungen. - Boldt Verl., Boppard.
- KERN, K. (1994): Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung – Geomorphologische Entwicklung von Fließgewässern: 256 S., Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- KIS, B. (1974): Plecoptera, Fauna republicii socialiste Romania, Insecta, Vol. VIII, Fasc 7: 271 S., Bucuresti.
- KLAPPER, H. (1992): Der ökologische Ansatz in den Standards zur Klassifizierung von Fließgewässern in der ehemaligen DDR. - In: FRIEDRICH, G. und LACOMBE, J.: Limnologie aktuell, Vol. 3: 129-138, Ökologische Bewertung von Fließgewässern, Gustav-Fischer, Stuttgart.
- KLOCKOW, D., SCHWELA, D. & SCHWIRTEN, D. (1983): Emission, luftchemisches Verhalten und atmosphärischer Transport der für die Ausbildung von säurehaltigen Niederschlägen relevanten Komponenten. - in: Säurehaltig Niederschläge - Entstehung und Wirkungen auf terrestrische Ökosysteme, 11-93, Verein Deutscher Ingenieure, Kommission Reinhaltung der Luft: 277 S, Düsseldorf.
- KOLKWITZ, R. & MARSSON, M. (1908): Ökologie der pflanzlichen Saprobien. Ber. Deutsch. Bot. Gesellschaft 26a: 505-519.
- KOLKWITZ, R. & MARSSON, M (1909): Ökologie der tierischen Saprobien. Int. Rev. Hydrobiol. 2: 126-152.
- KONOLD, W. (1992): Zur Bewertung von Fließgewässern auf ökologischer Grundlage. - In: FRIEDRICH, G. und LACOMBE, J.: Limnologie aktuell, Vol. 3: 19-34, Ökologische Bewertung von Fließgewässern, Gustav-Fischer, Stuttgart.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1986): Bacillariophyceae, 1. Teil: Naviculaceae. - in: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D.: Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/1. - Fischer, Stuttgart, New York.
- KRAUSE, A. (1992): Zur Natürlichkeit von Fließgewässern - Eine Annäherung anhand botanischer Kriterien bei der Bewertung von Wasserläufen. - In: FRIEDRICH, G. und LACOMBE, J.: Limnologie aktuell, Vol. 3: 9-18, Ökologische Bewertung von Fließgewässern, Gustav-Fischer, Stuttgart.
- KRIETER, M. (1988): Gefährdung der Trinkwasserversorgung in der Bundesrepublik Deutschland durch „saure Niederschläge“. – DVGW-Schriftenreihe 57: 64 S., Bonn.

- KÜBLER, P. (1989): Eine Untersuchung des Chemismus in naturnahen Oberläufen von Fließgewässern unter dem Aspekt einer möglichen Versauerung durch atmosphärischen Säureeintrag. – Seminararbeit: 62 S., Engler-Bunte-Institut, Universität Karlsruhe.
- KÜBLER, P. (1993): Auswertung biologischer und chemischer Gewässergütedaten - Statistische Verfahren und Programme. - Unveröffentlichter Bericht, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- KÜBLER, P. & BRAUKMANN, U. (1993): Konzepte zur Auswertung biologischer und chemischer Gewässergütedaten. - Unveröffentlichter Bericht, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- KÜHNEL, A. & BRAUKMANN, U. (1998): EDV-Programm „Biologie“, auf Visual-Basic. Access-Basis. – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, incl. Handbuch: 66 S., Karlsruhe.
- KÜHTREIBER, J. (1934): Die Plecopterenfauna Nordtirols. - Ber. naturw.-med. Ver. 44: 1-219, Innsbruck.
- KUMMERT, R. & STUMM, W. (1988): Gewässer als Ökosysteme. - Verlag der Fachvereine, Zürich.
- LACOMBE, J. (1992): Ökologische Bewertung von Fließgewässern: Ein Kompromiß zwischen wissenschaftlichem Anspruch und praktischer Durchführbarkeit. - In: FRIEDRICH, G. und LACOMBE, J.: Limnologie aktuell, Vol. 3: 393-416, Ökologische Bewertung von Fließgewässern, Gustav-Fischer, Stuttgart.
- LANGE-BERTALOT, H. (1980): Zur Bewertung der Bandförmigen Kolonien bei *Navicula* und *Fragilaria*. Kriterien für die Vereinigung von *Synedra* (subg. *Synedra*) EHRENBERG mit *Fragilaria* LYNGBYE. - Nova Hedw. 33: 723-788. - (1380b): New Species, Combinations and Synonyms in the Genus *Nitzschia*. - Bacillaria 3: 41-77.
- LANGE-BERTALOT, H. & BONIK, K. (1976): Massenentwicklung bisher seltener und unbekannter Diatomeen als Indikator starker Abwasserbelastung in Flüssen. - Arch. Hydrobiol./Suppl. 49: Algolog. Studies 16: 303-332.
- LANGE-BERTALOT, H. & SIMONSEN, R. (1978): A taxonomic revision of the *Nitzschia lanceolata* GRUNOW. 2. European and related extra-European fresh water and brackish water taxa. - Bacillaria 1: 11-111.
- LANGE-BERTALOT, H. & RUPPEL, M. (1980): Zur Revision taxonomisch problematischer, ökologisch jedoch wichtiger Sippen der Gattung *Achnanthes*- BORY. - Arch. Hydrobiol./Suppl. 60: Algolog. studies 26: 1-31.
- LAVILLE, H. & VINCON, G. (1991): A typological study of Pyrenean streams: Comparative analyses of the Chironomidae (Diptera) communities in the Ossau and Aure Valeys. - Ver. Int. Rev. Limnol. 24: 1775-1784, Stuttgart.
- LAWA (Entwurf) (1994): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Verfahrensvorschlag für kleine und mittelgroße Fließgewässer in der freien Landschaft im Bereich der Mittelgebirge, des Hügellandes und des Flachlandes - Verfahrenserprobung - Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz, Mainz.

- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1996): Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland - Biologische Gewässergütekarte 1995: 52 S., Berlin.
- LAWA & UBA (1986): Empfehlungen zur Überwachung von Oberflächengewässern - Gewässerversauerung durch Luftschadstoffe – Empfehlungen zur Methodik und zur Wahl der Entnahmestellen. – LAWA-ad hoc Arbeitskreis „Gewässerversauerung“ in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt (UBA), April 1986: 7 S.
- LEHMANN, R. (1990): Geographisch-geologische Standortaspekte der Gewässerversauerung in Bayern – Laufener Seminarbeiträge – ANL, Laufen: 8-22.
- LEHMANN, R. (1995): Geographisch-geologische Standortaspekte der Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. - In: Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.): Saurer Regen - Probleme für Wasser, Boden und Organismen. - Ecomed-Verlag, Landsberg: 3-12.
- LENHART, B. & STEINBERG, C. (1984): Limnochemische und limnobiologische Auswirkungen der Versauerung von kalkarmen Oberflächengewässern - Eine Literaturstudie. – Informationsberichte Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 4/84: 203 S., München.
- LEOPOLD, L.B. & WOLMAN, M.G. (1957): River channel patterns: braided, meandering and straight. Geol. Survey Prof. Paper 282-B: 45-62.
- LEOPOLD, L.B., WOLMAN, M.G. & MILLER, J.P. (1964): Fluvial processes in geomorphology. - Freeman: 1-522, San Francisco.
- LfU (1992) (Hrsg.): siehe ALF et al. (1992).
- LfU (1997) (Hrsg.): Umweltdaten 95/96: 272 S., Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), Karlsruhe.
- LfU (1998a) (Hrsg.): Gewässergütekarte Baden-Württemberg. – Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 49: 65 S. + 4 Karten, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- LfU (1998b): Beschaffenheit der Fließgewässer Baden-Württembergs - LfU-Jahresdaten-katalog 1997, CD-ROM, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- LÖLF & LWA (1985): Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern. - Wöste Druck: 111 S., Essen.
- MÄDLER, K. & J. ARNSCHIEDT, J. (1996): Untersuchungen zur Versauerung und zum biologischen Versauerungsmonitoring in Erzgebirgsbächen unter besonderer Berücksichtigung von Talsperreneinzugsgebieten. - Abschlußbericht Forschungsprojekt Nr. Q2-Q2810/1, TU Dresden, Institut für Hydrobiologie, unveröffentlicht: 63 S., Dresden.
- MANGELSDORF, J. & SCHEUERMANN, K. (1980): Flussmorphologie Leitfaden für Naturwissenschaftler und Ingenieure. - Oldenbourg: 5-261, Wien.
- MARTHALER, R. (1989): Toxizität und Akkumulation von Metallen in sauren Gewässern, untersucht an der Bachforelle (*Salmo trutta f. fario*). Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau 17: 435441.



- MARTHALER, R. (1990): Untersuchungen zur Auswirkung der Gewässerversauerung auf die Bachforelle (*Salmo trutta f. fario*) und Erarbeitung von Bioindikationsverfahren. Dissertation am Zoologischen Institut der Universität Heidelberg: 1-137.
- MARTHALER, R. (1995): Laborversuche zum Einfluss von Säure, Aluminium und Wasserhärte auf die Larvalentwicklung der Bachforelle (*Salmo trutta f. fario*L.). - In: Umwelt-ministerium Baden-Württemberg (Hrsg.): Saurer Regen - Probleme für Wasser, Boden und Organismen. - : 225-238, Ecomed-Verlag, Landsberg.
- MARTHALER, R., GEBHARDT, H. & LINNENBACH, M. (1989): Gewässerversauerung. Biologie in unserer Zeit 1: 22-24.
- MASON, J. (1989): The Causes and Consequences of Surface Water Acidification. - In: Acid Toxicity and Aquatic Animals, 1-12. Society for experimental Biology, Seminar Series 34 Ed.: MORRIS, R., TAYLOR, E.W., BROWN, D.J.A., BROWN, J.A., Cambridge University Press: 282 pp, Cambridge.
- MATTHESS, G. (Hrsg.) (1973): Lehrbuch der Hydrogeologie, Bd. 2: Die Beschaffenheit des Grundwassers, Bornträger, Berlin: 324 S.
- MATTHIAS, U. (1982): Der Einfluss der Wasserstoffionenkonzentration auf die Zusammensetzung von Bergbachbiozönosen, dargestellt an einigen Mittelgebirgsbächen des Kaufunger Waldes (Nordhessen/Südniedersachsen). - Dissertation Universität Kassel, 131 S.
- MATZNER, E. & ULRICH, B. (1989): Raten der Deposition, der internen Produktion und des Umsatzes von Protonen in zwei Waldökosystemen. Z. Pflanzenernährung u. Bodenkunde 147: 290-308.
- MAUCH, E. (1992): Ein Verfahren zur gesamtökologischen Bewertung von Fließgewässern. - In: FRIEDRICH, G. und LACOMBE, J.: Limnologie aktuell, Vol. 3: 205-217, Ökologische Bewertung von Fließgewässern. Gustav-Fischer, Stuttgart.
- MAUCH, E., KOHMANN, F. & SANZIN, W (1985): Biologische Gewässeranalyse in Bayern. - Informationsberichte Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft, 1/85: 254 S., München.
- MAYER, R. & WIECHMANN, H. (1983): Wirkungen säurehaltiger Niederschläge auf Böden, 95-123. - in: Säurehaltig Niederschläge - Entstehung und Wirkungen auf terrestrische Ökosysteme, 11-93, Verein Deutscher Ingenieure, Kommission Reinhaltung der Luft: 277 S, Düsseldorf.
- MCCAHERN, C.P. & PASCOE, D. (1989): Short-term experimental acidification of a welsh stream: Toxicity of different forms of aluminium at low pH to fish and invertebrates. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 18: 233-242.
- MEESBURG, H. (1989): Auswirkungen atmosphärischer Depositionen auf die Hydrochemie eines kleinen Fließgewässers im Südschwarzwald unter besonderer Berücksichtigung methodischer Aspekte bei der Erfassung der Gewässerversauerung. - Diplomarbeit am Institut für Physische Geographie der Universität Freiburg: 126 S.
- MEESBURG, H. & MÜLLER, H. E. (1992): Simulation des Stofftransportes im Sickerwasser, Interflow und Bachwasser des Nordschwarzwaldes, Abschlußbericht PWAB-Projekt PW89.076, Institut f. Physische Geographie, Univ. Freiburg: 152 S.

- MELUF (1975) (Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Umwelt (Hrsg.): Gewässerkundliches Flächenverzeichnis. – Bearbeitung: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 3. Teil, Karten, Karlsruhe.
- MEYER, S.: Die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern im Regierungsbezirk Münster. In: FRIEDRICH, G., LACOMBE, J. (Hrsg.): Limnologie aktuell, Bd 3, Ökologische Bewertung von Fließgewässern, Gustav-Fischer, Stuttgart, S. 309-325, 1992.
- MEYNEN, E & SCHMITHÜSEN, J, et al. (Hrsg.) (1953-1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. -Bundesanst. Landeskd. Raumforsch., Selbstverlag, Bad Godesberg.
- MOSS, D., FURSE, M. T., WRIGHT, J. F. & ARMITAGE, P. D. (1987): The prediction of the macro-invertebrate fauna of unpolluted running-water sites in Great Britain using environmental data. – *Freshwater Biology* 17: 41-52.
- MOOG, O. (Hrsg.) (1995): Fauna aquatica austriaca - Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Loseblatt-Sammlung, Wien.
- MOOG, O. & CHOVANEC, A. (1998): Die „ökologische Funktionsfähigkeit“ – ein Ansatz der integrierten Gewässerbewertung in Österreich. – In: Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft – Institut für Wasserforschung (Hrsg.): Integrierte ökologische Gewässerbewertung – Inhalte und Möglichkeiten, Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie, Bd. 51: 57-118, Oldenbourg, München.
- MÜHLENBERG, M. (1989): Freilandökologie. - Quelle & Meyer Verlag, Heidelberg.
- NAIMAN, R.J., J.M. MELILLO, M.A. LOCK, T.E. FORD & S.E. REICE (1987): Longitudinal patterns of ecosystem processes and community structure in a subarctic river continuum. - *Ecology* 68 (5): 1139-1156.
- NAIMAN, R.J., LONZARICH, D.G., BEECHIE, T.J. & RALPH, S.C. (1992): General principles of classification and the assessment of conservation potential in rivers. - *River conservation and management*, Wiley: 93-124, New York.
- NESS, A. & GEBHARDT, H. (1992): Fische als Indikatoren zur Bewertung des Natürlichkeitsgrades von Makrostrukturen in Fließgewässern. - In: FRIEDRICH, G. und LACOMBE, J.: Limnologie aktuell, Vol. 3: 139-158, Ökologische Bewertung von Fließgewässern, Gustav-Fischer, Stuttgart.
- NIVA (1997): The Nine Year Report: Acidification of Surface Water in Europe and North America - Long-term Developments (1980s and 1990s). - Programme Centre, Norwegian Institute for Water Research:168 pp., Oslo.
- OBERDORFER, E. (1982): Erläuterungen zur vegetationskundlichen Karte Feldberg 1:25.000. Beih. Veröff. Naturschutz u. Landschaftspflege Bad.-Württ. 27: 1-86, Landesanstalt für Umweltschutz Bad.-Württ., Karlsruhe.
- OBERDORFER, E. (1977): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. - Teil I, 2. Aufl.: 311 S., Stuttgart, New York.

- OBERDORFER, E. (1978): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. - Teil II, 2. Aufl.: 355 S., Stuttgart, New York.
- OBERDORFER, E. (1983): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. - Teil III, 2. Aufl.: 455 S., Stuttgart, New York.
- OBERDORFER, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. - Teil IV: Wälder und Gebüsche, Textband: 282 S., Tabellenband 580 S., Fischer Verlag, Jena.
- ÖNORM (1995) Richtlinie für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern, ÖNORM M 6232: 38 S., Wien.
- OTTO, A. (1980): Gewässertypologie im ländlichen Raum. - Unveröff. Zwischenber.: 107 S., Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- (1981): Zwischenergebnisse der Auswertung des chemischen Datenmaterials. - Unveröff. Zwischenbericht: 1-26, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- (1991): Grundlagen einer morphologischen Typologie der Bäche. - Mitt. Inst. f. Wasserbau u. Kulturtechnik, Universität Karlsruhe 180: 1-94, Karlsruhe.
- (1998) (im Druck): Gewässertypen-Atlas von Rheinland-Pfalz. - Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz, Mainz.
- OTTO, A. & BRAUKMANN, U. (1983): Gewässertypologie im ländlichen Raum. - Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft, Heft 288: 1-61, Landwirtschaftsverlag, Münster.
- OVERREIN, L.N., SEIP, H.M. & TOLLAN, R. (1980): Acid precipitation – effects on forest and fish. - Final report of the SNSF-projekt 1972-1980: 175 S.
- PANTLE, R. & BUCK, H. (1955): Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. - Bes. Mitt. Dt. Gewässerkundl. Jb. 12: 135-143.
- PENNAK, R. W. (1971): Towards a classification of lotic habitats. - Hydrobiologia 38: 321-334.
- PETTS, G.E. (1984): Impounded rivers - perspectives for ecological management. - Environmental monographs and symposia, J. Wiley & Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore.
- PFLUG, W., HARDT, D., JOHANNSEN, R. & PAULSON, C. (1992): Der Pleisbach und sein Einzugsgebiet. - In: FRIEDRICH, G. und LACOMBE, J.: Limnologie aktuell, Vol. 3: 327-352, Ökologische Bewertung von Fließgewässern, Gustav-Fischer, Stuttgart.
- PIELOU, E. C. (1969): An introduction to mathematical ecology. - 1-286, Wiley-Interscience, New York, London.
- (1975): Ecological diversity. - :1-165, Wiley Publ., New York.
- (1984): The interpretation of ecological data. - : 263 S., J. Wiley & Sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore.
- RADDUM, G.G., A. FJELLHEIM, & T. HESTHAGEN (1988): Monitoring of acidification by the use of aquatic organisms. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 23: 2291-2297. Stuttgart.

- REMMERT, H. (1990): Naturschutz. - Springer: 202 S., Berlin, Heidelberg.
- REUSS, J. O. & JOHNSON, D. W. (1986): Acid Deposition and the Acidification of Soils and Waters. Springer, New York.
- RICKER, E. W. (1934): An ecological classification of certain Ontario streams. – Publications of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia, 101: 277-341.
- ROSE, U. (1992): Beurteilung des strukturellen Zustandes von Fließgewässern mit einer einfachen Methode. - In: FRIEDRICH, G. und LACOMBE, J.: Limnologie aktuell, Vol. 3: 167-174.
- ROSGEN, D. L. (1985): A stream classification system. – In: JOHNSON, R.R., ZEIBELL, C.D., PATTON, D.R., PFOLLIOTT, P. & HAMRE, R. H. (eds): Riparian Ecosystems and their Management: Reconciling Conflicting Uses: 91-95, United States Forest Service, General Technical Report M-120, Rocky Mountain Forest and Range Experimental Station, Fort Collins, Colorado.
- SALDEN, N. (1978): Beiträge zur Ökologie der Diatomeen (Bacillariophyceae) des Süßwassers: - Decheniana - Beih. 22: 1-231. Bonn.
- SCHÄFER, J. B. (1979): Beschreibung und Benutzeranleitung des Wishart'schen Clusteranalyse-Pakets. - Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH, München: 176 S.
- SCHEURLIN, K. (1998): Gewässerfauna. - In: FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER: Regionale Bachtypen in Baden-Württemberg - Arbeitsweisen und exemplarische Ergebnisse Keuper- und Gneisbäche: 197-207, Handbuch Wasser, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- SCHIMMER, H. & G. FRIEDRICH (1990): Die Auswirkungen der Gewässer-Versauerung auf das Makrozoobenthon ausgewählter Mittelgebirgsbäche im Sauer- und Siegerland. - Lauterbornia 5: 49-66, Dinkelscherben.
- SCHNOOR, J. J. & STUMM, W. (1985): Acidification of Aquatic and Terrestrial Systems. In: STUMM, W. (Ed.): Chemical Processes in Lakes: 311-338, Wiley, New York.
- SCHOEN, R. (1984): Methodische Fragen zur Gewässerversauerung: Eine kritische Betrachtung. In: WIETING, J., LENHART, B., STEINBERG, C., HAMM, A. & SCHOEN, R. (Hrsg.): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. Materialien 1/84: 153-160, Umweltbundesamt.
- (1985): Zum Nachweis depositionsbedingter Versauerung in kalkarmen Fließgewässern der Bundesrepublik Deutschland mittels einfacher chemischer Modelle. 5. Tagungsbericht Symposium Wald und Wasser v. 2.-5. Sept. 1984 in Grafenau, Bayer. Wald: 631-643.
- (1986): Water acidification in the Federal Republic of Germany proved by simple chemical models. – Water, air and soil pollution 31: 187-196.
- SCHULER (1985): pH-Messungen in saurem Regen. – GIT Fachz. Lab. 12/85, Weilheim: 1236-1240.

- SCHUMM, S. A. (1977) (Hrsg.): The fluvial system. - : 338 pp., John Wiley & Sons, New York.
- SCHWABE, A. (1987): Fluss- und bachbegleitende Pflanzengesellschaften und Vegetationskomplexe im Schwarzwald. - Diss. Bot. 102: 368 S. u. Anhang, Borntraeger, Berlin, Stuttgart.
- SCHWABE, A. (1990): Stand und Perspektiven der Vegetationskomplex-Forschung. - In: Ber. d. Reinh. Tüxen-Ges. 2: 45-60, Hannover.
- SCHWEDER, H. (1992): Neue Indizes für die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern, abgeleitet aus der Makroinvertebraten-Ernährungstypologie. - In: FRIEDRICH, G. und LACOMBE, J.: Limnologie aktuell, Vol. 3: 353-377, Ökologische Bewertung von Fließgewässern, Gustav-Fischer, Stuttgart.
- SCHWERDTFEGGER, F. (1975): Ökologie der Tiere III. Synökologie. - : 1-451, Parey, Hamburg-Berlin.
- SEGNER, H., MARTHALER, R. & LINNENBACH, M. (1988): Growth, aluminium uptake and mucous cell morphometrics of early life stages of brown trout, *Salmo trutta*, in low pH water. Environmental Biology of Fishes (Netherlands). 21: 153-159.
- SEIP, H. M. (1980): Acidification of freshwater - sources and mechanisms. In: DRABLOES, D. & TOLLAN, A. (Hrsg.): Proc. Int. conf. ecol. impact acid precip., Norway, SNSF project: 358-359.
- (1984): How are waters acidified? - In: JONSON & DALE (Eds.): Predicting soil and water acidification. Proceedings of a workshop held in Knoxville, Tennessee, March 26-29, 1984, ORNL/TM Vol. 9258: 15-23.
- SHANNON, C. E. & WEAVER, W. (1963): The mathematical theory of communication. - : 1-117, University of Illinois Press, Urbana.
- SMITH, R. A. (1872): Air and rain: The beginnings of chemical climatology. Longmans, Green, London.
- SONTHEIMER, H., SPINDLER, P. & ROHMANN, U. (1980): Wasserchemie für Ingenieure. DVGW-Forschungsstelle, Universität Karlsruhe, ZfGW-Verlag, Frankfurt/M (Nachdruck Universität Karlsruhe (1986)): 489 S., Karlsruhe.
- STATISTICA (1995): Statistics, Vol 1+2. Graphics, Handbücher zum Programm, Tulsa, USA.
- STEINBERG, C. (1992): Was ist Versauerung von Gewässern? - Einige geochemische Grundlagen: 27-35 - In: BÖHMER, J. & RAHMANN, H. (Hrsg.) Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung - Literaturstudie zur Erarbeitung von Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung. Projekt Angewandte Ökologie (PAÖ), Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 33: 195 S., Karlsruhe.
- STEINBERG, C., MEIER, R., EMEIS-SCHWARZ, H., KRAUSE-DELLIN, D. ARZET, & ARZET, K. (1984): Versauerung des Großen Arbersees, dokumentiert durch paläolimnologische Untersuchungen. - Vom Wasser 63: 35-56.

- STEINBERG, C. & LENHART, B. (1985): Wenn Gewässer sauer werden - Ursachen, Verlauf, Ausmaß. - BLV Umweltwissen: 127 S., BLV-Verlag München, Wien, Zürich.
- STEINMANN, P. (1907): Die Tierwelt der Gebirgsbäche. - Ann. Biol. Lacustre 2: 30-164.
- STRAHLER, A. N. (1957): Quantitative analysis of watershed geomorphology. - Trans. Am. Geophys. Union 38: 913-920.
- STUMM, W., MORGAN, J. J. & SCHNOOR, J. L. (1983): Saurer Regen, eine Folge der Störung hydrogeochemischer Kreisläufe. Naturwiss. 70: 216-223.
- SUTCLIFFE, D.W. & HILDREW, A.G. (1989): Invertebrate Communities in Acid Streams. - In: MORRIS, R., TAYLOR, E.W., BROWN, D.J.A., BROWN, J.A.(eds): Acid Toxicity and Aquatic Animals: 13-29. - Society for experimental Biology, Seminar Series 34: 282 pp, Cambridge University Press, Cambridge.
- SYSTAT (1992): Statistics, handbook. Evanston, IL, U.S.A.: 750 S.
- THIENEMANN, A. (1912): Der Bergbach des Sauerlandes. Faunistisch-biologische Untersuchungen. - Internat. Rev. Hydrobiol. u. Hydrogr. Biol. Suppl. 4,3: 1-125.
- (1925): Die Binnengewässer Mitteleuropas. - Die Binnengewässer 1: 1-255, Schweizerbart, Stuttgart.
- (1936): Alpine Chironomiden (Ergebnisse von Untersuchungen in der Gegend von Garmisch-Partenkirchen). - Arch. Hydrobiol. 30: 167-262.
- (1950): Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. - Die Binnengewässer 18: 1-809, Schweizerbart, Stuttgart.
- (1954): *Cbironomus*. Leben, Verbreitung und wirtschaftliche Bedeutung der Chironomiden. - Die Binnengewässer 20: 1-834, Schweizerbart, Stuttgart.
- THORNE, C.R., BATHURST, J.C. & HEY, R.D. (1987) (Eds.): Sediment transport in gravel-bed rivers. - J. Wiley & Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore.
- TIMM, T. (1995): Leitbilder für Tieflandbäche in Nordrhein-Westfalen – Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen im Flachland. - Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft Nordrhein Westfalen, Düsseldorf.
- TISCHLER, W. (1947): Über die Grundbegriffe synökologischer Forschung. - Biol. Zbl. 66: 49-56.
- TITTIZER, T. & BANNING, M. (1992): Über den ökologischen Wert von Schiffahrtskanälen, erläutert am Beispiel des Main-Donau-Kanals. - In: FRIEDRICH, G. und LACOMBE, J.: Limnologie aktuell, Vol. 3: 379-392, Ökologische Bewertung von Fließgewässern, Gustav-Fischer, Stuttgart.
- TOLKAMP H.H., GARDENIERS, J. J. P. & PETERS, T.H.M. (1992): Entwicklung der ökologischen Gütebeurteilung aus der biologischen Gütebeurteilung in den Niederlanden. - In: FRIEDRICH, G. und LACOMBE, J.: Limnologie aktuell, Vol. 3: 79-95, Ökologische Bewertung von Fließgewässern, Gustav-Fischer, Stuttgart.

- UEBERBACH, J. (1989): Verfahren zur Gütebeurteilung von Fließgewässern. Studie im Auftrag des DVWK.
- TÜMPLING, W., v. (1992): Verfahren und Ergebnisse der Trenduntersuchung in der Limnologie von Fließgewässern. - In: Friedrich, G. und Lacombe, J.: Limnologie aktuell, Vol. 3: 445-457, Ökologische Bewertung von Fließgewässern, Gustav-Fischer, Stuttgart.
- TÜXEN, R. (1978) (Hrsg.): Assoziationskomplexe (Sigmeten) und ihre praktische Anwendung. - Ber. Int. Symp. Int. Ver. Veg.Kde. Rinteln 1977: 535 S., Vaduz.
- TÜXEN, R. (1979): Sigmeten und Geosigmeten, ihre Ordnung und ihre Bedeutung für Wissenschaft, Naturschutz und Planung. - Biogeographica 16: 79-92, The Hague, Boston, London.
- ULRICH, B. (1985): Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung. - Mitt. d. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 43/I: 289-305.
- (1994): Der ökologische Bodenzustand – seine Veränderung in der Nacheiszeit, Ansprüche der Baumarten. Forstarchiv, 66: 117-127.
- ULRICH, B., MAYER, R. & KHANNA, P. (1979): Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. – Schriften Forstl. Fak. Univ. Göttingen u. der NFVA, Sauerländer Verlag, Frankfurt/Main, Bd. 85: 291 S.
- UBA (1984) (Hrsg.): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland, Materialien, 1/84, Umweltbundesamt, Berlin.
- UBA (1987) (Hrsg.): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland, Texte, 22/87, Umweltbundesamt, Berlin.
- UM & LFU (Ministerium für Umwelt & Landesanstalt für Umweltschutz Bad.-Württ.) (1992): Gütezustand der Gewässer in Baden-Württemberg, Bd. 7, Wasserwirtschaftsverwaltung, Heft 27, Karlsruhe
- UMEG (1997): Jahresbericht 1996. - : 219 S., Gesellschaft für Umweltmessungen und Umwelterhebung, Karlsruhe.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W. & SEDELL, J.R. (1980): The river continuum concept - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 37: 130-137.
- WARREN, C. E. (1979): Towards classification and rationale for watershed management and stream protection. Report Nr. EPA-600/3-79-059, US Environmental Protection Agency, Corvallis, Oregon.
- WEISSBECKER, M. (1992): Fließgewässermakrophyten, bachbegleitende Pflanzengesellschaften und Vegetationskomplexe im Odenwald - eine Fließgewässertypologie. - Dissertation TH Darmstadt, Fachbereich Biologie.
- WERTH, W. (1992): Ökomorphologische Gewässerzustandsbewertungen in Oberösterreich. - In: FRIEDRICH, G. und LACOMBE, J.: Limnologie aktuell, Vol. 3: 67-77, Ökologische Bewertung von Fließgewässern. Gustav-Fischer, Stuttgart.

- WILPERT, K. v., KOHLER, M. & ZIRLEWAGEN, D. (1996): Die Differenzierung des Stoffhaushalts von Waldökosystemen durch die waldbauliche Behandlung auf einem Gneisstandort des Mittleren Schwarzwaldes – Ergebnisse aus der Ökosystemfallstudie Conventwald – Abschlußbericht UFO-Projekt Nr. 55-90-15. Mitt. Forstl. Versuchs- u. Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abt. Bodenkunde u. Waldernährung Nr. 4: 94 S. + Anhang, Freiburg.
- WOLMAN, M.G. & MILLER, J.P. (1960): Magnitude and frequency of forces in geomorphic processes. - J. Geol., 68: 54-74.
- WILD, V. & KUNZ, M. (1992): Bewertung von Fließgewässern mit Hilfe ausgewählter Strukturparameter. - In: FRIEDRICH, G. und LACOMBE, J.: Limnologie aktuell, Vol. 3: 219-251, Ökologische Bewertung von Fließgewässern, Gustav-Fischer, Stuttgart.
- WESTERMANN, F. (1990): Limnologische Untersuchungen der Makrobenthonfauna unversauerter und versauerter Bäche im Hils (Weser-Leine-Bergland, Südniedersachsen) - Diplomarbeit Universität Göttingen: 177 S.
- WHG (Wasserhaushaltsgesetz) (1986): BGBl. I s. 1529, ber. S. 1654.
- WILD, V. & KUNZ, M. (1992): Bewertung von Fließgewässern mit Hilfe ausgewählter Strukturparameter. - In: FRIEDRICH, G. und LACOMBE, J.: Limnologie aktuell, Vol. 3: 219-251, Ökologische Bewertung von Fließgewässern, Gustav-Fischer, Stuttgart.
- WIMMENAUER & SCHREINER (1981): Erläuterungen zur Geologischen Karte in Baden-Württemberg, Bl. 8114 Feldberg: 134 S., Landesvermessungsamt Baden-Württemberg, Stuttgart.
- WIMMER & MOOG (1994): Flussordnungszahlen österreichischer Fließgewässer. – Umweltbundesamt, Monographien, Bd. 51: 581 S., Wien.
- WRIGHT, J. F., MOSS, D., ARMITAGE, P. D. & FURSE, M. T. (1984): A preliminary classification of running water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data. – Freshwater Biology 14: 221-256.
- WRIGHT, J. F., FURSE, M. T., ARMITAGE, P. D. & MOSS, D. (1984): New procedures for identifying running-water sites subject to environmental stress and for evaluating sites for conservation, based on the macroinvertebrate fauna. – Arch. Hydrobiol. 127, 3: 319-326.
- WULFHORST (1991): Wie erkennt man die Versauerung von Fließgewässern? Chemische und zooökologische Indikation entlang eines Versauerungsgradienten in zwei Bächen des Westharzes. - VDI Berichte Nr. 901: 1211-1230.
- ZAHN, H. & SCHREINER, C. (1990): Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE. - Forschungsbericht Nr. 102 04 362, Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Wasserwirtschaft, im Auftrag des Umweltbundesamtes.
- ZARTNER-NYILAS, G., DEUTSCH, P. & ROTH, L. (1992): Grenzwerte - Kennzahlen zur Umweltbelastung in Deutschland und in der EG. Tabellenwerk, Landesanstalt für Umweltschutz Bad.-Württ., Ecomed, Landsberg, Losebl.-Ausg.



- ZELINKA, M. & MARVAN, P. (1961): Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. - Arch. Hydrobiol., Bd. 57, H. 3: 389-407, Stuttgart.
- ZWICK, P. (1992): Stream habitat fragmentation - a threat to biodiversity. - Biodiversity and Conservation 1: 80-97.

<b>Index Literatur .....</b>	<b>Seite</b>
ABBT-BRAUN (1998, pers. Mitt.) .....	290
ALF et al. (1992).....	72
ALLES (1998) .....	196, 320
ALMER et al. (1978) .....	233
ARMITAGE et al. (1983).....	359
ARNDT et al. (1983) .....	193
ARNDT et al. (1987) .....	394
ARNSCHEIDT (1993).....	329, 335
ARZET & STEINBERG (1983).....	305
ATKINS (1986) .....	64
AUBERT (1959) .....	324
BACKHAUS (1967).....	311
BACKHAUS (1973).....	306
BAILEY (1978).....	25
BAUER (1992).....	477
BAUER et al. (1988).....	329
BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1994).....	329
Bayernliste .....	73
BISS & PALM (1990) .....	144
BODEM (1991).....	300
BOHL et al. (1992) .....	477
BÖHMER & RAHMANN (1992).....	224
BÖHMER et al. (1997).....	402
BOON et al. (1992) .....	24
BORNE (1877).....	23, 409
BORNHAUSER (1912).....	305
BOSTELMANN et al. (1993).....	387
BÖTTGER (1992).....	477
BRAHMER (1990) .....	239, 421
BRAUKMANN & PINTER (1997) .....	94, 404, 406
BRAUKMANN (1987).....	30, 49, 386, 391
BRAUKMANN (1992) .....	392, 477
BRAUKMANN (1995) .....	179
BREHM & MEIJERING (1990) .....	389
BRIEM & NADOLNY (1993).....	49, 51
BRIEM (1993).....	40, 43, 50, 58
BRIEM (1993, 1997).....	40
BRIEM (1997) .....	42, 133, 202
BRIEM (1997), briefl. Mitt.....	202
BRIEM (1997, 1998).....	410
BRIEM et al. (1992) .....	32, 33
BRIEM et al. (1993) .....	30
BROOKES (1988).....	24
BUCK & KONZELMANN (1985) .....	77
BÜRK (1979).....	119
CARPENTER (1928).....	25
CHOLNOKY (1968) .....	313
CHOVANEC et al. (1994).....	383
CLARKE et al. (1996).....	72, 94, 359
CORING & KÜCHENHOFF (1994) .....	382, 386

CORING (1993).....	347
COSTE (1975).....	392
CUPP (1989).....	25
DAHINTEN (1993).....	347
DARSCHNIK et al. (1992).....	477
DAVIS (1890).....	25
DICKSON (1978).....	254
DICKSON (1980).....	233
DOUGLAS (1958).....	311
DRISCOLL (1980).....	303
EHLERT (1995).....	329
EHLERT 1995.....	335
EHMANN & FRIESE (1993).....	55
EIDEL (1933).....	305
ELLENBERG (1956).....	83
ENGELBERG (1985).....	311
ENGELBERG (1986).....	313
ENGELBERG (1987).....	313
ESSER & HÜSING (1992).....	477
EU-WFD (1998).....	379
EWG 75/440.....	382
EWG 76/160.....	382
EWG 78/659.....	382
FEGER (1986).....	193, 194, 209
FEGER (1993).....	239
FJERDINGSTAD (1965).....	306
FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER (1993).....	30, 31, 40, 41, 49, 51, 57, 58, 403
FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER (1993, 1998).....	23, 25, 108, 409, 410
FRANK (1967).....	210
FRANKENBERG (1982).....	84
FRANZ (1992).....	477
FRIEDRICH & LACOMBE (1992).....	382
FRIEDRICH (1992).....	477
FRIMMEL (1978).....	195
FRIMMEL et al. (1980, 1985).....	196
FRISSEL et al. (1986).....	25
FRUTIGER (1992).....	477
FURSE et al. (1984).....	359
GARDINER (1991).....	24
GRÄBE & FRIMMEL (1996).....	196
GREUNER-PÖNICKE (1992).....	477
GRYSCHKO & HORLACHER (1997).....	193, 195
HAMM (1995).....	192, 199
HAMM et al. (1986).....	192
HASEL (1944).....	194
HENRIKSEN & SEIP (1980).....	195
HENRIKSEN 1980.....	234
HIGLER & VERDONSCHOT (1992).....	477
HINDERER & EINSELE (1998).....	194, 195, 197, 198
HOFMANN (1993).....	347
HÖLL (1986).....	229
HOLMES (1983).....	25

HÖLTING (1996).....	229
HÖLZINGER (1981).....	41
HORTON (1945).....	25, 36, 348
HÖTZL (1982).....	85
HUET (1954).....	25
HUMBORG (1997).....	35
HUSTEDT (1930).....	305, 311
HYNES (1963).....	74, 383
ILLIES & BOTOSANEANU (1963).....	37
ILLIES & SCHMITZ (1980).....	386
ILLIES (1952, 1953, 1958 u. 1961).....	23
ILLIES (1955).....	324
ILLIES (1978).....	389
ILLIES 1978.....	73
JOHANNESSEN (1980).....	195
KELLER (1978).....	60
KERN (1994).....	24
KIS (1974).....	324
KLAPPER (1992).....	477
KLOCKOW et al. (1983).....	192
KOLKWITZ. & MARSSON (1909).....	328
KONOLD (1992).....	477
KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986).....	311
KRAUSE (1992).....	477
KÜBLER & BRAUKMANN (1993).....	77
KÜBLER (1989, 1993).....	63
KÜBLER (1993).....	63
KÜHNEL & BRAUKMANN (1998).....	335
KÜHTREIBER 1934.....	24
LACOMBE (1992).....	477
LANGE-BERTALOT & BONIK (1980).....	311
LANGE-BERTALOT & SIMONSEN (1978).....	311
LANGE-BERTALOT (1980a).....	311
LAWA (1994).....	38, 386
LAWA (1996).....	360
LEHMANN (1990, 1995).....	192
LENHART & STEINBERG (1984).....	191, 195
LEOPOLD & WOLMAN (1957).....	25
LEOPOLD et al. (1964).....	24
LfU (1992).....	417
LfU (1997).....	301, 346
LfU (1998).....	304, 360
LÖLF & LWA (1985).....	477
MÄDLER & ARNSCHIEDT (1996).....	329, 335
MANGELSDORF & SCHEUERMANN (1980).....	24
MARTHALER (1989, 1990, 1995).....	247
MARTHALER (1995).....	247, 303
MARTHALER et al. (1989).....	247
MASON (1989).....	192
MATTHESS (1973).....	63
MATTHIAS (1982).....	329
MATZNER & ULRICH (1989).....	193

MAUCH (1992).....	477
MAYER & WIECHMANN (1983).....	193, 195
Mc CAHON & PASCOE (1989).....	303
MEESENBURG & MÜLLER (1992).....	239, 433
MEESENBURG (1989) .....	61, 63, 195
MELUF (1975).....	32
MEYER (1992).....	477
MEYNEN & SCHMITHÜSEN (1953-1962).....	30
MOOG & CHOVANEC (1998).....	383
MOOG & WIMMER (1990).....	409
MOOG (1995) .....	73, 409
MOSS et al. (1987) .....	359
MÜHLENBERG (1989).....	83
NAIMAN et al. (1992) .....	24
NESS & GEBHARDT (1992).....	477
NIVA (1997).....	300
NÖRPEL (1986).....	311
OBERDORFER (1977, 1978, 1983, und 1992).....	29
OBERDORFER (1982) .....	215
ÖNORM (1995).....	383
OTTO & BRAUKMANN (1983) .....	25, 30, 36, 49, 348, 386, 409, 410
OTTO (1980) .....	59, 60
OTTO (1991).....	24, 25, 27, 30, 386, 409
OTTO (1998).....	410
OVERREIN et al.(1980) .....	303
PENNAK (1971) .....	25
PETTS (1984).....	24
PFLUG et al. (1992).....	477
PIELOU (1984).....	85
RADDUM et al. (1988).....	329
REMMERT (1990) .....	394
REUSS & JOHNSON (1986) .....	193, 195
RICKER (1934) .....	25
ROSE (1992).....	477
ROSGEN (1985).....	25
SALDEN (1978).....	313
SCHÄFER (1979).....	85
SCHEURLLEN (1998).....	134
SCHIMMER & FRIEDRICH (1990).....	329
SCHNOOR & STUMM (1985).....	192, 199
SCHOEN (1984) .....	168, 224
SCHOEN (1994,1995) .....	247
SCHOEN 1984, 1985).....	301
SCHULER (1985).....	61
SCHWABE (1987).....	24
SCHWEDER (1992).....	477
SCHWERDTFEGER (1975).....	77
SEIP (1984).....	234
SHANNON & WEAVER (1963) .....	392
SMITH (1872) .....	191
SONTHEIMER et al. (1980).....	233
STATISTICA .....	69

STEINBERG & LENHART (1985).....	192
STEINBERG (1992).....	63
STEINBERG et al. (1984).....	305
STRAHLER (1957).....	36, 348
STUMM et al. (1983).....	192
SYSTAT .....	69
THIENEMANN (1936 und 1954) .....	24
THORNE (1987) .....	24
TIMM (1995).....	409
TITTIZER & BANNING (1992) .....	477
TOLKAMP et al.(1992) .....	477
TÜXEN (1978 und 1979) .....	29
UBA & LAWA (1986) .....	61
UBA (1984) .....	191
UBA (1987) .....	191, 192
UEBERBACH (1989).....	386
UM & LfU (1992).....	343, 360
UMEG (1997).....	301
v WILPERT et al. (1996) .....	194
v. DAM, SUURMOND & TER BRAAK (1981) .....	305
v. KEITZ (1994) .....	300, 303
v. TÜMPLING (1992).....	477
VANNOTE et al. (1980) .....	23, 409
WARREN (1979) .....	25
WEISSBECKER (1992) .....	24
WERTH (1992).....	477
WESTERMANN (1990).....	329
WHG.....	382
WILD et al. (1992).....	477
WIMMENAUER & SCHREINER (1981) .....	214
WIMMER & MOOG (1994).....	36
WRIGHT et al (1984, 1993) .....	359
WULFHORST (1991).....	224
ZAHN & SCHREINER (1990) .....	202
ZARTNER-NYILAS et al. (1992) .....	303
ZELINKA & MARVAN (1961).....	392
ZWICK (1992).....	417



## 13 Danksagung

Mein Dank gilt ganz besonders den langjährigen Mitforscherinnen und Mitforschern der FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER, Dr. Ina Nadolny, Rolf Bostelmann, Dr. Elmar Briem, Thomas Fleischhacker, Dr. Georg Humborg, Peter Kübler, Karl Scheurlen, für die zahllosen gewinnbringenden, wirklich interdisziplinären Diskussionen zur Gewässertypologie.

Wir haben alle gemeinsam über viele Zäune in die Gärten der wissenschaftlichen Nachbarn schauen gelernt. Für diese erfreuliche fachliche und vor allem auch menschliche Zusammenarbeit bin ich allen sehr dankbar.

Besonderen Dank schulde ich Herrn Dr. Elmar Briem für seine unermüdliche Hilfestellung in mündlicher und schriftlicher Form auf dem Gebiet der Fließgewässer- und Landschaftsmorphologie und seine zahlreichen unschätzbaren Anregungen zu diesem Themenbereich. Er, der Geograph und Geomorphologe, lehrte den Biologen, die Welt mit anderen Augen zu sehen und bisher Unerkanntes zu erkennen.

Peter Kübler hat in seiner gewissenhaften und gründlichen Art und mit seinen kreativen mathematisch-statistischen Überlegungen sehr viel zum Gelingen dieser Studie beigetragen, wofür ich ihm herzlich danke.

Danken möchte ich auch allen Kolleginnen und Kollegen an der Landesanstalt für Umweltschutz, die meine etwas über die dienstlichen Belange hinausgehenden Aktivitäten stets wohlwollend unterstützt haben.

Besonders gilt dies für Herrn Pintér. Ihm danke ich für die ungezählten anregenden und konstruktiven Diskussionen. Herrn Vobis gilt mein Dank für seinen Realitätssinn und seine immer sehr kollegiale und hilfsbereite Unterstützung.

Auch Herrn Prof. Dr. Frimmel, dem Betreuer dieser Arbeit, danke ich für seine aktive Förderung interdisziplinärer Forschung und Lehre. Ich bin ihm sehr dankbar dafür, dass er einem Biologen die Möglichkeit gegeben hat, den vorwiegend technisch orientierten Studentinnen und Studenten des Chemieingenieurwesens einen Einblick in das limnologisch-ökologische Umfeld ihres Studienganges zu gewähren.

Zuletzt möchte ich meiner Frau Reinhild und meinen Töchtern Anne und Inga ganz herzlich dafür danken, dass sie so viel Verständnis und Geduld hatten. Ihnen widme ich diese Arbeit.

## Versicherung

Ich versichere hiermit, dass ich diese Habilitationsschrift selbständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt habe.



## 14 Anhang

### 14.1 Anhang Abbildungen

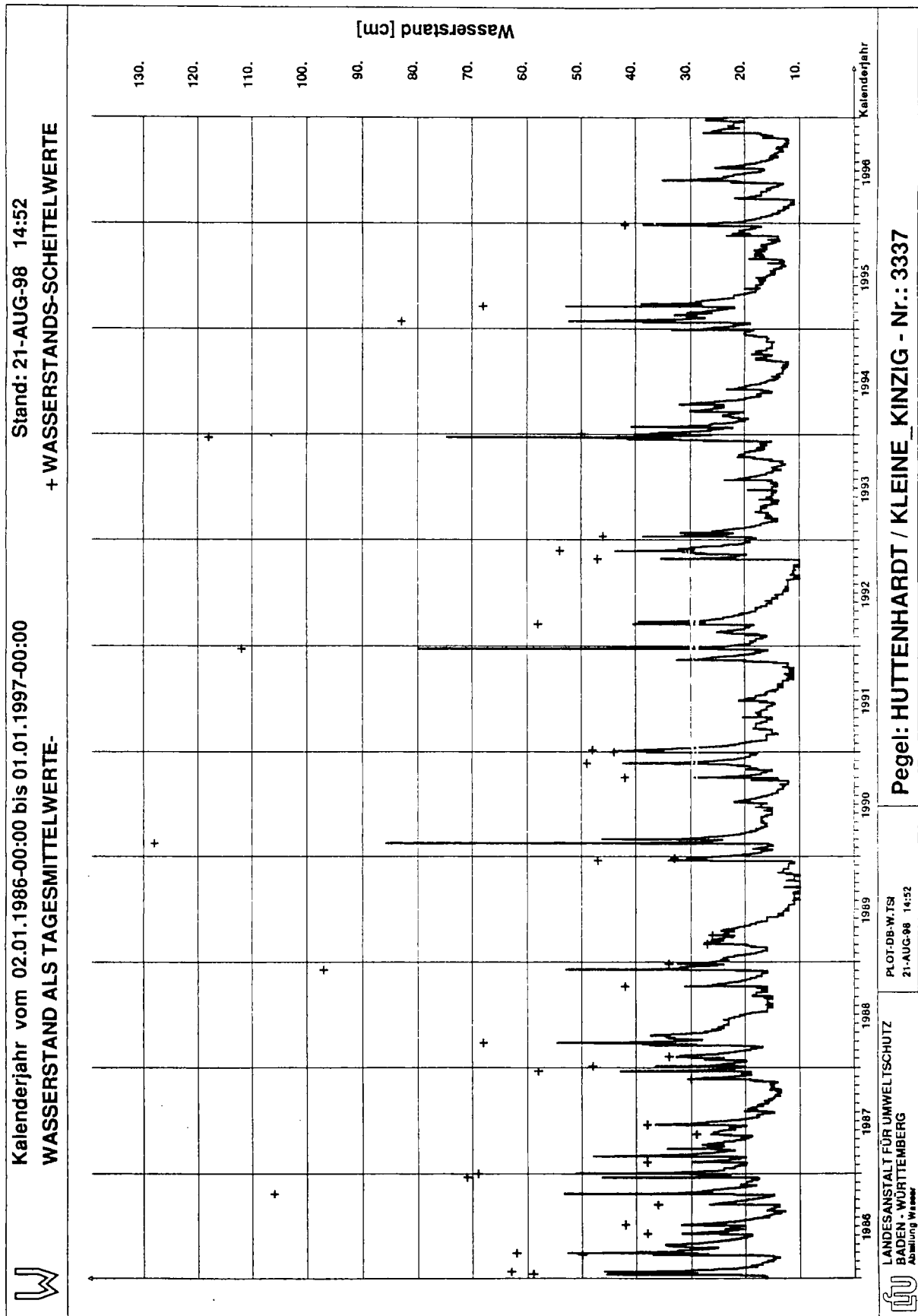


Abb. 14-1: Pegelaufzeichnungen Abflüsse bzw. Wasserstände ausgewählter Gewässer, an denen pH-Werte registriert wurden.

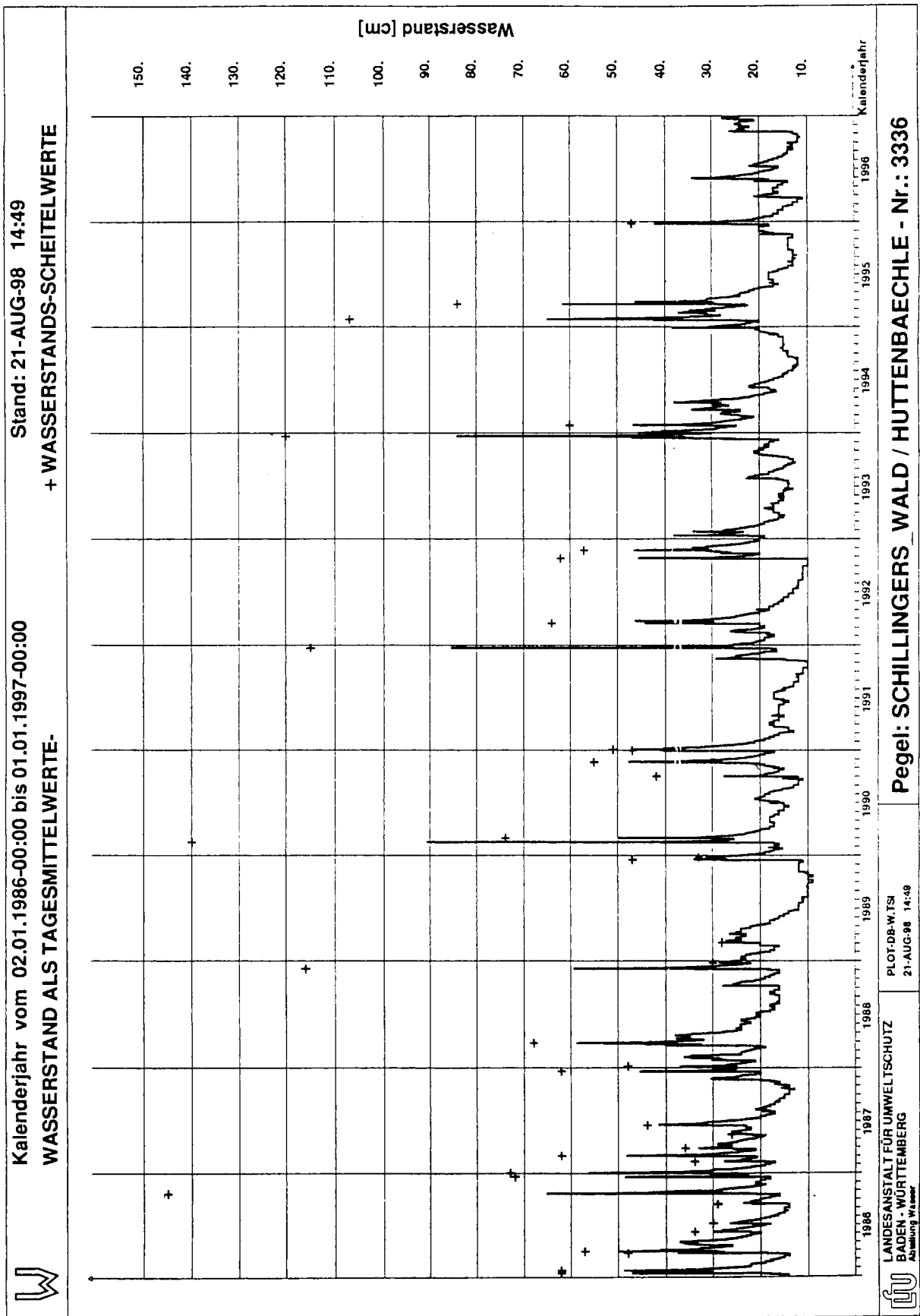


Abb. 14-2: Pegelaufzeichnungen Abflüsse bzw. Wasserstände ausgewählter Gewässer, an denen pH-Werte registriert wurden.

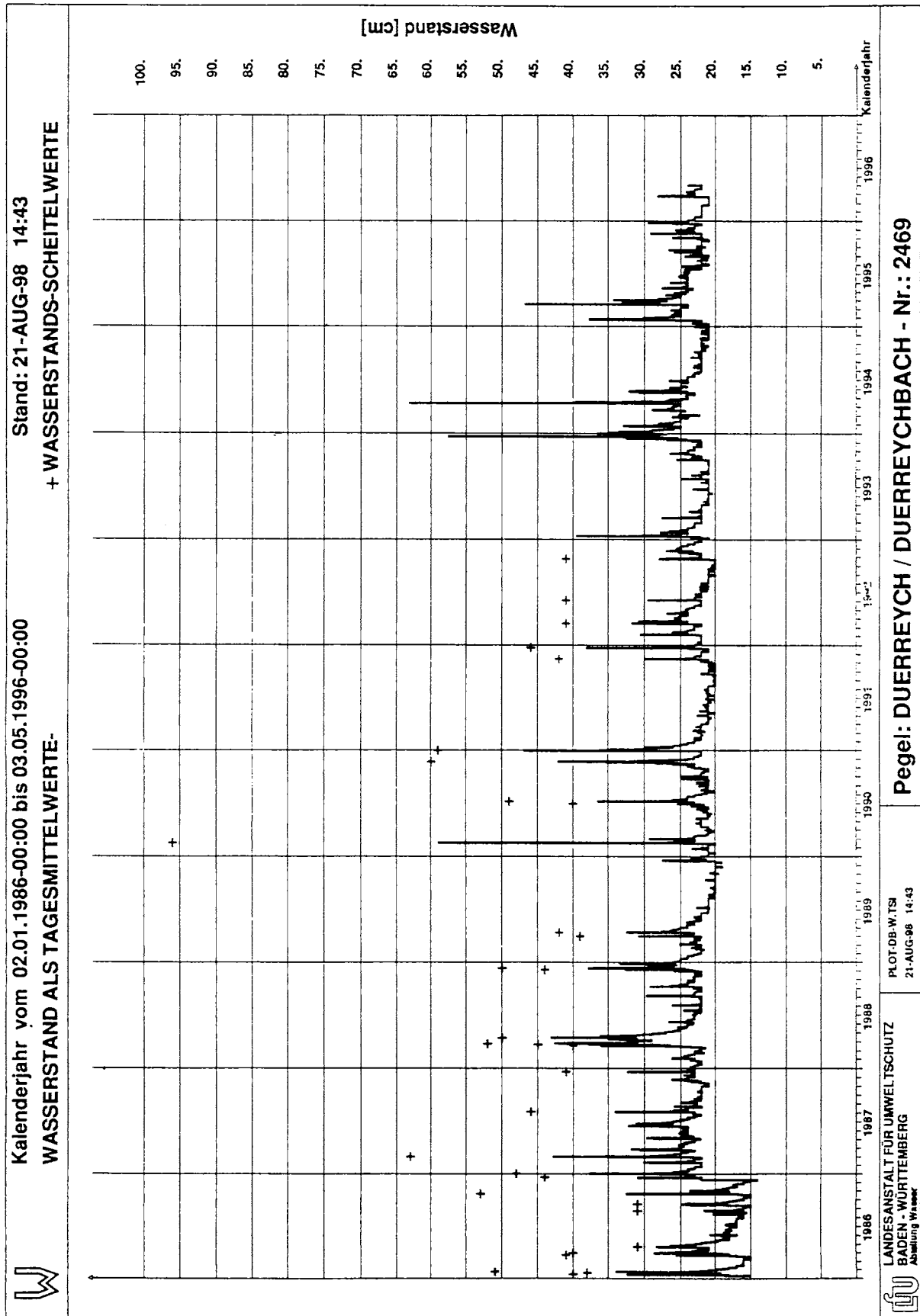


Abb. 14-3: Pegelaufzeichnungen Abflüsse bzw. Wasserstände ausgewählter Gewässer, an denen pH-Werte registriert wurden.

## Ionenbilanzen in Holozän- und Jungquartär-Bächen

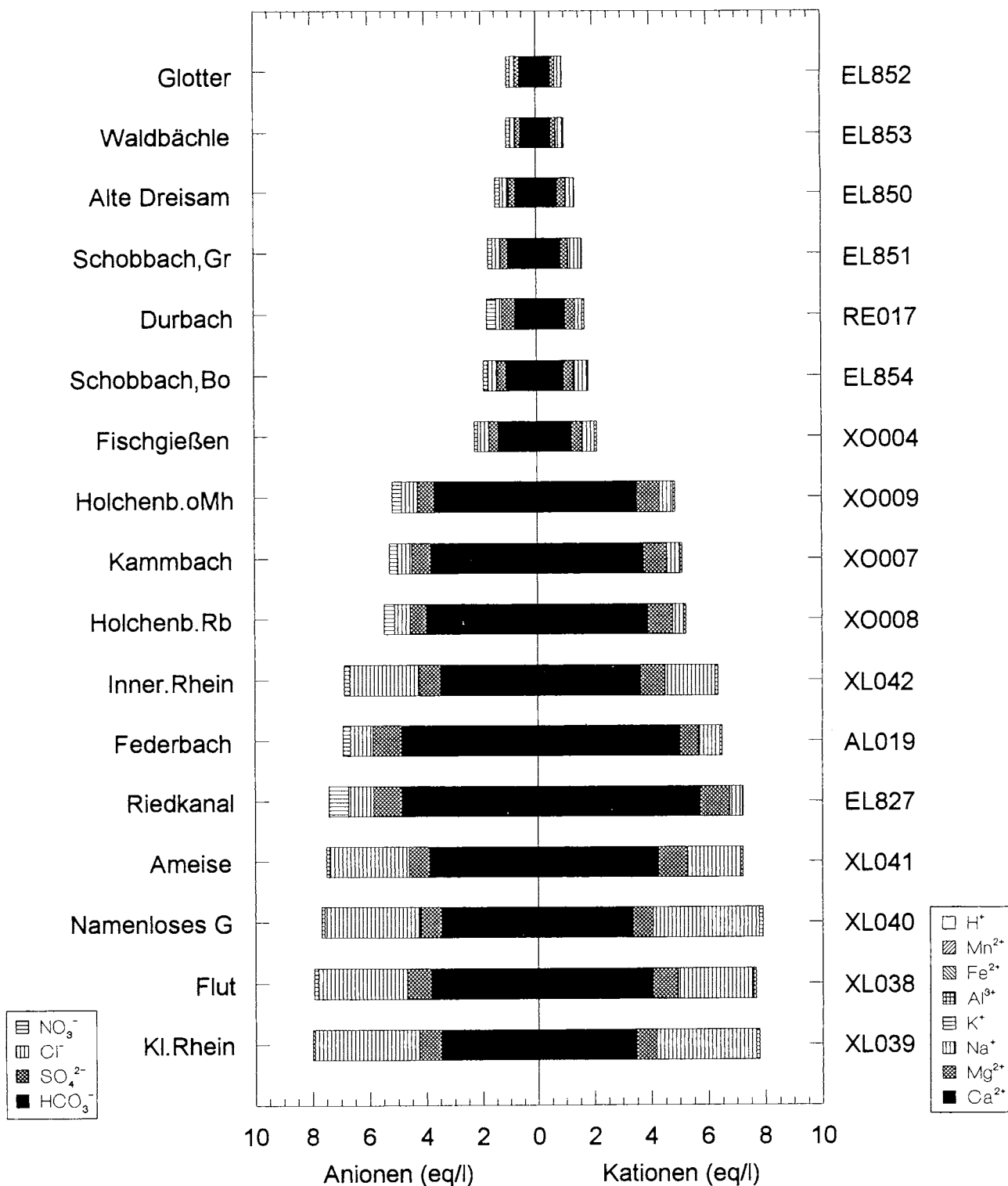


Abb. 14-4: Ionenbilanz (absolute Gehalte) von holozänen und Jungquartärbächen des engeren Rhein-Einzugsgebiets.

## Ionenbilanzen in Holozän- und Jungquartär-Bächen

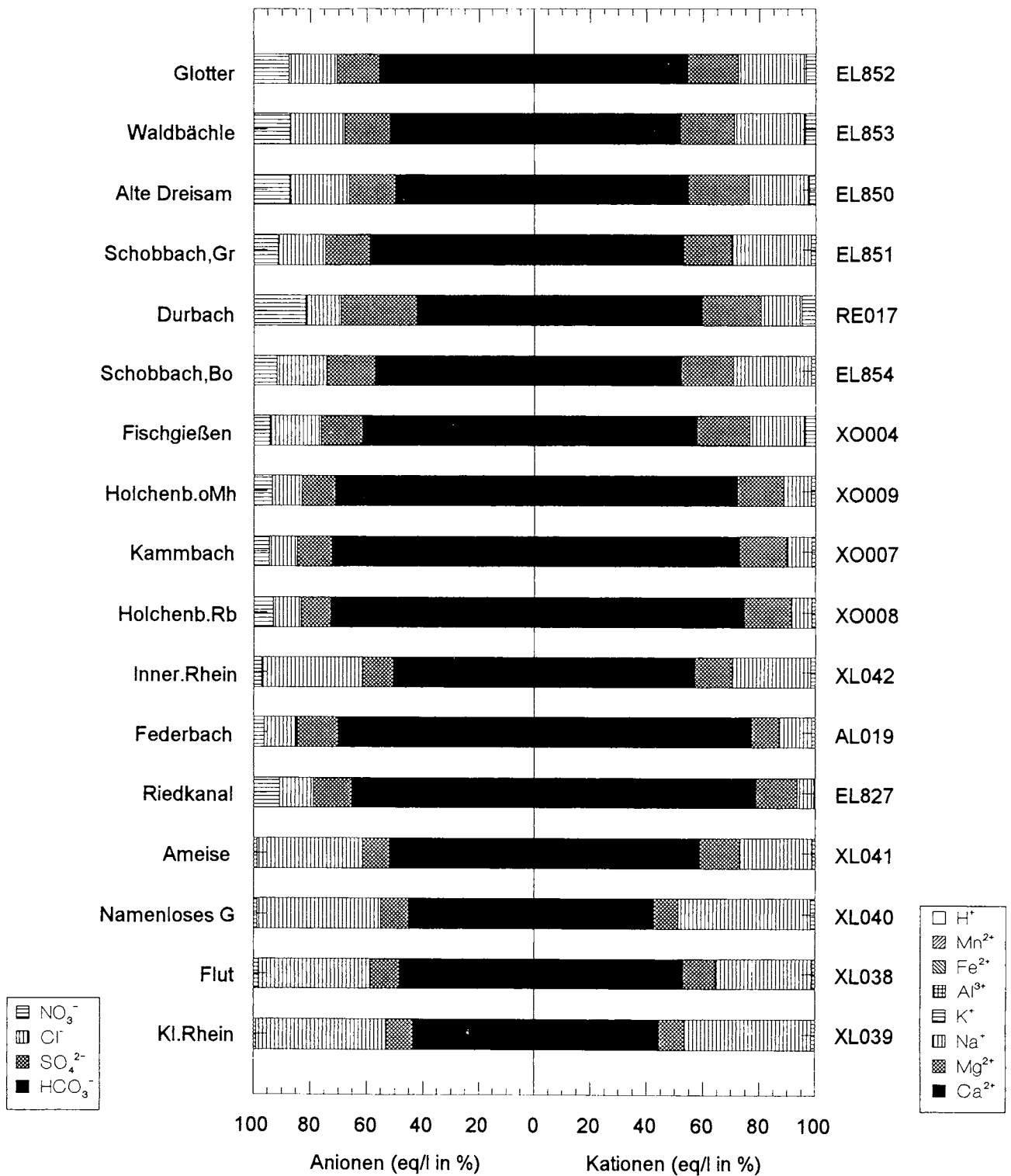
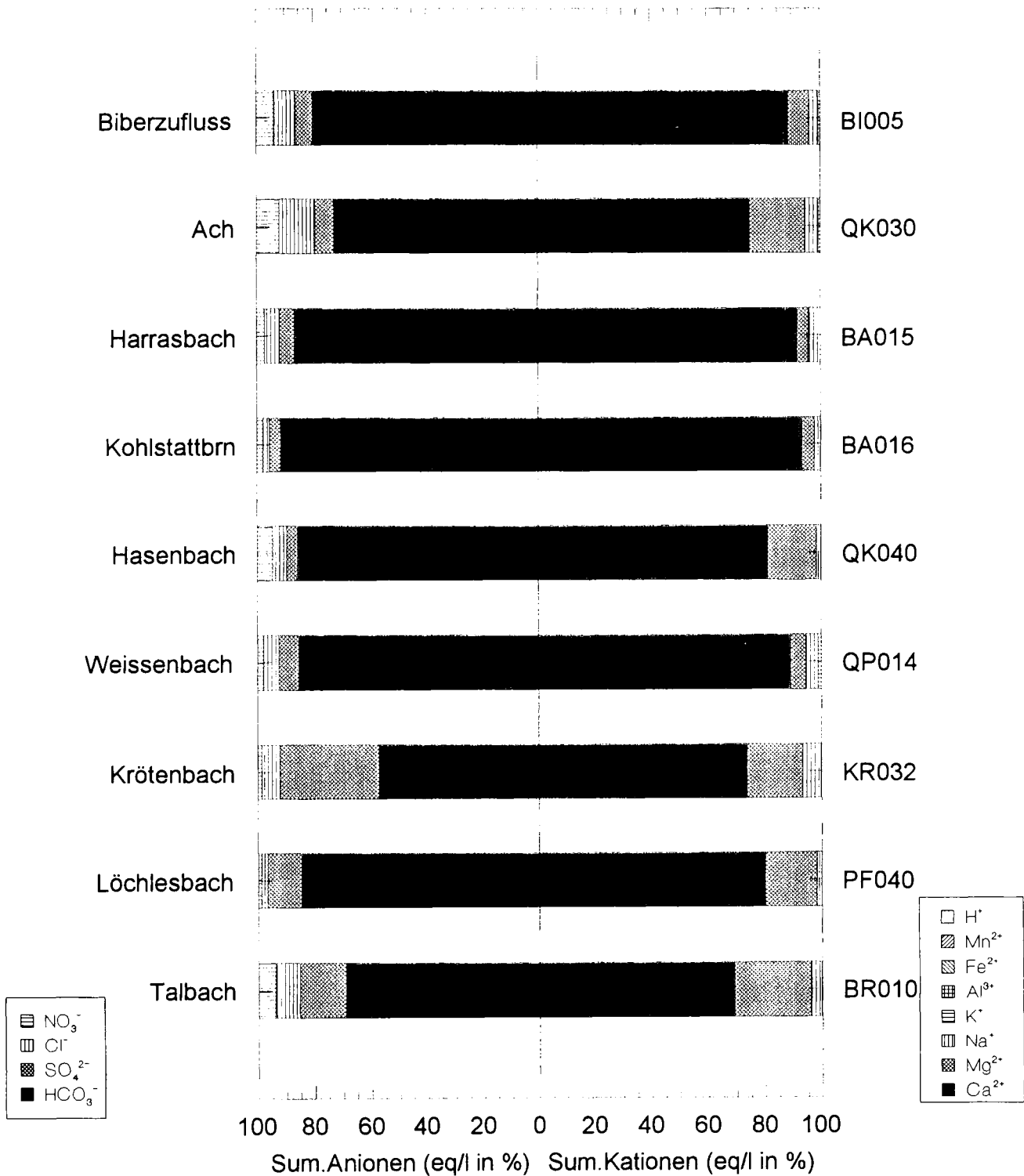


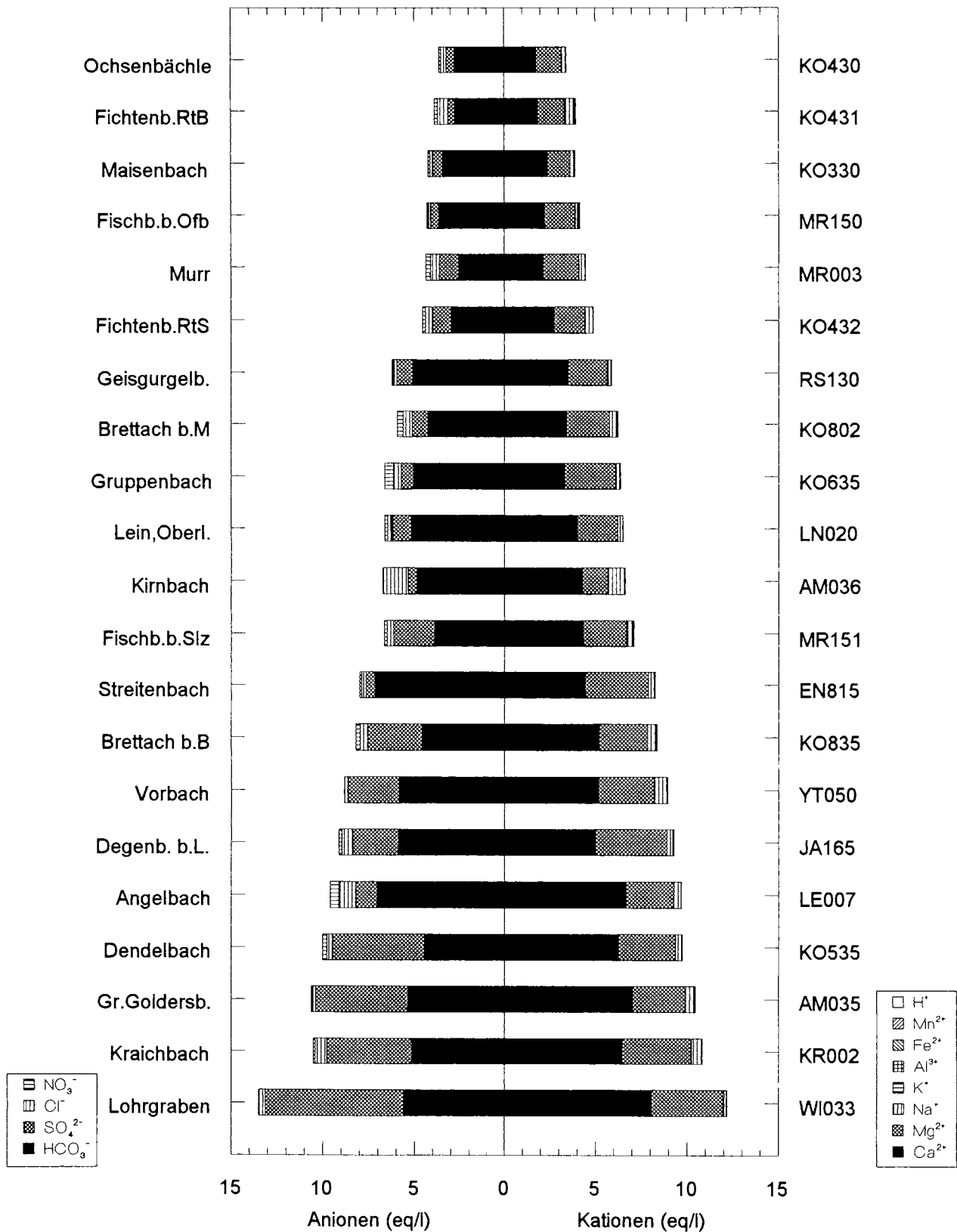
Abb. 14-5: Ionenbilanz (relative Anteile) von holozänen und Jungquartärbächen des engeren Rhein-Einzugsgebiets.

## Ionenbilanzen in verschiedenen Karbonat-Bächen



**Abb. 14-6:** Ionenbilanz (relative Anteile) verschiedener Karbonatbäche. Die absoluten Ionengehalte sind in Abb. 5-9, Kap. 5 dargestellt

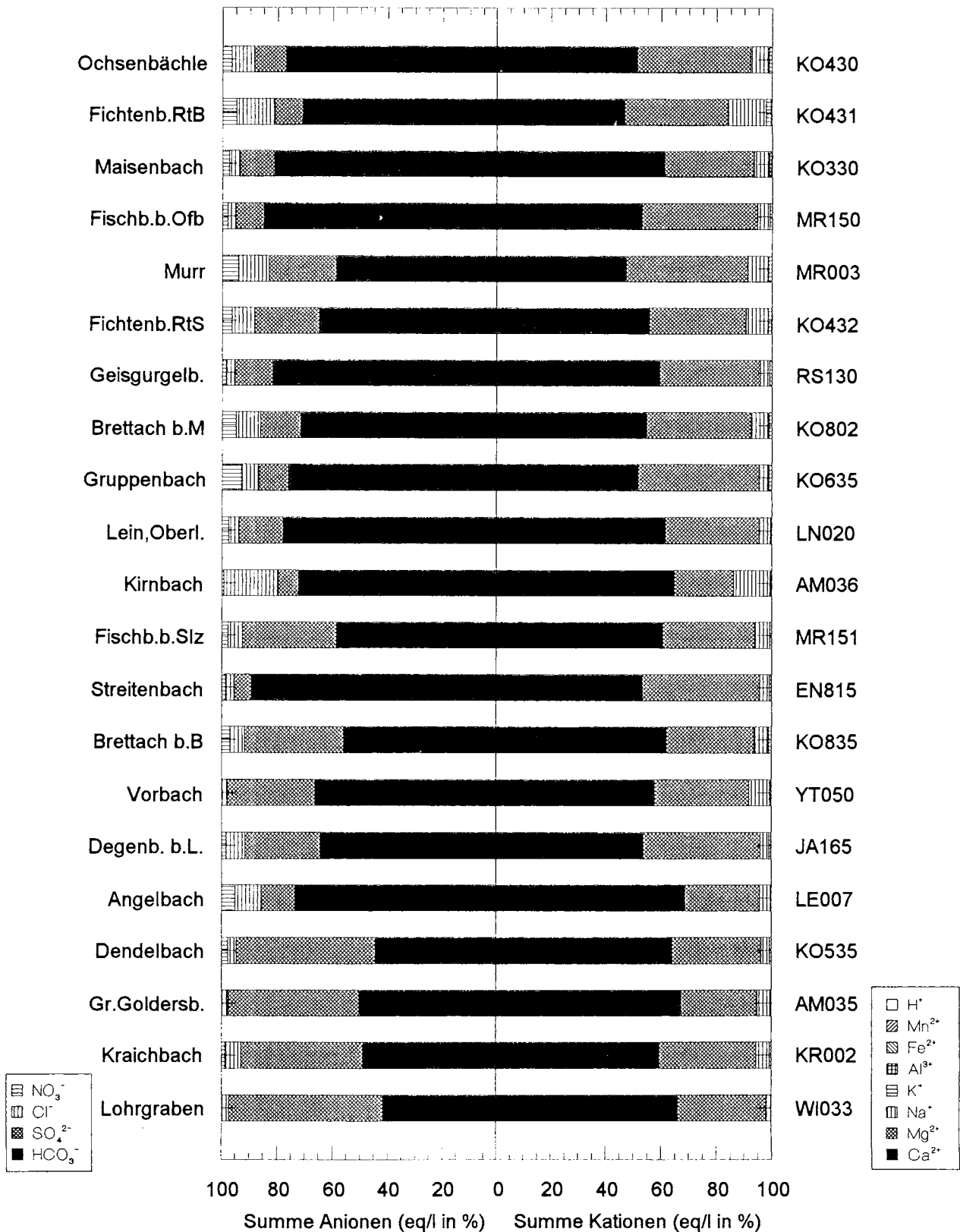
## Ionenbilanzen in Keuper-Bächen



**Abb. 14-7:** Ionenbilanz (absolute Gehalte) von Keuperbächen.



## Ionenbilanzen in Keuper-Bächen



**Abb. 14-8:** Ionenbilanz (relative Anteile) von Keuperbächen.

# Ionenbilanzen in Buntsandstein-Bächen

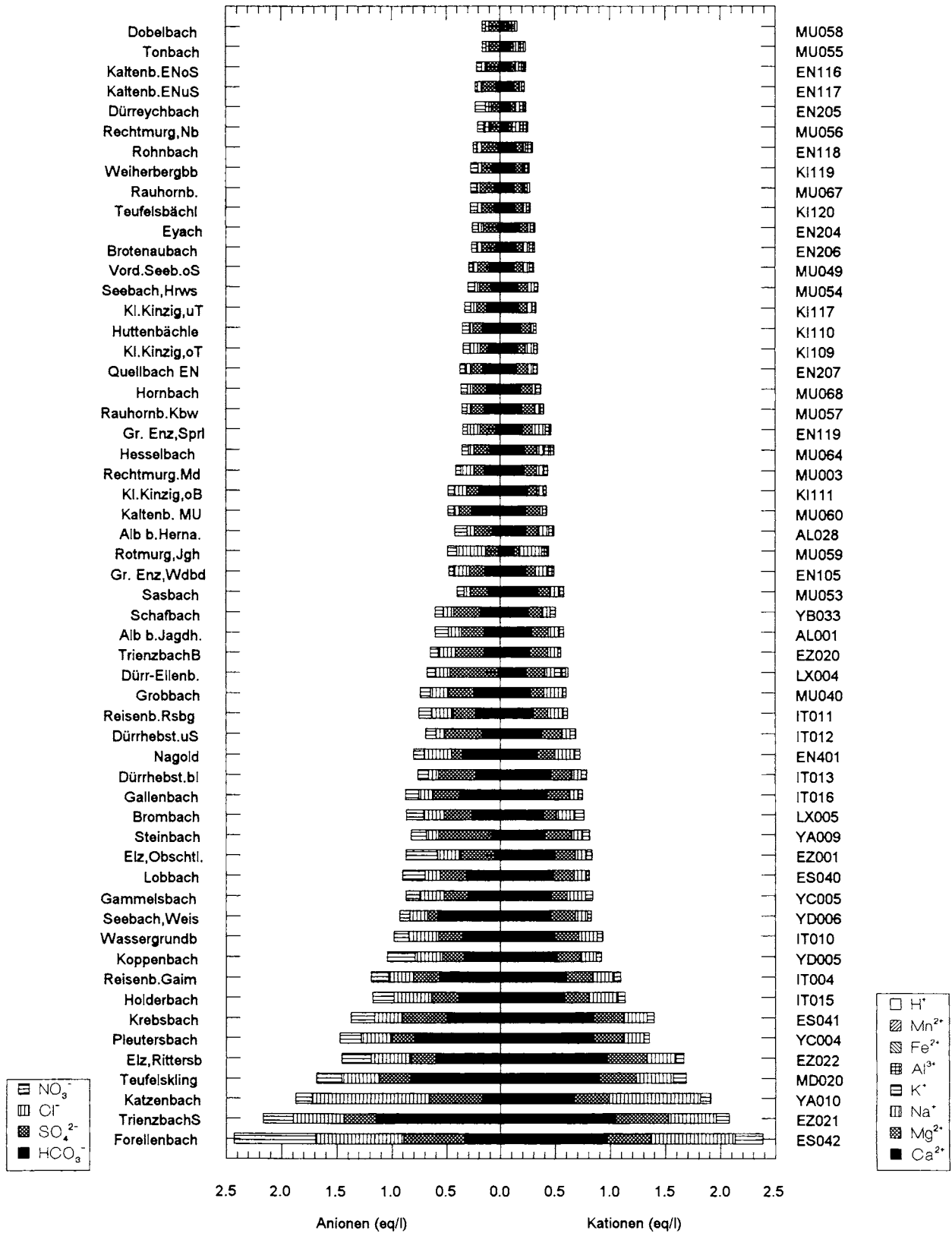


Abb. 14-9: Ionenbilanz (absolute Gehalte) von Buntsandstein-Bächen.

### Ionenbilanzen in Buntsandstein-Bächen

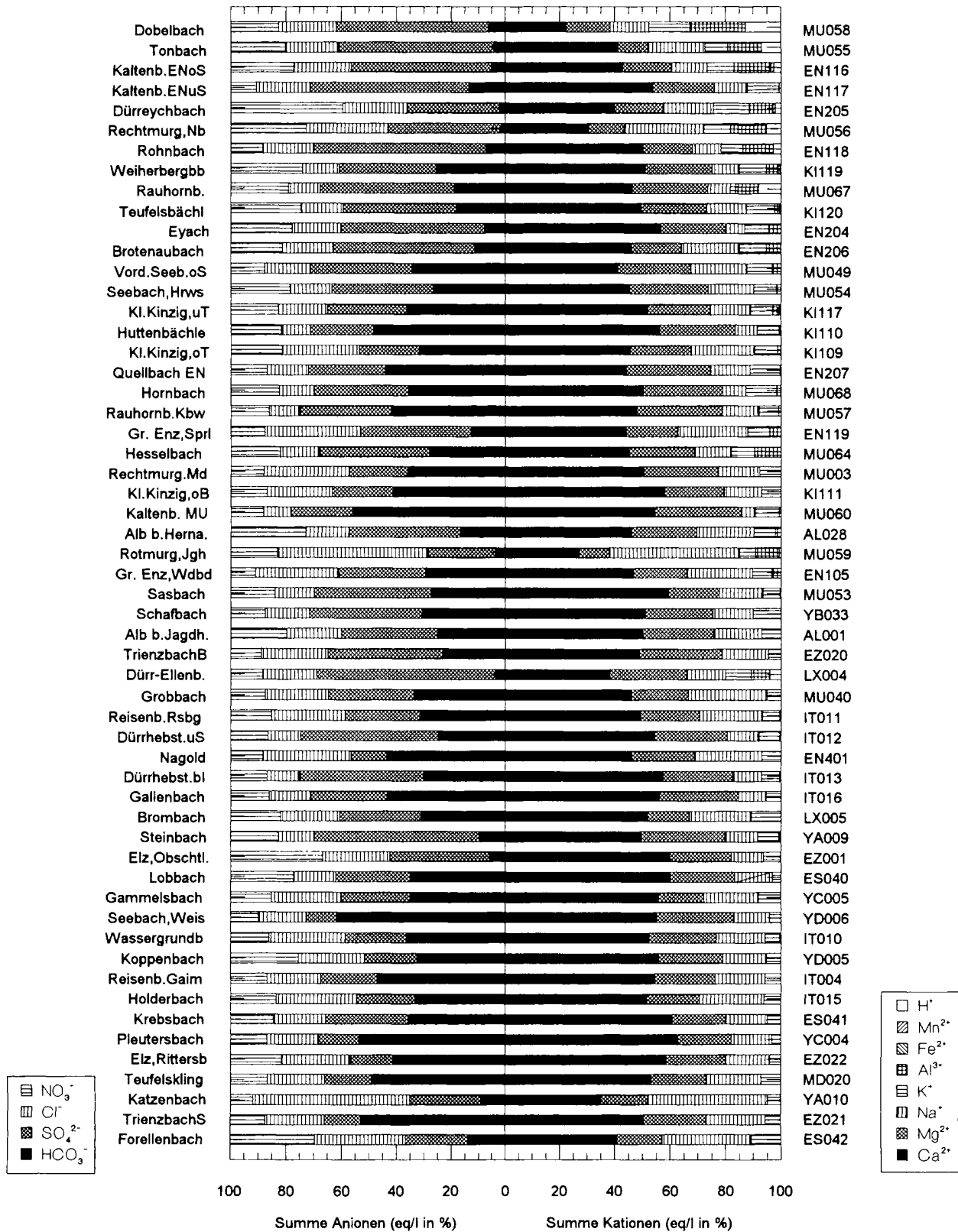


Abb. 14-10: Ionenbilanz (relative Anteile) von Buntsandstein-Bächen.

### Ionenbilanzen in Granit-Bächen

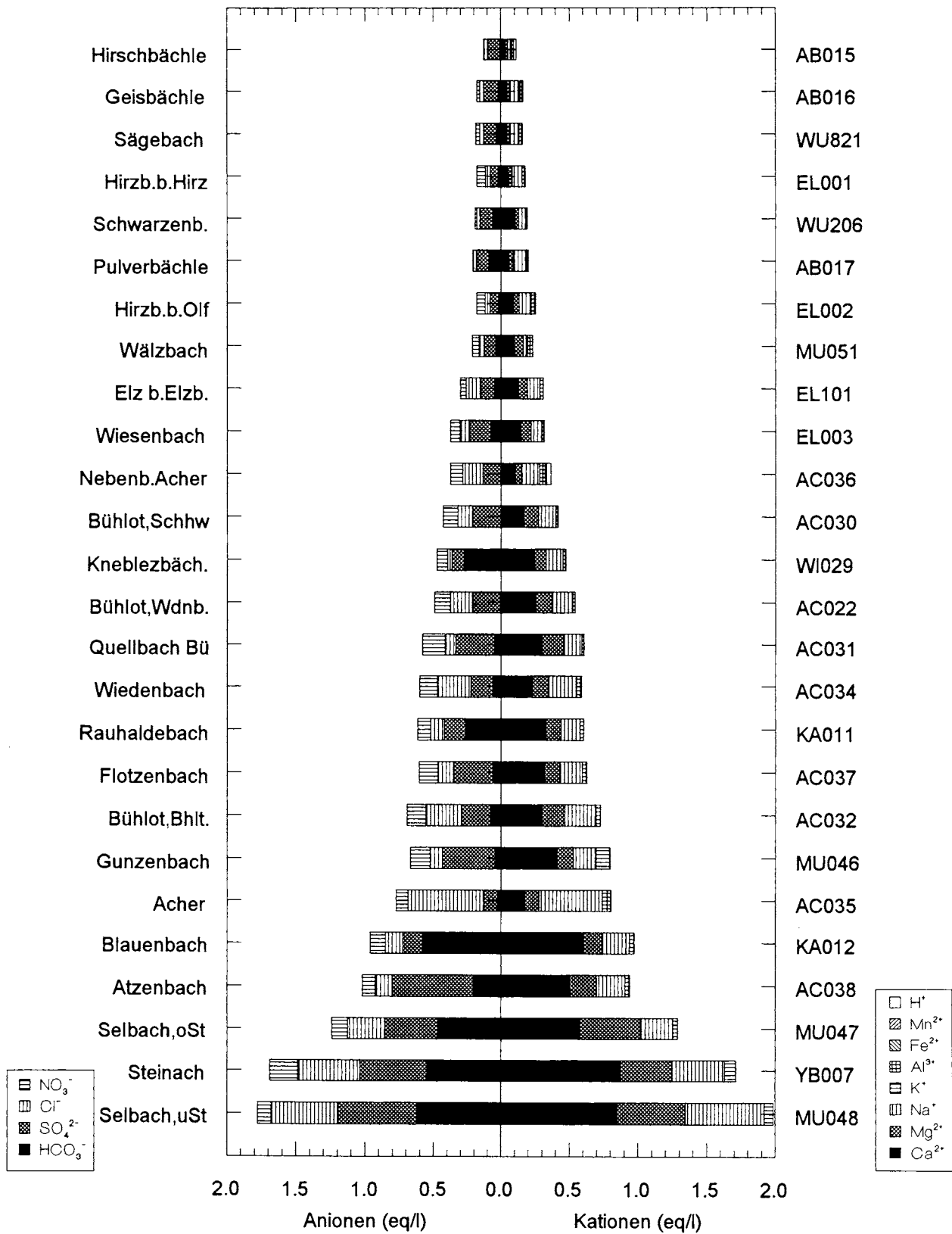


Abb. 14-11: Ionenbilanz (absolute Gehalte) von Granit-Bächen.

### Ionenbilanzen in Granit-Bächen

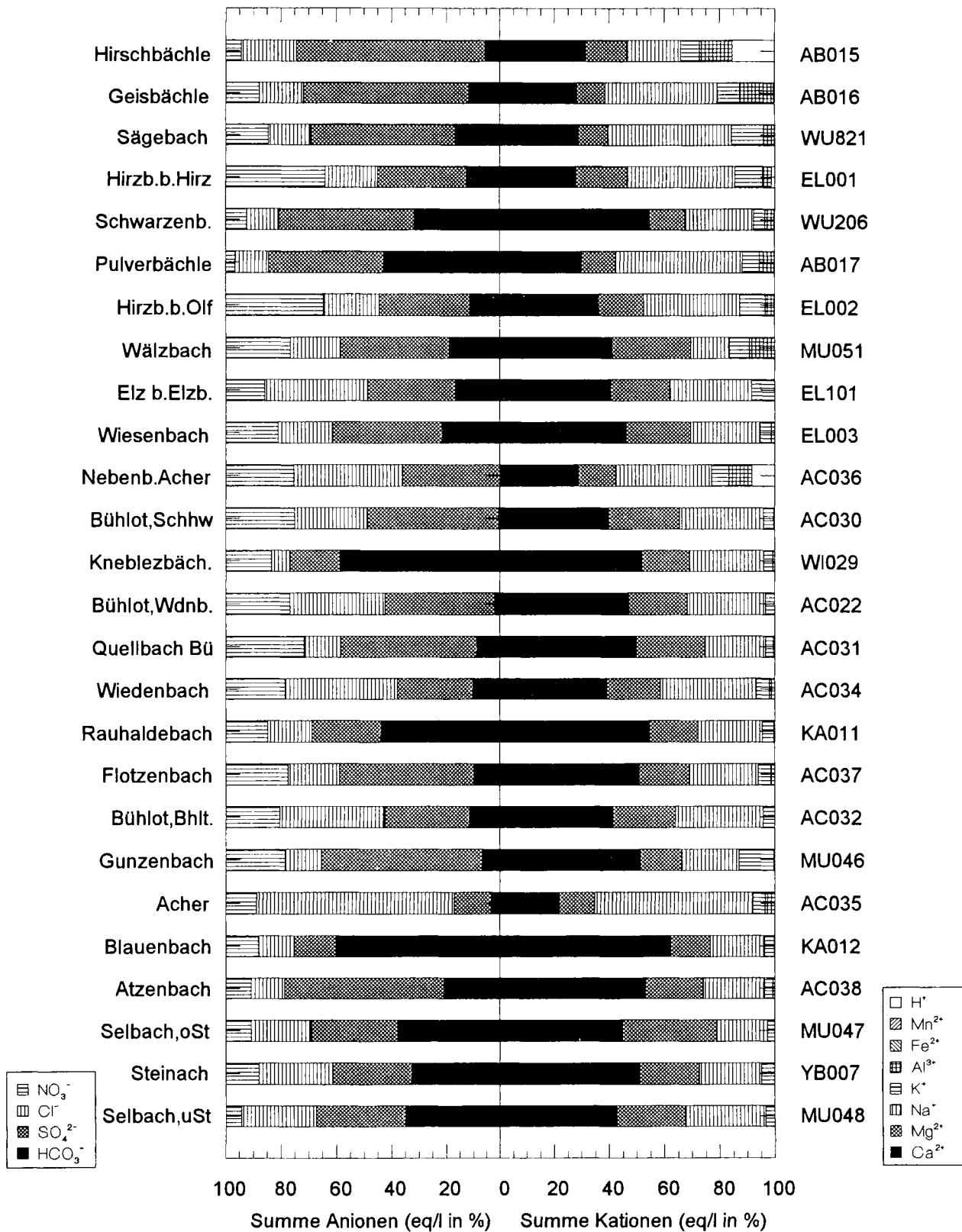


Abb. 14-12: Ionenbilanz (relative Anteile) von Granit-Bächen.

### Ionenbilanzen in Bächen des metamorphen Grundgebirges (Gneis)

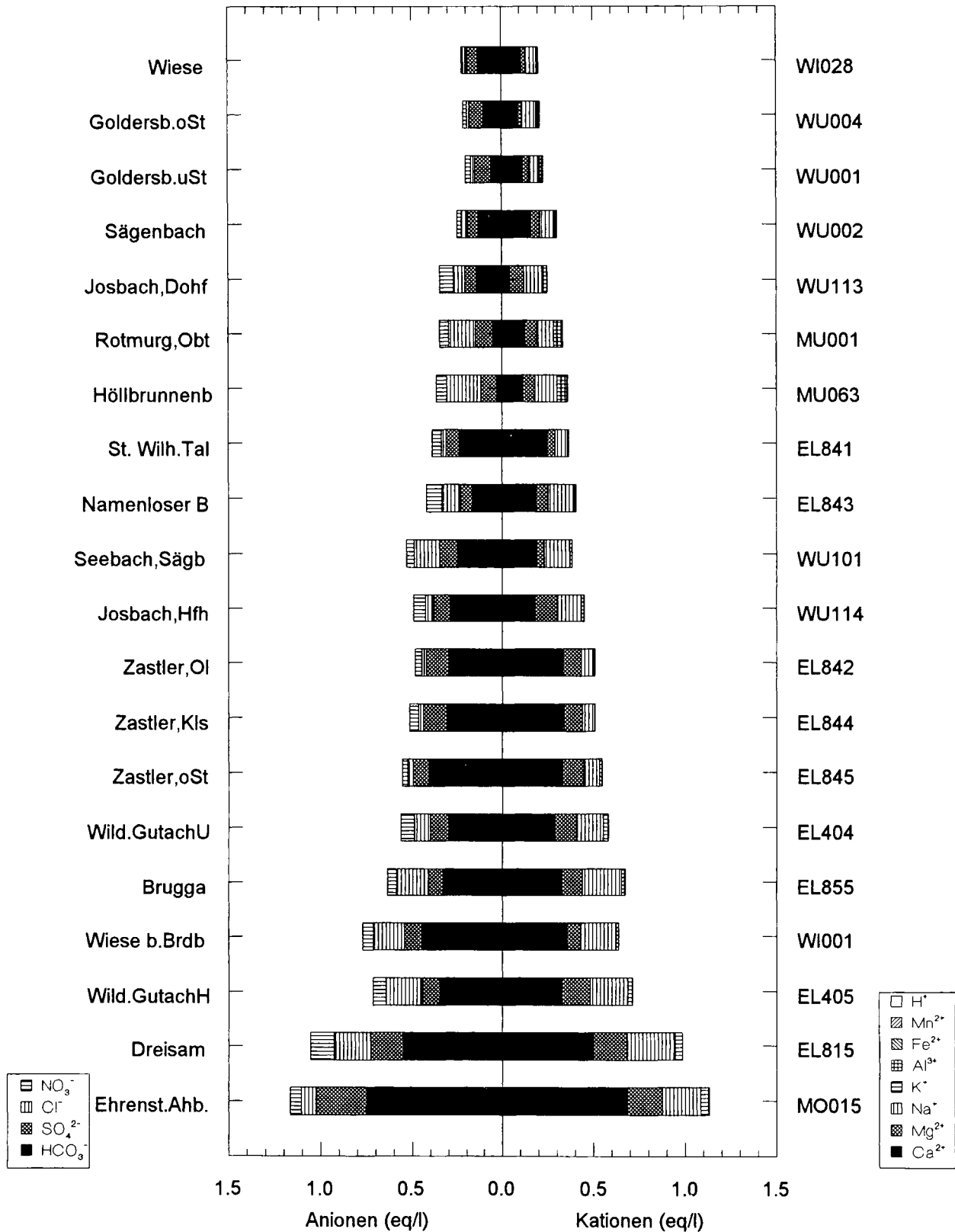


Abb. 14-13: Ionenbilanz (absolute Gehalte) von Gneis-Bächen.

### Ionenbilanzen in Bächen des metamorphen Grundgebirges (Gneis)

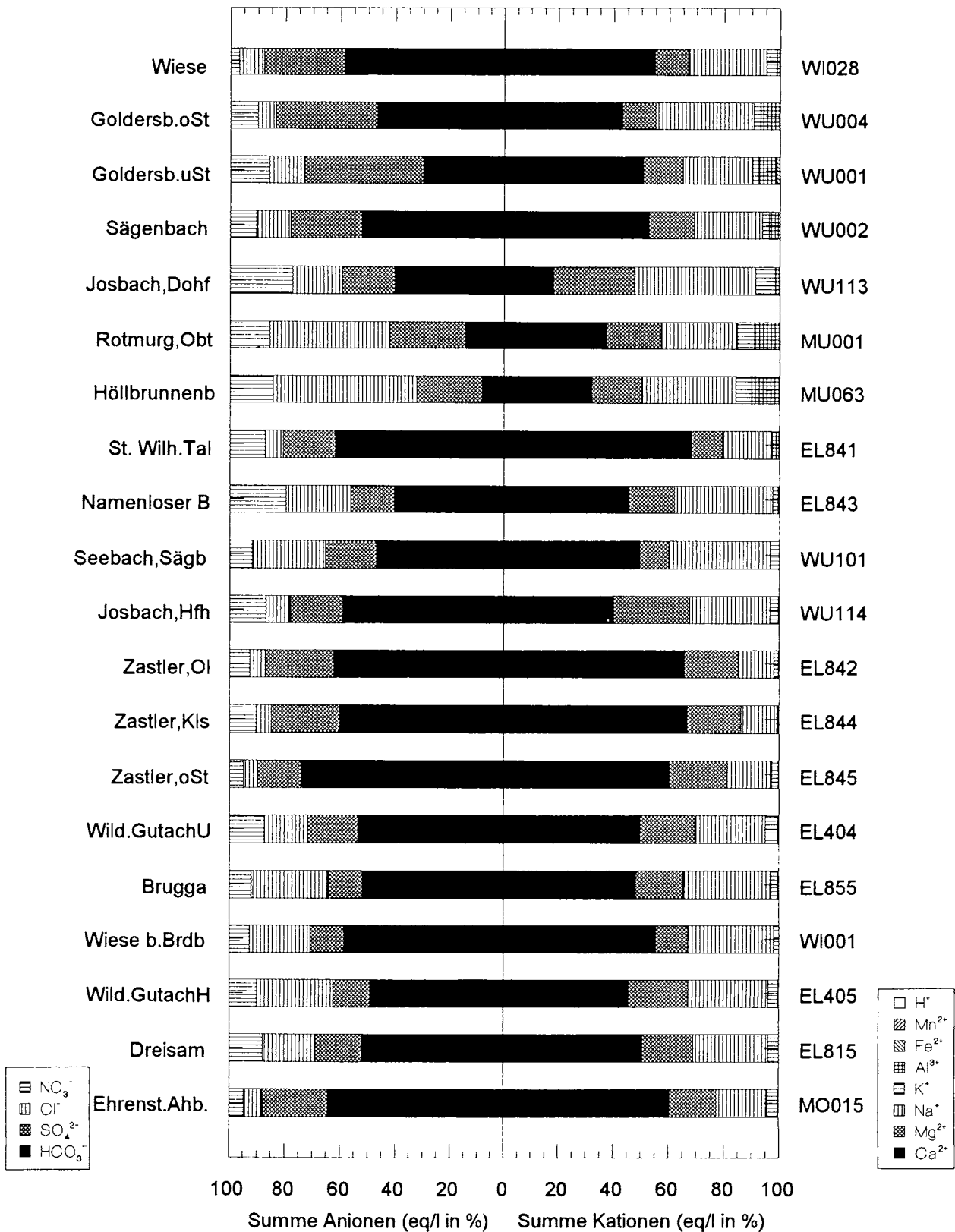
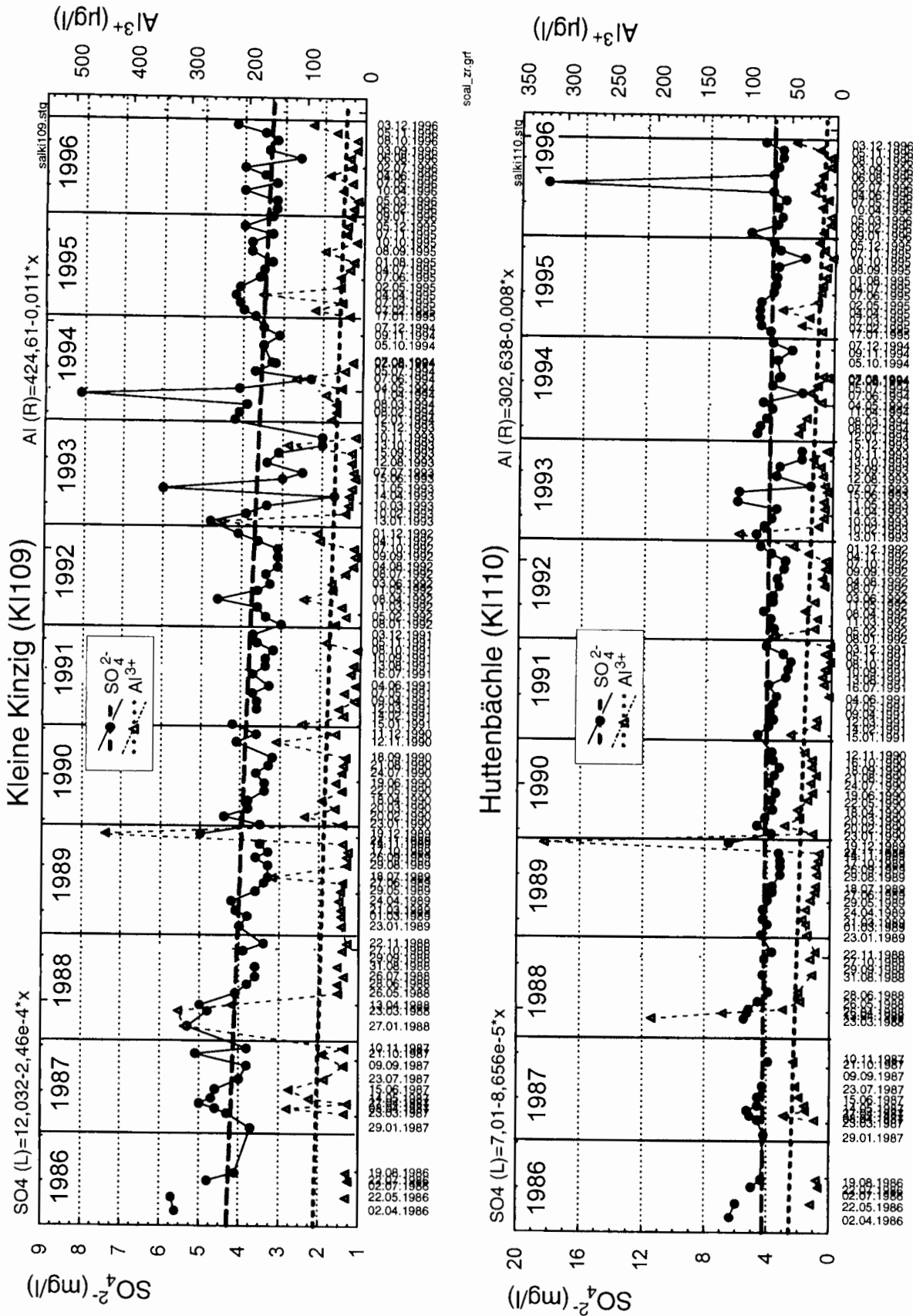


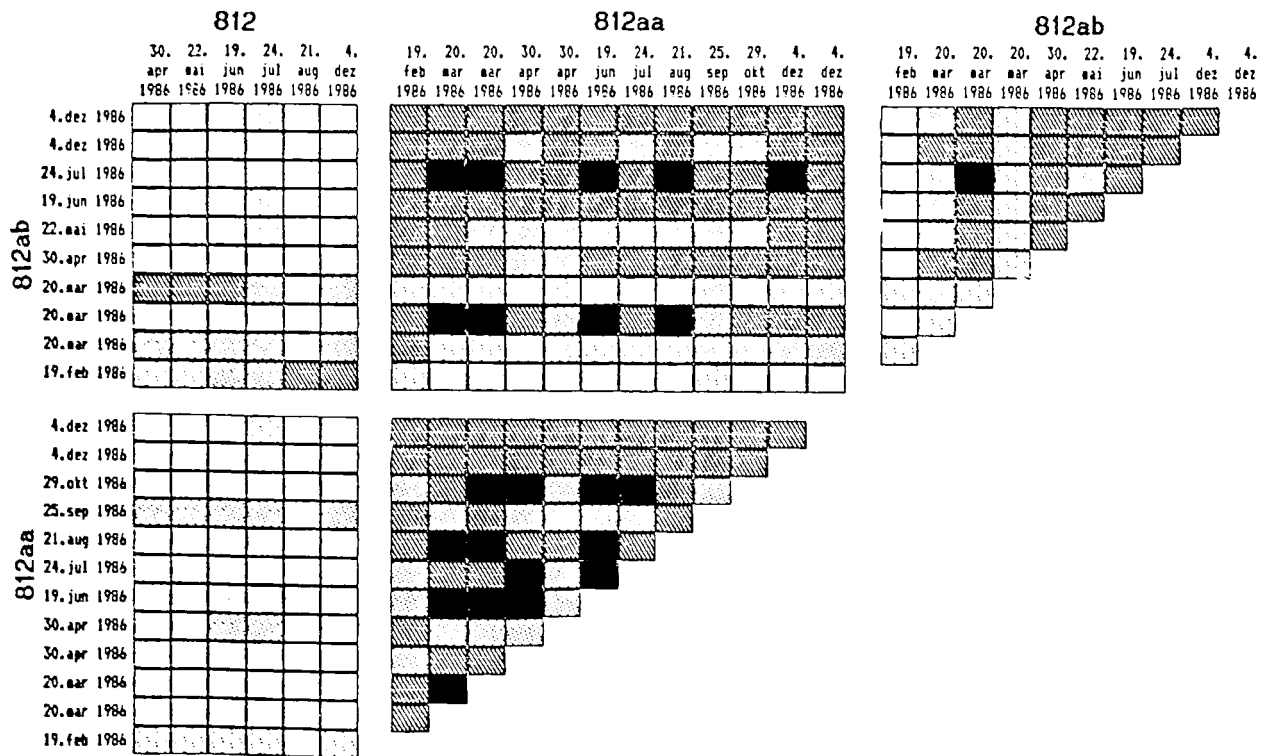
Abb. 14-14: Ionenbilanz (relative Anteile) von Gneis-Bächen.



**Abb. 14-15:** Entwicklung von Sulfat und Aluminium in der Kleinen Kinzig (oben) und im Huttenbächle (unten), zwei episodisch schwach sauren Bächen (Typ 2) im Buntsandstein des nördlichen Schwarzwaldes über einen Zeitraum von rund 10 Jahren.



### Große Enz (812), Kaltenbach (812aa) und Rohnbach (812ab)



### Kaltenbach (812ac) und Große Enz (812b)

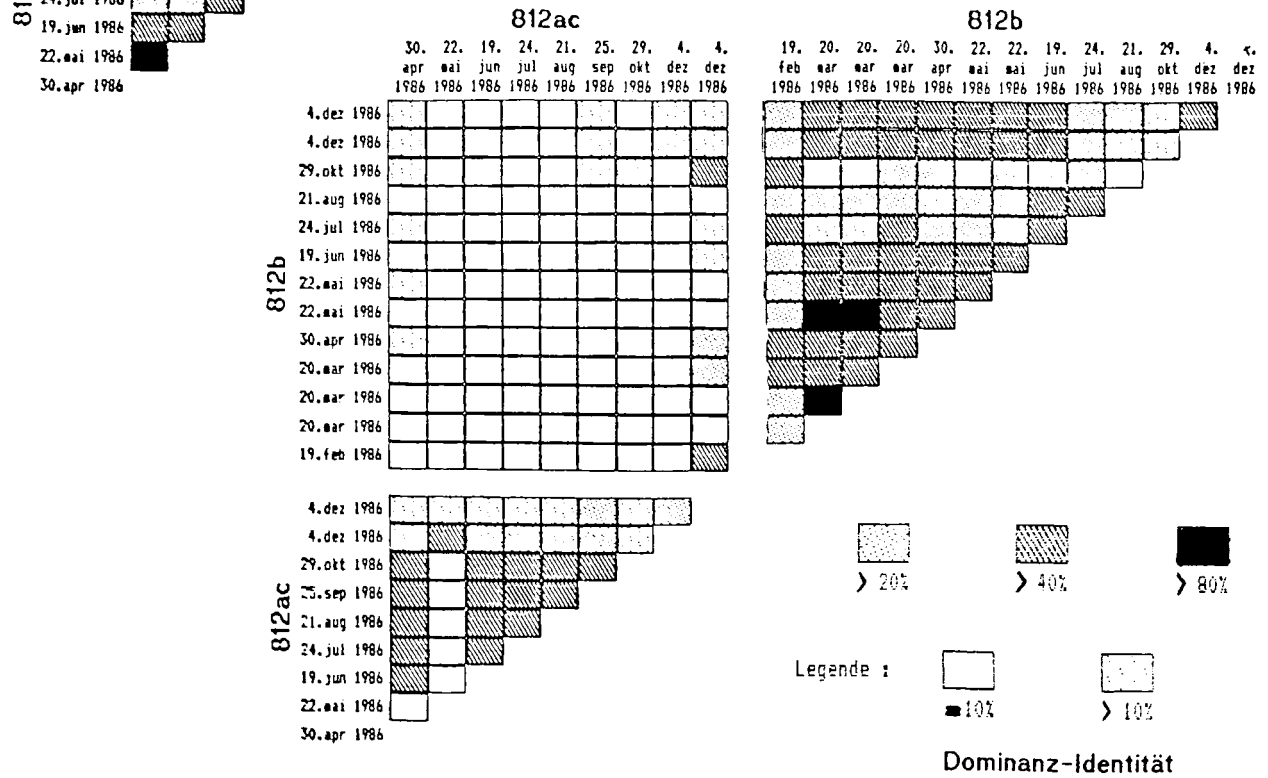
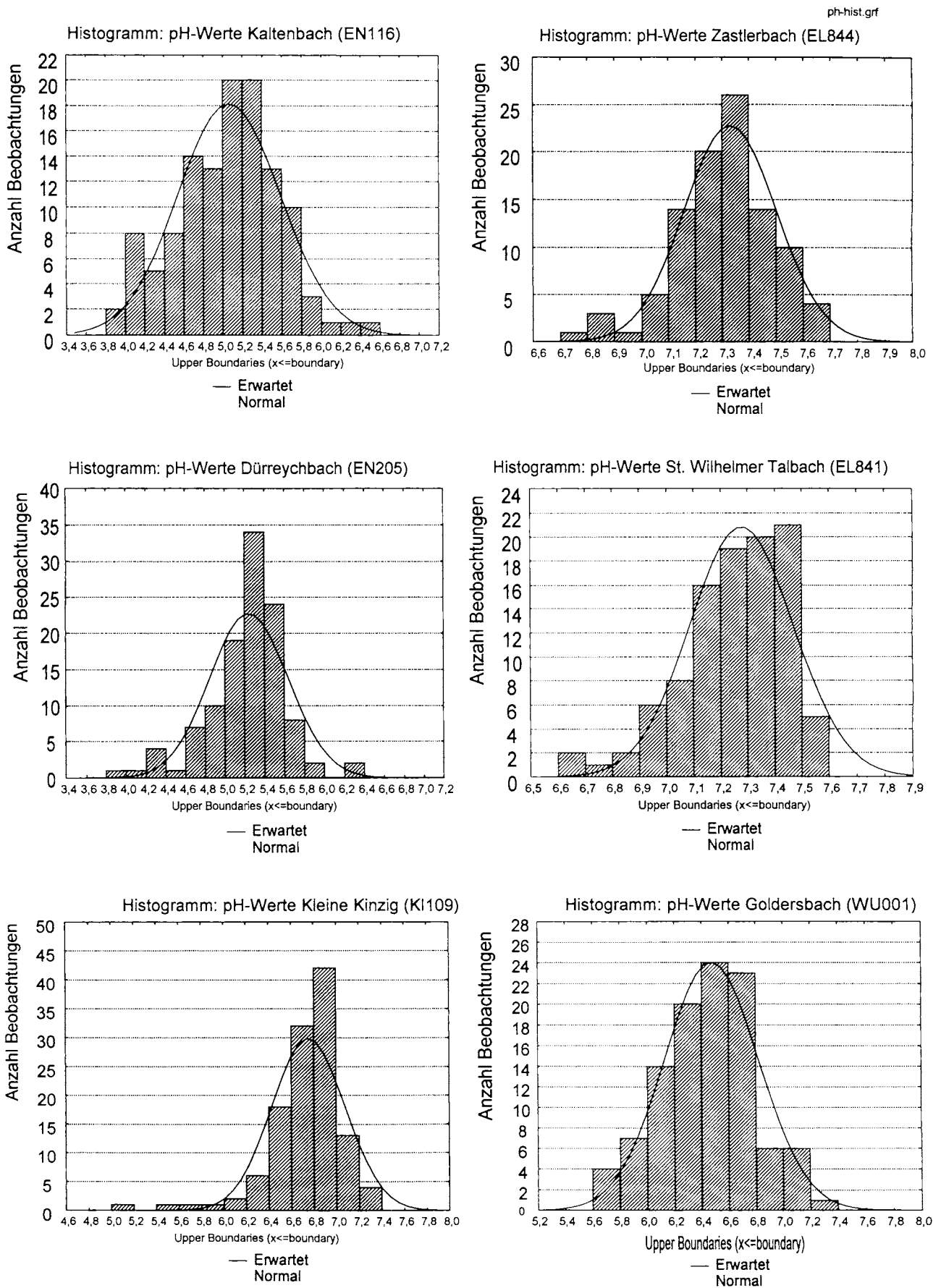


Abb. 14-16: Beispiel einer „schattierten“ Ähnlichkeitsmatrix, die mittels Dominanz-Identitäts-Index nach RENKONEN (s. MÜHLENBERG, 1989) aus dem Vergleich einiger saurer Schwarzwäldbäche resultiert (nach ENGELBERG, 1987)



**Abb. 14-17:** Verteilung der pH-Werte in ausgewählten Silikatbächen. –  
Links: Buntsandsteinbäche,  
rechts: Gneisbäche

Die folgenden drei Blätter geben eine Übersicht über die zoozönologische Struktur unterschiedlich saurer Silikatbäche des Schwarzwaldes in Form von Struktogrammen (s. Kap. 3.1.4.3.1, Methodik Biologie).

Erläuterungen zu diesen Darstellungen finden sich in Kapitel 7.6.

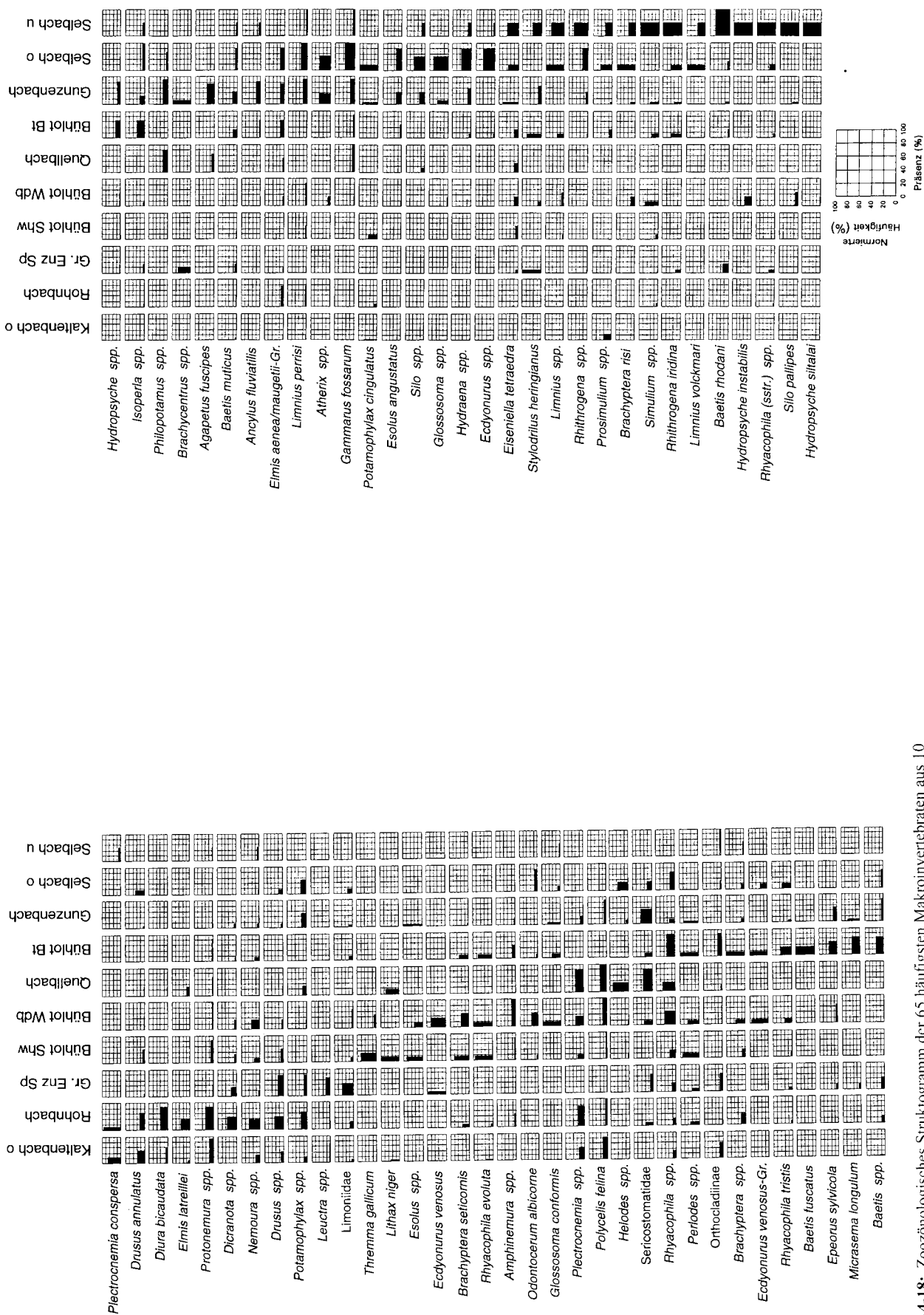
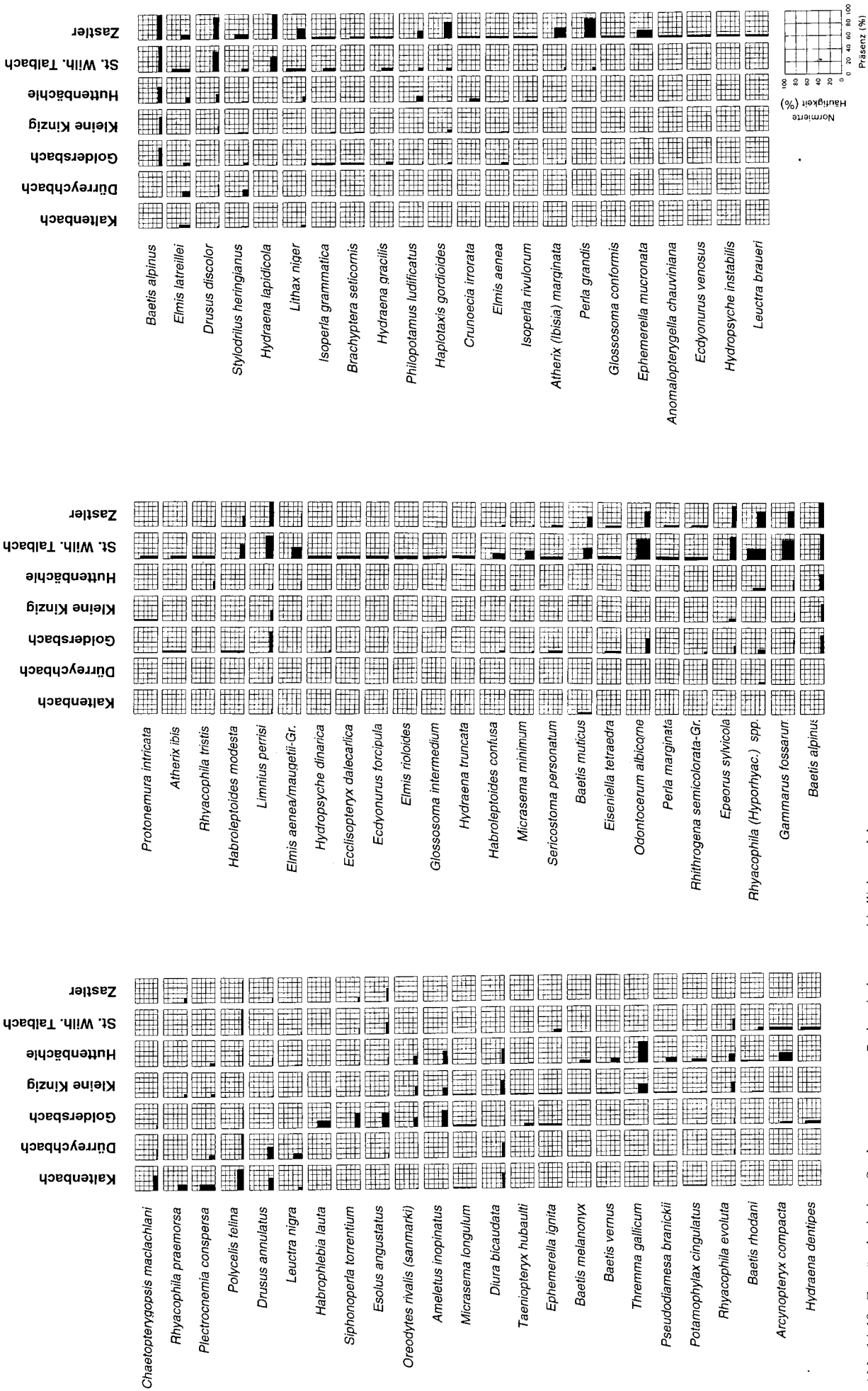


Abb. 14-18: Zooönologisches Strukturgramm der 65 häufigsten Makroinvertebraten aus 10 regelmäßig beprobten Bächen des Diatomeen-Programms. - Horizontal ist die Stetigkeit, vertikal die normierte Individuenzahl (vgl. Kap. Methodik Biologie) aufgetragen. Von links nach rechts nimmt der Säuregrad der Gewässer ab.



**Abb. 14-19:** Zoozöologisches Simultogramm von 7 chemisch unterschiedlichen, elektrolytarmen Schwarzwaldbächen. - In dieser Abbildung sind nur die häufigeren 69 Arten dargestellt. - Von links nach rechts nimmt der Säuregrad der Gewässer ab.

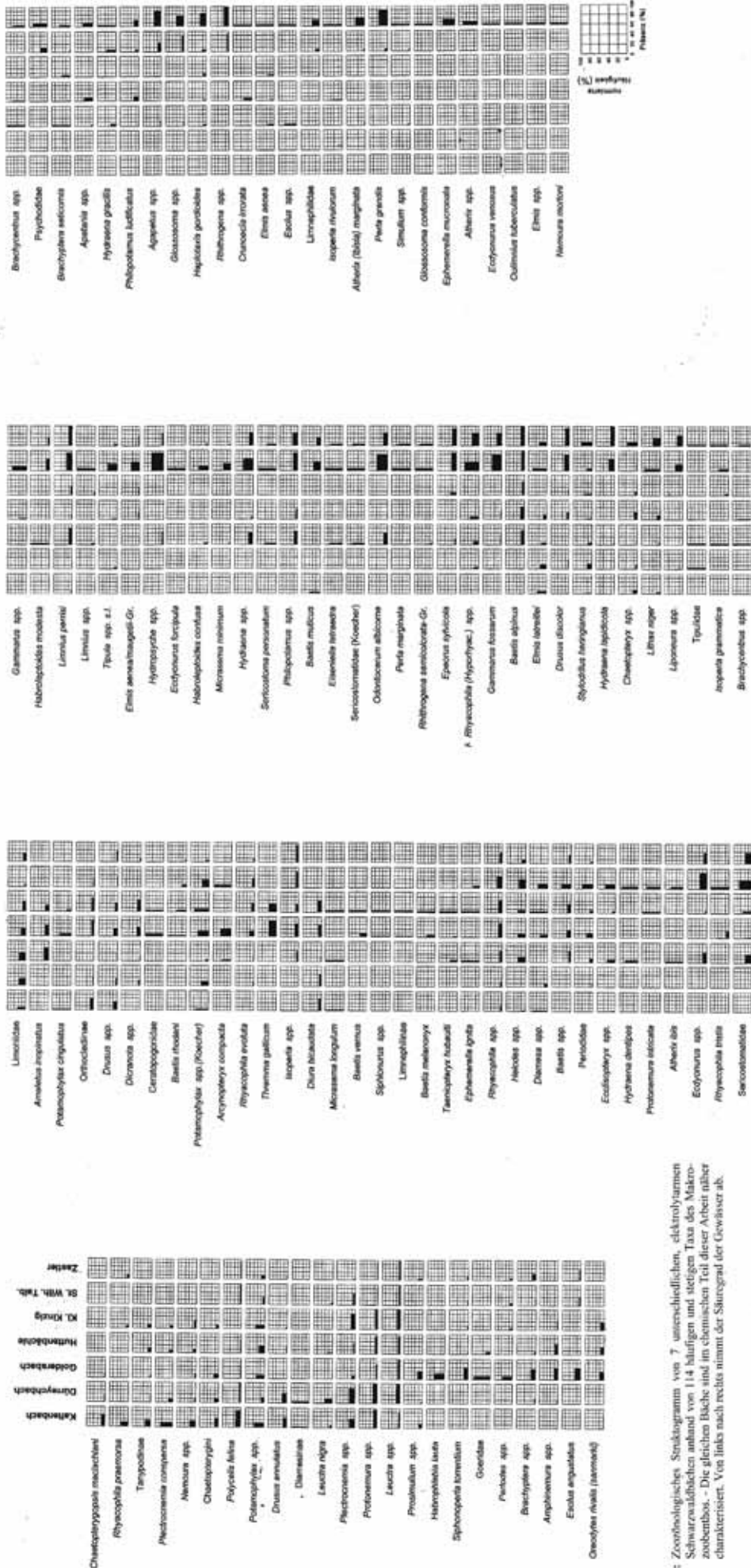


Abb. 14-20: Zoobiologisches Smeklogramm von 7 unterschiedlichen, elektrolytarmen Schwarzwaldflüssen anhand von 114 bläufigen und stetigen Taxa des Makrozoobenthos. - Die gleichen Flüsse sind im ebenenischen Teil dieser Arbeit näher charakterisiert. Von links nach rechts nimmt der Säuregrad der Gewässer ab.

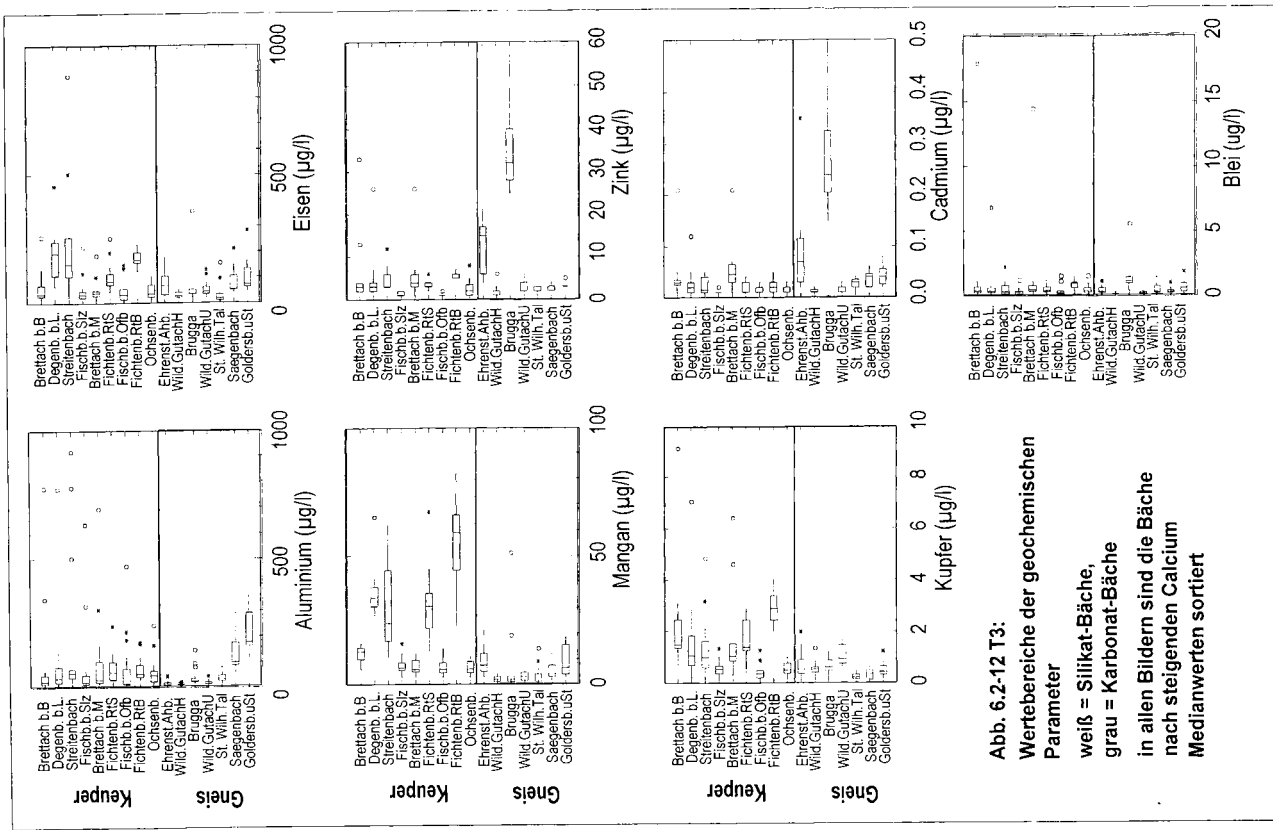


Abb. 14-21: Wertebereiche einiger Schwermetalle in Keuper- und Gneisbächen

## Anhang Tabellen

Tab. 14-1: Geologische Formationen in Baden-Württemb., nach Geol. Übersichtskarte, s.u.

Somnr	Geo	Geologie gemäß Geol. Übersichtskarte B-W 1:500.000	Geo-Nr.	Fluland
1	h	Holozäne Ablagerungen in Talauen	1,01	1
2	hm	Moor, Torf	1,02	1
3	hk	Quellkalk, Kalktuff	1,03	1
4	u	Hangschutt, ..., Schwemmkegel	1,04	1
5	S	Flugsand	1,05	1
6	l/q	Löß, Schwemmlehm	1,06	1
7	l	Löß, Lehm	2,01	6
8	tv	Interglazialer Quellkalk, Travertin	2,02	1
9	Wg	Würmeiszeitl. Schotter, Niederterrasse	2,03	1
10	Wm	Würmeiszeitl. Moräne	2,04	2
11	Rg	Rißeiszeitl. Schotter (Rg)	2,05	3
12	Rm	Rißeiszeitl. Moräne	2,06	3
13	Mg	Mindeleiszeitl. Schotter	2,07	3
14	Mm	Mindeleiszeitl. Moräne	2,08	3
15	Hg	Haslacheiszeitl. Schotter	2,09	3
16	Gg	Günzeiszeitl. Schotter	2,10	3
17	Dg	Donaukaltzeitl. Schotter	2,11	3
18	Bg	Biberkaltzeitl. Schotter	2,12	3
19	q	Quartäre Schotter, ungegliedert	2,13	3
20	Go	Goldshöfer Sande, altpleistozän	2,14	3
21	qa	Altpleistozäne fluviatile Ablagerungen	2,15	3
22	IF	Feuersteinlehm	2,16	3
23	IB	Bohnerzlehm	2,17	3
24	Mo	Pliozän	3,01	3
25	mi	Miozän	3,02	3
26	ol	Oligozän	3,03	3
27	eo	Eozän	3,04	3
28	OS	Obere Süßwassermolasse	4,01	3
29	BM	Brackwassermolasse	4,02	3
30	OM	Obere Meeresmolasse	4,03	3
31	US	Untere Süßwassermolasse	4,04	3
32	UM	Untere Meeresmolasse	4,05	3
33	B	Basalte, Nephelinite	5,01	.
34	T	Tephrit (T), Limburgit (Li)	5,02	.
35	Tr	Phonolith (P), Trachyt (Tr)	5,03	.
36	Ka	Karbonatit	5,04	.
37	E	Essexit	5,05	.
38	Dt	Deckentuff	5,06	.
39	X	Impaktgesteine (Tertiär)	5,07	.
40	e	Nummulithenkalk	6,01	.
41	kro	Oberkreide	6,02	.
42	krm	Mittlere Kreide	6,03	.
43	kru	Unterkreide	6,04	.
44	fo	Oberkreide-Alttertiärflysch	6,05	.
45	fu	Unterkreide-Flysch	6,06	.
46	c	Oberostalpine Kreide	6,07	.
47	kr	Kreidereликte (Außeralpine Kreide)	7,01	.
48	jo	Oberer Jura (Weißer J., Malm) ungegliedert	8,01	4
49	ti	Untertithon (Weißer J. zeta, Malm)	8,02	4
50	M	Mittlerer und Oberer Weißjura (Malm)	8,03	4
51	ki	Kimmeridge (Weißer J. gamma-epsilon)	8,04	4
52	ox	Oxford (Weißer J. alpha-beta)	8,05	4
53	jm	Mittlerer (Brauner) Jura (Dogger)	8,06	5
54	al2	Ober-Aalenium Brauner J. beta) (Dogger)	8,07	5
55	al1	Unter-Aalenium Brauner J. alpha) (Dogger)	8,08	5
56	ju	Unterer (Schwarzer J., Lias)	8,09	5
57	j	Oberostalpiner Jura (Lias)	8,10	5
58	tj	Trias und Jura in Störungszonen (Lias)	8,11	5
59	ko	Oberer Keuper (Rhät)	9,01	6
60	kms	Sandstein Keuper (Coburg-Folge) (km4-5)	9,02	6
61	km3u	Untere Bunte Mergel (Ansbach-Folge)	9,03	6
62	km2	Schilfsandstein (Stuttgart-Folge)	9,04	6
63	km1	Gipskeuper (Grabfeld-Folge)	9,05	6
64	kmt	Tonmergel Keuper (km1-3)	9,06	6
65	km	Mittlerer Keuper (ungegliedert)	9,07	6
66	ku	Unterer Keuper	9,08	6

Fortsetzung der Tabelle auf der nächsten Seite



Sornr	Geo	Geologie gemäß Geol. Übersichtskarte B-W 1:500.000	Geo-Nr.	Fluiand
<b>Fortsetzung Tabelle 15-1</b>				
67	mo	Oberer Muschelkalk	10,01	7
68	mm	Mittlerer Muschelkalk	10,02	7
69	mk	Mittlerer und Oberer Muschelkalk, ungegliedert	10,03	7
70	mu	Unterer Muschelkalk	10,04	7
71	m	Muschelkalk, ungegliedert	10,05	7
72	so	Oberer Buntsandstein	11,01	8
73	sm	Mittlerer Buntsandstein	11,02	8
74	su	Unterer Buntsandstein	11,03	8
75	s	Mittlerer und Unterer Buntsandstein	11,04	8
76	tr	Trias	11,05	8
77	ko'	Oberrhätalk und Kässener Schichten	12,01	.
78	pk	Plattenkalk (Nor)	12,02	.
79	hd	Hauptdolomit (Nor)	12,03	.
80	wk	Wettersteinkalk (Ladin)	12,04	.
81	z	Zechstein	13,01	.
82	ro	Oberrotliegendes	13,02	.
83	ru	Unterrotliegendes	13,03	.
84	r	Rotliegendes	13,04	.
85	cs	Stephan (Ottweiler Schichten)	14,01	.
86	cw	Westfal (Saarbrücker Schichten)	14,02	.
87	co	Oberkarbon	14,03	.
88	cu	Unterkarbon	14,04	.
89	dc	Devon-Karbon	15,01	.
90	dmk	Mittel-bis Oberdevon-Kalk	15,02	.
91	dm	Mitteldevon	15,03	.
92	de2	Ober-Ems	15,04	.
93	de1	Unter-Ems	15,05	.
94	ds	Siegen	15,06	.
95	dg	Gedinne, Unterdevon (du)	15,07	.
96	d	Altpaläozoikum	15,08	.
97	R	Rhyolith (Quarzporphyr)	16,01	9
98	Ve	Intermediäre bis basische Vulkanite, meist effusiv	16,02	9
99	Vi	Intermediäre bis basische Intrusivgesteine	16,03	9
100	V	Intermediäre bis basische Vulkanite	16,04	9
101	br	Pyroklastische Breccien in Schloten	16,05	9
102	Gp	Granitporphyre u. ä. leukograde Ganggesteine, L=Lamprophyre	16,06	9
103	G	Jüngere postorogene Granite	16,07	9
104	Gf	Flasergranitoide	16,08	9
105	G'	Ältere Granite und Migmatitische Granitoide	16,09	9
106	GR	"Randgranit" (Südschwarzwald)	16,10	9
107	Gd	Granodioritische bis tonalitische plutonit- und gangartige Intrusionen	16,11	9
108	Dr	Diorite	16,12	9
109	Gb	Gabbro	16,13	9
110	si	Taunus: Grauer Phyllit, Siur/Unterdevon; Vogesen:Steiger-Schiefer, Ordovicium-Silur	17,01	10
111	pc	Weiler-Schiefer (Vogesen), Präkambrium-Altpaläozoikum	17,02	10
112	as	"Alte Schiefer" (Südschwarzwald, altpaläozoisch?)	17,03	10
113	ms	Metasedimente, z.T. mit Metavulkaniten	17,04	10
114	msq	Quarzit-Glimmerschiefer-Gruppe (Spessart, Präkambrium-Ordovicium)	17,05	10
115	ka	Kataklasit	17,06	10
116	K	Marmor, Kalksilikatfels	17,07	10
117	am	Amphibolite und Serpentinite	17,08	10
118	di	Diatexite und Syntexite	17,09	10
119	gn'	Überwiegend Flasergneise (Orthogneise)	17,10	10
120	gn-	Gneise, ungegliedert, meist Paragneise, überwiegend leukokrat	17,11	10
121	gn	Gneise, ungegliedert, meist Paragneise	17,11	10

**Quelle:** Geologische Übersichtskarte von Baden-Württemberg, Maßstab 1:500.000, Geologisches Landesamt Baden-Württemberg (Hrsg.) (1989)

### Erläuterung

Sornr: Sortier-Nr. nach geolog. Alter, Geo: Abkürzung der geol. Formation aus Geol. Übersichtskarte B-W, Geologie: geol. Formation gemäß Geol. Übersichtskarte B-W, Geo-Nr.: eigene Sortiernr. zum Sortieren von Gewässern u. biol. Daten nach geol. Formation, Fluland: Fließgewässerlandschaft, siehe auch **Tab. 3-3**

**Tab. 14-2:** Konzentrationsbereiche wichtiger chemischer belastungsindizierender Wasserinhaltsstoffe in den 7 Gewässergüteklassen nach LAWA - Daten von 1988-1991 (nach UM & LFU, 1992).

Güteklasse	Statistische Werte	DOC (mg/l)	BSB <sub>5</sub> (mg/l)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (mg/l)	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N (mg/l)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N (mg/l)	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P (mg/l)	Cl <sup>-</sup> (mg/l)
	n	91	49	93	93	92	93	93
I	Median	1,4	0,7	<0,1	<0,01	0,9	0,02	4,5
	C25-C75	1,1 - 1,9	0,3 - 1,7	<0,1 - <0,1	<0,01 - <0,01	0,6 - 1,4	<0,01 - 0,04	2,2 - 5,9
	C 5 -C95	0,7 - 3,9	0,2 - 4,0	<0,1 - 0,1	<0,01 - 0,01	0,3 - 2,6	<0,01 - 0,10	1,5 - 11,7
	n	118	64	127	129	129	132	132
I-II	Median	1,6	1,3	<0,1	<0,01	1,6	0,03	6,6
	C25-C75	1,3 - 2,1	0,5 - 2,0	<0,1 - <0,1	<0,01 - <0,01	0,9 - 2,5	0,01 - 0,07	4,2 - 11,2
	C 5 -C95	0,7 - 3,1	0,3 - 4,1	<0,1 - 0,1	<0,01 - 0,04	0,6 - 6,5	<0,01 - 0,23	2,7 - 27,7
	n	345	331	532	582	582	585	585
II	Median	1,8	1,7	<0,1	0,02	3,6	0,07	23,9
	C25-C75	1,3 - 2,6	1,0 - 2,8	<0,1 - 0,1	<0,01 - 0,04	2,0 - 5,5	0,03 - 0,16	10,4 - 36,4
	C 5 -C95	0,8 - 6,7	0,3 - 6,1	<0,1 - 0,7	<0,01 - 0,11	0,8 - 9,5	0,01 - 0,56	4,2 - 73,4
	n	160	143	212	220	220	220	220
II-III	Median	2,2	2,1	<0,1	0,03	4	0,1	28,9
	C25-C75	1,6 - 3,2	1,4 - 4,0	<0,1 - 0,2	<0,01 - 0,08	2,3 - 5,5	0,03 - 0,28	20,1 - 46,1
	C 5 -C95	1,0 - 6,7	0,5 - 6,7	<0,1 - 1,4	<0,01 - 0,30	1,0 - 8,9	0,01 - 0,82	8,1 - 88,3
	n	56	62	82	86	86	85	87
III	Median	2,8	3,6	0,4	0,11	5,1	0,26	38,8
	C25-C75	2,0 - 4,0	2,2 - 5,3	0,1 - 1,4	0,04 - 0,22	3,0 - 7,7	0,15 - 0,51	27,3 - 67,6
	C 5 -C95	1,1 - 7,4	0,9 - 7,6	<0,1 - 4,2	0,01 - 0,70	1,6 - 10,7	0,01 - 0,82	14,8 - 122,9
	n	11	6	12	12	11	11	11
III-IV	Median	3,6	5,1	1,5	0,18	6,1	0,19	68,4
	C25-C75	2,7 - 6,6	2,8 - 6,5	0,8 - 3,6	0,09 - 0,28	3,0 - 8,0	0,12 - 0,56	36,0 - 106,1
	C 5 -C95	*	*	*	*	*	*	*
	n	9	8	9	9	9	9	9
IV	Median	8,1	6,1	5	0,11	5,8	0,68	173,7
	C25-C75	2,4 - 9,5	5,8 - 7,6	0,2 - 23,3	0,06 - 1,37	0,3 - 13,4	0,20 - 2,00	63,9 - 230,2
	C 5 -C95	*	*	*	*	*	*	*

**Erläuterung:** \*: zu wenig Werte, N: Anzahl der Werte, C25-C75: 25%-bis 75%-Perzentile, C5-C95: 5%-bis 95%-Perzentile

**Tab. 14-3:** Frequenz/Stetigkeitstabelle der Diatomeen-Proben von 1986 aus dem Kaltenbach (812ac) (nach ENGELBERG, 1987).

Frequenz-Stetigkeits-Tabelle

Ort: Kaltenbach (812ac) ( Stetigkeit (I-V) / mittlere Dominanz (%) )

Taxon:	Datensatz Nr. :	16	46	95	117	40	96	71	54	57	:Stet./Mittel
<i>Achnanthes austriaca</i> . . . . .	:	-	+	+	+	3	5	+ 14.5	7.5	:	V / 3.3
<i>Achnanthes lanceolata</i> var. <i>lanceolata</i> . . . . .	:	4	-	-	+	-	1	-	-	+	III / .6
<i>Achnanthes</i> ( <i>lanceolata</i> var.) <i>rostrata</i> . . . . .	:	-	+	2	-	+	-	-	.5	-	III / .3
<i>Achnanthes minutissima</i> . . . . .	:	-	-	+	-	-	+	1.5	+ 49.5	:	III / 5.7
<i>Achnanthes minutissima</i> fo. <i>microcephala</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	/ -
<i>Achnanthes saxonica</i> . . . . .	:	2	-	.5	-	-	-	-	-	-	II / .3
<i>Amphora pediculus</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	/ -
<i>Anomoeoneis brachysira</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	+	-	I / +
<i>Cocconeis placentula</i> . . . . .	:	+	-	-	-	-	-	-	-	-	I / +
<i>Cymbella minuta</i> (Hilse) . . . . .	:	+	-	-	-	+	-	-	-	5	II / .6
<i>Cymbella silesiaca</i> (Bleisch) . . . . .	:	-	-	-	-	+	-	-	-	+	II / +
<i>Cymbella sinuata</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	/ -
<i>Diatoma hiemale</i> . . . . .	:	4	-	1	-	+	1	+	+	+	IV / .7
<i>Eunotia exigua</i> . . . . .	:	12	5	47.5	31	9.5	22	11	15	14	V / 16.6
<i>Eunotia incisa</i> . . . . .	:	-	+	-	.5	+	-	+	+	-	III / .1
kleine <i>Eunotia</i> ( <i>E. bilunaris</i> ?) . . . . .	:	63.5	90	42	59.5	77	41.5	46	59.5	13	V / 54.6
<i>Eunotia lunaris</i> . . . . .	:	-	-	.5	4	-	2	+	1	-	III / .8
<i>Eunotia pectinalis</i> . . . . .	:	-	-	-	-	+	-	-	+	-	II / +
<i>Eunotia</i> ( <i>exigua</i> var.) <i>tenella</i> . . . . .	:	+	-	1	-	8	1.5	+	-	-	III / 1.2
<i>Eunotia glacialis</i> . . . . .	:	-	+	-	-	-	-	-	-	-	I / +
<i>Fragilaria capucina</i> f. var. <i>vaucheriana</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-	1	I / .1
<i>Fragilaria virescens</i> . . . . .	:	-	-	.5	-	+	.5	-	-	-	II / .1
<i>Fragilaria ulna</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	/ -
<i>Gomphonema angustatum</i> . . . . .	:	-	-	-	-	+	-	-	-	1	II / .1
<i>Gomphonema olivaceum</i> . . . . .	:	1	-	-	-	-	-	-	-	-	I / .1
<i>Gomphonema parvulum</i> . . . . .	:	+	-	-	-	.5	.5	-	-	-	II / .1
<i>Melosira distans</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	/ -
<i>Meridion circulare</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	1	3	II / .4
<i>Navicula cryptocephala</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	/ -
<i>Navicula gregaria</i> . . . . .	:	+	-	+	-	-	-	-	-	-	II / +
<i>Navicula lanceolata</i> . . . . .	:	1	-	+	-	-	-	-	+	-	II / .1
<i>Navicula minima</i> fo. <i>minima</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	/ -
<i>Navicula minima</i> fo. <i>tantula</i> . . . . .	:	-	-	1	-	-	-	-	-	-	I / .1
<i>Navicula minuscula</i> var. <i>minuscula</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	/ -
<i>Navicula minuscula</i> var. <i>muralis</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	/ -
<i>Navicula atomus</i> var. <i>permitis</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	/ -
<i>Navicula rhynchocephala</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	/ -
<i>Navicula saprophila</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	/ -
<i>Navicula subminuscula</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	/ -
<i>Nitzschia acidoclinata</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	/ -
<i>Nitzschia archibaldii</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	/ -
<i>Nitzschia frustulum</i> var. <i>inconspicua</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	/ -
<i>Nitzschia gandersheimensis</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	/ -
<i>Nitzschia hantzschiana</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	/ -
<i>Nitzschia linearis</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	/ -
<i>Nitzschia palea</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	/ -
<i>Nitzschia paleacea</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	/ -
<i>Pinnularia interrupta</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	/ -
<i>Pinnularia microstauron</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	/ -
<i>Pinnularia subcapitata</i> . . . . .	:	6.5	-	3	.5	.5	10	16.5	2	3	V / 4.7
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	/ -
<i>Stauroneis anceps</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	/ -
<i>Stauroneis thermicola</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	/ -
<i>Surirella linearis</i> . . . . .	:	-	+	-	+	+	+	+	+	+	IV / +
<i>Surirella ovata</i> . . . . .	:	-	-	+	-	-	-	-	-	-	I / +
<i>Tabellaria flocculosa</i> . . . . .	:	1	-	+	+	+	1	3	-	+	IV / .6

**Tab. 14-4:** Frequenz/Stetigkeitstabelle der Diatomeen-Proben von 1986 aus der Großen Enz (812b) (nach ENGELBERG, 1987).

Frequenz-Stetigkeits-Tabelle

Ort: Gr.Enz(812b) ( Stetigkeit (I-V) / mittlere Dominanz (%) )

Taxon:	Datensatz Nr. :	126	118	39	130	87	88	93	79
<i>Achnanthes austriaca</i> . . . . .	:	-	-	-	-	1	-	-	+
<i>Achnanthes lanceolata</i> var. <i>lanceolata</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	+	-	+
<i>Achnanthes</i> ( <i>lanceolata</i> var.) <i>rostrata</i> . . . . .	:	1.5	-	-	-	.5	1.5	1	+
<i>Achnanthes minutissima</i> . . . . .	:	37.5	+	-	17	19	+	.5	6
<i>Achnanthes minutissima</i> fo. <i>microcephala</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Achnanthes saxonica</i> . . . . .	:	1	-	-	+	1.5	-	1	+
<i>Amphora pediculus</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Anoseoneis brachysira</i> . . . . .	:	+	-	-	-	.5	-	-	-
<i>Cocconeis placentula</i> . . . . .	:	+	-	-	-	-	-	+	-
<i>Cymbella minuta</i> (Hilse) . . . . .	:	21	+	.5	29.5	1.5	1	2	3.5
<i>Cymbella silesiaca</i> (Bleisch) . . . . .	:	1.5	+	+	2	+	+	1	+
<i>Cymbella sinuata</i> . . . . .	:	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Diatoma hienale</i> . . . . .	:	21.5	98.5	97	43.5	57	89.5	73.5	41
<i>Eunotia exigua</i> . . . . .	:	.5	-	-	+	.5	+	.5	+
<i>Eunotia incisa</i> . . . . .	:	-	-	-	-	+	+	-	-
kleine <i>Eunotia</i> ( <i>E. bilunaris</i> ?) . . . . .	:	+	-	-	+	5.5	1	3	1.5
<i>Eunotia lunaris</i> . . . . .	:	-	-	-	-	.5	+	-	-
<i>Eunotia pectinalis</i> . . . . .	:	1	-	-	+	-	-	.5	+
<i>Eunotia</i> ( <i>exigua</i> var.) <i>tenella</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eunotia glacialis</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Fragilaria capucina</i> & var. <i>vaucheriae</i> . . . . .	:	.5	1	+	1	7.5	.5	3	4
<i>Fragilaria virescens</i> . . . . .	:	+	-	-	-	.5	-	+	+
<i>Fragilaria uina</i> . . . . .	:	+	+	+	+	-	-	.5	+
<i>Gomphonema angustatum</i> . . . . .	:	+	+	+	1	-	+	+	.5
<i>Gomphonema olivaceum</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gomphonema parvulum</i> . . . . .	:	1.5	+	+	2	.5	1	3.5	18
<i>Melosira distans</i> . . . . .	:	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Meridion circulare</i> . . . . .	:	+	2.5	1.5	.5	+	+	.5	2
<i>Navicula cryptocephala</i> . . . . .	:	+	-	+	.5	+	+	1	.5
<i>Navicula gregaria</i> . . . . .	:	+	-	+	+	-	+	-	+
<i>Navicula lanceolata</i> . . . . .	:	-	-	-	-	+	+	-	+
<i>Navicula minima</i> fo. <i>minima</i> . . . . .	:	6	-	-	-	1	-	.5	-
<i>Navicula minima</i> fo. <i>tantula</i> . . . . .	:	-	-	-	1	-	2	-	3
<i>Navicula minuscula</i> var. <i>minuscula</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Navicula minuscula</i> var. <i>muralis</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	.5	-	+
<i>Navicula atomus</i> var. <i>permitis</i> . . . . .	:	1	-	-	-	-	1	-	+
<i>Navicula rhynchocephala</i> . . . . .	:	+	-	+	+	.5	+	+	+
<i>Navicula saprophila</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	14.5
<i>Navicula subminuscula</i> . . . . .	:	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Nitzschia acidoclinata</i> . . . . .	:	-	-	-	-	+	-	-	+
<i>Nitzschia archibaldii</i> . . . . .	:	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia frustulum</i> var. <i>inconspicua</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia gandersheimiensis</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia hantzschiana</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	.5	-	+
<i>Nitzschia linearis</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia palee</i> . . . . .	:	-	-	-	1	-	+	+	.5
<i>Nitzschia paleacea</i> . . . . .	:	+	-	-	-	+	-	-	+
<i>Pinnularia interrupta</i> . . . . .	:	-	-	-	+	-	-	-	+
<i>Pinnularia microstauron</i> . . . . .	:	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pinnularia subcapitata</i> . . . . .	:	+	-	+	+	.5	1.5	2	3
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stauroneis anceps</i> . . . . .	:	+	-	-	+	-	+	-	+
<i>Stauroneis thermicola</i> . . . . .	:	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Surirella linearis</i> . . . . .	:	+	-	-	+	-	+	.5	+
<i>Surirella ovata</i> . . . . .	:	+	-	-	-	-	+	.5	+
<i>Tabellaria flocculosa</i> . . . . .	:	+	-	-	-	-	-	.5	+

Tab. 14-5: Übersicht über einige ökologische Bewertungsansätze in verschiedenen europäischen Ländern.

Bewertungs-Prinzip/-Basis	[1]	[2]	[3]	[4]	[5]	[6]	[7]	[8]	[9]	[10]	[11]	[12]	[13]	[14]	[15]	[16]	[17]	[18]	[19]	[20]	[21]	[22]	[23]	[24]	[25]	[26]	[27]
Naturhöhe	X			X 5 Kl.	X	X 7 Kl.	X	X	X	X		X 4 Kl.	X 5 Kl.	X 5 Kl.	X 5 Kl.	X 7 Kl.	X 7 Kl.	X	X 5 Kl.	X 4 Kl.	X 5 Kl.	X 5 Kl.		X 5 Kl.			
Gewässerspezifisierung	X		n. Fr.	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X 5 Kl.	X	X	
Vergleich ist. Soll Zustand	X		n. Fr.	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Einheitsverfahren	X		n. Fr.	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Nutzungsbezogene Bewertung	X			X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Beschreibung versch. Methoden				X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<b>Bewertungsverfahren</b>																											
Erzugsgebiet			n. Fr.	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Tierraum			n. Fr.	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Gewässer			n. Fr.	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<b>Bewertungskriterien</b>																											
Biologie																											
Vegetation:		X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Gehölze		X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Macrophyten / Gewässer		X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Diatomeen								X																			
Spez. Tiergruppen / Litoral			n. Fr.	X	X	X	X	X	X	X																	
Spez. Tiergruppen / Gewässer			n. Fr.	X	X	X	X	X	X	X																	
Macroinvertebraten / Gewässer			n. Fr.	X	X	X	X	X	X	X																	
Microben / Gewässer								X				X															
Fische								X																			
Emährungsform-Typen								X																			
Rheologische Arten								X																			
Rede-Liste-Arten								X																			
Diversität								X																			
Klima								X																			
Temperatur								X																			
Morphologie								X																			
Geologie								X																			
Geomorphologie			n. Fr.	X	X	X	X	X	X	X																	
angrenzende Nutzung			n. Fr.	X	X	X	X	X	X	X																	
Hydrologie			n. Fr.	X	X	X	X	X	X	X																	
Hydraulik			n. Fr.	X	X	X	X	X	X	X																	
Vernetzung			n. Fr.	X	X	X	X	X	X	X																	
Längenzonierung			n. Fr.	X	X	X	X	X	X	X																	
Luftverweilung			n. Fr.	X	X	X	X	X	X	X																	
Lignosporii			n. Fr.	X	X	X	X	X	X	X																	
Quersporii			n. Fr.	X	X	X	X	X	X	X																	
Substrat			n. Fr.	X	X	X	X	X	X	X																	
Störung			n. Fr.	X	X	X	X	X	X	X																	
Vierentwicklung			n. Fr.	X	X	X	X	X	X	X																	
Wenbiotopie			n. Fr.	X	X	X	X	X	X	X																	
Strukturvielfalt				X	X	X	X	X	X	X																	
Verbauung			n. Fr.	X	X	X	X	X	X	X																	
Chemie								X																			
Geochemie Ca, Mg, SO4 usw.								X																			
Belastungsparameter BSB5 usw.								X																			
Leitungsparameter NO3, PO4 usw.								X																			
Xenobiotische Verbind. / Pestizide								X																			
Sauerstoff								X																			
pH-Wert								X																			
Belastung			n. Fr.	X	X	X	X	X	X	X																	
Saprobie				X	X	X	X	X	X	X																	
Toxikologie				X	X	X	X	X	X	X																	
Salz				X	X	X	X	X	X	X																	
Säure				X	X	X	X	X	X	X																	
Blau				X	X	X	X	X	X	X																	
Toxizität				X	X	X	X	X	X	X																	
Gebirgsspezifische Stoffe				X	X	X	X	X	X	X																	
sonstige				X	X	X	X	X	X	X																	

Erfäuterung: X=wesentlich, x=berücksichtigt, Kl.=Klassen, n. Fr.=nach Fragestellung  
 LÖ.F.=Ö.F&U.WA (1985), s. Literaturverzeichnis

**Literatur zu Tab. 14-5****Erläuterung zu Tab. 14-5:** [Nr.in Tabelle 14-5] Autor (Jahr)

[1] FRIEDRICH (1992), [2] KRAUSE (1992), [3] KONOLD (1992), [4] BAUER (1992), [5] BRAUKMANN (1992), [6] WERTH (1992), [7] LÖLF & LWA (1985), [8] TOLKAMP et al.(1992), [9] HIGLER & VERDONSCHOT (1992), [10] FRUTIGER (1992), [11] KLAPPER (1992), [12] NESS & GEBHARDT (1992), [13] BÖTTGER (1992), [14] ROSE (1992), [15] DARSCHNIK et al. (1992), [16] MAUCH (1992), [17] WILD et al. (1992), [18] FRANZ (1992), [19] ESSER & HÜSING (1992), [20] GREUNER-PÖNICKE (1992), [21] MEYER (1992), [22] PFLUG et al. (1992), [23] SCHWEDER (1992), [24] TITTIZER & BANNING (1992), [25] LACOMBE (1992), [26] BOHL et al. (1992), [27] v. TÜMLING (1992)

**Tab. 14-6:** Liste der biologischen Säureindikatoren, Makroinvertebraten. – Unter mehreren Bundesländern (im LAWA-AK) abgestimmte, aktuelle Fassung, Stand 1998.

EDV Nr.	Taxon	Säure-Klasse
1005	<i>Ancylus fluviatilis</i>	1
379	<i>Atherix ibis</i>	1
938	<i>Atherix marginata</i>	1
173	<i>Baetis fuscatus</i>	1
355	<i>Baetis niger</i>	1
1009	<i>Bithynia tentaculata</i>	1
47	<i>Ephemera danica</i>	1
1	<i>Ephemerella ignita</i>	1
772	<i>Eusimulium costatum</i>	1
740	<i>Habroleptoides confusa</i>	1
10179	<i>Nevermannia costata</i>	1
336	<i>Perla</i> spp.	1
143	<i>Perla marginata</i>	1
1083	<i>Physa fontinalis</i>	1
465	<i>Rhithrogena hybrida</i>	1
756	<i>Simulium reptans</i>	1
538	<i>Simulium variegatum</i>	1
1012	<i>Sphaerium corneum</i>	1
529	<i>Synagapetus iridipennis</i>	1
553	<i>Synagapetus</i> spp.	1
7	<i>Baetis</i> spp.	2
276	<i>Baetis alpinus</i>	2
300	<i>Baetis melanonyx</i>	2
348	<i>Baetis muticus</i>	2
107	<i>Baetis rhodani</i>	2
174	<i>Baetis tenax</i>	2
278	<i>Baetis vernus</i>	2
1067	<i>Bythinella</i> spp.	2
252	<i>Centropitulum luteolum</i>	2
180	<i>Cordulegaster boltoni</i>	2
397	<i>Dinocras cephalotes</i>	2
108	<i>Ecdyonurus</i> spp.	2
573	<i>Ecdyonurus venosus</i> Gruppe	2
34	<i>Epeorus sylvicola</i>	2
131	<i>Ephemerella mucronata</i>	2
1001	<i>Gammarus fossarum</i>	2
193	<i>Habrophlebia lauta</i>	2
138	<i>Hydraena</i> spp.	2
951	<i>Hydraena dentipes</i>	2
89	<i>Hydraena gracilis</i>	2
9	<i>Hydropsyche</i> spp.	2
849	<i>Hydropsyche instabilis</i>	2
116	<i>Hydropsyche saxonica</i>	2
957	<i>Hydropsyche silfvenii</i>	2
636	<i>Hydropsyche tenuis</i>	2
376	<i>Liponeura</i> spp.	2
448	<i>Micrasema longulum</i>	2
996	<i>Odagmia ornata</i>	2
766	<i>Odagmia spinosa</i>	2
1037	<i>Pisidium</i> spp.	2
1006	<i>Radix peregra</i>	2
10079	<i>Rhithrogena picteti</i>	2
20	<i>Rhithrogena semicolorata</i>	2
731	<i>Rhithrogena semicolorata</i> Gr.	2
244	<i>Rhyacophila tristis</i>	2

EDV Nr.	Taxon	Säure-Klasse
10187	<i>Simulium ornatum</i>	2
10188	<i>Simulium trifasciatum</i>	2
402	<i>Taeniopteryx hubaulti</i>	2
105	<i>Tinodes</i> spp.	2
805	<i>Tinodes rostocki</i>	2
966	<i>Ameletus inopinatus</i>	3
128	<i>Amphinemura</i> spp.	3
168	<i>Amphinemura standfussi</i>	3
170	<i>Amphinemura sulcicol. tria.</i>	3
169	<i>Amphinemura sulcicollis</i>	3
788	<i>Amphinemura triangularis</i>	3
720	<i>Anomalopterygella chauvinia.</i>	3
161	<i>Apatania</i> spp.	3
59	<i>Apatania fimbriata</i>	3
953	<i>Capnia vidua</i>	3
675	<i>Deronectes platynotus</i>	3
9212	<i>Diplectrona felix</i>	3
717	<i>Drusus chrysotus</i>	3
548	<i>Ecclisopteryx</i> spp.	3
921	<i>Ecclisopteryx guttulata</i>	3
718	<i>Ecclisopteryx madida</i>	3
10670	<i>Electrogena</i> spp.	3
289	<i>Elmis aenea</i>	3
576	<i>Elmis maugetii</i> Gruppe	3
133	<i>Esolus angustatus</i>	3
774	<i>Eusimulium brevidens</i>	3
15	<i>Halesus</i> spp.	3
1101	<i>Haplotaxis gordioides</i>	3
256	<i>Helodes</i> spp.	3
139	<i>Isoperla</i> spp.	3
258	<i>Isoperla goertzi</i>	3
178	<i>Isoperla oxylepis</i>	3
196	<i>Isoperla rivulorum</i>	3
515	<i>Isoperla silesica</i>	3
669	<i>Leptophlebia</i> spp.	3
701	<i>Leptophlebia marginata</i>	3
961	<i>Leptophlebia vespertina</i>	3
141	<i>Limnius perrisi</i>	3
703	<i>Lithax niger</i>	3
10176	<i>Nevermannia brevidens</i>	3
1121	<i>Niphargus</i> spp.	3
152	<i>Odontocerum albicorne</i>	3
10071	<i>Oreodytes sanmarki</i>	3
342	<i>Philopotamus</i> spp.	3
960	<i>Philopotamus montanus</i>	3
21	<i>Platambus maculatus</i>	3
158	<i>Procloeon bifidum</i>	3
240	<i>Protonemura intricata</i>	3
241	<i>Protonemura nitida</i>	3
9225	<i>Pseudodiamesa branickii</i>	3
408	<i>Sericostoma</i> spp.	3
246	<i>Sericostoma personatum</i>	3
5	<i>Silo</i> spp.	3
265	<i>Silo pallipes</i>	3
761	<i>Simulium argyreatum</i>	3

Fortsetzung Tab. 14-6: Liste der biologischen Säureindikatoren, Makroinvertebraten. – Unter mehreren Bundesländern (im LAWA-AK) abgestimmte, aktuelle Fassung, Stand 1998.

EDV Nr.	Taxonname	Säure-Klasse
759	<i>Simulium maximum</i>	3
994	<i>Simulium rheophilum</i>	3
539	<i>Simulium tuberosum</i>	3
982	<i>Siphonurus</i> spp.	3
99	<i>Siphonurus lacustris</i>	3
617	<i>Siphonoperla</i> spp.	3
109	<i>Siphonoperla torrentium</i>	3
945	<i>Adicella reducta</i>	4
165	<i>Agabus</i> spp.	4
54	<i>Agabus guttatus</i>	4
581	<i>Allogamus uncatus</i>	4
129	<i>Anacaena globulus</i>	4
9198	<i>Arcynopteryx compacta</i>	4
176	<i>Brachyptera risi</i>	4
422	<i>Brachyptera seticornis</i>	4
626	<i>Chaetopterygini</i>	4
964	<i>Chaetopterygopsis maclachlani</i>	4
494	<i>Chaetopteryx</i> spp.	4
528	<i>Chaetopteryx major</i>	4
42	<i>Chaetopteryx villosa</i>	4
132	<i>Dicranota</i> spp.	4
283	<i>Drusus</i> spp.	4
923	<i>Drusus annulatus</i>	4
530	<i>Drusus biguttatus</i>	4
773	<i>Eusimulium carpathicum</i>	4
734	<i>Eusimulium crenobium</i>	4
10074	<i>Eusimulium naturale</i>	4
768	<i>Eusimulium vernum</i>	4
29	<i>Leuctra</i> spp.	4
275	<i>Leuctra braueri</i>	4
400	<i>Leuctra inermis</i>	4
306	<i>Leuctra nigra</i>	4
678	<i>Leuctra rauscheri</i>	4
142	<i>Nemoura</i> spp.	4
225	<i>Nemoura cinerea</i>	4
228	<i>Nemurella pictetii</i>	4
10177	<i>Nevermannia carpathica</i>	4
10180	<i>Nevermannia crenobia</i>	4
10190	<i>Nevermannia naturalis</i>	4
10186	<i>Nevermannia urbana</i>	4
10185	<i>Nevermannia verna</i>	4
144	<i>Plectrocnemia conspersa</i>	4
345	<i>Plectrocnemia geniculata</i>	4
372	<i>Plectrocnemia</i> spp.	4
1016	<i>Polycelis felina</i>	4
10	<i>Potamophylax</i> spp.	4
784	<i>Potamophylax cingulatus</i>	4
236	<i>Potamophylax latipennis</i>	4
765	<i>Prosimulium</i> spp.	4
683	<i>Prosimulium latimucro</i>	4
111	<i>Protonemura</i> spp.	4
830	<i>Protonemura auberti</i>	4
580	<i>Protonemura lateralis</i>	4
628	<i>Pseudopsilopteryx zimmeri</i>	4
11	<i>Rhyacophila</i> spp.	4
611	<i>Rhyacophila (Rhyacophila) spp.</i>	4
243	<i>Rhyacophila dorsalis</i>	4
721	<i>Rhyacophila evoluta</i>	4

EDV Nr.	Taxonname	Säure-Klasse
119	<i>Rhyacophila fasciata</i>	4
949	<i>Rhyacophila glareosa</i>	4
822	<i>Rhyacophila oblitterata</i>	4
466	<i>Rhyacophila praemorsa</i>	4
46	<i>Sialis</i> spp.	4
249	<i>Sialis fuliginosa</i>	4
248	<i>Sialis lutaria</i>	4
758	<i>Simulium monticola</i>	4
536	<i>Simulium noelleri</i>	4
1106	<i>Stylodrilus heringianus</i>	4
967	<i>Thremma gallicum</i>	4
474	<i>Velia</i> spp.	4
147	<i>Velia caprai</i>	4

DV Nr.	„Graue Liste“ Taxonname	Säure-Klasse
22	<i>Agapetus</i> spp.	1 / 2
55	<i>Agapetus fuscipes</i>	1 / 2
339	<i>Agapetus ochripes</i>	1 / 2
1011	<i>Dugesia gonocephala</i>	1 / 2
114	<i>Glossosoma</i> spp.	1 / 2
917	<i>Glossosoma conformis</i>	1 / 2
735	<i>Glossosoma intermedium</i>	1 / 2
449	<i>Micrasema minimum</i>	2 / 3
325	<i>Perlodes</i> spp.	2 / 3
235	<i>Perlodes microcephalus</i>	2 / 3
458	<i>Philopotamus ludificatus</i>	2 / 3
462	<i>Ptilocolepus granulatus</i>	2 / 3
396	<i>Diura bicaudata</i>	3 / 4
430	<i>Drusus discolor</i>	3 / 4
197	<i>Elmis latreillei</i>	3 / 4
771	<i>Eusimulium cryophilum</i>	3 / 4
662	<i>Leuctra pseudocingulata</i>	3 / 4
10181	<i>Nevermannia cryophila</i>	3 / 4
77	<i>Glossosoma boltoni</i>	- / 1
848	<i>Hydropsyche siltalai</i>	- / 2
995	<i>Prosimulium hirtipes</i>	- / 2
390	<i>Rhithrogena</i> spp.	- / 2
272	<i>Rhithrogena iridina</i>	- / 2
670	<i>Ecdyonurus lateralis</i> -Gruppe	- / 3
237	<i>Potamophylax luctuosus</i>	- / 3
238	<i>Potamophylax nigricornis</i>	- / 3
764	<i>Prosimulium rufipes</i>	- / 3
763	<i>Prosimulium tomosvaryi</i>	- / 3
748	<i>Rhithrogena loyolaea</i>	- / 3
574	<i>Rhithrogena loyolaea</i> -Gruppe	- / 3

#### Erläuterung zur Graue Liste:

Die Taxa in dieser Liste werden von verschiedenen Ländern unterschiedlich eingestuft, 1 / 2 bedeutet: Säureklasse 1 oder 2  
Die **fettgedruckten** Werte in der „grauen Liste“ werden in Baden-Württemberg angewandt



**Tab. 14-7:** Liste der Untersuchungsstellen des Versauerungsprogramms, Probestellen nach der vorherrschenden geologischen Formation ihrer Einzugsgebiete sortiert. - Datengrundlage für die Graphiken der geochemischen Karten (Abb. 7-19 bis Abb. 7-24) sowie der Beziehungen zwischen biologischer Säureklassen und chemischen Kenngrößen in Abb. 7-84 und Abb. 7-85. Die Liste umfasst 2 Seiten



GCODE	lon	RW	HW	FLUSS	LAGE	ORT	FLUEND	EIGE1	GRK9	VS98	pH	4-LLF	GH (C° * mg *)	KS <sub>3</sub>	HCO <sub>3</sub>	V	AR	Ca*	Mg*	Na	K	N	NO <sub>2</sub>	NO <sub>3</sub>	SO <sub>4</sub>	Cl	SMK <sub>15h</sub>	COL-PH	COL-K <sub>0.3</sub>	COL-K <sub>0.1</sub>	COL-V	
MA060	84	342598	538523	Kelchbach	uh	Kirchheimswann	9.0:5	su	1	2	7,05	55,3	0,36	0,29	0,24	2,09	0,79	0,23	0,13	0,03	0,04	0,0052	0,09	0,12	0,05	1,57	bau	orange	orange	rot	rot	
MA040	85	342619	538534	Großbach	in	Großbach	9.0:5	su	1	2	7,05	71,7	0,36	0,29	0,24	1,11	0,81	0,24	0,12	0,19	0,03	0,09	0,23	0,16	0,05	1,57	bau	orange	orange	rot	rot	
IT013	86	350819	543303	Dumfriesbach	bel	Rehof	9.0:5	sm	2	2	6,94	99,5	0,69	0,32	0,27	1,52	0,47	0,49	0,20	0,19	0,06	0,0037	0,10	0,25	0,26	1,78	grün	orange	orange	rot	orange	
YC065	87	3497381	549322	Gränzbach (RO1)	bel	Erbach (GM1)	9.0:5	su	2	2	6,84	106,4	0,74	0,34	0,28	1,31	0,62	0,39	0,13	0,18	0,06	0,0016	0,15	0,25	0,26	1,78	grün	orange	orange	rot	orange	
YD005	88	3503683	547463	Koppbach	bel	Zwingsbach (RO2)	9.0:5	su	2	2	6,85	118,9	0,74	0,34	0,29	1,51	0,46	0,53	0,22	0,15	0,08	0,0016	0,28	0,21	0,28	3,33	grün	orange	orange	rot	orange	
YD015	89	3501713	547930	Hodsbach	bel	Erbach (RO2)	9.0:5	su	2	2	6,81	137,1	0,82	0,36	0,31	1,60	0,44	0,61	0,22	0,26	0,08	0,0016	0,23	0,28	0,13	2,33	grün	orange	orange	rot	orange	
ES040	90	3493200	5471327	Löblich	bel	Waldmossbach (MA1)	9.0:5	so	2	2	6,68	97,8	0,64	0,36	0,31	1,56	0,57	0,45	0,18	0,11	0,03	0,0016	0,19	0,23	0,14	3,85	grün	orange	orange	rot	orange	
IT016	91	3507821	549354	Gölsbach	bel	Eckwald (GA3)	9.0:5	so	2	2	6,71	93,1	0,64	0,36	0,31	1,56	0,57	0,45	0,18	0,11	0,03	0,0016	0,19	0,23	0,14	3,85	grün	orange	orange	rot	orange	
IT010	92	3508236	549108	Wessersgrundbach	bel	Odenwald (WA1)	9.0:5	sm	2	2	6,72	114,1	0,72	0,39	0,34	1,79	0,55	0,50	0,22	0,11	0,04	0,0016	0,17	0,23	0,27	2,49	grün	orange	orange	rot	orange	
EN041	93	3481796	537422	Freienbach	bel	Waldschbach (FO1)	9.0:5	so	2	2	6,72	114,1	0,72	0,39	0,34	1,79	0,55	0,50	0,22	0,11	0,04	0,0016	0,17	0,23	0,27	2,49	grün	orange	orange	rot	orange	
YD006	94	3460637	537942	Nepold	bel	Ergzbach	9.0:5	so	2	2	7,31	87,6	0,50	0,44	0,39	2,52	0,89	0,34	0,16	0,19	0,04	0,0016	0,15	0,10	0,25	8,43	grün	orange	orange	rot	orange	
YD006	95	3508827	537942	Nepold	bel	Weisbach (SE3)	9.0:5	sm	2	2	7,03	94,5	0,69	0,48	0,43	2,46	0,70	0,45	0,23	0,11	0,04	0,0016	0,15	0,10	0,25	8,43	grün	orange	orange	rot	orange	
IT004	96	3503450	543754	Reisenbach	bel	Gambsch, Mündung (Anfonsau) (RE4)	9.0:5	sm	2	2	7,04	127,9	0,84	0,57	0,52	2,05	0,68	0,53	0,29	0,21	0,07	0,0016	0,24	0,42	0,28	4,38	grün	orange	orange	rot	orange	
ES041	97	3492739	547077	Reisenbach	bel	Bammelsbach (RR2)	9.0:5	so	2	2	7,03	160,9	1,11	0,59	0,54	1,68	0,53	0,84	0,29	0,21	0,07	0,0016	0,24	0,42	0,28	4,38	grün	orange	orange	rot	orange	
EZ022	98	3516309	547879	Elz	bel	Rriensbach (EL3)	9.0:5	so	2	2	7,09	178,8	1,23	0,82	0,77	2,33	0,67	0,83	0,40	0,29	0,06	0,0016	0,27	0,25	0,35	5,67	grün	orange	orange	rot	orange	
MO020	100	3510222	547454	Taufelschlö	bel	Pfeifersbach	9.0:5	so	2	2	7,39	150,8	1,08	0,83	0,78	3,07	0,76	0,82	0,27	0,19	0,05	0,0016	0,16	0,19	0,29	4,05	grün	orange	orange	rot	orange	
EZ021	101	3513108	547454	Taufelschlö	bel	Odenwald (TE2)	9.0:5	sm	2	2	7,30	186,5	1,24	0,86	0,83	2,41	0,71	0,90	0,34	0,33	0,12	0,0016	0,23	0,29	0,34	4,00	grün	orange	orange	rot	orange	
EN120	102	3462982	539771	Schnitzbach	uh	Saßbach (TR4)	9.0:5	so	2	2	7,64	242,5	1,52	1,13	1,08	2,65	0,74	1,05	0,46	0,52	0,12	0,0016	0,30	0,28	0,34	7,71	bau	orange	orange	rot	orange	
AC036	103	3442284	5391701	Nebenschbach	uh	Kellersborn	9.0:5	sm	1	4	6,14	32,0	0,18	0,15	0,02	0,98	0,00	0,14	0,04	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	19,40	grün	orange	orange	rot	orange	
AC032	104	3441211	5392592	Blauhof	oh	Odenwald	9.0:5	G	1	4	4,52	50,0	0,15	0,02	0,00	0,98	0,13	0,10	0,05	0,13	0,05	0,02	0,02	0,02	0,02	19,40	grün	orange	orange	rot	orange	
AC032	105	3440845	5393616	Blauhof	oh	Wiedensbach-Mündung	9.0:5	G	1	2	6,01	54,8	0,30	0,03	-0,02	0,95	0,09	0,21	0,09	0,14	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	19,40	grün	orange	orange	rot	orange
AB015	106	3441000	5391078	Blauhof	oh	Bühlerthal	9.0:5	G	1	2	7,04	89,5	0,47	0,03	-0,02	1,33	0,06	0,32	0,15	0,25	0,03	0,0016	0,14	0,21	0,11	5,02	grün	orange	orange	rot	orange	
AB015	107	3430264	5391883	Hirsbachle	oh	Schnofschweg	9.0:5	G	1	3	6,43	50,8	0,20	0,03	-0,02	0,64	0,15	0,14	0,06	0,09	0,01	0,0016	0,12	0,20	0,13	2,52	grün	orange	orange	rot	orange	
AB015	108	3441164	5391883	Hirsbachle	oh	Menzenschwand	9.0:5	G	1	4	7,77	20,0	0,05	0,04	0,01	0,54	0,78	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	14,90	orange	orange	orange	rot	orange	
AB016	109	3433977	5408616	Gutenbach	oh	Blauhof, Odenwald, Schnofsch	9.0:5	R	1	3	6,55	70,5	0,43	0,05	0,00	0,96	0,10	0,30	0,13	0,13	0,12	0,02	0,02	0,02	0,02	2,31	grün	orange	orange	rot	orange	
AB016	110	3436939	5332387	Hirzbach	oh	Blauhof, Baden	9.0:5	G	1	3	5,64	22,0	0,08	0,07	0,02	0,68	0,85	0,05	0,03	0,07	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	5,90	grün	orange	orange	rot	orange
AB016	111	3432845	5294847	Hirzbach	oh	Hirzweg (Erbachle)	9.0:5	G	1	3	6,16	22,0	0,06	0,07	0,02	0,48	1,14	0,04	0,04	0,02	0,07	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	5,50	grün	orange	orange	rot	orange
AB016	112	3436883	5332107	Hirzbach	oh	SI Blauen	9.0:5	G	1	2	6,17	23,0	0,06	0,07	0,02	0,48	1,14	0,04	0,04	0,02	0,07	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	5,50	grün	orange	orange	rot	orange
AB016	113	3432988	5391695	Acher	oh	Erbachle	9.0:5	G	1	3	6,14	107,0	0,28	0,08	0,03	1,45	0,27	0,17	0,10	0,45	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	10,55	grün	orange	orange	rot	orange
AB016	114	3439005	5294266	Stygbach	oh	Schnofsch, süd. Schnitzsee	9.0:5	G	1	2	6,54	25,0	0,06	0,08	0,03	1,45	0,27	0,17	0,10	0,45	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	10,55	grün	orange	orange	rot	orange
AB016	115	3441336	5394130	Witzbach	oh	Herringsbach	9.0:5	G	1	2	6,54	25,0	0,06	0,08	0,03	1,45	0,27	0,17	0,10	0,45	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	10,55	grün	orange	orange	rot	orange
AB016	116	3437568	5392297	Hessach	oh	Herringsbach	9.0:5	G	1	4	6,53	28,5	0,16	0,09	0,04	1,19	0,36	0,09	0,02	0,07	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	16,25	grün	orange	orange	rot	orange
AB016	117	3437568	5392297	Hessach	oh	Neugasthätten, Oberlauf	9.0:5	G	1	4	6,54	19,0	0,16	0,09	0,04	1,19	0,36	0,09	0,02	0,07	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	16,25	grün	orange	orange	rot	orange
AB016	118	3441526	5393745	Flüschbach	oh	Algenstüben	9.0:5	G	1	3	6,45	23,0	0,13	0,11	0,05	1,20	0,85	0,10	0,02	0,05	0,01	0,0016	0,01	0,09	0,02	0,02	7,60	grün	orange	orange	rot	orange
AB016	119	3442100	5392281	Wiesbach	oh	Bühlerthal	9.0:5	G	1	2	6,62	76,0	0,43	0,11	0,06	1,01	0,25	0,32	0,12	0,15	0,03	0,0016	0,14	0,30	0,11	2,80	grün	orange	orange	rot	orange	
AB016	120	3438187	5390602	Wiesbach	oh	Mündung Blauhof (Erbachle)	9.0:5	G	1	2	6,88	41,0	0,22	0,13	0,06	0,98	0,59	0,14	0,07	0,06	0,01	0,0016	0,13	0,17	0,25	2,30	grün	orange	orange	rot	orange	
AB017	121	3433333	5292851	Pfaffenle	bel	SI Blauen	9.0:5	G	1	2	6,64	25,0	0,08	0,14	0,09	0,89	1,66	0,06	0,02	0,09	0,01	0,0016	0,07	0,15	0,07	3,70	grün	orange	orange	rot	orange	
EL101	122	3437539	5390777	Elz	uh	Erbach	9.0:5	G	2	2	6,82	36,8	0,16	0,16	0,11	1,22	0,97	0,10	0,06	0,08	0,03	0,0016	0,04	0,09	0,03	11,10	grün	orange	orange	rot	orange	
MA047	123	3448824	5404568	Saßbach	uh	Saßbach	9.0:5	ro	2	2	7,35	147,8	1,04																			

Die folgenden 6 Tafeln zeigen eine Auswahl von Bioindikatoren aus der Gruppe der benthischen Makroinvertebraten verschiedener taxonomischer Kategorien, die für die biologische Bewertung des Säurezustands kleiner elektrolytarmer Fließgewässer herangezogen wurden.

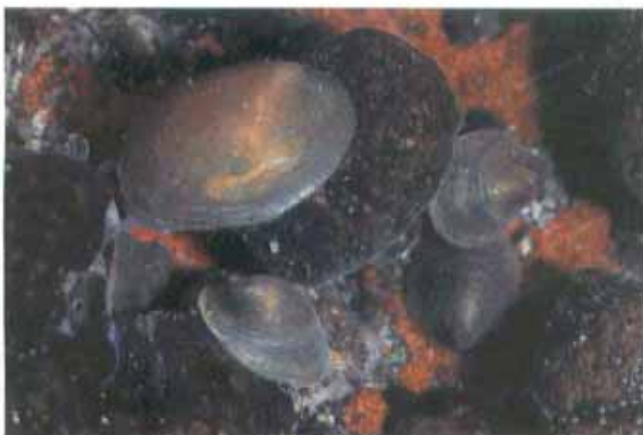
Neben den Namen der Organismen sind auch die taxaspezifischen Zeigerwerte angegeben (vgl. Kap. 7.6).

*Degusia gonocephala*

Säureklasse 1

*Polycelis felina*

Säureklasse 4

*Ancyclus fluviatilis*

Säureklasse 1

*Sphaerium corneum*

Säureklasse 1

*Gammarus fossarum*

Säureklasse 1

*Gammarus pulex*

Säureklasse 2

**Tafel 1:** Ausgewählte Säureindikatoren - Turbellaria (Strudelwürmer) (oben)  
Mollusca (Schnecken, Muscheln) (mitte)  
Crustacea (Krebse) (unten)

*Ephemera danica*

Säureklasse 1

*Ephemerella ignita*

Säureklasse 1

*Beatis alpinus*

Säureklasse 2

*Beatis cf. melanonyx*

Säureklasse 2

*Epeorus sylvicola*

Säureklasse 2

*Rhithrogena sp. 1*

Säureklasse 2

**Tafel 2:** Ausgewählte Säureindikatoren - Ephemeropteren- (Eintagsfliegen-) Larven

*Rhithrogena* sp. 2

Säureklasse 2

*Ecdyonurus venosus*-Gr.

Säureklasse 2

*Ephemerella mucronata*

Säureklasse 2

*Ameletus inopinatus*

Säureklasse 3

*Perla grandis*

Säureklasse 1

*Perla marginata*

Säureklasse 1

**Tafel 3:** Ausgewählte Säureindikatoren - Ephemeroptera- (Eintagsfliegen-) Larven (oben u. mitte)  
Plecoptera- (Steinfliegen-) Larven (unten)

*Isoperla sp.*

Säureklasse 3

*Siphonoperla sp. (Imago)*

Säureklasse 3

*Brachyptera seticornis*

Säureklasse 4

*Protonemura sp.*

Säureklasse 4

*Leuctra sp.*

Säureklasse 3/4

*Arcynopteryx compacta*

Säureklasse 4

**Tafel 4:** Ausgewählte Säureindikatoren - Plecoptera- (Steinfliegen-) Larven



*Diura bicaudata*

Säureklasse 4

*Velia caprai* (geflügelt!)

Säureklasse 4

*Elmis aenea/maugettii-Gr.*

Säureklasse 3

*Limnius perrisi*

Säureklasse 3

*Hydropsyche sp.*

Säureklasse 2

*Philopotamus sp.*

Säureklasse 2

**Tafel 5:** Ausgewählte Säureindikatoren - Plecoptera- (Steinfliegen-) Larven, Heteroptera (Wanzen) (oben), Coleoptera (Käfer) (mitte) Trichoptera- (Köcherfliegen-) Larven (unten)

*Rhyacophila evoluta*

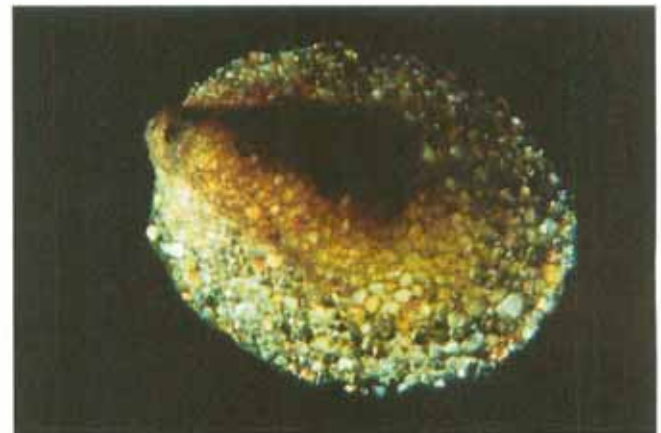
Säureklasse 4

*Drusus annulatus*

Säureklasse 4

*Drusus discolor*

Säureklasse 4

*Thremma gallicum* (v.o.)

Säureklasse 4

*Thremma gallicum* (v.u.)

Säureklasse 4

*Liponeura* sp.

Säureklasse 2

**Tafel 6:** Ausgewählte Säureindikatoren - Trichoptera- (Köcherfliegen-) Larven (oben u. mitte u. unten links)  
Diptera (Zweiflügler, Mücken) (unten rechts)

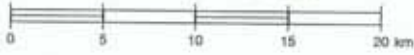
# Biologische Säurekarten 1991

**Karte 1:** Nördlicher und Mittlerer Schwarzwald

**Karte 2:** Südlicher Schwarzwald

# SÄUREZUSTAND der Fließgewässer im Schwarzwald 1991

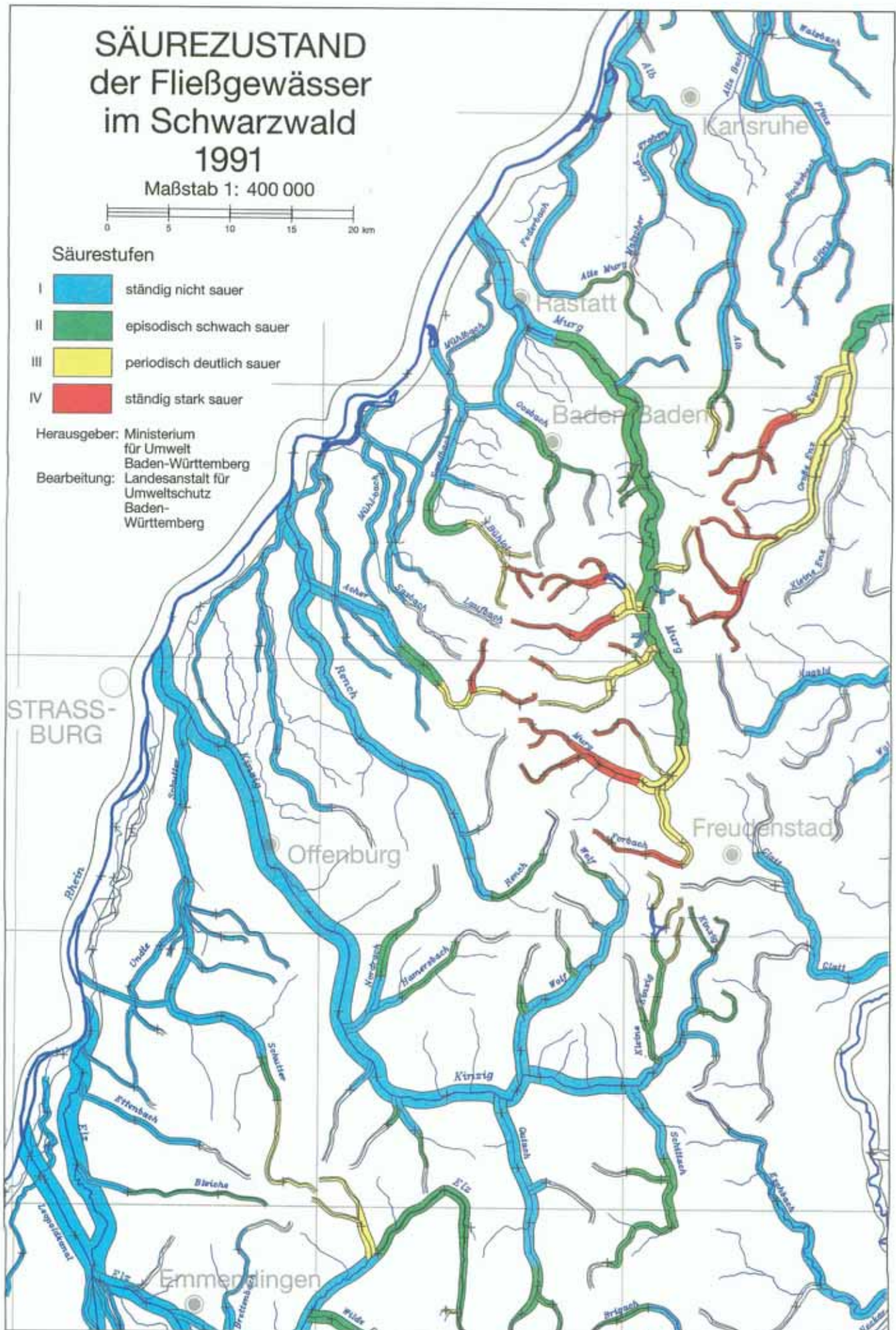
Maßstab 1: 400 000



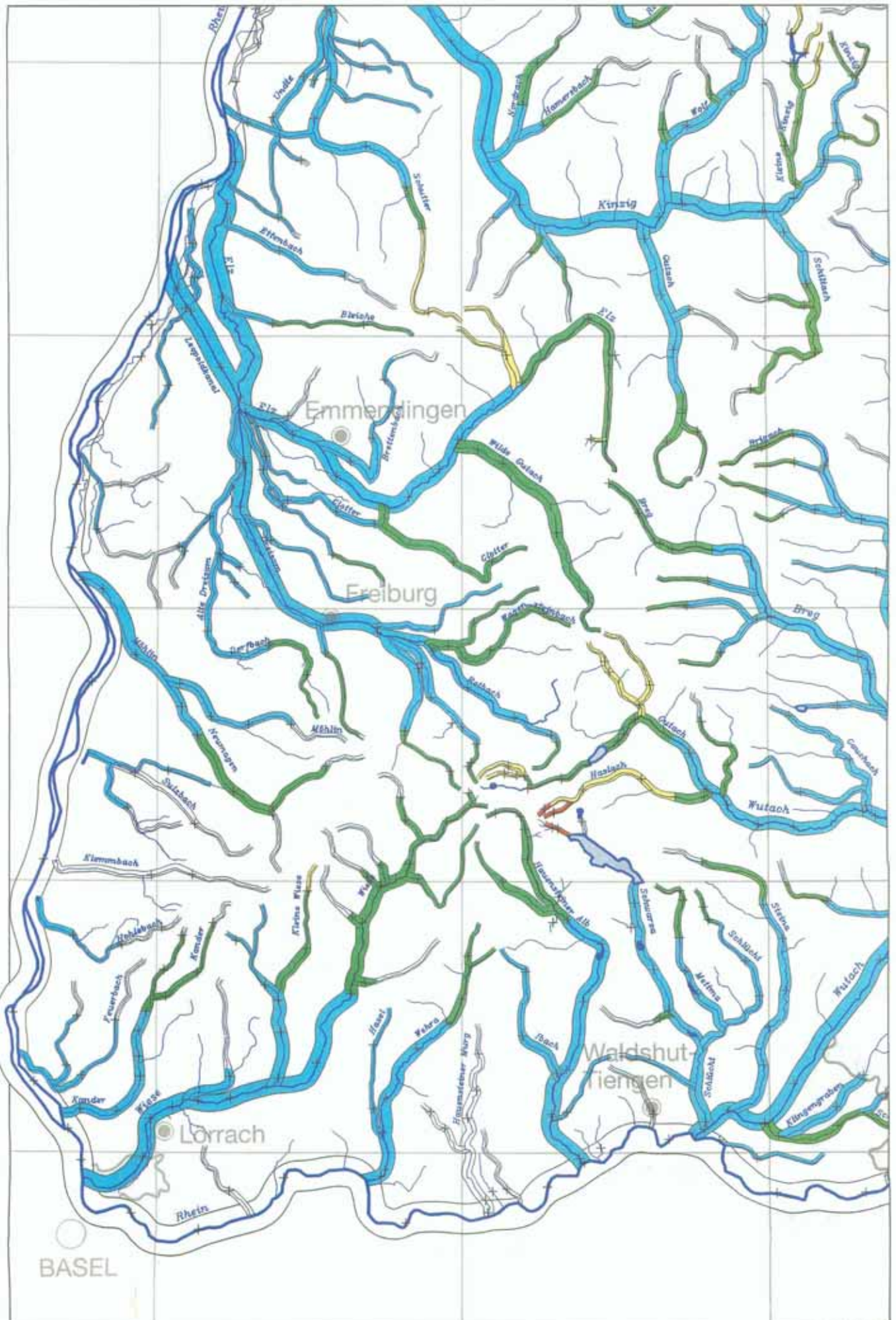
## Säurestufen

- I ■ ständig nicht sauer
- II ■ episodisch schwach sauer
- III ■ periodisch deutlich sauer
- IV ■ ständig stark sauer

Herausgeber: Ministerium  
für Umwelt  
Baden-Württemberg  
Landesanstalt für  
Umweltschutz  
Baden-  
Württemberg



NORDTEIL



BASEL

SÜDTEIL

29013-03 92 6000

## Biologische Säurekarten 1998

**Karte 1:** Odenwald

**Karte 2:** Nördlicher und Mittlerer Schwarzwald

**Karte 3:** Südlicher Schwarzwald



# Säurezustand der Fließgewässer in Baden-Württemberg 1998 auf biologischer Grundlage







## Legende zu

Säurekarte 1: Odenwald 1:280000

Säurekarte 2: Nordschwarzwald 1:400000

Säurekarte 3: Südschwarzwald 1:400000

## Säureklassen

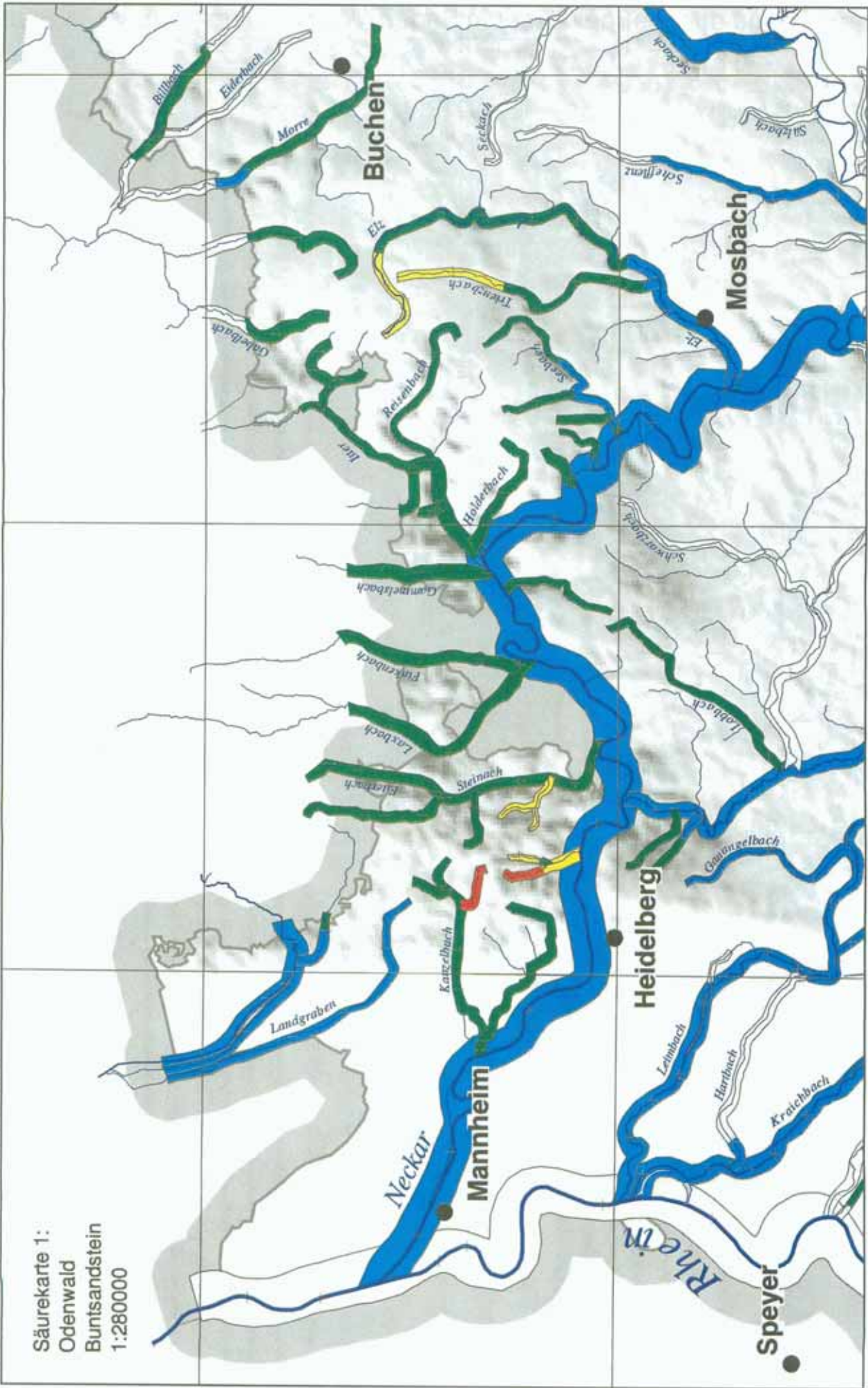
- |   |   |  |
|---|---|--|
| 1 |  | Ständig nicht saure Gewässer<br>hohe Artenzahlen, viele säureempfindliche Arten  |
| 2 |  | Episodisch schwach saure Gewässer<br>relativ artenreich, säureempfindliche Arten<br>weitgehend vorhanden                                       |
| 3 |  | Periodisch saure Gewässer<br>kritischer Säurezustand, deutliche ökologische Schäden,<br>z.B. geringe Artenzahlen, kaum säureempfindliche Arten |
| 4 |  | Ständig saure Gewässer<br>starke ökologische Schäden, z.B. sehr geringe<br>Artenzahlen, keine säureempfindlichen Arten                         |

Herausgeber: Landesanstalt für Umweltschutz  
Baden-Württemberg

Kartographie: ITZ der LfU Karlsruhe. Diese Karten sind gesetzlich geschützt  
Nachdruck und sonstige Vervielfältigung nur mit Genehmigung des Herausgebers

Säurezustand der Fließgewässer in Baden-Württemberg 1998

Säurekarte 1:  
 Odenwald  
 Buntsandstein  
 1:280000

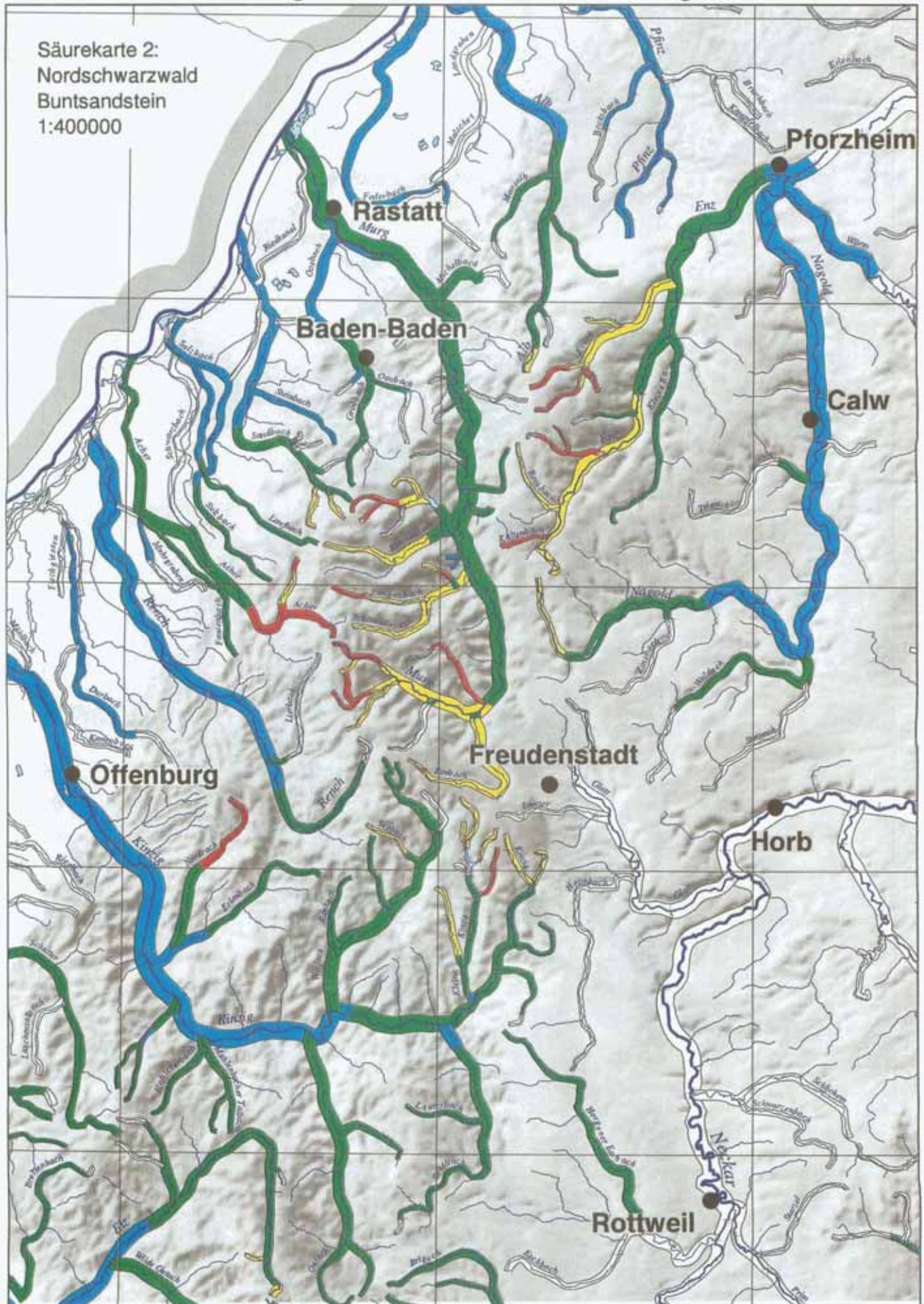


Herausgeber: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg  
 Kartographie: ITZ der LfU Karlsruhe. Diese Karten sind gesetzlich geschützt.  
 Nachdruck und sonstige Vervielfältigung nur mit Genehmigung des Herausgebers.



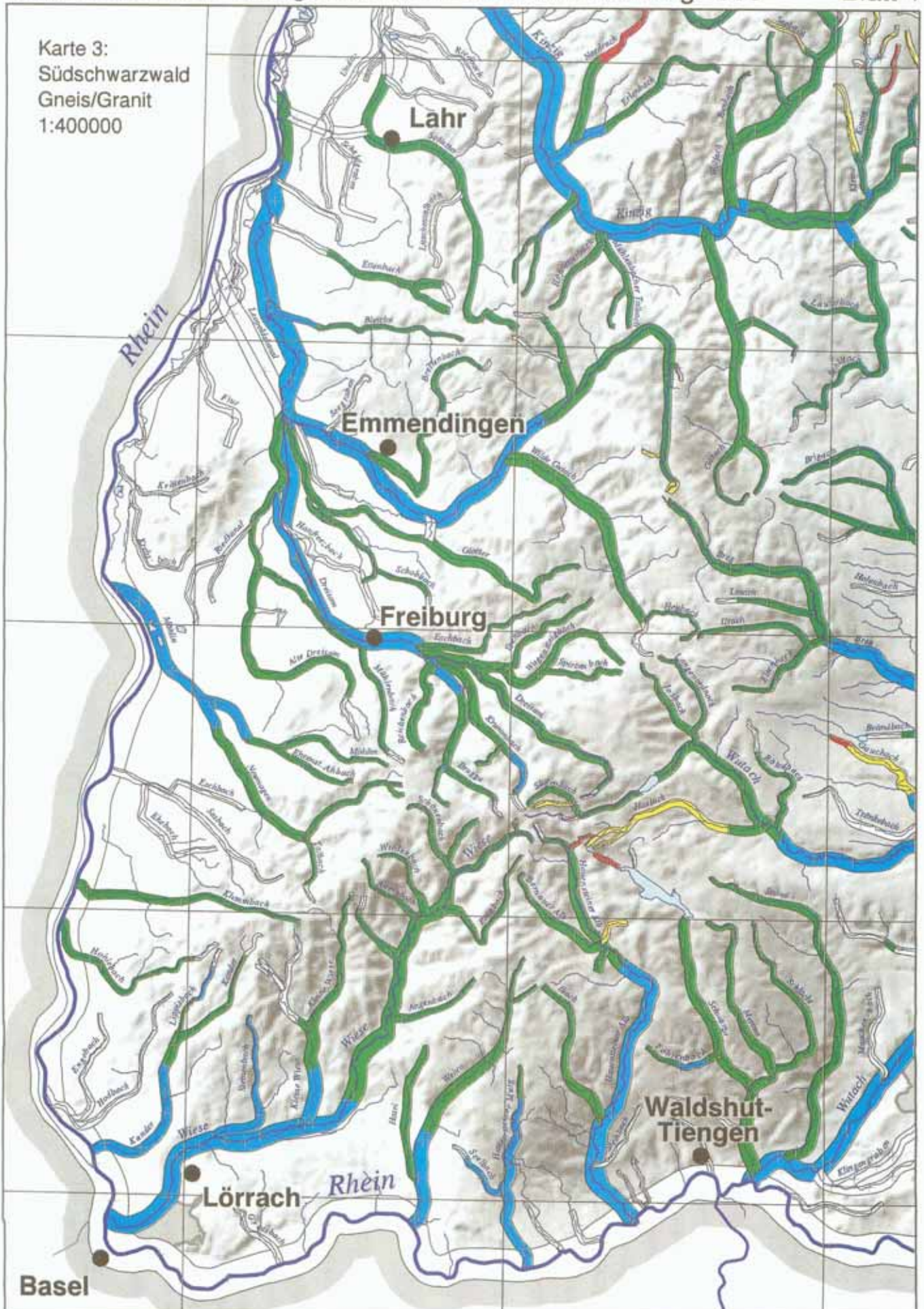
## Säurezustand der Fließgewässer in Baden-Württemberg 1998

Blatt 3



## Säurezustand der Fließgewässer in Baden-Württemberg 1998

Blatt 4



# Biologische Gütekarte 1991

## Ausschnitt

Karte Nördlicher und Mittlerer Schwarzwald

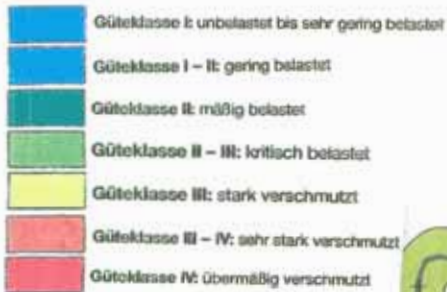
Zum Vergleich  
mit den Ergebnissen  
der Säurekarte  
desselben Gebiets

Maßstab 1 : 350 000

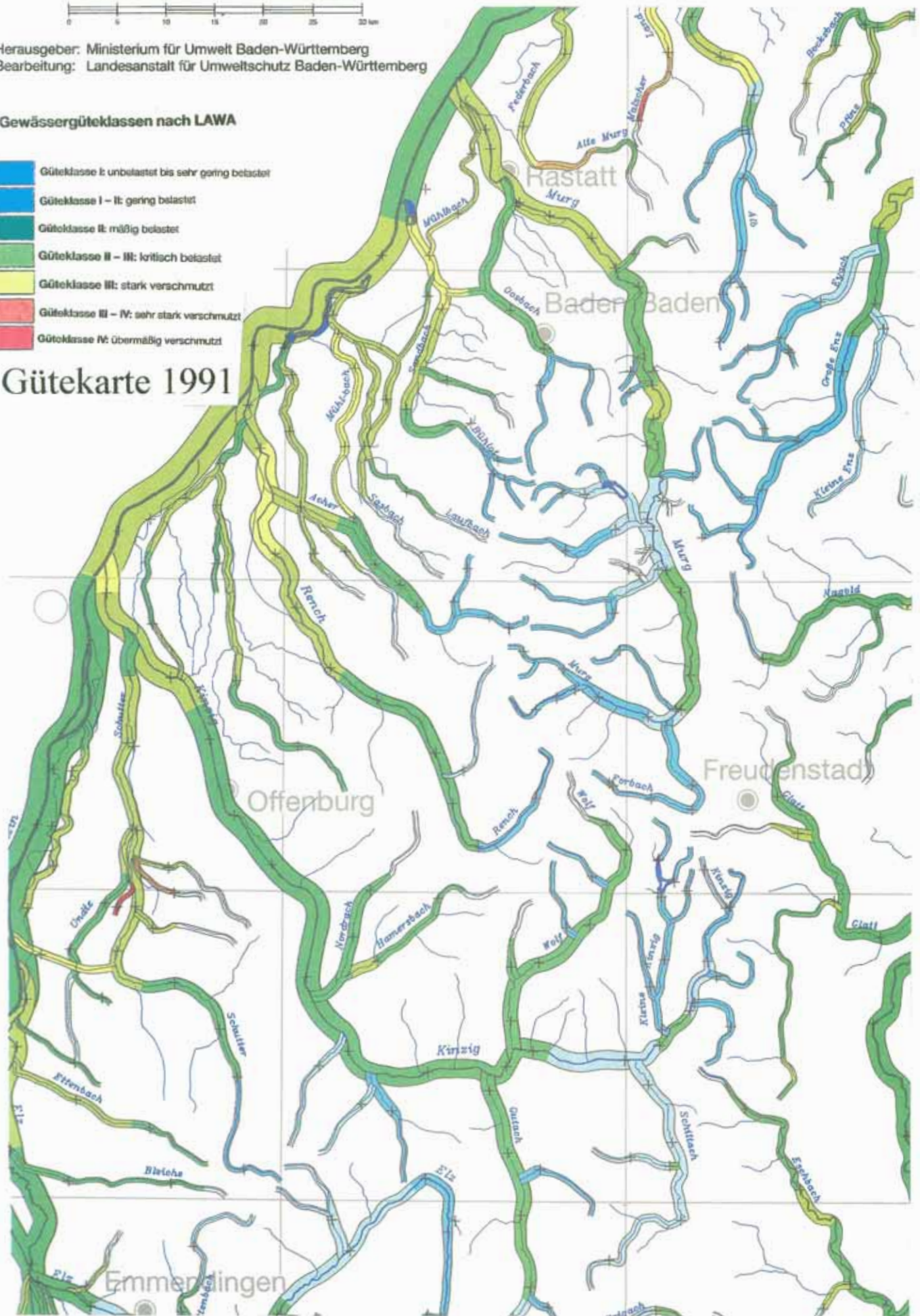


Herausgeber: Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg  
 Bearbeitung: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg

## Gewässergüteklassen nach LAWA



## Gütekarte 1991



# Biologische Gütekarte 1998

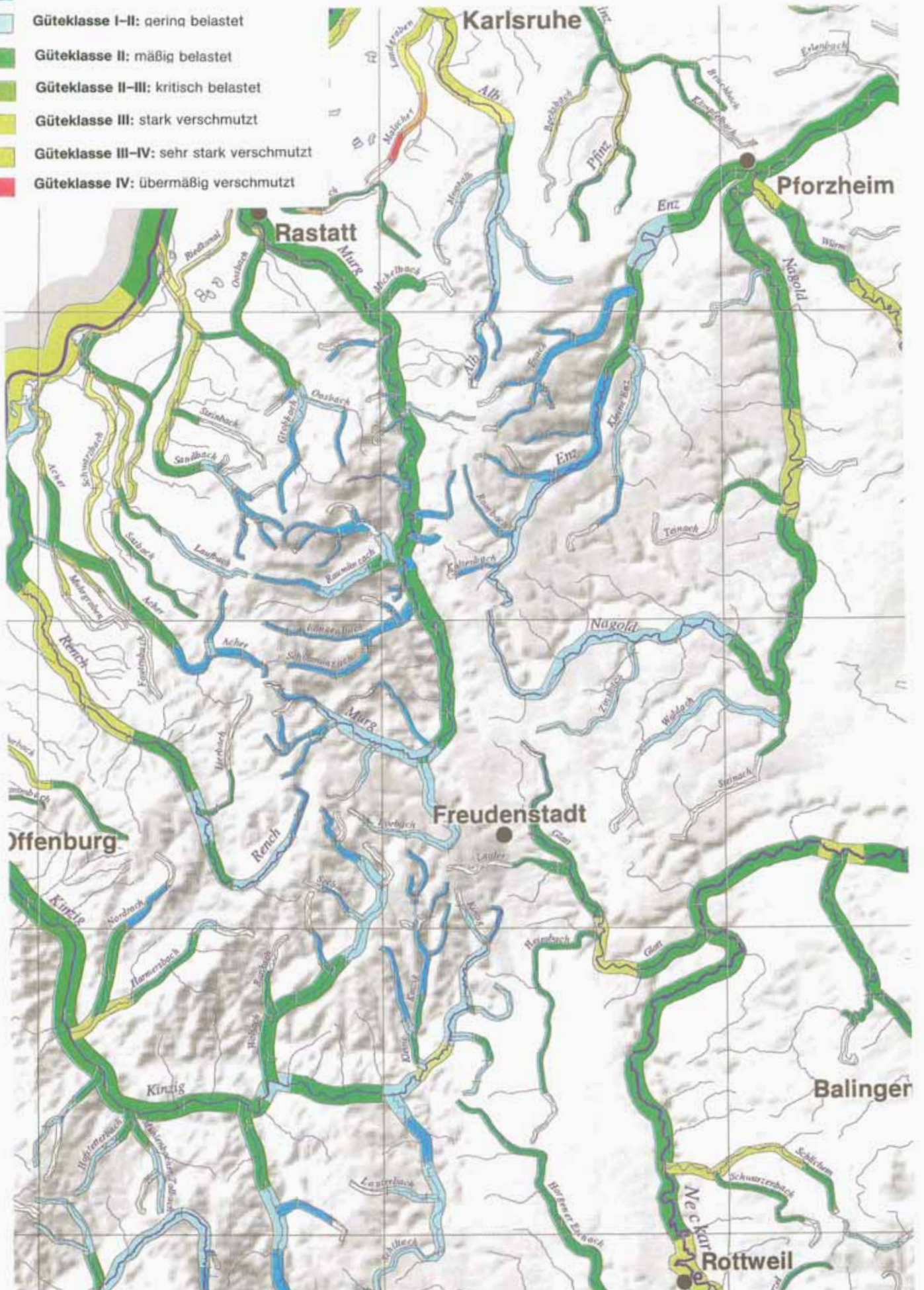
## Ausschnitt

Karte Nördlicher und Mittlerer Schwarzwald

Zum Vergleich  
mit den Ergebnissen  
der Säurekarte  
desselben Gebiets

## Gütekarte 1998

- Güteklasse I: unbelastet bis sehr gering belastet
- Güteklasse I-II: gering belastet
- Güteklasse II: mäßig belastet
- Güteklasse II-III: kritisch belastet
- Güteklasse III: stark verschmutzt
- Güteklasse III-IV: sehr stark verschmutzt
- Güteklasse IV: übermäßig verschmutzt





**Handbuch Wasser 2 - Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie**  
ISSN 0946-0675

Titel	Band	Jahr der Herausgabe	Preis (falls lieferbar)
<b>Gewässerkundliche Beschreibung</b> Abflußjahr 1990	1	1991	vergriffen
<b>Bauweisen des naturnahen Wasserbaus</b> <b>Umgestaltung der Enz in Pforzheim</b>	2	1991	30,00 DM
<b>Gewässerentwicklungsplanung</b> - Leitlinien -	3	1992	30,00 DM
<b>Übersichtskartierung der morphologischen</b> <b>Naturnähe von Fließgewässern (Methode)</b> - Vorinformation -	4	1992	30,00 DM
<b>Regionalisierung hydrologischer Parameter für</b> <b>Niederschlag-Abfluß-Berechnungen</b> - Grundlagenbericht - - Programmdiskette -	5	1992	vergriffen  (50,00 DM) (40,00 DM)
<b>Ökologie der Fließgewässer</b> Niedrigwasser 1991	6	1992	40,00 DM
<b>Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung</b> - Arbeitsanleitung - - Programmdiskette -	7	1992	50,00 DM 40,00 DM
<b>Verkrautung von Fließgewässern</b> Einflußfaktoren, Wechselwirkungen, Kontrollmaßnahmen - Literaturstudie -	8	1993	vergriffen  (21,00 DM)
<b>Gewässerkundliche Beschreibung</b> Abflußjahr 1992	9	1993	30,00 DM
<b>Kontrolle des Japan-Knöterichs</b> <b>an Fließgewässern</b> I. Erprobung ausgewählter Methoden	10	1994	30,00 DM
<b>Gewässerrandstreifen</b> Voraussetzung für die naturnahe Entwicklung der Gewässer	11	1994	30,00 DM
<b>Gewässerkundliche Beschreibung</b> Hochwasser Dezember 1993	12	1994	25,00 DM



Titel	Band	Jahr der Herausgabe	Preis (falls lieferbar)
<b>Handbuch der stehenden Gewässer in Baden-Württemberg</b> Regierungsbezirke Freiburg, Karlsruhe und Stuttgart	13	1994	vergriffen
<b>Handbuch der stehenden Gewässer in Baden-Württemberg</b> Regierungsbezirk Tübingen	14	1994	vergriffen
<b>Übersichtskartierung des morphologischen Zustands der Fließgewässer in Baden-Württemberg 1992/1993</b>	15	1994	25,00 DM
<b>Umweltverträglichkeitsprüfung bei Wasserbauvorhaben nach § 31 WHG Leitfaden Teil I: Verfahren</b>	16	1994	vergriffen (25,00 DM)
<b>Morphologischer Zustand der Fließgewässer in Baden-Württemberg</b> Auswertung und Interpretation der Ergebnisse der Übersichtskartierung 1992/93	17	1995	25,00 DM
<b>Kontrolle des Japan-Knöterichs an Fließgewässern</b> II. Untersuchungen zu Biologie und Ökologie der neophytischen Knöterich-Arten	18	1995	30,00 DM
<b>Gesamtkonzept naturnahe Unterhaltung von Fließgewässern</b> Möglichkeiten, Techniken Perspektiven	19	1995	15,00 DM
<b>Naturnahe Umgestaltung von Fließgewässern</b> Teil III: Dokumentation der Entwicklung ausgewählter Pilotvorhaben, erste Zwischenberichte der Erfolgskontrolle	20	1995	30,00 DM
<b>Umweltverträglichkeitsprüfung bei Wasserbauvorhaben nach § 31 WHG</b> Leitfaden Teil III: Bestimmung des Untersuchungsrahmens, Untersuchungsmethoden	21	1995	24,00 DM
<b>Schadstoffdatei Rhein</b> Dokumentation	22	1996	vergriffen
<b>Schadstofftransport bei Hochwasser</b> Neckar, Rhein und Donau im Januar 1995	23	1996	30,00 DM

<b>Titel</b>	<b>Band</b>	<b>Jahr der Herausgabe</b>	<b>Preis (falls lieferbar)</b>
<b>Schwermetalle in den Sedimenten der Fließgewässer Baden-Württembergs</b>	24	1996	15,00 DM
<b>Bauweisen des naturnahen Wasserbaus</b> Dokumentation und Bewertung am Pilotprojekt Enz/Pforzheim 1990 - 1995	25	1996	21,00 DM
<b>Entwicklung der Fließgewässerbeschaffenheit - chemisch, physikalisch, biologisch -</b> Stand 1995	26	1996	21,00 DM
<b>Das Abflußjahr 1994 - ein Hochwasserjahr</b>	27	1996	30,00 DM
<b>Pilotprojekt "Konfliktarme Baggerseen (KaBa)"</b> - Statusbericht -	28	1997	12,00 DM
<b>Meßnetz-Zentrale Meßnetzprogramm</b>	29	1996	30,00 DM
<b>Pappeln an Fließgewässern</b>	30	1996	30,00 DM
<b>Rechtsgrundlagen der Gewässerunterhaltung</b> Teil I Überblick	31	1996	15,00 DM
<b>Baggerseeuntersuchungen in der Oberrheinebene</b> Auswertung der Sommerbeprobung 1994 und Frühjahrsbeprobung 1995	32	1997	15,00 DM
<b>Nährstoff- und Schadstoffeinträge in Baggerseen (Literaturstudie)</b>	33	1996	30,00 DM
<b>Biologische Freiwasseruntersuchungen Rhein- Neckar-Donau</b> - Planktonentwicklung - Bioaktivitäten - Stoffumsätze - 1994	34	1997	12,00 DM
<b>Untersuchung der gentoxischen Wirkung von Gewässern und Abwässern</b>	35	1997	18,00 DM
<b>Dammscharten in Lockerbauweise bei Hochwasserrückhaltebecken</b>	36	1997	24,00 DM

<b>Titel</b>	<b>Band</b>	<b>Jahr der Herausgabe</b>	<b>Preis (falls lieferbar)</b>
<b>Ökologische Bewertung von Fließgewässern in der Europäischen Union und anderen Ländern (Literaturstudie)</b>	37	1997	15,00 DM
<b>Saisonale, horizontale und vertikale Zooplankton-verteilungsmuster</b> Eine Fallstudie für den Grötzingen Baggersee	38	1997	12,00 DM
<b>Methodologische Untersuchungen zur Ermittlung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs des Sediments und des Wasserkörpers in den Baggerseen der Oberrheinebene</b>	39	1997	12,00 DM
<b>Biologische Freiwasseruntersuchungen in Rhein, Neckar, Donau.</b> Berichtsjahr 1995-1996	40	1997	12,00 DM
<b>Regionale Bachtypen in Baden-Württemberg</b> Arbeitsweisen und exemplarische Ergebnisse an Keuper- und Gneisbächen	41	1997	36,00 DM
<b>Statistische Untersuchung langfristiger Veränderungen des Niederschlags in Baden-Württemberg</b>	42	1997	27,00 DM
<b>Studie über ökohydraulische Durchlaßbauwerke für regulierbare Hochwasserrückhalteräume</b>	43	1998	18,00 DM
<b>Gewässerentwicklung in Baden-Württemberg</b> Teil II Gewässerentwicklungskonzept - Loseblattsammlung -	44	1998	
<b>Rauhe Rampen in Fließgewässern</b>	45	1998	27,00DM
<b>Gewässergeometrie</b>	46	1998	27,00 DM
<b>Bauweisen zur Hochwasserschadensbeseitigung</b>	47	1998	24,00 DM
<b>Gewässerentwicklungsplanung</b> Teil I Grundlagen und Falblatt	48	1998	21,00 DM

**Die Reihe "Handbuch Wasser 2" wird unter der Bezeichnung  
"Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie" fortgesetzt.**

**"Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie"**  
ISSN 1436-7882

Titel	Band	Jahr der Herausgabe	Preis (falls lieferbar)
<b>Gewässergütekarte Baden-Württemberg</b>	49	1998	42,00 DM
<b>Beschaffenheit der Fließgewässer</b> Jahreskatalog 1997 CD-Rom	50	1998	60,00 DM
<b>Fließgewässerversauerung im Schwarzwald</b> Ökologische Bewertung auf der Basis des Diatomeenbenthons	51	1999	27,00 DM
<b>Ab- und Umbauprozesse in Baggerseen und deren Einfluß auf das Grundwasser</b> Literaturauswertung	52	1999	18,00 DM
<b>Die Gewässerlandschaften Baden-Württembergs</b>	53	1999	27,00 DM
<b>Hochwasserabfluss-Wahrscheinlichkeit in Baden-Württemberg</b>	54	1999	80,00 DM
<b>Unterhaltung und Pflege von Gräben</b>	55	1999	21,00 DM





LANDESANSTALT FÜR  
UMWELTSCHUTZ  
BADEN-WÜRTTEMBERG