



## Dank

Unser herzlicher Dank geht an alle Personen, die zu diesem Bericht in irgend einer Form beigetragen haben, namentlich an Marc Bernard, Simon Capt, Markus Fette, Brigitte Ger-  
mann, Wolfram Graf, Ute Karaus, Christine Keller, Michel Lafont, Achim Paetzold, Armin  
Peter, Hans-Ruedi Preisig, Roland Riederer, Steffen Schweizer, Klement Tockner, Christine  
Weber, Sharon Woolsey.

Ce fleuve devient si furieux pendant la fonte des glaciers et des  
neiges qui les environnent, que le peuple Valaisan ne peut le con-  
tenir dans son lit. Ici il forme des îsles; plus loin il couvre de ses  
eaux les plus belles plaines qu'il enlève à l'agriculture et qu'il chan-  
ge en marais fangeux. Il n'y auroit rien de plus avantageux pour le  
pays que de régler le cours du Rhône: on rendroit l'air, dans le voi-  
sinage de son lit, plus salubre, et on gagneroit un terrain immense.

*Murith (chanoine), 1810.*

Legende zum Titelblatt: "Aufweitung" der Vispa bei Visp. Im Vordergrund sind eine Schnelle  
sowie Totholz als flussmorphologische Strukturen zu erkennen. Aus Jean-Baptiste-Balthazar  
Sauvan, (1984; Faksimile der Originalausgabe von 1829). Die kleinen Bilder zeigen die  
Häufigkeit des Makrozoobenthos, aufgeteilt nach den wichtigsten Invertebraten-Gruppen, in  
verschiedenen Mesohabitaten der Rhone.

Weit über 100 Jahre braucht ein Eisteilchen, um von der Spitze der  
Jungfrau bis zum Ende des Aletschgletschers, nur 29 km, herab zu  
gelangen. In noch nicht zwölf Stunden legt es geschmolzen den  
130 km langen Weg vom Ende des Gletschers bis zum Genfer-See  
zurück, um dann volle 11 Jahre in diesem zu verweilen, ehe es sei-  
ne Reise weiter zum Mittelmeer antritt.

*Eduard Brückner, 1895.*

Dieser Bericht ist wie folgt zu zitieren:

Baumann, P. 2004. Revitalisierung und Benthos der Rhone. Schlussbericht SP I-6, Rhone-  
Thur Projekt, EAWAG, WSL, Limnex AG: 101 pp. + Anhang.

## ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen von Subprojekt I-6 des Rhone-Thur Projektes wurden im Winter 2001/02 in Querprofilen und Teil-Lebensräumen (Mesohabitaten) der Rhone zwischen Brig und Martigny quantitative Proben des Makrozoobenthos entnommen sowie begleitende Aufnahmen des Phytobenthos und Messungen von morphologisch-hydraulischen Parametern durchgeführt. Weitere Erhebungen und Auswertungen galten den Abfluss-, Trübungs- und Lichtverhältnissen, dem Zusammenhang zwischen abiotischen (v.a. hydraulischen) und biotischen Parametern sowie der früheren Besiedlung der Rhone durch Makroinvertebraten (v.a. Steinfliegen).

Die Benthos-Besiedlung der Rhone war 2001 als Folge des katastrophalen Hochwassers vom Oktober 2000 noch stark reduziert, bei den Aufnahmen von Januar bis März 2002 hingegen ziemlich repräsentativ. Die natürlicherweise erhöhte Wasserführung im Sommer (Schnee- und Gletscherschmelze, kleinere bis mittlere Hochwasser) und die künstlichen Abfluss-Erhöhungen im Winter (Schwallbetrieb aus den Speicherkraftwerken) haben eine Verarmung an Makroinvertebraten zur Folge. Am wenigsten betroffen sind jene Organismen, die sich dank ihrer Form und Grösse in die Lückenräume des Flussbettes zurückziehen können (v.a. Würmer und Zuckmückenlarven). Diese Invertebraten-Gruppen dominieren das Makrozoobenthos der Rhone heute v.a. in den zentralen Fließrinnen flussabwärts von Leuk.

Die Zusammensetzung des Makrozoobenthos änderte sich in der Rhone vom obersten Profil bei Brig bis zum untersten bei Riddes stark. Dies war nur teilweise bedingt durch die natürliche Abfolge verschiedener biozönotischer Regionen im Längsverlauf (Kontinuum). Ein anderer, wesentlicher Teil der festgestellten Veränderungen geht auf anthropogene Einflüsse zurück. Ein standortgerechtes, d.h. den Erwartungen für einen Alpenfluss wie die Rhone entsprechendes Makrozoobenthos wiesen nur das Querprofil bei Brig, verschiedene Mesohabitats der Restwasserstrecke Iles Falcon sowie eine turbulent überströmte Stelle der Schwallstrecke Chippis auf. In den übrigen Profilen und Habitats waren die Zusammensetzung, die Zahl und/oder die Biomasse der Makroinvertebraten deutlich beeinträchtigt. V.a. in der hydraulisch stark beanspruchten Flussmitte blieb die Benthos-Biomasse und damit auch das Nahrungsangebot für Fische teilweise fast verschwindend gering. Eine bemerkenswert hohe Produktivität wurde einzig für gewisse ufernahe Bereiche und Mesohabitats ermittelt.

Die Rhone wies auch im Winter nur ein sehr spärliches Phytobenthos auf, die für Alpenflüsse charakteristische Art *Hydrurus foetidus* fehlte fast vollständig.

Als wesentliche abiotische Defizite sind einerseits die "Denaturierung" der Flusssohle (Abpflasterung, Kolmation, "Rollkies"), andererseits der weitgehende Mangel an speziellen flussmorphologischen und hydraulischen Strukturen (z.B. Kiesbänke, Riffles, Totholz, strömungsgeschützte Refugien) festgestellt worden. Diese Defizite sind durch die Kanalisierung und Einengung des Gerinnes (zuletzt bei der zweiten Rhonekorrektur) mit verursacht und damit durch Revitalisierungsmassnahmen (Aufweitungen) zu vermindern. Eine weitergehende Verbesserung bedingt jedoch auch Massnahmen zur Dämpfung des Schwallbetriebes. Bei den wirbellosen Tieren ist aufgrund des grösstenteils intakten Fließcharakters und Kontinuums (Durchgängigkeit) in der Rhone ein recht hohes ökologisches Potential vorhanden, während die potentielle pflanzliche Besiedlung noch unklar ist.

Um die Wirkung von zukünftigen Aufwertungsmassnahmen zu ermitteln, bieten sich beim Makrozoobenthos verschiedene Indikatoren an. Für Erfolgskontrollen besonders geeignet sind einige anspruchsvolle Invertebraten-Gruppen (Eintags- und Steinfliegen, Kriebelmücken) sowie die seit über 20 Jahren aus der Rhone verschwundenen Steinfliegen-Arten.

# INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
Zusammenfassung	1
1. Ausgangslage und Problemdefinition	3
2. Ziele und Fragestellung	4
3. Vorgehen und Methoden	6
4. Ältere Benthosdaten und aktuelle Besiedlung der Rhone	10
4.1 Die Steinfliegenfauna der Rhone von 1940 bis 2002	11
4.2 Quantitative Daten zum Makrozoobenthos und Abflussverlauf seit 1990	15
5. Die Rhone als Lebensraum	19
5.1 Abflussverhältnisse und Wasserqualität	19
5.2 Sohlenstruktur	21
5.3 Hydraulik	27
5.4 Flussmorphologische Strukturen	34
6. Das Phytobenthos	40
7. Das Makrozoobenthos	45
7.1 Quantitative Summenparameter in den Querprofilen	45
7.2 Quantitative Summenparameter in den Mesohabitaten	59
7.3 Qualitative Merkmale des Makrozoobenthos	66
8. Zusammenfassende Diskussion und Schlussfolgerungen	77
9. Literaturverzeichnis	86
Anhang	104
Anhang 1: Rohdaten der abiotischen und biotischen Parameter	
Anhang 2: Verwendete Methoden, Geräte und Kennwerte	

# 1. AUSGANGSLAGE UND PROBLEMDEFINITION

Im Zuge der 3. Rhonekorrektur sollen zwischen Brig und Martigny nicht nur der Hochwasserschutz im Talboden, sondern auch die ökologische Struktur und Funktion des Flusses verbessert werden (Kanton Wallis, 2000). Zu diesem Zweck sind neben den rein flussbaulichen Massnahmen (z.B. Erhöhung der Dämme) auch Massnahmen zur gewässerökologischen Aufwertung geplant. Dazu gehören Aufweitungen des Gerinnes innerhalb der heutigen Dämme, Flussraumerweiterungen unter Zurücksetzung der Dämme, Anlage von separaten Seitengerinnen sowie Begleitmassnahmen innerhalb (z.B. Neugestaltung der Flussmündungen) und ausserhalb der Dämme (z.B. Revitalisierung von Entwässerungskanälen oder Wiederherstellung von Feuchtgebieten).

Derartige Massnahmen sollen (und werden) sich u.a. auch auf die Lebensgemeinschaft (Biozönose) jener ans Wasser gebundenen (aquatischen) Organismen auswirken, die das Flussbett besiedeln. Im vorliegenden Projekt ist diese Lebensgemeinschaft (Benthos) und die Rhonesohle als ihr Lebensraum (Benthal) näher untersucht worden. Es war als Subprojekt (SP) I-6 unter dem Titel "Revitalisierung und Benthos der Rhone" ein Fachbereich des Moduls I ("Systemanalyse", "naturwissenschaftliche Prozesskette") innerhalb des Rhone-Thur Projektes von EAWAG, WSL, VAW und EPFL (<[www.rhone-thur.eawag.ch](http://www.rhone-thur.eawag.ch)>).

Das Benthos in Fliessgewässern unterliegt einem komplexen Wirkungsgefüge von natürlichen und anthropogenen Einflussfaktoren (z.B. Hawkes, 1979). Zu letzteren zählen besonders die Verbauung bzw. Kanalisierung des Gerinnes sowie die Nähr- und Schadstoffeinträge aus Siedlungsabwässern und landwirtschaftlicher Abschwemmung. In Alpenflüssen wie der Rhone mit stark ausgebauter Wasserkraftnutzung im Einzugsgebiet kommen weitere starke Fremdeinflüsse hinzu: längerfristig die saisonale Verlagerung der Wasser- und Schwebstoff-Führung vom Sommer- ins Winterhalbjahr, kurzfristig die (werk-)täglichen Abflussschwankungen durch den intermittierenden Betrieb der Speicherkraftwerke (Schwallbetrieb). Die Einzelwirkungen und v.a. das Zusammenwirken von Schwallbetrieb und Kanalisierung können, wie Untersuchungen an anderen Gewässern gezeigt haben, über mehrere Faktoren auch die Besiedlung der Flussole durch das Phyto- und Makrozoobenthos massgeblich bestimmen.

In der Rhone wird die Erfassung dieses ökologischen Wirkungsgefüges noch dadurch erschwert, dass im Fliessverlauf nicht nur die natürliche Wasserführung (durch Zuflüsse), sondern bei jeder weiteren Einmündung von Wasser aus einer Kraftwerks-Zentrale auch der Schwall-Einfluss erhöht wird. Auf zwei längeren Ausleitungsstrecken im Rhonelauf zwischen Brig und dem Lac Léman wird dieses sonst schwallbeeinflusste Gewässer ausserdem "vorübergehend" zur Restwasserstrecke. Diese rasch wechselnde Abfolge unterschiedlichster Abflussbedingungen hat zur Folge, dass sich die Voraussetzungen und Randbedingungen für die Revitalisierung auch auf vergleichsweise kurzen Fliesstrecken stark verändern können.

In morphologischer Hinsicht kommt die weitgehend unverbaute Fliesstrecke der Rhone zwischen Leuk und Sierre (Pfywald und Iles Falcon) dem gewässerökologischen Soll- oder Zielzustand ("Leitbild") sehr nahe. Da es sich aber um eine Restwasserstrecke handelt, ist sie als Referenzstrecke trotzdem nur beschränkt geeignet. Wie (bzw. wohin) sich die Flussole und ihre Bewohner durch die Revitalisierung inskünftig entwickeln (sollten), ist deshalb auch aus dem früheren Zustand der Rhone (soweit bekannt) sowie aus Untersuchungen an möglichst gut vergleichbaren Gewässern abzuleiten.

## 2. ZIELE UND FRAGESTELLUNG

Hauptziel der vorliegenden Untersuchung an der Rhone war es, den aktuellen Zustand und die Besiedlung der Flussole in der Rhone zu erfassen und darzustellen. Entsprechend den inhaltlichen Schwerpunkten von Modul I des Rhone-Thur Projektes standen dabei folgende Themenbereiche im Vordergrund:

- Einfluss der Morphologie;
- Einfluss des Schwallbetriebes;
- Geeignete benthische Indikatoren für die Beurteilung des ökologischen Zustandes.

Die Resultate des vorliegenden Subprojektes zu diesen Themenbereichen fliessen auch ein in den **Synthesebericht Gerinneaufweitungen**, den **Synthesebericht Schwall-Sunk** und das **Handbuch Erfolgskontrolle**, die als Hauptprodukte von Modul I vorgesehen sind.

Bei der Untersuchung der Rhone wurde danach getrachtet, das komplexe Wirkungsgefüge unterschiedlicher Einflussfaktoren (Kapitel 1) durch eine grosse Auswahl von abiotischen und biotischen Parametern so gut wie möglich zu erfassen (Abbildung 1). Zu diesen Parametern gehörten insbesondere die Strömung, die Sohlenstruktur, die Hydraulik, die flussmorphologischen Strukturen sowie die Menge (Quantität) und Zusammensetzung (Qualität) von Algenaufwuchs und der Wirbellosen-Fauna der Flussole (Phyto- und Makrozoobenthos). Kenntnisse über die konkrete Ausprägung und Funktion dieses Wirkungsgefüges im untersuchten Gewässer sind eine Voraussetzung, um Revitalisierungsmassnahmen bestmöglich auf die pflanzliche und tierische Lebensgemeinschaft der Flussole und damit auch auf wesentliche Glieder der gesamten Nahrungskette im Gewässer abstimmen zu können.

Abbildung 1 zeigt in einer schematischen Übersicht die einzelnen Fragestellungen und die zugehörigen Arbeitsschritte im Verlauf von SP I-6. Der vorliegende Bericht umfasst v.a. die Fragestellungen 1 bis 3 (Dokumentation Ist-Zustand, Defizit- und Wirkungsanalyse). Dazu werden hier auch erste Massnahmenvorschläge gemacht (Fragestellung 4), während die Erfolgskontrolle (Fragestellung 5) späteren Untersuchungen vorbehalten ist.

Die Zusammenarbeit mit den übrigen Subprojekten und Modulen des Rhone-Thur Projektes ist in Abbildung 1 dargestellt. Besonders nahe stehen dem Benthos naturgemäss andere Organismen im aquatischen Bereich (SP I-7: Fische) sowie im Uferbereich und den flussnahen Auen (SP I-3: Ökologie der Gewässerufer; SP I-4: Potentiale und Grenzen von Revitalisierungsmassnahmen; SP I-5: Suivi de la dynamique de la végétation). Das vorliegende Subprojekt ist auf die ständig benetzten Bereiche der Flussole begrenzt; Die bei Schwall überfluteten und bei Sunk trockenfallenden Wasserwechselzonen werden von SP I-3 behandelt.

Bei der Untersuchung der Benthos-Biozönose konzentrierten wir uns auf die beiden hauptsächlichsten Organismen-Gruppen des Phyto- und Makrozoobenthos. Nicht mit einbezogen wurden die kleineren und kleinsten Bewohner der Sedimente (Meiofauna, Mikroorganismen). Höhere Wasserpflanzen (Makrophyten und Moose) haben in geschiefbeführenden Alpenflüssen wie der Rhone eine sehr untergeordnete oder gar keine Bedeutung (vgl. Kapitel 6). Die Groppe (*Cottus gobio*), ein stark ans Substrat gebundener Kleinfisch (Zbinden et al., 2004), wird in SP I-7 behandelt.

Ursprünglich war vorgesehen, im Rahmen des vorliegenden Subprojektes auch die Abschwemmung von Organismen in der fliessenden Welle zu erfassen. Durch den Schwallbetrieb aus Wasserkraftwerken kann diese Drift und damit indirekt auch die benthische Besied-

lung der Flussole stark beeinflusst werden. Zu Beginn des Rhone-Thur Projektes mussten die einzelnen Subprojekte jedoch inhaltlich gestrafft werden, weshalb wir in der Folge auf eigene Driftmessungen verzichteten.

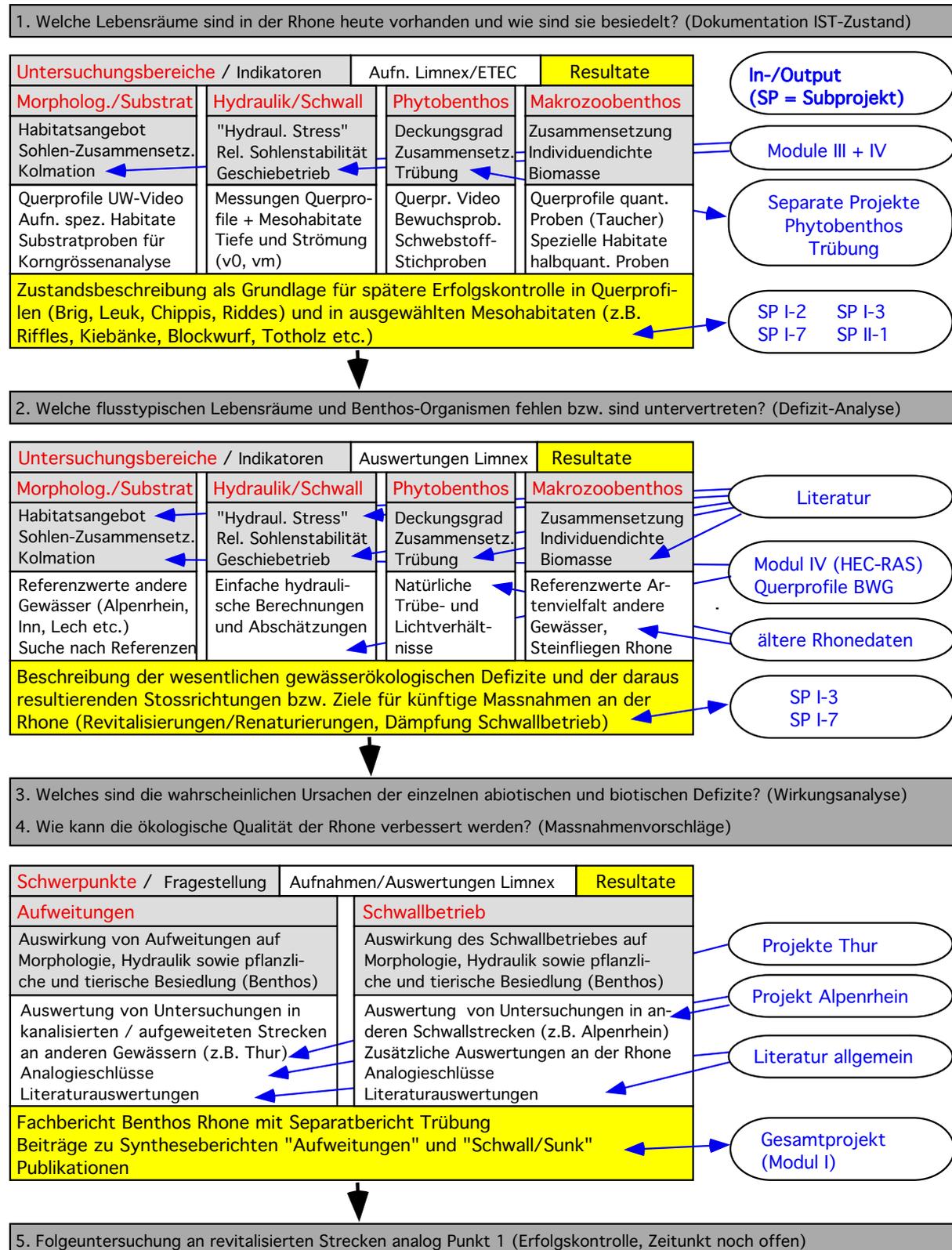


Abbildung 1. Fragestellungen und schematisches Vorgehen im Subprojekt I-6.

### 3. VORGEHEN UND METHODEN

Das Untersuchungskonzept von Subprojekt SP I-6 ist in Abbildung 1 schematisch dargestellt. Wichtig war uns, dass die benthische Besiedlung der Sohle an ausgewählten Stellen *über die gesamte benetzte Breite*, also auch in der tiefen und wegen der Strömung schwer zugänglichen Flussmitte erfasst werden konnte. Bei vorangegangenen Untersuchungen an der Rhone (Gogniat & Marrer, 1984/85) und am Alpenrhein (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001) hatte sich gezeigt, dass sich das Benthos in den zentralen Fließrinnen dieser Alpenflüsse stark von jenem in den üblicherweise beprobten Uferbereichen unterscheiden kann. Durch die Auswahl von Querprofilen (Transekten) und flussmorphologischen Strukturen (Mesohabitate) sollte ein möglichst grosses Spektrum an hydrologisch und morphologisch unterschiedlichen Situationen in der Rhone erfasst werden (Tabelle 4). Die Querprofile wurden darüber hinaus noch nach weiteren Kriterien ausgewählt:

- Mit Ausnahme des Profils im Pfywald (nur 2001 beprobt) liegen unsere Querprofile genau auf Transekten, die im Auftrag des Bundesamtes für Wasser und Geologie (BWG) periodisch vermessen werden. Die letzte Vermessung wurde zwischen November 2000 und März 2001 durchgeführt, gibt also den Zustand kurz nach dem Starkhochwasser von Mitte Oktober 2000 (BWG, 2000) und kurz vor Beginn unserer Untersuchungen wieder (LCH, 2002).
- Die Profile wurden möglichst in Flussabschnitten gelegt, die als erste für eine Revitalisierung (Aufweitung) vorgesehen waren (Kanton Wallis, 2000). Weil sich diese Prioritäten im Laufe des Projektes mehrmals veränderten, wurde z.B. das 2001 untersuchte Profil Riddes 4 im Folgejahr durch weiter flussaufwärts gelegene Profile ersetzt.
- Dass die Querprofile Riddes 1 bis Riddes 3 so nahe zusammenliegen, entspricht einem Untersuchungs-„Design“, das die Leitung von Modul I des Rhone-Thur Projektes als gemeinsames Konzept für die aquatischen Subprojekte vorgeschlagen hatte. Danach sollte an einer Stelle nicht nur die aufzuweitende, sondern auch je eine flussauf- und abwärts davon gelegene Stelle untersucht werden. Auf diese Weise können bei späteren Erfolgskontrollen allfällige „Fernwirkungen“ von Revitalisierungsmassnahmen auf benachbarte, noch kanalisierte Abschnitte festgestellt werden (Clarke et al., 2003).
- Das 2001 beprobte Querprofil bei Chippis fiel im Jahr darauf durch „höhere Gewalt“ teilweise aus: ab Ende Januar 2002 wurde wenig flussaufwärts eine neue Gasleitung quer durch das Rhonebett verlegt, was starke Trübungen zur Folge hatte. Im Querprofil Chippis konnten im März 2002 deshalb nur die morphologisch-hydraulischen Aufnahmen durchgeführt werden; Das Benthos wurde stattdessen noch vor dem Einsetzen der Trübung an zwei ufernahen Stellen in der Nähe dieses Profils „notfallmässig“ beprobt (Tabelle 1). Von einer weiteren ausserordentlichen Störung erfuhren wir erst nach erfolgter Probenahme: vom hochwasserbedingten, kompletten Ausfall einer Kläranlage mit Auswirkungen auf unsere Querprofile Riddes 2 und Riddes 3 (Kapitel 7.1).

Die Feldarbeiten von Subprojekt I-6 an der Rhone konzentrierten sich auf den Spätwinter (März/April) 2001 und den Winter (Januar bis März) 2002. Die Messungen und Probenahmen fanden überwiegend bei tiefer Wasserführung (Sunk) an Wochenenden statt. Die Untersuchungsstellen und -termine sind in Tabelle 1 zusammengestellt, die Lage der untersuchten Querprofile und Mesohabitate ist aus Abbildung 3 ersichtlich.

Am 26.-28.1.2002 und am 1.-3.3.2002 wurden in den ausgewählten Profilen über den gan-

zen Flussquerschnitt in regelmässigen Abständen jeweils die Wassertiefe und die Fliessgeschwindigkeit (Strömung) in mehreren Tiefenstufen aufgenommen (Abstiche). Bei jedem Abstich wurden zudem die Korngrössen-Zusammensetzung des Sedimentes sowie die Bewuchsdichte (Deckungsgrad) der hauptsächlichlichen Algengruppen und -formen (Kapitel 6) geschätzt. Diese Sohlenaufnahmen konnten an den flacheren Stellen in Ufernähe von blosserem Auge ausgeführt werden; In den tieferen, weder begeh- noch einsehbaren Bereichen wurden stattdessen von einem Boot aus (Abbildung 2) kurze Sequenzen der Flusssohle mittels einer Unterwasser-Videokamera aufgezeichnet und diese Filmaufnahmen nachträglich ausgewertet. In einzelnen Querprofilen wurden die morphologisch-hydraulischen Parameter im Winter 2002 zweimal bei unterschiedlichen Abflüssen erhoben.

Am 30.3.-1.4.2001 sowie am 2./3.3.2002 wurden in verschiedenen Querprofilen der Rhone quantitative Proben des Makrozoobenthos entnommen. 2001 konnte nur in der flachen Restwasserstrecke des Pfywaldes die ganze Flussbreite beprobt werden; In den übrigen Profilen beschränkten sich die Aufnahmen auf ein- oder beidseitige, jeweils zu Fuss noch begeh- bare Uferstreifen von ca. 3-14m Breite. Die Aufnahmen erfolgten durchwegs mit einem nach Frutiger (1983) modifizierten Surber-Sampler (besammelte Grundfläche 0.09 m<sup>2</sup>, Maschenweite des Netzes 280 µm). Im darauffolgenden Winter 2002 stand für die tieferen Profile ein Probenahmeboot zur Verfügung, das an einer Leine über die ganze Flussbreite bewegt werden konnte (Abbildung 2). An flachen Stellen wurden mittels eines Surber-Samplers, an tieferen Stellen durch einen Taucher mittels eines speziellen Stechsegmentes (BUDA) jeweils drei nahegelegene (parallele) Benthos-Proben entnommen. Bau und Einsatzweise des BUDA (besammelte Grundfläche 0.075 m<sup>2</sup>, Maschenweite des Netzes 400 µm) sind in Rey & Ortlepp (1997; 2002) beschrieben und abgebildet. Für Boot und Bootsführung war C. Bättig, Längenbühl, für die Taucherarbeiten Stuwatec (P. und N. Stirnemann), Kesswil, zuständig.

Am 30.3.-1.4.2001 sowie zwischen dem 1.3. und dem 27.3.2002 wurde das Makrozoobenthos in verschiedenen Teil-Lebensräumen (Mesohabitaten) der Rhone und in einem kleinen Seitenbach bei Pfywald beprobt (Tabelle 1). Die quantitativen Proben (Surber-Sampler und/ oder Abbürsten von Hand) entnahm die Firma Limnex in den Mesohabitaten H1 bis H8 (besammelte Grundfläche je nach Habitat 0.04-0.25 m<sup>2</sup>, Maschenweite des Netzes 280 µm) und die Firma ETEC in den Mesohabitaten H10 bis H21 (besammelte Grundfläche 0.05 m<sup>2</sup>, Maschenweite des Netzes 500 µm). Begleitend zur Beprobung des Benthos wurden an allen Stellen der Uferabstand, die Wassertiefe, die Oberflächenströmung, die Substrat-Zusammensetzung und der pflanzliche Bewuchs gemessen bzw. geschätzt.



Abbildung 2. Probenahme im Querprofil Riddes 2 der Rhone am 2.3.2002. Linkes Bild: Blick von der Dammkrone über das Querprofil Richtung Norden. Zu sehen sind die beidseitigen Vorländer und das zentrale, mit Blockwurf verbaute Gerinne. Rechtes Bild: Boot mit Führungsleine für die morphologisch-hydraulischen Aufnahmen und die Benthos-Probenahme durch Taucher über die ganze Flussbreite.

Aus den gemessenen morphologisch-hydraulischen Parametern wurden einerseits die Abflüsse in den Querprofilen zum Zeitpunkt der Aufnahme, andererseits einige grundlegende hydraulische Kennwerte für diesen jeweiligen (Sunk)-Abfluss hergeleitet (Anhang 2). Mittels des eindimensionalen Rhone-Modells HEC-RAS (LCH, 2002) berechnete T. Meile vom Laboratoire de constructions hydrauliques (LCH) der EPFL Lausanne sodann Gefälle, Wasserstand und mittlere Fließgeschwindigkeit in den 2002 aufgenommenen Profilen auch für einige höhere Abflüsse (inkl. Maximalschwall; Baumann & Meile, im Druck). Mit diesen Ausgangsdaten konnte die Entwicklung der hydraulischen Kennwerte bei zunehmender Wasserführung verfolgt werden.

Die Proben des Makrozoobenthos wurden grösstenteils bis auf ein sogenanntes Basisniveau (Kapitel 7.3) bestimmt und ausgezählt. Bei einigen Proben aus Profilen von 2001 und aus Mesohabitaten von 2002 war die taxonomische Auflösung tiefer, dafür wurden einige ausgewählte Profilproben von 2002 mit Hilfe von spezialisierten Fachleuten genauer bestimmt. Beigezogen wurden Dr. Verena Lubini (Zürich) für die Steinfliegen (Plecoptera), Dr. Michael Hubmann (ARGE Limnologie, Innsbruck) für die Zuck- und Kriebelmücken (Chironomidae, Simuliidae) sowie Dr. Michel Lafont (CEMAGREF, Lyon) für die wenigborstigen Würmer (Oligochaeta). Bei der Bestimmung der wenigen Algen- und Flechtenproben unterstützten uns Prof. Dr. Hans-Rudolf Preisig (Universität Zürich) und Dr. Christine Keller (WSL, Birmensdorf). Das in den Proben vorhandene, partikuläre organische Material (POM, Detritus) wurde von den Organismen getrennt und grob gemessen (Absetzvolumen). Mit dem zurückgebliebenen, anorganischen Sediment aus den Makrozoobenthos-Proben führte Brigitte Germann an der EAWAG Kastanienbaum nachträglich Korngrößen-Analysen durch (Anhang 2).

Für das Makrozoobenthos wurden die Häufigkeit (Abundanz) und die Biomasse (Frischgewicht) als quantitative, die Taxazahl und verschiedene biologische Indices als qualitative Kennwerte ermittelt und dargestellt. Innerhalb der abiotischen (morphologisch-hydraulischen) sowie zwischen biotischen und abiotischen Kennwerten wurde breit nach möglichen Zusammenhängen (Korrelationen) gesucht. Auf die ursprünglich vorgesehene statistische Auswertung wurde jedoch verzichtet angesichts der oft geringen Anzahl Werte, der grossen Unsicherheit bei der Bestimmung einzelner Parameter (z.B. Algenbewuchs, von der Bearbeitungstiefe abhängige Indices) und der nur wenigen Hinweise auf bestehende Zusammenhänge bei rein phänomenologischer Betrachtung (Kapitel 5.3, 6 und 7.3). Die Schwierigkeiten bei der statistischen Bearbeitung derartiger Datensätze haben sich sowohl an der Rhone (ETEC, 2000; Dolédec, 2000) als auch am Alpenrhein (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001) deutlich gezeigt.

Im Subjekt I-6 wurden aus verschiedenen gewässerökologischen Themenbereichen Daten erhoben und aufgearbeitet. Nach diesen Themen sind auch die Kapitel 4 bis 7 des vorliegenden Berichtes gegliedert, welche die Resultate aus unseren eigenen Untersuchungen und die Diskussion dazu beinhalten. Wo Daten und Grundlagen von Dritten in die Auswertung mit eingeflossen sind oder Fremddarstellungen wiedergegeben werden, ist auf die entsprechenden Quellen verwiesen. Die zusammenfassende Diskussion der Resultate aus allen Themenbereichen im Hinblick auf die Fragestellungen des vorliegenden Projektes (Abbildung 1) werden in Kapitel 8 behandelt. Die zitierte Literatur ist in Kapitel 9 zusammengestellt. Anhang 1 enthält die Rohdaten der bestimmten abiotischen und biotischen Parameter, soweit sie nicht schon im Bericht erscheinen. In Anhang 2 schliesslich werden die verwendeten Methoden, Geräte und Kenngrössen angeführt.

Einige Trübungs-, Schwebstoff- und Lichtmessungen, die 2001 und 2002 von Limnex und ETEC in der Rhone durchgeführt worden sind, werden zusammen mit weiteren Grundlagen zu den Trübeverhältnissen in einem separaten Bericht behandelt (Portmann et al., 2004).

Tabelle 1. Probenahmestellen in den Querprofilen (Profil) und Mesohabitaten (H) der Rhone bei den verschiedenen Aufnahmen zwischen 2001 und 2003. MH = Morphologisch-hydraulische Aufnahmen; B = Benthos-Aufnahmen; OP = Orientierende Proben.

Querprofile Winter		Mesohabitate Winter		OP Sommer	Koordinaten	Aufnahmedaten	
März/April 2001	Januar-März 2002	März/April 2001	Januar-März 2002	Juni 2003			
Profil Leuk	Profil Brig	Leuk Buhne (LB)	H1 Blockwurf Brig	Mörel Ufer	646 350 / 133 600	23.6.03	
	Profil Leuk		H4 Blockwurf/Buhne Leuk		639 875 / 128 900	3.3.2002 (MH, B)	
				H5 Sandbank Leuk		639 875 / 128 900	1.3.02
				H3 Totholz Leuk		618 200 / 128 350	1.4.01
Profil Pfywald	Profil Chippis	Seitenbach (SB)	H2 Riffle Pfywald	Pfywald Ufer	618 200 / 128 350	25./26.1.02 (MH)	
			H16 Iles Falcon Riffle			618 200 / 128 350	3.3.02 (B)
			H21 Iles Falcon Kiesbank			618 200 / 128 350	1.3.02
			H19 Iles Falcon Schotter			618 200 / 128 350	1.3.02
Profil Riddes 1	Profil Riddes 2	Profil Riddes 3	H6 Chippis Riffle ufernah		612 000 / 128 500	22.6.03	
			H7 Chippis Riffle uferfern		609 825 / 127 375	30./31.3.01	
			H20 Sion Vissingen Totholz		609 375 / 127 225	1.3.02	
			H15 Sion V. grosse Steine		608 925 / 126 525	14.3.02	
			H14 Kiesbank Aproz 2		608 875 / 126 250	14.3.02	
			H13a Schotter Aproz 1		608 850 / 126 300	14.3.02	
			H13b Kiesbank Aproz 1		606 975 / 125 475	31.3.01	
			H8 Blockwurf Riddes 1		606 975 / 125 475	26.1.2002 (MH)	
					606 975 / 125 475	28.1.02	
					594 725 / 119 900	27.3.02	
Profil Riddes 4	Profil Riddes 3	Profil Riddes 3	H12 Riddes Kiesbank		594 725 / 119 900	27.3.02	
			H10 Riddes Blockwurf		590 975 / 117 625	12.3.02	
			H11 Kiesbank Saillon		586 900 / 115 850	12.3.02	
					586 900 / 115 850	12.3.02	
					586 675 / 115 650	27.1.02 (MH)	
					586 675 / 115 650	3.3.02 (MH, B)	
					584 625 / 114 450	2.3.02	
					583 100 / 114 125	27.1.02 (MH)	
					582 725 / 114 075	2.3.02 (MH, B)	
					581 700 / 113 650	14.3.02	
					581 650 / 113 675	14.3.02	
					577 600 / 110 725	2.3.02	
				Lavey Ufer	568 650 / 115 150	1.4.01	
				Vouvry Ufer	558 700 / 132 050	23.6.03	

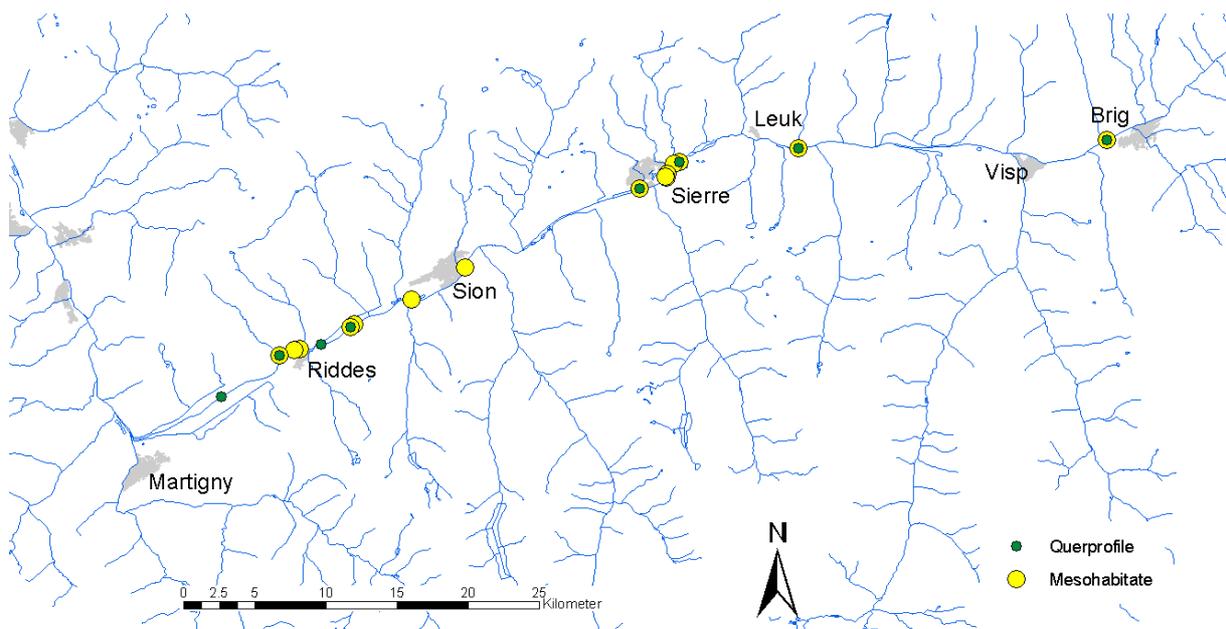


Abbildung 3. Karte des Untersuchungsgebietes mit den Probenahmestellen in Querprofilen und Mesohabitaten der Rhone. Nicht dargestellt sind die vier Stellen, an denen im Sommer 2003 zusätzlich orientierende Benthosproben entnommen wurden (Tabelle 1). © 2005 swisstopo (JD052581). Bearbeitung der Abbildung durch Ch. Weber.

## 4. ÄLTERE BENTHOSDATEN UND AKTUELLE BESIEDLUNG DER RHONE

Soweit uns bekannt, beschrieb Pictet (1841/45), ein Genfer Pionier in der Erforschung des Makrozoobenthos, erstmals einzelne Stein- und Eintagsfliegenarten aus dem Wallis in einer Art, dass sie auch heute noch identifiziert werden können (Abbildung 4). Danach wurden von Mitte des 19. bis Mitte des 20. Jahrhunderts noch verschiedentlich Makroinvertebraten gesammelt (z.B. Meyer-Dür, 1874/75; Ris 1893; Steinmann, 1907; Felber, 1908). Es handelte sich, wie schon bei Pictet, meistens um ausgewachsene, geflügelte Stadien (Imagines) von Eintags- Stein- oder Köcherfliegen, und die rudimentären Angaben zum Fundort ("Wallis", "Siders") erlauben meistens keine Zuordnung zu einem bestimmten Gewässer. Wenn überhaupt wasserbewohnende Larvenstadien berücksichtigt wurden, dann eher in kleineren Fliessgewässern (z.B. im Findelenbach bei Zermatt) und wohl kaum je in der Rhone. Hinzu kommt, dass die Larven vieler Arten zu jener Zeit noch nicht bekannt oder nur ungenügend beschrieben waren. Diese zerstreuten faunistischen Aufnahmen liefern daher keinerlei Hinweise auf das Makrozoobenthos in der Rhone vor der zweiten (ab ca. 1930) oder gar vor der ersten Korrektur des Flusses (ab ca. 1860; SFRD, 1964).

Die ersten aus heutiger Sicht *zuverlässigen* Angaben über das Makrozoobenthos der Rhone stammen von Aubert, der im Wallis zwischen 1941 und 1961 immer wieder Larven und Imagines verschiedener Insektenordnungen gesammelt hat. Bei weitem am ausführlichsten beschreibt er die Steinfliegen (Plecoptera), auf die er spezialisiert war (Aubert, 1946/47; 1949; 1951; 1984a; 1989). Diese Insekten bieten sich deshalb als Indikator-Organismen an, um die jüngere Entwicklung des Makrozoobenthos in der Rhone zu verfolgen (Kapitel 4.1).

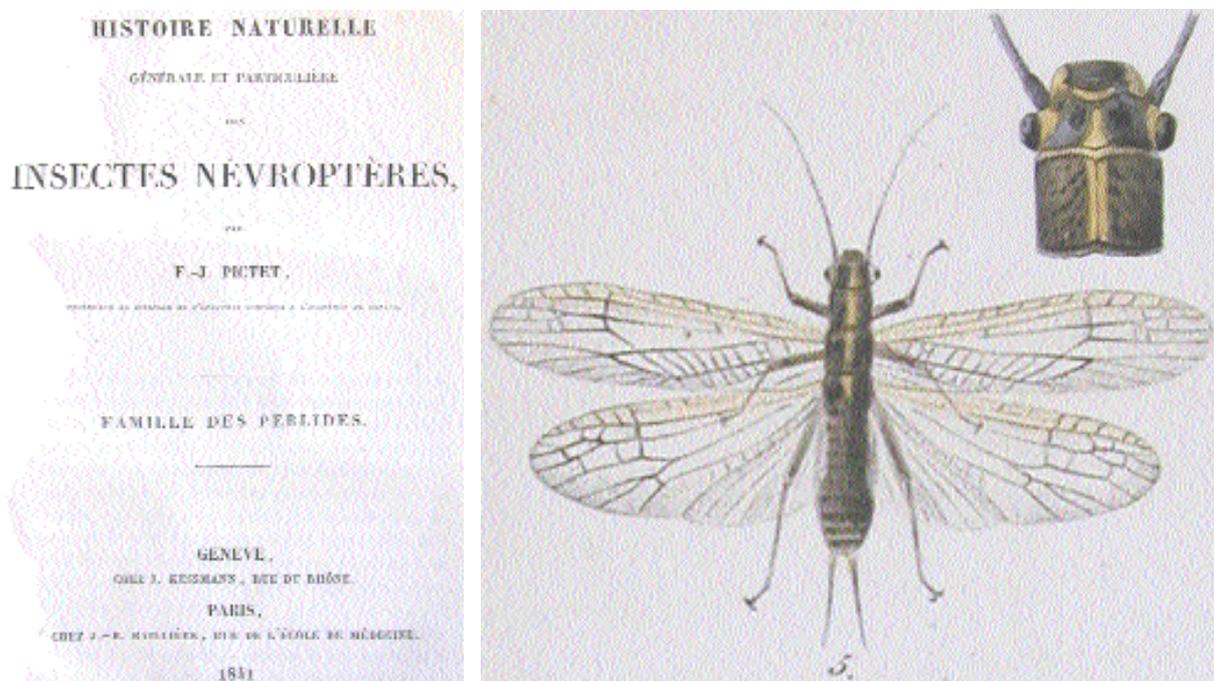


Abbildung 4. Links: Titelseite einer der ersten systematischen Beschreibungen von Steinfliegen durch Pictet (1841). Rechts: Abbildungen (neu montiert) daraus mit *Perla (Dicyopteryx) alpina*, einer Art, die Pictet u.a. auf über 2000 m.ü.M. am Fusse des Matterhorns fand. Diese Art ist unter dem Namen *Dicytogenus alpinum* im Wallis noch heute verbreitet und wird gelegentlich auch in der Rhone bis hinunter nach Sion angetroffen (Aubert, 1984a, Tabelle 2).

Die Datenbank des "Centre Suisse de Cartographie de la Faune" (CSCF, 2002/04) umfasst daneben auch etliche Einträge von Aubert zu Eintagsfliegen (Ephemeroptera) und Köcherfliegen (Trichoptera) aus den 1940er und 1950er Jahren. Um die Veränderungen seit damals aufzuzeigen, sind diese Daten aber aus verschiedenen Gründen weniger gut geeignet:

- Von den Trichopteren sind nur Imagines aufgeführt. Ebenfalls auf Imaginalfänge beschränkt geblieben sind einige Aufnahmen in den 1970er und 1980er Jahren (Siegenthaler-Moreillon, 1991; CSCF, 2002/04). Darin wird für das Ufer und die unmittelbare Umgebung der Rhone übereinstimmend ein noch beträchtliches Spektrum an Köcherfliegenarten dokumentiert. Offen bleibt dabei, wie viele und welche dieser Arten sich im Fluss auch erfolgreich fortpflanzen können.
- Von den Ephemeropteren wies Aubert für die Rhone lediglich zwei Arten im Larvenstadium nach (*Baetis rhodani* und *Baetis alpinus*). Auch die jüngeren Aufnahmen haben für die Eintagsfliegen eine ähnlich geringe Artenvielfalt ergeben (z.B. Sartori, 1987; ETEC, 2000; SP I-3 des Rhone-Thur Projektes, Kapitel 7.3 des vorliegenden Berichtes). Die wenigen um 1950 in der Rhone vorgefundenen Arten haben sich seither offenbar halten können.

Aus diesen spärlichen Daten geht nicht hervor, ob in den letzten ca. 50 Jahren typische Eintags- und Köcherfliegenarten des Fluss-Unterlaufes (Hyporhithral und Potamal; Kapitel 4.1 und 7.3) aus der Rhone verschwunden sind, wie dies z.B. für die französische Rhone und andere Flüsse dokumentiert ist (Marten, 1983, Usseglio-Polatera & Bournaud, 1989, Kurek, 1999).

#### 4.1 DIE STEINFLIEGENFAUNA DER RHONE VON 1940 BIS 2002

Die als zuverlässig eingestuften Angaben zur Steinfliegenfauna in der Rhone zwischen Brig und Martigny seit 1940 sind in Tabelle 2 zusammengestellt. Die Daten für die verschiedenen Perioden stammen aus folgenden Quellen:

1940-1960: Tabelle von ETEC (unpubl.) mit den Daten aller früheren Funde von Aubert (1946/47, 1949, 1951, 1984a). Qualitative Fänge von Imagines und Larven, Bestimmung auf Artniveau. Die Angaben sind grösstenteils auch in CSCF (2002/04) enthalten.

1983/84a: Tabelle von ETEC (unpubl.) mit den Daten aller späteren Funde von Aubert (1984a). Qualitative Fänge von Imagines und Larven, Bestimmung auf Artniveau. Die Angaben sind grösstenteils auch in CSCF (2002/04) enthalten.

1983/84b: Gogniat & Marrer (1984/85) mit quantitativen Proben von Larven, Bestimmung auf Gattungsniveau. Neben der Rhone wurden auch zahlreiche Zuflüsse beprobt.

1992-2000: Tabellen von ETEC mit Daten von 1992 und 1997 (Bernard et al., 1994; ETEC, 1999) sowie von 2000 (unpubl.). Quantitative Proben von Larven, Originalbestimmung auf Familienniveau. Nachbestimmung der Steinfliegen in ausgewählten Proben durch Limnex und die Spezialistin V. Lubini auf Gattungs- oder Artniveau. Neben der Rhone wurden auch Zuflüsse beprobt.

1996-1998: Tabellen mit Daten von ECOTEC (1997/98, 1999). Quantitative Proben von Larven, Bestimmung auf Familien- oder Gattungsniveau.

2001/2002: Diplomarbeiten von Uhlmann (2001), Baur (2002) und Walther (2002) innerhalb

Tabelle 2. Liste der Steinfliegen-Taxa in der Rhone von Brig bis Martigny für Aufnahmen aus verschiedenen Perioden. Die Zahlen geben an, in welchen Monaten ein Taxon gefunden worden ist. Herkunft der Daten siehe Text. Die Bezeichnung der Taxa ist nach Mauch et al. (2003) vereinheitlicht. QP = Querprofile, HA = Mesohabitate. SP = Subprojekt. **Rot**: Arten, die in den letzten 20 Jahren in der Rhone nicht mehr nachgewiesen werden konnten.

TAXALISTE PECOPTERA (Steinfliegen)	Datenherkunft		Frühere Aufnahmen und Untersuchungen durch ETEC / Dritte				Rhone SP I-3		Rhone SP I-6: Aufnahmen Limmex / ETEC	
	1940-1960	1983/84a	1983/84b <sup>4)</sup>	1992-2000	1996-1998	2001/02 <sup>6)</sup>	QP+HA 2001	QP 2002	HA 2002/03	
<b>TAENIOPTERYGIDAE</b>										
<i>Brachyptera trifasciata</i> (PICTET, 1832)	2,3,9		1,12	2,3	1,2,5,11		3,4	2,3	1,3	
<i>Rhabdiopteryx</i> sp. (cf. <i>R. neglecta</i> )	2,3,9	3,4	1,12		2,12					
<i>Rhabdiopteryx neglecta</i> (ALBARDA, 1889)										
<i>Taeniopteryx</i> sp.	2,3,9	4								
<i>Taeniopteryx kuehntreiberi</i> AUBERT, 1950										
<b>NEMOURIDAE</b>										
<i>Protonemura</i> sp.				2,3,10	5,11		3,4		3	
<i>Protonemura intricata</i> (RIS, 1902)	4,5									
<i>Protonemura nimborella</i> (MOSELY, 1930)	2,3,9	3,4								
<i>Protonemura nimbora</i> RIS, 1902	2,3,9	3,4								
<i>Protonemura nitida</i> (PICKET, 1835)	2,3,9	3,4								
<i>Amphinemura</i> sp.			1,4,12		1,2,5,11					
<i>Nemoura</i> sp.	2,3,9	3,4		2,3,10	1,2,12		2,3		6	
<i>Nemoura murtoni</i> RIS, 1902	2,3,9				4,5					
<i>Nemurella pictetii</i> KLAPALEK, 1900	2,3,9				4,5					
<b>LEUCTRIDAE</b>										
<i>Leuctra</i> sp.			1,4,12		1,2,5,11,12		3,4	2,3	1,3	
<i>Leuctra inermis</i> -Gruppe					4,5					
<i>Leuctra inermis</i> KEMPNY, 1899 <sup>1)</sup>	2,3,9				4,5					
<i>Leuctra handlirshi</i> KEMPNY, 1898 <sup>1)</sup>									6	
<i>Leuctra rauscheri</i> AUBERT, 1957 <sup>1)</sup>							3			
<i>Leuctra major</i> BRINCK, 1949	3									
<i>Leuctra murtoni</i> KEMPNY, 1899	2,3,9	3,4								
<b>CAPNIIDAE</b>										
<i>Capnia</i> sp.			1,12		1,2,5,11,12			2,3	3	
<i>Capnia nigra</i> (PICKET, 1833)	2,3,9	3,4							3	
<i>Capnia vidua</i> KLAPALEK, 1904	3,9									
<b>PERLODIDAE</b>										
<i>Dictyogenus</i> sp.				3				2,3		
<i>Dictyogenus alpinum</i> (PICKET) 1841	2,3,9	3,4								
<i>Isoperla</i> sp. (cf. <i>I. rivulorum</i> )			1,4,12	2,3	1,5,11		3,4	2,3	3,6	
<i>Isoperla rivulorum</i> (PICKET, 1841)	2,3,9	3,4		2,3						
<i>Isoperla obscura</i> (ZETTERSTEDT, 1840)	X <sup>3)</sup>									
<b>PERLIDAE</b>										
<i>Dinocras</i> sp.			1,4,12							
<i>Dinocras cephalotes</i> (CURTIS, 1827)	2,9	4								
<i>Perla</i> sp. (cf. <i>P. grandis</i> )				3	12					
<i>Perla grandis</i> RAMBUR, 1842	3			2						

Anmerkungen: <sup>1)</sup>: Eine weibliche Imago von *L. handlirshi* am 22.6.03 an der Rhone im Plynwald. Die Art wäre neu für das Wallis. Nach Reusch & Weinzierl (1999) ist der Status dieser Art unklar und eine zweifelsfreie Abgrenzung zu *L. inermis* und *L. rauscheri* zur Zeit nicht möglich. <sup>2)</sup>: Funde ausschliesslich im Grundwasser des Plynwaldes (Walther, 2002). <sup>3)</sup>: Eine Imago von der Rhone bei Brig im Naturhistorischen Museum Bern. Aubert (1984a) nennt kein Funddatum, vermutet die Art aber seit der Mitte des 20. Jahrhunderts als verschollen. <sup>4)</sup>: Für eine Stelle wird auch *Arcynopteryx* sp. aufgeführt. Diese Angabe ist wahrscheinlich falsch und in der vorliegenden Tabelle deshalb nicht übernommen. <sup>5)</sup>: Höchstwahrscheinlich *Dinocras cephalotes*. Es handelt sich um einen Einzelfund (ev. eingeschwemmt), der für die Rhone nicht als Art nachweis betrachtet wird. <sup>6)</sup>: Nur Proben aus der Rhone ("main channel") und den damit verbundenen Seitengewässern ("backwaters") an den Probenahmestellen zwischen Brig und Martigny berücksichtigt.

oder im Umfeld von SP I-3 des Rhone-Thur Projektes. Unterschiedlich geartete Proben von Larven, Bestimmung auf Gattungs- oder Artniveau.

QP 2001, QP 2002, HA 2002/03: Proben aus Querprofilen und Mesohabitaten im Rahmen der vorliegenden Untersuchung (Kapitel 7). Quantitative Proben von Larven und vereinzelt qualitative Fänge von Imagines. Bestimmung auf Gattungs- oder Artniveau, Nachbestimmung einiger Individuen auf Artniveau durch die Spezialistin V. Lubini.

Von den 12 Steinfliegen-Gattungen, die Aubert von 1940 bis 1960 mehrfach in oder an der Rhone zwischen Brig und Martigny gefunden hatte, sind *Brachyptera (trifasciata)* und *Nemurella (picteti)* seither nie mehr nachgewiesen worden. Dasselbe gilt für die Art *Isoperla obscura*, von der aber offenbar nur ein einziger Fund aus der Zeit vor Auberts Aufnahmen vorliegt. Die Gattung *Dinocras* bzw. die Art *Dinocras cephalotes* ist 1983/84 noch in zwei unabhängigen Aufnahmen festgestellt worden, seither aber nicht mehr (abgesehen von einem isolierten Einzelfund bei Leuk; siehe Tabelle 2). Die übrigen Steinfliegen-Gattungen sind in der Rhone auch heute noch vertreten, darunter die Gattung *Isoperla* mit nur noch einer Art (*I. rivulorum*). Bei anderen Gattungen mit ursprünglich mehreren Arten (*Protonemura* sp., *Leuctra* sp., *Capnia* sp.) ist das aktuelle Artenspektrum nicht genau bekannt. Das hängt damit zusammen, dass in jüngerer Zeit v.a. die schwieriger zu bestimmenden Larven gesammelt worden sind, früher hingegen bevorzugt die Imagines. Aus CSCF (2002/04) geht jedoch zumindest hervor, dass die meisten der von Aubert bestimmten Arten aus diesen Gattungen auch nach 1990 im Wallis noch angetroffen wurden — wenn auch nicht unbedingt an der Rhone zwischen Brig und Martigny. Einzig von *Protonemura intricata* und *Leuctra mortoni* scheinen im ganzen Kanton keine jüngeren Nachweise zu bestehen. Auf der anderen Seite steht die Gattung *Amphinemura*, die 1983/84 erstmals in Rhoneproben "auftaucht" und auch später gelegentlich gefunden wird. Bei *Leuctra handlirschi*, die für das Wallis eine neue Art wäre, ist der Fund von 2003 hingegen noch zu isoliert und die taxonomische Stellung der Art zu wenig geklärt, um sie schon zur Steinfliegenfauna der Rhone zu zählen.

Berücksichtigt man alle angeführten Grundlagen, so erscheint die Artenzusammensetzung der Steinfliegen in der Rhone zwischen Brig und Martigny noch recht ähnlich wie schon in der Mitte des 20. Jahrhunderts. Von 1940 bis 1960 sind insgesamt 19 Steinfliegentaxa aus sechs verschiedenen Familien festgestellt worden (Tabelle 2); Heute sind sicher alle diese Familien noch vertreten, aber die Taxazahl ist in einigen Familien nicht genau bekannt. Wahrscheinlich sind mindestens vier Taxa aus verschiedenen Familien aus dem Fluss verschwunden und mindestens ein Taxon neu hinzugekommen (im Fluss oder in den Proben).

Diese Aussagen betreffen nur die Zusammensetzung und erlauben daher keine Rückschlüsse auf allfällige Veränderungen bei der Häufigkeit der Steinfliegen insgesamt oder bei den Dominanzverhältnissen innerhalb dieser Invertebraten-Gruppe. Für solche quantitativen Betrachtungen eignen sich die frühen Steinfliegen-Daten von Aubert nicht, auch wenn sie in qualitativer Hinsicht eine hervorragende Referenz darstellen. Quantitative Benthosdaten, die für einen Vergleich mit unseren eigenen Aufnahmen herangezogen werden können, liegen erst aus jüngerer Zeit vor (Kapitel 4.2).

## Der Arten-Rückgang von Steinfliegen — nicht nur in der Rhone

Aus den grösseren Fliessgewässern Zentraleuropas sind in den letzten ca. 100 Jahren zahlreiche Steinfliegenarten fast oder ganz verschwunden. Besonders stark sind jene Arten betroffen, die ursprünglich in den breiten, langsam fliessenden Unterläufen der Flüsse verbreitet waren (Zwick, 1992). In dieser Fliessgewässerregion des Potamal (vgl. Kapitel 7.3) kommen alle möglichen anthropogenen Beeinträchtigungen zusammen wie Verminderung der Wasserqualität durch Nähr- und Schadstoffe, Verarmung der Strukturvielfalt durch Kanalisierung des Gerinnes oder starke Eingriffe in das Abflussregime durch hydroelektrische Nutzung.

Eine der typischen potamalen Steinfliegenarten ist *Isoperla obscura*, die früher vermutlich auch in der Rhone vorkam (Tabelle 2). Sie ist heute in weiten Teilen ihres grossen geografischen Verbreitungsgebietes selten geworden (Zwick, 1992, Soldán et al., 1998). Für die Schweiz liegen einige neuere Funde aus dem Alpenrhein und aus verschiedenen Gewässern im Kanton Tessin vor (CSCF, 2002/04).

Eines der Paradebeispiele für den Steinfliegen-Rückgang ist zweifellos *Brachyptera trifasciata*, die von Aubert (1984a) um die Mitte des 20. Jahrhunderts noch an mehreren Stellen der Rhone nachgewiesen wurde, letztmals am 19.2.1961 bei Sion. Um 1982 ist die Art aus den von Aubert (1984b) untersuchten Gewässern der Romandie verschwunden. Für die Zeit von 1965 bis 1995 verzeichnet die gesamtschweizerische Datenbank des CSCF (2002/04) nur noch einen einzigen Nachweis dieser Art, jenen von 1985 im Alpenrhein bei Sargans (ebenfalls durch Aubert). Erst in jüngster Zeit ist *Brachyptera trifasciata* durch Graf et al. (2002) sowie Graf & Hutter (2002, 2003) im Alpenrhein bei Bangs wieder entdeckt worden (Abbildung 5). Eine durch SP I-3 entnommene Probe vom April/Mai 2002 aus einem Zufluss der Rhone im Goms bei Münster enthielt zwei Steinfliegenlarven, die der Spezialist W. Graf als *Brachyptera cf. fasciata* bestimmt hat.

*Brachyptera trifasciata* ist eine Art des Mittel- und Unterlaufes (Hyporhithral - Potamal; vgl. Kapitel 7.3), die einst in geeigneten Gewässern massenhaft auftrat (Ravizza & Zwick, 1981, Weinzierl, 1999). Soweit überhaupt noch (oder wieder) bekannt, bewohn(t)en die Larven von *Brachyptera trifasciata* im Alpenraum bevorzugt Kiesbänke mit relativ hohem Anteil an Feinmaterial (Sand, Silt) in grösseren Gebirgsflüssen mit tiefen

Sommertemperaturen und starkem Geschiebetrieb (Soldán et al., 1998, Graf & Hutter, 2003).

Die beiden anderen aus der Rhone offenbar verschwundenen Arten, *Nemurella pictetii* und *Dinocras cephalotes*, bewohnen die Flussoberläufe (Krenal und Rhithral). Sie sind gesamtschweizerisch noch weit verbreitet, aus dem Kanton Wallis liegen uns für die letzten 20 Jahre aber keine Nachweise vor (CSCF, 2002/04).

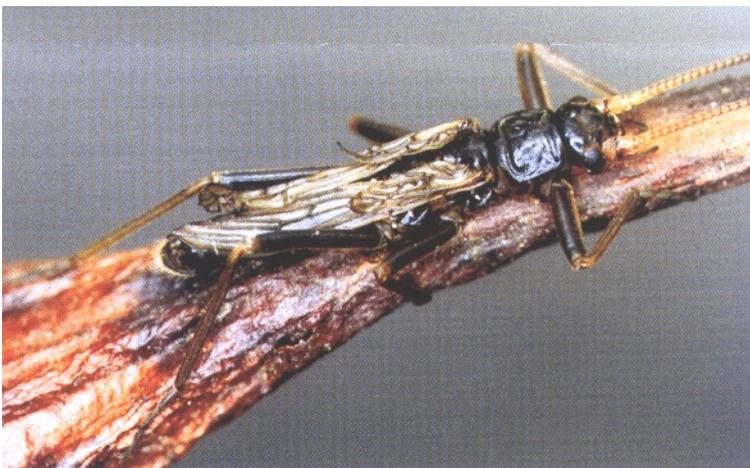


Abbildung 5. Männliche, kurzflügelige Imago der Steinfliege *Brachyptera trifasciata* aus dem Alpenrhein bei Bangs. Foto von A. Schmidt-Kloiber, aus Graf et al. (2002). Wiedergabe mit Erlaubnis.

## 4.2 QUANTITATIVE DATEN ZUM MAKROZOOBENTHOS UND ABFLUSSVERLAUF SEIT 1990

In der Rhone oberhalb des Lac Léman sind in den letzten 20 Jahren verschiedentlich quantitative Aufnahmen des Makrozoobenthos durchgeführt worden (Kapitel 4.1), darunter im Herbst 1983 auch erstmals in einigen Querprofilen (Transekten) über die ganze Flussbreite (Gogniat & Marrer, 1984/85). Für die nachfolgenden Auswertungen sind aus den verfügbaren Datensätzen zwei ausgewählt worden: diejenigen von ETEC aus den Jahren 1992 und 1997 (Bernard et al., 1994, ETEC, 1999) sowie die Resultate der vorliegenden Untersuchung von Limnex und ETEC. Zu den Daten von 1992 und 1997 liegt schon eine ausführliche statistische Analyse vor (ETEC, 2000, Dolédec, 2000, Bernard, 2001).

Die verwendeten Abflusswerte der Rhone wurden vom Bundesamt für Wasser und Geologie (BWG) zur Verfügung gestellt; sie stammen von den drei Messstationen Brig, Sion und Branson, welche die Landeshydrologie an diesem Flussabschnitt unterhält (LHG, 2003).

Die Abflussganglinien der drei LHG-Messstationen Brig, Sion und Branson für die Periode 1990-2002 zeigen dieselbe Charakteristik: ein stark durch Gletscher- und Schneeschmelze geprägtes (glazio-nivales) Abflussregime mit einem regelmässig wiederkehrenden Maximum der Wasserführung von Juni bis August (LHG, 2001, 2003). Überall lassen sich auch deutlich drei verschiedene Abflussniveaus unterscheiden, deren absolute Höhe in Fliessrichtung zwar von Station zu Station zunimmt, deren Verhältnis zueinander sich dabei aber meistens nur wenig verändert (Abbildung 6):

- Die grössten Hochwasserspitzen während der Untersuchungsperiode erreichten in Brig 400-550 m<sup>3</sup>/s, in Sion 800-900 m<sup>3</sup>/s und in Branson 900-1'000 m<sup>3</sup>/s. Derartige Starkhochwässer, die sich deutlich von allen übrigen Abflussspitzen abheben, traten zwischen 1990 und 2002 zweimal auf: am 25.9.1993 und am 15.10.2000 (BWG, 2000).
- Die nächsttiefere Abflusskategorie reicht von der ständig erhöhten Wasserführung im Sommer bis hin zu den durchschnittlich einmal pro Jahr wiederkehrenden Hochwasser-Ereignissen, die ebenfalls im Sommerhalbjahr auftreten. Dieser Abflussbereich umfasst in Brig ca. 100-200 m<sup>3</sup>/s, in Sion und Branson ca. 250-500 m<sup>3</sup>/s; er liegt damit ca. zwei- bis viermal tiefer als die Starkhochwässer.
- Im Winterhalbjahr sinken die Abflüsse natürlicherweise auf die Tiefstwerte im Jahresverlauf. Mit zunehmendem Einfluss der Wasserkraftwerke (Schwallbetrieb) wird dieses Niedrigwasser flussabwärts immer mehr durch die (werk)täglichen Schwälle erhöht. Gleichzeitig geht damit auch die Differenz bzw. das Verhältnis von Winter- zu Sommerabflüssen stetig zurück. In Brig bewegt sich die Wasserführung im Winter ungefähr zwischen 5 m<sup>3</sup>/s (Sunk) und 15 m<sup>3</sup>/s (Schwall) und liegt damit durchschnittlich um einen Faktor 10 unter den Sommerwerten. In Sion nimmt diese Spanne auf ca. 15-70 m<sup>3</sup>/s zu, der durchschnittliche Faktor von Sommer zu Winter hingegen auf ungefähr 8 ab. In Branson, nach der Einmündung des Betriebswassers aus den zwei grossen Kraftwerken von Cleuson-Dixence und Mauvoisin, beträgt die Spanne schon ca. 20-110 m<sup>3</sup>/s und der durchschnittliche Faktor noch ungefähr 4. Im weiteren Verlauf der Rhone bis zur Mündung dürfte sich diese Entwicklung durch weitere Zentralen (z.B. Emosson) fortsetzen, d.h. das Niveau von Winter- und Sommerabflüssen noch etwas weiter annähern. Die beiden Niveaus bleiben damit im ganzen Rhonelauf klar unterscheidbar; sie gehen aber im Frühjahr und im Herbst durch mehr oder weniger lange Perioden des Abflussanstiegs und -rückganges oft "nahtlos" ineinander über. In gewissen Jahren (z.B. 1999) ist aus Abbildung 6 aber auch ein ziemlich abrupter Übergang von Winter- zu Sommerwerten ersichtlich.

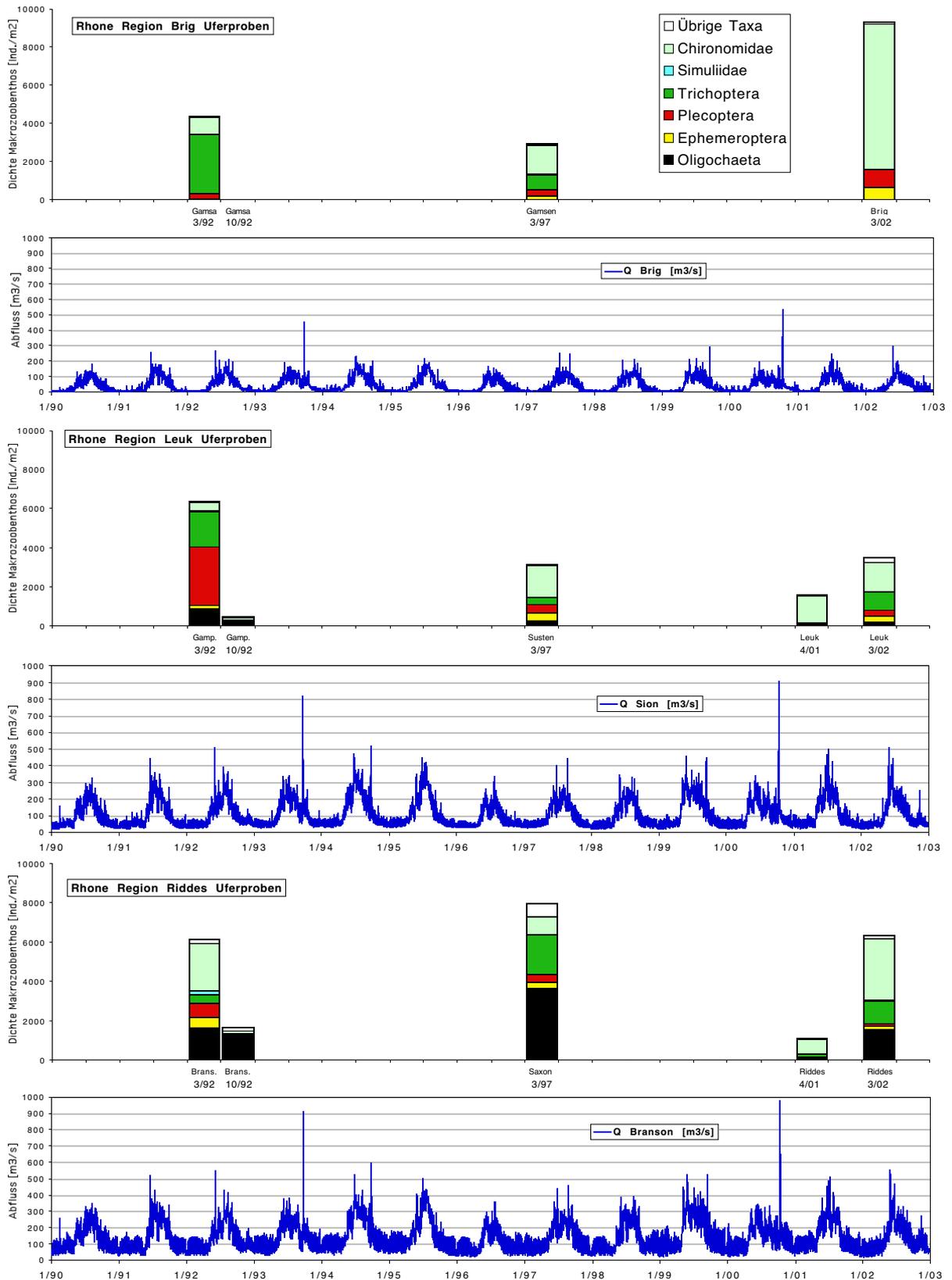


Abbildung 6. Abflussverlauf und ufernah entnommene Makrozoobenthos-Proben der Rhone an verschiedenen Stellen zwischen Brig und Martigny von 1990 bis 2002, aufgeteilt in die wichtigsten vertretenen, systematischen Gruppen. Abflussdaten: Kontinuierliche Aufzeichnungen an den Messstellen der Landeshydrologie (LHG, 2003). Benthosdaten: Abundanz (Individuendichte) in verschiedenen quantitativen Proben von ETEC und Limnex (siehe Text). Die x-Achsen sind mit Monat/Jahr bezeichnet. Gamp. = Gampinen, Brans. = Branson.

Abbildung 6 zeigt quantitative Makrozoobenthos-Proben, die von 1990 bis 2002 an jeweils nahe gelegenen Stellen bei oder zwischen den Abflussmessstationen der Landeshydrologie an der Rhone entnommen worden sind. Die Darstellung macht deutlich, wie "verloren" die paar Einblicke in die benthische Besiedlung wirken angesichts des betrachteten Zeitraums (wenige Probenahmetage in 13 Jahren) und angesichts der räumlichen Ausdehnung des Gewässers (wenige mehrmals beprobte Strecken auf 75km Flusslänge; vgl. Arscott et al., 2003). Zu dieser zeitlichen und longitudinalen Dimension kommen mit der lateralen und der vertikalen eigentlich noch zwei weitere räumliche Dimensionen hinzu (Ward, 1989; Ward et al., 2002), die in Abbildung 6 nicht dargestellt sind. Dennoch liefert die Grafik einige Hinweise darauf, wie das Makrozoobenthos auf die verschiedenen Abflussniveaus reagiert:

- Am 1.4.2001, also ein halbes Jahr nach dem Starkhochwasser vom 13.-15.10.2000, sind bei Leuk und bei Riddes minimale Benthosdichten von 1'100 bis 1'600 Individuen pro m<sup>2</sup> Flussole (Ind./m<sup>2</sup>) erfasst worden (bei Brig fand damals keine Aufnahme statt). Das Makrozoobenthos bestand an den beiden Stellen zu 65 bis 90% aus Larven von Zuckmücken (Chironomiden). Diese Organismen vermögen Hochwasser-Ereignissen oft schlecht zu widerstehen und werden mit dem Substrat zusammen ausgespült (geringe Resistenz), was u.a. auch an der französischen Haut-Rhône festgestellt worden ist (Gaschignard, 1984). Auf der anderen Seite weisen die Chironomiden als Pionier-Besiedler eine sehr hohe Resilienz auf, d.h. sie erreichen rasch wieder hohe Dichten (Mackay, 1992). In besonderem Masse gilt dies für die in der Rhone vorherrschende Unterfamilie der Orthocladiinae (Kapitel 7.3). Dass zuvor ausgeräumte Gewässersohlen von Chironomiden-Larven innert weniger Winter- und Frühjahrs-Monate sehr zahlreich besiedelt werden können, wurde sowohl nach Perioden des Trockenfallens (Grzybkowska, 1995) als auch nach Hochwasser-Ereignissen festgestellt (Gendron & Laville, 2000). Vermutlich handelt es sich auch bei einem grossen Teil der im April 2001 in der Rhone festgestellten Zuckmückenlarven um solche Neubesiedler. Demnach wären aus jenen obersten Sedimentschichten, die noch dem Fluss-Lebensraum zugezählt werden (Bretschko, 1995), durch das Starkhochwasser im Oktober 2000 auch die Chironomiden — wie die übrigen Makroinvertebraten — fast vollständig ausgeschwemmt worden.
- Die Wirkung der erhöhten Sommerabflüsse ist an den Proben abzulesen, die vom 1. bis 3. März und vom 4. bis 7. Oktober 1992 an identischen Stellen entnommen worden sind (Bernard et al., 1994). Dabei dürfen die in der Rhone dominierenden Insektenlarven allerdings nicht berücksichtigt werden, weil sie im Herbst natürlicherweise einen jährlichen "Tiefstand" erreichen können; die Tiere halten sich dann entweder als geflügelte Stadien (Imagines) ausserhalb des Wassers auf oder werden als ganz kleine Ei- bzw. Larvenstadien durch die Probenahme noch nicht erfasst. Bei Leuk (Stelle "Gampinen") und bei Riddes (Stelle "Branson") waren die Benthosdichten im Oktober 1992 deshalb ähnlich gering wie im April 2001; es dominierten aber nicht die Chironomiden, sondern die wenigborstigen Würmer (Oligochaeta), die 60 bis 80% der Individuenzahl ausmachten. Bei Brig (Stelle "Gamsa") blieben die Würmer dagegen bei allen Probenahmen immer unter 1% der Individuendichte, weshalb das Flussbett im Oktober 1992 regelrecht leergeräumt erscheint (13 Ind./m<sup>2</sup>!). Aquatisch lebende Würmer haben keine Entwicklungsstadien ausserhalb des Wassers und verbringen somit ihren ganzen Lebenszyklus in oder auf der Gewässersohle. Ein Vergleich mit dem Bild nach dem Hochwasser vom Oktober 2000 ergibt zudem: Die im Herbst 1992 bei Leuk und bei Riddes vorhandenen Oligochaeten sind kaum Neubesiedler, sondern sie sind während des Sommers "an Ort und Stelle" im Fluss verblieben. Im Sommer 1992 ereignete sich in der Rhone bereits am 2. Juni ein ungefähr jährliches Hochwasser (Q<sub>1</sub> oder höher),

und anschliessend folgten noch mehrere kleinere Hochwasser-Ereignisse. Die Individuendichte der Würmer ging in dieser Zeit zwar bei Leuk um 65% und bei Riddes um 23% zurück; die Werte blieben aber immer noch um einen Faktor 5 bis 6 über jenen vom April 2001. Für die in der Rhone hauptsächlich vertretene Gattung *Nais* (Kapitel 7.3) entspricht eine Abnahme der Individuendichte zwischen Frühjahr und Herbst ausserdem dem natürlichen Abundanzrhythmus (Wachs, 1965, Paoletti & Sambugar, 1984, Schönborn, 1985). Die aufgezählten Gründe sprechen dafür, dass der Bestand an Oligochaeten in der Rhone durch die erhöhten Sommerabflüsse (ev. einschliesslich des jährlichen Hochwassers) höchstens kurzfristig vermindert wird (vgl. Fesl & Humpesch, 2003). Das würde bedeuten, dass die Rhone-Sohle in diesem Abflussbereich zumindest in Ufernähe einigermaßen stabil bliebe und die im Innern der Sohle lebenden Tiere vor Abschwemmung relativ gut geschützt wären. Demgegenüber weisen die Befunde nach dem Starkhochwasser vom Oktober 2000 eher darauf hin, dass die Sedimente bei jenem Ereignis auf der gesamten Flussbreite umgelagert und die Makroinvertebraten bis in grössere Sohliefen ausgeräumt wurden.

- Über die Auswirkungen des Schwallbetriebes auf das Makrozoobenthos gibt Abbildung 6 nur indirekt Auskunft: Die winterlichen Schwallabflüsse liegen selbst in Branson, wo sie am höchsten sind, noch deutlich unter dem Abflussbereich im Sommerhalbjahr. Es ist deshalb anzunehmen, dass die Oligochaeten auch die Schwälle relativ gut überstehen (vgl. oben). Dasselbe dürfte grundsätzlich für alle Organismen zutreffen, die im Lückenraum des Sedimentes leben oder sich nötigenfalls dorthin zurückziehen können, also z.B. auch für die Chironomidenlarven (Kapitel 7.1). Weitergehende Aussagen zu den Schwall-Auswirkungen lässt der Vergleich dieser weit auseinander liegenden Benthosdaten nicht zu.
- Nimmt man die Benthosdichte und -zusammensetzung bei den Aufnahmen von März 1992 und März 1997 als Referenz, so liegt die Aufnahme vom März 2002 in Leuk und Riddes innerhalb dieser Schwankungsbreite. Grössere Abweichungen zeigt die Stelle Brig, die 2002 von den untersuchten Querprofilen in der Rhone am ehesten ein standortgerechtes Makrozoobenthos aufwies (Kapitel 7.1).

Bei der statistischen Auswertung von Benthosdaten aus den Jahren 1992 und 1997 durch Dolédec (2000) und ETEC (2000) wurden u.a. auch mögliche Ursachen für zahlenmässigen Rückgang einzelner Steinfliegenfamilien geprüft. Seit den letzten Aufnahmen von Aubert 1983/84 hat sich das Artenspektrum der Steinfliegen im Wallis zwar kaum verändert (Tabelle 2); Die Vertreter der vorwiegend räuberisch lebenden Familien Perlidae, Perlodidae und Chloroperlidae sind in jüngster Zeit aber offenbar in der Rhone und ihren Zuflüssen wesentlich seltener geworden. Als Steuerfaktoren für die Verbreitung dieser und anderer Makroinvertebraten kristallisierten sich auch einige Merkmale des Flusslebensraumes heraus, die anthropogen meist stark beeinflusst sind (Breite und Gefälle des Gerinnes, "Aménagement hydraulique", Kolmation der Gewässersohle, Wasserqualität, Algenbewuchs und Ufervegetation).

## 5. DIE RHONE ALS LEBENSRAUM

### 5.1 ABFLUSSVERHÄLTNISSE UND WASSERQUALITÄT

Die unterschiedlichen Abflussniveaus der Rhone (Kapitel 4.2) sind für die untersuchten Querprofile in Abbildung 7 nochmals zusammengestellt. Im Winterhalbjahr wird die Wasserführung stark durch den Schwallbetrieb aus den zahlreichen Wasserkraftwerken bestimmt. Flussabwärts nehmen die Höhe des Schwalls und damit auch das Verhältnis von Schwall zu Sunk mit jeder weiteren Kraftwerks-Zentrale zu; die grössten "Einzelschwälle" werden zwischen Nendaz (ca. Fluss-km 55) und Vernayaz (ca. Fluss-km 35) durch die drei Anlagen von Cleuson-Dixence, Mauvoisin und Emosson erzeugt. So führt allein die Zentrale Nendaz, die den Hauptteil des Wassers aus dem Speichersee von Grande Dixence verarbeitet, zwischen den Querprofilen Riddes 1 und Riddes 2 zu einer Zunahme des Maximalschwalls in der Rhone um über 50% (von 70 auf 110 m<sup>3</sup>/s) und zu einer Zunahme des Schwall:Sunk-Verhältnisses um 40% (von 4:1 auf 5.5:1; Abbildung 7). Durch die Betriebsaufnahme der neuen, ebenfalls zum Kraftwerk Cleuson-Dixence gehörenden Zentrale Bieudron im Sommer 1999 ist der maximal mögliche Schwall in der Rhone flussabwärts von Riddes nochmals deutlich gesteigert worden (ECOTEC, 1997/98); der Bruch einer Druckleitung hat diese Zentrale jedoch bereits am 12.12.2000, also kurz vor Beginn unserer Aufnahmen, wieder für mehrere Jahre ausser Betrieb gesetzt (EOS, 2001; ECOTEC, 2004).

Wie im übrigen Alpenraum wurden auch im Wallis die meisten schwallerzeugenden Hochdruck-Speicherwerke zwischen 1950 und 1975 gebaut (Loizeau & Dominik, 2000). Davor war die Wasserführung der Rhone anthropogen noch kaum beeinflusst (Vivian, 1989). Ausführlicher dargestellt wird der Schwallbetrieb sowie dessen Auswirkungen auf abiotische und biotische Zustandsgrössen der Rhone im Synthesebericht Schwall-Sunk des Rhone-Thur Projektes.

In den Hochsommermonaten Juni bis August ist zwar die natürliche Abflussmenge der Rhone durch den Rückhalt in den Speicherseen um 15-20% vermindert (Vivian, 1989). Anders als im Winter — wenn die gesamte Wasserfracht durch die Kraftwerke um >50% zunimmt — folgt der Abfluss im Sommerhalbjahr aber noch mehr dem natürlichen, durch Schnee- und Gletscherschmelze sowie Hochwasser-Ereignisse bestimmten Rhythmus. Dennoch sind die Schwälle aus den Wasserkraftwerken in der Rhone auch während dieser abflussreichen Zeit oft noch gut erkennbar als tagesperiodische Schwingungen auf hohem Niveau. Durch die typischen "Einbrüche" (fehlende oder viel kleinere Spitzen) an den Wochenenden unterscheiden sich diese Schwall-Ganglinien auch von jenen ähnlichen sommerlichen Abfluss-Schwankungen, die von der natürlichen Tagesperiodik der Gletscherschmelze herrühren (Brückner, 1895; Portmann et al., 2004).

Die Menge und die Herkunft des abfliessenden Wassers bestimmen über verschiedene Prozesse (z.B. Mobilisierung, Verdünnung) auch dessen physikalisch-chemische Eigenschaften (Wasserqualität). Einige Aspekte dieser Wasserqualität werden an anderen Stellen behandelt, so die Temperatur (Meier et al., 2004; Frey, 2003) und die Trübung bzw. der Gehalt an mineralischen Schwebstoffen (Portmann et al., 2004). Der Nähr- und Schadstoffgehalt des Wassers ist einer der wesentlichen Einflussfaktoren für die Verbreitung von empfindlichen aquatischen Organismen. Dieser Aspekt ist im vorliegenden Subprojekt nicht untersucht

worden und wird hier deshalb nur anhand von Literaturhinweisen gestreift (vgl. auch SP I-3).

Binderheim-Bankay et al. (2000) beurteilen das Rhonewasser bei der NADUF-Messstation Porte du Scex für die Periode von 1977 bis 1998 insgesamt als anthropogen wenig belastet. Die teilweise hohen Metallkonzentrationen (v.a. Kupfer, Nickel) sind überwiegend an Schwebstoffe gebunden und werden aus diesem Grund als natürliches Phänomen betrachtet. Bei einer Analyse verschiedener Schwermetalle und organischer Mikroverunreinigungen in den Sedimenten einiger grösserer schweizerischer Flüsse in den Jahren 1999/2000 ist auch die Rhone bei Bouveret (unmittelbar vor der Mündung in den Lac Léman) berücksichtigt worden (Pardos et al., 2003). Dieser Quervergleich weist die Rhone bei den Schwermetallen eher den stärker belasteten Gewässern des Mittellandes, bei den organischen Verunreinigungen (organische Chlorverbindungen, polyzyklische Aromaten) hingegen den schwach belasteten alpinen Gewässern zu. Auch die routinemässigen Messungen von Nähr- und Schadstoffen durch die kantonale Dienststelle für Umweltschutz (unpubl. Daten) belegen, dass die walliser Rhone heute ein schwach bis höchstens mässig belastetes Gewässer ist und dass diverse Parameter innerhalb der tiefen natürlichen Konzentrationsbereiche in alpinen Gewässern bleiben ("background concentration"). Verglichen mit der früher teilweise prekären Situation (siehe Kasten) konnte die Wasserqualität der Rhone in den letzten ca. 20 Jahren damit bei vielen Stoffen entscheidend verbessert werden, u.a. beim Quecksilber (Kanton Wallis, 2003). Heute dürfte das Rhonewasser am ehesten noch durch Pestizide (Kanton Wallis 2003) oder Düngemittel aus landwirtschaftlicher Abschwemmung (Dominik & Mangini, 1986) belastet sein.

### **Der frühere Rhone-Cocktail**

Im Unterlauf der Rhone und in deren Zuflüssen auf Walliser Gebiet sind von den 1960er bis 1980er Jahren teilweise extrem hohe Konzentrationen an einigen anthropogenen Schadstoffen gemessen worden. Eine Gesamtdarstellung über die Entwicklung der Wasserqualität fehlt; es scheint aber, dass die Talgewässer durch die industrielle Entwicklung und das Bevölkerungswachstum in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts in einem Ausmass kontaminiert wurden, das auch im Hauptfluss zu toxikologisch bedenklichen Zuständen führte. So nahm etwa nach Vernet & Thomas (1972) der Quecksilber-Gehalt in den Sedimenten der Rhone und der Drance zwischen 1964 und 1971 von natürlich tiefen auf ausserordentlich hohe Werte zu. Im gleichen Zeitraum erreichte die zivilisatorische Belastung auch in anderen Gewässern ihren Höchststand (z.B. Wildi et al., 2003, 2004; Hellmann, 2004). Santiago et al. (1994) massen in den Sedimenten der Rhone bei Bouveret noch 1989 Gehalte an Schwermetallen (u.a. auch Quecksilber) und an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH bzw. PAK), die ebenso hoch oder höher waren wie die Werte verschiedener anderer Stationen im weiteren Rhonelauf zwischen Genf und Arles.

## 5.2 SOHLENSTRUKTUR

Da Benthosorganismen definitionsgemäss die Gewässersohle bewohnen, gehören Art und Zusammensetzung des Sohlenmaterials zu den wichtigsten abiotischen Einflussgrössen für ihre Verbreitung. Dabei werden die obersten Sedimentschichten noch vorwiegend von Fliesswasser-Organismen besiedelt und daher dem Ökosystem des Oberflächengewässers zugerechnet, während die darunter anschliessende hyporheische Zone schon zum System des Grundwassers gehört (Bretschko, 1995).

In geschiebeführenden Flüssen mit kiesig-steiniger Sohle ist die oberste Sedimentlage (Deckschicht) in der Regel deutlich gröber als das darunterliegende Material (Parker, 1981; Dietrich et al., 1989, Buffington & Montgomery, 1999). Dieser Sohlenaufbau wird als "natürliche Abpflasterung" (Günter, 1971; Knauss, 1997), "paving" oder "armoring" (Bray & Church, 1980) bzw. "pavage" oder "armurage" (Bravard & Petit, 2002) bezeichnet. Er ist oft verbunden mit einer Anreicherung von Feinsediment (innere Kolmation, "colmation" bzw. "clogging", "colmatage") zwischen Deckschicht und Unterschicht oder innerhalb der Unterschicht (Schälchli, 1993; Brunke, 1999, Gayraud et al., 2002). Auf der festgefügteten, verhältnismässig stabilen Deckschicht kann zudem eine lockere, leicht bewegliche Auflage aus feineren Körnern liegen (Rollkies), wie dies beispielsweise in den Tiefenrinnen des Alpenrheins festgestellt worden ist (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001). Abbildung 9 illustriert die Ausbildung von inneren Kolmationshorizonten und Rollkieslagen anhand von Vertikalschnitten durch eine Kiessohle. In strömungsarmen oder nur periodisch überfluteten Uferbereichen kann schliesslich auch die Sedimentoberfläche teilweise oder ganz von Feinmaterial (Sand, Silt) bedeckt werden (äussere Kolmation, "embeddedness"; Bunte & Abt, 2001; Schälchli et al., 2002; siehe auch Abbildung 34).

Die im vorliegenden Projekt entnommenen, quantitativen Makrozoobenthos-Proben aus Querprofilen und Mesohabitaten der Rhone umfassten hauptsächlich die Deckschicht und dazu eine allfällige Rollkiesauflage oder gewisse Teile der Unterschicht. Weil das gesamte beprobte (abiotische und biotische) Material schon bei der Entnahme gemischt wurde, lässt sich die vertikale Schichtung im Nachhinein nicht mehr feststellen. Die Aussagen in diesem Bericht zum Aufbau und zur Kolmation der Rhonesohle beruhen deshalb nur zu einem Teil auf direkter Beobachtung; ebenso wichtig für die Einschätzung waren indirekte Schlüsse aufgrund der Benthosbesiedlung und Erfahrungen aus anderen alpinen Flüssen.

Die Korngrössen-Zusammensetzung einer Fliessgewässersohle wird hauptsächlich vom Abfluss und vom Gefälle bestimmt (Richards, 1982). In der Rhone nehmen sowohl die natürliche Wassermenge als auch die überlagerten Schwälle aus Wasserkraftwerken flussabwärts zu (Kapitel 5.1). Demgegenüber entwickelt sich das Längsgefälle des Flusses von Brig bis zur Mündung viel unregelmässiger (Abbildung 7): Bei Susten im oberen und bei Lavey im unteren Teil bestehen zwei markante Gefällsstufen, die beide durch Laufkraftwerke hydroelektrisch ausgenutzt werden. In den hier behandelten Flussabschnitten davor und dazwischen ist das Gefälle generell geringer, kann sich aber innert relativ kurzer Fliesstrecke stark verändern. So sind unter den nahe beieinander gelegenen Profile bei Riddes mit 0.74‰ (Riddes 1), 1.83‰ (Riddes 3) und 3.45 ‰ (Riddes 2) ein mittlerer, aber auch der tiefste und der höchste Gefällswert aller untersuchten Profile vertreten (alle Werte bezogen auf tiefe winterliche Wasserführung bei Sunk).

In den untersuchten Querprofilen der Rhone wird das oberflächliche Sohlenmaterial, ausgedrückt durch die mittlere Korngrösse, im allgemeinen umso gröber, je grösser das Gefälle ist, folgt also dem zu erwartenden Trend (Abbildung 8). Das feinste erfasste Substrat stammt

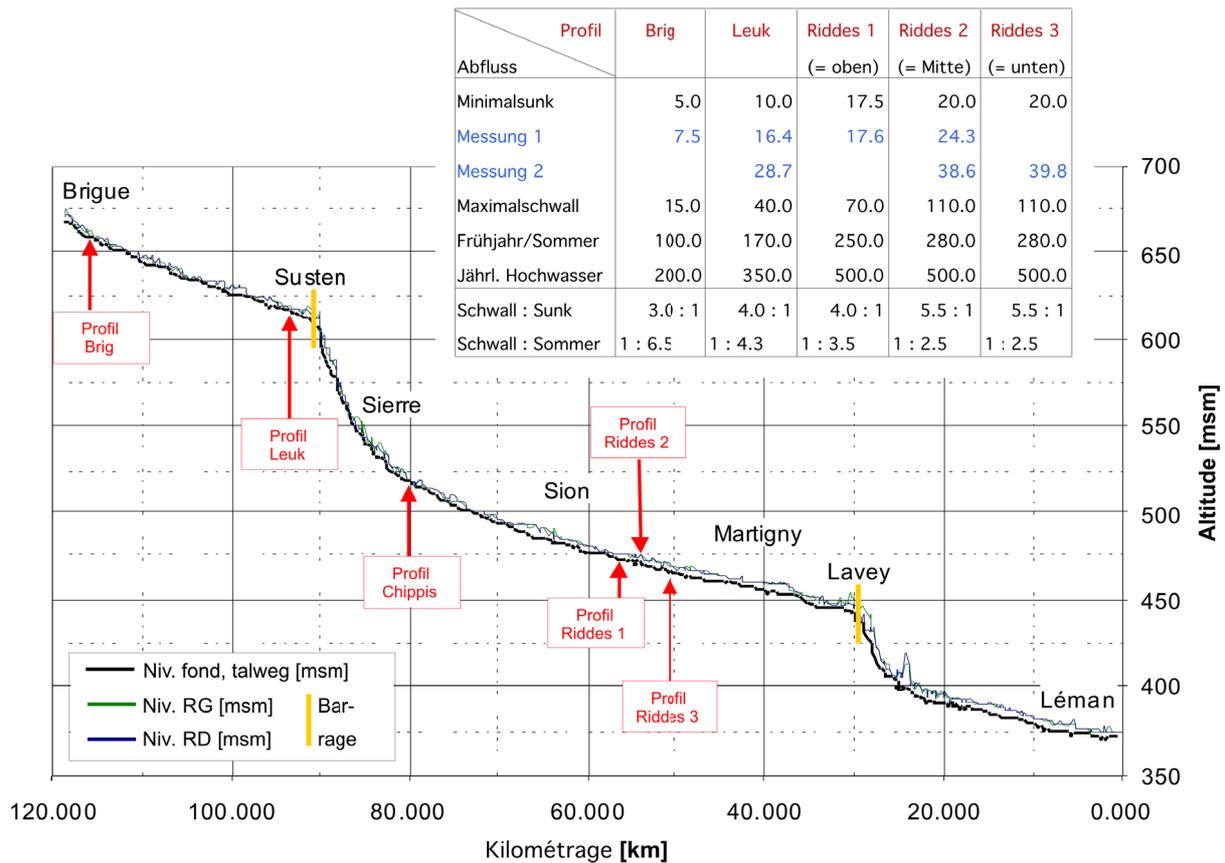


Abbildung 7. Längenprofil der Rhone von Brig bis zum Genfersee mit den näher untersuchten Querprofilen und einigen Abfluss-Kennwerten für diese Profile (eingefügte Tabelle). Messung 1 bzw. 2: momentane Abflüsse bei den Querprofil-Aufnahmen vom Winter 2002, bestimmt mittels Tiefen- und Strömungsmessungen (Kapitel 3). Darstellung des Längenprofils aus LCH (2002), ergänzt. Niv. fond, talweg = tiefster Punkt des Flussquerschnittes, Niv. RG = Uferhöhe links, Niv. RD = Uferhöhe rechts, Barrage = Flusstauhaltung, Altitude = Meereshöhe (m.ü.M.), Kilométrage = Fluss-Kilometrierung.

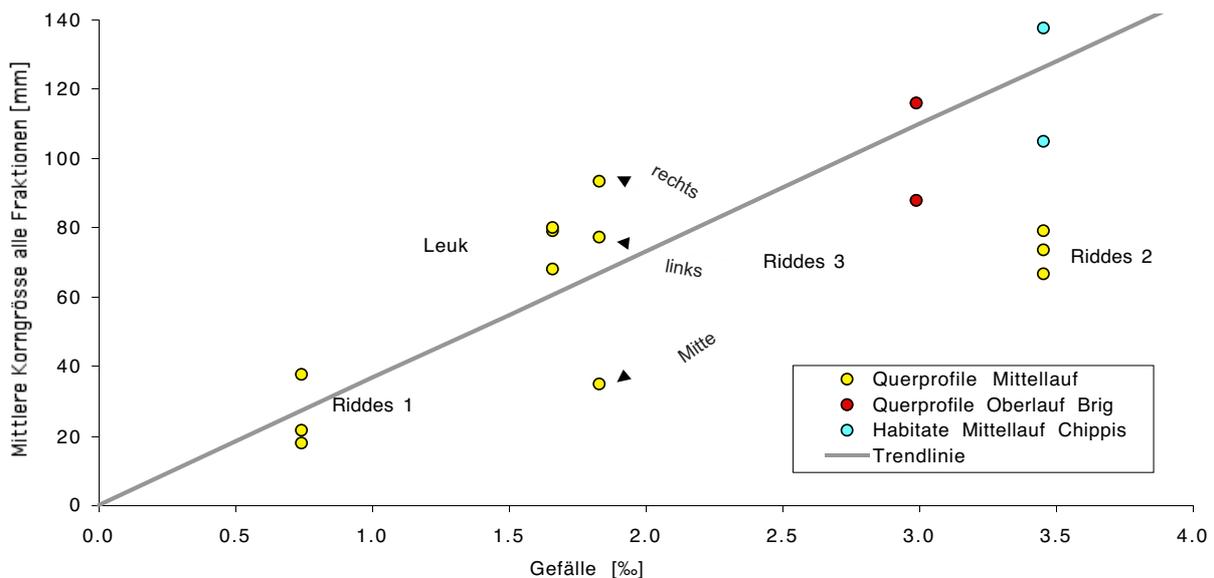


Abbildung 8. Mittlere Korngrösse des Substrates ( $d_{50}$ ) und Wasserspiegel-Gefälle in den untersuchten Querprofilen im Oberlauf (Profil Brig) und Mittellauf (übrige Profile und Habitatproben) der Rhone bei den Aufnahmen von 2002. Bei den Querprofilen ist jeder dargestellte Punkt ein Mittelwert aus drei Einzelproben, die zwei Habitatwerte sind Einzelproben. Alle Werte sind bezogen auf tiefe winterliche Wasserführung bei Sunk. Bei Riddes 3 ist zusätzlich die Lage innerhalb des Querprofils angegeben.

von der rechten Flussseite des flachen Profils Riddes 1 mit einem mittleren Korndurchmesser (Median  $d_{50}$ ) von 18mm, das grösste Substrat vom rechten Ufer im Bereich des steilen Profils Chippis (Habitatprobe) mit einem  $d_{50}$  von 138mm. Eine weitere Habitatprobe aus einem Riffle im Pfynwald (Kapitel 7.2) mit einem  $d_{50}$  von 85mm ist nicht dargestellt, weil für diese Stelle das Gefälle nicht bestimmt wurde. Wie die oberflächliche Sohlenstruktur in einem flachen und einem steilen Profil der Rhone "in natura" aussieht, zeigen die Aufsichten in Abbildung 10.

Aus Abbildung 8 sind einige weitere bemerkenswerte Erscheinungen ersichtlich:

- Die mittleren Korngrössen an den drei Untersuchungspunkten (links-Mitte-rechts) des Profils Leuk liegen alle knapp über, jene des Profils Riddes 2 weit unter den Erwartungswerten für die entsprechende Gefälle aus der Trendlinie. In Leuk lag das Profil zwischen zwei gegenüberliegenden Bühnenköpfen, so dass die zusätzliche Verengung des (sonst schon kanalisierten) Gerinnes zu einer stärkeren Vergrößerung der Sohle geführt haben könnte. Bei Riddes 2 wird nur ca. 600m flussaufwärts des Messprofils das Betriebswasser der Zentrale Nendaz linkseitig in die Rhone eingeleitet. Die regelmässige Zufuhr einer grossen, vollkommen geschiebefreien Wassermenge lässt für den anschliessenden Flussabschnitt eigentlich eine Vergrößerung erwarten, weil dieses Geschiebedefizit in der fliessenden Welle bei steigendem Abfluss während des Schwallts zu einer zusätzlichen Mobilisierung von feineren Fraktionen des Sohlengeschiebes führen müsste (Sear, 1995; Buffington & Montgomery, 1999). Dennoch ist das Profil bei Riddes 2 über die ganze Breite wesentlich feinkörniger, als es dem starken Gefälle entsprechen würde. Die Ursache dafür könnte sowohl im Eintrag von feinerem Geschiebe aus der etwas weiter flussaufwärts gelegenen Flachstrecke bei Riddes 1 als auch im sehr unregelmässigen Verlauf des Wasserspiegel- und Sohlengefalles (Talweg) in diesem Flussabschnitt liegen (Baumann & Meile, im Druck). Es sind hier also Ansätze zu einer vielfältigeren Sohlenstruktur zu erkennen, die wahrscheinlich von kleinräumigen Veränderungen der Flussmorphologie im Längsverlauf herrühren.
- Die zwei bis drei Messpunkte innerhalb der einzelnen Profile liegen in der Regel sehr nahe beieinander. Die Rhonesohle ist in diesen Fällen über die ganze Flussbreite einheitlich zusammengesetzt, was auf die meist monotone Gestalt der Querprofile als Folge einer starken Kanalisierung des Gerinnes zurückzuführen ist. Eine deutlich grössere Variationsbreite zeigen die Korngrössen im Profil Riddes 3, obwohl auch dieses in ähnlicher Weise verbaut ist. Dass dort trotzdem vielfältigere Substratverhältnisse angetroffen wurden, könnte mit der Lage des Profils in einer Flusskrümmung und mit dem (rechtsseitigen) Zufluss des nicht genutzten Seitenbaches Salentse nur ca. 100m flussaufwärts des Messprofils zusammenhängen. Durch den Geschiebeeintrag aus einem vergleichbaren Zufluss, der Losentse, ist knapp 2km weiter flussaufwärts eine der wenigen Schotterbänke in der Rhone geschaffen worden (Uhlmann, 2001; vgl. Kapitel 5.4). Die weitaus geringste mittlere Korngrösse innerhalb des Profils zeigt mit 35mm die Flussmitte, während die Sohle auf der linken bzw. rechten Flussseite mit 77mm bzw. 94mm im Durchschnitt mehr als doppelt so grob ist. Das ist v.a. darauf zurückzuführen, dass die grössten Korngrössenklassen  $>64$ mm in der Flussmitte, anders als in den ufernäheren Proben, weitgehend fehlen. Gleichzeitig weist die Flussmitte aber auch fast verschwindend kleine Anteile an Feinkies und Sand  $<8$ mm auf (Abbildung 11), so dass an dieser Stelle nur ein begrenztes Korngrössenspektrum von ca. 8mm bis ca. 80mm vorkommt. Eine ganz ähnliche "Einengung" des oberflächlichen Sohlenmaterials (auf Korngrössen von 4mm bis 64mm) ist auch in der Tiefenrinne von verschiedenen Teststrecken des Alpenrheins festgestellt worden (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001).

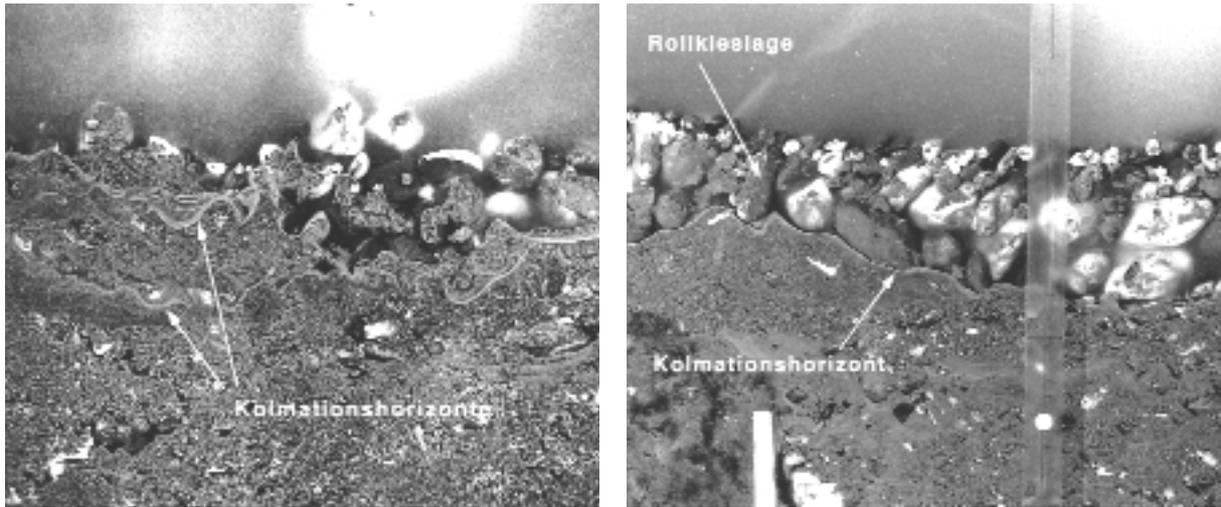


Abbildung 9. Querschnitt durch eine Flusssohle aus Deckschicht und Unterschicht (linkes Bild) und dazu mit Rollkies-Auflage (rechtes Bild). Bezeichnet sind die Horizonte der inneren Kolmation. Aus Rinnenversuchen von Schälchli (1993). Originalaufnahmen des Autors, Wiedergabe mit Erlaubnis.

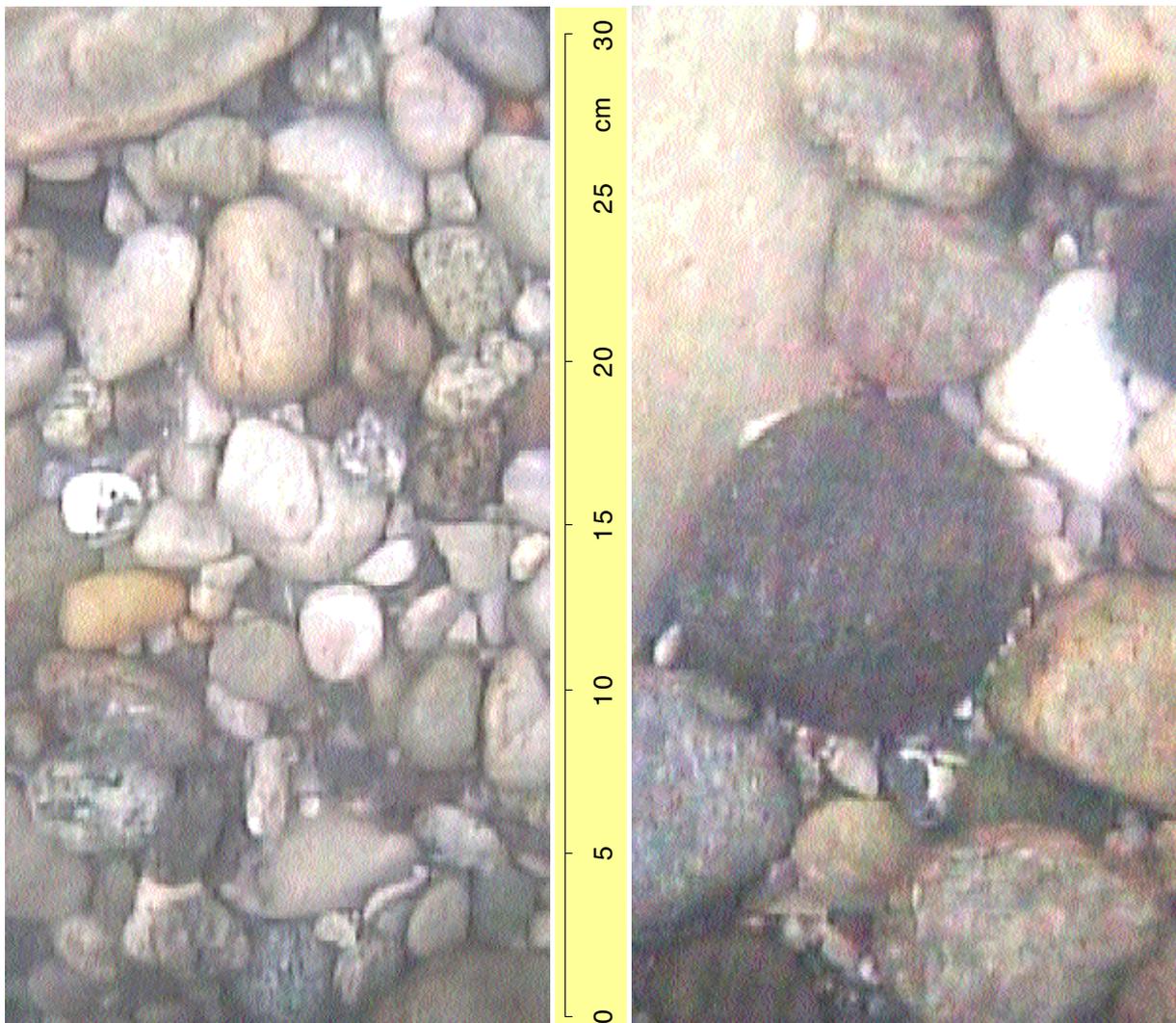


Abbildung 10. Ausschnitte aus der Flusssohle in der Mitte des flachen Querprofils Riddes oben (linkes Bild, Aufnahme vom 27.1.2002) und des steilen Profils Chippis (rechtes Bild, Aufnahme vom 26.1.2002). Standbilder von Unterwasser-Videoaufnahmen, dargestellt im gleichen Massstab.

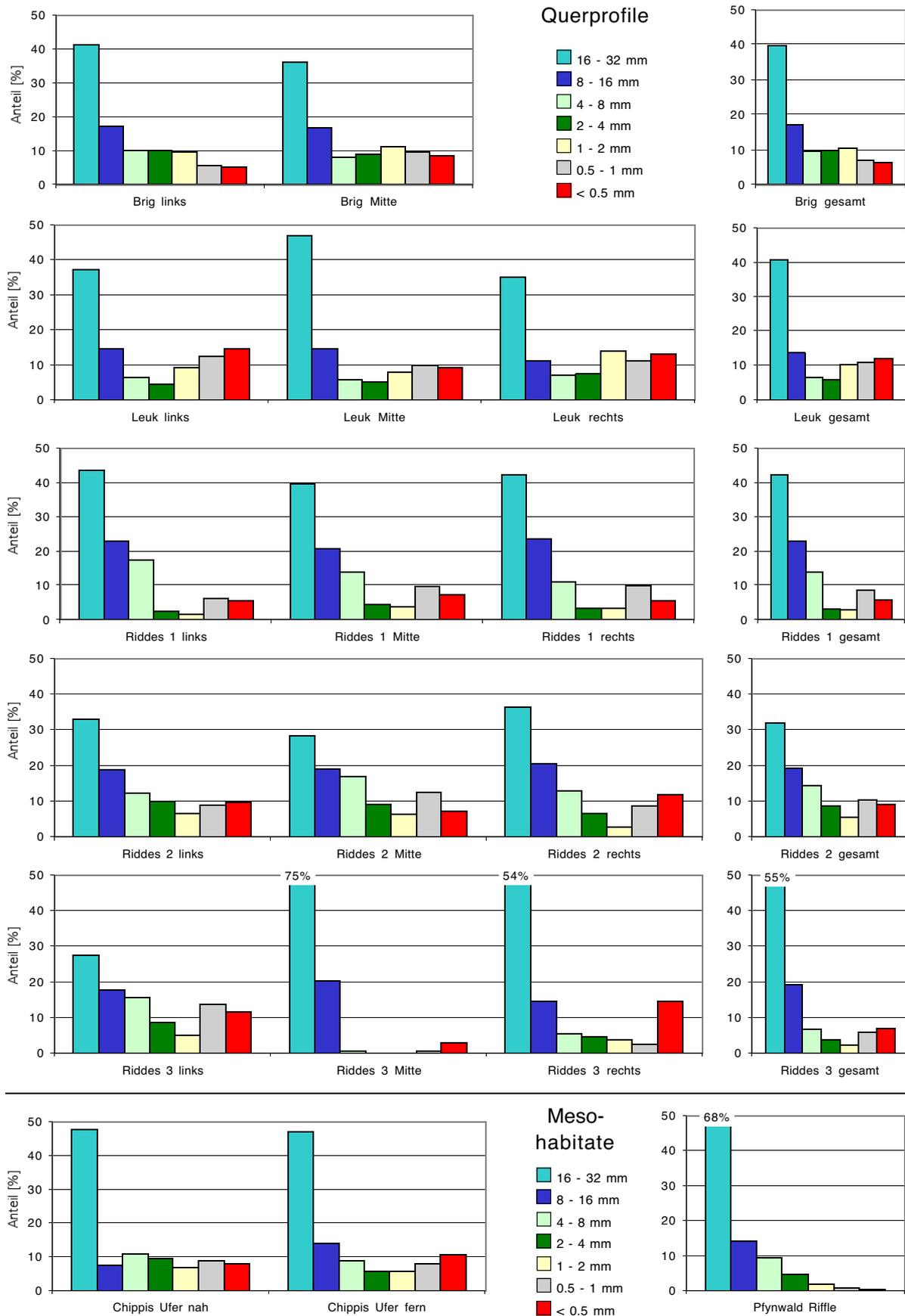


Abbildung 11. Korngrößenverteilung in Sedimentproben aus der Rhone vom Winter 2002. Dargestellt sind nur die Korngrößenklassen <32mm für die Einzelproben und die arithmetischen Mittelwerte daraus (gesamt) in allen Querprofilen sowie in Einzelproben aus Mesohabitaten (Kapitel 7.2).

Die mittlere Korngrösse entspricht dem Korndurchmesser bei einem Massenanteil von 50% der Gesamtprobe ( $d_{50}$ ) und wird deshalb in erster Linie durch die grossen, schweren Fraktionen bestimmt. So machen die Fraktionen  $>32\text{mm}$  bei fast allen Querprofilproben — mit Ausnahme von Riddes 1 — zwischen 55% und 95% des gesamten Substrates aus, während das Feinmaterial  $<2\text{mm}$  einen Anteil von maximal 10% erreicht. Ob ein einziger grösserer Stein in der Probe ist oder nicht, kann das Resultat darum schon massgeblich beeinflussen. Aus diesem Grund werden die mittlere Korngrösse und die Korngrössenverteilung zuweilen nur für die Fraktionen  $<32\text{mm}$  ausgedrückt, die in den kleinflächigen Proben weniger zufällig verteilt sind (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001). Bei der Berechnung der mittleren Korngrösse für die Rhone konnte die Verfälschung durch die ungleichmässige Verteilung von gröberem Kies und Steinen zumindest bei den Profilproben gemildert werden, indem für jeden Punkt innerhalb des Profils drei unabhängig entnommene Einzelproben arithmetisch gemittelt wurden (Abbildung 8). Prinzipiell umfassen die substratbezogenen Kennwerte der Rhone hier deshalb alle in den Proben enthaltenen Korngrössen-Fraktionen.

Von diesem Prinzip abweichend, sind für die Berechnung und Darstellung der Korngrössenverteilungen an den einzelnen Messpunkten der Querprofile (wiederum Mittelwerte von jeweils drei Parallelproben) und in einzelnen Mesohabitaten (jeweils eine Einzelprobe) nur die Fraktionen  $<32\text{mm}$  berücksichtigt worden. Auf diese Weise sollten auch Unterschiede sichtbar werden, die sonst hinter den gewichtsmässig dominanten Fraktionen verschwinden würden. Wie Abbildung 11 jedoch verdeutlicht, sind diese Unterschiede in den meisten Fällen kaum erkennbar: Anders als die variablen groben Komponenten erscheinen die feineren Anteile des Rhonebettes nicht nur in den Querprofilen, sondern auch im Längsverlauf zwischen Brig und Riddes ausgesprochen gleichförmig verteilt. Es ist im Allgemeinen eine zweigipflige Verteilung mit einem Minimum im Bereich von Feingeschiebe und Grobsand (Korndurchmesser 1-4mm) und einem kleinen Sekundärmaximum bei den noch feineren Sand- und Siltfraktionen. Solche bimodale Verteilungen werden zwar aus vielen Flüssen mit kiesiger Sohle beschrieben und auf ganz unterschiedliche Ablagerungs- oder Erosionsprozesse zurückgeführt (Sundborg, 1956; Richards, 1982); Sie sind aber offenbar keineswegs die Regel (Shea, 1974). So fand Eglin (1990) etwa nur an einer von drei morphologisch und hydrologisch wenig beeinflussten Stellen der oberen Thur eine deutliche bimodale Verteilung mit einem Defizit im Korngrössenbereich von 1mm bis 4mm. Auch im Querprofil der Rhone bei Brig oder in der Habitatprobe aus einem Riffle im Pfywald (Kapitel 5.3) ist diese bimodale Verteilung nur ganz schwach oder gar nicht ausgebildet (Abbildung 11). Die Ursachen dafür sind nicht bekannt. In ARGE Trübung Alpenrhein (2001) wurde festgestellt, dass die schwallgeprägten und mehrheitlich kanalisiertes Flüsse Alpenrhein und Inn etwa dieselbe bimodale Verteilung mit einem Defizit an Sohlenmaterial im Bereich von ca. 1-4mm Korngrösse aufweisen, der verzweigte und "schwallfreie" Lech jedoch eine vollkommen gleichmässige Abnahme des prozentualen Gewichtsanteils über alle Korngrössenfraktionen bis hin zu den feinsten.

Auch das Querprofil von Riddes 3 weicht deutlich vom ansonsten sehr einförmigen Bild ab (Abbildung 11). Dieses Profil zeigt bei den Feianteilen ähnliche laterale Unterschiede zwischen den einzelnen Messpunkten wie schon beim mittleren Korndurchmesser (und damit bei den Grobanteilen). Eine weitere Parallele ist, dass sowohl das mittlere Korn (Abbildung 8) als auch die Feianteile im Durchschnitt des gesamten Profils wiederum sehr nahe bei den Erwartungswerten aus den übrigen Profilen liegen, die seitlichen Abweichungen sich also gegenseitig gleichsam aufheben. Eine grosse Variabilität in der Breite bei der Ablagerung von Feinsediment  $<16\text{mm}$  wurde beispielsweise auch in einem Flösschen mit einer durch Kiesbänke aufgelockerten Morphologie festgestellt (Frostick al., 1984).

Aus fischereibiologischer Sicht werden an die Zusammensetzung und den Aufbau einer Gewässersohle bestimmte Anforderungen gestellt, damit sie für die Fortpflanzung von kieslai-

chenden Fischen (Ei- und Larvalentwicklung) als geeignet angesehen wird. Dazu gehören etwa ein Anteil der feinsten Korngrössenklassen (Tonfraktion <2mm; "fines") von <10% sowie ein Verhältnis von mittlerer Korngrösse zum Sortierungskoeffizienten ("Fredle Index") von <5 (Caux et al., 1997) Der Gewichtsanteil der Tonfraktion am *gesamten* Sediment lag in den untersuchten Proben der Rhonesohle von 2002 fast durchwegs unter 10% (nicht direkt vergleichbar mit jenen Anteilen an den Fraktion <32mm, die in Abbildung 11 dargestellt sind). Eine Ausnahme bildeten lediglich die drei Einzelproben auf der rechten Flussseite des Querprofils Riddes 1, die mit 11-15% leicht höhere Feinstanteile aufwiesen. An derselben Stelle wurden mit Werten zwischen 4.7 und 7.4 auch die tiefsten Fredle-Indices aller Proben bestimmt. Auch an der "feinkörnigsten" Stelle von Riddes 1 ergaben die KorngrössenAnalysen damit nur schwache Hinweise auf eine biologisch relevante Verlegung durch Feinsedimente (Kolmation). Die Sohlenoberfläche bei Riddes 1, die mehrheitlich im Korngrössenbereich von 10-50mm lag, erscheint als Lebensraum für ein artenreiches Makrozoobenthos vielmehr gut geeignet (Brosse, et al., 2003). Das sagt aber noch nichts aus über eine allfällige Kolmation der tiefer gelegenen, in der vorliegenden Untersuchung nicht beprobten Sedimentschichten, wie sie modellhaft am Querschnitt durch eine Sohle in Abbildung 9 zu erkennen ist (Kapitel 5.3).

### 5.3 HYDRAULIK

In den untersuchten Querprofilen der Rhone wurde die grösste (winterliche) Wassertiefe im Profil Riddes 3 mit 1.2m bei Sunk gemessen und mit 2.0m für den Zustand bei Schwall berechnet. Die Oberflächenströmung erreichte maximale Werte im Profil Riddes 2 mit 1.45 m/s bei Sunk und 2.1 m/s bei Schwall. Innerhalb der Querprofile nahmen Tiefe und Strömung von den Ufern her meist rasch zu und verliefen dann, dem uniformen Gerinne entsprechend, über die ganze Flussbreite ziemlich gleichmässig (Abbildung 12, Abbildungen 26 bis 30). Die vertikale Strömungsverteilung ist in Abbildung 20 für einige Stellen des Querprofils Chippis dargestellt, die entsprechenden Rohdaten für alle Querprofile befinden sich in Anhang 1.

Aus den Messwerten (Ausgangsdaten) von Wassertiefe und Fliessgeschwindigkeit sowie der Zusammensetzung des Substrates (Kapitel 5.2) in den untersuchten Querprofilen der Rhone wurden verschiedene hydraulische Kenngrössen für die Strömungscharakteristik, den hydraulischen "Stress", die Bettstabilität sowie die innere Kolmation berechnet. Mit Hilfe des hydraulischen Rhone-Modells HEC-RAS (LCH, 2002) konnten für die gemessenen Querprofile nicht nur fehlende Werte ergänzt (z.B. Wasserspiegel- bzw. Energieliniengefälle), sondern auch alle benötigten Ausgangsdaten für andere als die selber gemessenen Abflüsse abgeschätzt werden (Kapitel 3).

Die Korngrössenzusammensetzung der Sohle ist in Form der spezifischen Korngrössen  $d_{50}$  und  $d_{90}$  in die Berechnungen eingegangen. Da die Sohlen-Deckschicht hauptsächlich durch grössere Hochwässer gebildet wird (Milhous, 1982), wurden diese Kennwerte für den hier betrachteten, winterlichen Abflussbereich (einschliesslich Schwall) als konstant angenommen. Demgegenüber verändern sich zwei andere massgebende Ausgangsgrössen für die hydraulischen Berechnungen zwischen Sunk- und Schwallabfluss beträchtlich: die Wassertiefe und die Fliessgeschwindigkeit. Abbildung 12 zeigt die Wasserstände sowohl für typische Sunk- und Schwallabflüsse im Winter als auch für den höheren sommerlichen Abflussbereich (vgl. Abbildung 7). Aufgrund der starken Kanalisierung des Gerinnes nimmt bei steigendem Wasserstand in erster Linie die Wassertiefe zu, während sich die benetzte Breite bis hin zum jährlichen Hochwasser in den meisten Profilen nur wenig verändert.

Die hydraulischen Kenngrößen wurden nur für jene Messpunkte innerhalb der Querprofile vollständig berechnet, von denen Siebanalysen des Sohlenmaterials vorlagen. Für dieselben Messpunkte bestehen auch quantitative Daten zum Makrozoobenthos, das durch die hydraulischen Verhältnisse massgeblich beeinflusst wird (Kapitel 7). Von den untersuchten Mesohabitaten waren nur für zwei ufernahe Proben bei Chippis und für eine Probe im Pfywald die notwendigen Ausgangsdaten vorhanden, um hydraulische Kenngrößen berechnen zu können. Alle drei Stellen zeichneten sich durch turbulente Strömung über grobes Substrat und durch eine entsprechend gerippelte bis gewellte Wasseroberfläche aus. Gemäss den Definitionen verschiedener hydraulischer Habitate aufgrund der Strömungscharakteristik von Rowtree & Wadson (1996) sowie Padmore (1998) sind unter diesen turbulenten Stellen der Rhone vom "Rapid" über den "Riffle" zum "Run" verschiedene Typen vertreten, und bei Chippis bestehen auch Übergänge zum schon ziemlich glatt fließenden "Glide" (Abbildung 32). Im vorliegenden Bericht werden solche mehr oder weniger turbulenten Strömungsbereiche vereinfachend und einheitlich als "Riffles" (Schnellen) bezeichnet. Von diesen Riffles wich v.a. jener im Pfywald oft klar von allen Stellen in den Querprofilen ab, zeigte also einen

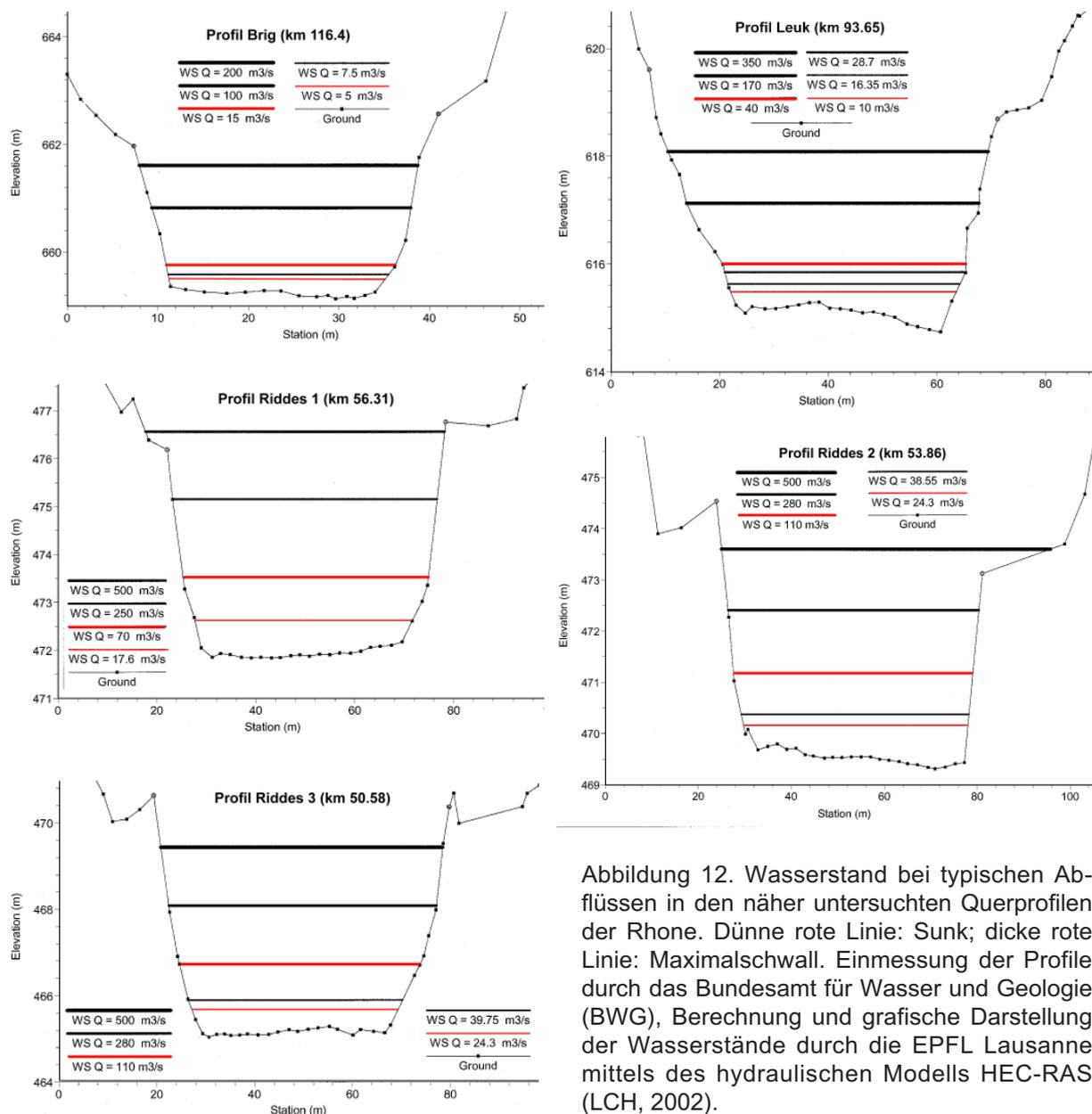


Abbildung 12. Wasserstand bei typischen Abflüssen in den näher untersuchten Querprofilen der Rhone. Dünne rote Linie: Sunk; dicke rote Linie: Maximalschwall. Einmessung der Profile durch das Bundesamt für Wasser und Geologie (BWG), Berechnung und grafische Darstellung der Wasserstände durch die EPFL Lausanne mittels des hydraulischen Modells HEC-RAS (LCH, 2002).

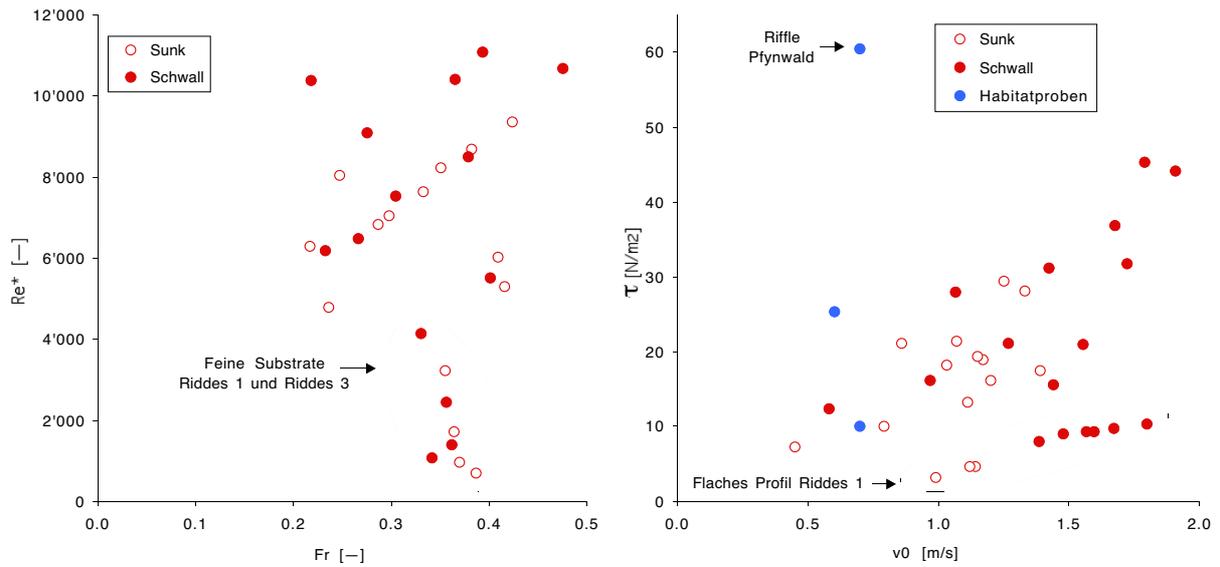


Abbildung 13. Beziehung zwischen verschiedenen hydraulischen Parametern aus Querprofilen und Mesohabitaten der Rhone im Winter 2002. Linkes Bild: Kornreynoldszahl  $Re^*$  und Froudezahl  $Fr$ . Rechtes Bild: Schubspannung  $\tau$  und Oberflächenströmung  $v_0$ . Sunkwerte sind gemessen, Schwallwerte berechnet mittels HEC-RAS (LCH, 2002).

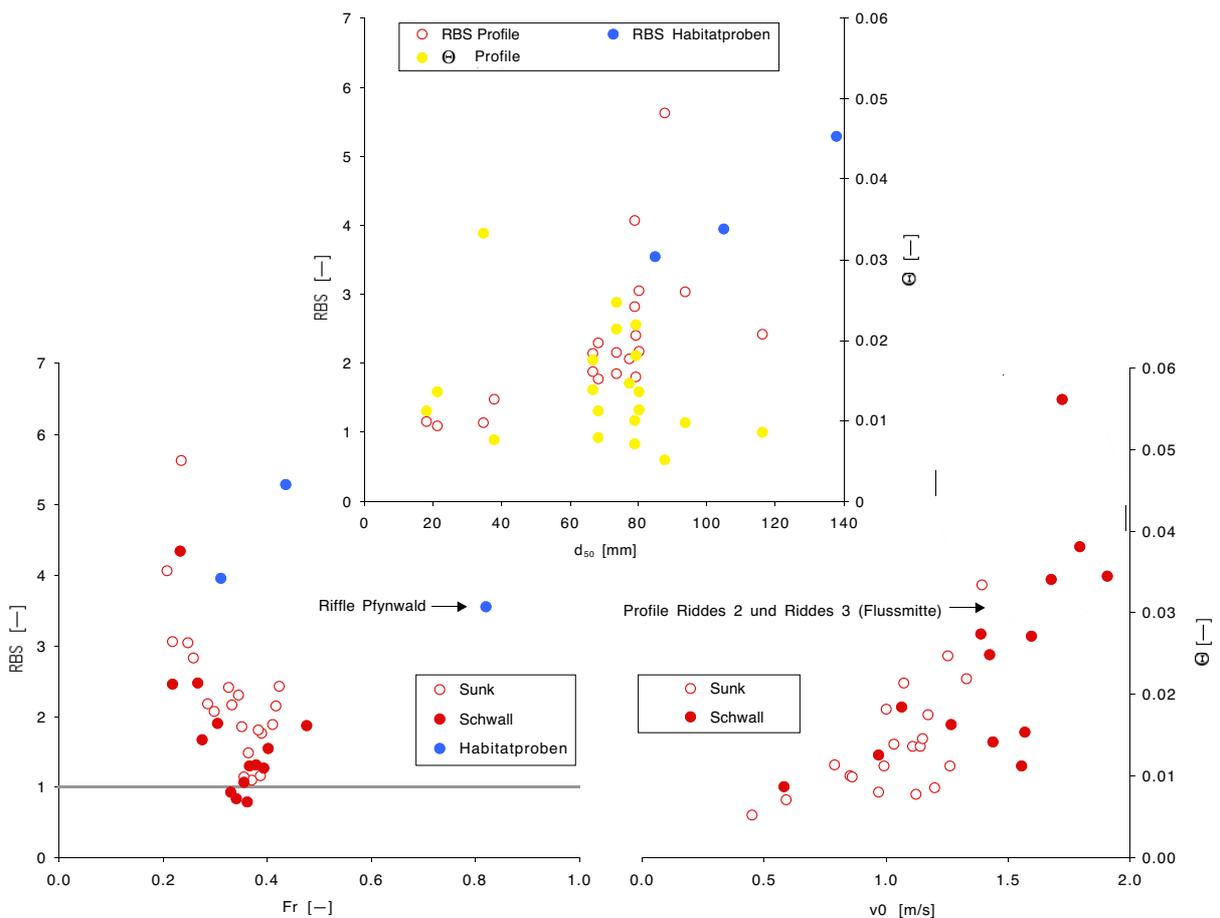


Abbildung 14. Beziehung zwischen verschiedenen hydraulischen Parametern aus Querprofilen und Mesohabitaten der Rhone im Winter 2002. Linkes Bild: Relative Bettstabilität  $RBS$  und Froudezahl  $Fr$ . Rechtes Bild: Dimensionslose Sohlenschubspannung  $\Theta$  und Oberflächenströmung  $v_0$ . Sunkwerte sind gemessen, Schwallwerte berechnet mittels HEC-RAS (LCH, 2002). Mittleres Bild oben:  $RBS$ ,  $\Theta$  und mittlerer Korndurchmesser  $d_{50}$ . Nur Werte bei Sunk aufgetragen.

ganz eigenen hydraulischen Charakter. Die beiden ufernahen Riffles bei Chippis dagegen lagen hydraulisch gesehen oft näher bei den Querprofilen als beim Riffle im Pfywald (Abbildungen 13 und 14).

Trotz der Einförmigkeit der Querprofile sind klare Tendenzen (Trends) innerhalb der Messpunkte nur für wenige hydraulische Kenngrößen auszumachen. Die Abbildungen 13 und 14 illustrieren diese Trends für einige Größen, wobei die gemessenen Sunk-Werte, die berechneten Schwall-Werte und die vereinzelt Werte der Habitatproben jeweils separat dargestellt sind:

- **Strömungscharakteristik:** Die Froudezahl  $Fr$  liegt an allen erfassten Stellen und für alle berücksichtigten Abflüsse unter dem Grenzwert von 1. Der höchste Wert wurde mit 0.82 für den Riffle im Pfywald ermittelt. Die Strömung in der Rhone bewegt sich im Winter damit durchwegs im subkritischen Bereich, d.h. sie wird nie schiessend. Die sohlennahe Reynoldszahl bzw. Kornreynoldszahl  $Re^*$  erreicht im flachen Profil Riddes 1 bei Sunk die tiefsten erfassten Werte um 700. Sie liegt damit immer weit über jenem Grenzbereich, in dem die Substratoberfläche hydraulisch immer glatter und die Strömung immer laminarer wird (ca.  $70 > Re^* > 5$ ; Gordon et al., 1992). In der Rhone ist die Strömung somit auch unmittelbar über der Sohle immer turbulent und eine laminare Grenzschicht praktisch nicht vorhanden.  $Re^*$  erreicht fast durchwegs Werte, die auf strömungsliebende (rheophile) Makroinvertebraten wie z.B. die Larven der Kriebelmücken (Simuliidae) "zugeschnitten" sind (Heilmair, 1997; Strobl et al., 1997). Um die sohlennahe Strömung näher zu charakterisieren, kann nach Davis & Barmuta (1989) und Young (1992) das Verhältnis zwischen der Wassertiefe  $h$  und dem dreifachen Wert der Sohlenrauigkeit  $k$  verwendet werden ( $h/3k$ ). Für  $k$  wurde hier der mittlere Korndurchmesser  $d_{50}$  der von uns beprobten, obersten Sedimentlage (Deckschicht) eingesetzt. Liegt  $h/3k$  unter einem Grenzwert von 3, so herrscht auf der ganzen Sohle eine hoch turbulente Strömung ("chaotic flow"), welche auch die meisten Zwischenräume zwischen den einzelnen Steinen erfasst. Das ist in der Rhone in flachen Uferbereichen und/oder in Bereichen mit grobem Substrat der Fall, am ausgeprägtesten in Riffles und bei Sunk. Steigt  $h/3k$  über 3, so werden die Turbulenzen zwischen grösseren Steinen deutlich abgeschwächt ("Skimming flow"), so dass ein mehr oder weniger ausgedehnter, mosaikartig über die Sohle verteilter Bereich mit beruhigter Strömung entsteht (vgl. auch Bezzola, 2002). Dieser Effekt tritt in der Rhone bei Sunk hauptsächlich in den tiefen Fließrinnen und an Stellen mit feinerem Substrat (z.B. im Profil Riddes 1) auf, dehnt sich bei Schwall aber auch auf flachere und gröbere Bereiche aus.
- **Hydraulischer "Stress":** In die Berechnung der Scherströmung  $U^*$  bzw.  $V^*$  und daraus der Schubspannung  $\tau$  gehen Wassertiefe, -gefälle und -dichte als Variablen ein. Die Schubspannung wird in den Druckeinheiten  $\text{dyn/cm}^2$  oder  $\text{N/m}^2$  ausgedrückt und als Mass für den hydraulischen Stress ("shear stress") verwendet (Statzner et al. 1988; Kirby, 2003) Scherströmung wie Schubspannung werden als massgebende Parameter (Indikatoren) für den Transport von anorganischen Partikeln (Schwebstoffe, Geschiebe) und für die Verteilung von sohlenbewohnenden Organismen (Periphyton, Makrozoobenthos) betrachtet (Wilcock, 1993; Schmedtje, 1995; Rempel et al., 1999; Wieprecht, 2000; Hieber et al., 2002; Joos, 2003; Kirby, 2003). In der Kärntner Drau beobachteten Habersack & Nachtnebel (1995) an Stellen mit Schubspannungen um  $16 \text{ N/m}^2$  (bezogen auf Mittelwasser) eine starke Abpflasterung der Sohle. In der Rhone variieren die berechneten Werte von  $< 5 \text{ N/m}^2$  in der Flachstrecke Riddes 1 bei Sunk bis  $> 30 \text{ N/m}^2$  in den Strecken Riddes 2 und Riddes 3 bei Schwall. Der höchste Wert von  $\tau$  wurde jedoch mit  $60.5 \text{ N/m}^2$  in einem Riffle der Restwasserstrecke Pfywald, also bei geringer Wasserführung, erfasst. Für diese und für zwei andere Proben aus Me-

sohabitaten (Abbildung 13) mussten die Scherströmung und damit auch die Schubspannung allerdings auf eine etwas andere Weise berechnet werden als bei den übrigen Stellen, weil keine Angaben zum Gefälle verfügbar waren. Dessen ungeachtet steht fest, dass die sehr grobkörnigen und nur flach überflossenen Riffle zu den hydraulisch am stärksten beanspruchten Strukturen eines Fließgewässers zählen. Umgerechnet auf die ebenfalls gebräuchliche Masseinheit  $\text{dyn/cm}^2$  lagen die Werte von  $\tau$  in den Querprofilen der Rhone zwischen ca. 30 und ca. 450. Ein ganz ähnlicher Wertebereich wurde beispielsweise am Necker bei Aachsäge erfasst. Dort erreichten viele untersuchten Makroinvertebraten ihre maximalen Häufigkeiten (Individuendichten) im Bereich  $<100 \text{ dyn/cm}^2$ , die ausgesprochen rheophilen Kriebelmücken-Larven (Simuliidae) im Bereich um  $100 \text{ dyn/cm}^2$  (Schib, 1991).

In den Querprofilen der Rhone erscheint der hydraulische Stress stark abhängig von der Fließgeschwindigkeit, die in keine der beiden Berechnungsarten für  $\tau$  direkt eingeht (Kapitel 3). Mit Ausnahme des stark abweichenden Profils Riddes 1 passen alle Profilpunkte in dieselbe positive Korrelation zwischen dem berechneten hydraulischen Stress und der gemessenen Oberflächenströmung (Abbildung 13). Innerhalb der einzelnen Querprofile sind die Werte von  $\tau$  in der Regel, der monotonen Geometrie entsprechend (Abbildung 12), sowohl bei Sunk als auch bei Schwall ziemlich ausgeglichen. Im Gegensatz dazu kann  $\tau$  innerhalb von stark asymmetrischen Profilen um bis zu eine Größenordnung variieren (Bathurst, 1979).

- **Bettstabilität.** Die relative Bettstabilität ("relative bed stability", RBS, nach Gordon et al., 1992) liegt in den Querprofilen und speziellen Habitaten meistens deutlich über dem Grenzwert von 1 und damit im Bereich hoher Sohlenstabilität. Einzig im feinkörnigen Profil Riddes 1 und in der ebenfalls feinkörnigen Flussmitte bei Riddes 3 (Abbildung 8) liegen die RBS-Werte bei Sunk nur knapp über 1, ist die Sohle also labil. Bei Schwall fallen die Werte leicht unter die Grenze von 1, was auf eine zunehmende Destabilisierung der obersten Sedimentlage und auf einsetzenden Geschiebetrieb hindeutet. Ein weiterer, in Baumann & Meile (im Druck) behandelter Ansatz für die Sohlenstabilität (nach Shields) ergab teilweise ähnliche Resultate. Es zeigte sich dabei aber auch, dass die hydraulischen Berechnungen je nach Ansatz und je nach verwendeten Ausgangsdaten (gemessen bzw. modelliert) v.a. in den Querprofilen bei Riddes stark streuten. Insgesamt ist anzunehmen, dass im Querprofil Riddes 1 und in der Flussmitte von Riddes 3 über der eigentlichen (wahrscheinlich stabilen) Deckschicht eine Lage feineren Rollkieses liegt, die bei Schwall zumindest teilweise mobilisiert und transportiert wird (vgl. Kapitel 5.2).

In die Berechnung von RBS gehen als Variablen die mittlere Fließgeschwindigkeit und der mittlere Korndurchmesser ein. Wie Abbildung 14 zeigt, erhöht sich die relative Sohlenstabilität deshalb bei Vergrößerung der Sohle und verringert sich bei zunehmender Strömung — ausgedrückt durch die Froudezahl. Bei beiden Korrelationen treten aber entweder in den Querprofilen oder in den speziellen Habitaten vereinzelt starke Ausreisser auf, wird die Stabilität also einseitig von einer der beiden Variablen bestimmt. Sehr gut zu erkennen ist dies etwa im Falle des Riffle im Pfywald, welcher aufgrund seines groben Sedimentes sehr stabil ist, obwohl die Strömung mit einer Froudezahl von 0.82 schon nahe beim schiessenden Bereich liegt.

- **Innere Kolmation.** Die innere Kolmation ist eigentlich ein Strukturmerkmal der Gewässersohle (Kapitel 5.2), wird aber durch den hydraulischen Parameter der dimensionslosen Sohlenschubspannung  $\tau^*$  bzw.  $\Theta$  ausgedrückt. Obwohl  $\Theta$  aufgrund der Berechnungsformel umgekehrt proportional zum mittleren Korndurchmesser  $d_{50}$  ist (Anhang 2), kommt dieser Zusammenhang in den berechneten Werten der Rhone kaum zum

Ausdruck (Abbildung 14). Viel ausgeprägter ist die Abhängigkeit der dimensionslosen Sohlenschubspannung von der Fliessgeschwindigkeit, welche in die Berechnung nicht direkt eingeht. Aus dieser Abhängigkeit ergibt sich auch, dass  $\Theta$  bei einem Anstieg des Abflusses deutlich zunimmt: für die tiefe Wasserführung bei Sunk resultierten in den Querprofilen der Rhone Werte zwischen 0.005 und 0.033, bei Schwall dagegen fast das Doppelte. In der Flussmitte von Profil Riddes 3 wurde ein maximaler Wert von 0.056 ermittelt. Das entspricht nach Schälchli (1992, 1993) gerade ungefähr der unteren Grenze eines Übergangsbereiches ("transitional phase"). Bis zu diesem Wert nimmt die innere Kolmation mit steigendem  $\Theta$  immer weiter zu, während die Deckschicht stabil bleibt; steigt  $\Theta$  darüber hinaus, so beginnt die Sohle zu dekolmatieren, wobei ab Werten von ungefähr 0.07 bis 0.08 auch die Deckschicht aufgerissen wird. Es handelt sich dabei stets um Richtwerte, die im konkreten Fall von verschiedenen Merkmalen der Sohle (z.B. der Abpflasterung) beeinflusst werden (Gayraud et al., 2002). Dennoch lässt sich daraus schliessen, dass die Sohlendeckschicht in den untersuchten Querprofilen der Rhone während des Winters fast durchwegs stabil bleibt und dass der Schwallbetrieb die innere Kolmation dieser Sohlen tendenziell verstärkt.

Eine Verstärkung der inneren Kolmation durch den Abfluss- und Trübeschwall ist auch im Alpenrhein festgestellt worden (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001). Dabei geht man von der Vorstellung aus, dass bei steigendem Abfluss eine zunehmende Schubspannung auf die Sohle einwirkt, die wiederum zu einer Verdichtung der Deckschicht und der darin oder darunter eingelagerten Feinpartikel führt. Dieser "Vibrationseffekt" wird noch verstärkt, wenn der Schwebstoffgehalt des Wassers bei Schwall zunimmt wie in der Rhone während des Winterhalbjahres (Portmann et al., 2004). Die komplexe Wechselwirkung zwischen suspendiertem und ab- bzw. eingelagertem Feinsediment kann darüber hinaus auch massgeblich von der hydrologischen Vorgeschichte, also von den Abfluss- und Trübeverhältnissen in weiter zurückliegenden Perioden beeinflusst werden (Milhous, 1982).

Die höchsten Werte von  $\Theta$  ( $>0.03$ ) sind in den Querprofilen Riddes 2 und Riddes 3 festgestellt worden, die von allen untersuchten Profilen dem stärksten Schwallenfluss unterliegen (Kapitel 5.1). Darüber hinaus hat der Taucher, der die Substrat- und Benthosproben entnahm (Kapitel 3), bei Riddes 2 und Riddes 3 auch die deutlichsten Anzeichen für eine verdichtete Sohle festgestellt, soweit dies die ausserordentlich schwierigen Arbeitsumstände überhaupt erlaubten. Eine Abschätzung der inneren Kolmation in ufernahen Sedimentbereichen nach der Methode von Schälchli et al. (2002) ist an der Rhone oft nicht möglich, weil geeignete Flachufer und Kiesbänke an den meisten Stellen fehlen (vgl. Kapitel 5.4). Eine Aufnahme vom 16./17.3.2004 an einigen wenigen Stellen um Sierre ergab für die Restwasserstrecke Iles Falcon eine mittlere bis starke und für die Schwallstrecke flussabwärts der Wasserrückgaben bei Chippis eine starke bis vollständige Kolmation der Unterschicht (Abbildung 15). Am 26.1.2002 war an zwei ufernahen, aber ständig benetzten Probenahmestellen der Schwallstrecke bei Chippis (Mesohabitate H6 und H7; Kapitel 7.2) ebenfalls eine mittlere bis starke Kolmation protokolliert worden. Eine Beprobung durch Taucher fand an dieser Stelle nicht statt.

- **Äussere Kolmation.** Neben der inneren war an einigen Stellen auch eine deutliche bis starke äussere Kolmation durch oberflächliche Ablagerungen von Feinsediment (Sand, Silt) festzustellen. Besonders ausgeprägt und teilweise sehr grossflächig waren diese Ablagerungen in den strömungsberuhigten Zonen der Restwasserstrecke von Iles Falcon (Abbildung 34) und im ständig benetzten oder bei Sunk trockenfallenden Uferbereich der Schwallstrecke flussabwärts von Chippis (Abbildung 15).



Abbildung 15. Kolmationsaufnahme am Rhoneufer bei Iles Falcon (obere Bilder) und auf Höhe des Profils Chippis bei Sunk (untere Bilder). Jeweils linkes Bild: Situation mit Aufnahme­fläche (rotes Seil). Jeweils rechtes Bild: Detailansicht mit entfernter Deckschicht innerhalb der Aufnahme­fläche. Bei Iles Falcon wurde nach der Methode von Schälchli et al. (2002) eine starke (Stufe 4), bei Chippis eine voll­ständige Kolmation festgestellt (Stufe 5).

## 5.4 FLUSSMORPHOLOGISCHE STRUKTUREN

Als flussmorphologische Strukturen werden hier räumlich klar begrenzte Bereiche des Flusses bezeichnet, welche aufgrund ihrer Gestalt, ihrer Grösse und/oder ihrer Anordnung im Gerinne spezielle Lebensbedingungen und damit auch spezielle Lebensräume (Habitats) für bestimmte Organismen bieten. Betrachtet man als "Zielgruppe" die Benthosorganismen, so handelt es sich in grösseren Fliessgewässern wie der Rhone meistens um Makrostrukturen mit einer Ausdehnung von ca. einem Meter bis einigen 10 Metern. Dazu gehören beispielsweise die eher grossflächigen und teils regelmässig angeordneten morphologischen Grundelemente wie Schnellen ("Riffles"), Gumpen bzw. Stillen ("Pools"), Furten, Kaskaden sowie örtlich begrenzte Teilbereiche von noch grösseren Elementen wie Seitengerinnen, Flussinseln, Mäandern, Kies- und Schotterbänken usw. (Sullivan, 1986; Briem, 2002); dazu gehören aber auch kleinere und isolierte, oft scheinbar wahllos im Fluss verteilte Strukturen ("large roughness elements") wie grosse Steinblöcke oder Ansammlungen von Totholz, welche die Morphologie und das Strömungsverhalten lokal stark beeinflussen können (Sullivan, 1986). In einem weiteren Sinne umfassen die flussmorphologischen Strukturen schliesslich auch die verschiedenen Arten von fliessenden und stehenden Gewässern in der flussbegleitenden Aue (z.B. Richardot-Coulet et al., 1982; Van der Nat et al., 2003), wie sie an der Rhone von SP I-3 untersucht worden sind (Karaus et al., 2003; subm.). Innerhalb oder im Einflussbereich dieser Makrostrukturen können sich verschiedene Lebens- und Teillebensräume ausbilden wie Kiessohle, Algenbüschel, Detritus-Ablagerungen usw. Obwohl vielfach anhand morphologischer Merkmale abgegrenzt, sind diese Einheiten als Besiedlungsareale für Organismen-Arten oder -Gruppen eigentlich biologisch definiert (Kapitel 7.2). Man bezeichnet sie als "Habitats" (z.B. Eie et al., 1997; Raven et al., 1997; Briem, 2002), "Mesohabitats" (z.B. Armitage & Cannan, 1998; Brunke et al., 2001) oder "Microhabitats" (z.B. Frissell et al., 1986; Bournaud & Cogerino, 1986; Beisel, 1996). Bezogen auf das Makrozoobenthos kann auch der Begriff "funktionelle Habitats" in einem ähnlichen Sinne verwendet werden (Harper, 1995; Harper et al., 1998; Clarke et al., 2003). Im vorliegenden Bericht werden sie Mesohabitats genannt (Kapitel 7.2). Nochmals anders — nämlich über das Strömungsmuster — werden schliesslich jene "hydraulic habitats" bzw. "hydraulic biotopes" definiert, die verwirrenderweise teils identische Namen wie die morphologischen Strukturelemente tragen (z.B. "Riffle", siehe Kapitel 5.3).

In der zweiten Hälfte des 19. und der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts ist die Rhone zwischen Brig und dem Lac Léman fast auf ihrer ganzen Länge kanalisiert und durch Dämme befestigt worden (Mariétan, 1953). Derart "harte" Verbauungen wurden v.a. in Mitteleuropa auch an vielen anderen grossen Flüssen eingesetzt und von Kellerhals & Church (1989) als "Swiss River Training" bezeichnet. An der Rhone hatten diese Korrekturen — wie in vielen anderen Fällen — zur Folge, dass das ehemals sehr vielgestaltige Flussbett zu einem uniformen Gerinne umgestaltet wurde und der frühere Reichtum an flussmorphologischen Strukturen weitgehend verloren ging. Die ursprüngliche Dynamik des Flusses (ohne deren verheerende Auswirkungen auf die Bewohner des Talbodens) lässt sich heute noch am einzigen morphologisch intakt gebliebenen Flussabschnitt zwischen Leuk und Sierre (Pfywald) verfolgen. Bei grossen Hochwasser-Ereignissen wie demjenigen vom Oktober 2000 (Kapitel 4.1) führen die Wassermassen der Rhone, der starke Geschiebeeintrag aus dem Illgraben und die grosse seitliche Bewegungsfreiheit des Flusses immer wieder dazu, dass sich einerseits neue Strukturen wie Kiesbänke und Seitenarme bilden, andererseits bestehende Strukturen sich verlagern oder verschwinden (Bezzola, 1989). Die morphologische Vielfalt von unverbauten, geschiebeführenden Flüssen ist aber auch für zahlreiche andere Referenzgewässer und -strecken dokumentiert (z.B. Schumm, 1981; McLean, 1990; Rosgen, 1994; Ward et

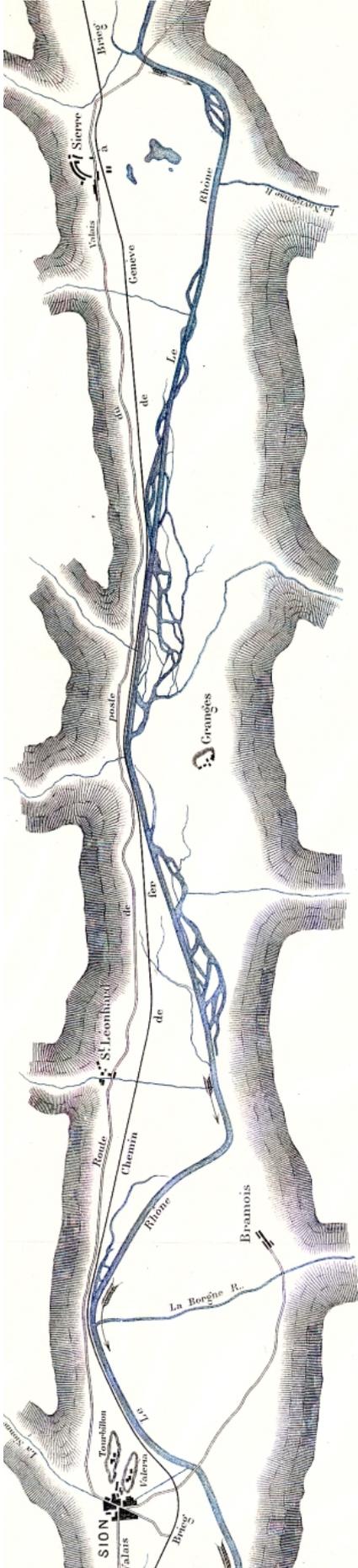


Abbildung 16. Der teilkorrigierte Rhonelauf zwischen Sierre und Sion gegen Ende des 19. Jahrhunderts. Aus Lenthéric (1892). Massstab ca. 1:65'000.



Abbildung 17. Rhone flussabwärts von Sierre, vermutlich auf der Höhe von Chippis. Der Aufnahme-Zeitpunkt ist unklar, ev. zu Beginn des 20. Jahrhunderts. Foto und Copyright: Charles Krebsler, Médiathèque Valais - Martigny.



Abbildung 18. Rhone und Aluminiumfabrik bei Chippis. Postkarte um 1920.

al., 1999; Ward et al, 2001).

Die zu erwartende Gerinnemorphologie kann nach Leopold et al. (1964) aus dem Gefälle und dem Abfluss, nach da Silva (1991) aus der Flussbreite, der Abflusshöhe und dem mittleren Korndurchmesser bestimmt werden. Nach den beiden unterschiedlichen Ansätzen könnte die Rhone in den untersuchten Querprofilen gestreckte oder gewundene Linienführung mit Kiesbänken, aber auch mehr oder weniger stark verzweigte, d.h. auf mehrere Arme aufgeteilte Gerinne mit Flussinseln ausbilden (siehe SP II-1 des Rhone-Thur Projektes). Zwischen diesen drei Grundtypen gibt es viele Zwischenformen (Kellerhals & Church, 1989; Church, 1992), die in der Rhone vor ihrer Korrektur wahrscheinlich ebenfalls vertreten waren. Nach Hypothesen in Ward et al. (2000) und Petts (2000) handelt es sich sowohl bei Flussinseln in verzweigten Gerinnen als auch bei Übergängen von verzweigten zu mäandrierenden Gerinnen um ökologisch "hochwertige" Gewässerbereiche, die sich besonders durch ihre grosse Biodiversität auszeichnen ("hot spots").



Abbildung 19. Morphologische Strukturen der Rhone auf Höhe der Aluminiumfabrik Chippis. Oberes Bild: Luftaufnahme im Sommer 1999 oder 2000 bei hohem Wasserstand. Am rechten oberen Bildrand die Fussgängerbrücke. Aufnahme "Swissimage", © Office fédéral de topographie (DV023268). Unteres Bild: Aufnahme von der Fussgängerbrücke aus flussabwärts am 7.3.2001 bei tiefem Wasserstand. Zwischen der oberen und der unteren Aufnahme liegt das Starkhochwasser vom Oktober 2000 (Kapitel 4.2).

Verzweigte Flussabschnitte sind zahlreich auf alten Karten des Rhonetals zu erkennen (Abbildung 16; siehe auch Posse, 1997; Peter & Weber, im Druck) und in der "Rhoneverwilderung" des Pfywaldes (Hürlimann, 1931) bis heute erhalten geblieben. Abbildung 17 zeigt einen morphologisch noch intakten Rhonelauf nahe Sierre mit verschiedenen, teils bewachsenen Flussinseln. Auf Höhe der Aluminiumfabrik Chippis sind die Ansätze zur Aufteilung des Flussbettes in Form von Flussinseln (bei hohem Wasserstand) oder ausgedehnten Kiesbänken (bei tiefem Wasserstand) sowohl auf Aufnahmen aus den 1920er Jahren (Abbildung 18) als auch in aktuellen Ansichten (Abbildung 19) immer noch zu erkennen. Ausserhalb der Region Pfywald-Sierre sind Kies- und Schotterbänke in der Rhone dagegen nur noch an wenigen Stellen im Einflussbereich von Seitenbächen anzutreffen. Eines dieser Beispiele, flussabwärts der Printse-Mündung bei Aproz gelegen, ist das letzte Relikt von ehemals ausgedehnten Bankstrukturen entlang beider Rhoneufer (Abbildung 21). Die noch verbliebene kleine Kiesbank war eines der Mesohabitate, die im Rahmen der vorliegenden Benthos-Untersuchung beprobt wurde (Stelle H14, Kapitel 7.2).

Neben der durchgehenden Kiessohle sind in der Rhone heute nur noch zwei Typen von künstlichen flussmorphologischen Strukturen verbreitet: in den meisten Strecken eine durchgehende Uferverbauung mittels Blockwurf und in gewissen Strecken eine zusätzliche Uferstabilisierung mittels Buhnen. In Buhnenstrecken wird die Uferlinie geprägt durch die regelmässige Abfolge der betonierten, mit Blöcken gesicherten Sporne (Buhnenköpfe) und der dazwischenliegenden, nicht verbauten Flachwasserbereiche (Buhnenfelder, vgl. Abbildung 22). Als Mesohabitate wurden sowohl Buhnenkopf und -feld bei Leuk (H3 bis H5) als auch der Blockwurf bei Brig (H1) und bei Riddes (H8, H10) auf ihre Benthos-Besiedlung hin untersucht (Kapitel 7.2).

Isolierte morphologische Strukturen wie Totholz oder grosse Steine, die auch in der Rhone vereinzelt vorkommen, wurden als Mesohabitate ebenfalls beprobt (H3, H15, H20; Kapitel 7.2). Derartige Strukturen können auch vollständig untergetaucht und von aussen nicht zu erkennen sein, wie Abbildung 20 am Beispiel des Querprofils Chippis zeigt: Die meisten Abstiche (Vertikalmessungen) ergaben vergleichsweise kleine Veränderungen der Strömung mit zunehmender Tiefe und erst knapp über Grund eine rasche Abnahme gegen Null. Die Messlotrechte Nr. 11 schert aus diesem Bild aus, setzt dort der Strömungsrückgang doch bereits ca. 30cm über der Sohle ein. Flussaufwärts von dieser Stelle befindet sich vermutlich ein grösserer Stein oder ein anderes Hindernis, in dessen Strömungsschatten sich ein hydraulisch geschützter Bereich entwickelt hat. An der Wasseroberfläche deutet nichts auf dieses "flow refugium" (Rempel et al., 1999) in der Tiefe hin.

Die Korngrössen-Zusammensetzung des Sedimentes und dessen Abhängigkeit vom Gefälle und von anderen Faktoren ist bereits in Kapitel 5.2 diskutiert worden. In einem separaten Synthesebericht des Rhoneprojektes zum Schwallbetrieb wird noch näher auf die Variabilität der Breiten- und Tiefenverhältnisse in der Rhone und auf deren Bedeutung für die Qualität des Lebensraumes eingegangen.

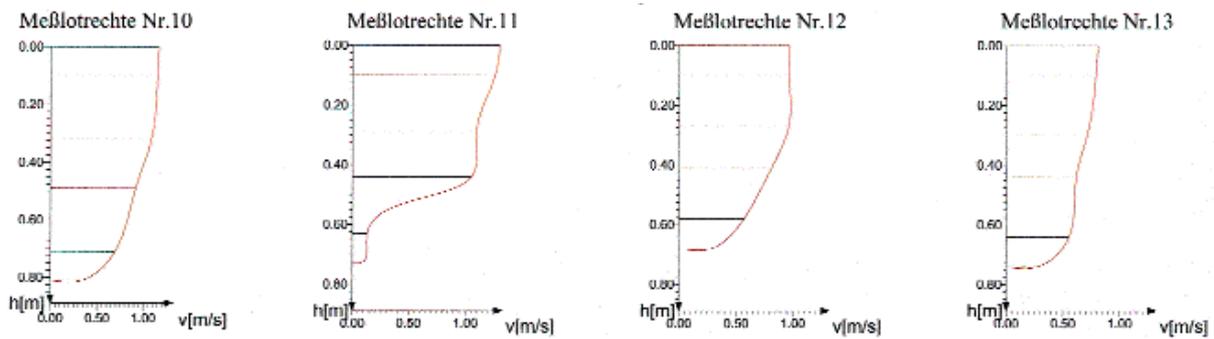
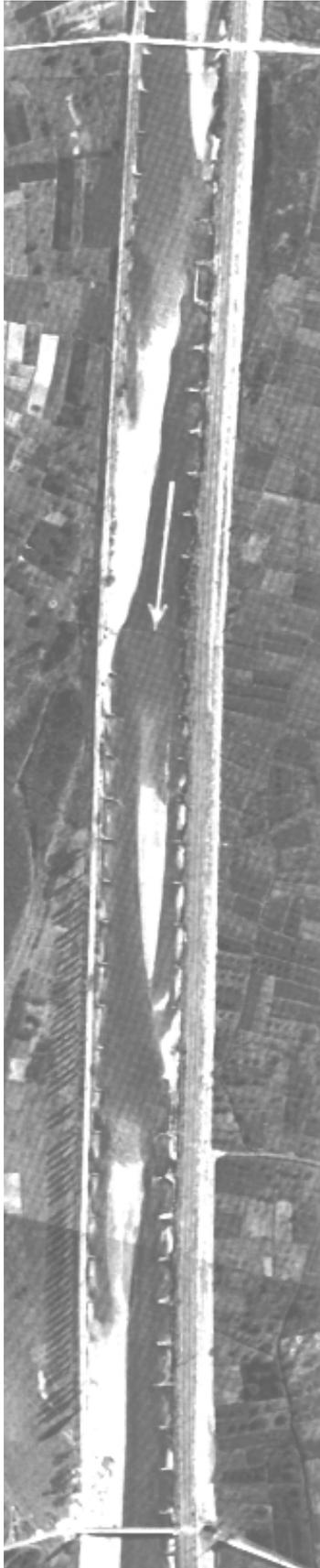


Abbildung 20. Vier Vertikalprofile der Strömung im Querprofil der Rhone bei Chippis am 26.1.2002 bei einem Abfluss von  $29.5 \text{ m}^3/\text{s}$ .  $h$  = Wassertiefe,  $v$  = Fließgeschwindigkeit. Die horizontalen Linien markieren die eigentlichen Messpunkte, der Strömungsverlauf dazwischen ist interpoliert (Anhang 2).



Abbildung 21. Rhonelauf bei Aproz zwischen den Mündungen von Printse (rechter Bildrand) und Morge (linker Rand) auf Luftaufnahmen aus verschiedenen Perioden. Fließrichtung der Rhone von rechts nach links. Oberes Bild: Zustand bei tiefer Wasserführung am 21.3.1938 vor Abschluss der 2. Rhonekorrektur mit gut ausgebildeten Kiesbänken. 1949, nach Abschluss der Korrektur, waren diese Bänke vollständig verschwunden. Aus SFRD (1964). Unteres Bild: Zustand bei hoher Wasserführung im Sommer 1999 oder 2000. Flussabwärts der Printse-Mündung hat sich wieder eine kleine Kiesbank gebildet (rot umrandet). Aufnahme "Swissimage", © Office fédéral de topographie (DV023268).



## Die Folgen der zweiten Rhonekorrektion

Die zweite Rhonekorrektion, die zwischen Sierre und Martigny in mehreren Etappen von 1930 bis 1961 dauerte, ist in SFRD (1964) ausführlich dokumentiert. Wie bei Aproz im Unterlauf (Abbildung 21) ist offenbar auch in vielen anderen Abschnitten die heutige monotone Gerinnegestalt erst durch diese zweite grosse Korrektion geschaffen worden. Vorher war das Gerinne zwar über weite Strecken ebenfalls schon kanalisiert, bot aber dank seiner grösseren Breite innerhalb der Dämme oder aus anderen Gründen noch Platz für vielfältigere flussmorphologische Strukturen (Posse, 1997). Ein weiteres Beispiel dafür ist in Abbildung 22 wiedergegeben: Vor der zweiten Rhonekorrektion war der gestreckte Oberlauf der Rhone zwischen Brigerbad und Lalden bereits mit Buhnen verbaut, wies aber dazu noch abwechslungsweise an beiden Ufern angeordnete Kiesbänke auf. Derartige Abfolgen von alternierenden Bänken gehören an anderen Gebirgsflüssen auch heute noch zum Erscheinungsbild, z.B. am Alpenrhein zwischen Landquart- und Illmündung (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001). An der Rhone sind diese Strukturen nach der zweiten Rhonekorrektion fast vollständig verschwunden. Zwischen Brigerbad und Lalden war die Ursache dafür allerdings nicht etwa die Umgestaltung dieses Abschnittes selbst — das Gerinne samt Buhnen erscheint 1955 noch unverändert; das Verschwinden der Kiesbänke wird in SFRD (1964) vielmehr auf die Korrektion einer flussabwärts anschliessenden Rhonestrecke bei Visp zurückgeführt.



Abbildung 22. Rhonelauf zwischen Brigerbad und Lalden. Linkes Bild: Luftaufnahme am 7.4.1930 vor der zweiten Rhonekorrektion. Am unteren Bildrand die Brücke von Lalden. Rechtes Bild: Blick von dieser Brücke flussaufwärts. Zustand am 20.4.1955 nach der Korrektion der Rhone flussabwärts bei Visp. Die Kiesbänke sind komplett verschwunden. Beide Bilder aus SFRD (1964).

## 6. DAS PHYTOBENTHOS

Die pflanzliche Besiedlung der Rhone beschränkt sich auf den Bewuchs der Flussole (Periphyton, Phytobenthos), der wiederum hauptsächlich aus Algen besteht. Höhere Wasserpflanzen (Makrophyten) kommen nur noch in wenigen flussbegleitenden Seitengewässern vor, die als Relikte der ehemaligen Flussaue und Sumpfgebiete übrig geblieben (Farquet, 1938; Giugni, 1985; Desfayes, 1996; Posse, 1997) oder seither neu geschaffen worden sind. Unter diesen Standorten sind die Baggerseen im ehemaligen Rhonebett bei Leukerfeld noch die artenreichsten der ganzen Rhoneebene (Desfayes, 1996). Wassermoose (Bryophyten), die nach Desfayes (1996) viele fließende und stehende Gewässer des Wallis besiedeln, fehlten bei unseren Aufnahmen in der Rhone. Gogniat & Marrer (1984/85) haben an verschiedenen Stellen der Rhone — hauptsächlich von Martigny an flussabwärts — Bryophyten registriert, aber nirgendwo Makrophyten.

Bemerkenswert sind die Funde von aquatischen Flechten am Rhoneufer bei Chippis und bei Riddes 1 (Tabelle 3). Diese Organismen bilden schwarze Krusten auf Steinen aus (Abbildung 25); über ihre Lebensweise und ihre Ansprüche ist bislang nur wenig bekannt, sie scheinen jedoch Stellen mit langer bis dauernder Überflutung zu bevorzugen (Keller, 1995). In den Proben aus der Rhone hat die Spezialistin Ch. Keller die beiden Arten *Verrucaria aquatilis* und *Verrucaria rheitrophila* bestimmt. Erstere ist eher in tiefen und mittleren Lagen verbreitet, während letztere bis in die alpine Stufe häufig vorkommt (Keller, 1995 und mündl. Angaben). *Verrucaria aquatilis* scheint keine hohen ökologischen Ansprüche an ihren Lebensraum zu stellen, *Verrucaria rheitrophila* bevorzugt kalkarmen, rasch überströmten, aber stabil gelagerten Untergrund und erträgt Konkurrenz durch Algen schlecht (Thüs, 2002; von Känel, 2003).

Bei den Bewuchsaufnahmen in der Rhone wurde zwischen verschiedenen Wuchsformen (z.B. fädige Algen) und systematischen Gruppen (z.B. Kieselalgen) unterschieden. Bis auf die Gattung oder Art wurden nur wenige markante, fädige Makroalgen bestimmt (Tabelle 3). Nicht näher aufgeschlüsselt sind dagegen die flächig wachsenden Gruppen der Kieselalgen und der einzelligen (kokkalen) Grünalgen. Neben den in Tabelle 3 aufgeführten sind in einigen Proben noch weitere fädige Formen aufgetreten, die aber oft nicht sicher angesprochen werden konnten (v.a. die Grünalge cf. *Microspora* sp. und vereinzelt Blaualgen).

Der Algenbewuchs in der Rhone ist arm an Formen und Arten, wie dies für alpine und speziell für stark gletscherbeeinflusste Fließgewässer die Regel ist (Uehlinger et al., 1998; Milner & Petts, 1994). Ursachen dafür sind in erster Linie die ausserordentlich harschen Lebensbedingungen während des Sommers, wenn die hohen Abflüsse zu starker mechanischer Belastung der Sohle (bis hin zum Geschiebetrieb) und das trübe Schmelzwasser zu minimalem Lichtangebot auf der Sohle führen (Portmann et al., 2004). Hauptentwicklungszeit des Phytobenthos ist in Alpenflüssen deshalb der Winter. In schwallbeeinflussten Gewässern wie der Rhone oder dem Alpenrhein wird das Aufkommen des Bewuchses aber auch in dieser Zeit erschwert durch die künstlichen Wasserstands-Schwankungen und teilweise durch die hohe Trübung während der Schwälle (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001; Portmann et al., 2004).

Besonders schwach ausgeprägt war der Algenbewuchs in den untersuchten Querprofilen der Rhone, und zwar sowohl was die Qualität (Artenvielfalt) als auch die Quantität (Menge, Dichte) angeht. Ausser den Kieselalgenbelägen wurden nur noch die fädigen Grünalgen *Cladophora* sp. und *Ulothrix* sp. festgestellt, die zudem beide auf einen schmalen Streifen entlang der Ufer beschränkt blieben (Tabelle 3). Beide Arten ertragen zeitweises Trockenfallen, können also auch die Wasserwechselzone zwischen den Uferlinien bei Schwall und bei Sunk

Tabelle 3. Liste der fädigen Makroalgen und aquatischen Flechten in der Rhone von Brig bis Martigny für verschiedene Aufnahmen. Die Zahlen geben an, in welchem Monat ein Taxon gefunden worden ist. [ ] = Überreste von Algen, nicht vital. Die Bezeichnung der Taxa ist nach Mauch et al. (2003) vereinheitlicht. PW = Pfywald; CH = Chippis; R = Riddes; H1 = Blockwurf bei Brig; H2 = Riffle im Pfywald; H6+H7 = Ufer bei Chippis; H14 = Kiesbank bei Aproz; H16 = Riffle bei Iles Falcon; H20 = Totholz bei Sion, u = nur in Ufernähe.

TAXALISTE fädige Makroalgen und aquatische Flechten	Querprofile 2001				Brig	Querprofile 2002				Mesohabitate 2002 und 2004					
	Leuk	PW	CH	R 4		Leuk	R 1	R 2	R 3	H1	H2	H6+H7	H14	H16	H20
RHODOPHYTA (Rotalgen) Bangia atropurpurea (ROTH) C.A.Agardh, 1824															3
CHRYSOPHYCEAE (Goldalgen) Hydrurus foetidus (VILLARS) TREVISAN, 1848										[3]	3				
XANTHOPHYCEAE (Gelbgrünalgen) Vaucheria sp.												3	3		
CHLOROPHYCEAE (Grünalgen) Cladophora sp. Ulothrix sp.	3-4u	3-4	3-4u	3-4u	3u	1u	1u	3	3u	3	3	1, 3		3	
LICHENES (Flechten) Verrucaria sp.							1u, 3u					1			

besiedeln (Abbildung 23). So reichte etwa der Grünalgenbewuchs im Profil Riddes 1 bei tiefem Wasserstand am 27.1.2002 von der Uferlinie weg bis 1m horizontal landeinwärts. In flacheren Profilen des Alpenrheins kann *Ulothrix sp.* zusammen mit Kieselalgen noch wesentlich ausgedehntere Wasserwechselzonen besiedeln; allenfalls wird diese Grünalge deshalb durch den Schwallbetrieb selektiv bevorzugt und in ihrer räumlichen Ausbreitung gefördert (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001). Sowohl *Ulothrix sp.* wie auch *Cladophora sp.* weisen eine grosse ökologische Toleranz auf, können also unter unterschiedlichen Bedingungen existieren. Beide Gattungen sind wohl in alpinen Gewässern verbreitet (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001), zeigen aber gleichzeitig eine Vorliebe für eher kalk- und nährstoffreiches Wasser (Kann, 1978; Dodds & Gudder, 1992; Pipp & Rott, 1993; Rott et al., 1997; Lindstrøm et al., 2004). *Cladophora glomerata*, die häufigste Art dieser Gattung, scheint Gewässer mit starkem Gletschereinfluss (Trübung) im Allgemeinen eher zu meiden (Hieber et al., 2001; Von Känel, 2003). Im Alpenrhein ist sie bisher nicht in Erscheinung getreten (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001).

Dafür wuchsen am Alpenrhein in den ausgedehnten, ständig benetzten Flachwasserbereichen und Riffles zwischen den alternierenden Kiesbänken regelmässig die Goldalgen *Hydrurus foetidus* und *Phaeodermatium rivulare* in teilweise hohen Dichten (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001). In den Querprofilen der Rhone fehlten diese charakteristischen Arten dagegen. An gewissen Stellen wurden einzig kleine, nicht genau identifizierbare Stücke von Algenhalli gefunden, bei denen es sich um Ansätze oder Überreste dieser Chrysophyceen gehandelt haben könnte (Lindstrøm et al., 2004). *Hydrurus foetidus* ist in vielen alpinen und speziell in gletscherbeeinflussten Fliessgewässern eine verbreitete bis häufige Art (Hieber et al., 2001). Sie gedeiht nur in relativ kaltem Wasser (kaltstenotherme Art), ist strömungsliebend (rheophil), stark lichtbedürftig und sehr empfindlich gegenüber Austrocknung (Hovasse & Joyon, 1960, Kawecka, 1981). Bei anderen Umweltfaktoren ist die ökologische Toleranz dieser Art grösser, wenngleich sie offenbar kalk- und nährstoffarme Gewässer eher bevorzugt (Pipp & Rott, 1993, Lindstrøm et al., 2004). Eine geeignete Wasserqualität vorausgesetzt, bieten schnell überströmte, flache Stellen mit grobem, stabilem Substrat (z.B. Riffles) die besten Bedingungen für das Wachstum von *Hydrurus foetidus*. Solche flussmorphologischen Strukturen sind in der Rhone heute über weite Strecken praktisch verschwunden (Kapitel 5.4). Wie gut die Chrysophyceen und speziell *Hydrurus foetidus* ursprünglich in diesem Fluss vertreten waren und was gegebenenfalls zu ihrem Rückgang führte, ist uns nicht bekannt. Gogniat & Marrer (1984/85) haben bei ihren sehr umfangreichen Aufnahmen in der Rhone zwischen Sierre und dem Lac Léman offenbar nirgendwo *Hydrurus foetidus* gefunden. In Walliser Gletscherbächen ist die Art aber nach wie vor vertreten, z.B. in der Lonza (Robinson et



Abbildung 23. Makroalgen-Bewuchs in der Rhone im Spätwinter (März). Bild links oben: Riffle in der Restwasserstrecke von Iles Falcon mit dichtem Kieselalgenbelag und fädigen Grünalgen (*Cladophora* sp.) bis zur Uferlinie. Bild links unten: Blockwurf in der Schwallstrecke von Riddes 1 mit dichtem Bewuchs von *Cladophora* sp., teils über der aktuellen Wasserlinie. Bilder rechts: Schwallstrecke bei Chippis mit Bewuchs der fädigen Grünalge *Ulothrix* sp. an und teilweise über der aktuellen Wasserlinie (oben); weiter flusseinwärts folgen bei genügend flachem Ufer zuerst eine weitgehend bewuchsfreie Zone und danach ein brauner Streifen mit dichteren Kieselalgenbelägen (unten).

al., 2001) oder in der Mutt (Lods-Crozet et al., 2001). Bei unseren eigenen Untersuchungen ist sie ganz vereinzelt auch in den Mesohabitaten der Rhone aufgetaucht (siehe unten).

In den tieferen Bereichen der Rhone-Querprofile fehlte auch der Kieselalgen-Bewuchs entweder völlig oder war so schwach, dass er auf den Unterwasser-Videoaufnahmen nicht mehr zu erkennen war (vgl. Abbildung 10). Da auch die nachträgliche Untersuchung der Substratproben aus den Querprofilen (Kapitel 5.2) keine zuverlässige Quantifizierung der Bewuchsdichte erlaubte, konnte die genaue Ausdehnung des Algenbewuchses in den Querprofilen nicht bestimmt werden. Fest steht aber, dass der grösste Teil der Rhonesohle — wenn überhaupt — auch unter den vergleichsweise günstigen Umständen im Winter (tiefe Abflüsse, eher geringe Trübung) höchstens von feinen Kieselalgen-Belägen bedeckt ist.

Auch in den Tiefenrinnen und in stark verbauten Querprofilen des Alpenrheins fehlt ein Algenbewuchs weitgehend; als Ursache dafür wurde weniger das geringe Lichtangebot, als vielmehr die starke mechanische Belastung der Flusssohle durch die starke Strömung und durch flussabwärts transportiertes Feingeschiebe (Rollkies; Kapitel 5.2) vermutet. Dieser zusätzliche, als "Sandstrahl-Effekt" und "Kugelmühlen-Effekt" bezeichnete hydraulische Stress (vgl. Kapitel 5.3) wird durch den Schwallbetrieb noch deutlich verstärkt. Demgegenüber führte die ebenfalls schwallbedingte Erhöhung der Trübung zwar zu einer verminderten Produktivität des Phytobenthos und in gewissen Sohlenbereichen möglicherweise zu einer Beschränkung auf weniger lichtbedürftige Algenarten; zumindest für die Kieselalgen blieb das Lichtangebot aber auch an den tiefsten Stellen des Alpenrheins und bei Schwall knapp ausreichend (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001). Vermutlich trifft das in ähnlicher Weise für die Rhone zu, auch wenn deren Sohle flussabwärts von Riddes bei Schwall nur mehr minimal belichtet wird (Portmann et al., 2004). In den Querprofilen Riddes 2 und Riddes 3 jedenfalls reichte ein schwacher, selten auch mässiger Bewuchs von Kieselalgen und kokkalen Grünalgen bis in Tiefen von ca. 0.8m hinunter (gemessen bei Sunk). Bei Schwall, also während eines grossen Teils der Tagesstunden, steigt die Wassertiefe an diesen Stellen auf ca. 1.6m an (Abbildung 12). Im Alpenrhein bildeten Kieselalgen und die Goldalge *Hydrurus foetidus* bei Sunk bis in Tiefen von 1m noch regelmässig, darunter bis ca. 2.5m Tiefe nur noch an besonders strömungsgeschützten Stellen (z.B. im Blockwurf) einen makroskopisch deutlich erkennbaren Bewuchs aus (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001).

Die meist niedrigen und ausserdem unsicheren Werte der Algen-Bewuchsdichte in den Querprofilen der Rhone zeigten keinen klaren Bezug zu den gleichzeitig gemessenen, abiotischen Parametern. Dasselbe gilt auch für die Werte aus den Mesohabitaten (siehe unten). Am ehesten ersichtlich oder zu erahnen waren noch die Tendenzen (Trends) zur Zunahme der Bewuchsdichte mit der mittleren Korngrösse des Substrates und mit der relativen Bettstabilität. Beide (positiven) Korrelationen entsprächen den Erwartungen.

In den untersuchten Mesohabitaten (Abbildungen 31 und 32) betrug die Wassertiefe nirgends über 40cm, was eine zuverlässigere Aufnahme der Bewuchsdichte erlaubte als in den tieferen Querprofilen. Dennoch ergab sich innerhalb dieses eingeschränkten Wertebereiches kein erkennbarer Zusammenhang zwischen dem Ausmass des Algenbewuchses (erfasst als Anteil der bedeckten Sohlenoberfläche) und der Wassertiefe (Abbildung 24). Mit ein Grund dafür dürfte sein, dass die Mesohabitate teilweise in der Restwasserstrecke von Pfywald bis Iles Falcon liegen, wo die Wassertiefe während des Winters konstanter ist als an den übrigen Stellen mit mässigen bis starken, schwallbedingten Wasserstands-Schwankungen. Im Gegensatz zur Wassertiefe zeichnete sich bei der Oberflächenströmung  $v_0$  eine gewisse Korrelation mit dem Bewuchsgrad ab, betrug  $v_0$  doch an den stark bewachsenen Stellen (>80% Deckung) durchwegs zwischen 0.4 und 0.75 m/s. Umgekehrt war die Abhängigkeit weniger klar, zeigten doch einzelne Stellen mit Fliessgeschwindigkeiten in demselben Bereich sehr

viel schwächeren Bewuchs. Die höchsten Bewuchsdichten wurden zum grössten Teil durch Kieselalgenbeläge gebildet, während fädige Algen nur in Ausnahmefällen mehr als 10% der Flussohle bedeckten. Am stärksten war der Bewuchs durch die fädige Grünalge *Cladophora sp.* im Blockwurf bei Leuk (20% Deckung) und bei Riddes 1 (50% Deckung, Abbildung 23). Beide Mesohabitate wiesen dafür keinerlei Kieselalgenbewuchs auf. Die Tiefen- und Strömungsverhältnisse sind im Blockwurf sehr variabel; sie können innerhalb desselben Mesohabitates von der Oberfläche bis hin zu den maximalen Wassertiefen des ganzen Flusses und von geschützten "Refugien" zwischen oder hinter einzelnen Blöcken bis hin zu stark angeströmten Steinoberflächen reichen.

Im Gegensatz zu den Querprofilen traten in den Mesohabitaten neben den dominierenden Kieselalgen und fädigen Grünalgen vereinzelt auch andere Algenarten auf (Tabelle 3). Von der Goldalge *Hydrurus foetidus* (siehe oben) wurden gut entwickelte Zotten in einem Riffle der Restwasserstrecke Pfywald (H2) und abgestorbene Überreste im Blockwurf bei Brig (H1) nachgewiesen. Beide Mesohabitate weisen keinen oder einen relativ geringen Schwallenfluss auf. Ob und wie weit dies für das Vorkommen der Chrysophyceen massgebend ist, kann aufgrund der vorliegenden Untersuchungen nicht beurteilt werden. In morphologisch vielfältigeren Abschnitten des Alpenrheins und anderer Alpenflüsse ist diese Algengruppe trotz eines ausgeprägten Schwallenflusses noch gut vertreten (ARGE Limnologie, 2001).

An zwei Standorten mit kiesig-steinigem Untergrund trat die Gellbgrünalge *Vaucheria sp.* auf (Tabelle 3). Diese Gattung stellt ähnliche ökologische Ansprüche wie die Grünalge *Ulothrix sp.* (siehe oben), zeigt aber eher noch etwas stärker mit Nährstoffen belastetes Wasser an (Pipp & Rott, 1993, Lindstrøm et al., 2004). Allenfalls löst *Vaucheria sp.* an gewissen Stellen *Ulothrix sp.* als Begleitart von *Cladophora sp.* ab. Aus floristischer Sicht bemerkenswert ist ein Fund auf ufernahen Totholz-Ablagerungen in der Rhone bei Brig. Es handelt sich um eine Rotalge, die vom Spezialisten H.-R. Preisig als *Bangia atropurpurea* bestimmt worden ist. Diese Art gilt als Zeiger für gute Wasserqualität (Preisig, mündl. Angaben). Sie ist in Alpen- und Voralpenflüssen noch recht verbreitet (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001; von Känel, 2003), in anderen Regionen aber stark zurückgegangen und teilweise stark gefährdet (Knappe et al., 1996.; Rott et al., 1999).

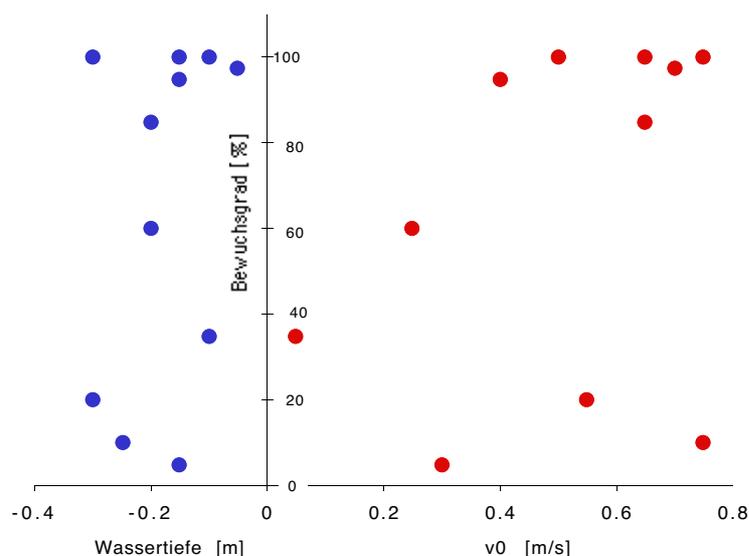


Abbildung 24. Deckungsgrad des Algenbewuchses auf der Rhonesohle in Abhängigkeit der Wassertiefe (negative Werte auf der x-Achse) und der Oberflächenströmung  $v_0$  (positive Werte auf der x-Achse) in den Mesohabitaten im Winter 2002.



Abbildung 25. Zwei Steine aus der Rhone bei Riddes 1 am 3.3.2002. Die schwarzen Beläge sind Krusten der Flechte *Verrucaria sp.*

## 7. DAS MAKROZOOBENTHOS

Die Lebensgemeinschaft von wirbellosen Bewohnern der Flussole (Makrozoobenthos) stand im Zentrum der vorliegenden Untersuchung an der Rhone. Es wurden verschiedene Kennwerte der benthischen Besiedlung ermittelt, darunter folgende quantitative Merkmale:

- Die Häufigkeit (Abundanz, Individuendichte) und Biomasse (Frisch- oder Nassgewicht) des gesamten Makrozoobenthos;
- Die Zusammensetzung und die Dominanzverhältnisse des Makrozoobenthos, aufgliedert nach den wichtigsten vertretenen, systematischen Gruppen.

Diese quantitativen Summenparameter sind eindeutig bestimmbar und liefern daher zumindest für die entnommenen Benthosproben zuverlässige Informationen (Kapitel 7.1 und 7.2). Dass diese Proben ihrerseits nur einen sehr kleinen Ausschnitt aus dem räumlich-zeitlichen Kontinuum eines Flusses wie der Rhone wiedergeben, ist bereits in Kapitel 4.2 dargelegt.

Die übrigen behandelten Merkmale und Kennwerte des Makrozoobenthos sind entweder von der Bearbeitungstiefe abhängig (z.B. Taxavielfalt, biologische Indikation; Schmidt-Kloiber & Nijboer, 2004), oder sie geben statistisch nicht abgesicherte (d.h. nicht signifikante) Tendenzen wieder (Korrelation mit abiotischen Einflussfaktoren). Diese "unscharfen" qualitativen Merkmale werden in Kapitel 7.3 behandelt.

Der vorliegende Bericht geht v.a. auf die Makrozoobenthos-Aufnahmen von 2002 näher ein. Bei der ersten Aufnahme im Spätwinter 2001 war das Benthos noch stark vom Hochwasser-Ereignis im Oktober 2000 beeinflusst (Kapitel 4.2). Von 2001 werden hier deshalb nur die qualitativen Angaben zu den taxonischen Einheiten (Taxa) des Phytobenthos (Kapitel 6) und des Makrozoobenthos (Kapitel 7.3) berücksichtigt, jedoch keine quantitativen Merkmale.

Für die Benthos-Aufnahmen in den Querprofilen (Kapitel 7.1) wurde die Flussole der Rhone als ein mehr oder weniger einheitlicher Lebensraum (Habitat) betrachtet, wie dies z.B. Eglin (1990) für die "gewachsene Sohle" im Oberlauf der Thur postuliert. An den Rändern und innerhalb dieses Lebensraumes wurden ausserdem räumlich abgegrenzte Gewässerstrukturen untersucht, die aufgrund ihrer speziellen Morphologie und/oder Hydraulik auch eine abweichende benthische Besiedlung erwarten lassen (Mesohabitate; Kapitel 5.4 und 7.2). Soweit als möglich werden diese beiden Lebensraumtypen Querprofile und Mesohabitate in der Folge auf gleiche Weise behandelt, aber immer separat gekennzeichnet.

### 7.1 Quantitative SUMMENPARAMETER IN DEN QUERPROFILEN

In den folgenden Abbildungen 26 bis 30 sind für jedes untersuchte Querprofil der Rhone die flächenbezogenen Häufigkeiten (Abundanzen, Individuendichten) und Biomassen des Makrozoobenthos in Form von Säulendiagrammen dargestellt, aufgeteilt nach den wichtigsten vertretenen Invertebraten-Gruppen. Die drei entnommenen Einzelproben pro Stelle (Kapitel 3) sind jeweils separat dargestellt, um die Streuung zu veranschaulichen. Zwecks besserer Übersicht sind die drei zusammengehörigen Säulen immer nebeneinander angeordnet; in Wirklichkeit lagen diese Parallelproben, in Fliessrichtung betrachtet, ungefähr hintereinander (in der Darstellung auf Höhe der mittleren Säule). Ein weiteres Diagramm zeigt jeweils die

gemessenen Wassertiefen und Fliessgeschwindigkeiten an der Wasseroberfläche ( $v_0$ ) über das Profil bei geringer Wasserführung (Sunk). Diese Messungen wurden in demselben Querprofil, aber nicht immer zum gleichen Zeitpunkt durchgeführt wie die Benthos-Probenahmen (Tabelle 1). Auf jeder Abbildung ist schliesslich eine Ansicht des betreffenden Querprofils sowie ein Luftbild des Rhoneabschnittes wiedergegeben, auf dem dieses Profil liegt. Die abiotischen und biotischen Parameter sind in allen Diagrammen im gleichen Massstab aufgetragen, um einen direkten Vergleich zwischen den einzelnen Profilen zu ermöglichen.

Die wesentlichen abiotischen Eigenschaften der einzelnen Profile sind in den Kapiteln 5.1 (Hydrologie), 5.2 (Sohlenstruktur) und 5.3 (Hydraulik) ausführlich beschrieben. Tabelle 4 fasst diese Eigenschaften anhand einiger ausgewählter Merkmale nochmals grob zusammen. Das Querprofil Leuk liegt zwischen zwei Bühnenköpfen und ist seitlich deshalb noch stärker eingengt, als es dies aufgrund der Kanalisierung sonst schon wäre (Abbildung 27). Am anderen Ende des untersuchten Spektrums befindet sich das vergleichsweise breite und flache Querprofil Riddes 1 (Abbildung 28). Es konnte bei Sunk gut durchwaten werden, während die zwei anderen Profile bei Riddes nur mit dem Boot zu überqueren und beproben waren (Abbildungen 2, 29 und 30). Das Profil Riddes 1 nimmt damit gleichsam den Zustand in einer kleinen Fluss-Aufweitung "vorweg".

In Tabelle 4 sind für jedes Querprofil auch die Mittel und die Bereiche einiger Kennwerte des Sohlensubstrates und des Makrozoobenthos' aufgeführt. Ebenfalls berücksichtigt sind dabei zwei ufernahe Mesohabitate beim Querprofil Chippis, in denen das Benthos wegen Bauarbeiten weniger ausführlich und ca. fünf Wochen früher beprobt wurde als in den übrigen Profilen (Kapitel 3). In dieser Übersicht wird auf einen Blick ersichtlich, wie sich Abundanz, Biomasse und Zusammensetzung des Makrozoobenthos im Fliessverlauf der Rhone veränderten. Ihren "Tiefpunkt" erreichten verschiedene Kennwerte in Riddes 1, wo auch das feinste Substrat aller untersuchten Querprofile festgestellt wurde (Kapitel 5.2). Auf diese Entwicklung wird in der folgenden Besprechung der einzelnen Profile näher eingegangen.

Tabelle 4. Merkmale der Rhone sowie Benthos- und Substrat-Kennwerte in den untersuchten Querprofilen und in zwei Mesohabitaten bei Chippis. Es sind jeweils die Mittelwerte (M) und die Schwankungsbereiche der Einzelwerte (B) angegeben. Bei den Benthos-Biomassen sind jene Werte hervorgehoben, die mässig (orange) oder stark (rot) von den Erwartungswerten nach Dückelmann (2001) für alpine Gewässer abweichen. Aus Baumann & Meile (im Druck), leicht verändert.

Rhone-Querprofil		Brig	Leuk	Chippis	Riddes 1	Riddes 2	Riddes 3
Längsprofil		kanalisiert	stark kanalisiert	kanalisiert	kanalisiert, flach	kanalisiert	kanalisiert, Kurve
Gefälle		gross	mittel	sehr gross	klein	sehr gross	mittel
Substrat		sehr grob	grob	sehr grob	fein	grob	fein - grob
Kolmation Deckschicht		keine	keine	—	keine	mässig	keine - deutlich
Schwalleinfluss		gering	mittel	mittel	mittel	gross	gross
Besonderes (siehe Text)			Effekt Bühnen	Kein ganzes Querprofil	Effekt "Aufweitung"	Einfluss ARA Bieudron	Einfluss ARA Bieudron
Abundanz MZB [Individuen/m <sup>2</sup> ]	M	7'900	3'700	10'700	4'400	7'400	8'100
	B	3'300 - 10'500	1'100 - 6'400	3'100 - 18'300	2'900 - 8'500	1'800 - 10'800	3'900 - 12'100
Biomasse MZB [g Frischgew./m <sup>2</sup> ]	M	11.8	10.5	5.5	2.6	3.0	4.3 (21.2)*
	B	6.5 - 21.7	1.6 - 35.5	2.4 - 8.7	0.4 - 6.7	0.7 - 8.2	0.9 - 7.8 (119)*
Artenvielfalt MZB [Anzahl Taxa/m <sup>2</sup> ]	M	10	13	10	9	10	13
	B	8 - 13	10 - 16	8 - 11	6 - 11	5 - 16	4 - 21
Anteil EP am MZB [% der Abundanz]	M	27	19	20	3	7	6
	B	7 - 41	14 - 32	7 - 34	<1 - 5	<1 - 21	<1 - 19
Anteil Ind. >5mm am MZB [% der Abundanz]	M	17	21	4	6	4	5 (14)*
	B	6 - 30	4 - 45	2 - 6	1 - 12	2 - 9	1 - 10 (51)*
Median der Korngrösse d <sub>50</sub> [mm]	M	97	76	118	22	74	72
	B	80 - 138	47 - 113	105 - 138	15 - 35	60 - 87	33 - 114

\*: Werte in Klammern unter Berücksichtigung von zwei stark nach oben abweichenden Einzelwerten.

Im **Querprofil Brig** bestand das Makrozoobenthos im Winter fast ausschliesslich aus Larven der Insekten-Ordnungen Steinfliegen (Plecoptera), Eintagsfliegen (Ephemeroptera) und Zweiflügler (Diptera). An den Dipteren wiederum hatte die Familie der Zuckmücken (Chironomidae) weitaus den grössten Anteil. Die Steinfliegen, Eintagsfliegen und Zuckmücken zusammen machten sowohl zahlen- als auch mengenmässig zwischen 96% und 99% des gesamten Makrozoobenthos aus. An der Abundanz hatten dabei die kleineren und leichteren Zuckmücken den grössten Anteil (55% bis 91%), an der Biomasse dagegen die grösseren und schwereren Steinfliegen (55% bis 82%). Diese "erdrückende" Dominanz einzelner Insektengruppen ist für die Oberläufe alpiner Gewässer typisch; Nicht-Insekten wie etwa wenigborstige Würmer (Oligochaeta) treten oft erst im Mittel- und Unterlauf stärker in Erscheinung, wo der Anteil von Feinmaterial an der Sohle und die organische Belastung (z.B. durch Abwasser-Einleitungen) in der Regel zunimmt (Bottarini & Fano, 1998; Arscott et al., 2003). Zuckmücken sowie Stein- und Eintagsfliegen gehören ausserdem zu den vorherrschenden Invertebraten-Gruppen in Bächen und Flüssen mit starkem Gletschereinfluss (Milner et al., 2001).

Andere Untersuchungen im Oberlauf der Walliser Rhone haben grundsätzlich eine ähnliche Zusammensetzung des Makrozoobenthos ergeben wie in unseren Proben vom Winter 2002. Bei den Aufnahmen durch ETEC von 1992 und 1997 (Kapitel 4.2) waren in der Rhone nahe Brig neben Plecopteren, Ephemeropteren und Chironomiden auch die Larven der Köcherfliegen (Trichoptera) in grosser Zahl vertreten, worunter ein Grossteil zur köchertragenden Familie der Limnephilidae gehörte. Unsere eigenen Proben im Querprofil Brig, die aus derselben Jahreszeit stammen, enthielten demgegenüber nur wenige Exemplare von Köcherfliegen (alles Limnephilidae). Innerhalb der Probenserie von 1992, 1997 und 2002 an Stellen nahe Brig schwankten die Limnephiliden damit wesentlich stärker als innerhalb von anderen, geografisch ebenfalls einheitlichen Serien (Abbildung 6). Ein Grund dafür könnte sein, dass sich unsere Untersuchungsstelle von 2002 ca. 500m flussaufwärts der ARA Brig befand, während die Stelle von 1992 ("Gamsa") und allenfalls auch jene von 1997 ("Gamsen") im Einflussbereich des gereinigten Abwassers aus dieser ARA lagen (ETEC, 1999).

Flussaufwärts von Brig wurden im Rahmen des vorliegenden Projektes lediglich am 23.6.03 eine einzelne orientierende Benthosprobe aus der Rhone bei Mörel entnommen. Darin bestand das ausserordentlich individuen- und artenarme Makrozoobenthos nur aus Eintagsfliegen sowie einigen wenigen Larven von Köcherfliegen (Limnephiliden) und Zweiflüglern (u.a. Chironomiden). An verschiedenen anderen Stationen des Rhone-Oberlaufes im Goms (Gletsch bis Selkingen) waren im Oktober 1998 und im März 1999 zwischen 96% und 100% aller Makroinvertebraten Insektenlarven (Pronat & Geoplan, 2000). Am verschwindend kleinen Rest von Nicht-Insekten hatten die Oligochaeten noch den grössten Anteil. Die Chironomiden waren vielfach die dominierende Einzelgruppe, über alle Stellen gemittelt betrug ihr Anteil an der Gesamt-Individuenzahl im Herbst ca. 40% und im Spätwinter ca. 55%. Für die Plecoptera, Ephemeroptera und Chironomidae zusammen ergaben sich in beiden Jahreszeiten durchschnittliche Anteile von ca. 85%, und bei den übrigen Insekten handelte es sich vorwiegend um Limnephiliden-Larven. Was die Zusammensetzung des Makrozoobenthos nach systematischen Gruppen betrifft, zählt das Profil Brig damit noch eindeutig zum Oberlauf der Rhone. Die Gesamt-Individuendichte des Makrozoobenthos war im März 1999 allerdings an den meisten Oberwalliser Stellen (ausgenommen in Selkingen) mit ca. 1'000 Ind./m<sup>2</sup> deutlich geringer als bei Brig im März 1992, 1997 und 2002. Dafür wurden im Goms im Oktober 1998 mit 1'000 bis 2'500 Ind./m<sup>2</sup> (Pronat & Geoplan, 2000) wesentlich höhere Dichten ermittelt als bei Brig im Oktober 1992 (Abbildung 6).

Gemessen an den erwähnten anderen Benthos-Untersuchungen im Oberlauf der Rhone sind die im März 2002 erfassten Abundanzen im Profil Brig mit 3'300 bis 10'500 Ind./m<sup>2</sup> eher

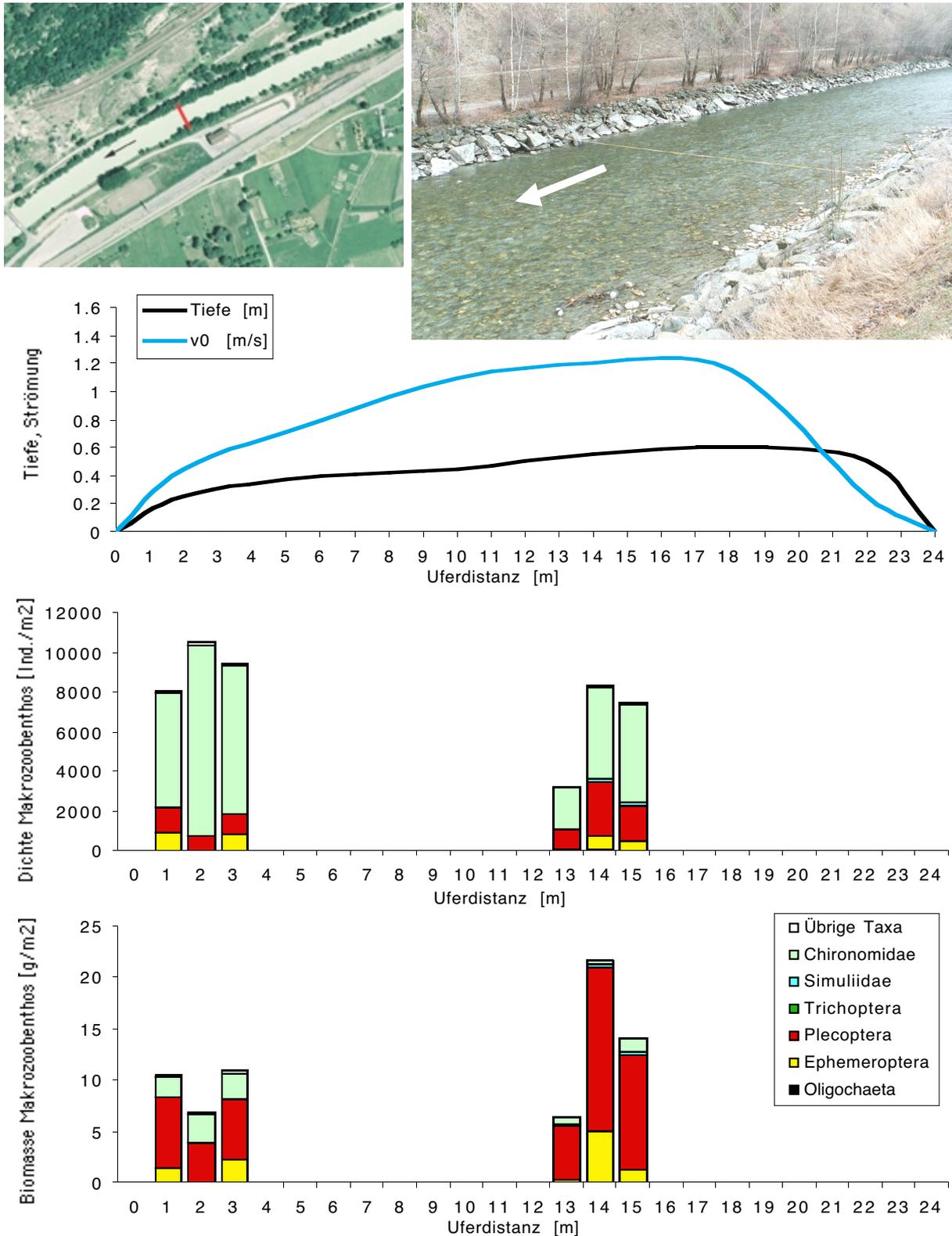


Abbildung 26. Das Makrozoobenthos im Querprofil der Rhone bei Brig. Von oben nach unten: Luftaufnahme bei hohem Wasserstand im Sommer 1999 oder 2000 mit der Lage des Querprofils (roter Balken) und Ansicht des Profils zum Zeitpunkt der Aufnahmen; Wassertiefen und Oberflächenströmung  $v_0$  über das Profil bei tiefem Abfluss am 3.3.2002; Abundanz (Individuendichte) und Biomasse (Frischgewicht) des Makrozoobenthos in Einzelproben über das Profil am 3.3.2002, aufgeteilt nach den wichtigsten vertretenen, systematischen Gruppen. Darstellungen der Querprofile in Fließrichtung betrachtet. Luftbild: Aufnahme "Swissimage", © Office fédéral de topographie (DV023268).

hoch. Im Oberlauf des morphologisch noch intakten Tagliamento ermittelten Arscott et al. (2003) im März 1999 jedoch ähnliche, teilweise auch noch höhere Individuendichten. Zu den Benthos-Biomassen, die in Brig 7-22 g/m<sup>2</sup> betragen (Frischgewicht, Abbildung 26), sind uns weder aus der Rhone noch aus dem Tagliamento Referenzwerte bekannt; die Rhone bei Brig liegt damit aber in der unteren Hälfte jenes Wertebereiches, der in ARGE Trübung Alpenrhein (2001) für verschiedene andere, meist grössere Alpenflüsse im Spätwinter angeführt ist. Nach einer empirischen Beziehung zwischen Benthos-Menge und Meereshöhe für österreichische Fliessgewässer (Jungwirth et al., 1980) resultiert für die Rhone bei Brig auf 660 m.ü.M. eine Biomasse (Frischgewicht) von ca. 7g/m<sup>2</sup>. Dückelmann (2001) überprüfte diesen Zusammenhang anhand von wesentlich umfangreicheren Datensätzen und fand für diese Höhenlage über alle Daten, speziell aber in den alpinen Gewässern Österreichs Benthos-Biomassen von ca. 5-20 g/m<sup>2</sup>. Das ist zufälligerweise fast genau der Bereich, den die Einzelproben aus dem Querprofil Brig vom März 2002 abdeckten. Vuille (1997) gibt für sehr unterschiedliche Gewässer vom Jura über das Mittelland bis in alpine Lagen des Kantons Bern einen etwas grösseren Schwankungsbereich (ohne Extremwerte) von ca. 3-55 g/m<sup>2</sup> an (Frischgewicht).

Innerhalb des Querprofils Brig erscheint die Verteilung des Makrozoobenthos ziemlich ausgeglichen: In den ufernäheren Proben waren die Abundanzen etwas höher, was auf der grösseren Zahl von Chironomiden beruhte. Von diesen Larven waren zum Zeitpunkt der Probenahme fast alle (>98%) kleiner als 5mm. In der Flussmitte waren dafür die grösseren Steinfliegen-Larven häufiger, was zu etwas höheren Biomassen führte als in Ufernähe.

Das Makrozoobenthos im Querprofil Brig lag damit qualitativ und quantitativ innerhalb der Erwartungswerte für einen Alpenfluss in dieser Höhenlage, der ausserdem so stark durch Gletscher geprägt ist wie die Rhone. In Gletscherbächen und -flüssen sind allgemein eher tiefe Abundanzen und Biomassen zu erwarten, was u.a. auch schon für das Makrozoobenthos in einzelnen Zuflüssen der Rhone bestätigt worden ist (Ilg et al., 2001; Robinson et al., 2001).

Im **Querprofil Leuk** fallen auf den ersten Blick einige markante Abweichungen gegenüber dem Profil Brig auf (Abbildung 27):

- Die Steinfliegenlarven gingen stark zurück und wiesen in den Einzelproben nur mehr Biomassen von maximal 1 g/m<sup>2</sup> auf, womit ihr mengenmässiger Anteil am gesamten Makrozoobenthos in den Einzelproben auf 0-30% sank. Das entspricht gegenüber Brig einem Rückgang beim Anteil (relativ) um 90%, bei den Biomassewerten selbst (absolut) um über 95%.
- Köcherfliegenlarven und wenigborstige Würmer (Oligochaeta) waren in Leuk dafür wesentlich häufiger. In Brig erst mit einigen wenigen Individuen vertreten, erreichten sie in den Einzelproben von Leuk Abundanzen von 70-800 Ind./m<sup>2</sup>, was einem zahlenmässigen Anteil am gesamten Makrozoobenthos von 2.5-12.5% entspricht. Da es sich bei den Oligochaeten vorwiegend um kleine Exemplare handelte, blieb ihre Biomasse jedoch gering.
- Die Abundanz des gesamten Makrozoobenthos war mit 1'000-6'500 Ind./m<sup>2</sup> in den Einzelproben von Leuk deutlich tiefer. Die Biomasse schwankte mit Werten von 1.5-35.5 g/m<sup>2</sup> zwar wesentlich stärker, wies aber mit 10.5 g/m<sup>2</sup> einen ähnlichen Mittelwert auf wie im Profil Brig (mit 11.8 g/m<sup>2</sup>). Die hohen Biomassen in einzelnen Proben des Profils Leuk beruhten ausnahmslos auf einer grösseren Anzahl an verhältnismässig schweren Köcherfliegenlarven — umso schwerer, als ihr Köcher aus kleinen Steinchen in der Biomasse jeweils enthalten ist.

- Die Abundanz war ungleichmässiger über das Querprofil verteilt mit deutlich tieferen Einzelwerten v.a. in ufernahen Proben. Demgegenüber brach die Biomasse in der Flussmitte mit Werten von 1.5-3.5 g/m<sup>2</sup> regelrecht ein, weil die Köcherfliegenlarven stark auf die Uferbereiche konzentriert waren. Dabei handelte es sich grösstenteils um Limnephiliden der Art *Allogamus auricollis*, die auch in den flussabwärts anschliessenden Querprofilen bei Riddes einen beträchtlichen Anteil an der Biomasse behielten (siehe unten).

Nach Jungwirth et al. (1980) und Dückelmann (2001) wäre für die Rhone bei Leuk aufgrund der Höhenlage (620 m.ü.M.) — sehr ähnlich wie bei Brig — mit einer mittleren Benthos-Biomasse von ca. 7-8 g/m<sup>2</sup> bzw. einem Biomassen-Bereich von ca. 5-20 g/m<sup>2</sup> zu rechnen. Die im März 2002 entnommenen, ufernahen Proben lagen damit innerhalb bis leicht oberhalb, die Proben aus der Flussmitte hingegen deutlich unterhalb dieser Erwartungswerte.

Gogniat & Marrer (1984/85) entnahmen am 31.10./1.11.1983 in Fließstrecken der Rhone zwischen St. Léonard und St. Maurice, verteilt auf drei Querprofile, Makrozoobenthos-Proben von tieferen Stellen des Flusses (1.0-4.5m Wassertiefe). Im Vergleich zu den ebenfalls besammelten Uferbereichen fanden sie ein individuen- und artenärmeres Benthos vor, das sich mehrheitlich aus Chironomidenlarven zusammensetzte. In einem Profil waren darüber hinaus auch Oligochaeten relativ zahlreich und Köcherfliegenlarven (Limnephilidae) noch mehrfach vertreten. Alle drei Gruppen waren auch in unseren Querprofilen Leuk und Riddes häufig bis dominant. Quantität (Abundanz, Biomasse) und Qualität (Taxavielfalt, Diversität) des Makrozoobenthos sind am Ufer oft am höchsten und nehmen gegen die tieferen Bereiche hin stark ab. Das wurde am Alpenrhein (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001) genau so festgestellt wie in etlichen anderen Flüssen (Gislason, 1985; Coggerino et al., 1995; Haybach et al., 2004), darunter auch an morphologisch weitgehend intakten wie dem kanadischen Fraser River (Rempel et al., 2000). Bei starker hydraulischer Belastung durch Hochwasser können die tiefen Fließrinnen ausgeräumt werden, während ufernahe Strukturen (v.a. Kiesbänke) dem Makrozoobenthos als Rückzugsräume (Refugien) dienen (Prevot & Prevot, 1986; Rempel et al., 1999).

Wie sich das Makrozoobenthos im Längsverlauf der Rhone entwickelt, untersuchten z.B. Gogniat & Marrer (1984/85) und ETEC (1999). Dabei wurden teils ähnliche Veränderungen festgestellt wie zwischen unseren Querprofilen, teils aber auch etwas anders geartete. Weil bei verschiedenen Gruppen von Makroinvertebraten in der Rhone eine einzelne Art vorherrscht, widerspiegeln einige wenige Arten oft recht zuverlässig die Veränderungen auf Gruppen-Niveau — auch dort, wo die Benthosproben beispielsweise nur bis auf die Familie bestimmt worden sind (Anhang 2). Anhand dieser dominanten Arten lässt sich abschätzen, ob und wie weit die unterschiedliche Zusammensetzung des Makrozoobenthos nach systematischen Gruppen im Längsverlauf der Rhone einer natürlichen Gewässerentwicklung folgt. Für die Querprofile der Rhone zeigte sich, dass der Rückgang der Steinfliegen-Familie Taeniopterygidae (bzw. der Art *Rhabdiopteryx neglecta*) von Brig bis Leuk (und danach weiter bis Riddes) vermutlich auch ein Ausdruck des üblichen Faunenwechsels im Längsverlauf ist; Dasselbe gilt auch für die Steinfliegen-Gattung *Isoptera* sp. (in der Rhone heute nur noch *I. rivulorum*; Kapitel 4.1) und die Eintagsfliegen-Gattung *Rhithrogena* sp. (*R. degrangei*). Auf der anderen Seite "erschieden" bei Leuk im März 2002 mit den Köcherfliegen (bzw. *Allogamus auricollis*) und den wenigborstigen Würmern (bzw. *Nais elinguis*) zwei Invertebraten-Gruppen bzw. -Arten in grösserer Zahl, die kaum einen biozönotischen Wechsel anzeigen (Kapitel 7.3). Das bei unseren Aufnahmen festgestellte, gehäufte Auftreten dieser beiden Gruppen bzw. Arten in der Rhone flussabwärts von Leuk, das durch andere Untersuchungen mehrheitlich bestätigt wird (Gogniat & Marrer, 1984/85; ETEC, 1999), dürfte vielmehr durch die spezielle Art des Lebensraums bedingt sein (siehe unten).

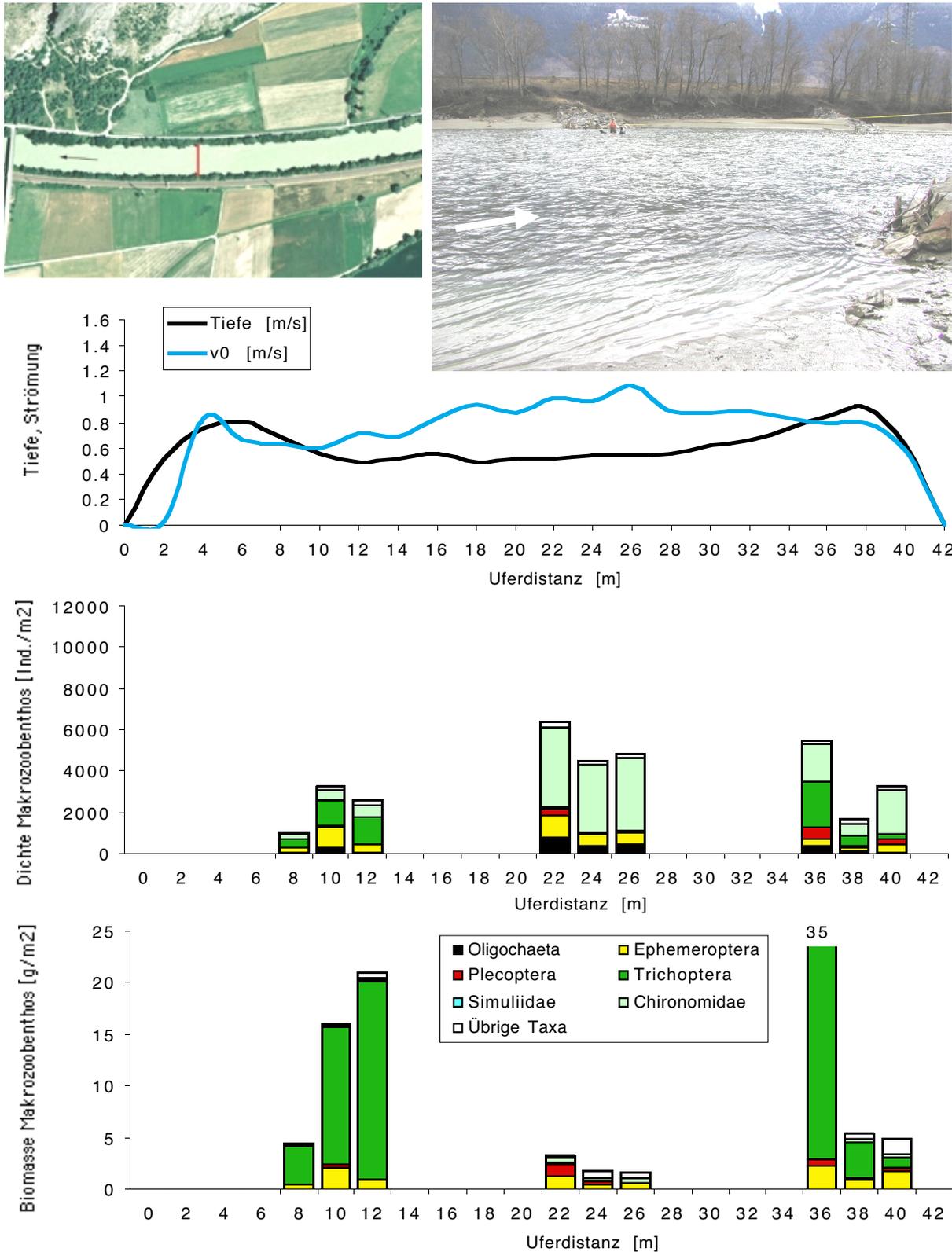


Abbildung 27. Das Makrozoobenthos im Querprofil der Rhone bei Leuk. Von oben nach unten: Luftaufnahme bei hohem Wasserstand im Sommer 1999 oder 2000 mit der Lage des Querprofils (roter Balken) und Ansicht des Profils zum Zeitpunkt der Aufnahmen; Wassertiefen und Oberflächenströmung  $v_0$  über das Profil bei tiefem Abfluss am 26.1.2002; Abundanz (Individuendichte) und Biomasse (Frischgewicht) des Makrozoobenthos in Einzelproben über das Profil am 3.3.2002, aufgeteilt nach den wichtigsten vertretenen, systematischen Gruppen. Darstellungen der Querprofile in Fließrichtung betrachtet. Luftbild: Aufnahme "Swissimage", © Office fédéral de topographie (DV023268).

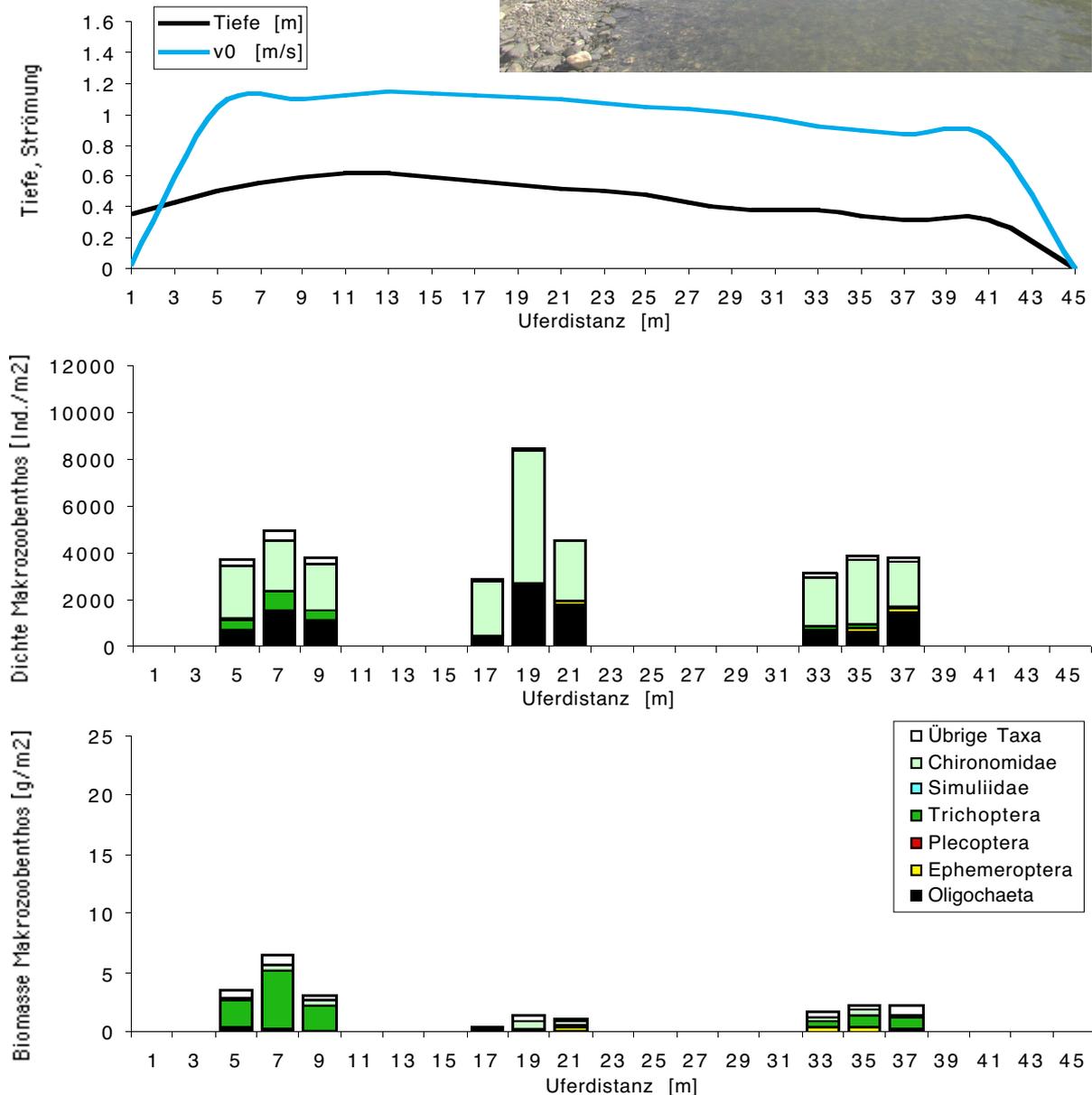


Abbildung 28. Das Makrozoobenthos im Querprofil der Rhone bei Rides 1. Von oben nach unten: Luftaufnahme bei hohem Wasserstand im Sommer 1999 oder 2000 mit der Lage des Querprofils (roter Balken) und Ansicht des Profils zum Zeitpunkt der Aufnahmen; Wassertiefen und Oberflächenströmung v0 über das Profil bei tiefem Abfluss am 26.1.2002; Abundanz (Individuendichte) und Biomasse (Frischgewicht) des Makrozoobenthos in Einzelproben über das Profil am 3.3.2002, aufgeteilt nach den wichtigsten vertretenen, systematischen Gruppen. Darstellungen der Querprofile in Fließrichtung betrachtet. Luftbild: Aufnahme "Swissimage", © Office fédéral de topographie (DV023268).

Im **Querprofil Riddes 1** waren die Veränderungen, die sich bereits bei Leuk abgezeichnet hatten, gleichsam abgeschlossen (Abbildung 28). Neben den fast vollständig verschwundenen Steinfliegen nahmen in Riddes 1 auch die Eintagsfliegen zahlenmässig stark ab; sie erreichten in den Einzelproben noch Abundanzen von maximal 200 Ind./m<sup>2</sup> und einen Anteil von maximal 5% am gesamten Makrozoobenthos (gegenüber 1'100 Ind./m<sup>2</sup> und einem Anteil von maximal 30% in Leuk). Auf die Biomasse bezogen gingen die Ephemeropteren in Riddes 1 ebenfalls deutlich zurück, blieben anteilmässig aber mit Leuk vergleichbar. Das hängt damit zusammen, dass in Riddes 1 auch die Biomasse des gesamten Makrozoobenthos mit Werten zwischen 0.5 und 7 g/m<sup>2</sup> wesentlich geringer war als in Leuk. Ebenso wie in Leuk waren auch in Riddes 1 ähnliche Abundanzen über die ganze Flussbreite (mit tendenziell höheren Werten in der Mitte), aber eindeutig höhere Biomassen in den ufernahen Proben zu verzeichnen. Letztere waren wiederum durch die Larven der Köcherfliege *Allogamus auricollis* bedingt. *Allogamus* wies in den ufernahen Proben von Riddes 1 aber niedrigere Abundanzen und Biomassen auf als in Leuk. Die Biomassen der übrigen Taxa lagen, wie auch die Gesamt-Abundanzen, bei beiden Profilen in ähnlichen Bereichen.

Die nach Jungwirth et al. (1980) und Dückelmann (2001) aufgrund der Höhenlage zu erwartende Makrozoobenthos-Biomasse beträgt für das Querprofil Riddes 1 (470 m.ü.M.) im Mittel ca. 11 g/m<sup>2</sup> bei einem Schwankungsbereich von ca. 8-30 g/m<sup>2</sup>. Die in Riddes 1 effektiv erfassten Werte lagen durchwegs und teilweise weit darunter.

Der gemeinsame Anteil von Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven am Makrozoobenthos (EPT = Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) kann als Indikator für die ökologische Qualität bzw. Funktionsfähigkeit eines Fliessgewässers verwendet werden — bezogen entweder auf die Summe der Abundanz (Individuendichte) oder der Taxazahl dieser drei Insektenordnungen (z.B. Barbour et al., 1999; Böhmer et al., 1999; Rawer-Jost et al., 2000; Zweig & Rabeni, 2000). Ofenböck et al. (2004) führen neben den EPT auch den Anteil von Ephemeroptera und Plecoptera alleine (EP) als biologischen Indikator ("metric") auf. Im vorliegenden Bericht werden die Anteile von EPT und EP immer auf die Individuenzahl (Abundanz) bezogen, weil die Taxazahl in den untersuchten Proben stark von der Bestimmungstiefe abhängt (v.a. bei den artenreichen Zuckmückenlarven; Kapitel 7.3). Der Anteil der EPT an der Gesamt-Abundanz, jeweils über das ganze Profil gemittelt, betrug 27% in Brig, 41% in Leuk und 8% in Riddes 1. Wie bereits ausgeführt, sind die drei EPT-Gruppen in sehr unterschiedlichen Anteilen vertreten, weil die Stein- und Eintagsfliegen im Längsverlauf zunehmend durch Köcherfliegen abgelöst werden. Die mit Abstand häufigste Köcherfliege, *Allogamus auricollis*, ist zudem nicht nur in ökologisch intakten Gewässern, sondern ebenso häufig auch in hydrologisch beeinflussten (Schwall-)Strecken anzutreffen (Kapitel 7.3). Die Summe der EPT mag sich in der Rhone bei Brig noch als Indikator für die ökologische Funktionsfähigkeit eignen, in den flussabwärts anschliessenden Profilen sind dafür hingegen nur noch die Ephemeroptera und Plecoptera (EP) zu berücksichtigen. Deren gemeinsamer Anteil an der gesamten Abundanz nahm im Mittel über das ganze Profil von 27% bei Brig auf 19% bei Leuk ab und erreichte bei Riddes 1 mit 3% einen Tiefststand (Tabelle 4).

Parallel zum Rückgang der Eintags- und Steinfliegen stieg die Zahl der wenigborstigen Würmer (Oligochaeta) von Profil zu Profil an. In Riddes 1 erreicht ihr Anteil an der Gesamt-Abundanz bereits zwischen 15% und 40% in den Einzelproben und 27% im Mittel. Von den Oligochaeten wiederum gehörten in Riddes 1, mit Ausnahme einer einzigen Probe, zwischen 88% und 99% der Individuen zur Familie der Naididae (überwiegend *Nais elinguis*, vgl. Kapitel 7.3). Diese Würmer dominierten das Makrozoobenthos in Riddes 1 zusammen mit den Chironomiden klar. Beide Invertebraten-Gruppen können dank ihres kleinen, schlanken und beweglichen Körperbaus auch Sediment-Lückenräume noch besiedeln, die für grössere und sperriger gebaute Tiere (wie die Larven der EPT) zu eng sind. Oligochaeten und Chironomi-

den sind daher in tieferen Sedimentschichten und in den stark mit Feinmaterial verfüllten (innerlich kolmatierten) Gewässersohlen generell besonders konkurrenzfähig und entsprechend verbreitet (Bournaud & Cogérino, 1986; Angradi, 1999; Gayraud & Philippe, 2001; Gayraud et al., 2002). Auch bei zunehmender Versiltung (äusserer Kolmation) durch Feinmaterial <2mm nehmen EPT tendenziell ab und Oligochaeten zu (Zweig & Rabeni, 2001).

In den beprobten, oberflächennahen Sedimentschichten wurden weder bei Leuk noch bei Riddes 1 starke Anzeichen für Kolmation oder ein höherer Anteil an Feinmaterial als in bei Brig festgestellt (Kapitel 5.2 und 5.3). Die dominierenden Arten bzw. Artengruppen innerhalb der Würmer (*Nais elinguis*) und der Zuckmücken (*Orthocladius* sp.) bevorzugten als Lebensraum zudem gut durchströmte, nicht allzu feine Gewässersohlen (Kapitel 7.3). Zumindest für die oberste, durch die Benthosproben erfasste Sedimentschicht lässt die ausgeprägte Dominanz der Oligochaeten und Chironomiden in der Rhone bei Riddes 1 deshalb noch nicht auf eine allzu starke Kolmation schliessen. Das hängt möglicherweise damit zusammen, dass die Probenahme in Riddes 1 wegen einer vermuteten, zusätzlichen Rollkiesauflage (über der eigentlichen Deckschicht; Kapitel 5.2) weniger tief ins eigentliche Sediment hineinreichte als in den übrigen Profilen. Verstärkte Anzeichen für innere Kolmation wurden etwas weiter flussabwärts in den Profilen Riddes 2 und Riddes 3 festgestellt (Kapitel 5.3). Über mögliche Unterschiede zwischen den einzelnen Profilen im Sohlenaufbau (Ausbildung von Kolmationshorizonten; Abbildung 9) geben die vorliegenden Untersuchungen allerdings keinen näheren Aufschluss.

Entscheidend für die u.a. in Riddes 1 festgestellte, ausgeprägte Dominanz von Oligochaeten und Chironomiden ist vermutlich deren Fähigkeit, sich dank ihrer geringen Grösse und schlanken Körperform bei ungünstigen äusseren Bedingungen in grössere Sedimenttiefen (Interstitial) zurückzuziehen. Auf diese Weise können sie z.B. auch Gewässerabschnitte mit stark schwankendem Abfluss (Brabec, 1998) oder mit Geschiebetrieb (Petran, 1977) dauerhaft und in grösserer Zahl besiedeln. Ob und wie das Interstitial der Rhone effektiv als Refugium genutzt wird, kann vorläufig allerdings nur vermutet werden (vgl. Imbert & Perry, 1999; Gayraud et al., 2000). Das Profil Riddes 1 zeichnete sich von allen untersuchten Profilen durch die feinste und mutmasslich auch instabilste Sohlen-Oberfläche aus (Baumann & Meile, im Druck); wahrscheinlich gerät diese aufliegende Schicht bei Schwall jeweils in Bewegung (Rollkies), wobei die darin lebenden Organismen aufgerieben und weggespült werden (Kapitel 5.2 und 6). In der hydraulisch am stärksten beanspruchten Flussmitte könnten sich demnach nur jene Organismen halten, denen die tieferen Sedimentschichten offenstehen. In Ufernähe bilden sich zusätzliche ökologische Nischen, die aufgrund ihrer speziellen Bedingungen (starke Wasserspiegelschwankungen) jedoch ebenfalls nur von wenigen Organismen genutzt werden können (v.a. von *Allogamus auricollis*; Kapitel 7.3). Das Profil Riddes 1 erscheint damit morphologisch und ökologisch ähnlich degradiert, wie dies etwa im Alpenrhein für die tiefen Fliessrinnen und ein morphologisch sehr eintöniges Querprofil bei Diepoldsau festgestellt wurde. Dort sank die Abundanz und Biomasse des Makrozoobenthos im Spätwinter 2000 auf Werte, die mit ca. 200-4'300 Ind./m<sup>2</sup> und ca. 0.1-2 g/m<sup>2</sup> (Frischgewicht) ebenso gering oder geringer waren als in Riddes 1 (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001).

Die flussauf- und abwärts von Riddes 1 gelegenen Profile Leuk, Riddes 2 und Riddes 3 sind ebenfalls schwallbeeinflusst, die beiden letzteren sogar noch bedeutend stärker. Diese Profile sind gekennzeichnet durch eine abgeplästerte, relativ grobe Sohle mit stabiler Deckschicht (ohne Rollkies; Kapitel 5.2). Obwohl sie bei Schwall hydraulisch stärker beansprucht werden (Abbildung 13; "hydraulischer Stress"), bieten sie Lebensraum und Refugien für eine deutlich grössere Anzahl und Vielfalt von Benthosorganismen. Dasselbe gilt sogar für die Stelle in der Flussmitte des Profils Riddes 3, deren Oberflächen-Substrat vermutlich ebenfalls nicht sehr stabil ist (Baumann & Meile, im Druck).

Die **Querprofile Riddes 2 und Riddes 3** werden zusammen besprochen, weil sie zahlreiche Gemeinsamkeiten aufweisen (Abbildungen 29 und 30). Dazu gehören der starke Schwallfluss (Kapitel 4.2 und 5.1), die im Feld festgestellte und durch hydraulische Berechnungen bestätigte Tendenz zu verstärkter innerer Kolmation sowie deutliche Spuren von Siedlungsabwasser während der Probenahme im Winter 2002. Ursache dafür war die Abwasser-Reinigungsanlage (ARA, STEP) Bieudron-Nendaz, die ca. 600m flussabwärts des Profils Riddes 1 und ca. 2km flussaufwärts des Profils Riddes 2 liegt. Sie ist eine der grösseren Kläranlagen im Kanton Wallis und verarbeitet u.a. auch die winterliche Belastungsspitze aus der Tourismusregion Haute-Nendaz. Diese Anlage wurde durch das Hochwasser vom Oktober 2000 ausser Betrieb gesetzt und konnte erst ab April 2002 wieder "eingefahren" werden. In unseren Benthosproben aus den Profilen Riddes 2 und Riddes 3 vom 2.3.2002 war der Einfluss des ungereinigten Siedlungsabwasser deutlich zu erkennen in Form eines weisslichen Belages aus Stielen von Glockentierchen (Ciliata), wie sie im Belebtschlamm vorkommen (BLW, 1999). Am dichtesten war dieser Belag in der linken Flusshälfte von Riddes 2, deutlich geringere — aber immer noch klar sichtbare — "Spuren" wurden am rechten Ufer von Riddes 2 und auf dem ganzen Profil Riddes 3 gefunden.

Trotz des verschärften Schwallbetriebes und des zusätzlichen, starken Abwassereinflusses nahmen in Riddes 2 und Riddes 3 die Abundanz des gesamten Makrozoobenthos und die Anteile von Eintags- und Steinfliegen daran gegenüber Riddes 1 wieder zu. In den Einzelproben aus beiden Profilen waren zwischen ca. 1'800 und ca. 11'500 Ind./m<sup>2</sup> vorhanden, die Mittelwerte über das ganze Profil betragen 7'400 Ind./m<sup>2</sup> für Riddes 2 und 8'000 Ind./m<sup>2</sup> für Riddes 3. In Riddes 2 war die Gesamt-Abundanz auf der linken Flusseite (mit dem stärksten Schwall- und Abwassereinfluss!) tendenziell am höchsten, in Riddes 3 dagegen in der Flussmitte. Maximale Abundanzen in der Flussmitte — bei gleichzeitig minimalen Biomassen — wurden schon in den Querprofilen Leuk und Riddes 1 festgestellt. Über die Frage, weshalb v.a. die Chironomidenlarven in den hydraulisch am stärksten beanspruchten, mittleren Sohlenbereichen am häufigsten waren, kann aufgrund der vorliegenden Daten nur spekuliert werden (Kapitel 7.3).

In der Flussmitte von Riddes 2 und am linken Ufer von Riddes 3 bestand das Makrozoobenthos der Rhone fast nur aus Chironomidenlarven und Oligochaeten, wie dies schon für die Flussmitte von Riddes 1 festgestellt wurde (siehe oben). An allen drei Stellen stammten 97-98% der Benthos-Organismen aus diesen beiden Invertebraten-Gruppen. Anders als in Riddes 1 kann in Riddes 2 und Riddes 3 jedoch nicht eine feinere und deshalb instabilere Sohlenoberfläche (Rollkies) die Ursache dafür sein, war die Korngrössenzusammensetzung doch sowohl über das ganze Profil Riddes 2 als auch am linken Ufer von Riddes 3 deutlich gröber als in Riddes 1 (Abbildung 8) und die relative Bettstabilität entsprechend höher (Kapitel 5.3). Eine ähnlich feine Sohlenoberfläche wie in Riddes 1 wies dagegen die Flussmitte von Riddes 3 auf; an dieser Stelle hielt der Taucher bei unserer Probenahme ausdrücklich fest, dass einzelne Steine schon bei den tiefen Sunk-Abflüssen an jenem Tag in Bewegung gerieten. Es ist aufgrund der vorliegenden Untersuchung nicht klar, wieso sich unter diesen äusserst labilen Verhältnissen in der Flussmitte von Riddes 3 ein Makrozoobenthos etablieren konnte, wie es im ähnlichen Querprofil von Riddes 2 nur in Ufernähe auftrat. Möglicherweise hängt dies mit dem aussergewöhnlich tiefen Anteil von Feinsediment (<4mm) in unseren Proben von der Flussmitte des Profils Riddes 3 zusammen (Abbildung 11). Keine Erklärung oder zumindest mögliche Gründe sehen wir schliesslich dafür, dass die Stelle mit der stärksten Dominanz von Chironomiden und Oligochaeten im Profil Riddes 1 anscheinend zum linken Ufer hin "verschoben" ist.

Der Anteil von EPT an der Gesamt-Abundanz blieb gemittelt über das ganze Profil in Riddes 2 mit 8% derselbe wie in Riddes 1. Ebenfalls 8% betrug der EPT-Anteil in Riddes 3, wenn

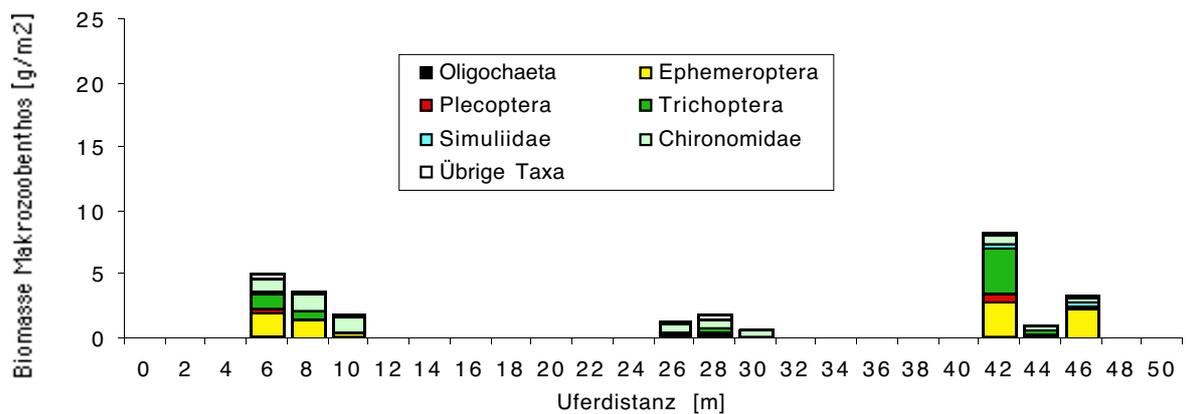
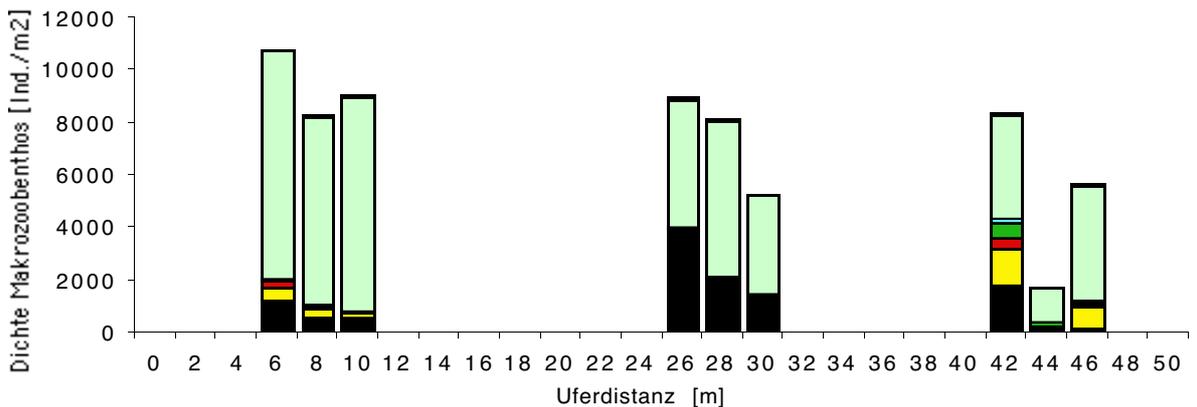
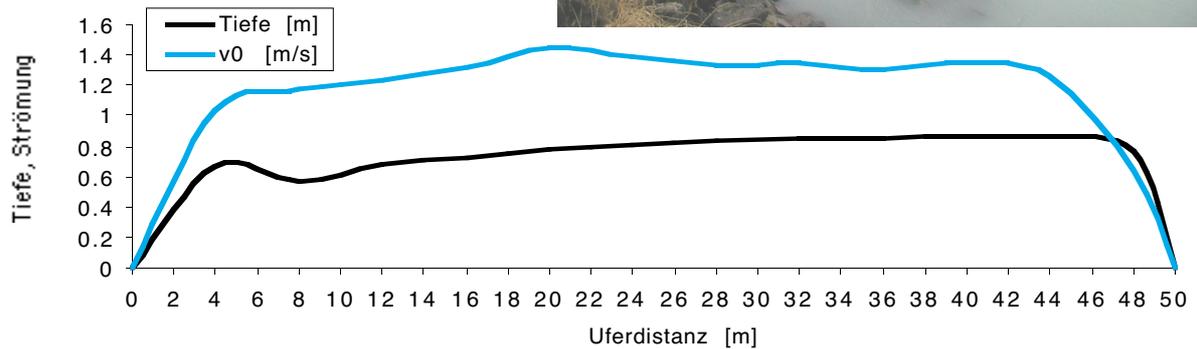


Abbildung 29. Das Makrozoobenthos im Querprofil der Rhone bei Riddes 2. Von oben nach unten: Luftaufnahme bei hohem Wasserstand im Sommer 1999 oder 2000 mit der Lage des Querprofils (roter Balken) und Ansicht des Profils zum Zeitpunkt der Aufnahmen; Wassertiefen und Oberflächenströmung  $v_0$  über das Profil bei tiefem Abfluss am 2.3.2002; Abundanz (Individuendichte) und Biomasse (Frischgewicht) des Makrozoobenthos in Einzelproben über das Profil am 2.3.2002, aufgeteilt nach den wichtigsten vertretenen, systematischen Gruppen. Darstellungen der Querprofile in Fließrichtung betrachtet. Luftbild: Aufnahme "Swissimage", © Office fédéral de topographie (DV023268).

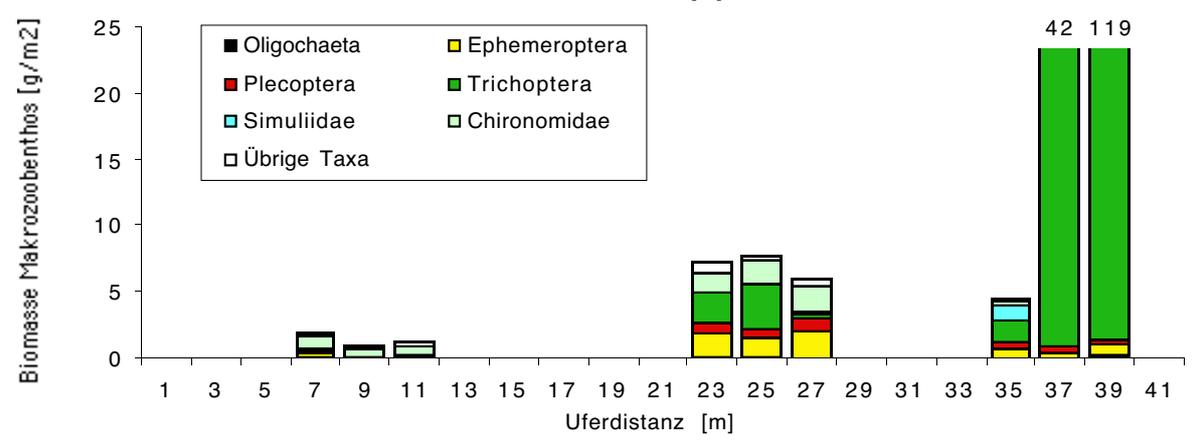
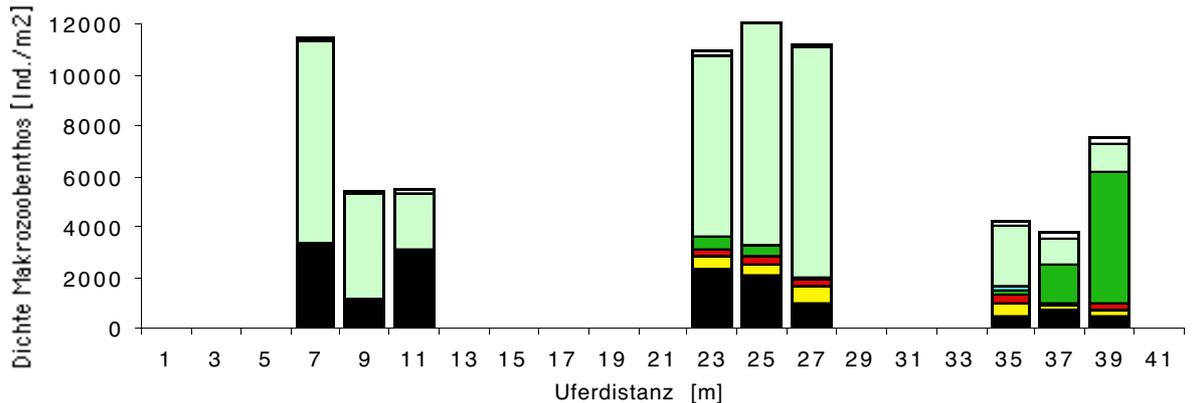
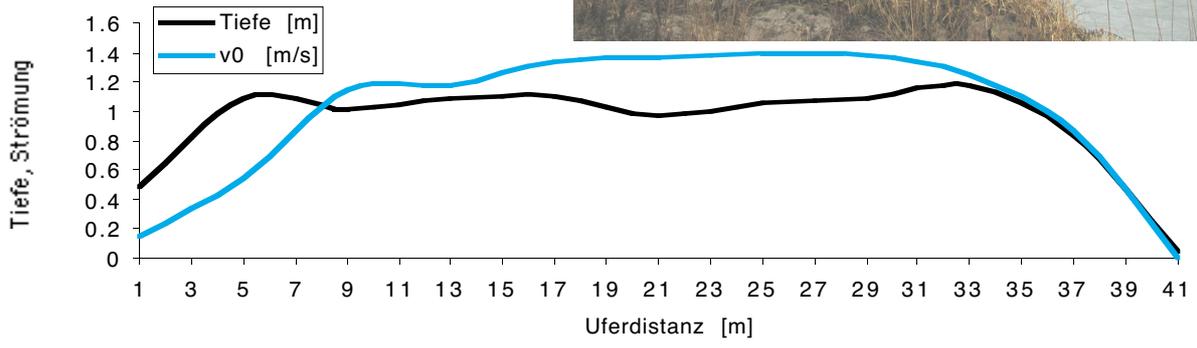
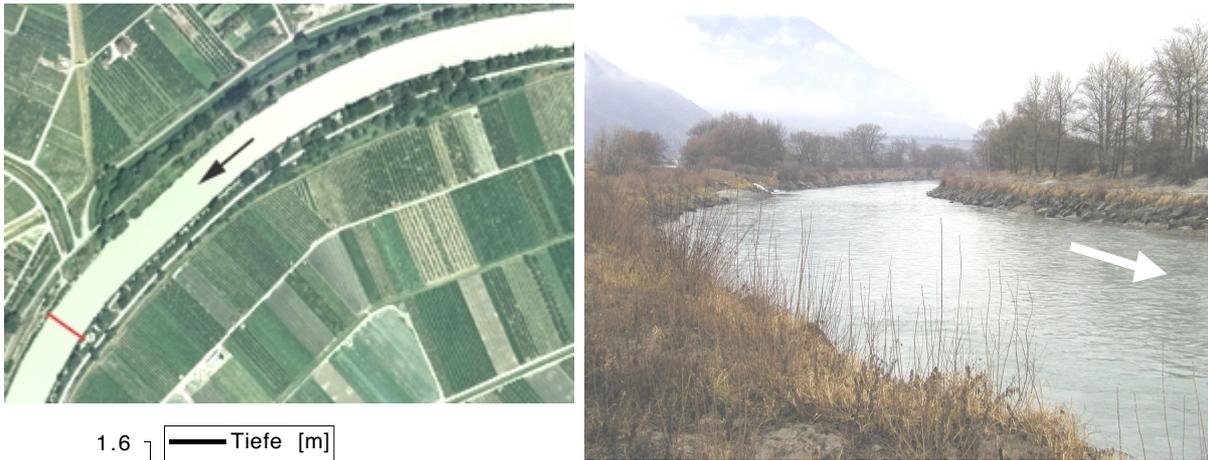


Abbildung 30. Das Makrozoobenthos im Querprofil der Rhone bei Riddes 3. Von oben nach unten: Luftaufnahme bei hohem Wasserstand im Sommer 1999 oder 2000 mit der Lage des Querprofils (roter Balken) und Ansicht des Profils zum Zeitpunkt der Aufnahmen; Wassertiefen und Oberflächenströmung  $v_0$  über das Profil bei tiefem Abfluss am 2.3.2002; Abundanz (Individuendichte) und Biomasse (Frischgewicht) des Makrozoobenthos in Einzelproben über das Profil am 2.3.2002, aufgeteilt nach den wichtigsten vertretenen, systematischen Gruppen. Darstellungen der Querprofile in Fließrichtung betrachtet. Luftbild: Aufnahme "Swissimage", © Office fédéral de topographie (DV023268).

man die beiden Einzelproben mit einer aussergewöhnlich hohen Zahl an Köcherfliegenlarven (Abbildung 30) nicht berücksichtigt. Unter Einschluss dieser zwei Proben stieg der durchschnittliche Anteil von EPT in Riddes 3 auf 20%. Betrachtet man nur die Eintags- und Steinfliegen, so lag deren zahlenmässiger Anteil am Makrozoobenthos im Mittel über die Profile Riddes 2 und Riddes 3 jeweils zwischen 6% und 7%. Verglichen etwa mit dem Querprofil Brig ist das zwar immer noch ein kleiner, aber dennoch rund doppelt so hoher Anteil wie in Riddes 1. Absolut betrachtet war die zahlenmässige Zunahme der Eintags- und Steinfliegen von Riddes 1 (mittlere Abundanz beider Gruppen ca. 100 Ind./m<sup>2</sup>) nach Riddes 2 und Riddes 3 (Abundanz jeweils ca. 480 Ind./m<sup>2</sup>) noch ausgeprägter. Die entsprechenden Werte von Leuk (ca. 700 Ind./m<sup>2</sup>) wurden damit aber noch nicht und jene von Brig (ca. 2000 Ind./m<sup>2</sup>) bei weitem nicht erreicht.

Die Biomasse des Makrozoobenthos lag in den Einzelproben von Riddes 2 bei ca. 1-8 g/m<sup>2</sup> und über das ganze Profil gemittelt bei 3 g/m<sup>2</sup>. Diese Werte sind nur wenig höher als jene des stark degradierten Querprofiles Riddes 1 (siehe oben). In Riddes 3 lagen die meisten Einzelwerte im gleichen Bereich; einzig zwei Proben vom rechten Ufer wiesen mit 42 bzw. 119 g/m<sup>2</sup> hohe bis sehr hohe Biomassen auf, welche in beiden Fällen fast ausschliesslich durch die Köcherfliege *Allogamus auricollis* gebildet wurden. Ohne diese "Ausreisser" betrug die mittlere Biomasse des gesamten Makrozoobenthos in Riddes 3 um 4 g/m<sup>2</sup>, mit den Ausreisern stieg sie auf 21 g/m<sup>2</sup>. Wie schon für die Abundanz festgestellt, erreichten die Eintags- und Steinfliegen insgesamt ähnlich hohe Biomassen wie in Leuk und damit wesentlich höhere als in Riddes 1.

Für die Höhenlage von Riddes 2 und Riddes 3 (460-470 m.ü.M.) prognostizieren Jungwirth et al. (1980) und Dückelmann (2001) dieselbe Benthos-Biomasse wie für Riddes 1 (Mittel ca. 11 g/m<sup>2</sup>, Schwankungsbereich ca. 8-30 g/m<sup>2</sup>). Wie bei Riddes 1 blieben die effektiven Werte auch bei Riddes 2 und Riddes 3 deutlich unter dieser Erwartung. Deutlich darüber lagen hingegen die beiden ufernahen Einzelwerte von Riddes 3.

Die Biomasse des Makrozoobenthos kann auch anhand von Richtwerten für das Nährtierangebot beurteilt werden, die zur Abschätzung der fischereilichen Ertragsfähigkeit (Bonitierung) dienen (Baumann, 2002). Dabei gelten Gewässer mit mittleren Biomassen (Frischgewicht) <10 g/m<sup>2</sup>, wie sie in der Rhone verbreitet gefunden wurden, generell als nahrungsarm bzw. unproduktiv. Mittlere Werte von 10 bis 40 g/m<sup>2</sup> traten in den Querprofilen der Rhone noch vereinzelt bei Brig, Leuk und Riddes 3 auf. Im nahrungsreichen bzw. produktiven Bereich >40 g/m<sup>2</sup> hingegen lag praktisch nur mehr der erwähnte, ausserordentliche Einzelwert von Riddes 3 (119 g/m<sup>2</sup>). Derart hohe Werte werden aus schweizerischen Gewässern selten berichtet; so fand etwa Vuille (1997) nur in wenigen Gewässern des Kantons Bern Biomassen >60 g/m<sup>2</sup> und den höchsten Wert mit 140 g/m<sup>2</sup> im Oberlauf der Birs zwischen 760 und 470 m.ü.M. Gogniat & Marrer (1984/85) stellten in einzelnen Uferproben aus der Rhone zwischen Sierre und Martigny ebenfalls Benthos-Biomassen über 100 g/m<sup>2</sup> fest; Eine Stelle (bei Aproz) wies mit ca. 250 g/m<sup>2</sup> ein Maximum auf, das fast ausschliesslich durch Köcherfliegen der Familie Limnephilidae gebildet wurde.

## 7.2 Quantitative SUMMENPARAMETER IN DEN MESOHABITATEN

Neben den Querprofilen wurden im März 2002 auch 19 verschiedene Teil-Lebensräume in der Rhone zwischen Brig und Riddes auf Phyto- und Makrozoobenthos hin untersucht. Es handelt sich dabei um flussmorphologische Makrostrukturen, die sich im Fluss deutlich sichtbar von der "normalen" Gewässersohle abheben (Kapitel 5.4) und dem Benthos spezielle Lebensbedingungen bieten. Pardo & Armitage (1997) sowie Armitage & Cannan (1998) bezeichnen spezielle Habitattypen in Verbindung mit tierischen Lebensgemeinschaften als Mesohabitate und definieren diese wie folgt:

"Medium scale habitats which arise through the interactions of hydrological and geomorphological forces which may include instream channel macrophyte growth."

In der Rhone treten an Stelle der (nicht vorhandenen) Makrophyten die fädigen Algen, die zumindest an gewissen Stellen als zusätzliche Lebensräume in die fliessende Welle hinein wachsen (Abbildung 23). Als eigenständige Lebensgemeinschaft ist das Phytobenthos in Kapitel 6 behandelt, während es im vorliegenden Kapitel nur mehr als Merkmal des Lebensraumes für das Makrozoobenthos erscheint.

Die genaue Bezeichnung und Lage der Mesohabitate ist in Tabelle 1 aufgeführt und auf der Karte in Abbildung 3 eingezeichnet. Die genauen Probenahmedaten für alle Mesohabitate sind ebenfalls Tabelle 1 zu entnehmen. Abbildung 31 zeigt die Lage der Mesohabitate und Querprofile (Kapitel 7.1) nochmals in einem schematisierten Längsprofil der Rhone mit weiteren Angaben zur Flussordnung nach Strahler (1957), zur Hydrologie (starker Schwall - mittlerer Schwall - schwacher Schwall - Restwasser) und zur ungefähren Entwicklung der Flussbreite (geglättet über jeweils mehrere Profile, mit den grössten Schwankungen in der Restwasserstrecke Pfywald - Iles Falcon). Eine Auswahl von Mesohabitaten ist in Abbildung 32 zu sehen.

In Abbildung 31 sind sodann drei Serien von Säulendiagrammen untereinander angeordnet; sie stellen für jedes Mesohabitat die Bewuchsdichte der Algen (prozentualer Deckungsgrad) auf der Flusssohle sowie die Abundanz (Individuendichte) und die Biomasse des Makrozoobenthos dar. Um einen direkten Vergleich zu ermöglichen, ist die Abundanz dabei nach denselben systematischen Gruppen aufgeteilt und auf identische Art dargestellt wie für die Querprofile in den Abbildungen 26 bis 30. Bei der Biomasse war dies nicht möglich, weil sie in einem Teil der Proben nur für das Makrozoobenthos als Ganzes, nicht aber separat für die einzelnen Gruppen bestimmt worden ist (Anhang 1). Die totale Biomasse ist in Abbildung 31 aber ebenfalls nach derselben Skala aufgetragen wie in den Abbildungen 26 bis 30.

In den Mesohabitaten erreichte das Makrozoobenthos insgesamt keine höheren Abundanzen (Individuendichten), aber in einzelnen Proben eine grössere Vielfalt an Invertebraten-Gruppen sowie eine ausgeglichenerere Zusammensetzung und wesentlich höhere Biomassen als in den Querprofilen:

- Die Abundanz des Makrozoobenthos bewegte sich in den meisten Mesohabitaten mit Werten von ca. 1'000-12'000 Ind./m<sup>2</sup> in demselben Bereich wie die Einzelproben in den Querprofilen. Wesentlich tiefere Werte wiesen mit 20-400 Ind./m<sup>2</sup> einige Stellen bei Leuk und Riddes auf (siehe unten). Eindeutig nach oben wich die Abundanz in der uferferneren von zwei benachbarten Proben bei Chippis mit gut 18'000 Ind./m<sup>2</sup> ab (H7, Abbildung 32). Diese Stelle war zum Zeitpunkt der Probenahme ungefähr 6m vom Ufer entfernt, ca. 0.35m tief und wies eine Oberflächenströmung von ca. 0,7 m/s auf. Etwas weiter landeinwärts lag bei Chippis noch die flachere Probenahmestelle H6, die sich

von H7 ausserdem durch den Bewuchs an fädigen Grünalgen unterschied (Abbildung 31). Die beiden Stellen H6 und H7 werden, ebenso wie andere Stellen der Rhone im Pfywald und bei Iles Falcon, vereinfachend als "Riffle" bezeichnet, weil sie durch ein relativ grobes Substrat und v.a. durch ihre turbulente Strömung auffielen (Kapitel 5.3).

- Ähnlich wie in den Querprofilen bei Leuk und bei Riddes wurde das Makrozoobenthos in den meisten Mesohabitaten von Zuckmückenlarven (Chironomidae), Köcherfliegenlarven (Trichoptera) und wenigborstigen Würmern (Oligochaeta) entweder einzeln oder gemeinsam dominiert. Die Köcherfliegen gehörten, wie in den Querprofilen, grösstenteils zur Familie Limnephilidae bzw. zur Art *Allogamus auricollis*. Chironomiden und Oligochaeten wurden in den Mesohabitaten nicht näher bestimmt. Larven von Eintagsfliegen (Ephemeroptera) und Steinfliegen (Plecoptera), auch als EP bezeichnet (Kapitel 7.1), waren in vielen Mesohabitat-Proben in geringer Zahl vertreten; dabei handelte es sich durchwegs um Arten bzw. Gattungen, die auch in den Querprofilen vorkamen (Kapitel 7.1 und 7.3). In einigen Mesohabitaten fehlten die EP jedoch vollständig (H5, H10, H12), in einigen anderen war nur eine Gruppe vertreten (H4, H5, H8, H11, H13, H15, H20). In grösserer Zahl als die übrigen Mesohabitate und die Querprofile besiedelten die EP drei Mesohabitate der Restwasserstrecke Iles Falcon (H16, H19, H21) und einen Riffle der flussabwärts anschliessenden Schwallstrecke Chippis (H7). An diesen Stellen betrug ihre summierte Abundanz 3'000-6'200 Ind./m<sup>2</sup> und ihr gemeinsamer Anteil an der Abundanz des gesamten Makrozoobenthos zwischen 35% und 85%, wobei die Eintagsfliegen immer klar überwogen. Derartige Werte wurden sonst nur noch in einzelnen Proben aus dem Querprofil Brig annähernd erreicht (Kapitel 7.1).
- In den Riffles bei Pfywald (H2), Chippis (H7) und Iles Falcon (H16) wiesen auch die Kriebelmückenlarven (Simuliidae) relativ hohe Besiedlungsdichten auf. Bei Iles Falcon wurden mit einer Abundanz von 1'400 Ind./m<sup>2</sup> und einem Anteil am gesamten Makrozoobenthos von 17% mit Abstand die höchsten Werte für Kriebelmücken unter allen Rhoneproben erfasst (Abbildung 31). H7 und in geringerem Ausmass H2 wiesen hingegen Abundanzen (600 bzw. 150 Ind./m<sup>2</sup>) und Anteile (3%) auf, wie sie auch in einzelnen Proben des Querprofils Brig und in einer einzigen Probe von der rechten Flussseite des Querprofils Riddes 3 auftraten (Kapitel 7.1, Anhang 1). In demselben Abundanzbereich fanden Arscott et al. (2002) die Kriebelmückenlarven im Frühjahr beispielsweise auch in verschiedenen Abschnitten des morphologisch intakten Tagliamento. Simuliiden sind ausgesprochen rheophile Organismen, die bevorzugt strömungsexponierte, hydraulisch stark beanspruchte Steinoberseiten besiedeln (Schib, 1991; Schmedtje, 1995; Extence et al., 1999; siehe auch Kapitel 5.3). Unter erhöhtem hydraulischem "Stress" (Kapitel 5.3) als Folge von stärkeren Abflussschwankungen ("hydraulic disturbance") können sie sogar selektiv bevorzugt sein, weil sowohl ihre Räuber als auch ihre Nahrungskonkurrenten dezimiert werden (Zhang et al., 1998). Unter den Schwallverhältnissen der Rhone scheinen die Simuliiden von diesem Konkurrenzvorteil aber nur unter gewissen, heute selten erfüllten Randbedingungen zu profitieren.
- Im ufernahen Schotter (H19) und im Kiesbett der Flussmitte (H21) bei Iles Falcon wurden die Zuckmückenlarven mit je 40 Ind./m<sup>2</sup> (entsprechend einem Anteil an der Gesamt-Abundanz von <1%) praktisch bedeutungslos. Ähnlich geringe Abundanzen von 20-100 Ind./m<sup>2</sup> wiesen die Chironomiden noch in einigen weiteren Mesohabitaten auf: im Schotter und auf einer Kiesbank bei Aproz 1 (H13a, H14) und im Blockwurf bei Riddes (H10). In diesen Proben war der zahlenmässige Anteil der Chironomiden aber trotzdem höher (>1%), weil das Makrozoobenthos insgesamt viel geringere Individuendichten erreichte (und die Probe H10 als schon fast exotischer Tiefpunkt nur gerade eine einzige Zuckmückenlarve enthielt, was einer Abundanz von umgerechnet 20 Ind./m<sup>2</sup>



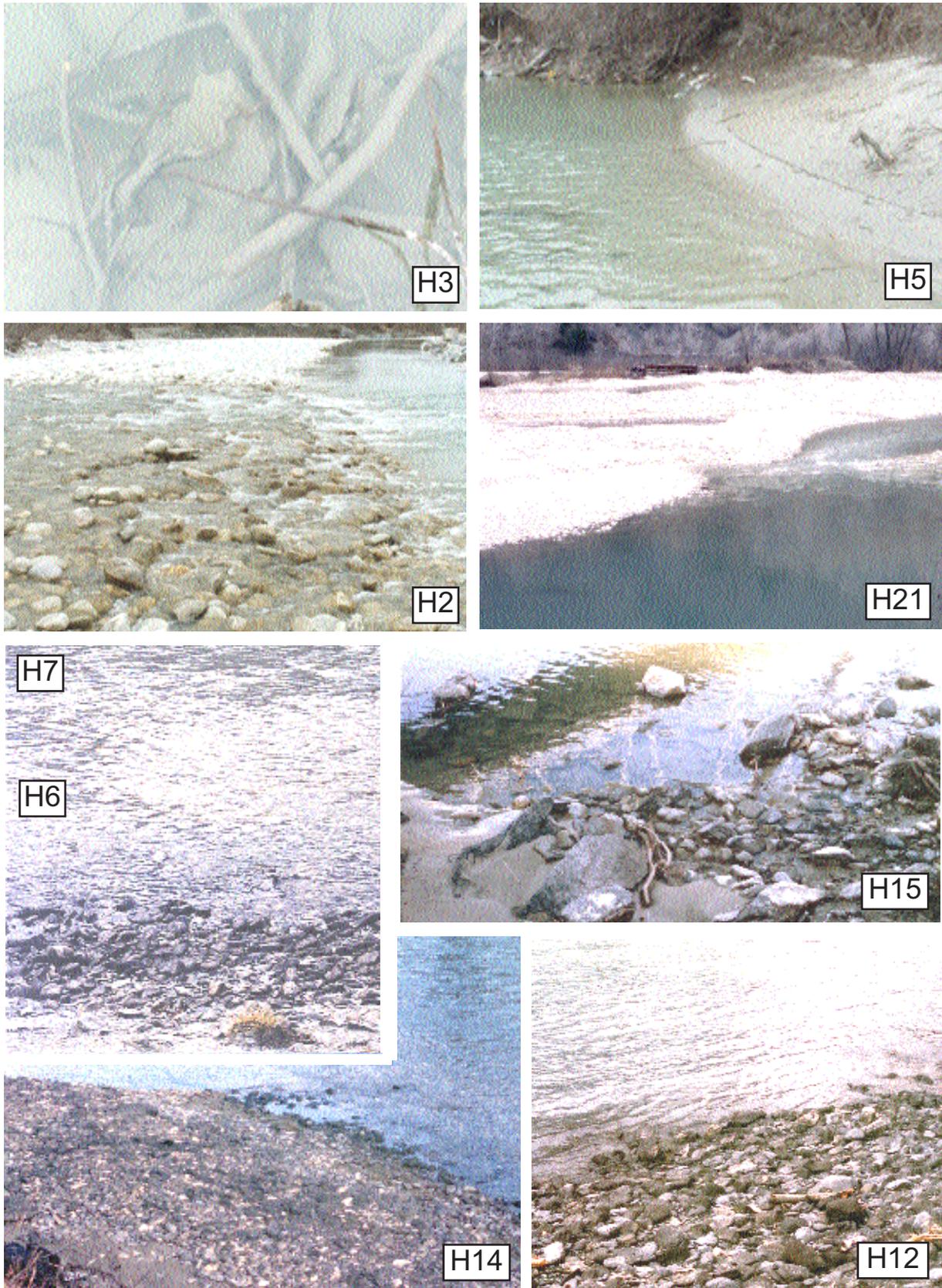


Abbildung 32. Ansichten einiger beprobter Mesohabitats in der Rhone. Von oben links nach unten rechts: Totholz ufernah bei Leuk (H3); Sandbank im Bühnenfeld bei Leuk (H5); Riffle in Flussmitte bei Pfywald (H2); Kiesbank in Flussmitte bei Iles Falcon (H21, Aufnahme ETEC); Riffle ufernah und -fern bei Chippis (H6 und H7); Grosse Steine bei Sion Vissingen (H15, Aufnahme ETEC); Kiesbank bei Aproz (H14, Aufnahme ETEC); Kiesbank bei Riddes (H12, Aufnahme ETEC).

und einem Anteil der Chironomiden von 100% entspricht!). Einziges Taxon waren die Chironomiden — wenn auch in etwas grösserer Häufigkeit — überdies auf einer unweit davon gelegenen Kiesbank bei Riddes (H12, Abbildung 32). Schliesslich gehört auch das dritte untersuchte Mesohabitat in der Nähe des Profils Riddes 3, eine Kiesbank bei Saillon (H11), zu den Stellen mit ausgesprochen geringer Taxazahl und mit einer einseitigen Zusammensetzung des Makrozoobenthos aufgrund der starken Dominanz von ein bis zwei Invertebraten-Gruppen (in diesem Fall Oligochaeten und Chironomiden). Eine ähnliche quantitative ( $<2000 \text{ Ind./m}^2$ ) und qualitative Verarmung ( $<5 \text{ Taxa}$ ) der Benthos-Biozönose wurde abgesehen von den drei Proben bei Riddes noch in einigen weiteren, über die Rhone verteilten Mesohabitaten festgestellt. Es waren dies der Schotter bei Aproz (H13a), grosse Steine bei Sion Vissingen (H15) sowie die Sandbank in einem Bühnenfeld von Leuk (H5; Abbildung 32).

- Die Biomasse des Makrozoobenthos lag bei den Querprofilen nur in einer Einzelprobe von Leuk und in zwei Einzelproben von Riddes 3 über  $25 \text{ g/m}^2$  (Frischgewicht; Kapitel 7.1). Bei den Mesohabitaten wurde dieser Wert hingegen in 7 von 19 Proben und damit verbreitet überschritten (Abbildung 31). Das Maximum von  $86 \text{ g/m}^2$  wurde auf einer Kiesbank bei Aproz 1 erreicht (H13a). Auch die übrigen Stellen zwischen Sion und Riddes bildeten in der Längsabfolge der untersuchten Mesohabitate eine Art "produktiven Schwerpunkt", erreicht die Biomasse des Makrozoobenthos dort doch verbreitet typische Werte für nahrungsreiche Gewässer ( $>40 \text{ g/m}^2$ ; Kapitel 7.1). Zurückzuführen ist die hohe Biomasse in all diesen Fällen auf die grosse Häufigkeit (und meist starke Dominanz) der Köcherfliegenlarve *Allogamus auricollis* (vgl. Kapitel 7.1 und 7.3). Den anderen mengenmässigen Schwerpunkt, zu dem neben *Allogamus* auch Stein- und Eintagsfliegenlarven massgeblich beitrugen, bildeten die drei Mesohabitate in der Restwasserstrecke Iles Falcon. Im Gegensatz dazu wies der uferferne Riffle bei Chippis, der bei weitem am meisten Benthosorganismen enthielt (siehe oben), mit knapp  $9 \text{ g/m}^2$  eine eher geringe Biomasse auf. Er gehörte damit zu jener Gruppe von Mesohabitaten, die ebenso unproduktiv oder nahrungsarm waren wie die zentralen Flussbereiche und ein Teil der ufernahen Rhoneproben in den Querprofilen zwischen Leuk und Riddes (Kapitel 7.1). Eine Benthos-Biomasse im Bereich von mittlerer Produktivität ( $10 \text{ bis } 40 \text{ g/m}^2$ ) wurde dagegen nur in wenigen Mesohabitaten gefunden, u.a. in einer Ablagerung von Totholz auf der Sandbank des Bühnenfeldes von Leuk (Abbildung 32).

Im Einflussbereich von Sporenbuhnen, wie sie an der Rhone verbreitet sind (BWW/BUWAL, 1996), können sich verschiedene Teillebensräume ausbilden. Charakteristisch sind z.B. die Eintiefungen (Pools) um die Bühnenköpfe herum (vgl. das Querprofil von Leuk in Abbildung 27) oder die Ablagerungen von Feinsedimenten (Sandbänke) im sogenannten Bühnenfeld zwischen diesen Köpfen. Feinsedimente sind oft von einem arten- und individuenarmen Makrozoobenthos besiedelt, das in der Regel von Oligochaeten und Chironomiden dominiert wird (z.B. Bournaud & Cogerino, 1986; Cogerino et al., 1995; Harper et al., 1998; Wood, 1998; Angradi, 1999; Zweig & Rabeni, 2000). Im Weichsubstrat von Niederungsflüssen (Potamal, vgl. Kapitel 7.3) kann sich dagegen ein äusserst individuenreiches und produktives Benthos entwickeln, das ebenfalls vorwiegend aus Oligochaeten und Chironomiden besteht (Uni Marburg, 2003). In geschiefbeführenden Flüssen des schweizerischen Mittellandes (Thur, Aare, Töss, Sihl) ist festgestellt worden, dass die Bühnenfelder je nach Ausgestaltung von unterschiedlichen aquatischen Organismen besiedelt werden können, dass die Arten- bzw. Taxavielfalt aber oft gering bleibt. Zudem trat aufgrund der abweichenden Strömungs- und Substratverhältnisse in der Regel eine Verschiebung von den Fließwasser-Arten des Hauptgerinnes hin zu Stillwasserarten ein. Oligochaeten und Chironomiden, aber auch einzelne Vertreter der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (EPT, u.a. *Allogamus auricollis*), kön-

nen beträchtliche Abundanzen erreichen (BWW/BUWAL 1996). In der Thur waren die Abundanz und Zusammensetzung des Makrozoobenthos in Bühnenstrecken recht ähnlich wie entlang einiger mit Blockwurf verbauter Ufer (Winzer, 1997).

An der Rhone wurden die morphologischen Strukturen im Einflussbereich der Bühnen in Leuk und die Uferverbauungen durch Blockwurf an mehreren Stellen im Längsverlauf untersucht (Brig und zwei Stellen in Riddes). Das Makrozoobenthos in diesen künstlichen morphologischen Strukturen wies meist eine geringe Abundanz und Biomasse sowie (auf dem hier berücksichtigten Bestimmungsniveau) eine tiefe Taxazahl auf. Davon abweichend wurden im Blockwurf an zwei Stellen eine recht hohe Abundanz und dazu an je einer dieser Stellen auch eine hohe Biomasse (Riddes, H8) bzw. eine beträchtliche Taxazahl festgestellt (Brig, H1). Damit erschien der Blockwurf an der Rhone insgesamt eher dichter und vielfältiger besiedelt zu sein als die mit Bühnen verbauten Uferbereiche. Das könnte auch daran liegen, dass der Blockwurf v.a. entlang der Uferlinie teilweise dicht mit fädigen Grünalgen bewachsen war, während sich in den Bühnenstrecken ein Algenbewuchs nur auf kleinen Flächen an den stabilen Bühnenköpfen entwickeln kann. Demgegenüber bleiben die feinkörnigen und entsprechend labilen Sandbänke der Bühnenfelder vollkommen bewuchsfrei. Ein etwas vielfältigeres und produktiveres Makrozoobenthos wurde in Ablagerungen von Totholz innerhalb des Bühnenfeldes von Leuk festgestellt (H3; Abbildungen 31 und 32).

Ein Zusammenhang zwischen der Abundanz oder Biomasse des Makrozoobenthos und der Bewuchsdichte der fädigen Goldalge *Hydrurus foetidus* (Kapitel 6) ist schon für zahlreiche Gewässer nachgewiesen worden (Moog & Janecek, 1991; Moog & Chovanec, 1998; Dückelmann, 2001; ARGE Trübung Alpenrhein, 2001). Für andere Algengruppen sind derartige Zusammenhänge ebenfalls dokumentiert (Dudley et al., 1986; Schönborn, 1996; Jungwirth et al., 2003), wobei v.a. Grünalgen wie *Cladophora sp.* für Makroinvertebraten dieselben Funktionen erfüllen können wie *Hydrurus* (Lebensraum, Schutz vor Strömung und Räubern, Nahrung in Form des Algenhallus' selbst und des darin hängengebliebenen organischen Materials). In der Rhone trat *Hydrurus foetidus* nur ganz vereinzelt auf, und der fädige Algenbewuchs bestand grösstenteils aus den Grünalgen *Cladophora sp.* und *Ulothrix sp.* (Kapitel 6).

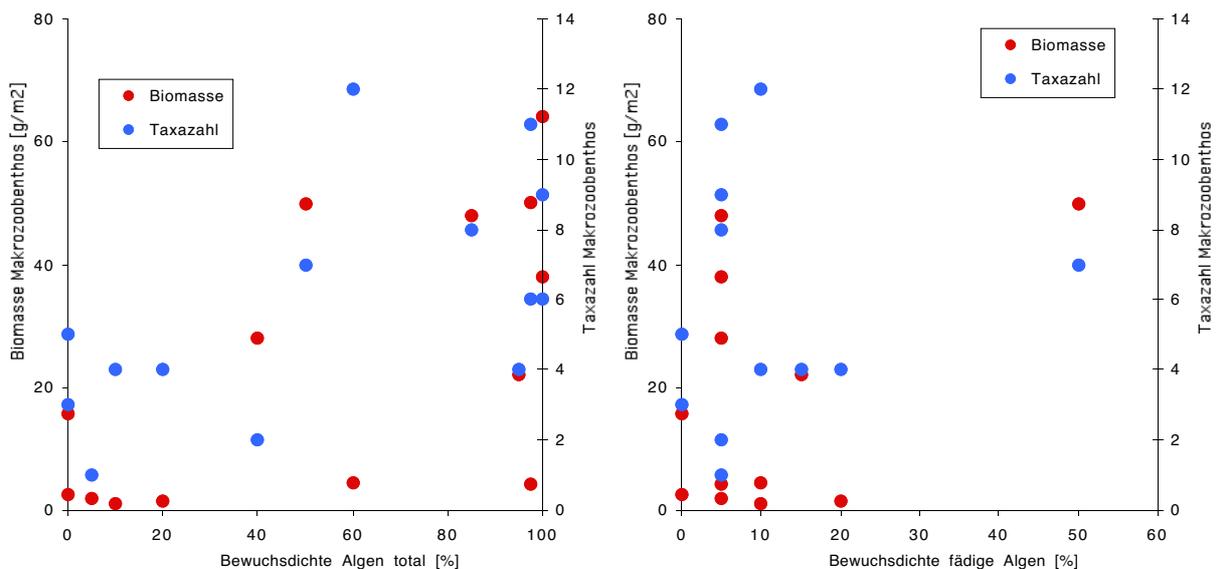


Abbildung 33. Beziehung zwischen der Biomasse und der Taxazahl des Makrozoobenthos auf der einen sowie der Dichte (Deckungsgrad) des Algenbewuchses auf der anderen Seite. Aufgetragen sind die Werte aus den Mesohabitaten der Rhone im März 2002 für die Dichte des gesamten Algenbewuchses (linkes Bild) und die Dichte der fädigen Algen (Grün- und vereinzelt Goldalgen; rechtes Bild).

Ein Zusammenhang mit der Dichte (gemessen als Anteil der bedeckten Sohlenoberfläche) dieser fädigen Algen oder des gesamten Algenbewuchses war in unseren Proben aus der Rhone weder für die Abundanz des Makrozoobenthos noch für dessen Zusammensetzung nach Grossgruppen ersichtlich (Abbildung 31). Auch die Biomasse und die Taxazahl des Makrozoobenthos war offenbar nicht von der Bewuchsdichte der *fädigen* Algen abhängig (Abbildung 33). Diese fädigen Algen fristen in der Rhone demnach nicht nur qualitativ und quantitativ ein kümmerliches Dasein (Beschränkung auf ganz wenige Arten und auf einen schmalen Uferstreifen); sie üben offenbar auch dort, wo sie noch in grösserer Dichte aufwachsen, keinen entscheidenden Einfluss auf die tierische Besiedlung aus. Im Gegensatz dazu gehören die (meist ausgedehnten) Bestände von Makrophyten, Moosen und Algen in anderen Gewässern zu den am dichtesten und reichhaltigsten besiedelten Mesohabitaten für das Makrozoobenthos (z.B. Cogerino et al., 1995; Harper et al., 1998). In der Rhone erschienen die Biomasse und die Taxazahl des Makrozoobenthos am ehesten mit der Dichte des *Gesamtbewuchses* korreliert, nahmen doch beide Kennwerte bei höherer Bewuchsdichte tendenziell zu (Abbildung 33). Die entsprechenden Regressionskurven bzw. -geraden weisen allerdings auch hier ein tiefes Bestimmtheitsmass auf ( $r^2 = 0.35-0.45$ ) und sind in Abbildung 33 deshalb nicht dargestellt.

Der Algenbewuchs kann auch überhand nehmen, was v.a. in gewissen alpinen Restwasserstrecken zu einer einseitigen, massiven Zunahme einzelner Invertebraten-Gruppen (z.B. Chironomiden) auf Kosten von anspruchsvolleren Taxa (z.B. Steinfliegenlarven) führen kann (BUWAL, 1989). Bei einer statistischen Auswertung von Daten aus zahlreichen Walliser Gewässern wurde ebenfalls festgestellt, dass die starke Entwicklung von fädigen Algen im Einflussbereich von Abwasser-Einleitungen mit einer Verarmung des Makrozoobenthos einherging (Zunahme von Oligochaeten und Dipteren-Larven). Derart ausgeprägte Algen-„Wucherungen“ traten jedoch nicht in der Rhone, sondern nur in einzelner ihrer Seitenbäche auf (ETEC, 2000; Dolédec, 2000).

Zu jenen Mesohabitaten, die oft ein relativ individuen- und artenreiches Makrozoobenthos aufweisen, zählen auch Riffles und andere Sohlenbereiche mit eher grobem Substrat (z.B. Schotterbetten und -bänke; Gore, 1985; Eie et al., 1997; Harper et al., 1998). Diese Tendenz bestätigte sich in den Mesohabitat-Proben aus der Rhone teilweise (Abbildung 31), wurden in den Riffles von Iles Falcon (H16) und Chippis (H7) doch mit die höchsten Abundanzen und grössten Anteile einiger anspruchsvoller Invertebraten-Gruppen festgestellt (v.a. Ephemeroptera, Plecoptera, Simuliidae; siehe oben). Die produktivsten Mesohabitate (mit Biomassen des Makrozoobenthos  $>40 \text{ g/m}^2$ ) waren, neben einer Stelle im Blockwurf von Riddes 1 (H8), vier Kies- und Schotterflächen bei Aproz (H13a, H14) und bei Iles Falcon (H19, H21; Abbildung 32). In Bezug auf die Taxazahl sind die Invertebraten-Proben aus den Mesohabitaten untereinander nicht direkt vergleichbar, weil nicht alle auf dasselbe Niveau bestimmt wurden (Kapitel 7.3, Anhang 1).

### 7.3 QUALITATIVE MERKMALE DES MAKROZOOBENTHOS

Die **Taxazahl bzw. Taxavielfalt** (Anzahl taxonomischer Einheiten) ist ein gebräuchliches Mass für die Reichhaltigkeit (Diversität) der Benthoszönose (Vinson & Hawkins, 1998). Sie hängt stark von der Bestimmungstiefe bei den einzelnen Organismen-Gruppen ab, wie die Tabellen 5 und 6 sowie die nachfolgenden Ausführungen zeigen. In vielen Benthos-Proben aus Querprofilen und Mesohabitaten der Rhone wurden die Makroinvertebraten bis auf ein ähnliches Basisniveau identifiziert. Dabei bestimmten wir die Insektenordnungen der Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT) sowie einige Gruppen von Nicht-Insekten (z.B. die wenigen Amphipoda oder Mollusca) soweit wie möglich (meist bis zur Gattung oder Art), die übrigen Organismen hingegen nur bis zur Familie oder allenfalls Gattung. Zu den weniger genau bestimmten Gruppen zählten auch die Familie Chironomidae (als zahlenmässig dominierenden Insekten) und die Ordnung Oligochaeta (dominierende Nicht-Insekten). In allen Proben von 2001 und einigen Mesohabitat-Proben von 2002 wurden ausserdem auch die EPT und die Oligochaeten teilweise weniger genau bestimmt (Tabelle 5, Anhang 1). Einzel-funde von aquatischen Stadien wurden bei der Taxazahl durchwegs berücksichtigt, Imagines hingegen nur dann, wenn sie während der Probenahme emergierten und damit zweifelsfrei aus dem beprobten Sohlenbereich stammten (z.B. bei den Chironomiden).

Auf dem Basisniveau wurden in den Einzelproben von 2001 und 2002 aus Querprofilen und Mesohabitaten zwischen 1 und 22 Taxa verzeichnet (Tabelle 5). Zusammengezählt über jeweils alle sechs bis neun Einzelproben waren pro Querprofil und Termin zwischen 14 und 30 Taxa vorhanden. Im gleichen Rahmen lagen mit 15 bis 27 Taxa auch drei der vier unterschiedenen, sehr heterogenen Gruppen von Mesohabitaten (Kapitel 7.2). Obwohl sie nur je drei Einzelproben umfassten, sind die beiden im Jahr 2001 beprobten Mesohabitate in Tabelle 5 separat aufgeführt: Ein Seitenbach unmittelbar vor seiner Mündung in die Rhone im Pfynwald (SB) war die einzige Probenahmestelle in einem Zufluss, und das Bühnenfeld bei Leuk (LB) fiel mit seinem ausserordentlich artenarmen Benthos gegenüber den anderen Stellen stark ab (vgl. die Probenahme an derselben Stelle im Jahr darauf; Kapitel 7.2).

Anders als bei den Summenparametern zeigte die Taxazahl auf dem Basisniveau keine deutlich erkennbare Entwicklung im Längsverlauf (vgl. Kapitel 7.1) oder eindeutig höhere Werte bei einzelnen Mesohabitaten (vgl. Kapitel 7.2). Bei jeweils etwa vergleichbarer Bestimmungstiefe war die Vielfalt an Organismen in den Querprofilen (1-16 Taxa) ebenso hoch wie in den Mesohabitaten (2-16 Taxa). Eine maximale Vielfalt erreichten auf diesem Bestimmungsniveau zwei der drei Einzelproben vom rechten Ufer des Querprofils Riddes 3, das zu den Profilen mit ausgesprochen starkem Schwalleinfluss gehört (Kapitel 7.1). Ursache für die relativ hohe Diversität des Makrozoobenthos an dieser Stelle war zweifellos die Einmündung der beiden rechtsseitigen Zuflüsse Salentse und Grand Canal ca. 100m flussaufwärts der Probenahmestelle. So waren etwa mit *Radix* sp. und *Valvata cristata* nur an dieser Stelle zwei Arten von Wasserschnecken (Mollusca) vertreten, die zur Fauna der Entwässerungsgräben in der Talebene gehören (Gogniat & Marrer, 1984/85; Turner et al., 1998) und vermutlich auch aus diesen Seitengewässern eingeschwemmt worden waren.

Die Dominanz, d.h. der zahlenmässige Anteil der einzelnen Taxa am gesamten Makrozoobenthos ist in Tabelle 5 in grobe Klassen eingeteilt. Diese Dominanzklassen entsprechen der Einteilung der Hauptarten für Boden-Arthropoden nach Engelmann (1978), die auch für das Makrozoobenthos verwendet werden kann (Banning, 1998; Pantel, 2003); Danach beträgt der Anteil an der Gesamt-Abundanz für eudominante Taxa >32% und für dominante Taxa 10-31.9%. Taxa mit einem Anteil von <10% werden hier zu den Begleitarten gezählt, und Einzel-funde sind separat aufgeführt. Die Veränderungen der Dominanzverhältnisse im Längsve-

lauf, die schon für die systematischen Grossgruppen des Benthos festgestellt wurden (Kapitel 7.1), zeigten sich auch in höherer Auflösung bei einzelnen Taxa. So nahmen in den Querprofilen von Brig über Leuk nach Riddes die Steinfliegen der Gattung *Rhabdiopteryx* sp. (vermutlich ausschliesslich *R. neglecta*) zu und die Würmer an der Familie Naididae (siehe unten) ab. Andere Taxa erschienen hingegen über alle Profile und teilweise auch über die Mesohabitate hinweg in recht konstantem Anteil. Dazu gehörten nicht nur die fast durchwegs eudominanten Chironomiden, sondern beispielsweise auch die Taxa *Leuctra* sp., *Baetis* sp. und *Allogamus auricollis* (bzw. Limnephilidae) als teils dominante, teils begleitende EPT.

Zuckmückenlarven (Chironomidae) und wenigborstige Würmer (Oligochaeta), die v.a. in vielen Proben aus Querprofilen der Rhone einen grossen Anteil an der Gesamt-Abundanz des Makrozoobenthos hatten (Kapitel 7.1), wurden zusammen mit den weniger häufigen Kriebelmückenlarven (Kapitel 7.2) in einigen ausgewählten Proben über das Basisniveau hinaus genauer bestimmt. Es handelte sich um je eine Einzelprobe aus der Flussmitte jedes Querprofils sowie um eine zusätzliche Einzelprobe vom rechten Ufer des Profils Riddes, wo die höchste Taxazahl aller Stellen festgestellt wurde (siehe oben). Die Chironomiden und Simuliiden wurden durch den Spezialisten M. Hubmann bestimmt, bei den Oligochaeten führte der Spe-

Tabelle 5. Liste der taxonomischen Einheiten (Taxa) von Makroinvertebraten in allen Proben aus Querprofilen und Mesohabitaten der Rhone vom Winter 2001 und 2002. Querprofile: PW = Pfywald, CH = Chippis, R = Riddes. Mesohabitate (blau hinterlegt): LB = Bühnenfeld bei Querprofil Leuk, SB = Seitenbach bei Querprofil Pfywald, H1-H21 siehe Abbildung 31. Juv./indet. = Juvenil bzw. unbestimmt. Die Legende zu den Symbolen befindet sich im Tabellenkopf (gelb hinterlegt). Ein einzelnes Symbol steht für weniger als die Hälfte aller Einzelproben (N) einer Kolonne, zwei gleiche Symbole oder das erste von zwei unterschiedlichen Symbolen stehen für die Hälfte oder mehr aller Einzelproben. Die Bezeichnung der Taxa ist nach Mauch et al. (2003) vereinheitlicht. Erläuterungen zu den Dominanzklassen siehe Text.

	Querprofile (+ Mesohabitate)						Querprofile					Mesohabitate	
	März/April 2001						Januar-März 2002					März 2002	
	Leuk	(LB)	PW	(SB)	CH	R 4	Brig	Leuk	R 1	R 2	R 3	H1-H8	H10-H21
Probenzahl N	6	3	6	3	6	6	6	9	9	9	9	8	11
<b>NICHT-INSEKTEN</b>													
NEMATODA/NEMATOMORPHA (Faden-/Saitenwürmer)													
Nematoda/Nematomorpha juv./indet.	.	.	oo		oo	.	oo	oo	o	o	oo	o	
MOLLUSCA (Weichtiere)													
VALVATIDAE													
Valvata cristata O.F.MUELLER, 1774											o		
LYMNAEIDAE													
Radix sp.											o		
PLANORBIDAE													
Ancylus fluviatilis O.F.MUELLER, 1774											.		
OLIGOCHAETA (wenigborstige Ringelwürmer)													
LUMBRICIDAE													
Eiseniella tetraedra (SAVIGNY, 1826)										.	.		
NAIDIDAE													
Naididae juv./indet.							o	Oo	Oo	Oo	Oo	Oo	
ENCHYTRAEIDAE													
Enchytraeidae juv./indet.							o	oo	oo	o	o	o	
LUMBRICULIDAE													
Lumbriculidae juv./indet.								oo	o	o	o	O	
Oligochaeta juv./indet.	.	oo	o	oo	oo	Oo		o	O	.			Oo
HIRUDINEA (Egel)													
ERPOBDELLIDAE													
Erpobdella octoculata (LINNAEUS, 1758)						.					o		
ACARI-HYDRACHNELLAE (Wassermilben)													
Acari-Hydrachnellae juv./indet.											o	o	
AMPHIPODA (Flohkrebse)													
GAMMARIDAE													
Gammarus sp.						oo				o	o	o	o
Gammarus fossarum KOCH, 1835						o			.		o		
ISOPODA (Asseln)													
ASELLIDAE													
Asellus aquaticus (L.) RACOVITZA, 1919											o		
<b>TAXAZAHL NICHT-INSEKTEN</b>	2	2	2	3	2	3	3	5	7	6	13	6	2

Tabelle 5. Schluss. Nachweise von Imagines sind bei der Taxazahl nicht berücksichtigt.

	Querprofile (+ Mesohabitate)						Querprofile					Mesohabitate	
	März/April 2001						Januar-März 2002					März 2002	
	Leuk	(LB)	PW	(SB)	CH	R 4	Brig	Leuk	R 1	R 2	R 3	H1-H8	H10-H21
Probenzahl N	6	3	6	3	6	6	6	9	9	9	9	8	11
<b>INSEKTEN</b>													
COLLEMBOLA (Springschwämme)													
Collembola juv./indet.			o							o			
EPHEMEROPTERA (Eintagsfliegen)													
BAETIDAE													
Baetis sp.			oo	oo	oo	o	oo	Oo	oo	Oo	oo	Oo	Oo
Baetis alpinus (PICTET, 1843)	o	o	oo	oo	oo	Oo	oo	Oo	oo	oo	oo	oo	Oo
Baetis rhodani (PICTET, 1843)				oo	.						oo	o	
HEPTAGENIDAE													
Rhithrogena sp.			.	o			o	o	.	.		o	o
Rhithrogena degrangei SOWA, 1969	.			o	.								
Ecdyonurus sp.				o				.			.		
Ephemeroptera juv./indet.												.	
PLECOPTERA (Steinfliegen)													
TAENIOPTERYGIDAE													
Rhabdiopteryx sp. (cf. R. neglecta )			o	o			Oo	o		.	.	o	.
Rhabdiopteryx neglecta (ALBARDA, 1889)								.		.			.
NEMOURIDAE													
Protonemura sp.			o	oo									.
Nemoura sp.													
Nemoura mortoni RIS, 1902										.	.		
Nemouridae juv./indet.								o			.		
LEUCTRIDAE													
Leuctra sp.	.	o	oo	Oo	oo	oo	oo	oo	o	oo	oo	o	Oo
Leuctra rauscheri AUBERT, 1957					Imago								
CAPNIIDAE													
Capnia sp.							o					.	
Capnia nigra (PICTET, 1833)												.	+Imago
PERLODIDAE													
Dictyogenus sp.													
Dictyogenus alpinum (PICTET, 1841)								.					
Isoperla sp. (cf. I. rivulorum )							oo	.			o	.	.
Perlodidae juv./indet.				.	.								
Plecoptera juv./indet.		o		o								o	
COLEOPTERA (Käfer)													
Coleoptera juv./indet.					.	o						.	
TRICHOPTERA (Köcherfliegen)													
RHYACOPHILIDAE													
Rhyacophila sp.					.					o			
Rhyacophila sp. S.str.	.			o	o			o		o	o	o	
Rhyacophilidae juv./indet.													.
HYDROPSYCHIDAE													
Hydropsyche sp.	.			o	.	o					o		.
Hydropsychidae juv./indet.													.
LIMNephilidae													
Allogamus auricollis (PICTET, 1834)	.		o	OO	Oo	Oo		OO	Oo	o	Oo	Oo	Oo
Halesus sp.				.	.								
Halesus radiatus (CURTIS, 1834)			.										
Limnephilidae juv./indet.	.		.	OO	oo	Oo	o	Oo	oo	oo	Oo	Oo	Oo
Trichoptera juv./indet.	.				o			o				o	
DIPTERA (Zweiflügler)													
BLEPHARICERIDAE													
Liponeura sp.			.										
CHIRONOMIDAE													
Chironomidae juv./indet.	OO	OO	OO	o	OO	OO	OO	OO	OO	OO	OO	OO	Oo
LIMONIIDAE/PEDICIIDAE													
Limoniidae/Pediciidae juv./indet.	.		oo	o	oo	oo	oo	Oo	oo	oo	oo		.
PSYCHODIDAE													
Psychodidae juv./indet.								o				.	
SIMULIIDAE													
Simulium sp.	oo	o	Oo		oo		o	o	.				
Simuliidae juv./indet.			Oo		o		oo	o	o	oo	o	o	O
ATHERICIDAE													
Atherix sp.				o				.					
EMPIDIDAE													
Empididae juv./indet.	.				o	oo	o	oo		o	o	o	o
Diptera juv./indet.			.	o	.	.	.		o			o	
<b>TAXAZAHL INSEKTEN</b>	<b>12</b>	<b>5</b>	<b>16</b>	<b>19</b>	<b>21</b>	<b>11</b>	<b>15</b>	<b>20</b>	<b>11</b>	<b>15</b>	<b>17</b>	<b>21</b>	<b>13</b>
<b>ANZAHL INSEKTEN-FAMILIEN</b>	<b>10</b>	<b>4</b>	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>11</b>	<b>8</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>7</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>12</b>	<b>13</b>
<b>TAXAZAHL TOTAL</b>	<b>14</b>	<b>7</b>	<b>18</b>	<b>22</b>	<b>23</b>	<b>14</b>	<b>18</b>	<b>25</b>	<b>18</b>	<b>21</b>	<b>30</b>	<b>27</b>	<b>15</b>
TAXAZAHL pro Einzelprobe (Schwankungsbereich)	1-6	2-5	6-11	9-16	7-17	3-10	8-13	10-16	6-12	7-16	4-22	4-15	1-10

zialist M. Lafont eine Nachbestimmung durch. In Tabelle 6 sind die Taxa dieser drei Invertebraten-Gruppen mit ihrer Dominanz (immer bezogen auf die *Gesamt-Abundanz* des Makrozoobenthos) für die sechs ausführlich bestimmten Einzelproben zusammengestellt:

- Bei den Chironomiden dominierte meistens die Artengruppe von *Orthocladius rivicola*, die in der Rhone mit *O. rivicola* und *O. thienemanni* vertreten war. Die beiden Arten sind nur als Puppen oder Imagines, nicht aber im Larvenstadium sicher zu trennen. Die Arten der *Orthocladius rivicola*-Gruppe besiedeln im Alpenrhein und anderen alpinen Gewässern vorzugsweise den oberflächlichen Aufwuchs von Algen (v.a. *Hydrurus foetidus*; ARGE Trübung Alpenrhein, 2001) oder Moosen (Lencioni & Rossaro, in press). Fehlt ein derartiger Aufwuchs weitgehend, wie es in der Rhone die Regel ist (Kapitel 6), kommen sie offenbar auch gut mit dem "nackten", verhältnismässig groben Substrat zurecht. Gendron & Laville (2000) fanden *Orthocladius rivicola* nach einem Starkhochwasser in wesentlich grösserer Häufigkeit als zuvor (vgl. Kapitel 4.2). Die *Orthocladius rivicola*-Gruppe ist, wie die meisten Vertreter der Unterfamilie Orthoclaadiinae, typisch für Gewässeroberläufe (Rhithral, siehe unten) mit steinig-kiesigem Untergrund (Pinder, 1986; Lindegaard & Brodersen, 1995). Innerhalb des Rhithrals ist sie recht weit über verschiedene Höhenstufen und Gewässertypen (mit und ohne Gletscher-Einfluss) verbreitet (Gendron & Laville, 2000; Rossaro et al., 2000; Lencioni, 2000; Lencioni & Rossaro, in press; Lencioni et al., subm.).
- Die häufigsten Oligochaeten der Rhone gehörten der Familie Naididae bzw. der Art *Nais elinguis* an. *Nais elinguis* hat ähnliche Ansprüche an ihren Lebensraum wie die Chironomiden-Larven der *Orthocladius rivicola*-Gruppe. Im Gegensatz zu vielen anderen Würmern besiedeln Naididen weniger die Sedimenttiefe, sondern eher oberflächennahe Schichten (Bingham & Miller, 1989). Ihr hauptsächliches Verbreitungsgebiet sind die Mittel- und Unterläufe grösserer Fliessgewässer (Schwank, 1982b; Martinez-Ansemil & Collado, 1996). Dementsprechend nimmt ihre Häufigkeit auch in den Querprofilen der Rhone von Brig über Leuk nach Riddes stark zu (vgl. Tabelle 5). *Nais elinguis* ist als Kosmopolit in sehr unterschiedlichen Gewässertypen verbreitet. Die Art ist ausgesprochen stömungsliebend (rheophil) und besiedelt v.a. gut strukturierte Mesohabitate in dichtem Pflanzenbewuchs oder kiesig-steinigem Substrat, dringt aber auch in die von anderen Würmern (z.B. Tubificidae) bevorzugten Feinsedimente wie Sand oder Schlamm vor (Schwank, 1982a; Uzunov, 1982; Schönborn, 1985; Lafont, 1989; Verdonschot, 1989). Die bevorzugte Lebensweise von *Nais elinguis* in gut durchströmten, eher groben Oberflächen-Sedimenten erklärt auch einen scheinbaren Widerspruch in den ökologischen Ansprüchen dieser Art: Sie ist einerseits sauerstoffbedürftig, zeigt andererseits aber oft eine erhöhte organische Belastung an (Dumnicka & Pasternak, 1978; Giani, 1984; Verdonschot, 1989; Lafont, 1989).

In der Mitte des Querprofils Brig und am rechten Ufer des Profils Riddes 3 waren die als Gruppe klar dominierenden Orthoclaadiinae viel ausgeglichener auf die einzelnen Taxa verteilt als in den übrigen Proben (Tabelle 6). In Brig waren zudem noch einzelne Taxa der Unterfamilie Diamesinae vertreten, welche bevorzugt die Oberläufe und quellnahen Bereiche bis hinauf zu den Gletschertoren besiedeln (Lindegaard & Brodersen, 1995; Milner et al., 2001). Am Ufer von Riddes 3 fehlten diese Diamesinae und daneben auch eine Reihe von Orthoclaadiinae; dafür waren die Oligochaeta mit 11 Taxa deutlich artenreicher als in den anderen Proben. Die Kombination aus höheren Taxazahlen (auf dem genaueren Bestimmungsniveau) und gleichmässigerer Verteilung der Individuen auf die Taxa ergab für die beiden Proben von Brig und Riddes 3 auch eindeutig höhere Diversitäts-Indices (siehe unten).

Tabelle 6. Liste der taxonomischen Einheiten (Taxa) von Oligochaeten, Chironomiden und Simuliiden aus genauer bestimmten Einzelproben in Flussmitte bzw. in Ufernähe (blau hinterlegt) von Querprofilen der Rhone am 2./3.3.2002. Die Legende zu den Symbolen befindet sich im Tabellenkopf (gelb hinterlegt). Juv./indet. = Juvenil bzw. unbestimmt. Die Bezeichnung der Taxa ist nach Mauch et al. (2003) vereinheitlicht. Darin fehlende, einzelne Taxa sind bei Oligochaeten nach Lafont (1989) oder Lafont & Malard (2001) und bei Chironomiden nach Moog (2002) bezeichnet. Erläuterungen zu den Dominanzklassen siehe Text. In einer weiteren, nicht aufgeführten Probe aus dem Querprofil Leuk wurde ausserdem die Oligochaeten-Art *Nais communis* (PIGUET, 1906) nachgewiesen.

	Brig Fluss- mitte	Leuk Fluss- mitte	Riddes 1 Fluss- mitte	Riddes 2 Fluss- mitte	Riddes 3 Fluss- mitte	Riddes 3 Ufer rechts
<b>OLIGOCHAETA (Wenigborstige Ringelwürmer)</b>						
LUMBRICIDAE						
Eiseniella tetraedra (Savigny, 1826)						.
NAIDIDAE						
Nais alpina SPERBER, 1948						.
Nais barbata (O.F.MUELLER, 1773)						.
Nais christinae KASPRZAK, 1973						.
Nais elinguis O.F.MUELLER, 1773		o	o	o	o	o
Chaetogaster diaphanus (GRUITHUISEN, 1828)		.				.
Naididae juv./indet.	o	o	O	O	O	O
ENCHYTRAEIDAE						
Cernosvitoviella carpatica NIELSEN & CHRISTENSEN, 1959		o				o
Lumbricillus fennicus NURMINEN 1964			.	.	.	o
Lumbricillus sp.				.		o
Enchytraeidae juv./indet.	o	o				
LUMBRICULIDAE						
Stylodrilus heringianus CLAPAREDE 1862						o
Stylodrilus sp.		o		.		o
Lumbriculidae juv./indet.		o		.		o
Oligochaeta juv./indet.		.				
<b>DIPTERA (Zweiflüglige Insekten)</b>						
CHIRONOMIDAE (Zuckmücken)						
TANYPODINAE						
Thienemannimyia sp.						o
DIAMESINAE						
Diamesa cinerella/zernyi -Gruppe	o					
Diamesa latitarsis (GOETGHEBUER, 1921)	o					
Diamesa latitarsis -Gruppe	o					
Pseudodiamesa branickii (NOWICKI, 1873)	o					
ORTHOCLADIINAE						
Brillia bifida KIEFFER, 1909					o	
Brillia flavifrons (JOHANNSEN, 1905)					o	
Cardiocladius capucinus (ZETTERSTEDT, 1850)		.		o		
Chaetocladius sp.					o	
Corynoneura sp.	o	.	.			o
Eukiefferiella claripennis (LUNDBECK, 1898)	o	.			o	
Eukiefferiella fittkau (LEHMANN, 1972)	o	.				
Eukiefferiella fuldensis (LUNDBECK, 1898)	O	o	o	o	o	
Eukiefferiella lobifera (GOTGHEBUER, 1934)				o		
Eukiefferiella minor (EDWARDS, 1929)	o	.	.		o	
Eukiefferiella minor/fittkau	o	.				
Eukiefferiella tirolensis (GOETGHEBUER, 1938)	O			o	o	o
Euryhopsis subviridis (SIEBERT, 1979)			.	o	o	
Krenosmittia sp.		.				
Orthocladius frigidus (ZETTERSTEDT, 1838)	o			o		
Orthocladius rivicola KIEFFER, 1921			o			
Orthocladius rivicola -Gruppe	o	O	O	O	O	o
Orthocladius thienemanni KIEFFER, 1906	o	o		o	o	
Paratrachocladius rufiventris (MEIGEN, 1830)	o	.			o	
Parorthocladius nudipennis (KIEFFER, 1908)	o	.		o	o	
Rheocrotopus effusus (WALKER, 1856)	o	.	.	o	o	o
Thienemanniella sp.		.	.			o
Tvetenia bavarica (GOETGHEBUER, 1934)	o				o	o
Tvetenia calvescens (EDWARDS, 1929)					o	.
Tvetenia sp.						.
Orthoclaadiini juv./indet.	o	o			o	o
Orthoclaadiinae juv./indet.		o	.	.	o	
CHIRONOMINAE						
Chironomini juv./inet.	o					o
Micropsectra sp.						o
Chironomidae juv./indet.	o	O	O		o	O
SIMULIIDAE (Kriebelmücken)						
Simulium ornatum -Gruppe	o	.				
Simulium variegatum -Gruppe	o		.			
Simulium sp.	o					
Simuliidae juv./indet.	o	.				
TAXAZAHL Oligochaeta + Chironomidae + Simuliidae	24	24	14	16	19	22
<b>TAXAZAHL TOTAL (inkl. Taxa von Tabelle 7-2)</b>	<b>34</b>	<b>31</b>	<b>19</b>	<b>21</b>	<b>29</b>	<b>39</b>

Vergleiche der Taxazahl mit anderen Gewässern sind wegen der unterschiedlichen Bestimmungstiefe generell schwierig. Eine grössere Vielfalt von Makroinvertebraten (bei gleichzeitig noch etwas genauerer Bestimmung einzelner Gruppen) als in der Rhone wurde im Spätwinter 2000 an verschiedenen Stellen des Alpenrheins von Mastrils bis Diepoldsau mit 13-70 Taxa sowie in ständig benetzten Uferbereichen des Inn (mit Schwall) und des Lech (mit und ohne Schwall) im Tirol mit 28 bis 96 Taxa gefunden (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001; ARGE Limnologie, 2001). Sowohl im Alpenrhein als auch im Lech und Inn waren die höheren Taxazahlen zu einem beträchtlichen Teil auf den grösseren Artenreichtum der (zahlenmässig) dominierenden Chironomiden zurückzuführen.

Die in der Rhone vorkommenden Invertebraten-Gruppen (Ordnungen, Familien und teilweise Unterfamilien) sind durchwegs charakteristisch für gletschergeprägte Bäche und Flüsse mit Sommertemperaturen über 4°C (Milner et al, 2001). Mit höherer Maximaltemperatur (im Sommer) nimmt die Zahl der vertretenen Insektenfamilien in Gewässern der Arktis und der gemässigten Breiten generell zu (Jacobsen et al., 1997); in der Rhone mit maximalen Sommerwerten von 12-13°C (Meier et al., 2004) wäre demnach pro Untersuchungsstelle mit ungefähr 20 verschiedenen Familien zu rechnen. In den meisten Querprofilen und Mesohabitaten der Rhone waren 2002 dagegen nur 12 bis 13 Familien, im Querprofil Riddes 1 nur 7 Familien vertreten (Tabelle 5). Verglichen mit den hochgelegenen, noch wesentlich kälteren Abschnitten der Rhone und ihrer Seitenbäche im Wallis (Petts & Bickerton, 1994; Ilg et al., 2001; Milner et al, 2001; Knispel & Castella, 2003), kommen im Hauptfluss des Talbodens nur wenige Invertebraten-Gruppen (und diese meist in geringer Häufigkeit) hinzu. Andere, teils schwallbeeinflusste Alpenflüsse mit ähnlicher oder etwas höherer sommerlicher Maximaltemperatur als die Rhone wiesen an einzelnen Stellen 12 bis 16 (Alpenrhein; ARGE Trübung Alpenrhein, 2001) bzw. 13 bis 19 verschiedene Insekten-Familien auf (Inn und Lech; ARGE Limnologie, 2001). An verschiedenen Stellen im Längsverlauf des Tagliamento mit Temperaturmaxima von ca. 12°C (im Oberlauf) bis ca. 18°C (im Unterlauf) fanden Arscott et al. (2003) recht konstant zwischen 17 und 21 Insekten-Familien, wobei im Oberlauf die Zweiflügler (Dipteren), im Unterlauf jedoch die Eintagsfliegen und Käfer auf diesem taxonomischen Niveau für eine höhere Vielfalt sorgten.

Von den in der Rhone festgestellten Invertebraten-Arten gelten in der Schweiz die Wasserschnecke *Valvata cristata* als gefährdet und die Eintagsfliege *Rhithrogena degrangei* als potentiell gefährdet (BUWAL, 1994b). Zwei Arten und eine Gattung von Zuckmücken (Unterfamilie Orthocladiinae), die in der Rhone in geringer Zahl nachgewiesen wurden, figurieren bisher nicht in der Checkliste der schweizerischen Chironomiden (Lods-Crozet, 2002). Es handelt sich dabei um *Eukiefferiella fittkai*, *Euryhopsis subviridis* sowie *Thienemaniella* sp. (Tabelle 6). Im Alpenrhein traten die beiden erstgenannten Taxa verbreitet, das letztgenannte vereinzelt auf (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001).

Für die sechs eingehender bestimmten Invertebraten-Proben wurden mit Hilfe des Programms ECOPROF (Anhang 2) verschiedene **biologische Kennwerte und Indices** berechnet, welche die Benthos-Biozönose in der Rhone weiter charakterisieren (Tabelle 7):

- Die Indices für Diversität und Evenness bestätigen grösstenteils jenes Bild, das schon die Zusammensetzung des Benthos nach Invertebraten-Gruppen (Kapitel 7.1) und, bei genauer Bestimmung, die Taxazahl ergeben haben (siehe oben). Die Vielfalt der benthischen Besiedlung nahm im Fliessverlauf von Brig über Leuk nach Riddes ab, stieg aber im untersten untersuchten Querprofil (Riddes 3) wieder markant an. Sie erreichte am rechten Ufer dieses Profils Werte, die ebenso hoch oder wenig höher waren als in Flussmitte von Brig. Ihren Tiefpunkt im Flussverlauf wies die Diversität allerdings nicht — wie Taxazahl und Zusammensetzung nach systematischen Gruppen — in Riddes 1,

sondern im Profil von Riddes 2 auf, wo während der Probenahmeperiode im Winter 2002 der ausgeprägte Schwallbetrieb aus der Zentrale Nendaz und die starke Belastung durch ungereinigtes Siedlungsabwasser aus der ARA Bieudron-Nendaz kumulierten (Kapitel 5.1 und 7.1).

- Der Saprobitätsindex zeigt im Querprofil Brig noch vorwiegend nährstoffarme (oligosaprobe) Verhältnisse an, bei den flussabwärts gelegenen Profilen von Leuk und Riddes dagegen eine mässige Nährstoffbelastung ( $\beta$ -mesosaprob). Diese Einstufung entspricht der gemessenen Wasserqualität der Rhone (Kapitel 5.1). Unter dem Einfluss des ungereinigten Siedlungsabwassers aus der ARA Bieudron manifestierte sich im Querprofil Riddes 2 erwartungsgemäss die höchste Belastung. Die Erhöhung gegenüber Riddes 1 (vor der ARA) war angesichts der in unseren Benthos-Proben sichtbaren, offensichtlichen Abwasser-Spuren (Kapitel 7.1) aber vergleichsweise gering. Dies dürfte hauptsächlich an einer guten Versorgung des Sedimentes mit Sauerstoff gelegen haben (siehe z.B. die Ansprüche von *Nais elinguis*).
- Bei der längenzonalen Einstufung sind die prozentualen Anteile wiedergegeben, mit denen das Makrozoobenthos die verschiedenen Fliessgewässer-Regionen anzeigt. Das Makrozoobenthos der Rhone bestand vorwiegend aus Vertretern der Flussoberläufe: Jene genauer bestimmten Taxa, die zur Einstufung verwendet wurden, zeigen zu 68-78% eine Rhithral-Biozönose an. Innerhalb dieser Region verschob sich das Schwergewicht zwischen Forellenregion (Epi- bis Metarhithral) und Äschenregion (Hyporhithral) ohne eindeutige Tendenz. Sehr konstant blieben bei Leuk und Riddes einzig die Anteile des Metarhithrals. Von Leuk an flussabwärts kamen vermehrt Taxa der Flussunterläufe (Potamal) hinzu, darunter v.a. Vertreter des Epipotamals (Barbenregion); Das Potamal erreichte aber nirgends einen Anteil von >15%. Mit 13-21% noch etwas stärker und sehr konstant blieben über den ganzen untersuchten Rhonelauf die Faunenelemente der Quellregion (Krenal) vertreten.

Nach der modellhaften, biozönotische Längsgliederung der Gewässer von Illies & Botosaneanu (1963) würde die Rhone aufgrund ihres Gefälles und ihrer Breite (Kapitel 5) mehrheitlich dem Hyporhithral zugerechnet, während flachere Abschnitte wie das Querprofil Riddes 1 schon ins Epipotamal überleiten. Der jährliche Schwankungsbereich der Wassertemperatur (Amplitude der Monatsmittel) lag in der Rhone zwischen ca. 9°C und ca. 11°C (Meier et al., 2004), was sie dem Epi- bis Metarhithral zuweisen würde (Hebauer, 1986; Moog & Wimmer, 1990). Eine je nach den verwendeten Kriterien ähnlich unterschiedliche Einstufung erhielten Eberstaller et al. (1997) auch für den Alpenrhein. Nach dem gebräuchlichen Ordnungsprinzip für Fliessgewässer von Strahler (1957) wiederum zählt der Alpenrhein zu den Gewässern 7. Ordnung (Wimmer & Moog, 1994) und wäre damit schon eindeutig dem Fluss-Unterlauf zuzuordnen (Epipotamal; Mosley, 1987). In dieselbe Kategorie gehört auch der von uns untersuchte Abschnitt der Rhone: Flussaufwärts der Vispamündung ist die Rhone (mit den Untersuchungsstellen bei Brig; Abbildung 3) als 6. Ordnung, von da bis zur Mündung in den Lac Léman (mit allen übrigen Stellen) als 7. Ordnung bestimmt worden (Pfaundler, mündl. Mitt.; Abbildung 31).

Nach den Listen von Schmedtje & Colling (1996) sowie Moog (2002) haben zwei der häufigsten Invertebraten-Taxa der Rhone (Tabellen 5 und 6) ihren Verbreitungsschwerpunkt im Epirhithral (*Baetis alpinus*) bzw. im Epi- bis Metarhithral (*Allogamus auricollis*). *Nais elinguis* ist fast gleichmässig über das Längenprofil verbreitet (mit etwas häufigerem Auftreten im Hyporhithral und Potamal), während die *Orthocladius rivicola*-Gruppe als dominierendes Chironomiden-Taxon nicht eindeutig zuzuordnen ist:

die beiden in der Rhone vertretenen, im Larvenstadium nicht auftrennbaren Arten sind unterschiedlich eingestuft (*O. rivicola* mehr im Epi- bis Metarhithral und *O. thienemanni* mehr im Meta- bis Hyporhithral). Wie sich die Häufigkeit dieser dominanten Arten zwischen den einzelnen Querprofilen der Rhone im Winter 2002 veränderte (Kapitel 7.1), entspricht somit nicht durchwegs der Abfolge von unterschiedlichen, biologisch definierten Fliessgewässer-Regionen im Längsverlauf eines Flusses.

Eher einen typischen Faunenwechsel zwischen biozönotischen Regionen markiert hingegen die Steinfliegen-Familie der Taeniopterygidae bzw. deren einzige in der Rhone heute noch verbreitete Art, *Rhabdiopteryx neglecta* (Tabelle 5). Sie wurde von Gogniat & Marrer (1984/85) im Oberlauf zwischen Brig und Susten bzw. St. Léonard regelmässig, weiter flussabwärts dagegen nur noch sporadisch oder gar nicht mehr festgestellt. Nach Aubert (1984) und CSCF (2002/04) besiedelte *Rhabdiopteryx neglecta* sowohl in den 1940er als auch 1980er Jahren die Rhone zwischen Mörel und Sion (Kapitel 4.1). In unseren Profilproben war sie ganz ähnlich verteilt: in Brig überall häufig, in Leuk (= Susten) noch in ca. der Hälfte der Einzelproben und in Riddes nur mehr vereinzelt vertreten. Diese Art ist auch in anderen Fliessgewässern auf den Oberlauf beschränkt und hat ihren Verbreitungsschwerpunkt im Metarhithral. Aufgrund ihrer abiotischen Merkmale und ihres Makrozoobenthos' ist die Rhone bei Brig somit am ehesten als Metarhithral und bei Riddes als Hyporhithral einzustufen. Das Querprofil Leuk markiert gewissermassen den Übergang zwischen den beiden Regionen.

- Bei den funktionellen Ernährungstypen sind die Anteile in gleicher Weise gewichtet wie bei den biozönotischen Regionen (siehe oben). Auch hier kann ein bestimmtes Taxon in zwei oder mehr verschiedenen Kategorien erscheinen. Den grössten (zahlenmässigen) Anteil am Makrozoobenthos hatten in Proben aus der Flussmitte mit 54-72% durchwegs jene Organismen, die sich vom Algenbewuchs auf den Steinen ernähren (Weidern; Tabelle 7). Nach den gängigen konzeptionellen Vorstellungen der Fliessgewässer-Ökologie (Cummins et al., 1995; Wetzel, 2001) wären in Flüssen von der Grösse der Rhone (7. Flussordnung, siehe oben) mehrheitlich die Verwerter von feinem Detritus (Sammler und Filtrierer) zu erwarten. Ausgesprochen hohe Anteile von Weidern sind v.a. aus arktischen und alpinen bis hochalpinen Gewässern bekannt, die nur eine spärliche Ufervegetation aufweisen und deshalb einen Grossteil des Nahrungsangebotes im Gewässer selbst (autochthon) produzieren (Peterson et al., 1995; Milner et al., 2001; Zah et al., 2001). Auch an vielen Stellen des Alpenrheins bestand das Makrozoobenthos zu 50% oder mehr aus Weidern (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001). In der Uferprobe von Riddes 3 waren die Ernährungstypen viel gleichmässiger verteilt als in den anderen genauer untersuchten Proben, was aber z.T. auf der höheren Organismen-Vielfalt in Ufernähe beruhte. Ein weiterer Grund für die ausgeglichene Verteilung war die grosse Zahl von Larven der Köcherfliege *Allogamus auricollis* an dieser Stelle (Abbildung 30). *Allogamus*-Larven sind Allesfresser (siehe Kasten) und werden deshalb bei der rechnerischen Verteilung der Taxa auf die Ernährungstypen zu gewissen Teilen auch als Filtrierer oder Räuber gezählt. Eine vielseitige Ernährungsweise von Benthosorganismen ist v.a. aus Gletscher-beeinflussten Gewässern bekannt, in denen das Nahrungsangebot oft sehr begrenzt ist (Milner et al., 1994; Zah & Uehlinger, 2001; Zah et al., 2001; Füreder et al., 2003). So sind neben *Allogamus auricollis* auch die anderen, in der Rhone häufig vertretenen Taxa in der Lage, sowohl Detritus (sammelnd) als auch Algenbeläge (weidend) und damit den grössten Teil des überhaupt verfügbaren Nahrungsangebotes zu nutzen. Zu diesen Nahrungs-Generalisten gehören z.B. die Würmer der Familie Naididae (mit *Nais elinguis*; Schönborn, 1985), die Eintagsfliegenlarven *Baetis alpinus* (Füreder et al., 2003) und *Baetis rhodani*

Tabelle 7. Biologische Kennwerte und Indices in Einzelproben aus Querprofilen der Rhone. Einzelheiten zu den Indices siehe Text und Anhang 2.

	Brig Fluss- mitte	Leuk Fluss- mitte	Riddes 1 Fluss- mitte	Riddes 2 Fluss- mitte	Riddes 3 Fluss- mitte	Riddes 3 Ufer rechts
<b>Diversitätsindices</b>						
Diversität nach Shannon & Weaver (1963)	2.67	2.12	1.68	1.25	1.98	2.73
Diversität nach Wilhm & Dorris (1968)	3.85	3.06	2.42	1.81	2.86	3.94
Eveness	0.78	0.64	0.58	0.43	0.62	0.77
<b>Saprobitätsindices</b>						
Saprobität nach Pantle & Buck (1955)	1.35	1.92	1.94	2.14	2.02	1.93
Saprobität nach Zelinka & Marvan (1961)	1.33	1.78	1.86	2.10	1.92	1.92
<b>Biozönotische Region (gewichtete Anteile in %)</b>						
KRENAL						
Eukrenal	6	2	3	2	2	1
Hypokrenal	15	13	13	11	13	17
RHITHRAL						
Epirhithral	29	16	28	11	15	25
Metarhithral	40	29	26	27	27	25
Hyporhithral	9	30	16	35	30	18
POTAMAL						
Epiptamal	1	8	9	10	9	5
Meta- und Hypopotamal		1	3	2	2	4
STEHENDE GEWÄSSER (Litoral und Profundal)		1	2	2	2	5
<b>Funktionelle Ernährungstypen (gewichtete Anteile in %)</b>						
Zerkleinerer	20	2	<1	1	4	19
Weider	54	58	72	65	61	26
Filtrierer (aktiv und passiv)	1		<1	<1	1	11
Sammler (Detritusfresser)	24	35	26	33	32	22
Räuber	1	5	1	1	2	22

(Peterson et al., 1995) sowie bis zu einem gewissen Grad auch die Chironomiden bzw. die in der Rhone vorherrschenden Orthoclaadien (Pinder, 1986; Moog, 2002). Das erklärt auch, weshalb diese eigentlich als Weider eingestuft Organismen sogar in der vollkommen bewuchsfreien Flussmitte der Profile bei Leuk und Riddes ansehnliche Häufigkeiten erreichten (Kapitel 6 und 7.1).

Nach **Korrelationen zwischen Merkmalen des Makrozoobenthos und abiotischen Einflussfaktoren** wurde mit denselben Daten und auf dieselbe Weise gesucht wie nach Korrelationen innerhalb der hydraulischen Parameter (Kapitel 3 und 5.3). Auch zwischen biotischen und abiotischen Parametern ergaben sich dabei nur wenige Ansätze zu möglichen Zusammenhängen, z.B. (Abbildung 35):

- Trotz der ausserordentlich starken hydraulischen Belastung der Rhonesohle (Kapitel 5.3) stieg die Gesamt-Individuendichte des Makrozoobenthos mit zunehmender Strömung tendenziell an. Eher eine Abnahme der Abundanz und damit eine gegenläufige Tendenz zeigten aber gleichzeitig die grösseren Tiere (Individuen >5mm), die meist weniger als 20% aller Individuen ausmachten. Umgekehrt wurde bei zunehmender Bettstabilität (RBS; Kapitel 5.3) der Anteil der kleinen und schlanken Sedimentlückenbewohner (Chironomiden und Oligochaeten) am Makrozoobenthos immer höher und erreichte in den v.a. bei Schwall labilen Sohlen (RBS um 1) zwischen 80 und 100%.
- Das in den Benthosproben bestimmte Volumen an (vorwiegend grobem) partikulärem organischem Material (POM oder Detritus; Kapitel 3) scheint mit der Abundanz des Makrozoobenthos — aber nicht mit dessen Biomasse — positiv korreliert zu haben. Neben dem äusserst spärlichen Algenbewuchs (Kapitel 6) gehörte in der Rhone deshalb möglicherweise auch das Angebot an POM zu den limitierenden Faktoren für das Makrozoobenthos.

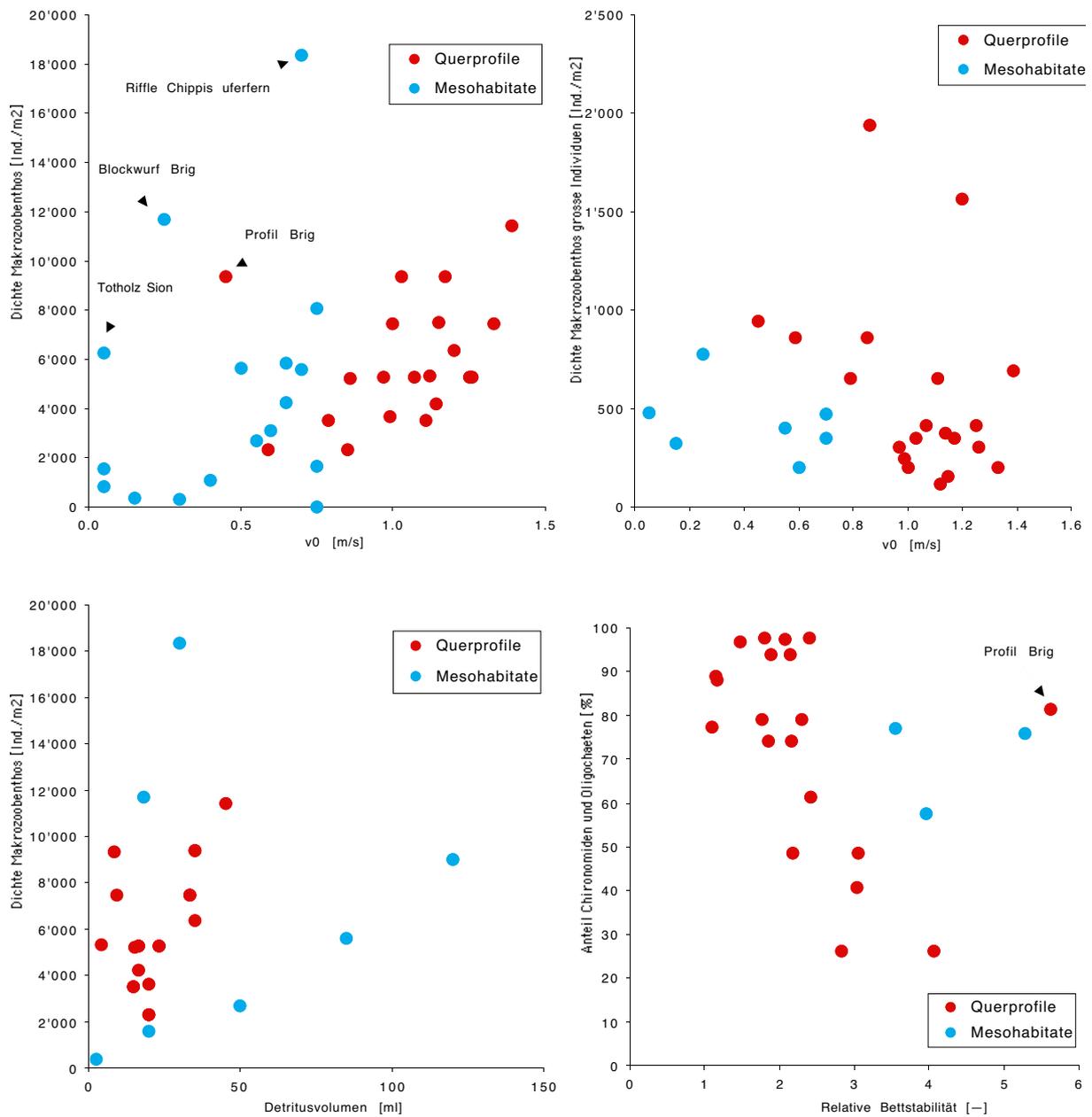


Abbildung 35. Beziehung zwischen abiotischen und biotischen Parametern aus Querprofilen (Mittel aus drei Einzelwerten) und Mesohabitaten (Einzelwerte) der Rhone im Winter 2002. Die hydraulischen Kennwerte der Oberflächenströmung ( $v_0$ ) und der relativen Bettstabilität beziehen sich auf den Wasserstand bei Sunk. Dargestellt sind jeweils alle verfügbaren Wertepaare, in der Grafik links unten fehlt ein extrem abweichender Einzelwert ("Ausreisser").

## ***Allogamus auricollis* und der Schwallbetrieb**

Neben Chironomiden und Oligochaeten war die Köcherfliegenlarve *Allogamus auricollis* bei unseren Untersuchungen in der Rhone das häufigste Taxon (Tabelle 5). Diese köchertragende Art der Familie Limnephilidae ist in alpinen Gewässern sehr weit verbreitet (Siegenthaler-Moreillon, 1991; Graf et al., 1992) und besiedelt darin vorzugsweise die ruhigeren Uferbereiche (Waringer, 1989b). Obwohl die Art sehr empfindlich gegenüber hoher Strömung ist und deshalb leicht abgeschwemmt (verdriftet) wird (Waringer, 1989a, 1989b; Graf et al., 1992; Robinson et al., 2003; Marrer & Spörri, 2003), ist sie auch entlang der Ufer vieler Schwallstrecken in hoher Dichte anzutreffen (Baumann & Klaus, 2003). In der Schweiz trifft dies beispielsweise zu für den Inn (Limnex, 1992), für den Alpenrhein (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001), für die Reuss (Marrer & Spörri, 2003), für den Ticino (Frutiger, 2004b) und, wie die vorliegende Untersuchung zeigt, auch für die Rhone (Abbildung 34; siehe auch Kapitel 7.2).

Graf et al. (1992) halten *Allogamus auricollis* v.a. wegen ihrer ausserordentlich breiten Nahrungspalette für eine so erfolgreiche Art. Sie frisst nahezu alles, was gerade verfügbar ist, Algen und Detritus ebenso wie andere Invertebraten. Diese äusserst vielseitige Ernährungsweise ("plastic feeding behaviour") umfasst bei *Allogamus* und anderen Limnephiliden auch das Filtrieren von Nahrungspartikeln aus der fliessenden Welle ("Drift-catching"). Die Larven halten zu diesem Zweck ihre speziell bedornten und behaarten Beine in die Strömung (Geddes, 1981; Bohle, 1987), was u.a. auch im Ticino beobachtet wurde (Abbildung 34). Ebenfalls im Ticino fand Frutiger (2004a, 2004b) für *Allogamus auricollis* eine grosse Toleranz gegenüber den ausgeprägten Temperaturschwankungen und damit allenfalls einen weiteren Konkurrenzvorteil im Vergleich zu anderen Arten.

Günstige Voraussetzungen für die Besiedlung von Schwallstrecken bringen *Allogamus auricollis* und andere Limnephiliden auch mit, weil sie periodisches Trockenfallen verhältnismässig gut überdauern (Bohle, 2000; Meyer et al., 2000). Damit zählen sie zu jenen wenigen "Spezialisten", die sich in den Wasserwechselzonen zwischen der Uferlinie bei Sunk und bei Schwall behaupten können (Rey & Gerster, 1992; Limnex, 2000; ARGE Trübung Alpenrhein, 2001; Baumann & Klaus, 2003; Marrer & Spörri, 2003).

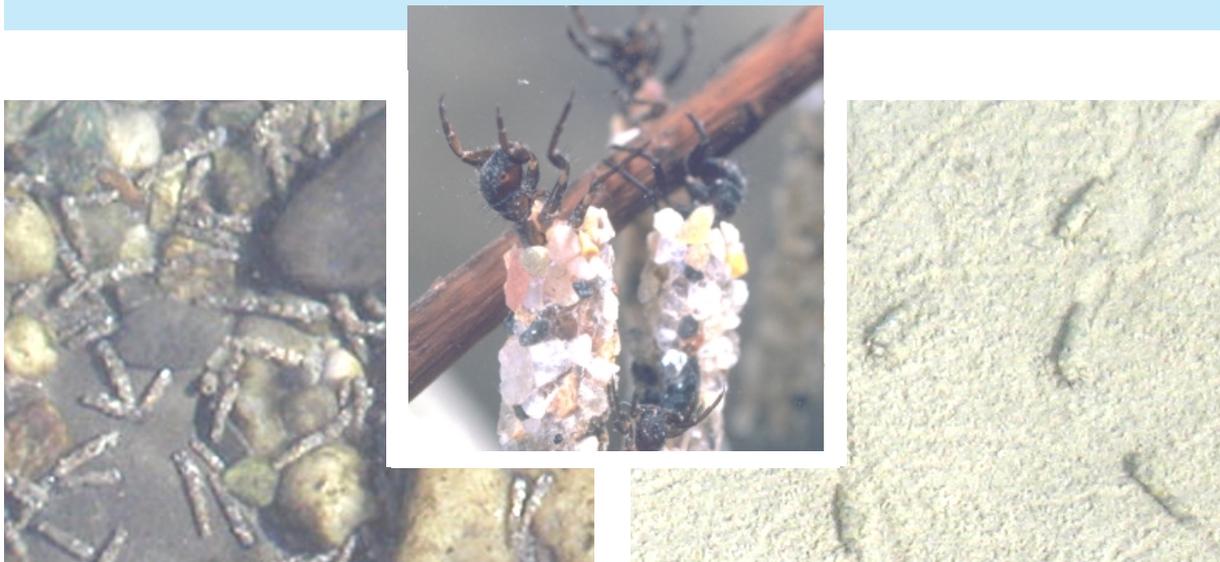


Abbildung 34. Die Köcherfliege *Allogamus auricollis*. Untere Bilder: *Allogamus*-Larven am steinigen Ufer des Querprofils Riddes 1 (links) und im Ufersand der (äusserlich) kolmatierten Restwasserstrecke bei Iles Falcon (rechts). Bild oben: *Allogamus*-Larven im Ticino mit typischer Körperhaltung beim "Drift-catching" (siehe Text). Original-Aufnahme von R. Riederer, Wiedergabe mit Erlaubnis.

## 8. ZUSAMMENFASSENDE DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

In den Kapiteln 4 bis 7 sind die Resultate aus den Untersuchungen des Subprojektes I-6 nach einzelnen Themenbereichen dargestellt und behandelt. Nachfolgend werden diese Resultate nochmals zusammenfassend und im Hinblick auf die folgenden Aspekte diskutiert:

- Vergleich des heutigen (Ist-) mit dem ursprünglichen Zustand (soweit bekannt) bzw. dem aus gewässerökologischer Sicht angestrebten (Soll-)Zustand (Defizit-Analyse);
- Mutmassliche Ursachen für die festgestellten Defizite (Wirkungsanalyse);
- Ansätze zur Aufwertung der Rhone als Lebensraum für das Benthos (erste Massnahmenvorschläge).

Von allen Benthosorganismen ist die frühere Verbreitung der Steinfliegen (Plecoptera) in der Rhone am besten bekannt. Die aquatisch lebenden Larven dieser Invertebraten-Gruppe werden deshalb als biologische Indikatoren für die Veränderungen von Lebensraum und Lebensgemeinschaft in der Rhone seit ungefähr der Mitte des 20. Jahrhunderts herangezogen.

Schon zu Beginn der 1980er Jahre berichtete Aubert (1984a) über das Verschwinden der Steinfliegen *Brachyptera trifasciata*, *Isoperla obscura* und *Dinocras cephalotes* aus der Rhone, die diesen Fluss einst zwischen Brig und Lac Léman besiedelt hatten. Für die beiden erstgenannten Arten erwähnte er ausdrücklich, dass sie im Wallis *nur* in der Rhone vorgekommen waren. Als mögliche Ursachen für ihr Verschwinden nannte Aubert damals die Gewässerverschmutzung ("pollution") oder die intensive Ausnutzung der Wasserkräfte ("aménagements hydroélectriques"). Die seither durchgeführten Aufnahmen haben bestätigt, dass die drei genannten Arten (und eine weitere dazu) aus der Rhone verschwunden sind (Kapitel 4, Tabelle 2). Die möglichen Ursachen für diese Entwicklung beurteilen wir heute wie folgt :

- Die Wasserqualität der Rhone konnte seit 1980 dank einer starken Reduktion des Nähr- und Schadstoffeintrages markant verbessert werden (Kapitel 5.1). Sowohl die meisten chemischen Parameter als auch die biologische Indikation durch das Makrozoobenthos (Saprobität) weisen heute auf unbelastete (oligosaprobe) bis mässig belastete ( $\beta$ -mesosaprobe) Verhältnisse hin (Kapitel 7.3). Es besteht aber nach wie vor eine chemische Grundbelastung, zu der heute vermehrt komplexe organische Verbindungen aus Siedlungsabwasser oder landwirtschaftlicher Abschwemmung (z.B. Pestizide, hormonaktive Substanzen) beitragen dürften. Zur Wasserqualität gehören auch die physikalischen Parameter Temperatur (Meier et al., 2004) und Schwebstoffeintrag bzw. Trübung (Portmann et al., 2004), die durch zahlreiche Speicherkraftwerke im Einzugsgebiet der Rhone beeinflusst werden. Die anthropogen bedingten, physikalisch-chemischen Veränderungen der Wasserqualität treten oft nur stossweise auf (z.B. bei Regenereignissen oder bei Schwall). Ob die Wasserqualität in der Rhone heute immer noch zu den entscheidenden Einflussfaktoren für die Verbreitung der Steinfliegen und anderer Benthos-Organismen zählt, ist zweifelhaft. Im Alpenrhein, dessen Makrozoobenthos eine ähnliche saprobielle Einstufung anzeigt (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001), wurden in den letzten Jahren mit *Isoperla obscura* und *Brachyptera trifasciata* zwei jener seltenen Steinfliegenarten (wieder) gefunden, die aus der Rhone seit längerem verschwunden sind (Kapitel 4.1). Bauernfeind & Moog (2000) vermuten, dass morphologische und hydrologische Veränderungen eher stärker zur biologischen Verarmung der europäischen Fluss-Unterläufe (Potamal) beigetragen haben als die zunehmende Verunreinigung.

- Der Schwall einfluss auf die Rhone hat v.a. in den 1950er und 1960er Jahren und damit zur gleichen Zeit stark zugenommen, als auch diverse Steinfliegen-Arten aus der Rhone verschwunden sind (Kapitel 4.1 und 5.1). Aus diesem zeitlichen Zusammentreffen allein kann zwar noch nicht auf einen ursächlichen Zusammenhang geschlossen werden; dennoch erscheint ein solcher Zusammenhang als sehr wahrscheinlich. Eine Veränderung von quantitativen (Abundanz, Biomasse) und qualitativen Merkmalen (Zusammensetzung, Diversität) des Benthos ist schon in zahlreichen, darunter auch alpinen Schwallstrecken festgestellt worden. Die Arten- bzw. Taxavielfalt des Makrozoobenthos nahm dabei unter Schwall einfluss zumindest in einem Teil der untersuchten Gewässer eindeutig ab, während sie im anderen Teil einigermaßen konstant blieb (Baumann & Klaus, 2003). In morphologisch sehr unterschiedlichen, aber durchwegs "beschwallten" Teststrecken des Alpenrheins stellte ARGE Trübung Alpenrhein (2001) ganz ähnliche Defizite bei den Eintags- und Steinfliegenlarven (EP) fest, wie sie im Längsverlauf der Rhone mit zunehmendem Schwall immer stärker in Erscheinung treten. So gehen zwischen Brig (mit schwachem Schwall) und Riddes (mit starkem Schwall) die Gattungen *Rhithrogena sp.*, *Isoperla sp.* und *Rhabdiopteryx sp.* stark zurück oder verschwinden fast vollständig (Kapitel 7.1), was teilweise aber auch mit dem natürlichen Artenwechsel zwischen verschiedenen biozönotischen Regionen zu begründen ist (Kapitel 7.3; siehe auch Céréghino & Lavandier, 1998).
- Ebenfalls ungefähr gleichzeitig mit dem Rückgang und schliesslich dem Erlöschen einzelner Steinfliegenarten sind als Folge der zweiten grossen Rhonekorrektur auch fast alle der zuvor noch vorhandenen flussmorphologischen Strukturen (v.a. Kiesbänke) verschwunden (Kapitel 5.4). Im Rhone-Abschnitt flussaufwärts von Riddes, auf Höhe unserer Querprofile Riddes 1 und Riddes 2, erfolgte diese Korrektur z.B. erst von 1958 bis 1961 (SFRD, 1964). Seither sind eine natürliche Gerinneausbildung und ein standortgerechtes Angebot an Teil-Lebensräumen für das Benthos (Mesohabitate) im Mittel- und Unterlauf der Rhone nur mehr zwischen Leuk und Sierre vorhanden. Die vielfältigen, auf diesem ca. 8km langen Flussabschnitt gelegenen Mesohabitate von Iles Falcon hoben sich bei unseren Aufnahmen von 2002 deutlich von den meisten anderen Untersuchungsstellen ab: Ein arten- und zahlenmässig ähnlich reichhaltiger Bestand von Eintags- und Steinfliegen wurde sonst nur noch im Querprofil bei Brig und in einem Riffle bei Chippis nachgewiesen. Die beiden Riffles bei Chippis und Iles Falcon beherbergten als einzige Stellen auch die anspruchsvollen Larven der Kriebelmücken (Simuliidae) in grösserer Anzahl (Kapitel 7.2). Bei Iles Falcon waren zudem neben einigen Mesohabitaten bei Riddes die höchsten Biomassen des gesamten Makrozoobenthos und damit eine recht hohe benthische Produktivität zu verzeichnen (Kapitel 7.1). Es scheint also, dass auch in Flussabschnitten mit geringem (Brig) bis mittlerem Schwall einfluss (Chippis) durch das Makrozoobenthos in standortgerechter Menge und Zusammensetzung besiedelt werden können, sofern eine geeignete Sohlenstruktur und/oder Habitatausstattung vorhanden sind. Ansätze zu einem vielfältigeren Benthos wurden auch in einzelnen Proben des stark schwallbeeinflussten Querprofils Riddes 3 festgestellt (Kapitel 7.1). Die Schwallstrecke des Alpenrheins im St.Galler Rheintal zwischen Sargans und der Illmündung bildet mit ihrer aufgelockerten Morphologie (alternierende Kiesbänke; ARGE Trübung Alpenrhein, 2001) einen der letzten bekannten Rückzugsräume für die beiden seltenen Steinfliegen-Arten *Brachyptera trifasciata* und *Isoperla obscura* in der Schweiz (CSCF, 2002/04).

**Geringe Abundanzen bzw. Biomassen einzelner sensibler und anspruchsvoller Invertebraten-Gruppen (v.a. Ephemeroptera, Plecoptera, Simuliidae) in einem Grossteil des Flusses sowie das Fehlen einzelner Steinfliegenarten im ganzen Fluss gehören zu den**

hauptsächlichen biologischen Defiziten, die bei der vorliegenden Untersuchung des Makrozoobenthos' in der Rhone festgestellt wurden (Tabelle 8). Es ist zu erwarten, dass auch bei anderen Invertebraten-Gruppen einzelne Arten aus der Rhone verschwunden sind; mit Ausnahme der Plecopteren sind aber bei keiner Gruppe geeignete ältere Daten vorhanden, um diesen Artenrückgang zu dokumentieren. Als weiterer Hinweis auf eine mangelnde Taxavielfalt des Makrozoobenthos in der Rhone kann die Anzahl der Insektenfamilien in den Querprofilen und Mesohabitaten gelten, die gemessen an der maximalen Wassertemperatur deutlich unter dem Erwartungswert lag (Kapitel 7.3). Ein Teil dieses Defizites wird allenfalls durch das stark glazial geprägte Abflussregime der Rhone erklärt, das neben tiefen Temperaturen auch eine — im Sommer natürlicherweise — stark erhöhte Trübung mit sich bringt (Portmann et al., 2004).

Als weiteres biologisches Defizit ist an vielen Stellen der Rhone eine **geringe Biomasse des gesamten Makrozoobenthos** zu werten. Bei Brig lag diese Biomasse über das ganze Querprofil noch im Rahmen der "Sollwerte", die durch empirische Beziehungen der Biomasse zur Meereshöhe abgesteckt werden — trotz des starken Gletschereinflusses, der für die Rhone eher geringere Werte erwarten liesse (Kapitel 7.1). Weiter flussabwärts, in den Querprofilen bei Leuk und Riddes, wurden diese Sollwerte zuerst in der Flussmitte und anschliessend auch in den meisten Uferproben klar unterschritten. Solche empirischen Beziehungen und die daraus resultierende Erwartungen (z.B. für die Zahl der Insektenfamilien oder die Biomasse des Makrozoobenthos) dürfen nicht überbewertet werden; sie liefern keine zuverlässige Prognose, geben aber Hinweise auf häufig festgestellte Tendenzen (Trends) bei der Entwicklung biologischer Kennwerte. So müsste die Biomasse des Makrozoobenthos im Fliessverlauf (d.h. mit abnehmender Meereshöhe) tendenziell zunehmen. In der Rhone zwischen Brig und Martigny geht sie aber, von einzelnen Uferproben abgesehen, zurück, was als biologisches Defizit zu werten ist. Die hohen bis sehr hohen Benthos-Biomassen in ufernahen Proben der Schwallstrecken von Leuk und Riddes 3 waren ausnahmslos durch die Köcherfliege *Allogamus auricollis* bedingt, die auch in den Uferzonen anderer Schwallstrecken häufig auftritt (Kapitel 7.1 und 7.3). Hohe Benthos-Biomassen wurden ausserdem in gewissen Mesohabitaten der Rhone festgestellt (Kapitel 7.2). Bei einem Teil dieser Stellen (zwischen Sion und Riddes) waren ebenfalls *Allogamus auricollis*, bei Iles Falcon hingegen die Eintags- und Steinfliegen (EP) die "gewichtigen" Makroinvertebraten. Sieht man von einzelnen Stellen im Uferbereich von Querprofilen und in gewissen Mesohabitaten ab, so ist die Rhone bezogen auf das Makrozoobenthos damit insgesamt ein **unproduktives und für Fische nahrungsarmes Gewässer** (Kapitel 7.1 und 7.2).

Die Individuendichten (Abundanzen) des Makrozoobenthos verändern sich zwischen den einzelnen Stellen nicht immer gleichlaufend wie die Biomasse, weil einige zahlenmässig oft stark vertretene Invertebraten-Gruppen (v.a. Oligochaeten und Chironomiden) das Gesamtgewicht nur wenig beeinflussen. Die oft erdrückende Dominanz dieser kleinen bis sehr kleinen Organismen macht es auch schwierig, die Werte aus der Rhone direkt mit denjenigen aus anderen Gewässern zu vergleichen (möglicher Einfluss der Probennahme-Methode, z.B. durch die Maschenweite des verwendeten Netzes). Soweit erkennbar, liegen auch die Abundanzen des Makrozoobenthos in der Rhone im unteren Bereich oder unterhalb der Erwartungswerte aus anderen Alpenflüssen (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001; Kapitel 7.1). Eine gewisse Unsicherheit bei der Einstufung der Resultate besteht zudem bei jenen biologischen Parametern, die nicht nur von der Entnahme-, sondern auch von der Auswertungsmethodik der Proben abhängen (v.a. von der Bestimmungstiefe). Es handelt sich dabei um einige qualitative Kennwerte des Makrozoobenthos (Diversitäts- und Saprobitätsindex, Einstufung nach biozönotischen Regionen sowie Zusammensetzung nach Ernährungstypen; Kapitel 7.3). Diese Indices erlauben deshalb nicht, allfällige gewässerökologische Defizite zuverlässig zu er-

kennen und zu beurteilen.

In Schwallstrecken sind die gewässerökologischen Beeinträchtigungen und Defizite in einem bei Sunk trockenfallenden, bei Schwall aber überfluteten Uferstreifen oft besonders ausgeprägt (Baumann & Klaus, 2003). Das Benthos (aquatisch) und die Bodenfauna (terrestrisch) dieser Wasserwechselzone ist im Rhone-Thur Projekt durch SP I-3 näher untersucht worden. Bei der vorliegenden Untersuchung der weiter flussaufwärts gelegenen, ständig benetzten Sohlenbereiche wurde festgestellt, dass die Biomasse und die Taxavielfalt (Diversität) des Makrozoobenthos von der Flussmitte gegen die Ufer hin in der Regel zunahm (Kapitel 7.1 und 7.3). Demgegenüber waren die Abundanzwerte in der Mitte durchwegs ebenso hoch oder sogar etwas höher als in Ufernähe. Dass die benthische Besiedlung über die ganze Flussbreite auf sehr tiefem Niveau ausgeglichen wird, ist beispielsweise auch im Skagit River festgestellt und auf die grossen Schwankungen des Wasserstandes zurückgeführt worden (Gislason, 1985; Steele & Smokorowski, 2000). Praktisch nur in den Uferproben der Rhone vertreten waren dafür einige pflanzliche und tierische Organismen, die bis weit in die periodisch trockenfallenden Bereiche hinein vordringen können. Dazu gehörten v.a. die Köcherfliege *Allogamus auricollis* (Kapitel 7.3), aber auch die fädigen Grünalgen *Cladophora sp.* und *Ulothrix sp.* (Kapitel 6).

Bei der Zusammensetzung des pflanzlichen Bewuchses (Phytobenthos) fiel in der Rhone zwischen Brig und Martigny v.a. auf, dass die sonst in vielen Alpenflüssen verbreitete, fädige Goldalge *Hydrurus foetidus* fast vollständig fehlte. Aus der vorliegenden Untersuchung oder aus den anderen verfügbaren Grundlagen geht nicht hervor, ob es sich dabei um eine natürliche Erscheinung oder um ein anthropogen bedingtes gewässerökologisches Defizit handelt. Ausgesprochen spärlich war die Rhonesohle über weite Strecken auch von anderen Algengruppen (v.a. Kiesel- und Grünalgen) bewachsen. Es wird vermutet, dass dies, ähnlich wie z.B. im Alpenrhein, weniger auf ein mangelndes Lichtangebot (als Folge erhöhter Trübung), sondern vielmehr auf eine starke hydraulische Beanspruchung der Sohlenoberfläche zurückzuführen ist (Kapitel 6). Um die noch ungelösten Fragen zum Algenbewuchs so weit wie möglich zu klären, sind beim Kanton Wallis Naturversuche zur Entwicklung und zum Entwicklungspotential des Phytobenthos in der Rhone angeregt worden.

Die aufgezählten biologischen Defizite können grösstenteils auf morphologische, hydraulische und hydrologische Veränderungen der Rhone zurückgeführt werden, welche hier unter dem Begriff "abiotische Defizite" zusammengefasst werden (Tabelle 8):

- **Kanalisation.** Im Zuge der zweiten grossen Korrektur wurde die Rhone fast durchgehend stark kanalisiert und eingengt (Kapitel 5.4). Als Folge der monotonen Profilgeometrie (Abbildung 12) variieren die Flussbreite und -tiefe heute nur mehr in sehr engen Grenzen, und wesentliche gewässerökologische Einflussfaktoren wie die Substratzusammensetzung, die Fließgeschwindigkeit oder andere hydraulische Parameter verlaufen über die ganze Profilbreite meist sehr gleichförmig (Kapitel 5.2, 5.3 und 7.1). Die zwischen dem eigentlichen Gerinne und der Dammkrone liegenden Vorländer werden nur bei Hochwasser überflutet und fallen deshalb als aquatische Lebensräume ausser Betracht (vgl. SP I-5). Darüber hinaus hat die Kanalisation und Einengung des Abflussquerschnittes weitere Folgewirkungen, die bei den natürlicherweise hohen Abflüssen des Sommerhalbjahres besonders ausgeprägt sind. Im Winter, der ursprünglich durch konstant tiefe Wasserführung gekennzeichnet war, werden gewisse morphologisch bedingte Beeinträchtigungen heute durch den Schwallbetrieb der zahlreichen Speicherkraftwerke verstärkt (Kapitel 4.2 und 5.1).
- **Zunahme der hydraulischen Belastung.** Die Rhonesohle weist fast auf ihrer ganzen Breite eine starke Strömung und eine entsprechend hohe hydraulische Belastung auf

(“hydraulischer Stress”; Kapitel 5.3). Die Sohlenoberfläche wird so stark überströmt, dass sie auch bei vergleichsweise tiefen winterlichen Abflüssen nur für speziell angepasste (rheobionte oder rheophile) Benthosorganismen noch besiedelbar ist. Unter diesen Bedingungen können sich festsitzende Algenbeläge vermutlich auch in den tieferen Bereichen noch entwickeln, die ins Freiwasser hinaus wachsenden Zotten von fädigen Algen hingegen nur noch an strömungsgeschützten Stellen (z.B. im Blockwurf).

- **Abpflasterung und Kolmation der Sohle.** Durch die starke Strömung werden Feinanteile des Substrates (Sand, Kies) aus der obersten Sedimentschicht herausgespült und abgeführt. Die Sohlenoberfläche vergrößert sich, und die verbleibenden gröberen Körner bilden eine kompakte, unbewegliche Deckschicht (Abpflasterung; Kapitel 5.2). In den darunterliegenden, von der Strömung weitgehend abgekoppelten Lagen, die bei unseren Probenahmen vermutlich nur zu einem kleinen Teil erfasst wurden, können sich hingegen Feinanteile ansammeln und verdichten. Diese Kolmation wird durch einen zunehmenden Eintrag und durch das stärkere Einpressen der Schwebstoffe in die Sohle bei Schwall noch zusätzlich verstärkt (“Vibrationseffekt”, Kapitel 5.3). Einen kritischen Wert, bei dem die Deckschicht aufgerissen wird und damit auch eine Dekolmation der Unterschicht einsetzt, erreicht die hydraulische Belastung während des Winters auch bei maximalem Schwall in keinem der untersuchten Querprofile (Baumann & Meile, im Druck). Die tiefergelegenen Sedimentschichten bieten nur für jene kleinen, schlanken und sehr beweglichen “Kieslückenbewohner” unter den Benthos-Organismen einen geeigneten Lebensraum, die sich in den verengten Zwischenräumen (Interstitial) noch bewegen können. Wenn sich oberflächennah durchgehende Kolmationshorizonte ausbilden (Kapitel 5.3), wird auch das Vordringen von Organismen zu geeigneten Lebensräumen in grösserer Sedimenttiefe unterbunden. Auf eine offene vertikale Verbindung vom Oberflächen- ins Grundwasser (und umgekehrt) ist beispielsweise die Steinfliege *Leuctra major* angewiesen, um ihren bemerkenswerten Entwicklungszyklus voll durchlaufen zu können. Walther (2002) fand diese Art bei jüngeren Untersuchungen an verschiedenen Rhone-Stellen nur im Grundwasser des Pfywaldes (siehe auch Kapitel 4.1).
- **Künstlich erhöhte Schwebstoff-Konzentration und Trübung.** Im Winter wird der Gehalt des Wassers an mineralischen Schwebstoffen und damit die Trübung bei Schwall erhöht. Auf diese Weise ist die Sohlenoberfläche mechanisch zusätzlich belastet, indem aufsitzende Organismen durch die feinverteilten, schnell bewegten Schwebstoff-Partikel abgeraspelt werden (“Sandstrahl-Effekt”; Kapitel 6). Durch die künstliche Trübung verschlechtern sich auch die Lichtverhältnisse auf der Sohle, was zu Beschränkung des Algenbewuchses auf weniger lichtbedürftige Arten und zu einer Verminderung der produzierten Algen-Biomasse (Primärproduktion) führen kann. Vermutlich ist die mechanische Beanspruchung durch erhöhte Wasser- und Schwebstoffführung für viele (besonders fädige) Algen aber einschneidender als das reduzierte Lichtangebot (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001; Portmann et al., 2004).
- **Zunahme von sohlennahen Turbulenzen und Geschiebetrieb.** Die abgepflasterte, grobe Sohlenoberfläche könnte mit ihren verhältnismässig grossen Zwischenräumen grundsätzlich auch für grössere Makroinvertebraten einen geeigneten Lebensraum und eine gewisse Auswahl an strömungsgeschützte Refugien bieten. Dem steht im Winter jedoch entgegen, dass sich bei jedem Abflusswechsel zwischen Sunk und Schwall (und umgekehrt, also mindestens zweimal an jedem Werktag) auch der Strömungscharakter in Sohlennähe “tiefgreifend” ändern kann; Dabei können mehr oder weniger ausgedehnte Sohlenbereiche der Rhone von Turbulenzen erfasst werden (Kapitel 5.3), was in der Regel auch zu einer Aufwirbelung (Resuspension) von Schwebstoffen und

Sand aus der Flussole (Cérégino & Lavandier, 1998; ARGE Trübung Alpenrhein, 2001) und damit zu erhöhter Trübung führt (siehe oben). Beim Schwallanstieg können gleichzeitig oberflächlich lebende Benthosorganismen in grosser Zahl von ihrer Unterlage losgelöst und in der Folge abgeschwemmt werden ("Katastrophendrift", siehe Kasten). Deutlich verschärft wird diese hydraulische Einwirkung noch, wenn auf der (stabilen) Sohlen-Deckschicht eine lockere Lage aus Feinsediment aufliegt (Rollkies), die bei jedem Schwall in Bewegung gerät und eine gewisse Strecke flussabwärts transportiert wird. Unter solchen Bedingungen wird das an und in der Oberflächenschicht lebende Benthos durch die bewegten Körner wahrscheinlich regelrecht aufgerieben ("Kugelmühlen-Effekt", ARGE Trübung Alpenrhein, 2001 und Kapitel 5.2), und es überleben nur jene Organismen, die sich ins darunterliegende, kolmatierte Interstitial zurückziehen können. Im flachen Querprofil der Rhone bei Riddes 1 war diese denkbar ungünstige Kombination von verschiedenen Effekten ("worst case") möglicherweise ausschlaggebend dafür, dass das Makrozoobenthos in der Flussmitte fast nur noch aus Chironomiden und Oligochaeten bestand (Kapitel 7.1). Ähnlich wie im relativ flachen Querprofil Riddes 1 erwarten Baumann & Meile (im Druck) auch in zukünftigen Flussaufweitungen lokal vermehrt Ablagerungen von Feingeschiebe und weisen auf das damit verbundene Risiko hin:

"Aus gewässer- und fischökologischer Sicht stellt dies aber nur solange eine Verbesserung der Strukturverhältnisse dar, als dieses aufliegende Substrat über die winterliche Entwicklungsperiode des Benthos und der Fischbrut — also auch bei Schwall — einigermaßen stabil bleibt. Anderenfalls drohen Lebensraum und -gemeinschaft, wie für das Querprofil Riddes 1 gezeigt, sogar noch stärker beeinträchtigt zu werden als im abgeplästerten Zustand."

- **Mangelnde Vielfalt an flussmorphologischen Strukturen (Mesohabitaten).** Mit der zweiten Korrektur sind auch die meisten der zuvor noch vorhandenen flussmorphologischen Strukturen wie Verzweigungen, Kiesbänke, Riffles etc. aus der Rhone verschwunden (Kapitel 5.4). Unsere Untersuchungen in unterschiedlichen Querprofilen und Mesohabitaten haben ergeben, dass in einzelnen derartigen Strukturen auch dann noch ein vergleichsweise vielfältiges und produktives Benthos existieren kann, wenn sie in kanalisierten Schwallstrecken gelegen sind. Zwei Gattungen von fädigen Algen (*Vaucheria sp.* und *Bangia sp.*) sind in der Rhone nur in einem bis wenigen Mesohabitaten aufgetreten (Kapitel 6). Beim Makrozoobenthos wurden zwar keine "exklusiven", d.h. auf Mesohabitate beschränkte Taxa festgestellt (Kapitel 7.3), an einigen Stellen aber eine wesentlich höhere Abundanz der anspruchsvollen Invertebraten-Gruppen Ephemeroptera, Plecoptera und Simuliidae sowie eine viel höhere Biomasse des Gesamt-Benthos als in den meisten Profilproben (Kapitel 7.1 und 7.2). Qualitativ und quantitativ am nächsten beim gewässerökologischen "Sollzustand" war das Makrozoobenthos neben dem Querprofil von Brig noch in den Mesohabitaten der Restwasserstrecke Iles Falcon und in einem Riffle der Schwallstrecke bei Chippis. Dieser Riffle befindet sich nur ca. 2.5km flussabwärts von Iles Falcon, weshalb bei Chippis auch eine "Impfung" durch ständigen Eintrag von Organismen aus diesem oberliegenden "hot spot" anzunehmen ist. In ähnlicher Weise wurde auch das rechte Ufer des Querprofils Riddes 3 durch Benthos-Organismen aus flussaufwärts einmündenden Seitengewässern angereichert (Kapitel 7.3).

Trotz der ausgesprochen vielfältigen Morphologie und den auffallend erhöhten Werten einzelner biologischer Indikatoren (EP, Simuliiden, Gesamt-Biomasse) eignen sich die Iles Falcon aber nur beschränkt als Referenzstrecke zur Illustration der potentiellen benthischen Besiedlung in einer revitalisierten Rhone; Pfynwald und Iles Falcon liegen in der Restwasserstrecke der Rhone zwischen Susten und Chippis (Kapitel 5.1 und 7.3), die sich nicht nur mor-

phologisch, sondern auch hydrologisch sehr stark von den übrigen untersuchten Stellen unterscheidet.

Die vorliegende Untersuchung berücksichtigt die Entwicklung des Makrozoobenthos in der Rhone in der zeitlichen Dimension sowie in den räumlichen Dimensionen des Längsverlaufs (longitudinal) und Querverlaufs ("lateral"; beschränkt auf das ständig benetzte Querprofil und ohne Ausdehnung auf flussbegleitende Gewässer oder Überschwemmungsgebiete der Talebene). Nur in Form von indirekten Rückschlüssen und Literaturhinweisen wird die Verbindung mit dem Lebensraum der tieferen Sedimentschichten behandelt (vertikale Dimension; siehe oben). Ein spezieller Aspekt des Längsverlaufs, die Durchgängigkeit bzw. Längsverbindung, wird anhand bestehender Grundlagen grob auf "benthologische" Defizite hin überprüft (Kasten, siehe auch SP I-3).

Weitere abiotische Defizite, die sich ebenfalls auf das Makrozoobenthos auswirken können, werden in anderen Subprojekten des Rhone-Thur Projektes behandelt (z.B. chemische und thermische Belastungen: SP I-1, SP I-2 und SP I-3; fehlende flussbegleitende Seitengewässer: SP I-3 und SP I-5; Verödung der Wasserwechselzone: SP I-3; fehlende Verbindung mit dem Grundwasser: SP I-1).

Als mutmassliche Hauptursachen für die festgestellten Defizite und als zwei wesentliche Steuerfaktoren für den Lebensraum und die Lebengemeinschaft des Benthos überhaupt haben sich bei unseren Untersuchungen in der Rhone somit der Schwallbetrieb und die Flussmorphologie herausgestellt. Dieselben Faktoren bestimmen auch im Alpenrhein (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001) und in anderen Gewässern massgeblich über die Ausprägung der Benthos-Biozönose (Baumann & Klaus, 2003). Die Diskussion der biologischen und abiotischen Defizite hat auch für die Rhone bestätigt, auf welcher komplexen Art und Weise die beiden Faktoren zusammenwirken. Von ETEC (2000) und Dolédec (2000) werden diese Faktoren unter dem Begriff "aménagements hydrauliques" zusammengefasst, weil die morphologischen und hydrologischen Effekte auch mit Hilfe einer eingehenden statistischen Analyse nicht aufzutrennen waren. Unter "aménagements hydrauliques" werden zudem neben dem Schwallbetrieb auch noch andere Einflüsse von Wasserkraftwerken gezählt (z.B. Spülungen und Entleerungen von Stauräumen; vgl. Kasten).

Was im Alpenrhein und anderen Gewässern festgestellt wurde (Baumann & Klaus, 2003), dürfte prinzipiell auch für die Rhone gelten: Morphologisch intaktere, d.h. naturnähere Stellen oder Strecken weisen bei vergleichbarem Schwallenfluss wesentlich vielfältigere ökologische Strukturen und Funktionen auf als "hart" verbaute. Es ist aber dennoch nicht auszuschliessen, dass die Auswirkungen des Schwallbetriebes im Einzelfall durch eine Revitalisierung bzw. Renaturierung (vgl. Newson & Newson, 2000; Bratrich, 2004) verschärft werden können, indem z.B. die biologisch weitgehend verödete Wasserwechselzone in breiteren und flacheren Profilen (Aufweitungen) stark ausgedehnt würde. Die Wechselwirkung zwischen Morphologie auf der einen und Schwallenfluss bzw. Hydrologie (vgl. Clarke et al., 2003) auf der anderen Seite ist bei zukünftigen Aufwertungsmassnahmen an der Rhone deshalb unbedingt zu beachten.

Ansatzpunkte für die Verbesserung der ökologischen Qualität bzw. Funktionsfähigkeit (Integrität; vgl. Moog & Chovanec, 1998; Clarke et al., 2003), wie sie sich für die Rhone aus den vorliegenden Untersuchungen ergeben, sind in Tabelle 8 angeführt. Andere Subprojekte des Rhone-Thur Projektes beschäftigen sich vertiefter mit möglichen Massnahmen zur Revitalisierung (SP I-4, SP II-1, SP II-2, SP IV-3) oder zur Dämpfung der Kraftwerks-Schwälle (SP IV-1, SP IV-2). Zusammengefasst werden diese einzelnen Beiträge in den Syntheseberichten des Rhone-Thur Projektes zu Gerinneaufweitungen und zu Schwall/Sunk. Schon im Gange ist die konzeptionelle und teils konkrete Planung von morphologischen und schwalldämpfenden

den Massnahmen beispielsweise am Alpenrhein und seinen Zuflüssen (Eberstaller et al., 1997; ARGE Illspitz, 2000; Rey et al., 2000; ARGE Trübung Alpenrhein, 2001; Zarn & Hunziker, 2001; Becker et al., 2003; Schälchli et al., 2003).

Erfolgskontrollen sind in den Schwallstrecken der Rhone erst möglich, nachdem die ersten Aufwertungsmassnahmen im Rahmen der 3. Rhonekorrektur bereits einige Zeit realisiert sein werden (Kanton Wallis, 2000; vgl. Abbildung 1). Bis dahin können die Erfolgsaussichten und die Auswirkungen derartiger Massnahmen auf das Benthos der Rhone nicht direkt untersucht, sondern nur aus folgenden Grundlagen abgeschätzt werden:

- Früheres Arteninventar der Rhone und heute noch bestehende Populationen dieser Arten als Quelle für eine zukünftige Wiederbesiedlung (ökologisches Potential); wo diese Kenntnisse für die Rhone fehlen, kann teilweise auf Untersuchungen aus anderen Alpenflüssen zurückgegriffen werden (z.B. Alpenrhein, Tagliamento).
- Bestehende Untersuchungen über den Einfluss von Aufwertungsmassnahmen auf das Phyto- und Makrozoobenthos an anderen, mit der Rhone oft nur beschränkt vergleichbaren Flüssen — z.B. die Erfolgskontrollen von Flussaufweitungen an der Thur, die keinerlei Schwalleinfluss aufweist (Joos, 2003; Vogel, 2004).

Vergleichende Untersuchungen des Schwalleinflusses in verbauten und morphologisch natürlichen bzw. naturnahen Flussabschnitten liegen erst wenige vor. Eher dünn gesät sind bisher auch die Erfolgskontrollen von schwalldämpfenden Massnahmen (Baumann & Klaus, 2003) und umfassenden Revitalisierungsmassnahmen (Habersack et al., 2000). In den Syntheseberichten des Rhone-Thur Projektes zu Gerinneaufweitungen und Schwall-Sunk sollen diese bestehenden Grundlagen aufgearbeitet werden.

Im Rahmen des Rhone-Thur Projektes wird auch ein "Handbuch Erfolgskontrolle" erscheinen, das methodische Grundlagen für die Durchführung von gewässerökologischen Untersuchungen und Vorschläge für geeignete Indikatoren zur Beurteilung der Veränderungen in revitalisierten Flussabschnitten enthält.

Tabelle 8. Zusammenstellung von festgestellten Defiziten und möglichen Massnahmen zu deren Verminderung in der Rhone. Ephemer. = Ephemeroptera.

Indikator(en)	Biologisches Defizit	Abiotisches Defizit	Mögliche Massnahmen
Steinfliegenarten Insektenfamilien	Geringe Taxavielfalt (Diversität)	Fehlende flussmorphologische und hydraulische Strukturen (z.B. Kiesbänke, Refugien)	Strukturierungsmassnahmen Erhöhung der Geschiebezufuhr?
Leuctra major	Fehlende Verbindung mit dem Grundwasser		Förderung der Eigendynamik Aufweitungen
Steinfliegen (Plecoptera) Eintagsfliegen (Ephemer.) Kriebelmücken (Simuliidae)	Geringe Dichte und Bio- masse anspruchsvoller Invertebraten-Gruppen	Monotone Profilgeometrie Abpflästerung und Kolmation	
	Verödung der Wasser- wechselzone	Temperaturänderungen	
Ganzes Benthos	Katastrophendrift	Künstliche Schwankungen von Wasserstand und Strömung	Schwallvermeidung oder -dämpfung
Fädige Algen (Hydrurus foetidus ?)	Schwacher Algenbewuchs	"Denaturierung" der Sohle Starke hydraulische Belastung Z.T. Geschiebetrieb (Rollkies) Erhöhte Trübung	Zeitpunkt von Stauraum- und Entsander-Spülungen
Ganzes Makrozoobenthos	Unterbrüche des Fluss- Kontinuums	Flussstauhaltungen Ausleitungsstrecken	Umgehungsgerinne, Dotiervorrich- tungen, Anschluss von Seitenbächen

## Längsverbindung und Durchgängigkeit

Die Rhone ist von der Quelle bis zur Mündung in den Lac Léman über weite Strecken noch ein frei fließender Alpenfluss, dessen longitudinale Verbindung nur an wenigen Stellen durch Querbauwerke unterbrochen wird. In dieser weitgehend erhaltenen Durchgängigkeit (Kontinuum) liegt u.a. auch das ökologische Potential der Rhone begründet. Kürzere oder längere Unterbrüche des Kontinuums entstehen hauptsächlich durch diverse Wehr- und Stauanlagen von Wasserkraftwerken, wobei es sich in der Regel um Laufkraftwerke mit einer Restwasserstrecke handelt. Flussaufwärts von Brig, im Goms, bestehen mehrere derartige Ausleitungen (Pronat & Geoplan, 2000), flussabwärts sind es noch die beiden 8km bzw. 5km langen Restwasserstrecken vom Wehr Susten bis Chip-pis (Pfywald — Iles Falcon) und vom Wehr Lavey bis St.Maurice (vgl. Abbildung 7).

Restwasserstrecken wie jene im Pfywald — Iles Falcon sind massgeblich geprägt durch eine minimale Wasserführung im Winter sowie durch Entleerungen bzw. Spülungen von Stauraum und Entsander im Sommerhalbjahr (Rhonerwerke, 2002). Wie sich Wasserentnahmen und Spülungen auf das Makrozoobenthos von Restwasserstrecken auswirken können, ist neben vielen anderen Gewässern auch an der Rhone und ihren Seitenbächen im Wallis schon verschiedentlich untersucht worden (Ecoscan, 1991; Rey & Gerster, 1992; BUWAL, 1994; Petts & Bickerton 1994; Rhonerwerke, 2002; Vogel et al., 2004). Gogniat & Marrer (1984/85) untersuchten das Makrozoobenthos in der ausgedehnten Stauhaltung von Lavey und fanden dabei eine höhere Taxazahl und eine wesentlich höhere Abundanz als in den Fließstrecken flussauf- und abwärts. An dieser qualitativ und quantitativ reichhaltigeren Besiedlung des Stauraumes waren hauptsächlich die Larven von Köcherfliegen (Limnephilidae) und Chironomiden sowie die Oligochaeten beteiligt (vgl. Kapitel 7.1). Die Wirkung des Kraftwerks Lavey reichte aber weit über den eigentlichen Staubereich und die anschliessende Restwasserstrecke hinaus, wurde die Zusammensetzung und Biomasse des Makrozoobenthos im Rhonelauf doch v.a. im Winter auf der Höhe von Lavey stark verändert. Ein derartiger Faunenwechsel wurde bei späteren Untersuchungen allerdings nicht mehr oder nur noch in Ansätzen bestätigt (Bernard et al., 1994; ECOTEC, 1997/98 und 1999). Bleibende (langfristige) Veränderungen der Benthos-Biozönosen unter dem Einfluss von Laufkraftwerken sind in der Rhone zwischen dem Lac Léman und Lyon dokumentiert (Usseglio-Polatera & Bournaud, 1989; Dethier & Castella, 2002).

Grössere Stauhaltungen wirken generell als Fallen bzw. Sperren für die Abdrift und Aufwanderung von Makroinvertebraten (Pechlaner, 1986; BUWAL, 1997). Dadurch wird die Ausbreitung der Invertebraten auf dem Wasserweg erheblich behindert. Wie bedeutsam dies werden kann, zeigt sich z.B. an der Steinfliege *Brachyptera trifasciata*: Früher in der Rhone verbreitet, ist sie heute daraus verschwunden, ev. aber kürzlich an einem Seitenbach im Goms wieder entdeckt worden (Kapitel 4.1). Eine natürliche Wiederbesiedlung des weit flussabwärts gelegenen, ehemaligen Verbreitungsgebietes im Hauptfluss (z.B. nach dessen Revitalisierung) würde voraussetzen, dass die ganze dazwischenliegende Fließstrecke für driftende Tiere durchgängig ist.

Die Benthos-Drift ist in der Rhone unseres Wissens erst einmal untersucht worden, durch Uhlmann (2001) vor, während und nach einem Schwalldurchgang bei Riddes. Dabei wurde vermutlich ein ähnliches, massenhaftes und allein durch den Schwall ausgelöstes Abtreiben von Wirbellosen (Katastrophendrift) registriert, wie es aus dem Alpenrhein bei Felsberg und aus anderen Gewässern dokumentiert ist (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001; Céréghino et al., 2004 und Referenzen darin).

## 9. LITERATURVERZEICHNIS

- Angradi, T.R. 1999. Fine sediment and macroinvertebrate assemblages in Appalachian streams: A field experiment with biomonitoring applications. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 18: 49-66.
- ARGE Illspitz 2000. Machbarkeitsstudie Revitalisierung Alpenrhein — Abschnitt Illspitz. Kurzbericht im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein: 15 pp.
- ARGE Limnologie 2001. Auswirkungen des Schwellbetriebes auf die aquatische und terrestrische Fauna in ufernahen Bereichen. Bericht im Auftrag der Abteilung Umweltschutz des Amtes der Tiroler Landesregierung: 201 pp.
- ARGE Trübung Alpenrhein 2001. Trübung und Schwall im Alpenrhein. Synthesebericht, Fachberichte und Literaturstudie im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie: total ca. 500 pp + Beilagen.
- Armitage, P.D., Cannan, C.E. 1998. Nested multi-scale surveys in lotic systems — tools for management. In Bretschko, G., Helesic, J. (Eds.): *Advances in River Bottom Ecology*. Backhuys Publ., Leiden: 293-314.
- Arscott, D.B., Glatthaar, R., Tockner, K., Ward, J.V. 2002. Larval black fly (Diptera: Simuliidae) distribution and diversity along a floodplain river in the Alps (Tagliamento River, Italy). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28: 524-531.
- Arscott, D.B., Tockner, K., Ward, J.V. 2003. Spatio-temporal patterns of benthic invertebrates along the continuum of a braided Alpine river. *Arch. Hydrobiol.* 158 (4): 431-460.
- Aubert, J. 1946/47: Les Plécoptères de Suisse romande (Thèse Univ. Lausanne). *Mitt. Schweiz. Ent. Ges.* 20: 7-128.
- Aubert, J. 1949: Plécoptères helvétiques. Notes faunistiques et zoogéographiques. *Bull. Soc. Vaud. Sc. Nat.* 64: 321-360.
- Aubert, J. 1951: Plécoptères helvétiques. compléments faunistiques. *Bull. Soc. Vaud. Sc. Nat.* 65: 73-77.
- Aubert, J. 1984a: Les plécoptères du Valais. *Bull. Murithienne* 102: 167-183.
- Aubert, J. 1984b. L'Atlas des Plécoptères de Suisse — Influence de la pollution. *Annls. Limnol.* 20 (1-2): 17-20.
- Aubert, J. 1989: Les Plécoptères des cantons de Vaud et Fribourg. *Bull. Soc. Vaud. Sc. Nat.* 79(4): 237-283.
- Banning, M. 1998. Auswirkungen des Aufstaus grösserer Flüsse auf das Makrozoobenthos - dargestellt am Beispiel der Donau. *Essener ökologische Schriften Bd. 9*, Westarp Wissenschaften, Essen: 285 pp.
- Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D., Stribling, J.B. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. 2<sup>nd</sup> edition. EPA 841-B-99-002. US Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.: ca. 200 pp.
- Bathurst, J.C. 1979. Distribution of boundary shear stress in rivers. In Rhodes, D.D., Williams, G.P. (Eds.): *Adjustments of the fluvial system*. Kendall/Hunt Publ., Dubuque: 95-116.

- Bauernfeind, E., Moog, O. 2000. Mayflies (Insecta: Ephemeroptera) and the assessment of ecological integrity: a methodological approach. *Hydrobiologia* 422/423: 71-83.
- Baumann, P. 2002. Die Entwicklung des Fischnährtier-Bestandes in schweizerischen Fließgewässern zwischen 1980 und 2000. Grundlagenstudie im Auftrag von Fischnetz c/o EAWAG, Dübendorf: 39 pp. + Anhang.
- Baumann, P., Klaus, I. 2003. Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes: Ergebnisse einer Literaturstudie. Mitteilungen zur Fischerei Nr. 75, herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern: 112 pp.
- Baumann, P., Meile, T. im Druck. Makrozoobenthos und Hydraulik in ausgewählten Querprofilen der Rhone. *Wasser energie luft*, Sonderbeilage zu Heft 12/04.
- Baur, H. 2002. Habitat- und Makrozoobenthosdiversität entlang drei alpiner Flüsse. Diplomarbeit EAWAG Dübendorf: 56 pp.
- Becker, A., Rey, P., Willi, G. 2003. Grossversuch Totholz. Strukturverbesserung von Alpenrheinzufüssen und Bächen im Alpenrheintal mittels Totholz. Bericht im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie; 125 pp.
- Beisel, J.-N. 1996. Microrépartition des invertébrés benthiques en eau courante: caractéristique des microhabitats et organisation de leurs peuplements. Thèse Univ. Metz: 242 pp.
- Bernard, R. 2001: Traitement statistique des données hydrobiologiques acquises en Valais entre 1992 et 1997. *Bull. Murith.* 119: 7-19.
- Bernard, R., Perraudin-Kalbermatter, R., Bernard, M. 1994. Observation de la qualité des eaux de surface du canton du Valais. Le Rhône et neuf de ses affluents. *Rapp. comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.*, Campagne 1993: 197-240.
- Bezzola, G.R. 1989. Rhone und Pfynwald — Renaturierung einer Flusslandschaft. *Bull. Murith.* 107: 47-57.
- Bezzola, G.R. 2002. Fließwiderstand und Sohlenstabilität natürlicher Gerinne. *Mitt. Versuchsanstalt für Wasserbau Nr. 173*, ETH Zürich: 258 pp.
- Binderheim-Bankay, E., Jakob, A., Liechti, P. 2000. NADUF — Messresultate 1977-1998. Schriftenreihe Umwelt Nr. 319 des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern: 241 pp.
- Bingham, C.R., Miller, A.C. 1989. colonization of man-made gravel bar by Oligochaeta. *Hydrobiologia* 180: 229-234.
- BLW, 1999. Das mikroskopische Bild bei der biologischen Abwasserreinigung. Informationsberichte Heft 1/99 des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, München: 166 pp.
- Bohle, H.W. 1987. Drift-fangende Köcherfliegen-Larven unter den Drusinae (Trichoptera: Limnephilidae). *Entomol. Gener.* 12 (2/3): 119-132.
- Bohle, H.W. 2000. Anpassungsstrategien ausgewählter Organismen an temporäre Wasserführung — Insekten periodischer Fließgewässer Mitteleuropas. In NUA (Ed.): *Gewässer ohne Wasser? Ökologie, Bewertung, Management temporärer Gewässer*. Seminarbericht Bd. 5 der Natur- und Umweltschutz-Akademie Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen: 53-71.
- Böhmer, J., Rawer-Jost, C., Kappus, B. 1999. Ökologische Fließgewässerbewertung. In Steinberg, Ch., Bernhardt, H., Klapper, H. (Eds.): *Handbuch Angewandte Limnologie*, Kapitel VIII-7.1. Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg am Lech: 60 pp.

- Bottarini, R., Fano, E.A. 1998. Synergetic effects of organic pollution and river slope variability on the biotic continuum of the Adige River (South Tyrol, Italy). In: Hydrology, Water Resources and Ecology in Headwaters, IAHS-Publ. No. 248: 363-370.
- Bournaud, M., Cogérino, L. 1986. Les microhabitats aquatiques des rives d'un grand cours d'eau: approche faunistique. *Annls. Limnol.* 22 (3): 285-294.
- Brabec, K. 1998. Influence of water level fluctuation below the dam on the structure of the macroinvertebrate community. In: Bretschko, G., Helsic, J. (Eds.): *Advances in river bottom ecology*. Backhuys Publ., Leiden: 249-262.
- Bratrich, C. 2004. Planung, Bewertung und Entscheidungsprozesse im Fließgewässer-Management. Diss. ETH Nr. 15440: 292 pp. + Anhang.
- Bray, D.I., Church, M. 1980. Armored versus paved gravel beds. *ASCE Journal of the hydraulic division* 106 (11): 1937-1940.
- Bravard, J.-P., Petit, F. 2002. Les cours d'eau. Dynamique du système fluvial. 2<sup>e</sup> édition. Armand Colin, Paris: 222 pp.
- Bretschko, G. 1995. The ecological importance of stream bedsediments, regardless of whether or not they are inundated. *Folia Fac. Sci. Nat. Univ. Masarykianae Brunensis, Biologia* 91: 5-17.
- Briem, E. 2002. Formen und Strukturen der Fließgewässer. Ein Handbuch der morphologischen Fließgewässerkunde. ATV-DVWK Arbeitsbericht, herausgegeben von der Arbeitsgruppe BG-1 "Ökologie und Bewertung der Fließgewässer", Hennef: 135 pp.
- Brosse, S., Arbuckle, C.J., Townsend, C.R. 2003. Habitat scale and biodiversity: influence of catchment, stream reach and bedform scales on local invertebrate diversity. *Biodiversity and Conservation* 12: 2057-2075.
- Brückner, E. 1895. Untersuchungen über die tägliche Periode der Wasserführung und die Bewegung der Hochfluten in der oberen Rhone. *Petermann's geogr. Mitt.* 41: 129-137, 159-169.
- Brunke, M. 1999. Colmation and depth filtration within streambeds: Retention of particles in hyporheic interstices. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 84 (2): 99-117.
- Brunke, M., Hoffmann, A., Pusch, M. 2001. Use of mesohabitat-specific relationships between flow velocity and river discharge to assess invertebrate minimum flow requirements. *Regul. Rivers: Res. & Man.* 17: 667-676.
- Buffington, J.M., Montgomery, D.R. 1999. Effects of hydraulic roughness on surface textures of gravel-bed rivers. *Water Resour. Res.* 35 (11): 3507-3521.
- Bunte, K., Abt, S.R. 2001. Sampling surface and subsurface particle-size distributions in wadable gravel- and cobble-bed streams for analyses in sediment transport, hydraulics, and streambed monitoring. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR 74. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, CO: 428 pp.
- BUWAL 1989. Wasserentnahme aus Fließgewässern: Gewässerökologische Anforderungen an die Restwasserführung. *Schriftenreihe Umwelt* Nr. 110: 50 pp.
- BUWAL 1994. Ökologische Folgen von Stauraumpülungen. *Schriftenreihe Umwelt* Nr. 219: 47 pp.
- BUWAL 1994b. Rote Listen der gefährdeten Tierarten in der Schweiz. Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern: 97 pp.
- BUWAL 1997. Gestaltungsgrundsätze zur gewässerökologischen Optimierung von Wasser-

fassungen. Schriftenreihe Umweltmaterialien Nr. 74, herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern: 120 pp.

BWG 2000. Hochwasserereignisse in den Kantonen Wallis und Tessin im Oktober 2000. Zwischenbericht des Bundesamtes für Wasser und Geologie, Biel, 8 pp.

BWW/BUWAL 1996. Interdisziplinäre Vorstudie Buhnen. Wasserbau und Biologie. Zusammenfassender Bericht mit Beiträgen von Basler & Hofmann, Versuchsanstalt für Wasserbau der ETH Zürich, C. Meier, V. Lubini. Erstellt im Auftrag des Bundesamtes für Wasserwirtschaft und des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern: ca. 25 pp. + Anhang.

Caux, P.-Y., Moore, D.R.J., MacDonald, D. 1997. Ambient water quality guidelines (criteria) for turbidity, suspended and benthic sediments: technical appendix, prepared for the British Columbia Ministry of Environment, Land and Parks, Victoria, 82 pp.

Céréghino, R., Lavandier, P. 1998. Influence of hypolimnetic hydropeaking on the distribution and population dynamics of Ephemeroptera in a mountain stream. *Freshw. Biol.* 40: 385-399.

Céréghino, R., Legalle, M., Lavandier, P. 2004. Drift and benthic population structure of mayfly *Rhithrogena semicolorata* (Heptageniidae) under natural and hydropeaking conditions). *Hydrobiologia* 519: 127-133.

Church, M. Channel Morphology and Typology. In Calow, P., Petts, G.E. (Eds.): *The Rivers Handbook*. Volume one. Blackwell Sci. Publ., London: 126-143.

Clarke, S.J., Bruce-Burgess, L., Wharton, G. 2003. Linking form and function: towards an eco-hydromorphic approach to sustainable river restoration. *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 13: 439-450.

Cogerino, L., Cellot, B., Bournaud, M. 1995. Microhabitat diversity and associated macroinvertebrates in aquatic banks of a large European river. *Hydrobiologia* 304: 103-115.

CSCF, 2002/04. Faunistische Datenbank zu Makroinvertebraten des schweizerischen Zentrums für die Erfassung der Fauna / Centre suisse de cartographie de la faune, Neuchâtel. Abfrage bei Stand Dezember 2002. Verbreitungskarten: Abfrage Stand März 2004.

Cummins, K.W., Minshall, G.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., Petersen, R.C. 1984. Stream ecosystem theory. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 1818-1827.

Cummins, K.W., Cushing, C.E., Minshall, G.W. 1995. Introduction: An overview of stream ecosystems. In Cushing, C.E., Cummins, K.W., Minshall, G.W. (Eds.): *River and Stream ecosystems*. *Ecosystems of the world* 22, Elsevier, Amsterdam: 1-8.

Da Silva, A.M.A.F. 1991. Alternate bars and related alluvial processes. Ph.Diss. Queen's Univ. Kingston, Ontario: 225 pp.

Davis, J.A., Barmuta, L.A. (1989): An ecologically useful classification of mean and near-bed flows in streams and rivers. *Freshw. Biol.* 21: 271-282.

Desfayes, M. 1996. Flore aquatique et palustre du Valais et du Chablais Vaudois. Les cahiers des sciences naturelles 1, publié de la Musée cantonal d'histoire naturelle et du Société valaisanne de sciences naturelles "La Murithienne", Sion: 167 pp.

Dethier, M., Castella, E. 2002. A ten years survey of longitudinal zonation and temporal changes of macrobenthic communities in the Rhône River, downstream from lake Geneva (Switzerland). *Annl. Limnol.* 38 (2): 151-162.

Dietrich, W.E., Kirchner, J.W., Ikeda, H., Iseya, F. 1989. Sediment supply and the development of the coarse surface layer in gravel-bedded rivers. *Nature* 340: 215-217.

- Dodds, W.K., Gudder, D.A. 1992. The ecology of *Cladophora*. J. Phycol. 28: 415-427.
- Dolédec, S., 2000. Traitement statistique des données hydrobiologiques du canton du Valais. Rapport d'expertise. Service de la protection de l'Environnement, Canton du Valais: 51 pp.
- Dominik, J., Mangini, A. 1986. High natural content of Uranium in the Upper Rhône and Lake Geneva (Switzerland). In Sly, P.G. (Ed.): Sediments and Water Interactions. Springer Verlag, New York: 27-34.
- Dückelmann, H. 2001. Seehöhen-Biomassen-Beziehung des Makrozoobenthos in österreichischen Fließgewässern. Diplomarbeit Univ. für Bodenkultur, Wien: 81 pp. + Anhang.
- Dudley, T.L., Cooper, S.D., Hemphill, N. 1986. Effects of macroalgae on a stream invertebrate community. J. N. Am. Benthol. Soc. 5 (2): 93-106.
- Dumnicka, E., Pasternak, K. 1978. the influence of physico-chemical properties off water and bottom sediments in the River Nida on the distribution and numbers of Oligochaeta. Acta Hydrobiol. 20 (3): 215-232.
- Eberstaller, J., Haidvogel, G., Jungwirth, M. 1997. Gewässer- und Fischökologisches Konzept Alpenrhein. Grundlagen zur Revitalisierung. Bericht im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie: 90 pp.
- ECOSCAN 1991. Débit minimum de restitution du barrage de Lavey. Rapport provisoire, Villars-Ste-Croix: 45 pp.
- ECOTEC 1997/98. Suivi biologique du Rhône. Projet hydroélectrique de Cleuson-Dixence, Commission du Rhône. Rapport de suivi, Campagne 1996-1997: 124 pp. + Annexes.
- ECOTEC 1999. Suivi biologique du Rhône. Projet hydroélectrique de Cleuson-Dixence, Commission du Rhône. Rapport de suivi, Campagne 1997-1998 (version provisoire): 71 pp. + Annexes.
- ECOTEC 2004. Suivi biologique du Rhône. Projet hydroélectrique de Cleuson-Dixence, Commission du Rhône. Rapport de suivi, saisons 2000-'01 à 2002-'03, 29 pp. + Annexes.
- Eglin, S.W.T. 1990. Die Zusammensetzung und kleinräumige Verteilung der Makroinvertebratenzönose eines natürlichen, voralpinen Fließgewässers (Thur) in Abhängigkeit vom Nahrungsangebot und der Sedimentstruktur. Diss. Nr. 9242 ETH, Zürich: 145 pp.
- Eie, J.A., Brittain, J.E., Eie, J.A. 1997. biotope adjustment measures in norwegian watercourses. Herausgegeben von der Norwegian Water Resources and Energy Administration, Oslo: 76 pp.
- Engelmann, H.-D. 1978. Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. Pedobiologia 18: 378-380.
- EOS 2001. Rupture de puits blindé Cleuson-Dixence. Dossier de l'Energie Ouest Suisse (<[www.eos-gd.ch/home/aproposdeeeosholding/media/dossiers.htm](http://www.eos-gd.ch/home/aproposdeeeosholding/media/dossiers.htm)>), 12 pp.
- ETEC 1999. 3<sup>e</sup> Correction du Rhône, Projet général. Données des base, milieux naturels. Bericht zuhanden des kantonalen service des routes et ces cours d'eau: Kapitel 2.2 "milieux aquatiques", 8-24.
- ETEC 2000. Traitement statistique des données hydrobiologiques du canton du Valais. Bericht zuhanden des kantonalen Service de la protection de l'environnement, Sion: 51 pp.
- Extence, C.A., Balbi, D.M., Chadd, R.P. 1999. River flow indexing using british benthic macroinvertebrates: a framework for setting hydroecological objectives. Regul. Rivers: Res. & Man. 15: 543-574.

- Farquet, P. 1938. Une florule disparu: Les îles de Saxon. Bull. Murith. 55: 32-37.
- Felber, J. 1908. Die Trichopteren von Basel und Umgebung mit Berücksichtigung der Trichopteren-Fauna der Schweiz (Diss. Univ. Basel). Archiv f. Naturgeschichte 74: 90 pp.
- Fesl, C., Humpesch, U.H. 2003. Community structure and resource use of oligochaetes (Annelida) in relation to hydrophysical factors in a large river. Arch. Hydrobiol. Suppl. 147/3-4 (Large Rivers 14), 307-326.
- Frey, M. 2003. Temperaturmodellierung — Auswirkungen von Kraftwerken auf das Temperaturregime in Zuflüssen der Rhône. Diplomarbeit EAWAG, Publikation Nr. 2 des Rhone-Thur-Projektes: 112 pp.
- Frissell, C.A., Liss, W.J., Warren, C.E., Hurley, M.D. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. Environm. Man. 10 (2): 199-214.
- Frostick, L.E., Lucas, P.M., Reid, I. 1984. The infiltration of fine matrices into coarse-grained alluvial sediments and its implications for stratigraphical interpretation. J. Geol. Soc. London 141: 955-965.
- Frutiger, A. 1983. Untersuchungen zzur Ökologie der räuberischen Steinfliege *Dinocras cephalotes* CURT. (Plecoptera: Perlidae) in einem Fliessgewässer der schweizerischen Voralpen. Diss. Nr. 7400 der ETH, Zürich: 92 pp.
- Frutiger, A. 2004a. Ecological impacts of hydroelectric power production on the River Ticino. Part 1: Thermal effects. Arch. Hydrobiol. 159 (1): 43-56.
- Frutiger, A., 2004b. Ecological impacts of hydroelectric power production on the River Ticino. Part 2: Effects on the larval development of the dominant benthic macroinvertebrate (*Allogamus auricollis*, Trichoptera). Arch. Hydrobiol. 159 (1): 57-75.
- Füreder, L., Welter, C., Jackson, J.K. 2003. Dietary and stable isotope ( $\delta^{13}\text{C}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$ ) analyses in alpine Ephemeroptera and Plecoptera. In Gaino, E. (Ed.): Research update on Ephemeroptera and Plecoptera. Univ. Perugia: 39-46.
- Gaschignard, O. 1984. Impact d'une crue sur les macroinvertébrés benthiques d'un bras du Rhône. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 1997-2001.
- Gayraud, S., Philippe, M., Maridet, L. 2000. The response of benthic macroinvertebrates to artificial disturbance: Drift or vertical movement in the gravel bed of two sub-alpine streams? Arch. Hydrobiol. 147: 431-446.
- Gayroud, S., Philippe, M. 2001. Does subsurface interstitial space influence general features and morphological traits of the benthic macroinvertebrate community in streams? Arch. Hydrobiol. 151 (4): 667-686.
- Gayroud, S., Hérouin, E., Philippe, M. 2002. Le colmatage mineral du lit des cours d'eau: Revue bibliographique des mecanismes et des consequences sur les habitats et les peuplements de macroinvertébrés. Bull. Fr. Pêche Piscic. 365/66: 339-355.
- Geddes, A.J. 1981. Observations on the feeding behaviour and diet of the aquatic larva of *Allogamus auricollis* (Pictet) (Trichoptera: Limnephilidae). Entomol. Gazette 32: 271-274.
- Gendron, J.-M., Laville, H. 2000. Impact of a catastrophic flood on the chironomid populations (Diptera: Chironomidae) of the hyporhithral (4th order) zone of the river Aude (Eastern Pyrenees). In Hoffrichter, O. (Ed.): Late 20th Century Research on Chironomidae. Shaker Verlag, Aachen: 383-391.

- Giani, N. 1984. Contribution à l'étude de la faune d'eau douce et plus particulièrement des oligochètes. II. Les oligochètes aquatiques: Taxinomie, répartition et écologie. Diss. Univ. Paul Sabatier, Toulouse: 196 pp. + cartes.
- Gislason, J.C. 1985. Aquatic insect abundance in a regulated stream under fluctuating and stable diel flow patterns. *Am. J. Fish. Man.* 5: 39 - 46.
- Giugni, G. 1985. Evolution des milieux palustres de la plaine du Rhône dans le Chablais Valaisan. *Bull. Murith.* 103: 85-101.
- Gogniat, A., Marrer, H. 1984/85. Hydro-Rhône, Aménagement du moyen et du bas Rhône. Hydrobiologie et pêche, première partie. Rapport d'impact EIE Hydro-Rhône d'octobre 1984, revu et corrigé août 1985: 44 pp.
- Gordon, N.D., McMahon, T.A., Finlayson, B.L. 1992. *Stream Hydrology. An introduction for ecologists.* John Wiley, Chichester: 524 pp.
- Gore, J.A. 1985. Mechanisms of colonization and habitat enhancement for benthic macroinvertebrates in restored river channels. In Gore, J.A. (Ed.): *The restoration of rivers and streams.* Butterworth Publ., Boston: 81-101.
- Graf, W., Grasser, U., Moog, O. 1992. The role of *Allogamus aurciollis* (Trichoptera: Limnephilidae) larvae in benthic communities of a 4th-order crystalline mountain stream with some ecological notes. In Otto, C. (Ed.): *Proc. 7th Int. Symp. Trichoptera.* Balogh Scientific Books, Ume: 297-303.
- Graf, W., Hutter, G., Weichselbaumer, P. 2002. Verzeichnis der Steinfliegen Vorarlbergs (Österreich) (Insecta: Plecoptera). *Vorarlberger Naturschau* 11: 215-221.
- Graf, W., Hutter, G. 2002. *Brachyptera trifasciata*, eine gefährdete Steinfliegenart im Rhein bei Bangs. *Rheticus, Dornbirn*, 14: 45-47.
- Graf, W., Hutter, G. 2003. Recent findings of the endangered stonefly *Brachyptera trifasciata* (PLECTET, 1832) in Austria with a description of its habitat. In Gaino, E. (Ed.): *Research Update on Ephemeroptera & Plecoptera, International Joint Meeting 2001, Perugia*: 209-211.
- Grzybkowska, M. 1995. Impact of human-induced flow perturbation on the chironomid communities in the first order stream section (Central Poland). In Cranston, P. (Ed.): *Chironomids. From genes to ecosystems.* CSIRO Publ., East Melbourne: 247-253.
- Günter, A. 1971. Die kritische mittlere Sohlenschubspannung bei Geschiebemischungen unter Berücksichtigung der Deckschichtbildung und der turbulenzbedingten Sohlenschubspannungsschwankungen. *Mitt. Versuchsanstalt für Wasserbau Nr. 3, ETH Zürich*: 69 pp.
- Habersack, H., Nachtnebel, H.P. 1995. Short-term effects of local River Restoration on morphology, flow field, substrate and biota. *Regul. Rivers: Res. & Man.* 10: 291-301.
- Habersack, H.M., Koch, M., Nachtnebel, H.-P. 2000. Flussaufweitungen in Österreich - Entwicklung, Stand und Ausblick. *Österr. Wasser- u. Abfallwirtschaft* 52 (7/8): 143-153.
- Harper, D.M. 1995. River bottom habitats: biological reality and practical value in River management. *Folia Fac. Sci. Nat. Univ. Masarykianae Brunensis, Biologia* 91: 35-45.
- Harper, D., Smith, C., Kemp, J., Crosa, G. 1998. The use of 'functional habitats' in the conservation, management and rehabilitation of rivers. In Bretschko, G., Helesic, J. (Eds.): *Advances in River Bottom Ecology.* Backhuys Publ., Leiden: 315-326.
- Hawkes, H.A. 1979. Invertebrates as indicators of river water quality. In James, A., Evison, L. (Eds.): *Biological indicators of water quality.* John Wiley & Sons, Chichester.

- Haybach, A., König, B., Schöll, F., Schäffer, M., Glötzner, J., Koop, J. 2004. Einfache Methodik zur kleinskaligen Kennzeichnung von Benthoslebensgemeinschaften aus Teillebensräumen in Flüssen mit Hilfe ökologischer Traits. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 48 (3): 126-129.
- Hebauer, F. 1986. Käfer als Bioindikatoren — dargestellt am Ökosystem Bergbach. *Laufener Seminarbeiträge 7/83*, herausgegeben von der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen/Salzach: 55-65.
- Heilmair, T. 1997. Hydraulische und morphologische Kriterien bei der Beurteilung von Mindestabflüssen unter besonderer Berücksichtigung der sohnnahen Strömungsverhältnisse. *Berichte der Versuchsanstalt Oberrach und des Lehrstuhls für Wasserbau und Wasserwirtschaft der Technischen Universität München*, Heft 79: 122 pp.
- Hellmann, H. 2004. Konzentrationsänderung der PAK-Belastung von aquatischen Sedimenten. *Darstellung und Probleme. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 48 (3): 110-117.
- Hieber, M., Robinson, C.T., Uehlinger, U., Ward, J.V. 2002. Are alpine lake outlets less harsh than other alpine streams? *Arch. Hydrobiol.* 154(2): 199-223.
- Hieber, M., Robinson, C.T., Rushforth, S.R., Uehlinger, U. 2001. Algal communities associated with different Alpine stream types. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 33 (4): 447-456.
- Hovasse, R., Joyon, L. 1960. Contribution à l'étude de la Chrysomonadine *Hydrurus foetidus*. *Rev. Algol. Nouv. Série* 5 (1): 66-83.
- Hürlimann, M. 1931. *Die Schweiz: Landschaft und Baukunst*. Atlantis Verlag, Berlin: 288 pp.
- Ilg, C., Castella, E., Lods-Crozet, B., Marmonier, P. 2001. Invertebrate drift and physico-chemical variables in the tributaries of the Mutt, a Swiss glacial stream. *Arch. Hydrobiol.* 151 (2): 335-352.
- Illies, J., Botosaneanu, L. 1963. Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Mitt. Internat. Verein. Limnol.* 12: 1-59.
- Imbert, J.B., Perry, J.A. 1999. Invertebrate response to stepwise and abrupt increases in non-scouring flow: The role of refugia. *Arch. Hydrobiol.* 146: 167-187.
- Jacobsen, D., Schultz, R., Enclada, A. 1997. Structure and diversity of stream invertebrate assemblages: the influence of temperature with altitude and latitude. *Freshw. Biol.* 38: 247-261.
- Joos, N. 2003. Spatial-temporal distribution of Periphyton in the lower parts of the River Thur: the influence of morphology, hydraulics and hydrology. *Diploma-Thesis, EAWAG, Dübendorf*: 27 pp. + Annexes.
- Jungwirth, M., Moog, O., Winkler, H. 1980. Vergleichende Fischbestandsaufnahmen an elf niederösterreichischen Fließgewässerstrecken. *Jubiläumsschrift der Österr. Fischereiges.*, Wien: 81-104.
- Jungwirth, M., Haidvogel, O., Moog, O., Muhar, S., Schmutz, S. 2003. *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern*. Facultas Universitätsverlag, Wien: 547 pp.
- Kann, E. 1978. Systematik und Ökologie der Algen österreichischer Bergbäche. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 53 (4): 405-643.
- Kanton Wallis 2000. *Dritte Rhonekorrektur — Synthesebericht*. Herausgegeben von der kantonalen Dienststelle für Strassen- und Flussbau, Sitten: 47 pp.

- Kanton Wallis 2003. Bilanz der Abwassersanierung und -reinigung im Wallis 1963 - 2003. Faltbroschüre der Dienststelle für Umweltschutz, Sitten: 6 pp.
- Karaus, U., Alder, L., Tockner, K. 2003. Diversität und Dynamik von Tümpeln im aktiven Auebereich entlang Tagliamento, Thur & Rhône. Vortrag, Jahrestagung DGL 2003, Köln.
- Karaus, U., Guillong, H., Tockner, K. subm. The contribution of lateral habitats to aquatic-macroinvertebrate diversity along river corridors. *Biological Conservation*.
- Kawecka, B. 1981. Sessile algae in European mountain streams. *Acta hydrobiol.* 23: 17-46.
- Keller, C. 1995. Hydro-Verrucarien. Beitrag zur Systematik und Biologie europäischer *Verrucaria*-Arten des Süßwassers. Diss. Univ. Bern, 173 pp.
- Kellerhals, R., Church, M. 1989. The morphology of large rivers: Characterization and management. In Dodge, D.P. (Ed.): Proceedings of the Large River Symposium (LARS) in Honey Harbour, Ontario, 1986. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 106: 31-48.
- Kirby, C.W. 2003. Benthic macroinvertebrate response to post-development stream hydrology and hydraulics. Phil. Diss. Thesis George Mason Univ., Fairfax VA: 191 pp.
- Knappe, J., Geissler, U., Gutowski, A., Friedrich, G. 1996. Rote Liste der limnischen Braunalgen (Fucophyceae) und Rotalgen (Rhodophyceae) Deutschlands. *Schriftenreihe f. Vegetationskunde* 28: 609-623.
- Knauss, J. 1997. Neuere Erkenntnisse zur Sohlensicherung von erosionsgefährdeten Flüssen. *Laufener Seminarbeiträge 4/97*, herausgegeben von der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Salzach: 147-158.
- Knispel, S., Castella, E. 2003. Disruption of a longitudinal pattern in environmental factors and benthic fauna by a glacial tributary. *Freshw. Biol.* 48: 604-618.
- Kurek, A. 1999. Lebenszyklen von Eintagsfliegen: Spielen sie eine Rolle bei der Wiederbesiedlung unserer Flüsse? *Laufener Seminarbeiträge 4/99*, herausgegeben von der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Salzach: 61-69.
- Lafont, M. 1989. Contribution à la gestion des eaux continentales: Utilisation des oligochètes comme descripteurs de l'état biologique et du degré de pollution des eaux et des sédiments. Thèse Univ. Claude Bernard, Lyon: 311 pp. + Anhang.
- Lafont, M., Malard, F. 2001. Oligochaete communities in the hyporheic zone of a glacial river, the Roseg River, Switzerland. *Hydrobiologia* 463: 75-81.
- LCH 2002. Le Rhône à l'amont du Léman. Rapport 19/2002 du Laboratoire de Constructions Hydrauliques, EPFL, Lausanne: 8 pp. + Annexes.
- Lencioni, V. 2000. Chironomid (Diptera: Chironomidae) assemblages in three alpine glacial systems. Diss. Univ. Innsbruck: 202 pp.
- Lencioni, V., Rossaro, B. in press. Microdistribution of chironomids (Diptera: Chironomidae) in Alpine streams: an autecological perspective. *Hydrobiologia*.
- Lencioni, V., Rossaro, B., Maiolini, B. subm. Are alpine streams biodiversity hotspots for chironomids? *Hydrobiologia*.
- Lenthéric, C. 1892. Du Saint-Gothard à la mer. Le Rhône, histoire d'un fleuve. Tome premier. Librairie Plon, Paris: 548 pp.
- Leopold, L.B., Wolman, M.G., Miller, J.P. 1964. Fluvial processes in Geomorphology. Freeman & Co., San Francisco: 522 pp.

- LHG 2001. Hydrologischer Atlas der Schweiz. Herausgegeben von der Abteilung Landeshydrologie des Bundesamtes für Wasser und Geologie (BWG), Bern: Stand 2001.
- LHG 2003. Hydrologisches Jahrbuch der Schweiz sowie unpublizierte elektronische Daten. Herausgegeben von der Abteilung Landeshydrologie des BWG, Bern: Stand 30.3.2003.
- Limnex, 1992. Biologischer Zustand des Inns und der angrenzenden Innaltläufe (Cristansains) im Jahre 1992. Bericht im Auftrag des kantonalen Amtes für Umweltschutz Graubünden, Chur: 25 pp. + Anhang.
- Lindegaard, C., Brodersen, K.P. 1995. Distribution of chironomidae (Diptera) in the river continuum. In Cranston, P. (Ed.): Chironomids: From genes to ecosystems. CSIRO Publ., East Melbourne: 257-271.
- Lindstrøm, E.-A., Johansen, S.W., Saloranta, T. 2004. Periphyton in running waters - long term studies of natural variation. *Hydrobiol.* 521: 63-86.
- Lods-Crozet, B. 2002. Check-list of Swiss Chironomidae. Stand 17.3.2002 (<<http://insects.umzm.lsa.umich.edu/~ethanbr/chiro/Swisslist/html>>).
- Lods-Crozet, B., Castella, E., Cambin, D., Ilg, C., Knispel, S., Mayor-Simeant, H. 2001. Macroinvertebrate community structure in relation to environmental variables in a Swiss glacial stream. *Freshw. Biol.* 46: 1641-1661.
- Loizeau, J.-L., Dominik, J. 2000. Evolution of the Upper Rhone River discharge and suspended sediment load during the last 80 years and some implications for Lake Geneva. *Aquat. Sci.* 62: 54-67.
- Lorenz, C.M., Van Dijk, G.M., Van Hattum, A.G.M., Cofino, W.P. 1997: Concepts in river ecology: implications for indicator development. *Regul. Rivers: Res. & Man.* 13: 501-516.
- Mackay, R.J. 1992. Colonization by lotic macroinvertebrates: A review of processes and patterns. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 617-628.
- Mariétan, I. 1953. Le Rhône. La lutte contre l'eau en Valais. Trésors de mon pays 64, Édition du Griffon, Neuchâtel: 22 pp. + Fototafeln.
- Marrer, H., Spörri, M. 2003. Erneuerung Kraftwerk Amsteg. Gewässerökologisch verträgliche Ausgestaltung des Schwallregimes. Schlussbericht (Entwurf) im Auftrag der Sigmaphan AG, Bern: 75 pp. + Beilagen.
- Marten, M. 1983. Die Ephemeropteren, Plecopteren, Heteropteren und Coleopteren der Fulda. Eine faunistische Studie, unter Berücksichtigung der biozönotischen Gliederung des Flusses und der Veränderungen in den letzten drei Jahrzehnten. Diplomarbeit Freie Univ. Berlin, limnologische Flusstation, Schlitz: 148 pp.
- Martinez-Ansemil, E., Collado, R. 1996. Distribution patterns of aquatic oligochaetes inhabiting watercourses in the Northwestern Iberian Peninsula. *Hydrobiologia* 334: 73-83.
- Mauch, E., Schmedtje, U., Maetze, A., Fischer, F. 2003. Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 1/03: 388 pp.
- McLean, D.G. 1990. The relationship between channel instability and sediment transport on lower Fraser River. Ph. Diss. Univ. of British Columbia, Vancouver: 275 pp. + Appendix.
- Meier, W., Frey, M., Moosmann, L., Steinlin, S., Wüest, A. 2004. Wassertemperaturen und Wärmehaushalt der Rhone und ihrer Seitenbäche. Schlussbericht von Subprojekt I-2 des Rhone-Thur-Projektes, EAWAG Kastanienbaum: 102 pp.

- Meyer, E.I., Meyer, A., Billen, M. 2000. Fallbeispiel Sauer, ein Karstbach der Paderborner Hochfläche. In NUA (Ed.): Gewässer ohne Wasser? Ökologie, Bewertung, Management temporärer Gewässer. Seminarbericht Band 5 der Natur- und Umweltschutz-Akademie Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen: 121-128.
- Meyer-Dür 1874/75. Die Neuroptern-Fauna der Schweiz, bis auf heutige Erfahrung. Mitt. Schweiz. Ent. Ges. 4(6) und 4(7): 281-436.
- Milhous, R.T. 1982. Effect of sediment transport and flow regulation on the ecology of gravel-bed rivers. In Hey, R.D., Bathurst, J.C., Thorne, C.R. (Eds.): Gravel-bed rivers. John Wiley, New York: 819-842.
- Milner, A.M., Petts, G.E. 1994. Glacial rivers: physical habitat and ecology. Freshw. Biol. 32: 295-307.
- Milner, A.M., Brittain, J.E., Castella, E., Petts, G.E. 2001. Trends of macroinvertebrate community structure in glacier-fed rivers in relation to environmental conditions: a synthesis. Freshw. Biol. 46: 1833-1847.
- Minshall, G.W. 1988. Stream ecosystem theory: a global perspective. J. N. Am. Benthol. Soc. 7 (4): 263-288.
- Moog, O. (Ed.) 2002. Fauna Aquatica Austriaca. 2. Lieferung. Wasserwirtschaftskataster, herausgegeben vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien: Loseblattordner.
- Moog, O., Chovanec, A. 1998. Die "ökologische Funktionsfähigkeit" - ein Ansatz der integrierten Gewässerbewertung in Österreich. In Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Ed.): Integrierte ökologische Gewässerbewertung - Inhalte und Möglichkeiten. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie Band 51, Oldenbourg Verlag, München: 57-118.
- Moog, O., Janecek, B.F.U. 1991. River flow, substrate type and *hydrurus* density as major determinants of benthic macroinvertebrate abundance, composition and distribution. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24: 1888-1896.
- Moog, O., Wimmer, R. 1990. Grundlagen zu einer typologischen Charakteristik österreichischer Fließgewässer. Wasser und Abwasser (Wien) 34: 55-211.
- Mosley, M.P. 1987. the classification and characterization of rivers. In Richards, K. (Ed.): River channels. Environment and process. Basil Blackwell, Oxford: 295-320.
- Murith (chanoine) 1810. Le Guide du botaniste qui voyage dans le Valais. Imp. H. Vincent, Lausanne: 151 pp.
- Newson, M.D., Newson, C.L. 2000. Geomorphology, ecology and river channel habitat: mesoscale approaches to basin-scale challenges. Progress in Physical Geography 24 (2): 195-217.
- Ofenböck, T., Moog, O., Gerritsen, J., Barbour, M. 2004. A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macroinvertebrates. Hydrobiologia 516: 251-268.
- Padmore, C.L. 1998. The role of physical biotopes in determining the conservation status and flow requirements of British rivers. Aquatic Ecosystem Health and Man. 1, 25-35.
- Pantel, S. 2003. Vorschläge zur multivariaten Strukturanalyse varianzreicher Tiergemeinschaften. Diss. Rheinisch-Westfälische TH, Aachen: 157 pp.

- Pantle, R., Buck, H. 1955. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *GWF (Gas/Abwasser)* 96: 604-620.
- Paoletti, A., Sambugar, B. 1984. Oligochaeta of the middle Po River (Italy): principal component analysis of the benthic data. *Hydrobiologia* 115: 145-152.
- Pardo, I., Armitage, P.D. 1997. Species assemblages as descriptors of mesohabitats. *Hydrobiologia* 344: 111-128.
- Pardos, M., Houriet, J.-P., Dominik, J. 2003. Micropollutants dans les sédiments. Documents environnement N° 353. OFEFP, Bern: 58 pp.
- Parker, G. 1981. Downstream response of gravel-bed streams to dams; an overview. Proc. Symp. on surface water impoundments, 1980. Published by ASCE, New York: 792-801.
- Pechlaner, R. 1986. "Driftfallen" und Hindernisse für die Aufwärtswanderung von wirbellosen Tieren in rhithralen Fließgewässern. *Wasser und Abwasser (Wien)* 30: 431-463.
- Peter, A., Weber, C. im Druck. Die Rhone als Lebensraum für Fische. *Wasser energie luft, Sonderbeilage zu Heft 12/04*.
- Peterson, R.C., Gislason, G.M., Vought, L., B.-M. 1995. Rivers of the nordic countries. In Cushing, C.E., Cummins, K.W., Minshall, G.W. (Eds.): *River and Stream ecosystems. Ecosystems of the world 22*, Elsevier, Amsterdam: 295-341.
- Petran, M. 1977. Ökologische Untersuchungen an Fließgewässern über die Beziehungen zwischen Makrobenthos, Substrat und Geschiebetrieb. Dissertation Univ. Bonn: 158 pp.
- Petts, G.E. 2000. A perspective on the abiotic processes sustaining the ecological integrity of running waters. *Hydrobiologia* 422/423: 15-27.
- Petts, G.E., Bickerton, M.A. 1994. Influence of water abstraction on the macroinvertebrate community gradient within a glacial stream system: La Borgne d'Arolla, Valais, Switzerland. *Freshw. Biol.* 32: 375-386.
- Pictet, F.-J. 1841/45: Histoire naturelle générale et particulière des insectes névroptères. Famille Perlides, Famille Ephémérines. J. Kessmann, Genève: 2 Vols.
- Pinder, L.C.V. 1986. Biology of freshwater chironomidae. *Ann. Rev. Entomol.* 31: 1-23.
- Pipp, E., Rott, E. 1993. Ökologische Wertigkeit österreichischer Fließgewässer nach dem Algenaufwuchs. Blaue Reihe Nr. 2 des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Wien: 147 pp.
- Poff, N.L., Ward, J.V. 1990. Physical habitat template of lotic systems: Recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity. *Env. Man.* 14 (5): 629-645.
- Portmann, M., Baumann, P., Imhof, B. 2004. Schwebstoffhaushalt und Trübung der Rhone. Publikation des Rhone-Thur Projektes, EAWAG, Kastanienbaum, 31 pp. + Anhang.
- Posse, B. 1997. Eléments d'écologie paysagère en plaine du Rhône (Valais, Suisse): de l'endiguement du fleuve à nos jours. Travail de diplôme Univ. Neuchâtel: 158 pp.
- Pronat & Geoplan 2000. Hydrologische und hydrobiologische Studie Rhone Goms 1998/99. Bericht im Auftrag der Dienststelle für Umweltschutz des Kantons Wallis, Sion: 33 pp. + Anhang.
- Prevot, G., Prevot, R. 1986. Impact d'une crue sur la communauté d'invertébrés de la Moyenne Durance. Rôle de la dérive dans la reconstitution du peuplement du chenal principal. *Annls. Limnol.* 22 (1): 89-98.

- Raven, P.J., Fox, P., Everard, M., Holmes, N.T.H., Dawson, F.H. 1997. River habitat survey: A new system for classifying rivers according to their habitat quality. In Boon, P.J., Howell, D.L. (Eds.): *Freshwater quality: Defining the indefinable?* The Stationary Office, Edinburgh: 215-234.
- Ravizza, C., Zwick, P. 1981. Un dimenticato opuscolo ottocentesco della letteratura entomologica italiana. *Natura*, Milano 72 (1-2): 119-124.
- Rawer-Jost, C., Böhmer, J., Blank, J., Rahmann, H. 2000. Macroinvertebrate functional feeding group methods in ecological assessment. *Hydrobiologia* 422/423: 225-232.
- Rempel, L.L., Richardson, J.S., Healey, M.C. 2000. Macroinvertebrate community structure along gradients of hydraulic and sedimentary conditions in a large gravel-bed river. *Freshw. Biol.* 45: 57-73.
- Rempel, L.L., Richardson, J.S., Healey, M.C. 1999. Flow refugia for benthic macroinvertebrates during flooding of a large river. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 18(1): 34-48.
- Rey, P., Gerster, S. 1992. Charakterisierung und Quantifizierung ökologischer Folgen von Stauespülungen in den Schweizer Alpen. 2. Objekt: Spülung des Bachbettes der Drance de Bagnes sowie der Ausgleichsbecken Grande Dixence und Mauvoisin in Fionnay, Kanton Wallis, am 29. Juni 1991. Bericht zuhanden des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern: 66 pp.
- Rey, P., Ortlepp, J. 1997. Koordinierte biologische Untersuchungen am Hochrhein 1995; Makroinvertebraten. Schriftenreihe Umwelt Nr. 283 des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern: 115 pp.
- Rey, P., Ortlepp, J. 2000. Gesunde Fließgewässer durch Revitalisierung. Anleitung zu Revitalisierungsmassnahmen an Alpenrheinzufüssen und Bächen im Rheintal. Bericht im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein: 31 pp.
- Rey, P., Ortlepp, J. 2002. Koordinierte biologische Untersuchungen am Hochrhein 2000; Makroinvertebraten. Schriftenreihe Umwelt Nr. 345 des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern: 81 pp. + Anhang.
- Reusch, H., Weinzierl, A. 1999. Regionalisierte Checkliste der aus Deutschland bekannten Steinfliegenarten (Plecoptera). *Lauterbornia* 37: 87-96.
- Rhonewerke 2002. Centrale du Rhône, Renouveau de la concession. Rapport d'impact sur l'environnement, Rapport final du Bureau d'études IMPACT S.A. et d'ECOTEC Environnement S.A., Sion et Genève: 137 pp. + compléments.
- Richardot-Coulet, M., Amoros, C., Reygrobellet, J.-L., Roux, A.L. 1982. Diagnose des ensembles fonctionnels aquatiques définis sur le Haut-Rhône français. Application à une cartographie écologique d'un système fluvial. *Eau du Québec* 15 (2): 146-153.
- Richards, K. 1982. *Rivers. Form and process in alluvial channels.* Methuen, London: 355 pp.
- Ris, F. 1893. Beiträge zur Kenntnis der schweizerischen Trichopteren. *Mitt. Schweiz. Ent. Ges.* 8 (3): 102-145.
- Robinson, C.T., Uehlinger, U., Hieber, M. 2001. Spatio-temporal variation in macroinvertebrate assemblages of glacial streams in the Swiss Alps. *Freshw. Biol.* 46: 1663-1672.
- Robinson, C.T., Uehlinger, U., Monaghan, M.T. 2003. Effects of a multi-year experimental flow regime on macro-invertebrates downstream of a reservoir. *Aquat. Sci.* 65: 210-222.
- Rosgen, D.L. 1994. A classification of natural rivers. *Catena* 22: 169-199.

Rossaro, B., Lencioni, V., Mietto, S. 2000. Chironomids distribution in glacial streams and cold springs. In Hoffrichter, O. (Ed.): Late 20th Century Research on Chironomidae. Shaker Verlag, Aachen: 393-403.

Rott, E., Hofmann, G., Pall, K., Pfister, P., Pipp, E. 1997. Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fliessgewässern. Teil 1: Saprobielle Indikation. Herausgegeben vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaftskataster, Wien: 73 pp.

Rott, E., Pfister, P., van Dam, H., Pall, K., Binder, N., Ortler, K. 1999. Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fliessgewässern. Teil 2: Trophieindikation sowie geochemische Präferenz; taxonomische und toxikologische Anmerkungen. Herausgegeben vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaftskataster, Wien: 248 pp.

Rowntree, K.M., Wadeson, R.A. 1996. Translating channel morphology into hydraulic habitat: Application of the hydraulic biotope concept to an assessment of discharge related changes. In: Ecohydraulics 2000, Proceedings of the 2<sup>nd</sup> International Symposium on Habitat Hydraulics, INRS, Québec, A281 - A292.

Santiago, S., Thomas, R.L., Larbaigt, G., Corvi, C., Rossel, D., Tarradellas, J., Gregor, D.J., McCarthy, L., Vernet, J.P. 1994. Nutrient, heavy metal and organic pollutant composition of suspended and bed sediments in the Rhone River. *Aquat. Sci.* 56 (3): 220-242.

Sartori, M. 1987. Contribution à l'étude taxonomique et éco-faunistique des éphéméroptères de Suisse (Insecta, Ephemeroptera). Thèse Univ. Lausanne: 532 pp.

Sauvan, J.-B.-B. 1984. Le Rhône. Description historique et pittoresque de son cours depuis sa source jusqu'à Genève. Editions Slatkine, Genève. Faksimile der Originalausgabe von 1829, Vol. 1, Osterwald Editeur, Paris: 69 pp.

Schälchli, U. 1992. The clogging of coarse gravel river beds by fine sediment. *Hydrobiologia* 235/236: 189-197.

Schälchli, U. 1993. Die Kolmation von Fliessgewässersohlen. Mitt. Versuchsanstalt für Wasserbau Nr. 124, ETH Zürich: 273 pp.

Schälchli, U., Abegg, J., Hunzinger, L. 2002. Kolmation. Methoden zur Erkennung und Bewertung. Bericht im Auftrag des Netzwerks Fischrückgang Schweiz (Fischnetz) c/o EAWAG, Dübendorf: 22 pp.

Schälchli, U., Eberstaller, J., Moritz, C., Schmutz, S. 2003. Notwendige und wünschbare Schwallreduktion im Alpenrhein. Zusammenstellung und Interpretation der Ergebnisse der Studie Trübung und Schwall im Alpenrhein, des Workshops in Schloss Hofen sowie von aktuellen Literaturangaben. Bericht im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie: 32 pp. + Anhang.

Schib, J.-L. 1991. Die FST-Halbkugelmethode. Eine neue Methode zur Ermittlung der biologisch relevanten, hydraulischen Parameter in Fliessgewässern? Diplomarbeit an der EAWAG, Dübendorf: 65 pp.

Schmedtje, U. 1995. Ökologische Grundlagen für die Beurteilung von Ausleitungsstrecken. Beziehungen zwischen der sohnahen Strömung, dem Gewässerbett und dem Makrozoobenthos in Fliessgewässern. Schriftenreihe Nr. 25 des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, München: 156 pp.

Schmedtje, U., Colling, M. 1996. Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsbericht 4/96 des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, München: 543 pp.

- Schmidt-Kloiber, A., Nijboer, R.C. 2004. The effect of taxonomic resolution on the assessment of ecological water quality classes. *Hydrobiologia* 516: 269-283.
- Schönborn, W. 1985. Die ökologische Rolle der Gattung *Nais* (Oligochaeta) in der Saale. *Zool. Anz. Jena* 215 (5/6): 311-328.
- Schönborn, W. 1996. Algal Aufwuchs on Stones, with particular reference to the Cladophora-Dynamics in a small stream (Ilm, Thuringia, Germany): Production, decomposition and ecosystem reorganizer. *Limnologia* 26 (4): 375-383.
- Schumm, S.A. 1981. Evolution and response off the fluvial system, sedimentological implications. Society of Economic Paleontologists and Mineralogists, Special Publ. No. 31: 19-29.
- Schwank, P. 1982a. Turbellarien, Oligochaeten und Archianneliden des Breitenbachs und anderer oberhessischer Mittelgebirgsbäche. II. Systematik und Autökologie der einzelnen Arten (Schlitzer Produktionsbiologische Studien 43-2). *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 62: 86-147.
- Schwank, P. 1982b. Turbellarien, Oligochaeten und Archianneliden des Breitenbachs und anderer oberhessischer Mittelgebirgsbäche. IV. Allgemeine Grundlagen der Verbreitung von Turbellarien und Oligochaeten in Fließgewässern (Schlitzer Produktionsbiologische Studien 43-4). *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 62: 254-290.
- Sear, D.A. 1995. Morphological and sedimentological changes in a gravel-bed river following 12 years of flow regulation for hydropower. *Regul. Rivers: Res. & Man.* 10: 247-264.
- SFRD 1964. La correction du Rhône en amont du lac Léman. Publication du Service fédéral des routes et des digues (Département fédéral de l'Intérieur), Bern: 135 pp. + Fototafeln.
- Shannon, C.E., Weaver, W. 1963. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana: 117 pp.
- Shea, J.H. 1974. Deficiencies of clastic particles of certain sizes. *Journal of Sedimentary Petrology* 44: 985-1003.
- Siegenthaler-Moreillon, C. 1991; Les Trichoptères de Suisse occidentale (Insecta: Trichoptera). Thèse, Univ. Lausanne: 200 pp.
- Soldán, T., Zahrádková, S., Helesic, J., Dusek, L., Landa, V. 1998. Distributinal and quantitative patterns of Ephemeroptera and Plecoptera in the Czech Republic: A possibility of detection of long-term environmental changes of aquatic biotopes. *Folia Fac. Sci. Nat. Univ. Masarykianae Brunensis, Biologia* 98: 305 pp.
- Stanford, J.A., Ward, J.V. 1983. Insect species diversity as a function of environmental variability and disturbance in stream systems. In: Barnes, J.R., Minshall, G.W. (Eds.): *Stream ecology. Application and testing of general ecological theory.* Plenum Press, New York: 265-278.
- Statzner, B., Gore, J.A., Resh, V.C. 1988. Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7(4): 307-360.
- Steele, R.J., Smokorowski, K.E. 2000. Review of literature related to the downstream ecological effects of hydroelectric power generation. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences N<sup>o</sup>. 2334, Fisheries and Oceans Canada, Ontario, 55 pp.
- Steinmann, P. 1907. Die Tierwelt der Gebirgsbäche. Eine faunistisch-biologische Studie (Diss. Univ. Basel). *Annales de Biologie lacustre* 2: 139 pp.
- Strahler, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Trans. Am. Geophys. Union* 38: 913-920.
- Strobl, T., Maile, W., Heilmair, T. 1997. Wasserkraftnutzung und Mindestwasserregelung.

Laufener Seminarbeiträge 4/97 der Bayerischen Akademie für Landschaftspflege und Naturschutz, Laufen/Salzach: 25-33.

Sullivan, K. 1986. Hydraulics and fish habitat in relation to channel morphology. Ph. Diss. Univ. Baltimore, Maryland: 409 pp.

Sundborg, Å. 1956. The River Klarälven. A study of fluvial processes. *Geografiska Annaler* 38 (2-3): 127-316.

Thüs, H. 2002. Taxonomie, Verbreitung und Ökologie silicoler Süßwasserflechten im ausser-alpinen Mitteleuropa. *Bibliotheca Lichenologica* 83, J. Cramer in der Gebr. Borntraeger Verlagbuchhandlung, Berlin: 214 pp.

Townsend, C.R. 1996. Concepts in river ecology: pattern and process in the catchment hierarchy. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 133: 3-21.

Turner, H., Kuiper, J.G.J., Thew, N., Bernasconi, R., Rüetschi, J., Wüthrich, M., Gosteli, M. 1998. Atlas der Mollusken der Schweiz und Liechtensteins. *Fauna Helvetica* Band 2, herausgegeben vom CSCF, Neuchâtel: 527 Seiten.

Uehlinger, U., Zah, R., Bürgi, H. 1998. The Val Roseg project: temporal and spatial patterns of benthic algae in an Alpine stream ecosystem influenced by glacier runoff. In: *Hydrology, Water Resources and Ecology in Headwaters*, IAHS-Publ. no. 248: 419-424.

Uhlmann, V. 2001. Die Uferzoozönosen in natürlichen und regulierten Flussabschnitten. Diplomarbeit EAWAG Dübendorf: 75 pp.

Uni Marburg, 2003. Auswirkungen von Buhnen auf semiterrestrische Flächen. Teilprojekt 2: Biotische Untersuchung des terrestrischen und aquatischen Lebensraumes. Endbericht der Philips-Universität Marburg: 204 pp.

Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M. 1989. Trichoptera and Ephemeroptera as indicators of environmental changes of the Rhone River at Lyon over the last twenty-five years. *Regul. Rivers: Res. & Man.* 4: 249-262.

Uzunov, J. 1982. Statistical assessment of the significance of both bottom substrata and saprobity for the distribution of aquatic Oligochaeta in rivers. *Limnologia* (Berlin) 14 (2): 353-361.

Van der Nat., D. 2003. Habitat turnover in braided rivers (Tagliamento, NE-Italy). *Freshw. Biol.* 48: in press.

Verdonschot, P.F.M. 1989. The role of oligochaetes in the management of waters. *Hydrobiologia* 180: 213-227.

Vernet, J.-P., Thomas, R.L. 1972. Levels of Mercury in the sediments of some Swiss Lakes including Lake Geneva and the Rhone River. *Eclogae Geol. Helv.* 65 (2): 293-306.

Vinson, M.R., Hawkins, C.P. 1998. Biodiversity of stream insects: Variation at local, basin, and regional scales. *Ann. Rev. Entomol.* 43: 271-293.

Vivian, H. 1989. Hydrological changes of the Rhône River. In Petts, G.E., Möller, H., Roux, A.L. (Eds.): *Historical change of large alluvial Rivers: Western Europe*. John Wiley & Sons, Chichester: 57-77.

Vogel, U. 2004. Erfolgskontrolle von Aufweitungsmassnahmen an der Thur: Das Makrozoobenthos in Aufweitungsstrecken im Jahr 2003. Berichtsentwurf zu Handen des Amtes für Umweltschutz des Kantons Thurgau im Rahmen des Rhone-Thur Projektes, Limnex AG, Zürich: 48 pp.

- Vogel, U., Kirchhofer, A., Breitenstein, M. 2004. Restwassermengen - Was nützen sie dem Fliessgewässer / Débits résiduels - quel bénéfice our les cours d'eau? Schriftenreihe Umwelt Nr. 358, Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern: 139 pp.
- Von Känel, A. 2003. Beitrag zur Algenflora der Aare zwischen Bielersee und Rhein Herbst 2001. Bericht des Gewässer- und Bodenschutzlabors des Kantons Bern, Bern: 55 pp.
- Vuille, T. 1997. Fischereiliches Ertragsvermögen der Patentgewässer im Kanton Bern. Herausgegeben vom kantonalen Fischereieinspektorat, Bern: 31 pp. + Anhang.
- Wachs, B. 1965. Die Oligochaeten-Fauna der Fliessgewässer unter besonderer Berücksichtigung der Beziehungen zwischen der Tubificiden-Besiedlung und dem Substrat (Diss. Univ. München). Arch. Hydrobiol. 63 (3): 310-386.
- Walther, A. 2002. Comparison of the groundwater fauna of two contrasting reaches of the Upper Rhône River. Diplomarbeit EAWAG Kastanienbaum: 77 pp.
- Ward, J.V. 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. J. N. Am. Benthol. Soc. 8: 2-8.
- Ward, J.V., Tockner, K., Edwards, P.J., Kollmann, J., Bretschko, G., Gurnell, A.M., Petts, G.E., Rossaro, B. 1999. A reference system for the alps: The "Fiume Tagliamento". Regul. Rivers: Res. & Man. 15: 63-75.
- Ward, J.V., Tockner, K., Edwards, P.J., Kollmann, J., Gurnell, A.M., Petts, G.E., Bretschko, G., Rossaro, B. 2000. Potential role of island dynamics in river ecosystems. Verh. Internat. Verein. Limnol. 27: 2582-2585.
- Ward, J.V., Tockner, K., Uehlinger, U., Malard, F. 2001. Understanding natural patterns and processes in river corridors as the basis of effective river restoration. Regul. Rivers: Res. & Man. 17: 311-323.
- Ward, J.V., Robinson, C.T., Tockner, K. 2002. Applicability of ecological theory to riverine ecosystems. Verh. Internat. Verein. Limnol. 28: 443-450.
- Waringer, J.A. 1989a. Resistance of a cased caddis larva to accidental entry into the drift: the contribution of active and passive elements. Freshw. Biol. 21: 411-420.
- Waringer, J.A. 1989b. Life cycle, horizontal microdistribution and current resistance of *Allogamus auricollis* (Trichoptera: Limnephilidae) in an Austrian mountain brook. Freshw. Biol. 22: 177-188.
- Wasson, J.G., Malavoi, J.-R., Maridet, L., Souchon, Y., Paulin, L. 1998. Impacts écologiques de la chenalisation des rivières. Etudes "gestion des milieux aquatiques" N° 14, CEMAGREF, Lyon: 158 pp.
- Weinzierl, A. 1999. Nachweise von *Isoperla albanica*, *Brachyptera starmachi* und *Brachyptera trifasciata* (Plecoptera) aus Niederbayern. Lauterbornia 37: 19-22.
- Wetzel, R.G. 2001. Limnology. Lake and River ecosystems. Academic Press, San Diego: 1006 pp.
- Wilcock, P.R. 1993. Critical shear stress of natural sediments. J. Hydr. Eng. 119(4): 491-505.
- Wieprecht, S. 2000. Morphodynamische Prozesse in Fliessgewässern. Literaturstudie. ATV-DVWK-Arbeitsbericht. GFA-Verlag, Hennef: 181 pp.
- Wildi, W., Hofmann, A., Monnerat, M., Perroud, A. 2003. Sediment contamination in a river reservoir (Wettingen Reservoir, Switzerland): Present situation and history. Eclogae Geol. Helv. 96 Suppl. 1: 127-133.

- Wildi, W., Dominik, J., Loizeau, J.-L., Thomas, R.L., Favarger, P.-Y., Haller, L., Perroud, A., Peytremann, C. 2004. River, reservoir and lake sediment contamination by heavy metals downstream from urban areas of Switzerland. *Lakes & Reservoirs: Res. and Man.* 9: 75 - 87.
- Wilhm, J.L., Dorris, D.C. 1968. Biological parameters of water quality. *Bioscience* 18, 477-481.
- Wimmer, R., Moog, O. 1994. Flussordnungszahlen österreichischer Fließgewässer. Monographien Band 51, herausgegeben vom Umweltbundesamt, Wien: ca. 500 pp.
- Winzer, M. 1997. Die Auswirkungen von Buhnen auf das Makrozoobenthos der Thur. Diplomarbeit an der Leopold-Franzens Univ. Innsbruck: 78 ppp. + Anhang.
- Wood, P. 1998. Reach-scale mesohabitat variations in a small chalk stream under low flow conditions. In Bretschko, G., Helesic, J. (Eds.): *Advances in River Bottom Ecology*. Backhuys Publ., Leiden: 31-38.
- Young, W.J. 1992. Classification of the criteria used to indentify near-bed flows. *Freshw. Biol.* 28: 383-391.
- Zah, R., Uehlinger, U. 2001. Particulate organic matter inputs to a glacial stream ecosystem in the Swiss Alps. *Freshw. Biol.* 46: 1597-1608.
- Zah, R., Burgherr, P., Bernasconi, S.M., Uehlinger, U. 2001. Stable isotope analysis of macroinvertebrates and their food sources in a glacier stream. *Freshw. Biol.* 46: 871-882.
- Zarn, B., Hunziker, R. 2001. Morphologie und Geschiebehaushalt Alpenrhein. Bericht im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Flussbau: 35 pp.
- Zbinden, S., Pilotto, J.-D., Durouvenoz, V. 2004. Biologie, Gefährdung und Schutz der Groppe (*Cottus gobio*) in der Schweiz. *Mitteilungen zur Fischerei Nr. 77*, herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern: 73 pp.
- Zelinka, M., Marvan, P. 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Arch. Hydrobiol.* 57: 389-407.
- Zhang, Y., Malmquist, B., Englund, G. 1998. Ecological processes affecting community structure of blackfly larvae in regulated and unregulated rivers: a regional study. *Journal of Applied Ecology* 35: 673-686.
- Zweig, L.D., Rabeni, C.F. 2001. Biomonitoring for deposited sediment using benthic invertebrates: a test on 4 Missouri streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 20 (4): 643-657.
- Zwick, P. 1992. Stream habitat fragmentation — a threat to biodiversity. *Biodiversity and conservation* 1: 80-97.

# ANHANG

## Anhang 1: Rohdaten der abiotischen und biotischen Parameter

- Tabelle A 1. Makrozoobenthos in den Proben von 2001 aus Querprofilen und Mesohabitaten in der Rhone sowie aus einem Seitenbach im Pfywald. Alle Probenahmen wurden mit einem Surber-Sampler (Probenfläche 0.09 m<sup>2</sup>) oder einem BUDA (Probenfläche 0.075 m<sup>2</sup>; siehe Kapitel 3) entnommen. Alle Angaben in Individuen/Probe.
- Tabelle A 2. Makrozoobenthos in den Proben von 2002 aus Querprofilen der Rhone. In Brig wurden die Proben mit einem Surber-Sampler entnommen (Probenfläche 0.09 m<sup>2</sup>), in allen anderen Profilen mit einem BUDA (Probenfläche 0.075 m<sup>2</sup>; siehe Kapitel 3). Alle Angaben in Individuen/Probe.
- Tabelle A 3. Querprofil-Aufnahmen in der Rhone von 2002 bei tiefer Wasserführung (Sunk). v0 = Oberflächenströmung, Algenbel. = Algenbeläge. Beim Makrozoobenthos sind jeweils parallel drei Proben im gleichen Uferabstand entnommen worden (Benthosproben), die in der Tabelle nebeneinander erscheinen. Davon gibt jeweils die mittlere Probe die genaue Lage innerhalb des Profils an. In Brig wurden die Proben mit einem Surber-Sampler entnommen (Probenfläche 0.09 m<sup>2</sup>), in allen anderen Profilen mit einem BUDA (Probenfläche 0.075 m<sup>2</sup>; siehe Kapitel 3).
- Tabelle A 4. Aufnahmen in Mesohabitaten der Rhone von 2002 und 2003. Erläuterungen siehe bei den Querprofil-Aufnahmen (Tabellen A2 und A3).
- Tabelle A 5. Sedimentanalysen in den Makrozoobenthos-Proben aus der Rhone von 2002. Grau unterlegt: Resultate der Siebanalysen. Übrige Werte: Berechnungen. Die verwendeten Siebweiten entsprechen der allgemein gebräuchlichen Phi-Skala (Gordon et al., 1992).
- Tabelle A 6. Vertikalprofile der Strömung in den Querprofilen der Rhone von 2002. Aufgeführt sind jeweils ein bis drei Messungen (Parallelwerte) der Strömung (v) in verschiedenen Messtiefen und in unterschiedlichem Uferabstand (Abstand vom Nullpunkt). Die Tiefe der Messlotrechte bezeichnet die ganze Wassertiefe an dieser Stelle zum Messzeitpunkt. Diese Werte dienen als Grundlage für die Berechnung des Abflusses (Tabelle A8). Riddes oben = Riddes 1, Riddes Mitte = Riddes 2, Riddes unten = Riddes 3.
- Tabelle A 7. Berechnungen von Tobias Meile (EPFL) mittels des eindimensionalen Rhone-Modells HEC-RAS (Kapitel 3; Baumann & Meile, im Druck) in den Querprofilen der Rhone für unterschiedliche Abflüsse. Bezeichnung der Querprofile Riddes: siehe Tabelle A6.

## Anhang 2: Verwendete Methoden, Geräte und Kennwerte

- Tabelle A 8. Methodische Angaben zu den durchgeführten Messungen und Auswertungen.

Tabelle A 1.

Strecke Stelle Probe Nr.	Pflanzwald Seitenbach		Pflanzwald Rhône rechts		Pflanzwald Rhône links		Chippis Rhône rechts		Chippis Rhône links		Riddes 4 Rhône rechts		Riddes 4 Rhône links		Leuk Rhône, Mitte		Leuk Rhône, Bünnen rechts														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
Probenfläche [m <sup>2</sup> ]	Anzahl Individuen/Probe																														
<b>Taxaliste Benthos</b>																															
<b>NEMATODA/NEMATOPORPHA</b>																															
Gordius sp.																															
Nematoda indet.																															
<b>OLIGOCHAETA</b>																															
Oligochaeta indet.	2	9	14																												
<b>HIRUDINEA</b>																															
Erpobdella octoculata																															
<b>AMPHIPODA</b>																															
Gammarus fossanum																															
Gammarus sp.	1	6	2																												
<b>COLLEMBOLA</b>																															
Collembola indet.																															
<b>EPHEMEROPTERA</b>																															
Baetis alpinus	1	3	2	4	5	6	4	10																							
Baetis rhodani	1	3	1	3	4	1																									
Baetis sp.	1	6	1	2	2	1																									
Rhithrogena degrangeti	3	3	1																												
Rhithrogena sp.	2	3	1																												
Ecdyonurus sp.	3	3	1																												
<b>PLECOPTERA</b>																															
Leuctra sp.	25	66	10	1	1	7																									
Protonemura sp.	6	6	3	1																											
Rhabdiopteryx sp. (cf. R. neglecta)	3	3	1																												
Isoperla sp. (cf. I. rivulorum)	1	1	4																												
Plecoptera indet.																															
<b>COLEOPTERA</b>																															
Coleoptera indet.																															
<b>TRICHOPTERA</b>																															
Rhyacophila sp. s.sir.	3	3																													
Hydropsyche sp.																															
Halesus raiatus																															
Allogamus auricollis	39	54	32	1	1																										
Limnephilidae indet.	117	756	74																												
Trichoptera indet.																															
<b>DIPTERA</b>																															
Chironomidae indet.	30	67	100	66	291	189	132	69	64	60	107	71	91	99	90	33	46	25	48	10	46	52	12	25	6	154	7	210			
Simulium ornatum-Gr.	3	2	7	7	40	34	7																								
Simulium sp.	8	8	5	14	14	4	7	4	1	1	1	2	3	4	4	1															
Simuliidae indet.																															
Atherix sp.	3	3																													
Liponeura sp.	1	3	6	1	1	1	1	1	1	4	6	1	3	1	1	4	2														
Limoniidae indet.																															
Empididae indet.	2	4																													
Diptera indet.																															
<b>Taxazahl</b>	14	16	9	7	11	6	12	10	6	16	7	8	14	9	11	7	10	6	9	9	3	6	1	6	4	1	4	5	5	2	5

Tabelle A 2.

Probenahme Rhone 27.1.-3.3.02		Riddes 2 (= Mitte) Rhone rechts			Riddes 2 (= Mitte) Rhone Mitte			Riddes 2 (= Mitte) Rhone links			Riddes 3 (= unten) Rhone links			Riddes 3 (= unten) Rhone Mitte			Riddes 3 (= unten) Rhone rechts			Riddes 1 (= oben) Rhone rechts			
Strecke	Stelle	50	51	52	53	54	55	56	57	58	60	61	62	63	64	65	66	67	68	70	71	72	
Probe Nr.		25	10	15	30	40	30	45	35	25	20	<5	<5	75	30	30	25	15	5	10	30	20	
Detritusvolumen [ml]		<5																					
Volumen Ciliaten [ml]																							
Taxaliste Benthos		Anzahl	Individuen/Probe																				
NEMATODA																							
	Nematoda indet.		1			1				1				2	6		1	4	2	2			
MOLLUSCA	Ancylus fluviatilis																		1	4	2		
	Radix sp.																		2	4			
	Valvata cristata																		2	4			
OLIGOCHAETA	Oligochaeta indet.					1													1	3	4		
	Eiseniella tetraedra																		1	3	4		
	Styodrilus heringianus									1									1	3	4		
	Styodrilus sp.																		1	3	4		
	Lumbriculidae	1	1							1				4					5	19			
	Nais alpina																		1	1			
	Nais barbata																		1	1			
	Nais christinae																		1	1			
	Nais communis																		1	1			
	Nais elinguis						36	34							54				6				
	Chaetogaster diaphanus																		6				
	Naididae	126	10	9	295	111	70	90	42	42	246	90	227	126	162	72	35	31	21	42	50	109	
	Ceratosvitiella carpatica																						
	Lumbricillus fennicus														1				3	4			
	Lumbricillus sp.																		3	4			
	Enchytraeidae	10		3								3						3	6		6	1	4
HIRUDINEA	Erpobdella octoculata																		3	6			
ACARI	Acari indet.																		4	1			
AMPHIPODA	Gammarus fossarum																		1	1			
	Gammarus sp.	3													2				1	1		1	
ISOPODA	Asellus aquaticus																		2				
COLLEMBOLA	Collembola indet.																						
EPHEMEROPTERA	Baetis alpinus	31	1	18		3	1	27	12	6	4			26	22	22	10	1	3	9	10	3	
	Baetis rhodani													7	1	2	1	5	4				
	Baetis sp.	75	7	45			1	10	12	2		1	8		7	7	27	26	4	8	2	5	6
	Rhithrogena degrangei																						
	Rhithrogena sp.			1								1											
	Ecdyonurus sp.																						
PLECOPTERA	Leuctra sp.	24	1	7	3	4		20	4	4	3			2	24	25	17	22	9	20	2		
	Capnia sp.																						
	Nemouridae																	3					
	Nemoura mortoni	1																	2	1	2		
	Rhabdiopteryx sp. (cf. R. neglecta)																		1				
	Rhabdiopteryx neglecta	1																					
	Dictyogenus alpinus																						
	Isoperla sp. (cf. I. rivulorum)														1		1						
TRICHOPTERA	Rhyacophila sp. s.str.	1						2	1										3	7	5		
	Rhyacophila sp.	3																					
	Hydropsyche sp.																			3	3		
	Allogamus auricollis	6	2			3					3			16	9	3	3	63	246	7	7	7	
	Limnephilidae indet.	36	6	3		3		3						21	22	4	8	42	137	2	5	2	
	Trichoptera indet.																						
DIPTERA	Brillia bifida														6								
	Brillia flavifrons														6								
	Cardiocladius capucinus									2													
	Chaetocladius sp.														3								
	Corynoneura sp.																			2			
	Eukiefferiella claripennis																						
	Eukiefferiella fittkai																						
	Eukiefferiella fuldensis									6					30								
	Eukiefferiella juvenil									2													
	Eukiefferiella lobifera									2													
	Eukiefferiella minor														6								
	Eukiefferiella minor/fittkai																						
	Eukiefferiella tirolensis									2					15					2			
	Euryhapsis subviridis									6					3								
	Krenosmittia sp.																						
	Orthocladinae juvenil														3								
	Orthocladinae adult									1					3								
	Orthocladini COP														3								
	Orthocladus frigidus									2										2			
	Orthocladus rivicola																						
	Orthocladus rivicola-Gr.																						
	Orthocladus thienemanni																						
	Paratrichocladus rufiventris																						
	Paratrichocladus nudipennis																						
	Rheocricotopus effusus																						
	Thienemanniella sp.																						
	Tvetenia bavarica																						
	Tvetenia calvescens																						
	Tvetenia juvenil														6					6	1		
	Diamesa cinerella/zernyi-Gr.																						
	Diamesa latitarsis																						
	Diamesa latitarsis-Gr.																						
	Pseudodiamesa branickii																						
	Thienemannimyia sp. (Gr.)																						
	Micropsectra sp.																						
	Chironominae adult																						
	Chironomidae indet.	294	97	327	364	440		652	537	612	600	312	167	52</									



Tabelle A 3.

Aufnahmen Rhone 2002																									
Strecke: <b>Brig</b>																									
Ausgangspunkt Ufer: links																									
Benetzte Breite [m]: 24.0																									
Uferdistanz [m]	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Tiefe 3.3. [m]	0		0.25				0.4				0.45				0.55				0.6				0.5		0
v0 3.3. [m/s]	0		0.45				0.8				1.1				1.2				1.15				0.25		0
Bewuchsdichte 3.3. Felddaufnahmen Deckungsgrad [%]																									
Kiesel-/Grünalgenbel	20		70				70				60				80				80				60		10
Fädige Grünalgen	10																								10
<b>Benthosprobe Nr. 93 94 95</b>																									
<b>Dichte Zoobenthos 3.3. [Individuen/Probe]</b>																									
Oligochaeta																									6
Ephemeroptera	85		3	74											10	58	48								
Plecoptera	107		60	92											83	241	154								
Trichoptera															2										
Chironomidae	500		841	645											185	399	432								
Simuliidae	1		1												3	12	13								
Übrige Taxa	9		11	8											1	13	4								
<b>Biomasse Zoobenthos 3.3. [mg/Probe]</b>																									
Oligochaeta																									0.3
Ephemeroptera	133		1.8	195											27.7	440	117								
Plecoptera	601		341.8	527											463	1392	975								
Trichoptera															7.9										
Chironomidae	163		239.7	210											57.3	25.2	119								
Simuliidae	2.1		2.7												7.2	28	17.5								
Übrige Taxa	14.4		18.9	25.6											4.6	1.4									
Aufnahmen Rhone 2002																									
Strecke: <b>Leuk</b>																									
Ausgangspunkt Ufer: links																									
Benetzte Breite [m]: 42.0																									
Uferdistanz [m]	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	32	34	36	38	40	42			
Tiefe 25.1. [m]	0	0.75	0.97	1	0.89	0.75	0.72	0.68	0.75	0.71	0.67	0.72	0.72	0.72	0.76	0.82	0.85	1	1.08	1.03	0.77				0
v0 25.1. [m/s]	0	0.15	1.09	1.1	0.91	0.85	0.94	0.98	1.17	1.29	1.19	1.13	1.26	1.39	1.25	1.12	1.17	1.06	1.13	1.11	0.87				0
Tiefe 26.1. [m]	0	0.52	0.75	0.81	0.69	0.56	0.49	0.51	0.55	0.49	0.51	0.51	0.54	0.54	0.55	0.62	0.66	0.75	0.85	0.91	0.62				0
v0 26.1. [m/s]	0	0.03	0.83	0.66	0.63	0.59	0.71	0.69	0.83	0.94	0.87	0.99	0.97	1.09	0.88	0.87	0.89	0.83	0.79	0.79	0.58				0
Bewuchsdichte 27.1. Felddaufnahmen Deckungsgrad [%]																									
Kieselalgen																									80
Fädige Grünalgen																									<5
Übriger Bewuchs																									
<b>Benthosprobe Nr. 86 87 88</b>																									
<b>Dichte Zoobenthos 3.3. [Individuen/Probe]</b>																									
Oligochaeta																									
Ephemeroptera	15		72	30											60	32.5	35								28
Plecoptera															82	41	46								29
Trichoptera															24	6.5	5								40
Chironomidae	32		91.5	97											2										167
Simuliidae	20		37.5	39											295	248	264								136
Übrige Taxa															2	1.5	1								15
<b>Biomasse Zoobenthos 3.3. [mg/Probe]</b>																									
Oligochaeta																									
Ephemeroptera	34.6		159	70.7											6	2.2	2.6								3
Plecoptera															97	40.8	43.8								167
Trichoptera															77.9	20.9	3								52.7
Chironomidae	280		1000	1442											1.6										2370
Simuliidae	3.8		14	16.6											38.1	21.6	32.6								23.2
Übrige Taxa	16.1		17.1	35.4											9.8	2.1	2.7								31.3

Tabelle A 3. Schluss.

Aufnahmen Rhone 27.1. - 3.3.02																							
Strecke: <b>Riddes 1 (= oben)</b>																							
Ausgangspunkt Ufer: links																							
Benetzte Breite [m]: 45.0																							
Uferdistanz [m]	1	3	5	7	9	11	13	15	17	19	21	23	25	27	29	31	33	35	37	39	41	43	45
Tiefe 27.1. [m]	0.35	0.5	0.59	0.62	0.57	0.52	0.48	0.39	0.38	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0
v0 27.1. [m/s]	0.03	1.04	1.1	1.15	1.12	1.09	1.04	1.01	0.92	0.87	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0
Bewuchsdichte 27.1. Feldaufnahmen Deckungsgrad [%]																							
Kieselalgen	50																	10	10	50			
Fädige Grünalgen	10																						10
Übriger Bewuchs	30			1				1		1		2.5											
<b>Benthosprobe Nr.</b>	<b>76</b>	<b>77</b>	<b>78</b>					<b>73</b>	<b>74</b>	<b>75</b>							<b>70</b>	<b>71</b>	<b>72</b>				
Dichte Zoobenthos 3.3. [Individuen/Probe]																							
Oligochaeta	47	112	86					35	197	139							47.5	50.5	113				
Ephemeroptera	4	3.5	2					1	7	11							10	14	9				
Plecoptera	4	1.5	1														1.5						
Trichoptera	35	65.5	31														8	11.5	9				
Chironomidae	173	164	150					177	426	190							159	208	144				
Simuliidae	2									1													
Übrige Taxa	19	30.5	16					3	10	5							13	8	14				
Biomasse Zoobenthos 3.3. [mg/Probe]																							
Oligochaeta	10.5	12.3	5					3.5	11.1	8							2.65	2.75	7.7				
Ephemeroptera	13.4	11.9	6.5					4.7	16.5	34.5							34.2	28.3	12.9				
Plecoptera	8.5	0.9	0.3														1.35	0	0				
Trichoptera	172	374	165														29.8	84.6	72.7				
Chironomidae	21.5	26.4	27.5					20.7	47.7	20.7							24.9	36.4	21.9				
Simuliidae	0									8.1													
Übrige Taxa	49.5	73.9	30					4	33.1	16							45.1	21.3	60.2				

Aufnahmen Rhone 27.1. - 2.3.02																										
Strecke: <b>Riddes 2 (= Mitte)</b>																										
Ausgangspunkt Ufer: links																										
Benetzte Breite [m]: 50.0																										
Uferdistanz [m]	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	32	34	36	38	40	42	44	46	48	50
Tiefe 27.1. [m]		0	0.51	0.42	0.47	0.58	0.61	0.64	0.65	0.61	0.69	0.7	0.71	0.6	0.7	0.71	0.6	0.7	0.71	0.6	0.7	0.71	0.6	0.7	0.6	0
v0 27.1. [m/s]		0	0.92	0.98	1.01	1.15	1.15	1.18	1	1.16	1.12	1.12	1.07	0.4	0	0	1.16	1.12	1.12	1.07	1.07	1.07	1.07	1.07	1.07	0
Tiefe 2.3. [m]	0	0.67	0.56	0.68	0.72	0.78	0.81	0.83	0.85	0.85	0.87	0.87	0.77	0	0	0	0.85	0.85	0.87	0.87	0.87	0.87	0.77	0	0	
v0 2.3. [m/s]	0	1.04	1.17	1.23	1.31	1.45	1.39	1.33	1.34	1.3	1.35	1.26	0.64	0	0	0	1.34	1.3	1.35	1.26	1.26	1.26	0.64	0	0	
Bewuchsdichte 27.1. Feldaufnahmen Deckungsgrad [%]: nur am rechten Ufer, anschliessend Wasser zu trübe																										
Kieselalgen																										?
Fädige Grünalgen																										10
Übriger Bewuchs																										
<b>Benthosprobe Nr.</b>	<b>56</b>	<b>57</b>	<b>58</b>														<b>53</b>	<b>54</b>	<b>55</b>				<b>50</b>	<b>51</b>	<b>52</b>	
Dichte Zoobenthos 3.3. [Individuen/Probe]																										
Oligochaeta	90	45	46							295	148	108								137	11	12				
Ephemeroptera	37	24	8								3	2								106	8	64				
Plecoptera	20	4	4								3	4								26	1	7				
Trichoptera	5	2									6									46	8	3				
Chironomidae	652	537	612							364	440	283								294	97	327				
Simuliidae	1	6	1							1	1									11	2	8				
Übrige Taxa	5	4	6							10	7	4								6	5	5				
Biomasse Zoobenthos 3.3. [mg/Probe]																										
Oligochaeta	7.2	6.3	12.3							22.8	9	9.8								7.5	3.1	0.6				
Ephemeroptera	144	104	25.3							0	19.5	8.2								209	15.3	173				
Plecoptera	26.5	9.6	2							2.4	3.7									53.2	0.8	9.9				
Trichoptera	94	41.7									28.1									263	35.2	7.5				
Chironomidae	81.1	95.2	83.8							46.6	52.2	29.6								39.2	13.7	31.8				
Simuliidae	4	9.6	2.3							11.3	6.2									29.9	2.4	21				
Übrige Taxa	16.7	10.1	8.3							24	16.8	8								13.1	11.6	6.2				

Aufnahmen Rhone 2.3. - 3.3.02																										
Strecke: <b>Riddes 3 (= unten)</b>																										
Ausgangspunkt Ufer: links																										
Benetzte Breite [m]: 41.0																										
Uferdistanz [m]	1	3	5	7	9	11	13	15	17	19	21	23	25	27	29	31	33	35	37	39	41					
Tiefe 2.3. [m]	0.49	1.08	1.02	1.08	1.1	0.97	1.05	1.08	1.18	0.83	0.05															
v0 2.3. [m/s]	0.14	0.54	1.15	1.17	1.34	1.36	1.39	1.38	1.25	0.86	0															
Bewuchsdichte 2.3. Feldaufnahmen Deckungsgrad [%]																										
Kieselalgen																										
Fädige Grünalgen																										20
Übriger Bewuchs																										
<b>Benthosprobe Nr.</b>	<b>60</b>	<b>61</b>	<b>62</b>														<b>63</b>	<b>64</b>	<b>65</b>				<b>66</b>	<b>67</b>	<b>68</b>	
Dichte Zoobenthos 3.3. [Individuen/Probe]																										
Oligochaeta	246	90	227							181	162	75								40.5	60	40				
Ephemeroptera	5	1	8							33	30	52								36	10	15				
Plecoptera	3		2							25	28	20								25	9	20				
Trichoptera	3									37	31	7								13	115	391				
Chironomidae	600	312	167							537	652	682								181	74	83				
Simuliidae										1	1									14		1				
Übrige Taxa	7	4	12							11	6	4								8	21	16				
Biomasse Zoobenthos 3.3. [mg/Probe]																										
Oligochaeta	15.9	8.3	17							13	11.1	5.1								2.1	5.3	19.5				
Ephemeroptera	24.6	0.6	11							135	114	152								62.2	37.3	64.6				
Plecoptera	4.2									65.4	44.5	74.4								38	26.6	24.7				
Trichoptera	12									164	257	28.5								115	2524	8486				
Chironomidae	78	52	44.1							112	128	145								35.1	17.5	18.7				
Simuliidae												4.8								81.5						
Übrige Taxa	13.6	9.2	21.6							55.9	30.6	43.9								11.7	512	320				



Tabelle A 5.

Sedimente Rhone 2002 Korngrößen [mm]	Querprofil Brig 3.3.02 Benthosprobe Nr. [mm]					Querprofil Leuk 3.3.02									
	95	94	93	92	91	90	88	87	86	85	84	83	82	81	80
<b>Gewichtsanteile Netto pro Fraktion [g]</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
> 256 mm	1603.0	3526.0	0.0	2340.0	5928.0	0.0	2252.0	0.0	0.0	0.0	2023.0	0.0	2155.0	963.0	0.0
128 - 256 mm	4407.0	2606.0	7251.0	3420.0	2809.0	1466.0	1522.0	4604.0	2168.0	3179.0	1514.0	1330.0	2804.0	686.0	4482.0
64 - 128 mm	720.5	879.6	806.9	0.0	740.3	139.1	639.8	1173.0	586.9	586.8	1074.9	779.9	825.4	1384.1	258.8
32 - 64 mm	814.3	191.5	652.6	229.0	367.0	74.6	269.9	445.8	437.2	552.7	853.5	717.9	174.5	685.1	356.2
16 - 32 mm	267.9	121.3	301.4	79.7	220.2	9.9	59.8	139.7	252.2	294.4	160.3	212.5	22.5	197.5	172.4
8 - 16 mm	120.0	114.7	169.6	42.8	98.6	12.2	18.2	67.8	115.3	130.4	65.5	68.5	27.9	147.2	77.5
4 - 8 mm	114.8	134.8	160.1	47.3	105.4	14.2	18.2	53.6	71.4	110.2	51.6	73.5	34.3	124.6	99.7
2 - 4 mm	80.4	142.3	171.2	70.7	118.2	18.3	53.8	123.6	115.7	159.6	81.3	115.2	80.9	207.2	193.9
1 - 2 mm	54.8	69.9	100.6	76.9	84.6	19.7	84.0	167.7	134.5	208.4	92.6	141.0	62.9	174.5	153.5
0.5 - 1 mm	56.2	59.7	94.7	60.3	78.0	18.1	136.3	180.9	141.2	185.7	83.3	154.0	95.1	172.9	191.0
< 0.5 mm	8238.9	7845.8	9708.1	6366.7	10549	1772.1	5054	6956.1	4022.4	5407.2	3977	5615.5	4127.5	5934.1	6948
<b>Anteile der Fraktionen einzeln [%]</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
> 256 mm	19.5	44.9	0.0	36.8	56.2	0.0	44.6	0.0	0.0	0.0	36.0	0.0	36.3	13.9	0.0
128 - 256 mm	53.5	33.2	74.7	53.7	26.6	82.7	30.1	66.2	53.9	58.8	38.1	23.7	67.9	11.6	64.5
64 - 128 mm	8.7	11.2	8.3	0.0	7.0	7.8	12.7	16.9	14.6	10.9	27.0	13.9	20.0	23.3	3.7
32 - 64 mm	9.9	2.4	6.7	3.6	3.5	4.2	5.3	6.4	10.9	10.2	21.5	12.8	4.2	11.5	5.1
16 - 32 mm	3.3	1.5	3.1	1.3	2.1	0.6	1.2	2.0	6.3	5.4	4.0	3.8	0.5	3.3	2.5
8 - 16 mm	1.5	1.5	1.7	0.7	0.9	0.7	0.4	1.0	2.9	2.4	1.6	1.2	0.7	2.5	1.1
4 - 8 mm	1.4	1.7	1.6	0.7	1.0	0.8	0.4	0.8	1.8	2.0	1.3	1.3	0.8	2.1	1.4
2 - 4 mm	1.0	1.8	1.8	1.1	1.1	1.0	1.1	1.8	2.9	3.0	2.0	2.1	2.0	3.5	2.8
1 - 2 mm	0.7	0.9	1.0	1.2	0.8	1.1	1.7	2.4	3.3	3.9	2.3	2.5	1.5	2.9	2.2
0.5 - 1 mm	0.7	0.8	1.0	0.9	0.7	1.0	2.7	2.6	3.5	3.4	2.1	2.7	2.3	2.9	2.7
< 0.5 mm															
<b>Anteile der Fraktionen einzeln [%]</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
> 256 mm	19.5	44.9	0.0	36.8	56.2	0.0	44.6	0.0	0.0	0.0	36.0	0.0	36.3	13.9	0.0
128 - 256 mm	72.9	78.2	74.7	90.5	82.8	82.7	74.7	66.2	53.9	58.8	38.1	59.7	67.9	47.9	78.4
64 - 128 mm	81.7	89.4	83.0	90.5	89.8	90.6	87.3	83.0	68.5	69.6	65.1	73.6	87.9	71.2	82.1
32 - 64 mm	91.6	91.8	89.7	94.1	93.3	94.8	92.7	89.5	79.4	79.9	86.6	86.4	92.2	82.7	87.2
16 - 32 mm	94.8	93.4	92.8	95.3	95.4	95.3	93.9	91.5	85.6	85.3	90.6	90.2	92.7	86.1	89.7
8 - 16 mm	96.3	94.8	94.6	96.0	96.3	96.0	94.2	92.4	88.5	87.7	92.2	91.4	93.4	88.6	90.8
4 - 8 mm	97.7	96.5	96.2	96.7	97.3	96.8	94.6	93.2	90.3	89.8	93.5	92.7	94.2	90.7	92.3
2 - 4 mm	98.7	98.3	98.0	97.8	98.5	97.9	95.6	95.0	93.1	92.7	95.6	94.7	96.2	94.1	95.0
1 - 2 mm	99.3	99.2	99.0	99.1	99.3	99.0	97.3	97.4	96.5	96.6	97.9	97.3	97.7	97.1	97.3
0.5 - 1 mm	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
< 0.5 mm															
<b>Mittlere Korngrösse [mm]</b>	86.16	115.18	80.48	107.89	138.16	84.19	112.93	75.82	67.29	70.99	47.13	85.03	76.85	60.08	86.81
Median															



Tabelle A 5. Schluss

Sedimente Rhone 2002 Korngrößen [mm]	Querprofil Riddes 3 (= unten)										Mesohabitate		
	2.3.02 Benthosprobe Nr.		68	67	66	65	64	63	62	61	60	1.3.02 Pfywald H2	28.1.02 Chippis H6
Gewichtsanteile Netto pro Fraktion [g]		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
> 256 mm		2994.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
128 - 256 mm		3112.0	5559.0	4446.0	275.0	1144.0	1304.0	3087.0	4469.0	3861.0	8337.0	2161.0	3421.0
64 - 128 mm		690.9	94.8	378.7	2743.5	2504.5	1435.4	730.2	271.8	971.7	869.0	0.0	478.9
32 - 64 mm		119.3	159.0	40.7	1929.4	1944.4	1916.4	650.9	780.0	82.2	475.1	55.4	626.3
16 - 32 mm		30.3	40.5	16.2	422.6	560.2	599.0	539.1	302.6	139.9	99.6	8.8	185.1
8 - 16 mm		2.7	17.2	11.8	6.9	37.9	7.4	470.2	278.8	109.2	66.2	12.8	121.4
4 - 8 mm		4.9	13.6	8.8	0.1	0.8	0.2	249.7	160.6	70.7	33.2	10.9	75.4
2 - 4 mm		7.5	9.3	5.5	0.9	2.9	2.1	137.3	99.6	50.7	13.9	8.2	75.8
1 - 2 mm		7.0	4.9	3.3	10.7	25.3	20.9	342.6	238.2	175.1	7.4	10.5	105.0
0.5 - 1 mm		28.3	27.2	31.7	45.7	101.1	90.3	264.7	235.0	147.9	3.1	9.4	142.6
< 0.5 mm		6996.9	5925.5	4942.7	5434.8	6321.1	5375.7	6471.7	6835.6	7972.4	9904.5	5167	8503.5
Summe:													
<b>Anteile der Fraktionen einzeln [%]</b>		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
> 256 mm		42.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
128 - 256 mm		44.5	93.8	90.0	5.1	18.1	24.3	47.7	65.4	48.4	84.2	41.8	40.2
64 - 128 mm		9.9	1.6	7.7	50.5	39.6	26.7	11.3	4.0	12.2	8.8	0.0	5.6
32 - 64 mm		1.7	2.7	0.8	35.5	30.8	35.6	10.1	11.4	1.0	4.8	1.1	7.4
16 - 32 mm		0.4	0.7	0.3	7.8	8.9	11.1	8.3	4.4	1.8	1.0	0.2	2.2
8 - 16 mm		0.0	0.3	0.2	0.1	0.6	0.1	7.3	4.1	1.4	0.7	0.2	1.4
4 - 8 mm		0.1	0.2	0.2	0.0	0.0	0.0	3.9	2.3	0.9	0.3	0.2	0.9
2 - 4 mm		0.1	0.2	0.1	0.0	0.0	0.0	2.1	1.5	0.6	0.1	0.2	0.9
1 - 2 mm		0.1	0.1	0.1	0.2	0.4	0.4	5.3	3.5	2.2	0.1	0.2	1.2
0.5 - 1 mm		0.4	0.5	0.6	0.8	1.6	1.7	4.1	3.4	1.9	0.0	0.2	1.7
< 0.5 mm													
Summe:													
<b>Anteile der Fraktionen einzeln [%]</b>		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
> 256 mm		42.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
128 - 256 mm		87.3	93.8	90.0	5.1	18.1	24.3	47.7	65.4	48.4	84.2	41.8	38.5
64 - 128 mm		97.1	95.4	97.6	55.5	57.7	51.0	59.0	69.4	90.3	92.9	97.8	78.7
32 - 64 mm		98.8	98.1	98.4	91.0	88.5	86.6	69.0	80.8	91.3	97.7	98.8	84.3
16 - 32 mm		99.3	98.8	98.8	98.8	97.3	97.8	77.4	85.2	93.1	98.8	99.0	91.7
8 - 16 mm		99.3	99.1	99.0	98.9	97.9	97.9	84.6	89.3	94.4	99.4	99.2	95.3
4 - 8 mm		99.4	99.3	99.2	98.9	98.0	97.9	88.5	91.6	95.3	99.8	99.5	96.2
2 - 4 mm		99.5	99.5	99.3	99.0	98.0	97.9	90.6	93.1	95.9	99.9	99.6	97.1
1 - 2 mm		99.6	99.5	99.4	99.2	98.4	98.3	95.9	96.6	98.1	100.0	99.8	98.3
0.5 - 1 mm		100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
< 0.5 mm													
Summe:													
<b>Mittlere Korngröße [mm]</b>		114.40	88.47	87.07	34.53	36.63	32.81	55.57	75.33	95.66	84.80	137.76	104.95
Median													

Tabelle A 6.

Querprofil: **Rhone Brig**  
 Datum: **3.3.2002**

Abstand vom Nullpunkt [m]	Pegel [cm]	Zeit	Tiefe Messlotrechte [cm]	Messtiefe [cm]	v_gemessen			
					[cm/s]	[cm/s]	[cm/s]	[cm/s]
3		11:00	0		0			
5			50	5	25			
				25	5			
				45	10			
9			60	5	115			
				30	90			
				55	50			
13			55	5	120			
				28	115			
				50	65			
17			45	5	110			
				23	80			
				40	25			
21			40	5	80			
				20	65			
				35	20			
25			25	5	45			
				13	45			
				20	25			
27		11:50	0		0			

Limnigraphenstation: **Rhone Chippis**  
 Datum: **26.1.2002**

Abstand vom Nullpunkt [m]	Pegel [cm]	Zeit	Tiefe Messlotrechte [cm]	Messtiefe [cm]	v_gemessen			
					[cm/s]	[cm/s]	[cm/s]	[cm/s]
6		15:30	0		0			
10			42	5	62	58		
				17	43	38		
				25	35	30		
				32	14	18		
14			38	5	80	78		
				15	82	78		
				23	74	69		
				28	60	62		
18			53	10	75	75		
				21	72	70		
				32	64	62		
				43	23	25		
22			69	10	98	103		
				28	69	83		
				41	57	58		
				59	29	25		
26			76	10	120	125		
				30	108	105		
				46	100	88		
				66	79	68		
30			87	10	122	127		
				35	127	117		
				52	101	118		
				77	75	80		
34			87	10	125	126		
				35	113	124		
				52	113	122		
				77	90	86		
38			89	10	122	135		
				36	128	114		
				53	126	101		
				79	78	75		
42			81	10	116	109		
				32	98	114		
				49	91	88		
				71	57	81	64	
46			73	10	120	126		
				29	115	98		
				44	96	109		
				63	13	10		
50			68	10	92	96		
				27	92	96		
				41	76	82		
				58	60	50		
54			74	10	74	78		
				30	69	68		
				44	59	59		
				64	59	47		
57		16:30	0		0			

Limnigraphenstation: **Rhone Riddes unten**  
 Datum: **2.3.2002**

Abstand vom Nullpunkt [m]	Pegel [cm]	Zeit	Tiefe Messlotrechte [cm]	Messtiefe [cm]	v_gemessen			
					[cm/s]	[cm/s]	[cm/s]	[cm/s]
5		13:30	5		0			
9			83	10	82	89		
				33	86	89		
				50	63	56		
				73	22	18		
13			118	10	125	125		
				47	121	117		
				71	106	113		
				108	41	38		
17			108	10	140	136		
				43	136	134		
				65	101	110		
				98	95	65	77	
21			105	10	143	134		
				42	135	134		
				63	124	128		
				95	94	81		
25			97	10	138	134		
				39	133	134		
				58	127	122		
				87	76	87		
29			110	10	126	142		
				44	127	127		
				66	109	123		
				100	81	72		
33			108	10	119	114		
				43	119	110		
				65	99	102		
				98	83	72		
37			102	10	111	118		
				41	115	105		
				61	100	108		
				92	69	78		
41			108	10	90	90		
				43	86	84		
				65	85	66		
				98	56	51		
45			49	10	12	15		
				20	16	16		
				30	18	20		
				39	6	11		
45.8		14:00	0		0			

Limnigraphenstation: **Rhone Leuk**

Datum: **25.1.2002**

Abstand vom Nullpunkt [m]	Pegel [cm]	Zeit	Tiefe Messlotrechte [cm]	Messtiefe [cm]	v_gemessen			
					[cm/s]	[cm/s]	[cm/s]	[cm/s]
5		16:00	0	0				
7			77	10	82	87	92	
				31	79	69		
				45	76	73		
				67	1	0		
9			103	10	111	110		
				41	94	98		
				62	86	81		
				93	74	63		
11			108	10	115	110		
				43	102	93		
				65	82	79		
				98	39	23		
13			100	10	108	103		
				40	102	101		
				60	82	93		
				90	30	29		
15			85	10	116	118		
				34	117	102		
				51	98	98		
				75	78	69		
17			82	10	108	115		
				33	72	89		
				49	83	82		
				72	48	66	53	
19			76	10	115	134		
				30	116	115		
				46	86	95		
				66	50	62		
21			72	10	140	138		
				29	109	128		
				43	109	101		
				62	87	87		
23			72	10	128	124		
				29	121	117		
				43	109	106		
				62	66	72		
25			72	10	127	134		
				29	123	123		
				43	109	99		
				62	87	78		
27			67	10	113	125		
				27	107	110		
				40	104	93		
				57	70	62		
29			71	10	132	126		
				28	118	120		
				43	104	98		
				61	74	80		
31			75	10	118	115		
				30	102	110		
				45	95	89		
				61	64	65		
33			68	10	95	101		
				27	97	97		
				41	80	90		
				58	74	72		
35			72	10	99	88		
				29	88	89		
				43	77	74		
				62	48	54		
37			75	10	86	84		
				30	85	88		
				45	71	70		
				65	49	57		
39			89	10	89	93		
				35	87	89		
				53	69	71		
				79	39	39		
41			100	10	110	109		
				40	90	97		
				60	86	78		
				90	57	51		
43			97	10	105	113		
				39	103	99		
				58	80	82		
				87	62	67		
45			75	10	12	17		
				30	16	17		
				45	7	1		
				65	0	1		
47		16:35	0	0	0	0		

Limnigraphenstation: **Rhone Leuk**

Datum: **26.1.2002**

Abstand vom Nullpunkt [m]	Pegel [cm]	Zeit	Tiefe Messlotrechte [cm]	Messtiefe [cm]	v_gemessen			
					[cm/s]	[cm/s]	[cm/s]	[cm/s]
5		9:00	0	0				
7			62	10	56	60		
				25	55	56		
				37	30	38		
				52	10	9		
9			91	10	77	80		
				36	67	73		
				55	60	65		
				81	44	45		
11			85	10	84	74		
				32	72	78		
				51	70	64		
				75	26	15		
13			75	10	84	82		
				30	68	74		
				45	65	61		
				65	34	48		
15			66	10	95	83		
				26	70	73		
				40	76	63		
				56	56	65		
17			62	10	82	92		
				25	79	87		
				37	64	76		
				52	59	55		
19			55	10	91	85		
				22	74	79		
				33	71	59		
				45	58	45		
21			54	10	107	110		
				22	89	89		
				32	90	90		
				44	71	72		
23			54	10	100	93		
				22	86	83		
				32	76	73		
				44	69	55		
25			51	10	101	96		
				20	94	95		
				31	82	86		
				41	73	79		
27			51	10	82	92		
				20	85	80		
				31	69	82		
				41	54	59		
29			49	10	97	91		
				20	84	96		
				29	87	79		
				39	64	70		
31			55	10	84	81		
				22	75	74		
				33	71	66		
				45	36	50		
33			51	10	68	69		
				20	71	68		
				31	49	64		
				41	35	40		
35			49	10	70	71		
				20	65	68		
				29	63	61		
				39	50	55		
37			56	10	60	57		
				22	57	57		
				34	52	52		
				46	46	34		
39			69	10	65	60		
				28	59	59		
				41	38	46		
				59	34	34		
41			81	10	55	77		
				32	70	73		
				49	60	69		
				71	42	37		
43			75	10	88	77		
				30	80	75		
				45	66	72		
				65	46	52		
45			52	10	3			
				21	9	6		
				31	4	11		
				42	12	7		
47		10:30	0	0	0	0		

Tabelle A 6. Schluss

Limnigraphenstation: **Rhone/Riddes oben**  
 Datum: 27.1.2002

Abstand vom Nullpunkt [m]	Pegel [cm]	Zeit	Tiefe Messlotrechte [cm]	Messstiefe [cm]	v. gemessen [cm/s]	Messstiefe [cm]	v. gemessen [cm/s]
3	10,00		0		0		
7			32	10	92	89	
					13	90	94
					19	84	80
					22	83	77
11			32	10	83	91	
					13	82	90
					19	76	80
					22	82	72
15			38	10	91	93	
					15	97	88
					23	77	87
					28	69	74
19			39	10	103	98	
					16	101	104
					23	92	91
					28	77	87
23			48	10	104	103	
					19	101	102
					29	88	86
					38	77	71
27			52	10	112	106	
					21	111	111
					31	94	86
					42	81	71
31			57	10	114	109	
					23	105	95
					34	99	92
					47	83	75
35			62	10	116	113	
					25	103	106
					37	106	103
					52	78	72
39			59	10	110	110	
					24	106	107
					35	89	95
					49	76	79
43			50	10	99	108	
					20	103	107
					30	104	98
					40	79	83
47			35	10	0	6	
					14	0	0
					21	1	1
					25	1	1
48	11,00		0		0		

Limnigraphenstation: **Rhone/Riddes Mitte**  
 Datum: 2.3.2002

Abstand vom Nullpunkt [m]	Pegel [cm]	Zeit	Tiefe Messlotrechte [cm]	Messstiefe [cm]	v. gemessen [cm/s]	Messstiefe [cm]	v. gemessen [cm/s]
1		9:30	0		0		
3			77	10	65	62	
					31	16	34
					46	1	1
					67	1	2
7			87	10	122	129	
					36	117	119
					52	110	102
					77	72	80
11			87	10	136	133	
					36	120	112
					52	115	109
					77	90	74
15			85	10	128	132	
					34	131	121
					51	124	122
					75	90	75
19			85	10	134	134	
					34	127	112
					51	97	104
					75	56	68
23			83	10	126	139	
					33	129	127
					50	95	95
					73	73	73
27			81	10	137	140	
					32	130	116
					49	120	114
					71	94	93
31			78	10	145	144	
					31	129	128
					47	106	115
					68	74	89
35			72	10	129	133	
					29	122	120
					43	105	105
					62	79	91
39			68	10	125	121	
					27	95	107
					41	96	96
					58	76	73
43			56	10	123	111	
					22	109	110
					34	106	89
					46	65	66
47			67	10	101	106	
					27	100	96
					40	100	89
51	10:15		0		0		

Limnigraphenstation: **Rhone/Riddes Mitte**  
 Datum: 27.1.2002

Abstand vom Nullpunkt [m]	Pegel [cm]	Zeit	Tiefe Messlotrechte [cm]	Messstiefe [cm]	v. gemessen [cm/s]	Messstiefe [cm]	v. gemessen [cm/s]
3	13:45		0		0		
7			71	10	106	107	
					28	100	99
					43	83	82
					61	63	67
11			70	10	111	113	
					28	104	98
					42	89	97
					60	67	71
15			69	10	109	114	
					28	94	104
					41	100	99
					59	73	69
19			61	10	117	114	
					24	92	101
					51	81	75
23			65	10	100	99	
					26	88	95
					39	90	86
					55	79	63
27			64	10	119	117	
					26	104	111
					38	104	92
					54	82	87
31			61	10	121	109	
					24	113	121
					37	102	105
					51	84	75
35			58	10	108	121	
					23	112	95
					35	97	100
					48	53	54
39			47	10	94	107	
					19	102	86
					28	78	85
					37	68	79
43			42	10	110	95	
					25	69	76
					32	59	62
45			51	10	85	98	
					20	83	91
					31	78	84
47	14:15		0		0		

Tabelle A 7.

	Koordinaten	Bezeichnung HECRAS	Abfluss (m <sup>3</sup> /s)	Talweg (m ü.M.)	Wasser- spiegel (m ü.M.)	Wasserspiegel- gefälle (-)	Benetzter Querschnitt (m <sup>2</sup> )	Benetzte Breite (m)	Hydraulischer Radius (m)	Mittlere Fliess- geschwindigkeit (m/s)	Froude- zahl (-)	Reynolds- zahl (-)
Brig	639 875 / 128 900	116.404	5.00	659.13	659.51	0.002969057	6.31	23.9	0.26	0.79	0.49	818326.7
Brig	639 875 / 128 900	116.404	7.50	659.13	659.58	0.002986943	8.15	24.35	0.33	0.92	0.51	1209562
Brig	639 875 / 128 900	116.404	15.00	659.13	659.76	0.002933286	12.56	25.3	0.49	1.19	0.54	2323108
Brig	639 875 / 128 900	116.404	100.00	659.13	660.82	0.00261134	41.33	28.61	1.4	2.42	0.64	13498008
Brig	639 875 / 128 900	116.404	200.00	659.13	661.61	0.002575568	64.68	30.76	2.01	3.09	0.68	24744622
Leuk	618 200 / 128 350	93.650	10.00	614.73	615.49	0.001610075	15.89	41.54	0.38	0.63	0.32	953784.9
Leuk	618 200 / 128 350	93.650	16.35	614.73	615.63	0.001663745	21.79	42.69	0.51	0.75	0.34	1523904
Leuk	618 200 / 128 350	93.650	28.70	614.73	615.84	0.001753193	31.2	44.28	0.7	0.92	0.35	2565737
Leuk	618 200 / 128 350	93.650	40.00	614.73	616	0.001808682	38.17	44.78	0.84	1.05	0.36	3513944
Leuk	618 200 / 128 350	93.650	170.00	614.73	617.13	0.00194998	93.53	53.86	1.7	1.82	0.44	12326693
Leuk	618 200 / 128 350	93.650	350.00	614.73	618.09	0.001932091	147.36	58.94	2.44	2.38	0.48	23136255
Chippis	606 975 / 125 475	80.355	29.55	517.9	518.7	0.0039	25.44	51.35	0.49	1.16	0.53	2264542
Riddes oben	586 675 / 115 650	56.306	17.60	471.84	472.63	0.00075877	28.9	43.98	0.65	0.61	0.24	1579681
Riddes oben	585 675 / 115 650	56.306	27.00	471.84	472.84	0.0007393	38.46	45.69	0.84	0.7	0.24	2342629
Riddes oben	586 675 / 115 650	56.306	70.00	471.84	473.52	0.000719858	71.38	49.59	1.42	0.98	0.26	5544223
Riddes oben	586 675 / 115 650	56.306	250.00	471.84	475.16	0.00078225	155.52	53.51	2.82	1.61	0.3	18088446
Riddes oben	586 675 / 115 650	56.306	280.00	471.84	475.36	0.0007968	166.54	53.94	2.98	1.68	0.31	19945817
Riddes oben	586 675 / 115 650	56.306	500.00	471.84	476.56	0.000875503	234.01	60.52	3.7	2.14	0.35	31545817
Riddes Mitte	584 625 / 114 450	53.857	24.30	469.31	470.16	0.003673674	29.14	48.24	0.6	0.83	0.34	1984064
Riddes Mitte	584 625 / 114 450	53.857	38.55	469.31	470.38	0.003451027	39.6	48.98	0.8	0.97	0.35	3091633
Riddes Mitte	585 625 / 114 450	53.857	110.00	469.31	471.16	0.0028	78.89	51.46	1.5	1.39	0.36	8306773
Riddes Mitte	584 625 / 114 450	53.857	280.00	469.31	472.41	0.001929606	145.02	53.92	2.59	1.93	0.38	19915139
Riddes Mitte	584 625 / 114 450	53.857	500.00	469.31	473.61	0.001447205	214.38	70.76	2.91	2.33	0.43	27013147
Riddes unten	581 650 / 113 675	50.579	24.30	465.04	465.68	0.001841621	21.03	42.14	0.5	1.16	0.52	2310757
Riddes unten	581 650 / 113 675	50.579	39.75	465.04	465.9	0.001821818	30.52	43.81	0.69	1.3	0.5	3573705
Riddes unten	582 650 / 113 675	50.579	110.00	465.04	466.71	0.0017426	68.16	49.07	1.38	1.61	0.44	8851793
Riddes unten	581 650 / 113 675	50.579	280.00	465.04	468.08	0.001544585	139.57	54.69	2.5	2.01	0.4	20019920
Riddes unten	581 650 / 113 675	50.579	500.00	465.04	469.44	0.001366364	215.67	57.62	3.6	2.32	0.38	33274900

Tabelle A 8.

<b>Feldmessungen / Probenahmen</b>	<b>Mess- und Probenahmegeräte</b>
Wassertiefe	Messstab.
Strömung	Flügelmessung: Flowtherm ASDi "D"; Höntsch GmbH, D-Waiblingen. Magnetisch-induktive Messung: Nautilus C2000; Ott GmbH, D-Kempton.
Substrat- und Benthosaufnahme	Korngrößen- und Bewuchsschätzung: Gucker und digitale Videokamera Panasonic NV-MX7. Probenentnahme: Surber-Sampler und BUDA (Kapitel 3), Fixierung mit Formalin (4%).
Benthos Mesohabitate	Limnex: Unterschiedliche Zahl und Fläche der Teilproben pro Mesohabitat je nach Situation. ETEC: 1 Teilprobe à 0.05 m <sup>2</sup> pro Mesohabitat.
<b>Bestimmungen im Labor</b>	<b>Geräte und Methoden</b>
Sedimentanalyse	Lufttrocknung der Substratproben. Auftrennung mittels Siebturm in die Korngrößenklassen der Phi-Skala (Gordon et al. (1992). Auswaage jeder Fraktion auf ±1g (>64mm) bzw. ±0.1g.
Benthosproben	Auslesen der Tiere aus der gesamten Probe oder aus Teilproben (Splitting) mittels Ringlupe und Binokular. Bestimmung je nach Probe und Organismen auf unterschiedliches Niveau (Kapitel 3).
<b>Berechnungen / Auswertungen</b>	<b>Programme und Methoden</b>
Momentan-Abfluss	Programm "Biber", Ingenieurbüro Kisters, D-Aachen.
Modellierung in den Querprofilen	Proramm HEC-RAS, auf die Rhone adaptiert durch das Laboratoire de Constructions Hydrauliques an der EPFL Lausanne (Kapitel 3; LCH, 2002; Baumann & Meile, im Druck.
Hydraulische Kennwerte in Querprofilen	<p><b>1. Strömungscharakteristik:</b></p> <p>Froudezahl <math>Fr = \frac{u}{(g \cdot h)^{0.5}}</math> <span style="float: right;">u = mittlere Strömung über die ganze Tiefe [m] g = Erdbeschleunigung [m·s<sup>-2</sup>] h = Wassertiefe [m]</span></p> <p>Kornreynoldszahl <math>Re^* = \frac{u^* \cdot k}{\nu}</math> <span style="float: right;">u* = Scherströmung (Schubspannungsgeschw.) [m·s<sup>-1</sup>] k = kinematische Viskosität [m<sup>2</sup>·s] ν = Sohlenrauigkeit [d<sub>50</sub> in mm]</span></p> <p><b>2. Hydraulischer Stress:</b></p> <p>Scherströmung <math>u^* = (g \cdot h \cdot s)^{0.5}</math> <span style="float: right;">g = Erdbeschleunigung [m·s<sup>-2</sup>] h = Wassertiefe [m] s = Wasserspiegelgefälle [—]</span></p> <p>Schubspannung <math>\tau = \rho \cdot (u^*)^2</math> <span style="float: right;">ρ = Dichte des Wassers [kg·m<sup>3</sup>] u* = Scherströmung (Schubspannungsgeschw.) [m·s<sup>-1</sup>]</span></p> <p><b>3. Sohlenstabilität</b></p> <p>Rel. Bettstabilität <math>RBS = \frac{0.155 \cdot (d)^{0.5}}{0.7 \cdot u}</math> <span style="float: right;">d = mittlerer Korndurchmesser [d<sub>50</sub> in mm] u = mittlere Strömung über die ganze Tiefe [m]</span></p> <p>Dimensionslose Soh- lenschubspannung <math>\theta = \frac{h \cdot s}{(\delta - 1) \cdot d}</math> <span style="float: right;">h = Wassertiefe [m] s = Wasserspiegelgefälle [—] δ = Dichte des Sedimentes [kg·m<sup>3</sup>] d = mittlerer Korndurchmesser [d<sub>50</sub> in mm]</span></p>
Biologische Kennwerte	Programm ECOPROF, Version 2.5, Softwarehaus Graf & Partner, Wien. Einzelheiten zu den berechneten Indikatoren siehe <www.ecoprof.at> sowie Vogel (2004).