



# Trendbiomonitoring

 Biozönotisches Langzeit-Monitoring in Fließgewässern Baden-Württembergs



Baden-Württemberg



# Trendbiomonitoring

 Biozönotisches Langzeit-Monitoring in Fließgewässern Baden-Württembergs

**HERAUSGEBER** LUBW  
Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg  
Postfach 100163, 76231 Karlsruhe  
<http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de>

**BEARBEITUNG** Referat – Medienübergreifende Umweltbeobachtung, Klimawandel  
Dr. Michael Marten  
Biologische Messdaten  
Dr. Rainer Brinkmann (BAL, Suhlendorf)  
Brigitte Fabel † (BAL, Suhlendorf)  
Dipl. Biol. Matthias Gorka (BfGÖ, Karlsruhe)  
Dipl. Biol. Werner Hackbarth (BfGÖ, Karlsruhe)  
Dr. Michael Marten (LUBW Baden-Württemberg)  
Dr. Claus-Joachim Otto ((BAL, Suhlendorf)  
Dr. Herbert Reusch (BAL, Suhlendorf)  
Dipl. Biol. Peter Roos (BfGÖ, Karlsruhe)  
Dr. Stephan Speth (BAL, Suhlendorf)  
Fotos  
Dipl. Biol. Matthias Gorka (BfGÖ, Karlsruhe)  
Dipl. Biol. Werner Hackbarth (BfGÖ, Karlsruhe)  
Dr. Michael Marten (LUBW Baden-Württemberg)  
Dipl. Biol. Peter Roos (BfGÖ, Karlsruhe)

**BEZUG** <http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/91063/>  
ID U64-M331 (living document)

**STAND** Dezember 2011

Nachdruck - auch auszugsweise - ist nur mit Zustimmung der LUBW unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.

**TITELBILD** Jagst bei Berlichingen 10. 5. 2006. Tierfoto (M. Marten): *Siphonurus croaticus* (Ephemeroptera: Siphonuridae)



**VORBEMERKUNGEN**


---

**ZUSAMMENFASSUNG**


---

**1**
**1 EINLEITUNG UND AUFTRAG**


---

**3**
**2 UNTERSUCHUNGSGEBIET UND PROBESTELLEN**


---

**6**
**3 METHODEN**


---

**9**

 3.1 Biologische Erhebung, Bearbeitung und Auswertung des Materials
 

---

9

 3.2 Zeitraster der Untersuchungen
 

---

9

 3.3 Ergebnisdarstellung und Biozönotische Auswertemethoden
 

---

12

 3.4 Verfahren zur Bewertung der Gewässerbeschaffenheit
 

---

14

 3.5 Verfahren der naturschutzfachlichen Bewertung der Befunde
 

---

15

 3.6 Verfahren zur Bewertung der längszonalen Ausbreitung der Tierarten und deren  
Verschiebung im Zuge des Klimawandels
 

---

15

 3.7 Datenhaltung und Auswertemodul zur Artenvielfalt und Trendabschätzung der  
biozönotischen Entwicklung und Statistik
 

---

17

 3.8 Qualitätssicherung und Methodenevaluation
 

---

18

**4 ERGEBNISSE**


---

**19**

 4.1 Arteninventar und Artenvielfalt
 

---

19

 4.2 Entwicklungstrends über den Beobachtungszeitraum
 

---

25

 4.2.1 Erfassungsstand und Artenzahlentwicklung
 

---

25

 4.2.2 Veränderungen der biozönotischen Ähnlichkeit der Besiedlung
 

---

30

 4.2.3 Arten mit stärkeren Bestandsveränderungen
 

---

33

 4.2.4 Einwanderung und Verbreitung von Neozoen
 

---

37

 4.2.5 Wiederauftreten von Gütezeigern
 

---

43

 4.2.6 Bestandsveränderungen gefährdeter Arten
 

---

44

 4.2.7 Klimaveränderungen, Klimazeiger und Klimafolgen
 

---

50

 4.2.8 Veränderungen der Wassertemperatur und Korrespondenzen zur biologischen  
Entwicklung
 

---

59

 4.3 Bewertungen der Gewässerbeschaffenheit
 

---

68

 4.3.1 Bewertung der klassischen Gewässergüte
 

---

68

4.3.2	Bewertung der ökologischen Qualität gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL)	69
4.3.3	Wie lässt sich das Bewertungsergebnis zur ökologischen Qualität optimieren?	80
4.4	Ranking der Gewässer nach Artenvielfalt, Ernährungsweisen und Habitatansprüchen der Besiedler	82
4.4.1	Vergleichende Betrachtung der Artenvielfalt der großen Flüsse	82
4.4.2	Vergleichende Betrachtung der Ernährungsweisen und Habitatansprüche der Besiedler der Dauerbeobachtungsstellen	84
<b>5</b>	<b>SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK</b>	<b>87</b>
<b>6</b>	<b>LITERATUR</b>	<b>90</b>

# VORBEMERKUNGEN

Nachfolgend wird der Stand der Auswertungen eines größeren Projektes zum biozönotischen Monitoring des Makrozoobenthos in Fließgewässern in Berichtsform dargestellt. Ergebnisse werden hier nur zu 30 Dauerbeobachtungsstellen an vorwiegend größeren Fließgewässern präsentiert. Auswertungen weiterer Beobachtungsstellen an meist kleineren Fließgewässern stehen noch aus. Dadurch können sich hier im Bericht über Fließgewässer Baden-Württembergs getroffene Aussagen vor allem zur Entwicklungen der Biodiversität und zu Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die Gewässerbiologie künftig noch relativieren. Auch steht noch die Überprüfung der Korrespondenzen zwischen den biologischen Messgrößen und den für verschiedene Probestellen vorliegenden wasserchemischen Befunden und den für alle Probestellen vorliegenden gewässermorphologischen Bewertungen bevor. Daraus können sich weitere Erkenntnisse zu den Ursachen der aufgezeigten biologischen Entwicklungen ergeben.

Die Auswertungen zum wasserwirtschaftlichen Aus- und Bewertungsprogramm ASTERICS (Version 3.1.1) sind ebenfalls als vorläufig zu betrachten, da in der ersten bundesweiten Anwendungsphase und auch im Rahmen der vorliegenden Auswertungen Probleme in der Codierung, Indizierung und Verrechnung einzelner Taxa und der ökologischen Bewertung der Neozoa im Programm offenbar wurden, die Auswirkungen letztlich auf die vom Programm ausgegebene Ökologische Zustandsklasse gemäß Wasserrahmenrichtlinie haben. Ein Update des Programmes mit Umsetzung des auch von anderen Anwendern gemeldeten Optimierungsbedarfs ist erst kürzlich, nach Redaktionsschluss dieses Berichtes, bereitgestellt worden. Durch Neubearbeitung mit dem Programmupdate können sich einzelne Einstufungen in das fünfstufige Bewertungssystem ändern, die hier aufgezeigten Entwicklungstrends und Bewertungsfluktuationen in der Zeitachse werden jedoch im Wesentlichen erhalten bleiben. Das im Bericht aufgezeigte Problem der inkonsistenten Neozoa Bewertung innerhalb ASTERICS bedarf ebenfalls noch der weiteren Abstimmung im Facharbeitskreis.

Im vorliegenden Bericht sind Ergebnisse mit Datenstand bis einschließlich 2008 dargestellt. Die Untersuchungen wurden seither weitergeführt und es wird nach Vorliegen der Auswertungen weitere Darstellungen zur Entwicklung der Gewässerbiologie an den Messstellen des Dauerbeobachtungs-Programmes Trendbiomonitoring geben. Schon deshalb wird der vorliegende Bericht online als „Living Document“ geführt und zu gegebener Zeit aktualisiert.



# Zusammenfassung

Der vorliegende Bericht gibt eine zusammenfassende Beschreibung der Langzeituntersuchungen zum Trendbiomonitoring des Makrozoobenthos - der am Gewässerboden lebenden wirbellosen Tiere - von 30 Dauerbeobachtungsstellen an insgesamt 11 Fließgewässern Baden-Württembergs. Mit den vorliegenden Auswertungen werden biozönotische Veränderungen, besonders in größeren, stärker genutzten Fließgewässern wie Rhein, Neckar und Donau aufgezeigt.

619 Arten des Makrozoobenthos an den 30 Dauerbeobachtungsstellen zeigen den großen Artenreichtum in den Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs. Alle Standorte haben ein mäßiges bis sehr gutes Artenpotential, dessen Monitoring zu Trendanalysen genutzt werden kann. Mit 197 Arten bietet die Probe-stelle an der unteren Jagst den größten Artenreichtum, gefolgt vom Neckar-Altarm bei Neckarsulm (188) und der Alb bei Karlsruhe Beiertheim (183). Probestellen mit sehr niedriger und weiter rückläufiger Artenzahl liegen am Oberrhein bei Kirschgartshausen (88) und bei Karlsruhe (114).

174 Rote Liste-Arten stellen mit 25 % einen guten Teil der nachgewiesenen Makrozoobenthosarten. Die Entwicklung des Vorkommens dieser Arten ist im Zuge der Gewässersanierung leicht zunehmend, selbst in den großen Flüssen Rhein, Neckar und Donau leben bis zu 20 % bedrohte Arten. Vier Arten der Dauerbeobachtungsstellen (Bachmuschel, Steinkrebs, Edelkrebs und Helm-Azurjungfer) sind in den Anhängen der FFH-Richtlinie aufgeführt und stehen unter besonderem Schutz.

Die Artenvielfalt des Makrozoobenthos hat im Verlauf der Untersuchungsperiode bis 2005 fast überall zugenommen. In 2006 bis 2008 ist die festgestellte durchschnittliche Artenzahl wieder leicht rückläufig. Im Verlauf der 14 Untersuchungsjahre betragen die Änderungen der biozönotischen Zusammensetzung bis zu 30 %. Pro Jahr ändert sich die Lebensgemeinschaft je nach Standort rechnerisch um 0,4 - 2,6 % der Arten.

Insbesondere aus der Neuen Welt, aus dem Balkanraum, aus Südostasien oder dem Mittelmeergebiet eingeschleppte und neu eingewanderte Arten haben stark positive Bestandsänderungen erfahren. Diese Neozoa, vor allem Schnecken, Muscheln und Krebstiere können durch ihr massives Auftreten einheimische Arten verdrängen. Probestellen an Rhein und Neckar sind inzwischen zu 80 % der Individuenzahl von Neozoa besiedelt. Der infolge der Anbindung der Donau an das Main-Rheinsystem verursachte Faunenaustausch ist die z. Z. stärkste Quelle für den biozönotischen Wandel in großen Fließgewässern.

Auswirkungen des Klimawandels sind vor allem in kleineren kühlen Fließgewässern zu erwarten. Veränderungen der Längsausbreitung von Makrozoobenthos-Arten im Fließgewässerverlauf infolge der Aufwärtswanderung von Wärme liebenden Arten sind wahrscheinlich. Tatsächlich nimmt in den untersuchten Referenz-Bächen der Anteil der Kälte liebenden Bacharten zugunsten Wärme liebender Flussarten ab. Die auch mittels Zonierungsabfolge im Fließgewässersverlauf und den Temperaturpräferenzen der Gewässerorganismen aufgezeigten biologischen Veränderungen korrespondieren vergleichsweise gut mit den Veränderungen der Lufttemperatur in Baden-Württemberg, weniger mit den sehr unterschiedlichen regionalen Verteilungen der Änderungen der Wassertemperatur in Fließgewässern. Die Wassertemperatur ist mit ihren insgesamt noch moderaten, z. T. auch gegen den globalen Klimatrend gerichteten Änderungen derzeit nicht als Hauptsteuerfaktor der biologischen Veränderungen in den Gewässern auszumachen.

Die positiven Bestandserholungen einzelner Gütezeiger-Arten wirken sich nicht auf die durchschnittliche saprobielle Indikation an den 30 Dauerbeobachtungsstellen aus. Güteverbesserungen in Bächen können durch das Zurückweichen der Bacharten zugunsten der in der Regel mit einem höheren („schlechteren“) Indikationswert im Saprobien-system vertretenen Flussarten in der Gesamtindikation überdeckt werden.

Die Befunde wurden auch mit dem neu entwickelten Verfahren PERLODES/ASTERICS zur Beurteilung der Ökologischen Qualität ausgewertet. Mit diesem Verfahren werden für die Umsetzung der EG-WRRL Stichprobenuntersuchungen im dreijährigen Rhythmus landesweit beurteilt. Dabei wurde mit knapp 30 % Stichprobenfehler von Probenahmetermin zu Probenahmetermin - unabhängig von der Jahresperiodik - eine eingeschränkte Treffsicherheit des derzeit von der LAWA favorisierten fünfstufigen Bewertungsverfahrens diagnostiziert (Abweichungen bis zu zwei Zustandsklassen, zurückzuführen auf das Modul Allgemeine Degradation). Bereits eine Wiederholungsuntersuchung bringt bei Mittelung der Bewertungsergebnisse deutlich größere Stabilität in die Bewertung. Um Sprünge über zwei Klassen zu vermeiden, sind drei Wiederholungsuntersuchungen erforderlich.

Auswertungen mit den Modulen 'Saprobie' und 'Versauerung' von ASTERICS (V. 3.1.1) ergeben keine Veränderung (Saprobie) und eine leichte Verbesserung (Versauerung) der Belastungssituation an den Dauerbeobachtungsstellen. Die Trendentwicklung der Ergebnisse des Moduls 'Allgemeine Degradation', und damit der Ökologischen Zustandsklasse insgesamt, ist dominiert durch die Negativ-Bewertung der Neozoa im Bewertungssystem ASTERICS (einschl. PERLODES), ausgenommen im Gewässertyp 10, kiesgeprägte Ströme, dessen Bewertung ein anderes Verfahren zugrunde liegt. Die hierfür vorgesehene Auswertung mit dem Potamon-Typie-Index (PTI) erfordert aus statistischen Gründen streng genommen acht Teilproben. Dies passt jedoch nicht zur Probenahme-Methodenvorschrift und der bisherigen Probenahmepraxis (einmalige Stichproben) der mit der Umsetzung der Kartierungen zur EG-WRRL befassten Einrichtungen und wurde daher für ASTERICS auf einmalige Sammelproben angepasst. Die vergleichende Auswertung der Neozoa dominierten Befunde von Rhein und unterem Neckar mit einerseits diesem angepassten Verfahren für Gewässertyp 10 und andererseits der hilfswisen Einstufung dieser Probestellen in Gewässertyp 9.2 'große Flüsse des Mittelgebirges' und dem für alle anderen Gewässertypen verwendeten Multimetrischen Index, offenbart Bewertungsunterschiede um i. d. R. 2 Klassen, von gelb - mäßig nach rot - schlecht. Das Auftreten von Neozoa beeinträchtigt aber keineswegs zwangsläufig und nach den bisherigen Erkenntnissen auch für die Zukunft nicht absehbar die grundlegende ökologische Funktionsfähigkeit der betroffenen Standorte. Neozoa sollten generell nach ihrem ökologischen Wert, d. h. besser bewertet werden. Auch um abrupte Bewertungswechsel im Flusslängsverlauf bei unvermeidlichem Typwechsel zu verhindern, sollten Neozoa im Bewertungssystem ASTERICS künftig vor allem auch einheitlich bewertet werden.

Änderungen der Biodiversität zu beschreiben, erfordert lange Zeitreihen, aber bereits nach 14 Untersuchungsjahren kann ein erster Trend aufgezeigt werden. Weitere Auswertungen mit vorliegenden Probestellen bezogenen Dokumentationen, Korrelation mit vorhandenen Zeitreihen abiotischer physikalisch-chemischer Parameter sowie mit gewässermorphologischen Erhebungen sind erforderlich, um die Ursachen der skizzierten Artenveränderungen näher aufzuschlüsseln zu können und für die Fortschreibung des Programmes hinreichend zu dokumentieren. Der Vergleich mit regional gegliederten Einflussfaktoren wie Geologie, Hydrologie, Vegetation, Klima kann weitere Aufschlüsse hinsichtlich des Wirkungsgefüges geben.

# 1 Einleitung und Auftrag

Die Belastung der Gewässer mit leicht abbaubaren organischen Substanzen aus häuslichen und industriellen Abwässern sowie mit Verunreinigungen verschiedener chemischer Stoffe aus Abwässern der chemischen und der verarbeitenden Industrie nahmen im Laufe des letzten Jahrhunderts, vor allem in den fünfziger und sechziger Jahren, stark zu. Sie erreichte ihren Höhepunkt in den siebziger Jahren. Folge dieser Belastungen waren mehr oder weniger kontinuierliche Veränderungen der Lebensgemeinschaften in den Gewässern. Akut traten auch verschiedentlich Fischsterben in Rhein, Neckar und an kleineren Gewässern auf, besonders nach Störfällen mit Chemikalieneintrag wurde z. T. massives Kleintiersterben beobachtet, wie im Falle der 'Sandoz-Katastrophe' beispielhaft belegt (BRAUKMANN et al. 1987; MARTEN 1990, 1994a; MARTEN et al. 1990; TITTIZER & SCHÖLL 1988).

Seit den siebziger Jahren folgten dann kräftige Investitionen in Abwasserreinigungsanlagen. Die Zahl der in Baden-Württemberg betriebenen Kläranlagen stieg deutlich an, der Reinigungsgrad wuchs im Zuge der Einführung weiterer Klärstufen wie Nitrifikation, Denitrifikation und Phosphor-Elimination (DWA LANDESVBAND BADEN-WÜRTTEMBERG 2008).

Renaturierungen zum Abbau morphologischer Defizite in Fluss und Aue wurden in Baden-Württemberg mit Pilotprojekten in kleineren Fließgewässern seit 1986 in Angriff genommen (UM 1992). Am Rhein wurde mit dem Integrierten Rheinprogramm seit 1988 die Gewässerentwicklung fokussiert (GEWÄSSERDIREKTION SÜDLICHER OBERRHEIN/HOCHRHEIN 1997). Landesweit ist es dadurch in einigen Gewässern zur Verbesserung der Gewässerstruktur gekommen. Die hier behandelten Gewässerabschnitte sind von der Strukturverbesserung nicht betroffen.

Beurteilt mit dem Saprobien-System hat sich die biologisch-ökologische Gewässergüte vor allem infolge besserer Abwasserreinigung seither sichtbar verbessert. Mit Erscheinen der letzten landesweiten Gewässergütekarte in 2004 liegen 88 % der untersuchten Fließgewässermessstellen in der Güteskala oberhalb der Güte-Defizitgrenze und entsprechen damit dem landespolitischen Sanierungsziel Güteklasse II oder besser.

Die Auswirkungen akuter Gifteinwirkungen, z. B. durch den Brand in einer Chemikalienlagerhalle der Schweizer Firma Sandoz bei Basel im November 1986, bei dem mit dem Löschwasser große Mengen verschiedener Insektenvertilgungsmittel in den Rhein gelangten, konnten durch den Einsatz neuer kontinuierlicher Biotestverfahren in Hauptmessstationen zunehmend besser ökotoxikologisch überwacht werden (Regensburger Leuchtbakterientest, DF-Algentest, bbe-Daphnientoximeter, bbe-Fischtest, MARTEN 1997a, 2004a, LAWA 1996). Alarmrelevante akute Stoßbelastungen kommen im baden-württembergischen Abschnitt des Rheins seit vielen Jahren nicht mehr vor.

Die Erfolge der Gewässerreinhalte-Maßnahmen hinsichtlich der punktuellen Belastung mit leicht abbaubaren organischen Stoffen und der überwiegend störfallbedingten akuten Stoßbelastung mit Industrie- und Agro-Chemikalien, konnten auf die beschriebene Weise wirkungsvoll dargestellt werden. Eher schleichend und flüchtig eintretende weitere Einwirkungen auf Gewässer wie atmogene Stoffbelastung und klimatische Veränderungen, konnten mit den Daten der bestehenden biologischen Messprogramme nicht beschrieben werden. Diese Einwirkungen zeigen schleichende Effekte auf die Vielfalt der Gewässerorganismen und

sind oft erst im Verlauf der längerfristigen weiteren Entwicklung der Biozönose „statistisch“ vor dem Hintergrund der natürlichen Fluktuationen zu erkennen. Hierzu waren zeitlich dichtere Datenreihen erforderlich, die erlauben jahreszeitliche und jahresübergreifende natürliche Schwankungen der Biozönose von Auswirkungen anthropogener Einflüsse abzugrenzen (MARTEN 1995).

Das Makrozoobenthos, die Lebensgemeinschaft der am Gewässerboden siedelnden Tiere, macht rund 50 % des Artenreichtums aller Gewässerorganismen aus, bezogen nur auf die Gewässertiere stellt das Makrozoobenthos sogar einen Anteil von rund 80% (MAUCH et al 2003). Insbesondere in Fließgewässern haben viele Arten des Makrozoobenthos aufgrund ihrer morphologischen und physiologischen Anpassungen an das fließende Wasser und durch speziell in das eher niedere Temperaturniveau eingepasste Lebenszyklen einen hohen Stellenwert in der Biozönose. Ihnen kommt eine große Bedeutung als Primär- und Sekundärkonsumenten zu. Sie spielen durch vielfältige Indikationseigenschaften, vor allem hinsichtlich der leicht abbaubaren organischen Belastung, seit gut 100 Jahren in der biologischen Gewässerbeurteilung eine zentrale Rolle (MAUCH 2005).

Eingeleitet durch die Sandoz-Katastrophe erfolgte durch die LfU in Baden-Württemberg im Auftrag des Umweltministeriums erstmals zwischen 1987 und 1989 eine regelmäßige intensive biozönotische Überwachung des Makrozoobenthos, über die kampagneartigen Stichprobenuntersuchungen zur Gewässergütekarte hinaus. Bei den damaligen Untersuchungen standen der Rhein und dessen Wiederbesiedlung nach dem Sandoz-Unfall im Vordergrund (MARTEN 1990, 1994a, MARTEN et al. 1990).

Zeitgleich mit methodischen Arbeiten zur Fließgewässerüberwachung (MARTEN 1996a, 1998, 2001) und der Auseinandersetzung mit bestehenden Verfahren der Gewässerbeurteilung wie dem Saprobien-system (MARTEN & REUSCH 1992, MARTEN 1996b, 2005) und neuen Verfahren wie dem AQEM Stream Assessment Programm (MARTEN 2006) wurden die Methoden zur Erfassung von Langzeitwirkungen in Gewässern bundesweit erhoben, bewertet und in Empfehlungen eingearbeitet (LAWA 2000).

Die Konzeptentwicklung für ein landesweites Monitoring zur Erfassung von Langzeitwirkungen mit Makrozoobenthos begann mit den Erfahrungen der Nachuntersuchungen zum SANDOZ-Schadensfall 1989 (internes Konzeptpapier der LfU, 1992). Mit Aufnahme in das Überwachungskonzept zur Fließgewässerbeschaffenheit in Baden-Württemberg in 1994 und 1999 (UM 1996, LfU 1999) wurde die grundlegende Konzeption zum Trendbiomonitoring festgeschrieben. Seit 1995 wird die Überwachung der Biozönose abgestuft zunächst an insgesamt 100 Gewässerabschnitten im Rahmen eines landesweiten Messnetzes gewährleistet (Überwachungsprogramm Trendbiomonitoring, MARTEN 1995, 2000, 2001, 2004b, 2007, MARTEN et al 1999).

Das Monitoring der Gewässer-Lebensgemeinschaft dient sowohl der Bewertung langfristiger Veränderungen der Gewässersysteme als auch der Ereignis bezogenen ökologischen Beweissicherung. Die spezifischen Aufgabenstellungen des biologischen Trendmonitoring in Fließgewässern sind folgende:

1. Überwachung der Biodiversität der Fließgewässer in genutzten und naturnahen Landschaften.
2. Monitoring der Zustandsentwicklung der Gewässer auf Wirkungen diffuser (z. B. atmosphärischer) stofflicher Einträge; Erkennen und Bewerten langfristiger schleichender Veränderungen.

3. Ökologische Beweissicherung an chemisch intensiv überwachten Belastungsschwerpunkten und an naturnahen Referenzmessstellen.
4. Bereitstellung der Referenzdatenbasis zur Beurteilung der ökologischen Auswirkungen von Unfällen und Havarien (Warn- und Alarmdienst Rhein der Internationalen Kommission zum Schutze des Rheins, IKS).
5. Erkennen von Entwicklungen, die in der Zukunft zu Problemen führen könnten, z. B. Veränderungen infolge Klimaverschiebung, gewässerbauliche Korrekturen, Anbindung neuer Gewässer etc. (Frühwarnung, Vorsorge-Instrument).
6. Qualitäts-Absicherung kampagneartiger Gewässerbewertungen (Verdichtungsmessnetz).

Das Trendbiomonitoring orientiert sich damit auch an den Aufgaben der Medienübergreifenden Umweltbeobachtung des Bundes und der Länder gemäß Bundesnaturschutzgesetz § 6. Im Speziellen gelten die Ziele der biologischen Dauerbeobachtung, d. h. das Aufzeigen von Zustand und Entwicklung mittels langfristiger Beobachtung. Insbesondere das Thema Neozoa ist 2010 mit der Novelle des Bundesnaturschutzgesetzes wieder in den Vordergrund gerückt. Nach § 40 (2) BNatSchG sind „Arten, bei denen Anhaltspunkte dafür bestehen, dass es sich um invasive Arten handelt, ... zu beobachten“. Diese Dauerbeobachtung hebt sich durch den langfristigen Ansatz von der spezifischen Erfolgskontrolle mit Bezug zu einem konkreten Umsetzungsprojekt ab (z. B. Wirkungskontrolle bei Sanierungs- und Renaturierungsmaßnahmen).

Die Untersuchungen entsprechen dem gesetzlichen Auftrag sowie Konventionen und Empfehlungen von Fachausschüssen zum Schutz der Gewässer und ihrer Bestandteile (Bundesnaturschutzgesetz § 6 u. 40; Wasserhaushaltsgesetz § 1; Biodiversitätskonvention von Rio de Janeiro (UN, Artikel 7); Systematics Agenda 2000; Flora-Fauna-Habitat Richtlinie; EG-Wasserrahmenrichtlinie; Empfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser zum Aufzeigen langfristiger schleichender Belastungen, LAWA 2000). Die Untersuchungen zum Trendbiomonitoring der Gewässerfauna werden entsprechend dieser Vorgaben im Rahmen der Medienübergreifenden Umweltüberwachung (Referat 23, LUBW) durchgeführt.

## 2 Untersuchungsgebiet und Probestellen

Das Untersuchungsgebiet umfasst das Landesgebiet von Baden-Württemberg. Entsprechend der Lage der Fließgewässer und deren Einzugsgebiete (Rhein-, Neckar-, Donau- und Maineneinzugsgebiet) wurden mit den 100 originären Probestellen (Abb. 2.1) praktisch alle Landesteile mit ihren Einflussfaktoren abgedeckt. Diese entsprachen etwa 5% der bisherigen Untersuchungspunkte zur Gewässergütekarte des Landes (Stand: MELUF BW 1987). Für die Auswahl als Probestellen für die biologische Dauerbeobachtung waren folgende Punkte maßgeblich:

- Repräsentativität für die verschiedenen Flussgebiete, die geologischen Einzugsgebiete, die Fließgewässertypen.
- Übereinstimmung mit dem chemischen Intensivuntersuchungsprogramm des Landes, sofern an den betreffenden Stellen eine biologische Aufnahme sinnvoll war.
- geringe organische Belastung (mindestens Saprobie-Güteklasse II-III, in der Regel besser).
- geringer Ausbaugrad, kein Totalausbau der Ufer, möglichst reichhaltiges, für den Gewässerabschnitt typisches Substrat.
- keine akuten Versauerungserscheinungen, d. h. mindestens Säurezustandsklasse 2 oder besser (1).

Im Jahr 1998 und 2006 wurden Umstellungen im Programmablauf erforderlich, so dass nunmehr vier Gruppen von Probestellen mit unterschiedlichen zeitlichen Beprobungszyklen unterschieden werden müssen:

- 1.) 30 Dauermessstellen, die von Beginn der Untersuchungen durchgehend beprobt wurden.
- 2.) 20 Dauermessstellen, deren weitere Beprobung Anfang 2006 ausgesetzt wurde.
- 3.) 44 zyklische Messstellen, die in 3 Jahresperioden zwischen 1995 und 1998 und in 2006 - 2008 beprobt wurden.
- 4.) 6 zyklische Messstellen, die über 4 Jahre zwischen 1995 und 1998 beprobt und seither ausgesetzt sind.

Die Ergebnisdarstellung im vorliegenden Bericht bezieht sich nur auf die 30 durchgehend beprobten Dauermessstellen.

# Trend-Biomonitoring in Fließgewässern Baden-Württembergs

- Hauptgewässer-Untersuchungsstelle
- Nebengewässer-Untersuchungsstelle
- Dauerbeobachtungsstelle 1995-2005
- Dauerbeobachtungsstelle 1995-2011

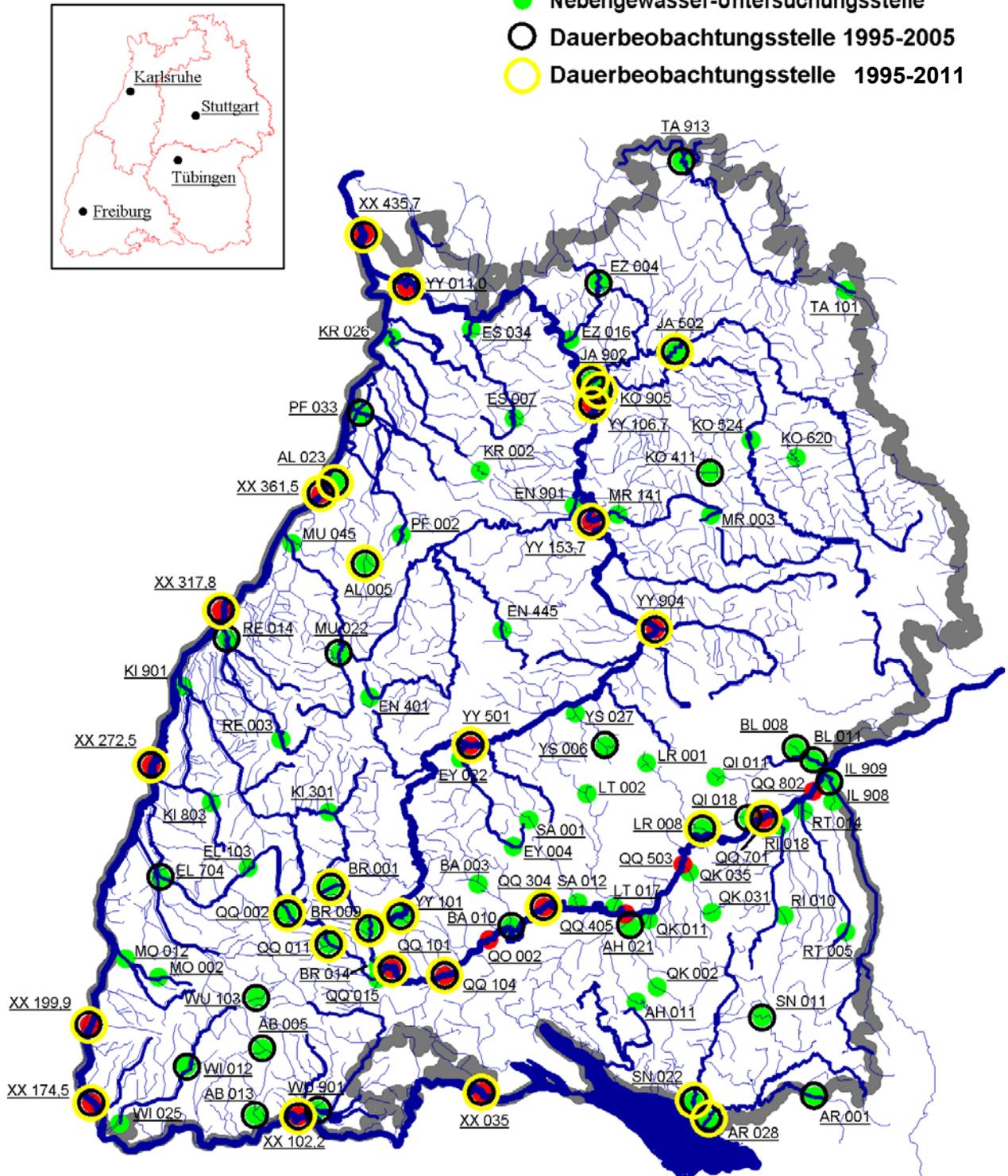


Abbildung 2.1: Karte vom Untersuchungsgebiet mit Probestellen des biozönotischen Trendmonitoring an den Hauptgewässern Rhein, Neckar und Donau (rot) und deren Zuflüssen (grün). Dauerbeobachtungsstellen 1995 – 2005 sind mit einem schwarzen Ring umzeichnet; jene 30 durchgehend beprobten Dauermessstellen zusätzlich mit einem gelben Ring.

Von den hier behandelten 30 durchgehend beprobten Dauermessstellen (Tab. 2.1, gelb umkreist in Abb. 2.1) liegen 20 Probestellen an den drei Hauptströmen Rhein, Neckar und Donau und 10 Untersuchungspunkte an ausgewählten Nebenflüssen.

Tabelle 2.1: Die 30 durchgehend seit 1995/1996 beprobten Untersuchungsstellen.

Code	Probestelle	Rechtswert	Hochwert	Breite (m)	Geologie	Talform	Typ
<b>DONAUGEBIET</b>							
BR001	Brigach bei St. Georgen	3448873	5331181	1-2	metamorph	Kerbsohlental	05
BR009	Brigach bei Marbach	3451061	5317544	10-12	Muschelkalk	Kerbsohlental	09
QQ002	Breg bei Katzensteig	3439527	5326481	3-4	metamorph	Kerbsohlental	05
QQ011	Breg bei Fischerhof	3451060	5317545	12-14	Buntsandstein	Kerbsohlental	09
QQ101	Donau oh. Pföhren	3466459	5311198	40-50	Keuper	Aental	09.1
QQ104	Donau in Zimmern	3478222	5310246	20-25	Malm	Kastental	09.1
QQ304	Donau oh. Hausen im Tal	3502768	5327124	25	Malm	Kastental	09.2
QQ701	Donau bei Nasgenstadt	3556700	5349109	40-45	Altmoräne	Aental	09.2
LR008	Große Lauter oh. Lauterach	3543167	5345808	2-5	Malm	Kerbsohlental	09.1
<b>BODENSEEGEBIET</b>							
AR028	Argen bei Gießenbrücke	3545071	5277009	25-50	Jungmoräne	Kerbsohlental/Talebene	03.2
SN022	Schussen bei Oberbaumgarten	3539936	5279749	5-10	Jungmoräne	Talebene	03.2
<b>RHEINGEBIET</b>							
AL005	Alb oh. Marxzell	3459436	5414103	4-6	Buntsandstein	Kerbsohlental	05.1
AL025	Alb in Karlsruhe-Beiertheim	3455033	5428460	5-10	jungtertiäre Schotterfläche	Talebene	09
XX035	Hochrhein bei Diessenhofen	3480644	5283764	>125	Jungmoräne	Talebene	10
XX102	Hochrhein bei Waldshut	3441898	5274480	>125	jungtertiäre Schotterfläche	Talebene	10
XX174	Restrhein bei Märkt	3392756	5277042	>125	jungtertiäre Schotterfläche/holozäne Aufschüttungen	Talebene	10
XX199	Restrhein bei Neuenburg	3391502	5299173	>125	jungtertiäre Schotterfläche/holozäne Aufschüttungen	Talebene	10
XX272	Restrhein bei Ottenheim	3406391	5362993	>125	jungtertiäre Schotterfläche/holozäne Aufschüttungen	Talebene	10
XX318	Rhein bei Grauelsbaum	3424662	5402759	>125	holozäne Aufschüttungen	Talebene	10
XX361	Rhein bei Karlsruhe Maxau	3449199	5433209	>125	holozäne Aufschüttungen	Talebene	10
XX435	Rhein bei Kirchgartshausen	3458399	5492995	>125	holozäne Aufschüttungen	Talebene	10
<b>NECKARGEBIET</b>							
JA502	Jagst bei Berlichingen	3535299	5464531	14-16	Muschelkalk	Kastental	09.2
JA903	Jagst bei Heuchlingen	3515822	5457414	25-50	Muschelkalk/Löß	Kastental	09.2
KO905	Kocher in Kochendorf	3515909	5454501	25-50	Muschelkalk/Löß	Kastental	09.2
YY101	Neckar uh. Schweningen	3468163	5325231	1-2	Keuper	Muldental	06
YY501	Neckar bei Börstingen	3485188	5367398	25-50	Muschelkalk/Löß	Kastental	09.2
YY904	Neckar bei Wernau	3530664	5395611	25-50	Lias/Dogger	Kastental	09.2
YY153	Neckar-Altarm b. Pleidelsheim/Beih.	3515133	5422513	10-25	Muschelkalk/Löß	Kastental	09.2
YY106	Neckar-Altarm in Neckarsulm	3515825	5450459	50-125	Muschelkalk/Löß	Talebene	09.2
YY011	Neckar in Mannheim-Seckenheim	3468561	5481297	50-125	holozäne Aufschüttungen	Talebene	10

# 3 Methoden

## 3.1 BIOLOGISCHE ERHEBUNG, BEARBEITUNG UND AUSWERTUNG DES MATERIALS

Das Makrozoobenthos wurde zur Berücksichtigung der Saisonalität des Vorkommens durch viermalige Beprobung im Jahresverlauf unter Anwendung der Kicksampling- und Flotationsmethode (HYNES 1961) aufgenommen. Zusätzlich wurden verschiedene Substratmaterialien (Steine, Totholz etc.) gezielt von Hand abgesammelt. Die in vielen Fällen einzig die Artbestimmung erlaubenden, terrestrisch lebenden Adulten vieler Wasserinsekten wurden im Uferbereich durch Streifnetzfänge und Handaufsammlungen im gleichen Rhythmus beprobt. Angesichts der Hauptzielsetzung, der Erfassung des Artenspektrums, wurde halbquantitativ gesammelt (Zeitsammelmethode, 2 Std./Stelle, 90 Min. aquatischer Bereich, 30 Min. terrestrisch). Folgende Tiergruppen des Makrozoobenthos wurden berücksichtigt: Schwämme (Porifera), Strudelwürmer (Turbellaria), Wenigborster (Oligochaeta), Schnecken und Muscheln (Mollusca, ohne *Pisidium* spp.), Egel (Hirudinea), Krebstiere (Crustacea, nur Amphipoda, Isopoda, Decapoda), Eintagsfliegen (Ephemeroptera), Steinfliegen (Plecoptera), Libellen (Odonata), Wanzen (Heteroptera), Käfer (Coleoptera), Schlammfliegen (Megaloptera), Netzflügler (Neuroptera), Köcherfliegen (Trichoptera), Zweiflügler (Diptera) und Bryozoa (Moostierchen). Die Bestimmung des aufgesammelten Tiermaterials folgte dem Stand der taxonomischen Literatur, in der Regel bis zur Art, da dies für die Datenauswertung nach faunistisch biozönotischen Gesichtspunkten unverzichtbar ist (RESH & UNZICKER 1975). Davon ausgenommen blieben Oligochaeta und Diptera, die nur grob, in dem Maße wie für eine Gewässergüteeinstufung (Saprobienindex nach DIN) erforderlich, angesprochen wurden. Alle an der betreffenden Gewässerstrecke vorhandenen Habitate wurden gleichwertig beprobt.

Gemäß der unterschiedlichen Bestimmbarkeit verschiedener Stadien (Adulte besser bestimmbar als Juvenile) enthalten die aufgestellten Roh-Artenlisten oft für ein und dasselbe Taxon Angaben für bis zur Art bestimmte Tiere und für solche, die nur bis zur Gattung oder Familie bestimmbar waren. Für die nachfolgenden Auswertungen wie Artensummenkurven, qualitative Zeitreihenvergleiche und Ähnlichkeitsberechnungen etc. wurden nur die bis zur Art bestimmten Nachweise berücksichtigt, um Doppelzählungen auszuschließen.

## 3.2 ZEITRASTER DER UNTERSUCHUNGEN

Jede einzelne biologische Beprobung in einem ausgewählten Lebensraum, die sich nicht auf rein visuelle Freiland-Beobachtungswerte stützt (wie z. B. Makrophyten-Vegetationsaufnahme, einige Wirbeltierkartierungen), kann nur eine Stichprobe des Gesamtlebensraumes sein, andernfalls würde der Lebensraum bei der Beprobung zerstört. Für den Vergleich der Besiedlung einzelner Probestellen über den Zeitverlauf, aber auch für den Vergleich verschiedener Untersuchungsstellen untereinander, ist von Bedeutung, dass die gewonnenen Stichproben das tatsächlich an dem Untersuchungsabschnitt vorkommende Artenspektrum der Lebensgemeinschaft repräsentieren. Der mit den Stichproben abgedeckte Anteil der Gesamtlebensgemeinschaft ist im Zuge der Auswertung zu ermessen und der sich aus dem Vergleich zweier Bestände ergebenden Ähnlichkeit gegenüber zu stellen. Ergibt der Vergleich beider Größen beispielsweise, dass die Lebensgemeinschaft zweier Untersuchungsabschnitte mit den gewonnenen Stichproben nur zu 30 - 40 % erfasst ist, so ergibt es wenig Sinn, über Unterschiede in der Lebensgemeinschaft beider Probestellen in der glei-

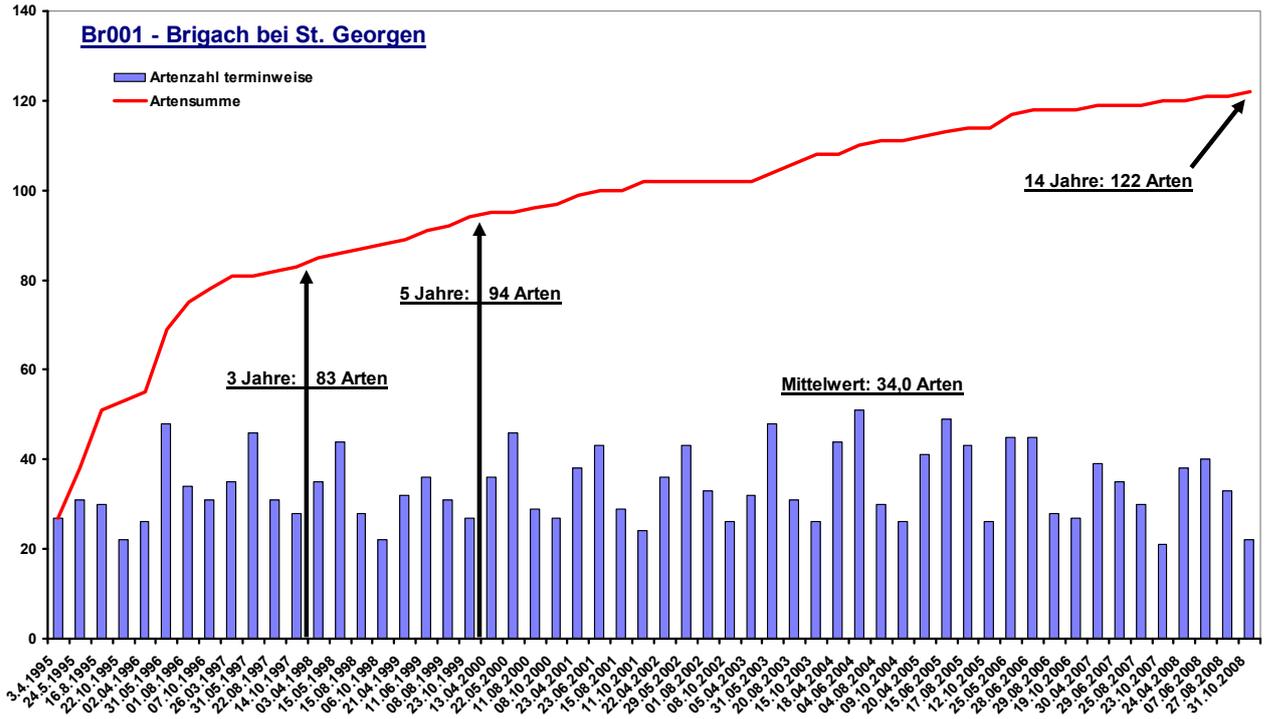
chen Größenordnung zu diskutieren. Die Unterschiede zwischen beiden Probestellen können allein aus der mangelhaften Erfassung an den einzelnen Probestellen resultieren.

Ergebnisse faunistischer Untersuchungen werden zunächst als Artenliste unter Angabe des Namens des Autors und des Jahres der Erstbeschreibung sowie der Fundhäufigkeit dargestellt. Nicht zuletzt gibt das Jahr der Erstbeschreibung Auskunft darüber, ob eine Art im Zeitreihenvergleich mitgezählt werden darf oder nicht. Besonders bei der Beurteilung langer Zeitreihen müssen Arten, die erst während der Untersuchungsperiode beschrieben und so erst erkennbar wurden, aus dem Vergleich herausgelassen werden (MARTEN 1994a). Bereits aus dem synoptischen Vergleich der Artenlisten mehrerer Standorte geht der Stichprobencharakter der Untersuchungsergebnisse einzelner Beprobungen hervor. Viele der nachgewiesenen Arten werden während zahlreicher Untersuchungen in einer längeren Untersuchungsperiode nur einmal nachgewiesen. Andere, dominante Arten, sind regelmäßig am Untersuchungsort anzutreffen. Zwischen diesen Extremen gibt es jede denkbare Zwischenstufe. Die Befunde jeder einzelnen Beprobung stellen also nur einen Teil des Gesamtbefundes dar (MARTEN 1995).

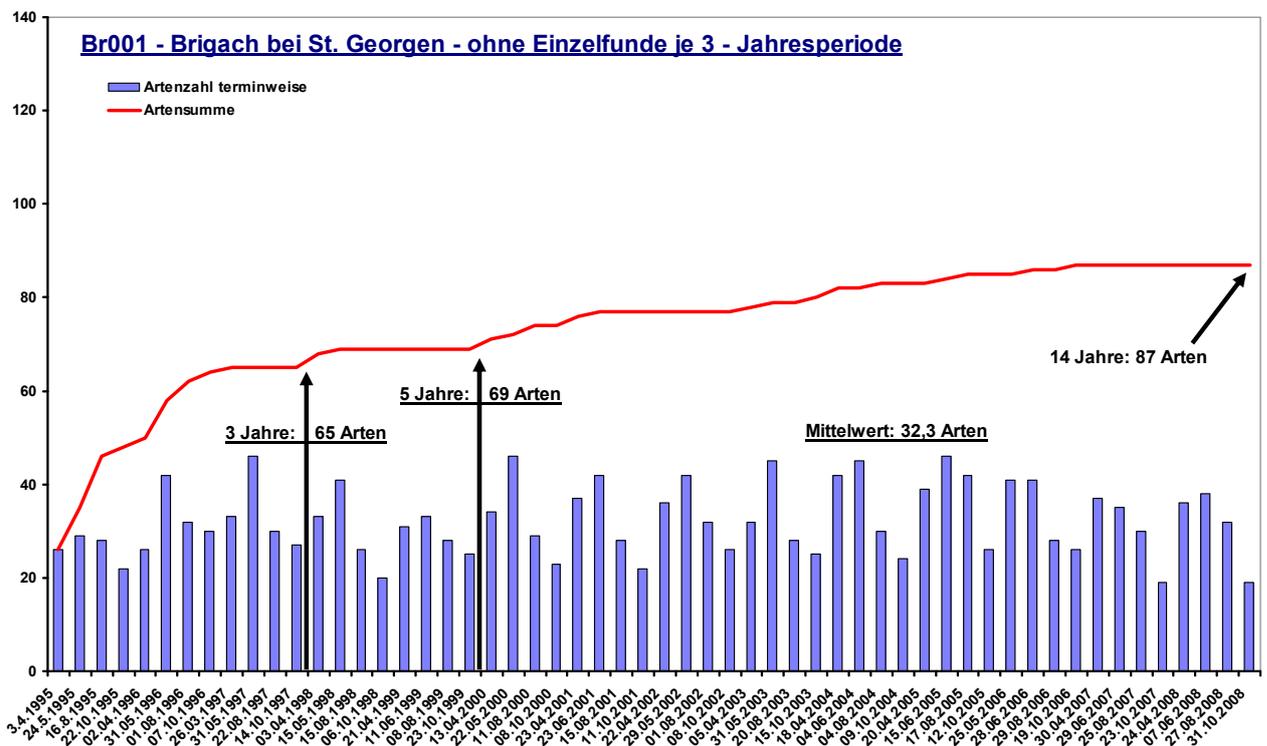
Der im Verlauf verschiedener Beprobungen erreichte Sammelerfolg an jeder untersuchten Stelle im Vergleich zu dem tatsächlich vorhandenen Artenspektrum, d. h. die Vollständigkeit der Artenerfassung, ist mit Hilfe von Artensummenkurven abzuschätzen (MARTEN 1994b, 1996a, 1997b). Artensummenkurven durch Aufsummation der im Laufe der Beprobungen neu hinzugekommenen Arten geben generell Aufschluss über den Anteil der Einzelbeprobungsergebnisse am Gesamtbefund.

Exemplarisch sei hier die Artensummenkurve der Probestelle an der Brigach bei St. Georgen mit einer Zeitreihe von 1995 bis 2008 dargestellt (Abb. 3.1). An dieser Stelle ist es zu keinen nennenswerten Veränderungen der Biozönose in der Zeitachse etwa in Folge von Neozoa-Ausbreitung gekommen. Die Artensummenkurve steigt aber bis zur letzten Untersuchung auch im 14. Untersuchungsjahr noch bis auf 122 Arten an. Die Erfassung des Artenbestandes scheint wie auch bei einigen anderen Probestellen noch nicht abgeschlossen zu sein, oder aber es liegen Entwicklungen/Verschiebungen in der autochthonen Biozönose vor. Dennoch wird deutlich, dass insbesondere in den ersten drei Untersuchungsjahren, d. h. während der ersten 12 Beprobungen, der Artenzuwachs auf 83 Arten erheblich und in der 2-Jahre-Folgeperiode die Zahl der neu hinzukommenden Arten mit 11 (13 %) eher gering ist, sich also bereits eine „Sättigung“ des Artenbefundes eingestellt hat. Nach 5 Jahren (20 Stichproben) liegen 94 Arten vor. Damit sind aber lediglich 77 % des nach 14 Jahren bekannten Artenbestandes erfasst.

Welcher Anteil des weiteren Anstiegs der Artensummenkurve auf Einzelnachweise von seltenen Arten zurückgeht, wird deutlich, wenn diese Einzelfunde aus der Betrachtung herausgelassen werden. In Abb. 3.2 sind alle Einzelfunde je 3-Jahresperiode herausgelassen. Die durchschnittliche zum einzelnen Untersuchungstermin nachgewiesene Artenzahl ändert sich mit 32,3 Arten gegenüber dem Gesamtbefund (34,0 Arten) nur unwesentlich. Durch die Beprobungen nach der ersten Dreijahresperiode bis Ende 2008 kommen dann noch 25 % an Arten hinzu (87 Arten gegenüber 65 Arten nach 3 Jahren). Werden die Einzelnachweise mitgerechnet (Abb. 3.1) beträgt der Zuwachs in der gleichen Zeit 32 % (122 Arten gegenüber 83 Arten nach 3 Jahren). An dieser Probestelle kann ein kurzfristiger, verschmutzungs- oder einwanderungsbedingter Shift in der Biozönose weitgehend ausgeschlossen werden, sie ist daher geeignet, die grundsätzliche Erfordernis aufzuzeigen, bei einer viermal jährlichen Beprobung wenigstens 3 Jahre zu untersuchen, um die häufigsten Arten erfassen zu können.



Abbildungen 3.1: Artensummen über die Zeitachse, berechnet für die Untersuchungsergebnisse der Brigach bei St. Georgen. Nur folgende Gruppen berücksichtigt: Turbellaria, Mollusca, Hirudinea, Isopoda, Amphipoda, Decapoda, Ephemeroptera, Plecoptera, Odonata, Coleoptera, Heteroptera, Neuroptera, Trichoptera.



Abbildungen 3.2: Artensummen über die Zeitachse, berechnet für die Untersuchungsergebnisse der Brigach bei St. Georgen – ohne Einzelfunde je 3-Jahresperiode. Nur folgende Gruppen berücksichtigt: Turbellaria, Mollusca, Hirudinea, Isopoda, Amphipoda, Decapoda, Ephemeroptera, Plecoptera, Odonata, Coleoptera, Heteroptera, Neuroptera, Trichoptera.

**3.3 ERGEBNISDARSTELLUNG UND BIOZÖNOTISCHE AUSWERTEMETHODEN**

**ARTENLISTE**

Die Arten werden in systematischer Reihenfolge (nach Ordnungen) sowie in alphabetischer Reihenfolge innerhalb der Ordnungen zusammen mit der Nachweis-Stetigkeit über das gesamte Probenkollektiv aufgelistet.

**NACHWEISERFOLG UND ARTENVIELFALT**

Darstellungen der „maximalen Nachweis-Stetigkeit einer Art je Probestelle“ erlauben im Vergleich zu dem Wert „Stetigkeit einer Art über die 30 Probestellen“ die gewässertypologisch interessanten und die in großer Regelmäßigkeit nachweisbaren Arten einzelner Gewässertypen auszumachen. Andererseits wird auch deutlich, welche Arten als Ubiquisten in vielen Gewässertypen vorkommen.

**ZEITLICHE ENTWICKLUNG DER ARTENVIELFALT**

Die Entwicklung der Artenvielfalt wird durch Auftragen der Artenzahlen jeder Beprobung über die Zeitachse veranschaulicht. Der Artenkenntnisgewinn (Artenzuwachs) in der Folge der Beprobungen der Untersuchungsstelle wird durch Artensummenkurven verdeutlicht (vgl. Kap. 3.2). Ergänzend dazu werden die Jahres-Artenzahlen (das Artenspektrum der vier Probenahmeterminen eines Jahres) sowie die Artenzahlen je Drei-Jahresperiode (zwölf Untersuchungstermine) dargestellt.

**VERGLEICH DER PROBESTELLEN UND VARIANZ DER ERGEBNISSE IN DER SUMME DER PROBESTELLEN IM ZEITVERLAUF**

Artenzahlen der einzelnen Probestellen zusammengefasst als Mittelwert, Minimum-Maximum-Spanne und Standardabweichung als Maß für die Streuung der Einzelergebnisse um den Mittelwert sämtlicher Probestellen. Summarische Darstellungen so verschiedenartiger Probestellen können unterschiedliche Entwicklungen einzelner Probestellen verdecken, eignen sich aber, generelle Trends zu erkennen.

**BIOZÖNOTISCHE ÄHNLICHKEIT DARGESTELLT MIT DEM JACCARD-INDEX**

Mit Hilfe des Ähnlichkeitsindex nach JACCARD wird die Übereinstimmung der Befunde verschiedener Beprobungen einer Probestelle oder verschiedener Probestellen untereinander im Vergleich geprüft, es handelt sich um ein in der Biosoziologie verbreitetes Verfahren (MÜHLENBERG 1989). Der JACCARD-Index (J) liefert den prozentualen Anteil der gemeinsamen Arten zweier Proben an der Gesamtzahl der Arten beider Proben:

$J = \frac{c}{a + b + c} \times 100$	<p>a = Anzahl Arten ausschließlich in Probe a                  b = Anzahl Arten ausschließlich in Probe b                  c = Anzahl beider Proben gemeinsamer Arten</p>
--------------------------------------	---

In Anlehnung an GUHL (1987) wurde die Formel zur Einbeziehung der Häufigkeit der einzelnen Arten wie folgt erweitert:

$J_h = \frac{\left( \frac{c}{h_{c1} + h_{c2}} \right) \times \left( \frac{h_{11}}{h_{12}} \right)}{(h_a + h_b + h_{c1} + h_{c2}) \times c} \times 100$ <p style="text-align: right; margin-right: 20px;">mit <math>h_{11} &lt; h_{12}</math></p>
--

Dazu werden statt der Anzahl der Arten a, b und c die Häufigkeitswerte (h) dieser Artenkollektive aufsummiert und die Formel ergänzt um eine Komponente zum Vergleich der Häufigkeit der gemeinsamen Arten in beiden Proben. Die Häufigkeitswerte wurden aus den logarithmierten Individuenzahlen (n) nach

der Formel  $y = 2 \log n + 1$  gewonnen. Durch die Logarithmierung wird das bei der Index-Berechnung mit absoluten Individuenzahlen auftretende Übergewicht der sehr häufigen Arten reduziert. Es ergeben sich dadurch Werte, die folgender Häufigkeitsklassen-Abstufung entsprechen: HK 1: 1-3 Individuen, HK 2: 4-9 Ind., HK 3: 10-31 Ind., HK 4: 32-99 Ind., HK 5: 100-316 Individuen, etc.. Die Logarithmierung absoluter Individuenzahlen entspricht im Ergebnis der klassischen Vorgehensweise bei der Abundanzschätzung von Arten in Gewässer im Rahmen der amtlichen Gewässerüberwachung, die sich genau aus dem Grunde einer ausgewogenen Berücksichtigung der Taxa einer abgestuften Abundanzschätzung bedient. Die Ergebnisse dieser Berechnungsweise spiegeln im Vergleich zur Berücksichtigung absoluter Individuenzahlen oder der reinen Präsenz die Unterschiede zwischen einzelnen Proben am besten wider (MARTEN 1998).

#### TRENDBEWERTUNG AUF ARTNIVEAU

Die Frage, ob sich Bestände von Arten an einzelnen Probestellen verändert haben oder Arten sogar an allen Probestellen Bestandszunahmen oder -abnahmen aufweisen, ist bei den hier vorliegenden Datenreihen nicht leicht zu beantworten. Gemessen an der Nachweis-Stetigkeit weisen die Einzelbefunde trotz optimierter Besammlungsmethode erstens wie beschrieben einen Stichprobenfehler auf. Zweitens ist eine gewisse Lückigkeit der Datensätze einzelner Arten wegen durch die Lebenszyklen bedingten jahreszeitlichen Fluktuationen der Befunde gegeben. Letztere ist leicht durch jahresweise Datenaggregation auszugleichen. Dennoch sind die resultierenden Jahresreihen selbst für häufigere Arten nicht lückenlos, da auch Fluktuationen von Jahr zu Jahr auftreten.

Um mit einer derartigen Datenlage umzugehen, wurde ein einfacher Trendindex aufgestellt, der mittels einer Punkteverteilung über die Dauer der Untersuchungsperiode die Nachweise pro Jahr entsprechend ihrer Lage auf der Zeitachse gewichtet. Diese Punkteverteilung wird durch einen für jedes Jahr vergebenen Jahreszähler gewährleistet, der von der Mitte der Untersuchungsperiode ausgehend, rückwärts pro Jahr um -1 erniedrigt wird und vorwärts um +1 erhöht wird. Dieser Jahreszähler wird mit der Präsenz ("1", wenn die Art in dem Jahr vorkommt) oder der Abundanzklasse ("1" - "7", dto.) einer Art multipliziert, alle Produkte über die Dauer der Untersuchungsperiode aufaddiert und zu einem Prozentwert, bezogen auf die Anzahl der Untersuchungsjahre, nach folgender Formel verrechnet:

$$\text{Trendindex (TI)} = \frac{\sum \text{Jahreszähler} \times \text{Präsenz ("1")}}{\sum \text{Jahreszähler } n \text{ a/2}} \times 100$$

Arten, die z. B. bei einem Untersuchungszeitraum von 10 Jahren regelmäßig in den ersten fünf Jahren vorkamen, dann aber nicht mehr, erhalten einen TI von - 100 %. Arten mit umgekehrtem Erscheinungsbild (z. B. Neozoa) erhalten plus 100 %. Rechnen lässt sich mit der Präsenz oder mit den Häufigkeits-(klassen)-werten, z. B. Abundanzklasse ("1" - "7"), sowie mit beliebigen abiotischen oder anderen biologischen Daten. Die Berechnung funktioniert auch, wenn die Tiere nicht jedes Jahr vorkamen/nachweisbar waren (MARTEN 2007).

### 3.4 VERFAHREN ZUR BEWERTUNG DER GEWÄSSERBESCHAFFENHEIT

Die Auswertung der Befunde unter dem Aspekt der Gewässerbeschaffenheit erfolgte nach den neuesten Vorgaben für die Wasserwirtschaft entsprechend der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL 2000). Diese methodischen Vorgaben wurden im Rahmen verschiedener Projekte der EU, des Umweltbundesamtes (UBA) und der LAWA erarbeitet, und sind dargelegt zuletzt in MEIER et al. (2006): „Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben“.

Unter <http://www.fliessgewaesserbewertung.de> sind das [Methodische Handbuch Fließgewässerbewertung](#) (Themenschwerpunkte: Probenahme, Probenbehandlung, Bestimmung, Berechnung und Interpretation), die Auswerte- und Bewertungssoftware ASTERICS incl. PERLODES, das Handbuch zur Bewertungssoftware sowie weitere notwendige Materialien wie Protokollbögen und eine operationelle Taxaliste abgelegt, die das Bestimmungsniveau und damit die Vergleichbarkeit der Befund-Eingaben vereinheitlichen sollen.

Die Bewertung der ökologischen Qualität der Gewässer nach EG-Wasserrahmenrichtlinie wird auch künftig entsprechend der klassischen Einstufung der Gewässergüte nach LAWA mit Hilfe von biologischen Indikatoren erfolgen. Ergebnisse von direkten Messungen von Einflussgrößen (gewässermorphologische, hydrologische, physikalische und chemische Parameter) sind wie bisher nur unterstützend für die Bewertung heranzuziehen. Neu ist, dass sich die Bewertung an gewässertypischen Leitbildern orientiert und verschiedene Einflussgrößen auf das Gewässer widerspiegeln soll. Für die Bundesrepublik Deutschland wurden 31 biozönotisch bedeutsame Gewässertypen definiert, davon sind 14 in Baden-Württemberg anzutreffen. Die EG-WRRL ist handlungsorientiert konzipiert und schreibt vor, bis 2015 einen guten ökologischen und einen guten chemischen Gewässerzustand EU-weit zu erreichen.

Die Auswertesoftware ASTERICS (verwendet wurde die Version 3.1.1) umfasst drei Auswertemodule. Diese ermöglichen, Auswirkungen leicht abbaubarer organischer Substanzen („Saprobie“) separat von Auswirkungen der gewässermorphologischen Degradation („Allgemeine Degradation“) und den Auswirkungen übermäßigen Säureeintrags („Versauerung“) zu bewerten. Die Modul-Einzelbewertungen werden nach dem Prinzip „worst case“, schlechtestes Einzelergebnis zählt, zur „Ökologischen Zustandsklasse“ zusammengefasst. Die Abstufung folgt einem 5-Klassen-System, sehr gut, gut, mäßig, unbefriedigend und schlecht mit den Gütefarben Blau, Grün, Gelb, Orange und Rot (vgl. Tabellen 4.13 – 4.17 in Kapitel 4.3.2).

Modul „Saprobie“: Die Bewertung der Auswirkungen organischer Verschmutzung auf das Makrozoobenthos erfolgt mit Hilfe des gewässertypspezifischen und leitbildbezogenen Saprobienindex nach DIN 38 410 (Friedrich & Herbst 2004), d. h. die Ergebnisse der Saprobienindexberechnung werden unter Berücksichtigung typspezifischer Klassengrenzen in eine Qualitätsklasse überführt.

Modul „Allgemeine Degradation“: Dieses Modul spiegelt nach Angaben der Autoren des methodischen Handbuchs die Auswirkungen verschiedener Stressoren (Degradation der Gewässermorphologie, Nutzung im Einzugsgebiet, Pestizide, hormonäquivalente Stoffe) wider, wobei in den meisten Fällen die Beeinträchtigung der Gewässermorphologie als der wichtigste Stressor angenommen wird. Das Modul ist als multi-metrischer Index aus verschiedenen Einzelindices aufgebaut, deren Ergebnisse zur besseren Vergleichbarkeit auf eine Normskala zwischen 0 und 1 zu so genannten „Core Metrics“ umgerechnet sind. Aus 61 verschiedenen für dieses Modul berechneten Core Metrics werden programmseitig nur so viele ausgewählt

(meist bis zu 5), dass ein robustes Ergebnis vorliegt, aber gleichzeitig eine einfache Interpretation der Daten ermöglicht wird.

Das Ergebnis des Multimetrischen Index wird für jeden Gewässertyp auf dieselbe Art in die Qualitätsklasse überführt: sehr gut: > 0,8, gut: > 0,6-0,8, mäßig: > 0,4-0,6, unbefriedigend: > 0,2-0,4, schlecht: ≤ 0,2. Ausnahmen stellen die Gewässertypen 10 und 20 dar. Bei dieser Gewässertypengruppe der Ströme wird das Ergebnis des Metrics „Potamon-Typie-Index (Häufigkeitsklassen)“ direkt in eine Qualitätsklasse überführt (SCHÖLL et al. 2005).

Modul „Versauerung“: Bei den Gewässertypen, die von Versauerung betroffen sind (Typ 5 Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche, Typ 5.1 Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche) wird mit Hilfe dieses Moduls die typspezifische Bewertung des Säurezustandes vorgenommen. Für alle anderen Gewässertypen wird die Berechnung von ASTERICS nicht durchgeführt. Die Berechnung und Bewertung basiert auf dem fünfstufigen Säurezustandsklassensystem nach BRAUKMANN & BISS (2004).

Weitere Angaben sind den ausführlichen Berichten und Anleitungen zu entnehmen, die als Download auf der Internet-Seite <http://www.fliessgewaesserbewertung.de> zu erhalten sind.

### **3.5 VERFAHREN DER NATURSCHUTZFACHLICHEN BEWERTUNG DER BEFUNDE**

Die Auswertung der Befunde zum Trendbiomonitoring beschränkt sich derzeit auf die Benennung und Darstellung des Anteils von Rote Liste-Arten am Gesamtbefund. Die Angaben zur Einstufung der entsprechenden Arten folgt der Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands (BfN 1998) und wurde KÖPPEL et al. (1998) entnommen. Die Bewertung der FFH-Arten erfolgt nach LUBW (2008). Bundesweit geltende Rote Listen bestehen für folgende Tiergruppen des Makrozoobenthos: Porifera (nur marine Arten), Mollusca, Crustacea, Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera, Heteroptera, Neuropteroidea, Hydradephaga et Palpicornia (Wasserkäfer s. l.), Coleoptera Diversicornia (hier: Scirtidae, Dryopidae, Elmidae, Heteroceridae), Trichoptera, Diptera (Syrphidae, Dolichopodidae, Empididae, Ceratopogonidae, Psychodidae).

### **3.6 VERFAHREN ZUR BEWERTUNG DER LÄNGSZONALEN AUSBREITUNG DER TIERARTEN UND DEREN VERSCHIEBUNG IM ZUGE DES KLIMAWANDELS**

Fließgewässer werden seit jeher in die Längsregionen Quelle – Krenal, Bach – Rhithral und Fluss – Potamal unterteilt, die sich auch biologisch durch Charakterarten abbilden lassen.

Die separate Darstellung des Anteiles der Arten einzelner Längszonen aus dem Gesamtbefund einer Messstelle über die Zeitachse kann wertvolle Hinweise geben, ob z. B. infolge der Veränderung des Temperaturregimes sich die Arten der unteren Fließzonen in Richtung der oberen Fließzonen bewegen. Ähnliche Aussagen können aus dem Potamon Typie Index und dem Rhithron Typie Index abgeleitet werden (Berechnung mit ASTERICS 3.1.1).

Die biologische Klassifikation der Längszonen hat zu einer weiteren Aufspaltung im Fließverlauf geführt: 1 – Eukrenal, 2 – Hypokrenal, 3 – Epirhithral, 4 – Metarhithral, 5 – Hyporhithral, 6 – Epipotamal, 7 – Metapotamal, 8 – Hypopotamal. Das Vorkommen der einzelnen Arten in den verschiedenen Fließzonen 1-8 (eine Art kann in mehreren Zonen vorkommen) wird mittels einer Punkteverteilung von insgesamt 10

Wertpunkten pro Art angegeben (Deutsche Taxa Index Werte). Aus diesen Indexwerten wurde der mittlere Zonierungsindex für jede Art berechnet, also der Schwerpunkt des Vorkommens im Fließwasserverlauf. Zusätzlich wird aus der Verteilung der Wertpunkte über die 8 Fließzonen ein Indikationsgewicht aufgestellt, das umgekehrt proportional zur Anzahl der Fließzonen ist, in der die Art vorkommt. Somit haben stenöke Arten, die nur in einer Flusszone vorkommen, ein Indikationsgewicht von 8 erhalten, da diese einen hohen Indikationswert für diese eine Zone haben. Arten, die in allen 8 Zonen vorkommen, erhalten ein niedriges Indikationsgewicht von 1.

Zonierungsindex und Indikationsgewicht der einzelnen Arten werden analog zum Saprobienindex nach PANTLE & BUCK (1955) in der neuesten Fassung mit Indikationsgewicht (FRIEDRICH & HERBST 2004) nach folgender Formel zu einem Gesamt Zonierungsindex Z verrechnet:

$$\text{Zonierungsindex} \quad Z = \frac{\sum Z_i \times A_i \times G_i}{\sum A_i \times G_i}$$

$Z_i$  = Zonierungsindex der i-ten Art (1-8)  
 $A_i$  = Abundanz der i-ten Art  
 $G_i$  = Indikationsgewicht der i-ten Art (1 – 8)

Die Darstellung dieses Zonierungsindex über die Zeitachse gibt ein umfassenderes Bild über biozönotische Verschiebungen im Längsverlauf der Fließgewässer als die zuvor genannten Teilindices.

Eine Methode die biozönotischen Befunde aus Gewässern unmittelbar indikativ im Hinblick auf deren Temperatursensitivität auszuwerten, gab es bisher nicht. Der oben beschriebene Zonierungsindex kann zwar Auswirkungen von Temperaturverschiebungen zum Ausdruck bringen, würde aber auch Renaturierungseffekte wie die Aufweitung des Flussbettes mit Verminderung der Strömungsgeschwindigkeit im Sinne einer „Potamalisierung“ anzeigen. BUFFAGNI et al. (2009), GRAF et al. (2008), GRAF et al. (2009) sowie GRAF & SCHMIDT-KLOIBER (2008) haben nach Auswertungen autökologischer Literatur Temperatur Präferenzen für die arten- und abundanzstarken Tiergruppen Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT) aufgestellt und unter <http://www.freshwaterecology.info> verfügbar gemacht. Die verschiedenen Arten werden mit einem 10 Punktesystem über 5 Temperaturbereiche eingestuft (1 = very cold, < 6 ° C; 2 = cold, < 10 ° C; 3 = moderate, < 18 ° C; 4 = warm, > 18 ° C; 5 = eurytherm, no specific preference). Diese Informationen wurden mit einem ‚temperature preference index‘ – tpi analog zum Zonierungs- und Saprobienindex verrechnet und zur Indikation der Temperaturverhältnisse und derer Änderung über die Zeitachse genutzt:

$$\text{temperature preference index} \quad tpi = \frac{\sum t_{pii} \times A_i \times G_i}{\sum A_i \times G_i}$$

Der Temperatur Index  $t_{pi}$  ist der Mittelwert der mit der Punkteverteilung gewichteten Temperaturbereichsziffern 1 – 5 der Art x.  $A_i$  ist die häufigkeitsklassierte Abundanz der x-ten Art. Das Indikationsgewicht  $G_i$  ergibt sich für jede Art aus der Anzahl der belegten Temperaturbereiche und ist umgekehrt proportional zu dieser, d. h.  $G_i = 5$  bis 1, stenök - euryök.

Der tpi wurde vergleichend mit ( $t_{pi5}$ ) und ohne ( $t_{pi4}$ ) Temperaturbereich 5 = eurytherm, no specific preference berechnet. Der  $t_{pi5}$  zeichnet zwar den zeitlichen Verlauf der Veränderungen etwas deutlicher als der  $t_{pi4}$ , es erscheint aber wenig plausibel, eurytherme Organismen in der Berechnung zu berücksichtigen. Daher wird nachfolgend nur auf Berechnungen des  $t_{pi4}$  Bezug genommen.

### 3.7 DATENHALTUNG UND AUSWERTEMODUL ZUR ARTENVIELFALT UND TRENDABSCHÄTZUNG DER BIOZÖNOTISCHEN ENTWICKLUNG UND STATISTIK

Die über die Jahre erfassten Daten wurden von den Auftragnehmern nach vorgegebenem Modus in MS-Excel-Tabellen eingetragen. Je Probestelle, Untersuchungstermin und Art wurde die im Freiland abgeschätzte Individuenzahl (häufigkeitsklassierte Schätzung) der über die Beprobungszeit in der aquatischen Phase nachgewiesenen Tiere (bei Insekten meist nur Larven), die Zahl der davon im Labor exakt bestimmten Individuen und die Zahl der beim Imaginesfang am Ufer erbeuteten und im Labor bestimmten Tiere in drei Spalten je Untersuchungstermin festgehalten. Die jährlichen Datenlieferungen wurden zur weiteren Auswertung nach Qualitätsprüfung (Prüfung der Belegproben etc.) probestellenweise in eine Excel Datenbank überführt. Bestehende, bzw. zu Beginn der Untersuchungen vorhandene Datenhaltungs- und Auswerteprogramme (Biologie-Programm der Abteilung 4; ECOPROF: Programm zur Auswertung von Makrozoobenthosbefunden des Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Österreich und der Universität Wien) waren nicht ausgelegt auf die spezifische Auswertung und Ausgabe von Zeitreihenuntersuchungen, da diese bisher nicht Gegenstand der Gewässerüberwachung waren.

Zur automatischen Auswertung und Erprobung der Darstellung von Langzeitdatenreihen zum Makrozoobenthos auf Basis der vorhandenen MS-Excel-Datenbank wurden verschiedene Module in Visual Basic (VBA) geschrieben und fortwährend angepasst. Die Module ermöglichen zahlreiche Auswertungen und Darstellungen wie: Dateneinlese- und Datentransformation; Ausgabe von Artenlisten; Stetigkeitsberechnungen; Zeitreihendarstellungen mit Artensummenkurven, Jahres- und Dreijahresartenzahlen sowie Anteilen Neozoa und Rote Liste-Arten; Ähnlichkeitsberechnungen nach JACCARD; Berechnungen von Trendindex TI und Zonierungsindex Z; Konfiguration des Datenformats für den Import in ASTERICS mit verschiedenen Häufigkeitsmodi; Steuerung des ASTERICS Batch-Modus und Strukturierung der Rechenergebnisse von ASTERICS in Exceldatei zur gezielten Weiterverarbeitung; Erstellen von Zusammenfassungen und Auswertung der ASTERICS Bewertungsergebnisse über die Zeitachse nach Mittelwert, Minimum, Maximum, Standardabweichung, Saisonalität der Bewertungen und Trendentwicklung; automatisierte Zusammenstellung und graphische Darstellung der Ergebnisse einzelner ASTERICS-Metriken wie Rhithron Typie Index und Potamon Typie Index. Berechnung und Darstellung der zeitlichen Entwicklung von trophischen Gilden und Habitatindikatoren.

Der Excel-Anwendung ist eine Referenzartenliste hinterlegt, die sämtliche Arten der „Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands“ von MAUCH et al. (2003) enthält, daneben weitere Arten und Taxa, die in dieser Liste bisher nicht enthalten sind. Zu den aktuellen Namen wird eine Synonyma-Liste älterer Namen geführt.

Die statistische Signifikanz der ermittelten Trends wurde mit MAKESENS 1.0, Mann-Kendall Test and Sen's Slope Estimates for the Trend of Annual Data geprüft, einer Statistik Freeware des Finish Meteorological Institute Helsinki, 2002 ([http://ilmatieteenlaitos.fi/organization/contacts\\_25.html](http://ilmatieteenlaitos.fi/organization/contacts_25.html)). Der Mann-Kendall (MK) Test (MANN 1945, KENDALL 1975), Ja/Nein Test für Existenz eines Trends (Steigung) mit Signifikanz gegen Null, und die Sen Methode (SEN 1968), Kalkulation von Wert und Vertrauensbereich des Trends (Steigung), sind nicht parametrische Tests für verteilungsfreie Daten. MAKESENS ist daher für die Auswertung i. d. R. nicht normal verteilter Freilanddaten geeignet. Die Tests erlauben das Fehlen von Daten und sind unempfindlich gegenüber Datenausreißern. Signifikanz Level sind bei Mann-Kendall 99,9 %, 99,0 %, 95 % und 90 %, bei Sen 95 und 99 %. Voraussetzung ist, dass keine Jahresperiodik vorliegt. Die

biologischen Daten der 4 saisonalen Beprobungen wurden daher zu Jahres-Summenwerten zusammengefasst.

### **3.8 QUALITÄTSSICHERUNG UND METHODENEVALUATION**

Zur Einhaltung der Auftragsvorgaben wurden intensive Qualitätskontrollen u. a. mit stichprobenhaften Nachkontrollen des Probenmaterials und parallelen Vergleichsuntersuchungen durchgeführt (siehe MARTEN 2002).

Im Rahmen eines in 2004 bundesweit an 150 Untersuchungsstellen durchgeführten LAWA-Praxistests zur Erprobung des neu entwickelten Verfahrens zur Fließgewässerbewertung mit Makrozoobenthos nach AQEM/ASTERICS (AQEM CONSORTIUM 2002, HAASE & SUNDERMANN 2004) wurden 16 Untersuchungsstellen in Baden-Württemberg beprobt. Zu den von der LAWA beauftragten und der Universität Hohenheim durchgeführten Erhebungen nach dem neuen Verfahren wurden parallele Untersuchungen mit zwei in Baden-Württemberg angewandten Verfahren zur biologischen Gewässeranalyse (Gewässergüteuntersuchung, Trendbiomonitoring) durchgeführt. Dabei wurde die Methode Trendbiomonitoring (TBM) wiederum von zwei Untersuchergruppen parallel angewandt. Ebenso zeitgleich wurde auch eine Untersuchung der Probestellen durch den Berichtersteller selbst vorgenommen (MARTEN 2006).

Bei den 5 Paralleluntersuchungen wurden bei etwa vergleichbarem Zeitaufwand für die Feldarbeit (60 bis 90 Minuten) große Unterschiede in der Erfassungsvollständigkeit des Artenspektrums generiert. An den 16 Probestellen zusammengenommen wurden folgende Taxa-/Artenzahlen, gestaffelt nach der Höhe der Zahlen, ermittelt: TBM1: 243/188; TBM2: 227/184; MARTEN: 196/157; GÜTE: 164/125; AQEM: 161/91. Aufgrund methodisch bedingter Einschränkungen wurde mit der AQEM Aufsammelmethode die geringste Anzahl biologischer Taxa erfasst und auch die Bestimmungstiefe, d. h. die Zuordnung der Arten war bei dieser Methode am geringsten.

Die Methode Trendbiomonitoring liefert nach den bisherigen Erkenntnissen hinsichtlich des gesetzten Zieles, der möglichst guten Erfassung von Artenbestand und Artenverteilung, zielführendere Ergebnisse. Diese Methode wurde folglich für die biologischen Intensivuntersuchungen im Rahmen des Trendbiomonitorings beibehalten (MARTEN 2006).

# 4 Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse der faunistischen Untersuchungen des Programms Trendbiomonitoring präsentiert.

In [Kapitel 4.1](#) werden die im Rahmen des gesamten Programmes nachgewiesenen Arten mit deren Nachweisstetigkeit über die Probestellen und an einzelnen Probestellen aufgelistet.

In [Kapitel 4.2](#) werden zeitliche Entwicklungstrends exemplarisch für ausgewählte Probestellen und im Mittel der 30 durchgängig beprobten Dauerbeobachtungsstellen dargestellt.

Die Unterkapitel beschreiben den Erfassungsstand und die Artenzahlentwicklung über den Untersuchungszeitraum ([4.2.1](#)), die Veränderungen des biozönotischen Gefüges anhand von Ähnlichkeitsbetrachtungen ([4.2.2](#)), Arten mit auffällig stärkeren Bestandsveränderungen ([4.2.3](#)) und die Einwanderung und Ausbreitung der Neozoa ([4.2.4](#)). Darüber hinaus werden das Wiederauftreten von Gewässergütezeigern ([4.2.5](#)), Bestand und Entwicklung gefährdeter Arten ([4.2.6](#)) und die beobachteten Veränderungen, die mit dem Klimawandel einhergehen können ([4.2.7](#)), dargestellt.

In [Kapitel 4.3](#) erfolgen Bewertungen der Veränderungen der Gewässerbeschaffenheit, indiziert durch die Befunde des Trendbiomonitorings, und zwar nach dem Verfahren der klassischen Gewässergütekartierung (Saprobienindex, [4.3.1](#)) sowie nach den für die Bewertung der ökologischen Qualität gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie erarbeiteten Verfahren (ASTERICS mit PERLODES, [4.3.2](#)). In [Kapitel 4.3.3](#) werden Vorschläge für die Optimierung des EG-WRRL-Verfahrens unterbreitet.

Mit [Kapitel 4.4](#) schließt sich eine zusammenfassende Betrachtung des Artenaufkommens in den drei großen Flüssen Rhein, Neckar und Donau im Vergleich zu dem in den Nebenflüssen an. Die Zusammensetzung der Biozönose nach ökologischen Funktionsgruppen wie Ernährungstypen und Bewohnern verschiedener Habitats wird vergleichend dargestellt und vor dem Hintergrund der zuvor festgestellten Änderungen diskutiert.

## 4.1 ARTENINVENTAR UND ARTENVIELFALT

An den 30 durchgehend untersuchten Dauerbeobachtungsstellen konnten bisher 619 Arten des Makrozoobenthos nachgewiesen werden. Zum Vergleich, an allen 100 Untersuchungsstellen zum Trendbiomonitoring in Baden-Württemberg wurden bisher mehr als 700 Makrozoobenthos-Arten bestätigt.

Wie eingangs erwähnt, wurden Oligochaeta und Diptera im Rahmen der Untersuchungen zum Trendbiomonitoring ab 1995 Aufwand bedingt nur grob, in dem Maße wie für eine Gewässergüteeinstufung erforderlich (Saprobienindex nach DIN), angesprochen. Daraus resultieren automatisch geringere Artenzahlen für diese Gruppen. In allen nachfolgenden Diagrammdarstellungen zur Artenvielfalt sind die Oligochaeta und Diptera daher nicht berücksichtigt, ebenso wie die Porifera und die Bryozoa, deren Erfassung zu heterogen erfolgte. Die im Zuge der Untersuchungen festgestellte Vielfalt der Organismen verteilt sich entsprechend auf folgende Tiergruppen ([Tab. 4.1](#)):

**Tabelle 4.1:** Artenzahlen des Makrozoobenthos an 30 Dauerbeobachtungsstellen auf Basis der Untersuchungen 1995 – 2008. Oligochaeta und Mollusca unvollständig, vgl. Text.

TAXONOMISCHE GRUPPE	ARTENZAHL
PORIFERA (SCHWÄMME)	5
TURBELLARIA (STRUDELWÜRMER)	10
MOLLUSCA (WEICHTIERE)	53
POLYCHAETA (VIELBORSTER)	1
OLIGOCHAETA (WENIGBORSTER), UNVOLLSTÄNDIG	7
HIRUDINEA (EGEL)	21
CRUSTACEA (KREBSTIERE)	24
EPHEMEROPTERA (EINTAGSFLIEGEN)	68
PLECOPTERA (STEINFLIEGEN)	41
ODONATA (LIBELLEN)	33
HYMENOPTERA (HAUTFLÜGLER)	1
COLEOPTERA (KÄFER)	123
HETEROPTERA (WANZEN)	35
NEUROPTERA (NETZFLÜGLER)	7
TRICHOPTERA (KÖCHERFLIEGEN)	151
LEPIDOPTERA (SCHMETTERLINGE)	3
DIPTERA (ZWEIFLÜGLER), UNVOLLSTÄNDIG	30
BRYOZOA (MOOSTIERCHEN)	6
<b>GESAMTARTENZAHL</b>	<b>619</b>

Die Arten sind mit ihrer Nachweis-Stetigkeit in % über die 30 Probestellen in der nachfolgenden Tabelle (Tab. 4.2) angegeben. 50 % Nachweis-Stetigkeit einer Art bedeutet, dass diese Art an der Hälfte der hier betrachteten Probestellen vorkommt. Der kleinste Wert ist 3 % und entspricht dem Nachweis an einer Probestelle. Die aufgeführten Arten stellen die Basis der nachfolgenden Auswertungen.

Von den insgesamt 619 Arten sind 5 Arten an allen Probestellen anzutreffen und als Fließgewässer-Ubiquisten anzusehen: Die Flussnapfschnecke *Ancylus fluviatilis*, der Regenwurm-Verwandte *Eiseniella tetraedra*, die Eintagsfliege *Serratella ignita*, der Käfer *Elmis maugetii* und die Köcherfliege *Hydropsyche siltalai*. Weitere 18 Arten fehlen maximal an 3 der 30 Probestellen: *Radix balthica*, *Stylodrilus heringianus*,



↑ *Elmis* spp.  
*Rhyacophila* spp. →  
 ↓ *Ephemera* spp.

*Erpobdella octoculata*, *Glossiphonia complanata*, *Gammarus fossarum*, *Baetis rhodani*, *Centroptilum luteolum*, *Ephemera danica*, *Leuctra fusca*, *Limnius volckmari*, *Platambus maculatus*, *Anabolia nervosa*, *Halesus radiatus*, *Hydropsyche pellucidula*, *Mystacides azurea*, *Polycentropus flavomaculatus*, *Psychomyia pusilla*, *Rhyacophila dorsalis*.



**Fotos 1-3:** Verbreitete Taxa in Fließgewässern Baden-Württembergs.

Eine Stetigkeit von  $\geq 90\%$  haben insgesamt 24 Arten.

Dagegen stehen 232 Arten, die nur an 10 % der Probestellen (Stetigkeit = 10 %), bzw. 128 Arten, die nur an je einer Probestelle nachgewiesen wurden (Stetigkeit = 3 %). Es gibt demnach wenige Arten, die weit verbreitet sind, aber sehr viele Arten, die nur lokal, d. h. an wenigen Probestellen anzutreffen sind. Diese Verteilung der Artenstetigkeit entspricht dem generellen Bild, das von der Häufigkeitsverteilung des Artenspektrums aus weitgehend naturnahen Gewässern bekannt ist. Die hier vorgestellten Gewässerabschnitte

haben eine große naturgemäße Vielfalt im Artenspektrum.

Tabelle 4.2: Systematische Artenliste der an 30 Dauerbeobachtungsstellen des Trendbiomonitoring aufgefundenen Makrozoobenthos-Arten (Sortierung innerhalb der Tiergruppe alphabetisch), nebst Angabe der Nachweis-Stetigkeit über die Probestellen.

TAXON	Stetigkeit in % über alle PS	TAXON	Stetigkeit in % über alle PS	TAXON	Stetigkeit in % über alle PS
<b>PORIFERA</b>		<b>AMPHIPODA</b>			
Ephydatia fluviatilis (LINNAEUS, 1759)	67	Sphaerium rivicola (LAMARCK, 1818)	3	Chelicorophium curvispinum (G. O. SARS, 1895)	30
Ephydatia muelleri (LIEBERKÜHN, 1856)	47	Stagnicola corvus (GMELIN, 1791)	10	Chelicorophium robustum (G. O. SARS, 1895)	17
Eunapius fragilis (LEIDY, 1851)	50	Stagnicola fuscus (C. PFEIFFER, 1821)	13	Crangonyx pseudogracilis BOUSFIELD, 1958	3
Spongilia lacustris (LINNAEUS, 1759)	63	Stagnicola palustris (O.F. MÜLLER, 1774)	33	Dikerogammarus haemobaphes (EICHWALD, 1841)	23
Trochospongilia horrida WELTNER, 1893	23	Stagnicola turricula (HELD, 1836)	3	Dikerogammarus villosus MARTINOV, 1894	40
<b>TURBELLARIA</b>		Theodoxus fluviatilis (LINNAEUS, 1758)	23	Echinogammarus berilloni (CATTI, 1878)	10
Dendrocoelum lacteum (O.F. MÜLLER, 1774)	77	Unio crassus PHILIPSSON, 1788	3	Echinogammarus ischnus (STEBBING, 1899)	27
Dendrocoelum romanodanubiale (CODREANU, 1949)	20	Unio pictorum (LINNAEUS, 1758)	13	Echinogammarus trichatus (MARTYNOV, 1932)	30
Dugesia goniocephala (DUGES, 1830)	60	Unio tumidus (PHILIPSSON, 1788)	13	Gammarus fossarum KOCH, 1835	97
Dugesia lugubris (SCHMIDT, 1861)	7	Valvata cristata O.F. MÜLLER, 1774	40	Gammarus pulex (LINNAEUS, 1758)	70
Dugesia polychroa (SCHMIDT, 1861)	57	Valvata piscinalis (O.F. MÜLLER, 1774)	40	Gammarus roesseli GERVAIS, 1835	63
Dugesia tigrina (GIRARD, 1850)	73	Viviparus viviparus (LINNAEUS, 1758)	17	Gammarus tigrinus SEXTON, 1939	23
Planaria torva (O.F. MÜLLER, 1774)	7	<b>POLYCHAETA-ARCHIANNELIDA</b>		Orchestia cavimana HELLER, 1865	23
Polycelis felina (DALYELL, 1814)	30	Hypania invidua (GRUBE, 1860)	30	<b>DECAPODA</b>	
Polycelis nigra (O.F. MÜLLER, 1774)	10	<b>OLIGOCHAETA, nicht durchgehend bearbeitet, vgl. Text</b>		Astacus astacus (LINNAEUS, 1758)	3
Polycelis tenuis LILJA, 1884	53	Branchiura sowerbyi BEDDARD, 1892	20	Ayaephyra desmaresti (MILLET, 1831)	30
<b>MOLLUSCA</b>		Crodiurus lacum HOFFMEISTER, 1845	37	Austropotamobius torrentium (SCHRANK, 1803)	3
Acroboxus lacustris (LINNAEUS, 1758)	13	Eisenella tetraedra (SAVIGNY, 1826)	100	Oronectes limosus (RAFINESQUE, 1817)	43
Ancylus fluviatilis O.F. MÜLLER, 1774	100	Haploboxis gordioides HARTMANN, 1821	60	<b>EPHEMEROPTERA</b>	
Anisus leucostomus (MILLET, 1813)	13	Lumbriculus variegatus (O.F. MÜLLER, 1774)	57	Aneletus inopinatus EATON, 1887	3
Anisus vortex (LINNAEUS, 1758)	13	Sylaria lacustris (LINNAEUS, 1767)	53	Baetis alpinus (PICHET, 1845)	17
Anodonta anatina (LINNAEUS, 1758)	27	Styodrilus heringianus CLAPAREDE, 1862	93	Baetis buceratus EATON, 1870	63
Anodonta cygnea (LINNAEUS, 1758)	10	<b>HIRUDINEA</b>		Baetis digitatus BENGTSOON, 1912	20
Bathynophthalmus contorus (LINNAEUS, 1758)	23	Alboglossiphonia heteroclita (LINNAEUS, 1758)	33	Baetis fuscatulus (LINNAEUS, 1761)	83
Bithynia tentaculata (LINNAEUS, 1758)	77	Barbophilia weberi (BLANCHARD, 1897)	37	Baetis liebenauae KEFFERMÜLLER, 1974	70
Corbicula fluminalis O.F. MÜLLER, 1774	27	Caspiobdella fadejevi (EPSHTEIN, 1961)	5	Baetis lutheri MÜLLER-LIEBENAU, 1967	83
Corbicula fluminea O.F. MÜLLER, 1774	30	Dina punctata JOHANSSON, 1927	63	Baetis melanonyx (PICHET, 1845)	17
Dreissena polymorpha (PALLAS, 1771)	43	Erbobdella nigricollis (BRANDES, 1900)	93	Baetis muticus (LINNAEUS, 1758)	77
Dreissena rostriformis bugensis (ANDRUSOV, 1897)	10	Erbobdella octoculata (LINNAEUS, 1758)	33	Baetis niger (LINNAEUS, 1761)	30
Ferrissia clessiniana (JICKEL, 1882)	83	Erbobdella vilnensis LISKIEWICZ, 1925	43	Baetis pentapleobodes UJHELYI, 1966	40
Galba truncatula (O.F. MÜLLER, 1774)	13	Glossiphonia complanata (LINNAEUS, 1758)	90	Baetis rhodani (PICHET, 1845)	97
Gyraulus albus (O.F. MÜLLER, 1774)	70	Glossiphonia concolor (APATHY, 1888)	33	Baetis scambus EATON, 1870	73
Gyraulus crista (LINNAEUS, 1758)	7	Glossiphonia nebulosa KALBE, 1964	57	Baetis vardarensis IKONOMOV, 1962	63
Gyraulus parvus (SAY, 1817)	33	Haemopis paludosa (CARENA, 1824)	3	Baetis vermus CURTIS, 1834	87
Hippautilus complanatus (LINNAEUS, 1758)	40	Haemopis sanguisuga (LINNAEUS, 1758)	47	Caenis beskidensis SOWA, 1973	53
Lithoglyphus naticoides (C. PFEIFFER, 1828)	3	Helobdella stagnalis (LINNAEUS, 1758)	83	Caenis horaria (LINNAEUS, 1758)	40
Lymnaea stagnalis (LINNAEUS, 1758)	23	Hemiclepis marginata (O.F. MÜLLER, 1774)	37	Caenis luctuosa (BURMEISTER, 1839)	67
Menetus dilatatus (GOULD, 1841)	3	Itabodella ciosi BIELECKI, 1993	7	Caenis macrura STEPHENS, 1835	73
Musciculum lacustre (O.F. MÜLLER, 1774)	33	Piscicola geometra (LINNAEUS, 1758)	70	Caenis pusilla NAVAS, 1913	10
Musciculum transversum (SAY, 1829)	10	Piscicola pawlowski SKET, 1968	13	Caenis rubrum EATON, 1884	33
Physa fontinalis (LINNAEUS, 1758)	23	Piscicola respirans TROSCHEL, 1850	30	Caenis robusta EATON, 1884	3
Haitia spp. (Physella acuta & Ph. heterostropha)	63	Theromyzon tessellatum (O.F. MÜLLER, 1774)	67	Caenion luteolum (MÜLLER, 1776)	80
Psidium spp.	97	Trocheta bykowski GEDRODYC, 1913	10	Cloeon dipterum (LINNAEUS, 1761)	23
Planorbis corneus (LINNAEUS, 1758)	3	Trocheta pseudodina NESEWMANN, 1990	13	Cloeon simile EATON, 1870	23
Planorbis carinatus O.F. MÜLLER, 1774	23	<b>MYSIDACEA</b>		Ecdyonurus dispar (CURTIS, 1834)	83
Planorbis planorbis (LINNAEUS, 1758)	37	Hemimysis anomala G. O. SARS, 1907	20	Ecdyonurus insignis (EATON, 1870)	27
Potamopyrgus antipodarum (GRAY, 1843)	73	Limnomysis benedeni CZERNIAVSKY, 1882	23	Ecdyonurus macani THOMAS et SOWA, 1970	27
Pseudonodonta complanata (ROSSMAESSLER, 1835)	7	<b>ISOPODA</b>		Ecdyonurus torrentis KIMMINS, 1942	50
Radix ampla (HARTMANN, 1821)	30	Aesellus aquaticus (LINNAEUS, 1758)	87	Ecdyonurus venosus (FABRICIUS, 1775)	63
Radix auricularia (LINNAEUS, 1758)	63	Jaera istri VIEUILLE, 1979	33	Electrogena affinis (EATON, 1887)	27
Radix balthica (LINNAEUS, 1758)	90	Ligidium hypnorum (CUVIER, 1792)	40	Electrogena lateralis (CURTIS, 1834)	7
Radix cf. labiata (ROSSMAESSLER, 1835)	33	Proasellus coxalis (DOLLFUS, 1892)	70	Electrogena uljehyi (SOWA, 1981)	3
Sphaerium corneum (LINNAEUS, 1758)	70	Proasellus meridianus (RACOVITZA, 1919)	3	Epeorus assimilis (EATON, 1885)	67

TAXON	Stetigkeit in % über alle PS	TAXON	Stetigkeit in % über alle PS	TAXON	Stetigkeit in % über alle PS
<i>Ephemerella danica</i> MÜLLER, 1764	90	<i>Leuctra hippopus</i> KEMPNY, 1899	30	<i>Sympetrum vulgatum</i> (LINNAEUS, 1758)	10
<i>Ephemerella glaucops</i> PICTET, 1843	17	<i>Leuctra inermis</i> KEMPNY, 1899	23	<b>HYMENOPTERA</b>	
<i>Ephemerella vulgata</i> LINNAEUS, 1758	13	<i>Leuctra nigra</i> (OLIVIER, 1811)	13	<b>COLEOPTERA</b>	
<i>Ephemerella mucronata</i> (BENGTSSON, 1909)	53	<i>Leuctra pseudocingulata</i> MENDL, 1968	3	<i>Acilius canaliculatus</i> (NICOLAI, 1822)	3
<i>Ephemerella notata</i> EATON, 1887	13	<i>Leuctra pseudosignifera</i> AUBERT, 1954	3	<i>Agabus biguttatus</i> (OLIVIER, 1795)	3
<i>Ephoron virgo</i> (OLIVIER, 1791)	10	<i>Nemoura avicularis</i> MORTON, 1894	13	<i>Agabus bipustulatus</i> (LINNAEUS, 1767)	13
<i>Habroplebidea confusa</i> SARTORI et JACOB, 1986	67	<i>Nemoura cambrica</i> STEPHENS, 1835	10	<i>Agabus guttatus</i> (PAYKULL, 1798)	10
<i>Habroplebidea fusca</i> (STEPHENS, 1836)	37	<i>Nemoura cinerea</i> (REIZIUS, 1783)	17	<i>Agabus didymus</i> (OLIVIER, 1795)	7
<i>Habroplebidea lauta</i> EATON, 1884	53	<i>Nemoura flexuosa</i> AUBERT, 1949	17	<i>Agabus melanarius</i> AUBE, 1836	3
<i>Heptagenia flava</i> ROSTOCK, 1877	23	<i>Nemoura marginata</i> PICTET, 1836	7	<i>Agabus nitidus</i> (FABRICIUS, 1801)	10
<i>Heptagenia longicauda</i> (STEPHENS, 1836)	3	<i>Nemurella picteti</i> (KLAPALEK, 1900)	37	<i>Agabus paludosus</i> (FABRICIUS, 1801)	17
<i>Heptagenia sulphurea</i> (MÜLLER, 1776)	73	<i>Peria abdominalis</i> BURMEISTER, 1839	7	<i>Agabus sturmi</i> (GYLLENHAL, 1808)	7
<i>Kageronia fuscognisea</i> (REIZIUS, 1783)	7	<i>Periodes dispar</i> (RAMBUR, 1842)	27	<i>Anacaena bipustulata</i> (MARSHAM, 1802)	13
<i>Leptophlebia marginata</i> (LINNAEUS, 1767)	13	<i>Periodes microcephalus</i> (PICTET, 1833)	7	<i>Anacaena globulus</i> (PAYKULL, 1798)	27
<i>Oligoneuriella rhenana</i> (IMHOFF, 1852)	13	<i>Protonemura intricata</i> (RIS, 1902)	43	<i>Anacaena limbata</i> (FABRICIUS, 1792)	23
<i>Paraleptophlebia submarginata</i> (STEPHENS, 1835)	83	<i>Protonemura meyeri</i> (PICTET, 1841)	13	<i>Anacaena lutescens</i> (STEPHENS, 1829)	23
<i>Potamanthus luteus</i> (LINNAEUS, 1767)	53	<i>Protonemura nitida</i> (PICTET, 1835)	13	<i>Brychius elevatus</i> (PANZER, 1794)	43
<i>Procladius bifidus</i> (BENGTSSON, 1912)	37	<i>Siphonoperla torrentium</i> (PICTET, 1841)	30	<i>Cercyon analis</i> (PAYKULL, 1798)	3
<i>Procladius pennulatum</i> (EATON, 1870)	70	<i>Taeniopteryx auberti</i> KIS et SOWA, 1964	7	<i>Cercyon impressus</i> (STURM, 1807)	3
<i>Rhithrogena beskidensis</i> ALBA-TERCEDOR et SOWA, 1987	53	<i>Taeniopteryx schoenenmundi</i> (MERTENS, 1923)	7	<i>Cercyon laminatus</i> SHARP, 1873	3
<i>Rhithrogena carpatolpina</i> KLONOWS., OLECH., SART. et WEICHELSELB., 1987	30	<b>ODONATA</b>		<i>Cercyon lateralis</i> (MARSHAM, 1802)	3
<i>Rhithrogena degranpei</i> SOWA, 1969	3	<i>Aeshna cyanea</i> (MÜLLER, 1764)	13	<i>Cercyon marinus</i> THOMSON, 1853	3
<i>Rhithrogena germanica</i> EATON, 1885	7	<i>Aeshna mixta</i> LATREILLE, 1805	7	<i>Cercyon ustulatus</i> (PREYSSLER, 1790)	7
<i>Rhithrogena hercynia</i> LANDA, 1969	7	<i>Anax imperator</i> LEACH, 1815	13	<i>Cloostoma orbiculare</i> (FABRICIUS, 1775)	7
<i>Rhithrogena picteti</i> SOWA, 1971	23	<i>Calopteryx splendens</i> (HARRIS, 1780)	87	<i>Cryptopleurum subtile</i> SHARP, 1884	3
<i>Rhithrogena puytoraci</i> SOWA et DEGRANGE, 1987	17	<i>Calopteryx virgo</i> (LINNAEUS, 1758)	67	<i>Cymbiodyta marginella</i> (FABRICIUS, 1792)	7
<i>Rhithrogena semicolorata</i> (CURTIS, 1834)	60	<i>Coenagrion puella</i> (LINNAEUS, 1758)	17	<i>Cyphon coarctatus</i> PAYKULL, 1799	3
<i>Serratella ignita</i> (PODA, 1761)	100	<i>Coenagrion pulchellum</i> (VANDER LINDEN, 1825)	17	<i>Deronectes aubei</i> (MULSANT, 1843)	3
<i>Siphonurus aestivialis</i> (EATON, 1903)	17	<i>Cordulegaster bidentata</i> SELYS, 1843	3	<i>Deronectes latus</i> (STEPHENS, 1829)	3
<i>Siphonurus alternatus</i> (SAY, 1824)	3	<i>Cordulegaster boltonii</i> (DONOVAN, 1807)	10	<i>Donacia vulgaris</i> ZSCHACH, 1788	7
<i>Siphonurus croaticus</i> ULMER, 1920	13	<i>Enallagma cyathigerum</i> (CHARPENTIER, 1840)	7	<i>Dryops ernesti</i> DES GOZIS, 1886	3
<i>Siphonurus lacustris</i> (EATON, 1870)	50	<i>Erythronma najas</i> (HANSEMAN, 1823)	17	<i>Dryops luridus</i> (ERICHSON, 1847)	7
<i>Torleya major</i> (KLAPALEK, 1905)	53	<i>Erythronma lindeni</i> SELYS, 1840	17	<i>Dytiscus marginalis</i> LINNAEUS, 1758	27
<b>PLECOPTERA</b>		<i>Erythronma viridulum</i> (CHARPENTIER, 1840)	43	<i>Dytiscus semisulcatus</i> O. F. MÜLLER, 1776	7
<i>Amphinemura borealis</i> (MORTON, 1894)	3	<i>Gomphus pulchellus</i> SELYS, 1840	10	<i>Elmis aenea</i> (P. W. J. MÜLLER, 1806)	3
<i>Amphinemura standfussi</i> (RIS, 1902)	7	<i>Gomphus vulgatissimus</i> (LINNAEUS, 1758)	33	<i>Elmis maugeti</i> LATREILLE, 1798	87
<i>Amphinemura sulciollis</i> (STEPHENS, 1835)	13	<i>Ischnura elegans</i> (VANDER LINDEN, 1820)	3	<i>Elmis obscura</i> (MÜLLER, 1806)	100
<i>Amphinemura triangularis</i> (RIS, 1902)	17	<i>Ischnura pumilio</i> (CHARPENTIER, 1825)	73	<i>Elmis rietscheli</i> STEFFAN, 1958	13
<i>Besdolus imhoffi</i> (PICTET, 1841)	7	<i>Lestes viridis</i> (VANDER LINDEN, 1825)	3	<i>Elmis ruficornis</i> KUWERT, 1890	3
<i>Brachyptera nisi</i> (MORTON, 1896)	63	<i>Libellula depressa</i> LINNAEUS, 1758	17	<i>Eloides marginata</i> (FABRICIUS, 1798)	70
<i>Brachyptera seticornis</i> (KLAPALEK, 1902)	17	<i>Libellula fulva</i> MÜLLER, 1764	13	<i>Eloides melanocephalus</i> (OLIVIER, 1792)	7
<i>Capnia nigra</i> (PICTET, 1833)	3	<i>Orythronomus forcipatus</i> (LINNAEUS, 1758)	3	<i>Eloides quadripunctatus</i> (HERBST, 1797)	3
<i>Chloroperla tripunctata</i> (SCOPOLI, 1763)	3	<i>Ophiogomphus cecilia</i> (GEOFFROY IN FOURCROY, 1785)	57	<i>Eloides testaceus</i> (FABRICIUS, 1801)	3
<i>Dimorpha cephalotes</i> (CURTIS, 1827)	20	<i>Orithetrum brunneum</i> (FONSCOLOMBE, 1837)	10	<i>Esolus angustatus</i> (P. W. J. MÜLLER, 1821)	3
<i>Diura bicaudata</i> (LINNAEUS, 1758)	7	<i>Orithetrum cancellatum</i> (LINNAEUS, 1758)	27	<i>Esolus parallelipipedus</i> (P. W. J. MÜLLER, 1806)	23
<i>Isoperla grammatica</i> (PODA, 1761)	33	<i>Platynemis pennipes</i> (PALLAS, 1771)	10	<i>Esolus pygmaeus</i> (P. W. J. MÜLLER, 1806)	43
<i>Isoperla oxylepis</i> (DESPAX, 1936)	27	<i>Pyrrhosoma nymphula</i> (SULZER, 1776)	57	<i>Gyrinus substriatus</i> STEPHENS, 1829	13
<i>Leuctra albida</i> KEMPNY, 1899	60	<i>Somatobchia metallica</i> (VANDER LINDEN, 1825)	23	<i>Halipilus flavicollis</i> STURM, 1834	3
<i>Leuctra aurita</i> NAVAS, 1919	7	<i>Sympetrum fuscum</i> (VANDER LINDEN, 1820)	13	<i>Halipilus fluviatilis</i> AUBE, 1836	13
<i>Leuctra braueri</i> KEMPNY, 1898	3	<i>Sympetrum fonscolombii</i> (SELYS, 1840)	3	<i>Halipilus heydeni</i> WEHNCKE, 1875	57
<i>Leuctra cingulata</i> KEMPNY, 1899	3	<i>Sympetrum meridionale</i> (SELYS, 1841)	3	<i>Halipilus immaculatus</i> GERHARDT, 1877	3
<i>Leuctra digitata</i> KEMPNY, 1899	17	<i>Sympetrum pedemontanum</i> (ALLIONI, 1766)	3	<i>Halipilus laminatus</i> (SCHALLER, 1763)	3
<i>Leuctra fusca</i> (LINNAEUS, 1758)	90	<i>Sympetrum striolatum</i> (CHARPENTIER, 1840)	60		43
<i>Leuctra geniculata</i> (STEPHENS, 1835)	60				

TAXON	Stetigkeit in % über alle PS	TAXON	Stetigkeit in % über alle PS	TAXON	Stetigkeit in % über alle PS
Haliplus lineatocollis (MARSHAM, 1802)	53	Macronychus quadrituberculatus P.W.J.MÜLLER, 1806	23	Velia saulii TAMANINI, 1947	20
Haliplus obliquus (FABRICIUS, 1787)	7	Nebroporus elegans (PANZER, 1794)	67	<b>NEUROPTERA</b>	
Haliplus wehnkei GERHARDT, 1877	20	Normandia nitens (P. MÜLLER, 1817)	13	Osmylus fulvicephalus (SCOPOLI, 1763)	43
Helochares lividus (FORSTER, 1771)	13	Noterus clavicomis (DE GEER, 1774)	3	Sialis fuliginosa PICTET, 1836	53
Helochares obscurus (MÜLLER, 1776)	7	Ochthebius exsculptus GERMAR, 1824	17	Sialis lutana (LINNAEUS, 1758)	83
Helochares punctatus SHARP, 1869	3	Ochthebius gibbosus GERMAR, 1824	3	Sialis nigripes PICTET, 1865	57
Helophorus aquaticus (LINNAEUS, 1758)	17	Ochthebius metallescens ROSENHAUER, 1847	3	Sisyra dalii McLACHLAN, 1866	7
Helophorus arvensis MÜLSANT, 1846	33	Orectochilus villosus (O. F. MÜLLER, 1776)	77	Sisyra nigra (RETZIUS, 1783)	77
Helophorus brevipalpis BEDEL, 1881	23	Oreodytes samarkii (C. R. SAHLBERG, 1826)	47	Sisyra terminalis CURTIS, 1854	73
Helophorus flavipes FABRICIUS, 1792	3	Oulimnius tuberculatus (P. W. J. MÜLLER, 1806)	83	<b>TRICHOPTERA</b>	
Helophorus grandis ILLIGER, 1798	3	Pelodytes caesus (DUFTSCHMID, 1805)	7	Adicella reducta (McLACHLAN, 1865)	33
Helophorus obscurus MÜLSANT, 1844	17	Platambus maculatus (LINNAEUS, 1758)	90	Agapetus fuscipes CURTIS, 1834	23
Helophorus pumilio ERICHSON, 1837	3	Pomatius substriatus (P.W.J.MUELLER, 1806)	23	Agapetus laniger (PICTET, 1834)	10
Hydaticus seminger (DE GEER, 1774)	3	Rhantus suturalis MACLEAY, 1825	7	Agapetus ochripes CURTIS, 1834	37
Hydaticus stagnalis (FABRICIUS, 1787)	3	Riolus cupreus (P. W. J. MÜLLER, 1806)	43	Agrylea multipunctata CURTIS, 1834	13
Hydaticus transversalis (PONTOPPIDAN, 1763)	3	Riolus subviolaceus (P.W.J.MÜLLER, 1817)	50	Agralyea sexmaculata CURTIS, 1834	20
Hydraena belgica D'ORCHYMONT, 1930	3	Scarodytes halensis (FABRICIUS, 1787)	3	Allogamus auricollis (PICTET, 1834)	40
Hydraena dentipes GERMAR, 1844	17	Stenelmis canaliculata (GYLLENHÄL, 1808)	30	Allogamus liginifer (McLACHLAN, 1876)	7
Hydraena gracilis GERMAR, 1824	47	Stictolarius duodecimpustulatus (FABRICIUS, 1792)	30	Alitrichia pallicomis (EATON, 1873)	10
Hydraena lapidicola KIESENWETTER, 1849	3	<b>HETEROPTERA</b>		Anabolia brevipennis (CURTIS, 1834)	3
Hydraena melas DALLA TORRE, 1877	17	Aphelocheirus aestivalis (FABRICIUS, 1794)	63	Anabolia nervosa (CURTIS, 1834)	93
Hydraena minutissima STEPHENS, 1829	30	Aquarius najas (DE GEER, 1773)	40	Anniella obscurata (McLACHLAN, 1876)	57
Hydraena nigrita GERMAR, 1824	17	Aquarius paludum (FABRICIUS, 1794)	77	Anomalopterygia chaumiana (STEIN, 1874)	37
Hydraena palustris ERICHSON, 1837	7	Callicorixa praeusta (FIEBER, 1848)	3	Apantania fimbriata (PICTET, 1834)	10
Hydraena pulchella GERMAR, 1824	13	Corixa panzeri (FIEBER, 1848)	3	Apantania muliebris McLACHLAN, 1866	3
Hydraena rey'i KUWERT, 1888	13	Corixa punctata (ILLIGER, 1807)	3	Athripsodes albifrons (LINNAEUS, 1758)	77
Hydraena riparia KUGELANN, 1794	23	Cymatia coleoprata (FABRICIUS, 1776)	3	Athripsodes alertrimus (STEPHENS, 1836)	20
Hydraena truncata REY, 1885	10	Gerris argenteatus SCHUMMEL, 1832	23	Athripsodes bilineatus (LINNAEUS, 1758)	40
Hydrobius fuscipes (LINNAEUS, 1758)	30	Gerris gibbifer SCHUMMEL, 1832	20	Athripsodes cinereus (CURTIS, 1834)	80
Hydrochara caraboides (LINNAEUS, 1758)	3	Gerris lacustris (LINNAEUS, 1758)	77	Berarea maura (CURTIS, 1834)	3
Hydrogophus deflexicollis (P. W. J. MÜLLER, 1821)	3	Gerris odontogaster (ZETTERSTEDT, 1828)	7	Berarea pullata (CURTIS, 1834)	10
Hydrogophus geminus (FABRICIUS, 1792)	10	Gerris thoracicus SCHUMMEL, 1832	23	Berareae minutus (LINNAEUS, 1761)	10
Hydroporus discretus FAIRMAIRE ET BISOUT, 1859	3	Glaenocoris propinqua (FIEBER, 1860)	3	Brachycentrus maculatus (FOURCROY, 1785)	20
Hydroporus incognitus SHARP, 1869	3	Hesperocorixa castanea (THOMSON, 1869)	3	Brachycentrus montianus KLAPALEK, 1892	3
Hydroporus marginatus (DUFTSCHMID, 1805)	7	Hesperocorixa linnaei (FIEBER, 1848)	10	Brachycentrus subnubilus CURTIS, 1834	60
Hydroporus melanarius STURM, 1835	3	Hesperocorixa sahlbergi (FIEBER, 1848)	10	Ceraclea albimacula (RAMBUR, 1842)	67
Hydroporus palustris (LINNAEUS, 1761)	13	Hydrometra gracilenta HORVATH, 1899	3	Ceraclea annulicornis (STEPHENS, 1836)	33
Hydrotus impressopunctatus (SCHALLER, 1783)	3	Ilyocoris cimicoides (LINNAEUS, 1758)	67	Ceraclea aurea (PICTET, 1834)	10
Hydrotus inaequalis (FABRICIUS, 1777)	3	Micronecta cimicoides (LINNAEUS, 1758)	13	Ceraclea dissimilis (STEPHENS, 1836)	80
Hyphydrus ovalus (LINNAEUS, 1761)	7	Micronecta griseola HORVATH, 1899	23	Ceraclea nigronervosa (RETZIUS, 1783)	43
Ilybius ater (DE GEER, 1774)	3	Micronecta poweri (DOUGLAS et SCOTT, 1869)	43	Chaetopteryx villosa (FABRICIUS, 1798)	87
Ilybius chalconatus (PANZER, 1796)	10	Micronecta scholtzi (FIEBER, in SCHOLTZ, 1846 [1847])	23	Chaumatopsyche lepida (PICTET, 1834)	63
Ilybius fuliginosus (FABRICIUS, 1792)	20	Nepa cinerea LINNAEUS, 1758	53	Cyrnus flavivus McLACHLAN, 1864	7
Laccobius bipunctatus (FABRICIUS, 1775)	7	Notonecta glauca LINNAEUS, 1758	27	Cyrnus trimaculatus (CURTIS, 1834)	67
Laccobius minutus (LINNAEUS, 1758)	13	Notonecta maculata FABRICIUS, 1794	13	Cyrnus discolor (RAMBUR, 1842)	3
Laccobius obscurus ROTTENBERG, 1874	3	Notonecta viridis DELCOURT, 1909	3	Diplectrona felix McLACHLAN, 1878	27
Laccobius sinuatus MOTSCHULSKY, 1849	3	Plea minutissima LEACH, 1817	17	Drusus annulatus (STEPHENS, 1837)	3
Laccobius striatulus (FABRICIUS, 1801)	53	Ranatra linearis (LINNAEUS, 1758)	23	Drusus discolor (RAMBUR, 1842)	3
Laccophilus hyalinus (DE GEER, 1774)	50	Sigara falleni (FIEBER, 1848)	57	Ecclosipteryx guttulata (PICTET, 1834)	13
Laccophilus minutus (LINNAEUS, 1758)	20	Sigara fossarum (LEACH, 1817)	10	Ecnomus tenellus (RAMBUR, 1842)	27
Limnebius truncatellus (THUNBERG, 1794)	3	Sigara lateralis (LEACH, 1817)	20	Enicoclyta pusilla (BURMEISTER, 1839)	10
Limnius opacus P. W. J. MÜLLER, 1806	10	Sigara nigrolineata (FIEBER, 1848)	3		
Limnius perrisi (DUFOUR, 1843)	57	Sigara striata (LINNAEUS, 1758)	67		
Limnius volckmani (PANZER, 1793)	97	Velia caprai TAMANINI, 1947	40		

TAXON	Stetigkeit in % über alle PS	TAXON	Stetigkeit in % über alle PS	TAXON	Stetigkeit in % über alle PS
Glossosoma boltoni CURTIS, 1834	53	Micropterna sequax McLACHLAN, 1875	3	<b>LEPIDOPTERA</b>	
Glossosoma conformis NEBOISS, 1963	30	Molania angustata CURTIS, 1834	7	Acentria ephemerella (DENIS, et SCHIFFER-MUELLER, 1775)	7
Glossosoma intermedium KLAPALEK, 1892	3	Mystacides azureus (LINNAEUS, 1761)	97	Eiophila nymphaeata (LINNAEUS, 1758)	3
Glyptothaelius pellucidus (RETZIUS, 1783)	13	Mystacides longicornis (LINNAEUS, 1758)	13	Parapomyx stratiolata (LINNAEUS, 1758)	3
Goera pilosa (FABRICIUS, 1775)	73	Mystacides nigra (LINNAEUS, 1758)	40	<b>DIPTERA, nicht durchgehend bearbeitet, vgl. Text</b>	
Grammatulius nigropunctatus (RETZIUS, 1783)	3	Neureclipsis bimaculata (LINNAEUS, 1758)	10	Antocha spp.	43
Halesus digitatus (SCHRANK, 1781)	47	Notidobia ciliaris (LINNAEUS, 1761)	37	Atherix ibis (FABRICIUS, 1798)	83
Halesus radiatus (CURTIS, 1834)	97	Odonocerum albicorne (SCOPOLI, 1763)	47	Atherix crassipes (MEIGEN, 1820)	27
Halesus tessellatus (RAMBUR, 1842)	40	Oecetis lacustris (PICTET, 1834)	10	Ibisia marginata (FABRICIUS, 1781)	20
Holocentropus picicornis (STEPHENS, 1836)	3	Oecetis notata (RAMBUR, 1842)	50	Liponeura brevisstris LOEW, 1877	3
Hydatophylax infumatus (McLACHLAN, 1865)	10	Oecetis testacea (CURTIS, 1834)	47	Liponeura cinerascens LOEW, 1844	3
Hydropsyche angustipennis (CURTIS, 1834)	50	Oecetis testacea (CURTIS, 1834)	47	Pedicia rivosa (LINNAEUS, 1758)	10
Hydropsyche bulgaromanorum MALICKY, 1977	30	Parachiona picicornis (P ICTET, 1834)	7	Prodiamesa olivacea (MEIGEN, 1818)	93
Hydropsyche contubernalis McLACHLAN, 1865	57	Philopotamus luciferatus McLACHLAN, 1878	13	Prosimulium hirtipes (FRIES, 1824)	30
Hydropsyche dinarica MARINKOVIC, 1979	20	Philopotamus montanus (DONOVAN, 1813)	13	Prosimulium rufipes (MEIGEN, 1830)	13
Hydropsyche excoelata DUFOUR, 1841	47	Philopotamus variegatus (SCOPOLI, 1763)	7	Prosimulium tomosvaryi (ENDERLEIN, 1921)	30
Hydropsyche fulvipes CURTIS, 1834	3	Phryganea bipunctata RETZIUS, 1783	7	Simulium (Boophthora) erythrocephalum (DE GEER, 1776)	37
Hydropsyche incognita PITSCH, 1993	87	Plectrocnemia conspersa (CURTIS, 1834)	33	Simulium (Eusimulium) angustipes EDWARDS, 1915	37
Hydropsyche instabilis (CURTIS, 1834)	53	Plectrocnemia geniculata McLACHLAN, 1871	3	Simulium (Nevermannia) costatum FRIEDRICH, 1920	3
Hydropsyche pellucidula (CURTIS, 1834)	93	Polycentropus flavomaculatus (P ICTET, 1834)	93	Simulium (Nevermannia) cryophilum (RUBZOV, 1959)	7
Hydropsyche saxonica McLACHLAN, 1884	17	Polycentropus irroratus CURTIS, 1835	23	Simulium (Nevermannia) verum MACQUART, 1826	50
Hydropsyche siltitai DÖHLER, 1963	100	Potamophylax cingulatus (STEPHENS, 1837)	50	Simulium (Simulium) argyreatum MEIGEN, 1838	23
Hydropsyche tenuis NAVAS, 1932	7	Potamophylax latipennis (CURTIS, 1834)	47	Simulium (Simulium) degrangei DORIER et GRENIER, 1960	20
Hydroptila angulata MOSELY, 1922	30	Potamophylax luctuosus (PILLER et MITTERPACHER, 1783)	23	Simulium (Simulium) monticola FRIEDRICH, 1920	7
Hydroptila forcipata (EATON, 1873)	77	Potamophylax nigricornis (P ICTET, 1834)	3	Simulium (Simulium) moritans EDWARDS, 1915	10
Hydroptila lotensis MOSELY, 1930	17	Psychomyia pusilla (FABRICIUS, 1781)	10	Simulium (Simulium) noelleri FRIEDRICH, 1920	17
Hydroptila simulans MOSELY, 1920	80	Pitocolepus granulatus (P ICTET, 1834)	90	Simulium (Simulium) ornatum MEIGEN, 1818	87
Hydroptila sparsa CURTIS, 1834	60	Rhyacophila dorsalis (CURTIS, 1834)	97	Simulium (Simulium) posticatum MEIGEN, 1838	23
Hydroptila vectis CURTIS, 1834	80	Rhyacophila evoluta McLACHLAN, 1879	3	Simulium (Simulium) reptans (LINNAEUS, 1758)	70
Ithytrichia lamellaris EATON, 1873	20	Rhyacophila fasciata HAGEN, 1859	13	Simulium (Simulium) rostratum (LUNDSTRÖM, 1911)	3
Lepidostoma basale (KOLENATI, 1848)	63	Rhyacophila obliterata McLACHLAN, 1863	10	Simulium (Simulium) trifasciatum CURTIS, 1839	3
Lepidostoma hirtum (FABRICIUS, 1775)	87	Rhyacophila praemorsa McLACHLAN, 1879	7	Simulium (Simulium) variegatum MEIGEN, 1838	40
Leptoceris interraptus (FABRICIUS, 1775)	23	Rhyacophila tristis PICTET, 1834	27	Simulium (Wilhelma) equinum (LINNAEUS, 1758)	27
Leptoceris lusitanicus McLACHLAN, 1884	13	Sericostoma personatum (SPENCE in KIRBY et SPENCE, 1826)	13	Simulium (Wilhelma) lineatum (MEIGEN, 1804)	57
Leptoceris tineiformis CURTIS, 1834	7	Sericostoma schneideri KOLENATI, 1848	27	<b>BRYOZOA</b>	50
Linnephilus auricula CURTIS, 1834	17	Setodes punctatus (FABRICIUS, 1793)	47	Cristatella mucedo CUVIER, 1798	13
Linnephilus centralis CURTIS, 1834	7	Silo nigricornis (P ICTET, 1834)	13	Fredericella sultana (BLUMENBACH, 1779)	17
Linnephilus decipiens (KOLENATI, 1848)	13	Silo pallipes (FABRICIUS, 1781)	60	Plumatella emarginata ALLMAN, 1844	17
Linnephilus extricatus McLACHLAN, 1865	17	Silo piceus BRAUER, 1857	30	Plumatella fungosa (PALLAS, 1768)	3
Linnephilus flavicornis (FABRICIUS, 1787)	10	Stenophylax permistus McLACHLAN, 1895	60	Plumatella repens (LINNAEUS, 1758)	7
Linnephilus fuscicornis (RAMBUR, 1842)	10	Synagapetus moselyi (ULMER, 1938)	3		10
Linnephilus griseus (LINNAEUS, 1758)	3	Tinodes assimilis McLACHLAN, 1865	3		
Linnephilus ignavus McLACHLAN, 1865	7	Tinodes dives (P ICTET, 1834)	3		
Linnephilus lunatus CURTIS, 1834	87	Tinodes pallidulus McLACHLAN, 1878	3		
Linnephilus rhombicus (LINNAEUS, 1758)	53	Tinodes rostoki McLACHLAN, 1878	33		
Linnephilus sparsus CURTIS, 1834	10	Tinodes unicolor (P ICTET, 1834)	10		
Lype phaeopa (STEPHENS, 1936)	77	Tinodes waeneri (LINNAEUS, 1758)	10		
Lype reducta (HAGEN, 1868)	57	Trienodes bicolor (CURTIS, 1834)	63		
Melampophylax melampus (McLACHLAN, 1876)	3	Wormaldia mediana McLACHLAN, 1878	3		
Melampophylax mucoreus (HAGEN, 1861)	53	Wormaldia occipitalis (P ICTET, 1834)	3		
Mesophylax impunctatus McLACHLAN, 1884	3				
Micrasema longulum McLACHLAN, 1876	23				
Micrasema minimum McLACHLAN, 1876	13				
Micropterna nycterobia McLACHLAN, 1875	3				

## 4.2 ENTWICKLUNGSTRENDS ÜBER DEN BEOBACHTUNGSZEITRAUM

Im Folgenden werden die Ergebnisse der 30 Dauerbeobachtungsstellen, die von 1995/1996 bis Ende 2008 durchgehend untersucht wurden, im Zeitverlauf dargestellt.

### 4.2.1 ERFASSUNGSSTAND UND ARTENZAHLENTWICKLUNG

Die Entwicklung der Artenzahl an den Dauerbeobachtungsstellen sei anhand dreier Beispiele erläutert, der Alb bei Marxzell (Nordschwarzwald), dem Kocher bei Kochendorf (Neckargebiet) und dem Rhein bei Karlsruhe.

Die Alb bei Marxzell weist ein klassisches, weitgehend ungestörtes rhithrales Artenspektrum auf, mit insgesamt eher geringen Häufigkeiten vieler Arten. Die bei den einzelnen Beprobungen festgestellten Artenzahlen schwanken zwischen 22 und 60 Arten (Abb. 4.4, blaue Säulen). Im Verlauf der Jahre von 1995 bis 2008 steigt die Artenzahl im Durchschnitt von 29 auf 46 Arten an (blaue Trendkurve). Die bis Ende 2007 durchgehend, wenn auch asymptotisch immer geringer ansteigende rote Artensummenkurve - mit fast Stillstand in 2008 - signalisiert, dass der Artenbestand der Probestelle mit derzeit 176 Arten nach 14 Jahren als nahezu vollständig erfasst gelten kann.

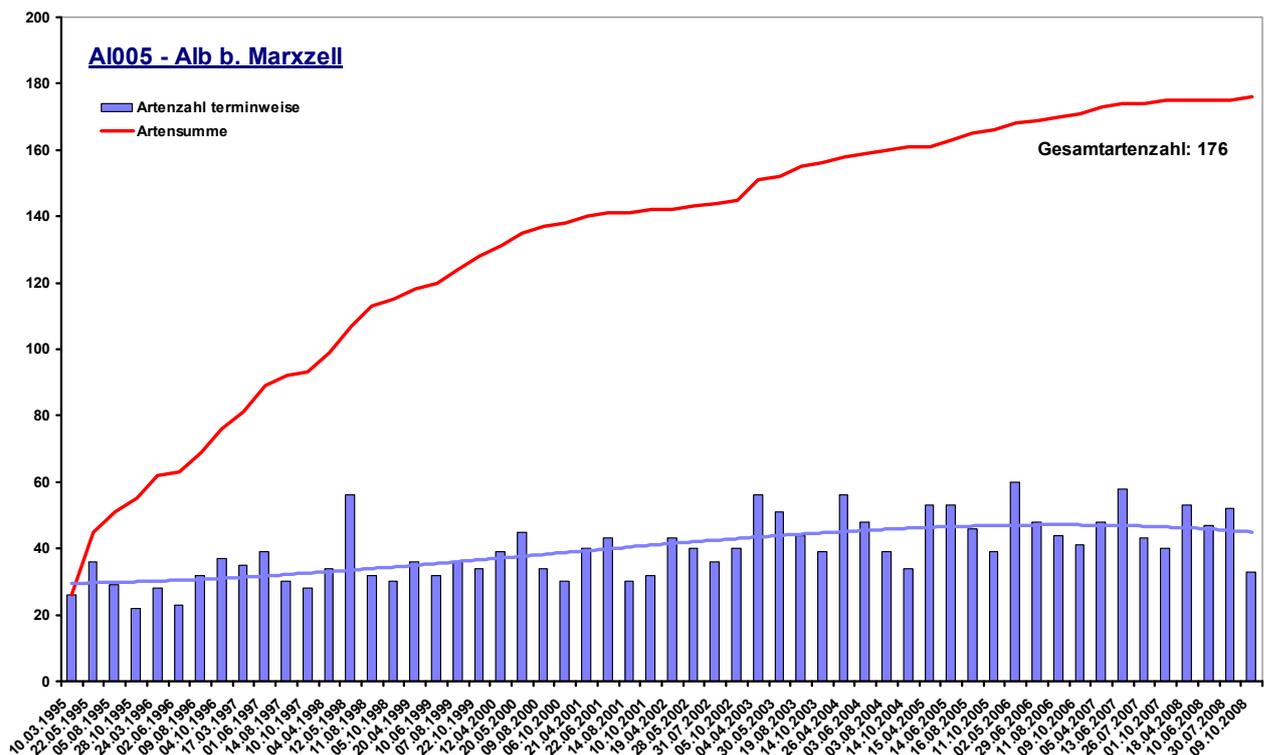


Abbildung 4.4: Artenkenntnis (rote Linie) und Artenzahlentwicklung (Säulen und blaue Hilfslinie) an der Alb bei Marxzell.

Beim Kocher bei Kochendorf handelt es sich um den Unterlauf eines größeren Neckarzuflusses mit bereits potamalen Charakterzügen. Die Artenzahlen schwanken zwischen 41 und 75 Arten (Abb. 4.5, blaue Säulen), wenn man die erste Beprobung mit nur 25 Arten außer Acht lässt. Im Verlauf der Jahre von 1996 bis 2006 steigt die Artenzahl im Durchschnitt von 45 auf 63 Arten an (blaue Trendkurve). Allerdings ist ab 2007 die Artenzahl-Entwicklung wieder leicht rückläufig. Die Artensummenkurve zeigt eine deutliche Sättigung der Artenzahl mit 166 Arten bis Ende 2003, danach ist der Zuwachs um weitere 10 Arten in 5

Jahren eher unerheblich; der Artenbestand der Probestelle mit ebenfalls derzeit 176 Arten kann als weitgehend erfasst gelten.

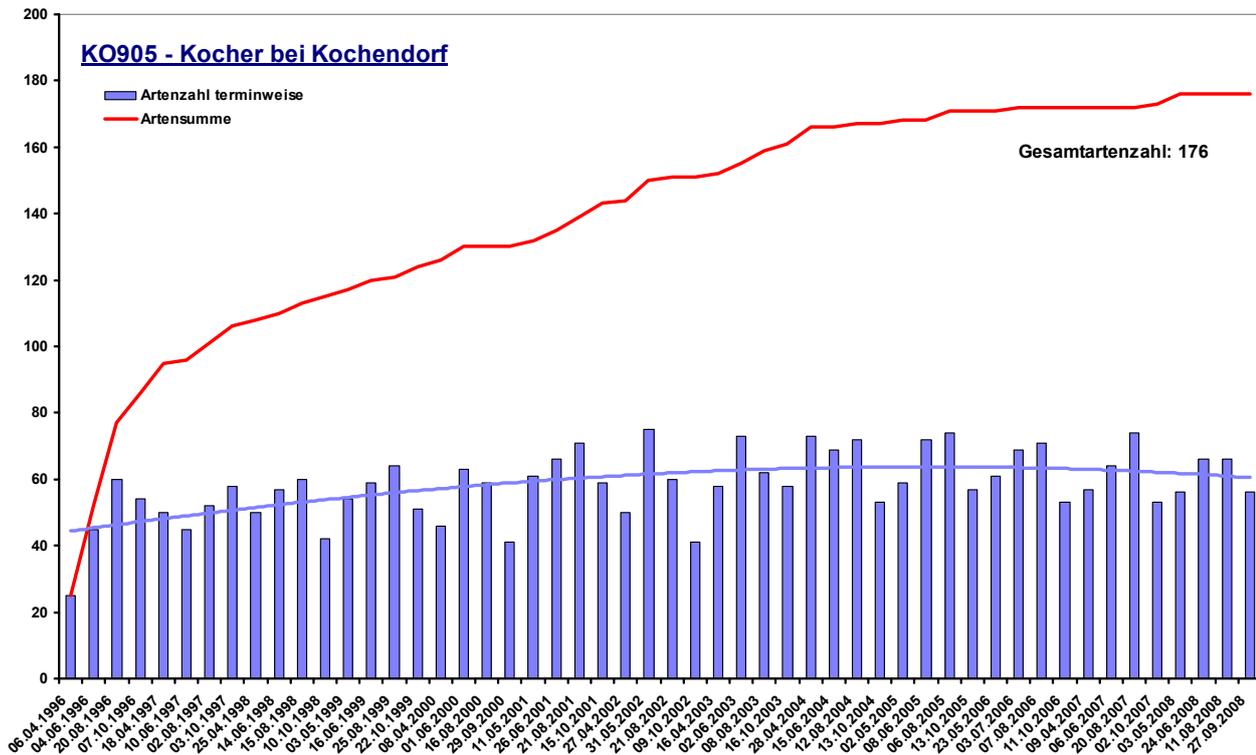


Abbildung 4.5: Artenkenntnis (rote Linie) und Artenzahlentwicklung (Säulen und blaue Hilfslinie) am Kocher bei Kochendorf.

Der Rhein bei Maxau hat den Charakter eines zum Schifffahrtskanal ausgebauten großen Stromes. Er weist weder natürliche Sohlesubstratbildung noch natürliche Uferverhältnisse auf. Zusätzlich ist der Rhein schiffahrtsbedingt und durch die Anbindung an den Rhein-Main-Donau-Kanal starkem Siedlungsdruck durch Neozoa ausgesetzt.

Die Artenzahlen schwanken zwischen 34 und 6 Arten (Abb. 4.6, blaue Säulen), mit abnehmender Tendenz. Extrem niedrige Artenzahlen als Ergebnis einzelner Beprobungen hängen mit den starken und andauernden Wasserstandsschwankungen am Rhein zusammen, die eine gute Beprobbarkeit nicht immer gewährleisten. Im Verlauf der Jahre von 1996 bis 2008 sinkt die Artenzahl im Durchschnitt von 26 auf 15 Arten ab (blaue Trendkurve). Trotz der rückläufigen Artenzahlen zu den einzelnen Beprobungsterminen steigt dennoch die Artensummenkurve bis fast zuletzt auf insgesamt 114 Arten an. D. h. es fanden sich immer mal wieder neue Arten, die sich aber möglicherweise nicht dauerhaft etablierten, oder so selten bleiben, dass sie nur gelegentlich nachgewiesen werden können. Das Plateau der Artensummenkurve am Ende der Untersuchungsperiode lässt aber erwarten, dass auch hier der Artenbestand der Probestelle als weitgehend erfasst gelten kann, es sei denn, es werden weitere Neozoa eingeschleppt (siehe dazu Kap. 4.2.4).

An den meisten übrigen Probestellen zeigen die Artensummenkurven wie am Rhein bei Maxau bestenfalls zum Ende der dargestellten Untersuchungsperiode ein Eintreten in die Plateauphase. Unter dem Gesichtspunkt der grundlegenden Artenerfassung ist bezogen auf die einzelnen Probestellen somit in vielen Fällen das Ende nach 13 bzw. 14 Jahren weitgehend erreicht. Die fortwährende Zunahme der Artensummenkurven in der zurückliegenden Zeit kann durch Einwanderung von Neozoa nur lokal und dort nur zum gewis-

sen Anteil erklärt werden. An vielen Probestellen, die nicht von Neozoa betroffen sind, bietet sich das gleiche Bild.

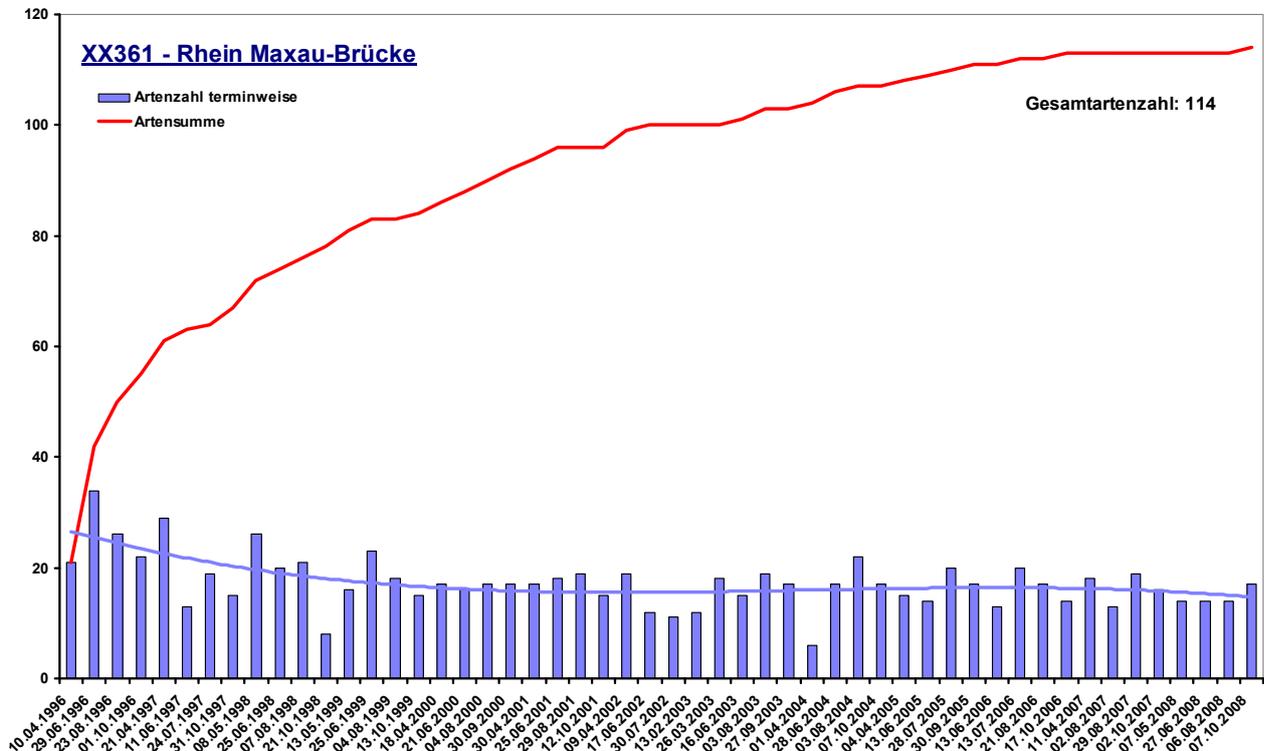


Abbildung 4.6: Artenkenntnis (rote Linie) und Artenzahlentwicklung (Säulen und blaue Hilfslinie) am Rhein bei Maxau.

Trotz der im Vergleich zu anderen in der Gewässerökologie angewandten Methoden deutlich besseren Fängigkeit der Methode ergibt eine einzelne Beprobung wie beschrieben letztlich nur eine Stichprobe mit nur einem Teilausschnitt des im Gewässer vorhandenen Artenspektrums (vgl. Kap. 3.2 und 3.7). Erst durch fortwährende Wiederholungsuntersuchungen wird die im Gewässer vorhandene Grundgesamtheit an Lebewesen erkennbar. In Abbildung 4.7 wird die Mittelwertkurve aus den einzelnen Artensummenkurven der 30 hier behandelten Dauerbeobachtungsstellen als blaue Kurve dargestellt. Dem gegenübergestellt ist als rote Kurve die Artensummenkurve des Gesamtprobenkollektivs, d. h. die Untersuchungsergebnisse der 30 Probestellen wurden zunächst zeitsynchron zusammengefasst und erst dann mit dem Gesamtbefund die Artensummenkurve berechnet. Die Kurven wurden zwecks Vergleichs auf Prozent der jeweiligen in beiden Fällen sehr unterschiedlichen Gesamtartenzahl (Artensumme zum letzten Untersuchungszeitpunkt) umgerechnet.

Die Artensummenkurve des Gesamtkollektivs liegt erkennbar über der Mittelwertkurve aus den Artensummenkurven der 30 Standorte, da sich die Befunde der verschiedenen Probestellen durch vorherige Zusammenfassung im Artenspektrum in gewissem Maße ergänzen. Die parallele Beprobung einander faunistisch ähnlicher Probestellen kommt bezogen auf den generierten Gesamtbefund einer Erhöhung der Erfassungsintensität gleich und führt schneller zum Ergebnis der vollständigen Erfassung. Lägen beide Kurven übereinander, wären alle Proben der Grundgesamtheit komplett unterschiedlich in der Artenzusammensetzung. Je weiter die Kurven auseinander liegen, desto größer ist die faunistische Ähnlichkeit der Einzelproben.

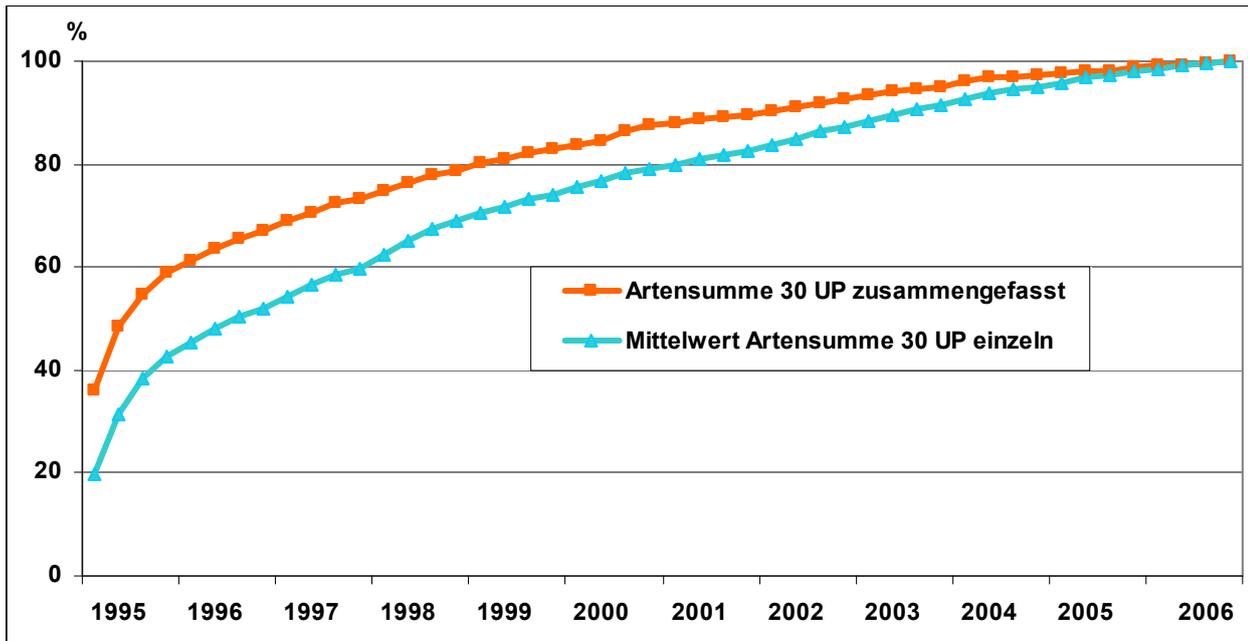


Abbildung 4.7: Prozentuale Artensummenkurven nach zwei unterschiedlichen Methoden für 30 Dauerbeobachtungsstellen erstellt. Die blaue Kurve gibt den Mittelwert der 30 für jede Probestelle einzeln ermittelten Artensummenkurven an. Die Berechnung der orange farbigen Kurve basiert auf dem aus den 30 Probestellen aufsummierten Befunden.

Die bisher an den einzelnen Probestellen erreichten Artenzahlen sind der Abb. 4.8 zu entnehmen. Die höchste Artenzahl weist mit 197 Arten die Jagst bei Heuchlingen (JA903) auf, die geringste mit 88 Arten der Rhein bei Kirschgartshausen (XX435).

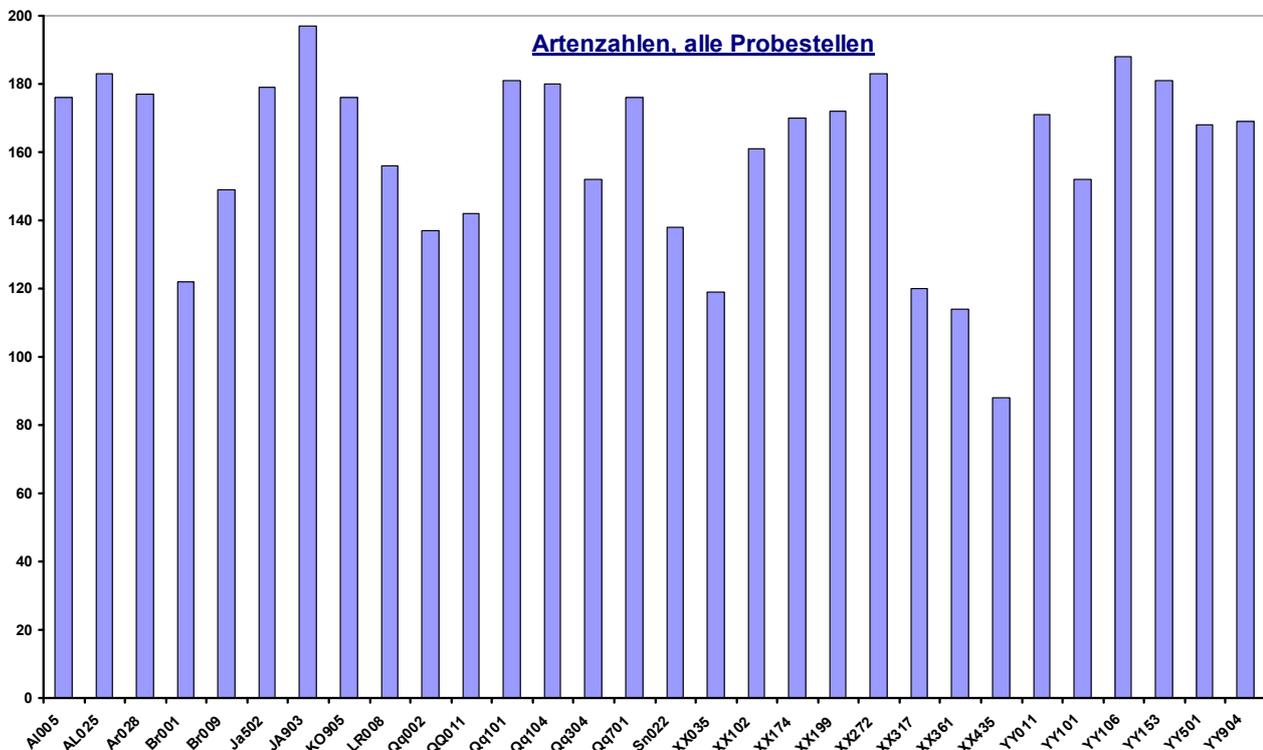


Abbildung 4.8: Anzahl der über die Untersuchungsperiode 1995 – 2008 festgestellten Artenzahlen an 30 Dauerbeobachtungsstellen.

An fast allen Probestellen ist eher eine Zunahme oder ein Gleichverlauf der Artenzahl über den Beobachungszeitraum zu verzeichnen, lediglich an drei Probestellen am Rhein ist die Artenzahl rückläufig: Neben dem oben beschriebenen Rhein bei Karlsruhe-Maxau (XX361) betrifft dies den Rhein bei Grauelsbaum (XX317,8) und den Restrhein bei Ottenheim (XX272,5).

Der Trend in der Artenzahlentwicklung über die 30 Dauerbeobachtungsstellen gemittelt zeigt die generelle Tendenz, dass die Gewässerabschnitte im Verlauf der Untersuchungsperiode bis zum Jahr 2005 artenreicher, danach eher artenärmer werden Abb. 4.9. Deutlich erkennbar ist auch die Saisonalität der festgestellten Artenzahlen (dunkelblaue Kurve). Im Herbst werden in der Regel die geringeren Artenzahlen festgestellt, im Frühsommer (Periode Mai-Juni) die größten Artenzahlen. Dies hängt auch mit dem Auftreten der Imaginalstadien vieler Arten zu dieser Jahreszeit zusammen, den in etlichen Fällen einzigen bis zur Art bestimmbaren Stadien.

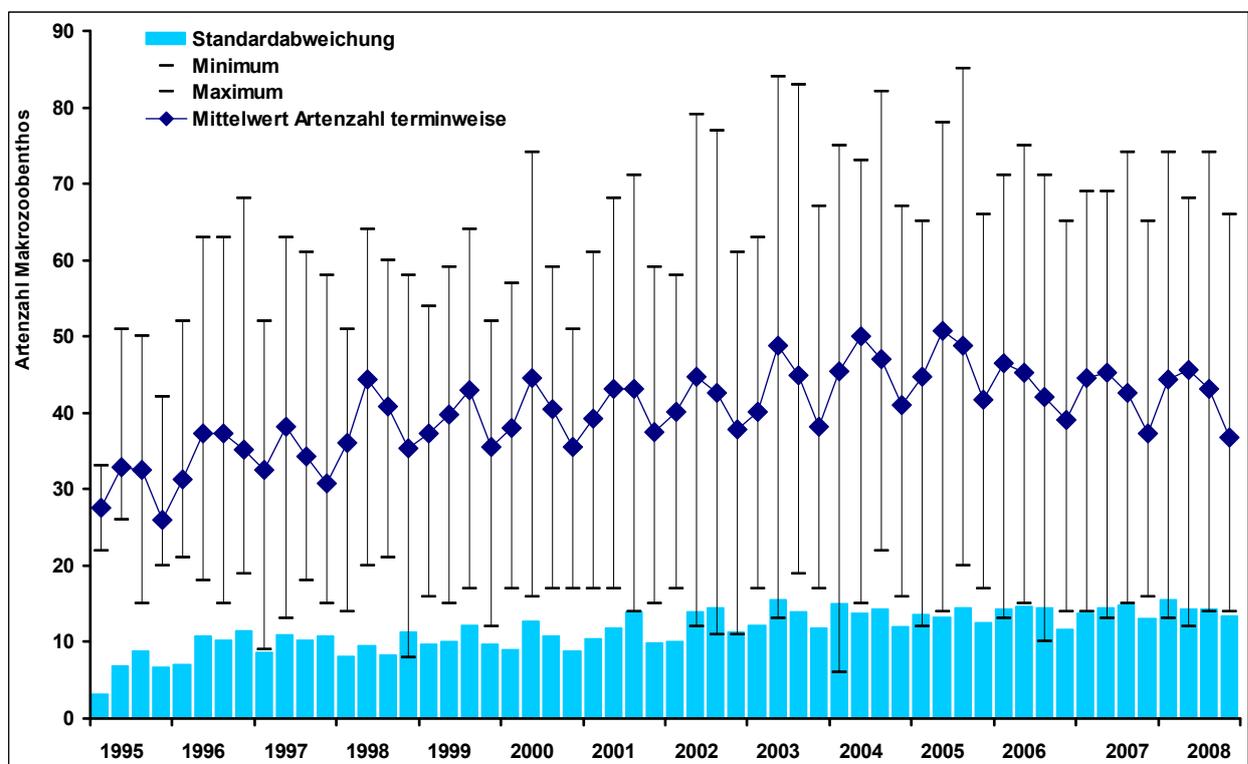


Abbildung 4.9: Mittlere Artenzahlentwicklung an 30 Dauerbeobachtungsstellen des Trendbiomonitorings in Baden-Württemberg 1995 – 2008 mit Angabe der Standardabweichung, minimalem und maximalem Wert (mit Hilfslinie).

Die beschriebene Tendenz der Zunahme der Artenzahlen im Beobachtungszeitraum ist noch deutlicher an den jahresweise und dreijahresweise zusammengefassten Artenzahlen zu erkennen, da bei diesen die Saisonalität nicht zum Tragen kommt (Abb. 4.10).

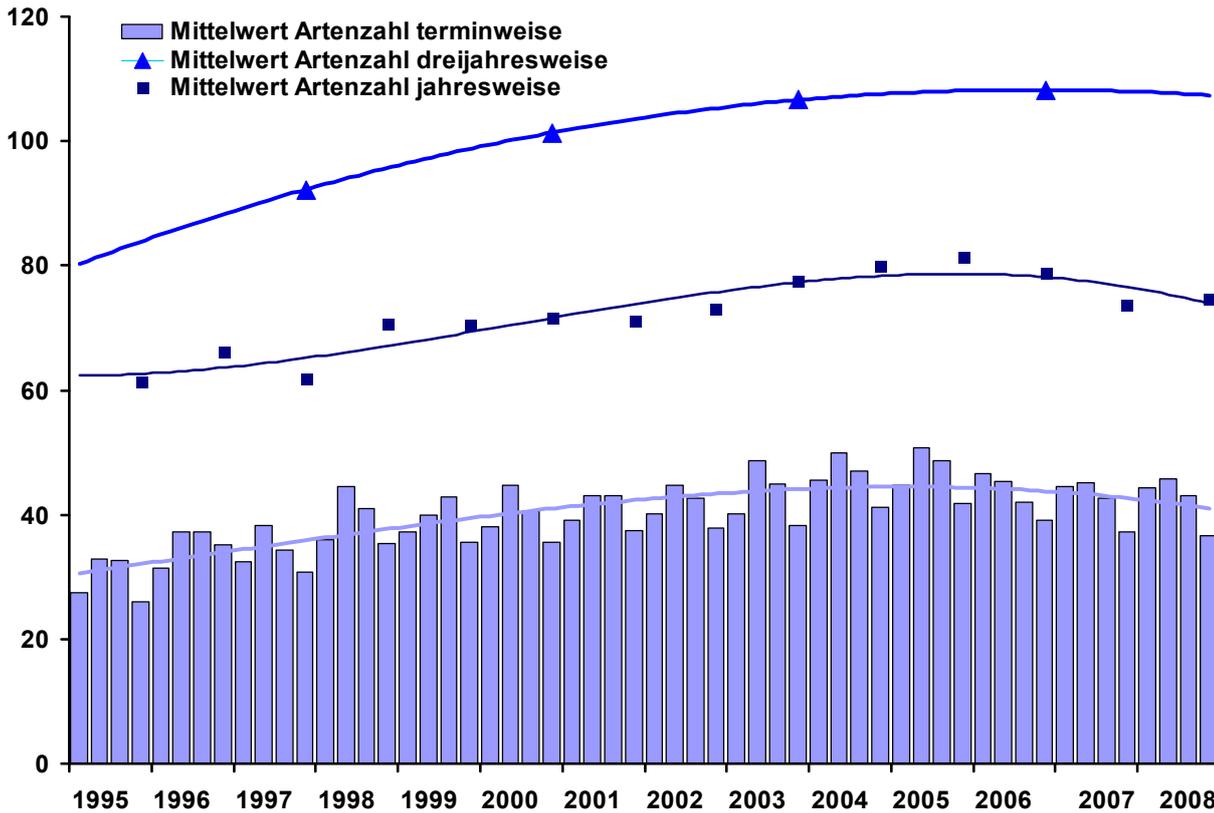


Abbildung 4.10: Mittlere Artenzahlentwicklung an 30 Dauerbeobachtungsstellen des Trendbiomonitorings in Baden-Württemberg 1995 – 2008, terminweise (Säulen mit Hilfslinie) sowie jahresweise (Quadrate mit Hilfslinie) und dreijahresweise (Dreiecke mit Hilfslinie) zusammengefasst.

#### 4.2.2 VERÄNDERUNGEN DER BIOZÖNOTISCHEN ÄHNLICHKEIT DER BESIEDLUNG

Die Berechnung der biozönotischen Ähnlichkeit zwischen den einzelnen Untersuchungsterminen erfolgt mit Hilfe des häufigkeitsgewichteten Jaccard-Index, wie in [Kap. 3.3](#) beschrieben. Die Ergebnisse jedes Untersuchungstermines können mit den Befunden jedes anderen Untersuchungstermines verglichen und deren Ähnlichkeit berechnet werden. Der Mittelwert der Ergebnisse des Vergleichs eines Probenahmetermines mit allen anderen Probenahmeterminen weist die durchschnittliche Ähnlichkeit des Befundes dieses Termines mit denen der anderen Termine aus (mittlere Probenähnlichkeit). Sehr niedrige Werte weisen Probenahmetermine aus, die z. B. infolge Hochwasser oder nicht weiter bekannter Ereignisse ein sehr dürftiges Besiedlungsbild bei der Beprobung hatten (z. B. XX361, Rhein bei Karlsruhe, am 1. 4. 2004, vgl. [Abb. 4.17a](#)).

Um den Trend der Veränderung über die Zeitreihe zum Ausdruck zu bringen, wurden die jahresweise aggregierten Artenlisten miteinander verglichen. Zwei Wertereihen mit Trendkurven zeigen die Veränderungen der Biozönose im Untersuchungszeitraum. Für die erste Wertereihe dient das erste Untersuchungsjahr als Bezugsjahr für den Vergleich mit den darauffolgenden Jahren (schwarz ausgefüllte Dreiecke, durchgezogene Hilfslinie), die zweite Reihe basiert auf den Befunden des letzten Untersuchungsjahres (leere Dreiecke, gestrichelte Hilfslinie) als Bezugspunkt. Die mittlere Probenähnlichkeit (als Säulen) und die Ähnlichkeitsentwicklung bezogen auf das erste und auf das letzte Untersuchungsjahr (als Dreiecke mit Hilfslinie) werden anhand zweier Beispiele unterschiedlicher Entwicklung verdeutlicht. Die Jagst bei Heuchlingen zum Beispiel weist geringe Veränderungen der Biozönose über die 13 Untersuchungsjahre auf ([Abb. 4.11](#)). Verglichen mit 1996 liegt die biozönotische Ähnlichkeit in 2008 um 9,9 % tiefer. Bezogen auf

das Jahr 2008, war die biozönotische Ähnlichkeit in 1996 um 11,4 % niedriger. Dagegen hat im Rhein bei Neuenburg (Restrhein, [Abb. 4.12](#)) ein starker Wandel der Biozönose stattgefunden. In den ebenfalls 13 Untersuchungsjahren hat die Ähnlichkeit der Biozönose bezogen auf das erste Untersuchungsjahr um 34,1 % abgenommen, verglichen mit 2008 lag sie in 1996 um 32,3 % niedriger! Dieser hohe häufigkeitsgewichtete Artenwechsel findet an keiner anderen Probestelle statt und ist auf die zeitliche Einnischung der Flussaufwärts-Ausbreitung vieler Neozoa im Untersuchungszeitraum an dieser Probestelle zurückzuführen. An unterhalb gelegenen Probestellen war diese Wanderung mit Beginn der Untersuchungen bereits weiter fortgeschritten, d. h. der nachfolgende Artenwechsel nicht mehr so stark. An oberhalb gelegenen Probestellen hat der Wechsel noch nicht in dem Maße eingesetzt.

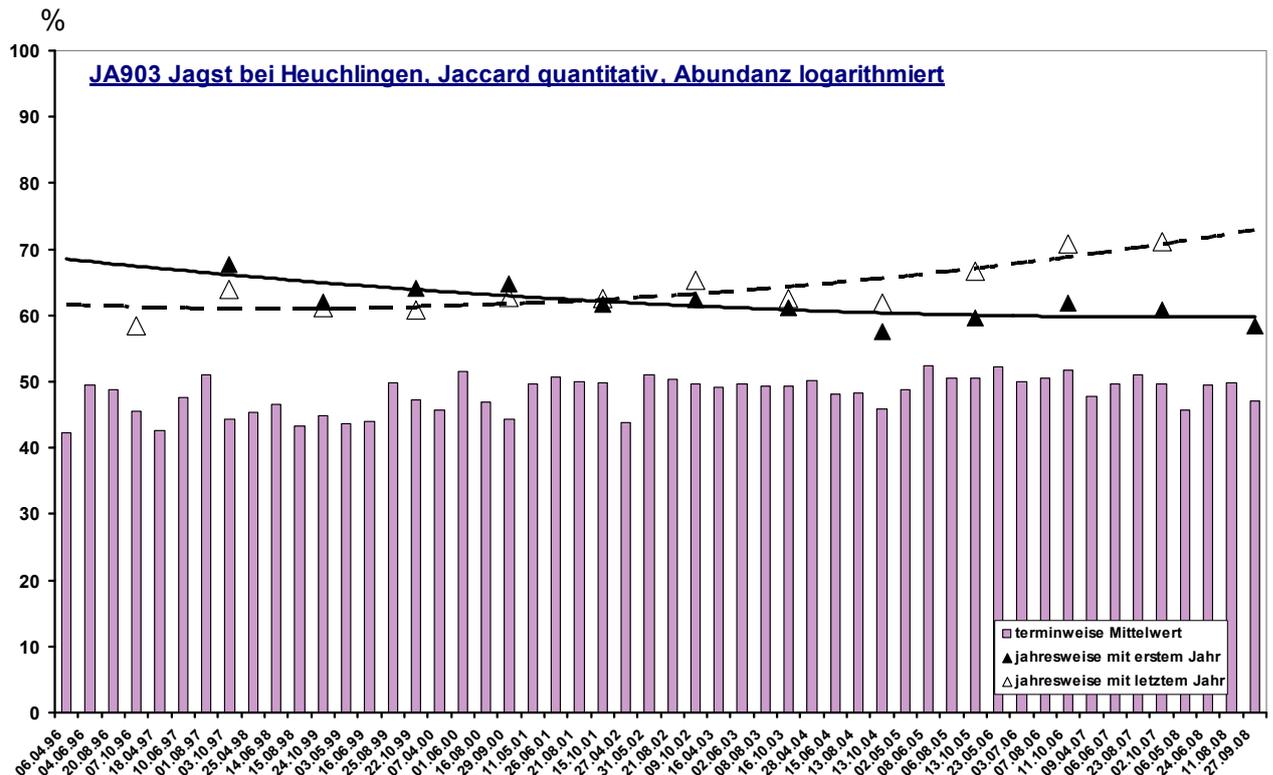


Abbildung 4.11: Ähnlichkeitsentwicklung an der Jagst bei Heuchlingen 1996 bis 2008. Nähere Erläuterungen siehe Text.

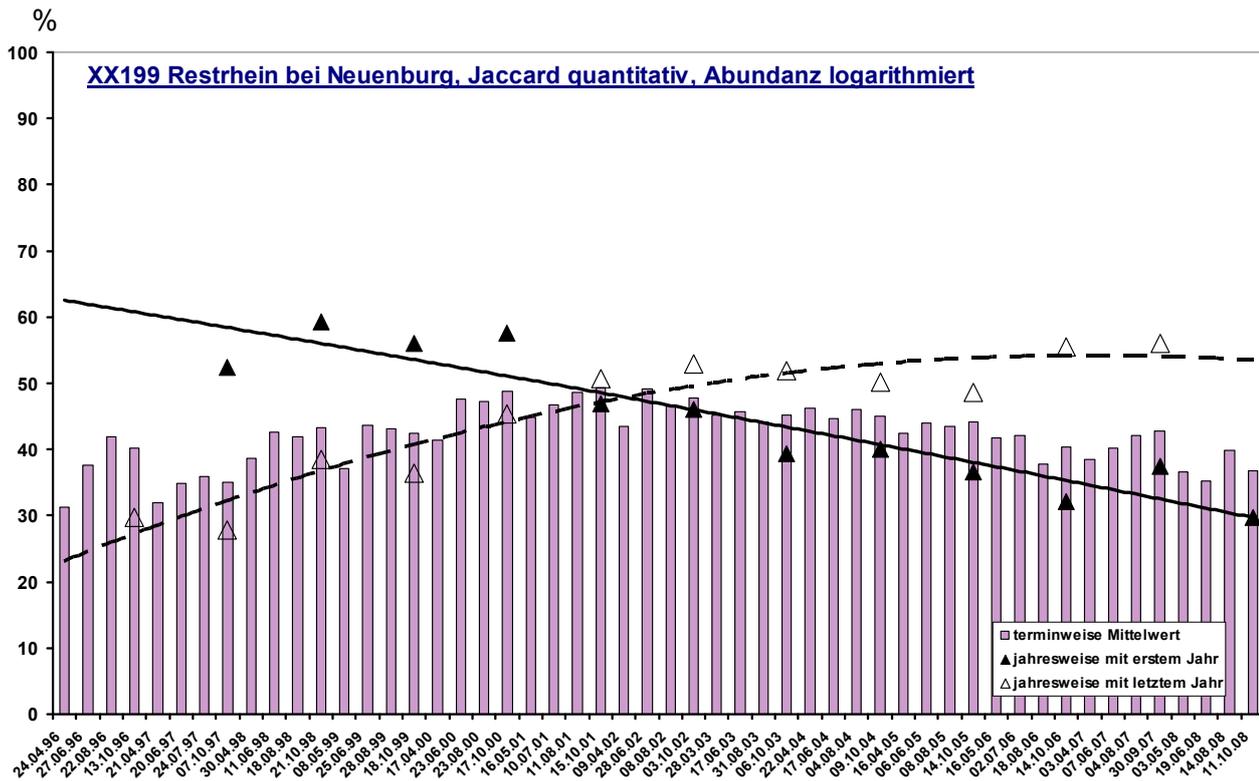


Abbildung 4.12: Ähnlichkeitsentwicklung am Restrhein bei Neuenburg 1996 bis 2008. Nähere Erläuterungen siehe Text.

Zur vergleichenden Betrachtung der Probestellen bezogen auf Ausgangs- und Endpunkt der Untersuchungen wurde je Probestelle die Differenz der Lage der Trendkurven (Hilfslinien) zu Beginn und zum Ende der Untersuchungsphase gebildet, gemittelt und mittels Division durch die Anzahl der Untersuchungsjahre auf die Änderung der Biozönose pro Jahr umgerechnet. Abb. 4.13 zeigt die so erwirkte Reihung der Probestellen von schwacher Änderung (minimaler Wert 0,43 % / Jahr) hin zu starker Änderung (2,56 % / Jahr). Mit dieser Auswertung sind die drei Probestellen, Restrhein bei Neuenburg, die im Fließverlauf unterste Neckar-Probestelle und der Rhein bei Grauelsbaum als Gewässerabschnitte mit der stärksten Dynamik in den zurückliegenden Jahren ausgewiesen. Werte über 2,5 % / Jahr bedeuten, dass in 10 Jahren die Fauna zu 25 %, also zu einem Viertel, ausgetauscht ist. Würde diese Entwicklung 20 Jahre andauern, wären 50 % der ursprünglichen Fauna durch andere Arten ersetzt. Aber auch andere Gewässer wie die Alb bei Marxzell und Karlsruhe Beiertheim oder die Brigach bei Marbach weisen hohe Veränderungsraten von nahe 2 % / Jahr (hochgerechnet fast 40 % in 20 Jahren) auf; den Ursachen hierfür sind im Einzelnen noch nicht bekannt.

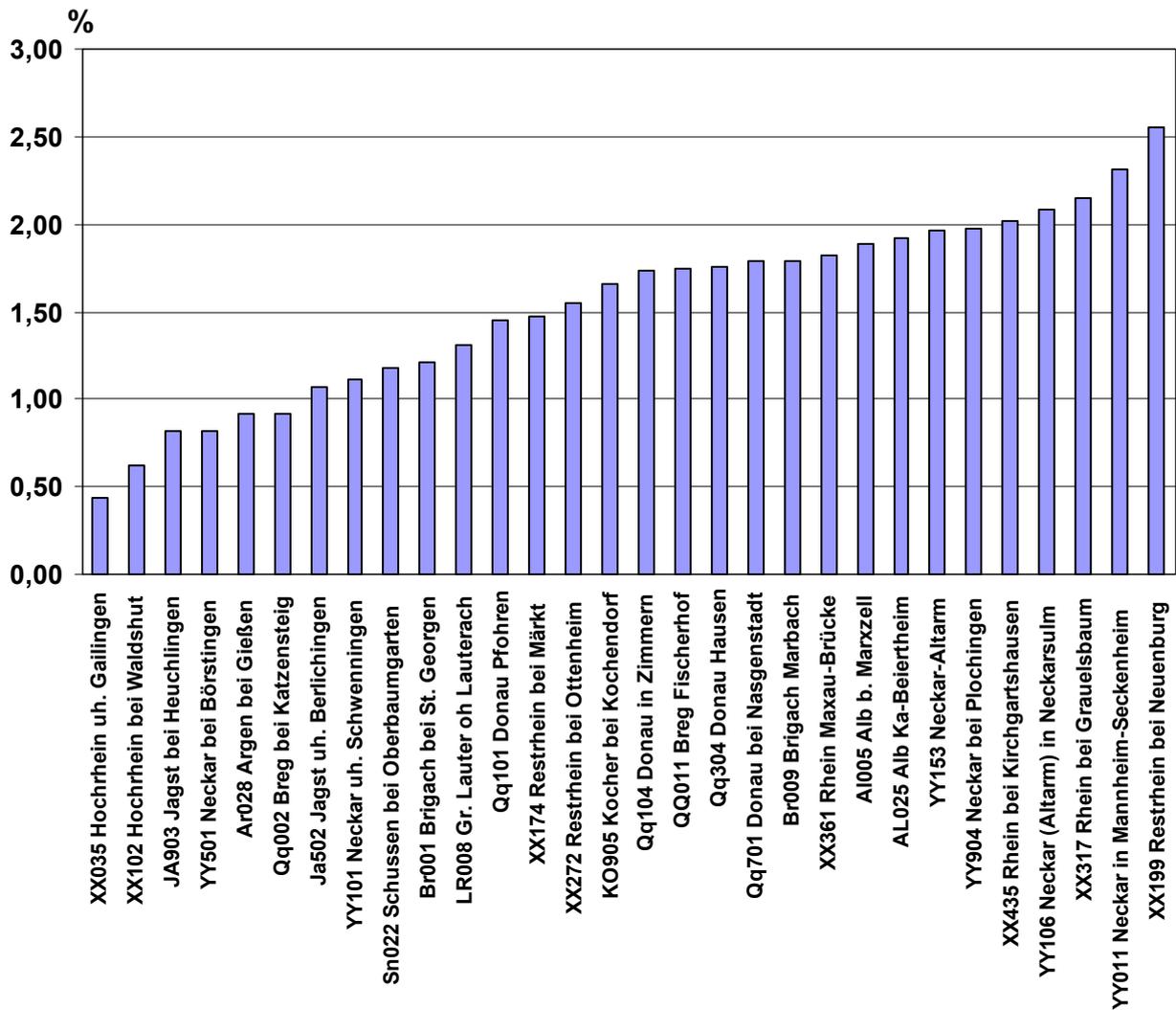


Abbildung 4.13: Durchschnittliche Änderung der biozootischen Ähnlichkeit (in Prozent pro Jahr) von 1995 bis 2008 an 30 Dauerbeobachtungsstellen des biozootischen Trendbiomonitoring.

#### 4.2.3 ARTEN MIT STÄRKEREN BESTANDSVERÄNDERUNGEN

An den Dauerbeobachtungsstellen wurde die Entwicklung einzelner Arten mit dem Trendindex (TI) wie in Kap. 3.3 dargestellt ausgewertet. Von den insgesamt 619 Arten Makrozoobenthos der 30 Dauerbeobachtungsstellen nehmen 376 Arten tendenziell im Bestand zu, 228 Arten haben Bestandseinbußen, bei 15 Arten ist keine Veränderung zu bemerken. Allerdings sind bei den meisten Arten, bei denen der TI ein positives oder negatives Vorzeichen trägt, die Bestandsänderungen eher gering, besonders in diesen Fällen sind die Trends an den einzelnen Probestellen auch oft mit unterschiedlichem Vorzeichen versehen.

Je verbreiteter eine Art mit Bestandsveränderungen ist, desto mehr fallen solche Veränderungen für die Fließgewässer Baden-Württembergs ins Gewicht. Die 20 meist verbreiteten Arten mit den größten negativen und positiven Bestandsänderungen wurden ermittelt indem der Trendindex mit der Anzahl der Probestellen, an denen die Art vertreten ist, multipliziert und nach diesem Produkt gereiht wurde (TI x n PS in Tab. 4.3). Selbst bei den Arten mit den bedeutenderen negativen Bestandsänderungen ("rote" Arten) sind keineswegs alle Standorte von Bestandseinbußen betroffen (rote Zahlen, Tab. 4.3). Bei den positiv bestandskorrelierten ("blauen") Arten sind ebenfalls Standorte, die diese Entwicklung nicht mitmachen; der Bestand auch dieser Arten ist an einigen Stellen rückläufig.

Am Rhein sind Einbußen bei vielen Arten besonders deutlich, selbst Arten, die an anderen Stellen eher zunehmen, werden dort insgesamt seltener. Viele der am Rhein zurückgehenden Arten werden durch Neubesiedler (Neozoa) verdrängt. Tab. 4.4 stellt die Veränderung der je 20 zurückgehenden und sich ausbreitenden Arten an Rhein und Neckar dar, ausgewertet mit dem Abundanz basierten Trendindex. Die Neozoa sind fett gedruckt. Wenngleich auch zwei Neozoa-Arten unter den zurückgehenden Arten sind, so wird doch die Mehrheit der sich ausbreitenden Arten durch Neozoa gestellt (siehe dazu auch 4.3.4). Die zurückgehenden Neozoa-Arten, die Flohkrebse *Echinogammarus berillioni* und *Gammarus tigrinus* sowie die Muscheln *Corbicula fluminalis* und *Dreissena polymorpha*, sind solche, die schon länger in den genannten Flüssen siedeln und nun ebenfalls wieder durch die neu eingeschleppten Arten verdrängt werden. Bei Muscheln als Filtrierer kann auch der zurückgegangene Gehalt an organischen Schwebstoffen und Plankton Ursache der Bestandseinbußen sein.



Fotos 4-6: Klassische Neozoa, wieder auf dem Rückzug: *Gammarus tigrinus* (oben links), *Corbicula fluminea* (u. l.), *Dreissena polymorpha* (rechts).



Tabelle 4.4: Die 20 Arten mit den stärksten negativen (rot) und jene mit den stärksten positiven (blau) Bestandsänderungen an den Dauerbeobachtungsstellen von Rhein und Neckar, bezogen auf die Häufigkeit der Tiere (Abundanzklasse 1-7). Fett markiert sind Neozoa-Arten.

STATUS	TAXON	Rhein								Neckar						Mittlerer TI in %	Anzahl PS	TI X n PS
		XX035,5	XX102,5	XX174,0	XX198,8	XX272,5	XX318,8	XX361,5	XX435,7	YY011,0	YY101	YY106,7	YY153,7	YY501	YY904,99			
-	<i>Gammarus pulex</i>		11	-38	-28	-6	-2	-10	0	-46		-11	6		-34	-14	11	-157
-	<i>Baetis fuscatus</i>	5	-13	-18	-36	-19	-13	-11		-39		-15	-8	9	20	-12	12	-139
-	<i>Hydropsyche contubernalis</i>	3	-11	-14	-13	-3	-22	-17	-10	-28		-16	-23		20	-11	12	-134
-	<i>Sphaerium comeum</i>	-28	5	-10	-49	-5				-3		-1	-37	-4	15	-12	10	-117
-	<i>Heptagenia sulphurea</i>	-2	-7	-32	-25	-5	-3	-11	-7	-27		-6	5		4	-10	12	-117
-	<i>Gammarus fossarum</i>	-5	1	-20	-48	0				-15	-16	1	-5	1	-5	-10	11	-112
-	<i>Erpobdella octoculata</i>	-21	-5	2	-6	9	-2	-3	-16	-6	0	-35	-13	12	-21	-7	14	-104
-	<i>Erpobdella nigricollis</i>		0	-1	-2	-7				-19		-35	-24		-11	-12	8	-98
-	<i>Bithynia tentaculata</i>	-19	4	-19	-2	-5	-12	-8	-11	1		-16	7	-12	5	-7	13	-85
RL V	<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	-5	-11	-9	-39	-7	-2	-1	-17	-20		-4	-1		31	-7	12	-85
-	<i>Serratella ignita</i>	1	-3	-11	-40	-2	-6	-10	0	-5	-3	-5	0	-4	7	-6	14	-80
-	<i>Glossiphonia complanata</i>	-18	-5	-4	-4	-6		-3	-7	-1	-4	-15	-14	5	1	-6	13	-75
-	<i>Caenis macrura</i>	6	3	9	17	-18	-10	-1	-19	-37	-1	-11	-10	-2	-1	-5	14	-75
-	<i>Dendrocoelum lacteum</i>	-13	-11	-9	-7	-1		2	-2	19		-12	-18	-7	-9	-6	12	-66
NEO	<i>Corbicula fluminalis</i>			-1	-2	-3	-6	-17	-13	-21	4					-7	8	-59
RL 2	<i>Stenelmis canaliculata</i>		7	-12	-28	-8	-3			-9						-9	6	-54
-	<i>Asellus aquaticus</i>	-8	-8	-3	-10	0	-1	-1		-10	15	-18	-12	6	-3	-4	13	-53
NEO	<i>Echinogammarus berilloni</i>					-24	-22	-5								-17	3	-52
NEO	<i>Dreissena polymorpha</i>	-5	-3	-14	-14	-8	-17	1	1	3		-2	10		3	-4	12	-45
NEO	<i>Gammarus tigrinus</i>					10	-18	-4	-18	-11		-8	4			-6	7	-44
-	<i>Aquarius paludum</i>		2	1	10	16	1	-1	2	14		16	3	2	2	6	12	69
-	<i>Ischnura elegans</i>	0		1	17	28	1		0	-1	1	10	7	2	3	6	12	69
-	<i>Ephydatia fluviatilis</i>		2	3	3	10	3	4	6	12		11	10	1	4	6	12	69
-	<i>Platycnemis pennipes</i>	0	1	1	19	0		-1		-2		14	29	7	3	7	11	72
-	<i>Simulium (Simulium) ornatum</i>	2	19	6	1	1	1	0		-1	20	1	1	12	15	6	13	78
NEO	<i>Hypania invalida</i>			6	1	-3	20	9	10	19		8	8			9	9	78
RL 3	<i>Calopteryx virgo</i>		2	4		-1				3	10	14	19	14	16	9	9	81
-	<i>Psychomyia pusilla</i>	2	-6	-18	-28	2	-9	29	31	19		30	18	3	9	6	13	82
NEO	<i>Corbicula fluminea</i>			-6	21	6	4	18	-2	20		-6	27			9	9	82
-	<i>Ancylus fluviatilis</i>	1	11	-2	12	5	-10	-5	-14	14	5	32	21	27	4	7	14	102
RL V	<i>Calopteryx splendens</i>	5	7	16	21	12	-1		1	2	2	13	14	8	16	9	13	115
NEO	<i>Dikerogammarus haemobaphes</i>					20	36	18	26	9		10	12			19	7	130
NEO	<i>Chelicorophium robustum</i>						1	54	22	12		47				27	5	136
RL V	<i>Radix auricularia</i>	1	3	12	32	29	7	5	10	17		24	20		6	14	12	165
NEO	<i>Haitia spp.</i>	2	5	25	49	36	1	-1	-4	7	6	30	30		-1	14	13	185
NEO	<i>Echinogammarus trichiatus</i>			29	18	40	2	20	18	14		50	16			23	9	207
NEO	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>		25	28	26	9	-4	-21	11	10	75	10	28	-5	26	17	13	216
NEO	<i>Dikerogammarus villosus</i>	35	4	18	36	17	4	3	-1	38		41	25			20	11	221
NEO	<i>Echinogammarus ischnus</i>			56	61	47	36	6	28	62		75				46	8	370
NEO	<i>Jaera istri</i>		16	60	61	43	25	52	52	71		55	47			48	10	481

#### 4.2.4 EINWANDERUNG UND VERBREITUNG VON NEOZOEN

Aus den Fließgewässern Baden-Württembergs sind durch Nachweise aus dem Trendbiomonitoring bisher 35 neozoische Makrozoobenthos-Arten bekannt (Tab. 4.5). Weitere Arten, wie beispielsweise die Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis* H. MILNE-EDWARDS, 1853) oder der Kalikokrebs (*Orconectes immunis* (Hagen, 1870), konnten im Rahmen dieser Untersuchungen aufgrund des eher punktuellen Vorkommens

Tabelle 4.5: Neozoa in Fließgewässern Baden-Württembergs, nachgewiesen im Rahmen des Trendbiomonitorings.

TAXON	Herkunft	Erster Nachweis in Deutschland
<b>TURBELLARIA</b>		
<i>Dendrocoelum romanudanubiale</i> (CODREANU, 1949)	Pontokaspis	1992
<i>Dugesia tigrina</i> (GIRARD, 1850)	Nordamerika	1931
<b>MOLLUSCA</b>		
<i>Corbicula fluminalis</i> O.F.MÜLLER, 1774	Asien	1983
<i>Corbicula fluminea</i> O.F.MÜLLER, 1774	Asien	1983
<i>Dreissena polymorpha</i> (PALLAS, 1771)	Pontokaspis	1826
<i>Dreissena rostriformis bugensis</i> (ANDRUSOV, 1897)	Pontokaspis	2007
<i>Ferrissia wautieri</i> (MIROLI, 1960)	Südost- und Südwesteuropa	1952
<i>Gyraulus parvus</i> (SAY, 1817)	Nordamerika	1973
<i>Lithoglyphus naticoides</i> (C. PFEIFFER, 1828)	Pontokaspis (Dnjepr-Gebiet)	1883
<i>Menetus dilatatus</i> (GOULD, 1841)	Nordamerika	1980
<i>Musculium transversum</i> (SAY, 1829)	Nordamerika	1992
<i>Haitia</i> spp. ( <i>Physella acuta/heterostropha</i> )	Nordamerika, Südwesteuropa	ab 1895
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (GRAY, 1843)	Neuseeland	etwa 1900
<b>POLYCHAETA-ARCHIANNELIDA</b>		
<i>Hypania invalida</i> (GRUBE, 1860)	Pontokaspis	1958
<b>OLIGOCHAETA</b>		
<i>Branchiura sowerbyi</i> BEDDARD, 1892	Südasien	1959
<b>HIRUDINEA</b>		
<i>Barbronia weberi</i> (BLANCHARD, 1897)	Südostasien	1994
<i>Caspiobdella fadejewi</i> (EPSHTEIN, 1961)	Pontokaspis	vor 1987
<b>MYSIDACEA</b>		
<i>Hemimysis anomala</i> SARS, 1907	Pontokaspis	1997
<i>Limnomysis benedeni</i> CZERNIAVSKY, 1882	Pontokaspis	1994
<b>ISOPODA</b>		
<i>Jaera istri</i> VIEUILLE, 1979	Pontokaspis	1958
<i>Proasellus coxalis</i> (DOLLFUS, 1892)	Mittelmeerraum	etwa 1931
<i>Proasellus meridianus</i> (RACOVITZA, 1919)	Westeuropa, Mittelmeerraum	1984
<b>AMPHIPODA</b>		
<i>Chelicorophium curvispinum</i> (SARS, 1895)	Pontokaspis	1912
<i>Chelicorophium robustum</i> (G. O. SARS, 1895)	Pontokaspis	2002
<i>Crangonyx pseudogracilis</i> BOUSFIELD, 1958	Nordamerika	1992
<i>Dikerogammarus haemobaphes</i> (EICHWALD, 1841)	Pontokaspis	1976
<i>Dikerogammarus villosus</i> MARTINOV, 1894	Pontokaspis	1991
<i>Echinogammarus berilloni</i> (CATTI, 1878)	Mittelmeerraum	1924
<i>Echinogammarus ischnus</i> (STEBBING, 1899)	Pontokaspis	1977
<i>Echinogammarus trichiatus</i> (MARTYNOV, 1932)	Pontokaspis	1996
<i>Gammarus tigrinus</i> SEXTON, 1939	Nord-Amerika	1957
<i>Orchestia cavimana</i> HELLER, 1865	Ostmediteran-pontischer Raum	1920
<b>DECAPODA</b>		
<i>Atyaephyra desmaresti</i> (MILLET)	Mittelmeerraum	1932
<i>Orconectes limosus</i> (RAFINESQUE, 1817)	Nord-Amerika	1880
<i>Pacifastacus leniusculus</i> (DANA, 1852)	Nord-Amerika	1972

bisher nicht nachgewiesen werden. Hauptbetroffene Gewässer sind in Baden-Württemberg der Rhein und der Neckar. Die Zahl der nachgewiesenen Neozoa-Arten nimmt im Fließverlauf an beiden Gewässern zu (Abb. 4.14). Die Besiedlung von Rhein und Neckar erfolgte im Wesentlichen (pontokaspische Arten) mittels Schiffstransport (Ballastwasser) über den Rhein-Main-Donaukanal stromaufwärts. Die obere, nicht schiffbare Donau ist aufgrund des Fehlens von Schiffen als Transportmittel mit maximal 4 Neozoa-Arten nicht von der starken Invasion gebietsfremder Arten betroffen. Auch blieben die Nebengewässerprobestellen bisher weitgehend verschont. Dort vorhandene Neozoa sind Taxa, die schon recht lange in Deutschland verbreitet sind wie *Dreissena polymorpha*, *Haitia spp.* (*Physella acuta/heterostropha*), *Potamopyrgus antipodarum* und *Orconectes limosus*, die bereits im 19. Jahrhundert nach Deutschland eingeschleppt wurden.

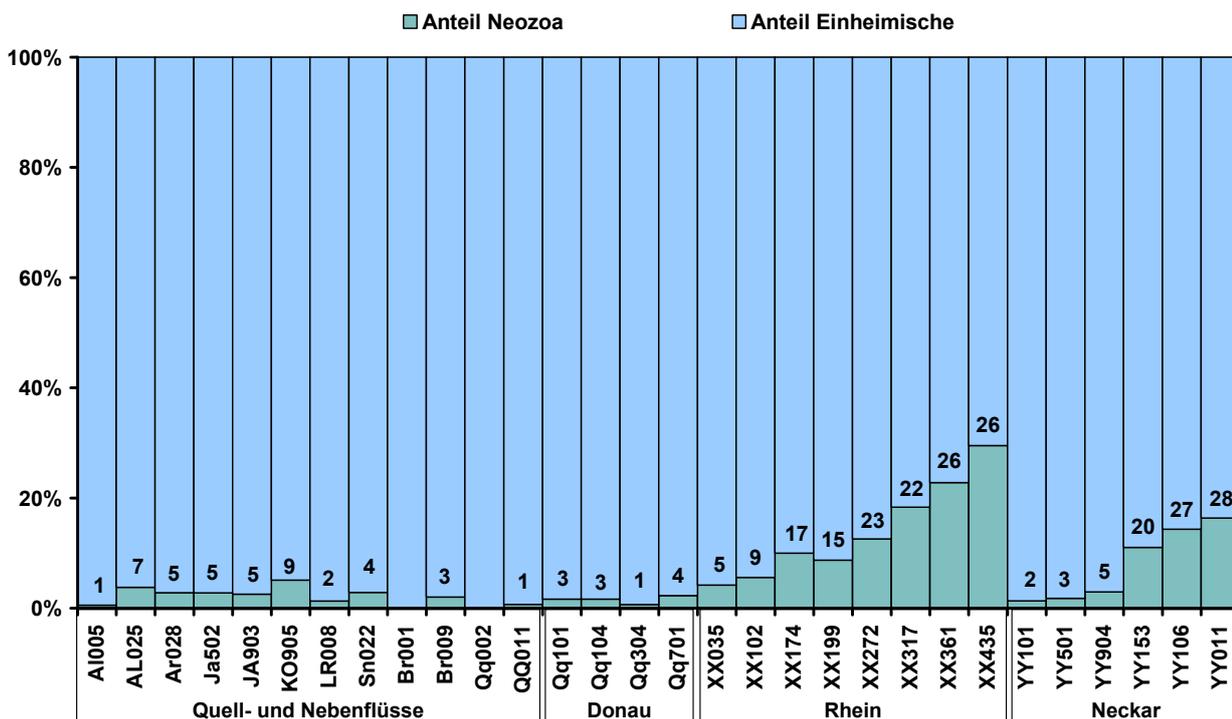


Abbildung 4.14: Artenzahlen Neozoa (Zahl) an 30 Dauerbeobachtungsstellen des Trendbiomonitorings in Baden-Württemberg 1995 – 2008 und Prozentanteil an der Gesamtartenzahl jeder Probestelle (Säulenhöhe).

Die Individuendichten der Neozoa können aufgrund der Konkurrenzstärke der Arten hohe Werte annehmen. Auch diesbezüglich und wegen der Vielzahl der eingewanderten Arten sind der Rhein und der Neckar besonders betroffen (Abb. 4.15). Selbst in der Summe der Untersuchungsjahre werden Individuenanteile der Neozoa von über 80 % erreicht (Rhein bei Kirschgartshausen, XX435). Mit Individuenanteilen von mehr als 50% ist auch der Neckar an den beiden unteren Probestellen (bei Mannheim-Seckenheim, YY 011 und bei Neckarsulm, YY106) bereits erheblich überfremdet, selbst wenn der Artenanteil der Neozoa an diesen Stellen über die Untersuchungsperiode betrachtet noch weniger als 20 % ausmacht.

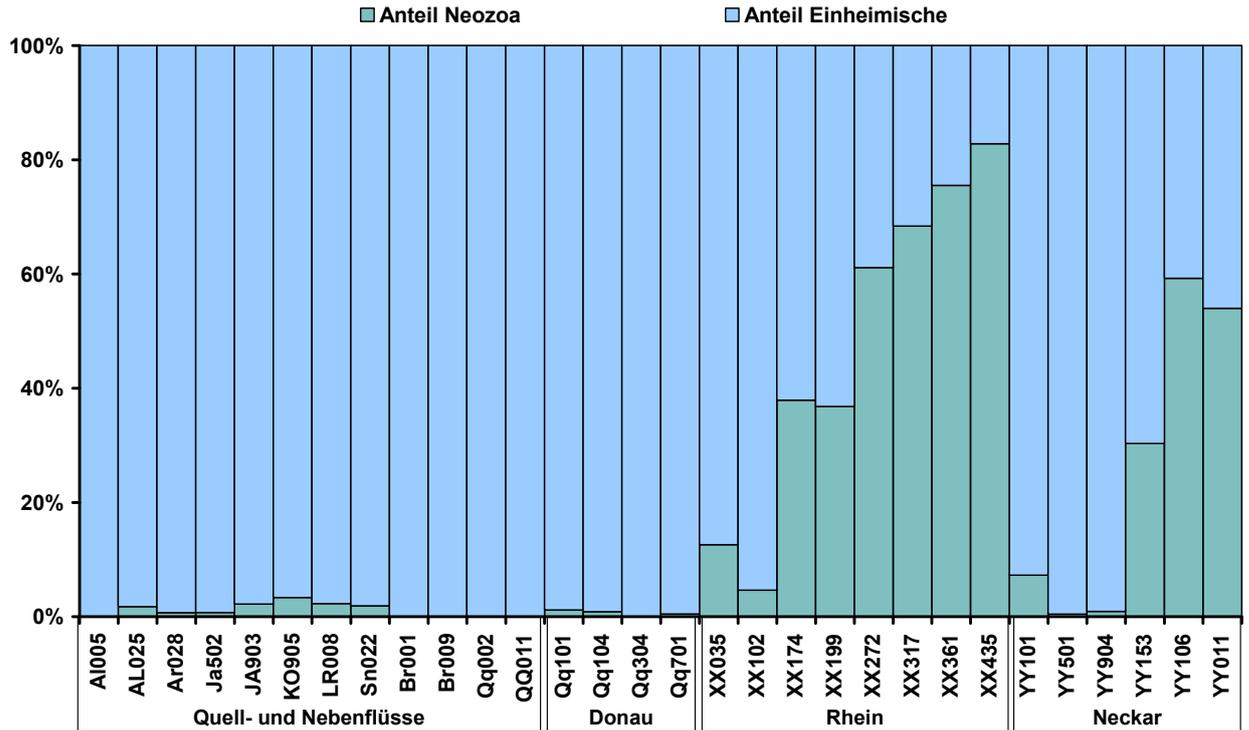


Abbildung 4.15: Prozentanteil der Neozoa an der Gesamtindividuenzahl jeder Probestelle der 30 Dauerbeobachtungsstellen des Trendbiomonitorings in Baden-Württemberg 1995 – 2008.

Die zeitliche Entwicklung der Besiedlung mit Neozoa geht aus der Darstellung der Artenzahlen und Individuendichten an einzelnen Probestellen hervor, die eine ganz individuelle Charakteristik aufweisen. Nachfolgend werden drei Probestellen mit unterschiedlichen Besiedlungsverläufen besprochen.

Am Restrhein bei Neuenburg wurde der Beginn der Neozoa Invasion mit Beginn der Messreihe Trendbiomonitoring erfasst (Abb. 4.16a). Waren anfangs nur *Dugesia tigrina* und *Dreissena polymorpha* als Alt-Neozoa anzutreffen, haben im Laufe der Zeit pontokaspische Arten wie *Dikerogammarus villosus* und *Echinogammarus ischnus* sowie die asiatische *Corbicula fluminea* auch hinsichtlich der erreichten Abundanz die Oberhand gewonnen, so dass 2006 bis 2008 durchschnittlich 50 % der Individuen des Makrozoobenthos von Neueinwanderern gestellt wird (Abb. 4.16b).



Fotos 7-9: Neozoa: *Dikerogammarus villosus* (links), *Hypania invalida* (Mitte), *Haitia* sp. (*acuta/heterostrpha*) (rechts).

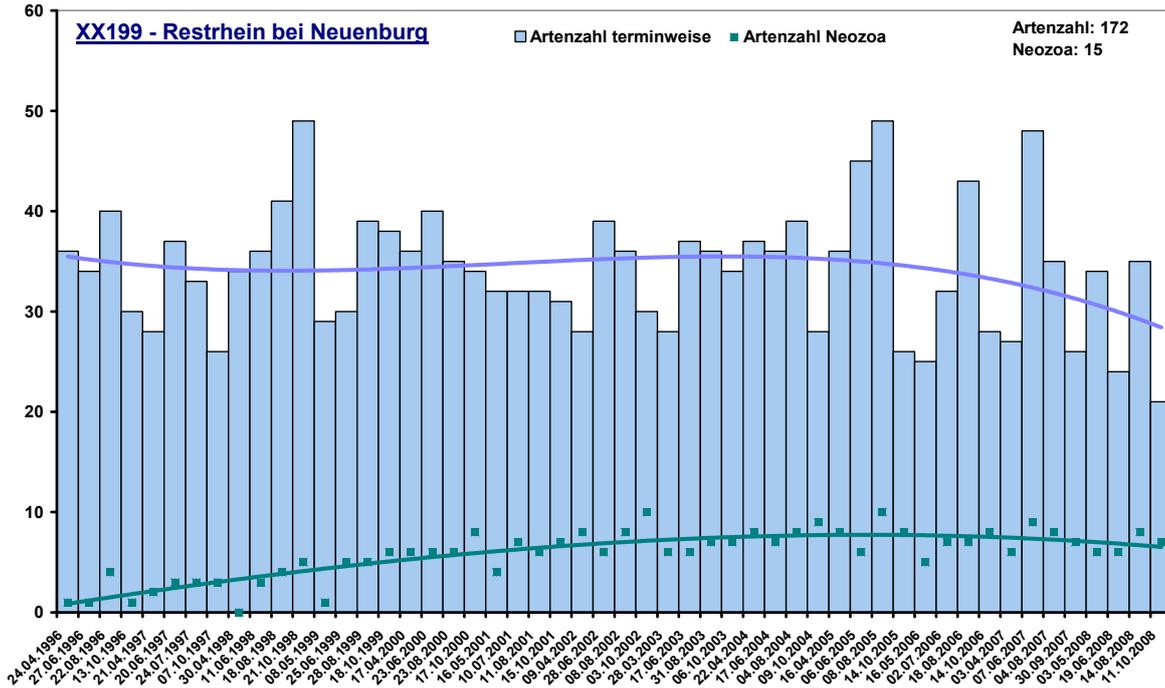


Abbildung 4.16a: Artenzahlen der Neozoa (Punkte) und Artenzahlen insgesamt (Säulen) mit Trend-Hilfslinien am Restrhein bei Neuenburg 1996 – 2008.

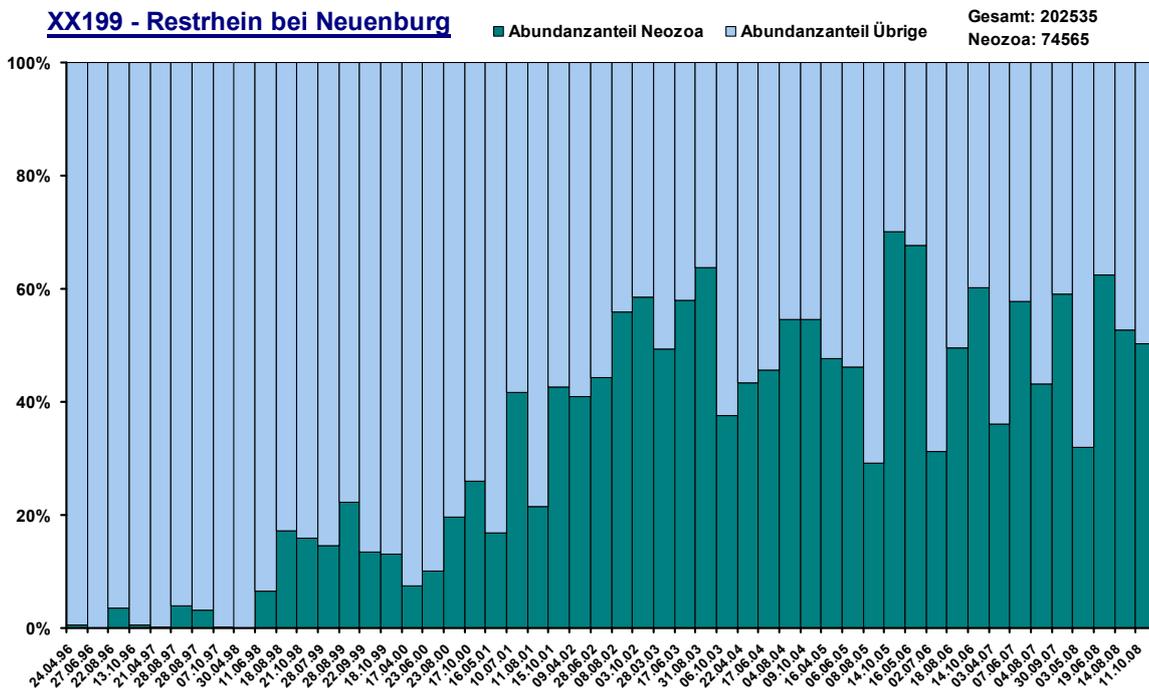


Abbildung 4.16b: Individuenanteile Neozoa (türkis) und einheimische Arten (hellblau) am Restrhein bei Neuenburg 1996 – 2008.

Am Rhein bei Karlsruhe war bereits zum Beginn der Messreihe ein bedeutender Anteil der Makrozoobenthosarten den Neozoa zuzuordnen. Der Neozoa-Anteil steigt im weiteren Verlauf deutlich an, nicht zuletzt weil die Zahl der einheimischen Arten sichtbar abnimmt (Abb. 4.17a).

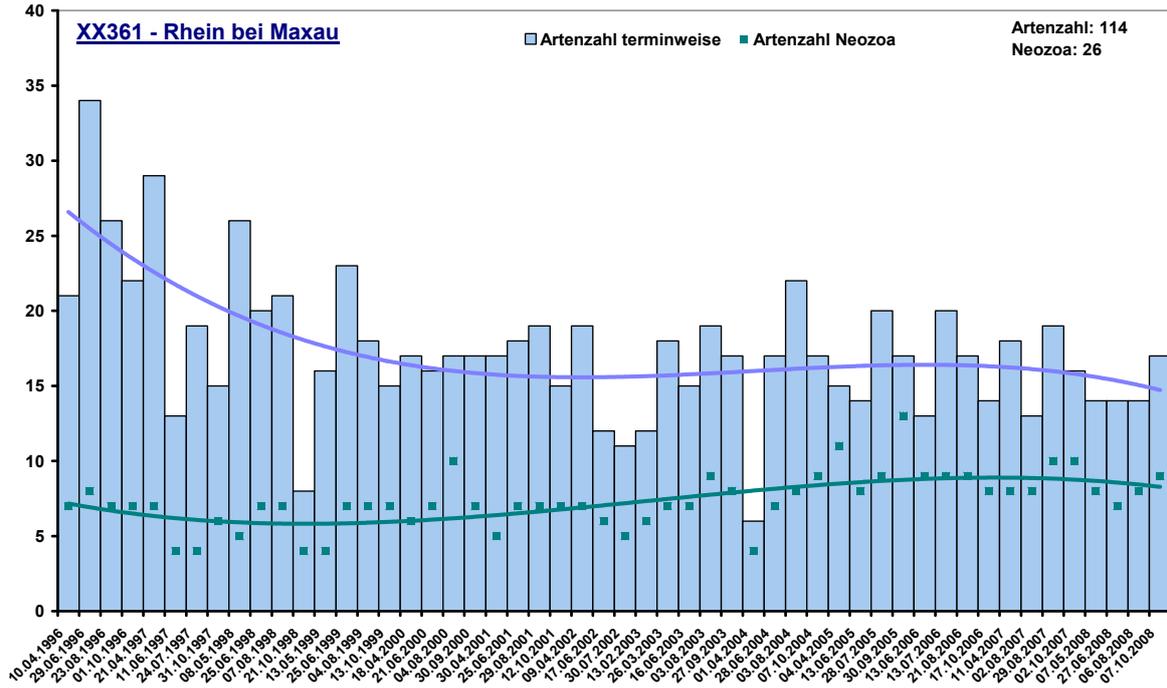


Abbildung 4.17a: Artenzahlen der Neozoa (Punkte) und Artenzahlen insgesamt (Säulen) mit Trend-Hilfslinien am Rhein bei Karlsruhe 1996 – 2008.

Die Individuenzahlen der Neozoa haben am Rhein bei Karlsruhe bereits zum Beginn der intensiven Beobachtungen den wesentlichen Anteil am Makrozoobenthos ausgemacht. Es ist nur eine leichte weitere Steigerung des Anteils über die Jahre auszumachen, der Individuenanteil Neozoa liegt ab 2002 beständig über 60 % (Abb. 4.17b).

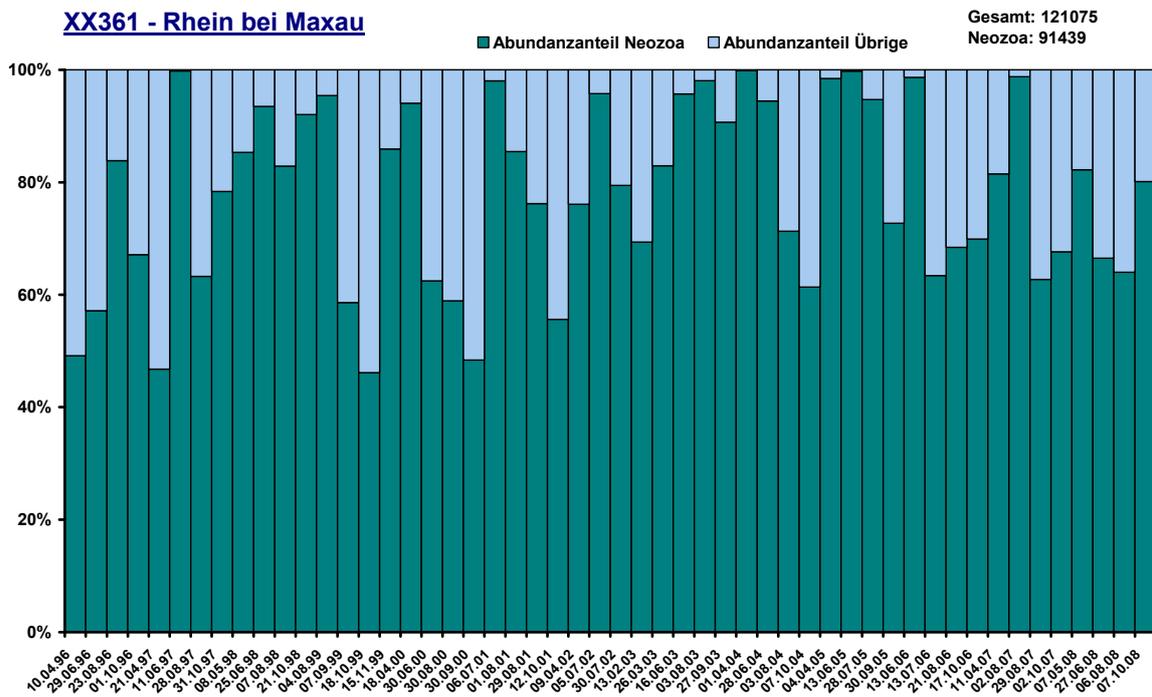


Abbildung 4.17b: Individuenanteile Neozoa (türkis) und einheimische Arten (hellblau) am Rhein bei Karlsruhe 1996 – 2008.

Am Neckar bei Mannheim Seckenheim ist die Gesamtartenzahl nach einem zwischenzeitlichen Hoch inzwischen wieder rückläufig. Einen ähnlichen Verlauf, aber etwas zeitversetzt, weist die Neozoa-Zahl auf (Abb. 4.18a). Dagegen weisen die Individuenanteile der Neozoa an der Gesamtzahl der Makrozoobenthos Organismen einen steten Aufwärtstrend auf (Abb. 4.18b).

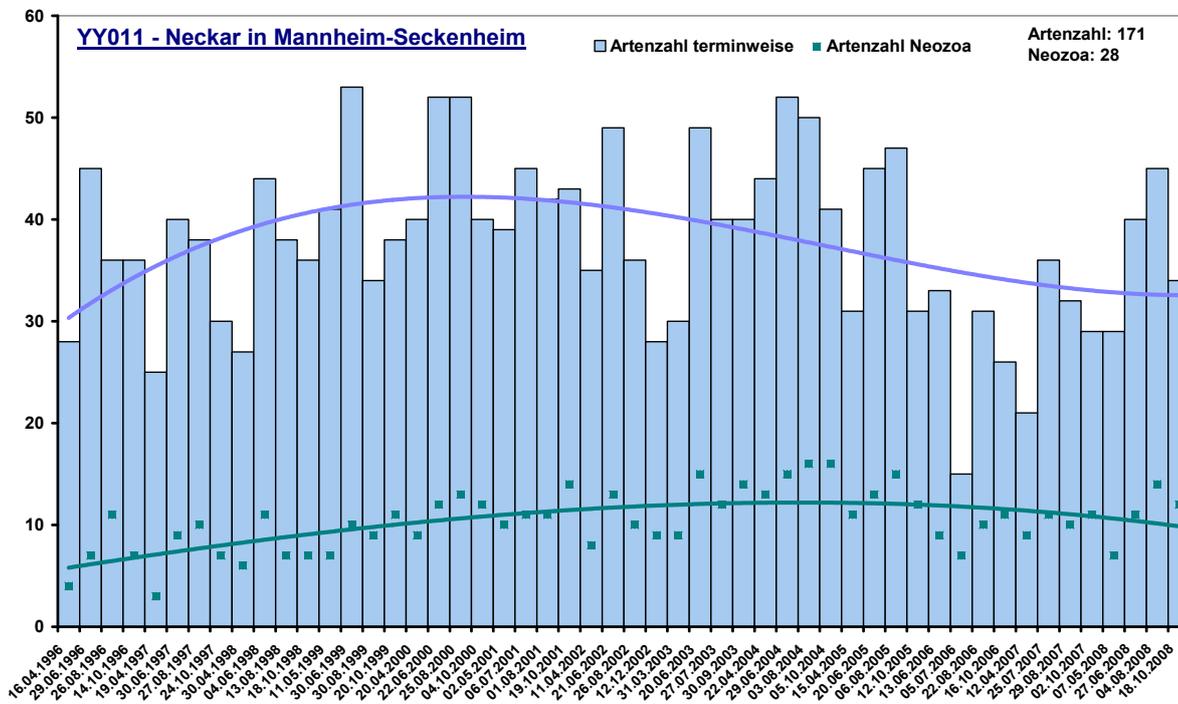


Abbildung 4.18a: Artenzahlen der Neozoa (Punkte) und Artenzahlen insgesamt (Säulen) mit Trend-Hilfslinien am Neckar in Mannheim-Seckenheim 1996 – 2008.

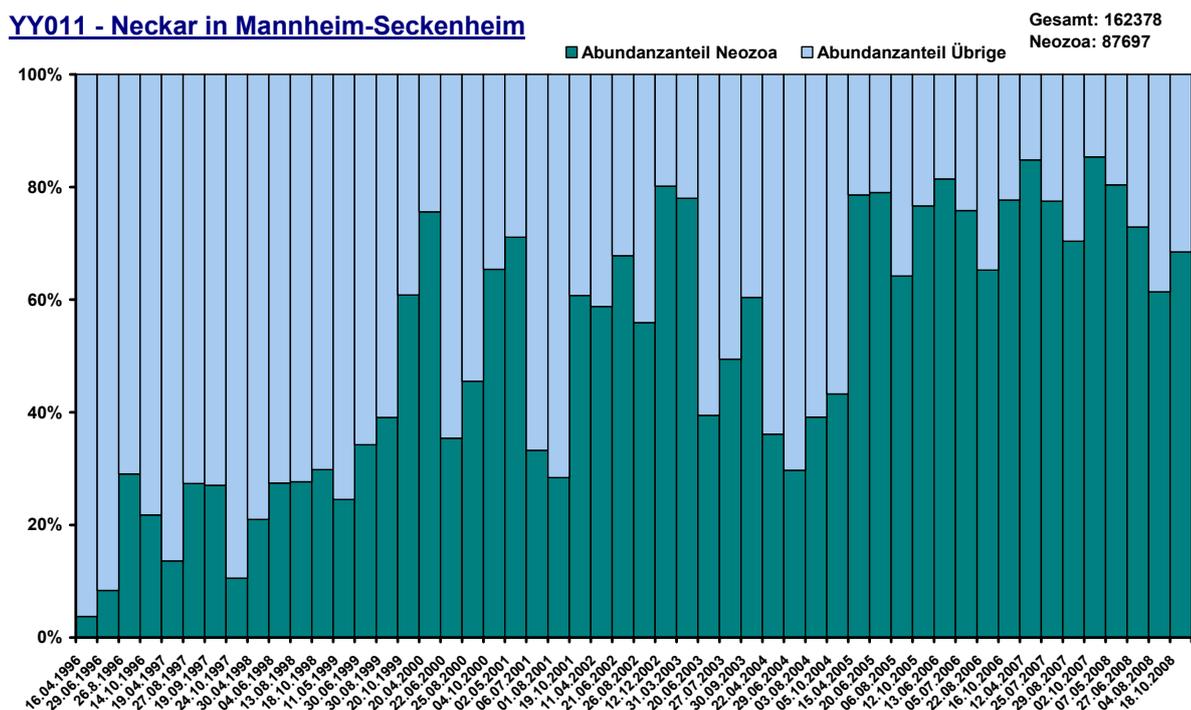


Abbildung 4.18b: Individuenanteile Neozoa (türkis) und einheimische Arten (hellblau) am Neckar in Mannheim-Seckenheim 1996 – 2008.

#### 4.2.5 WIEDERAUFTRETEN VON GÜTEZEIGERN

Viele Arten wie der Strudelwurm *Dendrocoelum lacteum*, die Egel *Glossiphonia complanata*, *Alboglossiphonia heteroclita*, *Erpobdella octoculata* und *Erpobdella nigricollis*, Eintagsfliegen wie *Serratella ignita* oder Köcherfliegen wie *Hydropsyche contubernalis* und *Cyrnus trimaculatus* signalisieren durch ihr Zurückweichen und Konsolidieren auf mittlere bis geringe Populationsstärken eine Verbesserung der Wasserhältnisse hinsichtlich der Belastung mit leicht abbaubaren organischen Substanzen. Arten wie die Libelle *Calopteryx virgo* oder Steinfliegen wie *Taeniopteryx auberti*, *Perla marginata*, *Perla abdominalis* und *Perlodes dispar* sowie die Eintagsfliegen *Rhithrogena picteti*, *Heptagenia longicauda* und *Ephemerella notata* indizieren durch Bestandszunahme nach dem Saprobiensystem ebenfalls eine Verbesserung der Wasserhältnisse. Die genannten Arten haben sich erwartungsgemäß entwickelt, wie den für die einzelnen Arten ermittelten Trendindices zu entnehmen ist. Inwieweit sich die Situation tatsächlich gebessert hat, kann nur anhand des Gesamtbefundes hergeleitet werden, da Bestandsveränderungen einzelner Arten auch durch andere Veränderungen der Gewässersysteme hervorgerufen werden können.



Fotos 10-12: "Schmutzfinken" auf dem Rückzug: *Chironomus* spp. (links), *Tubifex* spp. (Mitte), *Erpobdella octoculata* (rechts).

Der mittlere Saprobienindex der Arten (berechnet als gewichtetes Mittel mit Indikationsgewicht G) mit einem negativen Trendindex ( $TI < 0$ ), also der Arten, die über die Untersuchungsperiode tendenziell abgenommen haben, beträgt 1,53, der mittlere Saprobienindex derjenigen Arten mit positivem Trendindex liegt bei 1,71. D. h. im Mittel haben die geringfügig stärkere saprobielle Belastung indizierenden Arten in ihrem Bestand zugenommen. Abgenommen haben die Arten, die geringfügig bessere Wasserhältnisse indizieren. Die Gewässergüte nach dem Saprobiensystem sollte demnach über alle Dauerbeobachtungsstellen gemittelt im Beobachtungszeitraum abgenommen haben. Der Unterschied ist aber marginal und kann in der Bewertungseinstufung letztlich nicht zur Geltung kommen. Im wie oben ermittelten Artendurchschnitt liegen beide errechneten Indices im Bereich der Gewässergütekategorie I-II (Sabrobienbereich 1,5 - <1,8). Werden nur die Arten der Probestellen von Rhein und Neckar betrachtet, so ist der mittlere Saprobienindex der abnehmenden und der zunehmenden Arten praktisch gleich (1,80 und 1,85), werden die restlichen 16 an Donau und Nebengewässern aller Hauptströme gelegenen Dauer-Probestellen berücksichtigt, d. h. Probestellen, an denen Neozoa als Störgröße keine wesentliche Rolle spielen, so ist der Unterschied im mittleren gewichteten Saprobienindex mit 1,44 für die abnehmenden und 1,67 für die zunehmenden Arten um 0,05 Saprobienindex-Einheiten größer als wenn alle 30 Dauerbeobachtungsstellen gemittelt werden. Die Tendenz, dass sich die Gewässerqualität, beschrieben nach dem Saprobiensystem, verschlechtert hat, ist demnach bei der selektiven Betrachtung der nicht durch Neozoen beeinträchtigten Gewässer noch stärker. Diese Veränderungen sind mit den Ergebnissen weiterer Auswertungen (Einwirkung klimatischer Veränderungen [Kap. 4.2.7](#)) und denen der amtlichen Bewertungsverfahren zur Wasserqualität ([Kap. 4.3](#)) abzugleichen.

#### 4.2.6 BESTANDSVERÄNDERUNGEN GEFÄHRDETER ARTEN

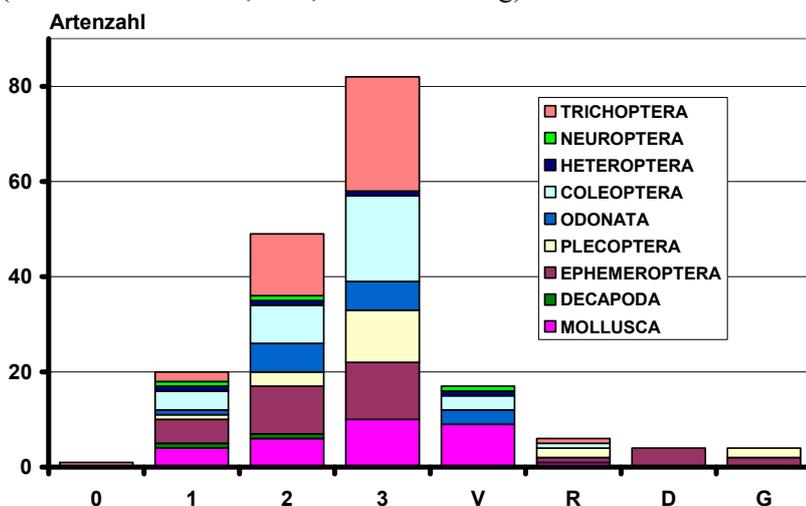
Über die eigentlichen Überwachungsaufgaben hinaus haben die Erhebungen bereits zu zahlreichen Art-Neunachweisen oder Wiederfinden von seltenen und bedrohten Arten geführt und liefern somit wesentliche Grundlagen und Ergänzungen zur Kenntnis der Landesfauna und für die Erstellung von Roten Listen (GORKA et al. 1998, MARTEN 1994b, 1997b, MARTEN et al. 1996, MARTEN & FISCHER 1998, ROOS & MARTEN 2005, ROOS et al. 2005). Darüber hinaus sind die Erhebungen geeignet, die Lebensraumqualität der untersuchten Gewässer für bedrohte Arten anzuzeigen sowie den Bestandstrend gefährdeter Arten auszuweisen.

Von den 710 bisher mit dem Trendbiomonitoring insgesamt erfassten Arten sind 174 Arten, d. h. 25 % mit einer der 8 Gefährdungs- und Statuskategorien (Tab. 4.6) belegt. In Tabelle 4.7 sind die mit dem Trendbiomonitoring nachgewiesenen Arten, die in der Roten Liste gefährdeter Tiere Deutschlands (BfN 1998) gelistet sind, mit ihren Gefährdungseinstufungen aufgeführt.

**Tabelle 4.6:** Gefährdungs-kategorien der Roten Liste gefährdeter Tiere Deutschlands (BfN 1998).

- 0 = Ausgestorben oder verschollen
- 1 = vom Aussterben bedroht
- 2 = stark gefährdet
- 3 = gefährdet
- V = Arten der Vorwarnliste
- R = Extrem seltene Arten bzw. Arten mit geographischer Restriktion
- G = Gefährdung anzunehmen, aber Status unbekannt
- D = Daten defizitär

Die Verteilung der 28 Mollusca-, 2 Decapoda-, 34 Ephemeroptera-, 19 Plecoptera-, 16 Odonata-, 34 Coleoptera-, 4 Heteroptera-, 3 Neuroptera- und 42 Trichoptera-Arten über die einzelnen Gefährdungskategorien zeigt Abb. 4.19. Die Gefährdungskategorien 2 und 3, stark gefährdet und gefährdet sind mit insgesamt 131 Arten am häufigsten belegt. Die insgesamt 153 Arten der harten Schutzkategorien 0 bis 3 stellen 22 % der insgesamt nachgewiesenen Makrozoobenthos-Arten. Eine ehemals als ausgestorben oder verschollen (Kategorie 0) gemeldete Art aus der Gruppe der Köcherfliegen, *Ceraclea aurea*, wurde im Rahmen des Trendbiomonitorings wiedergefunden und wird künftig als nur noch stark gefährdet (Kat. 2) eingestuft werden (GORKA et al. 1998, BfN, in Vorbereitung).



**Abbildung 4.19:** Verteilung der Makrozoobenthos-Arten auf die Gefährdungskategorien der Roten Liste gefährdeter Tiere Deutschlands (BfN 1998).

Darüber hinaus sind nach der noch gültigen Roten Liste (BfN 1998) 18 Arten in die Kategorie 1, vom Aussterben bedroht, eingestuft. Darunter zwei Muschel-Arten (*Pseudanodonta complanata*, *Unio crassus*), eine Flusskrebs-Art (*Astacus astacus*), fünf Eintagsfliegen-Arten (*Caenis pusilla*, *Choroterpes picteti*, *Ecdyonu-*

*rus aurantiacus*, *Rhithrogena germanica*, *Siphonurus alternatus*), eine Steinfliegenart (*Besdolus imhoffi*), eine Libellen-Art (*Coenagrion mercuriale*), vier Käferarten (*Esolus pygmaeus*, *Normandia nitens*, *Ochthebius metallescens*, *Pomatinus substriatus*), eine Wanzen-Art (*Glaenocoris propinqua*) ein Netzflügler (*Sialis nigripes*) und zwei Köcherfliegen-Arten (*Allogamus ligonifer*, *Wormaldia mediana*). Diese Arten wurden z. T. an verschiedenen Untersuchungspunkten des Trendbiomonitorings nachgewiesen, so dass die Einstufung für die Neuauflage der Roten Liste Deutschlands (BfN, in Vorbereitung) korrigiert werden muss.



Fotos 13-15: Gefährdete Arten: *Austropotamobius torrentium* (links), *Besdolus imhoffi* (Mitte), *Cordulegaster boltonii* (rechts).

Fünf Arten, die im Zuge der Untersuchungen zum Trendbiomonitoring nachgewiesen wurden, sind auch in den Anhängen der FFH-RICHTLINIE (1992) aufgeführt. Dazu gehören die Muschel *Unio crassus* (Bachmuschel, Anhang II und Anhang IV Art), die Krebse *Austropotamobius torrentium* (Steinkrebs, Anhang II, Anhang IV Art und prioritäre Art) und *Astacus astacus* (Edelkrebs, Anhang V Art) sowie die Libellen *Coenagrion mercuriale* (Helm-Azurjungfer, Anhang II Art) und *Ophiogomphus cecilia* (Grüne Flussjungfer, Anhang II und Anhang IV Art).

Drei dieser Arten sind auch an einzelnen der 30 Dauerbeobachtungsstellen vertreten: *Astacus astacus* am Neckar bei Wernau (YY904), *Austropotamobius torrentium* an der Großen Lauter bei Lauterach (LR008) und *Ophiogomphus cecilia* an der Alb bei Karlsruhe Beiertheim (AL025). *Unio crassus* wurde an 3 Probestellen bei späteren Untersuchungen (Schussen, 2010) bzw. an zyklischen Beobachtungsstellen des Trendbiomonitorings mit Lebendfunden nachgewiesen (Rench, Andelsbach).

Der Anteil Rote Liste-Arten am Gesamtbefund der 30 Dauerbeobachtungsstellen liegt im Schnitt unter 20 %, z. T. unter 10 % (Abb. 4.20). Jagst und Kocher weisen die höchsten Anteile Rote Liste-Arten auf, jede vierte Art der Jagst bei Berlichingen ist Rote Liste-Art (RL-Anteil 25 %)! Interessant ist, dass auch die großen Fließgewässer Rhein, Neckar und Donau über einen mit den Nebenflüssen vergleichbaren Anteil an Rote Liste-Arten (meist über 20 %) verfügen. Die Häufigkeiten dieser Rote Liste-Arten sind, dem Charakter der Arten entsprechend (eher seltene Arten), vergleichsweise zu denen der Neozoa eher gering. Der Individuenanteil der in der Roten Liste eingestuftten Arten ist auch an der Jagst mit 31 % wieder am höchsten, d. h. liegt in allen anderen Fällen z. T. weit darunter. Insbesondere an den morphologisch weitgehend naturfernen Probestellen am Oberrhein machen Rote Liste-Arten z. T. weniger als 5% der Individuenfülle aus (Abb. 4.21). Die prozentuale Individuendichte liegt demnach deutlich unter dem jeweiligen Artenanteil. Bei den konkurrenzstarken Neozoa beträgt der Individuenanteil in aller Regel ein Mehrfaches des Artenanteiles an den einzelnen Probestellen.

Tabelle 4.7: Rote Liste-Arten in Fließgewässern Baden-Württembergs, nachgewiesen im Rahmen des Trendbiomonitorings. Gefährdungseinstufungen nach BfN 1998. Stetigkeit der Arten über 100 Probestellen (= Anzahl Probestellen, an denen die Art nachgewiesen wurde).

<b>MOLLUSCA</b>	<b>RL D 1998</b>	<b>Stetigkeit</b>	<b>PLECOPTERA</b>	<b>RL D 1998</b>	<b>Stetigkeit</b>	<b>COLEOPTERA</b>	<b>RL D 1998</b>	<b>Stetigkeit</b>
<i>Acroloxus lacustris</i>	V	9	<i>Rhithrogena savoienis</i>	D	1	<i>Macronychus quadrituberculatus</i>	2	9
<i>Anisus leucostomus</i>	R	15	<i>Siphonurus alternatus</i>	1	3	<i>Nebrioporus elegans</i>	3	50
<i>Anodonta anatina</i>	V	18	<i>Siphonurus croaticus</i>	R	10	<i>Normandia nitens</i>	1	3
<i>Anodonta cygnea</i>	2	9	<i>Besdolus imhoffi</i>	1	3	<i>Ochthebius exsculptus</i>	3	8
<i>Aplexa hypnorum</i>	3	1	<i>Capnia vidua</i>	3	2	<i>Ochthebius gibbosus</i>	3	2
<i>Bythinella bavarica</i>	3	1	<i>Isoperla difformis</i>	3	1	<i>Ochthebius metallescens</i>	1	1
<i>Bythinella dunkeri</i>	3	1	<i>Isoperla rivulorum</i>	3	1	<i>Oreodytes septentrionalis</i>	2	3
<i>Hippeutis complanatus</i>	V	21	<i>Leuctra autumnalis</i>	3	1	<i>Pomatinus substriatus</i>	1	14
<i>Lithoglyphus naticoides</i>	2	1	<i>Leuctra cingulata</i>	G	1	<i>Prionocyphon serricornis</i>	3	1
<i>Musculium lacustre</i>	V	23	<i>Leuctra geniculata</i>	3	38	<i>Riolus cupreus</i>	3	33
<i>Physa fontinalis</i>	V	20	<i>Leuctra mortoni</i>	R	2	<i>Stenelmis canaliculata</i>	2	20
<i>Planorbis carinatus</i>	3	17	<i>Leuctra moselyi</i>	R	2	<b>HETEROPTERA</b>	<b>RL D 1998</b>	<b>Stetigkeit</b>
<i>Pseudanodonta complanata</i>	1	2	<i>Leuctra pseudocingulata</i>	3	5	<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	V	33
<i>Radix ampla</i>	3	9	<i>Nemoura sciurus</i>	3	1	<i>Glaenocoris propinqua</i>	1	1
<i>Radix auricularia</i>	V	32	<i>Nemoura uncinata</i>	3	1	<i>Hesperocorixa castanea</i>	2/3	1
<i>Segmentina nitida</i>	3	2	<i>Perla abdominalis</i>	2	4	<i>Sigara semistriata</i>	2/3	2
<i>Sphaerium rivicola</i>	2	2	<i>Perla marginata</i>	3	30	<b>NEUROPTERA</b>	<b>RL D 1998</b>	<b>Stetigkeit</b>
<i>Stagnicola corvus</i>	3	4	<i>Perlodes dispar</i>	3	4	<i>Sialis nigripes</i>	1	43
<i>Stagnicola fuscus</i>	3	4	<i>Protonemura hrabei</i>	3	1	<i>Sisyra dalii</i>	2	9
<i>Stagnicola palustris</i>	V	18	<i>Protonemura risi</i>	G	5	<i>Sisyra terminalis</i>	V	49
<i>Stagnicola turricula</i>	3	3	<i>Taeniopteryx auberti</i>	2	7	<b>TRICHOPTERA</b>	<b>RL D 1998</b>	<b>Stetigkeit</b>
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	2	7	<i>Taeniopteryx schoenemundi</i>	2	6	<i>Adicella filicornis</i>	3	2
<i>Unio crassus</i>	1	3	<b>ODONATA</b>	<b>RL D 1998</b>	<b>Stetigkeit</b>	<i>Agapetus delicatulus</i>	3	1
<i>Unio pictorum</i>	3	4	<i>Calopteryx splendens</i>	V	71	<i>Agapetus laniger</i>	2	3
<i>Unio tumidus</i>	2	5	<i>Calopteryx virgo</i>	3	65	<i>Allogamus lignonifer</i>	1	5
<i>Valvata cristata</i>	V	25	<i>Coenagrion mercuriale</i>	1	1	<i>Allotrichia pallicornis</i>	3	6
<i>Valvata piscinalis</i>	V	30	<i>Coenagrion pulchellum</i>	3	2	<i>Anabolia brevipennis</i>	3	1
<i>Viviparus viviparus</i>	2	5	<i>Cordulegaster bidentata</i>	2	2	<i>Apatania muliebris</i>	2	1
<b>DECAPODA</b>	<b>RL D 1998</b>	<b>Stetigkeit</b>	<i>Cordulegaster boltonii</i>	3	13	<i>Athripsodes commutatus</i>	2	1
<i>Astacus astacus</i>	1	1	<i>Erythromma najas</i>	V	6	<i>Brachycentrus maculatus</i>	3	15
<i>Austropotamobius torrentium</i>	2	7	<i>Gomphus pulchellus</i>	V	4	<i>Brachycentrus subnubilus</i>	3	33
<b>EPHEMEROPTERA</b>	<b>RL D 1998</b>	<b>Stetigkeit</b>	<i>Gomphus vulgatissimus</i>	2	17	<i>Ceraclea albimacula</i>	0	40
<i>Ameletus inopinatus</i>	2	4	<i>Ischnura pumilio</i>	3	1	<i>Ceraclea aurea</i>	0	5
<i>Baetis buceratus</i>	3	36	<i>Libellula fulva</i>	2	2	<i>Ceraclea nigronervosa</i>	3	15
<i>Baetis digitatus</i>	2	12	<i>Onychogomphus forcipatus</i>	2	28	<i>Dipletrona felix</i>	2	2
<i>Baetis liebenauae</i>	D	58	<i>Ophiogomphus cecilia</i>	2	5	<i>Drusus trifidus</i>	3	3
<i>Baetis pentaplebeodes</i>	3	27	<i>Orthetrum brunneum</i>	3	2	<i>Enoicycla reichenbachi</i>	3	3
<i>Baetis vardarensis</i>	3	48	<i>Orthetrum coerulescens</i>	2	1	<i>Ernodes vicinus</i>	2	1
<i>Caenis pusilla</i>	1	4	<i>Sympecma fusca</i>	3	1	<i>Hydropsyche fulvipes</i>	3	4
<i>Caenis rivulorum</i>	3	36	<b>COLEOPTERA</b>	<b>RL D 1998</b>	<b>Stetigkeit</b>	<i>Hydroptila forcipata</i>	3	56
<i>Choroterpes picteti</i>	1	1	<i>Anacaena bipustulata</i>	3	12	<i>Hydroptila martini</i>	3	1
<i>Ecdyonurus aurantiacus</i>	1	1	<i>Brychius elevatus</i>	3	45	<i>Hydroptila simulans</i>	2	8
<i>Ecdyonurus insignis</i>	2	31	<i>Cyphon ruficeps</i>	3	1	<i>Hydroptila vectis</i>	3	42
<i>Ecdyonurus macani</i>	3	25	<i>Deronectes aubei</i>	R	2	<i>Ithytrichia lamellaris</i>	3	15
<i>Ecdyonurus picteti</i>	G	1	<i>Deronectes latus</i>	3	6	<i>Leptocerus interruptus</i>	2	11
<i>Ecdyonurus subalpinus</i>	2	3	<i>Dytiscus semisulcatus</i>	2	1	<i>Leptocerus lusitanicus</i>	R	4
<i>Ecdyonurus submontanus</i>	D	3	<i>Elmis obscura</i>	2	7	<i>Lithax obscurus</i>	3	3
<i>Electrogena affinis</i>	2	18	<i>Elmis rietscheli</i>	3	8	<i>Melampophylax melampus</i>	3	5
<i>Electrogena lateralis</i>	D	9	<i>Esolus pygmaeus</i>	1	8	<i>Mesophylax impunctatus</i>	3	1
<i>Electrogena ujhelyii</i>	3	7	<i>Haliplus obliquus</i>	3	4	<i>Oecetis testacea</i>	3	29
<i>Ephemerella glaucops</i>	3	5	<i>Helophorus pumilio</i>	3	1	<i>Plectrocnemia brevis</i>	3	1
<i>Ephemerella notata</i>	2	11	<i>Hydraena angulosa</i>	2	1	<i>Rhyacophila hirticornis</i>	3	1
<i>Ephoron virgo</i>	3	3	<i>Hydraena belgica</i>	3	1	<i>Rhyacophila laevis</i>	2	1
<i>Heptagenia flava</i>	3	14	<i>Hydraena britteni</i>	V	1	<i>Rhyacophila philopotamoides</i>	3	1
<i>Heptagenia longicauda</i>	2	3	<i>Hydraena polita</i>	3	1	<i>Setodes punctatus</i>	2	5
<i>Kageronia fuscogrisea</i>	3	4	<i>Hydraena pulchella</i>	2	7	<i>Synagapetus dubitans</i>	3	2
<i>Oligoneuriella rhenana</i>	2	9	<i>Hydraena pygmaea</i>	V	2	<i>Synagapetus iridipennis</i>	3	1
<i>Potamanthus luteus</i>	3	26	<i>Hydraena reyi</i>	3	8	<i>Synagapetus moselyi</i>	2	2
<i>Proclleon pennulatum</i>	3	50	<i>Hydraena truncata</i>	3	8	<i>Tinodes assimilis</i>	2	1
<i>Rhithrogena beskidensis</i>	2	45	<i>Hydrochara caraboides</i>	V	2	<i>Tinodes dives</i>	3	4
<i>Rhithrogena degrangei</i>	G	1	<i>Hydrocyphon deflexicollis</i>	3	6	<i>Wormaldia mediana</i>	1	3
<i>Rhithrogena germanica</i>	1	4	<i>Laccobius obscuratus</i>	3	1	<i>Wormaldia pulla</i>	2	1
<i>Rhithrogena hercynia</i>	2	6	<i>Limnius opacus</i>	2	8	<i>Wormaldia subnigra</i>	2	1
<b>ARTENZAHL:</b>							<b>174</b>	

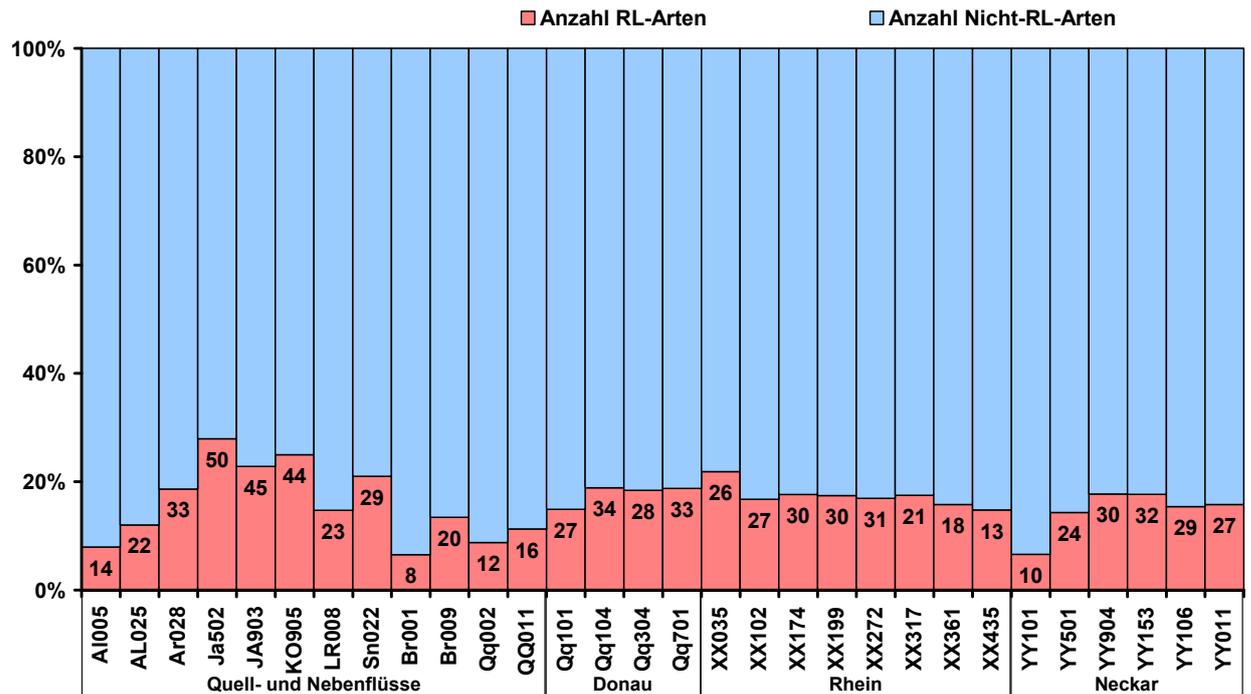


Abbildung 4.20: Artenzahl (Zahl) und -anteil (rote Säulenabschnitte) Rote Liste-Arten am Gesamtbefund der Rote Liste-Tiergruppen (Mollusca, Decapoda, Ephemeroptera, Plecoptera, Odonata, Coleoptera, Heteroptera, Neuroptera, Trichoptera) der 30 Dauerbeobachtungsstellen Trendbiomonitoring.

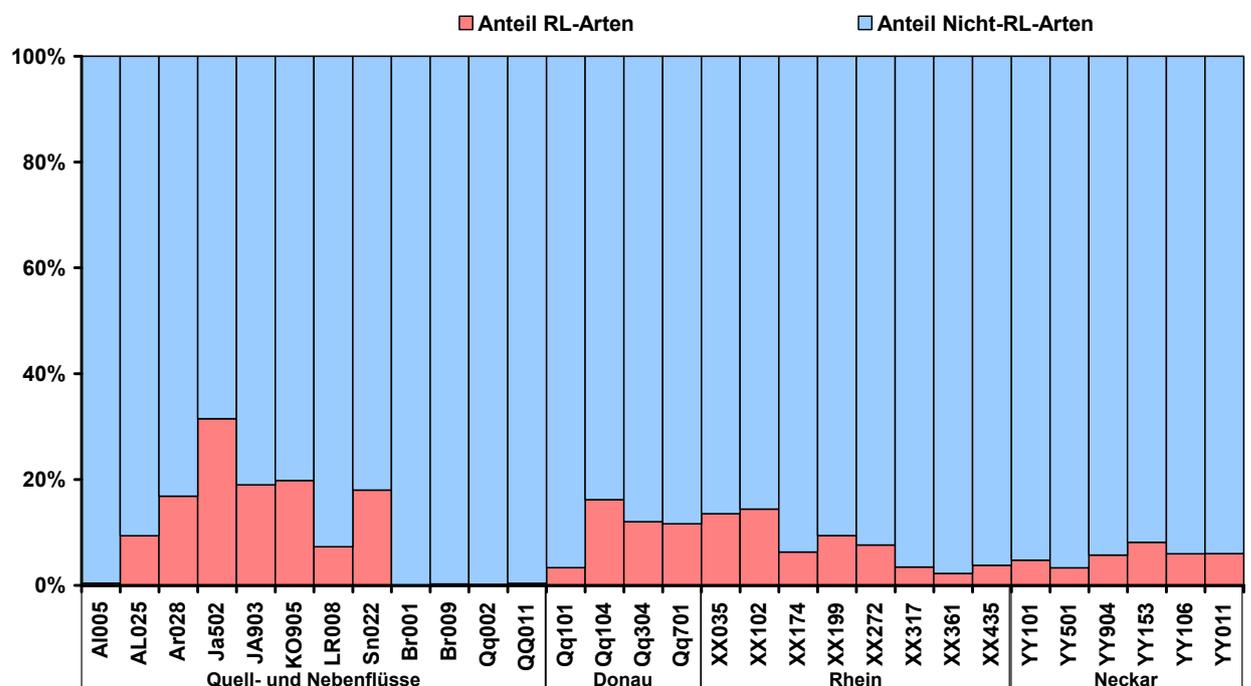


Abbildung 4.21: Abundanzanteil Rote Liste-Arten (rote Säulenabschnitte) am Gesamtbefund der Rote Liste-Tiergruppen (Mollusca, Decapoda, Ephemeroptera, Plecoptera, Odonata, Coleoptera, Heteroptera, Neuroptera, Trichoptera) der 30 Dauerbeobachtungsstellen Trendbiomonitoring.

Nachfolgend werden an zwei Beispielen Probestellen unterschiedlicher Entwicklungscharaktere im Zeitverlauf vorgestellt. Im Rhein bei Karlsruhe (XX361) nimmt analog zur Entwicklung der Gesamtartenzahl der Bestand an Rote Liste-Arten in der Tendenz ab (Abb. 4.22). Eine Entwicklung, deren Ursache in der schon über 2 Jahrzehnte andauernden massiven Besiedlung mit Neozoa zu suchen ist (Kap. 4.2.4, Abb. 4.17a, b). Die Individuenanteile Rote Liste-Arten sind zeitweise kaum darstellbar, für die Gesamtproduktion in diesem Gewässer derzeit eher zu vernachlässigen (Abb. 4.23).

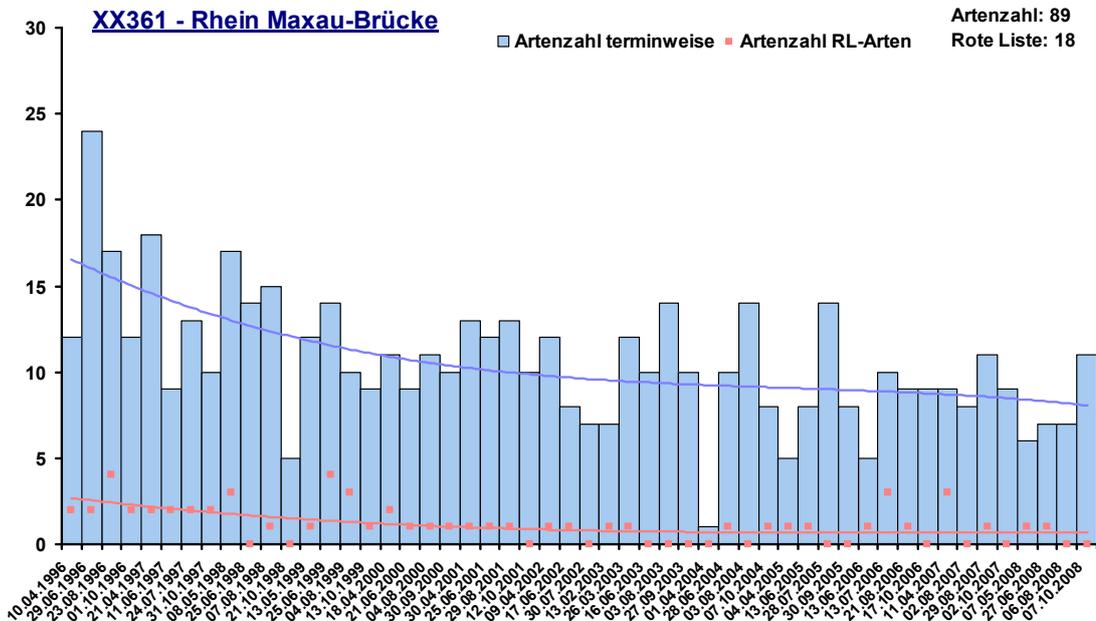


Abbildung 4.22: Artenzahl (Säulen) und -anteil Rote Liste-Arten (Punkte) am Gesamtbefund der Rote Liste-Tiergruppen (Mollusca, Decapoda, Ephemeroptera, Plecoptera, Odonata, Coleoptera, Heteroptera, Neuroptera, Trichoptera) mit Trend-Hilfslinien am Rhein bei Karlsruhe-Maxau.

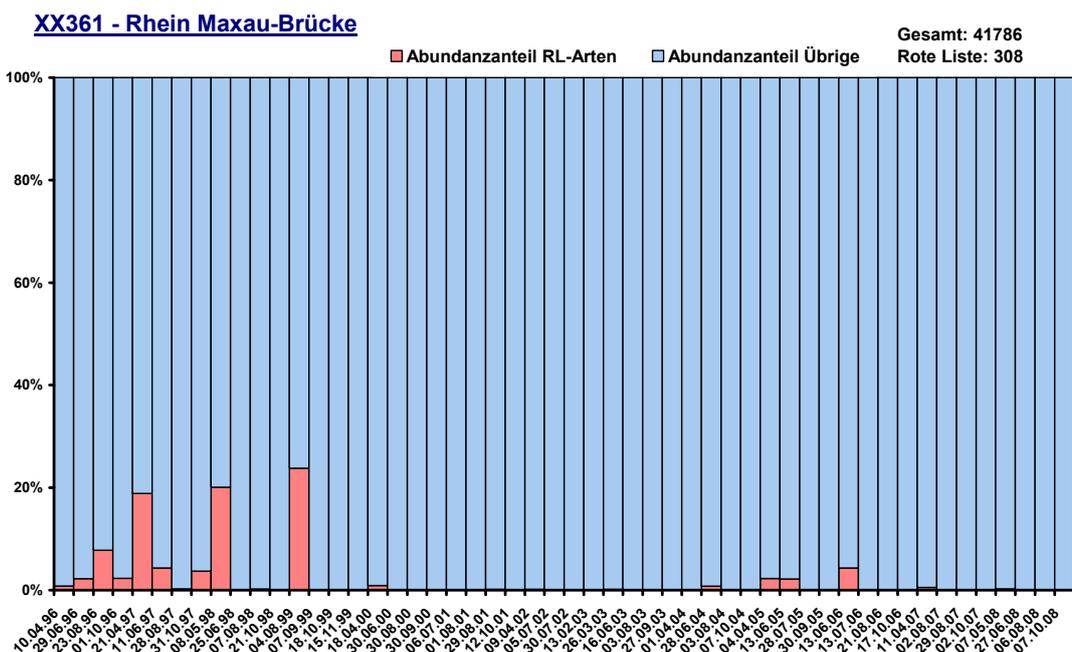


Abbildung 4.23: Individuenanteile Rote Liste-Arten (rote Säulenabschnitte) Rote Liste-Arten am Gesamtbefund der Rote Liste-Tiergruppen (Mollusca, Decapoda, Ephemeroptera, Plecoptera, Odonata, Coleoptera, Heteroptera, Neuroptera, Trichoptera) am Rhein bei Karlsruhe-Maxau.

Der Neckar bei Plochingen ist von einer deutlichen Zunahme der Artenzahl geprägt, sie ist im Verlauf der letzten 12 Jahre nahezu auf das Doppelte angestiegen (Abb. 4.24). Entsprechend verhält sich auch der Anteil der Rote Liste-Arten, er ist zuletzt auf zeitweise über 10 % des Gesamtbefundes angestiegen (Abb. 4.25).

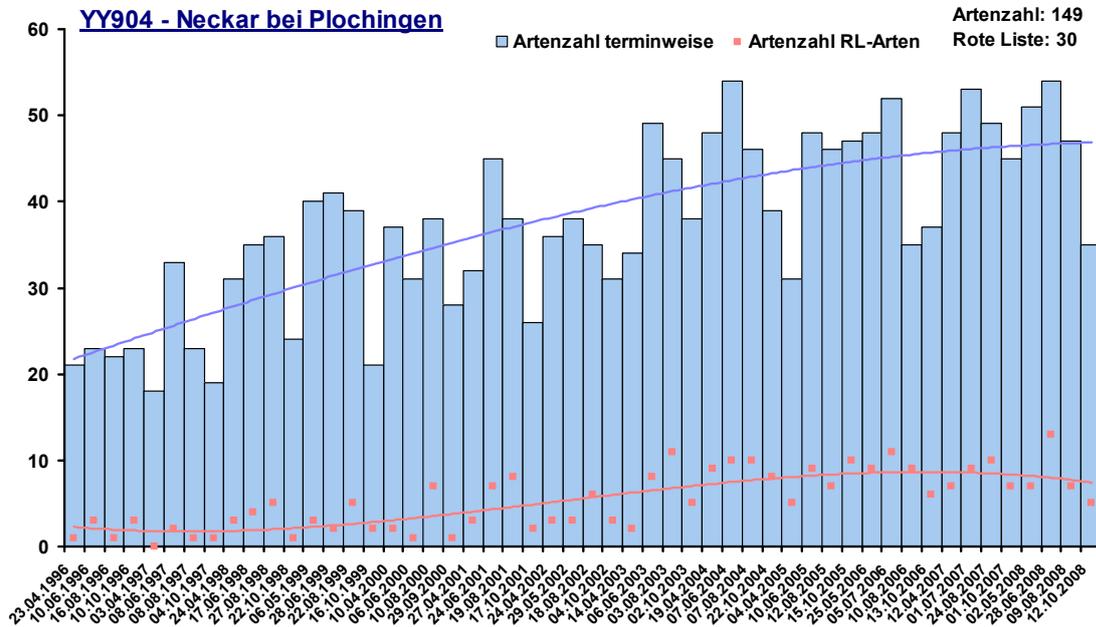


Abbildung 4.24: Artenzahl (Säulen) und -anteil Rote Liste-Arten (Punkte) am Gesamtbefund der Rote Liste-Tiergruppen (Mollusca, Decapoda, Ephemeroptera, Plecoptera, Odonata, Coleoptera, Heteroptera, Neuroptera, Trichoptera) mit Trend-Hilfslinien am Neckar bei Plochingen.

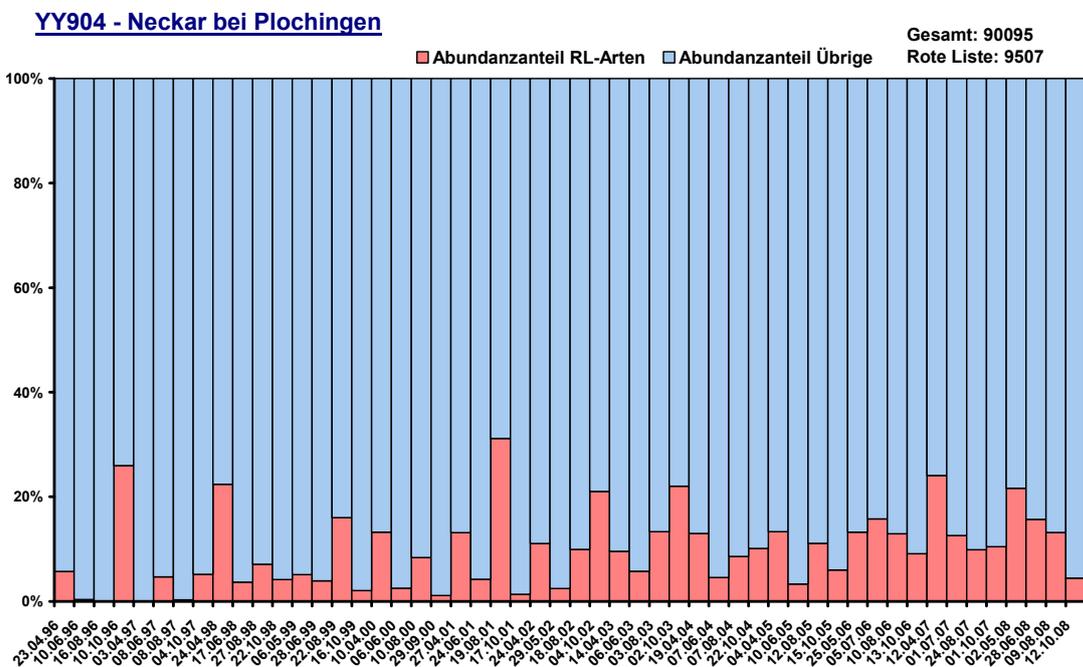


Abbildung 4.25: Individuenanteile Rote Liste-Arten (rote Säulenabschnitte) Rote Liste-Arten am Gesamtbefund der Rote Liste-Tiergruppen (Mollusca, Decapoda, Ephemeroptera, Plecoptera, Odonata, Coleoptera, Heteroptera, Neuroptera, Trichoptera) am Neckar bei Plochingen.

#### 4.2.7 KLIMAVERÄNDERUNGEN, KLIMAZEIGER UND KLIMAFOLGEN

Die Erde hat sich in den letzten 100 Jahren (1906-2005) um  $0,74^{\circ}\text{C}$  erwärmt; 11 der 12 Jahre von 1995 bis 2006 waren unter den zwanzig wärmsten Jahren seit Beginn der Beobachtungen. Fossiler Brennstoffverbrauch, die Landwirtschaft und geänderte Landnutzung haben das Klima verändert (IPPC 2007). Als Konsequenz prägt der Klimawandel in vielen Bereichen die aktuelle regionale Umweltpolitik (UVM/LUBW 2010). „Das vergangene Jahrzehnt war in Deutschland das wärmste seit 130 Jahren“ (DWD 2011, Pressemitteilung Ende 2010). Seit 1891 bis 2009 hat die mittlere Lufttemperatur in Deutschland um rund  $1,1^{\circ}\text{C}$  zugenommen, abgeleitet aus dem linearen Trend der aktuellen Graphik des Deutschen Wetterdienstes.

In Karlsruhe (Baden-Württemberg) ist es seit Beginn der Datenreihe 1878 bis 2010 im linearen Trend sogar um rund  $1,5^{\circ}\text{C}$  wärmer geworden (DWD 2011). Ab 1988 zeichnet sich in der Folge der Jahresmitteltemperaturen in Karlsruhe ein deutlich höheres Temperaturniveau als in den davor liegenden Jahrzehnten ab. In den letzten 5 Jahren deutet sich eine rückläufige Entwicklung der Karlsruher Lufttemperatur an: 2010 hat mit  $9,8^{\circ}\text{C}$  die niedrigste Jahresmitteltemperatur seit dem auch in Karlsruhe ausgenommen kalten Jahr 1996 ( $9,7^{\circ}\text{C}$ , vgl. Abb. 4.26). Eine ähnliche, wenn auch nicht so deutliche Entwicklung zeichnet sich an den beiden anderen in Baden-Württemberg online-datenverfügbaren Stationen Stuttgart-Echterdingen und Konstanz ab (Abb. 4.27, nach Datenlage DWD 2011), insbesondere die Winter waren kälter und wiesen längere Schneeperioden auf. LOCKWOOD et al. (2010) weisen auf eine mögliche Folge weiterer kalter Winter in Europa aufgrund der zyklischen und z. Z. noch abnehmenden Sonnenaktivität hin; diese Entwicklung ist nach Ansicht der Autoren unabhängig vom globalen Erwärmungstrend.

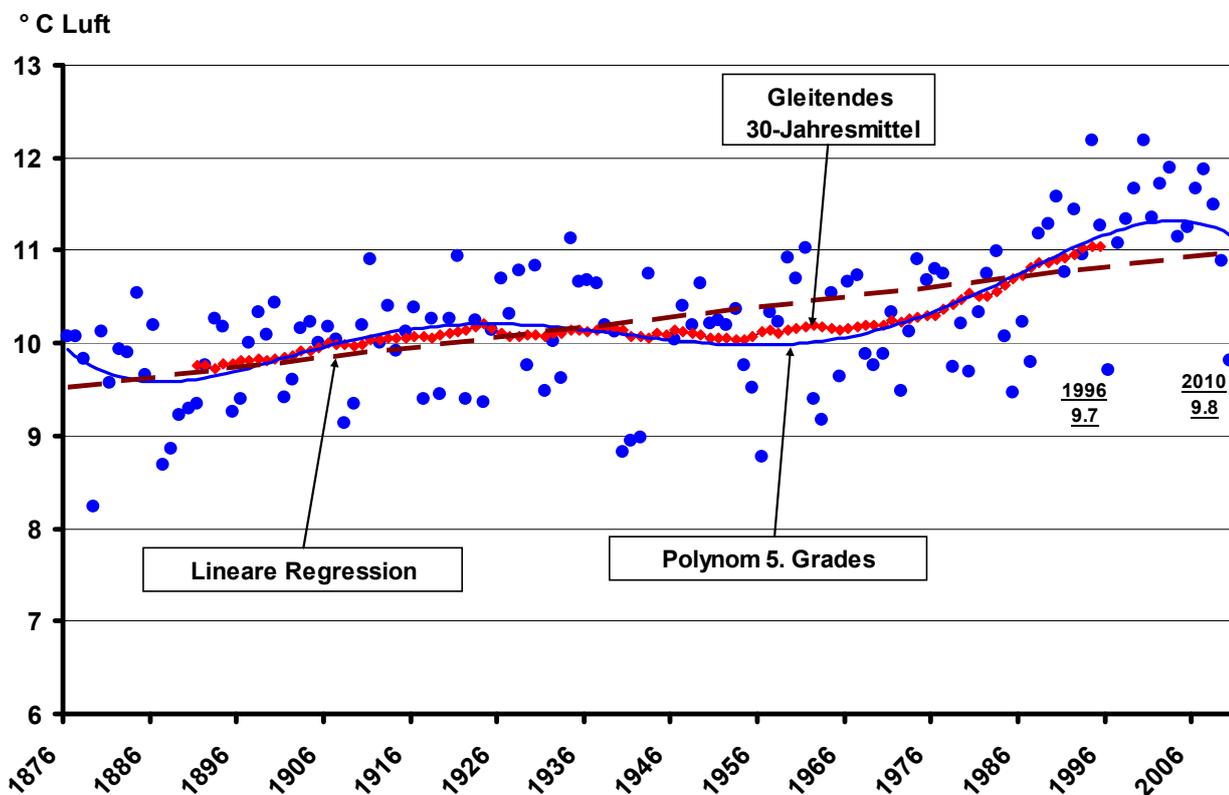


Abbildung 4.26: Jahresmitteltemperaturen in Karlsruhe (bis 31. 10. 2008)/Rheinstetten (ab 1. 11. 2008) 1876 – 2010. Dargestellt sind zusätzlich die lineare Regression (braun, gestrichelt), eine Kurvenanpassung (blaue Linie, Polynom 5. Grades) und das gleitende 30-Jahresmittel (rot). Datenquelle: Tagesmittelwerte Deutscher Wetterdienst <http://www.dwd.de>

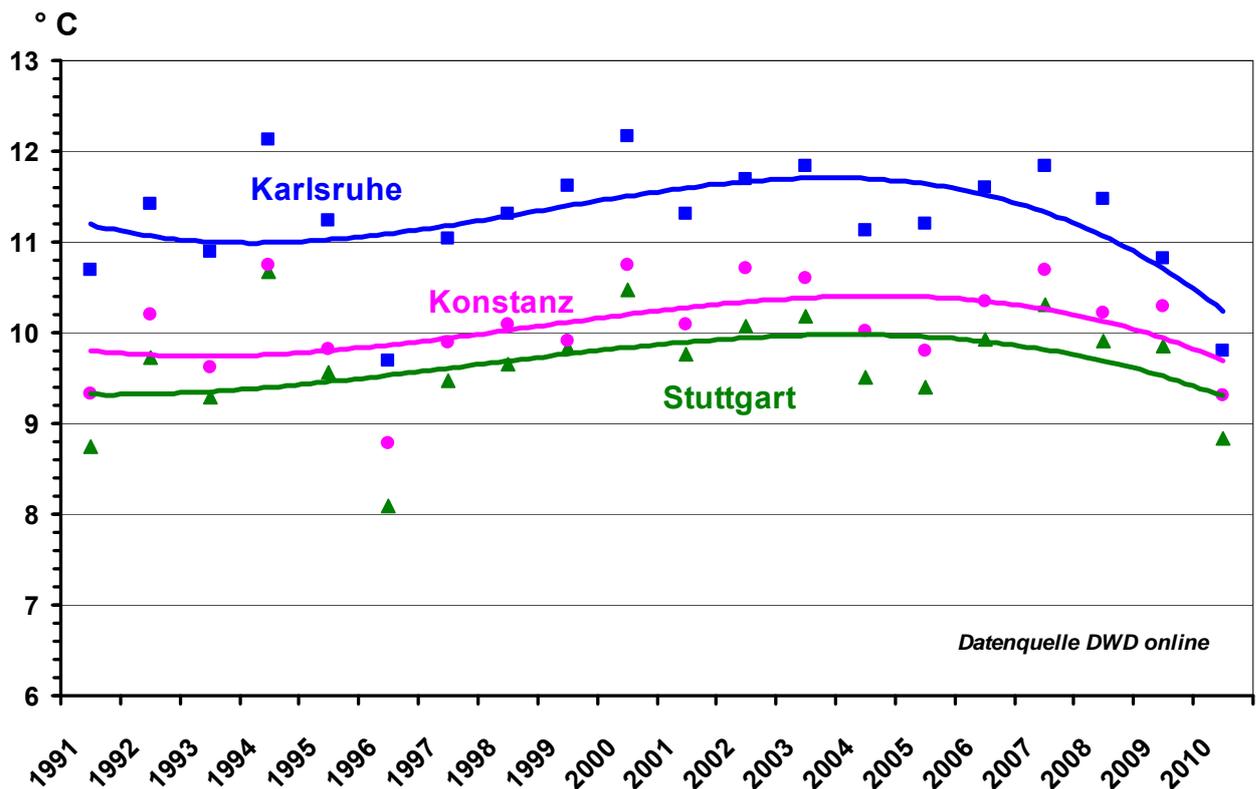


Abbildung 4.27: Jahresmittel der Lufttemperaturen der Standorte Karlsruhe (vgl. Abb. Leg. 4.26), Stuttgart-Echterdingen und Konstanz (Quelle: DWD 2011). Als Trendlinie ist ein Polynom 3. Grades gezogen.

Veränderungen des Temperaturregimes der Fließgewässer infolge der Klimaerwärmung in Mitteleuropa könnten Auswirkungen auf die Longitudinalausbreitung der Gewässerorganismen in den Fließgewässersystemen haben. Kaltstenotherme Arten der kühleren Fließgewässeroberläufe (Rhithral) könnten ersetzt werden durch Wärme tolerante Arten der Fließgewässerunterläufe (Potamal). Um dieser Fragestellung nachzugehen, wurde mit Hilfe des Programmes ASTERICS sowohl der Anteil der Arten ermittelt, die bevorzugt im längszonal mittleren Bachbereich (Metarhithral) leben (Abb. 4.28, 4.30), als auch der Anteil jener Arten, die bevorzugt im längszonal mittleren Flussbereich (Metapotamal) leben (Abb. 4.29, 4.31).



Abbildung 4.28 und 4.29: strömungsgebundene Eintagsfliegen in Bächen (*Ecdyonurus* sp., links) und strömungsärmere Bereiche bevorzugende, schwimmende Eintagsfliegenarten in Flüssen (*Cloeon dipterum*, rechts).



Der Anteil Metarhithral-Arten nimmt im Beobachtungszeitraum im Mittel über die 10 ausgewählten Dauermessstellen mit weitestgehend rhithralem Charakter (Nebengewässer und obere Messstellen an Neckar und Donau) ab. Der Anteil der Metapotamal-Arten nimmt dagegen an diesen Probestellen zu. Diese Tendenz lässt darauf schließen, dass bereits ein Klima bedingter Shift der Biozönose durch zunehmende Temperaturen in den Gewässern, d. h. eine Aufwärtsausbreitung der Wärme toleranteren Formen aus den Unterläufen in die kühleren Oberläufe stattfindet.

### Prozentanteil Metarhithral-Arten

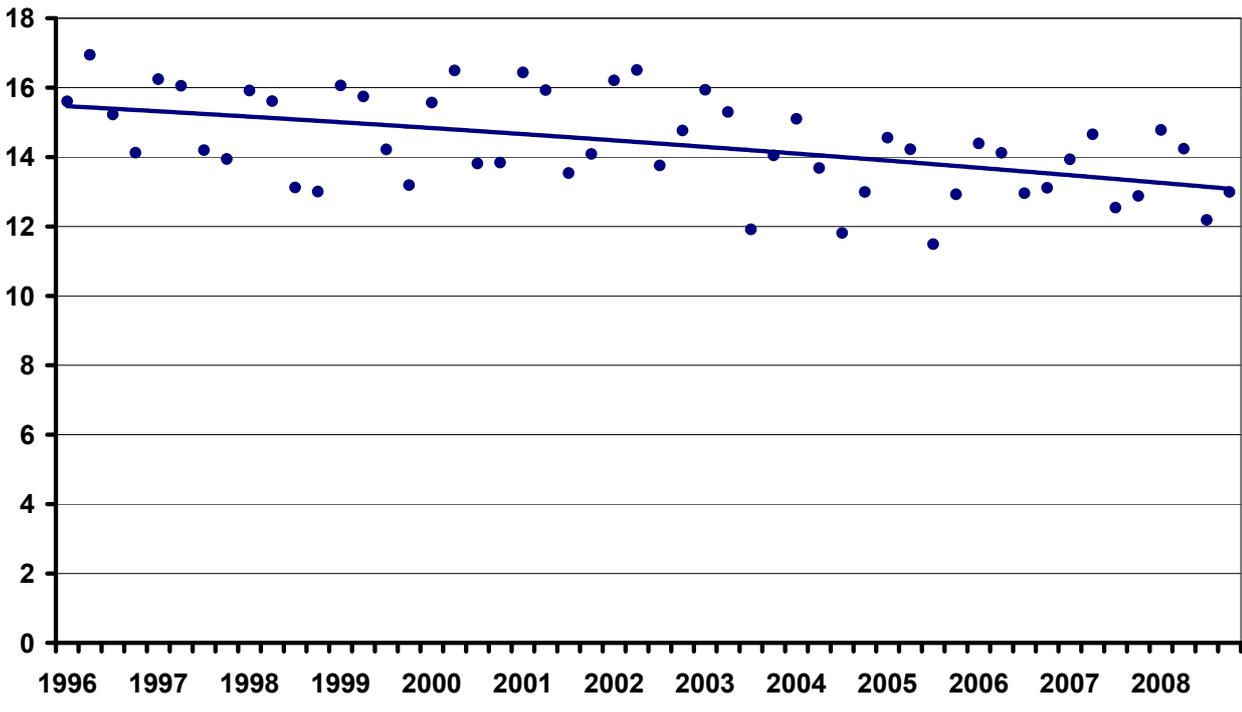


Abbildung 4.30: Prozentanteil metarhithraler Arten am Makrozoobenthos an 10 Probestellen mit rhithralem Charakter (AL005, BR001, BR009, JA502, LR008, QQ002, QQ011, QQ101, QQ104, YY101). Die Linie ist eine Hilfslinie zur Verdeutlichung des Trends im Untersuchungszeitraum.

### Prozentanteil Metapotamal-Arten

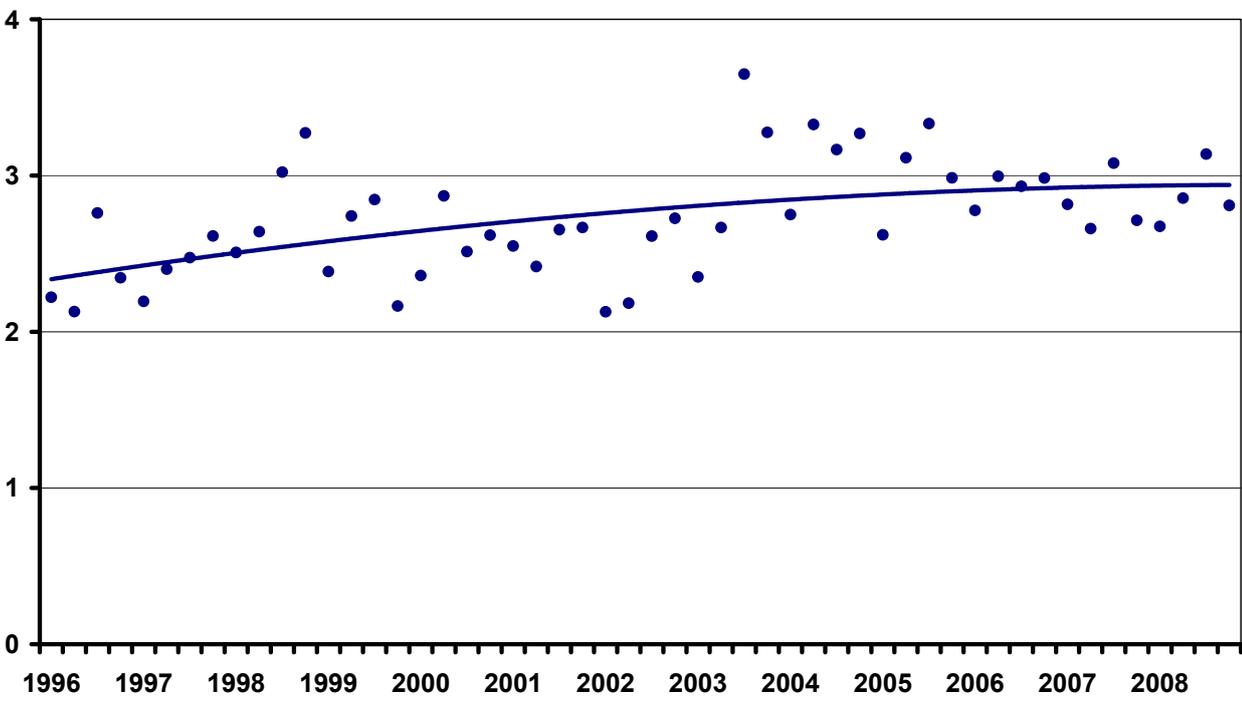


Abbildung 4.31: Prozentanteil metapotamaler Arten am Makrozoobenthos an 10 Probestellen mit rhithralem Charakter (AL005, BR001, BR009, JA502, LR008, QQ002, QQ011, QQ101, QQ104, YY101). Die Linie ist eine Hilfslinie zur Verdeutlichung des Trends im Untersuchungszeitraum.

Zum gleichen Ergebnis hinsichtlich der Veränderungen in der Längsausbreitung der Fließgewässerorganismen in der Zeitachse führt die Auswertung des positiv (mit dem Aussagewert ‚Rhithron typisch‘) korrelierten Rhithron Typie Index ([Abb. 4.32](#)) sowie die Auswertung des negativ (mit dem Aussagewert ‚Potamon typisch‘) korrelierten Potamon Typie Index ([Abb. 4.33](#)). Auch hier wird indiziert, dass kleinere Fließgewässer zunehmend den Charakter größerer Fließgewässer annehmen. Da Neozoa in ersteren keine Rolle spielen, kommen andere Faktoren wie die zunehmende Erwärmung der Gewässer zum Tragen. Dabei reicht möglicherweise die Erhöhung der Lufttemperatur als Steuergröße für viele Fließgewässerorganismen bereits aus, da mehr als 50 % der festgestellten Arten zu Insekten mit merolimnischer Lebensweise gehören, d. h. deren adulte Stadien leben am Gewässerrand. Diese Imaginalstadien sind auch jener aktive Part des colonisation cycle (MÜLLER 1982), der für die Aufwärtswanderung entlang des Abflussgradienten zuständig ist, um die abflussbedingte Drift der aquatischen Larvenstadien wieder auszugleichen. Dazu werden sogenannte Kompensationsflüge kilometerweit Bach aufwärts zur Suche nach Eiablageplätzen durchgeführt. Wodurch der Endpunkt dieser Kompensationsflüge definiert wird, ist weitgehend unklar. Optische Marker wie das Vorhandensein geeigneter Eiablageplätze, können dabei für diese Temperatur sensiblen Tiere genauso wichtig sein wie die abnehmende Temperatur mit zunehmender Höhe.

### Rhithron Typie Index

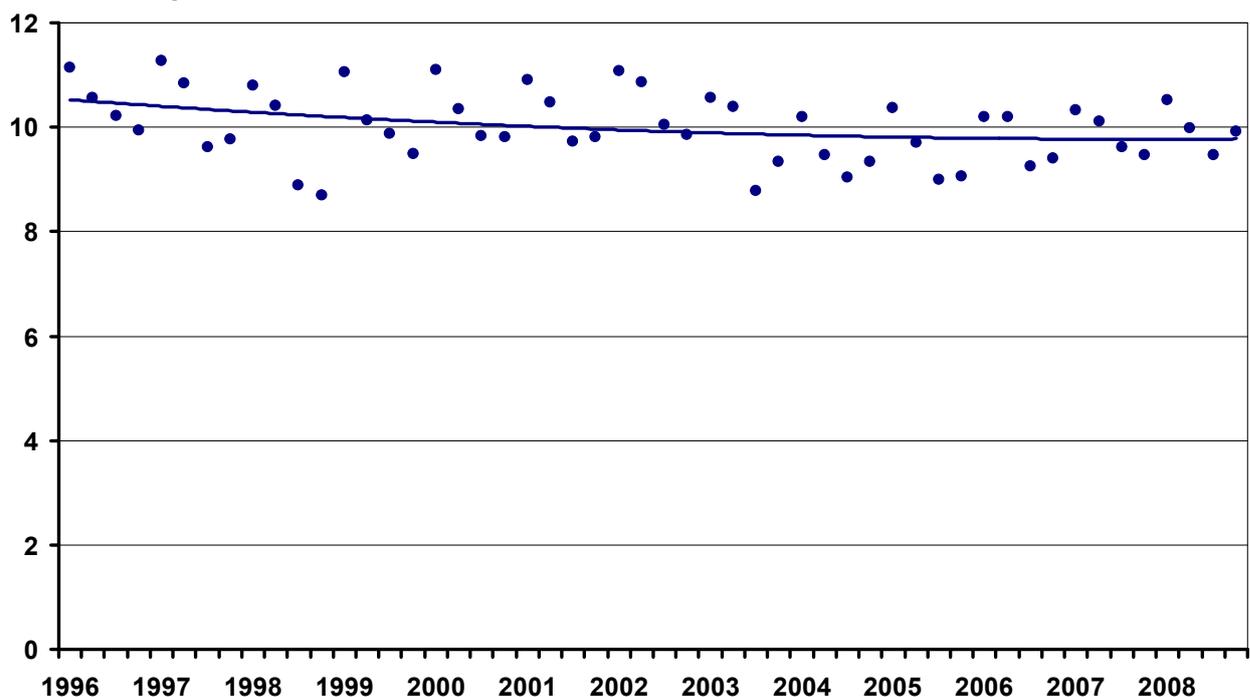


Abbildung 4.32: Rhithron Typie Index an 10 Probestellen mit rhithralem Charakter (AL005, BR001, BR009, JA502, LR008, QQ002, QQ011, QQ101, QQ104, YY101). Die Linie ist eine Hilfslinie zur Verdeutlichung des Trends im Untersuchungszeitraum.

### Potamon Typie Index

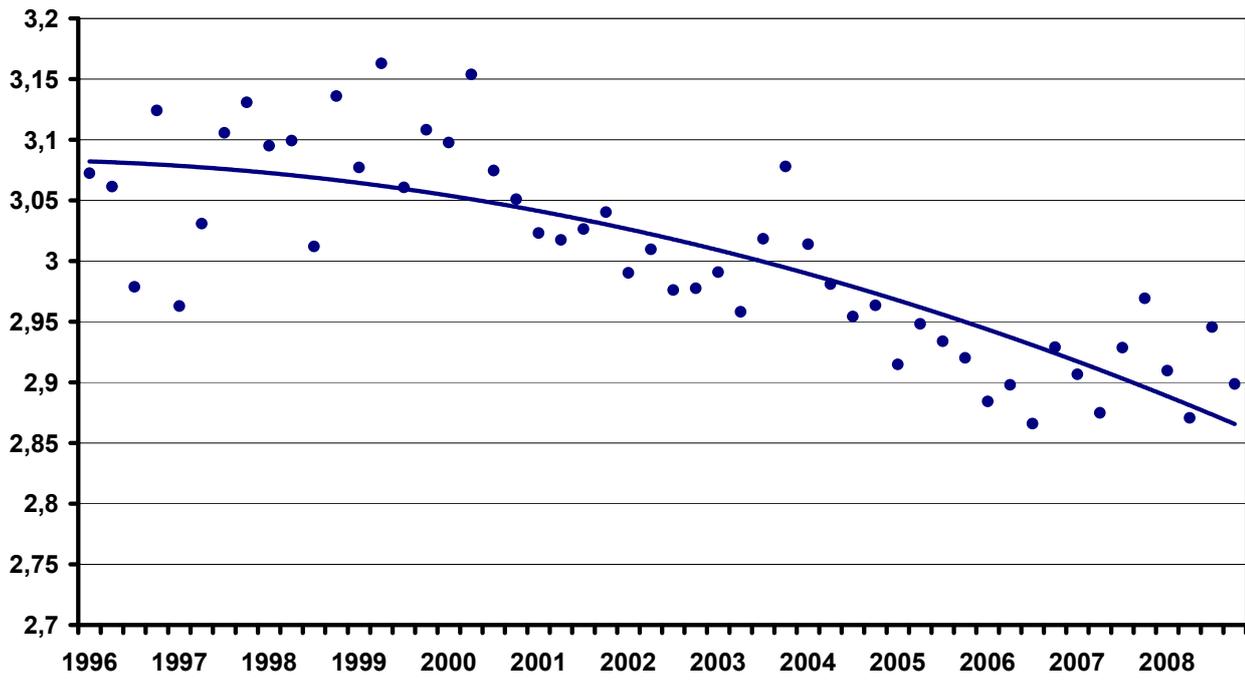


Abbildung 4.33: Potamon Typie Index an 10 Probestellen mit rhithralem Charakter (AL005, BR001, BR009, JA502, LR008, QQ002, QQ011, QQ101, QQ104, YY101). Die Linie ist eine Hilfslinie zur Verdeutlichung des Trends im Untersuchungszeitraum.

Der Zonierungsindex Z, der die gesamte Biozönose im Längsverlauf der Fließgewässer berücksichtigt (vgl. Kap. 3.3) und damit umfassender bewertet als die zuvor dargestellten Teilindices, bestätigt die zuvor getroffenen Aussagen. Ein Shift der Biozönose der Bachmessstellen in Richtung Flussbiozönose ist zu erkennen (Abb. 4.34), wobei der Aufwärtstrend ab 2006 gebrochen scheint.

### Zonierungsindex 1-8, von 1 = Eukrenal bis 8 = Hypopotamal

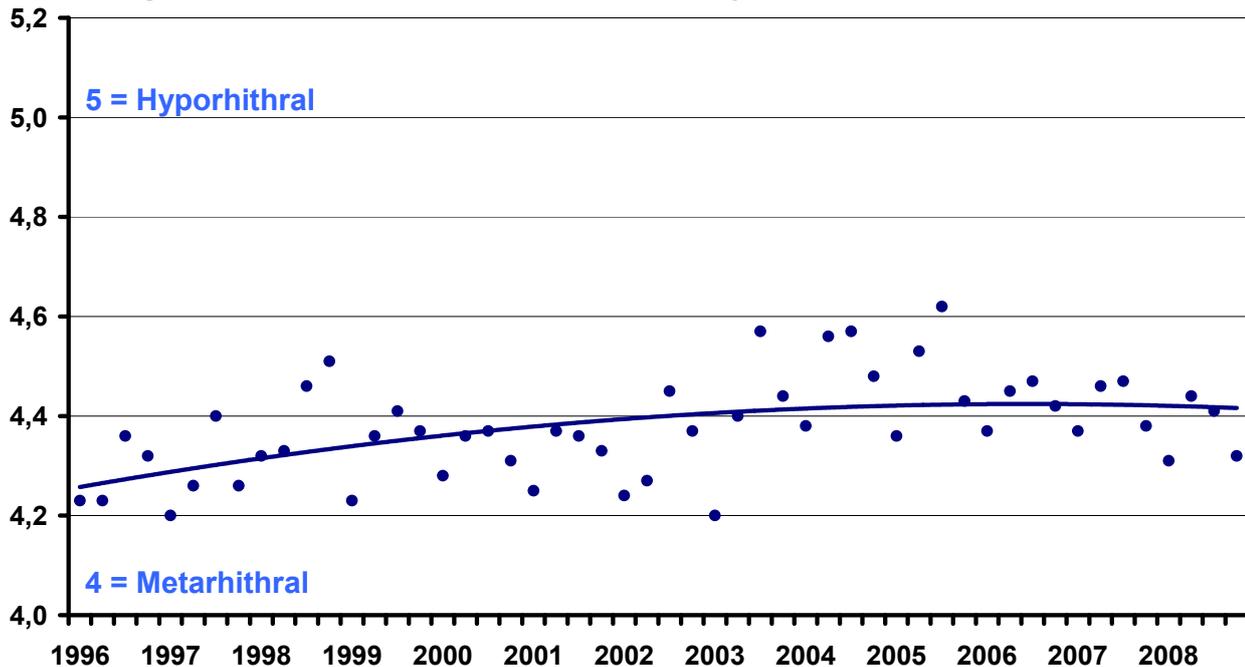
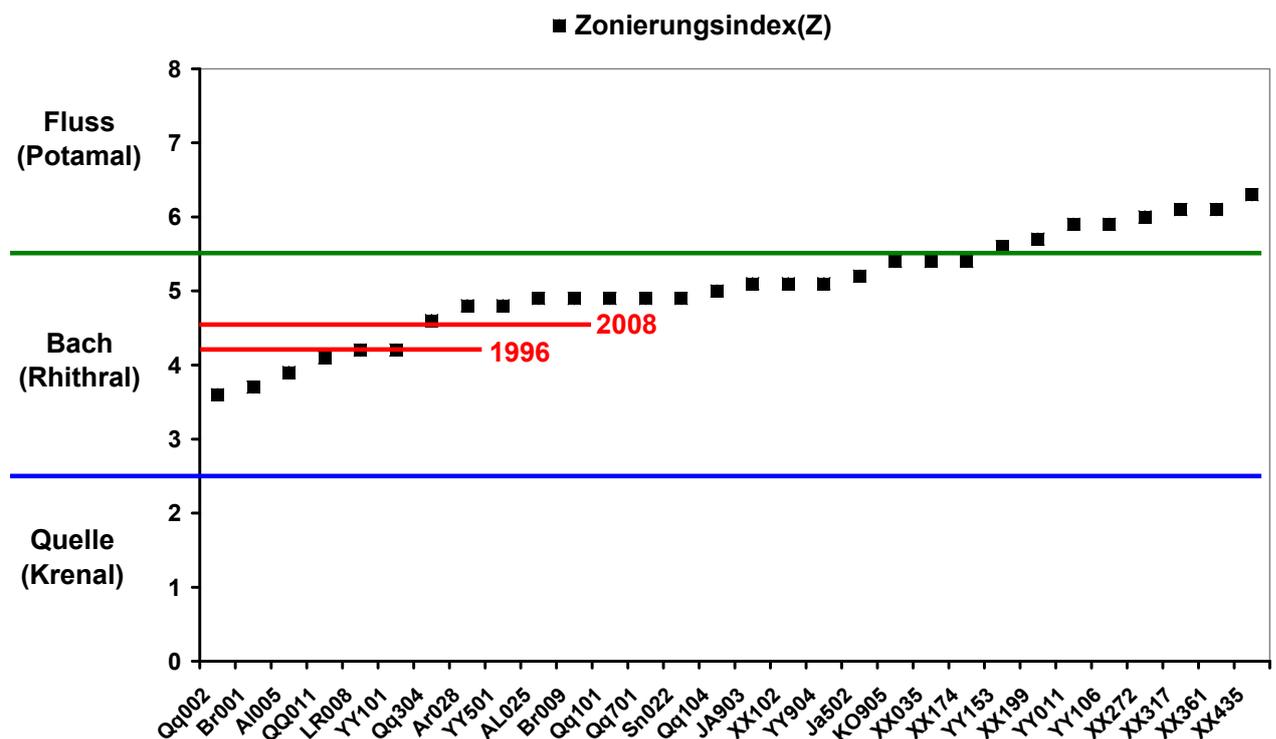


Abbildung 4.34: Der Zonierungsindex Z berechnet als Mittelwert von 10 Bachmessstellen in der Zeitachse.

In [Abb. 4.35](#), in der die 30 Dauerbeobachtungsstellen mit ihren über den Untersuchungszeitraum gemittelten Zonierungsindices in der Spanne von  $Z = 3,6 - Z = 6,3$  dargestellt sind, wird dieser biozönotische Shift an den Bachmessstellen Richtung Flusslebensgemeinschaft als noch vergleichsweise klein ausgewiesen. Der Unterschied von  $\Delta Z = 0,18$  zwischen 1996 und 2008 entspricht dem mittleren Unterschied von 2 Probestellen im Spektrum der 30 Dauerbeobachtungsstellen. D. h. noch werden die Bäche überwiegend von "klassischen" Bacharten bewohnt. Andererseits ist der bisherige Untersuchungszeitraum für die Erfassung von Auswirkungen eines Klimawandels auch vergleichsweise gering – bei in gleichem Maße fortschreitender Entwicklung würden die ausgewählten Bachstandorte in rund 70 Jahren biozönotisch die Grenze vom Bach zum Fluss überschreiten!

Die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft in ihren prozentualen Verteilungen auf Quellarten, Bacharten, Flussarten und Stillwasserbewohner geht aus [Abb. 4.36](#) hervor und stellt eine natürliche Abfolge abnehmenden Anteils der Quell- und Bacharten zugunsten von Flussarten und Stillwasserarten im Verlauf des Fließkontinuums dar. Diese Abfolge wird auch durch die massiven Änderungen der Lebensgemeinschaft durch Neozoen am unteren Rhein und Neckar (Probestellen rechts im Diagramm) nicht unterbrochen. D. h. Neozoen stören derzeit die natürliche Längszonierung der Fließgewässer-Lebensgemeinschaft nicht.



[Abbildung 4.35](#): Der mittlere Zonierungsindex Z von 30 Dauerbeobachtungsstellen. Rot markiert die Änderung des mittleren Zonierungsindex von 10 Bachmessstellen in der Zeitachse von 1996-2008 (vgl. [Abb. 4.31](#)).

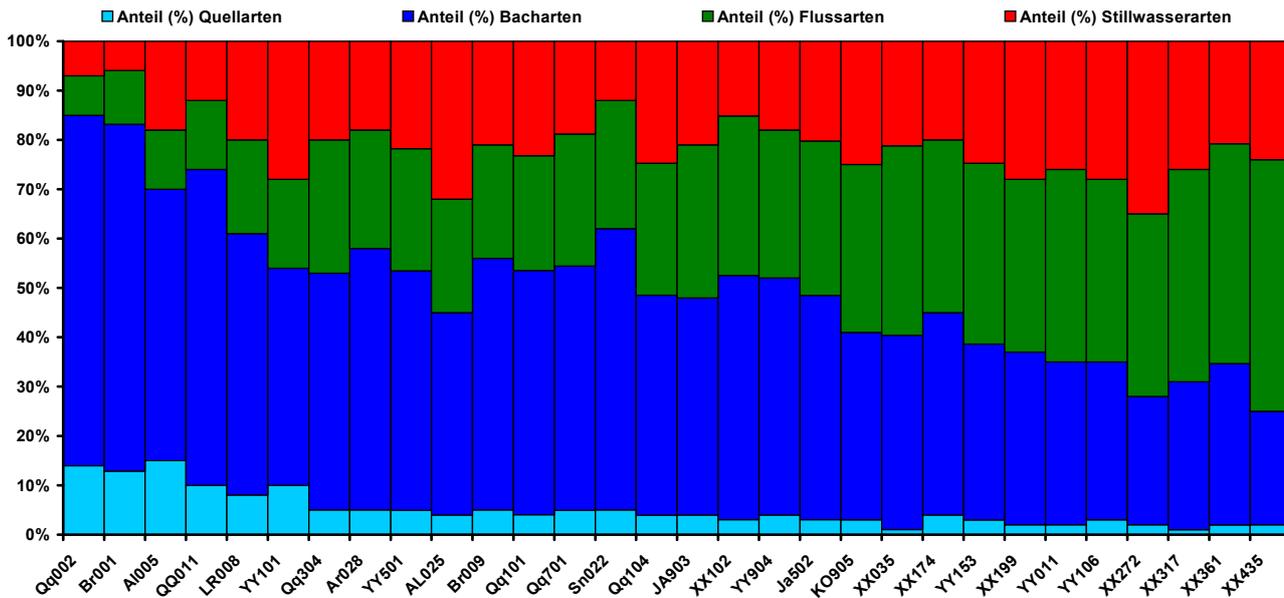


Abbildung 4.36: Prozentuale Verteilungen auf Quellarten, Bacharten, Flussarten und Stillwasserbewohner an 30 Dauerbeobachtungsstellen in der Reihenfolge des zunehmenden mittleren Zonierungsindex, d. h. in der Ordnungsfolge Quelle – Bach – Fluss.

Der Zonierungsindex (Z) und der neue auf der biologischen Indikation der Temperaturverhältnisse basierende temperature preference index (tpi) korrespondieren im zeitlichen Verlauf mit der Sonnenscheindauer und der Jahresmitteltemperatur, errechnet auf Basis der drei Messstationen Karlsruhe, Stuttgart und Konstanz.

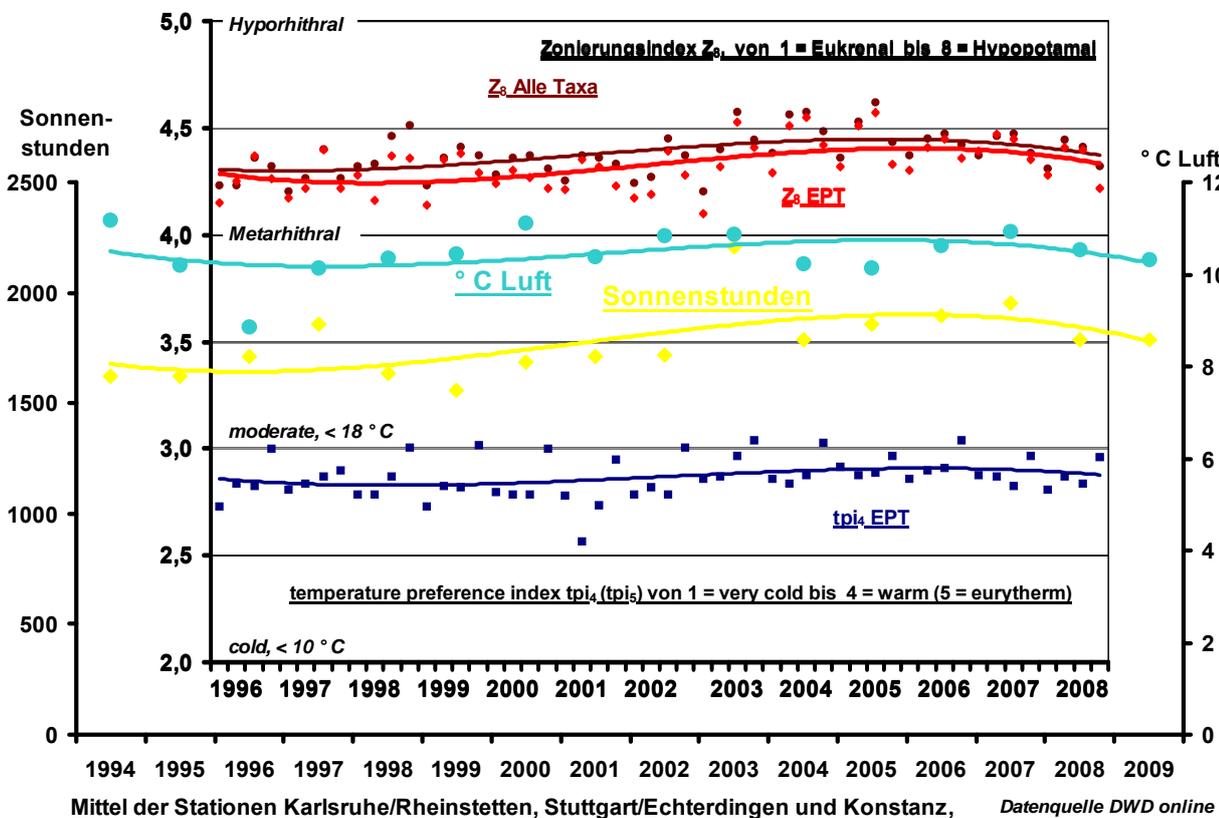


Abbildung 4.37: Jahresmittel der Lufttemperatur gemittelt über die Standorte Karlsruhe, Stuttgart und Konstanz (Quelle: DWD 2011), Jahressonnenscheindauer, Zonierungsindex für alle Arten des Makrozoobenthos (Z8 Alle Taxa), Zonierungsindex für Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (Z8 EPT) und temperature preference index für die Temperaturbereiche 1-4 (tpi<sub>4</sub> EPT), vgl. Text. Für die biologischen Indices wurde das Indexamittel von 10 rhithralen Probestellen der 30 Dauerbeobachtungsstellen dargestellt.

Da der tpi nur für die Tiergruppen Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT) berechnet werden kann, wurde anhand des Zonierungsindex validiert, dass  $Z_{EPT}$  den zeitlichen Verlauf ebenso pointiert wie der Zonierungsindex für alle Taxa ( $Z_{MZB}$ ). Daher wird angenommen, dass die EPT-Arten auch für den tpi eine repräsentative Auswahl sind. Allen genannten Größen ist gemein, dass sie von 1996 bis 2005 leicht ansteigen und nachfolgend tendenziell eher abfallen oder stagnieren (Abb. 4.37).

Die statistische Auswertung der Trends für den Zonierungsindex ergibt für 26 von 30 Probestellen (PS) mit dem Mann-Kendall Test einen positiven Trend („Potamalisierung“), an 10 PS signifikant: 90 % (4 PS), 95 % (3 PS) 99 % (2 PS), 99,9 % (1 PS). Nur 3 PS haben einen leicht negativen Trend (nicht signifikant), 1 PS zeigt keine Veränderung. Die Probestelle mit dem stärksten Anstieg von 0,37 Indexeinheiten = 8,5 % ist die Donau bei Zimmern (QQ304, Signifikanz: 99 % MK, 99 % Sen, Abb. 4.38, links). Die 10 Probestellen mit rhithralem Charakter zeigen im Mittel einen Anstieg um 0,12 = 2,8 % (Signifikanz: 90 % MK, Sen n. s., Abb. 4.38, rechts). Werden alle 30 Dauerbeobachtungsstellen gemittelt, verbleibt ein Anstieg im Index von 0,12 (MK Signifikanz: 95 % MK, 99 % Sen), das Mittel liegt aber durch Hinzunahme potamal geprägter Stellen um 0,5 Indexeinheiten höher und damit die prozentuale Steigerung mit 2,5 % niedriger als an den Bachstellen.

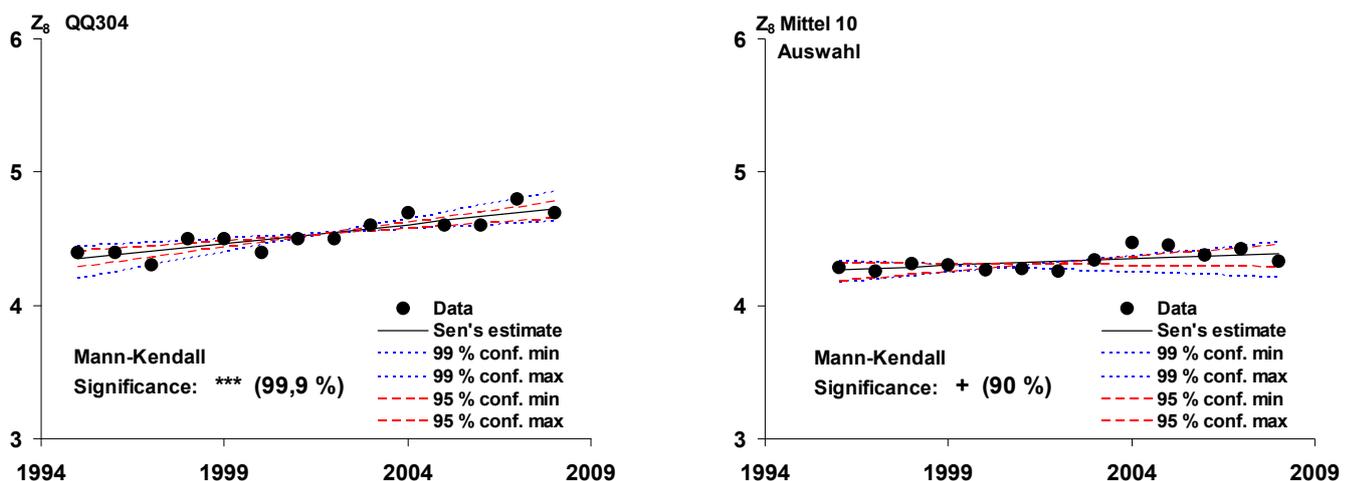


Abbildung 4.38: Der Zonierungsindex Z im Verlauf der Jahre 1995/1996 bis 2008 an der Donau bei Hausen (links) und über 10 rhithrale Messstellen gemittelt (rechts), vgl. Text.

Die Mann-Kendall Statistik weist für den temperature preference index an 22 der 30 Probestellen ansteigende Trends (indizierte Erwärmung) aus, an 4 PS davon signifikant (90 % 3 PS, 95 % 1 PS). 6 PS sind im Trend leicht negativ, davon 1 PS signifikant (90 %). 2 PS weisen keinen Trend auf. Probestelle mit dem stärksten Trend (+ 0,12 = 4,1 %, Signifikanz: 95 % MK, Sen n. s.) ist die Donau bei Zimmern (QQ104, Abb. 4.39 links). Während bei der Auswahl der 10 rhithralen PS kein signifikanter Trend (+ 0,04 = + 1,4 %) festzustellen ist, weist das Probestellenmittel über alle 30 Dauerbeobachtungsstellen einen leicht signifikanten, sehr schwach positiven Trend auf (+ 0,04 = + 1,3 %, Signifikanz: 90 % MK, Sen n. s., Abb. 4.39, rechts).

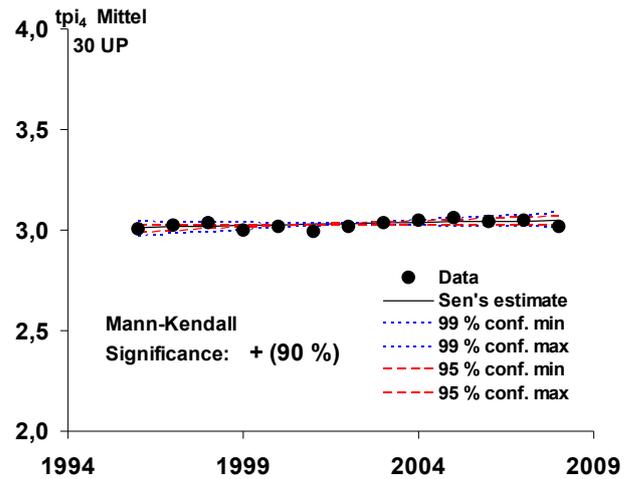
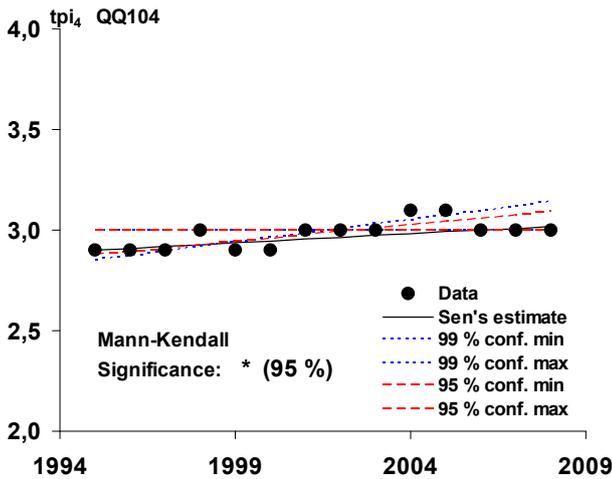


Abbildung 4.39: Temperature preference index im Verlauf der Jahre 1995/1996 bis 2008 an der Donau bei Zimmern (links) und über 30 Dauerbeobachtungsstellen gemittelt (rechts), vgl. Text.

Im Vergleich dazu ergibt die Karlsruher Datenreihe Lufttemperatur von 1878 bis 2010 (135 Jahreswerte, s. [Abb. 4.26](#)) mit MAKESENS eine 99,9 %ige MK und eine 99 %ige Sen Signifikanz, mit  $\Delta T = + 1,44 \text{ }^\circ\text{C}$  (14,6 %) = 0,011  $^\circ\text{C}$  (0,11 %) / a. Bis zum Niveauwechsel 1987/88 (112 Jahreswerte) liegt  $\Delta T$  bei + 0,54  $^\circ\text{C}$  (5,5 %) = 0,005  $^\circ\text{C}$  (0,05 %) / a, Trend MK und Sen zu 99 % signifikant. Ab 1988 bis 2010 (23 Jahreswerte) beträgt die Temperatursteigerung  $\Delta T + 0,15^\circ\text{C}$  (1,3 %) = 0,007  $^\circ\text{C}$  (0,06 %) / a und ist weder nach Mann-Kendall noch nach der Sen Methode signifikant.

Wird ein zu den biologischen Erhebungen vergleichbarer, kleinerer Zeitabschnitt (1996 – 2008) gewählt und das in [Abb. 4.27](#) bereits dargestellte Mittel der Messstellen Karlsruhe, Stuttgart und Konstanz betrachtet, so ist die mittlere Temperatur in diesem Zeitraum um + 0,65  $^\circ\text{C}$  (6,4 %, 0,050  $^\circ\text{C}$  / a) angestiegen, allerdings ebenfalls weder nach Mann-Kendall noch nach Sen signifikant ([Abb. 4.40](#)).

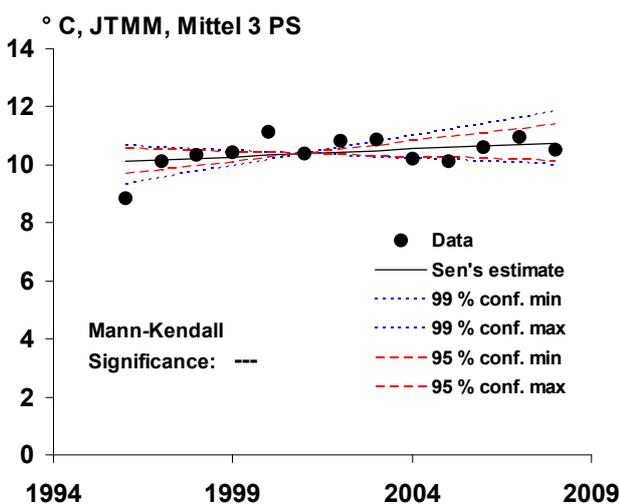


Abbildung 4.40: Jahresmittel der Lufttemperaturen im Mittel der Messstellen Karlsruhe, Stuttgart und Konstanz von 1996 bis 2008 (vgl. Text).

Die Korrespondenz möglicher Auswirkungen des Klimawandels, dargestellt letztlich anhand der biologischen Kenngrößen Zonierungsindex und temperature preference index, im Vergleich zur Sonnenscheindauer und der Jahresmitteltemperatur dreier Messstationen, ist qualitativ durch den gleichsinnigen Verlauf der Kurven mit Maximum in 2005 und nachfolgend abfallendem Trend gut ersichtlich. An den quellnahes-

ten Bachmessstellen ist die ‚Potamalisierung‘ zwar nicht wesentlich stärker als im Durchschnitt aller Probestellen, allerdings sind 22 der 30 Probestellen in der biozönotischen Grundeinstufung dem Rhithral zuzurechnen, nur 8 PS (unterer Rhein- und Neckar) dem Potamal (vgl. [Abb. 4.35](#)). Ein Ansteigen des Flusscharakters der Biozönose an überwiegend Oberlauf Standorten ist wegen des höheren Wärmebedarfs der Flussarten, bzw. auch deren höherer Wärmetoleranz, durchaus plausibel. Aufgrund der hohen Mobilität der im Besiedlungsbild oft dominanten Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (Drift flussabwärts, Lufttemperatur abhängiger Flug der Imagines flussaufwärts), war eine schnelle Adaptation der Fließgewässer Biozönose im Längskontinuum auch zu erwarten.

Die wegen der statistischen Mindestanforderungen nötige Verrechnung der aus dem gesamten Untersuchungszeitraum vorliegenden Ergebnisse des Trendbiomonitoring, d. h. unter Vernachlässigung der sich in [Abb. 4.37](#) andeutenden Trendänderung ab 2005, bestätigt die überwiegende Tendenz der biozönotischen Verschiebung flussaufwärts. Dem entsprechen die ebenfalls über den gesamten Zeitraum gesehen tendenziell zunehmenden Jahresmitteltemperaturen. Bezüglich Datenvariabilität und damit der statistischen Absicherbarkeit der Trends schneiden die biologischen Daten auch hier, wie allgemein aus der Bioindikation im Vergleich zu physikalisch chemischen Daten bekannt, vergleichsweise gut ab. Sicher wegen des über den Lebenszyklus integrativ, d. h. Extrema ausgleichend messenden Charakters der Organismen und auch wegen der Anzahl der zugrundeliegenden „Messsonden“ (Arten). Meteorologische Daten weisen eine höhere Variabilität auf und sind daher, wie auch in der meteorologischen Praxis üblich, erst nach längeren Zeiträumen abschließend zu beurteilen. Signifikante Trends im entsprechenden Zeitraum waren mit den gewählten Methoden weder für einzelne Lufttemperatur Messstellen noch für das Mittel aus 3 Messstellen zu erhalten. Dafür ist der gewählte Betrachtungszeitraum (14 Jahre) zu kurz und vor allem die Streuung der Jahresmitteltemperaturen in der Zeitachse zu groß.

Inwieweit die sich ab 2005 abzeichnende und durch die in Baden-Württemberg kühlen Jahre 2009 und 2010 deutlichere Trendänderung auch den vermuteten biologischen Respons weiter verstärken und den beschriebenen Zusammenhang bestätigen, wird nach Vorliegen der Probenauswertungen dieser Jahre zu prüfen sein.

#### **4.2.8 VERÄNDERUNGEN DER WASSERTEMPERATUR UND KORRESPONDENZEN ZUR BIOLOGISCHEN ENTWICKLUNG**

Bedeutender als die Lufttemperatur für die Entwicklung der Wasserorganismen ist die Wassertemperatur, da viele aquatische Makrozoobenthos-Arten dauerhaft in der Wasserphase verweilen und auch die merolimnischen Insekten, die ihre Imaginalphase am Ufer verbringen, rund 90% ihrer Lebenszeit während des Larvenwachstums im Wasser verbringen. Das Messnetz der Oberflächengewässerüberwachung bietet für eine Reihe von Messpunkten Langzeitdatenreihen für verschiedene physikalische und chemische Parameter. Die mit dem „Landesüberwachungsnetzes Fließgewässer Baden-Württemberg“ erhobenen Messwerte sind im „Jahresdatenkatalog Fließgewässer“ frei abrufbar (<http://jdkfg.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/300/>). Von den insgesamt 278 Messstellen an denen ambulant Stichprobenmessungen durchgeführt wurden, sind diejenigen ausgewählt, für die über den hier gegenständlichen biologischen Messzeitraum von 1995 – 2008 für jedes Jahr Temperatur-Messdaten vorliegen. Dies ist an 63 Messstellen mit 14-täglichen oder 4-wöchigen Stichprobenmessungen der Fall. An 27 Messstellen stehen kontinuierlich messende Registriereinrichtungen und an 23 davon liegen für jedes Jahr im Zeitraum 1995 – 2008 Temperatur-Messdaten vor. Die Daten zeigen von Standort zu Standort ganz unterschiedliche Trends der Entwicklung der Temperatur. Die Enz in Besigheim ist nach zwei Kanälen in der Oberrheinebene die Probestelle mit dem drittstärksten Anstieg der Temperatur. In 16 Jahren zeigt die lineare Regression einen

Anstieg um 2,0 ° C bis 2008 (Abb. 4.41). Mit Stichprobenmessungen, insbesondere solchen im nur 4-wöchigen Rhythmus (an der Enz bis 2004) ist die Gefahr, dass der Jahresgang mit seinen Extremwerten nicht hinreichend erfasst wird und der errechnete Jahresmittelwert damit nicht repräsentativ ist, vergleichsweise groß.

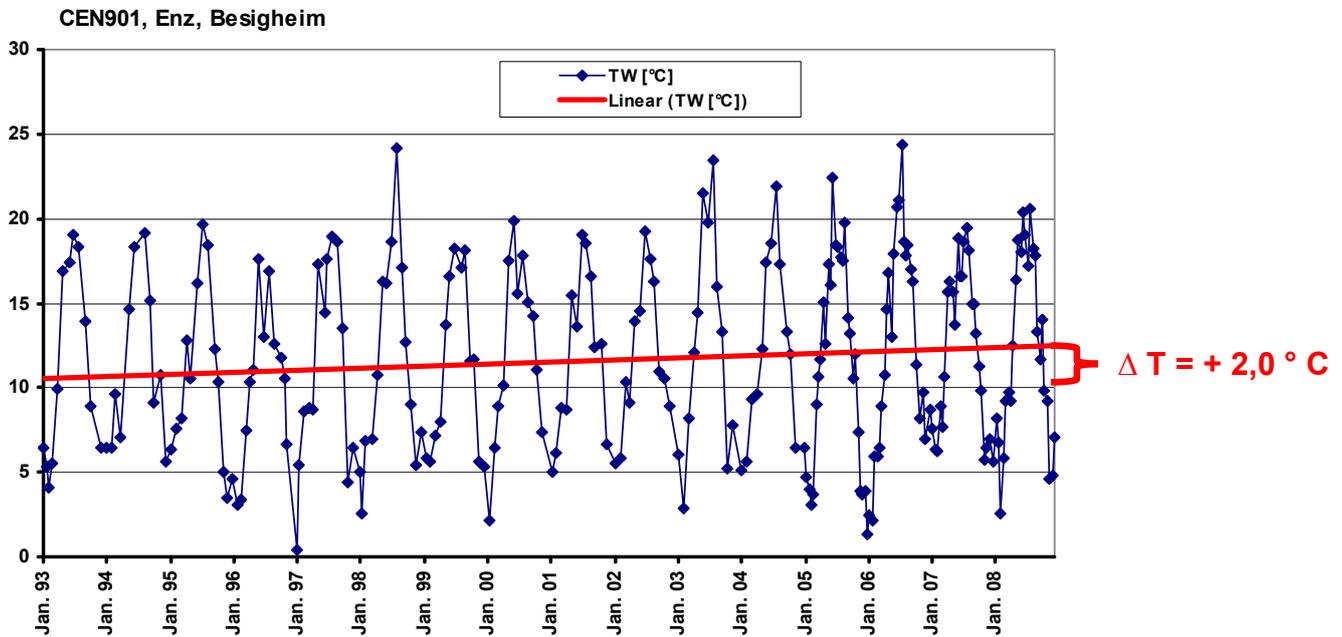


Abbildung 4.41: Ergebnisse der Temperatur-Stichprobenmessungen an der Enz bei Besigheim von Januar 1993 bis Dezember 2008.

An den Registriermessstationen mit ihren automatischen Datensammlern kommt es hingegen immer wieder mal zu technischen Pannen und damit auch zu Daten-Ausfällen (im Mittel 4,9 %, Min 1,6, Max 10,4). Datenlücken in den Messreihen wurden durch Interpolation in abgestuften Modi geschlossen: Datenlücken bis 20 Tage wurden mit einem gleitenden Mittelwert über die Datenlücke geschlossen. D. h. bei zwei Tagesfehlwerten wurde der erste Fehlwert mit dem Mittel der zwei vorhergehenden Tage und dem Wert des Tages nach der Lücke gefüllt, der zweite Fehlwert mit dem Mittel aus einem Tag vor der Lücke und zwei Tagen nach der Lücke. Bei drei Fehlwerten vier umliegende Werte und so weiter. Datenlücken > 20 Tage wurden aus den Mittelwerten der entsprechenden Tagesmittelwerte der Zeiträume vom Vorjahr und vom Nachjahr geschlossen. Diese Datensätze mit großen Datenlücken wurden in den ersten fünf und den letzten fünf Werten dann allerdings noch mal mit einem running mean an die Datenreihe des Zieljahres angeglichen.

Die interpolierten Tagesmittelwerte sind im exemplarisch dargestellten Temperaturverlauf des Neckars bei Rockenau rot eingezeichnet. Ein abnehmender Trend von 1988 bis 2009, vor allem ab 2005 zeichnet sich sowohl in den Jahresmittelwerten, als auch in den winterlichen Minima wie in den erreichten sommerlichen Maxima deutlich ab. Die Temperatur ist an dieser Probestelle in den zurückliegenden 22 Jahren um 2,4 ° Celsius gesunken (Abb. 4.42).

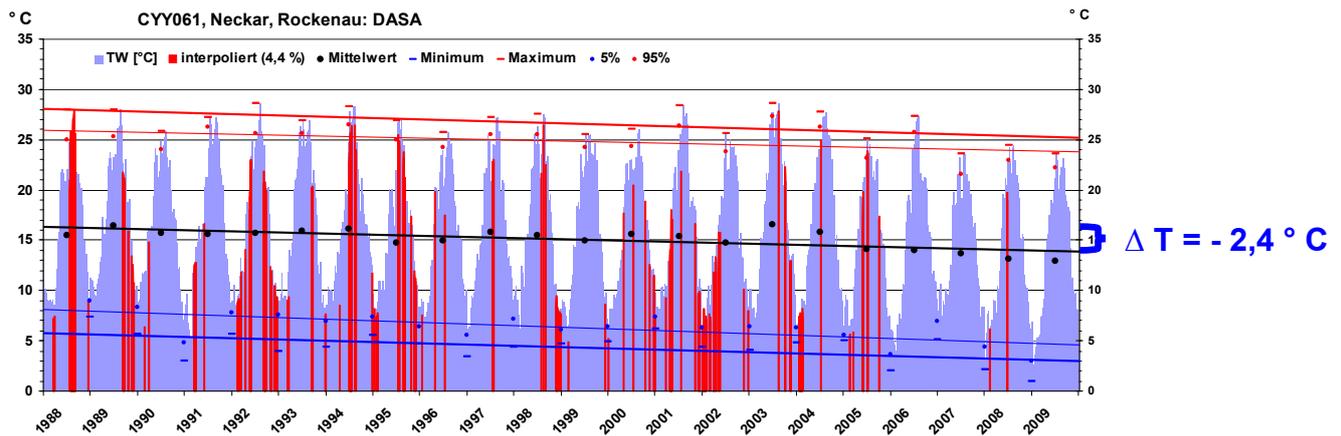


Abbildung 4.42: Verlauf der Tagesmitteltemperaturen (blaue Säulen, berechnet aus kontinuierlichen Registrierdaten) im Neckar bei Rockenau von Januar 1988 bis Dezember 2009. Rote Säulen sind interpolierte Werte zum Schließen von Datenlücken (vgl. Text).

Von den ausgewählten 63 Stichprobenmessstellen sind 11 mit den sogenannten Registriermessstellen identisch, so dass auch ein Abgleich beider Messstrategien erfolgen konnte. In aller Regel spiegeln die Stichprobenmessreihen gut bis sehr gut den durch die bedeutend intensiveren Messreihen der Registriereinrichtungen gezeichneten Trend der Temperaturänderung in der Zeitreihe wider (vgl. Abb. 4.43, exemplarisch, Neckar bei Mannheim). Auch ändert die Interpolation über Datenlücken (Datenfilling) am Trend nicht allzu viel, korrigiert aber mitunter einzelne Ausreißer (z. B. wegen fehlender Sommer- oder Wintertemperaturen) unter den Jahresmittelwerten. Eine Erklärung für die geringe Abweichung im Trend zwischen Stichproben- und Registrierdaten ist in der Trägheit des Wasserkörpers gegenüber natürlichen Wärme- ein-/austrägen aufgrund der großen Wärmekapazität des Wassers zu finden. Nur an einer Stelle, der Fils in Blochingen (CFI129), zeigen die Stichprobenuntersuchungen über die Zeitreihe einen allerdings ohnehin schwachen anderen (positiven) Trend an als die Registrierdaten mit oder ohne Datenfilling (schwach negativer Trend).

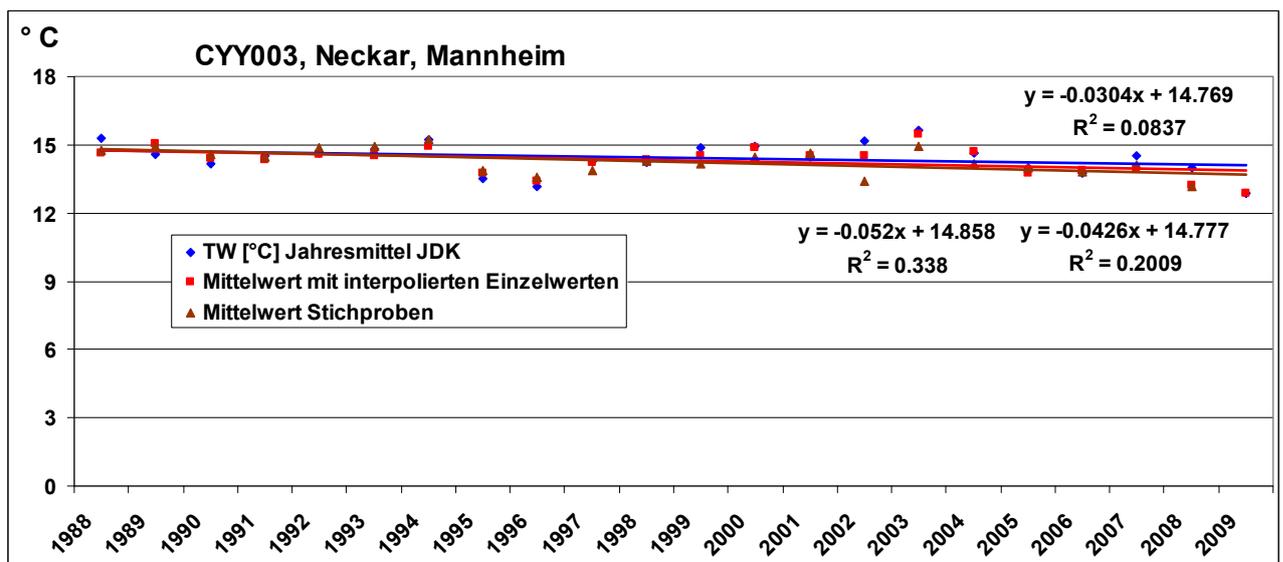


Abbildung 4.43: Vergleich der Jahresmittelwerte Wassertemperatur und des berechneten linearen Trends aus Stichprobenmessungen und aus Registriermessungen 1988 - 2009, bei letzteren mit und ohne Datenfilling (vgl. Text).

Eine Gesamtübersicht über die Auswertungen zur Wassertemperatur an den insgesamt 75 ausgewählten Standorten (aber 86 Messreihen, s. o.) in Baden-Württemberg, nebst Angabe des Untersuchungszeitraumes, gibt nachfolgende Kartendarstellung (Abb. 4.44). 53 Messreihen zeigen eine Temperaturerhöhung an (Steigung der Regressionsgeraden  $> 0$ , rote Symbole), 33 Messreihen eine Abnahme der Temperatur über die Zeitspanne (Steigung der Regressionsgeraden  $< 0$ , blaue Symbole).

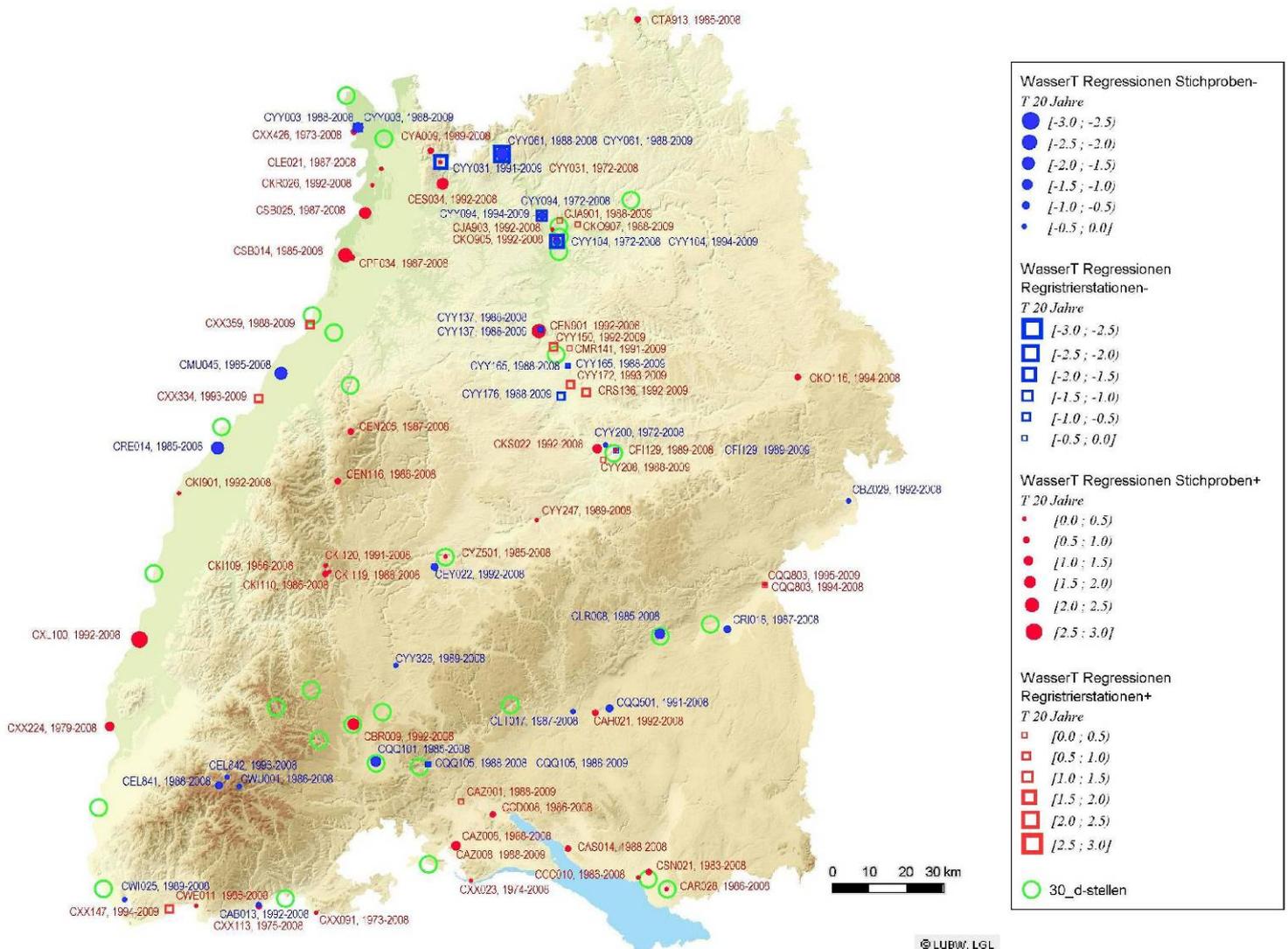


Abbildung 4.44: Abnehmend (blau) und zunehmende (rot) Wassertemperaturen an ambulanten Messstellen (Punkte) und an Registriermessstellen (Quadrate) in Baden-Württemberg. Die Größe der Symbole steht stellvertretend für das  $\Delta T$ , einheitlich berechnet für einen Zeitraum von 20 Jahren. Grüne Kreise zeigen die Lage der biologischen Dauermessstellen Trendbiomonitoring.

Bei den Wassertemperaturen ist zu berücksichtigen, dass am Rhein und insbesondere am Neckar die Temperatur durch die Kühlwassereinleitungen der Wärmekraftwerke beeinflusst wird. Am auffälligsten ist die Reduktion der Wärmelast an den unteren Neckar Standorten. Dies ist in erster Linie auf die Reduzierungen der Wärmeeinleitungen aus den Kraftwerken zurück zu führen. Im Jahr 2005 wurde der Leistungsbetrieb des Kraftwerkes Obrigheim eingestellt. Dadurch wurde die Wärmelast im unteren Neckar stark reduziert.

Die generelle regionale Verteilung wärmer oder kälter werdender Standorte über Baden-Württemberg lässt ohne weitere Prüfung lokaler Wärmeimmissionen keine Rückschlüsse auf globale Auswirkungen (Klimawandel) zu. Allein die Tatsache, dass die (einzigen) drei höher gelegenen Messstellen im Südschwarzwald

kälter werden, die sechs Messstellen in den Höhen des Nordschwarzwaldes dagegen wärmer, steht gegen die Annahme eines überprägenden globalen Einflusses.

Kälter geworden sind tendenziell eher die wärmeren Gewässer (Abb. 4.45). Gewässer mit relativ hohen Jahresmittel Wassertemperaturen (über den durchschnittlichen Lufttemperaturen), bieten grundsätzlich bessere Voraussetzungen bei zurückgehendem lokalem Wärmeeintrag auch einen Effekt zu zeigen. 19 von 86 Messreihen (22 % der Messreihen) zeigen höhere Abweichungen als ein halbes Grad Celsius in 10 Jahren. Bei 4 Messreihen (4,7 %) ist die Temperaturänderung größer als ein Grad Celsius in 10 Jahren. Im Durchschnitt über alle 86 Messreihen ergibt sich eine leichte Temperaturerhöhung von  $0,08 \text{ }^\circ\text{C} / 10 \text{ a}$ .

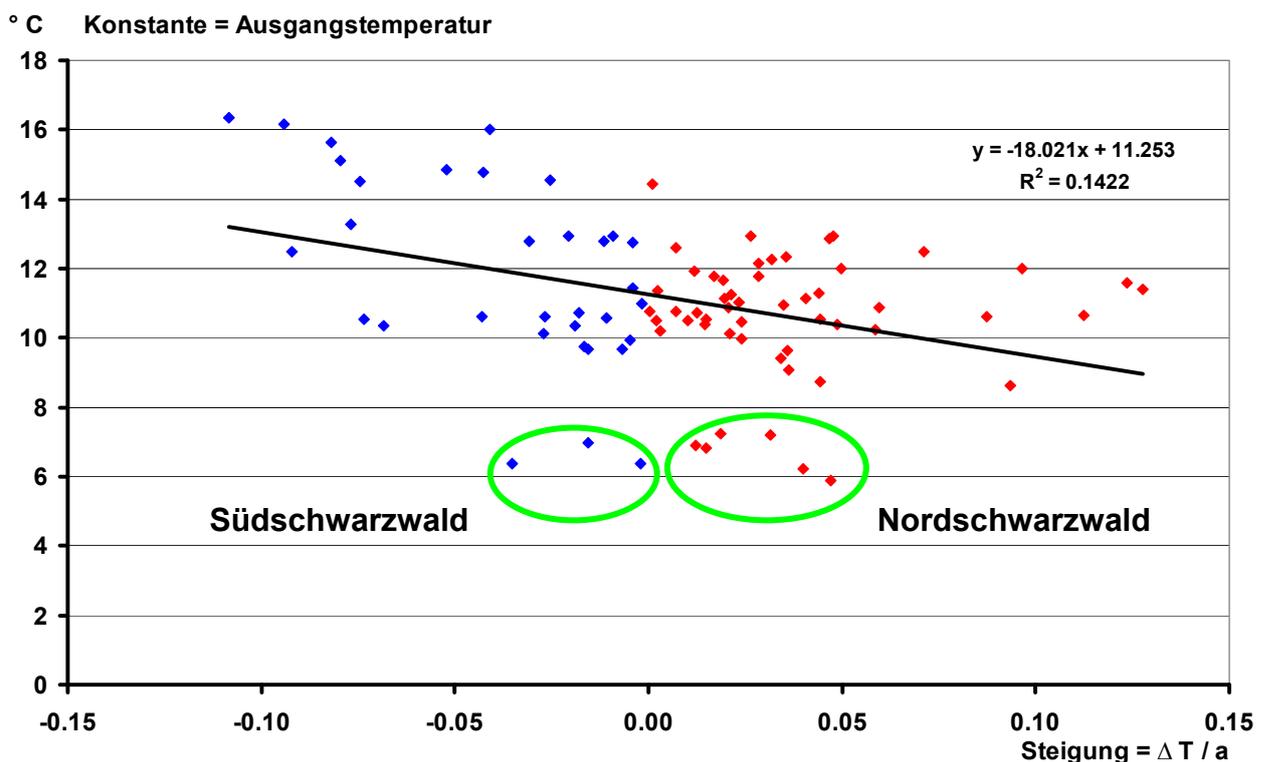


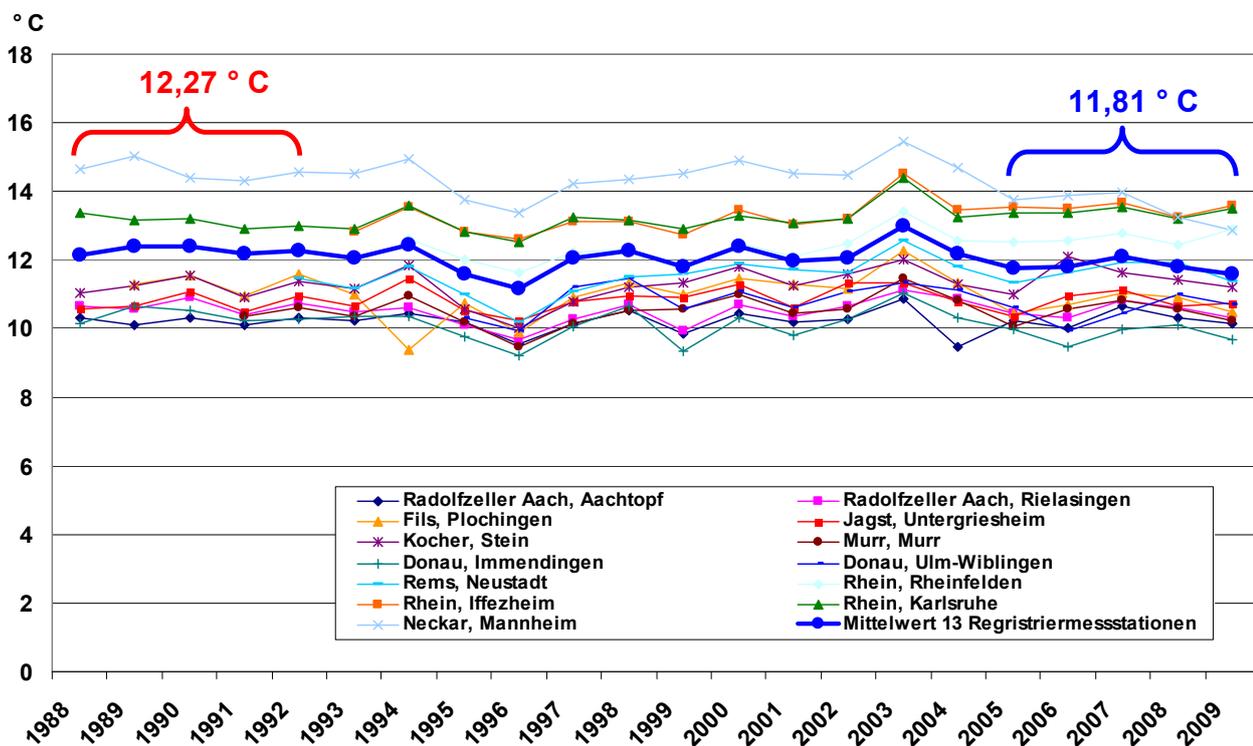
Abbildung 4.45: Jährliche Temperaturänderung (Steigung der Regressionsgeraden =  $\Delta T / a$ , x-Achse) in 86 Wassertemperatur-Messreihen an 75 Fließgewässer-Standorten in Baden-Württemberg, in Abhängigkeit von der Ausgangstemperatur zu Beginn der Messreihe (= Konstante der Regressionsgeraden).

Die Temperaturänderung der Luft in den letzten 130 Jahren liegt in der gleichen Größenordnung mit rund einem zehntel Grad Celsius in 10 Jahren (in Karlsruhe  $0,11 \text{ }^\circ\text{C} / 10 \text{ a}$ , deutschlandweit  $0,093 \text{ }^\circ\text{C} / 10 \text{ a}$ , Datenlage DWD 2011). Von den Lufttemperatur-Messstationen ist jedoch nicht bekannt, dass sich die Trends der Zeitreihen in gleichem Maße wie die der Wasser-Messstationen von Standort zu Standort unterscheiden. Die ausgewerteten Lufttemperaturen der Standorte Karlsruhe, Stuttgart und Konstanz (Quelle: DWD 2011) verhalten sich im Trend exakt gleichsinnig (vgl. Abb. 4.27); anderes ist bei den guten Austauschmöglichkeiten der Luft gegenüber den nicht gegebenen Vermischungsmöglichkeiten unterschiedlicher Wasserkörper auch nicht zu erwarten.

Die hier aufgezeigten, an den einzelnen Wasser-Messstandorten überwiegend auch viel stärker ausgeprägten positiven und negativen Temperaturtrends, sind nicht unter regionalen Aspekten, sondern vor allem auch bzgl. des Vorzeichens und der Größenordnung, nicht mit Änderungen der Lufttemperatur zu erklären.

Bei allen diesen Betrachtungen ist zudem zu berücksichtigen, dass die Messreihen eine sehr unterschiedliche Datendichte haben (Stichproben und Registrierproben, aber siehe [Abb. 4.43](#)). Die Messreihen wahren unterschiedlich lange (vgl. [Abb. 4.44](#), Karte) und sind trotz erfolgter Umrechnung auf  $\Delta T/\text{Jahr}$  daher nur bedingt vergleichbar. Insgesamt liegen auch für die Wassertemperaturen, mit Messbeginn frühestens 1972, oft aber erst Mitte der 80iger Jahre und später, unter dem Gesichtspunkt klimatische Veränderungen auch noch recht kurze Datenreihen vor.

Werden die Gesichtspunkte hohe Datendichte und möglichst lange und wenig unterbrochene Zeitreihen (Datenlücken  $< 1$  Jahr) vorangestellt, so fällt die Wahl auf 13 im Zuge der Ausweitung der Überwachungs-dichte 1987/88 nach dem Sandozstörfall in Betrieb genommene Registriermessstationen. Die Temperaturkurven dieser vor allem an großen Gewässern liegenden Messstationen weisen eher abnehmende Temperaturen aus, vor allem in den letzten fünf Jahren. So ist das Temperaturmittel über alle 13 Stationen der Jahre 2005 – 2009 mit  $11,81\text{ }^{\circ}\text{C}$  um fast ein halbes Grad ( $0,46\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) niedriger als jenes der ersten fünf Jahre dieser Messreihen ( $12,27\text{ }^{\circ}\text{C}$ , [Abb. 4.46](#)). Die MAKESENS Statistik weist eine 95 %ige Signifikanz des Temperaturrückganges in diesem Zeitfenster aus ([Abb. 4.47](#)).



**Abbildung 4.46:** Entwicklung der Wasser-Temperatur an 13 Registriermessstationen 1988 – 2009. Daten aus Jahresdaten-Katalog der LUBW, Datenlücken interpoliert (vgl. Text).

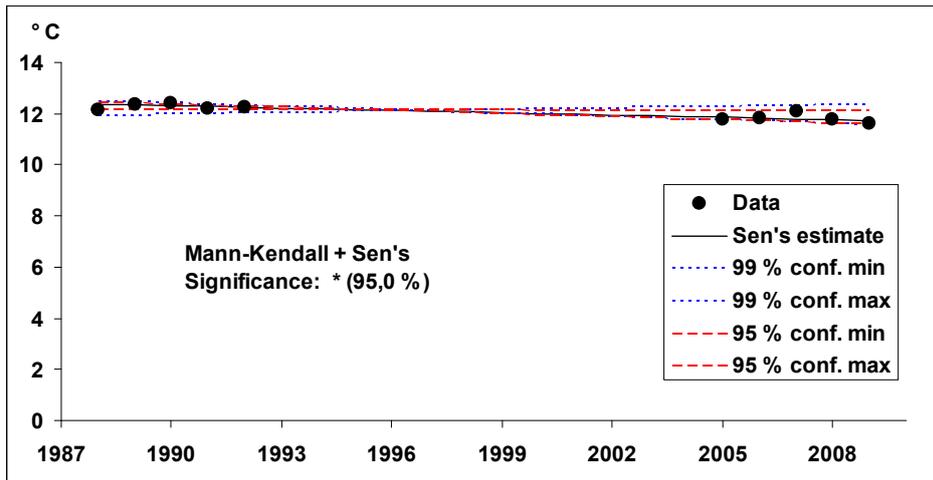


Abbildung 4.47: MAKESENS Statistik zur Temperaturentwicklung an 13 Registrierungsstationen 1988 – 2009 unter Berücksichtigung nur der ersten und der letzten 5 Jahre.

13 Probestellen der 30 Dauerbeobachtungsstellen des Trendbiomonitoring sind identisch (7 PS) oder zumindest vergleichbar (6 PS) mit den Messstellen des physikalisch-chemischen Messnetzes. An 5 dieser Trendbiomonitoring Probestellen liegen sowohl Temperatur Stichproben-Messreihen als auch Temperatur Registrierdaten-Messreihen vor. Die Korrespondenz der Wassertemperatur Trends mit den Trends der Temperatur relevanten biologischen Indices ist sehr unterschiedlich. An der Brigach bei Marbach, mit via Stichprobenmessungen ausgewiesener vergleichsweise großer Temperaturerhöhung im biologischen Beobachtungszeitraum, weist auch der Zonierungsindex eine damit plausible Potamalisierung, d. h. eine Erhöhung des biologischen Flusscharakters aus, die auch statistisch als Korrelation gelten kann (Spearman'scher Rangkorrelationskoeffizient  $Z_8$  mit Stichproben: 0.42). Dagegen zeigt die Temperaturpräferenz der Organismen keine Veränderung an (Abb. 4.48).

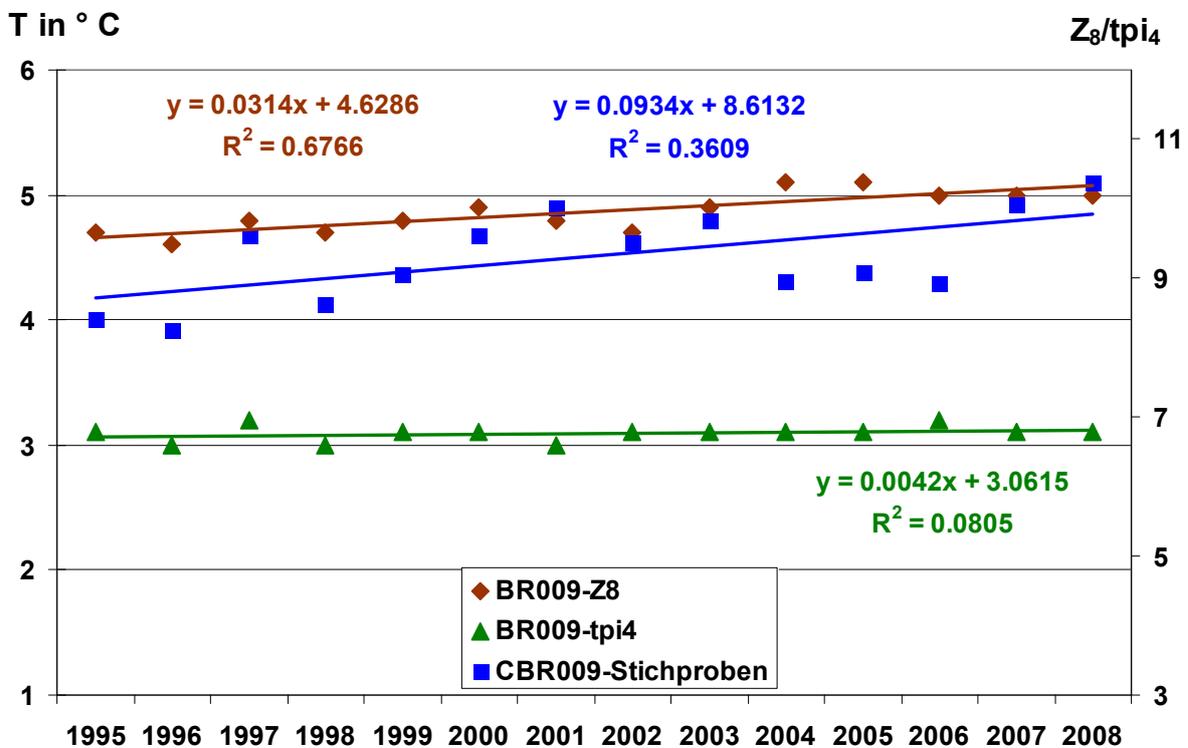


Abbildung 4.48: Vergleich der Trends der Wassertemperatur (Jahresmittel Stichproben, dunkelblaue Linie) mit dem Trend vom Zonierungsindex  $Z_8$  (braune Linie) und dem des temperature preference index  $tpi_4$  (grüne Linie) an der Brigach bei Marbach (BR009).  $Z_8$ : M-K Signifikanz = 99 % (viertbeste von 30 UP), Stichproben: M-K Signifikanz = 95 %,  $tpi_4$ : M-K Signifikanz = n. s., Spearman Rang  $Z_8$  mit Stichproben = 0.42, Spearman Rang  $tpi_4$  mit Stichproben = 0.17.

An der Donau bei Zimmern dagegen korrespondiert die Temperaturpräferenz der Organismen mit der via Stichproben und Registrierdaten aufgezeigten Entwicklung der Wassertemperaturen, nicht aber der Zonierungsindex (Abb. 4.49).

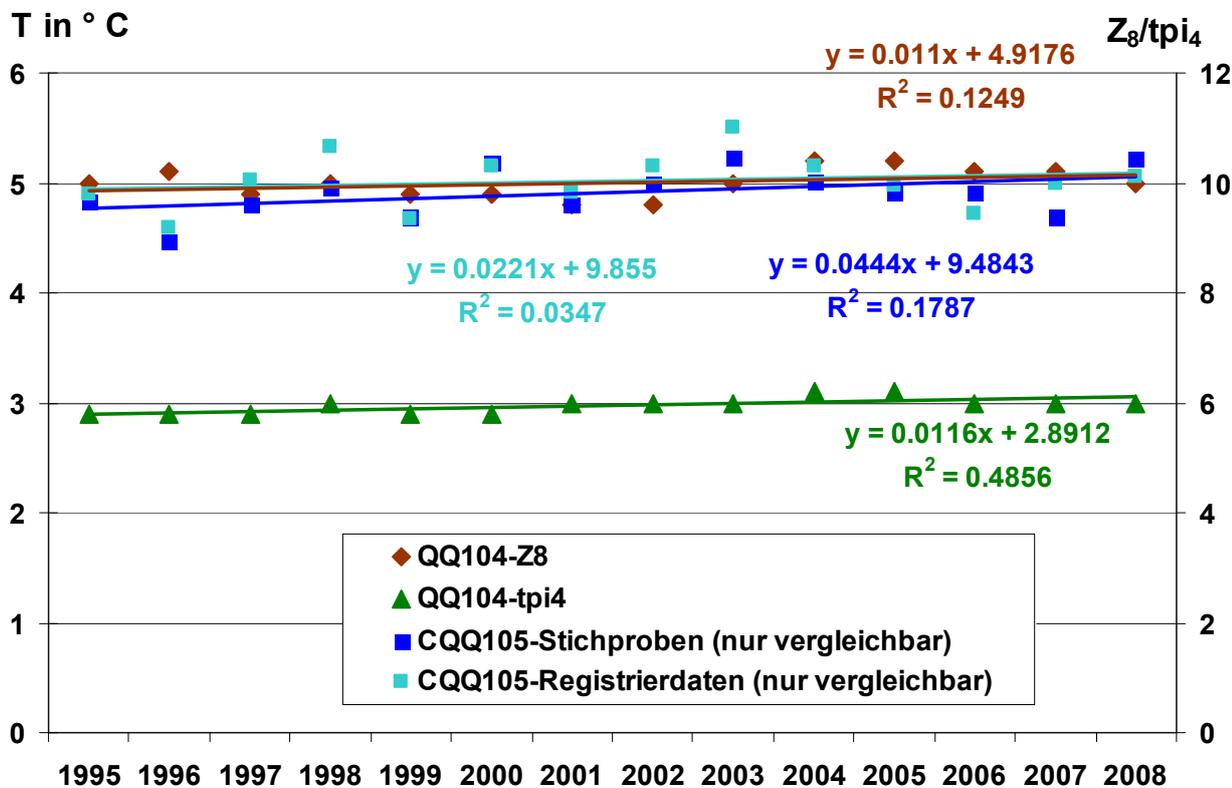


Abbildung 4.49: Vergleich der Trends der Wassertemperatur (Jahresmittel Stichproben, dunkelblaue Linie und Registrierdaten, hellblaue Linie) mit dem Trend vom Zonierungsindex  $Z_8$  (braune Linie) und dem des temperature preference index  $tpi_4$  (grüne Linie) an der Donau bei Zimmern (QQ104). Stichproben und Registrierproben: M-K Signifikanz = n. s.,  $tpi_4$  M-K Signifikanz = 95 % (beste von 30 UP), Zonierungsindex  $Z_8$  (nicht dargestellt): M-K S = n. s., Spearman Rang  $tpi_4$  mit Registrierdaten 0.35; Spearman Rang  $tpi_4$  mit Stichproben 0.43. Spearman Rang  $Z_8$  mit Registrierdaten = - 0.119, Spearman Rang  $Z_8$  mit Stichproben = 0,003.

Am Neckar in Mannheim Seckenheim ergibt sich ein gegenläufiger Trend der biologisch indizierten Entwicklung und der Entwicklung der Wassertemperatur. Während Zonierungsindex und temperature preference index leicht ansteigen, gehen die Wassertemperaturen sowohl nach Stichproben als auch nach Registrierdaten infolge der Kraftwerksabschaltung, wie beschrieben, zurück (Abb. 4.50). Über die 13 biologischen Probestellen verteilt, sind die Spearman Korrelationen nicht zwangsläufig stärker bei stärker ausfallenden Temperaturtrends. Im Gegenteil, die beste Korrelation zwischen den biologischen Indices und der Wassertemperatur ergibt sich für eine Probestelle am Neckar (YY153/165, Pleidelsheim/Poppenweiler, siehe Tabelle 4.8), die nur einen vergleichsweise geringen Abfall der Temperaturen über den Beobachtungszeitraum zeigt.

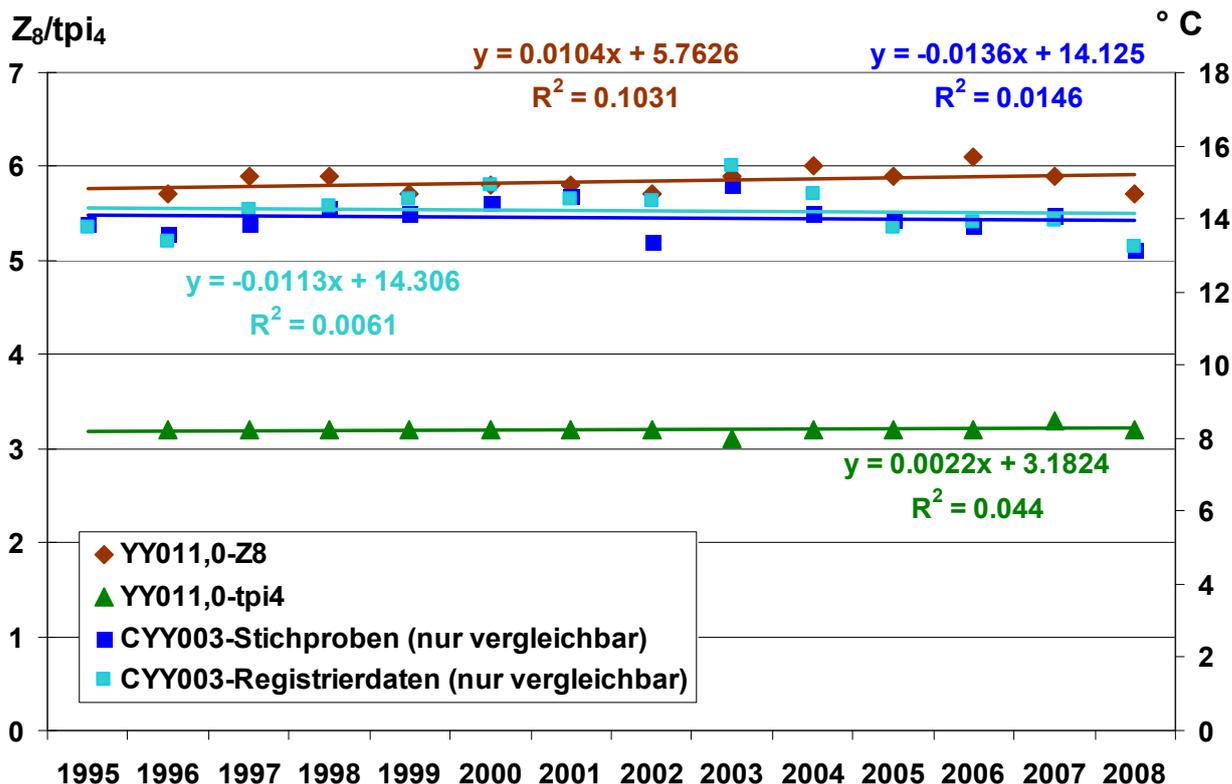


Abbildung 4.50: Vergleich der Trends der Wassertemperatur (Jahresmittel Stichproben, dunkelblaue Linie und Registrierdaten, hellblaue Linie) mit dem Trend vom Zonierungsindex  $Z_8$  (braune Linie) und dem des temperature preference index  $tpi_4$  (grüne Linie) am Neckar in Mannheim Seckenheim. Stichproben und Registrierproben: M-K Signifikanz = n. s.,  $tpi_4$  M-K Signifikanz = 95 % (beste von 30 UP), Zonierungsindex  $Z_8$  (nicht dargestellt): M-K S = n. s., Spearman Rang  $tpi_4$  mit Registrierdaten 0.35; Spearman Rang  $tpi_4$  mit Stichproben 0.43. Spearman Rang  $Z_8$  mit Registrierdaten = - 0.119, Spearman Rang  $Z_8$  mit Stichproben = 0,003.

Wie schon zuvor dargestellt, sind die Änderungen der Wassertemperaturen nicht zwingend durch Änderungen der Lufttemperatur aufgrund klimatischer Verschiebungen zu erklären (vgl. Tab. 4.8). Zumindest in der bisher darstellbaren Größenordnung der Veränderung sind die Änderungen der Wassertemperatur offenbar nicht der ausschlaggebende, alles andere überprägende Faktor für Veränderungen der biologischen Struktur im Gewässer.

Tabelle 4.8: Spearman'sche Rangkorrelationskoeffizienten ermittelt zur Prüfung der Zusammenhänge zwischen den Trends zwischen der Wassertemperaturentwicklung und dem Zonierungsindex  $Z_8$  und dem temperature preference index  $tpi_4$ . Stärker angefärbt sind etwas stärkere positive Korrelationen (dunkleres grün, > 0,3) und negative Korrelationen (dunkleres gelb, < -0,3).

TBM Messtelle versus	AR028	BR009	JA903		KO905		LR008QQ101		QQ104		SN022	XX361	YY011		YY153,7		YY501	YY904
Stichproben/Registrierdaten	CAR028-Stich	CBR009-Stich	CJA903-Stich	CJA901-Registrier	CKO905-Stich	CKO907-Registrier	CLR008-Stich, vergleichbar	CQQ101-Stich	CQQ105-Stich, vergleichbar	CQQ105-Registrier, vergleichbar	CSN021-Stich, vergleichbar	CXX359-Registrier	CYY003-Stich, vergleichbar	CYY003-Registrier, vergleichbar	CYY165-Stich, vergleichbar	CYY165-Registrier, vergleichbar	CYZ501-Stich	CYY208-Registrier, vergleichbar
<b>Z8</b>																		
Korrelationskoeffizient	0.330	0.417	-0.165	-0.041	-0.475	-0.335	-0.340	0.129	0.003	-0.119	0.508	0.121	0.307	0.138	0.113	-0.061	-0.191	-0.095
gültige Fälle	13	14	13	13	13	13	13	14	14	14	13	13	13	13	13	13	13	13
einseitige Signifikanz	0.135	0.069	0.295	0.447	0.050	0.131	0.128	0.330	0.495	0.343	0.038	0.347	0.154	0.327	0.357	0.422	0.266	0.379
<b>tpi4</b>																		
Korrelationskoeffizient	-0.154	0.173	-0.162	0.000	0.312	0.445	-0.089	-0.184	0.435	0.347	0.392	0.623	-0.314	-0.419	0.655	0.568	-0.334	0.137
gültige Fälle	13	14	13	13	13	13	13	14	14	14	13	13	13	13	13	13	13	13
einseitige Signifikanz	0.307	0.277	0.298	0.500	0.150	0.064	0.386	0.265	0.060	0.112	0.092	0.011	0.148	0.077	0.008	0.021	0.133	0.328
<b>Wassertemperatur</b>																		
$\Delta T$ 20 Jahre	0.482	1.868	0.248	0.142	0.698	0.466	-1.37	-1.47	-0.09	-0.38	0.972	0.526	-1.04	-0.85	-0.08	-0.41	0.418	0.048

Die Analyse weiterer physikalisch chemischer Parameter kann Aufschluss über bedeutendere Wirkzusammenhänge liefern. Ganz wesentlich wird auch die Einbeziehung des noch nicht bearbeiteten Probenmaterials aus den beiden vergleichsweise kühlen Jahren 2009 und 2010 sein, um den Einfluss der Temperatur deutlicher herauszuarbeiten. Entwicklungen in Richtung Potamalisierung und ansteigenden Temperaturpräferenzen des biologischen Befundbildes sollten spätestens mit dem beobachteten Rückgang der Jahresmitteltemperaturen der Luft (Auswirkung auf die Imaginalphase der Wasserinsekten am Land) wieder rückläufig sein.

#### 4.3 BEWERTUNGEN DER GEWÄSSERBESCHAFFENHEIT

Bis zur Aufstellung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL 2000) wurde die Gewässerbeschaffenheit biologisch-ökologisch, zuletzt nach dem siebenstufigen System der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, unter Verwendung des Saprobienystems nach DIN 38410-1 (2004) bewertet. Die letzte Gewässergütekarte Baden-Württemberg (LfU 2004) wurde wegen der Vergleichbarkeit mit älteren Karten noch nach dem bis dahin geltenden alten DIN-Verfahren (DIN 38410 1990) aufgestellt. Den nächsten Gewässergütekarten werden dann bereits die Verfahren zur Berechnung der Ökologischen Qualität nach EG-WRRL zugrunde liegen. Die Ergebnisse des Trendbiomonitorings wurden zum Vergleich mit beiden Verfahren ausgewertet.

##### 4.3.1 BEWERTUNG DER KLASSISCHEN GEWÄSSERGÜTE

In [Abb. 4.51](#) ist der dieser Bewertung zugrunde liegende Saprobienindex im Mittel der 30 Dauerbeobachtungsstellen vor dem Hintergrund der Güteklassenfarben dargestellt. Die Änderung über die Beobachtungsperiode ist marginal, die tendenziell leichte Verschlechterung liegt im Bereich von 3 Hundertstel, d. h. in der 2. Stelle hinter dem Komma des Saprobienindex. Die Tendenz ist die gleiche, wie in [Kapitel 4.2.5](#) beschrieben. Die dort aufgrund der Artenbestandsänderungen indizierte Verschlechterung der saprobiellen Situation gemittelt über alle 30 Dauerbeobachtungsstellen, und insbesondere an den nicht von Neozoa betroffenen Probestellen, ist hier allerdings noch schwächer erkennbar, besonders, wenn Rhein und Neckar unberücksichtigt bleiben (Änderung dort nur in der 3. Stelle hinter dem Komma). Die beobachtete Veränderung kann allerdings auch mit der Veränderung des Anteils Bacharten zugunsten der Flußarten zusammenhängen (vgl. [Kap. 4.2.7](#)). Letztere sind in der Regel mit einem höheren („schlechteren“) Indikationswert im Saprobienystem vertreten.

German Saprobic Index (DIN 38410, 2004)

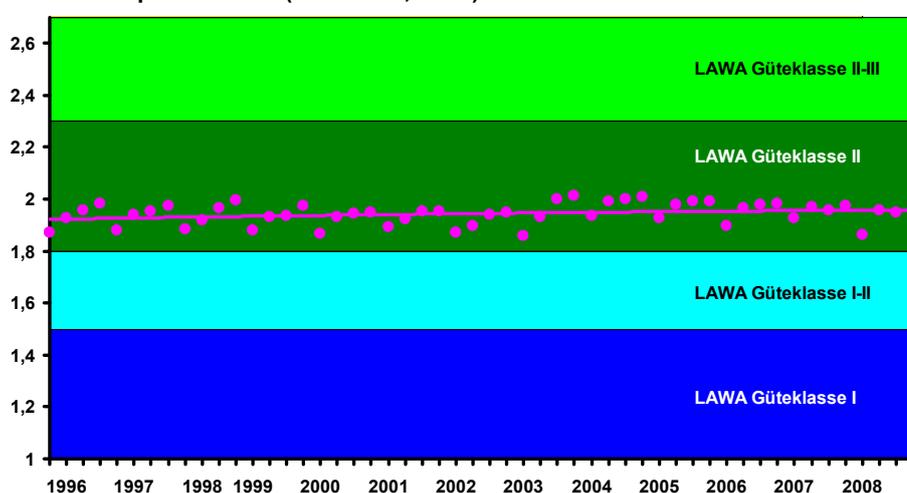
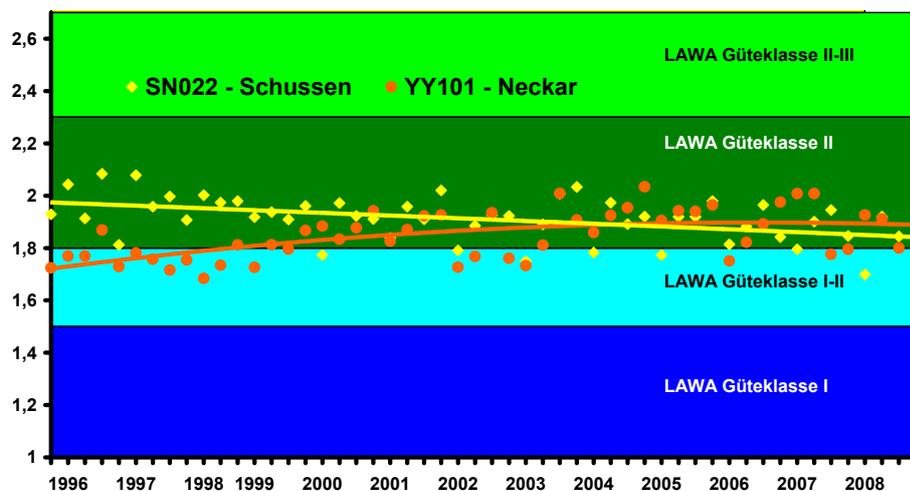


Abbildung 4.51: Über 30 Dauerbeobachtungsstellen gemittelter Saprobienindex für den Zeitraum 1996 – 2008, dargestellt vor der Güteskala nach LAWA 1976, berechnet mit ASTERICS – Gewässertyp referenziert.

Insgesamt betrachtet ist der Durchschnittswert sämtlicher Dauerbeobachtungsstellen in der besseren Hälfte der Güteklasse II angesiedelt, entspricht also über den gesamten Untersuchungszeitraum den Vorgaben der Vorauswahl der Probestellen.

Werden die Probestellen im Einzelnen betrachtet, sind auch gegensätzliche Entwicklungen zu sehen. In [Abb. 4.52](#) sind die Ergebnisse für die in Fließrichtung oberste Stelle am Neckar (unterhalb Schweningen, YY101) und an der Schussen (bei Oberbaumgarten, SN022) aufgezeigt. Am Neckar wird eine Verschlechterung der mittleren Belastungssituation von LAWA Güteklasse I-II hin zu Güteklasse II ausgewiesen, wogegen die Schussen sich in den zurückliegenden 13 Jahren positiv in Richtung Güteklasse I-II entwickelt, diese aber im Durchschnitt noch nicht erreicht hat.

**German Saprobic Index (DIN 38410, 2004)**



**Abbildung 4.52:** Positive (Schussen) und negative (Neckar) Entwicklung des Saprobienindex für den Zeitraum 1996 – 2008, dargestellt vor der Güteskala nach LAWA 1976, berechnet mit ASTERICS – Gewässertyp referenziert.

#### 4.3.2 BEWERTUNG DER ÖKOLOGISCHEN QUALITÄT GEMÄß EG-WASSERRAHMENRICHTLINIE (EG-WRRL)

Die Auswertung und Bewertung der Befunde aus dem Trendbiomonitoring erfolgte auch nach den Methodenhandreichungen der LAWA, speziell mit Hilfe des Auswerteprogrammes ASTERICS 3.1.1, einschließlich PERLODES (Deutsches Bewertungssystem auf Grundlage des Makrozoobenthos). Die Klassifikation des Gesamtergebnis ‚Ökologische Zustandsklasse Makrozoobenthos‘ gemäß EG-WRRL wird bestimmt durch die schlechteste Einstufung der drei Module Saprobie, Versauerung und Allgemeine Degradation. Die Einzelmodule können Aufschluss über den wirkenden Stressor geben.

Nach dem Software-Handbuch für ASTERICS 3.1.1 (Mai 2008) wird für die Verwendung dieser Auswertesoftware empfohlen, „das Programm nur mit Taxalisten zu verwenden, die mit den im methodischen Handbuch Fließgewässerbewertung (MEIER et al. 2006) oder den bei AQEM CONSORTIUM (2002) geschilderten Besammlungsmethoden erhoben wurden. Bei der Verwendung von Taxalisten, die mit anderen Besammlungsmethoden erhoben wurden, sind die Ergebnisse mit Vorsicht zu interpretieren.“ Als Sammelmethode wird ein Multihabitat-Sampling mit 20 auf die Substratverteilung bezogenen quantitativ auszuwertenden Proben der Flächengröße 25 X 25 cm, nebst einer Probe gleicher Größe für Resthabitate mit weniger als 5 % Flächenanteil, bevorzugt, d. h. es ist insgesamt eine Fläche von 1,31 m<sup>2</sup> zu beproben. Dagegen liegt dem Trendbiomonitoring die Zeitsammel-Methode zugrunde (90 Minuten Sammel- und Probenauslese-Aktivität, aquatischer Teil, auf 100 bis 200 m Gewässerabschnittslänge).

Die Methode Trendbiomonitoring wurde aus gutem Grunde angewendet, sie schnitt hinsichtlich des gesetzten Zieles, der möglichst umfassenden Erfassung von Artenbestand und Artenverteilung, am besten ab (siehe Kap. 3.8). Untersuchungen im Rahmen des LAWA-Praxistests haben gezeigt, dass Unterschiede in der ökologischen Bewertung zwischen den verschiedenen Aufsammlungsmethoden vergleichsweise gering sind; bei der Bewertung der Saprobie vernachlässigbar, bei der Allgemeinen Degradation vorhanden aber nicht dramatisch (MARTEN 2006). Praktisch keinen relevanten Einfluss schien die Häufigkeitsangabe bei der Verrechnung des biologischen Befundes zu haben. Lediglich bei der Ausweisung der Klasse für die Allgemeine Degradation kam es in 4 von 15 Fällen zu einer höheren (schlechteren) Einstufung bei Berücksichtigung von Individuenzahlen gegenüber der Berücksichtigung nur der Präsenz der Taxa. Laut methodischem Handbuch Fließgewässerbewertung "sollen Abundanzen der vorgefundenen Taxa als Individuen/m<sup>2</sup> eingegeben werden. Die Verrechnung von Häufigkeitsklassen führt zu wissenschaftlich nicht fundierten, bzw. nicht nachvollziehbaren Ergebnissen" (MEIER et al. 2006). Dies konnte mit den Befunden des LAWA-Praxistests in Baden-Württemberg nicht nachvollzogen werden. Weitaus bedeutender war die verhältnismäßig große, d. h. von den 5 Untersuchungsverfahren im Schnitt sogar die größte Abweichung der Bewertung auf Basis der AQEM-Erfassung von der Voreinstufung der Probestellen (Zielvorgabe) durch das Land Baden-Württemberg (MARTEN 2006).

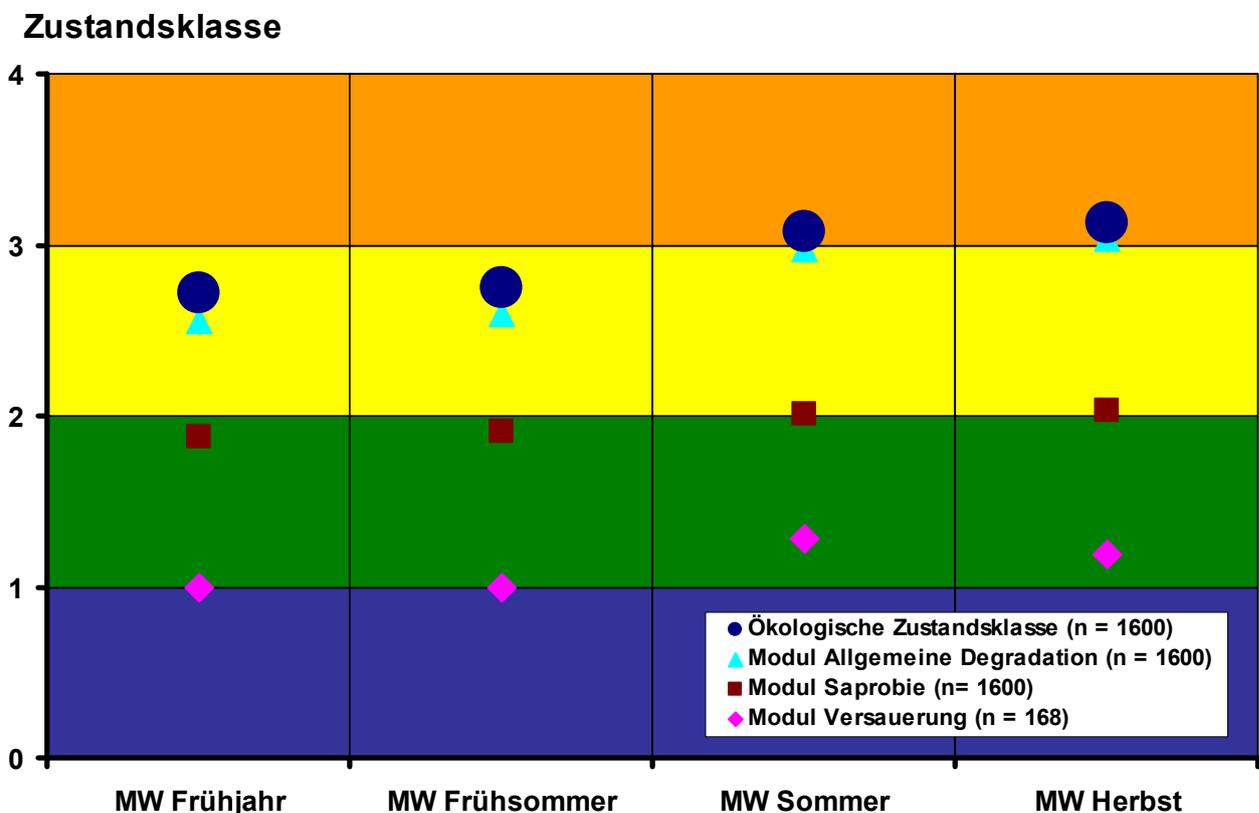
Um vor einem größeren Datenhintergrund abschätzen zu können, welchen Einfluss die Häufigkeitsangabe je Art und damit die Häufigkeitswichtung einzelner Arten auf das Bewertungsergebnis hat, wurden die Befunde aus dem Trendbiomonitoring nach verschiedenen Gesichtspunkten mit ASTERICS 3.11 vergleichend durchgerechnet. Für sämtliche bisher vorliegenden Ergebnisse des Trendbiomonitorings, d. h. von 2886 Proben, wurden Berechnungen mit den im Freiland gesammelten Individuenzahlen, den häufigkeitsklassierten Bestandsabschätzungen (Häufigkeitsklassen 1-7: 1 = 1, 2 = 2-20, 3 = 21-40, 4 = 41-80, 5 = 81-160, 6 = 161-320, 7 = > 320 Individuen) und den bloßen Präsenzdaten der Artengemeinschaft (Häufigkeit sämtlicher Arten = 1 gesetzt) durchgeführt (Tab. 4.9).

**Tabelle 4.9:** Prozentangaben für den Wechsel der Bewertungsklasse im Falle der Veränderung der Eingangsdaten für ASTERICS 3.11 von Individuenzahlen auf Häufigkeitsklassen und von Individuenzahlen auf Art-Präsenz.

	Probenzahl	Bewertungsänderung bei Reduktion auf Häufigkeitsklassen (in %)	Bewertungsänderung bei Reduktion auf Art-Präsenz (in %)
<b>Ökologische Zustandsklasse</b>	<b>2886</b>	<b>9,7</b>	<b>17,3</b>
<b>Modul Saprobie</b>	<b>2886</b>	<b>3,5</b>	<b>5,9</b>
<b>Modul Allgemeine Degradation</b>	<b>2886</b>	<b>10,8</b>	<b>21,2</b>
<b>Modul Versauerung</b>	<b>368</b>	<b>9,2</b>	<b>26,9</b>

Veränderungen der häufigkeitsbezogenen Eingangsgrößen für die Berechnung mit ASTERICS führen im Falle der Reduktion auf Häufigkeitsklassen bei der zusammenfassenden „Ökologischen Zustandsklasse“ in rund 10 % der Fälle zu einer anderen Einstufung (Wechsel immer nur um eine Klasse). Selbst bei Weglassen jeglicher Häufigkeitswichtung der einzelnen Arten durch Reduktion alle Individuenzahlen auf „1“ verändert sich die Klasseneinstufung „nur“ in 17,3 % der Fälle (Tab. 4.9). D. h. würde man sich die zeitaufwendige Häufigkeitsbestimmung der Arten im Freiland und ergänzend in der Laborprobe sparen, käme man noch in mehr als 80 % der Fälle zur gleichen (richtigen?) Bewertungs-Einstufung. Die Module sind unterschiedlich empfindlich auf die Veränderung der Häufigkeitswichtung. Am unempfindlichsten ist das Modul „Saprobie“, egal, mit welcher Häufigkeitsangabe die Arten in die Berechnung eingehen, ergibt sich in knapp 95 % der Fälle immer das gleiche Ergebnis. Dieses Ergebnis deckt sich mit den im LAWA-Praxistest erzielten Erkenntnissen (MARTEN 2006).

Um die Auswirkung der Veränderung der Häufigkeits-Eingangsgröße bewerten zu können, ist ein Blick auf die Streuung der Bewertungsbefunde in der Zeitreihe erforderlich. Die Veränderung der Bewertungsklasse von Probenahmetermin zu Probenahmetermin bei 4 saisonalen Proben pro Jahr liegt im Schnitt bei einem Drittel aller verglichenen Fälle vor (Wechsel in Prozent „Ökologische Zustandsklasse“: 33,4 %, vgl. [Tab. 4.9](#)). Nun ist eine gewisse Saisonalität der Bewertungen schon aufgrund der herangezogenen Indikatoren zu erwarten. Dies wird bei der Methodenvorgabe nach WRRL insofern auch generell berücksichtigt, als vorgesehen ist, zu bestimmten Jahreszeiten zu beproben (Bäche mit Einzugsgebiet bis 100 km<sup>2</sup> von Februar bis April, Flüsse mit EZG > 100 km<sup>2</sup> von Mai bis Juli), um für verschiedene Gewässer vergleichbare Bewertungen zu erhalten. Saisonale Bewertungsunterschiede ergeben sich auch aus den Befunden des Trendbiomonitorings. Im Durchschnitt fallen die Bewertungen der Untersuchungen im Sommer und Herbst bei allen Einzelmodulen und der Gesamtbewertung „Ökologische Zustandsklasse“ um 0,2 bis 0,4 Klasseneinheiten schlechter aus. Die saprobielle Indikation (Modul Saprobie) ist noch am wenigsten von der Saisonalität betroffen ([Abb. 4.53](#)).



**Abbildung 4.53:** Mittlere Bewertung der Ökologischen Zustandsklasse, der Saprobie, der Allgemeinen Degradation und der Versauerung im Spiegel der Jahreszeiten. Mittelwerte aus 30 Dauerbeobachtungsstellen des Trendbiomonitoring 1995 -2008.

Die Auswirkungen der Saisonalität auf das Bewertungsergebnis können ausgeschlossen werden, wenn nur die Bewertungen einzelner Probestellen von Untersuchungen entsprechender Jahreszeiten in der Zeitreihe miteinander verglichen werden. Die Werte des auf diese Art und Weise saisonbereinigten Bewertungswechsels sind allerdings nur um wenige Prozentpunkte geringer ([Tab. 4.10](#)). D. h. unbehelligt des Einflusses der Jahreszeit findet von Jahr zu Jahr in gut einem Viertel der Fälle (28,4 %) ein Bewertungswechsel statt, der nur mit dem zufälligen Stichprobenfehler bei der Probenahme und oder der zeitlichen Heterogenität der Untersuchungsobjekte, unabhängig von der Jahreszeit erklärt, werden kann. In jedem Falle sind die Schwankungen in der Zeitachse von Untersuchungstermin zu Untersuchungstermin, ob nun saisonbereinigt

oder nicht, deutlich größer als die Auswirkungen methodischer Unterschiede bei Probenahme und Abundanzberücksichtigung.

Tabelle 4.10: Prozentangaben für den Wechsel der Bewertungsklasse von Probenahmetermin zu Probenahmetermin bei 4 saisonalen Proben pro Jahr und saisonbereinigter Prozentsatz des Bewertungswechsels jeweils bezogen auf das Probenkollektiv (Probenzahl). Bei der letzten Spalte sind demnach nur Bewertungen von Untersuchungsterminen einer Jahreszeit miteinander verglichen worden.

	<b>Probenzahl</b>	<b>Wechsel (%)</b>	<b>Wechsel saisonbereinigt (%)</b>
<b>Ökologische Zustandsklasse</b>	<b>1600</b>	<b>33,4</b>	<b>28,4</b>
<b>Modul Saprobie</b>	<b>1600</b>	<b>13,4</b>	<b>10,3</b>
<b>Modul Allgemeine Degradation</b>	<b>1600</b>	<b>37,4</b>	<b>32,2</b>
<b>Modul Versauerung</b>	<b>168</b>	<b>17,6</b>	<b>9,6</b>

Trotz der erheblichen zufälligen Fluktuation der Bewertungsergebnisse werden nachfolgend die Bewertungen der 30 Dauerbeobachtungsstellen über die Untersuchungsperiode dargestellt, um Veränderungen der ökologischen Einstufung nach den Methoden der WRRL im längerfristigen Trend aufzuspüren. Es werden im nachfolgenden Kapitel auch Vorschläge unterbreitet, wie der Stichprobenfehler ausgeglichen werden kann.

Der Darstellung der Bewertungsergebnisse der drei Module Saprobie, Versauerung und Allgemeine Degradation folgt die Gesamtbewertung als Ökologische Zustandsklasse. Alle Probestellen am Rhein und der Neckar bei Mannheim Seckenheim (YY011) werden offiziell dem Gewässertyp 10, kiesgeprägte Ströme, zugeordnet. Für die Bewertung dieses Gewässertyps ist ein gesondertes Verfahren, der sogenannte Potamon Typie Index (PTI) vorgesehen (SCHÖLL et al. 2005), das auch in ASTERICS 3.11 implementiert ist.

Die höheren Anforderungen des PTI hinsichtlich der statistischen Absicherung der Befunde einer Probestelle werden durch separate Aufnahme der Ergebnisse von mindestens  $8 \frac{1}{8} \text{ m}^2$  großen Teilproben bei einer Probenahme erfüllt. Die Gesamtprobengröße (und damit die zu erzielende Artenzahl) des untersuchten Gewässerabschnittes ist damit kleiner als jene durch die Methode Trendbiomonitoring erhaltene. Es kann aber die Gleichverteilung innerhalb der Parallelproben als sogenanntes Homogenitätskriterium geprüft und damit entschieden werden, ob die Proben überhaupt für eine weitere Auswertung geeignet sind. Dies ist weder bei den Sammelproben aus dem Trendbiomonitoring, noch bei den Proben nach „Methode WRRL“ (AQEM CONSORTIUM 2002, MEIER et al. 2006) für die einzelne Probe möglich. Eine Berechnung des PTI mit einzelnen Sammelproben ist nach Methodenvorgabe von SCHÖLL et al. (2005) daher streng genommen nicht zulässig, wurde aber zur Auswertung dieser Sammelproben in ASTERICS möglich gemacht.

Um den statistischen Anforderungen des PTI-Verfahrens zu genügen, wurden zur Auswertung der Trendbiomonitoring-Befunde 8 Sammelproben zweier aufeinanderfolgender Jahre als Teilproben deklariert. Es ergibt sich dadurch nur eine Bewertung für jede Zwei-Jahresperiode und die Ergebnisse sind aufgrund des dann großen Datenumfanges der in die Berechnung eingeht, nicht unmittelbar mit den Bewertungen, errechnet für nur eine Sammelprobe, vergleichbar. Allein das Artenspektrum wird durch Zusammenfassen der Ergebnisse von 8 Beprobungen über 2 Jahre auf mindestens das Doppelte von jenem einer einzelnen Sammelprobe gehoben (vgl. Kap. 4.2.1). Dadurch kann insbesondere für die Allgemeine Degradation wegen der hier eingehenden Diversität abhängigen Kenngrößen ein besseres Bewertungsergebnis erzielt werden, als sich für den Gewässerabschnitt bei Berücksichtigung nur eines Termines ergibt. Die so ermittelte saprobiologische Belastung sämtlicher Probestellen am Rhein und die des Neckars bei Mannheim Seckenheim (Tab. 4.11) entspricht der für die Gewässergütekarte 2004 ausgewiesenen Güteklasse und mit einer

Ausnahme auch dem Überwachungsergebnis zur Wasserrahmenrichtlinie MZB Modul Saprobie (2006/2007). Lediglich die Probestelle XX272, Restrhein bei Ottenheim, wird von den wasserwirtschaftlichen Kontrolluntersuchungen mit Klasse 3, mäßig/gelb ausgewiesen.

Tabelle 4.11: Bewertung der Saprobie von Hoch- und Oberrhein und dem Neckar bei Mannheim Seckenheim (YY011) ausgewertet mit ASTERICS 3.11 und Zuordnung der Probestellen zu Gewässertyp 10.

Probestelle	1996	1998	2000	2002	2004	2006	2008
XX035	2	2	2	2	2	2	2
XX102	2	2	2	2	2	2	2
XX198	2	2	2	2	2	2	2
XX174	2	2	2	2	2	2	2
XX272	2	2	2	2	2	2	2
XX318	2	2	2	2	2	2	2
XX361	2	2	2	2	2	2	2
XX435	2	2	2	2	2	2	2
YY0110	2	2	2	2	2	2	2

Die Auswertung der Allgemeinen Degradation ergibt zumindest in den letzten Jahren an beiden Hochrhein-Probestellen (XX035, XX102) eine gute Einstufung, wogegen sämtliche Probestellen am Oberrhein (XX174 ff.) nur als mäßig bewertet werden (Tab. 4.12). Hierfür liegen bisher keine Vergleichswerte aus anderen Messnetzen vor.

Tabelle 4.12: Bewertung der Allgemeinen Degradation von Hoch- und Oberrhein und dem Neckar bei Mannheim Seckenheim (YY011) ausgewertet mit ASTERICS 3.11 und Zuordnung der Probestellen zu Gewässertyp 10. Schraffierte Felder: Berechnungen erfüllen die von ASTERICS gesetzten Signifikanzanforderungen nicht.

Probestelle	1996	1998	2000	2002	2004	2006	2008
XX035	3	2	2	2	2	2	2
XX102	2	2	2	2	2	2	2
XX174	3	3	3	3	3	3	3
XX198	2	3	2	3	3	3	2
XX272	3	3	3	3	3	3	3
XX318	3	3	3	3	3	3	3
XX361	2	2	3	3	3	3	3
XX435	3	3	3	3	3	3	3
YY011	3	3	3	3	3	3	3

Um auch in der Ergebnisdarstellung in Bezug zu den übrigen Probestellen hinsichtlich der Dichte der Untersuchungen die Gewässer des Typs 10, 'kiesgeprägte Ströme', vergleichbar zu halten, wurde die weitere Auswertung, abweichend von den mit einzelnen Sammelproben nicht erfüllbaren methodischen Vorgaben, modifiziert. Die Daten der oben dargestellten Probestellen wurden dem Gewässertyp 9.2, 'Große Flüsse des Mittelgebirges', zugeordnet und somit die automatische Bewertung durch ASTERICS anhand des Potamon Typie Index Verfahrens umgangen. Die Ergebnisse dieser modifizierten Berechnung sind zusammen mit den Ergebnissen der übrigen Probestellen der 30 Dauerbeobachtungsstellen in den Tabellen 4.13 (Saprobie), 4.14 (Allgemeine Degradation), 4.16 (Versauerung) und 4.17 (Ökologische Zustandsklasse) mit den Qualitätsklassenwerten und den zugeordneten Gütefarben dargestellt. Nur für die Allgemeine Degradation wurde zum Vergleich auch der Auswirkungen der unterschiedlichen Einstufung der Neozoa in den beiden ASTERICS zugrunde liegenden Verfahren (Multimetrischer Index für Gewässertyp 9.2 und Potamon Typie Index für Gewässertyp 10) zusätzlich eine Berechnung der acht Rhein-Probestellen und einer Neckarprobestelle nach der für diese Probestellen amtlich vorgesehenen Einstufung in Gewässertyp 10 vorgenommen (Tab. 4.15).

Die saprobiologische Qualitätseinstufung (Tab. 4.13) weist die meisten Dauerbeobachtungsstellen im langjährigen Trend in Qualitätsklasse 2 / gut oder besser aus, d. h. bezogen auf dieses Bewertungsmodul ist das



außerordentlich hoch. Anders als bei der Bewertung mit dem Modul Saprobie unterscheiden sich die Bewertungen von Probenahmetermin zu Probenahmetermin mitunter sogar um zwei Bewertungsklassen.

Tabelle 4.14: Einstufung der Untersuchungsbefunde der 30 Dauerbeobachtungsstellen Trendbiomonitoring in die Qualitätsklassen der Allgemeinen Degradation gemäß EG-WRRL ermittelt mit ASTERICS 3.11. Alle Rheinprobestellen und eine Neckarprobestelle abweichend als Gewässertyp 9.2 berücksichtigt, vgl. Text. Schraffierte Felder: Berechnungen erfüllen die von ASTERICS gesetzten Signifikanzanforderungen nicht.

	Jahr/ PS	1995	1995	1995	1996	1996	1996	1997	1997	1998	1998	1998	1998	1999	1999	1999	2000	2000	2000	2000	2001	2001	2001	2001	2002	2002	2002	2002	2003	2003	2003	2004	2004	2004	2005	2005	2005	2006	2006	2006	2007	2007	2007	2008	2008	2008						
Quell- und Nebenflüsse	AL005		2	2	3	3	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2					
	AL025					4	4	4	4	3	3	4	4	3	3	3	4	4	3	3	4	4	3	4	3	3	2	3	3	3	2	3	4	4	3	3	4	4	2	3	4	4	3	4	4	4	3	4	3			
	AR028					1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
	JA502		1	2	2	2	2	2	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2		
	JA903					2	3	3	2	2	3	1	2	3	3	1	3	2	2	3	3	3	2	3	3	2	2	2	2	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2			
	KO905					5	3	4	4	3	4	3	3	2	3	4	3	2	3	3	3	3	2	3	3	2	2	2	2	3	4	4	3	3	4	4	3	3	3	3	2	2	3	3	2	2	2	3	3			
	LR008					1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
	SN022					2	3	3	3	3	3	2	2	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2		
	BR001		2	1	2	2	1	2	1	1	2	2	1	1	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2		
	BR009		3	3	5	4	3	4	4	3	3	4	4	3	3	4	4	3	3	4	4	5	3	4	4	2	3	4	3	4	3	5	5	3	5	6	4	4	4	4	2	4	6	4	4	4	4	4	3	3	5	
	QQ002		1	1	1	2	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
	QQ011		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	Donau	QQ101		2	2	3	3	2	2	3	4	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	
QQ104			3	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2		
QQ304			2	1	3	2	2	2	2	2	1	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2		
QQ701			1	1	3	1	1	2	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
XX035		Typ 9.2	4	3	3	4	4	3	2	4	3	4	4	3	3	4	2	3	3	3	2	3	3	2	2	3	2	2	3	4	3	3	3	3	4	3	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Rhein	XX102	Typ 9.2	1	2	2	1	1	2	1	2	2	1	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2		
	XX174	Typ 9.2	2	2	3	3	3	3	3	4	3	3	4	2	3	3	3	3	3	4	4	3	3	4	4	3	3	3	4	4	3	3	4	4	3	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	
	XX198	Typ 9.2	2	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	2	4	4	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	4	4	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
	XX272	Typ 9.2	4	4	4	4	5	5	5	5	4	4	5	5	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	
	XX318	Typ 9.2	5	4	4	5	5	5	5	5	5	5	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5		
	XX361	Typ 9.2	5	4	4	5	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4		
	XX435	Typ 9.2	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5			
	Neckar	YY101		3	3	3	2	2	3	2	2	3	3	2	3	3	3	3	2	2	3	2	2	3	2	2	2	2	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	
YY501			1	2	2	2	2	2	2	1	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2		
YY904			4	3	4	4	3	4	4	1	2	3	3	2	1	2	4	1	2	3	2	2	3	3	1	3	1	2	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	
YY153			5	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	
YY106			5	4	4	5	5	4	5	5	5	5	5	4	4	4	4	5	5	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	
YY011		Typ 9.2	4	4	4	4	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4

Nach MEIER et al (2006) „spiegelt das Modul Allgemeine Degradation die Auswirkungen verschiedener Stressoren (Degradation der Gewässermorphologie, Nutzung im Einzugsgebiet, Pestizide, hormonäquivalente Stoffe) wider, wobei in den meisten Fällen die Beeinträchtigung der Gewässermorphologie den wichtigsten Stressor darstellt.“ Beeinträchtigungen der Gewässermorphologie haben in aller Regel einen sehr langfristigen Charakter, da sie durch bauliche, d. h. kurzfristig auftretende, dann aber beständige Änderungen zustande kommen, oder sich über eine schleichende langsam fortschreitende Flussentwicklung etablieren. An keiner der 30 Dauerbeobachtungsstellen ist es zu baulichen Veränderungen mit Einfluss auf die Gewässermorphologie im Untersuchungszeitraum gekommen. Der mehr oder weniger regelmäßig wiederkehrende Wechsel der Bewertungsklasse im Zeitverlauf, auch nach Ausschluss der Saisonalität spricht für andere, kurzfristig wechselnde Einflussfaktoren oder eine mangelnde Unempfindlichkeit des Bewertungssystems für Stichprobenfehler, d. h. Unterschiede, die durch die unzureichende Erfassung oder natürliche Abundanz-Fluktuationen des Faunenbestandes bei einzelnen Besammlungen zu Tage treten. Eine genaue Ursachenanalyse kann erst nach weiterer Prüfung des Auswertungsverfahrens, der abiotischen Randbedingungen und ggf. dem Hinweis aus dem chemischen Monitoring auf andere mögliche Einflussgrößen durchgeführt werden.

Auch primär biologische Ursachen kommen für einen Wechsel der Bewertungen in Frage. An den Bewertungsergebnissen von Rhein und Neckar, eingestuft in Gewässertyp 9.2, Große Flüsse des Mittelgebirges, fällt auf, dass vor allem die massiv von Neozoa beeinflussten unteren Probestellen an Rhein und Neckar mit größtenteils sehr schlechter Einstufung (Qualitätsklasse 5) ausgewiesen sind. Die Entwicklung am Restrhein bei Neuenburg (XX198) weist eine starke Verschlechterung in den Jahren 2001 und 2002 aus, die einhergeht mit der massiven Abundanzzunahme der Neozoa an dieser Probestelle, wie in [Abb. 4.17b](#), [Kap. 4.2.4](#) dargestellt. Das Bewertungssystem ist hinsichtlich des Moduls Allgemeine Degradation offensichtlich durch das Auftreten von Neozoa, die nicht alle zwangsläufig auf anthropogenen Einfluss zurück-

zuführen sind, beeinflussbar. Im Bewertungssystem eines für das Modul Allgemeine Degradation wesentlichen Index, dem Deutschen Faunaindex (DFI), werden Neozoa dann auch schlecht, d. h. als für unsere Gewässer untypisch eingestuft, wodurch die Abwertung von Rhein und Neckar bei Einstufung in Typ 9.2 zu erklären ist. Ob dies von den Entwicklern der Auswertesoftware ASTERICS so gewollt oder ein zufälliger Nebeneffekt ist, wie die Bewertung der Neozoa überhaupt, ist unter den Fachleuten umstritten. In den Anleitungen zu Programm und Methode ist zum Thema Neozoa nichts ausgeführt. Eine Möglichkeit zur separaten Bewertung der Neozoa sollte in jedem Falle Gegenstand der Weiterentwicklung des ASTERICS-Systems sein.

Die in Tab. 4.14 über die Allgemeine Degradation ausgewiesene durchschnittliche Verschlechterung der Qualitätssituation am Oberrhein bei Berücksichtigung des Gewässertyps 9.2 passt zur Aussage von SCHÖLL (Vortrag DGL Konstanz 2008, siehe auch SCHÖLL & KÖNIG 2009, dort aber unvollständig) über Untersuchungen der Bundeswasserstraßen durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde, der PTI wäre am Oberrhein von 1990 - 2007 durchschnittlich von 2,4 auf 3,7 gestiegen (= verschlechtert, Höchstwert des Verfahrens = 4). Bei den Berechnungen mit Einstufung der Rhein- und Neckarstellen in Gewässertyp 10 und PTI Berechnung durch ASTERICS, PTI für Zwei-Jahres-Abschnitte (Tab. 4.12), ist dies - wie beschrieben - nicht zu erkennen.

Werden die acht Typ 10 Rhein-Probestellen und die eine Typ 10 Neckar-Probestelle tatsächlich mit ihren einzelnen Sammelproben je Termin ausgewertet (Tab. 4.15), d. h. unter PTI statistischen Gesichtspunkten nach Ansicht des Autors formal nicht korrekt (vgl. S. 72) behandelt, so zeigt sich im direkten Vergleich mit Tab. 4.14, dass das PTI-Verfahren grundsätzlich unempfindlicher gegenüber dem Auftreten von Neozoa als das generelle für alle anderen Gewässertypen gültige Verfahren (Multimetrischer Index) des Moduls Allgemeine Degradation ist. Begründet liegt dies in einer unterschiedlichen Einstufung der Neozoa in den Indikatorlisten von PTI (sog. ECO-Werte) und Deutschem Faunaindex (DFI) als Hauptindex des Multimetrischen Index (MMI). Dagegen ist die Quote der nicht signifikanten Einstufungen (in Tab. 4.14 und 4.15 schraffiert) mit dem PTI geringer als mit dem MMI, da, wie auch im formal korrekten Fall mit 8 Teilproben, die Signifikanzanforderungen beim PTI höher sind: Nicht signifikant sind bei zugrunde legen des Typ 9.2 (Verfahren MMI) 7 von 416 Probenbewertungen (= 1,7 % n. s.) und bei Berücksichtigung des Typ 10 (Verfahren PTI) 51 von 416 Probenbewertungen (= 12,3 % n. s.).

Neozoa sollten weder im Deutschen Faunaindex (DFI) in ASTERICS noch im Potamon-Typie-Index-Verfahren (PTI) zwangsläufig als schlecht eingestuft werden, da die Arten durchaus Potamon typisch sein können. D. h. Neozoa sollten grundsätzlich aus ökologischer /gewässertypischer Sicht gewertet werden und nicht nur, weil Sie aus fremden Ländern kommen, ein beispielsweise morphologisch intaktes und gut besiedelbares Gewässer einfach schlecht bewerten. Wie hoch die "Überfremdung" ist, kann leicht separat und dann zielgenau zum Ausdruck gebracht werden (vgl. Kap. 4.2.4). Werden weiterhin zwei unterschiedlich bewertende Verfahren für Gewässertypen 9.2 und 10 zugrunde gelegt, wird es in der wasserwirtschaftlichen Praxis immer im Falle des Wechsels des Gewässertyps im Flusslängsverlauf von Typ 9.2 auf Typ 10 in Neozoa reichen Gewässern verfahrensbedingte Bewertungssprünge geben.





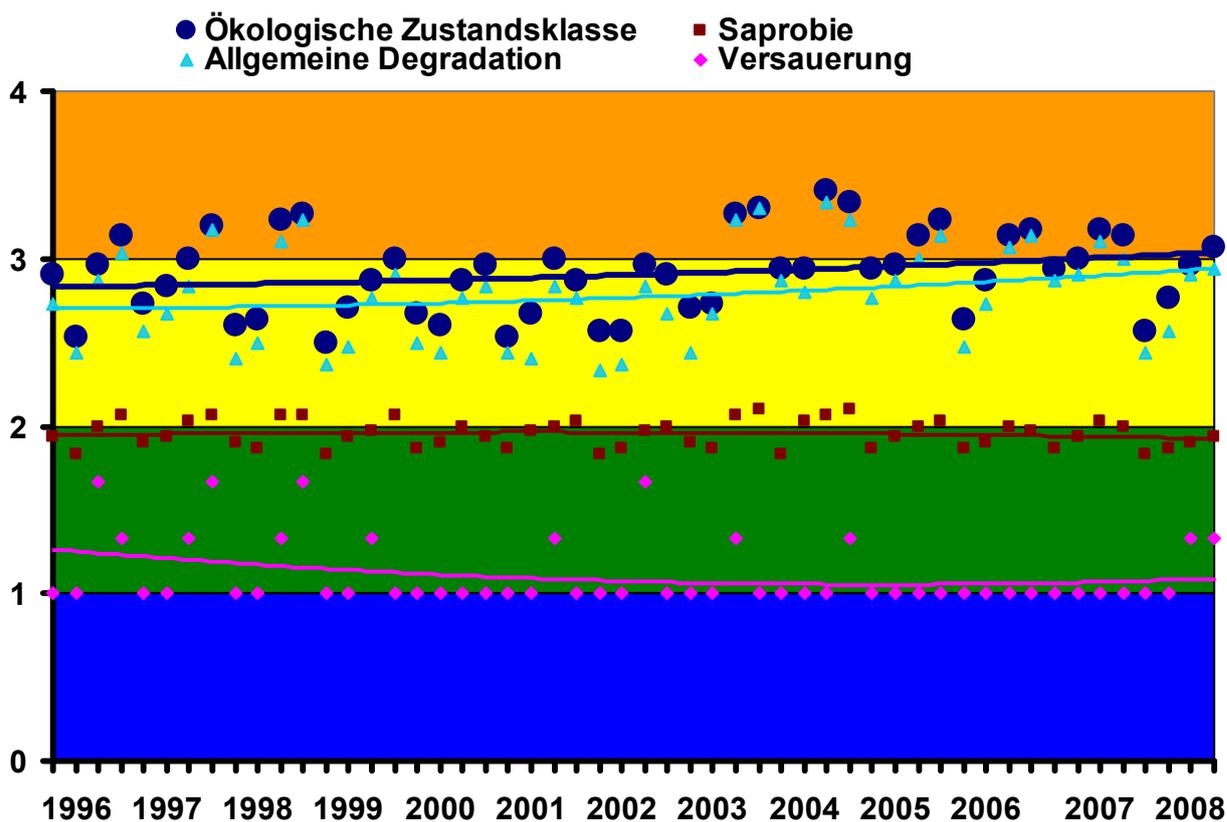


Abbildung 4.54: Über 30 Dauerbeobachtungsstellen gemittelte Ökologische Zustandsklasse und Bewertungsklassen für die Module Saprobie, Allgemeine Degradation und Versauerung für den Zeitraum 1996 – 2008, dargestellt vor der Güteskala nach EG WRRL 2000 (vier von fünf Klassen).

Insgesamt wird für das System der ökologischen Bewertung nach ASTERICS 3.1.1 einschließlich des deutschen Bewertungssystems PERLODES noch Entwicklungsbedarf gesehen. Bezüglich der Aussagekraft vor allem der sogenannten Allgemeinen Degradation im Hinblick auf den Ausweis der Störfaktoren ist eine stärkere Differenzierung erforderlich. Die alleinige Berücksichtigung des pessimalen Zustandes für die politisch/wasserwirtschaftlich wirksame Ausweisung der Ökologischen Zustandsklasse als abschließende Gesamtbewertung, ist vor dem Hintergrund der massiven Auswirkungen auch rein biologischer Einflüsse nicht zu empfehlen. Maßnahmenorientiert sind die Qualitätsbewertungen der Module für die Steuerung der Mittelflüsse relevant, so dass auf eine Zusammenfassung zu einer wenig aussagekräftigen „Ökologischen Zustandsklasse“ ganz verzichtet werden kann.

Mindestens ebenso bedeutsam ist auf dem jetzigen Stand der Auswerterroutine die Absicherung der Befunde durch mehrmalige Wiederholungsuntersuchungen. Eine Probe je Untersuchungsstelle alle drei Jahre, wie in der wasserwirtschaftlichen Praxis derzeit vorgesehen, reicht nicht, um eine hinreichend verlässliche Bewertung des Ökologischen Zustandes gemäß Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) vorzunehmen: der Stichprobenfehler ist dazu zu groß. Häufige Bewertungsunterschiede von bis zu 2 Klassen von Probenahmetermin zu Probenahmetermin oder von Jahr zu Jahr, ohne dass sich an den stofflichen oder sonstigen anthropogenen Einflüssen sichtlich etwas geändert hat, müssen abgefangen werden. Vor allem im Hinblick auf die wirtschaftlichen Konsequenzen für die erforderlichen Sanierungsmaßnahmen ist die aufgezeigte Unschärfe der Indikation zu hoch. Entsprechende Erfahrungen wurden auch schon früher am Beispiel der

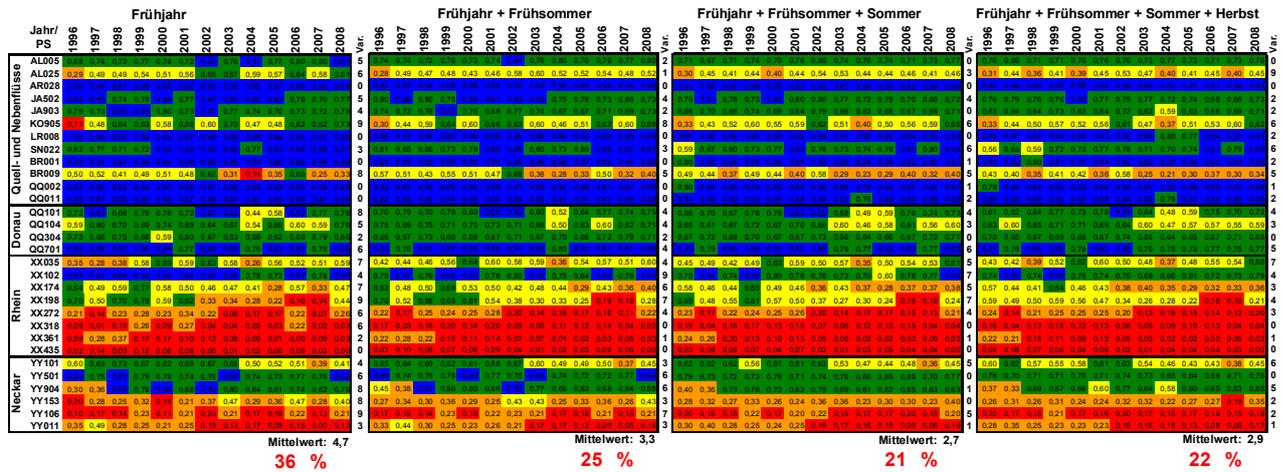
Donau und dem Saprobiensystem gemacht (MARTEN 1996a). Jüngst erschien eine Studie, die am Beispiel von Langzeituntersuchungen amerikanischer Fließgewässer und verschiedenen im intern+ationalen Rahmen verwendeten Indices zur biologischen Integrität, die erheblichen nicht nur Jahreszeit bedingten Schwankungen der Bewertungseinstufung ohne ursächliche Güteveränderung belegt (MAZOR et al. 2009). Nachfolgend wird aufgezeigt, wie mittels zweier Strategien eine Absicherung der Befunde durch Wiederholungsuntersuchungen erfolgen kann.

#### 4.3.3 WIE LÄSST SICH DAS BEWERTUNGSERGEBNIS ZUR ÖKOLOGISCHEN QUALITÄT OPTIMIEREN?

Die Bewertungsunsicherheit auf Basis eines Beprobungsergebnisses (d. h. einer einzigen Probe) abzufangen wird methodisch nicht möglich sein. Die diesbezüglich besonders anfällige Einstufung der Allgemeinen Degradation beruht auf einem multimetrischen Index, der aus biozönotischen Einzelindices zusammengesetzt ist (Diversitätsindices etc.). Diese Einzelindices sind stark abhängig vom jahreszeitlichen Aspekt und vom Erfassungserfolg der Indikatoren. Die einzelne Beprobung erbringt selbst bei intensiver Besammlung nach der Methode Trendbiomonitoring nur etwa 25 – 30 % des an der Probestelle vorkommenden Artenbestandes. Damit bleiben große Teile des Artenbestandes einer Probestelle bei nur einer Besammlung der biologischen Indikation verschlossen, können aber bei der nächsten Besammlung zum Tragen kommen und eine andere Bewertung indizieren. Viele Indices sind auch von der Dichte des Befundes abhängig (je mehr Arten desto besser), korrelieren im Ergebnis letztlich also auch mit der Untersuchungsintensität (vgl. auch Ausführungen zum PTI). Abhilfe können also letztlich nur Wiederholungsuntersuchungen, die den biologischen Befund stabilisieren, leisten. Die Anzahl der Wiederholungsuntersuchungen ist dabei aus Kostengründen so klein wie möglich zu halten.

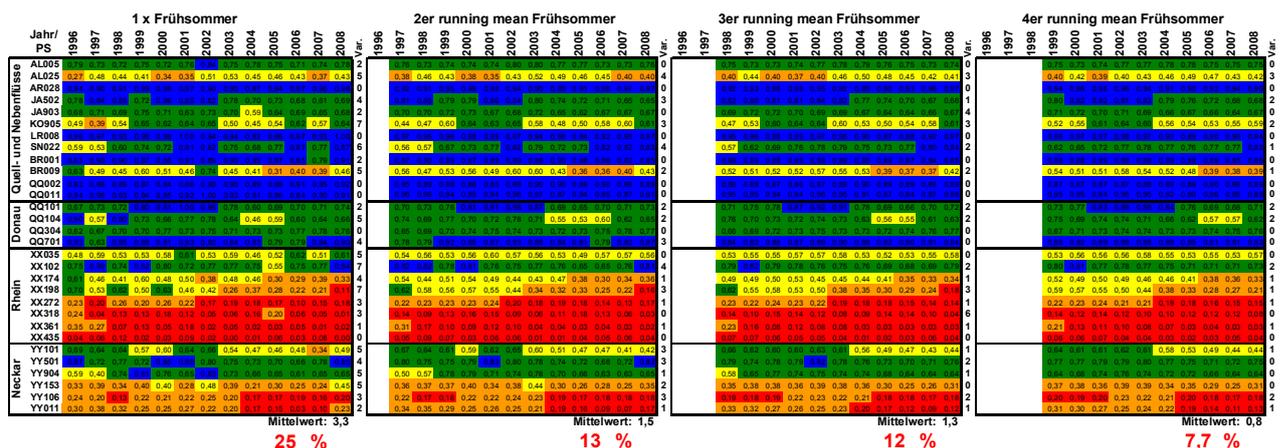
Eine Möglichkeit ist, den jahreszeitlichen Wechsel zusammen mit dem Stichprobenfehler zu berücksichtigen, und zwar durch Mitteln der der Bewertung zugrunde liegenden Score Indices über die Jahreszeiten und Neubewertung mit den gemittelten Score Indices. In Tab. 4.18 sind für die Bewertung der Allgemeinen Degradation die über 2 Jahreszeiten, über 3 Jahreszeiten und schließlich über 4 Jahreszeiten gemittelten Ergebnisse der 30 Dauerbeobachtungsstellen im Vergleich zur alleinigen Bewertung der Frühjahrstermine gegenübergestellt. In der Spalte "Var." hinter jedem Bewertungsblock ist die Anzahl der Bewertungswechsel für jede Probestelle innerhalb des Zeitverlaufs 1996 - 2008 aufgeführt, für die über die Probestellen der Mittelwert berechnet und unter dem jeweiligen Block aufgeführt ist. Bewertungssprünge von Termin zu Termin um 2 Klassen werden als 2 Bewertungswechsel gezählt. Der Mittelwert wird bezogen auf die maximale Anzahl einmaliger Bewertungswechsel über den Zeitraum in Prozent als rote Zahl unterhalb des jeweiligen Blockes ausgewiesen. Der mittlere Bewertungswechsel über die Untersuchungsperiode von 13 Jahren nimmt von 36 % bei alleiniger Berücksichtigung des Frühjahrstermines auf 25 % (Frühjahr- und Frühsommertermin) und 21 % (Frühjahr-, Frühsommer- und Sommertermin) ab. Durch Mitteln der Bewertung der ersten drei Untersuchungstermine eines Jahres entfallen auch alle völlig unplausiblen Sprünge über 2 Klassen von Messung zu Messung. Die Berücksichtigung des Herbsttermines bringt mit 22 % Wechsel keine weitere Verbesserung. Insgesamt bleiben aber selbst bei Berücksichtigung der Ergebnisse dreier jahreszeitlich folgender Termine noch erhebliche Schwankungen im Bewertungsbild über die Zeitachse. Nun ist es nicht zu erwarten, dass es keine Veränderungen der Bewertungseinstufung gibt, eine drei- oder viermal geänderte Bewertung innerhalb von 13 Untersuchungsjahren (an 7 der 30 Probestellen sogar 5 und mehr Bewertungswechsel!) ruft aber noch immer Zweifel an der Treffsicherheit des Bewertungsverfahrens hervor. Gemessen an der Trägheit der Entwicklung der Einflussfaktoren (vornehmlich morphologische Strukturen) wäre eine Veränderung der Belastungssituation mit der Folge nicht mehr als eines Bewertungswechsel im Mittel pro Stelle über 13 Jahre plausibel. Dies entspräche rund 8 % Wechsel!

Tabelle 4.18: Ausgleich der Bewertungssprünge für die Allgemeine Degradation in der Zeitachse durch Mitteln der Bewertung jahreszeitlich aufeinanderfolgender Termine. Rote Zahl: Durchschnittlicher Wechsel der Bewertungen in Prozent von 13 Terminen. Nähere Erläuterungen siehe Text.



Als weitere Möglichkeit der Ergebnisabsicherung wird die Berechnung eines gleitenden Mittelwertes (running mean) der Ergebnisse einer Jahreszeit über die nachfolgenden Untersuchungsjahre vorgestellt (Tab. 4.19). Dieser gleitende Mittelwert kann als 2er running mean, als 3er running mean oder als 4er running mean, je nach Anzahl der berücksichtigten Jahre, ausgebildet sein. Der running mean wurde ebenfalls nicht aus den Bewertungsklassen selbst berechnet, sondern aus den gemittelten Score Indices neu bewertet. Für diesen Vergleich ist der Frühlingsommertermin von vorneherein der günstigste: der mittlere Bewertungswechsel der Frühlingsommertermine über den Untersuchungszeitraum beträgt nur 25%. Im Falle des Vergleichs der Frühjahrsstermine liegt der Wert bei 36 % (siehe oben), zu den Sommerterminen bei 32 % und zu den Herbstterminen bei 33%. Durch die Mittelwertbildung über die nachfolgenden Jahre auf Basis des am besten geeigneten Frühlingsommertermines ergeben sich für den 2er gleitenden Mittelwert bereits nur noch 13 % Bewertungswechsel in 12 Jahren. Durch die gleitende Mittelwertberechnung fällt das erste Jahr als Bewertungsjahr aus, da mindestens zwei Jahre mit Bewertungen abgewartet werden müssen. Für den 3er mean sind es dann zwei Jahre beim 4er mean fallen die ersten drei Jahre weg. Die weitere Mittelung mit 3er und 4er running mean lässt die Wechselfrequenz bis auf 7,7 % absinken, d. h. auf die oben genannte Zielgröße von etwa einem Wechsel pro Probestelle und Zeitraum. Auch bei Betrachtung des in der Darstellung der Tab. 4.19 sich ergebenden farblichen Bewertungsmusters scheinen die Ergebnisse jetzt plausibel, d. h. der Erwartung einer zeitlich stabilen Einstufung und damit Zuverlässigkeit der Einstufung und einer Nachhaltigkeit im Falle eines Wechsels der Einstufung entsprechend.

Tabelle 4.19: Ausgleich der Bewertungssprünge für die Allgemeine Degradation in der Zeitachse durch Bildung von 2er, 3er und 4er running means einer jahreszeitlichen Einstufung (Frühlingsommer) über die Zeitachse. Rote Zahl: Durchschnittlicher Wechsel der Bewertungen in Prozent von 13 Terminen. Nähere Erläuterungen siehe Text.



Die Auswahl einer geeigneten Jahreszeit für die Beprobung und Bewertung und die Absicherung über Jahreszeit entsprechende Folgeuntersuchungen in den kommenden Jahren mit Bildung eines 4er running mean ist für die Bewertung der Gewässer nach WRRL auf Basis der Erfahrungen aus dem Trendbiomonitoring als die Methode der Wahl zu Absicherung der Einstufung zu empfehlen. Mit drei Wiederholungsuntersuchungen können Sprünge über zwei Klassen vermieden werden, die nicht plausibel sind.

#### **4.4 RANKING DER GEWÄSSER NACH ARTENVIELFALT, ERNÄHRUNGSWEISEN UND HABITATANSPRÜCHEN DER BESIEDLER**

##### **4.4.1 VERGLEICHENDE BETRACHTUNG DER ARTENVIELFALT DER GROßEN FLÜSSE**

Die in den Jahren 1998-2006 erforderlichen Einschränkungen des Messnetzes Trendbiomonitoring wurden unter Maßgabe der möglichst geringen Konsequenzen für die Abarbeitung der Aufgabenstellung (s. Kap. 1) vorgenommen. Ergebnis dieser Reduktion war, dass vor allem Messstellen an kleineren Gewässern ausgesetzt werden mussten, um die Messstellen an den wasserwirtschaftlich bedeutsamen größeren Fließgewässern weitgehend erhalten zu können. Dadurch konnte auch weiterhin dem Ziel 3, der "Ökologischen Beweissicherung an chemisch intensiv überwachten Belastungsschwerpunkten" und dem Ziel 4, der "Bereitstellung der Referenzdatenbasis zur Beurteilung der ökologischen Auswirkungen von Unfällen und Havarien" entsprochen werden.

Der Erhalt mehrerer Messstellen an Rhein (Hochrhein 2, Oberrhein 6 Probestellen), Neckar (5 PS) und Donau (4 PS) ermöglicht über die bisherigen Analysen hinaus auch eine Betrachtung der Artenzahlen für diese Gewässer insgesamt und einen Vergleich der Biodiversität von Rhein, Neckar und Donau mit jener des Kollektivs der verschiedenen Nebengewässermessstellen.

Insgesamt wurden vom Makrozoobenthos (exklusive der nicht vollständig erfassten/bearbeiteten Gruppen Porifera, Oligochaeta, Diptera, Bryozoa) am Neckar 310 Arten, am Rhein 298 Arten und an der Donau 278 Arten an den verschiedenen Probestellen nachgewiesen (Abb. 4.55). Die Untersuchungen an den 13 Nebengewässermessstellen haben im gleichen Untersuchungszeitraum 479 Arten erbracht, also wesentlich mehr Arten als an den drei großen Flüssen. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass diesen Zahlen unterschiedliche Anzahlen von Probestellen zugrunde liegen, d. h. auch mit möglicherweise unterschiedlicher Intensität bezogen auf die Fließstrecken untersucht wurde. Dagegen liegt die durchschnittliche Artenzahl bei den Nebengewässermessstellen (Mittelwert aus den 13 Probestellen) mit 161 Arten niedriger als die durchschnittliche Artenzahl von Neckar (176) und Donau (173). Nur der Rhein hat mit durchschnittlich 143 Arten je Probestelle eine geringere Artenzahl. D. h. ein Biodiversitätsvergleich der drei großen Flüsse mit dem Kollektiv der Nebengewässer ist weder auf Basis der durchschnittlichen Artenzahl je Probestelle noch auf Basis der sich aus der Gesamtzahl der Probestellen der vier Gruppen ergebenden Artenzahlen reell.

Erforderlich wäre eine fließstreckenbezogene ggf. Fließgewässertyp spezifische Probestellendichte, um die vergleichende flussbezogene Biodiversitätserfassung zu ermöglichen. Diese erforderliche spezifische Probestellendichte ist bei den drei so unterschiedlichen, individuellen Fließgewässern Rhein, Neckar und Donau ohne vorherige eingehende, entsprechend dichte Untersuchung nicht auszumachen. Da bereits nach Augenschein beurteilt die einzelnen Probestellen an jedem der drei Flüsse einen eigenen Charakter besitzen, also nicht redundant sind, erscheint es sinnvoll, einen halbwegs "fairen" Biodiversitäts-Vergleich der drei Flüsse auf die Art durchzuführen, dass immer die gleiche Anzahl von Probestellen berücksichtigt wird.

Danach liegt dann zwar wiederum der Neckar mit 288 Arten vorne, wird aber gefolgt von der Donau mit 278 Arten und dem Rhein mit 251 Arten, sofern das Artenspektrum der in Fließrichtung ersten vier Probestellen aufsummiert wird (Artensummenkurven im Fließverlauf in [Abb. 4.55](#)). Die ersten vier Probestellen der Nebengewässer in alphabetischer Reihenfolge der Probestellen-Codes ergeben 336 Arten. Diese Auswahl an Nebengewässerprobestellen (2 Stellen von der Alb in Nordbaden, die Argen bei Giessenbrücke und die Brigach bei St. Georgen) hat demnach eine deutlich höhere Diversität als die gleiche Anzahl von Probestellen an jedem der drei großen Flüsse.

Aus dem Verlauf der Artensummenkurven über den Fließverlauf von Rhein, Neckar und Donau und jener eher zufällig alphabetischen Nebengewässeranordnung (weil hier das ordnende Kriterium Fließverlauf fehlt) lässt sich grob abschätzen, ob die Anzahl der Probestellen ausreichend ist, um eine hinreichende Erfassung der Biodiversität der drei Flüsse bzw. des Nebengewässerkollektivs zu gewährleisten. Analog zu der in [Kap. 3. 2](#) dargestellten Methodik für Zeitreihen-Untersuchungen bedeutet ein Eintreten in die Artenzahl-Sättigungsphase hier, dass durch weitere Probestellen keine weitere Verdichtung des Artenspektrums des Gewässers/Probenkollektivs zu erwarten ist. Vorausgesetzt, dass keine anderen Ursachen für das Ausbleiben des weiteren Artenzuwachses mit Berücksichtigung weiterer Probestellen vorliegen.

Die Artensummenkurve für die Probestellen am Rhein in [Abb. 4.55](#) legt nahe, dass die Berücksichtigung weiterer Probestellen keine weiteren Erkenntnisse über die Biodiversität am Rhein liefern würde. Hier ist allerdings zu berücksichtigen, dass die unteren Probestellen im Oberrhein (am Ende der Artensummenkurve) wegen des starken Neozoendruckes und den damit einhergehenden Biodiversitätsverlusten und auch der kanalisierungsbedingt starken Habitatarmut ohnehin vergleichsweise artenarm sind, so dass die unteren drei Probestellen derzeit keine deutliche Bereicherung des Gesamt-Artenspektrums mehr bewirken können. Wird die Artensummenkurve entgegen der Fließrichtung gezeichnet, schaut dies anders aus. Dann steigt die Kurve (hier aus Übersichtsgründen nicht dargestellt) bis zur zweit obersten Stelle deutlich an. Nur die ebenfalls vergleichsweise artenarme oberste Hochrhein Probestelle bei Diessenhofen (XX035) ergibt nur wenig neuen Zuwachs.

Die Artensummenkurven von Neckar und Donau gehen nicht in die Plateauphase, weder so wie abgebildet, noch entgegen der Fließrichtung. Es ist davon auszugehen, dass eine Erhöhung der Probestellendichte auch eine Erhöhung der Biodiversitätsbefunde für Neckar und Donau zur Folge hätte. Auch über das Kollektiv der 13 Nebengewässerstellen bleibt ein steter Anstieg der Gesamtartenzahl mit Anstieg der Probestellenzahl. 13 Nebengewässer-Messstellen sind für ein Land wie Baden-Württemberg offenkundig zu wenig, um die Vielfalt der verschiedenen Gewässertypen kleinerer Flüsse und Bäche auch im Hinblick auf die Erfassung der Artendiversität abzubilden. Darüber hinaus sind z. B. Quellen und periodische Fließgewässer bisher nicht im Programm abgebildet. Deren Berücksichtigung würde eine weitere deutliche Erhöhung der Kenntnis der Artenvielfalt baden-württembergischer Fließgewässer ausmachen.

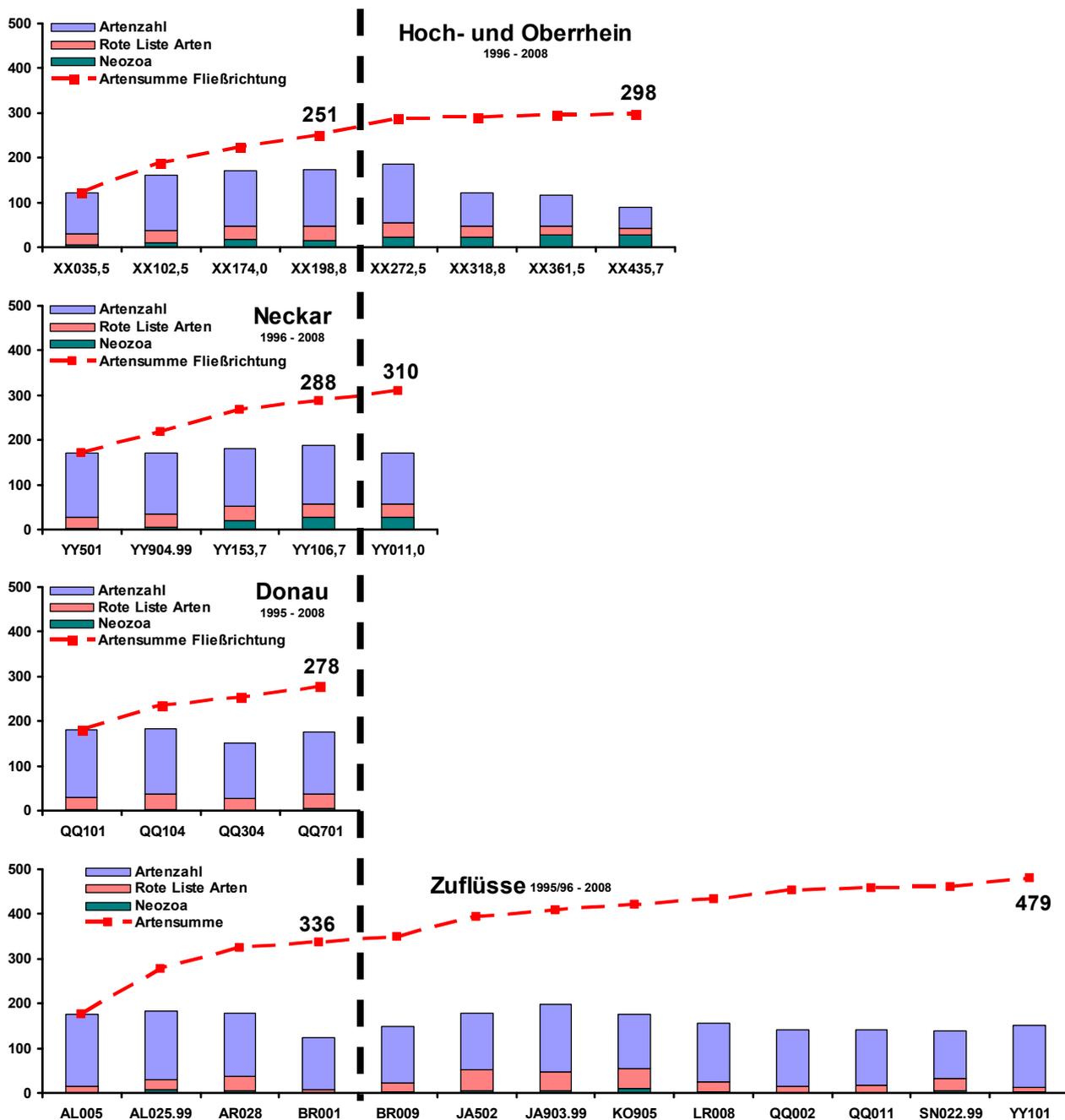


Abbildung 4.55: Artenzahlen und Artensummenkurven der drei großen Flüsse Rhein, Neckar, Donau und des Probestellenkollektivs der Nebengewässer im Vergleich. Nähere Erläuterungen, siehe Text.

#### 4.4.2 VERGLEICHENDE BETRACHTUNG DER ERNÄHRUNGSWEISEN UND HABITATANSPRÜCHE DER BESIEDLER DER DAUERBEOBACHTUNGSTELLEN

Veränderungen von Lebensgemeinschaften in Form von Veränderungen der Artenzusammensetzungen in Gewässern ist die am weitesten ausgeprägte Form des biozönotischen Wandels. Massive Einwanderung von Neozoen in den großen Flüssen und Artenverschiebungen im Längskontinuum der Fließgewässer entsprechend den klimatischen Verschiebungen wurden beschrieben. Inwieweit dadurch auch die ökologische Funktionsfähigkeit betroffen ist, soll an Darstellungen der Verteilung der Ernährungstypen des Makrozoobenthos im relativen Vergleich der Probestellen geprüft werden. Tiere mit verschiedenen Ernährungsweisen wie Falllaub-Zerkleinerer, Detritussammler und Sedimentfresser, Weidegänger, Filtrierer und Räuber leben in ungestörten oder wenig gestörten Gewässern in ausgewogenem Verhältnis.

Abb. 4.56 stellt die Anteile der verschiedenen Ernährungstypen des Makrozoobenthos für die über das Fließwasserkontinuum nach dem Zonierungsindex (s. Abb. 4.35) gereihten 30 Dauerbeobachtungsstellen dar. Die allmähliche Verringerung des Anteils der Zerkleinerer und der Weidegänger in der Abfolge Quelle – Bach – Fluss entspricht dem abnehmenden Anteil des eingetragenen Falllaubes am gesamten Nahrungsaufkommen mit zunehmendem Fließverlauf. Gleichermäßen wirken sich die abnehmende Lichtverfügbarkeit und damit das geringere Aufkommen lebender Pflanzen mit zunehmender Gewässertiefe im Fließverlauf aus. Im Gegenzuge nimmt der Anteil der Filtrierer, Detritussammler und Sedimentfresser leicht zu. Dieses natürliche Gefüge wird offensichtlich bisher auch nicht durch die Neozoa in Rhein und Neckar gestört, die Anteile der Ernährungstypen dieser Probestellen weisen keine auffälligen Veränderungen aus.

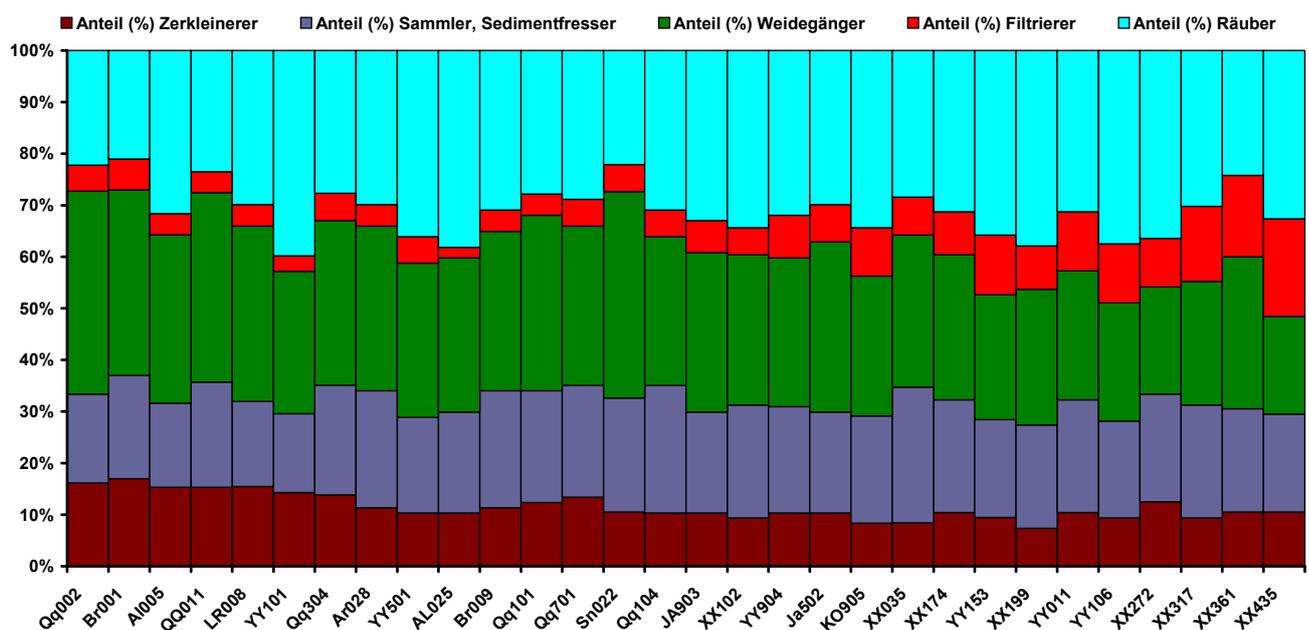


Abbildung 4.56:: Prozentuale Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften an 30 Dauer-beobachtungsstellen nach trophischen Gilden (Ernährungstypen). Die Probestellen sind in der Reihenfolge des zunehmenden mittleren Zonierungsindex, d. h. in der Ordnungsfolge Quelle – Bach – Fluss sortiert. Nähere Erläuterungen, siehe Text.

Biozönotische Veränderungen können auch durch Verschiebungen der Habitatstrukturen infolge morphologischer Veränderungen in den Gewässern (Ausbau, Unterhaltungsmaßnahmen, Versandung infolge niedriger Abflussverhältnisse etc.) zustande kommen. Oft sind dafür neben anthropogenen Einflüssen von außen auch natürliche Prozesse wie Zuwachsen von Ufern mit Strauch- und Baumvegetation, allerdings auch dies infolge voraus gegangener anthropogener Eingriffe (z. B. Rodungsmaßnahmen), verantwortlich. Die Indikation der Habitatstrukturen wie Sand und Feinsediment, Kies und Steine, Wasserpflanzen und Ansammlungen partikulären organischen Materials (POM) durch das Makrozoobenthos kann Aufschluss über solche Einflüsse geben.

Veränderungen der Habitatstrukturen in der Zeitachse sind in aller Regel nur über größere Zeitabschnitte zu beobachten und bedürfen der detaillierten Ursachenprüfung (Auswertung von Bildmaterial, der Abflussverhältnisse etc.). Die vergleichende Betrachtung der Besiedleranteile über die 30 Dauerbeobachtungsstellen in Abb. 4.57 erlaubt derzeit die Feststellung, dass alle Probestellen über eine natürliche Ausstattung verschiedenster Habitatbesiedler und damit auch entsprechender Strukturen verfügen. Auch hier ist offensichtlich, dass das natürliche Gefüge bisher auch nicht etwa durch Neozoa in Rhein und Neckar gestört ist.

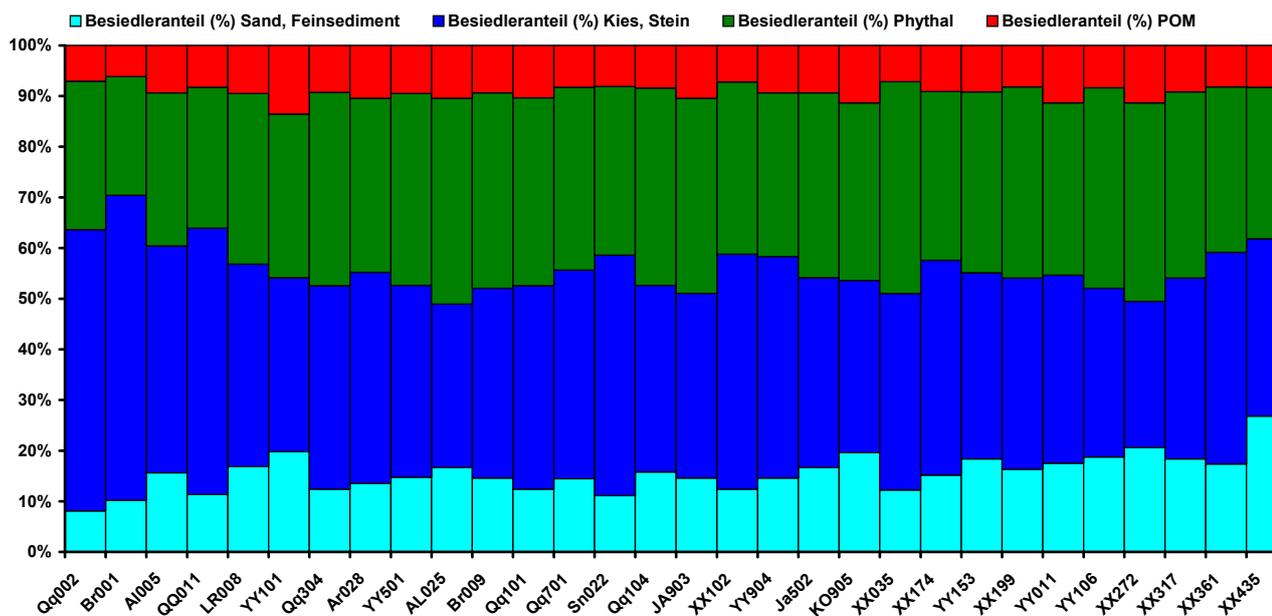


Abbildung 4.57: Prozentuale Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften an 30 Dauerbeobachtungsstellen nach Habitatansprüchen. Die Probestellen sind in der Reihenfolge des zunehmenden mittleren Zonierungsindex, d. h. in der Ordnungsfolge Quelle – Bach – Fluss sortiert. Nähere Erläuterungen, siehe Text.

Summa summarum sind bis dato keine untypischen Verschiebungen in der „funktionalen Ökologie“ der Dauerbeobachtungsstellen offenkundig – auch nicht an Standorten mit starker Neozoen Entwicklung. Eine Neubewertung der Neozoa für die Ökologische Zustandsbewertung für die Erfüllung der Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist auch aus diesem Grunde anzuraten.

## 5 Schlussfolgerungen und Ausblick

30 Dauerbeobachtungsstellen wurden seit 1995, dem Beginn des landesweiten Messnetzes Trendbiomonitoring des Makrozoobenthos an Fließgewässern Baden-Württembergs, durchgehend untersucht. Aus der Auswertung der Kartiererergebnisse konnten wesentliche Erkenntnisse gezogen werden:

- Die insgesamt festgestellten 619 Arten des Makrozoobenthos weisen ein großes Artenspektrum in der Fließgewässerlandschaft Baden-Württembergs aus. Die Artenverteilung des Gesamtartenspektrums über die Probestellen des Messnetzes entspricht der Häufigkeitsverteilung des Artenspektrums weitgehend naturnaher Gewässer. Wenige Arten sind weit verbreitet, viele Arten sind in ihrer Ausbreitung auf bestimmte Gewässertypen oder einzelne Standorte begrenzt.
- Änderungen der Biodiversität zu beschreiben erfordert lange Zeitreihen. Eine Probenahme ergibt nur etwa ein Viertel des tatsächlichen Artenbestandes einer Probestelle. Die Artenerfassung hat trotz der langen Untersuchungszeit von 13 (teilweise 14) Jahren an den einzelnen Probestellen auch in den letzten Jahren noch zum Nachweis weiterer Arten geführt. Dennoch zeigt die Artensummenkurve gegen Ende der Untersuchungsperiode an den meisten Probestellen ein Eintreten in eine Plateauphase, so dass das kurzfristige Auffinden neuer Arten an wenig oder unbeeinflussten Probestellen eher nur selten eintreten wird, es sei denn, es handelt sich um neu zugewanderte Arten (Neozoa). Mit bisher 88 bis 197 Arten je nach Probestelle haben alle Standorte ein mäßiges bis sehr gutes Artenpotential, dessen Monitoring zu Trendanalysen genutzt werden kann.
- Generell hat die Biodiversität des Makrozoobenthos dieser Fließgewässerabschnitte im Verlauf der Untersuchungsperiode in den Jahren 1995 – 2005 um gut 15 % zugenommen. Ausnahme sind der Rhein bei Karlsruhe und Grauelsbaum sowie der Restrhein bei Ottenheim, an denen möglicherweise der Einfluss der Neozoa als zusätzlicher Stressor zu den ohnehin z. T. extremen und einseitigen Strömungsverhältnissen maßgeblich für den Rückgang der Gesamtbiodiversität ist. In 2006 bis 2008 ist auch die festgestellte durchschnittliche Artenzahl an den Dauerbeobachtungsstellen mit 5 % wieder leicht rückläufig.
- Die qualitative und quantitative Zusammensetzung der Biozönose hat sich im Verlauf des Untersuchungszeitraums an einigen Probestellen deutlich gewandelt. An Probestellen des Rheins hat in den nur 12 Untersuchungsjahren die Ähnlichkeit der Biozönose um mehr als 30 % abgenommen. An anderen Probestellen sind nur geringe Veränderungen der biozönotischen Ähnlichkeit (weniger als 10%) eingetreten. Pro Jahr beträgt der biozönotische Shift je nach Standort zwischen 0,4 und 2,6 %.
- Die Mehrzahl der Arten, die stark positive Bestandsänderungen erfahren haben, sind Neozoa, die durch ihr massives Auftreten einheimische Arten zumindest soweit verdrängen können, dass diese an den betroffenen Standorten starke Bestandseinbußen erleiden.
- Die Gruppe der Neozoa wird vor allem durch Vertreter der Schnecken, Muscheln und Krebstiere repräsentiert, die über die Schiffspassage und den Aquarienhandel aus der Neuen Welt, aus dem Balkanraum, aus Südostasien oder dem Mittelmeergebiet eingeschleppt werden. Einige Probestellen an Rhein und Ne-

ckar sind inzwischen so stark von Neozoa besiedelt, dass 80 % der Individuenzahlen von dieser Gruppe gestellt werden.

– Rote Liste-Arten stellen mit rund 20 % einen guten Teil der im Messnetz insgesamt nachgewiesenen Makrozoobenthosarten, was für die Bedeutung des Monitorings der Besiedlungsverhältnisse dieser Lebensgemeinschaft auch aus naturschutzfachlicher Sicht spricht. An den einzelnen Probestellen liegt der Rote Liste-Artenanteil meist darunter, aber selbst die großen Flüssen wie Rhein, Neckar und Donau verfügen mit 10 und 20 % über einen mit den Nebenflüssen vergleichbaren Anteil an Rote Liste-Arten. Vier Arten der Dauerbeobachtungsstellen sind FFH-Arten: *Unio crassus* (Bachmuschel), *Austropotamobius torrentium* (Steinkrebs), *Astacus astacus* (Edelkrebs) und *Ophiogomphus cecilia* (Grüne Flussjungfer).

– Der Klimawandel kann Ursache der festgestellten Veränderungen der Longitudinalausbreitung von Makrozoobenthosarten in Fließgewässern sein. In Bächen nimmt der Anteil der kaltstenothermen Bacharten im Probestellenmittel zugunsten wärmeliebender Flußarten ab. Zonierungsindex und temperature preference index zeichnen aber über den Beobachtungszeitraum im Probestellenkollektiv noch kein einheitliches Bild der Entwicklung. Korrespondenzen der biologischen Entwicklung mit der Lufttemperatur sind besser als jene mit den Temperaturtrends der regional unterschiedlich wärmebelasteten Gewässer. Selbst bei wenig wärmebelasteten Schwarzwaldgewässern sind zunehmende und auch abnehmende Trends der Wassertemperatur festzustellen, die nicht immer mit der biologischen Indikation übereinstimmen.

– Auslöser für Veränderungen der biozönotischen Ähnlichkeit an den Dauerbeobachtungsstellen sind auch das Wiederauftreten oder Wiedererstarken von Gewässergütezeigern, die sich - auch verzögert - nach Beseitigung der starken organischen Belastung in den sechziger bis achtziger Jahren des letzten Jahrhunderts nun wieder vermehrt in ihren Beständen erholen. Diese Veränderungen sind jedoch mit dem Saprobien-system nicht abbildbar. Die Bestandserholungen einzelner Gütezeiger-Arten wirken sich bisher nicht auf die durchschnittliche saprobielle Indikation an den 30 Dauerbeobachtungsstellen aus, an einzelnen Probestellen sind dagegen durchaus Veränderungen der saprobiellen Belastung darstellbar. Beeinflussungen (eine Kompensation) durch die Veränderung des Anteils Bacharten zugunsten der Flußarten mit meist „schlechterem“ Indikationswert sind nicht auszuschließen.

– Die Bewertungen der Ökologischen Qualität mit Hilfe der für die Umsetzung der EG-WRRL entwickelten Verfahren zeigt insbesondere für die Qualitätsklassen des Moduls Allgemeine Degradation und damit für die Ökologische Zustandsklasse insgesamt eine erhebliche Streuung im Bewertungsergebnis von Probenahmetermin zu Probenahmetermin, unabhängig von der Jahresperiodik. In etwa einem Drittel der Fälle tritt ein Wechsel der Bewertung von Termin zu Termin ein, mitunter um 2 Klassen innerhalb der 5-stufigen Bewertungsskala. Das Ergebnis erscheint damit stark Stichprobenfehler behaftet, wie es bei biologischen Befunden dieser Art üblich ist. Diese zeitliche Variabilität ist größer als die Variation der Ergebnisse durch Verwendung unterschiedlicher Häufigkeitsangaben des gleichen Arten-Ergebnisbefundes. Abhilfe kann in der wasserwirtschaftlichen Praxis bei Beibehaltung des Probenahmeverfahrens nur eine Abkehr von einmaligen Stichproben schaffen. Basierend auf den Daten des Trendbiomonitoring ergibt sich ein optimales Ergebnis bei Mittelung der Bewertungen des Frühsommer-Untersuchungstermines von vier aufeinanderfolgenden Jahren. Diese Einschätzung ist mit Datensätzen, die strikt mit der Untersuchungsmethode nach WRRL erhoben wurden, zu überprüfen.

– die Trendentwicklung der Ökologischen Zustandsklasse ist dominiert durch die Negativ-Bewertung der Neozoa im Bewertungssystem ASTERICS (einschl. PERLODES). Damit erreichen Neozoa dominierte Probestellen am Rhein und Neckar die schlechteste mögliche Qualitätsklasse, obgleich das Auftreten von Neozoa keineswegs zwangsläufig und in der Regel eher nicht die ökologische Funktionsfähigkeit der betroffenen Standorte beeinträchtigt. Darüber hinaus passt die für große Ströme (Gewässertyp 10) vorgesehene Auswertung mit dem Potamon-Typie-Index (PTI) nicht zur Probenahme-Methodenvorschrift und zur Probenahmepraxis der mit der Umsetzung der Kartierungen zur EG-WRRL befassten Einrichtungen: Das PTI-Verfahren erfordert aus statistischen Gründen acht Teilproben je Probestelle, die in der landesweiten Gewässerüberwachung nicht erhoben werden. Das Bewertungssystem ASTERICS erscheint damit dringend entwicklungsbedürftig.

– Die Einzelmodule von ASTERICS, Modul Saprobie und Modul Versauerung zeigen keine Veränderung (Saprobie) und eine leichte Verbesserung (Versauerung) der Belastungssituation an den Dauerbeobachtungsstellen an.

Weitere Auswertungen mit Probestellen bezogenen Dokumentationen (Bildmaterial von den Probestellen, spezifische Artenspektren und Artenentwicklung) sollen folgen, um die Ursachen der skizzierten Artenveränderungen näher aufzuschlüsseln und für die Fortschreibung des Programmes hinreichend zu dokumentieren. Zu weiteren Auswertungen gehören die Korrelation der biologischen Befunde mit Zeitreihen abiotischer physikalisch-chemischer Parameter aus dem sogenannten 100 Punkte Messprogramm Chemie sowie die Korrelation der Ergebnisse der biologischen und der gewässermorphologischen Erhebungen auch im Hinblick auf die Validierung der ökologischen Bewertungsverfahren zur EG-WRRL. Die regionale Gruppierung von Befunden im Vergleich mit regional gegliederten Einflussfaktoren wie Geologie, Hydrologie, Vegetation, Klima kann weitere Aufschlüsse hinsichtlich des Wirkungsgefüges geben. Eine wesentliche Erweiterung der Erkenntnisse hinsichtlich schleichender Veränderungen in Fließgewässern ist auch durch Auswertung der Befunde der zyklischen Messstellen zu erwarten.

Die bisher verfolgte Untersuchungsstrategie hat sich zum Aufzeigen biologischer Veränderungen in unseren Gewässern bewährt und ermöglicht das frühzeitige Erkennen allmählich auftretender Auswirkungen schleichender Einwirkungen auf Gewässerökosysteme wie beispielsweise klimatischer Veränderungen. Zusätzlich sollten auch weitere, insbesondere im Zuge des Klimawandels besonders gefährdete Gewässertypen wie temporäre Gewässeroberläufe sowie Quellen als Refugien Kälte liebender Bachorganismen beobachtet werden.

## 6 Literatur

AQEM CONSORTIUM (2002): Manual for the application of the AQEM method. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. – Version 1.0, February 2002.

AQEM (2004): AQEM European stream assessment program. – Version 2.3, Handbuch für die deutsche Version, herausgegeben im April 2004, 79 S.

BfN (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. – Bundesamt für Naturschutz (BfN) Bonn-Bad Godesberg (Hrsg.). Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 55: 434 S.

BRAUKMANN, U. & R. BISS (2004): Conceptual study – An improved method to assess acidification in German streams by using benthic macroinvertebrates. – *Limnologica* 34 (4): 433-450.

BRAUKMANN, U., G. JÖCHLE, I. PINTER, W. SCHMITZ & H. VOBIS (1987): Der ökologische Zustand des Rheins und seiner Nebengewässer nach dem Sandoz-Unfall. – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Editor).

BUFFAGNI, A., M. CAZZOLA, M. J. LÓPEZ-RODRÍGUEZ, J. ALBA-TERCEDOR & D. G. ARMANINI (2009): Distribution and Ecological Preferences of European Freshwater Organisms. Volume 3 - Ephemeroptera. Edited by SCHMIDT-KLOIBER, A. & D. HERING. Pensoft Publishers (Sofia-Moscow). 254pp.

DIN 38 410 Teil 2 (1990-10): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M); Bestimmung des Saprobienindex (M2), Berlin.

DIN 38410-1 (10/2004): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M), Teil 1: Bestimmung des Saprobienindex in Fließgewässern (M1), Berlin.

DWA LANDESVERBAND BADEN-WÜRTTEMBERG (2008): <http://www.atv-dvwk-bw.de/index.htm>.

DWD (2011): Homepage des Deutschen Wetterdienstes. – <http://www.dwd.de/>

EDWARDS, R. W. & M. P. BROOKER (1982): The ecology of the River Wye. – *Monographiae Biologicae* 50: 164 p.

EG-WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. – Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften vom 22. 12. 2000, L327: 1-72.

- FFH-RICHTLINIE (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. 5. 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. [zuletzt geändert durch die Richtlinie 2006/105/EG des Rates vom 20. November 2006]. – CONSLEG 1992L0043-EN-01.01.2007.
- FRIEDRICH, G. & V. HERBST (2004): Eine erneute Revision des Saprobiensystems – weshalb und wozu?. – Acta hydrochim. hydrobiol. 32, 1, Weinheim: 61-74.
- GEWÄSSERDIREKTION SÜDLICHER OBERRHEIN/HOCHRHEIN (1997): Das Integrierte Rheinprogramm – Hochwasserschutz und Auerenaturierung am Oberrhein. – Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein/Hochrhein, Broschüre, 20 S.
- GORKA, M., W. HACKBARTH, P. ROOS, M. MARTEN (1998): Bemerkenswerte Köcherfliegenfunde an Fließgewässern Baden-Württembergs (Insecta: Trichoptera). – Lauterbornia H. 34: 193-197.
- GRAF, W. & A. SCHMIDT-KLOIBER (2008): Additions to and update of the Trichoptera Indicator Database. [www.freshwaterecology.info](http://www.freshwaterecology.info).
- GRAF, W., A.W. LORENZ, J.M. TIerno DE FIGUEROA, S. LÜCKE, M.J. LÓPEZ-RODRÍGUEZ & C. DAVIES (2009): Distribution and Ecological Preferences of European Freshwater Organisms. Volume 2 - Plecoptera. Edited by SCHMIDT-KLOIBER, A. & D. HERING. Pensoft Publishers (Sofia-Moscow). 262pp.
- GRAF, W., J. MURPHY, J. DAHL, C. ZAMORA-MUÑOZ, & M.J. LÓPEZ-RODRÍGUEZ (2008): Distribution and Ecological Preferences of European Freshwater Organisms. Volume 1 - Trichoptera. Edited by SCHMIDT-KLOIBER, A. & D. HERING. Pensoft Publishers (Sofia-Moscow). 388pp.
- GUHL, W. (1987): Biotische Ähnlichkeitsindices zum Vergleich von Gewässern identischen Ursprungs. – Limnologica (Berlin) 18: 1-13.
- HAASE, P. & A. SUNDERMANN (2004): Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. – Gutachten der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). [www.fliessgewaesserbewertung.de](http://www.fliessgewaesserbewertung.de)
- HYNES, H. B. N. (1961): The invertebrate fauna of a Welsh mountain stream. – Arch. Hydrobiol. 57/3: 344-388.
- IPPC (2007): Climate Change 2007, Synthesis Report – An Assessment of the Intergovernmental Panel on Climate Change. - IPCC, Geneva, Switzerland: pp 104.
- KENDALL, M.G. (1975): Kendall Rank Correlation Methods, Griffin, London (1975).
- KÖPPEL, C., E. RENNWALD & N. HIRNEISEN (Hrsg.) (1998): Rote Listen auf CD-ROM. – Vol. 1: Mitteleuropa. Ausgabe 1 (Stand 30.6.1998). Verlag für interaktive Medien, Gaggenau.
- LAWA (1996): Empfehlungen zum Einsatz von kontinuierlichen Biotestverfahren für die Gewässerüberwachung. – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.), LAWA-Arbeitskreis 'Biomonitoring': V. DANWITZ,

B., P. DIEHL, K. DIGEL, V. HERBST, L. HÖHNE, F. KREBS, L. KÜCHLER, M. MARTEN, M. PFEIFER & B. RECHENBERG; Kulturbuch, Berlin: 38 S.

LAWA (2000): Einsatzmöglichkeiten des Biomonitorings zur Überwachung von Langzeit-Wirkungen in Gewässern. – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA, Hrsg.); LAWA-Arbeitskreis 'Biomonitoring': BECKER, A., BLÜBAUM-GRONAU, E., V. DANWITZ, B., P. DIEHL, K. DIGEL, V. HERBST, L. HÖHNE, L. KÜCHLER, M. MARTEN, & B. RECHENBERG; Kulturbuch, Berlin: 44 S.

LfU (1998): Gewässergütekarte Baden-Württemberg. – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe: 65 S.

LfU (1999): Überwachung der Fließgewässerbeschaffenheit in Baden-Württemberg, Vorgehenskonzept. – Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie, Band 58, 32 S.

LfU (2004): Gewässergütekarte Baden-Württemberg 2004. – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe: 34 S., 36 S. Anhang, Karte.

LOCKWOOD, M., R. G. Harrison<sup>1</sup>, T. Woollings & S. K. Solanki 2010: Are cold winters in Europe associated with low solar activity? - Environ. Res. Lett. 5 (2010) 024001 (7 pp.)

LUBW (2008): FFH-Arten in Baden-Württemberg – Liste der in Baden-Württemberg vorkommenden Arten der Anhänge II, IV und V. – [http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/29527/download\\_ffh\\_artenliste\\_021208.pdf](http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/29527/download_ffh_artenliste_021208.pdf)

LUBW (2010): Bericht zur Versauerung der Umwelt – Medienübergreifende Bewertung der Versauerung der letzten drei Dekaden in Baden-Württemberg. - Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Nino Druck, Neustadt: 99 S.

MANN, H. B. (1945): Non-parametric tests against trend: *Econometrica* v. 13, p. 245–259.

MARTEN, M. (1990): Die Wiederbesiedlung des Oberrheins nach dem Sandoz-Unfall. – In: KINZELBACH, R. & G. FRIEDRICH (Hrsg.): *Limnologie Aktuell 1, Biologie des Rheins*. Gustav Fischer Stuttgart/New York: 227-238.

MARTEN, M. (1994a): Faunistics of the upper Rhine River: Changes in the faunal composition caused by industrial contamination (e. g. the Sandoz accident). – *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 2502-2506.

MARTEN, M. (1994b): Derzeitiger Kenntnisstand und historische Entwicklung des Makrozoobenthos der Donau unter besonderer Berücksichtigung der Montanregion. – *Limnologische Berichte Donau 1994*, Band II, Übersichtsreferate: 157-189.

MARTEN, M. (1995): Langzeitbiomonitoring in Fließgewässern Baden-Württembergs. Ökologische Beweissicherung zur Beschreibung der Auswirkung diffuser Belastungen unter besonderer Berücksichtigung des Makrozoobenthos - Methodologische Betrachtungen. – *Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 1994*, Band II, Kaltenmeier Söhne, Krefeld: 518-522.

MARTEN, M. (1996a): Das Makrozoobenthos der oberen Donau, Arteninventar, Erfassungsstand, Längszonierung und saprobiologische Auswertungen. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Tagungsbericht 1995, Band II, Kaltenmeier Söhne, Krefeld: 582-586.

MARTEN, M. (1996b): Gewässergüte und Gewässerschutz. – Landeszentrale für politische Bildung Baden-Württemberg (Hrsg.): Der Bürger im Staat 46 (1), Wasser: 38-45.

MARTEN, M. (1997a): Erfahrungen mit dem Routinebetrieb kontinuierlicher Biotest-Verfahren in der Gütemessstation in Karlsruhe am Rhein. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Tagungsbericht 1996, Band II, Kaltenmeier Söhne, Krefeld: 660-664.

MARTEN, M. (1997b): Ephemeroptera and Plecoptera of the Danube River in Baden-Württemberg (Germany). – In: LANDOLT, P. & M. SARTORI (eds.): Ephemeroptera and Plecoptera, Biology-Ecology-Systematics. Proceedings of the VIIIth International Conference on Ephemeroptera and XIIth International Symposium on Plecoptera, MTL Fribourg: 167-174.

MARTEN, M. (1998): Möglichkeiten und Grenzen der Beschreibung und Bewertung der Abweichung des aktuellen Zustandes vom gewässerökologischen Leitbild am Beispiel des Makrozoobenthos. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Tagungsbericht 1997, Band II, Kaltenmeier Söhne, Krefeld: 695-699.

MARTEN, M. (2000): Untersuchungen an Fließgewässern – Trend-Biomonitoring zur Erfassung von Langzeitwirkungen von Gewässerbelastungen. – In: Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg & Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), Umweltdaten 2000: 211-213.

MARTEN, M. (2001): Environmental monitoring in Baden-Württemberg with special reference to biocenotic trendmonitoring of Macrozoobenthos in rivers and methodical requirements for evaluation of long-term biocenotic changes. - *Aquatic Ecology* 35: 159-171.

MARTEN, M. (2002): Qualitätssicherung bei der Vergabe und Durchführung gewässerbiologischer Freilandarbeiten in Baden-Württemberg. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Tagungsbericht 2001, Kaltenmeier Söhne, Krefeld: 847-851.

MARTEN, M. (2004a): Echtzeit-Gewässerüberwachung – Fernsteuerung, Alarmauswertung und Alarmweiterleitung von kontinuierlichen Biotestverfahren im Messstationsbetrieb. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Tagungsbericht 2003, Kaltenmeier Söhne, Krefeld: 607-611.

MARTEN, M. (2004b): Biologische Veränderungen im Rhein – Ergebnisse des Trendbiomonitorings 1995-2002. – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), LfU Karlsruhe: 45 S. Kurzfassung in: Naturschutz-Info 3/2004, Fachdienst Naturschutz der LfU B.-W (Hrsg.): 27-28.

MARTEN, M. (2005): Revision der DIN 38410 Saprobienindex – Eine kritische Betrachtung aus Sicht von Theorie und Praxis. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Tagungsbericht 2004, Weißensee Verlag: 607-611.

- MARTEN, M. (2006): Bewertung von Makrozoobenthos-Befunden aus unterschiedlichen Aufsammlerverfahren mit dem AQEM European Stream Assessment Programm. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Tagungsbericht 2005: 420-424.
- MARTEN, M. (2007): 10 Jahre Trendbiomonitoring in Baden-Württemberg – Ergebnisse biologischer Langzeituntersuchungen in Fließgewässern. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Tagungsbericht 2006: 358-362.
- MARTEN, M. & F. FISCHER (1998): Ergebnisse von Lichtfallenfängen am Oberrhein, Baden-Württemberg - Teil 1: Trichoptera. – *Lauterbornia* H. 34: 175-192.
- MARTEN, M. & H. REUSCH (1992): Anmerkungen zur DIN "Saprobienindex" (38410 Teil 2) und Forderung alternativer Verfahren. – *Natur und Landschaft* 67 (11): 544-547.
- MARTEN, M., P. MALZACHER, H. REUSCH, C.-J. OTTO, R. BRINKMANN, P. ROOS, W. HACKBARTH & M. GORKA (1996): Ephemeroptera und Plecoptera in Baden-Württemberg – Stand der faunistischen Erforschung. – *Lauterbornia* 27: 69-79.
- MARTEN, M., R. THEEG & H. VOBIS (1990): Sonderprojekt "Ökologische Schäden im Rhein infolge des Sandoz-Schadensfalles". Biomonitoring aquatischer Lebensgemeinschaften im Rhein und in den Rhein-Nebengewässern. – Projektbericht der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe: 54 Seiten zzgl. Tabellen und Abbildungen.
- MARTEN, M., W. HACKBARTH & A. HOFFMANN (1996): Die Köcherfliegen des oberen Donaueinzugsgebietes in Baden-Württemberg. – *Lauterbornia* H. 25: 63-79.
- MARTEN, M., W. HACKBARTH & C. - J. OTTO (1999): Neue Eintags- und Steinfliegenfunde aus Baden-Württemberg und Stand der derzeitigen Erfassung im Rahmen der biologischen Umweltbeobachtung an Fließgewässern. – *Lauterbornia*, H. 37: 63-86.
- MAUCH, E. (2005): Zur Geschichte der biologischen Gewässeranalyse – 100 Jahre Saprobienindex. – *Acta Academiae Scientiarum* 9: 69-86.
- MAUCH, E., U. SCHMEDTJE., A. MAETZE & F. FISCHER (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands – zur Kodierung biologischer Befunde. 6 Abbildungen, 1 Tabelle, 1 CD. – Informationsbericht 01/03, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft München (Hrsg.): 367 S.
- MAZOR, R. D., A. H. PURCELL & V. H. RESH (2009): Long-Term Variability in Bioassessments: A Twenty-Year Study from Two Northern California Streams. – *Environmental Management* (2009) 43:1269–1286.
- MEIER, C., J. BÖHMER, R. BISS, C. FELD, P. HAASE, A. LORENZ, C. RAWER-JOST, P. ROLAUFFS, K. SCHINDEHÜTTE, F. SCHÖLL, A., SUNDERMANN, A. ZENKER, D. HERING (2006): Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. – Umweltbundesamt Förderkennzeichen (UFOPLAN) 202 24 223, [http://www.fliessgewaesserbewertung.de/downloads/abschlussbericht\\_20060331.pdf](http://www.fliessgewaesserbewertung.de/downloads/abschlussbericht_20060331.pdf).

- MELUF BW (1987): Gütezustand der Gewässer in Baden-Württemberg. – Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Umwelt Baden-Württemberg (Hrsg.), Stuttgart: 59 S., Karte.
- MÜHLENBERG, M. (1989): Freilandökologie. – UTB, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden: 431 S.
- MÜLLER, K. (1982): The colonization cycle of freshwater insects. – *Oecologia* 52: 202-207.
- PANTLE, R. & BUCK, H. (1955): Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. – *Gas- und Wasserfach*, 96, 604.
- RESH, V. H. & J. D. UNZICKER (1975): Water quality monitoring and aquatic organisms: the importance of species identification. – *J. Wat. Poll. Control. Fed.* 47: 9-19.
- ROOS, P & M. MARTEN (2005): Erster Nachweis der Häubchenmuschel *Musculium transversum* (SAY 1829) für Baden-Württemberg (Bivalvia: Sphaeriidae). – *Lauterbornia* 55: 145-147.
- ROOS, P, D. BERNAUER, M. MARTEN & F. SCHÖLL (2005): Erster Nachweis des Schlickkrebsses *Cheilicorophium robustum* (SARS 1895) im Rhein und Neckar (Amphipoda Corophiidae). – *Lauterbornia* 56: 41-47.
- SCHÖLL, F., A. HAYBACH & B. KÖNIG (2005): Das erweiterte Potamontypieverfahren zur ökologischen Bewertung von Bundeswasserstraßen (Fließgewässertypen 10 und 20: kies- und sandgeprägte Ströme, Qualitätskomponente Makrozoobenthos) nach Maßgabe der EU-Wasserrahmenrichtlinie. – *Hydrologie und Wasserwirtschaft*, 49, Heft 5, 234-247.
- SCHÖLL, F. & B. KÖNIG (2008): Neobiota und Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL). Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2008 (Konstanz), Hardeggen 2009: 401-406.
- SEN, P. K. (1968): Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. - *Journal of the American Statistical Association*. 63:1379-1389
- TITTIZER, T. & F. SCHÖLL (1988): Faunistische Erhebungen an der Rheinsohle zur Feststellung und Bewertung der Schädigung der Benthosbiozönose durch den Brand bei der Fa. Sandoz in Basel. 2. Teil – Forschungsbericht der Bundesanstalt für Gewässerkunde (Editor), Forschungsvorhaben 10607073, Koblenz.
- UM (1992): Naturnahe Umgestaltung von Fließgewässern. – *Handbuch Wasserbau*, Heft 2, Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.): 228 S.
- UM (1996): Erlass über die Zusammenarbeit und Aufgabenteilung im Gewässerkundlichen Messnetz (Messwesen und Monitoring. – Umweltministerium Baden-Württemberg, 27.2.1996.
- UVM/LUBW (2010): Klimawandel in Baden-Württemberg. Fakten – Folgen – Perspektiven. – Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr Baden-Württemberg (UVM), LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), Stand Juni 2010: 47 S.

