

**Auswirkungen des Rheinhochwassers
auf das Makrozoobenthos seiner Zuflüsse**

Dissertation

zur

Erlangung des Doktorgrades (Dr. rer. nat.)

der

Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät

der

Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

vorgelegt von

Melanie Beckmann

aus

Koblenz

Bonn 2002

Anfertigung mit Genehmigung der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der
Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

1. Referent: Prof. Dr. H. Bleckmann
2. Referent: Prof. Dr. T. Tittizer

Tag der Promotion: 15.11.2002

DANKSAGUNG

Herrn Prof. Dr. H. Bleckmann danke ich herzlich für die Annahme des Themas, die engagierte Betreuung, sein stets großes Interesse am Fortgang der Arbeit und für die Bereitstellung eines Arbeitsplatzes.

Bei Herrn Prof. Dr. T. Tittizer bedanke ich mich ebenso herzlich für die Übernahme des Koreferats und für die Gewährleistung der technischen Unterstützung.

Dr. C. Matthäi möchte ich an dieser Stelle meinen ganz besonderen Dank aussprechen. Er stand mir stets mit Rat und Tat zur Seite und war auch wenn nicht viel Zeit war immer bereit aufkommende Fragen ausführlich zu diskutieren.

Auch Dr. M. Kinder danke ich für seine Hilfsbereitschaft bei der Beantwortung meiner Fragen zur statistischen Auswertung meiner Untersuchungsergebnisse.

M. Rütten und H.-P. Geissen möchte ich für Ihre Unterstützung bei den Bestimmungsarbeiten danken. Nur mit Ihrer Hilfe wurde es mir möglich die große Probenzahl in der gewünschten Qualität zu untersuchen und auch schwierigere Arten sicher zu bestimmen.

Dr. K. Wendling und seinen Kollegen möchte ich für die bereitwillige Überlassung der Daten zu den Rheinzufüssen und für das Interesse an meiner Arbeit danken.

Dr. F. Schöll danke ich für die Anregung zu diesem Thema. Auch allen übrigen Kollegen der Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz, besonders B. Weidung, möchte ich ganz herzlich für Ihre Hilfe und für Ihr Interesse an meiner Arbeit danken.

Der Arbeitsgruppe Bleckmann, insbesondere meinen Bürokollegen Janina, Jakob und Boris möchte ich für die immer wieder unterhaltsamen und fröhlichen Gespräche danken, ohne die ich die wochenlange Lupenarbeit nicht so mühelos und gutgelaunt überstanden hätte.

Vor allem danke ich meinem Mann Moritz für die zahlreichen anregenden Diskussionen, seine Hilfsbereitschaft und für seine Geduld.

Melanie Beckmann

Gliederung

| | | |
|----------|--|-----------|
| 1 | EINLEITUNG | 1 |
| 2 | MATERIAL UND METHODEN | 5 |
| 2.1 | BESCHREIBUNG DES UNTERSUCHUNGSGEBIETS..... | 5 |
| 2.1.1 | Der Rhein..... | 5 |
| 2.1.2 | Das Mittelrheingebiet | 5 |
| 2.1.3 | Die Zuflüsse des Mittelrheins | 6 |
| 2.1.3.1 | <i>Wisper</i> | 7 |
| 2.1.3.2 | <i>Gründelbach</i> | 7 |
| 2.1.3.3 | <i>Saynbach</i> | 7 |
| 2.1.3.4 | <i>Nette</i> | 8 |
| 2.1.3.5 | <i>Ahr</i> | 8 |
| 2.1.3.6 | <i>Sieg</i> | 9 |
| 2.1.4 | Lage und Beschreibung der Untersuchungsbereiche | 9 |
| 2.2 | PHYSIKALISCHE UND CHEMISCHE UNTERSUCHUNGEN | 11 |
| 2.2.1 | Bestimmung der physikalischen und chemischen Wasserbeschaffenheit..... | 11 |
| 2.2.2 | Bestimmung der Korngrößenverteilung | 12 |
| 2.2.3 | Bestimmung des POM-Gehalts (partikuläres organisches Material).... | 13 |
| 2.3 | BENTHOSBIOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN | 14 |
| 2.3.1 | Quantitative Probenahme: Surber-Sampler | 14 |
| 2.3.2 | Fünf-Wochen-Untersuchung nach einem Rheinhochwasser | 15 |
| 2.3.3 | Besiedlungsexperiment mit künstlichem Substrat..... | 15 |
| 2.3.4 | Aufarbeitung des biologischen Materials | 16 |
| 2.4 | ZEITRAUM DER UNTERSUCHUNGEN | 17 |
| 2.5 | AUSWERTUNG DER BENTHOSBIOLOGISCHEN DATEN | 19 |
| 2.5.1 | Biozönotische Kenngrößen | 19 |
| 2.5.1.1 | <i>Dominanz</i> | 19 |
| 2.5.1.2 | <i>Autökologische Einstufung der Makrofauna</i> | 20 |
| 2.5.2 | Statistische Analysen..... | 25 |
| 2.5.2.1 | <i>ANOVAS</i> | 25 |
| 2.5.2.2 | <i>Multivariate Analysen</i> | 25 |
| 3 | ERGEBNISSE UND DISKUSSION DER TEILERGEBNISSE | 27 |
| 3.1 | PHYSIKALISCHE UND CHEMISCHE UNTERSUCHUNGEN | 27 |
| 3.1.1 | Physikalische und chemische Wasserbeschaffenheit..... | 27 |
| 3.1.2 | Korngrößenverteilung | 30 |
| 3.1.3 | POM-Gehalt (partikuläres organisches Material) | 32 |
| 3.1.4 | Diskussion der physikalischen und chemischen Ergebnisse | 33 |
| 3.2 | BENTHOSBIOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN | 37 |
| 3.2.1 | Verteilung der Artenzahlen | 37 |
| 3.2.2 | Dominanzstruktur..... | 41 |
| 3.2.2.1 | <i>Wisper</i> | 41 |
| 3.2.2.2 | <i>Gründelbach</i> | 43 |
| 3.2.2.3 | <i>Saynbach</i> | 44 |
| 3.2.2.4 | <i>Nette</i> | 45 |
| 3.2.2.5 | <i>Ahr</i> | 46 |
| 3.2.2.6 | <i>Sieg</i> | 47 |
| 3.2.3 | Autökologische Einstufung der Makrofauna..... | 48 |
| 3.2.3.1 | <i>Verteilung der biozönotischen Regionen</i> | 49 |

| | | |
|----------|---|-----------|
| 3.2.3.2 | <i>Verteilung der Strömungspräferenzen</i> | 50 |
| 3.2.3.3 | <i>Verteilung der Habitatpräferenzen</i> | 52 |
| 3.2.3.4 | <i>Verteilung der Ernährungstypen</i> | 53 |
| 3.2.4 | Multivariate Analyse | 53 |
| 3.2.4.1 | <i>Vergleich der Untersuchungsbereiche in den Rheinzufüssen</i> | 54 |
| 3.2.4.2 | <i>Rheinzufüsse im Verhältnis zum Rhein</i> | 57 |
| 3.2.5 | Fünf-Wochen-Untersuchung | 60 |
| 3.2.5.1 | <i>Entwicklung der Artenzahlen</i> | 61 |
| 3.2.5.2 | <i>Biozönotische Kenngrößen</i> | 61 |
| 3.2.5.3 | <i>Hauptkomponentenanalyse</i> | 64 |
| 3.2.6 | Besiedlungsexperiment | 65 |
| 4 | DISKUSSION DER GESAMTERGEBNISSE UND AUSBLICK | 68 |
| 4.1 | ZUR METHODIK | 68 |
| 4.1.1 | Auswahl der Rheinzufüsse | 68 |
| 4.1.2 | Strömungsmessung | 69 |
| 4.1.3 | Benthosbiologische Untersuchung | 69 |
| 4.1.4 | Statistische Auswertung | 70 |
| 4.2 | AUSWIRKUNGEN DES RHEINHOCHWASSERS | 71 |
| 4.3 | RHEINHOCHWASSER ALS STÖRUNGSFAKTOR | 72 |
| 4.4 | UNTERBRECHUNG DES BIOZÖNOTISCHEN LÄNGSVERLAUFS | 74 |
| 4.5 | SUKZESSION IM ANSCHLUSS AN EIN RHEINHOCHWASSER | 77 |
| 4.6 | EINFLUSS DER ZUFLÜSSE AUF DEN RHEIN | 80 |
| 4.7 | AUSBLICK | 81 |
| 5 | ZUSAMMENFASSUNG | 82 |
| 6 | LITERATURVERZEICHNIS | 84 |
| 6.1 | ALLGEMEINE LITERATUR | 84 |
| 6.2 | BESTIMMUNGLITERATUR | 93 |
| 7 | ANHANG | 96 |

1 Einleitung

Unsere Umwelt ist gekennzeichnet durch eine Vielfalt von Lebensräumen mit verschiedenen Biozönosen. Dementsprechend sind zahlreiche Übergangsbereiche gegenseitiger Prägung zu erwarten.

Im aquatischen Bereich gibt es zahlreiche Untersuchungen zu den Übergangsbereichen von See und Fluss (PETTS 1984, WALKER 1985, RICHARDSON & MACKAY 1991, QUINN et al. 1996, HILLBRICHT-ILKOWSKA 1999, WELKER & WALZ 1999) oder von Fluss und Meer (JIAZHEN & SHUHENG 1980, MORRISEY et al. 1994). Diese Untersuchungen haben gezeigt, dass ein Austausch zwischen den verschiedenen Lebensräumen stattfindet. Übergangsbereiche gibt es auch bei dem Aufeinandertreffen von Fließgewässern unterschiedlicher Typen. Alle Fließgewässer zeigen eine biozönotische Gliederung, die sich an der kontinuierlichen Änderung der physikalischen und chemischen Parameter im Längsprofil des Gewässers orientiert (SCHWOERBEL 1987, SCHÖNBORN 1992, STATZNER & BORCHARDT 1994). Dementsprechend weisen Fließgewässer unterschiedlicher Ordnung zumindest teilweise verschiedene Biozönosen auf. Treffen solche Gewässer aufeinander, so stellt sich die Frage, ob es einen Übergangsbereich gibt, in dem die Arten beider Fließgewässertypen vorkommen, oder ob dieser Bereich vielleicht artenärmer ist als die vom Übergangsbereich entfernteren Zonen.

BRUNS et al. (1984) und CELLOT (1996) untersuchten die Auswirkungen von Zuflüssen unterschiedlicher Größe auf die Fauna der Hauptflüsse hinsichtlich des River Continuum Concepts (VANNOTE et al. 1980). PERRY & SCHAEFFER (1987) und BRAVARD & GILVEAR (1996) versuchten anhand der Zuflüsse ein „river discontinuum“ zu belegen. LAWRENCE et al. (1997) und RICE et al. (2001) konnten zeigen, dass Zuflüsse einen erheblichen Beitrag zur Erholung der Hauptflussbiozönosen unterhalb von Dämmen leisten können. Der Einfluss von Zuflüssen auf die Morphologie und Sedimenttransport von Hauptflüssen ist ebenfalls gut untersucht (BEST 1987, ROY & BERGERON 1990).

Der umgekehrte Einfluss, also vom Hauptfluss auf die Mündungsbereiche der Zuflüsse, wurde jedoch noch gar nicht untersucht. Doch auch in diesem Bereich sind typische Veränderungen, wie sie im umgekehrten Einflussbereich entstehen, nämlich abrupte Veränderungen im Wasservolumen, Sedimentation und Wasserqualität (RICE et al. 2001), zu erwarten. Kommt es beispielsweise zu einem stärkeren Hochwasser, so überflutet der Hauptfluss mehr oder weniger lange Strecken der Mündungsbereiche seiner Zuflüsse; je nach

Gefälle kann diese Zuflussstrecke zwischen einigen Metern bis zu einigen Kilometern betragen. Neben den bereits erwähnten Effekten und denen, die durch auftretende Hochwasser verursacht werden (ROBINSON & MINSHALL 1986, RESH et al. 1988, SCRIMGEOUR & WINTERBOURN 1989, REICE et al. 1990, GILLER et al. 1991, DOLE-OLIVIER & MARMONIER 1992), kann in diesen Bereichen auch ein direkter Faunenaustausch stattfinden.

In der vorliegenden Arbeit soll am Beispiel des Rheins die Auswirkung der Wasserstandsschwankungen auf seine Zuflüsse untersucht werden. Als Untersuchungsgebiet wurde das Mittelrheingebiet von Bingen bis Bonn ausgewählt. Dieses Gebiet bietet sich aus mehreren Gründen für eine solche Untersuchung an: Der Mittelrhein ist durch eine steile Talwandung gekennzeichnet, an der sich die großen jährlichen Wasserstandsschwankungen sehr einfach nachvollziehen lassen. Auf diese Weise kann an den Zuflüssen im Mittelrheingebiet die Reichweite des Einflusses der Hochwasser genau definiert und mögliche Einflüsse des Hauptflusses auf seine Zuflüsse im Detail untersucht werden.

Der Rhein wird seit Mitte der 80er Jahre von der Bundesanstalt für Gewässerkunde ein- bis zweimal im Jahr untersucht, so dass das vorhandene Artenspektrum sehr gut erfasst ist. Der Mittelrhein weist eine relativ homogene Besiedlung auf; er wird nach der biozönotischen Gliederung der Fließgewässer dem Epipotamal (obere Zone des Tieflandflusses, gleichbedeutend mit Barbenregion) zugeordnet. Seine Zuflüsse haben demgegenüber einen ausgesprochen rhithralen Charakter (Mittelgebirgsfluss, gleichbedeutend mit Salmonidenregion), so dass anhand des Artenspektrums Einflüsse des Rheins auf die Zuflussmündungen zu erwarten sind.

Der Schwerpunkt der Arbeit liegt in der qualitativen und quantitativen Erfassung und Darstellung der biozönotischen Auswirkungen des Rheins auf seine Zuflüsse zwischen Bingen und Bonn. Die Untersuchungen wurden an den Mündungsbereichen ausgewählter Zuflüsse durchgeführt, welche in regelmäßigen Abständen vom Rhein überflutet werden. Die Bedingungen, die in diesen Bereichen herrschen, sind ausschlaggebend für einen möglichen biologischen Austausch zwischen dem Rhein und seinen Zuflüssen. Das überflutende Rheinwasser beeinflusst sowohl physikalische als auch chemische Parameter in den Zuflussmündungen. Bei Rheinhochwasser kommt es zu einem Rückstau in den Zuflüssen, während Wasserstände unter Mittelwasserniveau des Rheins einen freien Abfluss zulassen. Dabei kommt es zu wechselnder Erosion und Akkumulation von Sand und organischen Partikeln im Flussbett (SCHWOERBEL 1987, SCHÖNBORN 1992). All diese Faktoren beeinflussen die benthische Besiedlung. Die Stabilität der Lebensbedingungen ist

daher ein wichtiger Parameter für die Besiedlung und die Bildung von Zoozönosen. Häufig wechselnde Bedingungen können zu einer Artenverarmung führen; hier findet man oft nur noch Pionierarten (BEGON et al. 1996). Demnach ist zu erwarten, dass im Mündungsbereich relativ wenige und ökologisch auch wenig anspruchsvolle Arten zu finden sind. Weiter flussaufwärts werden die Verhältnisse stabiler. Dies könnte zu einer Zunahme der Artenzahl sowie der Zahl ökologisch anspruchsvolleren Arten führen.

In der vorliegenden Arbeit werden folgende Fragestellungen untersucht:

- 1.) im hochwasserbeeinflussten Bereich der Zuflüsse:
 - a) direkt nach einem Hochwasserereignis:
 - Gibt es Substratveränderungen durch Hochwasser?
 - Kommt es zu einem Rückgang der „Bach-Arten“?
 - Kommt es zur Ansiedlung von „Rhein-Arten“?
 - b) nach längerer Rhein-Mittelwasser-/Niedrigwasser-Phase:
 - Gibt es erneut Veränderungen im Substrat?
 - „Regeneriert“ sich die Bachfauna?
 - Verbleiben zusätzlich „Rhein-Arten“ in den Hochwasserbereichen?
- 2.) oberhalb des hochwasserbeeinflussten Bereiches der Zuflüsse:
 - Gibt es Ähnlichkeiten/Unterschiede zwischen Rhein- und Bachfauna?
 - Gibt es Ähnlichkeiten/Unterschiede zwischen Bach- und Hochwasserbereich-fauna?
- 3.) Unterschiede zwischen den Zuflüssen verschiedener Größen:
 - Ist die Ähnlichkeit der Faunen von der Gewässergröße abhängig?
 - Ist der Einfluss des Rheins im Mündungsbereich unterschiedlich großer Gewässer verschieden?

Der Einfluss des Hochwassers wurde anhand der benthischen Makroinvertebraten (=Makrozoobenthos: alle Wirbellosen Tiere, die auf dem Gewässergrund leben) und des Substrats (Korngrößen und partikuläres organisches Material (POM)) untersucht, da für eine ökologische Wirkungsanalyse alle wichtigen „Funktionskomplexe“ (Besiedlungs-, Abfluss-, Gewässerbett-, Stoffdynamik) berücksichtigt werden müssen (KOHMANN et al. 1993). Das

Makrozoobenthos stellt eine große Auswahl aus dem Gesamtspektrum der Fließgewässerfauna dar, da es im Körperbau, im Ernährungsmodus, in der Fortpflanzungsbiologie und in seiner Populationsdynamik hochdivers ist (STATZNER 1989). Mit Hilfe einer autökologischen Einstufung verschiedener Taxa des Makrozoobenthos kann eine Beurteilung eines Gewässers vorgenommen und Veränderungen in der biozönotischen Struktur festgestellt werden (BARNDT et al. 1994). Ansammlungen von POM oder feinkörnigem Substrat können über veränderte Strömungsgeschwindigkeiten und dadurch verursachte Veränderungen in der Schleppkraft des Wassers (z.B. durch Aufstau bei Hochwasser) Auskunft geben. POM stellt außerdem eine wichtige Größe im Stoffkreislauf des Gewässers und für viele Makroorganismen eine wesentliche Nahrungs- und Habitatgrundlage dar (MINSHALL 1967, SCHWOERBEL 1987).

2 Material und Methoden

2.1 Beschreibung des Untersuchungsgebiets

2.1.1 Der Rhein

Der Rhein, mit einer Länge von 1.236 km und einem Einzugsgebiet von 189.510 km² (IKSR 1989), ist einer der wichtigsten Flüsse Europas. Seit der Römerzeit wird er als Handelsweg genutzt und ist heute als zentrale Verkehrsachse mit 883 schiffbaren Kilometern die bedeutendste Binnenwasserstraße Europas.

Der Rhein ist in folgende hydrologische Abschnitte gegliedert: Alpenrhein: von der Quelle bis zum Bodensee; Hochrhein: vom Bodensee bis Basel; Oberrhein: von Basel bis Bingen; Mittelrhein: von Bingen bis Köln; Niederrhein: von Köln bis Emmerich; Mündungsdelta: von Emmerich bis zur Mündung in die Nordsee. Die normale Längsgliederung eines Flusses – Steilgefälle im Oberlauf, allmähliche Abflachung im Mittellauf und geringes Gefälle im Unterlauf – weist der Rhein aufgrund seiner geomorphologischen Prägung dreimal auf, und zwar in den Abschnitten Alpenrhein-Bodensee, Hochrhein, südlicher Oberrhein-nördlicher Oberrhein und Mittelrhein-Niederrhein (TITTIZER & KREBS 1996).

2.1.2 Das Mittelrheingebiet

Mit dem Eintritt in das rheinische Schiefergebirge an der Binger Pforte (Rhein-Kilometer (Rh-km) 530) wandelt sich der Rhein abrupt vom langsam strömenden Tieflandfluss zum schnell fließenden Gebirgsfluss mit felsigem Untergrund aus paläozoischen Schiefern und Quarziten. Er fließt daraufhin 125 km in nordwestlicher Richtung durch eine enge Talrinne mit Felsufern, Klippen, Inseln und strömungsberuhigten Buchten mit Sand- und Schlickflächen bis Bonn (Rh-km 655), wo er mit Eintritt in die Kölner Bucht zum Niederrhein wird (TITTIZER & KREBS 1996). Im Gegensatz zu anderen Rheinabschnitten hat der Mittelrhein ein deutlich höheres Durchschnittsgefälle mit entsprechend hohen Fließgeschwindigkeiten. Fischereibiologisch wird dieser Flussabschnitt als Barbenregion (Epipotamal) eingestuft.

Der Mittelrhein gliedert sich in drei Zonen: die Gebirgsstrecke von Bingen bis Koblenz (Strömungsgeschwindigkeit im Durchschnitt 6–7 km/h, felsiger Untergrund), das Neuwieder Becken von Koblenz bis Andernach (Strömungsgeschwindigkeit im Durchschnitt 4 – 5 km/h, felsiger, steiniger und kiesiger Untergrund), und die Talweitung von Andernach bis Bonn

(Strömungsgeschwindigkeit weiterhin 4–5 km/h, kiesiger Untergrund). Anthropogene Veränderungen beschränken sich hier auf Felssprengungen und Sicherung der Ufer gegen Erosion durch Steinschüttungen, Leitwerke und Buhnen. Seine Zuflüsse weisen in der Regel eine naturnahe Struktur auf und führen über weite Strecken gering belastetes Wasser.

Das hydrologische Regime des Mittelrheins wird maßgeblich geprägt durch die aus den Mittelgebirgen kommenden Nebenflüsse Neckar, Main, Nahe, Ahr und Mosel. Bedingt durch die zeitigere Schneeschmelze in den Mittelgebirgen tritt – statt eines Frühsommerhochwassers wie an Hoch- und Oberrhein – ein Hochwasser im späten Winter oder zu Beginn des Frühlings auf. Bleibt eine Frostphase aus, können Hochwasser auch wegen der starken Herbst-/Winter-Niederschläge im frühen Winter auftreten (wie z.B. 1995). Extreme Hochwasser können, bedingt durch das enge Tal, zu Anstiegen des Wasserstands von bis zu 7 m über Mittelwasserniveau (z.B. 1993 am Pegel Koblenz) führen (IKSR 1998).

2.1.3 Die Zuflüsse des Mittelrheins

Im Mittelrheinabschnitt wurden sechs Zuflüsse verschiedener Größe ausgewählt und repräsentativ für das weite Spektrum unterschiedlicher Rheinzufüsse untersucht (Abb. 2.1.1): Wisper, Gründelbach, Saynbach, Nette, Ahr und Sieg. Die untersuchten Rheinzufüsse entsprechen dem Typus Mittelgebirgsbach bzw. -fluss. In ihrer Geologie und den Grundwasserlandschaften stehen überwiegend devonische Schiefer und Grauwacken, zum Teil auch Quarzite an. Die Substrate sind überwiegend steinig-kiesig und zum Teil auch felsige Schieferplatten (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND FORSTEN 2000).

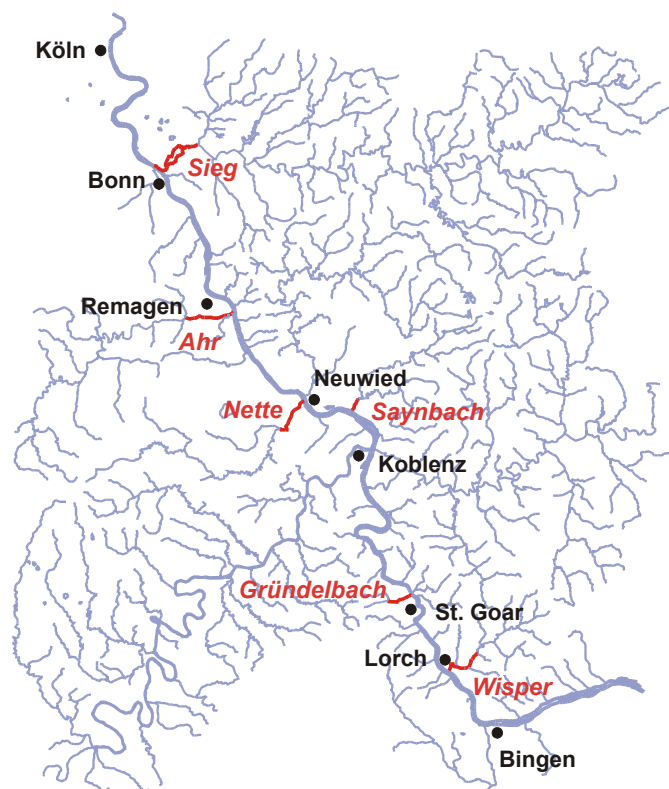


Abb. 2.1: Einzugsgebiet des Mittelrheins mit den untersuchten Rheinzufüssen (Mündungen rot markiert)

2.1.3.1 Wisper

Die Wisper ist ein Mittelgebirgsfluss II. Ordnung (mündl. Mitteilung StAWA Wiesbaden). Sie entspringt im westlichen Taunus bei Heidenrod und fließt durch ein insgesamt dünn besiedeltes, stark bewaldetes Gebiet zum Rhein (Mündung bei Rh-km 541,0). Die Wisper und ihre Zuflüsse stellen seit Jahren ein gering- bis unbelastetes Gewässersystem (Güteklasse I und I-II) dar. Die wenigen durch Abwassereinleitungen belasteten Fließstrecken im Oberlauf einiger abflussarmer Zuflüsse erholen sich durch die Selbstreinigungskraft des Gewässers schnell. Innerhalb der letzten fünf Jahre ist die Belastung nach weiteren Maßnahmen an den Abwasserreinigungsanlagen deutlich zurückgegangen (http://www.hlug.de/medien/wasser/gewaesserguete/bewert_n/home.htm (04.02.02)).

Die Wispermündung und damit auch ihre Untersuchungsbereiche liegen innerhalb der Ortschaft Lorch. Die Ufer sind durch Mauern befestigt, die Flusssohle dagegen weist natürliche Substratverhältnisse auf; die gesamte Untersuchungsstrecke ist kiesig-steinig und zum Teil auch felsig.

2.1.3.2 Gründelbach

Der Gründelbach ist ein Gewässer I. Ordnung (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND FORSTEN 2000) und fließt linksrheinisch auf einer Länge von 11,5 km, hat ein Einzugsgebiet von 23,21 km² und mündet bei St. Goar (Rh-km 557,0) in den Rhein (GEWÄSSERKUNDLICHES FLÄCHENVERZEICHNIS RHL.-PF. 1980). Er gehört der Güteklasse I an, d.h. er ist frei von organischen Belastungen. Trotz seines kleinen Einzugsgebiets führt er das ganze Jahr Wasser und hat mit seinem kiesig-steinigen Substrat einen turbulenten Abflusscharakter. Der Gründelbach fließt überwiegend durch waldiges Gelände und ist somit meist stark beschattet. In der Ortschaft St. Goar wird er über eine Strecke von 90 m in einem Tunnel geführt und ist über 30 m kanalisiert.

2.1.3.3 Saynbach

Der Saynbach ist ein Mittelgebirgsbach I. Ordnung (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND FORSTEN 2000), entspringt rechtsrheinisch bei Wölferlingen im westlichen Westerwald, hat ein Einzugsgebiet von 218,97 km² und mündet bei Rh-km 600,0 in den Rhein. Auf einer Gesamtlänge von 43,7 km wechselt die organische Belastung des Saynbachs mehrmals zwischen gering und mäßig belastet; kurzzeitig weist er sogar eine kritische Belastung auf. Der untersuchte Abschnitt fällt unter die Kategorien gering und mäßig belastet. Der Saynbach fließt durch die Stadt Bendorf und ist im Uferbereich durch Wurfsteinschüttung befestigt, die

naturbelassene Sohle weist ein kiesig-steiniges Substrat auf. Die letzten 200 m vor der Mündung sind durch ein Industriegelände eingeschlossen, so dass eine Untersuchung erst oberhalb dieses Geländes möglich war.

2.1.3.4 Nette

Die Nette ist ein Mittelgebirgsfluss II. Ordnung (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND FORSTEN 2000). Sie entspringt in der östlichen Eifel in der Nähe von Hohenleimbach, hat ein Einzugsgebiet von 371,82 km² und erreicht nach einer Fließstrecke von 59 km den Rhein bei Weißenturm (Rh-km 608,5). Die Gewässergüte wechselt zwischen geringer und mäßiger, streckenweise sogar kritischer Belastung. Im untersuchten Abschnitt wird ihr die Gewässergüteklasse II (mäßige organische Belastung) zugeordnet. Da dieser Abschnitt durch Weißenturm fließt, sind die Ufer zum Teil mit Wurfsteinschüttung befestigt. Die Flusssohle im Ortsbereich ist kiesig-steinig, im Mündungsbereich dagegen locker und sandig.

2.1.3.5 Ahr

Die Ahr ist ein Mittelgebirgsfluss III. Ordnung (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND FORSTEN 2000). Sie entspringt in der Kalkeifel in der Nähe von Blankenheim, fließt durch die Ahreifel ins Mittelrheingebiet und mündet dort nach einer Fließstrecke von 82,9 km bei Remagen-Kripp in den Rhein (Rhein-km 629,3). Ihr Einzugsgebiet umfasst 896,88 km². Die Belastung der Ahr mit biologisch abbaubaren organischen Substanzen in gering bis mäßig, streckenweise befinden sich auch kritisch belastete Abschnitte.

Im unteren Abschnitt fließt die Ahr durch die Ortschaft Sinzig. Hier sind die Ufer befestigt, die Flusssohle ist jedoch natürlich, kiesig-steinig. Im Anschluss fließt sie weiter in der Linz-Hönninger Talweitung mit einer Talsohlenbreite von rund 2,6 km im Raum Remagen-Kripp. Hier halten die mächtigen Schwemmkegel der Ahr den Rhein in einem gezwungenen Mäander am östlichen Talhang. Früher gab es drei Ahrmündungsarme in den Rhein, die durch Regulierungsarbeiten in einem Arm zusammengeführt wurden. Die organische Belastung der Ahr in diesem Abschnitt ist mäßig, unterhalb einer Kläranlageneinleitung (und damit noch im Einflussbereich des Rheins) sogar kritisch. Das Substrat verändert sich auf den letzten 200 m von kiesig-steinig zu sandig bis schluffig im Mündungsbereich.

2.1.3.6 Sieg

Im Mündungsabschnitt ist die Sieg ein Fluss IV. Ordnung (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND FORSTEN 2000). Sie entspringt am südlichen Rand des Rothaargebirges in der Nähe der Ortschaft Großenbach und hat ein Einzugsgebiet von 2.855 km². Nach einer Fließstrecke von 150 km durch das Siegerland, das Mittelsieg-Bergland und die Köln-Bonner Rheinebene mündet sie bei Rh-km 659,8 in den Rhein. Über die gesamte Strecke ist ihre organische Belastung gering bis mäßig. Damit entwässert sie große Teile des rechtsrheinischen Schiefergebirges. Im untersten Abschnitt, der Siegburger Bucht, bildet sie zusammen mit der Agger die Sieg-Agger-Mündungsaue, welche als Sieg-Agger-Niederung eine naturräumliche Untereinheit darstellt. In diesem Bereich nimmt das Gefälle bereits stark ab, so dass die Sieg ab der Aggermündung schon nahezu auf Rheinniveau fließt. Das Gebiet von etwa 2 km Breite enthält Auen und Inselterrassen. Hier fließt die Sieg stark mäandrierend; in ihrem Überschwemmungsbereich befinden sich viele Altarme und Altwässer. Zum Teil sind auch die ursprünglichen Bruchwälder noch erhalten. Die Niederungsterrassenkanten werden als Siedlungsorte genutzt.

Die Sieg zählt zu den größeren Flüssen mit einer fortgeschrittenen Längszonierung. Ihre Ufer sind durch Wurfsteinschüttung fast vollständig befestigt, ihre Sohle dagegen weitgehend naturbelassen. Im Mündungsbereich ist durch den Rückstau vom Rhein her nur noch eine sehr geringe Strömung vorhanden. Die Flusssohle ist hier sandig bis schluffig. Schon wenige 100 m flussaufwärts nimmt die Strömungsgeschwindigkeit jedoch zu und die Sohle wird kiesig-steinig.

2.1.4 Lage und Beschreibung der Untersuchungsbereiche

Da der Einfluss des Rheinhochwassers auf seine Zuflüsse untersucht werden sollte, wurde die Lage der Untersuchungsbereiche am Wasserstand des Rheins ausgerichtet. Im Mittelrheingebiet gibt es insgesamt acht Pegel, und jeder Pegel hat seine spezifische Skala und damit seine eigenen Pegelraten. Aus diesem Grund wurde stellvertretend der Pegel Koblenz ausgewählt. Er liegt etwa in der Mitte des Untersuchungsgebiets und erfüllt damit am ehesten den Anspruch, für alle untersuchten Zuflüsse übertragbare Pegelwerte zu liefern.

Jeder der sechs Zuflüsse wurde an drei Stellen untersucht (siehe Abb. 2.2 und Tab. 2.1):

- Untersuchungsbereich 1 (UB 1) liegt direkt oberhalb der Mündung; er wird bei jeder Überschreitung des Mittelwasserniveaus vom Rhein beeinflusst.

- UB 2 befindet sich unterhalb der Linie eines mittleren Rheinhochwassers, so dass stärkere Hochwasser, wie sie am Rhein ein- bis zweimal im Jahr auftreten, Einfluss auf diese Stelle haben.
- UB 3 liegt oberhalb des extremen Hochwasserstandes des Rheins und damit außerhalb seines Einflussbereichs. Dieser Bereich dient als Referenz für die vom Rhein ungestörte Biozönose.

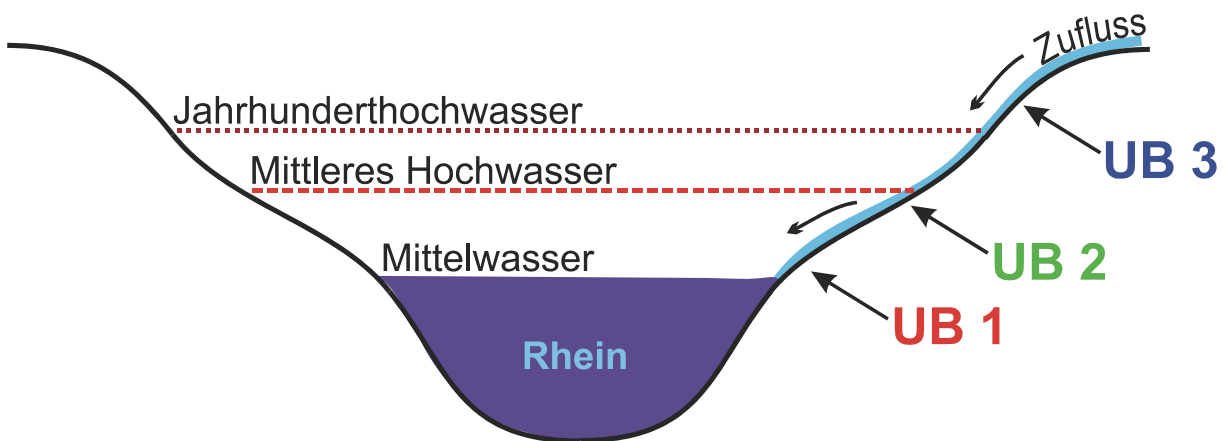


Abb. 2.2: Lage der Untersuchungsbereiche an den Rheinzufüssen

Die Untersuchungsbereiche haben jeweils eine Länge von 10 m, ihre Breite variiert je nach Zufluss zwischen 0,5 und 70 m. Die Strömungsgeschwindigkeit wurde mehrfach ufernah und in der Gewässermitte jeweils 5 cm über Grund gemessen (siehe Tab. 2.2).

Betrachtet man die Tabelle 2.1, so fällt auf, dass die Untersuchungsbereiche an der Sieg viel weiter auseinander liegen, als an den übrigen Untersuchungsgewässern. Ursache hierfür ist das geringe Gefälle ab der Aggermündung. Diese Besonderheit muss auch in der Bewertung der Ergebnisse Beachtung finden (siehe Kap. 4.4).

Im folgenden Kapitel werden die charakteristischen Merkmale der Rheinzuflüsse kurz beschrieben.

Tab. 2.1: Lage und Beschreibung der Untersuchungsbereiche

| Untersuchungs- bereich | Entfernung zum Rhein bei MW | Substrat, Strömung [m/s] | Gewässerbreite, Ufernutzung |
|---------------------------|--------------------------------|--------------------------------|------------------------------|
| Wisper 1 | 15 m | sandig/kiesig; 0,2–0,6 | 3–4 m; Rheinufer |
| Wisper 2 | 300 m | kiesig/steinig; 0,2–1,2 | 3–4 m; Mauer, Gärten, Straße |
| Wisper 3 | 1.300 m | kiesig/steinig/felsig; 0,2–0,6 | 3–4 m; Mauer, Gärten, Straße |
| Gründelbach 1 | 10 m | sandig/kiesig; 0,1–1,2 | 0,5–1,5 m; Wiese |
| Gründelbach 2 | 110 m | kiesig/steinig; 0,1–1,2 | 0,5–1,5 m; Wiese, Mauer |
| Gründelbach 3 | 680 m | kiesig/steinig; 0,1–1,2 | 0,5–1,5 m; Wald |
| Saynbach 1 | 250 m | kiesig/steinig; 0,2–1,6 | 3–4 m; Wiese/Industrie |
| Saynbach 2 | 800 m | kiesig/steinig; 0,2–0,1 | 3–4 m; Wald |
| Saynbach 3 | 1.430 m | kiesig/steinig; 0,4–1,2 | 3–4 m; Straße, Wiese |
| Nette 1 | 30 m | sandig/kiesig; 0,1–0,8 | 4–5 m; Feld, Wiese |
| Nette 2 | 700 m | kiesig/steinig; 0,4–1,0 | 4–5 m; Wiese, Straße |
| Nette 3 | 1.500 m | kiesig/steinig; 0,1–0,9 | 4–5 m; Wiese, Bäume, Feld |
| Ahr 1 | 20 m | sandig/kiesig; 0,1–0,9 | 15–20 m; Aue |
| Ahr 2 | 1.100 m | kiesig/steinig; 0,1–0,8 | 10–15 m; Aue |
| Ahr 3 | 2.300 m | kiesig/steinig; 0,1–0,7 | 10–15 m; Wiese |
| Sieg 1 | 50 m | Steinschüttung; 0,1–0,3 | 60–70 m; Wald |
| Sieg 2 | 5.700 m | kiesig/steinig/felsig; 0,1–1,5 | 35–40 m; Weg, Wiese |
| Sieg 3 | 9.250 m | sandig/kiesig/steinig; 0,1–0,4 | 30–35 m; Weg, Wiese |

2.2 Physikalische und chemische Untersuchungen

Die Erfassung physikalischer und chemischer Parameter ergänzt die ökologische Beschreibung der Gewässer. Bestimmung und Vergleich der vorhandenen Mengen an partikulärem organischen Material (POM) sowie der Korngrößen in den Untersuchungsbereichen können jedoch auch Hinweise auf ein verändertes Strömungsverhalten im Mündungsbereich der Zuflüsse unter Rheineinfluss geben.

2.2.1 Bestimmung der physikalischen und chemischen Wasserbeschaffenheit

Die physikalische und chemische Beschaffenheit der Rheinzufüsse wird, mit Ausnahme der Wisper, von den zuständigen Landesumweltämtern in regelmäßigen Abständen überwacht. Für Gründelbach, Saynbach, Nette und Ahr ist das Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz (Mainz), für Ahr und Sieg das Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Köln, Außenstelle Bonn) zuständig. Die von diesen Ämtern erhobenen chemischen Parameter wurden mit den selbst erhobenen Daten verglichen. Da es keine bedeutenden Abweichungen gab, werden in der Arbeit nur die selbst erhobenen Werte verwendet.

Begleitend zu den biologischen Probenahmen wurden in den Jahren 1999 und 2000 ergänzende physikalische Messungen mit tragbaren Instrumenten durchgeführt (Tab. 2.2). Die Messung der Leitfähigkeit, der Temperatur und des pH-Wertes wurden in beruhigten Uferbereichen durchgeführt; die Strömungsgeschwindigkeit wurde mit Ausnahme der Sieg über den gesamten Flussquerschnitt fünf bis zehn Zentimeter über dem Grund gemessen. Zusätzlich wurden an allen Zuflüssen Stichproben für eine photometrische Bestimmung der chemischen Parameter Phosphat, Nitrat, Ammonium und Chlorid genommen und anschließend in einer Kühlbox zur sofortigen Bestimmung ins Labor gebracht. Die Bestimmung erfolgte mit einem Photometer der Firma WTW.

Tab. 2.2: Instrumente zur Messung der physikalischen Parameter

| Messgerät / Firma | Parameter | Messmethode |
|---------------------------------------|--------------------------|--------------------------|
| LF 191 / WTW | Leitfähigkeit | elektrometrisch |
| OXI DIGI 550 / WTW | Temperatur | elektrometrisch |
| pH 191 / WTW | pH-Wert | elektro-potentiometrisch |
| Flügelradmesswertaufnehmer / HÖNTZSCH | Strömungsgeschwindigkeit | Messflügel |

2.2.2 Bestimmung der Korngrößenverteilung

Die Transportkraft des fließenden Wassers geht mit abnehmendem Gefälle von der Quelle bis zur Mündung zurück. Dabei werden die mitgeführten Feststoffe zunehmend auf der Flusssohle abgelagert (TITTIZER & SCHÖLL 1993). Diese Akkumulation ist einer der wichtigsten Vorgänge bei der Gestaltung des Flussbettes; sie ist auch mitverantwortlich für seine Zonierung. Bei der Akkumulation kommt es zu einer Sortierung des transportierten Materials nach Gestalt und Größe. Große Steine bleiben schon im Oberlauf liegen, Sand und Kies im Mittellauf, und Feinsand, vermischt mit kleinen organischen Partikeln aus der umgebenden Pflanzendecke und der eigenen Produktion, im Unterlauf (SCHÖNBORN 1992). Mündet ein Bach oder kleinerer Fluss in ein größeres Fließgewässer, so kann es im Mündungsbereich aufgrund der verminderten Fließgeschwindigkeit und Rückstau durch den Vorfluter zur Akkumulation von Schuttkegeln und Feinmaterial kommen (SCHÖNBORN 1992). Die Korngrößenzusammensetzung des Untergrundes ist für die Besiedlung der Bodenzone eines fließenden Gewässers von erheblicher Bedeutung (SCHWOERBEL 1994). Daher ist eine Korngrößenanalyse des Sediments für viele biologische Fragestellungen zwingend erforderlich.

Die Entnahme der Sedimentproben erfolgte vom 07.–14.09.2000 parallel zur Herbstuntersuchung. Hierzu wurde ein Eimer mit seiner Öffnung in Strömungsrichtung auf die Flusssohle gelegt. Anschließend wurden die oberen 10 cm des hinter der Öffnung (Strömungsschatten) liegenden Flusssediments in den Eimer geschaufelt. An jedem Untersuchungsbereich wurden je einmal vier Proben à 8–10 kg genommen. Die Korngrößenbestimmung fand im Labor der Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz vom 04.10. –13.10.2000 statt. Jede Sedimentprobe wurde bei 50 °C über Nacht getrocknet. Mit Hilfe von genormten Siebsätzen, die nach Maschenweite geordnet übereinander stehen, wurden die einzelnen Korngrößenanteile voneinander getrennt (Tab. 2.3). Anschließend wurden die einzelnen Korngrößenfraktionen gewogen und die Gewichtsanteile in Prozent umgerechnet. Die ermittelten Massenprozent der Untersuchungsbereiche 1, 2 und 3 wurden in Form von Summenkurven halblogarithmisch dargestellt (SCHWOERBEL 1994).

Tab. 2.3: Korngrößenklassen von Lockergesteinen nach SCHWOERBEL (1994)

| Bezeichnung | Korngröße [mm] |
|-------------|----------------|
| Steine | >63 |
| Grobkies | 63,0–20,0 |
| Mittelkies | 20,0–6,3 |
| Feinkies | 6,3–2,0 |
| Grobsand | 2,0–0,6 |
| Mittelsand | 0,6–0,2 |
| Feinsand | 0,2–0,06 |
| Schluff | <0,06 |

2.2.3 Bestimmung des POM-Gehalts (partikuläres organisches Material)

POM dient vielen Gewässerorganismen, so auch den Makroinvertebraten, als Nahrungsgrundlage (Zerkleinerer, Sedimentfresser) (MINSHALL 1967) und Habitat (SCHWOERBEL 1987). Die Verteilung von POM kann die Verteilung der Makrozoen im Quer- und Längsprofil eines Fließgewässers maßgeblich beeinflussen (DRAKE 1984, PARKER 1989). POM-Vorkommen lassen in der Regel auf die Fließgeschwindigkeit/Schleppkraft des Wassers schließen, da es nur in Bereichen mit beruhigter und langsamer Strömung zu einer Sedimentation und Anhäufung von organischem Material kommen kann. Zusätzlich führen Anhäufungen von POM zu einer stofflichen Veränderung des Substrates (SCHWOERBEL 1987).

Die Bestimmung des POM-Gehalts erfolgte um die Veränderungen im Mündungsbereich während und nach einem Hochwasser zu dokumentieren. Zu diesem Zweck wurde im Spätsommer 2000 an den Untersuchungsbereichen aller ausgewählten Zuflüsse eine POM-Bestimmung durchgeführt. Außerdem wurden an Wisper und Gründelbach in fünf aufeinander folgenden Wochen unmittelbar nach einem Hochwasser im Herbst 2000 Proben im UB 1 entnommen. Als POM-Proben dienten die mit dem Surber-Sampler (siehe unten)

entnommenen Proben (Herbst- und Nach-Hochwasser-Untersuchung 2000, fünf je Untersuchungsbereich) nach der Aussortierung aller Tiere. Der verbleibende Rest wurde bei 105 °C 24 Stunden lang getrocknet, danach gewogen, anschließend bei 800 °C im Muffelofen verglüht und erneut gewogen. Aus der Gewichts Differenz wurde der Gehalt an organischem Kohlenstoff berechnet (KRAUSE & STRIEPEN 1996).

2.3 Benthobiologische Untersuchungen

In den Jahren 1999 und 2000 wurden an den sechs ausgewählten Rheinzufüssen in jeweils drei Untersuchungsbereichen qualitative und quantitative Erhebungen des Makrozoobenthos durchgeführt. Die Hauptuntersuchungstermine lagen im Frühjahr, Sommer und Herbst und berücksichtigten damit die saisonalen Veränderungen der Makrofauna. Zusätzlich wurde im Herbst 2000 fünf Wochen nach einem Rheinhochwasser an den Mündungsbereichen (UB 1) von Gründelbach und Wisper Makrozoobenthosproben genommen. Diese Untersuchung sollte klären, ob und wenn ja welche Veränderungen nach einem Rheinhochwasser in der Invertebraten-Lebensgemeinschaft der Mündungsbereiche der Zuflüsse stattfinden. Außerdem wurde an diesen Zuflüssen im Herbst 2000 ein Besiedlungsexperiment mit künstlichem Substrat (Ziegelsteine) durchgeführt.

2.3.1 Quantitative Probenahme: Surber-Sampler

Der verwendete Surber-Sampler (SURBER 1937) (siehe Abb. 2.3) hat eine Sammelfläche von 520 cm² (20x26 cm) und ist mit einem GazeNetz mit einer Maschenweite von 300 µm bespannt. Bei der Probenahme wurde das Gerät mit der Öffnung gegen die Strömung auf den Gewässerboden gedrückt und das Sediment mit einer Schaufel ca. 3 min lang aufgewühlt. Die aufgewirbelten Organismen wurden von der Strömung ins Netz getrieben. Größere Steine wurden mit der Hand in das Sammelnetz gegeben. In jedem Untersuchungsbereich (siehe Abb. 2.2) wurden fünf Proben genommen. Bei der Probenahme wurden schnell und langsam fließende Bereiche sowie die verschiedenen Substrattypen entsprechend ihres Vorkommens berücksichtigt, ansonsten erfolgte die

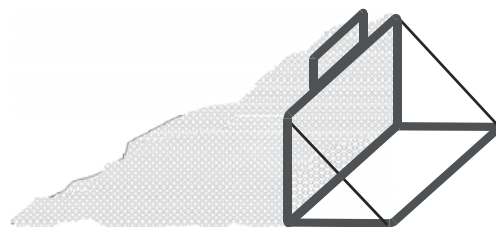


Abb. 2.3: Skizze eines Surber-Samplers (nicht maßstabsgetreu)

Probenahme zufällig. Nach dem Aussortieren und Bestimmen von Rote-Liste-Arten wurden die Proben mit 70%igem Ethanol in Polyethylenflaschen konserviert und für die weitere taxonomische Bestimmung ins Labor transportiert.

2.3.2 Fünf-Wochen-Untersuchung nach einem Rheinhochwasser

Mit der Untersuchung des UB 1 in fünf aufeinanderfolgenden Wochen im Anschluss an ein Rheinhochwasser sollte gezeigt werden, ob das vorhergehende Rheinhochwasser zu Veränderungen der Biozönosen in den Zuflussmündungen führt, und ob diese Veränderungen reversibel sind. Die Hypothese war, dass das Rheinhochwasser im UB 1 zu einem Rückstau führt, und die Makrozönose dadurch nachweisbar beeinflusst wird. Sinkt der Rheinpegel wieder, wird der UB 1 frei vom Rheineinfluss und auch der Abfluss erfolgt wieder ungehindert. Da sich die Lebensbedingungen in diesem kurzen Zeitraum sehr stark verändern, müsste es zu einer Sukzession in der Makrozönose kommen.

In den Wochen vom 07.07.2000 bis zum 14.08.2000 hatte der Rhein einen erhöhten Wasserstand, so dass die UB 1 der untersuchten Zuflüsse überflutet waren (siehe Abb. 2.6). Am 15. August sank der Rheinpegel erneut unter Mittelwasserniveau. Vom 17.08. an wurde in fünf aufeinander folgenden Wochen im UB 1 von Wisper und Gründelbach einmal wöchentlich eine Erhebung der Benthofauna mit dem Surber-Sampler durchgeführt (jeweils 5 Proben) und der POM-Gehalt bestimmt.

2.3.3 Besiedlungsexperiment mit künstlichem Substrat

Das Besiedlungsexperiment sollte zeigen, ob es unterhalb der Zuflussmündung im Rhein zu einer Vermischung der Zoozönosen der beiden Gewässer kommt, und somit ein nachweisbarer Einfluss der Fauna des Rheins besteht.

Als künstliches Substrat wurden Ziegelsteine gewählt, da diese erfahrungsgemäß von Makroinvertebraten gut besiedelt werden und eine definierte Oberfläche haben (SCHWOERBEL 1994). Ziegelsteine sind für einzelne Taxa unterschiedlich attraktiv und stellen gewissermaßen „ökologische Inseln“ dar. Besonders lithophile Arten (Tiere, die vorzugsweise an Steinen vorkommen) besiedeln die Ziegelsteine gerne; diese Besonderheit muss bei der Auswertung der Ergebnisse berücksichtigt werden (SCHWOERBEL 1994).

Ende Mai 2000 wurden in der Wisper und im Gründelbach sowie im Rhein ober- und unterhalb der Mündung der Zuflüsse an vier verschiedenen Stellen 15 Ziegelsteine

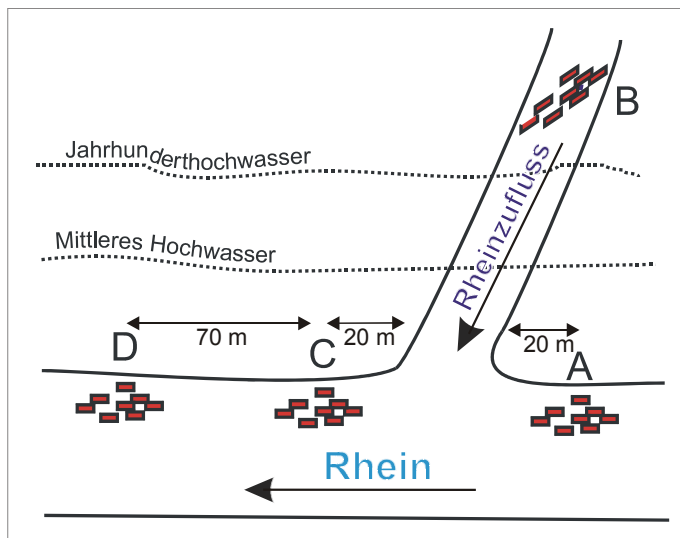


Abb. 2.4: Beschreibung der Lage der Ziegelsteine

ausgebracht (Abb. 2.4). Die Wahl der Untersuchungsstellen erfolgte so, dass insbesondere im Rhein alle Ziegel auch noch bei eintretendem Niedrigwasser unter dem Wasserspiegel lagen. Untersuchungsstelle A diente als Referenz für die Rheinflauna, Untersuchungsstelle B als Referenz für die Zuflussfauna. Die Untersuchungsstellen kurz unterhalb (C) und weiter unterhalb (D) der Zuflussmündung im Rhein sollten zeigen, ob eine Vermischung

der beiden Makrofaunen stattfindet bzw. ob sich Zuflussarten im Rhein ansiedeln können. Die Ziegel wurden für drei Monate exponiert und in der zweiten Septemberwoche parallel zu der Herbstuntersuchung (6 Ziegelsteine je Untersuchungsstelle) eingesammelt. Nach SHAW & MINSHALL (1980) sollte die Besiedlung von künstlichem Substrat bereits nach zwei Monaten vollständig abgeschlossen sein. So wird angenommen, dass auch die Besiedlung der ausgebrachten Ziegelsteine nach drei Monaten bereits abgeschlossen war.

2.3.4 Aufarbeitung des biologischen Materials

Die Aufarbeitung des biologischen Materials fand im Labor statt. Zuerst wurde der Alkohol vom Inhalt der Probenbehälter durch ein Feinsieb (Maschenweite 300 µm) abdekantiert. Anschließend wurde der Probeninhalt in eine weiße Fotoschale überführt und mit Wasser ausgespült. Aufgrund des Dichteunterschiedes zwischen den mit Alkohol getränkten organischen Probenbestandteilen (z.B. Tiere) und dem Wasser stiegen alle organischen Bestandteile für kurze Zeit an die Wasseroberfläche (Alkoholflotation). Diese konnten dann über die Kante der Fotoschale von den Substratresten (Steine, Sand, Schluff, Detritus) abgossen werden. Durch mehrmaliges Spülen werden nach dieser Methode ca. 90 % der Makroinvertebraten erfasst (ROSILLON 1987). Da die Fotoschale im Anschluss noch nach Tieren abgesucht wurde, kann man von einer nahezu 100%igen Auslese ausgehen. Die so

eingengte Probe wurde in einer Petrischale in Wasser aufgenommen und in kleinen Portionen unter einem Binokular bei 6–80facher Vergrößerung durchsucht. Dabei wurden die Organismen taxonomisch erfasst und gezählt. Im Anschluss daran wurden die ermittelten Daten auf einen Quadratmeter hochgerechnet.

Die verwendete Bestimmungsliteratur ist im Literaturverzeichnis am Ende der Arbeit aufgeführt (Kap. 6.2).

2.4 Zeitraum der Untersuchungen

Im Rahmen dieser Arbeit war eine Frühjahrsuntersuchung (Februar bis April), eine Sommeruntersuchung (Juni) und eine Herbstuntersuchung (September bis Oktober) vorgesehen. Abgesehen von dem vorher aufgestellten Zeitplan wurden die tatsächlichen Untersuchungstermine auch durch den Wasserstand des Rheins bestimmt, da der UB 1 der Rheinzufüsse nur bei Mittelwasserniveau des Rheins erreichbar war. 1999 hatte der Rhein einen der höchsten Abflüsse der letzten Jahrzehnte. So wurde in Koblenz der Mittelwasserstand (MW) vom 20. Februar bis zum 27. Juli kontinuierlich überschritten (Abb. 2.5).

Der UB 1 der Ahr und Sieg war bei erhöhtem Wasserstand des Rheins ($>MW$) vom Ufer her nur schlecht zu erreichen. In der Hoffnung, dass der Rhein noch fallen würde, wurden die Frühjahrs- und die Sommer-Untersuchungsreihen um einige Wochen verschoben.

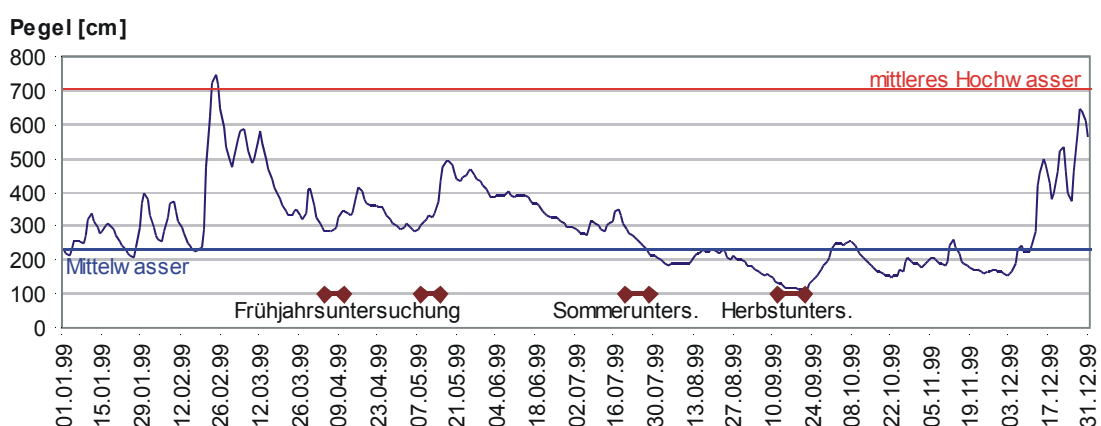


Abb. 2.5: Wasserstandsganglinie des Rheins im Jahr 1999; Pegel Koblenz. In dieser Abbildung und in Abb. 2.6 markieren die Balken die Untersuchungszeiträume.

Wie der Tabelle 2.4 zu entnehmen ist, wurden im April zunächst die Flüsse Gründelbach, Wisper und Saynbach untersucht, da in diesen Zuflüssen die

Untersuchungsbereiche 1, 2 und 3 zugänglich waren. Sieg, Ahr und Nette konnten erst im Mai untersucht werden. Auch zum ursprünglich angestrebten Zeitpunkt der Sommeruntersuchungsreihe (Mitte Juni) war der Wasserstand des Rheins noch zu hoch, um alle Untersuchungsbereiche zu erreichen. Deshalb konnte die Untersuchung erst in der letzten Juliwoche durchgeführt werden. Die Herbstuntersuchung konnte zum gewünschten Zeitpunkt in der zweiten Septemberhälfte an allen UB durchgeführt werden, da der Rheinpegel unterhalb des Mittelwasserniveaus lag.

Tab. 2.4: Untersuchungsreihen im Jahr 1999; 1, 2 und 3 steht für die jeweiligen UB

| Zeitraum | Ahr | GB | Nette | SB | Sieg | Wisper | Art der Untersuchung |
|--------------------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|-----------------------|
| 7.-9. Apr 10.-12. Mai | 2, 3 | 1, 2, 3 | 2, 3 | 1, 2, 3 | 2, 3 | 1, 2, 3 | Frühjahrsuntersuchung |
| 20.-28. Juli | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | 2, 3 | 1, 2, 3 | 2, 3 | 1, 2, 3 | Sommeruntersuchung |
| 13.-17. Sept | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | Herbstuntersuchung |

Im Jahr 2000 war der Abfluss des Rheins besonders durch das Ausbleiben einer deutlichen Niedrigwasserphase im Herbst gekennzeichnet (Abb. 2.6). Diese Tatsache erschwerte die geplante Nachhochwasseruntersuchung im UB 1. Da das Mittelwasserniveau des Rheins zeitweise zumindest nicht überschritten wurde, konnte Anfang September dennoch in fünf aufeinanderfolgenden Wochen der UB 1 von Wisper und Gründelbach untersucht werden. Die drei Hauptuntersuchungsreihen (Frühjahr, Sommer, Herbst) konnten im Jahr 2000 an allen Untersuchungsbereichen termingerecht durchgeführt werden, da der Rhein in diesen Zeiträumen Mittelwasserniveau erreichte. Tabelle 2.5 stellt die Untersuchungstermine mit den jeweiligen Untersuchungsbereichen im Jahr 2000 zusammen.

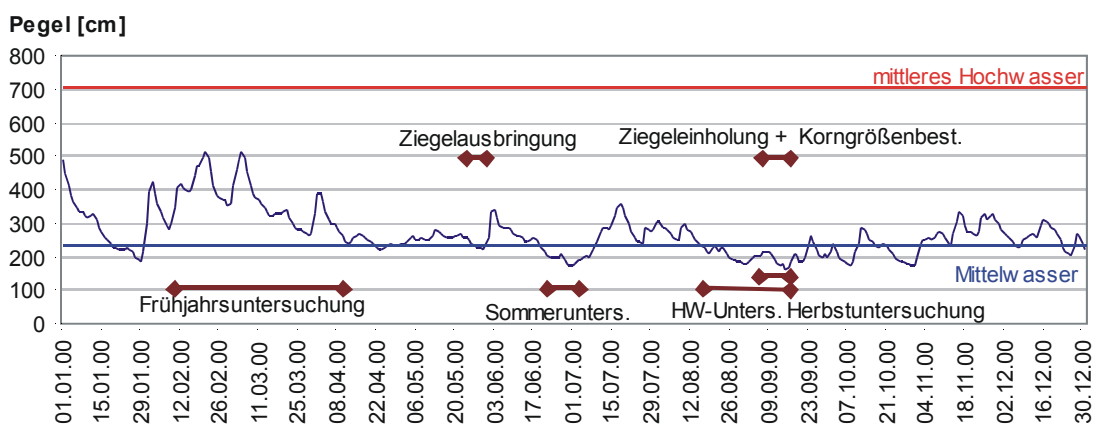


Abb. 2.6: Wassertandsganglinie des Rheins im Jahr 2000; Pegel Koblenz.

Tab. 2.5: Untersuchungsreihen im Jahr 2000; 1, 2 und 3 steht für die jeweiligen UB

| Zeitraum | Ahr | GB | Nette | SB | Sieg | Wisper | Art der Untersuchung |
|--|---------|---------|---------|---------|---------|---------|-------------------------|
| 09./10. Feb 21./23. März 13. Apr | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | Frühjahrs- |
| 12., 13., 25. Mai | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | | Nährstoff- (Photometer) |
| 29.-31. Mai | | 1, 2, 3 | | | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | Ziegelstein-Ausbringung |
| 26. Juni - 4. Juli | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | Sommer- |
| 17. August | | 1 | | | | 1 | Nach HW- / POM- |
| 25. August | | 1 | | | | 1 | Nach HW- / POM- |
| 31. August | | 1 | | | | 1 | Nach HW- / POM- |
| 06. Sept | | | | | 2 | | Nährstoff- (Photometer) |
| 07. Sept. | | 1 | | | | 1 | Nach HW- / POM- |
| 14. Sept. | | 1 | | | | 1 | Nach HW- / POM- |
| 07.-14. Sept | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | Herbst- / POM- |
| 07.-14. Sept | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | Korngrößen- |
| 07.-14. Sept | | 1, 2, 3 | | | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | Ziegelstein-Einholung |
| 14./15. Sept | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | Nährstoff- (Photometer) |
| 04.-13. Okt | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | 1, 2, 3 | Korngrößenbestimmung |

2.5 Auswertung der benthosbiologischen Daten

2.5.1 Biozönotische Kenngrößen

2.5.1.1 Dominanz

Die Dominanz D_i beschreibt die relative Häufigkeit des i -ten Taxons im Vergleich zu allen übrigen Taxa bezogen auf eine bestimmte Lebensraumgröße. Sie wird nach folgender Formel

berechnet:

$$D_i = \frac{n_i}{N} * 100\% \quad N = \sum_{i=1}^S n_i$$

mit: n_i = Individuenzahl des i -ten Taxons

N = Anzahl aller Individuen

S = Gesamtzahl der Taxa

Die Ergebnisdarstellung erfolgte in Form eines Histogramms, in dem die Taxa nach abnehmender Dominanz geordnet sind (Dominanzstruktur). Eine logarithmische Klassifikation der Taxa in Haupt- und Begleittaxa erfolgte nach MÜHLENBERG (1989):

Haupttaxa:

eudominant: 32,0–100 %

dominant: 10,0–31,9 %

subdominant: 3,2–9,9 %

Begleittaxa:

rezedent: 1,0–3,1 %

subrezedent: 0,32–0,99 %

Sporadisch: < 0,32 %

Da das räumliche und zeitliche Verteilungsmuster der Organismen in engem Zusammenhang mit den physiologischen Effekten der Umweltfaktoren steht, kann aus der Dominanzverteilung der Arten innerhalb der vorgefundenen Lebensgemeinschaften auf die ökologisch wirksamen Einflussfaktoren geschlossen werden.

2.5.1.2 Autökologische Einstufung der Makrofauna

Für das Vorkommen von Makrozoen sind die abiotischen Faktoren von großer Bedeutung. Dies gilt sowohl auf einer großen Maßstabsebene, z.B. hinsichtlich des Gewässertyps oder der biozönotischen Region, die eine Art besiedelt, als auch auf einer kleinen Maßstabsebene bezüglich der Habitatanforderungen im engeren Sinn (SCHMEDITJE 1995). Aus diesem Grund müssen bei einer autökologischen Einstufung der Makrozoen alle wichtigen „Funktionskomplexe“ berücksichtigt werden. Die Berechnung der autökologischen Einstufung erfolgte mit dem Programm ZoDaBa der Bundesanstalt für Gewässerkunde, welches an die autökologische Einstufung der Makrofauna von SCHMEDITJE & COLLING (1996) angelehnt ist. Die genaue Berechnungsvorschrift dazu ist im Anhang 4-1 aufgeführt.

Biozönotische Regionen

Anhand des nachgewiesenen Makrozoobenthos soll eine Einstufung der untersuchten Gewässerabschnitte in eine biozönotische Region vorgenommen werden. Die Methode beruht auf der Tatsache, dass im Längsverlauf einer Fließstrecke in Reaktion auf gesetzmäßig auftretende physiografische und physikalisch-chemische Kontinuumsänderungen jeweils typische Zönosen einander ablösen (MOOG 1995). Der Übergang ist dabei fließend (siehe Tab. 2.6).

Die Analyse der längenzonalen Fließgewässertypisierung (SCHMEDITJE & COLLING 1996) ermöglicht die Einstufung eines Untersuchungsbereichs anhand des Makrozoobenthos in eine Fließgewässerzönose. Auch können damit Veränderungen hinsichtlich einer längenzonalen Faunenverschiebung (Ermittlung der biozönotischen Region mittels der in Tab. 2.6 aufgeführten Kenndaten) kenntlich gemacht werden. Durch den Vergleich des „Ist-Zustandes“ mit dem „Soll-Zustand“ der längenzonalen Verteilung des Makrozoobenthos wird der Einfluss des Rheins auf die Biozönose der Zuflüsse ersichtlich.

Tab. 2.6: Einstufung der Fließgewässer in biozönotische Regionen (aus: BANNING 1998)

| Biozönotische Region | Krenal | Epirhithral | Metarhithral | Hyporhithral | Epipotamal | Metapotamal | Hypopotamal |
|---|--|--|---|---|--|---|--|
| Fischereibiologische Zuordnung | Quellregion (Salamanderregion) | Obere Forellenregion | Untere Forellenregion | Äschenregion | Barbenregion | Brachsenregion | Kaulbarsch-Flunderregion |
| Abiotische Kenndaten | | | | | | | |
| Jahresamplitude (KLEE 1991) | <5°C | <10°C | >15°C | >20°C | >20°C | >20°C | >20°C |
| Flussordnungszahl (VANNOTE et al. 1980) | I-III | | | IV-VI | | >VII | |
| Besiedlungssubstrat (nach RIECKEN & BLAB 1989) | | Sommerkalte Fließgewässer, kiesig-sandige Substrate, keine submersen Makrophyten | | kiesig sandige Substrate, kleinflächige Makrophyten möglich | Fließgewässer der Ebene, sandige, teilweise noch kiesige Sedimente, teilweise großflächige Bestände submerser Makro-phyten | größere Flüsse der Ebene, sandig schlammige Sedimente, ausgeprägte Röhrichtbestände, submerse Makrophyten fehlen häufig, teilweise bereits Phyto-plankton | Mündungsbereich, sandig schlackige Sedimente im Einflussbereich der Gezeiten, Brackwasser, Röhrichtbestände und Phytoplankton, submerse Makrophyten fehlen |
| Biotische Kenndaten | | | | | | | |
| Leitarten (nach MOOG et al. 1995) | <i>Crunoecia irrorata</i> , <i>Plectrocnemia gemiculata</i> | <i>Hydropsyche tenuis</i> , <i>Philopotamus montanus</i> | <i>Elmis aenea</i> , <i>Rhyacophila dorsalis</i> | <i>Athripsodes albifrons</i> | <i>Gomphus vulgatissimus</i> , <i>Aphelocheirus aestivalis</i> | <i>Pseuanodonta complanata</i> , <i>Ephoron virgo</i> | |
| Saprobiologische Einstufung | I | I-II | | | II | | |
| Ernährungstypenverteilung (VANNOTE et al. 1980) | Zerkleinerer überwiegen, geringer Anteil an filtrierern | | | Weidegänger, Filtrierer, Sedimentfresser überwiegen, Anteil der Zerkleinerer wird kleiner | | Filtrierer weichen nach Optimum im Übergang der VI. zur VII. Flussordnung den Sedimentbewohnern, die Sedimentfresser prägen das Faunenbild | |

Strömungspräferenz

Die Strömung ist die zentrale Komponente innerhalb der Faktoren, die auf Organismen in einem Fließgewässer wirken (SCHÖNBORN 1992). Sie ist eng mit der Geomorphologie des Gewässersystems (geologischer Untergrund, Höhenlage, Gefälle) und der Morphologie des Gewässerbetts (Profil, Substrattyp und -vielfalt etc.) verknüpft. Umgekehrt hat sie Auswirkungen auf physikalisch-chemische Gewässerparameter, wie den Sauerstoffgehalt oder die Temperatur. Die Strömung kann z.B. einen fördernden Einfluss auf die Ansammlung (RABENI & MINSHALL 1977) und mikrobielle Besiedlung von POM haben und auch den mikrobiellen Abbau organischer Substanz beschleunigen (CANTON & MARTINSON 1990).

Die Strömungspräferenz einzelner Tiere ist auf verschiedene Anpassungen an die Lebensweise zurückzuführen (z.B. Fortbewegungsmodus, Körperform, Haltemöglichkeiten). Einflüsse der Strömung auf das Verhalten und die Ernährung der Tiere zeigen sich vor allem in der Wahl des Aufenthaltsortes bzw. des Besiedlungssubstrats.

Für die Typisierung hinsichtlich der Strömungspräferenz wurden Kategorien nach SCHMEDITJE & COLLING (1996) verwendet und diese nach der in der im Anhang 4-1 genannten

Berechnungsvorschrift verrechnet. Nach der Strömungspräferenz der Tiere unterscheidet man zwischen folgenden Gruppen:

LIMNOBIONT: an Stillgewässer gebunden, daher nur in stehendem Wasser.

LIMNOPHIL: Stillwasserart; strömungsmeidend, nur selten in träge fließenden Gewässern.

LIMNO- BIS RHEOPHIL: Stillwasserart; häufiger auch in träge bis langsam fließenden Gewässern.

RHEO- BIS LIMNOPHIL: vorwiegend in Fließgewässern; Präferenz für langsam bis träge fließende Gewässer bzw. ruhige Zonen in Fließgewässern, daneben auch in Stillgewässern.

RHEOPHIL: Fließgewässerart; strömungsliebend, bevorzugt in schnell fließenden Gewässern.

RHEOBIONT: Fließgewässerart; an strömendes Wasser gebunden; vorwiegend in reißenden bis schnell fließenden Gewässern.

INDIFFERENT: keine Präferenz für fließendes oder stehendes Wasser erkennbar.

Habitatpräferenz

Bei der Habitatpräferenz kommt – ähnlich wie bei der Strömungspräferenz – ein sehr komplexes Zusammenspiel zwischen den Gewässerorganismen und ihrer Umwelt zum Ausdruck. Unter dem Habitat ist bei Pflanzen der Standort bzw. bei Tieren die „Lebensstätte“ einer Art zu verstehen. Unterschieden werden kann zwischen biotischen (Wasserpflanzen, Totholz etc.) und abiotischen Habitaten (z.B. Schlamm, Sand, Steine). Im Folgenden wird die nähere Differenzierung und Bezeichnung der „Habitate“ nach BRAUCKMANN (1987) bzw. MOOG & GRASSER (1996) aufgezeigt. Die Berechnung erfolgt nach der im Anhang 4-1 aufgeführten Berechnungsvorschrift.

PELAL: unverfestigte Feinsedimente (Schlick, Schlamm; Korngröße $<0,063$ mm).

ARGILLAL: verfestigte Feinsedimente (Lehm, Ton; Korngröße $<0,063$ mm).

PSAMMAL: Feinsand, Grobsand (Korngröße $0,063$ – 2 mm).

AKAL: Feinkies, Mittelkies (Korngröße $0,2$ – 2 cm).

LITHAL: Grobkies, Steine bis Felsblöcke (Korngröße >2 cm).

PHYTAL: aquatische Algen, Moose und höhere Wasserpflanzen einschließlich lebender Pflanzenteile wie Wurzelbärte oder ins Wasser ragendes Blattwerk von Uferpflanzen.

PARTIKULÄRES ORGANISCHES MATERIAL: u.a. Totholz, Baumstämme, Äste, Zweige, Falllaub, Getreibsel, Feindetritus.

SONSTIGE HABITATE

Im Längsprofil eines Fließgewässers stellt sich für die jeweilige biozönotische Region ein dynamisches Gleichgewicht für die verschiedenen Habitatpräferenzen ein. In hypokrenalen und rithralen Bereichen, welche durch starke Strömung und steinig bis felsiges Substrat gekennzeichnet sind, finden sich hauptsächlich lithale Arten. Zum Potamal hin – bei geringerer Strömung und feinerem Substrat – findet man dagegen Arten, die das Pelal bevorzugen. Sollten durch den Einfluss des Rheins starke Veränderungen im Fließgewässerkontinuum auftreten, könnte dies möglicherweise anhand veränderter Habitatpräferenzen im Vergleich zum Zuflussoberlauf gezeigt werden.

Ernährungstypenverteilung

Die Ernährungstypenverteilung des Makrozoobenthos in einem Fließgewässer ermöglicht eine indirekte Beurteilung der im Gewässer ablaufenden Stoffwechselprozesse (Aufbau, Umbau und Mineralisation von organischer Substanz). Dabei stellt sich für die jeweilige biozönotische Region im Längsprofil eines Fließgewässers ein typisches Fließgleichgewicht ein (Fließgewässerkontinuum = River Continuum Concept; siehe VANNOTE et al. 1980).

Die Nahrungsgrundlage der Tiere im Oberlauf eines Fließgewässers besteht laut dem River Continuum Concept aus dem von der Ufervegetation stammenden Eintrag grob partikulären Materials (z.B. Falllaub) und dem im Lauf der Fließstrecke an Bedeutung gewinnenden Algenaufwuchs. Dominiert wird die Gesellschaft von Zerkleinerern, gefolgt von Filtrierern und Weidegängern. Der Einfluss der Ufervegetation nimmt entlang des Mittellaufs ab, gleichzeitig steigt die Primärproduktion. Demzufolge geht der Anteil der Zerkleinerer zurück, die Zahl der Weidegänger, Filtrierer und Sedimentfresser nimmt dagegen zu. Als Nahrungsgrundlage im Unterlauf tritt suspendiertes und abgelagertes Feinmaterial in den Vordergrund, wodurch es neben den zahllosen Filtrierern zu einer Dominanz der Sedimentfresser in der Biozönose kommt. Abweichungen von dieser Abfolge deuten auf Veränderungen hin und bedürfen daher einer Erklärung.

Der Ernährungstyp definiert verschiedene Formen der Nahrungsaufnahme und zugleich auch die Beschaffenheit der Nahrung. In der Literatur findet man dazu eine Vielzahl unterschiedlicher Einteilungen und Definitionen. Die hier gewählte Einteilung zielt im

Wesentlichen auf Unterschiede in der Ernährungsweise der Tiere ab. Nach SCHMEDITJE & COLLING (1996) unterscheidet man zwischen folgenden Ernährungstypen:

WEIDEGÄNGER: weiden epilithische (teilweise auch endolithische) Algen bzw. den Biofilm von Steinen und anderen Hartsubstraten ab; teilweise Ernährung von Detritus.

ZELLSTECHER/BLATTMINIERER: saugen Zellen von Pflanzen und höheren Wasserpflanzen aus.

HOLZFRESSER: fressen Totholz.

ZERKLEINERER: ernähren sich von Falllaub und anderem groben partikulären Material.

SEDIMENTFRESSER: fressen sedimentiertes, feinputikuläres Material; es handelt sich um ein Gemisch von pflanzlichem Detritus, Bakterien, lebenden Algen und z.T. auch mineralisierten Stoffen.

FILTRIERER/STRUDLER: filtrieren schwebende Nahrungspartikel wie planktische Algen, kleine Beutetiere oder feinputikuläres Material entweder durch aktives Strudeln oder durch Filtrieren (aktiv oder passiv, Letzteres z.B. durch das Aufstellen von Netzen).

RÄUBER: fressen lebende Beutetiere.

PARASITEN: ernähren sich von den Körpersubstanzen des Wirtes.

SONSTIGE: sonstige Ernährungstypen (z.B. Aasfresser).

Hinsichtlich der Zusammensetzung der Ernährungstypen in den untersuchten Rheinzufüssen können Abweichungen innerhalb der Untersuchungsbereiche 1, 2 und 3 auftreten und gegebenenfalls mit fremdartigen Einflüssen in Beziehung gebracht werden (SCHMEDITJE & COLLING 1996). Nach KOHMANN (1992) und SCHMEDITJE & COLLING (1996) kommt es beispielsweise im Staubereich eines rhithralen Gewässerabschnittes zu einem drastischen Wechsel der Ernährungstypen-Zusammensetzung: Die Zerkleinerer verschwinden zugunsten der das Feinsediment besiedelnden Detritus- und Substratfresser (Sammler). Das verringerte Angebot an Hartsubstrat macht sich auch in einem Rückgang der Zahl der Weidegänger bemerkbar. Führt der Rhein in den Mündungsbereichen der Zuflüsse zu einem Aufstau und damit zu Ansammlungen von POM, müsste dies anhand der Veränderung der Ernährungstypen-Zusammensetzung nachweisbar sein.

Fortbewegungstypen

Die Fortbewegung eines Gewässerorganismus wird sowohl von der Habitatstruktur als auch von der Strömung maßgeblich bestimmt (SCHÖNBORN 1992). Neben der Struktur der

oberflächlichen Sedimente des Gewässerbetts ist für die Fortbewegung der Organismen, insbesondere für viele Insektenlarven, Oligochaeten oder Crustaceen auch die Struktur der tieferen Bettsedimente, des hyporheischen Interstitials, von besonderer Bedeutung (BRETSCHKO & MOOG 1990).

Die Fortbewegungstypen werden nach SCHMEDITJE & COLLING (1996) folgenden Kategorien zugeordnet: **SCHWEBEND/TREIBEND, KRIECHEND/LAUFEND, SCHWIMMEND/TAUCHEND, SESSIL, GRABEND/BOHREND, SONSTIGE.**

2.5.2 Statistische Analysen

2.5.2.1 ANOVAS

Die faunistischen Daten wurden entweder mit einer Regression (1-faktorielle ANOVA) (Kap. 3.2.3.1 – 3.2.3.4, 3.2.5.2) oder mit einer 2-faktoriellen ANOVA analysiert. Eine Transformation der Daten war für diese Analysen nicht erforderlich.

Für die Regressionsanalyse wurde ein Signifikanzniveau von 10 % zur Beurteilung der Analyseergebnisse gewählt, da die Streuung und Varianz ökologischer Freilanddaten naturgemäß sehr hoch ist (mündl. Mitteilung M. KINDER).

Für die 2-faktorielle ANOVA (Kap. 3.1.2, 3.1.3, 3.2, 3.2.5.1) wurde der Scheffe's Post-Hoc-Test bei normaler Varianzverteilung, und der Games-Howell's Post-Hoc-Test bei großen Varianzabweichungen verwendet. Hier wurde das übliche Signifikanzniveau von 5 % zur Beurteilung der Analyseergebnisse verwendet (RICE 1989).

2.5.2.2 Multivariate Analysen

Mit dem Softwarepaket ADE (THIOULOUSE et al. 1997) wurde eine Hauptkomponenten-Analyse (principal components analysis, PCA) durchgeführt. Die PCA gewichtet besonders Arten, die häufig und in hohen Besiedlungsdichten in der Biozönose vorkommen. Seltene Arten nehmen nur geringen Einfluss auf die Berechnung und treten in der darstellenden Grafik kaum in Erscheinung. Fehlinterpretationen werden somit vermieden (THIOULOUSE et al. 1997).

Für die Hauptkomponenten-Analyse wurden die Artenlisten nach Jahren, Jahreszeiten, Flüssen und Untersuchungsbereichen gruppiert. Für die PCA wurden die Daten mit dem natürlichen Logarithmus transformiert, so dass eine annähernde Normalverteilung erreicht

werden konnte. Einzelfunde wurden ausgeschlossen, um den Einfluss seltener Arten zu verringern.

Für den Vergleich der Zuflüsse mit dem Rhein wurden Rheindaten von der Bundesanstalt für Gewässerkunde aus den Jahren 1999 und 2000 verwendet. Zu jedem Zufluss wurden nur Rheindaten aus einem Abschnitt von 10 km oberhalb bis 5 km unterhalb der Zuflussmündung verrechnet.

3 Ergebnisse und Diskussion der Teilergebnisse

3.1 Physikalische und chemische Untersuchungen

3.1.1 Physikalische und chemische Wasserbeschaffenheit

An den untersuchten Gewässern wurden vor Ort Temperatur, pH-Wert und Leitfähigkeit mit dem Multimeßgerät gemessen (Tab. 3.1). Die Bestimmung von Phosphat-, Nitrat-, Ammonium- und Chloridgehalt erfolgte im Labor mit dem Photometer (Tab. 3.2). Eine Beurteilung der Wasserbeschaffenheit allein auf Basis dieser Daten ist nicht zulässig, da selbst bei mehrmaligen Messungen die Variationsbreite einzelner Parameter beispielsweise aufgrund stoßweiser Einleitungen, tageszeitlicher und jahreszeitlicher Schwankungen (z.B. pH, Temperatur) groß ist (siehe Tab. 2.6).

pH, Leitfähigkeit, Temperatur und Fließgeschwindigkeit

Die gemessenen pH-Werte gehen vom neutralen bis in den schwach basischen Bereich. Die gemessenen Leitfähigkeiten liegen mit Ausnahme der Nette (1107 $\mu\text{S}/\text{cm}$) zwischen 186 und 568 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Tab. 3.1: Ergebnisse der pH-, Leitfähigkeits- (Lf), Temperatur- (T) und Fließgeschwindigkeits-Messungen (V)

| Rhein-Zufluss | Datum | pH | Lf [$\mu\text{S}/\text{cm}$] | T [$^{\circ}\text{C}$] | V min-max [m/s] |
|--------------------|----------|------|--------------------------------|--------------------------|-----------------|
| Wisper | | | | | |
| UB 2 | 20.10.99 | 8,29 | 568 | 6 | - |
| UB 2 | 10.02.00 | 7,85 | 263 | 4,6 | 0,1–1,3 |
| UB 2 | 26.06.00 | 8,04 | 371 | 13,5 | 0,1–0,5 |
| UB 2 | 03.07.00 | 7,8 | 313 | 17,8 | 0,4–0,95 |
| UB 2 | 02.07.00 | 7,8 | 313 | 17,8 | 0,6–0,95 |
| UB 2 | 14.09.00 | 8,14 | 324 | 15 | 0,33–0,86 |
| UB 1 | 07.09.00 | 8 | 290 | 12,3 | 0,16–0,64 |
| UB 2 | 07.09.00 | 8,1 | 295 | 12,6 | 0,2–1,2 |
| UB 3 | 07.09.00 | 8 | 295 | 12,4 | 0,2–0,6 |
| Gründelbach | | | | | |
| UB 2 | 20.10.99 | 8,2 | 533 | 6 | - |
| UB 2 | 09.02.00 | 8,2 | 430 | 6 | 0,34–0,74 |
| UB 2 | 26.06.00 | 7,9 | 415 | 13,5 | 0,15–0,6 |
| UB 2 | 03.07.00 | 7,8 | 387 | 15 | 0,4–0,5 |
| UB 2 | 02.07.00 | 7,8 | 387 | 15 | 0,4–0,5 |
| UB 1 | 14.09.00 | 8 | 431 | 13,9 | 0,12–1,22 |
| UB 2 | 14.09.00 | 7,89 | 422 | 13,2 | 0,05–1,05 |
| UB 3 | 07.09.00 | 7,9 | 400 | 13,1 | 0,11–1,08 |

| Rhein- Zufluss | Datum | pH | Lf [$\mu\text{S}/\text{cm}$] | T [$^{\circ}\text{C}$] | V min- max [m/s] |
|-------------------|----------|------|-----------------------------------|--------------------------|---------------------|
| Saynbach | | | | | |
| UB 2 | 26.10.99 | 8,1 | 366 | 9,9 | - |
| UB 2 | 23.03.00 | 7,9 | 250 | 8,2 | 0,3–1,5 |
| UB 2 | 28.06.00 | 8,03 | 335 | 12,5 | 0,13–0,65 |
| UB 1 | 11.09.00 | 7,85 | 346 | 14,9 | 0,19–1,58 |
| UB 2 | 11.09.00 | 7,96 | 296 | 14,8 | 0,16–1,14 |
| UB 3 | 11.09.00 | 8 | 295 | 15,5 | 0,36–1,18 |
| Nette | | | | | |
| UB 2 | 26.10.99 | 7,5 | 917 | 11 | - |
| UB 2 | 23.03.00 | 7,7 | 519 | 6,8 | 0,7–1,4 |
| UB 2 | 29.06.00 | 7,97 | 1107 | 13 | 0,2–0,65 |
| UB 1 | 12.09.00 | 7,92 | 1050 | 15 | 0,06–0,82 |
| UB 2 | 12.09.00 | 7,91 | 1038 | 15,1 | 0,37–0,95 |
| UB 3 | 12.09.00 | 7,9 | 1044 | 16 | 0,01–0,85 |
| Ahr | | | | | |
| UB 2 | 26.10.99 | 7,5 | 548 | 10 | - |
| UB 2 | 22.03.00 | 7,85 | 371 | 7 | 1,0–1,3 |
| UB 2 | 13.04.00 | 7,85 | 426 | 9,7 | - |
| UB 2 | 29.06.00 | 8,1 | 734 | 19,7 | 0,24–0,45 |
| UB 1 | 08.09.00 | 7,85 | 525 | 14,7 | 0,07–0,88 |
| UB 2 | 08.09.00 | 7,78 | 577 | 15,4 | 0,1–0,84 |
| UB 3 | 08.09.00 | 7,87 | 464 | 15,4 | 0,1–0,7 |
| Sieg | | | | | |
| UB 2 | 26.10.99 | 8 | 361 | 10 | - |
| UB 2 | 21.03.00 | 8 | 214 | 6,5 | - |
| UB 2 | 14.04.00 | 8 | 288 | 8,7 | 0,2–1,2 |
| UB 2 | 27.06.00 | 8,1 | 388 | 16,2 | 0,1–1,45 |
| UB 2 | 28.06.00 | 8 | 377 | 18 | 0,15 |
| UB 1 | 31.08.00 | 7,8 | 314 | 18,2 | 0–0,6 |
| UB 1 | 13.09.00 | 7,77 | 302 | 17,8 | - |
| UB 2 | 13.09.00 | 7,75 | 300 | 17,1 | 0,1–1,47 |
| UB 3 | 13.09.00 | 7,55 | 186 | 17,1 | 0,1–0,4 |

Bezüglich der Temperatur muss berücksichtigt werden, dass die realen Minimaltemperaturen im Winter zwar unter den gemessenen Temperaturen lagen, die Gewässer jedoch nicht zugefroren waren. Die gemessenen maximalen Temperaturen überschritten nicht 20°C , im Gründelbach lagen sie sogar unter 15°C .

Die Ergebnisse der Strömungsmessungen sind der Tabelle 3.1 zu entnehmen. Während der Rheinhochwasser konnte wegen der schweren Zugänglichkeit der Untersuchungsbereiche mit den zur Verfügung stehenden Möglichkeiten keine Strömungsgeschwindigkeiten gemessen werden; qualitative Beobachtungen von treibenden Objekten im Mündungsbereich der Zuflüsse (UB 1) ließen jedoch in allen Flüssen eine geringere als die sonst gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten erkennen.

Nährstoffbestimmung: Phosphat (PO_4^{3-}), Nitrat (NO_3^-), Ammonium (NH_4^+), Chlorid (Cl^-)

Die gemessenen Phosphatwerte lagen mit Ausnahme von Saynbach und Nette zwischen 0,06 (Gründelbach) und 0,16 mg/l (Wisper). Saynbach und Nette wiesen im Vergleich mit 0,22 bzw. 0,36 mg/l wesentlich höhere Werte auf.

Die gemessenen Nitratwerte lagen zwischen 1,95 und 8,88 mg/l. Die höchsten Werte hatte die Nette (7,08 und 8,88 mg/l) und die niedrigsten die Ahr und die Sieg (alle Messwerte < 3,0 mg/l).

Die gemessenen Ammoniumwerte lagen mit Ausnahme einer Messung in der Ahr zwischen nicht mehr nachweisbar (<0,01 mg/l: Sieg, Gründelbach) und 0,06 mg/l (Ahr). In der Ahr wurden am 25.05.2000 mit 0,46 mg/l ein erhöhter Wert gemessen.

Die gemessenen Chloridwerte lagen zwischen 16,4 (Sieg) und 75,4 mg/l (Nette).

Tab. 3.2 Ergebnisse der Nährstoffbestimmung; Angaben in mg/l

| Rheinzfluss | Datum | Phosphat (PO_4^{3-}) | Nitrat (NO_3^-) | Ammonium (NH_4-N) | Chlorid (Cl^-) |
|---|-------------|-----------------------------|------------------------|--------------------------|-----------------------|
| Wisper | | | | | |
| UB 2 | 14.09.2000 | 0,16 | 3,15 | 0,03 | 20,5 |
| UB 3 | 11.05.2000 | 0,12 | 2,98 | 0,04 | 28,7 |
| Gründelbach | | | | | |
| UB 2 | 14.09.2000 | 0,06 | 5,3 | <0,01 | 47 |
| UB 3 | 11.05.2000 | - | 3,3 | 0,04 | 57 |
| Saynbach | | | | | |
| UB 1 | 15.09.2000 | 0,22 | 2,78 | 0,11 | 44,7 |
| UB 3 | 12.05.2000 | - | 3,52 | 0,05 | 54,6 |
| UB 3 | 15.09.2000 | 0,21 | 2,65 | 0,02 | 40 |
| Nette | | | | | |
| UB 2 | 12.05.2000 | - | 8,88 | 0,1 | 75,4 |
| UB 2 | 15.09.2000 | 0,36 | 7,08 | 0,02 | 74,5 |
| Ahr | | | | | |
| UB 1 | 15.09.2000 | 0,08 | 2,9 | 0,03 | 54,3 |
| UB 2 | 25.05.2000 | - | 2,4 | 0,46 | 32,4 |
| UB 3 (während-HW) | 12.05.2000 | - | 2,96 | 0,1 | 35,4 |
| UB 3 | 15.09.2000 | 0,11 | 1,95 | 0,02 | 32,3 |
| UB 3 | 25.05.2000 | - | 2 | 0,06 | 21 |
| Sieg | | | | | |
| UB 2 | 06.09.2000 | 0,11 | 2,6 | <0,01 | 16,4 |
| UB 3 | 26.05.2000 | - | 2,74 | 0,02 | 20 |
| Zielvorgaben gemäß Strategiepapier der Gewässergüteklassifizierung | 1996 | ≤ 0,15 | ≤ 2,5 | ≤ 0,3 | ≤ 100 |

3.1.2 Korngrößenverteilung

Die Ergebnisse der Korngrößenanalyse zeigen in allen Zuflüssen für den UB 1 durchschnittlich feinere Körnungen als für die UB 2 und 3 (Abb. 3.1). Auch die Summenkurven für den UB 1 liegen in allen Zuflüssen am weitesten links und zeigen damit die feinere Körnung an. Die statistische Analyse mit ANOVA bestätigt dieses Ergebnis. Tabelle 3.3 fasst die Ergebnisse des statistischen Vergleichs der mittleren Korngröße (= Median entspricht 50 % des Massenanteils) zusammen. Der Vergleich der einzelnen Untersuchungsbereiche untereinander zeigte eine signifikant feinere Körnung des UB 1 im Vergleich zu UB 2 und 3 ($P < 0,001$, Teststärke 99,5 %). Der Vergleich der Flüsse zeigte, dass die Wisper eine im Durchschnitt signifikant feinere Körnung aufwies als der Gründelbach, der Saynbach und die Ahr ($P < 0,001$, Teststärke 100 %). Zusätzlich trat noch eine Interaktion zwischen Zufluss und Untersuchungsbereich auf ($P = 0,007$, Teststärke 93,6 %). Dies bedeutet, dass die Korngrößenmediane der UB 2 und 3 der einzelnen Rheinzufüsse verschieden sind: in Gründelbach und Nette hatte der UB 2, in den übrigen Flüssen der UB 3 die feinere Körnung. Außerdem war der Korngrößenunterschied zwischen UB 1 und den UB 2 und 3 in Gründelbach und Saynbach nicht so groß wie in Wisper, Nette und Ahr (siehe Abb. 3.1).

Tab. 3.3: Ergebnisse der 2-faktoriellen ANOVA über die Korngrößenmediane

| | P-Wert | Teststärke [%] | Post Hoc Test |
|-----------------|---------------|-----------------------|---|
| UB | <0,001 | 99,5 | UB 1 < (UB 2 und UB 3) |
| Fluss | <0,001 | 100 | Wisper hatte signifikant kleinere Körnung als Gründelbach, Saynbach und Ahr |
| Fluss*UB | 0,007 | 93,6 | Korngrößen zwischen den UB in einzelnen Zuflüssen signifikant verschieden |

Die Ergebnisse der durchgeführten Korngrößenanalysen sind im Anhang 3-1 aufgelistet.

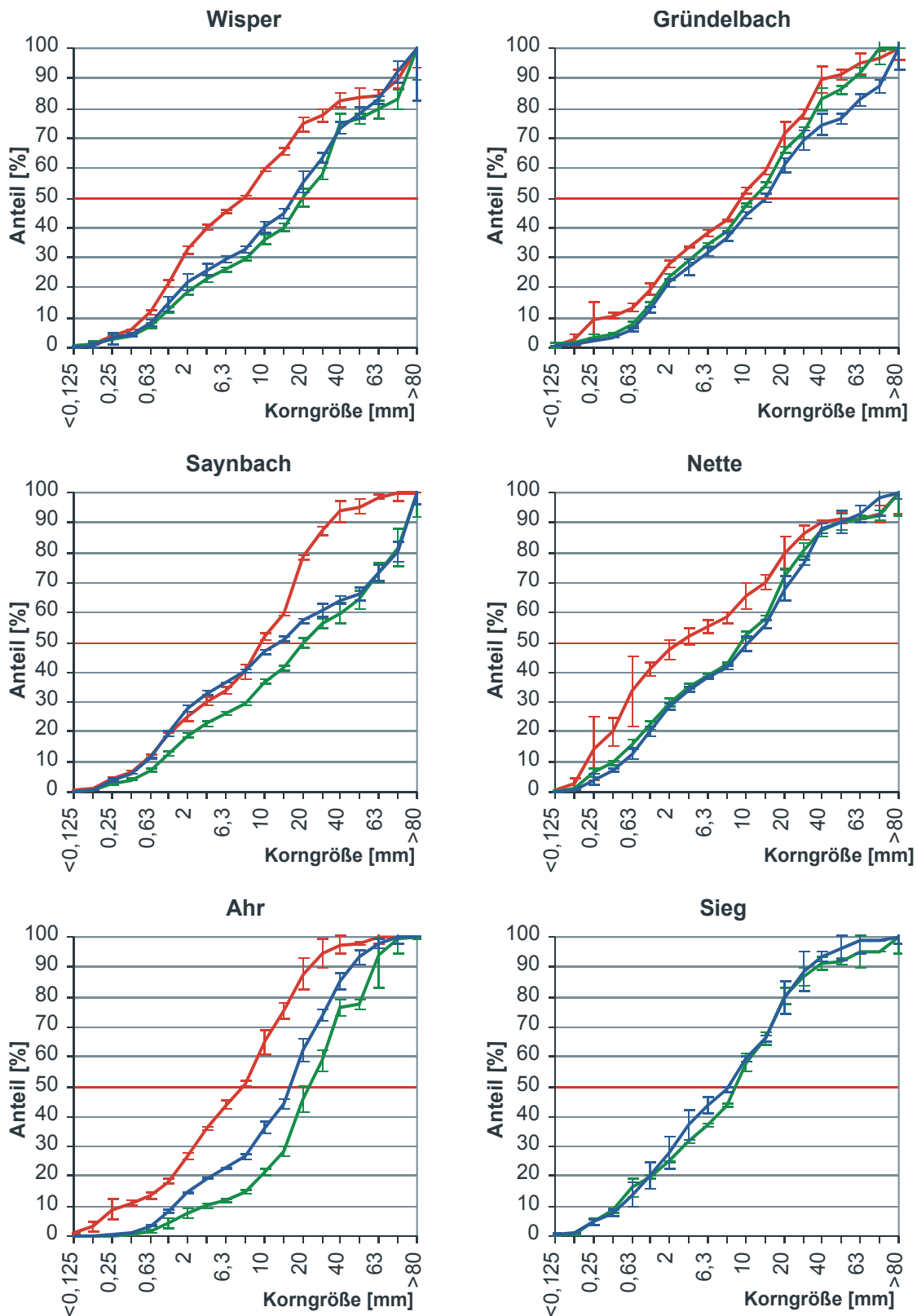


Abb. 3.1: Summenkurven der Korngrößenverteilung in den drei UB der untersuchten Rheinzuflüsse. UB 1: rot, UB 2: grün, UB 3: blau; In dieser Abbildung, sowie in den Abbildungen 4.1, 4.2, 5.2 und 5.3 entsprechen die vertikalen Fehlerbalken einer einfachen Standardabweichung.

3.1.3 POM-Gehalt (partikuläres organisches Material)

Abbildung 4.1 fasst die Ergebnisse der POM-Gehalte in den einzelnen Untersuchungsbereichen der Rheinzuflüsse zusammen. Die Standardabweichungen weisen auf die großen Schwankungen des POM-Gehalts innerhalb eines Untersuchungsbereichs hin. Sie ist zum Teil größer als die gemittelten POM-Werte. Sämtliche POM-Messergebnisse sind im Anhang 1-1 und 2-2 aufgelistet.

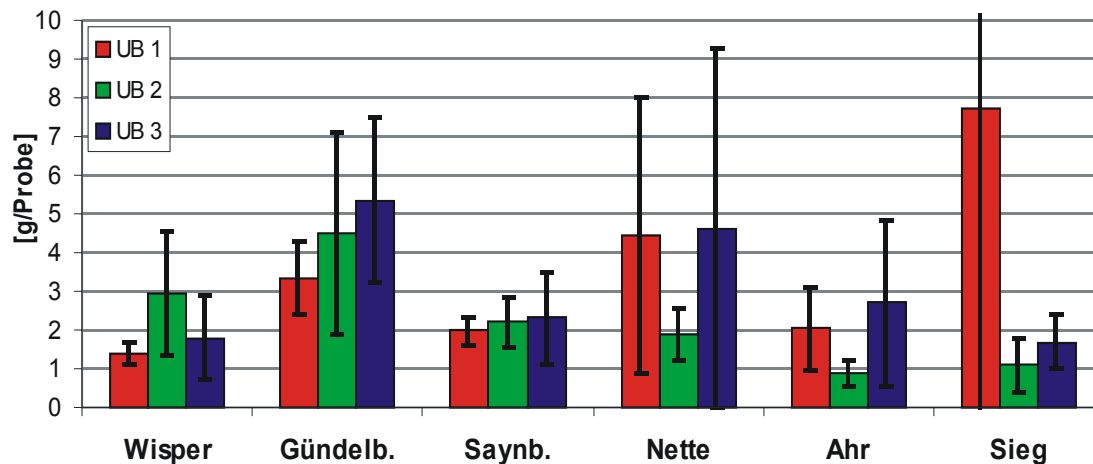


Abb. 3.2: Mittlerer POM-Gehalt mit Standardabweichung (N=5) in den UB 1, 2 und 3 der untersuchten Rheinzuflüsse

Der statistische Vergleich der ermittelten POM-Gehalte erfolgte mit einer 2-faktoriellen ANOVA (Tab. 4.1). Es konnten keine Unterschiede zwischen den Untersuchungsbereichen festgestellt werden ($P=0,223$, Teststärke 80,1 %). Der Gründelbach hatte in allen Untersuchungsbereichen signifikant höhere POM-Gehalte als die Wisper, der Saynbach und die Ahr ($P=0,024$, Teststärke 31,8 %). Außerdem gab es eine Interaktion zwischen ermitteltem POM-Gehalt und den Untersuchungsbereichen 1, 2 und 3 der untersuchten Rheinzuflüsse ($P=0,005$, Teststärke 95,8%). In der Sieg hatte UB 1 den höchsten POM-Gehalt, in der Wisper hatte UB 2 den höchsten POM-Gehalt, In Gründelbach und Saynbach nahm der POM-Gehalt von UB 1 zu UB 3 hin zu und in Nette und Ahr enthielt UB 1 mehr POM als UB 2, und UB 3 hatte den höchsten POM-Gehalt (siehe Abb. 3.2).

Tab. 3.4: Ergebnisse der 2-faktoriellen ANOVA über die POM-Werte sämtlicher Rheinzuflüsse

| | P-Werte | Teststärke [%] | Post Hoc Test |
|-----------------|---------|----------------|--|
| UB | 0,223 | 80,1 | Keine signifikanten Unterschiede |
| Fluss | 0,024 | 31,8 | Gründelbach > (Wisper = Saynbach = Ahr) |
| Fluss*UB | 0,005 | 95,8 | POM-Mengen zwischen UB in einzelnen Zufüssen signifikant verschieden |

Die fünfwöchige Untersuchung in UB 1 von Wisper und Gründelbach im Anschluss an ein Rheinhochwasser (Herbst 2000) ließ keinen Trend über die fünf Wochen hinweg erkennen. Die Standardabweichung weist auf die starken Schwankungen des POM-Gehalts innerhalb einer Untersuchung hin (Abb. 3.3).

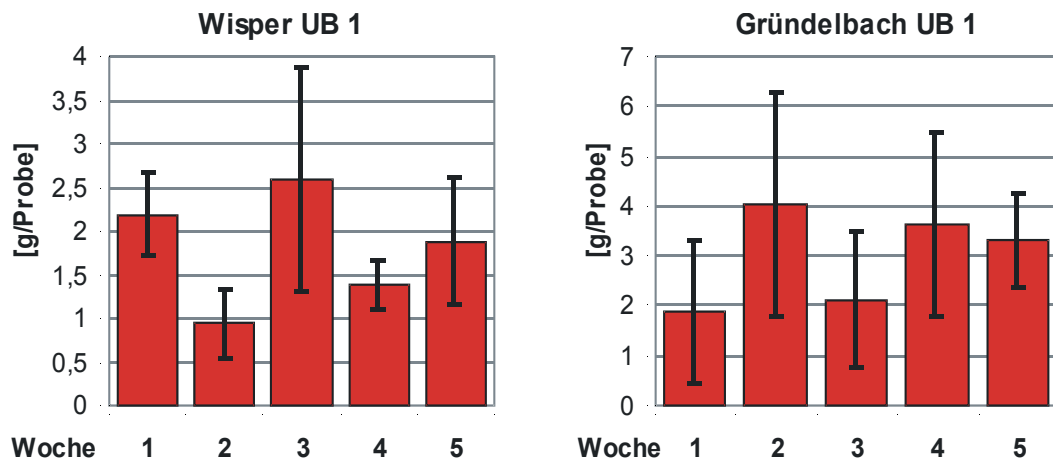


Abb. 3.3: Mittlerer POM-Gehalt mit Standardabweichung (N=5) in den fünf Wochen nach einem Rheinhochwasser im UB 1 von Wisper und Gründelbach

Der statistische Vergleich der Entwicklung des POM-Gehalts in den fünf Wochen nach einem Hochwasser ergab ebenfalls keinen signifikanten Trend ($P=0,07$, Teststärke 61,3 %). Der Gründelbach enthielt signifikant mehr POM im Sediment als die Wisper ($P=0,001$, Teststärke 94,6%).

Tab. 3.5: Ergebnisse der 2-faktoriellen ANOVA über die POM-Gehalte der Fünf-Wochen-Untersuchung von Wisper und Gründelbach

| | P-Werte | Teststärke [%] | Post Hoc Test |
|--------------------|---------|----------------|--------------------------|
| Woche | 0,07 | 61,3 | kein signifikanter Trend |
| Fluss | 0,001 | 94,6 | Gründelbach > Wisper |
| Fluss*Woche | 0,210 | 43,1 | kein signifikanter Trend |

3.1.4 Diskussion der physikalischen und chemischen Ergebnisse

Der **pH-Wert** ist ein Maß für den sauren bzw. basischen Charakter eines Gewässers. Er unterliegt einem tageszeitlichen und jahreszeitlichen Rhythmus. In einem intakten Gewässer liegt er zwischen 6,5 – 8 (BARNDT et al. 1994). Eine erhöhte pflanzliche Bioproduktion kann beispielsweise zu einer Erhöhung des pH-Wertes führen. Der pH-Wert beeinflusst die Giftigkeit von anderen Wasserinhaltsstoffen (BARNDT et al. 1994). Eine Beeinflussung der Biozönose findet jedoch erst bei pH-Werten unter 6,2 und über 9,2 statt (DAHL & HULLEN

1989). Da die gemessenen pH-Werte im Normalbereich lagen, ist mit einer negativen Beeinträchtigung der Biozönose nicht zu rechnen.

Die **elektrische Leitfähigkeit** dient als Maß für die Ionenkonzentration im Wasser und erlaubt Rückschlüsse auf die Menge der im Wasser gelösten Salze. Sie wird in unbelasteten Gewässern maßgeblich durch den vorhandenen geologischen Untergrund bestimmt (BARNDT et al. 1994). In den untersuchten Gewässern stehen im Untergrund überwiegend devonische Schiefer und Grauwacken, zum Teil auch Quarzite an (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND FORSTEN 2000). Damit sind die Gewässer dem Silikattyp (OTTO & BRAUKMANN 1983) zuzuordnen und sollten Leitfähigkeiten $<300 \mu\text{S}$ aufweisen. Die gemessenen Leitfähigkeiten von Wisper, Saynbach und Sieg lagen in diesem Bereich. Gründelbach und Ahr zeigten in mehreren Messungen etwas erhöhte Leitfähigkeiten. Im Gründelbach könnte möglicherweise der Laubeintrag aus dem anstehenden Wald als Erklärung herangezogen werden; in der Ahr sind wahrscheinlich die Einleitungen aus den anliegenden Klärwerken als Ursache zu sehen. Deutlich erhöhte Leitfähigkeitswerte wurden in der Nette ($>1000 \mu\text{S/cm}$) gemessen. Diese sind vermutlich auf die starke gewerbliche Nutzung entlang des Einzugsbebiets zurückzuführen.

Die **Temperatur** ist ein Parameter, der nahezu alle biologischen und abiotischen Vorgänge im Gewässer beeinflusst (BARNDT et al. 1994). Üblicherweise zieht man die Jahrestemperaturamplitude zur Einteilung der Fließgewässer in sommerkalt ($T_{\text{max}} = 25 \text{ }^\circ\text{C}$) und sommerwarme Gewässertypen ($T_{\text{max}} = 28 \text{ }^\circ\text{C}$) sowie zur Charakterisierung der biozönotischen Regionen der Fließgewässer heran (siehe Tab. 2.6). Da im Rahmen dieser Untersuchung keine kontinuierliche Temperaturmessung erfolgte, kann aus den Daten nicht die tatsächliche Temperaturamplitude für die Untersuchungsjahre abgelesen werden. Die gemessenen Temperaturen können nur als Anhaltspunkte für das Temperaturregime herangezogen werden. In allen untersuchten Gewässern ist davon auszugehen, dass die realen Minimaltemperaturen im Winter tiefer als die gemessenen liegen und nahezu bis auf den Gefrierpunkt absinken. Da die gemessenen maximalen Temperaturamplituden $20 \text{ }^\circ\text{C}$ nicht überschritten und der Gründelbach sogar unter $15 \text{ }^\circ\text{C}$ lag, ist er dem Epirhithral, alle übrigen untersuchten Gewässer sind dem Metarhithral zuzuordnen (KLEE 1991). Alle Gewässer sind dem sommerkalt Typus zuzuordnen.

Die **Strömungsgeschwindigkeit** eines Gewässers ist ein wesentlicher Faktor für die Fortbewegung und Ernährungsweise der Makroinvertebraten. Sie ist abhängig vom Gefälle und der Wasserführung des Gewässers, im Mündungsbereich auch von dem Wasserstand des

Hauptflusses. Steigt der Rheinwasserstand höher als der der Zuflüsse, so erfolgt ein Rückstau der Wassermassen im Zufluss. Dies hat eine Herabsetzung der Strömungsgeschwindigkeit in den aufgestauten Bereichen zur Folge. Da Strömungsmessungen im Hochwasserstau des Rheins mangels Zugangsmöglichkeiten mit den mir zur Verfügung stehenden Mitteln nicht möglich waren, sondern nur zu Zeitpunkten des Mittelwasserstands des Rheins stattgefunden haben, kann diese Strömungsveränderung nicht mit Zahlen belegt werden. Beobachtungen treibender Objekte bestätigten jedoch die Annahme, dass es in Zeiten hoher Wasserführung des Rheins in den Zuflussmündungen zu einer Herabsetzung der Fließgeschwindigkeit kommt. Die gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten weisen eine hohe Streuung auf, was auf die morphologische Heterogenität der einzelnen Gewässerabschnitte zurückzuführen ist.

Phosphat wirkt in nicht verunreinigten Gewässern als Begrenzungsfaktor für das Pflanzenwachstum. Eine Erhöhung der Phosphatkonzentration führt zu einer Eutrophierung des Gewässers (BARNDT et al. 1994). Die gemessenen Phosphat-Werte lagen mit Ausnahme von Saynbach und Nette im Bereich der Zielvorgaben der Gewässergüteklassifizierung von 1996 (0,15 mg/l) und waren damit nicht wesentlich erhöht. Mit Konzentrationen von 0,22 bzw. 0,36 mg/l überschritten Saynbach und Nette jedoch wesentlich diese Zielvorgaben. Als Verursacher der erhöhten Phosphatkonzentration kommen zahlreiche Einleiter in dem jeweiligen Einzugsgebiet in Betracht.

Nitrat ist als natürliches Stoffwechselendprodukt der Nitrifikation in jedem Gewässer zu finden. OTTO & BRAUKMANN (1983) bewerten Konzentrationen von $\text{NO}_3\text{-N}$ zwischen 0,01 und 4,5 mg/l in Bergbächen als natürlich. Die Zielvorgaben gemäß des Strategiepapiers zur Gewässergüteklassifizierung geben einen maximalen Nitratwert von 2,5 mg/l an, wobei in diesem Fall die Nitratbelastung auf anthropogene Faktoren bezogen wird. Die untersuchten Gewässer Saynbach, Nette, Ahr und Sieg werden durch kommunale und industrielle Abwässer belastet. Auffällig hohe Nitrat-Werte zeigte nur die Nette. Die Nitratbelastung der übrigen Zuflüsse kann als „normal“ angesehen werden (OTTO & BRAUKMANN 1983).

Nachweisbare Mengen von **Ammoniumverbindungen** weisen auf Fäkalverunreinigungen hin (HÖLL 1986). Von den gemessenen Konzentrationen überschreitet nur eine (Ahr: 20.05.2000) die Zielvorgabe des Strategiepapiers zur Gewässergütequalifizierung (1996). Dieser Wert könnte auf eine einmalige Einleitung, möglicherweise aus dem oberhalb des UB 2 liegenden Klärwerks zurückzuführen sein. Insgesamt zeigten die untersuchten Gewässer jedoch keine überhöhten Ammoniumkonzentration.

Grundwasser enthält in der Regel 10–30 mg/l **Chlorid** (HÖLL 1986). Die Zielvorgaben des Strategiepapiers zur Gewässergüteklassifizierung liegen unter 100 mg/l. Da diese Zielvorgabe von keinem der untersuchten Gewässer überschritten wurde, werden diese aus Sicht der Chloridfracht als nicht belastet betrachtet.

Die **Korngrößenuntersuchung** erfolgte im Herbst 2000 ca. vier Wochen nach einem kleineren Rheinhochwasser. Da im Längsprofil des Fließgewässers, speziell im Mündungsbereich eines Baches oder kleineren Flusses in ein größeres Fließgewässer, die Fließgeschwindigkeit und damit die Transportkraft des Wassers reduziert ist, kommt es in der Regel in diesem Abschnitt zur Akkumulation von Feinsediment (SCHÖNBORN 1992) (siehe Kap. 2.2.2).

Die Analyse der Korngrößenverteilung in einem Flussbett gibt Aufschluss über die Substratbedingungen und den damit verbundenen Besiedlungsmöglichkeiten für das Makrozoobenthos. Aufgrund der reduzierten Strömung im UB 1 während eines Rheinhochwasser ist zu erwarten, dass der Anteil von feinkörnigem Sediment im UB 1 größer ist als in den UB 2 und 3. Aus der graphischen Darstellung der Summenkurven wird die feinere Körnung im UB 1 im Vergleich zu den höher gelegenen Untersuchungsbereichen ersichtlich. Die Überprüfung mit ANOVA bestätigte für die sechs Rheinzufüsse im UB 1 eine signifikant feinere Körnung. Als Erklärung hierfür ist die häufig herabgesetzte Strömungsgeschwindigkeit im Mündungsbereich der Zufüsse durch das Rheinhochwasser zu sehen. Die höher gelegenen UB 2 und UB 3 unterscheiden sich in ihrer Korngrößenverteilung nicht signifikant voneinander. Der Vergleich der Korngrößenmediane zwischen den Zufüssen ergab nur für die Sieg eine signifikant feinere Körnung im Vergleich zu Gründelbach, Saynbach und Ahr. Eine Erklärung hierfür ist vermutlich in der Abflussdynamik zu suchen. Die Sieg fließt im Bereich der Köln-Bonner Bucht relativ ruhig und wenig turbulent, so dass es hier zur Sedimentation feiner gekörnterter Materials kommen könnte. Die übrigen Gewässer unterschieden sich nicht signifikant voneinander.

Die Korngrößenunterschiede (Median) zwischen den Untersuchungsbereichen 1, 2 und 3 des jeweiligen Flusses waren ebenfalls signifikant. Dies wird durch die verschiedenen Durchschnittskörnungen der UB 2 und 3 erklärt. Hier wurde im UB 3 der Ahr und des Saynbachs, sowie im UB 2 der übrigen Rheinzufüsse eine durchschnittlich feinere Körnung gefunden.

POM dient vielen Makroinvertebraten als Habitat und Nahrungsgrundlage (SCHÖNBORN 1992, SCHWOERBEL 1987). POM-Sedimentation findet besonders in strömungsberuhigten

Zonen aufgrund der verringerten Schleppkraft des Wassers statt. Da es bei erhöhtem Rheinwasserstand zu einem Rückstau und damit zu einer Herabsetzung der Fließgeschwindigkeit in Mündungsbereich kommt, wird erwartet, dass der POM-Gehalt von UB 3 zu UB 1 hin zunimmt. Dies konnte jedoch mit der durchgeführten Untersuchung nicht bestätigt werden. Der Grund dafür ist vermutlich in der Substratheterogenität zu suchen. Grundsätzlich sind POM-Ansammlungen in Gewässern sehr heterogen verteilt (ANGRADI 1991, WARINGER 1992). Sollte es durch den Hochwassereinfluss zu einer vermehrten POM-Ansammlung im UB 1 kommen, so wird diese von den Schwankungen innerhalb eines Untersuchungsbereichs überlagert. Hier müsste entweder eine wesentlich höhere Probenzahl genommen werden oder eine andere Methode zur Sedimententnahme angewendet werden.

Die erwartete POM-Abnahme im UB 1 während der fünf Untersuchungswochen im Anschluss an ein Rheinhochwasser als Folge des erhöhten Abflusses konnte ebenfalls nicht nachgewiesen werden. Auch hierfür kann die oben genannte Erklärung dienen. Die Schwankungsbreite des POM-Gehalts innerhalb eines Untersuchungsbereichs ist aufgrund der sehr heterogenen POM-Ansammlungen deutlich größer als der möglicherweise eintretende Auswaschungseffekt im Anschluss an ein Hochwasser.

Beide Untersuchungen zeigten, dass im Gründelbach signifikant mehr POM vorkommt als in der Wisper, im Saynbach und in der Ahr. Eine mögliche Erklärung hierfür ist in der Wasserführung des Gründelbachs zu suchen. Der Gründelbach ist der kleinste der untersuchten Zuflüsse und fließt größtenteils durch einen Wald, so dass hier der Laubeintrag und damit der POM-Gehalt im Bach sehr hoch sind.

3.2 Benthosbiologische Untersuchungen

3.2.1 Verteilung der Artenzahlen

In den Untersuchungsjahren 1999 und 2000 wurden insgesamt 565 Proben genommen, 264.370 Tiere gezählt, 202 Arten bestimmt und weitere 103 Gattungen und Familien gefunden. Die Besiedlungsdichte schwankte zwischen einigen 100 und 60.000 Individuen/m². Mit Ausnahme der Oligochaeta und Chironomidae sowie der Jungstadien verschiedener Larven wurden die Tiere auf Artniveau bestimmt (Anhang 6-1).

Abbildung 3.4 zeigt die Summe der in den Jahren 1999 und 2000 gefundenen Arten in den einzelnen Untersuchungsbereichen im Vergleich. Die Summen der in allen Untersuchungen

gefundenen Arten vermitteln bereits einen Eindruck über die Artendiversität der untersuchten Gewässer. Es fällt auf, dass die Nette mit nur ca. 70 Arten in den UB 2 und 3 mit Abstand die geringste Diversität aufwies. In Wisper, Gründelbach und Saynbach wurden in den vom Rhein wenig und unbeeinträchtigten Bereichen (UB 2 und 3) ca. 100, in Ahr und Sieg sogar bis zu 130 Arten gefunden. Bei allen untersuchten Flüssen wies der UB 1 weniger Arten auf als die UB 2 und 3. In Wisper und Ahr war der UB 3 am artenreichsten, in Gründelbach, Saynbach, Nette und Sieg dagegen wurden im UB 2 die meisten Arten gefunden.

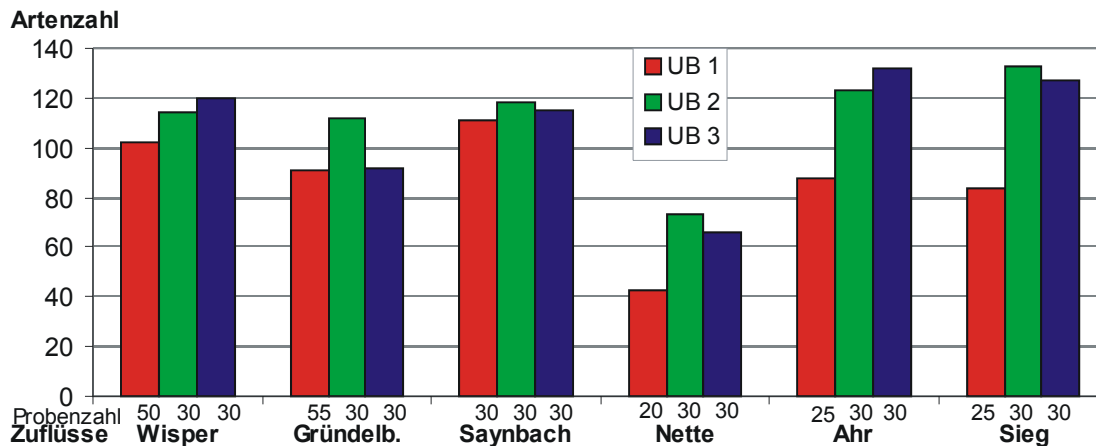


Abb. 3.4: Summe der in allen Untersuchungen gefundenen Arten in den UB 1, 2 und 3 der Rheinzufüsse

Der Vergleich der mittleren Artenzahl je Surber-Sampler-Probe zusammen mit der Standardabweichung ergibt ein anderes Bild (Abb. 3.5). Die Grundtendenz, dass der UB 1 weniger Arten enthält blieb jedoch erhalten. Hier kommt auch die Artendichte zum Tragen.

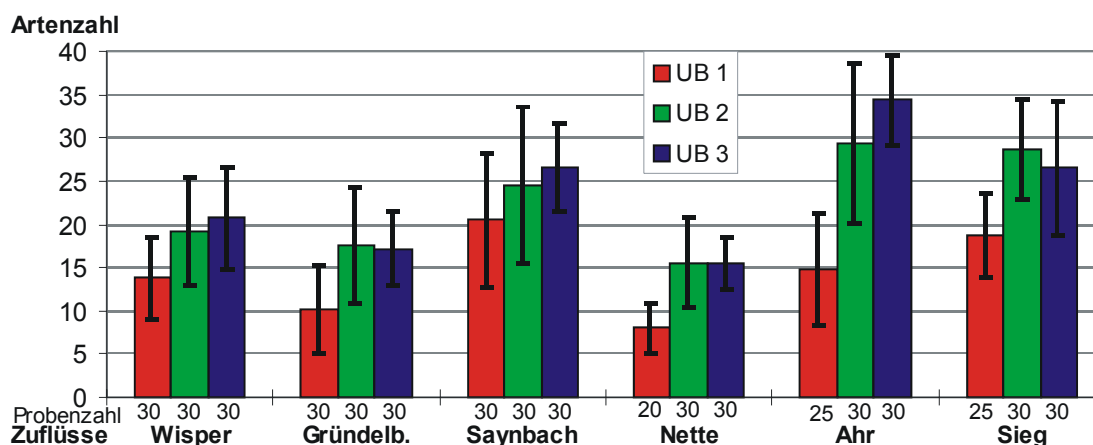


Abb. 3.5: Mittlere Artenzahl je Surber-Sampler-Probe in den UB 1, 2 und 3 der Rheinzufüsse

Die Ergebnisse der statistischen Analyse sind in Tabelle 3.6 zusammengefasst. Im UB 1 wurden in allen untersuchten Flüssen signifikant weniger Arten je Probe gefunden als in den

UB 2 und 3 ($P < 0,001$, Teststärke 100 %). Nette und Gründelbach hatten insgesamt signifikant weniger Arten als die Wisper; Saynbach, Sieg und Ahr wiesen die höchste Artenzahl je Probe auf ($P < 0,001$, Teststärke 100 %). Außerdem war die mittlere Artenzahl zwischen den einzelnen Untersuchungsbereichen der Zuflüsse signifikant verschieden ($P < 0,001$, Teststärke 100 %). Dies wird auch aus Abbildung 3.5 ersichtlich. So wurden z.B. in Gründelbach, Nette und Sieg im UB 2 durchschnittlich mehr Arten je Probe gefunden als im UB 3; in den übrigen Flüssen hingegen wies UB 3 mehr Arten auf als UB 2.

Tab. 3.6: Ergebnisse der 2-faktoriellen ANOVA über die mittleren Artenzahlen der Untersuchungsbereiche und der Rheinzuflüsse

| | P-Werte | Teststärke [%] | Post Hoc Test |
|-----------------|---------|----------------|---|
| UB | < 0,001 | 100 | UB 1 < (UB 2 = UB 3) |
| Fluss | < 0,001 | 100 | (Nette = Gründelb.) < Wisper < (Saynbach = Sieg = Ahr) |
| Fluss*UB | < 0,001 | 100 | mittlere Artenzahl zwischen UB in einzelnen Zuflüssen signifikant verschieden |

Der Vergleich der Besiedlungsdichten [Ind./m^2] (Abb. 3.6) bestätigt den gewonnenen Eindruck. Mit Ausnahme der Wisper (UB 1: 4.840, UB 2: 4.048, UB 3: 4.078) wurden in allen übrigen Zuflüssen im UB 1 durchschnittlich geringere Besiedlungsdichten gefunden als in den UB 2 und 3. In Ahr und Sieg wurden insgesamt höhere Besiedlungsdichten nachgewiesen als in den übrigen Zuflüssen.

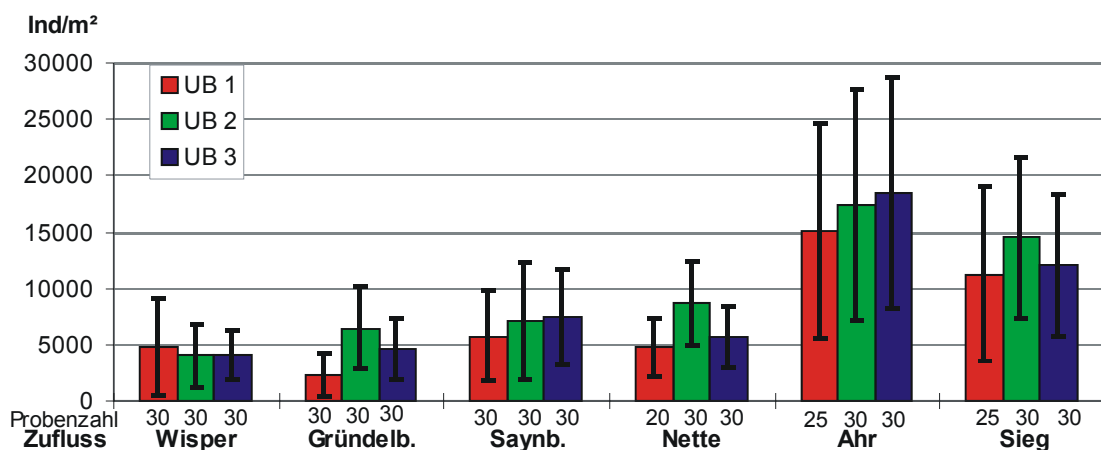


Abb. 3.6: Besiedlungsdichten mit Standardabweichung in den UB 1, 2 und 3 der Rheinzuflüsse

Die statistische Analyse der Ergebnisse bestätigt diesen Eindruck (Tab. 3.7). Trotz der großen Standardabweichungen konnte eine signifikant niedrigere Abundanz für den UB 1 der sechs Rheinzufüssen nachgewiesen werden ($P = 0,001$, Teststärke 93,4 %). Außerdem wurde bestätigt, dass Wisper, Gründelbach, Nette und Saynbach signifikant niedrigere Abundanzen

aufwiesen als Sieg und Ahr (höchste Abundanz) ($P < 0,001$, Teststärke 100 %). Interaktionen zwischen Untersuchungsbereich und Zufluss konnten nicht nachgewiesen werden ($P = 0,256$, Teststärke 65,2 %).

Tab. 3.7: Ergebnisse der 2-faktoriellen ANOVA über die Besiedlungsdichten in den Untersuchungsbereichen und den Rheinzufüssen

| | P-Wert | Teststärke [%] | Post Hoc Test |
|-----------------|---------------|-----------------------|--|
| UB | 0,001 | 93,4 | UB 1 < (UB 2 = UB 3) |
| Fluss | < 0,001 | 100 | (Wisper = Gründelbach = Nette = Saynbach) < Sieg < Ahr |
| Fluss*UB | < 0,256 | 65,2 | keine signifikanten Unterschiede |

3.2.2 Dominanzstruktur

Die Dominanz beschreibt die relative Menge einer Art in der Flächen- oder Raumeinheit im Vergleich zu den übrigen Arten (SCHAEFER 1992). Sie kann z.B. bedingt sein durch Nahrungsangebot, ökologische Potenz oder Resistenz der einzelnen Arten – wichtige Faktoren für den Vergleich der Untersuchungsbereiche 1, 2 und 3.

Insgesamt war in allen Zuflüssen ein Trend von wenigen dominanten Arten und einer niedrigen Diversität in UB 1 hin zu einer ausgeglicheneren Dominanzstruktur und einer höheren Diversität in den UB 2 und 3 zu erkennen. Für diese Auswertung wurden die Taxa sämtlicher Proben (siehe Abb. 3.4) nach Zuflüssen und Untersuchungsbereichen getrennt ausgewertet.

3.2.2.1 Wisper

In der Wisper konnte in den UB 2 und 3 neben einer Zunahme der Diversität auch eine ausgeglichenerere Dominanzstruktur nachgewiesen werden (Abb. 3.7).

Im UB 1 wurden die Hauptarten (siehe Kap. 2.5.1.1) durch nur 5 Taxa bestimmt. Die Chironomidae waren eudominant, dann folgten 4 subdominante Taxa. Alle übrigen Arten sind als Begleitarten zu betrachten, von denen 3 rezedent waren. Im UB 2 und 3 gab es je 6 Hauptarten; eudominante Arten sind in der Biozönose nicht vertreten, stattdessen waren 5 bzw. 4 Taxa dominant und 1 bzw. 2 subdominant; weitere 7 Taxa konnten als rezedent eingestuft werden.

Besonders auffällig war im UB 1 das Vorkommen der über den 1992 fertiggestellten Rhein-Main-Donau-Kanal in das Rheinsystem eingewanderten Neozoen (TITTIZER et al. 2000) (*D. villosus* und *J. istri*). Diese konnten in den UB 2 und 3 nicht nachgewiesen werden. Außerdem wurde ein Anstieg der Populationsdichten von *G. pulex*, *G. fossarum*, *Sericostoma* sp., *S. personatum* und *H. confusa* in den weiter zuflussaufwärts gelegenen UB 2 und 3 nachgewiesen. Diese Arten zählen zu den Mittelgebirgsbacharten und waren mit abnehmendem Rheineinfluss in höheren Populationsdichten im Gewässer vertreten.

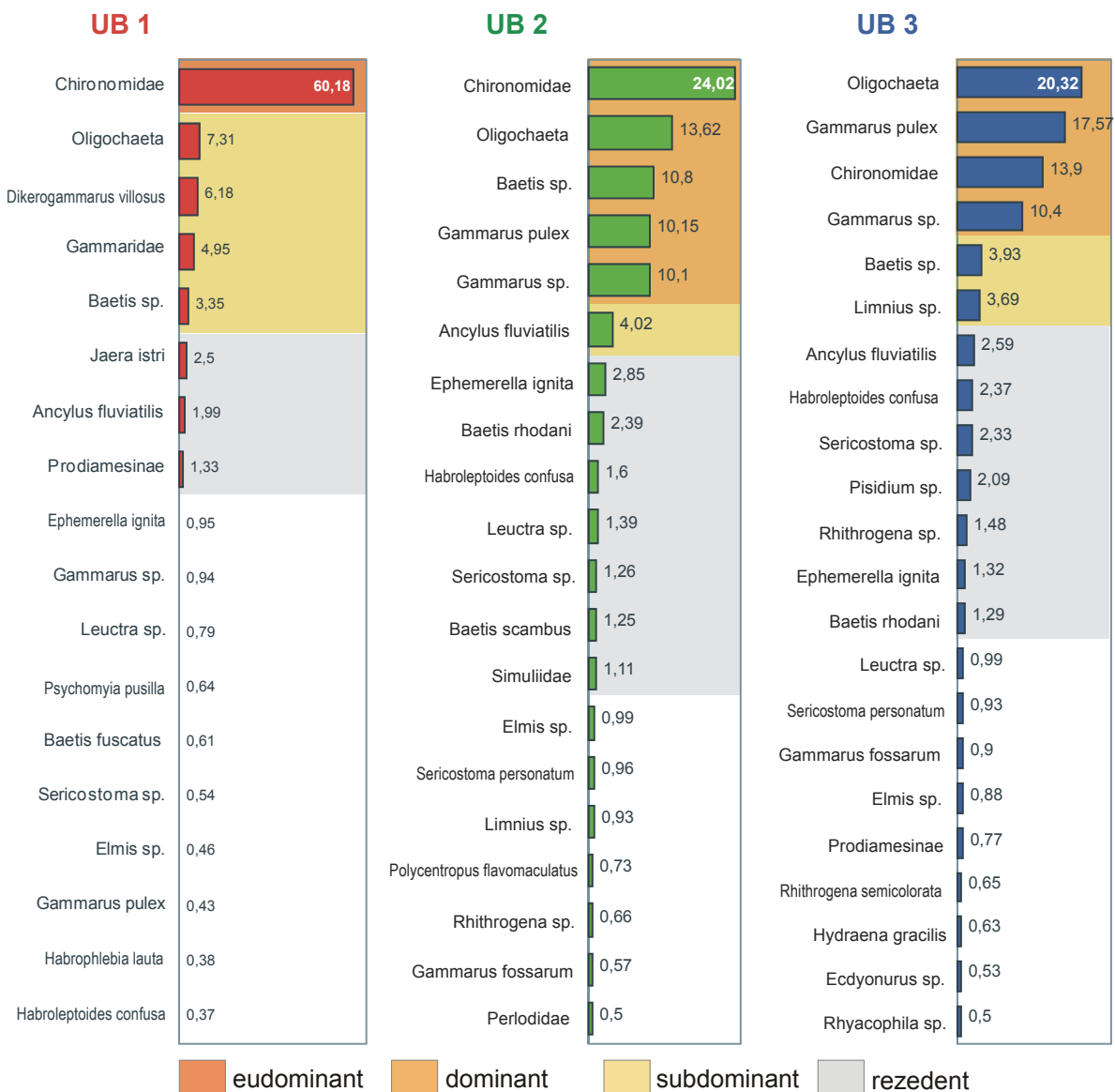


Abb. 3.7: Dominanzstruktur in den UB 1, 2 und 3 der Wisper (Angaben in [%]).

Um die Grafiken anschaulicher zu gestalten, wurden in dieser Abb. und in den Abb. 3.8, 3.9, 3.10, 3.11 und 3.12 die Dominanzen von UB 1 erst ab 0,32 % und die von UB 2 und UB 3 ab 0,5 % dargestellt. Aufgrund der unterschiedlichen Skalen können in dieser Abb. und in den Abb. 3.8, 3.9, 3.10, 3.11 und 3.12 die Balkendarstellungen bei kleinen %-Werten verloren gehen.

3.2.2.2 Gründelbach

Im Gründelbach konnte kein eindeutiger Trend in der Diversitätsveränderung nachgewiesen werden. In UB 1 waren 3 Taxa dominant, 3 subdominant und 3 rezedent, in UB 2 waren 4 Arten dominant, 2 subdominant und 4 Taxa rezedent, und im UB 3 war *Leuctra sp.* eudominant, 2 Taxa waren dominant, 4 subdominant und 4 rezedent.

Typische Rheinarten konnten in keinem der Untersuchungsbereiche 1, 2 und 3 nachgewiesen werden. Die Dominanzstruktur war in allen Untersuchungsbereichen 1, 2 und 3 ausgeglichen.

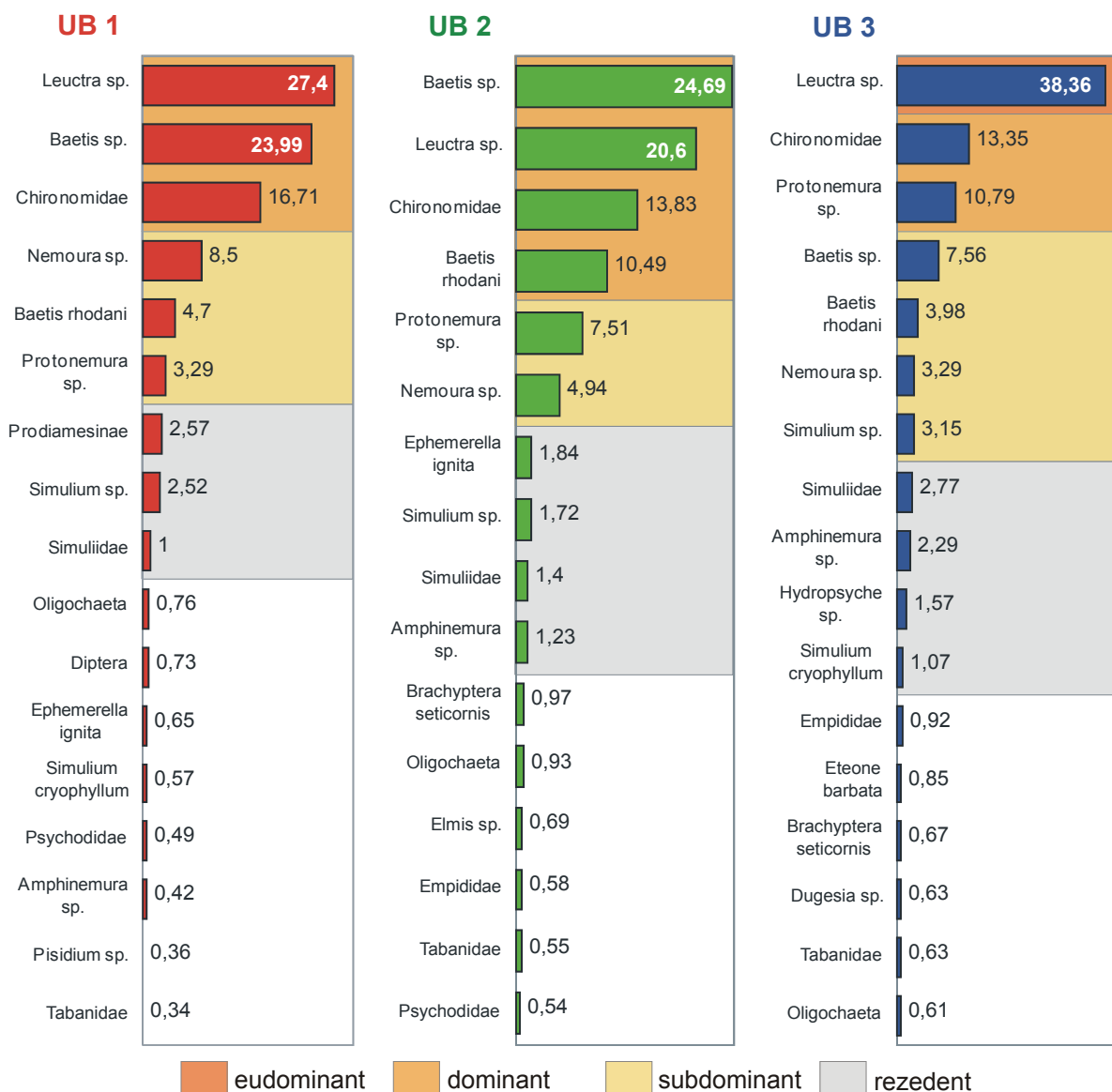


Abb. 3.8: Dominanzstruktur in den UB 1, 2 und 3 des Gründelbachs (Angaben in [%])

3.2.2.3 Saynbach

Die Untersuchungsbereiche 1, 2 und 3 des Saynbachs unterschieden sich in der Artenzahl nicht deutlich voneinander. Dennoch war eine gleichmäßigere Verteilung der Dominanzen von UB 1 zu UB 2 und UB 3 hin festzustellen (Abb. 3.9). Im UB 1 waren 2 Taxa dominant, 5 subdominant und 8 rezedent. Im UB 2 konnten 3 dominante Taxa, 3 subdominante und 13 rezedente Taxa nachgewiesen werden. Im UB 3 gab es nur noch *Elmis sp.* als dominante Gattung, darauf folgten 6 subdominante und 12 rezedente Taxa.

Bemerkenswert war auch in diesem Gewässer die zahlenmäßige Zunahme typischer Bacharten (*H. confusa*, *H. siltalai*, *Leuctra sp.*) von UB 1 hin zu UB 3.

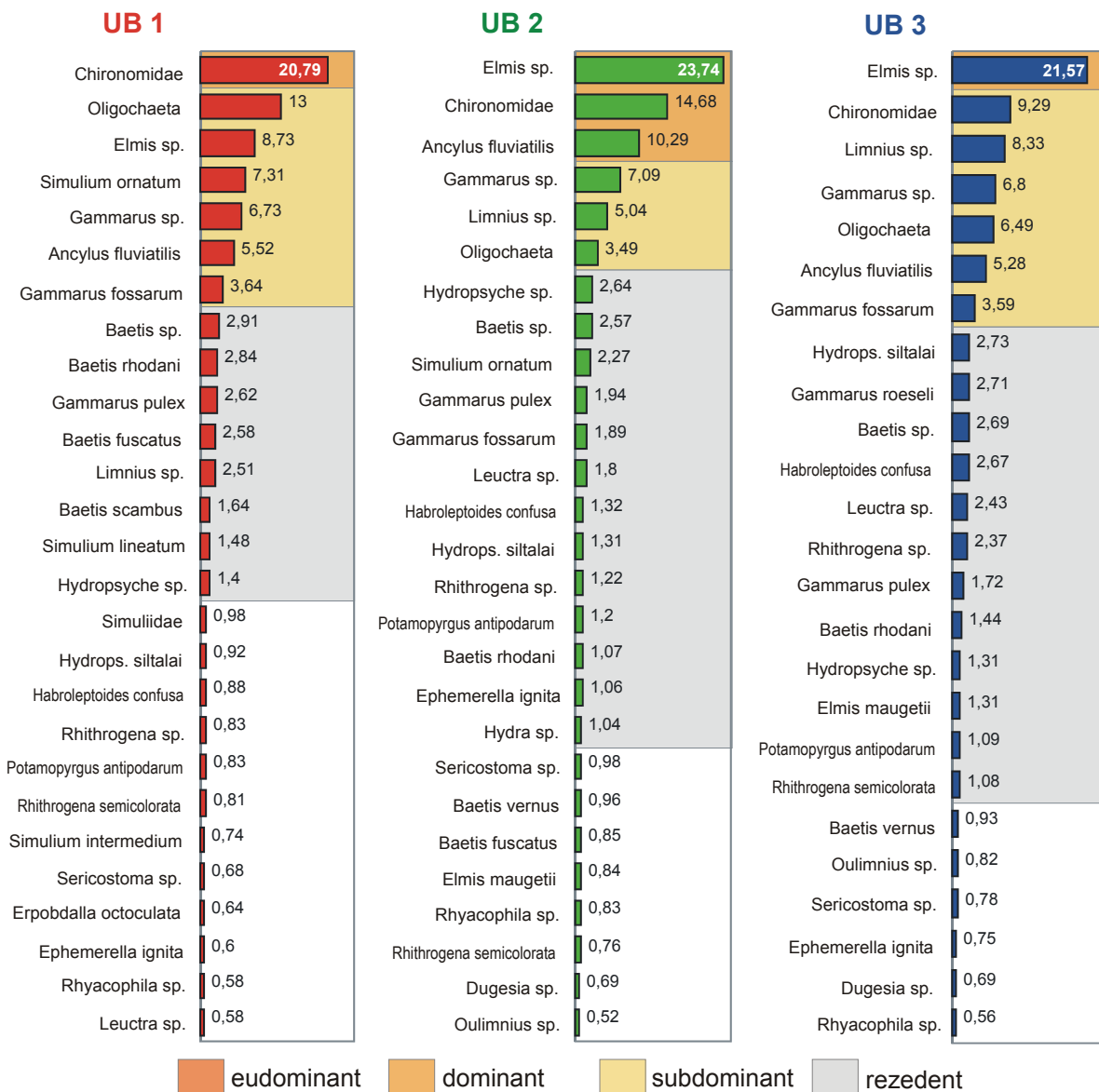


Abb. 3.9: Dominanzstruktur in den UB 1, 2 und 3 des Saynbachs (Angaben in [%])

3.2.2.4 Nette

In den Untersuchungsbereichen 1, 2 und 3 der Nette konnte neben einer Zunahme der Artenzahl eine ausgeglichene Dominanzstruktur in UB 2 und UB 3 nachgewiesen werden (Abb. 3.3). Im UB 1 waren Chironomidae eudominant und Oligochaeta dominant, 2 Taxa subdominant und 4 Taxa rezedent. Im UB 2 waren insgesamt 4 Taxa dominant, 1 Art subdominant und 4 Taxa rezedent. UB 3 hatte schließlich 5 dominante, 2 subdominante und 6 rezedente Taxa und war damit der Untersuchungsbereich mit der ausgeglichene Zönose.

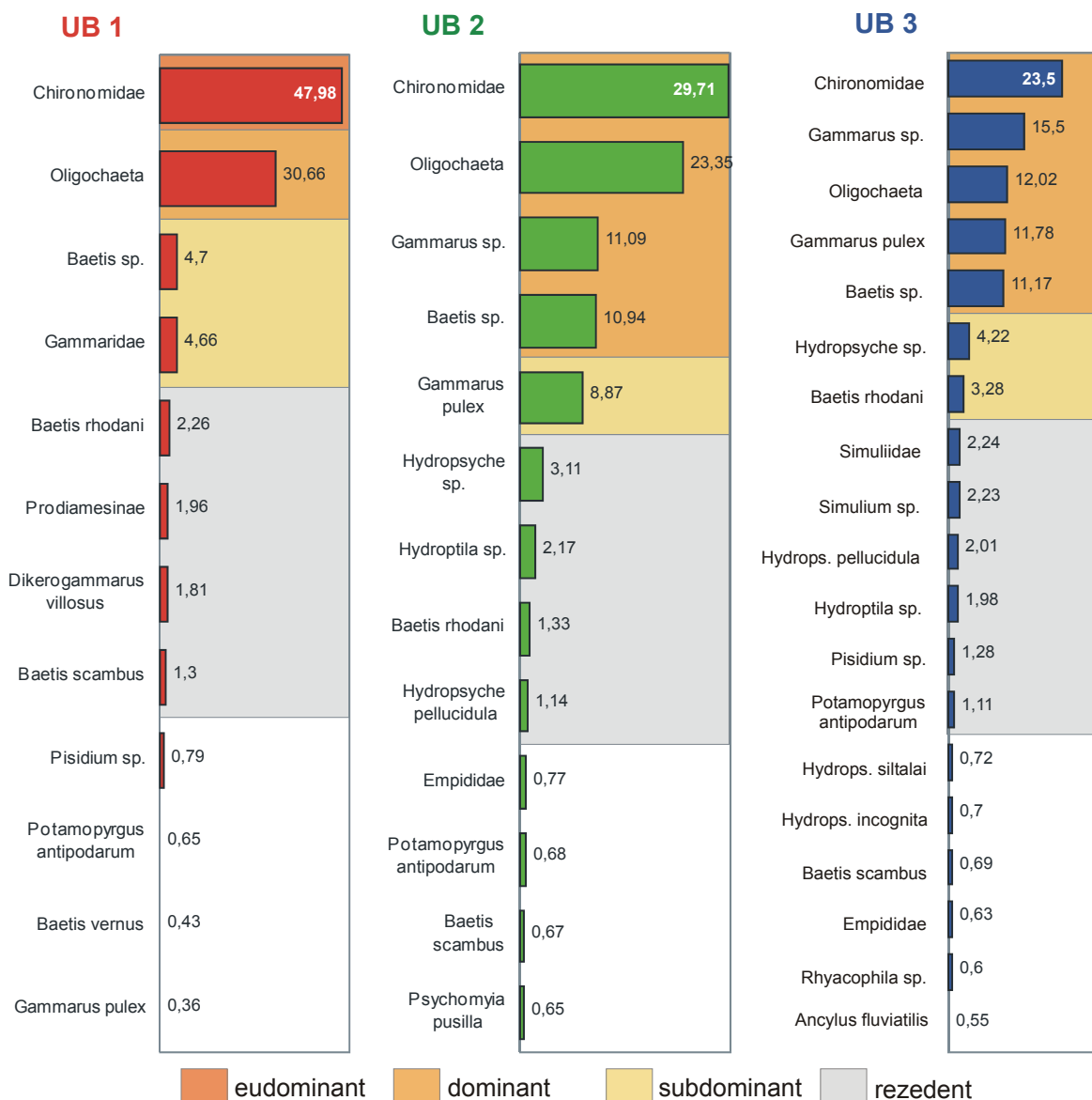


Abb. 3.10: Dominanzstruktur in den UB 1, 2 und 3 der Nette (Angaben in [%])

Bemerkenswert war im UB 1 das Vorkommen von *D. villosus*, einem Neozoon aus dem Rhein, und der Anstieg der Zahl der typischen Bacharten *G. pulex*, *H. incongnita* und *H. pellucidula* von UB 1 zu UB 3.

3.2.2.5 Ahr

In den Untersuchungsbereichen 1, 2 und 3 der Ahr konnte zuflussaufwärts neben einer Zunahme der Artenzahl eine ausgeglichene Dominanzstruktur nachgewiesen werden (Abb. 3.11).

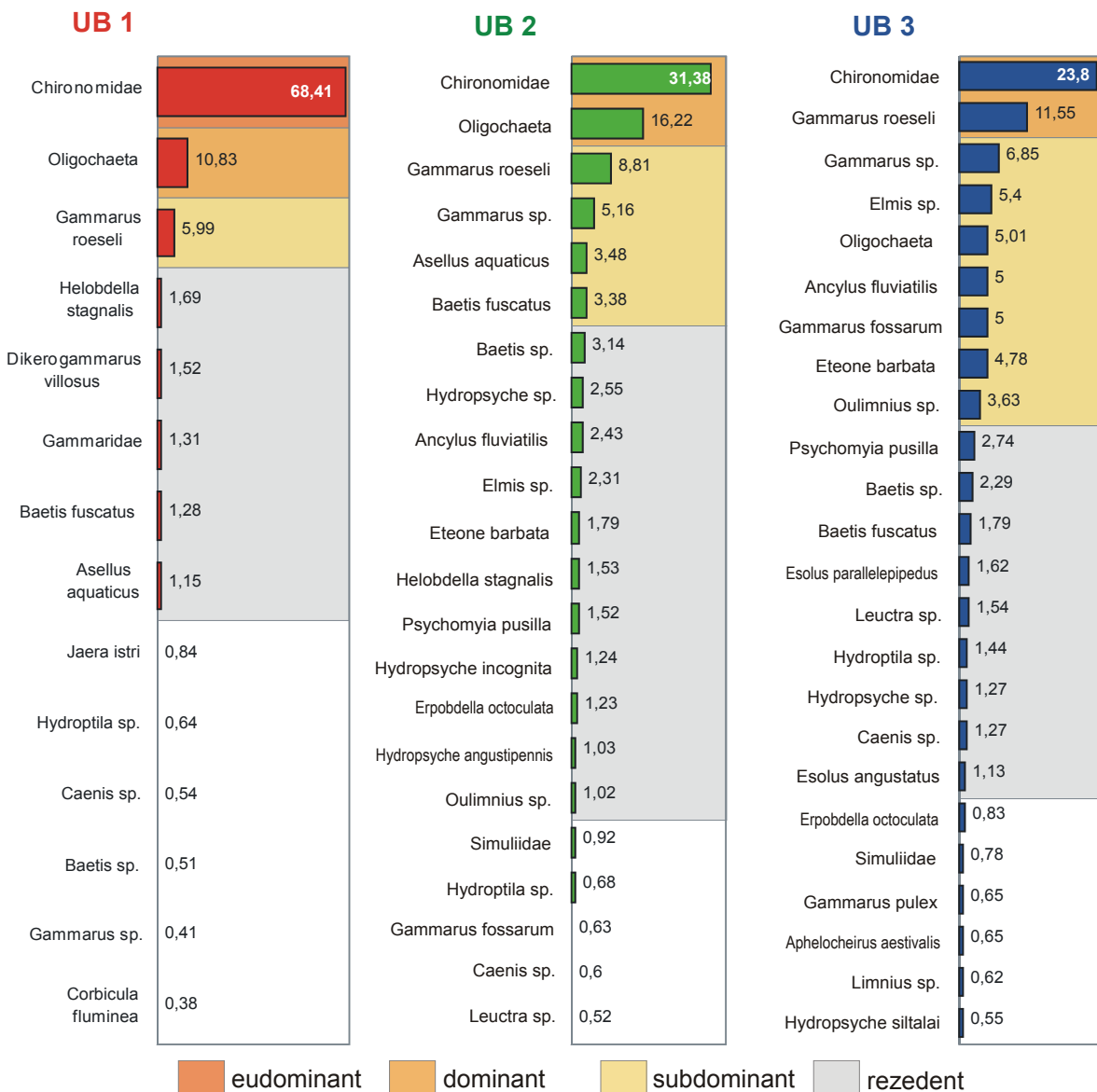


Abb. 3.11: Dominanzstruktur in den UB 1, 2 und 3 der Ahr (Angaben in [%])

Im UB 1 waren die Chironomidae eudominant und die Oligochaeta dominant. Darauf folgten *G. roeseli* als subdominant und 5 weitere Taxa als rezedent. Im UB 2 waren 2 Taxa dominant, 4 subdominant und 11 rezedent. Im UB 3 waren Chironomidae und *G. roeseli* dominant, 7 Taxa subdominant und 9 rezedent.

Hervorzuheben sind die Neozoen im UB 1 (*D. villosus*, *J. istri* und *C. fluminea*), die in den höher gelegenen Untersuchungsbereichen 2 und 3 nicht nachweisbar waren. Typische Bacharten, wie *G. roeseli*, *G. fossarum*, *G. pulex*, *E. parallelepipedus* und *Leuctra sp.*, kamen zuflussaufwärts in höheren Populationsdichten vor.

3.2.2.6 Sieg

In der Sieg wurde neben einer Diversitätszunahme von UB 1 hin zu UB 3 auch eine ausgeglichene Dominanzstruktur in UB 2 und 3 nachgewiesen (Abb. 3.12).

Im UB 1 waren Chironomidae eudominant, 2 Taxa waren subdominant und 6 Taxa rezedent. In UB 2 waren ebenfalls die Chironomidae eudominant, jedoch nur noch mit 40,89 % (68,77 % in UB 1), 5 Taxa waren subdominant und 10 rezedent. UB 3 zeigte eine etwas weniger ausgeglichene Dominanzstruktur: Die Chironomidae waren mit 51,2 % immer noch eudominant, *Gammarus sp.* war dominant, 3 Taxa waren subdominant und 6 rezedent. Auffällig war die Zunahme der typischen Bacharten *G. pulex* und *P. flavomaculatus* von UB 1 hin zu UB 3.

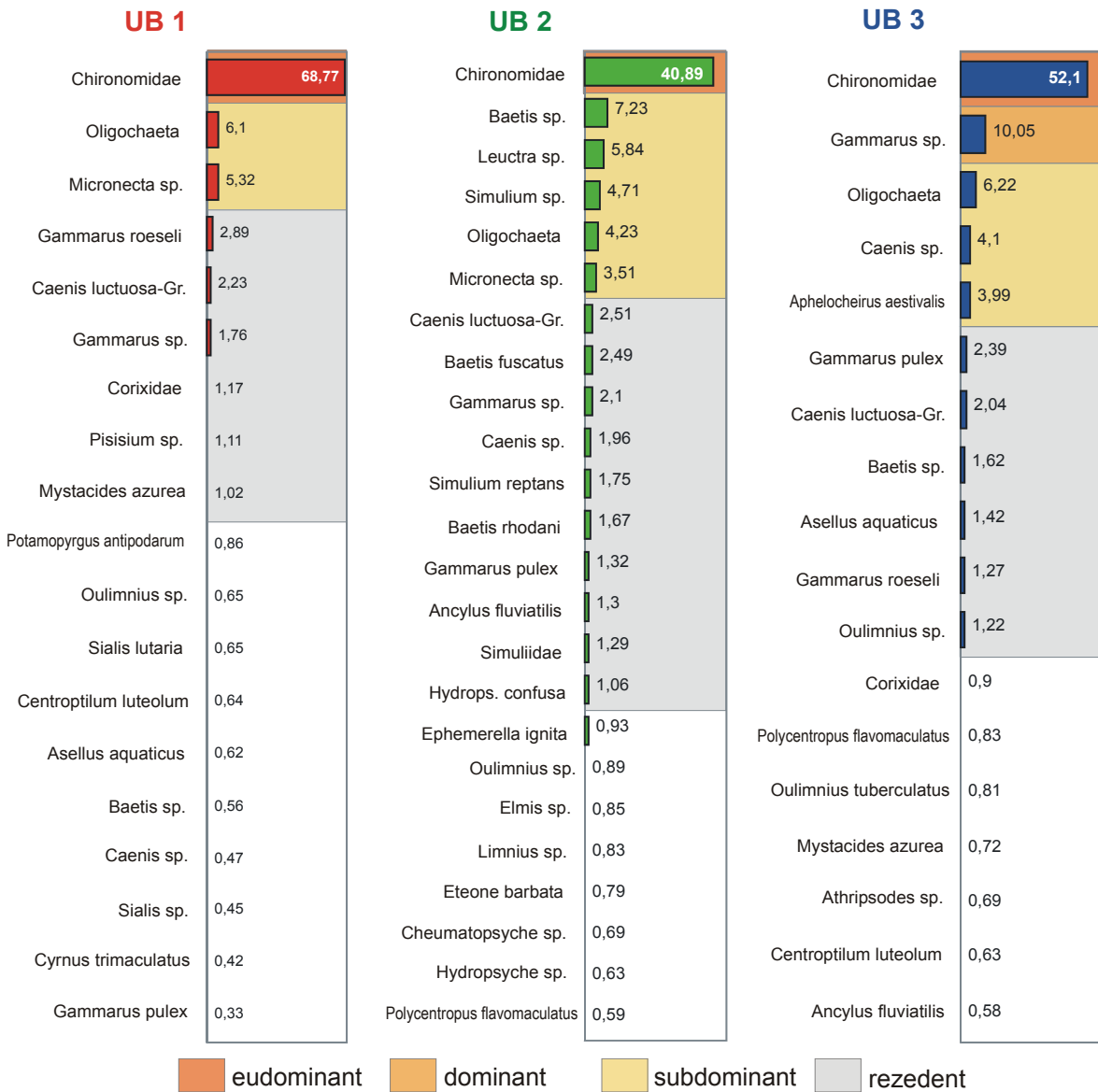


Abb. 3.12: Dominanzstruktur in den UB 1, 2 und 3 der Sieg (Angaben in [%])

3.2.3 Autökologische Einstufung der Makrofauna

Die Autökologie umfasst die Faktoren, mit denen jeder Organismus in Beziehung zu seiner Umwelt steht (z.B. Strömung, Habitat, Ernährungsform) (SCHAEFER 1992, siehe auch Kap. 2.5.1.2). Jedem Organismus lassen sich bestimmte Ansprüche an seine Umwelt zuordnen; Kenntnisse über diese Ansprüche ermöglichen demnach die Charakterisierung einer Lebensgemeinschaft. Der Vergleich der autökologischen Einstufung der Lebensgemeinschaften der Untersuchungsbereiche 1, 2 und 3 kann Aufschluss über mögliche Veränderungen innerhalb der einzelnen Gewässerabschnitte geben und zugleich mögliche Auswirkungen des Rheinhochwassers auf die Biozönosen der Zuflüsse aufdecken.

Eine ausführliche Analyse wird exemplarisch an einem Rheinzufuss beschrieben. Die Analysenergebnisse der übrigen Flüsse werden in einer zusammenfassenden Grafik im Anschluss zusammengestellt.

3.2.3.1 Verteilung der biozönotischen Regionen

Im Längsprofil eines Fließgewässers kommt es zu einer kontinuierlichen Änderung der meisten physikalischen und chemischen Parameter. Diese Änderungen können im Wesentlichen als eine Funktion des Gefälles aufgefasst werden (SCHÖNBORN 1992). Auch die Längsverteilung der Organismen in den Fließgewässern gehorcht weitestgehend dem abiotischen Faktorengefälle. Dies ermöglicht eine biologische Gliederung dieses Faktorengefälles anhand des Makrozoobenthos (SCHMEDTJE & COLLING 1996, siehe Kap. 2.5.1.2).

Um zu prüfen, ob das Rheinhochwasser sich auf das Makrozoobenthos seiner Zuflüsse auswirkt, muss zuerst die Lebensgemeinschaft und damit die biozönotische Region des Rheins charakterisiert werden (siehe Abb.

3.13). Die Einstufung der benthobiologischen Untersuchungen der Bundesanstalt für Gewässerkunde aus den Jahren 1999 und 2000 ergab für den Mittelrhein einen ausgesprochen potamalen Charakter. Fasst man den Artenanteil mit potamaler Präferenz zusammen, so waren dies insgesamt 64 %, also fast zwei Drittel aller Arten (zusammengesetzt aus 33 % Epipotamal, 22 % Metapotamal und 8 % Hypopotamal).

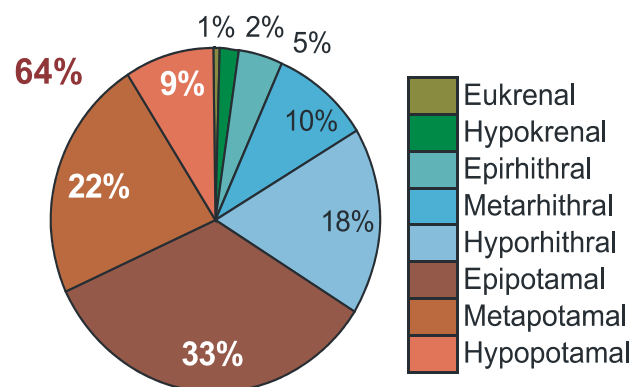


Abb. 3.13: Anteile der Arten an den Biozönotischen Regionen im Mittelrhein

Rund 30 % der Arten präferieren das Rhithral. Da die Rheinzuflüsse im Mittelrheingebiet einen rhithralen Charakter haben und auch Arten mit potamalen Präferenzen vorkommen, sollte es Überschneidungen in den Lebensgemeinschaften geben.

Abbildung 3.14 stellt am Beispiel der Nette den Vergleich der drei Untersuchungsbereiche dar. Hier war ein Trend von UB 1 zu UB 3 hin zu erkennen. Lag der Anteil der Arten mit potamalen Präferenzen im UB 1 noch bei 43 %, so nahm er in UB 2 auf 32 % und in UB 3 sogar auf 30 % ab. Die in der Mündung (UB 1) noch sehr uneinheitliche Lebensgemeinschaft (43 % potamale und 53 % rhithrale Arten) wurde zuflussaufwärts zu einer deutlich rhithralen

Lebensgemeinschaft in UB 3 (30 % potamale und 62 % rhithrale Arten). Es war somit eine Abnahme des Anteils potamaler Arten mit abnehmendem Rheineinfluss zu erkennen.

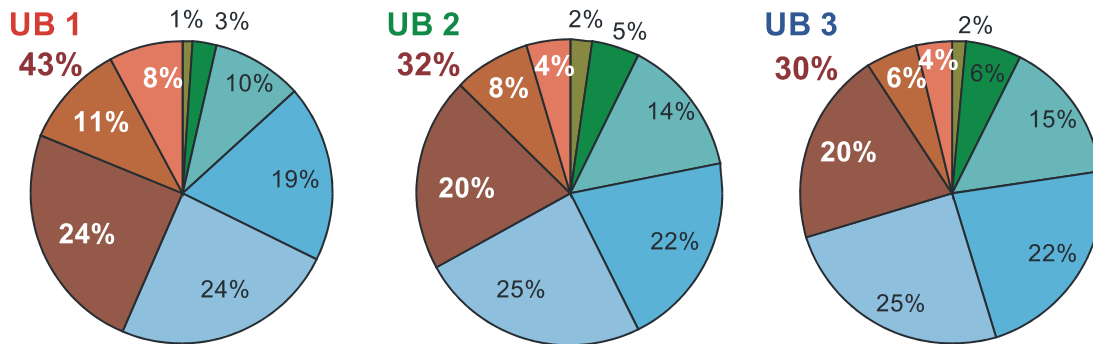


Abb. 3.14: Anteile an den biozönotischen Regionen in den drei UB der Nette
(Legende siehe Abb. 3.13)

Dieser Trend ließ sich in allen untersuchten Rheinzufüssen nachvollziehen (siehe Abb. 3.15).

Der Anteil potamaler Arten, der in einigen Flüssen in UB 1 etwa die Hälfte ausmachte (Nette: 43 %, Ahr: 49 %, Sieg: 54 %; siehe auch Anhang 4-2), nahm kontinuierlich über UB 2 zu UB 3 (max. 38 %: Sieg) hin ab. Auch der mit einer 1-faktoriellen-ANOVA berechnete P-Wert (0,099) weist auf eine tendenzielle Abnahme der Artenzahl mit potamalen Präferenzen in den untersuchten Zuflüssen hin.

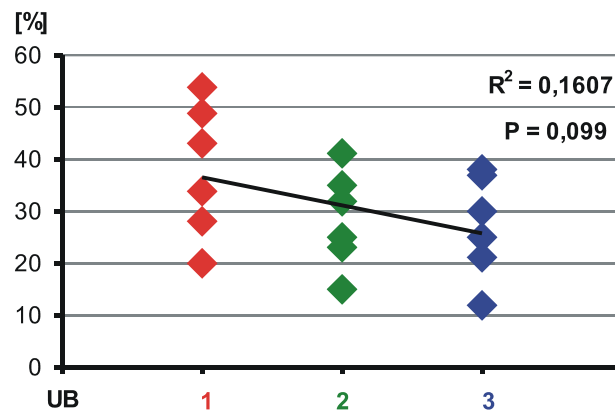


Abb. 3.15: Anteile der potamalen Arten in den UB 1, 2 und 3 der Rheinzuflüsse

3.2.3.2 Verteilung der Strömungspräferenzen

Die Verteilung der Strömungspräferenzen gibt Hinweise auf Veränderungen in den Strömungsverhältnissen im Gewässer (siehe Kap. 2.5.1.2). Da es bei Rheinhochwasser zu einem Aufstau in den Mündungsbereichen kommen kann, war zu erwarten, dass zumindest direkt im Mündungsbereich (UB 1) Veränderungen in den Anteilen „rheophiler“ Arten nachweisbar sind.

Exemplarisch sind hier die Ergebnisse am Beispiel der Ahr dargestellt (Abb. 3.16). Im UB 1 betrug der Anteil „rheophiler“ Arten (zusammengefasst aus rheobiont, rheophil und rheolimnophil) 55 %. 19 % der Arten waren keinem Typ zuzuordnen. Das bedeutet, dass die Lebensgemeinschaft in diesem Abschnitt keinen ausgeprägten Charakter bezüglich der

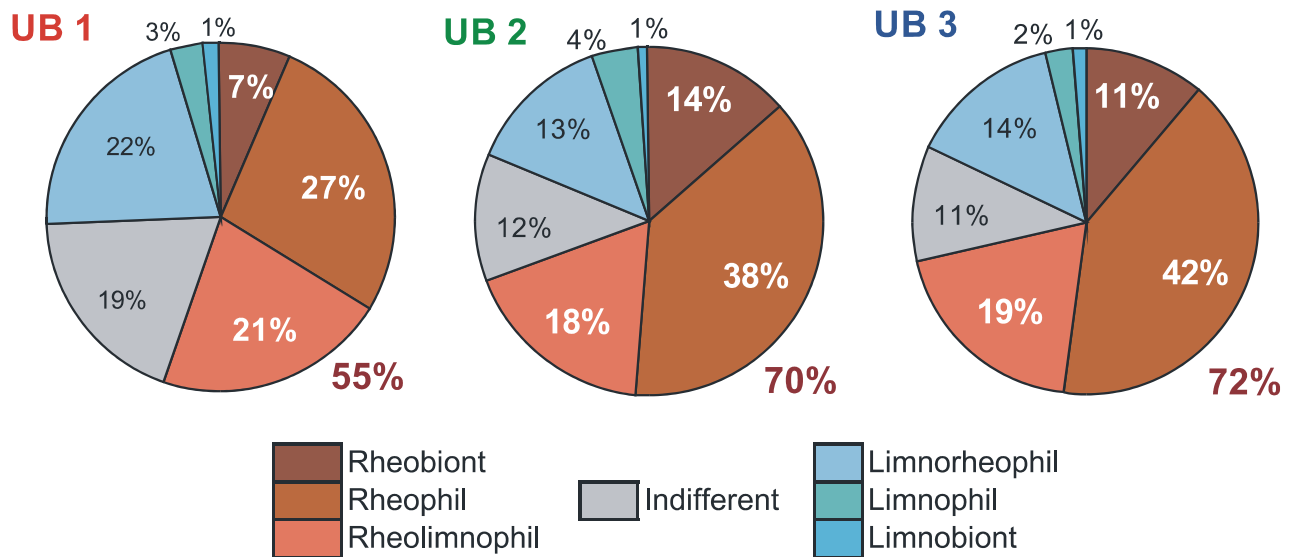


Abb. 3.16: Anteile der Strömungspräferenzen in den UB 1, 2 und 3 der Ahr

Strömungspräferenzen hat. Schon im UB 2 waren die Anteile anders verteilt. Hier waren 70 % der Arten „rheophil“ und nur noch 12 % indifferent; im UB 3 stieg der Anteil der „rheophilen“ Arten sogar auf 72 %, der Anteil der indifferenten Arten fiel zugleich auf 11 %.

Diese Entwicklung ließ sich ebenfalls in den übrigen Rheinzufüssen nachvollziehen (siehe Abb. 3.17 und Anhang 4-2). Lag der Anteil der „rheophilen“ Arten in UB 1 in einigen Zufüssen (Ahr, Sieg) etwa bei 50 %, so stieg er in UB 3 in allen untersuchten Flüssen auf über 70 % an. Der mit ANOVA berechnete P-Wert (0,04) bestätigte eine signifikante Zunahme.

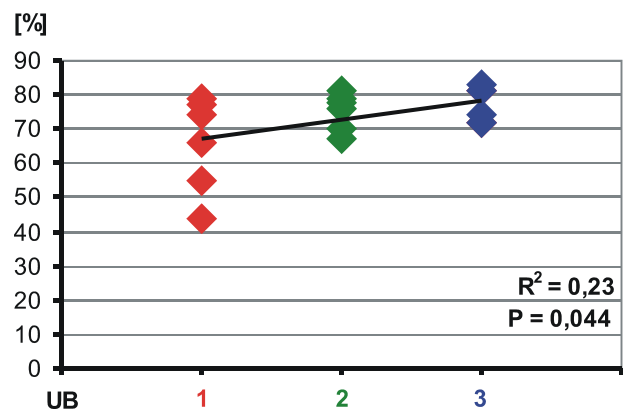


Abb. 3.17: Anteile der „rheophilen“ Arten in den UB 1, 2 und 3 der Rheinzufüsse

3.2.3.3 Verteilung der Habitatpräferenzen

Die Verteilung der Habitatpräferenzen gibt Hinweise auf das vorhandene Substrat (siehe Kap. 2.5.1.2). Anhand der Korngrößenanalyse wurde festgestellt, dass die Substratkorngröße von UB 3 zu UB 1 hin feiner wird (siehe Kap. 3.1.2). Die Verteilung der Habitatpräferenzen verhielt sich entsprechend. Dargestellt ist an dieser Stelle exemplarisch das Ergebnis der Wisperuntersuchung (Abb. 3.18).

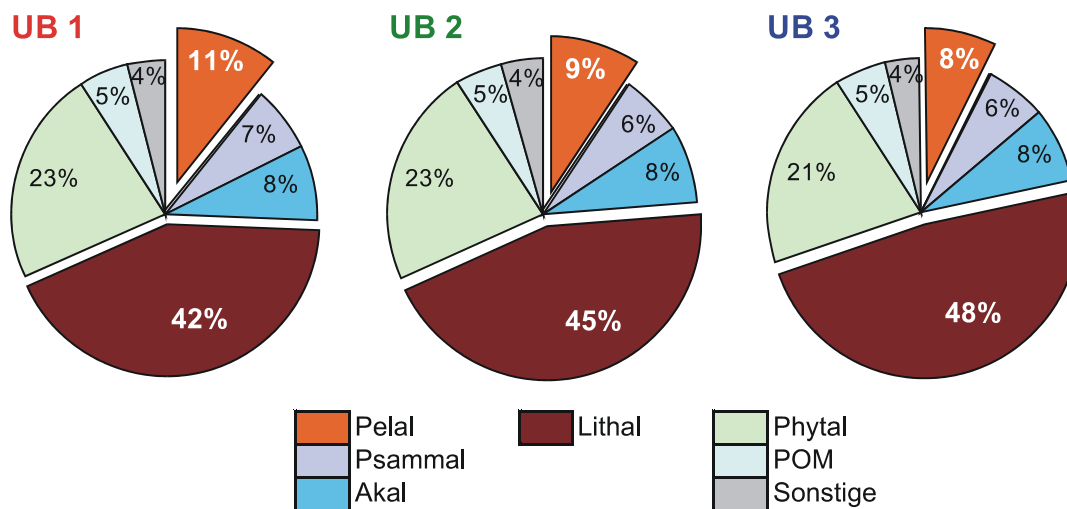


Abb. 3.18: Anteile der Arten an bestimmten Habitatpräferenzen in den UB 1, 2 und 3 der Wisper

Der Anteil der Pelalbewohner nahm vom UB 3 zu UB 1 zu, der Anteil der Lithalbewohner dagegen ab. Insgesamt veränderten sich die Anteile zwar nur um wenige Prozentpunkte; da sich diese Entwicklung aber in allen untersuchten Zuflüssen wiederholte (siehe Abb. 3.19: $P=0,055$ für Pelal- bzw. $0,075$ für Lithalbewohner), kann von einem einheitlichen Trend gesprochen werden.

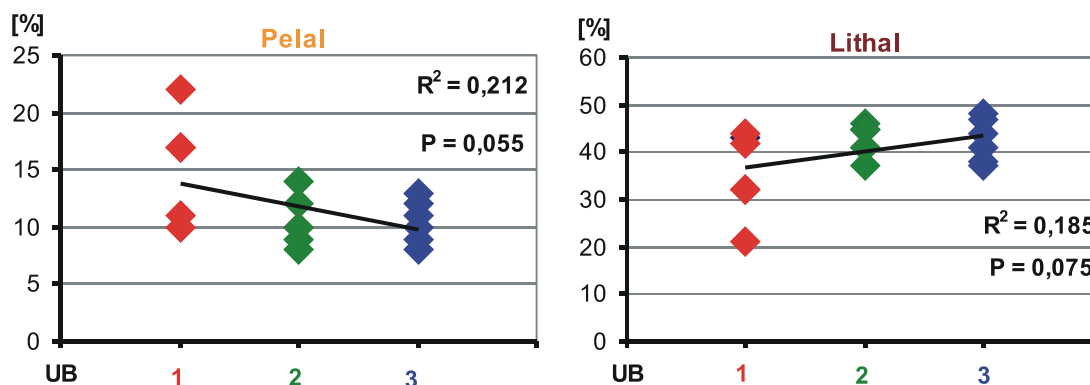


Abb. 3.19: Anteile der Pelal- und Lithal-Bewohner in den UB 1, 2 und 3 der Rheinzuflüsse

3.2.3.4 Verteilung der Ernährungstypen

Die wichtigsten Ernährungstypen in einem Fließgewässer sind Weidegänger, Substratfresser, Zerkleinerer, Sammler, passive Filtrierer und Räuber (SCHÖNBORN 1992).

Die Hypothese war, dass es im Mündungsbereich der Zuflüsse (UB 1) aufgrund der zeitweise reduzierten Strömungsgeschwindigkeit zu Ansammlungen von POM kommt, und daher auch Substratfresser, Zerkleinerer und Sammler in größeren Anteilen vertreten sein würden. Die Analyse des POM-Gehalts hatte bereits große Streuungen innerhalb und zwischen den Untersuchungsbereichen der Rheinzuflüsse ergeben, so dass kein Trend erkennbar war (keine signifikanten Unterschiede zwischen den Untersuchungsbereichen 1, 2 und 3). Dies wurde durch die Analyse der Anteile an den verschiedenen Ernährungstypen bestätigt; auch hier konnten keinerlei Trends festgestellt werden. Die Ergebnisse sind im Anhang 4-2 aufgeführt.

Auch die Überprüfung einer Korrelation zwischen POM-Gehalt und Ernährungstypen mit ANOVA ergab keine signifikanten Trends.

3.2.4 Multivariate Analyse

Zum Vergleich der Untersuchungsbereiche 1, 2 und 3 der Zuflüsse und der Rheindaten wurde eine Hauptkomponenten-Analyse (principal components analysis, PCA) durchgeführt (siehe Kap. 2.5.2). Die Kovarianzen der faunistischen Datensätze wurden auf 2-faktorielle Karten projiziert, welche die ersten beiden Achsen der multivariaten Berechnung darstellen. Die kleinen Quadrate stellen die Proben dar. Die Proben einer Gruppe sind entweder durch Linien mit ihrem räumlichen Zentrum verbunden (Kap. 3.2.4.1, 3.2.6, 3.2.5.3) oder eine Ellipse umrandet 90 % des zugehörigen Datensatzes (Kap. 3.2.4.2). Je dichter die Quadrate beieinander liegen, desto ähnlicher sind die Proben in ihrer Artenkonstellation (gleiche Arten in ähnlichen Besiedlungsdichten).

Die Darstellung der Artenlabel (Abb. 3.20 - 3.22, 3.32, 3.33) veranschaulicht den Einfluss der Arten auf die Lage der Proben. In der gewählten Darstellungsform sind nicht immer alle Arten gut zu lesen; besonders im Zentrum der Darstellung kommt es häufig zu Überlagerungen der Artennamen. Da jedoch nur Arten, die weiter vom Zentrum entfernt liegen größeren Einfluss auf die Lage der Probenquadrate haben, sind auch nur diese wichtig für die Diskussion. Diese Artennamen sind in der Regel gut lesbar und können somit zur Erklärung herangezogen werden.

3.2.4.1 Vergleich der Untersuchungsbereiche in den Rheinzufüssen

Für diese Analyse wurden die Artenlisten nach Jahren, Jahreszeiten, Flüssen und Untersuchungsbereichen gruppiert. Die Auswertung musste nach Jahren und Jahreszeiten getrennt erfolgen, da die Unterschiede zwischen den Jahren und Jahreszeiten größer waren als die Unterschiede zwischen den einzelnen Untersuchungsbereichen. Bei einer gemeinsamen Verrechnung aller Daten eines Gewässers werden die Unterschiede zwischen den einzelnen Untersuchungsbereichen von den jahreszeitlichen Aspekten überlagert (siehe Anhang 5-1). Aus diesem Grund wurde für jede Auswertung dementsprechend nur 15 Proben (5 Proben je Untersuchungsbereich) miteinander verrechnet.

Allgemein wurden die Unterschiede zwischen den Untersuchungsbereichen durch zwei Merkmale geprägt: Einerseits zeichnete sich der Mündungsbereich (UB 1) durch das Auftreten von „Rheinarten“ aus, andererseits gab es hier eine Artenlücke bezüglich der „typischen“ Bacharten. Für die Darstellung dieser Ergebnisse wurden exemplarisch zwei Rheinzufüsse ausgewählt. Außerdem wird das Ergebnis der Sieganalyse separat dargestellt, da die Sieg durch ihren Gewässercharakter von den anderen Untersuchungsgewässern getrennt betrachtet und diskutiert werden muss (siehe Kap. 4.4). Alle übrigen Auswertungsergebnisse sind im Anhang 5-1 aufgeführt.

Die Untersuchung der Wisper im Herbst 1999 erbrachte insgesamt 54 Taxa in 15 Proben (Abb. 3.20). In den ersten beiden Achsen sind 64,16 % der Daten verrechnet. Die linke Grafik stellt die Ähnlichkeiten der Proben zueinander dar. Zu erkennen ist, dass UB 1 räumlich weit entfernt von UB 2 und 3 lag. Dies bedeutet, dass im UB 1 keine oder nur sehr wenige Arten in ähnlichen Populationsdichten auftraten wie in den UB 2 und 3. In der rechten Grafik sind die Arten dargestellt, welche die Lage der Proben auf dem Achsenkreuz bestimmten. Entfernung und Lage der Artnamen stellen die Stärke des Einflusses der jeweiligen Arten in die angegebene Richtung dar (Linienlänge und -richtung). Arten, die dicht am Achsenkreuz liegen, nehmen also keinen großen Einfluss auf die Verteilung der Proben (sie kommen in allen Untersuchungsbereichen 1, 2 und 3 in ähnlichen Populationsdichten vor).

Nun wird deutlich, dass der Mündungsbereich (UB 1) der Wisper besonders durch die mit brauner Schrift gekennzeichneten Arten geprägt wurde (*C. fluminea*, *D. villosus*, *H. invalida*, *J. istri*). Diese Arten sind als Neozoen aus dem Rhein bekannt, den sie seit einigen Jahren bzw. Jahrzehnten besiedeln. UB 2 und 3 wurden hingegen eher durch Bacharten (*G. pulex*, *P. flavomaculatus*, *Sericostoma* sp.) geprägt.

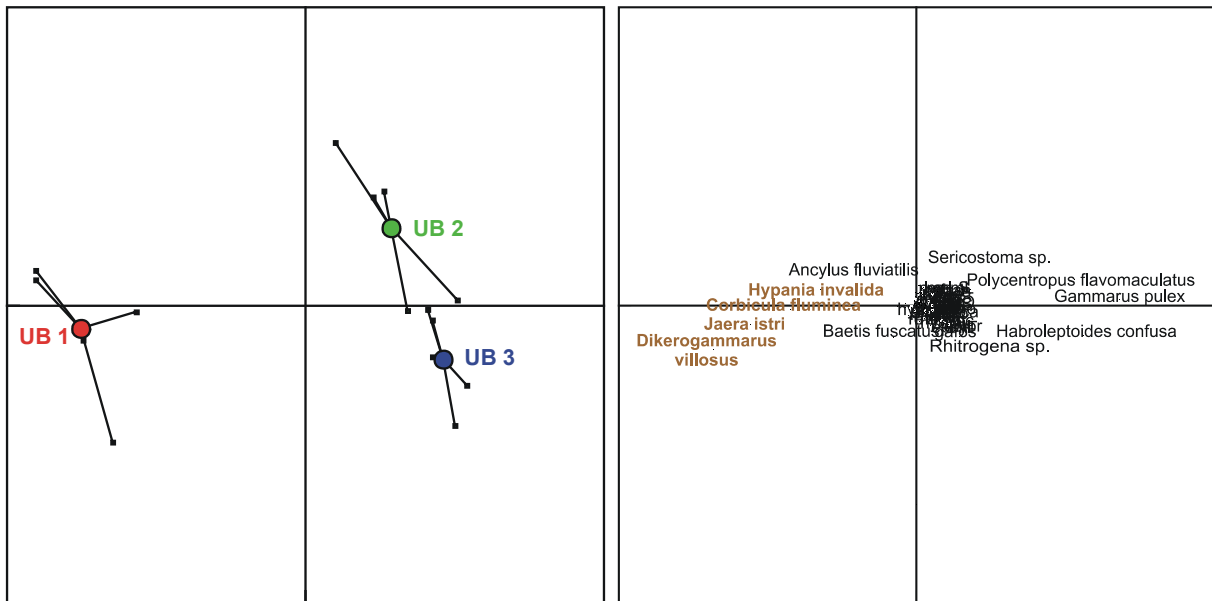


Abb. 3.20: PCA der UB 1, 2 und 3 der Wisper im Herbst 1999.

Linke Abb.: Die Punkte stellen die Proben dar, die Kreise das dazugehörige Zentrum. Dicht beieinander liegende Punkte bedeuten ähnliche Proben (viele gemeinsame Arten in ähnlichen Abundanzen), Punkte mit großen Abständen bedeuten verschiedene Proben (wenige gemeinsame Arten, unterschiedliche Abundanzen). **Rechte Abb.:** Die Lage der Arten veranschaulicht ihren Einfluss auf die Lage der Proben (z.B. Arten in der linken, unteren Diagrammhälfte (z.B. *D. villosus*) kommen in den Proben der linken, unteren Diagrammhälfte häufig vor (UB 1)). Arten in brauner Schriftfarbe sind Neozoen aus dem Rhein.

Ein anderes Bild ergibt sich im Frühjahr 2000 für den Gründelbach (Abb. 3.21). Hier wurden 15 Proben mit insgesamt 40 Arten verrechnet. Die ersten beiden Achsen stellen 42,66 % der Daten dar. Wieder lag der Mündungsbereich (UB 1) abgesetzt von UB 2 und 3, wenn auch jeweils eine Probe aus UB 2 und eine Probe aus UB 3 stark denen aus UB 1 ähnelten.

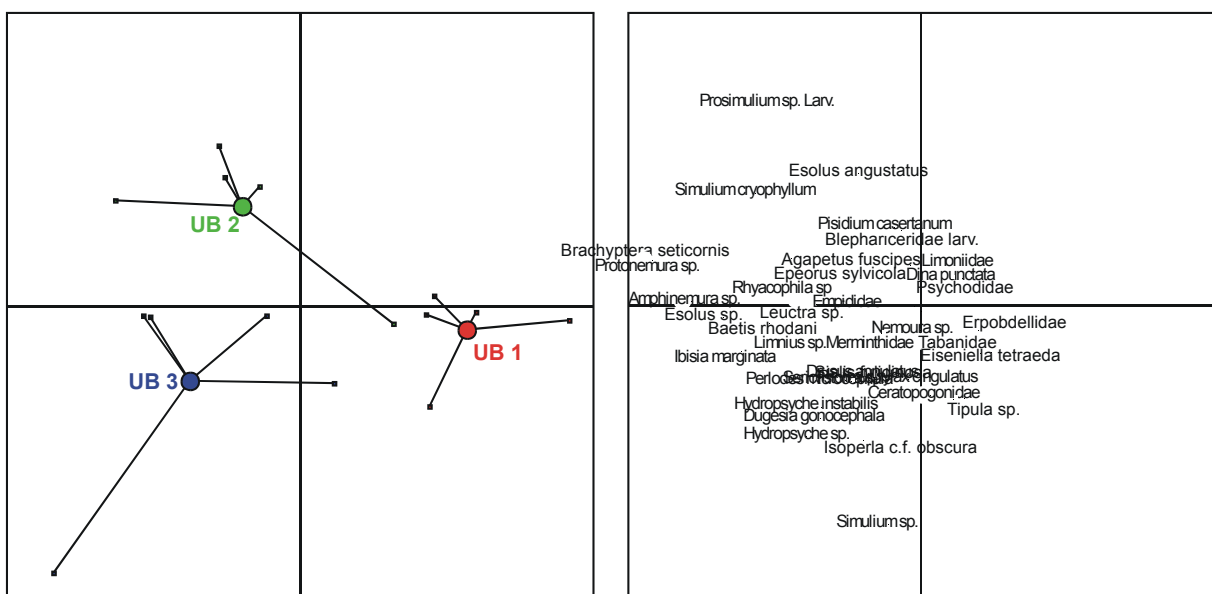


Abb. 3.21: PCA der UB 1, 2 und 3 des Gründelbachs im Frühjahr 2000. Erklärung siehe Abb. 3.20

Der Unterschied zwischen den Untersuchungsbereichen wird durch die Darstellung der Artenlabel noch deutlicher. Während UB 2 und UB 3 durch typische Bachgattungen (*Amphinemoura sp.*, *Protonemoura sp.*, *Rhyacophila sp.*) bestimmt wurden, so trat in UB 1 eine Artenlücke auf. Keine der für UB 2 und 3 typischen Arten war hier in größeren Populationsdichten vertreten.

In der Auswertung der Siegdaten vom Sommer 2000 wurden 20 Proben mit insgesamt 63 Arten verrechnet (Abb. 3.22). Die beiden abgebildeten Achsen enthalten 48,36 % der Information des Datensatzes.

Zu erkennen ist wiederum eine deutliche Abgrenzung des Mündungsbereichs (UB 1), aber auch UB 2 und 3 hatten nur zum Teil ähnliche Proben (linkes Diagramm). Jeder Untersuchungsbereich bildete eine eigene Gruppe, wobei der UB 2 die größte Streuung zeigte. Zwei der fünf Proben aus UB 2 waren denen von UB 3 sehr ähnlich.

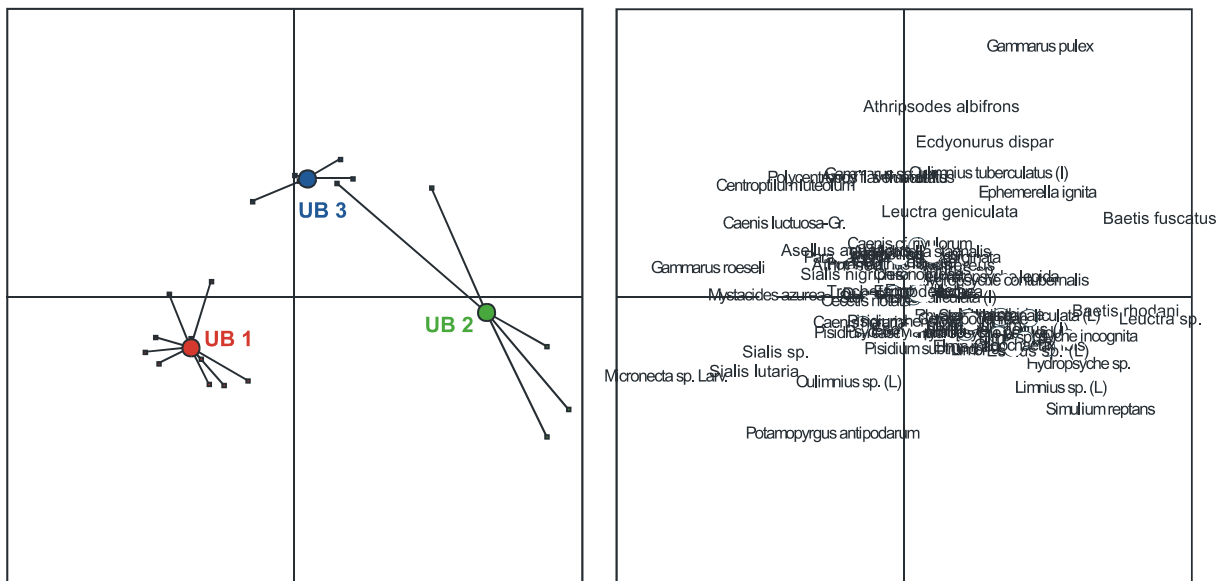


Abb. 3.22: PCA der UB 1, 2 und 3 der Sieg im Sommer 2000. Erklärung siehe Abb. 3.20

Die Darstellung der Artenlabel gibt auch hier eine Erklärung für diese Aufteilung. Anders als in den beiden vorhergehenden Beispielen war im UB 1 keine Artenlücke aufgetreten, und auch hier konnten keine typischen Rheinarten nachgewiesen werden. Stattdessen waren im UB 1 *G. roeseli*, *M. azurea*, *Sialis sp.*, *Micronecta sp.* und *P. antipodarum* häufig vertreten. Zwei der fünf Proben aus UB 2 waren denen von UB 3 sehr ähnlich. Hier waren Gattungen wie *Leuctra* und *Ephemerella* und die Art *O. tuberculatus* häufig vertreten. Auffällig waren im UB 2 die Gattungen *Hydropsyche*, *Leuctra* und *Simulium*, für den UB 3 dagegen die Arten

G. pulex, *A. albifrons* und *E. dispar*. Diese Arten und Gattungen sind charakteristische Vertreter rhithraler Gewässer.

3.2.4.2 Rheinzufüsse im Verhältnis zum Rhein

Diese Auswertung erfolgte mit den selbst erhobenen Rheinzufussdaten und mit den unveröffentlichten Rheindaten der Bundesanstalt für Gewässerkunde von 1999 und 2000. Einzelfunde und Tiere, die nur bis zum Familien- bzw. Ordnungsniveau bestimmt worden sind, wurden aus dieser Analyse ausgeschlossen. Es sind nur Tiere, die mindestens in zwei Untersuchungsbereichen gefunden und auf Art- oder Gattungsniveau bestimmt wurden, in die Berechnung eingegangen. In Tabelle 3.8 werden die Ausgangsdaten kurz zusammengefasst.

Die gewählte Darstellungsform (Ellipsen) veranschaulicht die Ähnlichkeit der Proben verschiedener Gruppen durch die Größe der Schnittflächen. Nach der vorhergehenden PCA-Analyse der Artenverteilung in den Untersuchungsbereichen 1, 2 und 3 war zu erwarten, dass UB 1 Ähnlichkeiten mit dem Rhein hat und es somit zu Überschneidungen der Ellipsen kommt.

Tab. 3.8: Berechnungsgrundlagen für die multivariate Analyse

| Gewässer-Vergleich | Anzahl der Zuflussproben | Anzahl der Rheinproben | Rhein-km | Gesamtzahl der Taxa | Informationsgehalt der beiden Achsen |
|--------------------|--------------------------|------------------------|----------|---------------------|--------------------------------------|
| Wisper/Rhein | 110 | 28 | 530-550 | 117 | 30,75 % |
| Gründelb./Rhein | 115 | 35 | 535-562 | 95 | 45,88 % |
| Saynb./Rhein | 85 | 81 | 580-605 | 127 | 37,59 % |
| Nette/Rhein | 80 | 72 | 590-610 | 77 | 39,03 % |
| Ahr/Rhein | 85 | 22 | 610-634 | 139 | 35,48 % |
| Sieg/Rhein | 85 | 29 | 640-660 | 123 | 31,63 % |

In Abbildung 3.23A liegen die Ellipsen der drei Untersuchungsbereiche der Wisper (UB 1: rot, UB 2: grün, UB 3: blau) mit großen Schnittflächen übereinander. Sie bilden im Vergleich zum Rhein eine eigene Gruppe und unterschieden sich demnach in ihrer Artenkonstellation deutlich vom Rhein. Die Fläche der Ellipse von UB 1 ist am größten. Das bedeutet, dass diese Daten am meisten streuen bzw. dass die Unterschiede zwischen den einzelnen Proben recht groß sind. Die Ellipsen von UB 2 und 3 liegen übereinander. Das bedeutet, dass die Proben dieser Untersuchungsbereiche sehr ähnlich sind, wobei die Streuung der Proben von UB 3 kleiner als die von UB 2 ist (kleinere Ellipsenfläche).

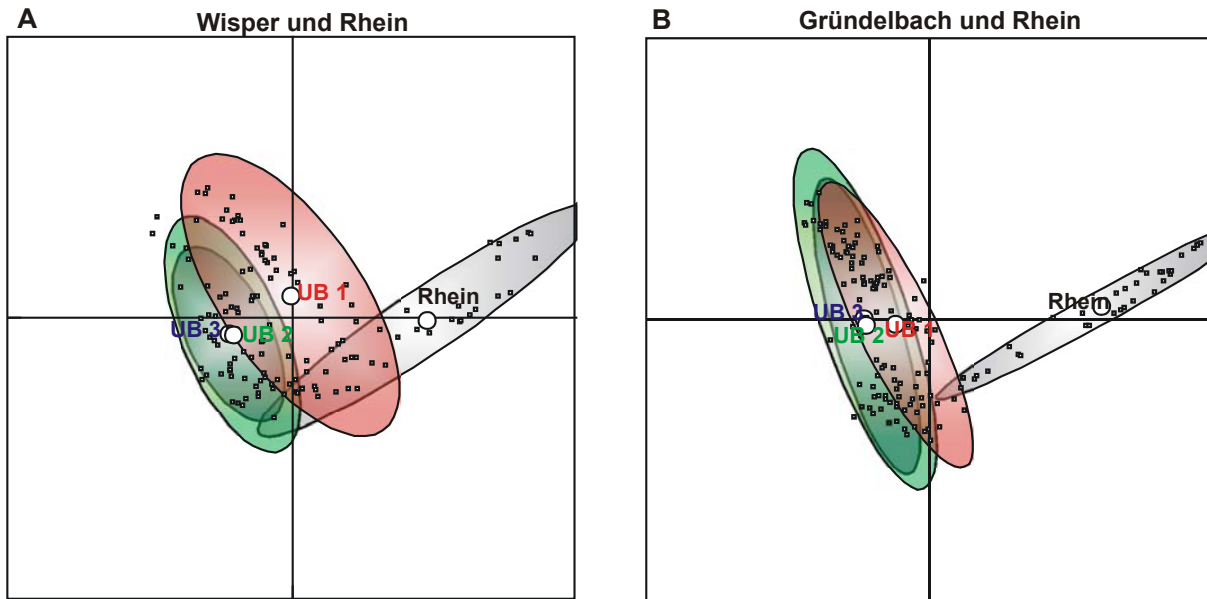


Abb. 3.23: PCA mit Rhein- und Zuflussdaten (A: Wisper, B: Gründelbach) der Jahre '99 und '00 Punkte stehen für Proben; die Distanz zwischen den Proben ist ein Hinweis auf ihre Ähnlichkeit: kleiner Abstand bedeutet große Ähnlichkeit (gleiche Arten, ähnliche Abundanzen), großer Abstand bedeutet wenig Ähnlichkeit (unterschiedliche Arten und unterschiedliche Abundanzen). Die Ellipsen umranden mind. 90 % der zugehörigen Proben.

Es gibt aber auch Schnittflächen mit der Ellipse des Rheins. Dies weist auf Proben mit gleichen Arten in ähnlichen Populationsdichten hin. Die größte Schnittfläche mit dem Rhein hat die Ellipse vom UB 1 der Wisper. Die Schnittfläche der Ellipse von UB 2 und Rhein ist schon erheblich kleiner; ein deutlicher Hinweis auf eine geringere Ähnlichkeit zum Rhein. Die Ellipse von UB 3 hingegen grenzt nur noch an die des Rheins, so dass hier kaum mehr Ähnlichkeiten nachweisbar sind.

Ein ähnliches Bild ergibt der Vergleich des Gründelbachs mit dem Rhein (Abb. 3.23 B). Auch hier weisen die Ellipsen der UB 1, 2 und 3 große Schnittflächen auf. Der UB 1 weicht etwas von den UB 2 und 3 ab; die Ellipse von UB 3 hingegen überschneidet sich gänzlich mit der von UB 2, hat jedoch eine kleinere Fläche und damit eine geringere Streuung der Proben. Dies deutet, wie schon weiter oben erwähnt auf eine geringere Variation der Artenzusammensetzung innerhalb des Untersuchungsbereichs hin. Nur die Ellipse von UB 1 zeigt eine Schnittfläche mit der Rheinellipse (es gab also Proben mit ähnlicher Artenkonstellation). Die Ellipse von UB 2 grenzt scharf an die Rheinellipse und die Ellipse von UB 3 hat keinerlei Kontaktfläche mehr mit dem Rhein; diese Proben haben demnach keine Ähnlichkeiten.

Der Vergleich von Saynbach und Rhein (Abb. 3.24 A) ergibt einen deutlichen Unterschied zwischen Rhein- und Saynbachdaten: die Ellipsen der UB 1, 2 und 3 des Saynbachs zeigen keinerlei Überschneidung.

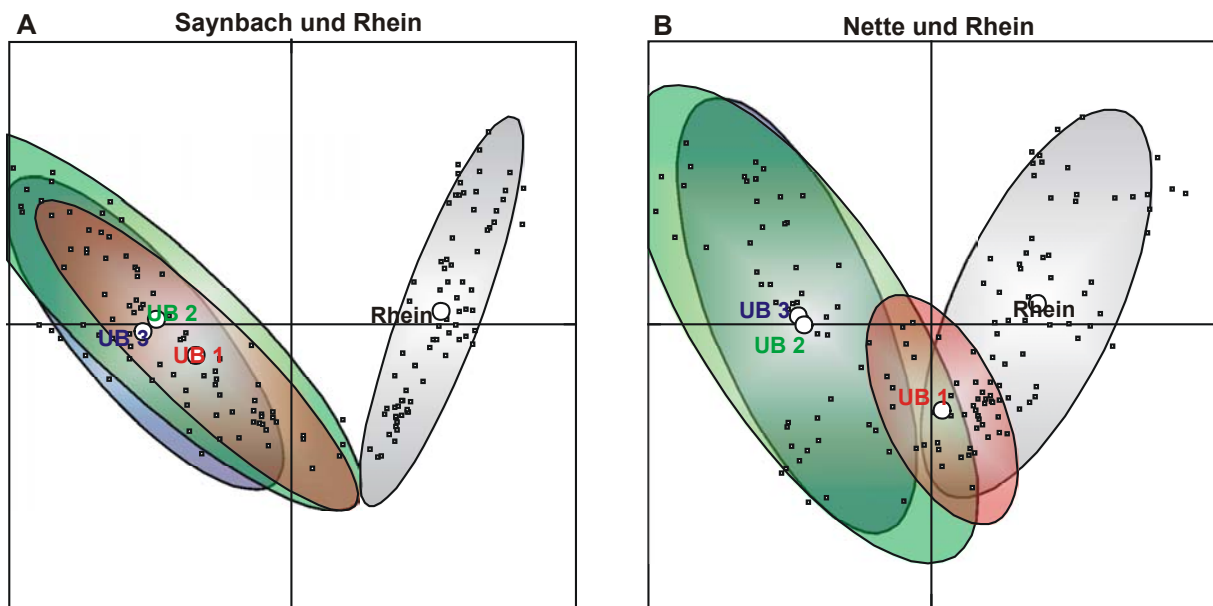


Abb. 3.24: PCA mit Rhein- und Zuflussdaten (A: Saynbach, B: Nette) der Jahre 1999 und 2000.
Erklärung siehe Abb. 3.23

Die Ellipsen der Untersuchungsbereiche 1, 2 und 3 des Saynbachs liegen zum Großteil übereinander. Die Untersuchungsbereiche hatten also viele ähnliche Proben. Wie aus der Lage der Zentren der Ellipsen zu erkennen ist, liegt die Ellipse von UB 1 dem Rhein am nächsten; UB 2 weist die größte Streuung der Daten auf und seine Ellipse grenzt dadurch trotz entfernterem Zentrum ebenfalls an die Rheinellipse; die kleinere, gut abgegrenzte Ellipse von UB 3 des Saynbachs liegt am weitesten entfernt von der des Rheins, die Proben haben also keine Ähnlichkeiten mehr mit denen des Rheins.

Anders sieht der Vergleich der Nette mit dem Rhein aus (Abb. 3.24 B). Hier stellt der UB 1 quasi ein Bindeglied zwischen den Nette- und den Rheinproben dar. UB 1 bildet die kleinste, auch von UB 2 und 3 deutlich abgesetzte Ellipse mit großen Überschneidungen mit allen anderen Gruppen. Die Ellipse von UB 2 hat ebenfalls noch eine kleine Schnittfläche mit dem Rhein. Die Ellipse von UB 3 grenzt nicht mehr an die Rheinellipse und hat somit keine Ähnlichkeiten mehr mit dem Rhein.

In Abb. 3.25 A sind die Untersuchungsbereiche 1, 2 und 3 der Ahr im Vergleich mit dem Rhein dargestellt. Die Ellipse des Rheins ist sehr klein, das heißt, dass die Rheinproben große Ähnlichkeiten und wenig Streuung in ihrer Artenkonstellation aufwiesen. Außerdem überlappt die Rheinellipse fast vollständig die Ellipse des UB 1. Hier gibt es demnach keine signifikanten Unterschiede in den Proben von Rhein und UB 1 der Ahr. Auch mit der Ellipse von UB 2 der Ahr gibt es noch eine große Schnittfläche; ebenfalls ein Hinweis auf große Ähnlichkeiten einzelner Proben mit denen des Rheins. Die Ellipse des UB 3 liegt weit

entfernt von der Rheinellipse; die Proben von UB 3 haben somit keine Gemeinsamkeiten mit denen vom Rhein.

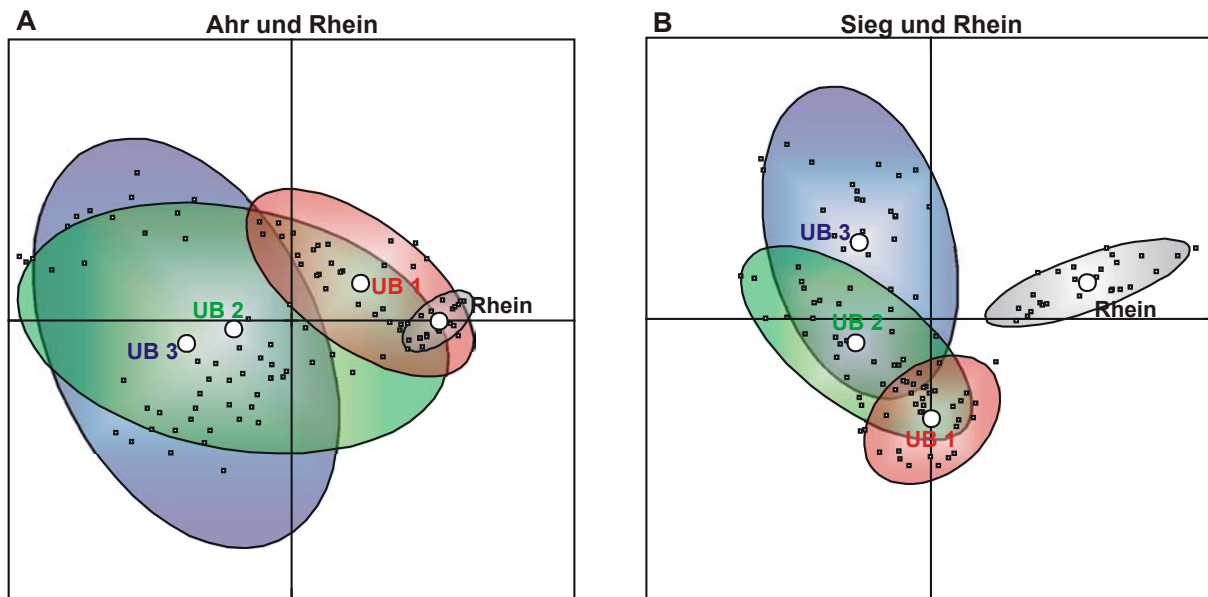


Abb. 3.25: PCA mit Rhein- und Zuflussdaten (A: Ahr, B: Sieg) der Jahre 1999 und 2000.
Erklärung siehe Abb. 3.23

Ein ganz anderes Bild ergibt der Vergleich der Sieg mit dem Rhein (Abb. 3.25 B). Die Ellipsen der Untersuchungsbereiche 1, 2 und 3 der Sieg bilden eine eigene Gruppe mit Überschneidungen. Es gibt jedoch keine Schnittfläche von den Siegellipsen mit der Rheinellipse. Der Vergleich der Entfernungen der Zentren des Siegellipsen zum Zentrum der Rheinellipse ergibt zwar für den UB 1 der Sieg die größte Ähnlichkeit zum Rhein, dennoch sind die Abstände so groß (die Proben so verschieden), dass nur schwer ein Zusammenhang zwischen dem UB 1 und dem Rhein hergestellt werden kann.

3.2.5 Fünf-Wochen-Untersuchung

Im Anschluss an ein Rheinhochwasser (zwei Tage nach Erreichen des Rhein-MW-Niveaus) wurden im Herbst 2000 an Gründelbach und Wisper in fünf aufeinander folgenden Wochen Untersuchungen durchgeführt. Einmal wöchentlich wurden im UB 1 jeweils fünf Proben mit dem Surber-Sampler entnommen. Diese Untersuchung sollte zeigen, ob es im Mündungsbereich der Rheinzuflüsse zu Veränderungen der Biozönosen durch bzw. im Anschluss an ein Rheinhochwasser kommt.

3.2.5.1 Entwicklung der Artenzahlen

Die Ergebnisse der Fünf-Wochen-Untersuchung sind in den folgenden Abbildungen dargestellt. In der Wisper (Abb. 3.26 A) konnte während der fünf Wochen eine deutliche Artenzunahme (von durchschnittlich 17 auf 25 Arten) beobachtet werden, im Gründelbach (Abb. 3.26 B) war ebenfalls eine leichte Zunahme der Artenzahl während der fünf Wochen zu verzeichnen.

Die statistische Analyse der erhobenen Daten ergab einen signifikanten Zunahme der Artenzahl in den fünf Untersuchungswochen (Tab. 3.9). Außerdem hatte der Gründelbach signifikant weniger Arten als die Wisper und die Artenzunahme verlief in beiden Zuflüssen von Woche zu Woche signifikant verschieden.

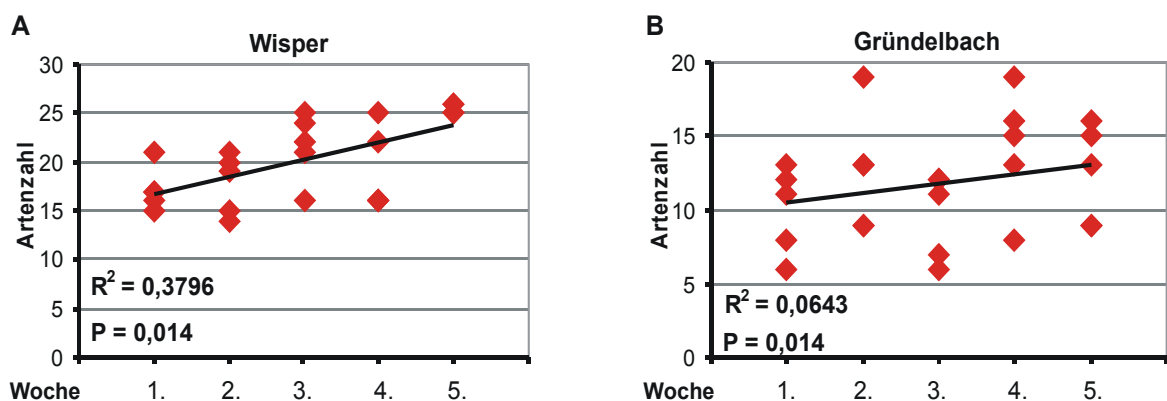


Abb. 3.26: Entwicklung der absoluten Artenzahlen in den fünf Wochen nach einem Rheinhochwasser im Herbst 2000 in UB 1 von Wisper (A) und Gründelbach (B)

Tab. 3.9: Ergebnisse der 2-faktoriellen ANOVA über die absoluten Artenzahlen von Wisper und Gründelbach in den fünf Wochen nach einem Rheinhochwasser

| | P-Wert | Teststärke [%] | Post Hoc Test |
|--------------------|---------|----------------|--|
| Woche | 0,014 | 83,0 | 1. Woche < (2., 3. u. 4. Woche) < 5. Woche |
| Fluss | < 0,001 | 100 | Wisper > Gründelbach |
| Fluss*Woche | 0,016 | 81,0 | Signifikante Unterschiede zwischen den Wochen in den Zuflüssen |

3.2.5.2 Biozönotische Kenngrößen

Wie in Kapitel 3.2.3 wurde hier die Entwicklung der verschiedenen über die fünf Wochen bestimmten biozönotischen Kenngrößen analysiert. Die Hypothese war, dass es durch die Zunahme der Strömungsgeschwindigkeit zu einer Abnahme der potamalen und einer Zunahme der „rheophilen“ Arten kommt. Außerdem könnte es durch die erhöhte Schleppekraft

des Wassers zu einer Auswaschung des Feinsubstrates und damit zu einer Abnahme der Pelal- und einer Zunahme der Lithalbewohner kommen.

Entwicklung der Anteile potamaler Arten

Wie bereits in Kapitel 3.2.3.1 festgestellt, kamen im UB 1 signifikant mehr potamale Arten (zusammengesetzt aus Arten des Hypo-, Meta- und Epipotamals) vor als in den UB 2 und 3. Das Verhältnis der Artenanteile der verschiedenen biozönotischen Regionen ist jedoch ein dynamisches Gleichgewicht, dass sich durch Veränderungen der äußeren Bedingungen verschieben kann (PERRY & SCHAEFFER 1987). Eine solche Verschiebung oder auch Sukzession konnte im UB 1 von Wisper und Gründelbach in diesen fünf Wochen beobachtet werden (Abb. 3.27 A, B). Die statistische Auswertung (1-faktorielle-ANOVA) ergab zwar für beide Zuflüsse keine signifikante Abnahme der potamalen Arten (Wisper: von 37 auf 25 %, Gründelbach: von 16 auf 12 %), dennoch zeigt die Ausgleichsgerade in beiden Flüssen in die erwartete Richtung, so dass von einem Trend gesprochen werden kann.

Der Vergleich von Wisper und Gründelbach zeigt, dass der Anteil potamaler Arten in der Wisper (20–40 %) insgesamt erheblich größer war als der im Gründelbach (10–17 %).

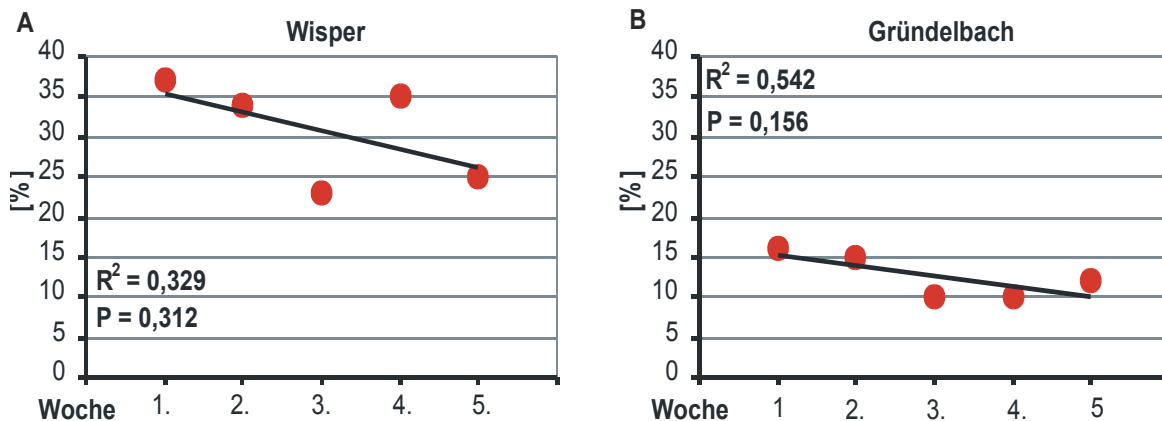


Abb. 3.27: Prozentualer Anteil „potamaler“ Arten als Funktion der Zeit (Woche 1 bis 5) nach einem Rheinhochwasser im Herbst 2000.

Die Daten wurden am UB 1 von Wisper (A) und Gründelbach (B) erhoben.

Entwicklung der Strömungspräferenzen

Der Anteil „rheophiler“ Arten (zusammengesetzt aus rheobiont, rheophil und rheolimnophil) sollte im UB 1 erwartungsgemäß innerhalb der fünf Wochen zunehmen, da nach eigenen Beobachtungen die Strömung nach einem Rheinhochwasser im Vergleich zu der Zeit während eines Rheinhochwassers zunimmt.

Auch diese Entwicklung konnte in Wisper und Gründelbach nachgewiesen werden (Abb. 3.28). Die Zunahme der Zahl „rheophiler“ Arten war in der Wisper zwar nicht signifikant (Anstieg von 72 auf 74 %) (Abb. 3.28 A), der Trend deutete jedoch auf einen Anstieg des „rheophilen“ Artenanteils hin.

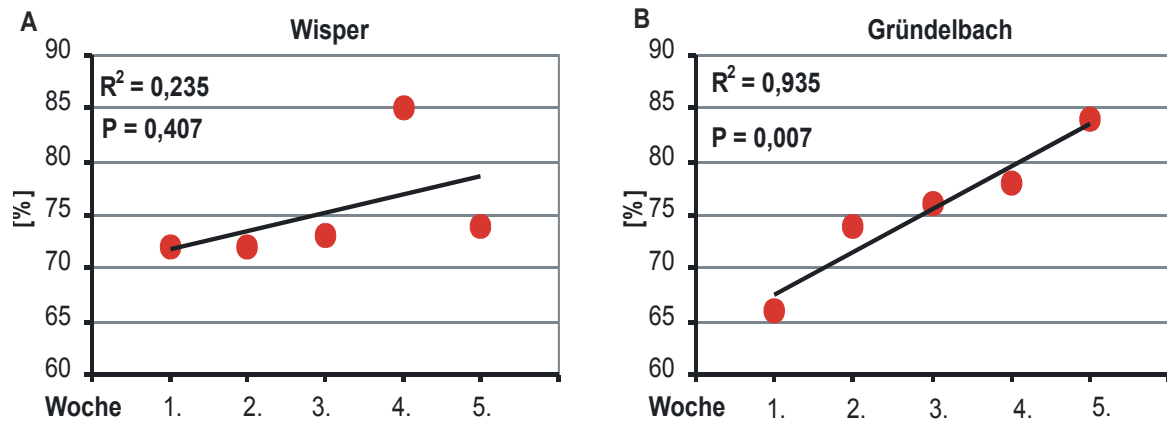


Abb. 3.28: Prozentualer Anteil „rheophiler“ Arten als Funktion der Zeit (Woche 1 bis 5) nach einem Rheinhochwasser im Herbst 2000.

Die Daten wurden am UB 1 von Wisper (A) und Gründelbach (B) erhoben.

Im Gründelbach dagegen (Abb. 3.28 B) konnte eine hochsignifikante Zunahme des Anteils „rheophiler“ Arten über die fünf Wochen hinweg nachgewiesen werden (von 66 auf 84 %) (1-faktorielle-ANOVA: $P=0,007$).

Entwicklung der Habitatpräferenzen

Anteile der Arten des Pelals: In beiden Flüssen konnte eine Abnahme der Pelalbewohner nachgewiesen werden (Abb. 3.29 A, B).

In der Wisper (Abb. 3.29 A) bestätigte die gute Korrelation zur Ausgleichsgeraden ($R^2=0,59$) eine tendenzielle Abnahme der Pelalbewohner (von 13 auf 11 %) (1-faktorielle-ANOVA: $P=0,13$). Die Entwicklung im Gründelbach (Abb. 3.29 B) war nicht so deutlich nachzuweisen, dennoch zeigt die Regressionsgerade eine Abnahme (von 16 auf 14 %) an; somit wird der in der Wisper festgestellte Trend bestätigt.

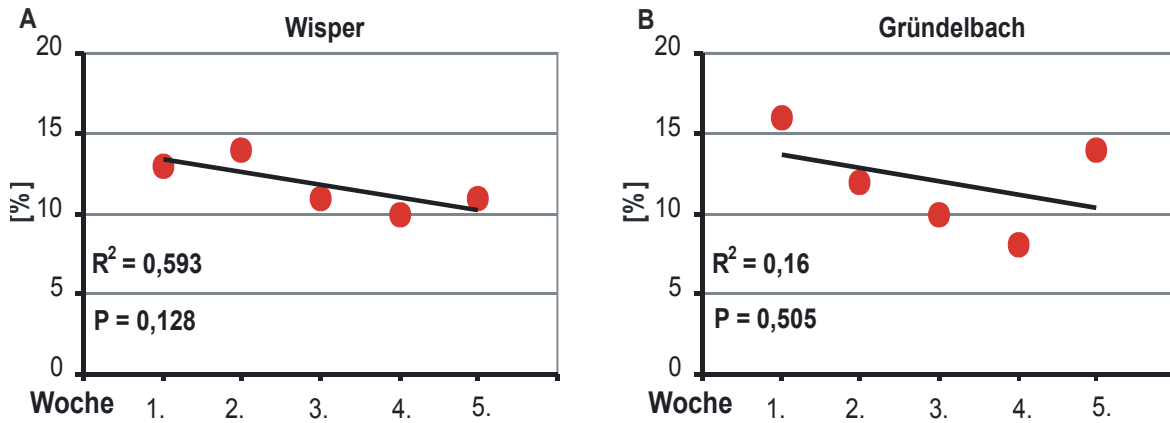


Abb. 3.29: Prozentualer Anteil pelaler Arten als Funktion der Zeit (Woche 1 bis 5) nach einem Rheinhochwasser im Herbst 2000.
Die Daten wurden am UB 1 von Wisper (A) und Gründelbach (B) erhoben.

Anteile der Arten des Lithals: Die Untersuchung der Lithalbewohner ergab ebenfalls einen leichten Trend (Abb. 3.30). Sowohl die Daten der Wisper (Abb. 3.30 A) als auch die Daten des Gründelbachs (Abb. 3.30 B) zeigten eine leichte Zunahme der Zahl der Lithalbewohner (Wisper: von 42 auf 45 %, Gründelbach: von 40 auf 48 %) innerhalb der fünf Wochen nach einem Hochwasser. Die Zunahme war statistisch allerdings nicht signifikant (siehe Abb. 3.30).

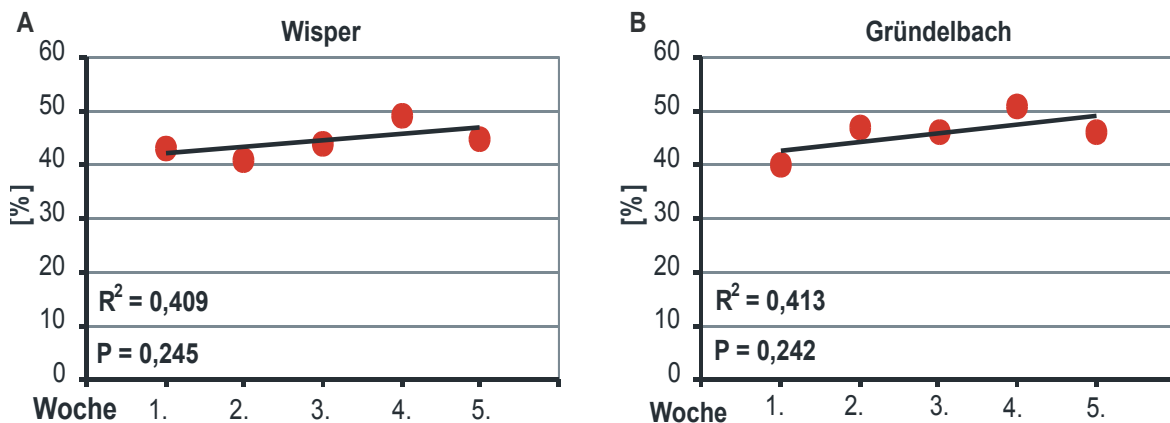


Abb. 3.30: Prozentualer Anteil lithaler Arten als Funktion der Zeit (Woche 1 bis 5) nach einem Rheinhochwasser im Herbst 2000.
Die Daten wurden am UB 1 von Wisper (A) und Gründelbach (B) erhoben.

3.2.5.3 Hauptkomponentenanalyse

Der multivariate Vergleich der Ähnlichkeiten der Zuflussproben mit denen des Rheins ließ einen Trend in den Zuflussmündungen erkennen (Abb. 3.31).

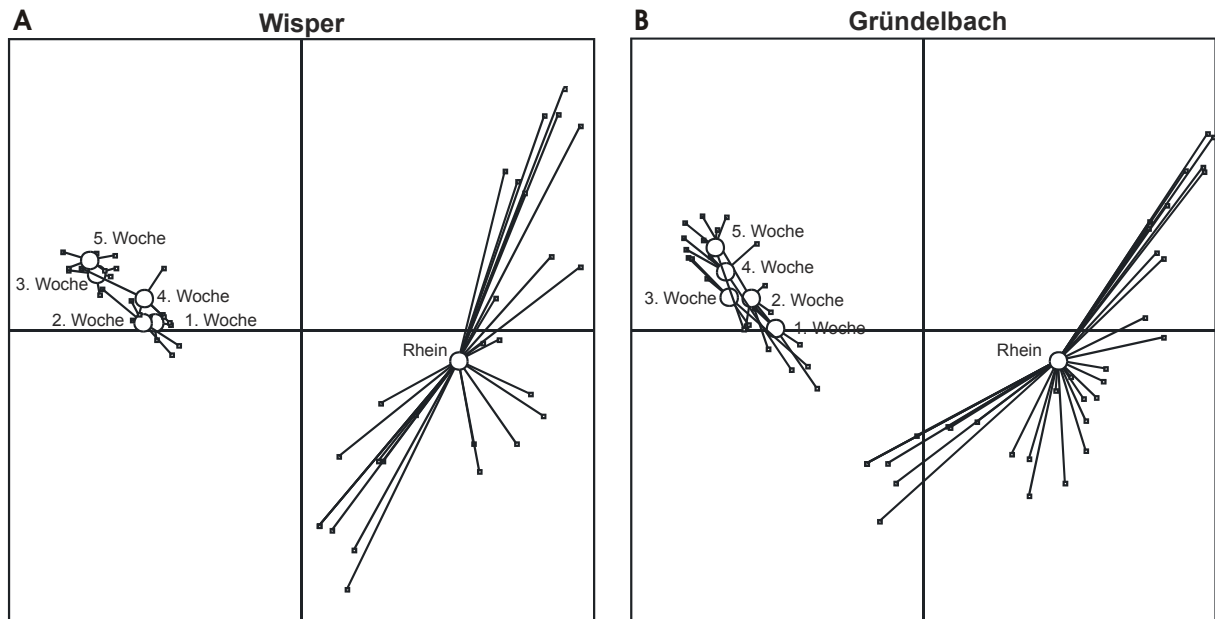


Abb. 3.31: PCA mit den Daten der Fünf-Wochen-Untersuchung im UB 1 von Wisper und Gründelbach und den Rheindaten von 1999 und 2000. Erklärung siehe Abb. 3.20

Bei der Wisperuntersuchung (Abb. 3.31 A) war die Ähnlichkeit zwischen den Wisper- und den Rheinproben in der ersten Wochen nach dem Hochwasser größer als in den folgenden vier Wochen. Insgesamt nahm die Ähnlichkeit der Makrozoengemeinschaft der Wisper mit der des Rheins über den Untersuchungszeitraum von fünf Wochen stetig ab.

Noch deutlicher war dieser Trend im Gründelbach. Hier wurde die Distanz zum Rhein (siehe Abb. 3.31 B) von Woche zu Woche größer. Das heißt, dass die Ähnlichkeit der Gründelbachproben zu den Rheinproben von Woche zu Woche abnahm.

3.2.6 Besiedlungsexperiment

An Wisper und Gründelbach wurde ein Besiedlungsexperiment mit künstlichem Substrat (Ziegelsteine) durchgeführt. Mit diesem Experiment sollte geprüft werden, ob die Rheinzufüsse auch einen Einfluss auf die Zoozönose des Rheins haben. Dazu wurden die Ziegelsteine im Rhein ca. 20 m oberhalb der Mündung (A) sowie ca. 20 m (C) und 70 m (D) unterhalb der Mündung des Rheinzufusses exponiert. Weitere Ziegelsteine wurden im Zufluss auf Höhe des UB 3 (B) exponiert (siehe Kap. 2.3.3).

Die Auswertung der Daten (Abb. 3.32 A) ergibt eine deutliche Abgrenzung der Referenzstelle der Wisper (B) von den Messstellen A, C und D (siehe Abb. 2.4). Die ergänzende Darstellung mit den Artnamen (Abb. 3.32 B) zeigt, dass hier typische Bacharten (*Leuctra sp.*, *G. pulex*, *O. villosus*) die Abgrenzung zu den Stellen A, C und D verursachten. Typische Arten für diese

Untersuchungsstellen waren die Neozoen *D. villosus*, *J. istri*, *P. antipodarum*, *C. fluminea* und *C. curvispinum*. In der PCA-Darstellung liegen die Rheinproben räumlich nah beieinander, was für große Ähnlichkeiten in den Artenkonstellationen und Dominanzstrukturen spricht. Ein Einfluss der Wisper auf die unterhalb der Mündung gelegenen Untersuchungsstellen C und D im Rhein konnte somit nicht nachgewiesen werden.

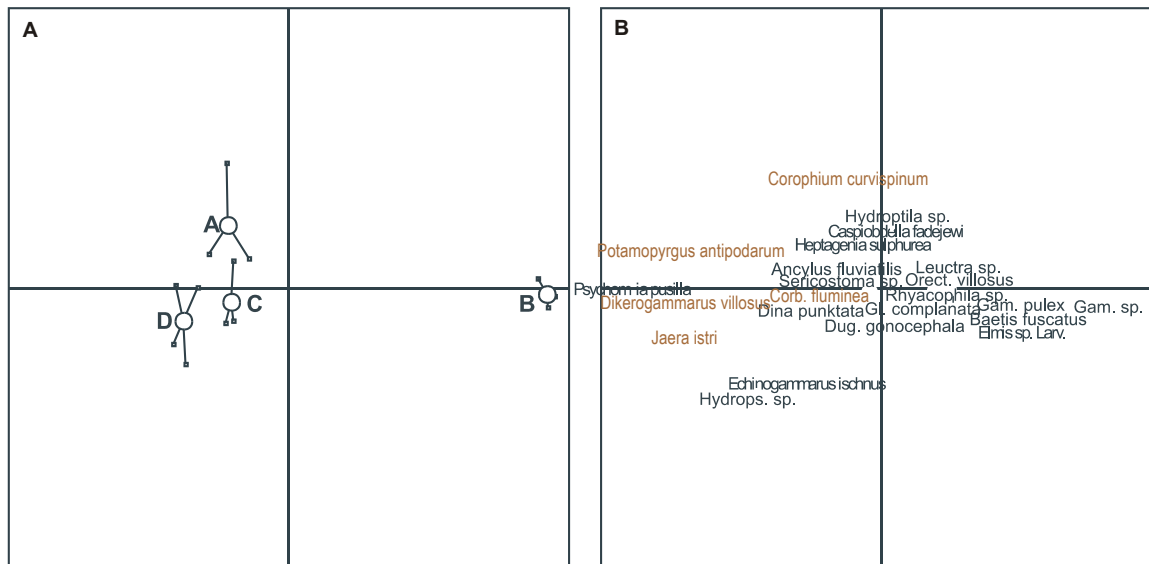


Abb. 3.32: PCA der Ziegelproben an der Wisper. Erklärung siehe Abb. 3.20

Die Gründelbachuntersuchung (Abb. 3.33) führte zu anderen Ergebnissen. Ebenso wie bei der Wisperuntersuchung liegt die Zuflussreferenzstelle B in der PCA-Darstellung weit von der des Rheins (A) und D entfernt (Abb. 3.33 A). Die Artenlabel zeigen, dass wiederum typische Bacharten (*Protonemoura sp.*, *Leuctra sp.*, *Nemoura sp.*) die Abgrenzung verursachten (Abb. 3.33 B). Die Untersuchungsstelle C liegt räumlich zwischen der Bachreferenzstelle (B) und der Rheinreferenzstelle (A) (siehe Abb. 3.33A). Ein Blick auf die Artenlabel zeigt, dass diese Stelle besonders durch *Hydroptila sp.* und *Chironomidae* besiedelt war (siehe Abb. 3.33 B).

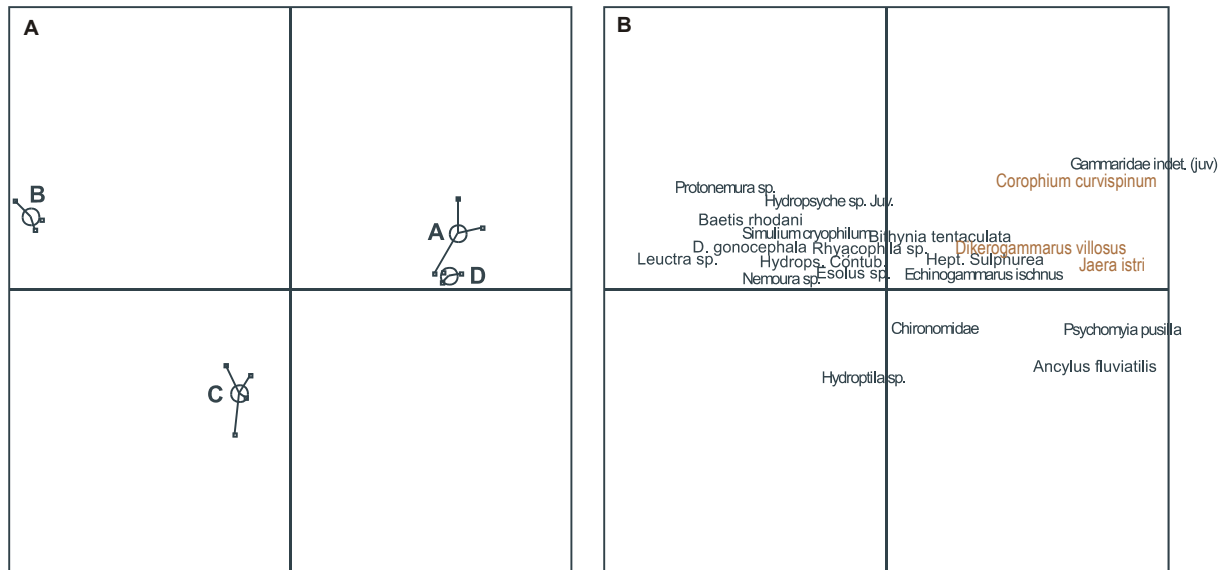


Abb. 3.33: PCA der Ziegelproben am Gründelbach. Erklärung siehe Abb. 3.20

4 Diskussion der Gesamtergebnisse und Ausblick

4.1 Zur Methodik

4.1.1 Auswahl der Rheinzuflüsse

Bei der Auswahl von Flüssen für einen ökologischen Vergleich kommt es darauf an, möglichst ähnliche Gewässer zu finden und so die Varianz möglichst klein zu halten. Zwei Charakteristika sind für Fließgewässer entscheidend: Das Abflussregime sollte bezüglich Frequenz und Intensität (sowohl relativ als auch absolut) vergleichbar, und extreme Abflüsse sollten vorhersagbar sein. Außerdem sollten sich die Flüsse in ihrer Geomorphologie und Sedimentbeschaffenheit ähneln (RESH et al. 1988).

Diese Kriterien wurden bei der Auswahl der Rheinzuflüsse berücksichtigt. Durch die räumliche Nähe und die Ähnlichkeit der Gebirge, aus denen die Untersuchungsgewässer entspringen, haben sie vergleichbare geomorphologische Grundlagen und demzufolge auch ähnlich strukturierte Sedimente. Außerdem unterliegen sie den gleichen klimatischen Bedingungen, so dass die Abflusskurven im Jahresverlauf ähnlich sind. Unterschiede gibt es jedoch in der Abflussmenge der untersuchten Gewässer. Der Gründelbach stellt das kleinste Gewässer dar und hat mit einer Breite von 1–2 m und einer maximalen Tiefe von 30 cm im Mündungsbereich den geringsten Abfluss. Die Sieg ist im Mündungsbereich ca. 60 m breit und maximal 2–3 m tief; sie ist damit der größte der untersuchten Rheinzuflüsse. Diese Variation sollte auf die Untersuchungsergebnisse jedoch nur geringe Auswirkungen haben, da der Einfluss des Rheins auf die Zuflüsse untersucht werden sollte, und alle Untersuchungsgewässer vom Charakter her den Mittelgebirgsflüssen (Rhithral) entsprechen und grundsätzlich eine ähnliche Makrozönose haben, die vom Rhein deutlich zu unterscheiden ist.

Die Sieg stellt jedoch aus einem anderen Grund einen Grenzfall dar. Wenn auch die oben genannten Kriterien erfüllt werden, so hat sie durch ihre Länge von 150 km und das erheblich größere Einzugsgebiet nicht nur einen deutlich höheren Abfluss als die übrigen Untersuchungsgewässer. Der wesentliche Unterschied besteht in der erheblichen Abnahme des Gefälles mit Eintritt der Sieg in die Köln-Bonner Rheinebene. Dieser physikalische Faktor beeinträchtigt den Abflusscharakter und damit auch die Biozönose. Dies muss bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden (siehe Kap. 4.4).

4.1.2 Strömungsmessung

Die Strömungsmessungen konnten aufgrund der vorhandenen Mittel im Rahmen dieser Untersuchungen nur bei Mittelwasserstand des Rheins und der Zuflüsse durchgeführt werden. Aus diesem Grund gibt es keine quantitativen Messungen während der Hochwasserperioden des Rheins. Die Abschätzung der Strömungsgeschwindigkeit während Hochwassersituationen erfolgte durch Beobachtung von auf der Oberfläche treibenden Objekten und dem Vergleich zu durchgeführten quantitativen Strömungsmessungen. Diese Schätzungen sind somit rein qualitativ und von spekulativen Charakter, da es keine Messungen im Tiefenprofil der Zuflüsse gibt. Um fundierte Aussagen treffen zu können müssten quantitative Strömungsmessungen während der verschiedenen Wasserstandssituationen in den Mündungsbereichen der Zuflüsse durchgeführt werden.

4.1.3 Benthosbiologische Untersuchung

Der Surber-Sampler ist eine standardisierte Methode für die Erfassung des Makrozoobenthos, die dennoch kritisch betrachtet werden muss. Mit dieser Technik können zwar sowohl quantitative als auch qualitative Proben entnommen werden, für eine korrekte Einschätzung der Abundanzen und des Artenspektrums wären jedoch nach Untersuchungen von NEEDHAM & USINGER (1956) und ELLIOT (1971) erheblich mehr Proben nötig, als im Rahmen dieser Arbeit genommen werden konnten. Um ein vollständiges Artenspektrum (95 % Vertrauensbereich) zu erhalten, müssten in einem Untersuchungsbereich über 60 Proben genommen werden. Aussagen über die Abundanzen werden erst bei mehr als 150 Proben möglich. Zwei bis drei Proben sind jedoch ausreichend, um wenigstens einige Exemplare der häufigsten Taxa zu finden. Außerdem gibt es deutliche Korrelationen zwischen Probenahmetiefe und vorkommenden Taxa (z.B. *Rhithrogena* kommt bevorzugt im tieferen, *Ephemerella*, *Hydropsyche*, *Rhyacophila*, *Lepidostoma* im flacheren Wasser vor).

Ziel der Arbeit war, anhand häufig und regelmäßig vorkommender Taxa einen möglichen Einfluss des Rheinhochwassers auf die Mündungsbereiche seiner Zuflüsse nachzuweisen. Aus diesem Grund wurden in jedem Untersuchungsbereich fünf Surber-Sampler-Proben genommen. Auf diese Weise war gewährleistet, dass alle häufigen und regelmäßig vorkommenden Taxa erfasst werden. Außerdem wurde versucht, mit diesen fünf Proben alle vorkommenden Tiefen und Substrattypen im Untersuchungsbereich zu untersuchen, wodurch auch die verschiedenen Präferenzen der Makrozoen Berücksichtigung gefunden haben.

Da der Schwerpunkt dieser Arbeit nicht im Vergleich der absoluten Besiedlungsdichten zwischen den Flüssen lag, spielen die oben genannten Schwächen der Surber-Sampler-Methode in der Datenauswertung keine große Rolle. Außerdem sprechen die Ergebnisse der statistischen Auswertung mit Teststärken über 80 % für die hohe Zuverlässigkeit der ermittelten Trends.

Eine weitere Besonderheit der Surber-Sampler-Methode ist, dass Proben nur bis zu einer Wassertiefe von ca. 80 cm (je nach Armlänge und Rahmenhöhe) genommen werden können. Das bedeutete, dass bei Hochwasserführung der Zuflüsse, im UB 1 jedoch auch bei einem Rheinhochwasser keine Untersuchungen durchgeführt werden konnten. Wegen Hochwasserführung des Rheins mussten im Jahr 1999 die Frühjahrs- und die Sommeruntersuchung um einige Wochen verschoben werden und in einigen Rheinzufüssen konnte der UB 1 erst im Herbst untersucht werden.

Grundvoraussetzung für eine erfolgreiche Probenahme mit dem Surber-Sampler ist eine ausreichende Strömung, damit das aufgewühlte Material vollständig in das Netz getrieben wird. Stand der Rheinpegel etwas über Mittelwasserniveau, so kam es im UB 1 teilweise zum Rückstau, so dass die Strömungsgeschwindigkeit zeitweise unter 0,2 m/s fiel und das aufgewühlte Substrat mit Hilfe der Schaufel in das Netz getrieben werden musste. Hierbei kann es zu Verlusten insbesondere schwimmaktiver Taxa (z.B. Gammaridae) gekommen sein. Nach mündlicher Mitteilung von C. MATTHÄI sind diese Verluste jedoch vernachlässigbar.

4.1.4 Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung der Daten erfolgte unter anderem auch mit der Hauptkomponentenanalyse, da diese die häufige und in hohen Abundanzen vorkommende Taxa besonders berücksichtigt. So wurden regelmäßig vorkommende Arten in der Auswertung gestärkt und seltene Funde abgeschwächt. Eine Fehlinterpretation durch falsche Wertung seltener Arten wurde so vermieden.

In der Hauptkomponentenanalyse musste jedoch berücksichtigt werden, dass die jahreszeitlichen Unterschiede in der Makrozönose größer waren als die Unterschiede zwischen den Untersuchungsbereichen 1, 2 und 3. Ursache hierfür sind die unterschiedlichen Schlupfzeiten der Insektenlarven, die einen Großteil der Makrozönose ausmachen. Aus diesem Grund konnte der Vergleich zwischen den Untersuchungsbereichen nur für jede Untersuchungsreihe getrennt erfolgen. Mit der Einbeziehung der Rheindaten konnte der jahreszeitliche Aspekt

vernachlässigt werden, da der Unterschied zwischen der Makrofauna der Untersuchungsbereiche 1, 2 und 3 und der des Rheins ausreichend war, um sie graphisch voneinander zu trennen. Hier konnten alle Daten für eine Auswertung herangezogen werden.

4.2 Auswirkungen des Rheinhochwassers

STATZNER & HIGLER (1986) stellten in ihren weltweiten Untersuchungen an verschiedenen Flüssen fest, dass Veränderungen in der Abflussdynamik der Flüsse einen erheblichen Einfluss auf die Lebensgemeinschaft der Makroinvertebraten haben können.

Auch die Untersuchungen der vorliegenden Arbeit zeigen, dass Rheinhochwasser im Mündungsbereich seiner Zuflüsse zu messbaren Veränderungen in der Abflussdynamik führt. Jedes kleinere Rheinhochwasser verursacht nach meinen Beobachtungen in der Mündung (UB 1) der untersuchten Rheinzufüsse eine Herabsetzung der Strömung. Bei einem mittleren Rheinhochwasser wurde die Mündung der Zuflüsse vom Rheinwasser überflutet und zugleich der höher gelegene Untersuchungsbereich (UB 2) aufgestaut. Sowohl der Aufstau als auch das direkte Überfluten verursachte neben einer Veränderung der Wasserqualität auch beobachtbare Veränderungen der Abfluss-dynamik im Bereich der Zuflussmündungen. Mit der Korngrößenanalyse konnte ein Nachweis auf diese hydraulischen Veränderungen erbracht werden. Im Mündungsbereich (UB 1) aller untersuchten Rheinzufüssen wurde die feinste Körnung gefunden. Als Ursache hierfür ist die reduzierte Strömungsgeschwindigkeit und die dadurch verringerte Schleppkraft des Wassers zu sehen (TITTIZER & SCHÖLL 1993). Bei erhöhten Rheinwasserstand kommt es im Mündungsabschnitt der Zuflüsse (UB 1) zu einer verstärkten Sedimentation feineren Materials. Feinkörnigeres Substrat stellt andere Lebensbedingungen für die Makroinvertebraten dar. Verschiedene Untersuchungen zur Störanfälligkeit von Substraten (VARONI 1964, MIDDLETON & SOUTHARD 1977, BLATT et al. 1980, ALLEN 1982, DEATH & WINTERBOURN 1995) bestätigen, dass feinkörnige Sedimente generell instabiler sind als grobkörnige Ablagerungen. Speziell Sand (0,05-0,5 mm) wird bei der geringsten Strömungsgeschwindigkeit verwirbelt. Noch feinere (z.B. Schluff) und grobere Substrate (z.B. Kies) werden hingegen erst bei höheren Strömungsgeschwindigkeiten mobilisiert (auf Grund der höheren Adhäsionskraft, bzw. der größeren Masse) (ALLEN 1982). Eine höhere Störanfälligkeit bedeutet für die darin lebenden Organismen erhöhten Stress und damit schlechtere Lebensbedingungen, denen viele Organismen nicht gewachsen sind. Die erhöhte Störanfälligkeit führt zu Art- und Individuenverlusten (QUINN & HICKEY 1990, TOWNSEND et al. 1997). Gerade in den UB 1 kommt es durch die unregelmäßigen

Schwankungen des Rheinwasserstands häufig zu Änderungen der Abflussdynamik und damit auch zu Störungen im empfindlichen Substrat und Habitat der Makroinvertebraten. Der signifikante Artenzahlrückgang und die signifikante Abundanzabnahme der Makroinvertebraten von der Referenzstelle (UB 3) und dem gelegentlich unter Rheineinfluss stehenden Abschnitt (UB 2) zur Mündung hin (UB 1) ist wahrscheinlich zu einem Großteil durch die Substratveränderungen und die hohe Störfrequenz und nicht durch Veränderung der Wasserqualität verursacht (siehe hierzu auch WILLIAMS & MUNDIE 1978, WILLIAMS & SMITH 1996).

Die zeitweise herabgesetzte Strömungsgeschwindigkeit im Mündungsbereich der Rheinzufüsse könnte theoretisch auch zu einer Ansammlung von partikulärem organischem Material (POM) in den Untersuchungsbereichen (UB 1 und 2) führen. Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse erbrachten jedoch keinen signifikanten Trend über die Untersuchungsbereiche 1, 2 und 3. Eine Erklärung hierfür wäre die hohe Variabilität der POM-Gehalte. Durch seine geringe Dichte wird POM in strömendem und turbulentem Wasser schnell verlagert. Möglicherweise sammelt sich während eines Rheinhochwassers POM im Mündungsbereich (UB 1 und 2) an, welches dann bei fallendem Rheinwasserstand mit zunehmender Strömungsgeschwindigkeit sofort und sehr rasch ausgespült und verlagert wird. In diesem Fall kann eine Probenahme nur einen Tag nach gesunkenem Rheinwasserstand keinen Nachweis von POM-Ansammlungen mehr ergeben. Grundsätzlich sind POM-Ansammlungen in Flüssen heterogen verteilt (GURTZ et al. 1988, BRETSCHKO 1990, ANGRADI 1991, JONES & SMOCK 1991), so dass ein Nachweis von POM-Ansammlungen schwierig ist. Im Rahmen dieser Arbeit konnte kein Zusammenhang zwischen Rheinhochwasser und POM-Ansammlungen hergestellt werden.

4.3 Rheinhochwasser als Störungsfaktor

Es gibt zahlreiche Untersuchungen über die Veränderungen in Makrozoobenthoszönosen durch Hochwasserereignisse, die als Störungen beschrieben werden (z.B. SAGAR 1986, Resh et al. 1988, MCELRAVY et al. 1989, PALMER et al. 1992, FLECKER & FEIFAREK 1994). Bei den meisten Untersuchungen handelt es sich um flussinterne Hochwasser, die mit großen Fluten und damit starken Turbulenzen und Substratumwälzungen einhergehen. Im Gegensatz hierzu kommt es durch Rheinhochwasser in den Mündungen der Zuflüsse zu erhöhten Abflussmengen durch das überflutende Rheinwasser. Diese sind aber nicht mit erhöhter

Substratmobilität wie in den oben genannten Untersuchungen, sondern eher mit erhöhter Sedimentation durch eine herabgesetzte Strömungsgeschwindigkeit verbunden.

Hier stellt sich die Frage, ob bzw. inwieweit, das in die Mündungsbereiche eindringende Rheinhochwasser einen Stress- oder Störfaktor für Makroinvertebraten darstellt. Allgemein werden Störungen als diskrete Ereignisse in der Zeit beschrieben, die Veränderungen im Substrat, den Ressourcen und der physikalischen Umwelt verursachen und dadurch Organismen negativ beeinträchtigen (BEGON et al. 1996). Störungen sind ein charakteristischer und wichtiger Bestandteil der Ökosysteme, da sie Einfluss auf die Gesellschaftsstruktur und Artenzahl nehmen und immer wieder Besiedlungslücken in der Lebensgemeinschaft öffnen (CONNELL 1978, HUSTON 1979, SOUSA 1984, PICKETT & WHITE 1985, PICKETT et al. 1989, TOWNSEND 1989).

Nach diesen Definitionen müsste das Rheinhochwasser in den Mündungsbereichen der Zuflüsse (UB 1 und UB 2) als ein Störfaktor angesehen werden, da es zu Veränderungen in Abfluss, Substrat und Artenzahl führt und somit die typischen Symptome einer Stör- einwirkung aufweist.

Wie stark ist dieser Einfluss auf den UB 2 zu beurteilen? Im Jahr 1999 wurde dieser Untersuchungsbereich zweimal vom Rhein beeinflusst, im Jahr 2000 hingegen gar nicht. Die Analysen der Artenzahlen (Kap. 3.2) ergaben für die UB 2 und 3 etwa vergleichbare Artenzahlen. Auch ein Rückgang der Artenzahl durch Störungsstress konnte im UB 2 nicht nachgewiesen werden. Nach DEATH & WINTERBOURN (1995) und TOWNSEND et al. (1997) führen häufige Störungen zwar zu einem Rückgang der Artenzahl, entscheidend für den Erfolg einer Wiederbesiedlung ist jedoch die Dauer des störungsfreien Zeitraums zwischen den Störungen. Je länger eine störungsfreie Phase anhält, desto mehr Arten können sich ansiedeln. Eine besonders hohe Diversität erhält man in einer Kombination aus geringem bis mittlerem Störungsniveau und großer Habitatvielfalt (patchiness) (Intermediate Disturbance Hypothesis) (DEATH & WINTERBOURN 1995, TOWNSEND et al. 1997). Eine zu hohe Störfrequenz führt zu starkem Stress und Artenverlusten, in sehr stabilen Habitaten kann es hingegen zu Artenausschluss durch Konkurrenz kommen. Regelmäßige, aber nicht allzu häufig auftretende Störungen ermöglichen hingegen eine stetig neue Besiedlung. Auch konkurrenzschwächere Arten haben Überlebenschancen, da von den gelegentlich auftretenden Störungen auch die konkurrenzstarken Arten betroffen sind. Im UB 2 schienen die gelegentlich auftretenden Effekte des Rheinhochwassers, beurteilt nach der Artenzahl, keine negativen Auswirkungen auf das Makrozoobenthos zu haben. Die Analyse der Autökologie

der Makrozoen für den UB 2 ergab zumindest teilweise nachweisbare Trends (Abnahme der Zahl strömungsliebender Arten, Zunahme der Zahl potamaler Arten), die den Einfluss des Rheins als Erklärung nahe legen. Durch die Hauptkomponenten-Analyse konnte die verbindende Funktion von UB 2 zwischen Mündung (UB 1) und Referenzstelle (UB 3) nachgewiesen werden. Es scheint einen fließenden Übergang von der typischen Zuflussgesellschaft zu der von den Rheinhochwassern gestressten und dem häufigen Wechsel unterliegenden Biozönose zu geben.

4.4 Unterbrechung des biozönotischen Längsverlaufs

In einem generalisierten physikalischen Modell von Flüssen entspringt ein Fluss in den Bergen und verläuft in einem angeschwemmten Tal mit abnehmendem Gefälle, abnehmender Beschattung und Korngröße sowie zunehmendem Abfluss, zunehmender Tiefe und Trübung bis zur Mündung ins Meer. In diesem ungestörten Verlauf zeigen Fließgewässer von der Quelle bis zur Mündung eine biozönotische Gliederung, die sich an der Änderung der physikalischen und chemischen Parameter im Längsverlauf orientiert (VANNOTE et al. 1980). Der Verlauf eines Flusses ist in der Regel nicht ungestört und weist aufgrunddessen eine Vielzahl von regionalen Variationsmöglichkeiten auf (MINSHALL et al. 1985, STATZNER & HIGLER 1985). Insgesamt weisen lotische Systeme eine sehr heterogene Besiedlung auf, die durch kleinräumige Unterschiede, beispielsweise im Substrat oder in der Strömungsgeschwindigkeit, entsteht. Dennoch sind die einzelnen Biozönosen der jeweiligen biozönotischen Region zuzuordnen (FISHER 1983). Größere Gewässerabschnitte können also als ein Mosaik, bestehend aus vielen kleinen Lebensräumen verschiedenen Alters und unterschiedlicher Zusammensetzung, gesehen werden (PRINGLE et al. 1988, TOWNSEND 1989).

BRUNS et al. (1984) zeigten, dass Zuflüsse den Hauptfluss hinsichtlich des River Continuum Concepts modifizieren können. In der vorliegenden Arbeit sollte der umgekehrte Einfluss überprüft werden: Kann ein Hauptfluss in seinem Einflussbereich die Zuflüsse hinsichtlich des River Continuum Concepts modifizieren? Die Analyse der Verteilung der Artenanteile an den biozönotischen Regionen gibt eine positive Antwort auf diese Frage. Die untersuchten Rheinzuflüsse zeigten von der Referenzstelle (UB 3) bis zur Mündung in den Rhein (UB 1) deutliche Veränderungen. Es liegt deshalb nahe, den Rhein als Verursacher dieser Veränderungen zu sehen.

Während eines Rheinhochwassers erfolgt in den Mündungsbereichen der Zuflüsse ein Rückstau. Hierdurch kommt es unter anderem zu nachweisbaren Veränderungen im Substrat (vergl. Kap. 4.1). Diese Substratveränderungen haben einen nachhaltigen Einfluss auf die Makrozönose. Meine Untersuchungen erbrachten zwei Trends mit zunehmendem Rheineinfluss: eine Abnahme der Artenzahl und Abundanz sowie eine Veränderung in der Artenkonstellation. DEATH & WINTERBOURN (1995) fanden, dass Störungen eine Abnahme der Artenzahl verursachen und häufige Störungen zu einer dauerhaften Artenarmut führen. Da es in den Mündungsbereichen der Zuflüsse (UB 1) durch die unregelmäßigen Schwankungen des Rheinwasserstands sehr häufig zu Störungen kommt, wird dies als Ursache für die signifikant niedrigere Artenzahl und Abundanz angesehen.

Ein Blick auf die Dominanzverteilungen in den Rheinzufüssen zeigt auch eine veränderte Dominanzstruktur in den Mündungen (UB 1) von Wisper, Saynbach, Nette, Ahr und Sieg. Im Vergleich zu den höher gelegenen Untersuchungsbereichen (UB 2 und 3) wurde in der Mündung eine geringere Artendiversität gefunden. Außerdem wurde die Makrozönose im Mündungsbereich nur von wenigen Taxa dominiert. Dominant waren im UB 1 häufig die Chironomidae und Oligochaeta, charakteristische Gruppen für instabile Gewässer (BARNDT et al. 1994). Außerdem wurden in Wisper, Nette und Ahr Neozoen (*D. villosus*, *J. istri*) aus dem Rhein gefunden. Dies kann als eindeutiger Hinweis auf einen Rheineinfluss gewertet werden.

PERRY & SCHAEFFER (1987) fanden, dass die Makrozönosen in Flüssen durch plötzliche Veränderung der äußeren Bedingungen genauso schnell mit Änderungen ihrer Konstellation reagieren. So wäre der Einfluss des Rheins ebenfalls eine Erklärung für die Veränderung der Artenkonstellation im UB 1. Die untersuchten Rheinzufüsse haben durchweg einen ausgeprägten rhithralen Charakter, der Rhein ist hingegen dem Potamal zuzuordnen. Die beobachtete Veränderung der Makrozönose in den Rheinzufüssen zeigt sich in einer Zunahme potamaler und einer Abnahme rhithraler Arten zur Mündung hin. Da diese Veränderung nur im Einflussbereich des Rheins nachzuweisen war, liegt es nahe, hier die Ursache zu suchen. Eine Klärung ergibt sich durch die Analyse der Hauptkomponenten mittels der PCA. Die Unterschiede zwischen den Untersuchungsbereichen werden durch die grafische Darstellung der Artenkonstellation offensichtlich. Entweder kam es im UB 1 zur Ansiedlung von Rheinarten (Wisper, Nette, Ahr) oder es entstand eine Artenlücke (Gründelbach, Saynbach). Diese Artenlücke in der PCA-Berechnung bedeutet nicht, dass keine Arten im UB 1 vorkamen, sondern dass Arten, die im UB 2 und 3 häufig waren, im UB 1 nur noch selten vorkamen. Außerdem hatte keine der vorkommenden Arten signifikante Abundanzabweichungen im Vergleich zum UB 2 und 3. In der Sieg wurden im UB 1 Arten

gefunden, die weder für den UB 2 und 3 noch für den Rhein charakteristisch waren. Hier scheint eine von den umgebenden Bereichen unabhängige Makrozönose zu existieren.

Ausnahmegewässer Sieg

Das Beispiel der Sieg zeigt, dass scheinbar vergleichbare Trends nicht die gleiche Ursache haben müssen. Die Sieg zeigt in den Analysen der Artenzahl, der Dominanzstruktur und der Autökologie mit den anderen untersuchten Rheinzufüssen vergleichbare Entwicklungen. In der Hauptkomponentenanalyse, in der der Einfluss des Rheins nachgewiesen wurde, fällt jedoch auf, dass die Untersuchungsbereiche 1, 2 und 3 zwar voneinander verschieden sind und einen Trend zeigen, dass diese Veränderungen jedoch in keinem nachweisbaren Zusammenhang zum Rhein stehen.

Eine mögliche Erklärung für die Veränderungen im Mündungsbereich der Sieg stellt der Flussverlauf dar. Die Sieg ist mit 150 km Länge mit Abstand der längste der untersuchten Rheinzufüsse und zeigt eine deutliche biozönotische Entwicklung im Längsprofil. Mit dem Eintritt in die Köln-Bonner Rheinebene nimmt ihr Gefälle stark ab, und über die letzten 2 km fließt sie sogar parallel zum Rhein. Infolgedessen ist ihr Abflussverhalten unabhängig vom Rhein in diesem Abschnitt sehr beruhigt und vom Charakter eher dem Potamal zuzuordnen. Diese Entwicklung wurde auch durch die Analyse der Autökologie des Makrozoobenthos nachgewiesen (Anhang). Die Referenzstelle (UB 3) und der im Einflussbereich des Rheins liegende Abschnitt (UB 2) zeigten noch eindeutig rhithralen Charakter, und auch der Anteil strömungsliebender Arten war hier noch hoch. Erst in der Mündung (UB 1) nahmen diese Anteile zugunsten potamaler und stillwasserliebender Arten ab. Auch die Ergebnisse der Artenzahlen- und der Dominanzstrukturanalyse war mit den übrigen untersuchten Rheinzufüssen vergleichbar und zeigten eine Abnahme der Diversität von der Referenzstelle (UB 3) zur Mündung (UB 1) hin. Diese Veränderungen sind grundsätzlich in jedem Gewässer mit einer fortgeschrittenen biozönotischen Gliederung im Längsprofil zu beobachten (VANNOTE et al. 1980), jedoch üblicherweise nicht auf so kurzen Distanzen, wie sie in den übrigen fünf Zuflüssen vorlagen. In der Sieg lagen die Untersuchungsbereiche aufgrund des geringen Gefälles viel weiter auseinander, so dass hier durchaus auch die natürliche biozönotische Längszonierung (siehe Kap. 2.5.1.2) im Gewässerverlauf als Ursache gesehen werden kann.

Der entscheidende Unterschied zu den übrigen untersuchten Rheinzufüssen wird erst durch die Hauptkomponentenanalyse deutlich. Die Analyse der Daten der Untersuchungsbereiche 1, 2 und 3 ließ keinen Hinweis auf einen Einfluss des Rheins auf den Mündungsabschnitt (UB 1)

erkennen. Im UB 1 traten Arten auf, die typisch für beruhigte Zonen im Rhithral und für den Übergangsbereich vom Rhithral zum Potamal sind. Diese Arten sind nicht typisch für den Rhein, können also nicht aus dem Rhein eingewandert sein. Es muss hier eine eigenständige und vom Rhein unabhängige Entwicklung der Biozönose im Längsverlauf der Sieg stattgefunden haben. Mit der Einbeziehung der Rheindaten in die Berechnung der Hauptkomponentenanalyse wurde bestätigt, dass der UB 1 dem Rhein nicht ähnlicher war als die UB 2 und 3. Die drei Ellipsen lagen mit ähnlichem Abstand von der Rheinellipse entfernt und bildeten eine eigene, deutlich abgesetzte Gruppe. Es gab zwar eine deutliche Entwicklung von UB 1 nach UB 3, und hierbei steht UB 2 wie ein bindendes Glied zwischen Mündung und Referenz. Keiner der Untersuchungsbereiche 1, 2 und 3 zeigte jedoch größere Ähnlichkeiten zum Rhein. UB 1 der Sieg stellte im Gegensatz zu den übrigen fünf untersuchten Rheinzufüssen nicht das Bindeglied zwischen Rhein und Zuflüssen dar.

Dieses Ergebnis zeigt, dass eine Veränderung im Mündungsbereich nicht automatisch auf den Einfluss des Hauptflusses zurückzuführen ist und dass die Ergebnisse somit nicht ohne weiteres auf andere Flüsse übertragbar sind. In jedem Fall muss bei der Interpretation der Ergebnisse einer Faunenanalyse die eigene Flussdynamik berücksichtigt werden, bevor äußere Einflüsse zur Erklärung herangezogen werden.

4.5 Sukzession im Anschluss an ein Rheinhochwasser

Direkt im Anschluss an ein Rheinhochwasser wurde eine fünfwöchige Untersuchung an Wisper und Gründelbach durchgeführt. Mit dieser Untersuchung sollte geprüft werden, ob es, nachdem der Rhein mehrere Wochen den UB 1 überflutete, durch die aufgetretenen Veränderungen (z.B. Strömungsveränderungen, Veränderungen in der Wasserqualität) in diesem Abschnitt zu einer Veränderung im Artenspektrum der Biozönose kommt (FISCHER 1990).

Die Untersuchungen ergaben eine Abnahme der Artenzahl in den untersuchten Zuflussmündungen (UB 1), die wahrscheinlich durch die mehrwöchigen Störungen durch das Rheinhochwasser verursacht wurde. Für die gestörten Bereiche stellt sich die Frage, ob eine Erholung der Makrozönose nach der Störung stattfindet, wie dieser Erholungsprozess abläuft und wie lange die Wiederbesiedlung dieser Bereiche dauert. Üblicherweise erfolgt im Anschluss an eine „normale“, in der Regel unvorhersagbare Störung eine klar erkennbare Sukzession der Biozönose (MALMQVIST & OTTO 1987, TOWNSEND 1989, FISCHER 1990). Die

Geschwindigkeit, in der die Sukzession abläuft, ist abhängig von der räumlichen Ausdehnung der Störung. Je kleiner das Ausmaß, desto schneller erfolgt die Wiederbesiedlung (REICE et al. 1990). Außerdem nimmt die Besiedlungsdynamik in Fließgewässern mit steigender Strömungsgeschwindigkeit zu (TOWNSEND & HILDREW 1976, IRVINE 1985, PECKARSKY 1986, PERRY & PERRY 1986, WINTERBOTTOM et al. 1997). DOEG et al. (1989) untersuchten Sukzessionsprozesse in Makrozönosen nach experimentellen Störungen und fanden, dass die Wiederherstellung der Individuendichte im Sommer 8 und im Winter 71 Tage benötigte. Nach PETRAITS et al. (1989) führt eine zu hohe Frequenz an Störungen zur Bildung sehr junger Biozönosen, die durch Artenarmut gekennzeichnet sind. Dies geschieht, da Artenabwanderungen oder Verluste aufgrund der Störungen so häufig stattfinden, dass neue Arten die frei gewordenen Räume in den verbleibenden ungestörten Zeiträumen nur in geringer Zahl wiederbesiedeln können. Arten, die nicht in der Lage sind freiwerdende Räume schnell wiederzubesiedeln, haben in diesen Bereichen keine Überlebenschance. Entscheidend für eine erfolgreiche Wiederbesiedlung und Erholung nach einer Störung ist die Dauer der störungsfreien Phasen (DEATH & WINTERBOURN 1995).

Im Herbst 2000 wurden an Gründelbach und Wisper über fünf Wochen hinweg im Anschluss an ein Rheinhochwasser Proben genommen, um eine mögliche Sukzession in diesem Bereich nachzuweisen. Die Analyse der Daten ergab einen signifikanten Anstieg der Artenzahlen in beiden Zuflüssen. Dieser Befund bedeutet, dass neue Arten innerhalb der fünf Wochen zugewandert sind, also eine Sukzession stattgefunden hat. Da der Rhein in den Mündungen der Zuflüsse eine Verschiebung im Artenspektrum der Makrozönose zum Potamal hin verursachte (siehe Kap. 3.2.3), war zu erwarten, dass innerhalb der fünf Wochen ohne Rheineinfluss der Anteil potamaler Arten in der Biozönose abnimmt und der rhithraler Arten zunimmt. Dieser erwartete Trend konnte in Wisper und Gründelbach nachgewiesen werden. Die Zunahme der Zahl strömungsliebender Arten in den fünf Wochen im Anschluss an ein Rheinhochwasser bestätigte ebenfalls diesen Trend. Auch durch die Habitatpräferenzen einzelner Arten konnten Veränderungen nachgewiesen werden. Innerhalb der fünf Wochen nahm der Anteil von Pelalbewohnern ab und der von Lithalbewohnern zu. Als mögliche Erklärung sind die erhöhte Strömungsgeschwindigkeit und damit verbunden die Zunahme der Schleppkraft des Wassers zu nennen. Feine und lockere Sedimente könnten wieder ausgewaschen werden. Leider wurde diese Hypothese mangels einer Korngrößenuntersuchung nicht überprüft.

Es stellt sich die Frage, woher zusätzliche Arten einwandern konnten. Voraussetzung für eine Wiederbesiedlung ist das Vorhandensein von Refugien, die von den gestörten Abschnitten aus

auch erreichbar sein müssen (SOUSA 1984, TOWNSEND 1989, SEDELL et al. 1990). WILLIAMS & HYNES (1976) untersuchten die Fortbewegungsmöglichkeiten einzelner Makroinvertebraten und fanden vier Richtungen, aus denen eine Wiederbesiedlung erfolgen kann: strömungsaufwärts (aktive Fortbewegung), strömungsabwärts (Drift und Wanderung auf dem Substrat), vertikal und lateral im Substrat. Ihre sowie zahlreiche weitere Untersuchungen (TOWNSEND & HILDREW 1976, BIRD & HYNES 1981, BENSON & PEARSON 1987, BRITAIN & EIKELAND 1988, CELLOT 1989, DELUCCHI 1989, BICKERTON 1995) ergaben, dass eine Wiederbesiedlung in erster Linie durch Drift erfolgt. Auch die Stromaufwärtswanderung von Makroinvertebraten wird als Möglichkeit zur Besiedlung neuer Habitate angenommen (BISHOP & HYNES 1969).

Da im Rheinzufuss der gestörte Bereich durch den Wasserstand des Rheins jeweils sehr genau definiert ist und die darüber liegenden Bereiche im Zufluss störungsfrei bleiben, kann aus diesen Abschnitten durch Drift und aktive Wanderung eine Wiederbesiedlung der flussabwärtsgelegenen Bereiche erfolgen. Unterschiede zum Mündungsbereich dürfte es nur im Substrat geben, doch dieser Unterschied scheint (wie aus der Habitatpräferenzanalyse hervorgeht (Kap. 3.2.5.2)) innerhalb weniger Wochen nach einer Hochwasserstörung ausgeglichen zu sein. Hier herrschen dann die gleichen Bedingungen wie im Oberlauf, so dass einer Wiederbesiedlung nichts im Wege steht. Außerdem besteht während des direkten Überfließens des UB 1 bei einem Rheinhochwasser auch für Rheinorganismen die Möglichkeit, diese Bereiche durch Drift oder aktive Wanderung zu besiedeln. Während und nach einem Rheinhochwasser kommen demnach zwei hauptsächliche Besiedlungsquellen in Betracht. Die Erstbesiedler in Fließgewässern sind meist Ubiquisten und konkurrenzstarke Arten (CONNELL & SLAYTER 1977, POFF & ALLAN 1995). Innerhalb der fünf Wochen im Anschluss an das Rheinhochwasser konnte jedoch eine deutliche Zunahme der Artenzahl und damit auch eine Wiederansiedlung von zuflusstypischen Arten nachgewiesen werden. Besonders deutlich wird dies durch die Hauptkomponentenanalyse der Rheindaten (Kap. 3.2.5.3). In Wisper und Gründelbach lagen die fünf Proben der ersten Woche noch verhältnismäßig nah an denen des Rheins – es waren also gewisse Ähnlichkeiten in den Artenkonstellationen vorhanden. Besonders im Gründelbach wurde der Abstand der Proben zu denen des Rheins von Woche zu Woche etwas größer. Die Zahl gemeinsamer Arten wurde demnach von Woche zu Woche kleiner und damit die gründelbachspezifische Fauna von Woche zu Woche dominanter. Ubiquisten, die in beiden Gewässern zu finden waren, nahmen in ihrer Dominanz zugunsten von charakteristischen Arten ab. Da es weder in der Wisper

noch im Gründelbach zu einem erkennbaren Ende in der Entwicklung gekommen ist, ist wahrscheinlich, dass dieser Sukzessionsprozess noch nicht abgeschlossen war.

4.6 Einfluss der Zuflüsse auf den Rhein

Mit einem Besiedlungsexperiment sollte geprüft werden, ob Zuflüsse einen Einfluss auf den Rhein haben. Zu diesem Zweck wurde im Jahr 2000 künstliches Substrat für drei Monate an einer Stelle oberhalb der Zuflussmündung (A) und an zwei Stellen unterhalb der Zuflussmündung (C, D) im Rhein und an einer Referenzstelle (B) im Untersuchungsgewässer ausgebracht. Das Experiment wurde an Wisper und Gründelbach durchgeführt und die erhobenen Daten wurden mit der Hauptkomponentenanalyse ausgewertet (Kap. 3.2.6).

Für die Wisper konnte keinerlei Einfluss auf die Makrozönose des Rheins nachgewiesen werden. Die drei Untersuchungsstellen im Rhein (A, C, D) lagen in der graphischen Darstellung nah beisammen (siehe Abb. 3.32). Die Untersuchungsstelle der Wisper (B) war demgegenüber deutlich von ihnen abgesetzt. Eine mögliche Erklärung ist, dass der Anteil der aus der Wisper abdriftenden Tiere im Verhältnis zur Rheinflauna zu klein ist, um unterhalb der Einmündung in die Wisper in bedeutenden Mengen nachgewiesen werden zu können.

Die Auswertung der Gründelbachdaten ergab ein abweichendes Bild (siehe Abb. 3.33). Hier lag die Untersuchungsstelle C (ca. 20 m unterhalb der Zuflussmündung im Rhein) räumlich etwa zwischen den Gründelbachproben (B) und den übrigen Rheinproben (A, D). Zur Erklärung müssen die hier vorkommenden Arten genauer betrachtet werden. Auffällig war der hohe Anteil von Chironomidae und *Hydroptila sp.* in der Untersuchungsstelle C. Beide Taxa haben eine Vorliebe für feine Lockersedimente. Die Lage der Gründelbachmündung muss ebenfalls kritisch betrachtet werden: Der Gründelbach mündet nicht wie die Wisper in den frei fließenden Rheinstrom, sondern in eine Bucht des Rheins. Das bedeutet, dass es hier aufgrund der veränderten Abflussbedingungen (langsame, ruhige Strömung, Ansammlung von Feinsediment) auch ohne den Einfluss des Gründelbachs zu Veränderungen der Struktur der Makrozönose des Rheins kommen könnte. Die genaue Betrachtung der Abbildung (Abb. 3.33) zeigt, dass die Proben des Gründelbachs, wie die des Rheins, oberhalb der horizontalen Achse liegen, die Proben der Stelle C hingegen unterhalb. Die Stelle C stellt demnach keinen Übergangsbereich zwischen Gründelbach und Rhein dar, sondern hat eine eigene, von Gründelbach und Rhein nur bedingt abhängige Makrozönose. In diesem Fall muss davon ausgegangen werden, dass die Untersuchungsstelle ungünstig ausgewählt war. Der

auftretende Effekt wurde höchstwahrscheinlich nicht vom Gründelbach, sondern durch die Lage in der Rheinbucht und die dadurch veränderten Umweltbedingungen verursacht. Zur Beantwortung der Fragestellung sollte dieses Experiment an anderen, besser geeigneten Zuflussmündungen wiederholt werden.

4.7 Ausblick

Aus den Untersuchungsergebnissen geht eindeutig hervor, dass in Fließgewässern auch eine Einflussnahme vom Hauptfluss auf seine Zuflüsse entgegen der Strömungsrichtung möglich ist. Zahlreiche Indizien weisen auf den starken Einfluss des Hauptflusses auf den Mündungsbereich seiner Zuflüsse hin. Bisher gibt es noch keine weiteren Forschungsarbeiten auf diesem Gebiet, daher wäre es wünschenswert, die einzelne Themenkomplexe noch genauer zu hinterfragen und zu untersuchen. Es fehlen noch Untersuchungen zu den Veränderungen der Strömungsverhältnisse in Fluss-Fluss-Mündungen, speziell während Hochwasserereignissen. Die Sukzessionsvorgänge zwischen den Hochwasserereignissen und die Veränderungen im Substrat scheinen noch viele Details zu enthalten, die es aufzudecken gilt. Auch die Veränderungen in der Struktur der Makrozönosen und deren Ursachen müssten noch detaillierter untersucht werden, um allgemein gültige Aussagen treffen zu können. Denkbar wäre in diesem Zusammenhang auch eine experimentelle Manipulation in Fluss-Fluss-Mündungsbereichen, oder ein gezieltes Ausbringen von künstlichen Substrat, um besser vergleichbare Bedingungen zu erreichen.

5 Zusammenfassung

Jeder Abschnitt eines Flussbetts ist in irgendeiner Weise „patchy“ und hat seine eigene Art von Störungen, Kolonisierungsquellen, Kolonisierern und artspezifischen Interaktionen. Aus diesem Grund befinden sich Flussbiozöten in einem fortwährenden Erholungszustand von unregelmäßigen Störungen. Biologische Erholungsprozesse sind somit ein Kennzeichen von Flusslebensgemeinschaften.

In der vorliegenden Arbeit wurden Störungen von Rheinzufussmakrozöten durch die Hochwasser des Rheins und die daraus resultierenden Veränderungen untersucht. Es konnte gezeigt werden, dass Rheinhochwasser in den Mündungsbereichen seiner Zuflüsse zu abiotischen und biotischen Veränderungen führt:

In allen sechs untersuchten Rheinzufüssen wies die Mündung (UB 1) die feinste Substratkörnung auf. Ursache hierfür ist wahrscheinlich die reduzierte Strömungsgeschwindigkeit während eines Rheinhochwassers und die dadurch verringerte Schleppkraft des Wassers verbunden mit einer erhöhten Sedimentation.

In der Mündung wurden signifikant weniger Arten und eine geringere Abundanz als in den höher gelegenen Bereichen gefunden und auch die Dominanzstruktur war verändert. Einzelne Taxa dominierten die wenig diverse Makrozöte im UB 1, während die Dominanzstruktur in den höher gelegenen Untersuchungsbereichen ausgeglichener und von zuflusstypischen Taxa geprägt wurde. Neozoen aus dem Rhein, die im UB 1 vorkamen, konnten im UB 2 und 3 nicht mehr nachgewiesen werden.

In allen untersuchten Flüssen waren die gleichen Veränderungen in der Makrozöte in der Fließrichtung zu beobachten: Der Anteil potamaler Arten nahm von der Referenzstelle (UB 3) zur Mündung (UB 1) hin zu. Mit Ausnahme der Sieg wird dies durch die potamale Makrozöte des Mittelrheins verursacht. Der Anteil strömungsliebender Arten in der Biozöte nahm dagegen in der Fließrichtung ab. Eine mögliche Ursache hierfür liegt in der Herabsetzung der Strömungsgeschwindigkeit im UB 1 während eines Rheinhochwassers. Der Anteil der Pelalbewohner (Feinsediment-) nahm vom UB 3 zu UB 1 zu. Die Erklärung hierfür ist in der reduzierten Strömungsgeschwindigkeit während des Rheinhochwassers und die dadurch nachlassende Schleppkraft des Wassers mit zunehmender Sedimentation zu suchen. So kommt es bei längeren Hochwasserphasen des Rheins zu Ansammlungen feineren Substrats in den Zuflussmündungen und einer Anpassung der Makrozöte an die veränderten Bedingungen. Das Gleiche gilt für die Abnahme des Anteils der Lithalbewohner

(Stein-), die bei einem erhöhten Feinsedimentanteil schlechtere Lebensbedingungen vorfinden.

Die fünfwöchige Entwicklung der Makrozönose im UB 1 von Wisper und Gründelbach im Anschluss an ein Rheinhochwasser zeigte einen deutlichen Trend. Der Anteil der potamalen Arten nahm in den fünf Wochen ab, rheophile Arten nahmen im Verhältnis zu und Pelalbewohner nahmen zugunsten der Lithalbewohner ab. Es fand also eine Sukzession im UB 1 von Wisper und Gründelbach im Anschluss an ein Hochwasser statt. Durch eine Hauptkomponentenanalyse konnten die Ergebnisse der autökologischen Befunde bestätigt werden. Woche für Woche nahm die Entfernung zwischen Zuflussproben und Rhein zu, was bedeutet, dass die Makrozönosen der Zuflüsse immer verschiedener von der des Rheins wurden.

Ein Einfluss der Zuflüsse auf die Makrozönose des Rheins konnte mit dem durchgeführten Experiment nicht nachgewiesen werden. Im Fall des Gründelbachs musste die Lage der Mündung berücksichtigt werden, so dass hier eine Dateninterpretation nur unter Vorbehalt möglich war.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass Hochwasser des Rheins im Mittelrheingebiet deutliche Auswirkungen auf die Makrozönose der Mündungsbereiche der Zuflüsse haben. Mit dieser Arbeit konnte erstmals gezeigt werden, dass die Einflussnahme von Fließgewässern keine Einbahnstraße strömungsabwärts ist, wie bisher angenommen, sondern in beide Richtungen erfolgen kann.

6 Literaturverzeichnis

6.1 Allgemeine Literatur

- ALLEN, J.R.L. (1982): Sedimentary structures, their character and physical basis, Vol. I and II. Developments in sedimentology 30A, B. Elsevier Scientific Publishing Company: Amsterdam.
- ANGRADI, T.R. (1991): Transport of coarse particulate organic matter in an Idaho river, USA. In: *Hydrobiologia* 211: 171-183.
- BANNING, M. (1998): Auswirkungen des Aufstaus größerer Flüsse auf das Makrozoobenthos. In: *Essener Ökologische Schriften*, Westarp Wissenschaften Verlags GmbH, Hohenwarsleben, 285 S.
- BARNDT, G., B. BOHN & E. KÖHLER (1994): Biologische und chemische Gütebestimmung von Fließgewässern. In: *Schriftenreihe der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz e.V. (VDG) Bonn* 53, 91 S.
- BEGON, M., J.L. HARPER & C.R. TOWNSEND (1996): Ökologie – Individuen, Populationen, Lebensgemeinschaften. In: *Birkhäuser Verlag*, Basel, Boston, Berlin, 1024 S.
- BENSON, L.J. & R.G. PEARSON (1987): The role of drift and the effect of season on macroinvertebrate colonization of implanted substrata in a tropical Australian stream. In: *Freshwater Biology* 18:109-116.
- BEST, J.L. (1987): Flow dynamics at river channel confluences: implications for sediment transport and bed morphology. In: *Recent developments in fluvial sedimentology*. Editors: F.G. Ethridge, R.M. Flores & M.D. Harvey, *Spec. Publ. Soc. Econ. Paleontol. Miner.*, Tulsa, Okla.: 27-35.
- BICKERTON, M.A. (1995): Long-term changes of macroinvertebrate communities in relation to flow variations: The River Glen, Lincolnshire, England. In: *Regulated Rivers Research & Management* 10 (2-4): 81-92.
- BIRD, G.A. & H.B.N. HYNES (1981): Movement of immature aquatic insects in a lotic habitat. In: *Hydrobiologia* 77: 103-112.
- BISHOP, J.E. & H.B.N. HYNES (1969): Upstream Movements of the Benthic Invertebrates in the Speed River, Ontario. In: *Journal of Fisheries Research Board of Canada* 26 (2): 279-298.

- BLATT, J., G. MIDDLETON & R. MURRAY (1980): Origin of sedimentary rocks. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey: 782 S.
- BRAUKMANN, U. (1987): Zoozöologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. In: Archiv für Hydrobiologie, Beiheft 26 (Ergebnisse der Limnologie 26) Stuttgart: 1-355.
- BRAVARD, J.-P. & D.J. GILVEAR (1996): Hydological and geomorphological structure of hydrosystems. In: Fluvial hydrosystems. Editors: G.E. Petts & C. Amoros. Chapman and Hall, London, U.K.: 98-116.
- BRETSCHKO, G. (1990): The dynamic aspect of coarse organic matter (CPOM) on the sediment surface of a second order stream free of debris dams (RITRoDAT Lunz study area). In: Hydrobiologia 203: 15-28.
- BRETSCHKO, G. & O. MOOG (1990): Makrofauna: Bodenfauna – Vertikalverteilung. In: BAUER, T. (Schr.ltg.): Rheinkraftwerke Schweiz/Liechtenstein Umweltverträglichkeitsbericht. Fachgutachten C 10, Fischerei und Gewässerökologie, Wien: 81-95.
- BRITAIN, J.E. & T.I. EIKELAND (1988): Invertebrate drift – a review. In: Hydrobiologia 166: 77-93.
- BRUNS, D.A., G.W. MINSHALL, C.E. CUSHING, K.W. CUMMINS, J.T. BROCK & R.L. VANNOTE (1984): Tributaries as modifiers of the river continuum concept: analysis by polar ordination and regression models. In: Archiv für Hydrobiologie 99: 218-220.
- CANTON, S.P. & R.J. MARTINSON (1990): The effects of varying current on weight loss from willow leaf packs. In: Journal of freshwater ecology 5 (4): 413-416.
- CELLOT, B. (1989): Macroinvertebrate movements in a large European river. In: Freshwater Biology 22: 45-55.
- CELLOT, B. (1996): Influence of side-arms on aquatic macroinvertebrate drift in the main channel of a large river. In: Freshwater Biology 35 (1): 149-164.
- CONNELL, J.H., R.O. SLAYTER (1977): Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. In: American Naturalists 111: 1119-44.
- CONNELL, J.H. (1978): Diversity in tropical rain forests and coral reefs. In: Science 199: 1302-1310.

- DAHL, F. & K. HULLEN (1989): Studie über die Möglichkeit zur Entwicklung eines naturnahen Fließgewässersystems in Niedersachsen (Fließgewässerschutzsystem Niedersachsen). In: Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen 18: 5-121.
- DEATH, R.G. & M.J. WINTERBOURN (1995): Diversity patterns in stream benthic invertebrate communities: The influence of habitat stability. In: Ecology (Washington DC) 76 (5): 1446-1460.
- DELUCCHI, C.M. (1989): Movement patterns of invertebrates in temporary and permanent streams. In: Oecologia 78: 199-207.
- DOEG, T.J., P.S. LAKE & R. MARCHANT (1989): Colonisation of experimentally disturbed patches by stream macroinvertebrates in the Acheron River, Victoria. Australian Journal of Ecology 14: 207-220.
- DOLE-OLIVIER, M.J. & P. MARMONIER (1992): Effects of spates on vertical distribution of the interstitial community. In: Hydrobiologia 230: 49-61.
- DRAKE, J.A. (1984): Species aggregations: the influence of detritus in a benthic invertebrate community. In: Hydrobiologia 112: 109-116.
- ELLIOTT, J.M. (1971): Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates. In: Freshwater Biological Association Scientific Publication, Ambleside Vol. 25.
- FISHER, S.G. (1983): Succession in streams. Pages 7-27 In: J.R. BARNES & G.W. MINSHALL (eds.), Stream ecology: application and testing of general ecological theory. Plenum Press, NY. 399 S.
- FISHER, S.G. (1990): Recovery processes in lotic ecosystems: limits of successional theory. In: Environmental Management 14: 725-736.
- FLECKER, A.S. & B. FEIFAREK (1994): Disturbance and the temporal variability of invertebrate assemblages in two Andean streams. In: Freshwater Biology 31: 131-142.
- GEWÄSSERKUNDLICHES FLÄCHENVERZEICHNIS RHL.-PF. (1980): 1. Teil
- GILLER, P.S.N., N. SANGPRADUB & H. TWOMEY (1991): Catastrophic loading and macroinvertebrate community structure. In: Verhandlungen des Internationalen Vereins für Limnologie 24: 1724-1729.
- GURTZ, M.E., G.R. MARZOLF, K.T. KILLINGBECK, D.L. SMITH & J.V. MCARTHUR (1988): Hydrologic and riparian influences on the import and storage of coarse particulate organic

- matter in a prairie stream. In: Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 45: 655-665.
- HILLBRICHT-ILKOWSKA, A. (1999): Shallow lakes in lowland river systems: Role in transport and transformations of nutrients and in biological diversity. In: Hydrobiologia 408-409: 349-358.
- HÖLL, K.H. (1986): Wasser. Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Virologie, Biologie. Walter de Gruyter, Berlin, New York, 7. Aufl. 592 S.
- HUSTON, M. (1979): A general hypothesis of species diversity. In: American Naturalist 113: 81-101.
- INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZE DES RHEINS (IKSR) (1989): Bericht des Präsidenten der Internationalen Kommission zum Schutze des Rheins gegen Verunreinigung an die 10. Rheinministerkonferenz. In: APR-Bericht Nr. 16, Koblenz: 122 S.
- IKSR (1998): Bestandsaufnahme der ökologisch wertvollen Gebiete am Rhein und erste Schritte auf dem Weg zum Biotopverbund. In: Bericht der Arbeitsgruppe Ökologie, Koblenz: 68 S.
- IRVINE, J. (1985): Effects of successive flow perturbations on stream invertebrates. In: Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 42: 1922-1927.
- JIAZHEN, P. & S. SHUHENG (1989): Fluvial process of the Huanghe River estuary. II. Hydrographical character and the region of sediment silting. In: Oceanologic and Limnologic Sinica 11: 295-305.
- JONES, J.B. & L.A. SMOCK (1991): Transport and retention of particulate organic matter in two low-gradient headwater streams. In: Journal of the North American Benthological Society 10: 115-126.
- KLEE, O. (1991): Angewandte Hydrobiologie. Trinkwasser, Abwasser, Gewässerschutz. – Georg Thieme Verlag, 272 S., Stuttgart.
- KOHMANN, F. (1992): Die Bedeutung der Gewässerökologie für Fragen des Gewässerbaus. In: Schriftenreihe des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes, Wien, 86:13-27.
- KOHMANN, F., W. BINDER & P. BRAUN (1993): Leitbilder für die Erstellung ökologisch begründeter Sanierungskonzepte kleinerer Fließgewässer. In: Langfassung eines Vortrages, Kongress „Wasser Berlin“, Bonn, 20 S.

- KRAUSE, S. & K. STRIEPEN (1996): Skript: Bestimmung der Organischen Substanz. Botanisches Institut, Abt. Bodenkunde, Bonn.
- LAWRENCE, E., J.P. SHANNON & D.W. BLINN (1997): Colorado River benthic ecology in Grand Canyon, Arizona, USA: Dam, tributary and geomorphological influences. In: *Regulated Rivers* 13 (2): 129-149.
- MALMQVIST, B. & C. OTTO (1987): The influence of substrate stability on the composition of stream benthos – an experimental study. In: *Oikos* 48: 33-38.
- MCAULIFFE, J.R. (1984): Competition for space, disturbance, and the structure of a benthic stream community. In: *Ecology* 65: 894-908.
- MCELRAVY, E.P., G.A. LAMBERTI & V.H. RESH (1989): Year-to-year variation in the aquatic macroinvertebrate fauna of a northern California stream. In: *Journal of the North American Benthological Society* 8 (1): 51-63.
- MIDDLETON, G.V. & J.B. SOUTHARD (1977): Mechanics of sediment movement. SEPM Short Course No. 3. Binghamton, New York.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT UND FORSTEN (Hrsg.) (2000): Rheinland-Pfalz, Gütebericht 2000, Mainz, 103 S.
- MINSHALL, G.W. (1967): Role of allochthonous detritus in the trophic structure of a woodland springbrook community. In: *Ecology* 48: 139-149.
- MINSHALL, G.W., K.W. CUMMINS, R.C. PETERSON, C.E. CUSHING, D.A. BRUNS, J.R. SEDELL & R.L. VANNOTE (1985): Developments in stream ecosystem theory. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 42: 1045-1055.
- MOOG, O. (1995) (Hrsg.): Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung Mai/95. In: Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- MOOG, O. & U. GRASSER (1996): Wirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf biotische Faktoren; Aquatischer und semiaquatischer Lebensraum. In: DVWK (Hrsg.): Wirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf abiotische und biotische Faktoren – Arbeitsmaterialien zur ökologischen Wirkungsanalyse, DVWK-Materialien Bonn, 1/1996, 98 S.
- MORRISEY D.J., S.M. SAIT, C.LITTLE & R.S. WILSON (1994): The benthic ecology of river estuaries entering the Severn Estuary. In: *Biological Journal of the Limnean Society* 51(1-2): 247-251.

- MÜHLENBERG, M. (1989): Freilandökologie. In: UTB, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden 2. Aufl., 430 S.
- NEEDHAM, P.R. & R.L. USINGER (1956): Variability in the macrofauna of a single riffle in Prosser Creek, California, as indicated by the surber sampler. In: *Hilgardia* 24 (14): 383-409.
- OTTO, A. & U. BRAUKMANN (1983): Gewässertypologie im ländlichen Raum. In: Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Münster-Hiltrup, Reihe A: Angewandte Wissenschaft 288: 61.S.
- PALMER, M.A., A.E. BELY & K.E. BERG (1992): Response of invertebrates to lotic disturbance: a test of the hyporheic refuge hypothesis. In: *Oecologia* 89: 182-194.
- PARKER, M.S. (1989): Effect of substrate composition on detritus accumulation and macroinvertebrate distribution in a southern Nevada desert stream. In: *Southwest Naturalist* 34: 181-187.
- PECKARSKY, B.L. (1986): Colonization of natural substrates by stream benthos. In: *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 43: 700-709.
- PERRY, S.A. & W.B. PERRY (1986): Effects of experimental flow regulation on invertebrate drift and stranding in the Flathead and Kootenai Rivers, Montana, USA. In: *Hydrobiologia* 134: 171-182.
- PERRY, J.A. & D.J. SCHAEFFER (1987): The longitudinal distribution of riverine benthos: a river discontinuum? In: *Hydrobiologia*, 148: 257-168.
- PETTS, G.E. 1984: *Impounded Rivers. Perspectives for ecological management.* John Wiley & Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore.
- PETRAITIS, P.S., R.E. LATHAN & R.A. NIESSENBAUM (1989): The maintenance of species diversity by disturbance. In: *Quarterly Review of Biology* 64: 393-418.
- PICKET, S.T.A. & P.S. WHITE (1985): *The ecology of natural disturbance and patch dynamics.* Academic Press, Orlando, Florida, USA.
- PICKETT, S.T.A., J. KOLASA, J.J. ARMESTO & S.L. COLLINS (1989): The ecological concept of disturbance and its expression at various hierarchical levels. In: *Oikos* 54: 129-136.
- POFF, N.L. & J.D. ALLAN (1995): Functional organisation of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. In: *Ecology* 15 (3): 126-135.

- PRINGLE, C.M., R.J. NAIMAN, G. BRETSCJKO, J.R. KARR, M.W. OSWOOD, J.R. WEBSTER, R.L. WELCOMME & M.J. WINTERBOURN (1988): Patch dynamics in lotic systems: the stream as a mosaic. In: *Journal of the North American Benthological Society* 7 (4): 503-524.
- QUINN, J.M. & C.W. HICKEY (1990): Characterization and classification of benthic invertebrate communities in 88 New Zealand rivers in relation to environmental factors. In: *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 24: 387-407.
- QUINN, P., S. LAKE & E.S.G. SCHREIBER (1996): Littoral benthos of a Victorian lake and its outlet stream: Spatial and temporal variation. In: *Australian Journal of Ecology* 21(3): 292-301.
- RABENI, C.F. & G.W. MINSHALL (1977): Factors affecting microdistribution of stream benthic insects. In: *Oikos* 29: 33-43.
- REICE S.R., R.C. WISSMAR & R.J. NAIMAN (1990): Disturbance regimes, resilience, and recovery of animal communities and habitats in lotic ecosystems. In: *Environmental Management* 14: 647-659.
- RESH V.H., A.V. BROWN, A.P. COVICH, M.E. GURTZ, H.W. LI, G.W. MINSHALL, S.R. REICE, A.L. SHELDON, J.B. WALLACE & R.C. WISSMAR (1988): The role of disturbance in stream ecology. In: *Journal of the North American Benthological Society* 7: 433-455.
- RICHARDSON, J.S. & J. MACKAY (1991): Lake outlets and the distribution of filter feeders: an assessment of hypotheses. In: *Oikos* 62: 370-380.
- RICE, W.R. (1989): Analyzing tables of statistical tests. In: *Evolution* 43: 223-225.
- RICE, S.P., M.T. GREENWOOD & C.B. JOYCE (2001): Tributaries, sediment sources, and the longitudinal organisation of macroinvertebrate fauna along river systems. In: *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 58: 824-840.
- RIECKEN, U. & J. BLAB (1989): Biotope der Tiere in Mitteleuropa. In: *Naturschutz Aktuell* 7.
- ROBINSON, C.T. & G.W. MINSHALL (1986): Effects of disturbance frequency on stream benthic community structure in relation to canopy cover and season. In: *Journal of the North American Benthological Society* 5: 237-248.
- ROSILLON, D. (1987): About the separation of benthos from stream samples. In: *Archiv für Hydrobiologie* 110: 469-475.

- ROY, A.G. & BERGERON, N. (1990): Flow and particle paths at a natural river confluence with coarse bed material. In: *Geomorphology*, 3: 99-112.
- SAGAR, P.M. (1986): The effects of floods on the invertebrate fauna of a large, unstable braided river. In: *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 20: 37-46.
- SCHAEFER, M. (1992): *Wörterbücher der Biologie: Ökologie*. UTB, G. Fischer Verlag, Jena, 433 S.
- SCHMEDTJE, U. (1995): Anforderungen an die Gewässerpflege – Gewässerbiologie. In: *Informationsbericht des Bayerischen Landesamts für Wasserwirtschaft* 4/95: 59-65.
- SCHMEDTJE, U. & M. COLLING (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. In: *Informationsberichte des bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft* 4/96: 543 S.
- SCHÖNBORN, W. (1992): *Fließgewässerbiologie*. G. Fischer Verlag, Jena, 504 S.
- SCHWOERBEL, J. (1987): *Einführung in die Limnologie*. UTB, G. Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, 269 S.
- SCHWOERBEL, J. (1994): *Methoden der Hydrobiologie*. UTB, G. Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, 368 S.
- SCRIMGEOUR, G. J. & M. J. WINTERBOURN (1989): Effects of floods on epilithon, and benthic macroinvertebrate population in an unstable New Zealand river. In: *Hydrobiologia* 171: 33-44.
- SEDELL, J.R., G.H. REEVES, F.R. HAUER, J.A. STANFORD & C.P. HAWKS (1990): Role of refugia in recovery from disturbances: modern fragmented and disconnected river systems. In: *Environmental Management* 14: 711-724.
- SHAW, D.W. & G.W. MINSHALL (1980): Colonization of an introduced substrate by stream macroinvertebrates. In: *Oikos* 34: 259-271.
- SOUSA, W.P. (1984): The role of disturbance in natural communities. In: *Annual Review of Ecology and Systematics* 15: 353-391.
- STATZNER, B. (1989): Fließwasserökologie aus Sicht der Tierwelt. In: *Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflge* 58: 761-763.
- STATZNER, B. & D. BORCHARD (1994): Longitudinal patterns and processes along streams: modelling ecological responses to physical gradients. In: *Aquatic ecology*: P.S. Giller,

- A.G. Hildrew & D.G. Raffaelli (Hrsg.) (1994): Scale, pattern and process. Blackwell Scientific Publications, Oxford, U.K.: 113-140.
- STATZNER, B. & B. HIGLER (1985): Questions and Comments on the River Continuum Concept. In: Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 42: 1038-1044.
- STATZNER, B. & B. HIGLER (1986): Stream hydraulics as major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. In: Freshwater Biology 16: 127-139.
- SURBER, E.W. (1937): Rainbow trout and bottom fauna production in one mile of stream. In: Trans. Amer. Fish. Soc. 66:193-202.
- THIOULOUSE, J., D. CHESSEL, S. DOLEDEC & J.-M. OLIVIER (1997): ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. In: Statistics and Computing 7 (1): 75-83.
- TITTIZER, T. & F. KREBS (1996): Ökosystemforschung: Der Rhein und seine Auen, eine Bilanz. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 468 S.
- TITTIZER, T. & F. SCHÖLL (1993): Leben an der Stromsohle des Rheins. In: Biologie in unserer Zeit 23: 248-253.
- TITTIZER, T., F. SCHÖLL, M. BANNING, A. HAYBACH & M. SCHLEUTER (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. In: Lauterbornia 39: 1-17.
- TOWNSEND, C.R. (1989): The patch dynamics concept of stream community ecology. In: Journal of the North American Benthological Society 8 (1): 36-50.
- TOWNSEND, C.R. & A.G. HILDREW (1976): Field experiments on the drifting, colonization and continuous redistribution of stream benthos. In: Ecology 45: 759-772.
- TOWNSEND C.R., M.R. SCARSBROOK & S. DOLEDEC (1997): The intermediate disturbance hypothesis, refugia, and biodiversity in streams. In: Limnology and Oceanography 42 (5 PART 1): 938-949
- VANNOTE, R.L., G.W. CUMMINS, K.W. SEDELL & C.E. CUSHING (1980): The River Continuum Concept. In: Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37: 130-137.
- VARONI, V.A. (1964): Measurements of critical shear stress for entraining fine sediments in a boundary layer. California Institute Technology, Keck Laboratory, Hydraulics Water Resources, Dept. KH-R-7: 47 S.
- WALKER, K.F. (1985): A review of the ecological effects of river regulation in Australia. In: Hydrobiologia 125: 111-129.

- WARINGER, J.A. (1992): The drifting of invertebrates and particulate organic matter in an Austrian mountain brook. In: *Freshwater Biology* 27: 367-378.
- WELKER, M. & N. WALZ (1999): Plankton dynamics in a river-lake system: On continuity and discontinuity. In: *Hydrobiologia* 408-409: 233-239.
- WILLIAMS, D.D. & H.B.N. HYNES (1976): The recolonization of stream benthos. In: *Archiv für Hydrobiologie* 90: 56-74.
- WILLIAMS, D.D. & J.H. MUNDIE (1978): Substrate size selection by stream invertebrates and the influence of sand. In: *Limnology and Oceanography* 23: 1030-1033.
- WILLIAMS, D.D. & M.R. SMITH (1996): Colonization dynamics of river benthos in response to local changes in bed characteristics. In: *Freshwater Biology* 36(2): 237-248.
- WINTERBOTTOM, J.H., S.E. ORTON & A.G. HILDREW (1997): Field experiments on the mobility of benthic invertebrates in a southern English stream. In: *Freshwater Biology* 38(1): 37-47.

6.2 Bestimmungsliteratur

- ADAM, G. (1990): Bestimmungstabellen für die Larven der in Deutschland verbreiteten Baetidae (Ephemeroptera). Wasserwirtschaftsamt Weiden: 63 S.
- ASKEW, R.R. (1988): *The dragonflies of Europe*. Harley Books, Colchester: 287 S.
- BAUERNFEIND, E. (1994): Bestimmungsschlüssel für die österreichischen Eintagsfliegen (Insecta, Ephemeroptera), 2. Teil. *Wasser und Abwasser/Suppl.* 4/94: 96 S.
- BROHMER, P. (Hrsg.) (1995): *Fauna von Deutschland*. Quelle und Meyer, Heidelberg, 16. Aufl.: 583 S.
- DAVIES, L. (1968): A key to the British species of Simuliidae (Diptera) in the larval, pupal and adult stages. *Freshw. Biol. Ass. Sci. Publ.* 24: 126 S.
- ELLIOT, J.M. (1977): A key to the larvae and adults of British freshwater Megaloptera and Neuroptera. *Freshw. Biol. Ass. Sci. Publ.* 40: 72 S.
- FRANKE, U. (1979): Bildbestimmungsschlüssel mitteleuropäischer Libellenlarven (Insecta, Odonata). *Suttgarter Beitr. Naturk. Serie A/Nr.* 333: 17 S.

- FREUDE, H., W. HARDE & G.A. LOHSE (1971): Die Käfer Mitteleuropas Bd. 3 u. 6. Goecke & Evers, Krefeld.
- GLÖER, P. & C. MEIER-BROOK (1994): Süßwassermollusken – Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung (DJN) Hamburg, 11. Aufl.: 136 S.
- GRUNER, H.E. (1965): Krebstiere oder Crustacea. V. Isopoda. In: DAHL, F. (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile, Fischer, Jena, Teil 11.
- HARTMANN-SCHRÖDER, G. (1971): Annelida, Polychaeta. In: DAHL, F. (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile, Fischer, Jena, Teil 58.
- HOLLAND, D.G. (1972): A key to the larvae, pupae and adults of the British Species of Elminthidae. Freshw. Biol. Ass. Sci. Publ. 26: 78 S.
- HYNES, H.B.N. (1984): Adults and nymphs of British Stoneflies (Plecoptera). Freshw. Biol. Ass. Sci. Publ. 17: 90 S.
- ILLIES, J. (1955): Steinfliegen oder Plecoptera. In: DAHL, F. (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile, Fischer, Jena, Teil 43.
- JANSSON, A. (1986): The Corixidae (Heteroptera) of Europe and some adjacent regions. Acta Entomologica Fennica 47: 94 S.
- JENSEN, B. (1984): A revision of the taxonomy and distribution of the Danish blackflies (Diptera: Simuliidae), with keys to the larval and pupal stages. Natura Jutlandica 21 (6): 69-116.
- KLAUSNITZER, B. (1977): Bestimmungstabellen für die Gattungen der aquatischen Coleopteren-Larven Mitteleuropas. Beitr. Ent. 27 (1): 145-192.
- KLAUSNITZER, B. (1991): Die Larven der Käfer Mitteleuropas. 1. Band Adephaga. Goecke & Evers, Krefeld: 273 S.
- MACAN, T.T. (1979): A key to the nymphs of British species of Ephemeroptera with notes on their Ecology. Freshw. Biol. Ass. Sci. Publ. 20: 80 S.
- MALZACHER, P. (1984): Die europäischen Arten der Gattung Caenis Stephens (Insecta: Ephemeroptera). Suttgarter Beitr. Naturk. Serie A/Nr. 373: 48 S.
- MÜLLER-LIEBENAU, J. (1969): Revision der europäischen Arten der Gattung Baetis LEACH, 1815 (Insecta, Ephemeroptera). Gewässer und Abwässer 48/49: 214 S.

- NESEMANN, H. (1990): Die semiaquatischen Egel mitteleuropäischer Fließgewässer (Hirudinea: Erpobdellidae, Hirudinidae). *Zeitschrift für angewandte Zoologie* 77 (2): 219-252.
- NESEMANN, H. (1992): Egel der Gattung *Dina* BLANCHARD, 1892 und *Trocheta* DUTROCHET, 1817 in Hessen (Hirudinea, Erpobdellidae) mit einem Bestimmungsschlüssel der Arten. *Hessische Faunistische Briefe, Darmstadt*, 12 (2): 17-27.
- NESEMANN, H. (1993): Bestimmungsschlüsse für mitteleuropäische Egel der Familie Erpobdellidae BLANCHARD 1894 (Hirudinea). *Lauterbornia* 13: 37-60.
- PITSCH, T. (1993): Zur Larvaltaxonomie, Faunistik und Ökologie mitteleuropäischer Fließwasserköcherfliegen (Insecta: Trichoptera). *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung. Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung. Sonderheft 8*: 318 S.
- SHELLENBERG, A. (1942): Krebstiere oder Crustacea – IV: Flohkrebse oder Amphipoda. In: DAHL, F. (Hrsg.): *Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile*, Fischer, Jena, Teil 40: 252 S.
- SCHMEDITJE, U. & F. KOHMANN (1988): Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen). *Informationsberichte des bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft. München* 2/88.
- SCHOENEMUND, E. (1930): Eintagsfliegen oder Ephemeroptera. In: DAHL, F. (Hrsg.): *Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile*, Fischer, Jena, Teil 19.
- SEDLAK, E. (1985): Bestimmungsschlüssel für mitteleuropäische Köcherfliegenlarven (Insecta, Trichoptera). *Wasser und Abwasser* 29: 163 S.
- STRESEMANN, E. (1983): *Exkursionsfauna für die Gebiete der DDR und der BRD – Wirbellose I*. Volk und Wissen, 6. Aufl.: 494 S.
- STUDEMANN, D., P. LANDOLT, P. SARTORI, D. HEFTI & I. TOMKA (1992): *Ephemeroptera (deutsche Ausgabe)*. *Insecta Helvetica Fauna* 9: 175 S.
- VALKANOV, A. (1938): Übersicht der europäischen Vertreter der Gattung *Jaera* LEACH 1813 (*Isopoda genuina*). *Ann. Univ. Sofia Phys. Math.* 34: 53-78.
- WALLACE, I.D., B. WALLACE & G.N. PHILLIPSON (1990): A key to the case bearing caddis larvae of Britain and Ireland. *Freshw. Biol. Ass. Sci. Publ.* 51: 237 S.
- ZEISSLER, H. (1971): Die Muschel *Pisidium*. Bestimmungstabelle für die mitteleuropäischen Sphaeriaceae. *Limnologica* 8: 453-503.

7 Anhang

Anhang

Inhalt:

| | | |
|----------|---|------------|
| 1 | EINMALIGE POM-ERHEBUNG IN DEN RHEINZUFLÜSSEN, HERBST 2000..... | 1-1 |
| 2 | FÜNFWÖCHIGE POM-ERHEBUNG NACH EINEM RHEIN-HOCHWASSER..... | 2-2 |
| 3 | KORGRÖßENBESTIMMUNG, HERBST 2000..... | 3-1 |
| 4 | AUTÖKOLOGIE DER MAKROFAUNA DER UNTERSUCHTEN RHEINZUFLÜSSE FEHLER! TEXTMARKE NICHT DEFINIERT. | |
| 4.1 | BERECHNUNGSVORSCHRIFT FÜR DIE AUTÖKOLOGISCHE EINSTUFUNG DER MAKROFAUNA . FEHLER! TEXTMARKE NICHT DEFINIERT. | |
| 4.2 | ERGEBNISSE DER AUTÖKOLOGISCHEN EINSTUFUNG DER MAKROFAUNA FEHLER! TEXTMARKE NICHT DEFINIERT. | |
| 5 | HAUPTKOMPONENTENANALYSE (PCA).....FEHLER! TEXTMARKE NICHT DEFINIERT. | |
| 5.1 | PCA DER DREI UNTERSUCHUNGSBEREICHE DER RHEINZUFLÜSSE MIT ARTENLABEL FEHLER! TEXTMARKE NICHT DEFINIERT. | |
| 5.2 | PCA DER RHEIN- UND ZUFLUSSDATEN..... FEHLER! TEXTMARKE NICHT DEFINIERT. | |
| 6 | ARTENLISTEN DER RHEINZUFLÜSSE.....FEHLER! TEXTMARKE NICHT DEFINIERT. | |

1 EINMALIGE POM-ERHEBUNG IN DEN RHEINZUFLÜSSEN, HERBST 2000

| POM Wisper | UB 1 | UB 2 | UB 3 | POM Gründelb. | UB 1 | UB 2 | UB 3 |
|---------------------|---------------|---------------|---------------|----------------------|---------------|---------------|---------------|
| Probe 1 [g] | 1,85 | 3,564 | 2,124 | Probe 1 [g] | 4,442 | 4,038 | 2,26 |
| Probe 2 [g] | 1,197 | 1,269 | 0,809 | Probe 2 [g] | 2,358 | 4,984 | 5,017 |
| Probe 3 [g] | 1,178 | 2,163 | 3,745 | Probe 3 [g] | 4,452 | 2,459 | 8,028 |
| Probe 4 [g] | 1,544 | 1,869 | 1,121 | Probe 4 [g] | 2,791 | 1,837 | 4,054 |
| Probe 5 [g] | 1,103 | 5,778 | 1,157 | Probe 5 [g] | 2,558 | 9,249 | 7,441 |
| Mittelwert | 1,3744 | 2,9286 | 1,7912 | Mittelwert | 3,3202 | 4,5134 | 5,36 |
| Standardabw. | 0,28237 | 1,61158 | 1,07184 | Standardabw. | 0,93019 | 2,61752 | 2,13926 |
| POM Saynbach | UB 1 | UB 2 | UB 3 | POM Nette | UB 1 | UB 2 | UB 3 |
| Probe 1 [g] | 1,947 | 2,836 | 1,132 | Probe 1 [g] | 2,245 | 2,352 | 13,703 |
| Probe 2 [g] | 2,118 | 2,555 | 1,58 | Probe 2 [g] | 1,262 | 2,642 | 3,039 |
| Probe 3 [g] | 1,666 | 1,877 | 1,558 | Probe 3 [g] | 2,888 | 1,758 | 1,162 |
| Probe 4 [g] | 1,578 | 2,675 | 2,993 | Probe 4 [g] | 4,573 | 1,933 | 1,315 |
| Probe 5 [g] | 2,599 | 1,132 | 4,332 | Probe 5 [g] | 11,254 | 0,754 | 3,767 |
| Mittelwert | 1,9816 | 2,215 | 2,319 | Mittelwert | 4,4444 | 1,8878 | 4,5972 |
| Standardabw. | 0,36427 | 0,63245 | 1,18665 | Standardabw. | 3,5714 | 0,64633 | 4,66061 |
| POM Ahr | UB 1 | UB 2 | UB 3 | POM Sieg | UB 1 | UB 2 | UB 3 |
| Probe 1 [g] | 3,26 | 0,918 | 1,585 | Probe 1 [g] | 23,818 | 1,549 | 1,701 |
| Probe 2 [g] | 1,125 | 0,855 | 1,008 | Probe 2 [g] | 6,931 | 0,361 | 0,577 |
| Probe 3 [g] | 1,012 | 0,816 | 2,632 | Probe 3 [g] | 2,763 | 0,608 | 2,351 |
| Probe 4 [g] | 3,457 | 0,454 | 1,431 | Probe 4 [g] | 2,493 | 0,774 | 1,338 |
| Probe 5 [g] | 1,316 | 1,434 | 6,826 | Probe 5 [g] | 2,555 | 2,229 | 2,501 |
| Mittelwert | 2,034 | 0,8954 | 2,6964 | Mittelwert | 7,712 | 1,1042 | 1,6936 |
| Standardabw. | 1,08759 | 0,31412 | 2,13283 | Standardabw. | 8,22604 | 0,68857 | 0,70105 |

2 FÜNFWÖCHIGE POM-ERHEBUNG NACH EINEM RHEIN-HOCHWASSER

| POM Wisper | UB 1 | | | | |
|---------------------|------------------|------------------|------------------|-----------------|------------------|
| Datum | 17.8.2000 | 25.8.2000 | 31.8.2000 | 7.9.2000 | 14.9.2000 |
| Probe 1 [g] | 2,541 | 0,446 | 2,197 | 1,85 | 2,166 |
| Probe 2 [g] | 2,447 | 1,446 | 1,808 | 1,197 | 1,829 |
| Probe 3 [g] | 2,354 | 1,33 | 3,051 | 1,178 | 3,1 |
| Probe 4 [g] | 2,343 | 0,586 | 4,822 | 1,544 | 1,161 |
| Probe 5 [g] | 1,273 | 0,904 | 1,075 | 1,103 | 1,14 |
| Mittelwert | 2,1916 | 0,9424 | 2,5906 | 1,3744 | 1,8792 |
| Standardabw. | 0,46485077 | 0,39465306 | 1,28495457 | 0,28236898 | 0,72627196 |

| POM Gründelb. | UB 1 | | | | |
|----------------------|------------------|------------------|------------------|-----------------|------------------|
| Datum | 17.8.2000 | 24.8.2000 | 31.8.2000 | 7.9.2000 | 14.9.2000 |
| Probe 1 [g] | 4,604 | 4,717 | 6,294 | 2,348 | 4,442 |
| Probe 2 [g] | 1,105 | 1,017 | 7,233 | 4,516 | 2,358 |
| Probe 3 [g] | 0,389 | 2,315 | 2,249 | 6,913 | 4,452 |
| Probe 4 [g] | 2,036 | 1,142 | 1,951 | 2,298 | 2,791 |
| Probe 5 [g] | 1,286 | 1,455 | 2,446 | 2,099 | 2,558 |
| Mittelwert | 1,884 | 2,1292 | 4,0346 | 3,6348 | 3,3202 |
| Standardabw. | 1,45746177 | 1,37093609 | 2,2533556 | 1,86143379 | 0,93018673 |

3 KORGRÖßENBESTIMMUNG, HERBST 2000

| Wisper UB 1 | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] |
|---------------------------|-----------------|---------------|-----------------|---------------|-----------------|---------------|-----------------|---------------|
| Gesamt vor Siebung | 8644 | | 7827 | | 9970 | | 11491 | |
| >80 [mm] | 0 | 0,00 | 593 | 7,54 | 1825 | 18,32 | 648 | 5,64 |
| 80 [mm] | 929 | 10,75 | 1069 | 13,60 | 560 | 5,62 | 806 | 7,02 |
| 63 [mm] | 549 | 6,35 | 309 | 3,93 | 594 | 5,96 | 209 | 1,82 |
| 50 [mm] | 449 | 5,20 | 792 | 10,08 | 203 | 2,04 | 260 | 2,26 |
| 40 [mm] | 988 | 11,43 | 966 | 12,29 | 1129 | 11,33 | 677 | 5,90 |
| 31,5 [mm] | 843 | 9,75 | 371 | 4,72 | 997 | 10,01 | 757 | 6,59 |
| 20 [mm] | 849 | 9,82 | 684 | 8,70 | 838 | 8,41 | 1706 | 14,86 |
| 16 [mm] | 410 | 4,74 | 292 | 3,72 | 432 | 4,34 | 726 | 6,32 |
| 10 [mm] | 622 | 7,20 | 550 | 7,00 | 681 | 6,84 | 972 | 8,47 |
| 8 [mm] | 306 | 3,54 | 212 | 2,70 | 296 | 2,97 | 510 | 4,44 |
| 6,3 [mm] | 334 | 3,86 | 257 | 3,27 | 265 | 2,66 | 480 | 4,18 |
| 4 [mm] | 363 | 4,20 | 297 | 3,78 | 316 | 3,17 | 606 | 5,28 |
| 2 [mm] | 629 | 7,28 | 516 | 6,56 | 545 | 5,47 | 1091 | 9,50 |
| 1 [mm] | 611 | 7,07 | 417 | 5,31 | 537 | 5,39 | 888 | 7,73 |
| 0,63 [mm] | 371 | 4,29 | 223 | 2,84 | 340 | 3,41 | 549 | 4,78 |
| 0,5 [mm] | 135 | 1,56 | 90 | 1,15 | 132 | 1,33 | 189 | 1,65 |
| 0,25 [mm] | 196 | 2,27 | 159 | 2,02 | 196 | 1,97 | 295 | 2,57 |
| 0,125 [mm] | 41 | 0,47 | 47 | 0,60 | 52 | 0,52 | 78 | 0,68 |
| Rest | 17 | 0,20 | 16 | 0,20 | 24 | 0,24 | 34 | 0,30 |
| Summe | 8642 | 100,00 | 7860 | 100,00 | 9962 | 100,00 | 11481 | 100,00 |
| Wisper UB 2 | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] |
| Gesamt vor Siebung | 4892 | | 6458 | | 8180 | | 6660 | |
| >80 [mm] | 0 | 0,00 | 1805 | 27,95 | 1791 | 21,91 | 1219 | 18,31 |
| 80 [mm] | 333 | 6,81 | 449 | 6,95 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| 63 [mm] | 0 | 0,00 | 453 | 7,01 | 0 | 0,00 | 374 | 5,62 |
| 50 [mm] | 0 | 0,00 | 270 | 4,18 | 0 | 0,00 | 106 | 1,59 |
| 40 [mm] | 713 | 14,58 | 1055 | 16,34 | 1860 | 22,75 | 925 | 13,90 |
| 31,5 [mm] | 456 | 9,32 | 319 | 4,94 | 772 | 9,44 | 531 | 7,98 |
| 20 [mm] | 668 | 13,66 | 426 | 6,60 | 629 | 7,69 | 789 | 11,85 |
| 16 [mm] | 214 | 4,38 | 126 | 1,95 | 372 | 4,55 | 382 | 5,74 |
| 10 [mm] | 376 | 7,69 | 253 | 3,92 | 577 | 7,06 | 446 | 6,70 |
| 8 [mm] | 186 | 3,80 | 190 | 2,94 | 303 | 3,71 | 273 | 4,10 |
| 6,3 [mm] | 201 | 4,11 | 123 | 1,90 | 280 | 3,42 | 227 | 3,41 |
| 4 [mm] | 259 | 5,30 | 151 | 2,34 | 318 | 3,89 | 304 | 4,57 |
| 2 [mm] | 394 | 8,06 | 246 | 3,81 | 492 | 6,02 | 463 | 6,96 |
| 1 [mm] | 358 | 7,32 | 242 | 3,75 | 416 | 5,09 | 339 | 5,09 |
| 0,63 [mm] | 235 | 4,80 | 169 | 2,62 | 232 | 2,84 | 172 | 2,58 |
| 0,5 [mm] | 100 | 2,04 | 86 | 1,33 | 89 | 1,09 | 60 | 0,90 |
| 0,25 [mm] | 220 | 4,50 | 86 | 1,33 | 40 | 0,49 | 44 | 0,66 |
| 0,125 [mm] | 123 | 2,51 | 6 | 0,09 | 3 | 0,04 | 2 | 0,03 |
| Rest | 55 | 1,12 | 3 | 0,05 | 2 | 0,02 | 1 | 0,02 |
| Summe | 4891 | 100,00 | 6458 | 100,00 | 8176 | 100,00 | 6657 | 100,00 |

| Wisper UB 3 | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] |
|---------------------------|-------------|------------|-------------|------------|-------------|------------|-------------|---------------|
| Gesamt vor Siebung | 7241 | | 8747 | | 7175 | | 8135 | |
| >80 [mm] | 2948 | 40,72 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| 80 [mm] | 727 | 10,04 | 492 | 5,63 | 0 | 0,00 | 484 | 5,95 |
| 63 [mm] | 0 | 0,00 | 255 | 2,92 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| 50 [mm] | 0 | 0,00 | 377 | 4,31 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| 40 [mm] | 181 | 2,50 | 370 | 4,23 | 410 | 5,72 | 592 | 7,28 |
| 31,5 [mm] | 34 | 0,47 | 297 | 3,40 | 248 | 3,46 | 383 | 4,71 |
| 20 [mm] | 242 | 3,34 | 971 | 11,11 | 923 | 12,88 | 724 | 8,90 |
| 16 [mm] | 247 | 3,41 | 689 | 7,88 | 486 | 6,78 | 446 | 5,48 |
| 10 [mm] | 514 | 7,10 | 1058 | 12,10 | 732 | 10,21 | 658 | 8,09 |
| 8 [mm] | 237 | 3,27 | 525 | 6,01 | 373 | 5,20 | 439 | 5,40 |
| 6,3 [mm] | 240 | 3,32 | 543 | 6,21 | 448 | 6,25 | 452 | 5,56 |
| 4 [mm] | 316 | 4,37 | 696 | 7,96 | 617 | 8,61 | 742 | 9,12 |
| 2 [mm] | 499 | 6,89 | 968 | 11,07 | 895 | 12,49 | 1196 | 14,70 |
| 1 [mm] | 457 | 6,31 | 750 | 8,58 | 696 | 9,71 | 1042 | 12,81 |
| 0,63 [mm] | 317 | 4,38 | 440 | 5,03 | 474 | 6,61 | 583 | 7,17 |
| 0,5 [mm] | 137 | 1,89 | 168 | 1,92 | 210 | 2,93 | 207 | 2,54 |
| 0,25 [mm] | 125 | 1,73 | 128 | 1,46 | 414 | 5,78 | 169 | 2,08 |
| 0,125 [mm] | 13 | 0,18 | 9 | 0,10 | 163 | 2,27 | 12 | 0,15 |
| Rest | 5 | 0,07 | 5 | 0,06 | 78 | 1,09 | 5 | 0,06 |
| Summe | 7239 | 100 | 8741 | 100 | 7167 | 100 | 8134 | 100,00 |

Korngröße in [mm]

| Gründelbach UB 1 | abs. [g] | % | abs. [g] | % | abs. [g] | % | abs. [g] | % |
|------------------|----------------|--------------|----------------|--------------|----------------|--------------|----------------|--------------|
| >80 | 334,0 | 2,5 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 1265,0 | 10,0 |
| 80 | 315,0 | 2,4 | 527,0 | 5,2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 63 | 0,0 | 0,0 | 302,0 | 3,0 | 1170,0 | 9,8 | 374,0 | 2,9 |
| 50 | 0,0 | 0,0 | 370,0 | 3,6 | 0,0 | 0,0 | 322,0 | 2,5 |
| 40 | 806,0 | 6,1 | 1585,0 | 15,6 | 1875,0 | 15,8 | 982,0 | 7,7 |
| 31,5 | 577,0 | 4,3 | 697,0 | 6,9 | 941,0 | 7,9 | 1053,0 | 8,3 |
| 20 | 936,0 | 7,1 | 1699,0 | 16,7 | 1271,0 | 10,7 | 1981,0 | 15,6 |
| 16 | 609,0 | 4,6 | 755,0 | 7,4 | 793,0 | 6,7 | 843,0 | 6,6 |
| 10 | 1037,0 | 7,8 | 1023,0 | 10,1 | 1331,0 | 11,2 | 1362,0 | 10,7 |
| 8 | 601,0 | 4,5 | 419,0 | 4,1 | 559,0 | 4,7 | 502,0 | 4,0 |
| 6,3 | 542,0 | 4,1 | 375,0 | 3,7 | 572,0 | 4,8 | 755,0 | 5,9 |
| 4 | 841,0 | 6,3 | 568,0 | 5,6 | 730,0 | 6,1 | 694,0 | 5,5 |
| 2 | 1336,0 | 10,1 | 750,0 | 7,4 | 855,0 | 7,2 | 1107,0 | 8,7 |
| 1 | 1191,0 | 9,0 | 518,0 | 5,1 | 538,0 | 4,5 | 672,0 | 5,3 |
| 0,63 | 728,0 | 5,5 | 219,0 | 2,2 | 242,0 | 2,0 | 244,0 | 1,9 |
| 0,5 | 352,0 | 2,7 | 76,0 | 0,7 | 95,0 | 0,8 | 85,0 | 0,7 |
| 0,25 | 2258,0 | 17,0 | 192,0 | 1,9 | 665,0 | 5,6 | 291,0 | 2,3 |
| 0,125 | 699,0 | 5,3 | 52,0 | 0,5 | 216,0 | 1,8 | 130,0 | 1,0 |
| Rest | 106,0 | 0,8 | 18,0 | 0,2 | 31,0 | 0,3 | 34,0 | 0,3 |
| Summe | 13268,0 | 100,0 | 10145,0 | 100,0 | 11884,0 | 100,0 | 12696,0 | 100,0 |

| Gründelbach UB 2 | abs. [g] | % | abs. [g] | % | abs. [g] | % | abs. [g] | % |
|------------------|--------------|--------------|-------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| >80 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 |
| 80 | 1614 | 12,6 | 0 | 0,0 | 1450 | 13,2 | 741 | 5,9 |
| 63 | 941 | 7,3 | 669 | 7,2 | 485 | 4,4 | 612 | 4,9 |
| 50 | 161 | 1,3 | 497 | 5,3 | 405 | 3,7 | 335 | 2,7 |
| 40 | 1565 | 12,2 | 1522 | 16,3 | 969 | 8,8 | 784 | 6,2 |
| 31,5 | 543 | 4,2 | 467 | 5,0 | 629 | 5,7 | 1063 | 8,4 |
| 20 | 1545 | 12,1 | 995 | 10,7 | 1204 | 11,0 | 1696 | 13,5 |
| 16 | 736 | 5,7 | 678 | 7,3 | 819 | 7,5 | 873 | 6,9 |
| 10 | 1058 | 8,3 | 915 | 9,8 | 929 | 8,5 | 1119 | 8,9 |
| 8 | 498 | 3,9 | 403 | 4,3 | 417 | 3,8 | 618 | 4,9 |
| 6,3 | 676 | 5,3 | 584 | 6,3 | 553 | 5,0 | 587 | 4,7 |
| 4 | 654 | 5,1 | 598 | 6,4 | 564 | 5,1 | 685 | 5,4 |
| 2 | 1032 | 8,1 | 976 | 10,5 | 945 | 8,6 | 1159 | 9,2 |
| 1 | 742 | 5,8 | 619 | 6,6 | 699 | 6,4 | 988 | 7,9 |
| 0,63 | 354 | 2,8 | 218 | 2,3 | 321 | 2,9 | 590 | 4,7 |
| 0,5 | 130 | 1,0 | 62 | 0,7 | 132 | 1,2 | 227 | 1,8 |
| 0,25 | 204 | 1,6 | 75 | 0,8 | 293 | 2,7 | 356 | 2,8 |
| 0,125 | 67 | 0,5 | 20 | 0,2 | 76 | 0,7 | 88 | 0,7 |
| Rest | 293 | 2,3 | 20 | 0,2 | 80 | 0,7 | 61 | 0,5 |
| Summe | 12813 | 100,0 | 9318 | 100,0 | 10970 | 100,0 | 12582 | 100,0 |

| Gründelbach UB 3 | abs. [g] | % | abs. [g] | % | abs. [g] | % | abs. [g] | % |
|------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| >80 | 778 | 6,0 | 1047 | 7,8 | 2866 | 23,7 | 1403 | 13,2 |
| 80 | 269 | 2,1 | 874 | 6,5 | 326 | 2,7 | 710 | 6,7 |
| 63 | 1195 | 9,2 | 967 | 7,2 | 566 | 4,7 | 488 | 4,6 |
| 50 | 548 | 4,2 | | 0,0 | 227 | 1,9 | 212 | 2,0 |
| 40 | 1163 | 8,9 | 289 | 2,1 | 77 | 0,6 | 864 | 8,1 |
| 31,5 | 1514 | 11,6 | 1507 | 11,2 | 505 | 4,2 | 719 | 6,8 |
| 20 | 1932 | 14,8 | 1096 | 8,1 | 1293 | 10,7 | 1132 | 10,7 |
| 16 | 929 | 7,1 | 834 | 6,2 | 707 | 5,8 | 402 | 3,8 |
| 10 | 777 | 6,0 | 1228 | 9,1 | 864 | 7,1 | 758 | 7,1 |
| 8 | 957 | 7,3 | 580 | 4,3 | 467 | 3,9 | 499 | 4,7 |
| 6,3 | 941 | 7,2 | 730 | 5,4 | 612 | 5,1 | 341 | 3,2 |
| 4 | 0 | 0,0 | 916 | 6,8 | 729 | 6,0 | 670 | 6,3 |
| 2 | 936 | 7,2 | 1458 | 10,8 | 1203 | 9,9 | 999 | 9,4 |
| 1 | 573 | 4,4 | 952 | 7,1 | 864 | 7,1 | 721 | 6,8 |
| 0,63 | 233 | 1,8 | 415 | 3,1 | 391 | 3,2 | 313 | 2,9 |
| 0,5 | 80 | 0,6 | 150 | 1,1 | 130 | 1,1 | 110 | 1,0 |
| 0,25 | 125 | 1,0 | 240 | 1,8 | 171 | 1,4 | 170 | 1,6 |
| 0,125 | 44 | 0,3 | 86 | 0,6 | 51 | 0,4 | 58 | 0,5 |
| Rest | 41 | 0,3 | 96 | 0,7 | 43 | 0,4 | 49 | 0,5 |
| Summe | 13035 | 100,0 | 13465 | 100,0 | 12092 | 100,0 | 10618 | 100,0 |

Korngröße in [mm]

| Saynbach UB 1 | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] |
|---------------------------|-----------------|---------------|-----------------|---------------|-----------------|---------------|-----------------|---------------|
| Gesamt vor Siebung | 11153 | | 11124 | | 10583 | | 13616 | |
| >80 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| 80 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 608 | 5,75 | 0 | 0,00 |
| 63 | 437 | 3,92 | 221 | 1,99 | 330 | 3,12 | 597 | 4,39 |
| 50 | 0 | 0,00 | 645 | 5,81 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| 40 | 1028 | 9,22 | 245 | 2,21 | 1164 | 11,01 | 474 | 3,48 |
| 31,5 | 1173 | 10,52 | 842 | 7,59 | 763 | 7,22 | 1295 | 9,52 |
| 20 | 2082 | 18,68 | 2261 | 20,37 | 1920 | 18,16 | 2460 | 18,08 |
| 16 | 797 | 7,15 | 963 | 8,68 | 817 | 7,73 | 1000 | 7,35 |
| 10 | 1490 | 13,37 | 1323 | 11,92 | 1206 | 11,41 | 1387 | 10,19 |
| 8 | 1193 | 10,70 | 572 | 5,15 | 463 | 4,38 | 743 | 5,46 |
| 6,3 | 189 | 1,70 | 464 | 4,18 | 365 | 3,45 | 711 | 5,23 |
| 4 | 278 | 2,49 | 622 | 5,61 | 549 | 5,19 | 867 | 6,37 |
| 2 | 412 | 3,70 | 736 | 6,63 | 706 | 6,68 | 1105 | 8,12 |
| 1 | 751 | 6,74 | 756 | 6,81 | 726 | 6,87 | 1109 | 8,15 |
| 0,63 | 571 | 5,12 | 606 | 5,46 | 428 | 4,05 | 896 | 6,58 |
| 0,5 | 249 | 2,23 | 271 | 2,44 | 166 | 1,57 | 330 | 2,43 |
| 0,25 | 403 | 3,62 | 450 | 4,06 | 279 | 2,64 | 520 | 3,82 |
| 0,125 | 64 | 0,57 | 77 | 0,69 | 50 | 0,47 | 78 | 0,57 |
| Rest | 29 | 0,26 | 43 | 0,39 | 33 | 0,31 | 35 | 0,26 |
| Summe | 11146 | 100,00 | 11097 | 100,00 | 10573 | 100,00 | 13607 | 100,00 |

| Saynbach UB 2 | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] |
|---------------------------|-----------------|-------------|-----------------|-------------|-----------------|-------------|-----------------|---------------|
| Gesamt vor Siebung | 10923 | | 13292 | | 11442 | | 10572 | |
| >80 | 2094 | 19,21 | 1148 | 8,65 | 3575 | 31,29 | 1548 | 14,65 |
| 80 | 856 | 7,85 | 482 | 3,63 | 353 | 3,09 | 1991 | 18,85 |
| 63 | 945 | 8,67 | 1116 | 8,41 | 1565 | 13,70 | 515 | 4,87 |
| 50 | 412 | 3,78 | 1313 | 9,89 | 246 | 2,15 | 249 | 2,36 |
| 40 | 0 | 0,00 | 881 | 6,64 | 0 | 0,00 | 852 | 8,06 |
| 31,5 | 728 | 6,68 | 965 | 7,27 | 908 | 7,95 | 379 | 3,59 |
| 20 | 894 | 8,20 | 1177 | 8,86 | 630 | 5,51 | 1110 | 10,51 |
| 16 | 448 | 4,11 | 751 | 5,66 | 421 | 3,69 | 512 | 4,85 |
| 10 | 836 | 7,67 | 1128 | 8,50 | 684 | 5,99 | 699 | 6,62 |
| 8 | 410 | 3,76 | 586 | 4,41 | 356 | 3,12 | 287 | 2,72 |
| 6,3 | 415 | 3,81 | 480 | 3,62 | 383 | 3,35 | 283 | 2,68 |
| 4 | 569 | 5,22 | 552 | 4,16 | 425 | 3,72 | 347 | 3,28 |
| 2 | 780 | 7,16 | 803 | 6,05 | 678 | 5,93 | 493 | 4,67 |
| 1 | 720 | 6,60 | 803 | 6,05 | 535 | 4,68 | 480 | 4,54 |
| 0,63 | 377 | 3,46 | 515 | 3,88 | 277 | 2,42 | 333 | 3,15 |
| 0,5 | 157 | 1,44 | 207 | 1,56 | 121 | 1,06 | 157 | 1,49 |
| 0,25 | 226 | 2,07 | 306 | 2,30 | 207 | 1,81 | 274 | 2,59 |
| 0,125 | 24 | 0,22 | 42 | 0,32 | 40 | 0,35 | 42 | 0,40 |
| Rest | 10 | 0,09 | 22 | 0,17 | 20 | 0,18 | 14 | 0,13 |
| Summe | 10901 | 0,31 | 13277 | 0,48 | 11424 | 0,53 | 10565 | 100,00 |

| Saynbach UB 3 | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] |
|---------------------------|-------------|---------------|--------------|---------------|-------------|---------------|--------------|---------------|
| Gesamt vor Siebung | 9223 | | 11954 | | 9972 | | 10267 | |
| >80 | 1493 | 16,33 | 2282 | 19,10 | 1787 | 17,92 | 2636 | 25,70 |
| 80 | 874 | 9,56 | 707 | 5,92 | 1004 | 10,07 | 231 | 2,25 |
| 63 | 292 | 3,19 | 1223 | 10,24 | 680 | 6,82 | 895 | 8,73 |
| 50 | 94 | 1,03 | 692 | 5,79 | 0 | 0,00 | 92 | 0,90 |
| 40 | 303 | 3,31 | 198 | 1,66 | 410 | 4,11 | 514 | 5,01 |
| 31,5 | 455 | 4,98 | 238 | 1,99 | 55 | 0,55 | 576 | 5,62 |
| 20 | 508 | 5,56 | 702 | 5,88 | 776 | 7,78 | 602 | 5,87 |
| 16 | 436 | 4,77 | 537 | 4,50 | 449 | 4,50 | 318 | 3,10 |
| 10 | 639 | 6,99 | 806 | 6,75 | 657 | 6,59 | 464 | 4,52 |
| 8 | 420 | 4,59 | 459 | 3,84 | 411 | 4,12 | 302 | 2,94 |
| 6,3 | 348 | 3,81 | 462 | 3,87 | 383 | 3,84 | 362 | 3,53 |
| 4 | 556 | 6,08 | 532 | 4,45 | 564 | 5,66 | 454 | 4,43 |
| 2 | 858 | 9,39 | 797 | 6,67 | 789 | 7,91 | 903 | 8,80 |
| 1 | 861 | 9,42 | 897 | 7,51 | 744 | 7,46 | 864 | 8,42 |
| 0,63 | 482 | 5,27 | 658 | 5,51 | 552 | 5,54 | 509 | 4,96 |
| 0,5 | 190 | 2,08 | 258 | 2,16 | 237 | 2,38 | 189 | 1,84 |
| 0,25 | 285 | 3,12 | 416 | 3,48 | 394 | 3,95 | 286 | 2,79 |
| 0,2 | 23 | 0,25 | 33 | 0,28 | 32 | 0,32 | 21 | 0,20 |
| 0,125 | 15 | 0,16 | 23 | 0,19 | 23 | 0,23 | 16 | 0,16 |
| Rest | 9 | 0,10 | 25 | 0,21 | 24 | 0,24 | 23 | 0,22 |
| Summe | 9141 | 100,00 | 11945 | 100,00 | 9971 | 100,00 | 10257 | 100,00 |

Korngröße in [mm]

| Nette UB 1 | abs. [g] | % | abs. [g] | % | abs. [g] | % | abs. [g] | % |
|---------------------------|--------------|---------------|--------------|---------------|-------------|---------------|-------------|---------------|
| Gesamt vor Siebung | 11771 | | 13663 | | 9911 | | 7011 | |
| >8 | 0 | 0,00 | 2077 | 15,21 | 1222 | 12,36 | 0 | 0,00 |
| 80 | 0 | 0,00 | 866 | 6,34 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| 63 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| 50 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 475 | 4,80 | 0 | 0,00 |
| 40 | 450 | 3,83 | 597 | 4,37 | 353 | 3,57 | 218 | 3,11 |
| 31,5 | 867 | 7,37 | 1341 | 9,82 | 642 | 6,49 | 178 | 2,54 |
| 20 | 1662 | 14,13 | 1792 | 13,13 | 1130 | 11,43 | 83 | 1,18 |
| 16 | 923 | 7,85 | 766 | 5,61 | 399 | 4,04 | 55 | 0,79 |
| 10 | 1522 | 12,94 | 1015 | 7,43 | 734 | 7,42 | 65 | 0,93 |
| 8 | 693 | 5,89 | 436 | 3,19 | 362 | 3,66 | 16 | 0,23 |
| 6,3 | 740 | 6,29 | 377 | 2,76 | 326 | 3,30 | 13 | 0,19 |
| 4 | 951 | 8,08 | 489 | 3,58 | 524 | 5,30 | 30 | 0,43 |
| 2 | 1079 | 9,17 | 905 | 6,63 | 954 | 9,65 | 77 | 1,10 |
| 1 | 677 | 5,75 | 1095 | 8,02 | 1009 | 10,20 | 378 | 5,40 |
| 0,63 | 668 | 5,68 | 916 | 6,71 | 768 | 7,77 | 2386 | 34,06 |
| 0,5 | 387 | 3,29 | 347 | 2,54 | 311 | 3,15 | 971 | 13,86 |
| 0,25 | 833 | 7,08 | 550 | 4,03 | 541 | 5,47 | 2106 | 30,06 |
| 0,125 | 239 | 2,03 | 63 | 0,46 | 110 | 1,11 | 382 | 5,45 |
| Rest | 73 | 0,62 | 21 | 0,15 | 28 | 0,28 | 47 | 0,67 |
| Summe | 11764 | 100,00 | 13653 | 100,00 | 9888 | 100,00 | 7005 | 100,00 |

| Nette UB 2 | abs. [g] | % | abs. [g] | % | abs. [g] | % | abs. [g] | % |
|---------------------------|-----------------|---------------|-----------------|---------------|-----------------|---------------|-----------------|---------------|
| Gesamt vor Siebung | 11378 | | 10720 | | 10106 | | 10473 | |
| >8 | 2302 | 20,34 | 604 | 5,64 | 0 | 0,00 | 521 | 4,98 |
| 80 | 385 | 3,40 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| 63 | 0 | 0,00 | 238 | 2,22 | 252 | 2,49 | 0 | 0,00 |
| 50 | 740 | 6,54 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 443 | 4,24 |
| 40 | 450 | 3,98 | 791 | 7,39 | 510 | 5,05 | 975 | 9,32 |
| 31,5 | 814 | 7,19 | 1356 | 12,66 | 843 | 8,35 | 821 | 7,85 |
| 20 | 1481 | 13,09 | 1698 | 15,85 | 1576 | 15,60 | 1159 | 11,08 |
| 16 | 564 | 4,98 | 677 | 6,32 | 677 | 6,70 | 512 | 4,90 |
| 10 | 951 | 8,40 | 1114 | 10,40 | 1089 | 10,78 | 943 | 9,02 |
| 8 | 385 | 3,40 | 438 | 4,09 | 464 | 4,59 | 418 | 4,00 |
| 6,3 | 347 | 3,07 | 430 | 4,01 | 378 | 3,74 | 408 | 3,90 |
| 4 | 483 | 4,27 | 575 | 5,37 | 646 | 6,40 | 584 | 5,58 |
| 2 | 638 | 5,64 | 800 | 7,47 | 909 | 9,00 | 779 | 7,45 |
| 1 | 515 | 4,55 | 616 | 5,75 | 803 | 7,95 | 791 | 7,56 |
| 0,63 | 472 | 4,17 | 519 | 4,85 | 766 | 7,58 | 840 | 8,03 |
| 0,5 | 264 | 2,33 | 298 | 2,78 | 409 | 4,05 | 458 | 4,38 |
| 0,25 | 447 | 3,95 | 484 | 4,52 | 671 | 6,64 | 707 | 6,76 |
| 0,125 | 56 | 0,49 | 55 | 0,51 | 74 | 0,73 | 68 | 0,65 |
| Rest | 24 | 0,21 | 17 | 0,16 | 34 | 0,34 | 30 | 0,29 |
| Summe | 11318 | 100,00 | 10710 | 100,00 | 10101 | 100,00 | 10457 | 100,00 |

| Nette UB 3 | abs. [g] | % | abs. [g] | % | abs. [g] | % | abs. [g] | % |
|---------------------------|-----------------|---------------|-----------------|---------------|-----------------|---------------|-----------------|---------------|
| Gesamt vor Siebung | 10308 | | 8745 | | 12602 | | 12203 | |
| >8 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 692 | 5,51 | 0 | 0,00 |
| 80 | 0 | 0,00 | 1310 | 14,99 | 0 | 0,00 | 901 | 7,39 |
| 63 | 0 | 0,00 | 480 | 5,49 | 0 | 0,00 | 710 | 5,82 |
| 50 | 0 | 0,00 | 743 | 8,50 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| 40 | 1105 | 10,73 | 864 | 9,88 | 1793 | 14,27 | 1323 | 10,85 |
| 31,5 | 878 | 8,52 | 886 | 10,14 | 946 | 7,53 | 1088 | 8,92 |
| 20 | 1630 | 15,83 | 457 | 5,23 | 1559 | 12,41 | 1754 | 14,38 |
| 16 | 531 | 5,16 | 776 | 8,88 | 655 | 5,21 | 810 | 6,64 |
| 10 | 1183 | 11,49 | 335 | 3,83 | 1005 | 8,00 | 936 | 7,67 |
| 8 | 493 | 4,79 | 288 | 3,29 | 422 | 3,36 | 387 | 3,17 |
| 6,3 | 449 | 4,36 | 378 | 4,32 | 486 | 3,87 | 390 | 3,20 |
| 4 | 615 | 5,97 | 597 | 6,83 | 689 | 5,48 | 584 | 4,79 |
| 2 | 948 | 9,20 | 559 | 6,40 | 1115 | 8,87 | 925 | 7,58 |
| 1 | 865 | 8,40 | 452 | 5,17 | 1168 | 9,30 | 882 | 7,23 |
| 0,63 | 696 | 6,76 | 225 | 2,57 | 961 | 7,65 | 682 | 5,59 |
| 0,5 | 324 | 3,15 | 319 | 3,65 | 411 | 3,27 | 309 | 2,53 |
| 0,25 | 509 | 4,94 | 39 | 0,45 | 585 | 4,66 | 451 | 3,70 |
| 0,125 | 50 | 0,49 | 26 | 0,30 | 54 | 0,43 | 44 | 0,36 |
| Rest | 24 | 0,23 | 7 | 0,08 | 24 | 0,19 | 20 | 0,16 |
| Summe | 10300 | 100,00 | 8741 | 100,00 | 12565 | 100,00 | 12196 | 100,00 |

Korngröße in [mm]

| Ahr UB 1 | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] |
|---------------------------|-------------|------------|-------------|------------|-------------|------------|-------------|------------|
| Gesamt vor Siebung | 8024 | | 8233 | | 9357 | | 7774 | |
| >8 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| 80 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| 63 | 403 | 5,03 | 363 | 4,41 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| 50 | 0 | 0,00 | 90 | 1,09 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| 40 | 286 | 3,57 | 590 | 7,17 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| 31,5 | 526 | 6,57 | 1202 | 14,62 | 97 | 1,04 | 472 | 6,08 |
| 20 | 782 | 9,76 | 688 | 8,37 | 861 | 9,22 | 1633 | 21,04 |
| 16 | 810 | 10,11 | 1234 | 15,01 | 754 | 8,07 | 748 | 9,64 |
| 10 | 1210 | 15,10 | 556 | 6,76 | 1598 | 17,11 | 1232 | 15,87 |
| 8 | 570 | 7,11 | 544 | 6,62 | 782 | 8,37 | 570 | 7,34 |
| 6,3 | 510 | 6,37 | 736 | 8,95 | 833 | 8,92 | 471 | 6,07 |
| 4 | 748 | 9,34 | 806 | 9,80 | 948 | 10,15 | 695 | 8,95 |
| 2 | 695 | 8,67 | 534 | 6,49 | 864 | 9,25 | 718 | 9,25 |
| 1 | 409 | 5,10 | 241 | 2,93 | 468 | 5,01 | 402 | 5,18 |
| 0,63 | 195 | 2,43 | 98 | 1,19 | 339 | 3,63 | 212 | 2,73 |
| 0,5 | 105 | 1,31 | 281 | 3,42 | 224 | 2,40 | 103 | 1,33 |
| 0,25 | 409 | 5,10 | 156 | 1,90 | 1098 | 11,76 | 287 | 3,70 |
| 0,125 | 276 | 3,44 | 3 | 0,04 | 376 | 4,03 | 167 | 2,15 |
| Rest | 78 | 0,97 | 101 | 1,23 | 98 | 1,05 | 53 | 0,68 |
| Summe | 8012 | 100 | 8223 | 100 | 9340 | 100 | 7763 | 100 |

| Ahr UB 2 | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] |
|---------------------------|-------------|---------------|-------------|---------------|-------------|---------------|-------------|---------------|
| Gesamt vor Siebung | 7321 | | 6128 | | 6408 | | 6962 | |
| >80 | 135 | 1,85 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| 80 | 310 | 4,24 | 813 | 13,29 | 0 | 0,00 | 250 | 3,60 |
| 63 | 2023 | 27,68 | 240 | 3,92 | 1785 | 28,00 | 502 | 7,22 |
| 50 | 0 | 0,00 | 231 | 3,78 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| 40 | 1003 | 13,72 | 1057 | 17,27 | 1233 | 19,34 | 1452 | 20,89 |
| 31,5 | 1007 | 13,78 | 1137 | 18,58 | 672 | 10,54 | 638 | 9,18 |
| 20 | 1037 | 14,19 | 1434 | 23,44 | 810 | 12,71 | 1329 | 19,12 |
| 16 | 414 | 5,66 | 494 | 8,07 | 336 | 5,27 | 642 | 9,24 |
| 10 | 391 | 5,35 | 336 | 5,49 | 450 | 7,06 | 597 | 8,59 |
| 8 | 180 | 2,46 | 107 | 1,75 | 145 | 2,27 | 264 | 3,80 |
| 6,3 | 127 | 1,74 | 71 | 1,16 | 138 | 2,16 | 187 | 2,69 |
| 4 | 181 | 2,48 | 89 | 1,45 | 174 | 2,73 | 255 | 3,67 |
| 2 | 227 | 3,11 | 54 | 0,88 | 301 | 4,72 | 316 | 4,55 |
| 1 | 166 | 2,27 | 25 | 0,41 | 220 | 3,45 | 309 | 4,45 |
| 0,63 | 66 | 0,90 | 11 | 0,18 | 38 | 0,60 | 151 | 2,17 |
| 0,5 | 20 | 0,27 | 5 | 0,08 | 52 | 0,82 | 44 | 0,63 |
| 0,25 | 19 | 0,26 | 12 | 0,20 | 18 | 0,28 | 12 | 0,17 |
| 0,125 | 2 | 0,03 | 2 | 0,03 | 2 | 0,03 | 1 | 0,01 |
| Rest | 1 | 0,01 | 1 | 0,02 | 1 | 0,02 | 1 | 0,01 |
| Summe | 7309 | 100,00 | 6119 | 100,00 | 6375 | 100,00 | 6950 | 100,00 |

| Ahr UB 3 | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] |
|---------------------------|-------------|---------------|-------------|---------------|-------------|---------------|-------------|---------------|
| Gesamt vor Siebung | 8721 | | 8996 | | 7619 | | 7207 | |
| >80 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| 80 | 364 | 3,91 | 0 | 0,00 | 302 | 3,96 | 0 | 0,00 |
| 63 | 196 | 2,11 | 568 | 6,32 | 402 | 5,28 | 411 | 5,71 |
| 50 | 553 | 5,94 | 556 | 6,19 | 919 | 12,06 | 556 | 7,72 |
| 40 | 638 | 6,86 | 1092 | 12,15 | 902 | 11,84 | 1037 | 14,40 |
| 31,5 | 998 | 10,73 | 1255 | 13,96 | 952 | 12,50 | 643 | 8,93 |
| 20 | 2023 | 21,75 | 1827 | 20,32 | 891 | 11,70 | 1281 | 17,79 |
| 16 | 849 | 9,13 | 714 | 7,94 | 453 | 5,95 | 744 | 10,33 |
| 10 | 1120 | 12,04 | 589 | 6,55 | 737 | 9,67 | 738 | 10,25 |
| 8 | 410 | 4,41 | 320 | 3,56 | 325 | 4,27 | 218 | 3,03 |
| 6,3 | 302 | 3,25 | 284 | 3,16 | 310 | 4,07 | 228 | 3,17 |
| 4 | 483 | 5,19 | 371 | 4,13 | 358 | 4,70 | 369 | 5,12 |
| 2 | 580 | 6,23 | 553 | 6,15 | 469 | 6,16 | 463 | 6,43 |
| 1 | 445 | 4,78 | 487 | 5,42 | 351 | 4,61 | 330 | 4,58 |
| 0,63 | 227 | 2,44 | 252 | 2,80 | 164 | 2,15 | 136 | 1,89 |
| 0,5 | 77 | 0,83 | 79 | 0,88 | 52 | 0,68 | 35 | 0,49 |
| 0,25 | 34 | 0,37 | 36 | 0,40 | 25 | 0,33 | 11 | 0,15 |
| 0,125 | 2 | 0,02 | 3 | 0,03 | 3 | 0,04 | 1 | 0,01 |
| Rest | 2 | 0,02 | 3 | 0,03 | 3 | 0,04 | 1 | 0,01 |
| Summe | 9303 | 100,00 | 8989 | 100,00 | 7618 | 100,00 | 7202 | 100,00 |

Korngröße in [mm]

| Sieg UB 2 | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] |
|---------------------------|--------------|---------------|--------------|---------------|--------------|---------------|--------------|---------------|
| Gesamt vor Siebung | 12565 | | 11540 | | 13088 | | 10796 | |
| >80 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 907 | 6,94 | 1432 | 13,28 |
| 80 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| 63 | 1598 | 12,73 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| 50 | 341 | 2,72 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| 40 | 661 | 5,27 | 679 | 5,89 | 83 | 0,63 | 597 | 5,54 |
| 31,5 | 966 | 7,69 | 1296 | 11,24 | 423 | 3,24 | 476 | 4,41 |
| 20 | 1595 | 12,71 | 2064 | 17,90 | 1963 | 15,01 | 1132 | 10,50 |
| 16 | 847 | 6,75 | 1278 | 11,08 | 1215 | 9,29 | 569 | 5,28 |
| 10 | 1346 | 10,72 | 2078 | 18,02 | 2143 | 16,39 | 1282 | 11,89 |
| 8 | 662 | 5,27 | 817 | 7,08 | 896 | 6,85 | 750 | 6,95 |
| 6,3 | 613 | 4,88 | 699 | 6,06 | 771 | 5,90 | 603 | 5,59 |
| 4 | 780 | 6,21 | 686 | 5,95 | 869 | 6,65 | 779 | 7,22 |
| 2 | 669 | 5,33 | 599 | 5,19 | 648 | 4,96 | 628 | 5,82 |
| 1 | 430 | 3,43 | 337 | 2,92 | 488 | 3,73 | 458 | 4,25 |
| 0,63 | 832 | 6,63 | 413 | 3,58 | 1426 | 10,91 | 1031 | 9,56 |
| 0,5 | 486 | 3,87 | 220 | 1,91 | 595 | 4,55 | 466 | 4,32 |
| 0,25 | 630 | 5,02 | 283 | 2,45 | 580 | 4,44 | 519 | 4,81 |
| 0,125 | 56 | 0,45 | 37 | 0,32 | 34 | 0,26 | 39 | 0,36 |
| Rest | 42 | 0,33 | 46 | 0,40 | 34 | 0,26 | 23 | 0,21 |
| Summe | 12554 | 100,00 | 11532 | 100,00 | 13075 | 100,00 | 10784 | 100,00 |

| Sieg UB 3 | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] | abs. [g] | [%] |
|--------------|--------------|------------|--------------|---------------|--------------|------------|--------------|---------------|
| >80 | 0 | 0,00 | 567 | 4,49 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| 80 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| 63 | 1130 | 10,16 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| 50 | 238 | 2,14 | 1227 | 9,71 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| 40 | 713 | 6,41 | 875 | 6,92 | 347 | 3,38 | 363 | 2,97 |
| 31,5 | 1894 | 17,03 | 1733 | 13,71 | 255 | 2,48 | 222 | 1,82 |
| 20 | 1622 | 14,58 | 2813 | 22,26 | 867 | 8,44 | 1086 | 8,89 |
| 16 | 882 | 7,93 | 1020 | 8,07 | 614 | 5,98 | 631 | 5,17 |
| 10 | 1168 | 10,50 | 1410 | 11,16 | 1116 | 10,87 | 1116 | 9,14 |
| 8 | 506 | 4,55 | 573 | 4,53 | 673 | 6,55 | 661 | 5,41 |
| 6,3 | 488 | 4,39 | 507 | 4,01 | 1092 | 10,63 | 850 | 6,96 |
| 4 | 598 | 5,38 | 510 | 4,04 | 1605 | 15,63 | 1411 | 11,56 |
| 2 | 533 | 4,79 | 458 | 3,62 | 569 | 5,54 | 2123 | 17,39 |
| 1 | 298 | 2,68 | 215 | 1,70 | 1046 | 10,19 | 1387 | 11,36 |
| 0,63 | 300 | 2,70 | 192 | 1,52 | 1176 | 11,45 | 1062 | 8,70 |
| 0,5 | 224 | 2,01 | 145 | 1,15 | 408 | 3,97 | 533 | 4,37 |
| 0,25 | 383 | 3,44 | 277 | 2,19 | 388 | 3,78 | 588 | 4,82 |
| 0,125 | 66 | 0,59 | 49 | 0,39 | 35 | 0,34 | 60 | 0,49 |
| Rest | 81 | 0,73 | 67 | 0,53 | 78 | 0,76 | 117 | 0,96 |
| Summe | 11124 | 100 | 12638 | 100,00 | 10269 | 100 | 12210 | 100,00 |

4 AUTÖKOLOGIE DER MAKROFAUNA DER UNTERSUCHTEN RHEINZUFLÜSSE

4.1 Berechnungsvorschrift für die autökologische Einstufung der Makrofauna

$$P(k) = 100\% \cdot p(k)$$

$$\text{mit: } p(k) = \frac{1}{\bar{p}} \sum_{i=1}^L \bar{A}(i) \cdot E(i, k),$$

$$\bar{p} = \sum_k p(k)$$

$$AS = \sum_{i=1}^L \bar{A}(i)$$

$$\bar{A}(i) = f_A \left(\frac{1}{N} \cdot \sum_{j=1}^N I(i, j) \right)$$

- mit:
- P(k) = prozentuale Einstufung der Besiedlung (nur autökologisch eingestufte Taxa werden berücksichtigt) bzgl. des k-ten Merkmals einer autökologischen Gruppe
 - AS = Besiedlungsdichtesumme aller eingestuften Taxa
 - L = Anzahl autökologisch eingestufte Taxa
 - $\bar{A}(i)$ = Besiedlungsdichteziffer (rel. Besiedlungsdichte mit I bis VII) des i-ten Taxons; bzgl. Individuendichten wird $f_A(x) = x$ gesetzt (Voreinstellung)
 - E(i,k) = ökologische Typisierung des i-ten Taxons bzgl. des k-ten Merkmals einer autökologischen Gruppe = Punktzahl von 1 bis 10 mit der Gruppensumme=10.
Keine Berücksichtigung finden nicht eingestufte Taxa und solche, denen keine eindeutige Präferenz zugeordnet ist.
=0: deutliche Präferenz für eine Kategorie, wenn keine Punkte vergeben wurden
=-1: eine gewisse, nicht näher zu bestimmende Präferenz
 - N = Anzahl Proben
 - f_A = Funktion verknüpft Besiedlungsdichteziffer und Individuendichte
 - I(i,j) = Individuendichte des i-ten Taxons bzgl. der j-ten Probe

Die Umrechnung (f_A) zwischen Individuendichte und Besiedlungsdichteziffer erfolgt mit nachfolgender Tabelle:

Umrechnung (f_A) zwischen Individuendichte und Besiedlungsdichteziffer

| Besiedlungsdichteziffer | Mittlere Individuendichte [Ind/m ²] | Individuendichte [Ind/m ²] |
|-------------------------|---|--|
| I | 2 | 1-4 |
| II | 7 | 4-13 |
| III | 23 | 14-43 |
| IV | 78 | 44-143 |
| V | 262 | 144-481 |
| VI | 883 | 482-1620 |
| VII | 2971 | 1621-... |

Die Angaben zur Individuendichte mit der Maßeinheit Einzelfund werden unabhängig von ihrer Wertangabe immer der Stufe I zugeordnet. Nur bis zur Art bestimmte Tiere werden berücksichtigt.

4.2 Ergebnisse der autökologischen Einstufung der Makrofauna**Wisper UB 1**

Anzahl Proben: 50
Abundanzsum.: 309
eingestufte Taxa: 89 (von 101)

| <u>Biozönotische Region</u> | | <u>Strömungspräferenz</u> | |
|-----------------------------|--------|---------------------------|--------|
| EK | 2,71% | LB | 0,00% |
| HK | 5,76% | LP | 3,88% |
| ER | 13,66% | LR | 6,90% |
| MR | 20,63% | RL | 20,69% |
| HR | 22,54% | RP | 46,98% |
| EP | 22,02% | RB | 9,91% |
| MP | 8,99% | IN | 11,64% |
| HP | 3,69% | | |

| <u>Habitatpräferenz</u> | | <u>Ernährungstyp</u> | |
|-------------------------|--------|----------------------|--------|
| PEL | 10,81% | WEID | 27,03% |
| ARG | 0,69% | ZST | 1,73% |
| PSA | 6,87% | HOL | 0,21% |
| AKA | 8,13% | ZKL | 10,64% |
| LIT | 42,48% | SED | 23,85% |
| PHY | 22,68% | FILA | 0,00% |
| POM | 5,20% | FILP | 0,00% |
| SON | 3,13% | FIL | 14,17% |
| | | RAU | 19,22% |
| | | PAR | 1,84% |
| | | SON | 1,31% |

Wisper UB 2

Anzahl Proben: 30
Abundanzsum.: 357
eingestufte Taxa: 101 (von 112)

| <u>Biozönotische Region</u> | | <u>Strömungspräferenz</u> | |
|-----------------------------|--------|---------------------------|--------|
| EK | 2,66% | LB | 0,00% |
| HK | 6,97% | LP | 2,06% |
| ER | 20,23% | LR | 8,93% |
| MR | 23,72% | RL | 18,21% |
| HR | 22,41% | RP | 49,14% |
| EP | 16,70% | RB | 14,09% |
| MP | 5,61% | IN | 7,56% |
| HP | 1,69% | | |

| <u>Habitatpräferenz</u> | | <u>Ernährungstyp</u> | |
|-------------------------|--------|----------------------|--------|
| PEL | 9,32% | WEID | 33,19% |
| ARG | 0,10% | ZST | 0,81% |
| PSA | 6,37% | HOL | 0,18% |
| AKA | 8,07% | ZKL | 9,10% |
| LIT | 44,20% | SED | 24,24% |
| PHY | 22,88% | FILA | 0,00% |
| POM | 4,88% | FILP | 0,00% |
| SON | 4,17% | FIL | 9,64% |
| | | RAU | 19,55% |
| | | PAR | 2,42% |
| | | SON | 0,87% |

Wisper UB 3

Anzahl Proben: 30
Abundanzsum.: 377
eingestufte Taxa: 107 (von 119)

| <u>Biozönotische Region</u> | | <u>Strömungspräferenz</u> | |
|-----------------------------|--------|---------------------------|--------|
| EK | 3,54% | LB | 0,00% |
| HK | 7,40% | LP | 3,77% |
| ER | 19,82% | LR | 7,53% |
| MR | 25,13% | RL | 15,41% |
| HR | 23,41% | RP | 47,60% |
| EP | 14,84% | RB | 18,49% |
| MP | 4,14% | IN | 7,19% |
| HP | 1,72% | | |
| <u>Habitatpräferenz</u> | | <u>Ernährungstyp</u> | |
| PEL | 7,63% | WEID | 32,41% |
| ARG | 0,20% | ZST | 0,78% |
| PSA | 6,27% | HOL | 0,09% |
| AKA | 7,83% | ZKL | 11,05% |
| LIT | 47,63% | SED | 25,73% |
| PHY | 21,32% | FILA | 0,00% |
| POM | 5,39% | FILP | 0,00% |
| SON | 3,73% | FIL | 8,43% |
| | | RAU | 19,10% |
| | | PAR | 1,54% |
| | | SON | 0,87% |

Gründelbach UB 1

Anzahl Proben: 54
Abundanzsum.: 262
eingestufte Taxa: 77 (von 88)

| <u>Biozönotische Region</u> | | <u>Strömungspräferenz</u> | |
|-----------------------------|--------|---------------------------|--------|
| EK | 4,86% | LB | 0,00% |
| HK | 10,75% | LP | 6,60% |
| ER | 25,77% | LR | 13,20% |
| MR | 22,53% | RL | 12,69% |
| HR | 16,35% | RP | 50,76% |
| EP | 12,67% | RB | 10,66% |
| MP | 5,30% | IN | 6,09% |
| HP | 1,77% | | |
| <u>Habitatpräferenz</u> | | <u>Ernährungstyp</u> | |
| PEL | 9,70% | WEID | 27,43% |
| ARG | 0,15% | ZST | 0,72% |
| PSA | 5,15% | HOL | 0,12% |
| AKA | 6,60% | ZKL | 13,49% |
| LIT | 43,25% | SED | 18,71% |
| PHY | 26,90% | FILA | 0,00% |
| POM | 5,10% | FILP | 0,00% |
| SON | 3,15% | FIL | 14,10% |
| | | RAU | 24,46% |
| | | PAR | 0,48% |
| | | SON | 0,48% |

Gründelbach UB 2

Anzahl Proben: 32
Abundanzsum.: 353
eingestufte Taxa: 96 (von 112)

| <u>Biozönotische Region</u> | | <u>Strömungspräferenz</u> | |
|-----------------------------|--------|---------------------------|--------|
| EK | 4,45% | LB | 0,00% |
| HK | 10,12% | LP | 5,00% |
| ER | 27,29% | LR | 8,85% |
| MR | 24,64% | RL | 11,92% |
| HR | 17,17% | RP | 49,62% |
| EP | 11,39% | RB | 18,08% |
| MP | 3,50% | IN | 6,54% |
| HP | 1,43% | | |

| <u>Habitatpräferenz</u> | | <u>Ernährungstyp</u> | |
|-------------------------|--------|----------------------|--------|
| PEL | 10,19% | WEID | 28,28% |
| ARG | 0,49% | ZST | 0,18% |
| PSA | 6,33% | HOL | 0,27% |
| AKA | 6,97% | ZKL | 12,72% |
| LIT | 45,32% | SED | 19,20% |
| PHY | 21,61% | FILA | 0,00% |
| POM | 5,92% | FILP | 0,00% |
| SON | 3,18% | FIL | 14,70% |
| | | RAU | 22,25% |
| | | PAR | 1,66% |
| | | SON | 0,74% |

Gründelbach UB 3

Anzahl Proben: 30
Abundanzsum.: 288
eingestufte Taxa: 79 (von 92)

| <u>Biozönotische Region</u> | | <u>Strömungspräferenz</u> | |
|-----------------------------|--------|---------------------------|--------|
| EK | 6,53% | LB | 0,00% |
| HK | 12,43% | LP | 5,02% |
| ER | 30,43% | LR | 13,24% |
| MR | 22,87% | RL | 12,33% |
| HR | 15,31% | RP | 51,60% |
| EP | 9,16% | RB | 16,44% |
| MP | 2,88% | IN | 1,37% |
| HP | 0,38% | | |

| <u>Habitatpräferenz</u> | | <u>Ernährungstyp</u> | |
|-------------------------|--------|----------------------|--------|
| PEL | 11,45% | WEID | 26,82% |
| ARG | 0,32% | ZST | 0,22% |
| PSA | 5,66% | HOL | 0,00% |
| AKA | 7,19% | ZKL | 12,02% |
| LIT | 43,21% | SED | 17,57% |
| PHY | 21,67% | FILA | 0,00% |
| POM | 7,33% | FILP | 0,00% |
| SON | 3,17% | FIL | 13,82% |
| | | RAU | 28,50% |
| | | PAR | 0,79% |
| | | SON | 0,26% |

Saynbach UB 1

Anzahl Proben: 30
Abundanzsum.: 370
eingestufte Taxa: 96 (von 109)

| <u>Biozönotische Region</u> | | <u>Strömungspräferenz</u> | |
|-----------------------------|--------|---------------------------|--------|
| EK | 2,05% | LB | 0,00% |
| HK | 5,66% | LP | 2,87% |
| ER | 16,20% | LR | 8,24% |
| MR | 23,12% | RL | 14,70% |
| HR | 25,21% | RP | 49,46% |
| EP | 19,16% | RB | 14,70% |
| MP | 6,53% | IN | 10,04% |
| HP | 2,09% | | |

| <u>Habitatpräferenz</u> | | <u>Ernährungstyp</u> | |
|-------------------------|--------|----------------------|--------|
| PEL | 9,80% | WEID | 25,57% |
| ARG | 0,33% | ZST | 0,52% |
| PSA | 6,83% | HOL | 0,26% |
| AKA | 7,12% | ZKL | 10,83% |
| LIT | 43,50% | SED | 21,38% |
| PHY | 24,31% | FILA | 0,00% |
| POM | 4,12% | FILP | 0,00% |
| SON | 3,99% | FIL | 19,34% |
| | | RAU | 19,74% |
| | | PAR | 1,61% |
| | | SON | 0,75% |

Saynbach UB 2

Anzahl Proben: 30
Abundanzsum.: 402
eingestufte Taxa: 105 (von 115)

| <u>Biozönotische Region</u> | | <u>Strömungspräferenz</u> | |
|-----------------------------|--------|---------------------------|--------|
| EK | 2,32% | LB | 0,00% |
| HK | 6,85% | LP | 2,81% |
| ER | 18,95% | LR | 11,56% |
| MR | 24,41% | RL | 12,81% |
| HR | 24,45% | RP | 47,50% |
| EP | 16,46% | RB | 16,56% |
| MP | 5,01% | IN | 8,75% |
| HP | 1,55% | | |

| <u>Habitatpräferenz</u> | | <u>Ernährungstyp</u> | |
|-------------------------|--------|----------------------|--------|
| PEL | 8,42% | WEID | 28,46% |
| ARG | 0,19% | ZST | 0,90% |
| PSA | 5,93% | HOL | 0,45% |
| AKA | 7,33% | ZKL | 11,46% |
| LIT | 44,91% | SED | 22,97% |
| PHY | 23,57% | FILA | 0,00% |
| POM | 5,78% | FILP | 0,00% |
| SON | 3,88% | FIL | 12,97% |
| | | RAU | 20,27% |
| | | PAR | 1,49% |
| | | SON | 1,03% |

Saynbach UB 3

Anzahl Proben: 30
Abundanzsum.: 403
eingestufte Taxa: 102 (von 112)

| <u>Biozönotische Region</u> | | <u>Strömungspräferenz</u> | |
|-----------------------------|--------|---------------------------|--------|
| EK | 2,74% | LB | 0,00% |
| HK | 6,72% | LP | 2,45% |
| ER | 17,55% | LR | 8,26% |
| MR | 23,84% | RL | 15,29% |
| HR | 25,09% | RP | 52,60% |
| EP | 17,58% | RB | 14,68% |
| MP | 4,92% | IN | 6,73% |
| HP | 1,56% | | |

| <u>Habitatpräferenz</u> | | <u>Ernährungstyp</u> | |
|-------------------------|--------|----------------------|--------|
| PEL | 9,07% | WEID | 30,16% |
| ARG | 0,45% | ZST | 0,47% |
| PSA | 5,90% | HOL | 0,52% |
| AKA | 7,41% | ZKL | 10,29% |
| LIT | 45,69% | SED | 24,38% |
| PHY | 22,38% | FILA | 0,00% |
| POM | 5,48% | FILP | 0,00% |
| SON | 3,61% | FIL | 15,20% |
| | | RAU | 16,77% |
| | | PAR | 1,39% |
| | | SON | 0,81% |

Nette UB 1

Anzahl Proben: 20
Abundanzsum.: 146
eingestufte Taxa: 39 (von 42)

| <u>Biozönotische Region</u> | | <u>Strömungspräferenz</u> | |
|-----------------------------|--------|---------------------------|--------|
| EK | 1,08% | LB | 0,00% |
| HK | 2,62% | LP | 3,26% |
| ER | 9,54% | LR | 14,13% |
| MR | 19,08% | RL | 14,13% |
| HR | 24,15% | RP | 39,13% |
| EP | 24,62% | RB | 11,96% |
| MP | 11,23% | IN | 17,39% |
| HP | 7,69% | | |

| <u>Habitatpräferenz</u> | | <u>Ernährungstyp</u> | |
|-------------------------|--------|----------------------|--------|
| PEL | 16,61% | WEID | 23,83% |
| ARG | 0,70% | ZST | 1,73% |
| PSA | 10,35% | HOL | 0,00% |
| AKA | 6,43% | ZKL | 7,82% |
| LIT | 32,43% | SED | 22,86% |
| PHY | 24,78% | FILA | 0,00% |
| POM | 4,61% | FILP | 0,00% |
| SON | 4,09% | FIL | 21,58% |
| | | RAU | 17,52% |
| | | PAR | 3,38% |
| | | SON | 1,28% |

Nette UB 2

Anzahl Proben: 30
Abundanzsum.: 246
eingestufte Taxa: 65 (von 72)

| <u>Biozönotische Region</u> | | <u>Strömungspräferenz</u> | |
|-----------------------------|--------|---------------------------|--------|
| EK | 2,19% | LB | 0,00% |
| HK | 5,33% | LP | 3,23% |
| ER | 14,34% | LR | 14,52% |
| MR | 20,72% | RL | 15,59% |
| HR | 24,30% | RP | 37,63% |
| EP | 20,28% | RB | 13,98% |
| MP | 8,39% | IN | 15,05% |
| HP | 4,46% | | |

| <u>Habitatpräferenz</u> | | <u>Ernährungstyp</u> | |
|-------------------------|--------|----------------------|--------|
| PEL | 14,27% | WEID | 25,68% |
| ARG | 0,53% | ZST | 1,19% |
| PSA | 7,33% | HOL | 0,13% |
| AKA | 6,02% | ZKL | 9,96% |
| LIT | 36,46% | SED | 20,09% |
| PHY | 27,28% | FILA | 0,00% |
| POM | 5,10% | FILP | 0,00% |
| SON | 3,01% | FIL | 19,30% |
| | | RAU | 20,44% |
| | | PAR | 2,38% |
| | | SON | 0,84% |

Nette UB 3

Anzahl Proben: 30
Abundanzsum.: 224
eingestufte Taxa: 58 (von 63)

| <u>Biozönotische Region</u> | | <u>Strömungspräferenz</u> | |
|-----------------------------|--------|---------------------------|--------|
| EK | 1,65% | LB | 0,00% |
| HK | 5,98% | LP | 0,00% |
| ER | 15,26% | LR | 13,46% |
| MR | 22,47% | RL | 20,51% |
| HR | 25,05% | RP | 38,46% |
| EP | 20,31% | RB | 12,82% |
| MP | 5,57% | IN | 14,74% |
| HP | 3,71% | | |

| <u>Habitatpräferenz</u> | | <u>Ernährungstyp</u> | |
|-------------------------|--------|----------------------|--------|
| PEL | 12,92% | WEID | 23,85% |
| ARG | 0,39% | ZST | 1,25% |
| PSA | 7,02% | HOL | 0,43% |
| AKA | 5,67% | ZKL | 10,38% |
| LIT | 38,09% | SED | 15,19% |
| PHY | 27,30% | FILA | 0,00% |
| POM | 4,66% | FILP | 0,00% |
| SON | 3,93% | FIL | 22,21% |
| | | RAU | 22,50% |
| | | PAR | 3,17% |
| | | SON | 1,01% |

Ahr UB 1

Anzahl Proben: 26
Abundanzsum.: 295
eingestufte Taxa: 75 (von 88)

| <u>Biozönotische Region</u> | | <u>Strömungspräferenz</u> | |
|-----------------------------|--------|---------------------------|--------|
| EK | 1,36% | LB | 1,43% |
| HK | 3,49% | LP | 2,86% |
| ER | 8,26% | LR | 21,43% |
| MR | 16,01% | RL | 20,95% |
| HR | 23,34% | RP | 27,62% |
| EP | 27,68% | RB | 6,67% |
| MP | 13,29% | IN | 19,05% |
| HP | 6,56% | | |

| <u>Habitatpräferenz</u> | | <u>Ernährungstyp</u> | |
|-------------------------|--------|----------------------|--------|
| PEL | 16,91% | WEID | 18,85% |
| ARG | 1,21% | ZST | 1,49% |
| PSA | 7,92% | HOL | 0,00% |
| AKA | 5,27% | ZKL | 10,80% |
| LIT | 31,64% | SED | 24,64% |
| PHY | 27,25% | FILA | 0,00% |
| POM | 4,49% | FILP | 0,00% |
| SON | 5,31% | FIL | 12,34% |
| | | RAU | 26,93% |
| | | PAR | 3,22% |
| | | SON | 1,72% |

Ahr UB 2

Anzahl Proben: 30
Abundanzsum.: 427
eingestufte Taxa: 106 (von 122)

| <u>Biozönotische Region</u> | | <u>Strömungspräferenz</u> | |
|-----------------------------|--------|---------------------------|--------|
| EK | 1,48% | LB | 0,90% |
| HK | 4,65% | LP | 4,49% |
| ER | 13,63% | LR | 13,47% |
| MR | 19,73% | RL | 17,96% |
| HR | 25,37% | RP | 37,43% |
| EP | 23,19% | RB | 13,77% |
| MP | 9,06% | IN | 11,98% |
| HP | 2,88% | | |

| <u>Habitatpräferenz</u> | | <u>Ernährungstyp</u> | |
|-------------------------|--------|----------------------|--------|
| PEL | 11,97% | WEID | 24,12% |
| ARG | 0,70% | ZST | 0,98% |
| PSA | 7,15% | HOL | 0,23% |
| AKA | 6,97% | ZKL | 10,43% |
| LIT | 41,64% | SED | 20,00% |
| PHY | 24,88% | FILA | 0,00% |
| POM | 4,00% | FILP | 0,00% |
| SON | 2,70% | FIL | 16,81% |
| | | RAU | 24,40% |
| | | PAR | 2,24% |
| | | SON | 0,80% |

Ahr UB 3

Anzahl Proben: 30
Abundanzsum.: 472
eingestufte Taxa: 116 (von 129)

| <u>Biozönotische Region</u> | | <u>Strömungspräferenz</u> | |
|-----------------------------|--------|---------------------------|--------|
| EK | 1,88% | LB | 1,09% |
| HK | 4,37% | LP | 2,45% |
| ER | 11,35% | LR | 14,44% |
| MR | 18,75% | RL | 19,07% |
| HR | 26,27% | RP | 40,60% |
| EP | 25,35% | RB | 11,44% |
| MP | 9,20% | IN | 10,90% |
| HP | 2,84% | | |

| <u>Habitatpräferenz</u> | | <u>Ernährungstyp</u> | |
|-------------------------|--------|----------------------|--------|
| PEL | 9,57% | WEID | 22,65% |
| ARG | 0,41% | ZST | 0,97% |
| PSA | 6,67% | HOL | 0,07% |
| AKA | 6,40% | ZKL | 10,49% |
| LIT | 40,81% | SED | 23,39% |
| PHY | 27,15% | FILA | 0,00% |
| POM | 5,28% | FILP | 0,00% |
| SON | 3,71% | FIL | 16,13% |
| | | RAU | 22,72% |
| | | PAR | 2,70% |
| | | SON | 0,88% |

Sieg UB 1

Anzahl Proben: 26
Abundanzsum.: 272
eingestufte Taxa: 72 (von 81)

| <u>Biozönotische Region</u> | | <u>Strömungspräferenz</u> | |
|-----------------------------|--------|---------------------------|--------|
| EK | 1,08% | LB | 1,40% |
| HK | 2,27% | LP | 7,44% |
| ER | 7,25% | LR | 33,95% |
| MR | 13,20% | RL | 22,33% |
| HR | 22,94% | RP | 16,74% |
| EP | 29,55% | RB | 4,65% |
| MP | 17,32% | IN | 13,49% |
| HP | 6,39% | | |

| <u>Habitatpräferenz</u> | | <u>Ernährungstyp</u> | |
|-------------------------|--------|----------------------|--------|
| PEL | 21,72% | WEID | 15,61% |
| ARG | 0,99% | ZST | 1,80% |
| PSA | 12,91% | HOL | 0,00% |
| AKA | 5,12% | ZKL | 8,20% |
| LIT | 20,79% | SED | 25,88% |
| PHY | 27,59% | FILA | 0,00% |
| POM | 6,35% | FILP | 0,00% |
| SON | 4,53% | FIL | 12,75% |
| | | RAU | 32,39% |
| | | PAR | 2,16% |
| | | SON | 1,22% |

Sieg UB 2

Anzahl Proben: 30
Abundanzsum.: 480
eingestufte Taxa: 119 (von 130)

| <u>Biozönotische Region</u> | | <u>Strömungspräferenz</u> | |
|-----------------------------|--------|---------------------------|--------|
| EK | 1,40% | LB | 0,00% |
| HK | 3,40% | LP | 0,81% |
| ER | 11,72% | LR | 14,02% |
| MR | 18,39% | RL | 22,37% |
| HR | 25,47% | RP | 44,74% |
| EP | 25,89% | RB | 11,32% |
| MP | 11,02% | IN | 6,74% |
| HP | 2,70% | | |

| <u>Habitatpräferenz</u> | | <u>Ernährungstyp</u> | |
|-------------------------|--------|----------------------|--------|
| PEL | 10,45% | WEID | 20,72% |
| ARG | 1,23% | ZST | 1,19% |
| PSA | 9,36% | HOL | 0,09% |
| AKA | 7,21% | ZKL | 9,44% |
| LIT | 40,19% | SED | 26,08% |
| PHY | 22,79% | FILA | 0,00% |
| POM | 5,68% | FILP | 0,00% |
| SON | 3,09% | FIL | 20,00% |
| | | RAU | 20,92% |
| | | PAR | 1,17% |
| | | SON | 0,38% |

Sieg UB 3

Anzahl Proben: 30
Abundanzsum.: 420
eingestufte Taxa: 114 (von 125)

| <u>Biozönotische Region</u> | | <u>Strömungspräferenz</u> | |
|-----------------------------|--------|---------------------------|--------|
| EK | 2,12% | LB | 0,00% |
| HK | 3,79% | LP | 2,68% |
| ER | 10,29% | LR | 16,37% |
| MR | 18,60% | RL | 23,51% |
| HR | 26,82% | RP | 35,42% |
| EP | 26,14% | RB | 14,58% |
| MP | 10,16% | IN | 7,44% |
| HP | 2,08% | | |

| <u>Habitatpräferenz</u> | | <u>Ernährungstyp</u> | |
|-------------------------|--------|----------------------|--------|
| PEL | 11,72% | WEID | 21,04% |
| ARG | 0,97% | ZST | 1,12% |
| PSA | 9,94% | HOL | 0,08% |
| AKA | 6,58% | ZKL | 10,34% |
| LIT | 37,99% | SED | 28,22% |
| PHY | 23,20% | FILA | 0,00% |
| POM | 5,74% | FILP | 0,00% |
| SON | 3,86% | FIL | 12,35% |
| | | RAU | 24,78% |
| | | PAR | 1,44% |
| | | SON | 0,63% |

5 HAUPTKOMPONENTENANALYSE (PCA)

5.1 PCA der drei Untersuchungsbereiche der Rheinzuflüsse mit Artenlabel

Sämtliche Daten wurden mit ln transformiert; Arten, die nur in einer Probe vorkamen (Einzelfunde) wurden ausgeschlossen.

Berechnungsgrundlagen für die PCA der Untersuchungsbereiche (Herbstuntersuchung 1999)

| Rheinzufluss | Probenzahl | Artenzahl | Informationsgehalt [%] |
|--------------|------------|-----------|------------------------|
| Wisper | 15 | 54 | 64,16 |
| Gründelbach | 15 | 26 | 57,24 |
| Saynbach | 15 | 52 | 64,42 |
| Nette | 15 | 28 | 64,90 |
| Ahr | 15 | 125 | 75,06 |
| Sieg | 15 | 69 | 64,52 |

Berechnungsgrundlagen für die PCA der Untersuchungsbereiche (2000)

| Rheinzufluss | Probenzahl | | | Artenzahl | | | Informationsgehalt [%] | | |
|--------------|------------|------|--------|-----------|------|--------|------------------------|-------|--------|
| | Frühj. | Som. | Herbst | Frühj. | Som. | Herbst | Frühj. | Som. | Herbst |
| Wisper | 10 | 35 | 20 | 37 | 65 | 51 | 38,10 | 40,48 | 43,20 |
| Gründelbach | 15 | 30 | 23 | 40 | 43 | 37 | 42,60 | 41,72 | 43,49 |
| Saynbach | 15 | 15 | 15 | 40 | 50 | 54 | 38,98 | 38,76 | 36,75 |
| Nette | 10 | 15 | 15 | 14 | 27 | 33 | 46,40 | 48,92 | 58,30 |
| Ahr | 15 | 15 | 15 | 54 | 63 | 54 | 50,14 | 53,03 | 50,14 |
| Sieg | 10 | 20 | 16 | 64 | 63 | 65 | 52,34 | 48,36 | 54,27 |

Berechnungsgrundlagen für die PCA von Rhein und Zuflüssen der Jahre '99, '00, '99 und '00

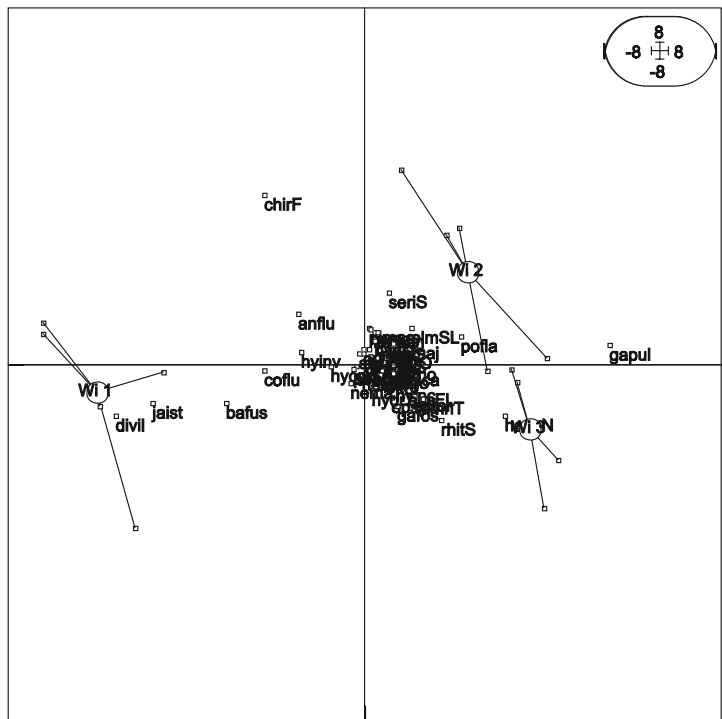
| Gewässer | Probenzahl | | | Artenzahl | | | Informationsgehalt [%] | | |
|-----------------|------------|-----|---------|-----------|-----|---------|------------------------|-------|---------|
| | '99 | '00 | '99+'00 | '99 | '00 | '99+'00 | '99 | '00 | '99+'00 |
| Wisper+Rhein | 96 | 93 | 138 | 115 | 131 | 135 | 36,70 | 36,11 | 28,45 |
| Gründelb.+Rhein | 80 | 104 | 150 | 97 | 103 | 119 | 46,73 | 45,42 | 38,88 |
| Saynbach+Rhein | 121 | 121 | 166 | 118 | 120 | 147 | 37,77 | 39,52 | 33,52 |
| Nette+Rhein | 112 | 112 | 152 | 76 | 72 | 93 | 40,76 | 37,18 | 36,82 |
| Ahr+Rhein | 62 | 66 | 107 | 101 | 134 | 158 | 42,83 | 41,64 | 33,78 |
| Sieg+Rhein | 68 | 74 | 114 | 109 | 120 | 141 | 41,63 | 36,93 | 29,78 |

Artenkürzel für die folgenden Diagramme (PCA Herbst 1999)

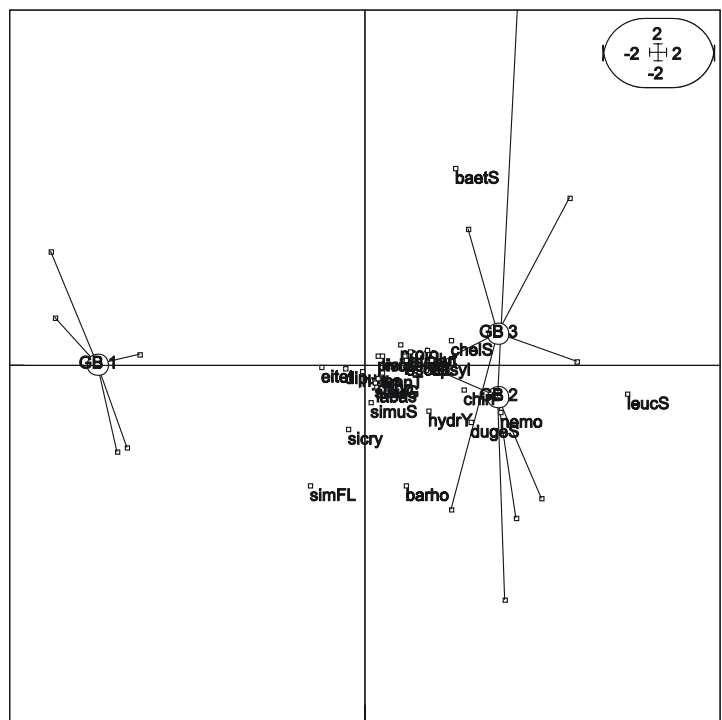
| | | | |
|--------------|---------------------------|---------------|-----------------------------|
| agabS | Agabus sp. | elmSL | Elmis sp. (L) |
| alaen | Elmis aenea (l) | empiF | Empididae |
| amph | Amphinemura sp. | epdan | Ephemera danica |
| anana | Anodonta anatina | ephe | sp. (juv. od. beschädigt) |
| anflu | Ancylus fluviatilis | epheT | Ephemerella sp. |
| anisS | Anisus sp. | epign | Ephemerella ignita |
| anvor | Anisus vortex | epmaj | Ephemerella major |
| apaes | Aphelocheirus aestivalis | epmu | Ephemerella mucronata |
| asaqu | Asellus aquaticus | epnot | Ephemerella notata |
| atcra | Athrichops crassipes | epsyl | Epeorus sylvicola |
| atibi | Atherix ibis | epvul | Ephemera vulgata |
| atmar | Atherix marginata | eroct | Erpobdella octocolata |
| babuc | Baetis buceratus | erpoF | Erpobdellidae |
| baetS | Baetis sp. | erpoS | Erpobdella sp. |
| bafus | Baetis fuscatus | ertes | Erpobdella testacea |
| balut | Baetis lutheri | ervil | Erpobdella vilnensis |
| barho | Baetis rhodani | esang | Esolus angustatus |
| basca | Baetis scambus | esoSL | Esolus sp. (L) |
| bavar | Baetis vardarensis | espar | Esolus parallelepipedus (l) |
| baver | Baetis vernus | fewau | Ferrissia wautieri |
| biten | Bithynia tentaculata | gafos | Gammarus fossarum |
| brris | Brachyptera risi | gammS | Gammarus sp. juv. |
| cabes | Caenis beskidensis | gapul | Gammarus pulex |
| caenS | Caenis sp. (juv.) | garoe | Gammarus roeseli |
| cafad | Caspiobdella fadejewii | gatig | Gammarus tigrinus |
| cahor | Caenis horaria | glcom | Glossiphonia complanata |
| caluc | Caenis luctuosa | glneb | Glossiphonia nebulosa |
| cama | Caenis macrura | glosS | Glossiphonia sp. |
| cariC | Caenis cf. rivulorum | glver | Glossiphonia verrucata |
| celut | Centroptilum luteolum | gopul | Gomphus pulchellus |
| cepen | Centroptilum pennulatum | govul | Gomphus vulgatissimus |
| ceraF | Ceratopogonidae | gyalb | Gyraulus albus |
| chelS | Chelifera sp | gycrl | Gyraulus crista f. cristata |
| chirF | Chironomidae | gyraS | Gyraulus sp. |
| chirU | Chironomini | hacoN | Habroleptoides confusa |
| chirV | Chironominae | hafus | Habrophlebia c.f. fusca |
| chtri | Chloroperla tripunktata | halisS | Halipilus sp. (Larve) |
| chvir | Chalcolestes viridis | heloT | Helodes sp. |
| cocur | Corophium curvispinum | hemar | Hemiclepsis marginata |
| coflu | Corbicula fluminea | heme | Hemerodromia sp. |
| coriF | Corixidae (Larve) | heptS | Heptagenia sp. |
| crlac | Criodrilus lacuum | hesta | Helobdella stagnalis |
| crmuc | Cristatella mucedo | hesuC | Heptagenia c.f. sulphurea |
| delac | Dendrocoelum lacteum | hicom | Hippeutis complanatus |
| dicrS | Dicranota sp. | hycon | Hydropsyche contubernalis |
| dikeS | Dikerogammarus spp. | hydr | Hydraena sp. (L, l) |
| dilin | Dina lineata | hydrO | Hydra spp. |
| dipte | diptera sp | hydrT | Hydropsyche sp. |
| dipun | Dina punctata | hydrV | Hydroptila sp. |
| divil | Dikerogammarus villosus | hydrY | Hydrachnellae |
| doliF | Dolichopodidae | hyexo | Hydropsyche exocellata |
| dugeS | Dugesia sp. | hygra | Hydraena gracilis |
| dutig | Dugesia tigrina | hyinc | Hydropsyche incognita |
| ecdyS | Ecdyonurus sp. | hyins | Hydropsyche instabilis |
| eche | Ecdyonurus helveticus-Gr. | hyinv | Hypania invalida |
| ecmaC | Ecdyonurus cf. macani | hypel | Hydropsyche pellucidula |
| ector | Ecdyonurus torrentis | hysil | Hydropsyche siltalai |
| ecve | Ecdyonurus venosus-Gr. | hystC | Hydraena cf. sternalis |
| eitet | Eiseniella tetraeda | isobC | Isoperla c.f. obscura |
| eleoS | Eleophila sp. | isoxC | Isoperla c.f. oxylepis |
| elmau | Elmis maugetii (l) | jaist | Jaera istri |
| elmSI | Elmis sp. (l) | labas | Lasiocephala basalis |

| | | | |
|--------------|---|--------------|---|
| legen | <i>Leuctra geniculata</i> | prodU | Prodiamesinae |
| lehir | <i>Lepidostoma hirtum</i> | proto | Protonemura sp. |
| leptF | Leptophlebiidae | pspus | Psychomyia pusilla |
| leucS | <i>Leuctra</i> sp. | psycF | Psychodidae |
| liben | <i>Limnomysis benedeni</i> | psycS | Psychoda |
| limnF | <i>Limnephilidae</i> n.det. (juv.) | raova | <i>Radix ovata</i> |
| limnT | <i>Limnius</i> sp. (L) | raper | <i>Radix peregra</i> |
| limnV | <i>Limnophora</i> sp. | rhdoG | <i>Rhyacophila dorsalis</i> -Gr. |
| limoF | Limoniidae | rhfsG | <i>Rhyacophila</i> cf. <i>fasciata</i> -Gr. |
| linat | <i>Lithoglyphus naticoides</i> | rhitS | <i>Rhithrogena</i> sp. |
| linig | <i>Lithax niger</i> | rhpop | <i>Rhyacophila polonica</i> /praemorsa |
| liobs | <i>Lithax obscurus</i> | rhseC | <i>Rhithrogena</i> cf. <i>semicolorata</i> |
| lipoS | <i>Liponeura</i> | rhyaS | <i>Rhyacophila</i> sp. |
| livol | <i>Limnius volckmari</i> (I) | senit | <i>Segmentina nitida</i> |
| lyaur | <i>Lymnaea auricularia</i> | seper | <i>Sericostoma personatum</i> |
| milaC | <i>Micropterna</i> c.f. <i>lateralis</i> | seriS | <i>Sericostoma</i> sp. |
| musc | Muscidae | sialS | <i>Sialis</i> sp. |
| myaz | <i>Mystacides azurea</i> | siauG | <i>Simulium aureum</i> -Gr. |
| mynig | <i>Mystacides nigra</i> | sicry | <i>Simulium cryophyllum</i> |
| nebim | <i>Neureclipsis bimaculata</i> | siequ | <i>Simulium equinum</i> |
| nema | <i>Nematoda</i> sp. | siery | <i>Simulium erythrocephalum</i> |
| nemo | <i>Nemoura</i> sp. | siful | <i>Sialis fuliginosa</i> |
| nemoF | <i>Nemouridae</i> sp. | silan | <i>Simulium landstromi</i> |
| nerub | <i>Nepa rubra</i> | silin | <i>Simulium lineatum</i> |
| nogla | <i>Notonecta glauca</i> | siloS | <i>Silo</i> sp. |
| odalb | <i>Odontocerum</i> c.f. <i>albicorne</i> | silut | <i>Sialis lutaria</i> |
| oeceS | <i>Oecetis</i> sp. | simFL | Simuliidae (Larve) |
| oenot | <i>Oecetis notata</i> | simFP | Simuliidae (Puppen) |
| oeoch | <i>Oecetis ochracea</i> | simuS | <i>Simulium</i> sp. |
| oetes | <i>Oecetis testacea</i> | sinig | <i>Silo nigricornis</i> |
| oligo | Oligochaeta | siniH | <i>Sialis nigripes</i> |
| orlim | <i>Orconectes limosus</i> | siorn | <i>Simulium ornatum</i> |
| orsan | <i>Oreodytes sanmarki</i> | sipal | <i>Silo pallipes</i> |
| orvil | <i>Orectochilus villosus</i> | sirep | <i>Simulium reptans</i> |
| ouliS | <i>Oulimnius</i> sp. (L) | sisyS | <i>Sisyra</i> spp. |
| outub | <i>Oulimnius tuberculatus</i> (I) | sitri | <i>Simulium trifasciatum</i> |
| oxyeS | <i>Oxyethira</i> sp. | spcor | <i>Spaerium corneum</i> |
| paraS | <i>Paraleptophlebia</i> sp. | sponF | Spongillidae [in %] |
| pasub | <i>Paraleptophlebia submarginata</i> | stcal | <i>Stenelmis canaliculata</i> (I) |
| pemar | <i>Perla marginata</i> | stcaL | <i>Stenelmis canaliculata</i> (L) |
| pemic | <i>Perlodes microcephala</i> | stduo | <i>Stictotarsus duodecimpustulatus</i> |
| perIF | <i>Perlidae</i> sp. | stlac | <i>Stylaria lacustris</i> |
| perIH | <i>Perlodidae</i> sp. juv. | straF | Stratiomyidae |
| perIS | <i>Perlodes</i> sp. (juv.) | tabaF | Tabanidae |
| phacu | <i>Physa acuta</i> | tanyt | Tanytarsini |
| phfon | <i>Physa fontinalis</i> | tanyU | Tanypodinae |
| phmoC | <i>Philopotamus</i> c.f. <i>montanus</i> | thtes | <i>Theromyzon tessulatum</i> |
| pigeo | <i>Piscicola geometra</i> | tipiF | Tipulidae |
| piscS | <i>Piscicola</i> sp. | trich | sp. (juv. ode. Beschädigt) |
| pisIS | <i>Pisidium</i> spp. | tricl | <i>Tricladida</i> sp. |
| pisup | <i>Pisidium supinum</i> | unpic | <i>Unio pictorum</i> |
| plcon | <i>Plectrocnemia conspersa</i> | vacri | <i>Valvata cristata</i> |
| pleco | juv. od. beschädigt | valvS | <i>Valvata</i> sp. (juv.) |
| plmac | <i>Platambus maculatus</i> (Larve) | vapu | <i>Valvata pulchella</i> |
| poant | <i>Potamopyrgus antipodarum</i> | viviv | <i>Viviparus viviparus</i> |
| pofla | <i>Polycentropus flavomaculatus</i> | zygop | Zygoptera |
| polut | <i>Potamanthus luteus</i> | | |
| polyT | <i>Polycentropus</i> sp. | | |
| poroC | <i>Potamophylax</i> c.f. <i>rotundipennis</i> | | |
| poten | <i>Polycelis tenuis</i> | | |

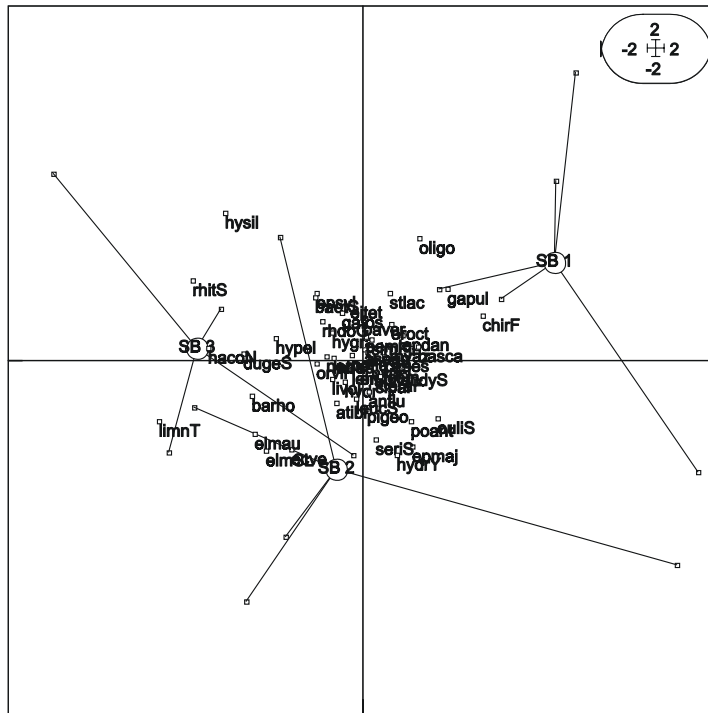
PCA der drei Untersuchungsbereiche der Wisper
Herbst 1999



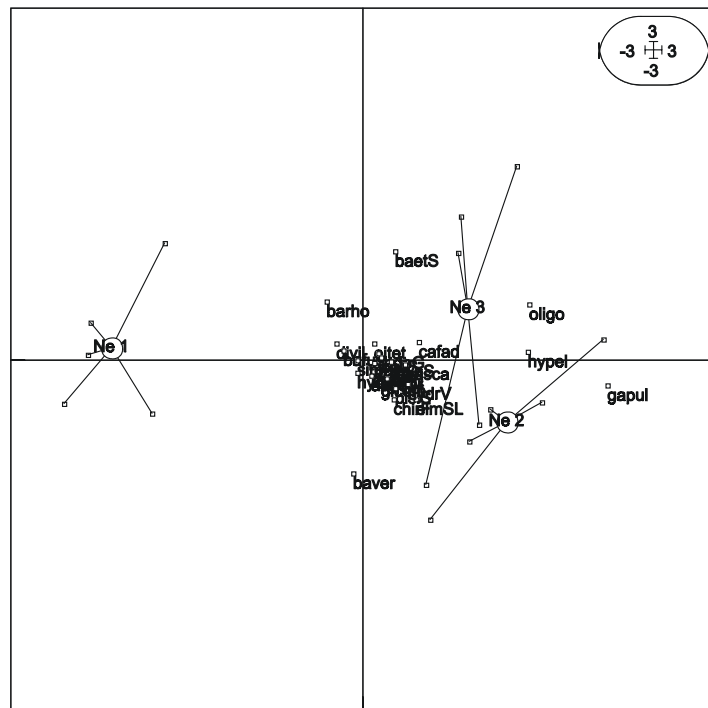
PCA der drei Untersuchungsbereiche des Gründelbachs
Herbst 1999



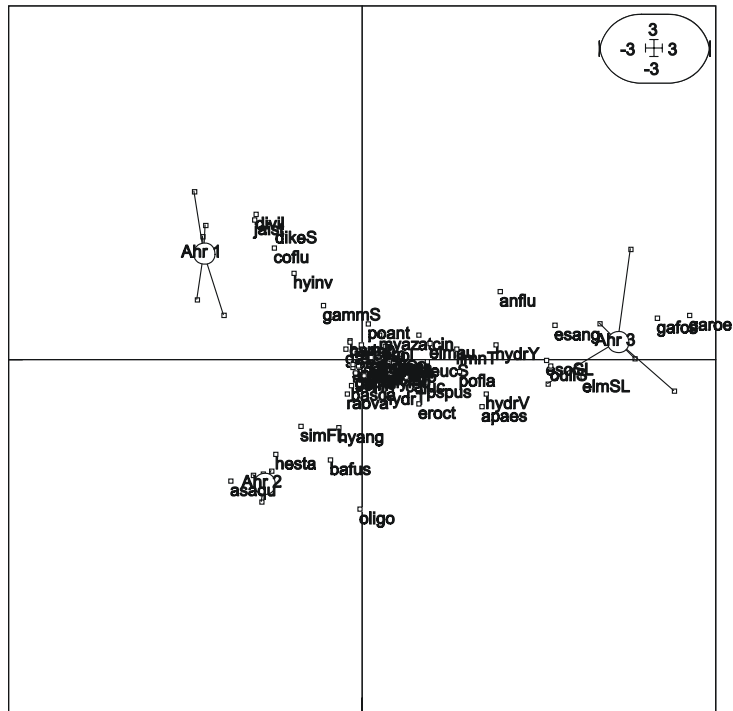
PCA der drei Untersuchungsbereiche des Saynbachs
Herbst 1999



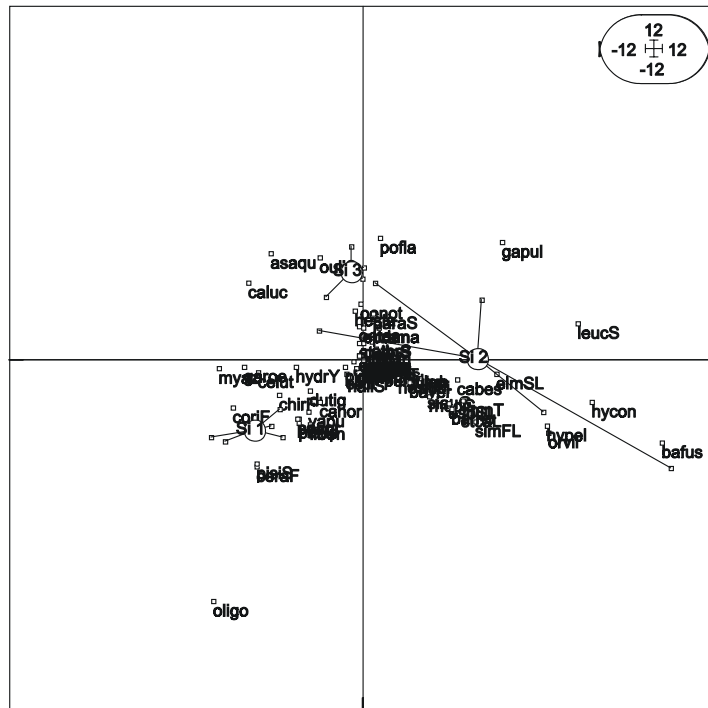
PCA der drei Untersuchungsbereiche der Nette
Herbst 1999



PCA der drei Untersuchungsbereiche der Ahr
Herbst 1999

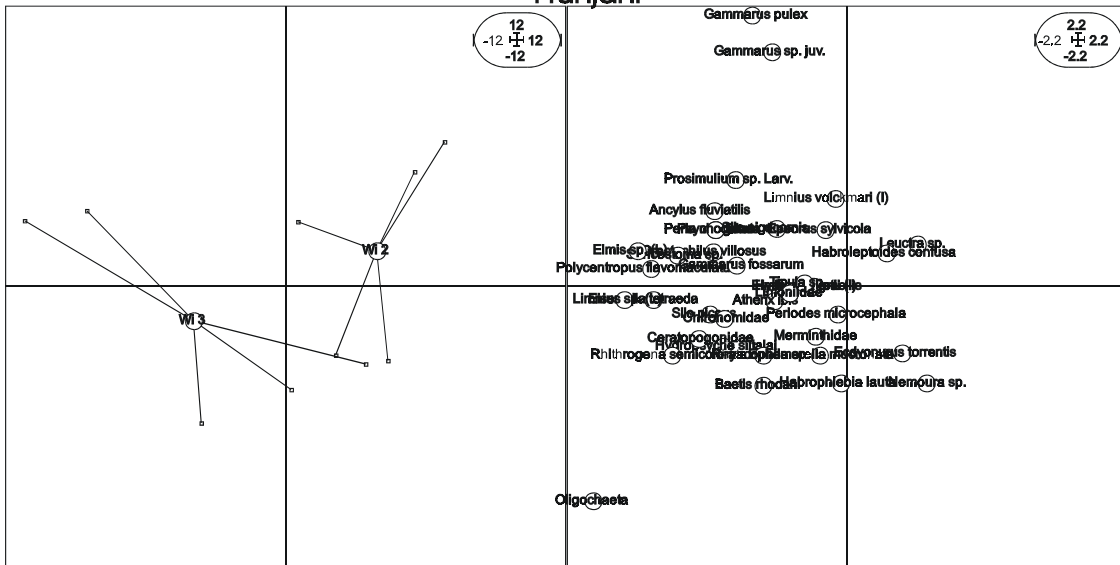


PCA der drei Untersuchungsbereiche der Sieg
Herbst 1999

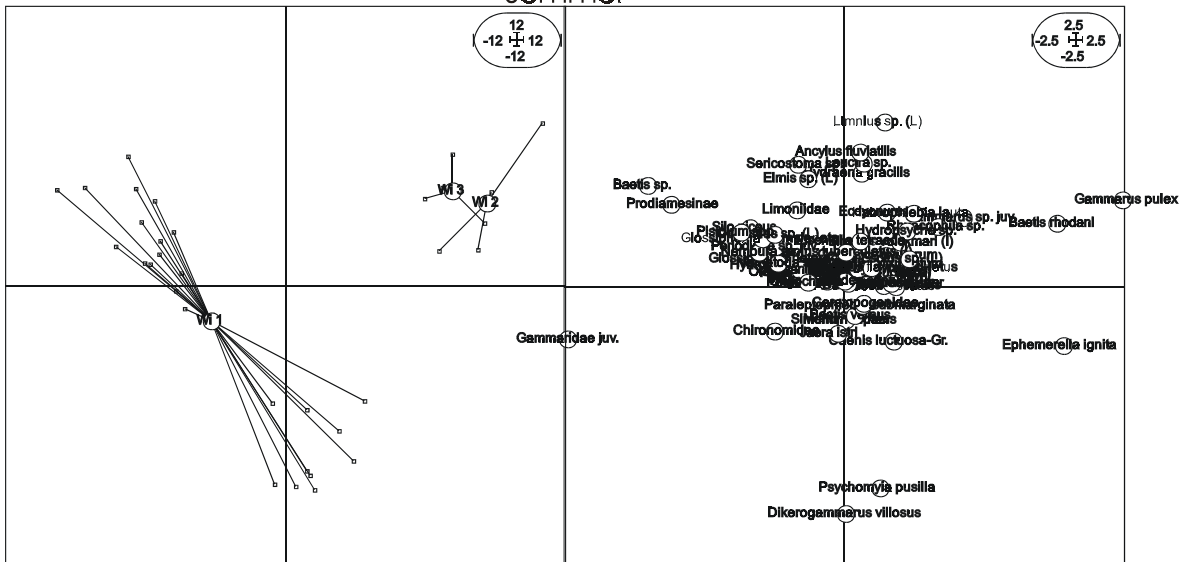


PCA der drei Untersuchungsbereiche der Wisper
Frühjahr, Sommer und Herbst 2000

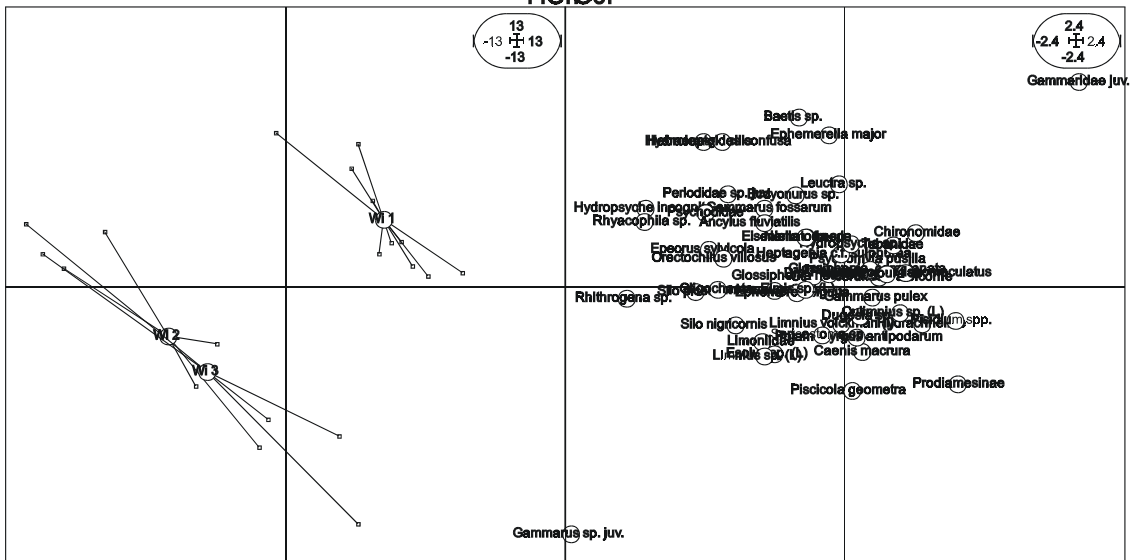
Frühjahr



Sommer

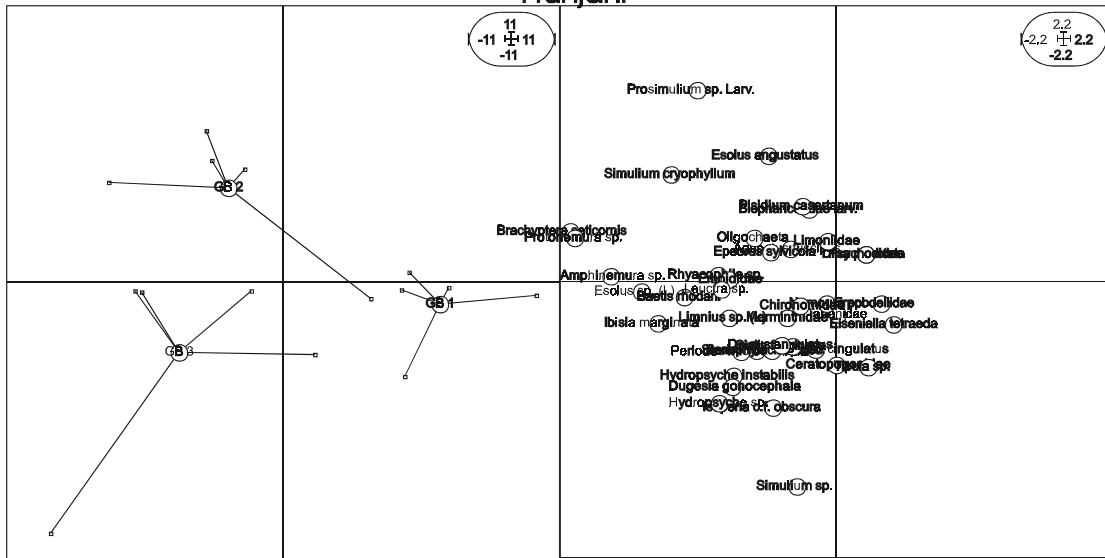


Herbst

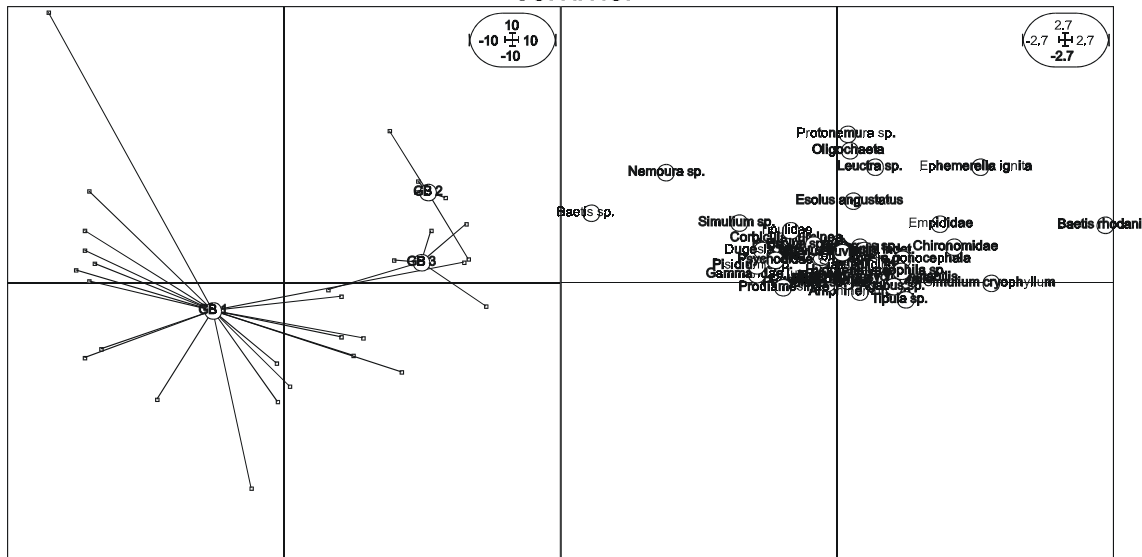


PCA der drei Untersuchungsbereiche des Gründelbachs
Frühjahr, Sommer und Herbst 2000

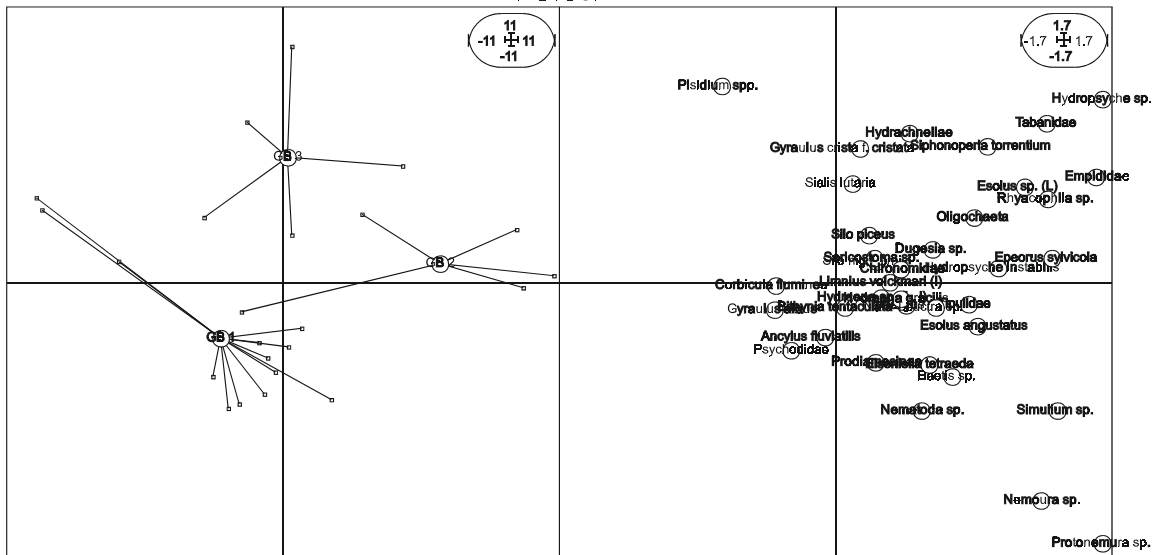
Frühjahr



Sommer

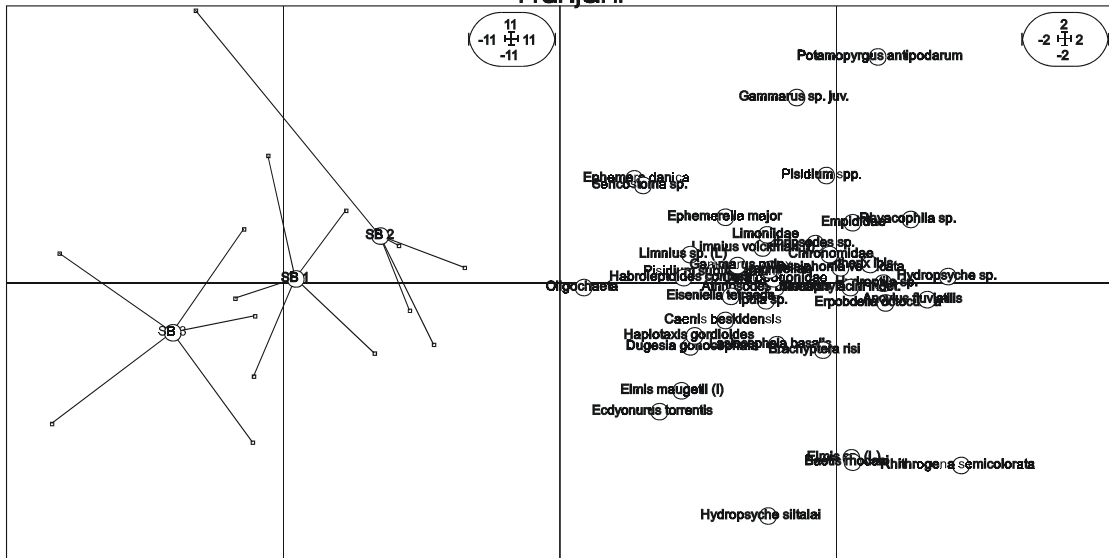


Herbst

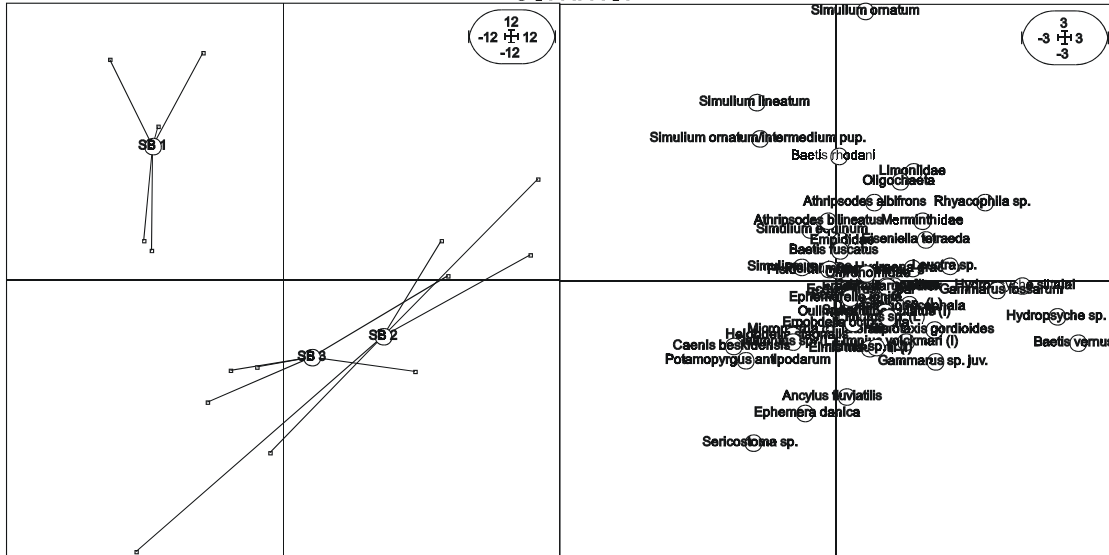


PCA der drei Untersuchungsbereiche des Saynbachs
Frühjahr, Sommer und Herbst 2000

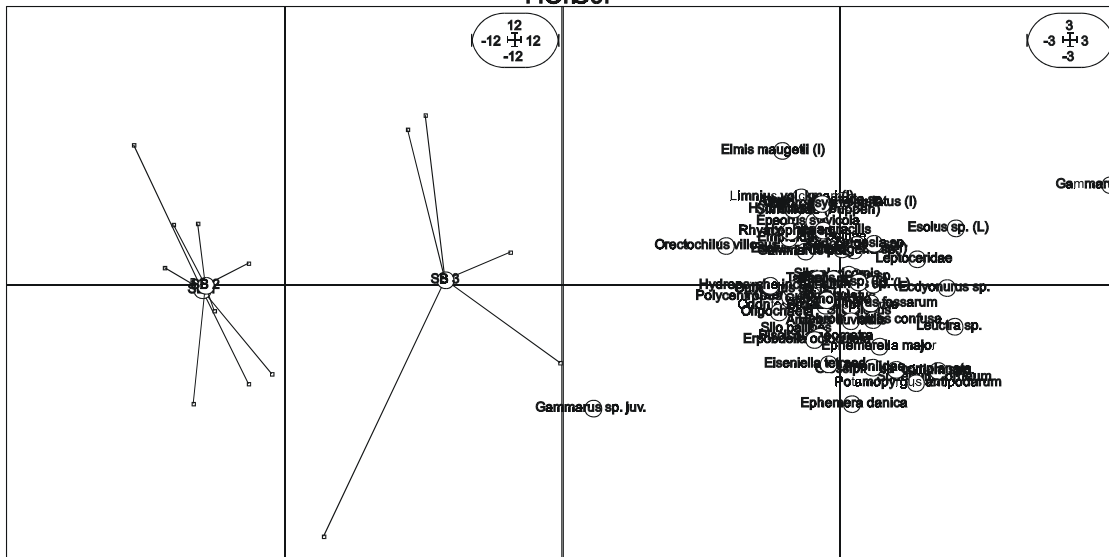
Frühjahr



Sommer

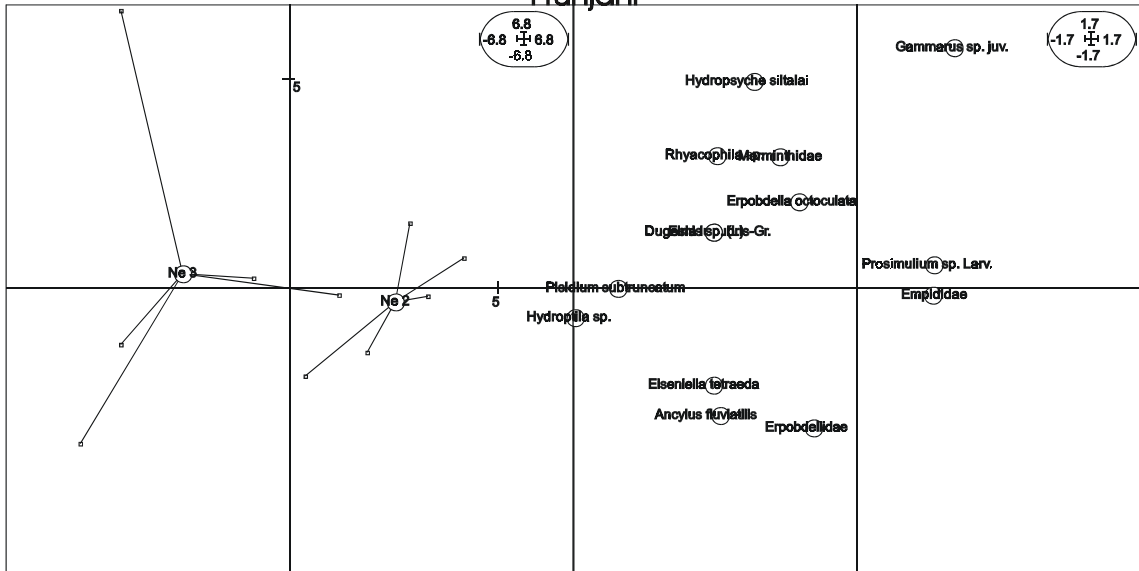


Herbst

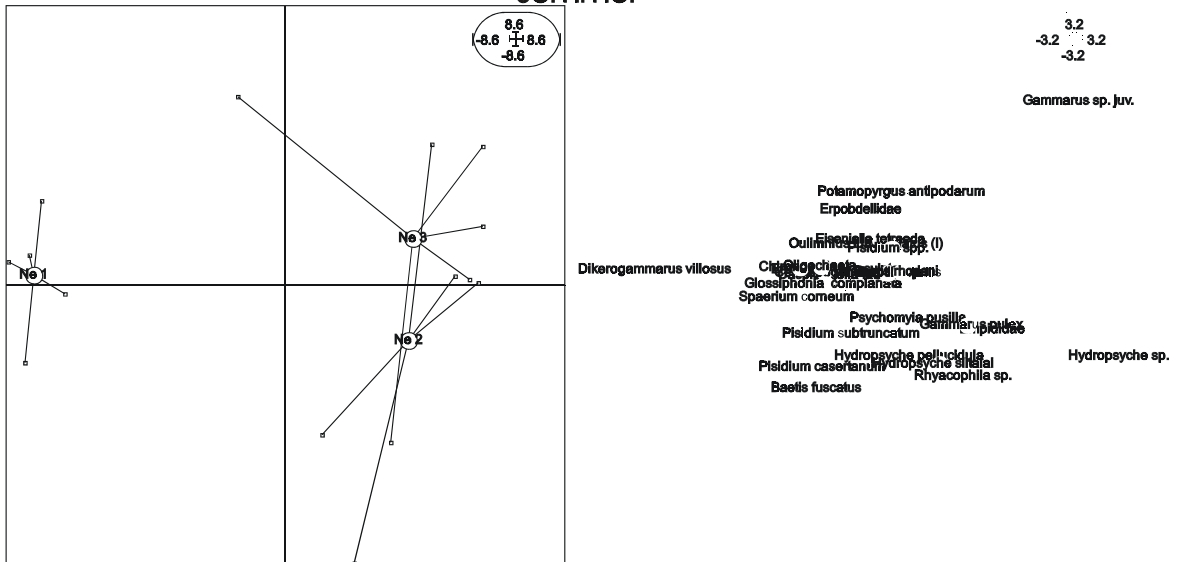


PCA der drei Untersuchungsbereiche der Nette
Frühjahr, Sommer und Herbst 2000

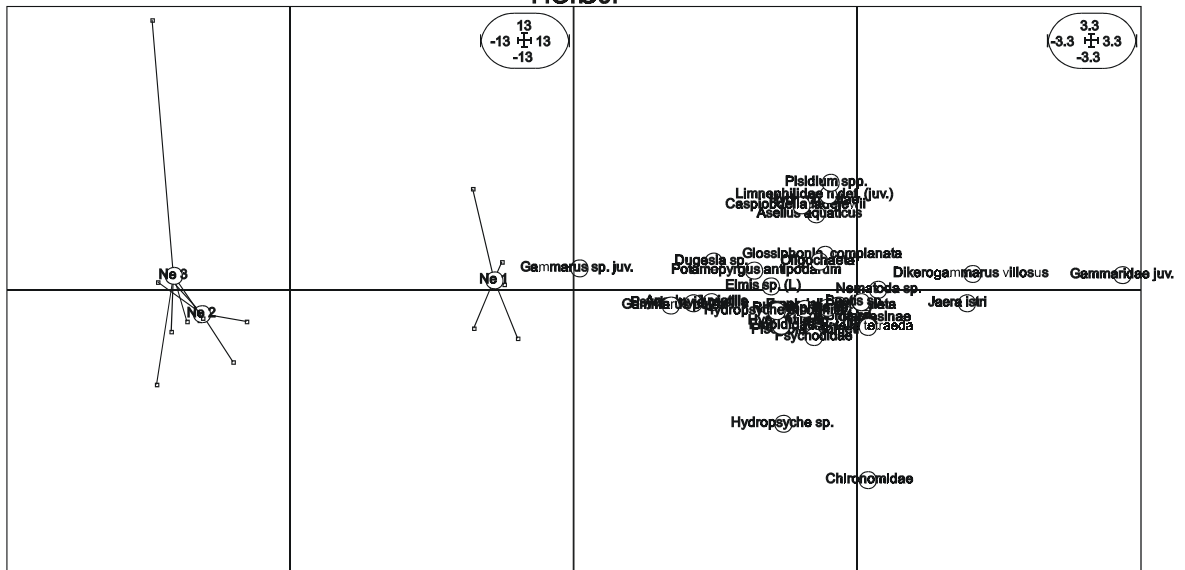
Frühjahr



Sommer

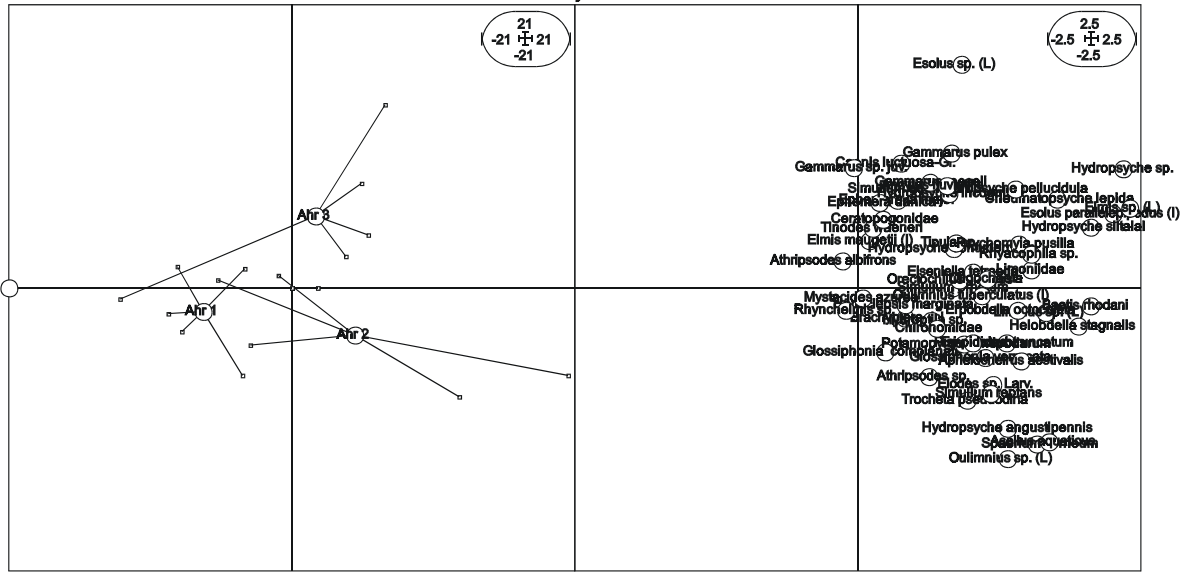


Herbst

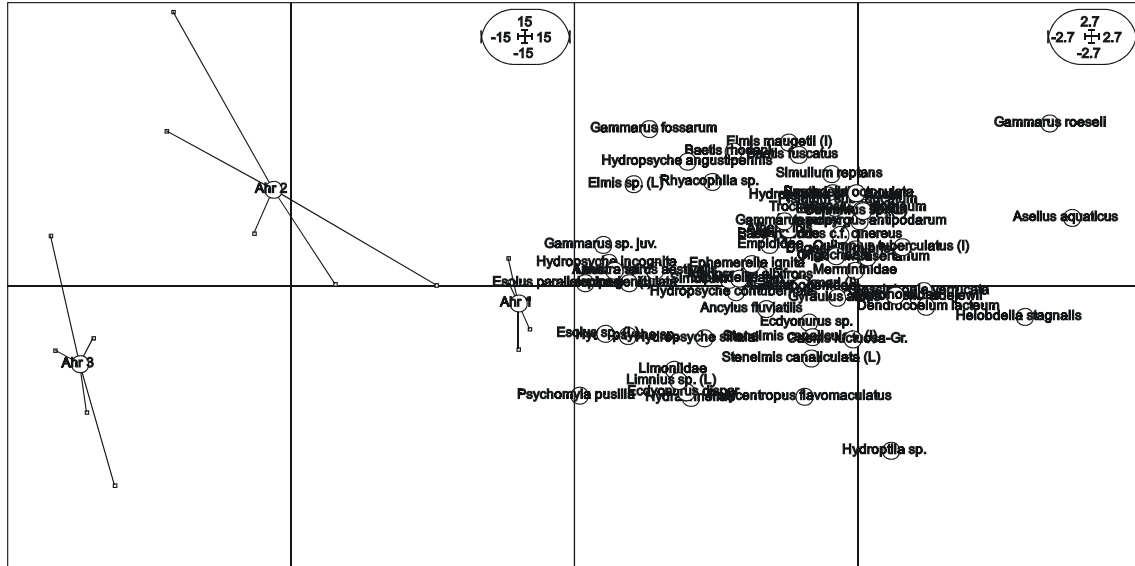


PCA der drei Untersuchungsbereiche der Ahr
Frühjahr, Sommer und Herbst 2000

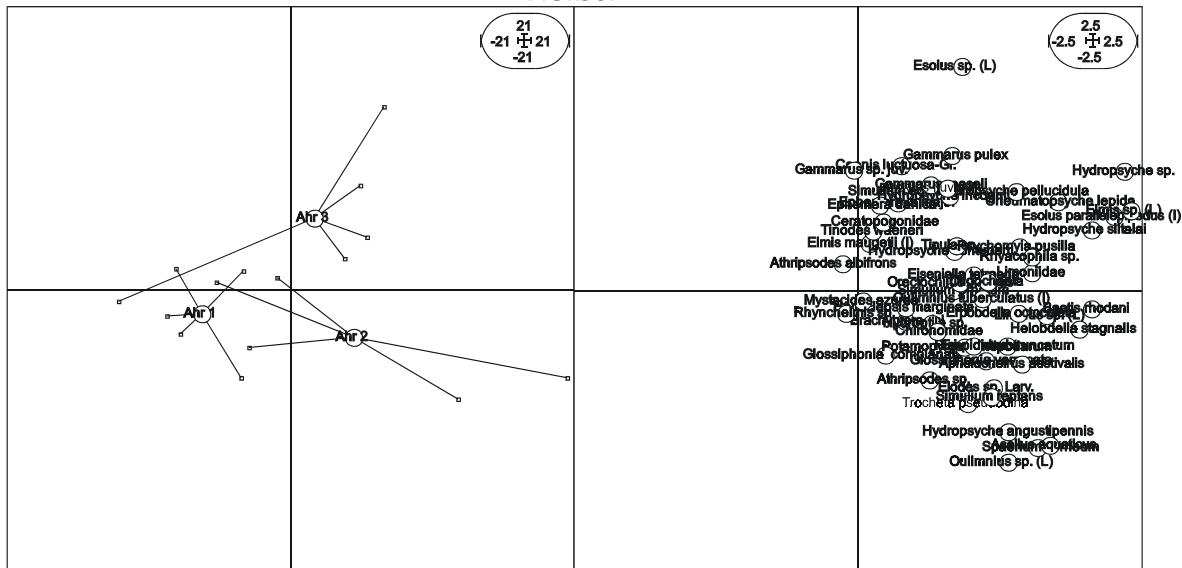
Frühjahr



Sommer

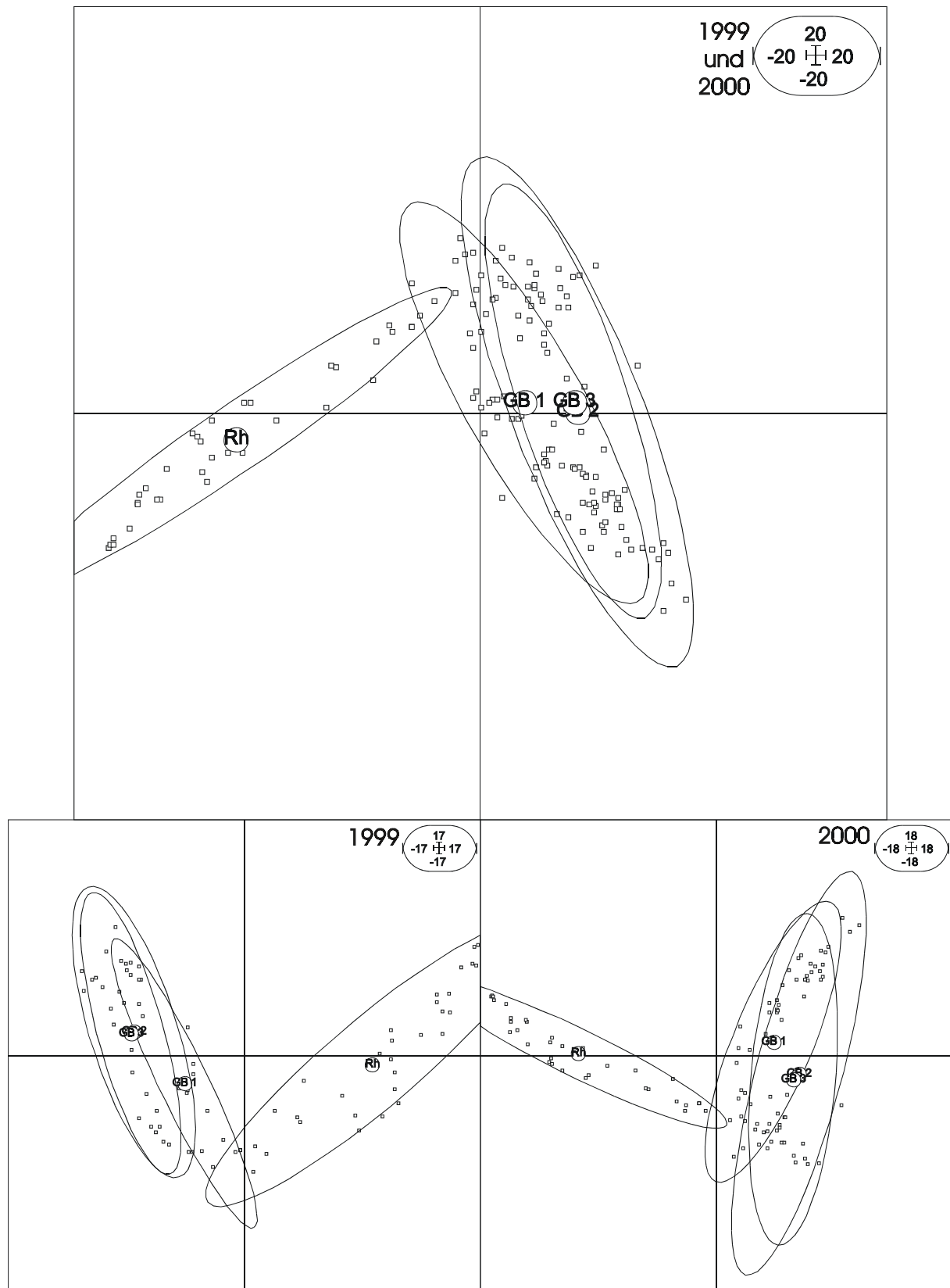


Herbst

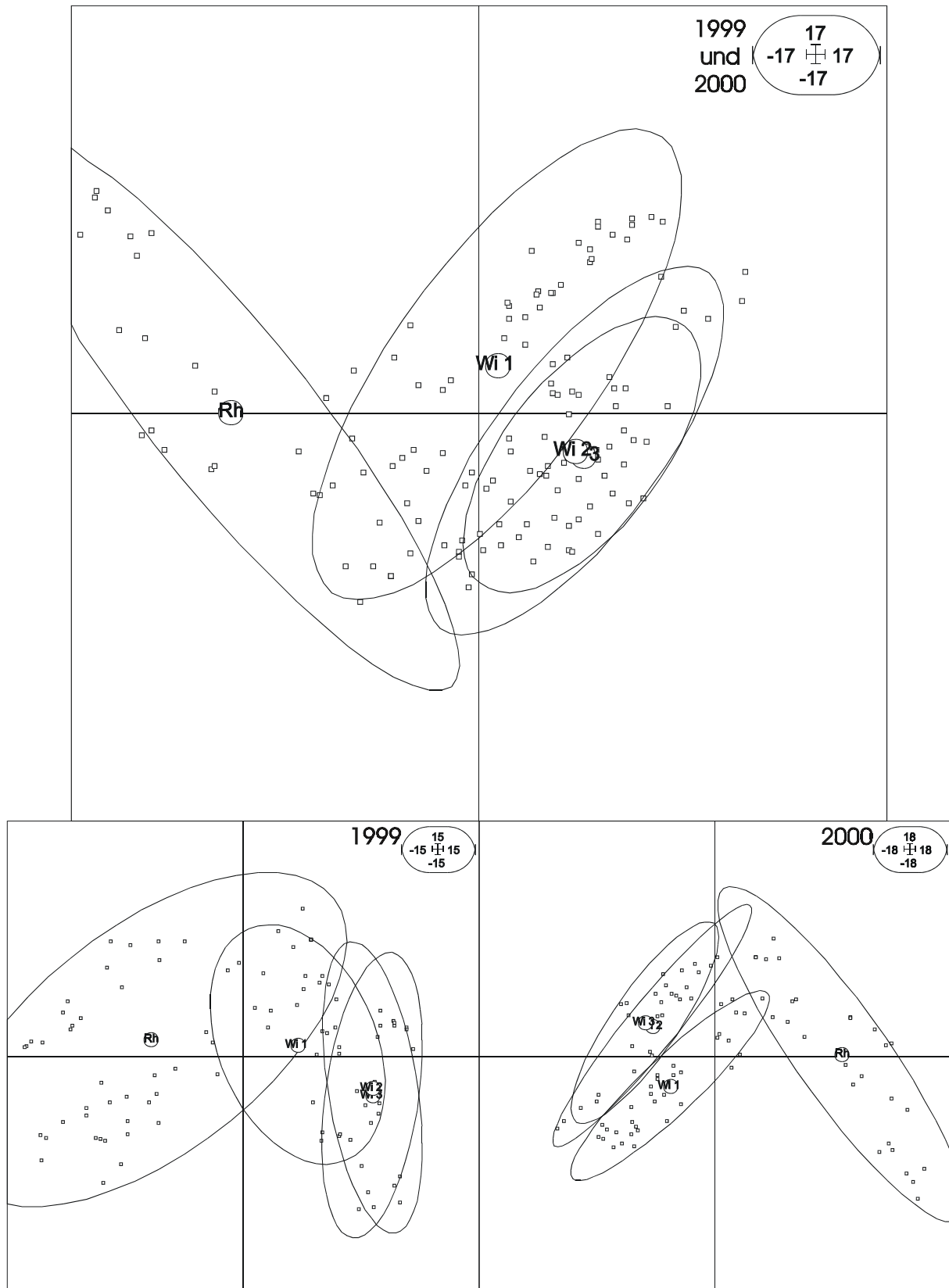


1.5 PCA der Rhein- und Zuflussdaten

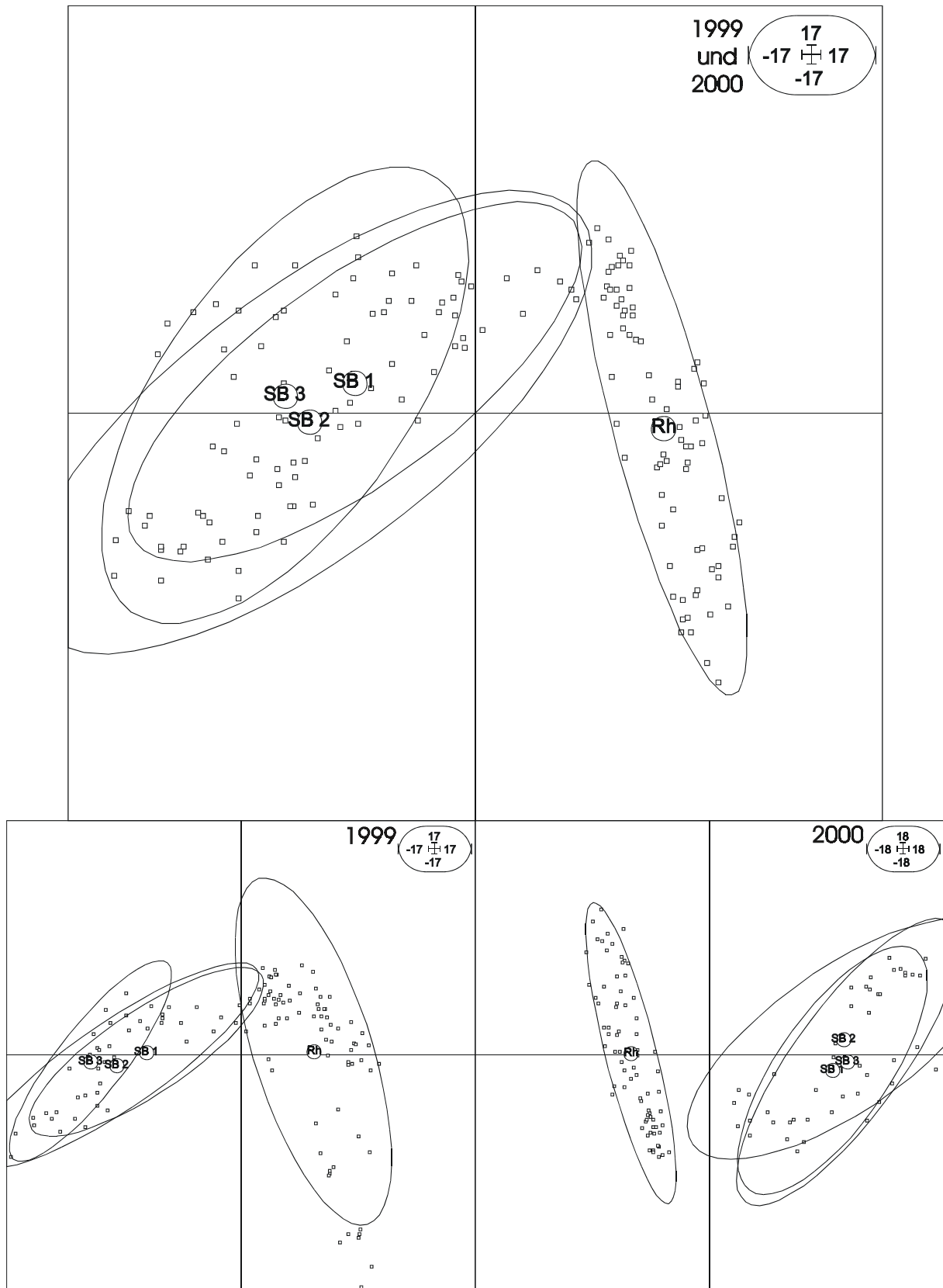
Rhein und UB 1, UB 2 und UB 3 der Wisper



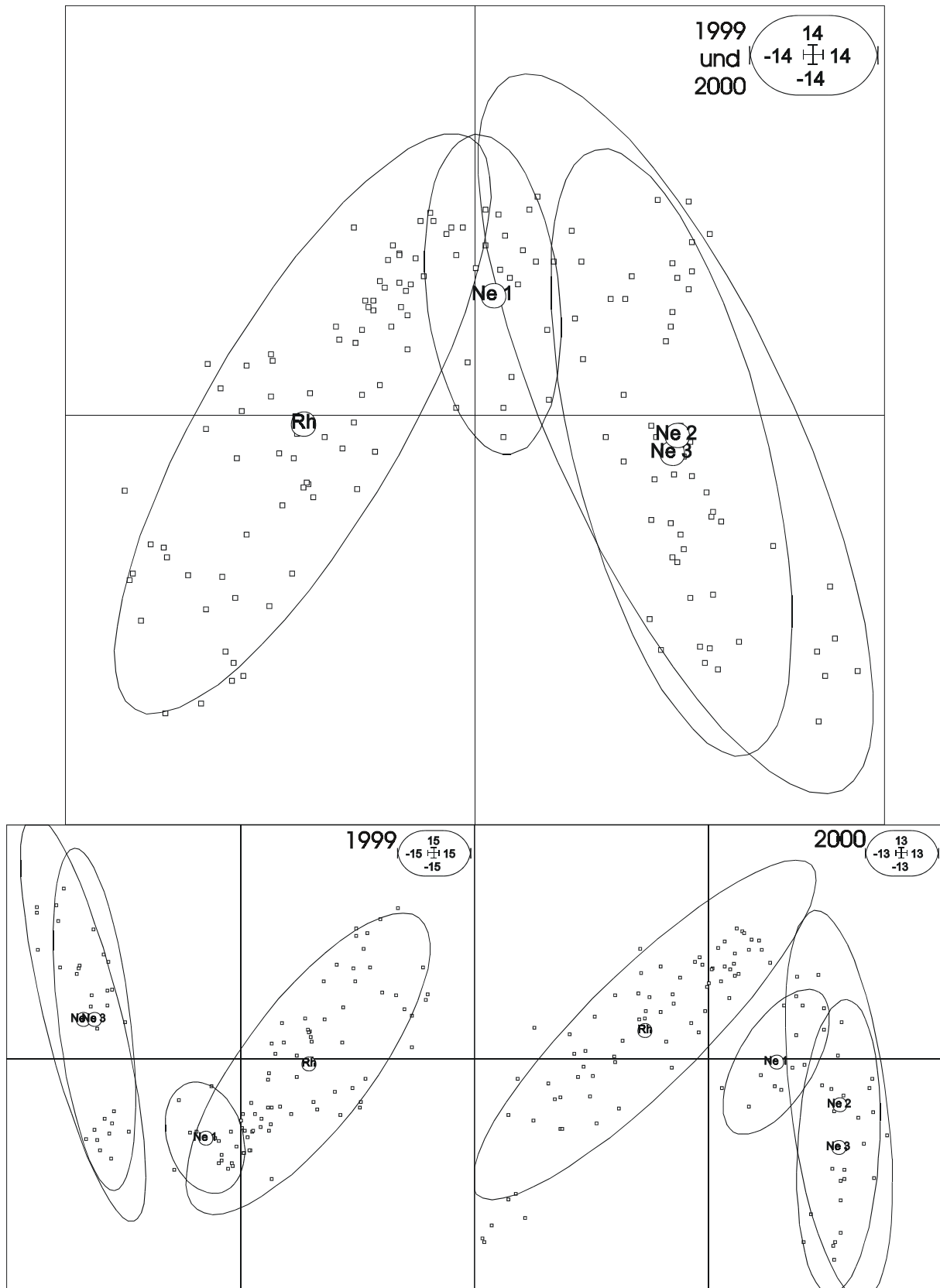
Rhein und UB 1, UB 2 und UB 3 des Gründelbachs



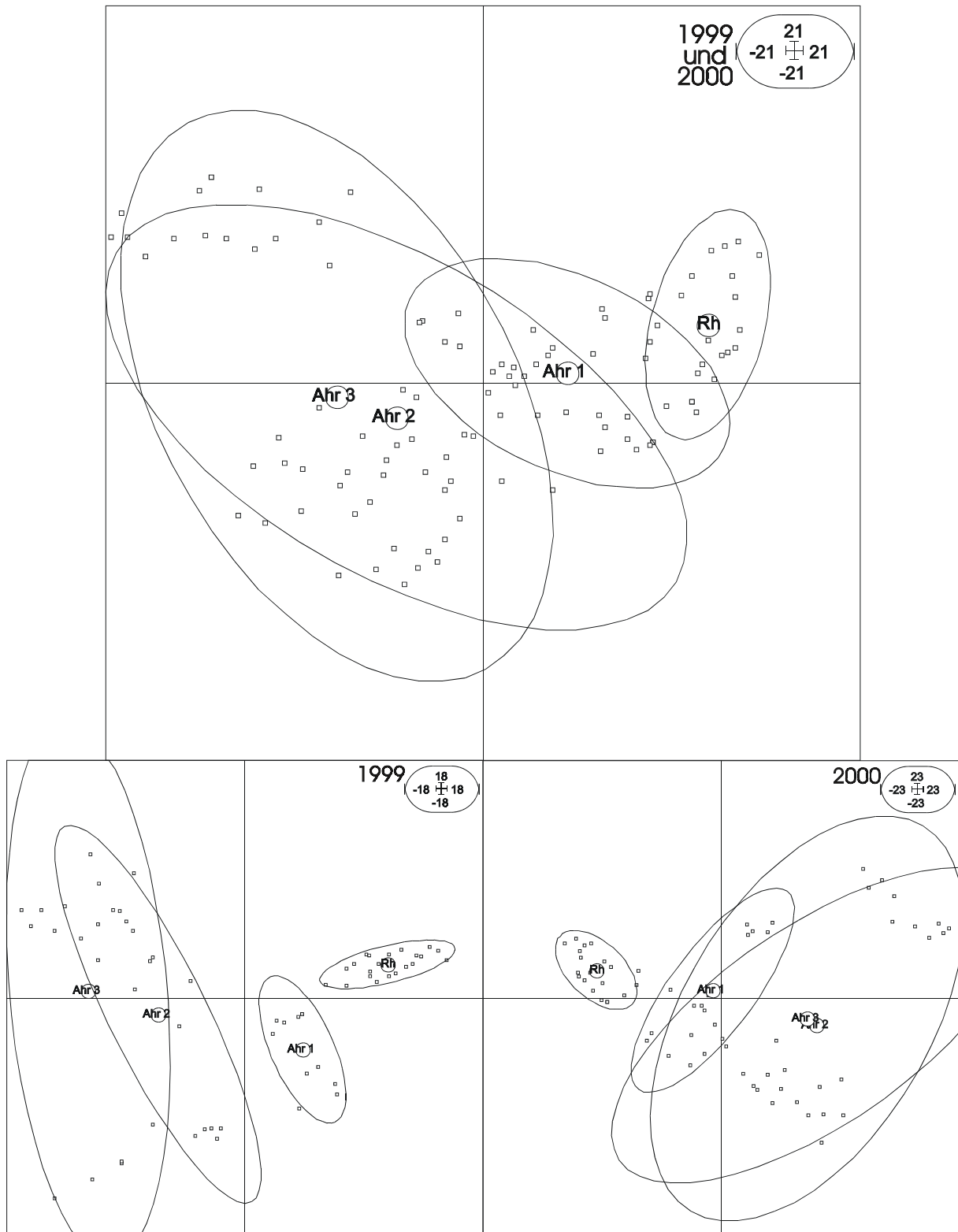
Rhein und UB 1, UB 2 und UB 3 des Saynbachs:



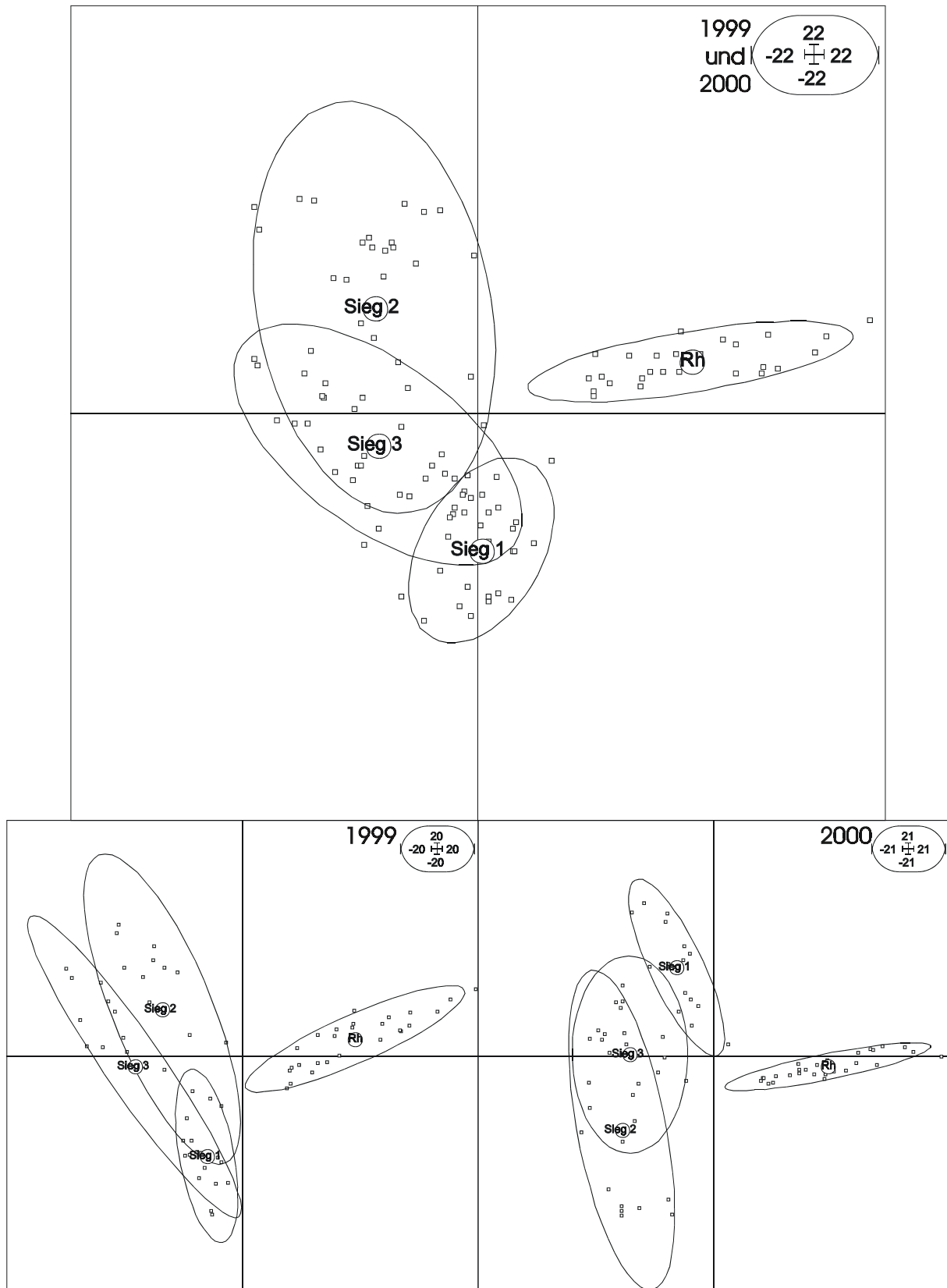
Rhein und UB 1, UB 2 und UB 3 der Nette



Rhein und UB 1, UB 2 und UB 3 der Ahr



Rhein und UB 1, UB 2 und UB 3 der Sieg.



6 ARTENLISTEN DER RHEINZUFLÜSSE

| Wisper 168 Taxa insgesamt | 1999 | | | 2000 | | |
|------------------------------|------|------|------|------|------|------|
| | UB 1 | UB 2 | UB 3 | UB 1 | UB 2 | UB 3 |
| Adicella sp. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Adicella reducta | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Agraylea sp. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Ancylus fluviatilis | 37 | 23 | 8 | 214 | 231 | 157 |
| Atherix ibis | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Athripsodes bilineatus | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 |
| Athripsodes sp. | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Baetis fuscatus | 72 | 0 | 0 | 5 | 31 | 0 |
| Baetis rhodani | 9 | 51 | 9 | 8 | 100 | 73 |
| Baetis scambus | 15 | 79 | 9 | 0 | 0 | 0 |
| Baetis sp. | 17 | 583 | 122 | 405 | 100 | 128 |
| Baetis vernus | 5 | 0 | 0 | 3 | 1 | 1 |
| Bithynia tentaculata | 0 | 0 | 0 | 4 | 2 | 0 |
| Caenis beskidensis | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 10 |
| Caenis cf. rivulorum | 0 | 0 | 1 | 0 | 4 | 4 |
| Caenis luctuosa-Gr. | 0 | 0 | 0 | 17 | 7 | 0 |
| Caenis macrura | 0 | 0 | 0 | 12 | 0 | 2 |
| Caenis sp. (juv.) | 2 | 5 | 5 | 0 | 0 | 0 |
| Caspiobdella fadejewii | 0 | 9 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Centroptilum luteolum | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Ceraclea dissimilis | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Ceratopogonidae | 2 | 2 | 11 | 2 | 6 | 14 |
| Chironomidae | 2081 | 943 | 260 | 5489 | 576 | 595 |
| Corbicula fluminea | 39 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Corixidae (L) | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Corophium curvispinum | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Dikerogammarus villosus | 650 | 0 | 0 | 128 | 0 | 0 |
| Dina punctata | 2 | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 |
| Dina sp. (juv.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Diptera sp. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Drusus annulatus | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Dugesia gonocephala | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| Dugesia lugubris-Gr. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Dugesia sp. | 1 | 2 | 1 | 8 | 2 | 1 |
| Dugesia tigrina | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Ecdyonurus dispar | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 3 |
| Ecdyonurus helveticus-Gr. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Ecdyonurus sp. | 0 | 3 | 3 | 17 | 7 | 31 |
| Ecdyonurus torrentis | 0 | 7 | 10 | 0 | 4 | 0 |
| Echinogammarus trichiatus | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Eiseniella tetraeda | 4 | 1 | 11 | 15 | 7 | 14 |
| Elmis maugetii (l) | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 6 |
| Elmis sp. (l) | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Elmis sp. (L) | 6 | 34 | 16 | 52 | 28 | 39 |
| Elodes sp. (L) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Empididae | 1 | 4 | 2 | 0 | 1 | 2 |
| Epeorus sylvicola | 0 | 5 | 12 | 0 | 8 | 15 |
| Ephemera danica | 0 | 7 | 3 | 1 | 2 | 1 |
| Ephemera vulgata | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ephemerella ignita | 1 | 28 | 11 | 119 | 152 | 73 |
| Ephemerella major | 0 | 10 | 5 | 17 | 8 | 5 |
| Ephemerella mucronata | 0 | 4 | 7 | 0 | 3 | 8 |
| Erpobdella octocolata | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Erpobdella sp. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Esolus parallelepipedus (l) | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| Esolus sp. (L) | 1 | 4 | 7 | 2 | 8 | 9 |
| Gammaridae(juv.) | 0 | 0 | 0 | 623 | 0 | 0 |
| Gammarus fossarum | 11 | 16 | 42 | 8 | 20 | 15 |
| Gammarus pulex | 1 | 352 | 544 | 53 | 290 | 348 |
| Gammarus sp. (juv.) | 118 | 388 | 335 | 0 | 251 | 326 |
| Gammarus tigrinus | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Glossiphonia complanata | 3 | 2 | 6 | 15 | 2 | 1 |
| Glossiphonia sp. | 0 | 1 | 3 | 0 | 0 | 0 |

| Wisper 168 Taxa insgesamt | 1999 | | | 2000 | | |
|-------------------------------|------|------|------|------|------|------|
| | UB 1 | UB 2 | UB 3 | UB 1 | UB 2 | UB 3 |
| Glossiphonia heteroclita | 0 | 0 | 0 | 6 | 2 | 0 |
| Glossiphonia nebulosa | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Glossiphonia verrucata | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Glossosoma boltoni | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Glossosoma conformis | 1 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| Glossosoma intermedium | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Glossosoma sp. | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 |
| Goeridae sp. | 0 | 2 | 9 | 0 | 0 | 0 |
| Gyraulus crista f. cristata | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Habroleptoides confusa | 11 | 60 | 120 | 36 | 41 | 21 |
| Habrophlebia c.f. fusca | 0 | 21 | 17 | 0 | 0 | 0 |
| Habrophlebia lauta | 0 | 0 | 0 | 48 | 30 | 25 |
| Haplotaxis gordioides | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Helobdella stagnalis | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| Helodes sp. | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Helophorus cf. flavipes | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Hemiclepsis marginata | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Heptagenia c.f. sulphurea | 0 | 0 | 0 | 4 | 6 | 1 |
| Heptagenia sp. | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Hydra spp. | 0 | 6 | 7 | 0 | 0 | 0 |
| Hydrachnellae | 0 | 4 | 1 | 10 | 3 | 3 |
| Hydraena gracilis | 0 | 3 | 0 | 27 | 20 | 40 |
| Hydraena sp. (L, I) | 0 | 4 | 9 | 0 | 0 | 0 |
| Hydropsyche contubernalis | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Hydropsyche incognita | 0 | 3 | 8 | 6 | 14 | 17 |
| Hydropsyche instabilis | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| Hydropsyche pellucidula | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Hydropsyche siltalai | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 5 |
| Hydropsyche sp. | 3 | 5 | 17 | 6 | 7 | 5 |
| Hydroptila sp. | 1 | 1 | 3 | 1 | 0 | 0 |
| Hypania invalida | 35 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Isoperla c.f. obscura | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Jaera istri | 303 | 0 | 0 | 12 | 0 | 0 |
| Trichoptera | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Lasiocephala basalis | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Lepidostoma hirtum | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Leptoceridae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Leptophlebiidae | 0 | 11 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| Leuctra sp. | 0 | 9 | 10 | 100 | 79 | 53 |
| Limnephilidae n.det. (juv.) | 3 | 5 | 4 | 1 | 0 | 0 |
| Limnius sp. (L) | 5 | 13 | 80 | 39 | 46 | 136 |
| Limnius volckmari (I) | 1 | 4 | 4 | 0 | 5 | 5 |
| Limoniidae | 0 | 2 | 3 | 23 | 18 | 17 |
| Liponeura | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Lithax niger | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| Lithax obscurus | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Merminthidae | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 4 |
| Micrasema longulum | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Micropterna c.f. lateralis | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Mystacides azurea | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Nematoda sp. | 8 | 13 | 22 | 22 | 9 | 10 |
| Nemoura sp. | 0 | 1 | 0 | 21 | 10 | 7 |
| Niphargus sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| Odontocerum c.f. albicorne | 0 | 0 | 4 | 3 | 0 | 0 |
| Oecetis sp. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Oligochaeta | 174 | 337 | 483 | 745 | 524 | 761 |
| Orectochilus villosus | 0 | 3 | 3 | 11 | 16 | 9 |
| Oulimnius sp. (L) | 2 | 3 | 2 | 23 | 9 | 5 |
| Oulimnius tuberculatus (I) | 0 | 3 | 1 | 3 | 2 | 0 |
| Paraleptophlebia submarginata | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 |
| Perla marginata | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| Perlodes microcephala | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 2 |
| Perlodes sp. (juv.) | 1 | 3 | 5 | 0 | 0 | 0 |
| Perlodidae sp. (juv.) | 0 | 12 | 17 | 28 | 20 | 6 |
| Physa fontinalis | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Piscicola geometra | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 4 |
| Pisidium casertanum | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |

| Wisper 168 Taxa insgesamt | 1999 | | | 2000 | | |
|---------------------------------|------|------|------|------|------|------|
| | UB 1 | UB 2 | UB 3 | UB 1 | UB 2 | UB 3 |
| Pisidium spp. | 14 | 4 | 118 | 26 | 3 | 14 |
| Pisidium subtruncatum | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| Platambus maculatus (L) | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Polycentropus flavomaculatus | 0 | 39 | 15 | 11 | 7 | 7 |
| Potamopyrgus antipodarum | 9 | 3 | 15 | 9 | 11 | 3 |
| Prodiamesinae | 111 | 14 | 31 | 56 | 2 | 18 |
| Prosimulium sp. (L) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 |
| Psychodidae | 1 | 0 | 1 | 8 | 9 | 6 |
| Psychomyia pusilla | 1 | 0 | 0 | 80 | 1 | 0 |
| Radix ovata | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| Rhithrogena semicolorata | 0 | 0 | 0 | 0 | 11 | 41 |
| Rhithrogena sp. | 0 | 26 | 37 | 0 | 16 | 55 |
| Rhyacophila dorsalis-Gr. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Rhyacophila sp. | 1 | 4 | 3 | 2 | 18 | 29 |
| Sericostoma personatum | 44 | 61 | 148 | 0 | 0 | 0 |
| Sericostoma sp. | 14 | 61 | 12 | 54 | 19 | 45 |
| Sialis lutaria | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Sialis sp. | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 |
| Silo nigricornis | 0 | 0 | 0 | 9 | 26 | 5 |
| Silo piceus | 0 | 0 | 0 | 21 | 23 | 10 |
| Silo sp. | 0 | 0 | 8 | 0 | 0 | 0 |
| Simuliidae (L) | 4 | 70 | 19 | 0 | 0 | 0 |
| Simuliidae (P) | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| Simulium aureum-Gr. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Simulium lineatum | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 |
| Simulium ornatum | 0 | 5 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| Simulium reptans | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 |
| Simulium sp. | 1 | 4 | 3 | 0 | 0 | 0 |
| Siphonoperla torrentium | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Spaerium corneum | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Stictotarsus duodecimpustulatus | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Stylaria lacustris | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Tabanidae | 7 | 3 | 8 | 13 | 0 | 0 |
| Tipula sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 |
| Tipulidae | 2 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| Tricladida sp. | 3 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Trocheta bykowski | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |

| Gründelbach 150 Taxa insgesamt | 1999 | | | 2000 | | |
|-----------------------------------|------|------|------|------|------|------|
| | UB 1 | UB 2 | UB 3 | UB 1 | UB 2 | UB 3 |
| Acanthocephala | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Agabus sp. | 1 | 0 | 0 | 2 | 3 | 5 |
| Agapetus fuscipes | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 5 |
| Amphinemura sp. | 30 | 66 | 69 | 5 | 62 | 98 |
| Anacaena globulus | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Ancylus fluviatilis | 1 | 15 | 0 | 10 | 9 | 1 |
| Anomalopterygella chauviniana | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Asellus aquaticus | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Atherix ibis | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Atherix marginata | 0 | 0 | 23 | 0 | 0 | 0 |
| Athripsodes sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Baetis muticus | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| Baetis rhodani | 239 | 725 | 112 | 149 | 369 | 179 |
| Baetis scambus | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Baetis sp. | 162 | 1748 | 376 | 1820 | 827 | 176 |
| Baetis vernus | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| Bithynia tentaculata | 0 | 0 | 0 | 5 | 1 | 0 |
| Blephariceridae (L) | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| Brachyptera risi | 7 | 21 | 13 | 0 | 0 | 0 |
| Brachyptera seticornis | 0 | 0 | 0 | 1 | 101 | 49 |
| Caenis beskidensis | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Caenis luctuosa-Gr. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Caenis sp. (juv.) | 0 | 11 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ceratopogonidae | 3 | 1 | 1 | 7 | 1 | 2 |
| Chelifera sp | 0 | 7 | 13 | 0 | 0 | 0 |
| Chironomidae | 120 | 427 | 192 | 1261 | 1016 | 783 |
| Chloroperla tripunktata | 6 | 1 | 3 | 0 | 0 | 0 |
| Corbicula fluminea | 5 | 0 | 0 | 13 | 0 | 0 |
| Dina punctata | 2 | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 |
| Diptera sp. | 60 | 19 | 16 | 0 | 0 | 0 |
| Drusus annulatus | 0 | 0 | 0 | 6 | 4 | 14 |
| Dugesia gonocephala | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 | 22 |
| Dugesia sp. | 0 | 25 | 32 | 24 | 8 | 14 |
| Dugesia tigrina | 3 | 3 | 4 | 1 | 0 | 0 |
| Ecdyonurus sp. | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ecdyonurus venosus-Gr. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| Eiseniella tetraeda | 6 | 2 | 0 | 14 | 5 | 4 |
| Eleophila sp. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Elisopteryx sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Elmis maugetii (I) | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 |
| Elmis sp. (I) | 1 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Elmis sp. (L) | 1 | 71 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Empididae | 9 | 5 | 28 | 9 | 56 | 39 |
| Epeorus sylvicola | 4 | 16 | 24 | 3 | 15 | 7 |
| Ephemera vulgata | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ephemerella ignita | 12 | 31 | 7 | 42 | 161 | 19 |
| Ephemerella major | 0 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Erpobdella octoculata | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Erpobdella vilnensis | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Erpobdellidae | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| Esolus angustatus | 3 | 16 | 1 | 10 | 20 | 1 |
| Esolus parallelepipedus (I) | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Esolus sp. (L) | 6 | 33 | 48 | 3 | 20 | 14 |
| Ferrissia wautieri | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Gammaridae juv. | 0 | 0 | 0 | 24 | 0 | 0 |
| Gammarus fossarum | 1 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Gammarus pulex | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Gammarus sp. (juv.) | 3 | 49 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Glossiphonia complanata | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Glossiphonia sp. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Gyraulus albus | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 |
| Gyraulus crista f. cristata | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 6 |
| Gyraulus sp. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Habroleptoides confusa | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Hemerodromia sp. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Heptagenia sp. | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |

| Gründelbach 150 Taxa insgesamt | 1999 | | | 2000 | | |
|-----------------------------------|------|------|------|------|------|------|
| | UB 1 | UB 2 | UB 3 | UB 1 | UB 2 | UB 3 |
| Hydrachnellae | 0 | 7 | 7 | 0 | 6 | 6 |
| Hydraena gracilis | 0 | 0 | 2 | 9 | 2 | 14 |
| Hydraena sp. (L, I) | 0 | 5 | 12 | 1 | 2 | 0 |
| Hydropsyche incognita | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Hydropsyche instabilis | 3 | 5 | 17 | 2 | 18 | 17 |
| Hydropsyche sp. | 2 | 5 | 9 | 14 | 38 | 106 |
| Hydroptila sp. | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| Ibisia marginata | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 13 |
| Isoperla c.f. obscura | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 |
| Jaera istri | 10 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Trichoptera | 14 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Lacophilus sp. (L) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Lasiocephala basalis | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Leptoceridae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Leuctra geniculata | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Leuctra sp. | 143 | 917 | 1638 | 2121 | 1231 | 1163 |
| Limnephilidae n.det. (juv.) | 22 | 7 | 5 | 0 | 0 | 0 |
| Limnius sp. (L) | 0 | 22 | 4 | 1 | 3 | 2 |
| Limnius volckmari (I) | 0 | 2 | 2 | 1 | 4 | 0 |
| Limnophora riparia | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Limnophora sp. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Limoniidae | 7 | 11 | 2 | 5 | 8 | 6 |
| Liponeura | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Merminthidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 |
| Micropterna c.f. lateralis | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 11 |
| Muscidae | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Mystacides azurea | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Nematoda sp. | 3 | 9 | 2 | 10 | 7 | 1 |
| Nemoura sp. | 11 | 170 | 119 | 691 | 345 | 121 |
| Niphargus sp. | 0 | 0 | 0 | 5 | 9 | 0 |
| Oligochaeta | 18 | 46 | 8 | 45 | 51 | 37 |
| Orectochilus villosus | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Oreodytes sanmarki | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 | 0 |
| Oulimnius sp. (L) | 1 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Oulimnius tuberculatus (I) | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Perloides microcephala | 0 | 7 | 2 | 0 | 0 | 3 |
| Periodidae sp. (juv.) | 0 | 3 | 5 | 2 | 0 | 1 |
| Piscicola geometra | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Pisidium casertanum | 0 | 0 | 0 | 1 | 6 | 3 |
| Pisidium spp. | 3 | 8 | 11 | 27 | 1 | 10 |
| Pisidium subtruncatum | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 1 |
| Plectrocnemia conspersa | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Plectrocnemia sp. (juv.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Polycentropus flavomaculatus | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Potamophylax c.f. rotundipennis | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Potamophylax cingulatus | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 3 |
| Potamopyrgus antipodarum | 0 | 16 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Prodiamesinae | 196 | 5 | 0 | 16 | 2 | 0 |
| Prosimulium sp. (L) | 0 | 0 | 0 | 0 | 26 | 2 |
| Prosimulium tomosvaryi (P) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Protonemura sp. | 94 | 290 | 408 | 178 | 493 | 380 |
| Psychodidae | 10 | 51 | 1 | 31 | 5 | 7 |
| Psychomyia pusilla | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Ptychopteridae | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Rhithrogena sp. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Rhyacophila cf. fasciata-Gr. | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Rhyacophila dorsalis-Gr. | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Rhyacophila polonica/praemorsa | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Rhyacophila sp. | 1 | 9 | 3 | 13 | 27 | 14 |
| Sericostoma personatum | 0 | 11 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Sericostoma sp. | 0 | 2 | 0 | 5 | 1 | 10 |
| Sialis fuliginosa | 1 | 0 | 2 | 1 | 1 | 9 |
| Sialis lunaria | 0 | 8 | 17 | 3 | 0 | 3 |
| Sialis nigripes | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| Sialis sp. | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 |
| Silo nigricornis | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| Silo pallipes | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 |

| Gründelbach 150 Taxa insgesamt | 1999 | | | 2000 | | |
|---|------|------|------|------|------|------|
| | UB 1 | UB 2 | UB 3 | UB 1 | UB 2 | UB 3 |
| <i>Silo piceus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Simuliidae (L) | 82 | 146 | 202 | 0 | 0 | 0 |
| Simuliidae (P) | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Simulium argyreatum / variegatum</i> (L) | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| <i>Simulium aureum</i> -Gr. | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Simulium cryophyllum</i> | 21 | 7 | 10 | 26 | 36 | 68 |
| <i>Simulium</i> sp. | 7 | 81 | 158 | 201 | 98 | 72 |
| <i>Simulium trifasciatum</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Siphonoperla torrentium</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 6 |
| <i>Spaerium corneum</i> | 0 | 2 | 0 | 3 | 0 | 0 |
| Stenophylacini | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 4 |
| Stratiomyidae | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Tabanidae | 19 | 26 | 31 | 9 | 31 | 15 |
| <i>Tipula</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 24 | 4 | 23 |
| Tipulidae | 0 | 0 | 4 | 6 | 6 | 0 |
| <i>Tricladida</i> sp. | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Valvata</i> sp. (juv.) | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |

| Saynbach 149 Taxa insgesamt | 1999 | | | 2000 | | |
|--------------------------------|------|------|------|------|------|------|
| | UB 1 | UB 2 | UB 3 | UB 1 | UB 2 | UB 3 |
| Anabolia c.f. nervosa | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ancylus fluviatilis | 93 | 122 | 109 | 404 | 1006 | 498 |
| Aphelocheirus aestivalis | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Asellus aquaticus | 4 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Atherix ibis | 1 | 8 | 44 | 1 | 6 | 6 |
| Athripsodes albifrons | 0 | 0 | 0 | 7 | 9 | 0 |
| Athripsodes bilineatus | 0 | 0 | 0 | 8 | 1 | 8 |
| Athripsodes sp. | 0 | 0 | 0 | 10 | 0 | 1 |
| Baetis fuscatus | 0 | 1 | 0 | 232 | 92 | 44 |
| Baetis rhodani | 1 | 17 | 17 | 255 | 100 | 149 |
| Baetis scambus | 148 | 37 | 45 | 0 | 0 | 0 |
| Baetis sp. | 188 | 222 | 247 | 74 | 60 | 62 |
| Baetis vernus | 7 | 1 | 5 | 0 | 104 | 102 |
| Blephariceridae (L) | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| Brachyptera risi | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 |
| Brachyptera seticornis | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| Caenis beskidensis | 2 | 0 | 0 | 19 | 16 | 26 |
| Caenis cf. rivulorum | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Caenis luctuosa-Gr. | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 0 |
| Caenis sp. (juv.) | 13 | 18 | 38 | 1 | 2 | 0 |
| Ceraclea sp. | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| Ceratopogonidae | 3 | 8 | 20 | 1 | 2 | 5 |
| Cheumatopsyche lepida | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Chironomidae | 1253 | 938 | 649 | 619 | 672 | 419 |
| Corixidae (L) | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Cymus trimaculatus | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Dicranota sp. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Diptera sp. | 0 | 0 | 45 | 0 | 0 | 0 |
| Dugesia gonocephala | 0 | 0 | 0 | 5 | 4 | 14 |
| Dugesia lugubris-Gr. | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 |
| Dugesia sp. | 6 | 28 | 24 | 16 | 48 | 55 |
| Dugesia tigrina | 0 | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 |
| Ecdyonurus cf. macani | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ecdyonurus dispar | 0 | 0 | 0 | 8 | 6 | 9 |
| Ecdyonurus sp. | 6 | 13 | 8 | 4 | 13 | 25 |
| Ecdyonurus torrentis | 3 | 1 | 22 | 8 | 0 | 8 |
| Ecdyonurus venosus-Gr. | 0 | 29 | 31 | 0 | 0 | 1 |
| Eiseniella tetraeda | 4 | 3 | 8 | 11 | 23 | 21 |
| Eleophila sp. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Elmis maugetii (I) | 2 | 37 | 69 | 36 | 55 | 82 |
| Elmis sp. (I) | 2 | 66 | 121 | 0 | 0 | 0 |
| Elmis sp. (L) | 307 | 1885 | 1757 | 479 | 718 | 722 |
| Empididae | 5 | 7 | 9 | 12 | 3 | 1 |
| Epeorus sylvicola | 1 | 17 | 11 | 5 | 7 | 5 |
| Ephemera danica | 7 | 2 | 4 | 23 | 8 | 51 |
| Ephemera vulgata | 2 | 4 | 9 | 0 | 0 | 0 |
| Ephemerella ignita | 1 | 15 | 4 | 53 | 101 | 82 |
| Ephemerella major | 7 | 14 | 15 | 6 | 13 | 19 |
| Ephemerella mucronata | 1 | 3 | 1 | 0 | 0 | 2 |

| Saynbach 149 Taxa insgesamt | 1999 | | | 2000 | | |
|--|------|------|------|------|------|------|
| | UB 1 | UB 2 | UB 3 | UB 1 | UB 2 | UB 3 |
| <i>Ephemerella notata</i> | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Erpobdella octocolata</i> | 10 | 2 | 16 | 48 | 19 | 10 |
| <i>Erpobdella</i> sp. | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Erpobdella vilnensis</i> | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Erpobdellidae | 0 | 4 | 0 | 4 | 5 | 0 |
| <i>Esolus parallelepipetus</i> (l) | 0 | 2 | 3 | 0 | 2 | 1 |
| <i>Esolus</i> sp. (L) | 0 | 3 | 14 | 8 | 11 | 36 |
| <i>Gammarus fossarum</i> | 299 | 134 | 253 | 29 | 73 | 160 |
| <i>Gammarus pulex</i> | 54 | 10 | 0 | 182 | 203 | 198 |
| <i>Gammarus roeseli</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 311 |
| <i>Gammarus</i> sp.(juv.) | 121 | 159 | 132 | 485 | 618 | 650 |
| <i>Glossiphonia complanata</i> | 2 | 0 | 1 | 2 | 2 | 5 |
| <i>Glossiphonia</i> sp. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Glossiphonia verrucata</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 |
| <i>Goera pilosa</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Habroleptoides confusa</i> | 39 | 94 | 248 | 40 | 51 | 59 |
| <i>Habrophlebia</i> c.f. <i>fusca</i> | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Haplotaxis gordioides</i> | 0 | 0 | 0 | 9 | 16 | 26 |
| <i>Helobdella stagnalis</i> | 0 | 1 | 0 | 3 | 2 | 0 |
| <i>Heptagenia</i> sp. | 0 | 13 | 26 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Hydra</i> sp. | 14 | 114 | 15 | 4 | 0 | 0 |
| Hydrachnellae | 11 | 19 | 4 | 3 | 8 | 7 |
| <i>Hydraena gracilis</i> | 0 | 1 | 3 | 7 | 19 | 5 |
| <i>Hydraena</i> sp. (L, l) | 2 | 7 | 5 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Hydropsyche contubernalis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Hydropsyche incognita</i> | 0 | 9 | 11 | 20 | 38 | 20 |
| <i>Hydropsyche instabilis</i> | 0 | 2 | 17 | 0 | 0 | 6 |
| <i>Hydropsyche pellucidula</i> | 9 | 14 | 26 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Hydropsyche siltalai</i> | 68 | 48 | 261 | 13 | 95 | 56 |
| <i>Hydropsyche</i> sp. | 3 | 44 | 73 | 123 | 242 | 81 |
| <i>Hydroptila</i> sp. | 1 | 7 | 7 | 3 | 18 | 0 |
| Trichoptera | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lasiocephala basalis</i> | 0 | 9 | 14 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Lepidostoma hirtum</i> | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Leptoceridae | 0 | 0 | 0 | 1 | 5 | 4 |
| Leptophlebiidae | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Leuctra</i> sp. | 24 | 92 | 153 | 28 | 106 | 126 |
| Limnephilidae n.det. (juv.) | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Limnius</i> sp. (L) | 19 | 119 | 512 | 207 | 434 | 446 |
| <i>Limnius volckmari</i> (l) | 0 | 10 | 17 | 9 | 29 | 9 |
| Limoniidae | 0 | 11 | 12 | 33 | 33 | 28 |
| <i>Lithax niger</i> | 1 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| Merminthidae | 0 | 0 | 0 | 4 | 16 | 1 |
| <i>Micropterna</i> c.f. <i>lateralis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Mystacides azurea</i> | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Nematoda</i> sp. | 17 | 15 | 27 | 7 | 9 | 5 |
| <i>Nemoura</i> sp. | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Niphargus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 |
| <i>Odontocerum</i> c.f. <i>albicorne</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Oecetis</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |

| Saynbach 149 Taxa insgesamt | 1999 | | | 2000 | | |
|---|------|------|------|------|------|------|
| | UB 1 | UB 2 | UB 3 | UB 1 | UB 2 | UB 3 |
| <i>Oecetis testacea</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Oligochaeta</i> | 639 | 92 | 405 | 532 | 291 | 341 |
| <i>Orectochilus villosus</i> | 1 | 6 | 5 | 7 | 5 | 0 |
| <i>Oreodytes sanmarki</i> | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Oulimnius sp. (L)</i> | 11 | 28 | 86 | 13 | 29 | 8 |
| <i>Oulimnius tuberculatus (l)</i> | 1 | 7 | 5 | 3 | 4 | 9 |
| <i>Paraleptophlebia submarginata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Perla marginata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Perlodes microcephala</i> | 3 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Perlodes sp. (juv.)</i> | 0 | 6 | 0 | 11 | 8 | 13 |
| <i>Perlodidae sp. (juv.)</i> | 0 | 2 | 8 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Piscicola geometra</i> | 3 | 9 | 6 | 2 | 1 | 0 |
| <i>Pisidium casertanum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 |
| <i>Pisidium henslowanum</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Pisidium sp.</i> | 5 | 4 | 0 | 11 | 4 | 14 |
| <i>Pisidium subtruncatum</i> | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 5 |
| <i>Planaria torva</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Platambus maculatus (L)</i> | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Polycelis tenuis</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Polycentropus flavomaculatus</i> | 1 | 1 | 2 | 1 | 4 | 0 |
| <i>Potamopyrgus antipodarum</i> | 9 | 27 | 34 | 66 | 105 | 91 |
| Prodiamesinae | 20 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Protonemura sp.</i> | 0 | 1 | 0 | 2 | 1 | 0 |
| Psychodidae | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Rhithrogena semicolorata</i> | 4 | 14 | 53 | 69 | 69 | 71 |
| <i>Rhithrogena sp.</i> | 31 | 56 | 189 | 44 | 78 | 84 |
| <i>Rhyacophila dorsalis-Gr.</i> | 8 | 15 | 8 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Rhyacophila sp.</i> | 4 | 12 | 41 | 48 | 79 | 24 |
| <i>Sericostoma personatum</i> | 11 | 7 | 49 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Sericostoma sp.</i> | 7 | 45 | 5 | 54 | 63 | 85 |
| <i>Silo nigricornis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 |
| <i>Silo pallipes</i> | 0 | 2 | 4 | 1 | 7 | 0 |
| <i>Silo piceus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| Simuliidae (L) | 62 | 18 | 9 | 0 | 0 | 0 |
| Simuliidae (P) | 0 | 2 | 0 | 26 | 17 | 5 |
| <i>Simulium argyreatum / variegatum (L)</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| <i>Simulium equinum</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| <i>Simulium lineatum</i> | 0 | 0 | 0 | 133 | 14 | 6 |
| <i>Simulium ornatum</i> | 0 | 0 | 0 | 658 | 249 | 28 |
| <i>Simulium ornatum/intermedium (P)</i> | 0 | 0 | 0 | 67 | 2 | 1 |
| <i>Simulium reptans</i> | 0 | 0 | 0 | 25 | 3 | 0 |
| <i>Simulium sp.</i> | 0 | 5 | 6 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Spaerium corneum</i> | 1 | 1 | 0 | 1 | 17 | 10 |
| Stenophylacini indet. | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 2 |
| <i>Stylaria lacustris</i> | 15 | 1 | 20 | 0 | 0 | 0 |
| Tabanidae | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 |
| <i>Tipula sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 2 |
| Tipulidae | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Tricladida sp.</i> | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 |

| Nette 97 Taxa insgesamt | 1999 | | | 2000 | | |
|-----------------------------|------|------|------|------|------|------|
| | UB 1 | UB 2 | UB 3 | UB 1 | UB 2 | UB 3 |
| Ancylus fluviatilis | 0 | 2 | 16 | 0 | 12 | 33 |
| Anisus vortex | 0 | 4 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Asellus aquaticus | 0 | 10 | 1 | 0 | 2 | 5 |
| Atherix ibis | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Baetis fuscatus | 3 | 0 | 0 | 5 | 30 | 0 |
| Baetis rhodani | 43 | 12 | 46 | 68 | 169 | 245 |
| Baetis scambus | 64 | 91 | 61 | 0 | 0 | 0 |
| Baetis sp. | 18 | 1305 | 844 | 213 | 184 | 147 |
| Baetis vardarensis | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Baetis vernus | 21 | 33 | 18 | 0 | 0 | 0 |
| Caenis horaria | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Caenis sp. (juv.) | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Calopteryx sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Caspiobdella fadejewii | 0 | 15 | 6 | 1 | 1 | 21 |
| Ceratopogonidae | 0 | 10 | 7 | 3 | 14 | 6 |
| Chironomidae | 716 | 2967 | 1123 | 1641 | 1078 | 962 |
| Corbicula fluminea | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Dendrocoelum lacteum | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Dicranota sp. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Dikerogammarus villosus | 44 | 0 | 0 | 45 | 0 | 0 |
| Dina punctata | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Dugesia lugubris-Gr. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 |
| Dugesia sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 18 |
| Dytiscidae (L) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Eiseniella tetraeda | 0 | 9 | 3 | 2 | 4 | 6 |
| Elmis sp. (I) | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| Elmis sp. (L) | 0 | 35 | 22 | 1 | 3 | 7 |
| Empididae | 0 | 82 | 37 | 0 | 23 | 19 |
| Erpobdella octoculata | 0 | 11 | 2 | 0 | 3 | 5 |
| Erpobdella sp. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Erpobdellidae | 0 | 0 | 0 | 1 | 5 | 7 |
| Esolus parallelepipedus (I) | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Esolus sp. (L) | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Gammaridae (juv.) | 0 | 0 | 0 | 229 | 0 | 0 |
| Gammarus fossarum | 0 | 19 | 36 | 0 | 0 | 0 |
| Gammarus pulex | 2 | 789 | 606 | 16 | 418 | 439 |
| Gammarus sp. juv. | 15 | 977 | 577 | 0 | 533 | 798 |
| Glossiphonia complanata | 0 | 10 | 0 | 2 | 1 | 5 |
| Gyraulus crista f. cristata | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Gyraulus sp. | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Helobdella stagnalis | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Hydra sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 |
| Hydrachnellae | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 7 |
| Hydraena cf. sternalis | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Hydraena sp. (L, I) | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| Hydropsyche exocellata | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Hydropsyche incognita | 0 | 14 | 12 | 11 | 44 | 50 |
| Hydropsyche instabilis | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Hydropsyche pellucidula | 1 | 151 | 151 | 0 | 5 | 27 |

| Nette 97 Taxa insgesamt | 1999 | | | 2000 | | |
|----------------------------------|------|------|------|------|------|------|
| | UB 1 | UB 2 | UB 3 | UB 1 | UB 2 | UB 3 |
| Hydropsyche siltalai | 1 | 23 | 50 | 0 | 19 | 14 |
| Hydropsyche sp. | 2 | 74 | 67 | 15 | 350 | 307 |
| Hydroptila sp. | 2 | 278 | 151 | 5 | 17 | 25 |
| Jaera istri | 4 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 |
| Lacophilus sp. (L) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Lepidostoma hirtum | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Leuctra sp. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Limnephilidae n.det. (juv.) | 0 | 1 | 0 | 2 | 3 | 7 |
| Limnius sp. (L) | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 |
| Limnius volckmari (I) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Limnophora sp. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Limoniidae | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 1 |
| Lypr reducta | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Merminthidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Micropterna c.f. lateralis | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Mystacides azurea | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Nematoda sp. | 2 | 12 | 25 | 3 | 0 | 2 |
| Oligochaeta | 931 | 954 | 583 | 575 | 2225 | 483 |
| Oulimnius sp. (L) | 0 | 2 | 2 | 0 | 1 | 1 |
| Oulimnius tuberculatus (I) | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Periodidae sp. (juv.) | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Piscicola geometra | 1 | 15 | 0 | 0 | 2 | 3 |
| Pisidium casertanum | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 2 |
| Pisidium sp. | 4 | 39 | 28 | 35 | 26 | 86 |
| Pisidium subtruncatum | 0 | 0 | 0 | 12 | 30 | 20 |
| Potamopyrgus antipodarum | 10 | 33 | 29 | 22 | 59 | 70 |
| Prodiamesinae | 95 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| Prosimulium sp. (L) | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 1 |
| Psychodidae | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 |
| Psychomyia pusilla | 0 | 53 | 15 | 1 | 35 | 26 |
| Radix ovata | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Radix peregra | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Rhyacophila dorsalis-Gr. | 0 | 3 | 9 | 0 | 0 | 0 |
| Rhyacophila polonica/praemorsa | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Rhyacophila sp. | 0 | 27 | 37 | 2 | 39 | 16 |
| Segmentina nitida | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| Sericostoma sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Sialis lunaria | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Simuliidae (L) | 1 | 67 | 198 | 0 | 0 | 0 |
| Simuliidae (P) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Simulium lineatum | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Simulium ornatum/intermedium (P) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Simulium sp. | 0 | 66 | 198 | 0 | 1 | 0 |
| Spaerium corneum | 0 | 4 | 0 | 4 | 0 | 0 |
| Tinodes waeneri | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 |
| Tipulidae | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Trocheta pseudodina | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |

| Ahr 172 Taxa insgesamt | 1999 | | | 2000 | | |
|---------------------------|------|------|------|------|------|------|
| | UB 1 | UB 2 | UB 3 | UB 1 | UB 2 | UB 3 |
| Ancylus fluviatilis | 7 | 5 | 242 | 48 | 653 | 1149 |
| Aphelocheirus aestivalis | 0 | 28 | 134 | 4 | 77 | 46 |
| Asellus aquaticus | 59 | 387 | 27 | 176 | 557 | 28 |
| Atherix ibis | 0 | 0 | 6 | 0 | 11 | 7 |
| Athripsodes albifrons | 0 | 2 | 13 | 3 | 2 | 18 |
| Athripsodes bilineatus | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 5 |
| Athripsodes c.f. cinereus | 0 | 0 | 26 | 3 | 2 | 18 |
| Athripsodes sp. | 0 | 4 | 32 | 8 | 11 | 0 |
| Baetis fuscatus | 181 | 466 | 168 | 81 | 449 | 331 |
| Baetis muticus | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0 |
| Baetis rhodani | 0 | 0 | 0 | 6 | 104 | 50 |
| Baetis scambus | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Baetis sp. | 0 | 601 | 567 | 105 | 250 | 70 |
| Baetis vernus | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 31 |
| Bithynia tentaculata | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Brachyptera risi | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 |
| Caenis cf. rivulorum | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| Caenis oraria | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Caenis luctuosa | 1 | 3 | 11 | 0 | 0 | 0 |
| Caenis luctuosa-Gr. | 0 | 0 | 0 | 15 | 2 | 36 |
| Caenis macrura | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Caenis sp. (juv.) | 0 | 0 | 29 | 110 | 163 | 325 |
| Calopteryx sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Caspiobdella fadejewi | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 2 |
| Ceratopogonidae | 0 | 22 | 63 | 2 | 1 | 12 |
| Cheumatopsyche lepida | 0 | 0 | 28 | 0 | 22 | 29 |
| Chironomidae | 4178 | 5776 | 4481 | 9787 | 2726 | 2134 |
| Corbicula fulminea | 77 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Criodrilus lacuum | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 |
| Dendrocoelum lacteum | 0 | 2 | 0 | 3 | 3 | 0 |
| Dikerogammarus sp. | 168 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Dikerogammarus villosus | 187 | 0 | 0 | 37 | 0 | 0 |
| Dina lineata | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Dina punctata | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Dugesia lugubris-Gr. | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 1 |
| Dugesia sp. | 2 | 4 | 12 | 0 | 25 | 11 |
| Dugesia tigrina | 0 | 0 | 2 | 5 | 0 | 0 |
| Ecdyonurus dispar | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 44 |
| Ecdyonurus sp. | 0 | 1 | 5 | 0 | 4 | 5 |
| Ecdyonurus torrentis | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Ecdyonurus venosus-Gr. | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Eiseniella tetraeda | 0 | 59 | 29 | 11 | 67 | 22 |
| Elmis maugetii (I) | 0 | 0 | 16 | 0 | 42 | 27 |
| Elmis sp. (I) | 0 | 52 | 21 | 0 | 0 | 0 |
| Elmis sp. (L) | 3 | 104 | 865 | 37 | 508 | 637 |
| Elodes sp. (L) | 0 | 0 | 0 | 0 | 13 | 0 |
| Empididae | 8 | 8 | 10 | 5 | 22 | 16 |
| Ephemera danica | 0 | 0 | 4 | 7 | 4 | 19 |
| Ephemerella ignita | 0 | 22 | 43 | 22 | 62 | 97 |

| Ahr 172 Taxa insgesamt | 1999 | | | 2000 | | |
|---|------|------|------|------|------|------|
| | UB 1 | UB 2 | UB 3 | UB 1 | UB 2 | UB 3 |
| <i>Ephemerella major</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 |
| <i>Ephemerella notata</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ephemerella</i> sp. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Erpobdella octoculata</i> | 19 | 105 | 104 | 55 | 228 | 128 |
| <i>Erpobdella</i> sp. | 1 | 6 | 58 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Erpobdella testacea</i> | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Erpobdella vilnensis</i> | 0 | 8 | 4 | 0 | 0 | 0 |
| Erpobdellidae | 0 | 2 | 0 | 4 | 35 | 10 |
| <i>Esolus angustatus</i> | 0 | 2 | 192 | 0 | 112 | 121 |
| <i>Esolus parallelepipedus</i> (l) | 0 | 29 | 282 | 1 | 99 | 169 |
| <i>Esolus</i> sp. (L) | 6 | 58 | 783 | 43 | 426 | 547 |
| Gammaridae (juv.) | 0 | 0 | 0 | 267 | 0 | 0 |
| <i>Gammarus fossarum</i> | 0 | 20 | 1242 | 0 | 152 | 147 |
| <i>Gammarus pulex</i> | 0 | 4 | 21 | 49 | 118 | 160 |
| <i>Gammarus roeseli</i> | 0 | 38 | 2583 | 1223 | 2348 | 627 |
| <i>Gammarus</i> sp. (juv.) | 72 | 93 | 970 | 11 | 1306 | 935 |
| <i>Gammarus tigrinus</i> | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Glossiphonia complanata</i> | 5 | 1 | 3 | 2 | 11 | 6 |
| <i>Glossiphonia</i> sp. | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Glossiphonia verrucata</i> | 0 | 0 | 1 | 5 | 6 | 1 |
| <i>Glossosoma</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Goera pilosa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Gomphus pulchellus</i> | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Gyraulus albus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Gyraulus crista</i> f. <i>cristata</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Habrophlebia</i> c.f. <i>fusca</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Halesus digitatus</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Haliplidae larv. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 11 |
| <i>Haliphus</i> sp. (L) | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 5 |
| <i>Haplotaxis gordioides</i> | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 |
| <i>Helobdella stagnalis</i> | 71 | 337 | 36 | 275 | 78 | 83 |
| <i>Hemiclepsis marginata</i> | 0 | 1 | 3 | 1 | 2 | 2 |
| <i>Heptagenia</i> c.f. <i>sulphurea</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 5 | 6 |
| <i>Hippeutis complanatus</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Hydra</i> spp. | 27 | 0 | 1 | 0 | 27 | 49 |
| Hydrachnellae | 0 | 0 | 59 | 6 | 27 | 62 |
| <i>Hydraena</i> sp. (L, l) | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Hydropsyche angustipennis</i> | 0 | 23 | 1 | 2 | 257 | 66 |
| <i>Hydropsyche contubernalis</i> | 0 | 0 | 8 | 0 | 44 | 39 |
| <i>Hydropsyche incognita</i> | 0 | 15 | 45 | 0 | 322 | 91 |
| <i>Hydropsyche instabilis</i> | 0 | 72 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Hydropsyche pellucidula</i> | 0 | 11 | 10 | 0 | 25 | 20 |
| <i>Hydropsyche sitalai</i> | 0 | 3 | 96 | 0 | 35 | 56 |
| <i>Hydropsyche</i> sp. | 0 | 19 | 108 | 8 | 672 | 245 |
| <i>Hydroptila</i> sp. | 3 | 27 | 223 | 128 | 157 | 177 |
| <i>Hypania invalida</i> | 37 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Jaera istri</i> | 172 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lepidostoma hirtum</i> | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Leptoceridae | 0 | 0 | 0 | 3 | 12 | 138 |
| <i>Leuctra geniculata</i> | 0 | 23 | 95 | 0 | 13 | 38 |

| Ahr 172 Taxa insgesamt | 1999 | | | 2000 | | |
|--------------------------------|------|------|------|------|------|------|
| | UB 1 | UB 2 | UB 3 | UB 1 | UB 2 | UB 3 |
| Leuctra sp. | 0 | 0 | 237 | 6 | 140 | 192 |
| Limnephilidae (juv.) | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 | 3 |
| Limnius sp. (L) | 0 | 10 | 59 | 4 | 42 | 114 |
| Limnius volckmari (l) | 0 | 6 | 10 | 0 | 3 | 10 |
| Limoniidae | 0 | 2 | 27 | 1 | 19 | 37 |
| Merminthidae | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| Micronecta sp. (L) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| Micropterna c.f. lateralis | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Mystacides azurea | 2 | 0 | 5 | 8 | 0 | 99 |
| Nematoda sp. | 0 | 114 | 69 | 20 | 1 | 1 |
| Nemoura sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Nepa cinerea | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Notonecta glauca | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Oecetis notata | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Oecetis sp. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| Oligochaeta | 1289 | 3155 | 618 | 922 | 1238 | 776 |
| Orectochilus villosus | 0 | 0 | 7 | 0 | 23 | 6 |
| Oulimnius sp. (L) | 4 | 95 | 575 | 64 | 182 | 433 |
| Oulimnius tuberculatus (l) | 0 | 8 | 16 | 3 | 33 | 23 |
| Paraleptophlebia sp. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Paraleptophlebia submarginata | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| Perla burmeisteriana | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Perla marginata | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Physa acuta | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| Physa fontinalis | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Piscicola geometra | 0 | 0 | 3 | 2 | 0 | 0 |
| Pisidium casertanum | 0 | 0 | 0 | 23 | 2 | 0 |
| Pisidium sp. | 7 | 15 | 14 | 3 | 32 | 93 |
| Pisidium subtruncatum | 0 | 0 | 0 | 48 | 100 | 27 |
| Polycelis tenuis | 1 | 8 | 9 | 1 | 44 | 2 |
| Polycentropus flavomaculatus | 0 | 2 | 56 | 1 | 16 | 10 |
| Potamnonectes depressus | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 |
| Potamopyrgus antipodarum | 9 | 9 | 14 | 44 | 31 | 41 |
| Prodiamesinae | 28 | 5 | 0 | 7 | 0 | 0 |
| Psychodidae | 0 | 1 | 0 | 17 | 7 | 16 |
| Psychomyia pusilla | 0 | 17 | 213 | 1 | 395 | 548 |
| Radix ovata | 0 | 7 | 1 | 2 | 0 | 1 |
| Rhithrogena sp. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Rhyacophila cf. fasciata-Gr. | 0 | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 |
| Rhyacophila dorsalis-Gr. | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Rhyacophila polonica/praemorsa | 0 | 4 | 3 | 0 | 0 | 0 |
| Rhyacophila sp. | 0 | 21 | 13 | 1 | 24 | 23 |
| Rhynchelmis sp. | 0 | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 |
| Segmentina nitida | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Sericostoma personatum | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Sericostoma sp. | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| Sialis lunaria | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Sialis nigripes | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 3 |
| Sialis sp. | 0 | 0 | 1 | 3 | 3 | 0 |
| Silo nigricornis | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |

| Ahr 172 Taxa insgesamt | 1999 | | | 2000 | | |
|-------------------------------------|------|------|------|------|------|------|
| | UB 1 | UB 2 | UB 3 | UB 1 | UB 2 | UB 3 |
| Simuliidae (L) | 7 | 153 | 149 | 0 | 0 | 0 |
| Simuliidae (P) | 0 | 0 | 0 | 0 | 96 | 68 |
| Simulium angustipes / velutinum (L) | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 |
| Simulium equinum | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 |
| Simulium erythrocephalum | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Simulium landstromi | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Simulium lineatum | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 37 |
| Simulium ornatum | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 23 |
| Simulium ornatum/intermedium (P) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Simulium reptans | 0 | 0 | 0 | 2 | 38 | 13 |
| Simulium sp. | 0 | 67 | 144 | 0 | 5 | 0 |
| Spaerium corneum | 1 | 5 | 0 | 6 | 111 | 2 |
| Spongillidae (in %) | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Stenelmis canaliculata (I) | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 2 |
| Stenelmis canaliculata (L) | 0 | 0 | 10 | 0 | 0 | 11 |
| Stictotarsus duodecimpustulatus | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Tabanidae | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Theromyzon tessulatum | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Tinodes waeneri | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Tipula sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 7 |
| Tipulidae | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 |
| Tricladida sp. | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 |
| Trocheta pseudodina | 0 | 0 | 0 | 2 | 16 | 1 |

| Sieg 180 Taxa insgesamt | 1999 | | | 2000 | | |
|----------------------------|------|------|------|------|------|------|
| | UB 1 | UB 2 | UB 3 | UB 1 | UB 2 | UB 3 |
| Adicella sp. | 0 | 0 | 18 | 0 | 0 | 0 |
| Agraylea sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Ancylos fluviatilis | 13 | 57 | 7 | 35 | 238 | 102 |
| Aphelocheirus aestivalis | 0 | 64 | 734 | 0 | 9 | 9 |
| Asellus aquaticus | 36 | 10 | 191 | 59 | 18 | 50 |
| Atherix ibis | 0 | 13 | 1 | 0 | 17 | 0 |
| Athrichops crassipes | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 |
| Athripsodes albifrons | 0 | 6 | 1 | 0 | 5 | 34 |
| Athripsodes bilineatus | 0 | 42 | 24 | 0 | 0 | 2 |
| Athripsodes c.f. cinereus | 0 | 7 | 24 | 5 | 24 | 12 |
| Athripsodes sp. | 0 | 54 | 52 | 0 | 35 | 73 |
| Baetis fuscatus | 0 | 325 | 0 | 0 | 239 | 87 |
| Baetis muticus | 0 | 0 | 0 | 0 | 15 | 7 |
| Baetis rhodani | 0 | 15 | 0 | 0 | 364 | 11 |
| Baetis sp. | 31 | 1143 | 246 | 54 | 473 | 42 |
| Baetis vernus | 1 | 6 | 0 | 0 | 46 | 2 |
| Bithynia tentaculata | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Brachyptera risi | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 | 0 |
| Caenis beskidensis | 0 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Caenis cf. rivulorum | 0 | 0 | 0 | 1 | 63 | 93 |
| Caenis horaria | 7 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 |
| Caenis luctuosa | 34 | 31 | 46 | 0 | 0 | 0 |
| Caenis luctuosa-Gr. | 0 | 0 | 0 | 340 | 569 | 384 |
| Caenis macrura | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Caenis sp. (juv.) | 13 | 200 | 583 | 58 | 180 | 7 |
| Calopteryx sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Caspiobdella fadejewi | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 2 |
| Centroptilum luteolum | 32 | 22 | 7 | 65 | 88 | 111 |
| Centroptilum pennulatum | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Ceraclea annulicornis | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 |
| Ceraclea dissimilis | 0 | 0 | 22 | 0 | 0 | 0 |
| Ceraclea sp. | 1 | 1 | 2 | 1 | 0 | 2 |
| Ceratopogonidae | 41 | 7 | 28 | 8 | 33 | 32 |
| Chaetopteryx fusca/villosa | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Chalcolestes viridis | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Cheumatopsyche lepida | 0 | 41 | 4 | 0 | 116 | 18 |
| Chironomidae | 5234 | 4852 | 3928 | 5245 | 4084 | 5827 |
| Corixidae (L) | 178 | 0 | 169 | 0 | 0 | 0 |
| Cristatella mucedo | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Cyrmus trimaculatus | 40 | 0 | 0 | 24 | 14 | 5 |
| Dendrocoelum lacteum | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Dina lineata | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Dina puntata | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Dugesia lugubris-Gr. | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 |
| Dugesia sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 3 |
| Dugesia zigrina | 9 | 1 | 2 | 0 | 0 | 1 |
| Ecdyonurus dispar | 0 | 0 | 0 | 0 | 24 | 19 |
| Ecdyonurus helveticus-Gr. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ecdyonurus insignis | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Ecdyonurus sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 15 | 10 |
| Ecdyonurus torrentis | 0 | 5 | 5 | 0 | 0 | 0 |
| Ecdyonurus venosus-Gr. | 0 | 8 | 1 | 0 | 0 | 0 |

| Sieg 180 Taxa insgesamt | 1999 | | | 2000 | | |
|-----------------------------|------|------|------|------|------|------|
| | UB 1 | UB 2 | UB 3 | UB 1 | UB 2 | UB 3 |
| Eiseniella tetraeda | 0 | 1 | 0 | 0 | 5 | 0 |
| Elmis maugetii (I) | 0 | 2 | 3 | 0 | 17 | 1 |
| Elmis sp. (I) | 0 | 5 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Elmis sp. (L) | 2 | 89 | 76 | 1 | 103 | 26 |
| Empididae | 0 | 52 | 2 | 2 | 53 | 12 |
| Ephemera danica | 0 | 2 | 2 | 0 | 6 | 3 |
| Ephemera vulgata | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 |
| Ephemerella ignita | 0 | 182 | 61 | 1 | 11 | 38 |
| Ephemerella major | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ephemerella mucronata | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Ephemerella notata | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ephemerella sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Erpobdella octoculata | 0 | 2 | 0 | 1 | 10 | 0 |
| Erpobdella testacea | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Erpobdellidae | 0 | 0 | 0 | 5 | 13 | 4 |
| Esolus parallelepipedus (I) | 0 | 33 | 4 | 0 | 13 | 2 |
| Esolus sp. (L) | 1 | 74 | 24 | 1 | 104 | 20 |
| Gammarus fossarum | 0 | 0 | 60 | 0 | 2 | 2 |
| Gammarus pulex | 7 | 64 | 84 | 44 | 232 | 363 |
| Gammarus roeseli | 64 | 13 | 90 | 376 | 10 | 129 |
| Gammarus sp. (juv.) | 23 | 77 | 947 | 245 | 325 | 506 |
| Glossiphonia complanata | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| Goera pilosa | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Gomphus vulgatissimus | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 | 2 |
| Gyraulus albus | 0 | 0 | 0 | 8 | 0 | 0 |
| Gyraulus crista f. cristata | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Habroleptoides confusa | 0 | 2 | 2 | 0 | 1 | 0 |
| Habrophlebia c.f. fusca | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 |
| Habrophlebia lauta | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Haliplidae (L) | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 |
| Haliplus sp. (L) | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Haplotaxis gordioides | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Helobdella stagnalis | 13 | 49 | 4 | 3 | 45 | 8 |
| Heptagenia c.f. sulphurea | 0 | 2 | 3 | 0 | 20 | 4 |
| Heptagenia sp. | 0 | 22 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Hydra sp. | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 18 |
| Hydrachnellae | 13 | 0 | 11 | 2 | 3 | 13 |
| Hydropsyche angustipennis | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 1 |
| Hydropsyche contubernalis | 0 | 209 | 6 | 0 | 31 | 4 |
| Hydropsyche incognita | 0 | 3 | 1 | 0 | 30 | 1 |
| Hydropsyche pellucidula | 0 | 73 | 3 | 0 | 30 | 8 |
| Hydropsyche siltalai | 0 | 8 | 0 | 0 | 76 | 3 |
| Hydropsyche sp. | 0 | 25 | 1 | 0 | 118 | 5 |
| Hydroptila sp. | 0 | 9 | 1 | 4 | 22 | 7 |
| Isoperla c.f. obscura | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 |
| Jaera istri | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Trichoptera | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Lacophilus sp. (L) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Leptoceridae | 0 | 0 | 0 | 16 | 24 | 40 |
| Leptophlebiidae | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Leuctra geniculata | 0 | 15 | 12 | 0 | 10 | 5 |
| Leuctra sp. | 2 | 813 | 18 | 1 | 509 | 19 |
| Limnephilidae (juv.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |

| Sieg 180 Taxa insgesamt | 1999 | | | 2000 | | |
|-------------------------------|------|------|------|------|------|------|
| | UB 1 | UB 2 | UB 3 | UB 1 | UB 2 | UB 3 |
| Limnius sp. (L) | 1 | 48 | 4 | 8 | 140 | 2 |
| Limnius volckmari (I) | 0 | 2 | 1 | 0 | 10 | 1 |
| Limnomysis benedeni | 29 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 |
| Limoniidae | 0 | 2 | 0 | 0 | 11 | 0 |
| Lymnaea auricularia | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Merminthidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 55 | 2 |
| Micronecta scholtzi | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Micronecta sp. (L) | 0 | 0 | 0 | 810 | 794 | 34 |
| Micropterna c.f. lateralis | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 |
| Musculium lacustre | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| Mystacides azurea | 74 | 12 | 48 | 82 | 13 | 85 |
| Nematoda sp. | 0 | 6 | 4 | 3 | 6 | 0 |
| Nemoura sp. | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Nepa rubra | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Niphargus sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 28 |
| Notonecta glauca | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Oecetis notata | 1 | 28 | 29 | 14 | 6 | 6 |
| Oecetis sp. | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 |
| Oecetis testacea | 0 | 1 | 15 | 1 | 2 | 13 |
| Oligochaeta | 605 | 152 | 39 | 324 | 806 | 1121 |
| Orconectes limosus | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Orectochilus villosus | 0 | 83 | 5 | 0 | 23 | 18 |
| Oulimnius sp. (L) | 29 | 72 | 129 | 70 | 123 | 92 |
| Oulimnius tuberculatus (I) | 1 | 10 | 114 | 1 | 54 | 32 |
| Paraleptophlebia sp. | 0 | 4 | 3 | 0 | 0 | 0 |
| Paraleptophlebia submarginata | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 8 |
| Perlodidae sp. (juv.) | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| Piscicola geometra | 2 | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 |
| Pisidium casertanum | 0 | 0 | 0 | 7 | 2 | 2 |
| Pisidium henslowanum | 0 | 0 | 0 | 12 | 21 | 7 |
| Pisidium sp. | 47 | 9 | 38 | 122 | 48 | 15 |
| Pisidium subtruncatum | 0 | 0 | 0 | 12 | 18 | 2 |
| Pisidium supinum | 19 | 0 | 0 | 30 | 2 | 0 |
| Platycnemis sp. | 0 | 1 | 0 | 3 | 0 | 0 |
| Polycelis tenuis | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Polycentropus flavomaculatus | 4 | 24 | 50 | 35 | 108 | 105 |
| Potamanthus luteus | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 11 |
| Potamnonectes depressus | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Potamopyrgus antipodarum | 17 | 0 | 0 | 114 | 3 | 0 |
| Prodiamesinae | 35 | 10 | 44 | 8 | 3 | 7 |
| Protonemura sp. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Psychodidae | 0 | 0 | 0 | 20 | 6 | 6 |
| Psychomyia pusilla | 0 | 1 | 7 | 8 | 14 | 6 |
| Radix ovata | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| Rhithrogena semicolorata | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 |
| Rhyacophila dorsalis-Gr. | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Rhyacophila sp. | 0 | 2 | 9 | 0 | 31 | 1 |
| Sericostoma personatum | 0 | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 |
| Sericostoma sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Sialis lunaria | 14 | 0 | 3 | 85 | 3 | 2 |
| Sialis nigripes | 0 | 1 | 7 | 17 | 0 | 8 |
| Sialis sp. | 0 | 0 | 0 | 69 | 0 | 0 |
| Simuliidae (L) | 0 | 104 | 1 | 0 | 0 | 0 |

| Sieg 180 Taxa insgesamt | 1999 | | | 2000 | | |
|-------------------------------------|------|------|------|------|------|------|
| | UB 1 | UB 2 | UB 3 | UB 1 | UB 2 | UB 3 |
| Simuliidae (P) | 0 | 0 | 0 | 0 | 188 | 0 |
| Simulium angustipes / velutinum (L) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Simulium aureum-Gr. | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Simulium equinum | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| Simulium lineatum | 0 | 0 | 0 | 0 | 31 | 0 |
| Simulium reptans | 0 | 4 | 0 | 0 | 392 | 11 |
| Simulium sp. | 0 | 10 | 0 | 0 | 1057 | 1 |
| Spaerium corneum | 18 | 0 | 5 | 2 | 3 | 3 |
| Stenelmis canaliculata (I) | 0 | 1 | 20 | 0 | 2 | 4 |
| Stenelmis canaliculata (L) | 0 | 41 | 20 | 0 | 55 | 4 |
| Stictotarsus duodecimpustulatus | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Stratiomyidae | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Stylaria lacustris | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Tabanidae | 2 | 0 | 2 | 1 | 0 | 1 |
| Tipulidae | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Tricladida sp. | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| Trocheta pseudodina | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 |
| Valvata piscinalis | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Valvata pulchella | 8 | 0 | 0 | 7 | 0 | 0 |