

# **Die Uferzoozönosen in natürlichen und regulierten Flussabschnitten**



**Diplomarbeit von Viviane Uhlmann**

**Betreuer: Dr. Klement Tockner**

**Oktober 2001**

The background of the cover is an aerial photograph of a river valley. A river flows through the center, with a dam visible in the lower right. The surrounding mountains are covered in dense green forest. The text is overlaid on this image.

# **Die Uferzoozönosen in natürlichen und regulierten Flussabschnitten**

Diplomarbeit von Viviane Uhlmann

Betreuer: Dr. Klement Tockner

Diplomprofessor: Prof. Dr. James V. Ward

Eidgenössische Anstalt für  
Wasserversorgung, Abwasserreinigung und  
Gewässerschutz (EAWAG)

Eidgenössische Technische Hochschule  
Zürich (ETHZ)

Departement Biologie  
Systematische und ökologische Biologie

Dübendorf, Oktober 2001

## Zusammenfassung

In der Schweiz werden ca. 60% der elektrischen Energie durch Wasserkraftnutzung gewonnen. Als Folge davon sind viele Fließgewässer hydrologisch beeinträchtigt, einerseits durch den Entzug von Wasser (Restwasser), andererseits durch Schwall-Sunk (kurzfristig ändernde Wasserstandschwankungen). Die Auswirkungen von Schwallbetrieb sind – im Gegensatz zur Restwasserstreckenproblematik - wenig untersucht.

In der vorliegenden Studie wurden die Uferzoozönosen von Fließgewässern entlang eines anthropogenen Einflussgradienten untersucht. An dreizehn morphologisch und/oder hydrologisch beeinträchtigten Flussabschnitten wurden Aufnahmen der aquatischen Fauna durchgeführt. Das Ziel war es, die ökologische Bedeutung morphologischer und hydrologischer Beeinträchtigungen herauszuarbeiten und die Uferzoozönosen auf die Eignung als sensible Indikatoren für die ökologische Integrität von Fließgewässern zu prüfen. Insgesamt spiegeln die Ausdehnung der Uferbereiche, die Ausprägung der Uferhabitate und die Zusammensetzung der uferassozierten Biozönosen die ökologische Integrität einer Aue wider (Petts 1990, Ward *et al.* 1999).

Die aquatische Fauna ermöglichte eine deutliche Aufspaltung in hydrologisch intakte und hydrologisch gestörte Untersuchungsstellen. Schwall-Sunk beeinträchtigte Flussabschnitte, die eine natürliche Morphologie aufwiesen, liessen sich hingegen nicht von Schwall-Sunk beeinträchtigten Flussabschnitten mit einem hohen Verbauungsgrad unterscheiden. Die deutlichste Veränderung zeigte sich in einer Reduktion der Gesamtabundanzen um bis zu 80% in den Schwall-Sunk beeinträchtigten Flussabschnitten. Es konnte eine Abnahme der Habitatheterogenität und Diversität der aquatischen Organismen entlang des anthropogenen Einflussgradienten festgestellt werden.

Weiters wurde die Reaktion von aquatischen und terrestrischen Organismen auf unterschiedliche hydrologische Extremsituationen untersucht. Dazu wurden simultane Aufnahmen der aquatischen und terrestrischen Fauna während eines natürlichen Hochwasserereignisses an der Thur und einer tageszeitlichen Schwall-Sunk Phase an der Rhone durchgeführt.

Es konnte gezeigt werden, dass in einem hydrologisch intakten Fließgewässer eine an Hochwasserereignisse angepasste Fauna vorkommt und eine Interaktion zwischen aquatischen und terrestrischen Teillebensräumen stattfindet. In einem hydrologisch gestörten Flussabschnitt dagegen reagierten die terrestrischen und die aquatischen Organismen kaum auf Wasserstandfluktuationen. Der aquatische und der terrestrische Bereich, in dem die täglichen Wasserstandschwankungen stattfinden, wurde nur in geringen Dichten besiedelt. Zusätzlich konnte eine durch den Schwall ausgelöste hohe Driftrate festgestellt werden.

Die Uferzoozönosen erwiesen sich als sensible und leicht anwendbare Indikatoren, die die ökologische Bedeutung hydrologischer Beeinträchtigungen und damit die Integrität eines Flusssystemes aufzeigen.

# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitung.....</b>	<b>3</b>
<b>2</b>	<b>Untersuchungsgebiete.....</b>	<b>8</b>
2.1	Übersicht.....	8
2.1.1	Tagliamento .....	9
2.1.2	Sense .....	10
2.1.3	Thur.....	10
2.1.4	Vorderrhein.....	11
2.1.5	Hinterrhein .....	11
2.1.6	Alpenrhein.....	12
2.1.7	Rhone .....	12
2.1.8	Hydrologie .....	13
<b>3</b>	<b>Material und Methoden.....</b>	<b>18</b>
3.1	Kartierung der Untersuchungsgebiete.....	18
3.1.1	GPS und GIS.....	18
3.1.2	Überflutungswahrscheinlichkeit .....	19
3.2	Probenahme.....	19
3.2.1	Physikalisch-chemische Parameter.....	19
3.2.2	Aquatische Fauna.....	20
3.2.3	Terrestrische Fauna.....	23
<b>4</b>	<b>Resultate.....</b>	<b>25</b>
4.1	Vergleich der unterschiedlich beeinträchtigten Untersuchungsstellen .....	25
4.1.1	Physikalisch-chemische Parameter.....	26
4.1.2	Aquatische Fauna.....	32
4.2	Auswirkung von Wasserstandschwankungen.....	40
4.2.1	Physikalisch-chemische Parameter.....	40
4.2.2	Aquatische und terrestrische Fauna .....	41
4.3	Artendiversität.....	47

<b>5</b>	<b>Diskussion .....</b>	<b>49</b>
5.1	Vergleich der unterschiedlich beeinträchtigten Untersuchungsstellen .....	49
5.2	Auswirkung von Wasserstandschwankungen.....	52
5.3	Naturschutz .....	55
<b>6</b>	<b>Danksagung .....</b>	<b>60</b>
<b>7</b>	<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>61</b>
<b>8</b>	<b>Anhang.....</b>	<b>65</b>

# 1 Einleitung

Natürliche Flüsse können sich bei Hochwasser über den Talboden ausbreiten und schaffen durch Erosions- und Sedimentationsprozesse eine breite Aue (Sedell *et al.* 1990). Die Zone, die sich dabei mit dem Wasserspiegel verschiebt, wird als „moving littoral“ bezeichnet und bildet eine der Hauptaktivitätszonen in einer Aue (Junk *et al.* 1989). Durch die Abflussdynamik und die Wasserstandfluktuationen entstehen in unverbauten Systemen breite und komplexe Uferbereiche, die verschiedene geomorphologische Strukturen bieten und eine an diese Wasserstanddynamik angepasste Flora und Fauna beherbergen. Dieser auch als Übergangszone bezeichnete Bereich ATTZ („aquatic-terrestrial transition zone“) enthält Komponenten aus terrestrischen und aquatischen Gemeinschaften (Junk *et al.* 1989).

Einige Arten sind so gut an diese Umgebung angepasst, dass sie sowohl in überfluteten, als auch in trockenen Jahreszeiten produktiv sind und nicht als eindeutig terrestrisch oder aquatisch bezeichnet werden können (amphibische Lebensgemeinschaften, Junk *et al.* 1989). Weiter besteht eine wechselseitige nahrungsökologische Abhängigkeit zwischen terrestrischen und aquatischen Organismen entlang der Uferzone (Plachter 1998).

Uferzonen – definiert als der Bereich in einer Aue, der zwischen dem minimalen und maximalen jährlichen Wasserstand liegt (Nilsson & Berggren 2000) - beherbergen nicht nur eine ungewöhnlich diverse Artengemeinschaft, sondern es finden darin auch diverse Umweltprozesse statt. Durch ein variables, dynamisches Abflussregime und dem Einfluss der angrenzenden Vegetation bieten Uferzonen vielfältige Ressourcen und kontrollieren Energie- und Materialflüsse. Uferzonen ermöglichen verschiedenen Organismen auch eine longitudinale Migrationen (Nilsson & Berggren 2000) und bilden „Speicher“ für genetische Pools und damit die Voraussetzung für aktive Mikroevolution (Naiman & Décamps 1997). Zusätzlich dienen die Uferbereiche als Hochwasserrefugien für die aquatische Fauna (z.B. Rempel *et al.* 1999).

Durch solche komplexe Interaktionen gezeichnet, entsteht ein sensibles System, das stark auf Umweltveränderungen reagiert. Die dynamische Interaktion zwischen Land und Wasser ist der Hauptprozess, der Fließgewässersystemen schafft, diese erhält und die spezifischen Anpassungen der Biota an diese Umweltbedingungen kontrolliert (Junk *et al.* 1989). In Nordamerika und Europa sind die grundlegenden funktionalen Eigenschaften der meisten grösseren Flussläufe durch wasserbauliche und wasserwirtschaftliche Massnahmen nachhaltig gestört (Petts *et al.* 1989, Dynesius & Nilsson 1994). Einerseits sind Uferzonen

durch Kanalisierungsmassnahmen in vielen Flüssen weitgehend verschwunden, andererseits sind durch den Bau von Staudämmen die nötige Abfluss und- Wasserstanddynamik beeinflusst (z.B. Restwasserstrecken oder Schwall-Sunk Abflussregime). Daher haben sich Flussbilder entwickelt, die ihre ursprüngliche Dynamik, Komplexität, Biodiversität und Ausdehnung weitgehend verloren haben. Aus diesen Gründen gelten viele der ripikolen (spezifische Uferfauna-) Arten als gefährdet (Naiman *et al.* 1993, Plachter 1998).

Hydrologie- und Temperaturregime sind die zwei abiotischen Hauptfaktoren, die lotische Systeme beeinflussen, bzw. die Struktur und Dynamik der Fliessgewässerbiota kontrollieren (Tockner *et al.* 2000). Extreme Abflüsse verursachen oft einen Verlust der Anzahl und Biomasse von gewissen Taxa durch Überflutung oder Austrocknung. Die Frequenz und die Intensität von extremen Abflussereignissen als Eigenschaften von Störungen müssen gemeinsam betrachtet werden. Fraglich ist, ob Extremereignisse so selten und unvorhersagbar - im Bezug auf Lebensspannen von dominierenden Arten- sind, dass sich diese Arten nicht an die hydrologischen Ereignisse anpassen können. Obwohl weniger intensive Ereignisse immer noch signifikante Auswirkungen auf gewisse Ökosystemkomponenten haben können, kommen sie genug häufig vor, dass sie als einen Teil der natürlichen Vorgänge in einem System betrachtet werden können. Saisonale Wasserstandschwankungen sind natürlich und vorhersagbar. Daher haben die Organismen eines Fliessgewässersystems ihre Lebenszyklen an diese angepasst (Resh *et al.* 1988).

Ein Schwal-Sunk Regime bedeutet massive kurzzeitige Wasserstandschwankungen in einem Flussabschnitt. Diese Wasserstandschwankungen entstehen durch Wasserkraftnutzung. Meist wird gegen Mittag, wenn der Elektrizitätsbedarf der Bevölkerung am grössten ist, das Wasser aus den Speicherseen turbiniert. Der kurzfristig erhöhte Abfluss verursacht einen schnellen Anstieg (Schwall) und ein ebenso schnelles Sinken des Wasserspiegels (Sunk, siehe Abbildung 3). Ein solches künstliches Abflussregime wirkt sich negativ auf die Biozönosen in permanent, als auch in periodisch überfluteten Gerinneabschnitten aus (z.B. Mundahl & Kraft 1988, Jungwirth *et al.* 1990, Céréghino & Lavandier 1998, Middleton 2000).

In natürlichen Fliessgewässern (beispielsweise in Karstgebieten) kommen ebenfalls plötzliche und grosse Änderungen des Abflusses vor, aber weit weniger häufig. Im Gegensatz zu natürlichen Hochwasserereignissen wirken künstlich verursachte „Hochwässer“ nicht als strukturierende und konstruktive Störung auf die Flussbiozönose (Resh *et al.* 1988). Die Auswirkungen des Schwall-Sunk auf die Biozönosen zeigen sich vor allem in einer drastischen Abnahme der Dichte und der Biomasse bis zu 95% und nur vereinzelt in der

qualitativen Zusammensetzung. Man vermutet, dass neben der Grösse und der Häufigkeit des durch den Menschen verursachten Schwall-Sunk auch die grösstenteils unterbundene Interaktion der Grundwasser- und Oberflächenwasserhydrologie ein Grund für die negativen Effekte des Schwall-Sunk sein kann (Bretschko & Moog 1990). Ein Schwall-Sunk Regime wird daher als „press disturbance“, ein natürliches Hochwasser als „pulse disturbance“ bezeichnet (Yount & Niemi 1990).

Es gibt viele Arten von Habitaten in Fliessgewässersystemen. Zwischen den einzelnen Steinen der Schotterflächen in der Uferzone dehnt sich ein umfangreiches Hohlraumsystem aus. Dieses kann einerseits offen sein und von Tieren genutzt werden, andererseits von Feinsediment gefüllt und unzugänglich sein (Plachter 1998). Zusätzlich bilden Totholz, von Algen überwachsene Steine, Makrophyten und angrenzende Vegetation ein diverses, strukturreiches Angebot an Habitaten. In regulierten Flüssen, deren dynamisches Flussbett durch eine monotone Verbauung oder Blockwürfe ersetzt worden ist, geht die Heterogenität dieser Strukturen, bzw. Habitate verloren. Die Verfügbarkeit von Refugien hängt von der räumlichen Heterogenität innerhalb des Flussgerinnes und seiner Uferzonen ab, so dass solche Habitate durch die physikalischen Einflüsse eines Hochwassers unterschiedlich beeinflusst werden (Rempel *et al.* 1999). Refugien werden definiert als Habitate oder Umweltfaktoren, die die räumliche und zeitliche Resistenz und/oder Resilienz von biotischen Gemeinschaften fördern. Diese Gemeinschaften werden durch biophysikalische Störungen beeinflusst (Sedell *et al.* 1990). Bei Störungen in natürlichen Systemen kann sich die Fauna des betreffenden Flusses in Refugien zurückziehen und nach dem Hochwasser einen Abschnitt neu besiedeln. In regulierten Flüssen fehlt die Verfügbarkeit solcher Refugien, was sich auf die Fauna negativ auswirken kann. Refugien und damit eine Habitatheterogenität sind wichtig für die Erhaltung der Biodiversität (Sedell *et al.* 1990).

In den letzten Jahren sind Renaturierungsmassnahmen von Fliessgewässern immer häufiger durchgeführt worden. Dadurch ist auch die Diskussion über mögliche Indikatoren, die bei der Bewertung von Fliessgewässerrenaturierungen bzw. einer Erfolgskontrolle anwendbar sind, aufgekommen. Eine Möglichkeit bieten Uferzoozönosen als sensible Indikatoren für anthropogene Einflüsse in Fliessgewässerökosystemen.

Sie erfüllen alle Kriterien, die Keddy (1999) für Indikatoren aufgestellt hat. Die Kriterien sollen folgende Voraussetzungen erfüllen:

- Ökologisch aussagekräftig, bezogen auf grundlegende Umweltprozesse (bei Uferzonen z.B. Auswirkungen von Wasserstandfluktuationen auf aquatische und terrestrische Habitate)
- Grossräumig anwendbar
- Pragmatisch und sensibel, d.h. sie sollen eine schnelle Antwort auf Störungen oder andere Stresssituationen geben
- Leicht zu messen und kostengünstig

Im Rahmen des Projektes "Dritte Rhonekorrektion", welches vorwiegend ein Hochwasserschutzprojekt darstellt, bekam die EAWAG die Möglichkeit, verschiedene ökologische Forschungsprojekte durchzuführen. Die vorliegende Arbeit fand im Subprojekt „Überflutungsdynamik und Zoozönosen der Gewässerufer: Sensible Indikatoren der ökologischen Integrität von Flussauen“ statt.

Das Ziel dieser Arbeit ist es, die Zusammensetzung und Verteilung der aquatischen und terrestrischen Uferzoozönosen entlang eines anthropogenen Einflussgradienten zu untersuchen, um die ökologische Integrität eines Flusssystemes zu bewerten und zu evaluieren. Mit dieser Datenaufnahme soll die ökologische Bedeutung unterschiedlicher hydrologischer und morphologischer Beeinträchtigungen aufgezeigt werden. Mögliche ökologische Auswirkungen könnten eine Abnahme der Umwelt- bzw. Habitatheterogenität, der Artendiversität und der relativen Proportion der ripikolen Fauna entlang des anthropogenen Einflussgradienten, sowie eine verringerte Interaktion zwischen terrestrischen und aquatischen Invertebratengemeinschaften sein. Um die Folgen der werktäglichen, hydrologischen Beeinträchtigung (Schwall-Sunk) besser verstehen zu können, wurde einer zweiten Frage in dieser Arbeit nachgegangen. In einem Vergleich zwischen einem natürlichen Hochwasser (mehrere Tage) und einer Schwall-Sunk Phase (24 Stunden) soll ein besseres Verständnis über das Verhalten der aquatischen und terrestrischen Fauna während Wasserstandsveränderungen gewonnen werden. Eine mögliche Hypothese ist, dass die terrestrische und aquatische Fauna während eines natürlichen Hochwassers auf Wasserstandsveränderungen reagiert, indem die aquatische Fauna sich dabei mit dem steigenden und sinkenden Wasserstand bewegt, je nach Taxa die Uferzone als Refugium aufsucht und die terrestrische Fauna in der angrenzenden Vegetation Schutz sucht. Im

Gegensatz dazu könnte man an stark hydrologisch beeinträchtigten Abschnitten keine grosse Veränderung der Verteilung der terrestrischen und aquatischen Fauna in der Uferzone während einer Schwall–Sunk Phase erwarten, sondern, dass sich die aquatischen Makroinvertebraten in einer Wassertiefe aufhalten, die permanent überflutet ist (siehe Abbildung 1). Der von Schwall beeinträchtigte Bereich bleibt dabei weitgehend unbesiedelt.

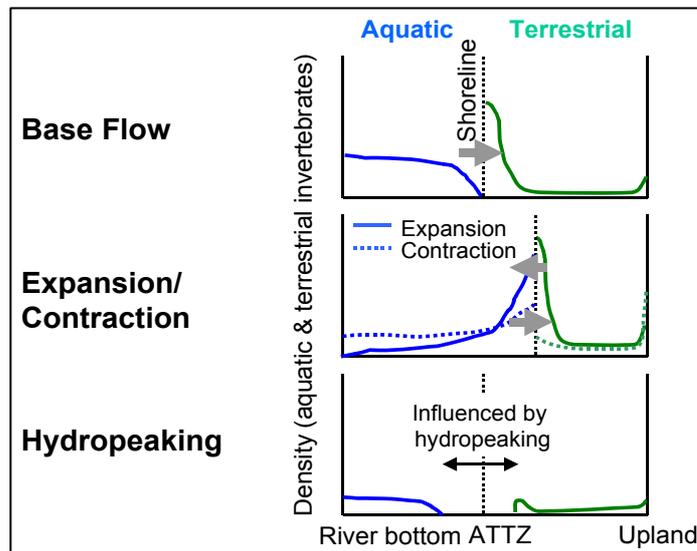


Abbildung 1: Hypothetische Verteilungsmuster der aquatischen und terrestrischen Fauna entlang eines Uferquerschnittes bei unterschiedlichen Wasserständen und bei Schwall–Sunk. Die Pfeile markieren die wesentliche Richtung des Energietransfers (aus Tockner *et al.* unveröffentlicht). ATTZ: Aquatic-terrestrial transition zone.

## 2 Untersuchungsgebiete

### 2.1 Übersicht

Die Kriterien zur Auswahl der Untersuchungsflüsse waren:

- Verfügbare Hintergrundinformationen durch früher durchgeführte Untersuchungen
- Flüsse sechster und siebter Ordnung. Eine Ausnahme bildet die Sense als Fließgewässer fünfter Ordnung. Dieser Fluss wurde in die Untersuchungen miteinbezogen, da er den einzigen, morphologisch und hydrologisch intakten, grösseren Fluss der Schweiz darstellt.

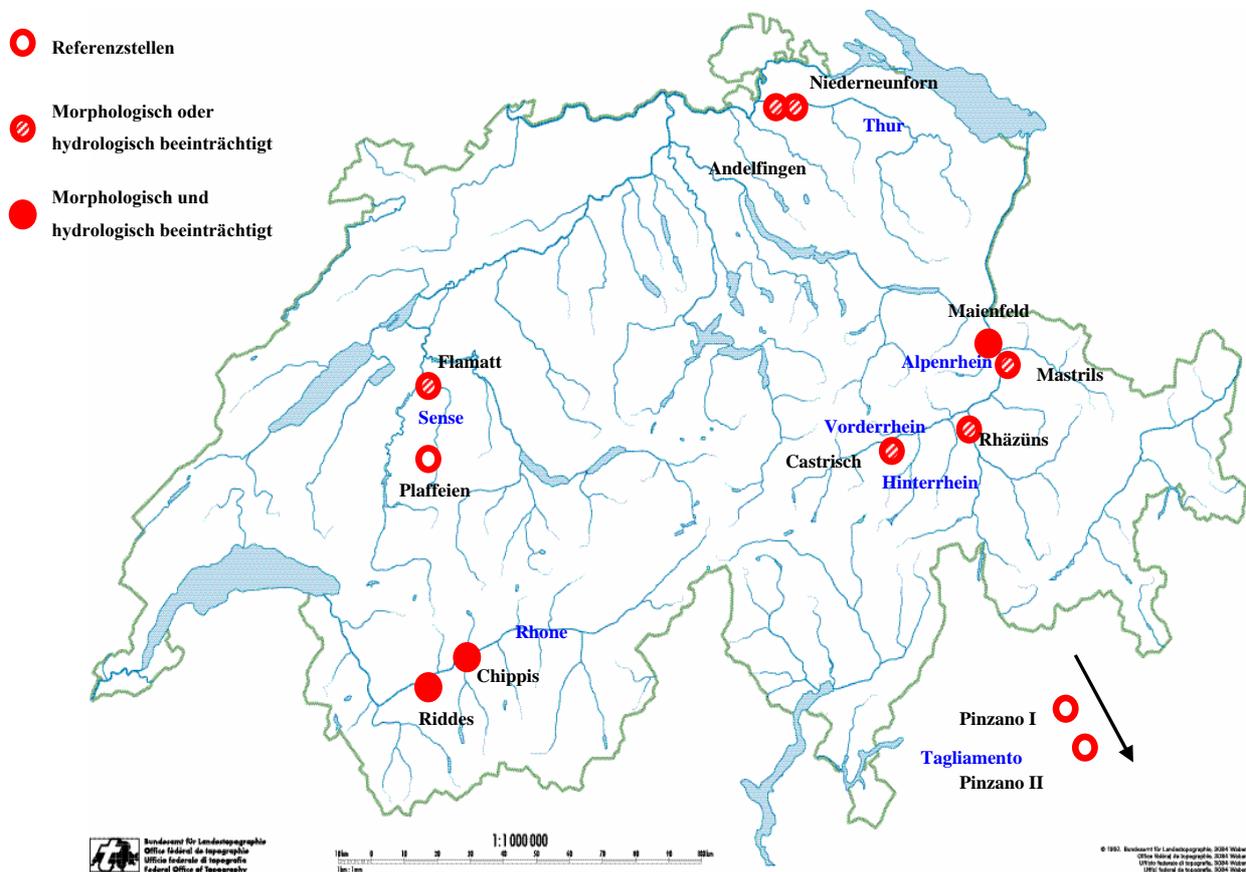


Tabelle 1: Charakterisierung der Untersuchungsflüsse: Einzugsgebietcharakterisierung, Morphologie, Hydrologie und Temperaturregime

Komponente	Parameter	Einheit	Tagliamento	Sense	Sense	Thur	Thur	Vorderrhein	Hinterrhein	Alpenrhein	Alpenrhein	Rhone	Rhone
Uferbank			Pinzano/II	Plaffelen	Flamatt	Andelfingen	Niedemeunforn	Castrisch	Rhâzüns	Mastrils	Maiefeld	Chippis	Riddes
Messstation			Pinzano	Thörishaus	Thörishaus	Andelfingen	Andelfingen	Ilanz	Fürstau	Bad Ragaz	Bad Ragaz	Sion	Branson
Einzugsgebiet	FN	[km <sup>2</sup> ]	2580	132	408	1678	1665	1235	1695	3969	4018	3368	3841
	mH	[m]	1159	1353	984	778	775	1988	2068	1938	1940	2329	2246
	H <sub>max</sub>	[m]	2781	2150	2150	2503	2503	3550	3450	3550	3550	4634	4634
	H <sub>min</sub>	[m]	140	750	450	375	375	650	550	450	450	480	461
	I <sub>3</sub>	[%]	k.A.	2.2	11.8	66.5	29	0.8	1.4	1.3	1.3	2	3.1
	I <sub>15</sub>	[%]	k.A.	51.5	20.4	14.3	14.3	79.5	76.4	76.3	76.4	78.2	77.4
	F <sub>vgf</sub>	[%]	k.A.	0.2	0.9	0.0	0.0	3.4	1.5	1.9	1.9	18.4	16.4
F <sub>w</sub>	[%]	k.A.	28.6	30.3	25.9	25.6	15.8	20	20.2	20.3	14.9	15.8	
Gewässertyp	Fz		7	5	5	7	7	6	6	7	7	6	6
	Gw	[km]	172	34	34	133	133	68.2	58	80	80	108	108
Morphologie	Mu		verzweigt	verzweigt	verzweigt	mäandrierend	verzweigt	verzweigt	verzweigt	verzweigt	verzweigt	verzweigt	verzweigt
	Mh		verzweigt	verzweigt	verbaut	verbaut	verbaut	verzweigt	verzweigt	verzweigt	verbaut	stark verbaut	stark verbaut
Abflussregime	Nat. Ar S		pluvio-nival	nivo-pluvial-prealpin	nivo-pluvial-prealpin	nivo-pluvial	nivo-pluvial	glacio-nival	glacio-nival	glacio-nival	glacio-nival	glacio-nival	glacio-nival
Abfluss	MQ	[m <sup>3</sup> /s]	70	9	9	47	47	32	42	156	156	104	130
	mHQ	[m <sup>3</sup> /s]	210	161	161	573	573	304	403	1069	1069	465	480
	HQ <sub>50</sub>	[m <sup>3</sup> /s]		352	352	969	969	771	832	1976	1976	701	746
	HQ <sub>100</sub>	[m <sup>3</sup> /s]	4000	400	400	1035	1035	873	910	2133	2133	745	807
Temperatur	T <sub>mittel</sub>	[°C]	12.0	k.A.	8.9 *	9.9	9.9	k.A.	k.A.	7.0	7.0	6.7	6.7
	T <sub>max</sub>	[°C]	19.3	k.A.	14.7 *	17.1	17.1	k.A.	k.A.	11.1	11.1	9.2	9.2
	T <sub>min</sub>	[°C]	6.2	k.A.	3.1 *	2.7	2.7	k.A.	k.A.	2.9	2.9	4.2	4.2

FN :	Gebietsfläche	MQ :	Mittlere jährliche Abflussmenge
mH :	Mittlere Gebietshöhe	mHQ :	Mittelwert der Jahreshochwasserspitzen
H <sub>max</sub> :	Höchster Punkt	HQ <sub>50</sub> :	Abflussmenge mit einer 50jährigen Wiederkehrperiode
H <sub>min</sub> :	Niedrigster Punkt	HQ <sub>100</sub> :	Abflussmenge mit einer 100jährigen Wiederkehrperiode
I <sub>3</sub> [%] :	Anteil der Flächen bis 30 Neigung	T <sub>mittel</sub> :	Jahresmitteltemperatur
I <sub>15</sub> [%] :	Anteil der Flächen über 150 Neigung	T <sub>max</sub> :	Monatsmaximum
F <sub>vgf</sub> [%] :	Areale Vergletscherung	T <sub>min</sub> :	Monatsminimum
F <sub>w</sub> [%] :	Anteil der Waldflächen	k.A. :	Keine Angaben
Fz :	Flussordnungszahl	* :	Messstation: Saane bei Gümenen
Gw :	Gewässerslänge		
Mu :	Morphologie ursprünglich		
Mh :	Morphologie heute		
Nat. Ar :	Natürliches Abflussregime		
S :	Schwalbetrieb		

## 2.1.1 Tagliamento

Der Tagliamento liegt im Friaul, Nordostitalien (Friuli-Venezia Giulia; 46°N, 12°30'E). Er entspringt in den Karnischen Alpen (Leitgestein: Dolomit), von wo aus er weitgehend ungehindert von Dämmen in die Adria fließt. Er bildet einen riesigen Flusskorridor, der eine Fläche von ca. 150 km<sup>2</sup> bedeckt (ohne Zuflüsse) und verbindet den Alpen- mit dem Mittelmeerraum (Ward *et al.* 1999a). Er gilt als der letzte naturnahe Fluss der Alpen, der fast auf seiner gesamten Länge nur schwach anthropogen beeinflusst ist (Müller 1995, Ward *et al.* 1999a). Die beiden Untersuchungsstellen (Pinzano I und Pinzano II) liegen im Mittellauf bei Pinzano. In diesem Abschnitt ist der Fluss verzweigt und hat diverse Schotterbänke und Inseln mit Vegetation geschaffen. Angrenzend an den breiten aktiven Flusskorridor liegt Wald, teilweise landwirtschaftlich genutztes Land. Die erste Untersuchungsstelle, Pinzano I, ist eine steile Uferbank mit oben angrenzender Vegetation aus Büschen (siehe Abbildung 4). Die zweite Untersuchungsstelle, Pinzano II, ist eine weite, flache Uferbank, an welche Auenwald angrenzt (siehe Abbildung 5).

### 2.1.2 Sense

Die Sense liegt zwischen Freiburg und Bern, eingebettet in das hügelreiche, dünn besiedelte und vorwiegend landwirtschaftlich genutzte Freiburgerland. Sie entsteht aus dem Zusammenfluss der Kalten Sense und der Warmen Sense bei Zollhaus (46°43'N, 7°18.5'E). Die Kalte Sense entspringt in den Gantrischen Bergen (Leitgestein: Kalk, sandiger Schiefer) auf 2000 m ü.M., die Warme Sense entspringt am Schwarzsee auf ca. 1500 m ü.M. (Leitgestein: Kalk, sandiger Schiefer). Das Einzugsgebiet der Sense ist mit ungefähr 480 km<sup>2</sup> das kleinste der Untersuchungsflüsse (siehe Tabelle 1). Im Mittellauf ist der Fluss verzweigt. Schotterbänke, angrenzender Wald und der dynamische Flusslauf schaffen das Bild eines Flusses, wie es in der Schweiz nur noch selten anzutreffen ist. Die Sense fließt durch landwirtschaftliches Gebiet, durch Schluchten und Wald bis sie bei Laupen in die Saane mündet. Im Unterlauf sind die Ufer mit Blockwürfen gesichert. Beide Untersuchungsstellen sind flache Uferbänke. Die eine Stelle liegt bei Plaffeien (46°44.3'N, 7°18.1'E) im verzweigten Mittellauf, mitten in einem von Wald gesäumten Abschnitt (siehe Abbildung 6). Die andere Uferbank befindet sich flussabwärts bei Flamatt (46°53.7'N, 7°16'E) im korrigierten Unterlauf (siehe Abbildung 7).

### 2.1.3 Thur

Die Thur entspringt in der Ostschweiz am Säntis (47°9.5'N, 9°22'E, Leitgestein: Kalk, sandiger Schiefer). Sie schlängelt sich durch landwirtschaftlich genutztes Gebiet oder Wald der Kantone St. Gallen, Thurgau und Zürich, wo sie schliesslich in den Rhein mündet. Seit der Thurkorrektur vor mehr als 100 Jahren wurde das Abflussprofil des Flusses stark eingeeignet. Aufgrund von Ermüdungserscheinungen der Dämme konnte seit Ende der 70-er Jahre die Sicherheit vor Jahrhunderthochwässern nicht mehr gewährleistet werden. Daher wurde vom Kanton Zürich ein Sanierungsprojekt ausgearbeitet, um die ursprüngliche Abflusskapazität wiederherzustellen. Charakteristisch für die Thur sind grosse Schwankungen der Abflussmengen im Jahresverlauf (Lubini 1994). Die alljährlichen Niederschlagsereignisse führen zu vielen Hochwässern und lassen damit den Wasserstand häufig anschwellen. Die Untersuchungsstellen bei Andelfingen (47°35.5'N, 8°43'E) und bei Niederneunforn (47°35.3'N, 8°46.3'E) befinden sich im Kanton Zürich - im ursprünglich mäandrierenden Unterlauf. In diesem Abschnitt sind die Ufer – meistens nur auf einer Seite - mit Blockwurf oder Buhnen gesichert. Das Querprofil ist asymmetrisch mit grossen, bei

geringen Abflussmengen trockenfallenden Kiesbänken auf der Kurveninnenseite. Angrenzend an die Uferbänke erstreckt sich Vegetation: bei Andelfingen Wald, bei Niederneunforn Wiese und Wald (siehe Abbildungen 8 und 9).

#### **2.1.4 Vorderrhein**

Der Vorderrhein entspringt am Tumasee (46°38'N, 8°40.6'E, Leitgestein: Granit, Gneise, kristalliner Schiefer, Bündnerschiefer). Von dort aus schlängelt sich der Fluss durchs Surselva und fliesst bei Tamins mit dem Hinterrhein zum Alpenrhein zusammen. Einige Zuflüsse sind zu Speicherseen aufgestaut worden und fliessen nur als sogenannte Restwasserstrecken in den Vorderrhein. Durch die zahlreichen Speicherkraftwerke im Einzugsgebiet des Vorderrheins ist sein Abflussregime durch den täglichen Schwallbetrieb gestört. Die Untersuchungsstelle befindet sich bei Castrisch (46°47.1'N, 9°14.3'E), einem Auengebiet von nationaler Bedeutung (siehe Abbildung 10).

#### **2.1.5 Hinterrhein**

Der Hinterrhein entspringt am Rheinwaldhorn (46°30.1'N, 9°51'E, Leitgestein: Granit, Gneise, kristalliner Schiefer, Bündnerschiefer). Von dort aus schlängelt er sich durch verschiedene Täler, oft in Schluchten eingeeengt und nur selten durch Abschnitte, wo ihm Raum für eine laterale Ausbreitung und Dynamik gegeben ist. Die Untersuchungsstelle befindet sich in den Rhäzünser Auen (46°47.5'N, 9°24.1'E) - ebenfalls einem Auengebiet von nationaler Bedeutung. Die Uferbank ist nur noch einige Kilometer vor dem Zusammenfluss mit dem Vorderrhein zum Alpenrhein entfernt. Die Flussmorphologie in diesem Abschnitt ist natürlich; ein Haupt- und ein Seitenkanal umschliessen eine grosse Schotterbank mit Vegetation und viel Totholz (siehe Abbildung 11). Das Abflussregime des Hinterrheins ist durch verschiedene Speicherkraftwerke seiner Zuflüsse gestört. Der Schwallbetrieb verursacht tägliche Wasserstandschwankungen an der untersuchten Uferbank.

### **2.1.6 Alpenrhein**

Der Alpenrhein entsteht aus dem Zusammenfluss von Vorder- und Hinterrhein bei Tamins (46°49.5'N, 9°24.5'E) und fließt über eine Länge von ca. 90 km bis in den Bodensee. Bereits Ende des 19. Jahrhunderts wurde der Alpenrhein kanalisiert und ist heute durch Dämme weitgehend vom Talboden abgeschnitten. In den 50-er Jahren wurde beim Zusammenfluss des Vorder- und Hinterrheins das Kraftwerk Reichenau-Ems errichtet. Zusätzlich wurden im Einzugsgebiet des Alpenrheins Speicherkraftwerke gebaut, die das saisonale Abflussregime veränderten und durch Schwallbetrieb beträchtliche tageszeitliche Schwankungen des Abflusses bzw. des Wasserspiegels (20-65 cm) verursachen (Schmutz & Eberstaller 1993). Die eine Untersuchungsstelle befindet sich in den Mastrilser Auen (46°57.8'N, 9°32.9'E), einer Aue von nationaler Bedeutung (siehe Abbildung 12). Das gegenüberliegende Ufer ist an dieser Stelle durch Blockwürfe gesichert. Die andere Uferbank liegt bei Maienfeld (46°59.8'N, 9°31.3'E). Auf der Seite der Uferbank befindet sich ein Dammspazierweg mit angrenzendem Wald, auf der anderen Seite liegt die Autobahn (siehe Abbildung 13).

### **2.1.7 Rhone**

Die Rhone (Rotten) entspringt am Rhonegletscher (46°34.8'N, 8°23.1'E, Leitgestein: Granite, Gneise, kristalliner Schiefer) und durchquert den Kanton Wallis, bevor sie zwischen Villeneuve und Le Bouveret in den Genfersee mündet. Durch den Bau zahlreicher Wasserkraftwerke an den Zuflüssen entlang der Rhone hat sich das Abflussregime der Rhone im letzten Jahrhundert stark verändert. Das Wasser wird während des Winters aus den Speicherseen entlassen und während des Sommers gespeichert. Die Speicherseen stauen während des Sommers insgesamt ein Fünftel des jährlichen Abflusses der Rhone. Mittlere Hochwasserereignisse sind in Amplitude und Frequenz reduziert worden (Loizeau & Dominik 2000). Im Gegensatz dazu werden durch die ganzjährliche Spitzenstromproduktion und das dadurch verursachte Schwall-Sunk Regime tägliche Wasserstandschwankungen bis zu 80 cm induziert. Die Ufer stromabwärts von Brig sind bis zur Mündung in den Genfersee kanalisiert und mit Blockwürfen stabilisiert. Die Rhone führt mehr oder weniger parallel zur Autobahn durchs Rhonetal, das landwirtschaftlich und industriell stark genutzt wird. Uferbänke sind eine Seltenheit in diesem Abschnitt. Die Uferbank bei Chippis (46°16.6'N, 7°32.1'E) ist eine schmale Bank mit wenig Vegetation und von der Umgebung durch eine Mauer abgetrennt (siehe Abbildung 14). Die Uferbank bei Riddes (stromabwärts von

Chippis, 46°10.8'N, 7°13,2'E) wurde durch das 300m stromaufwärts einmündende Seitengewässer, die Losentse, die viel Schotter mit sich führt, geschaffen (siehe Abbildung 15). Beinahe angrenzend an diese Untersuchungsstelle werden Reben angepflanzt, die mehrmals im Jahr mit Hilfe eines Helikopters mit Pestiziden behandelt werden. Der Schwall-Sunk bei Chippis ist weniger ausgeprägt als bei Riddes, da sich im Verlaufe dieser Strecke einige dominante Speicherkraftwerkseinleitungen (Chandoline, Nendaz, Bieudron, Mauvoisin) befinden.

### **2.1.8 Hydrologie**

Durch die Wasserkraftnutzung werden heute die saisonalen Wasserstandschwankungen von Schwall-Sunk überlagert und das Temperaturregime verändert. Mittlere natürliche Hochwasserereignisse und der erhöhte Abfluss infolge Schneeschmelze im Sommer werden durch Speicherseen „abgefangen“ und vor allem im Winter wegen des erhöhten Elektrizitätsbedarfes turbinert, was den Abfluss in dieser Jahreszeit unnatürlich erhöht. Zu dieser saisonalen Überlagerung kommen die täglichen Wasserstandschwankungen, die aus der Spitzenproduktion resultieren (siehe Abbildung 3).

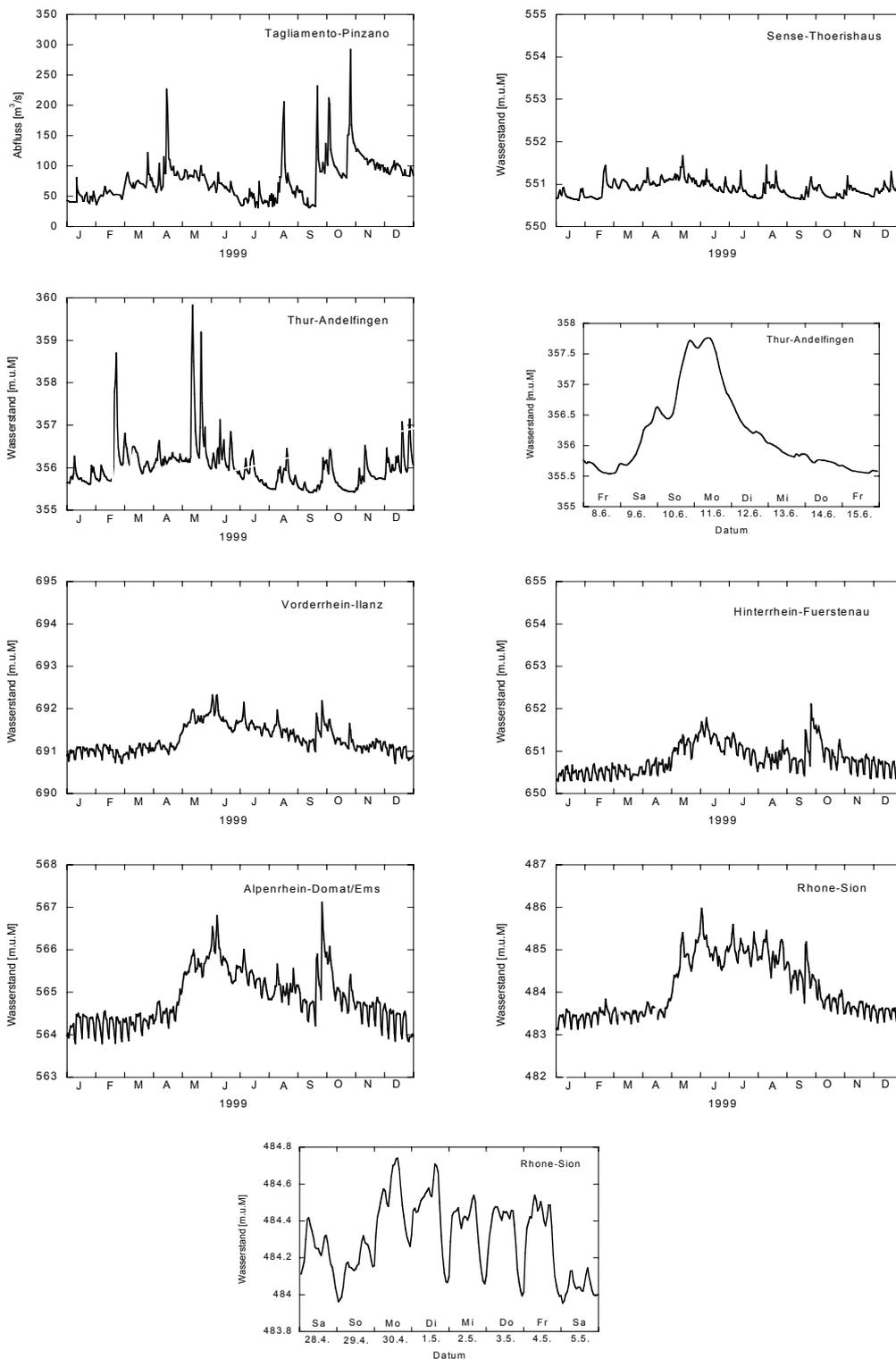


Abbildung 3: Hydrologie der Untersuchungsflüsse: Mittlere tägliche Wasserstände [Höhe über Meer] im Zeitraum 1999 (Daten des Bundesamtes für Wasser und Geologie). Thur (Andelfingen) und Rhone (Riddes): Verlauf eines natürlichen Hochwassers (7 Tage) und eines künstlichen Schwall-Sunk Regime (7 Tage). Die Hydrographen der Untersuchungsflüsse zeigen, wie verschieden die Dynamik des Wasserstandes während eines Jahres sein kann.

Die Untersuchungsstellen werden im folgenden in vier Kategorien eingeteilt, die einen anthropogen Einflussgradienten darstellen (siehe Tabelle 2 und Abbildung 2). Die Uferbänke Pinzano I/II und Plaffeien bilden die Referenzstellen.

Tabelle 2: Einteilung der Untersuchungsstellen

	Morphologisch intakt	Morphologisch beeinträchtigt
Hydrologisch Intakt	Tagliamento- Pinzano I Tagliamento- Pinzano II Sense- Plaffeien	Sense- Flamatt Thur- Andelfingen Thur- Niederneunforn
Hydrologisch Beeinträchtigt	Vorderrhein- Castrisch Hinterrhein- Rhäzüns Alpenrhein- Mastrils	Alpenrhein- Maienfeld Rhone- Chippis Rhone- Riddes

Tabelle 3: Probenahmezeiten

Fluss	Uferbank	April		Mai		Juni
		1.-15.	16.-30.	1.-15.	16.-31.	1.-15.
Tagliamento	Pinzano I					
	Pinzano II					
Sense	Plaffeien					
	Flamatt					
Thur	Andelfingen					
	Niederneunforn					
Vorderrhein	Castrisch					
Hinterrhein	Rhazüns					
Alpenrhein	Mastrils					
	Maienfeld					
Rhone	Chippis					
	Riddes					



Abbildung 4: Tagliamento- Pinzano I



Abbildung 5: Tagliamento- Pinzano II



Abbildung 6: Sense- Plaffeien



Abbildung 7: Sense- Flamatt



Abbildung 8: Thur- Andelfingen



Abbildung 9: Thur- Niederneunforn



Abbildung 10: Vorderrhein- Castrisch



Abbildung 11: Hinterrhein- Rhäzüns



Abbildung 12: Alpenrhein- Mastrils



Abbildung 13: Alpenrhein- Maienfeld



Abbildung 14: Rhone- Chippis



Abbildung 15: Rhone- Riddes

### 3 Material und Methoden

#### 3.1 Kartierung der Untersuchungsgebiete

##### 3.1.1 GPS und GIS

Anfang 2001 wurden alle Uferbänke an den verschiedenen Flussabschnitten mit einem tragbaren GPS-Gerät (3-dimensionales „Differential Global Position System“) der Pro XRS Marke Trimble mit dem Carrier Phase Modus kartiert, um eine höchst mögliche räumliche Höhenauflösung der Uferbank zu erlangen. Ein Receiver („Rover“) wurde zur Aufnahme der Geländepunkte im Feld eingesetzt, ein zweiter an einem Ort mit bekannten Lagekoordinaten installiert („Base“), der maximal ein Kilometer von der Untersuchungsfläche entfernt lag ("Baseline"). Mittels der Streuung der ermittelten Positionen an der „Base“ konnten die aufgenommenen Lagedaten des „Rovers“ nachträglich korrigiert werden (postprocessing mit der Pathfinder Software). Diese Methode erzeugt eine durchschnittliche Genauigkeit von ein bis zwei cm horizontal und fünf cm vertikal. Die Daten wurden nach einem gleichmässigen Punktraster (5x5m) auf der Gesamtfläche (Länge der Uferbank: 7 mal Flussbreite, Breite der Uferbank: 0-1.2 m Höhe über dem Wasserstand) aufgenommen, wobei besonders markante Geländeeinheiten, Abbruchstellen oder Einschnitte zusätzlich gezielt aufgenommen wurden. Die geotransformierten Daten (Schweizer Koordinatensystem 1903 für die Schweiz, World Geographic System für Italien) wurden mittels GIS (ArcView, ArcInfo) über ein TIN (Tringular Irregular Network) in ein digitales Höhenmodell verarbeitet. Für das Höhenmodell wurden nur die Daten der Vertikalwerte, die eine Präzision von weniger als zehn cm zeigten, verwendet. Zusätzlich wurde das Substrat bei jeder Punktaufnahme charakterisiert und in die 3D- Modelle integriert. Die Substrataufnahmen erfolgten in folgenden Kategorien:

Tabelle 4: Substratcharakterisierung

Eingebettetheit [%]	0-5	5-25	25-50	50-75	75-100
Nummer	0	1	2	3	4

Substratzusammensetzung [mm]	≤0.0625	≤2	≤16	≤64	≤256	>256
Typ	Silt und Ton	Sand	Kies	Grobkies	Steine	Felsblock
Prozent der Gesamtfläche [%]						

### **3.1.2 Überflutungswahrscheinlichkeit**

Da bei jeder Probenahme die GPS-Positionen aller terrestrischen Untersuchungsstellen aufgenommen wurden, war es im Nachhinein möglich, diese Punkte in die 3D-Modelle der verschiedenen Untersuchungsstellen zu übertragen. Zusätzlich hatte man eigene Pegelmesslatten an den Uferbänken angebracht, um die tageszeitlich und saisonal variierenden Wasserstände direkt an der Untersuchungsstelle aufnehmen zu können. In Kombination mit den Abflussdaten des BWG (Bundesamt für Wasser und Geologie) und den selber gemessenen Wasserstanddaten konnte im GIS eine lokal hoch aufgelöste Überflutungsdynamik an den einzelnen Uferbänken in den 3D-Modellen simuliert und Kenntnis über die Wasserstanddynamik erworben werden. Jeder aufgenommene terrestrische „Untersuchungspunkt“ in der betreffenden Uferbank stellt einen Punkt auf einem Gradienten dar, der die jährliche Überflutungswahrscheinlichkeit reflektiert. Die beprobten Stellen können demnach nach ihrer Überflutungsfrequenz und Überflutungsdauer eingeteilt werden, was einen Vergleich von Fließgewässern unabhängig ihrer Ordnungszahl und ihres Typs ermöglicht.

## **3.2 Probenahme**

### **3.2.1 Physikalisch-chemische Parameter**

#### *Allgemeine Probenahme*

An jeder Untersuchungsstelle wurden der pH-Wert, die Temperatur [°C] und die Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ] mit einem tragbaren universellen Messgerät „Multiline P4“ (WTW GmbH, Weilheim Deutschland) gemessen. Pro Untersuchungsstelle wurde jeweils ein Liter Oberflächenwasser genommen. Am nächsten Tag wurde das Wasser im Chemielabor filtriert, um folgende Parameter analysieren zu können: Nitrat ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ), Total Stickstoff (T-N), gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), partikulärer organischer Kohlenstoff (POC), Phosphat ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) und Total Phosphor (T-P). Für die Berechnungen und Darstellungen wurden die Programme Excel und SigmaPlot verwendet.

#### *Spezielle Probenahme*

Während dem natürlichen Hochwasserereignis und der Schwall-Sunk Phase wurden die Temperatur und die Leitfähigkeit im Stundenintervall gemessen. Zusätzlich wurde stündlich ein Liter Rhonewasser genommen, um dieses später im Chemielabor, wie oben beschrieben, analysieren zu können.

### 3.2.2 Aquatische Fauna

#### *Allgemeine Probenahme*

Es wurden jeweils fünf Proben mit einem Hess-Sampler (434 cm<sup>2</sup>, Maschenweite 250 µm) (siehe Abbildung 18) in 0 bis 10 cm (Stratum 1), 10 bis 30 cm (Stratum 2) und 30 bis 50 cm (Stratum 3) Wassertiefe entlang der Uferbank genommen, wobei der Boden mit einer kleinen Schaufel bis in eine Tiefe von ca. 10 cm aufgewühlt wurde. In der Mitte des Hess-Samplers wurde die durchschnittliche Wassertiefe und die Breite (b-Achse) der fünf grössten Steine gemessen. An derselben Stelle wurde nach der Probenahme zusätzlich die Fliessgeschwindigkeit direkt über dem Grund und in ca. 60% der Wassertiefe über dem Grund gemessen. Die Makrozoobenthosproben wurden in 250 ml fassende Plastikflaschen gefüllt und mit 37% Formalin fixiert (Endkonzentration: ca. 4%).

#### *Spezielle Probenahme*

Die Anzahl der Proben pro Stratum wurde während der Schwall-Sunk Phase und dem natürlichen Hochwasser auf drei reduziert, ansonsten blieb der Durchgang derselbe wie oben beschrieben.

Künstlicher Schwall (Rhone- Riddes): Es wurden jeweils bei niedrigem, bei ansteigendem, bei hohem und bei sinkendem Wasserstand während 24 Stunden insgesamt fünf Probenahmedurchgänge durchgeführt, um die täglichen Wasserstandschwankungen (Schwall-Sunk) näher charakterisieren zu können (siehe Abbildung 16). Zusätzlich zu den Benthosproben wurden Driftproben im Stundenintervall ungefähr hundert Meter oberhalb der Benthosprobenahmestellen genommen. Dieser Probenahmedurchgang fand an der Rhone bei Riddes statt (siehe Abbildung 2).

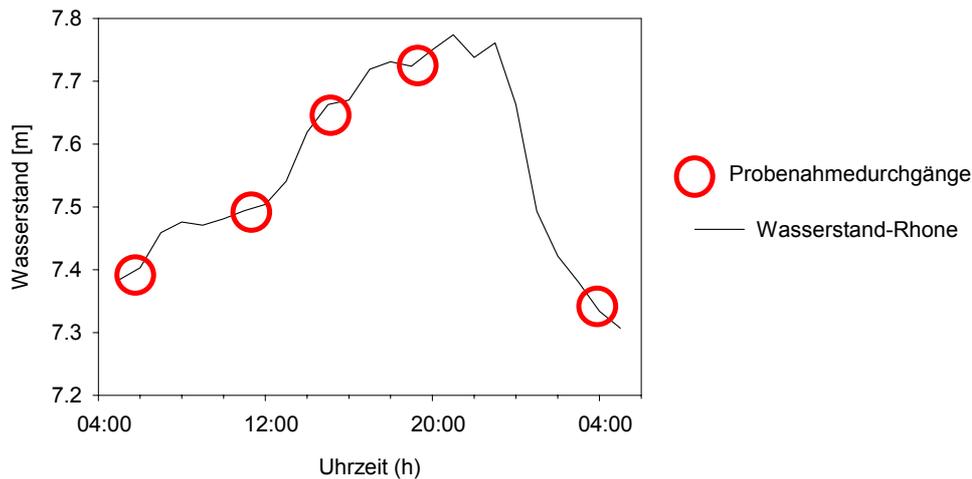


Abbildung 16: Probenahmedurchgänge während des künstlichen Schwall, 22.5.01 bis 23.5.01 an der Rhone bei Riddes

Natürliches Hochwasser (Thur- Andelfingen): Mit Hilfe des Hydrographen, der über das BWG auf dem Internet (<http://www.bwg.admin.ch>) abrufbar war, gab es die Möglichkeit, die Wasserstandveränderungen "aus dem Trockenen" zu verfolgen und mehr oder weniger gezielt, bei einem bestimmten Wasserstand einen Probenahmedurchgang durchzuführen. Während acht Tagen wurden zuerst vor einem Hochwasserereignis, dann während und schliesslich nach dem Hochwasser insgesamt sieben Probenahmedurchgänge durchgeführt (siehe Abbildung 5). Zusätzlich wurden Driftproben im Stundenintervall während den einzelnen Probenahmedurchgängen gesammelt. Diese Probenahmen wurden an der Thur bei Andelfingen durchgeführt (siehe Abbildung 2).

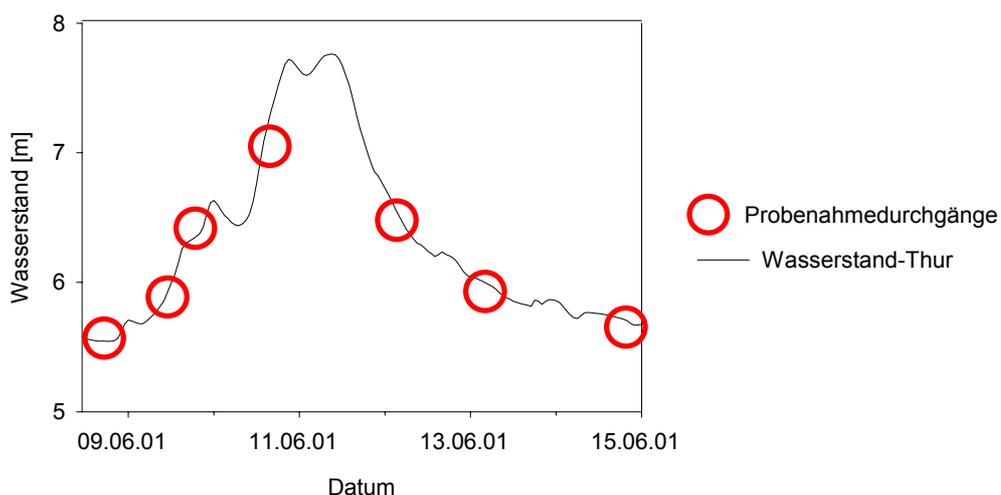


Abbildung 17: Probenahmedurchgänge während des natürlichen Hochwassers, 8.6.01-15.6.01 an der Thur bei Andelfingen

### *Probenauswertung*

Die einzelnen Proben (Benthos und Drift) wurden im Labor unter einer Stereolupe nach Taxa sortiert und ausgezählt. Von den Benthosproben des natürlichen Hochwassers an der Thur konnten im Rahmen dieser Arbeit nur vier der insgesamt sieben Probenahme-durchgängen ausgezählt und bestimmt werden. Nach dem Auszählen wurden die Tiere, getrennt nach Untersuchungsstelle und Grossgruppe, in 70% Ethanol konserviert. Die Ephemeropteren wurden in den Proben aller Untersuchungsstellen bis auf Gattungsniveau bestimmt (Studemann *et al.* 1992), die Ephemeropteren der Proben der Thur bei Hochwasser und der Rhone während des künstlichen Schwalls wurden, sofern dies möglich war, auf die Art bestimmt. Die Plecopteren wurden in allen Proben auf die Gattung bestimmt (Lubini 1999). Die Trichopteren wurden in allen Proben wenn möglich bis auf die Art bestimmt (Waringer & Graf 1997).

Das in den Proben nach dem Aussortieren übriggebliebene, organische Material wurde mit Hilfe eines Siebes (1mm Maschenweite) in grobpartikuläres organisches Material (CPOM>1mm) und in feinpartikuläres organisches Material (FPOM<1mm) getrennt. Diese Teilproben wurden bei 60°C getrocknet, gewogen, bei 500°C während drei Stunden verbrannt und wiederum gewogen, um die aschefreie Trockensubstanz (AFDM) zu bestimmen.

Für die mathematische Auswertung und die graphische Darstellung wurden die Programme Excel und SigmaPlot verwendet. Zusätzlich wurde ein Teil der Abundanzdaten aller Untersuchungsstellen in Statistica (Clusteranalyse) weiterverarbeitet.

Zur Darstellung des benthischen partikulären organischen Materials (FPOM und CPOM) und deren Standardabweichung (SD) wurden deren Anteile auf Gramm AFDM pro m<sup>2</sup> umgerechnet. Nach dem Auswerten der Abundanzen [Durchschnittliche Anzahl Individuen pro m<sup>2</sup> pro Stratum] und des POM [Durchschnitt der Gramm Trockengewicht pro m<sup>2</sup> pro Stratum] wurde die Abundanz-POM-Relation und die Drift-Benthos-Relation [Durchschnittliche Anzahl Individuen pro m<sup>3</sup>/ Durchschnittliche Anzahl Individuen pro m<sup>2</sup>] berechnet.



Abbildung 18: Benthosprobenahme mit dem Hess-Sampler

### 3.2.3 Terrestrische Fauna

#### *Allgemeine Probenahme*

Es wurden jeweils acht Flächen ( $0.25 \text{ m}^2$ ) in fünf verschiedenen Höhenstufen (Strata) oberhalb der Wasseroberfläche durch Handaufsammlung beprobt. Die einzelnen Höhenstufen waren eingeteilt in: Stratum 1 (0-20 cm Höhe über dem Wasserspiegel), Stratum 2 (20-40 cm), Stratum 3 (40-60 cm), Stratum 4 (60-80 cm) und Stratum 5 (80-100 cm). Eine solche Fläche wurde während zehn Minuten bis in eine Tiefe von ca. fünf cm nach Tieren abgesucht, die von Hand, mit Pinzette oder einem Exhauster gefangen wurden (siehe Abbildung 19). Zusätzlich zur Fauna wurde das aufliegende organische Material in kleine Plastiksäcke eingesammelt. Ebenfalls wurde in den untersuchten Flächen das Substrat, der prozentuale Anteil der verschiedenen Korngrößen, die Bodenfeuchte und die Vegetation (Prozentualer Anteil an der Gesamtfläche) geschätzt. Die gefangenen Tiere wurden in Glasfläschchen, die mit 70% Ethanol gefüllt waren, gesammelt und entwischte Tiere wurden vermerkt.

#### *Spezielle Probenahme*

Die Anzahl der Proben pro Stratum wurde während der Schwall-Sunkprobenahme und dem natürlichen Hochwasser auf vier reduziert, ansonsten blieb der Durchgang derselbe wie oben beschrieben.

Künstlicher Schwall (Rhone- Riddes): Während der 24-Stundenprobenahme wurde die terrestrische Fauna nur bei tiefem Wasserstand gesammelt, da die Fläche der Uferbank –

wegen des schon saisonal hohen Wasserstandes - zu klein war, um aquatische und terrestrische Proben mehrmals parallel nehmen zu können.

Natürliches Hochwasser (Thur- Andelfingen): Die terrestrischen Proben wurden immer parallel mit den aquatischen Proben gesammelt. Eine Handaufsammlung war beim höchsten Wasserstand allerdings nicht mehr möglich, da das Wasser die angrenzende, dichte Vegetation erreicht hatte. Beim zurückweichenden Wasserspiegel wurden auch die gestrandeten, aquatischen Tiere aufgesammelt und bestimmt.

### *Probenauswertung*

Die einzelnen Proben wurden unter einer Stereolupe nach Taxa sortiert, ausgezählt und anschliessend in 70% Ethanol konserviert. Die terrestrische Fauna wurde mit Hilfe eines Schlüssels von Bährmann (1995) auf Ordnungs- oder Familienniveau bestimmt.



Abbildung 19: Handaufsammlung der terrestrischen Fauna

## 4 Resultate

### 4.1 Vergleich der unterschiedlich beeinträchtigten Untersuchungsstellen

#### 4.1.1 Kartierung der Untersuchungsstellen

Die mit dem GPS aufgenommenen Daten der Untersuchungsstellen wurden im GIS transformiert und als 3D- Modelle dargestellt. Bei einem Vergleich der 3D- Modelle (ebenfalls bezeichnet als DEM: Digital Elevation Model) der unterschiedlich beeinträchtigten Untersuchungsstellen Pinzano II, Rhäzüns und Maienfeld, kann man Unterschiede in der Form, Ausdehnung, Wasserlinie und Habitatheterogenität feststellen (siehe Abbildungen 20, 21 und 22). Während die Wasserlinie bei der Referenzstelle Pinzano II und der hydrologisch beeinträchtigten Untersuchungsstelle Rhäzüns bei ansteigendem Wasserstand die Form ändert, verschiebt sie sich an der morphologisch-hydrologisch beeinträchtigten Untersuchungsstelle Maienfeld immer nur mehr oder weniger parallel zum Wasserstand. Die Untersuchungsstellen Pinzano II und Rhäzüns bieten eine strukturreiche Substratoberfläche, welche in Maienfeld fehlt.

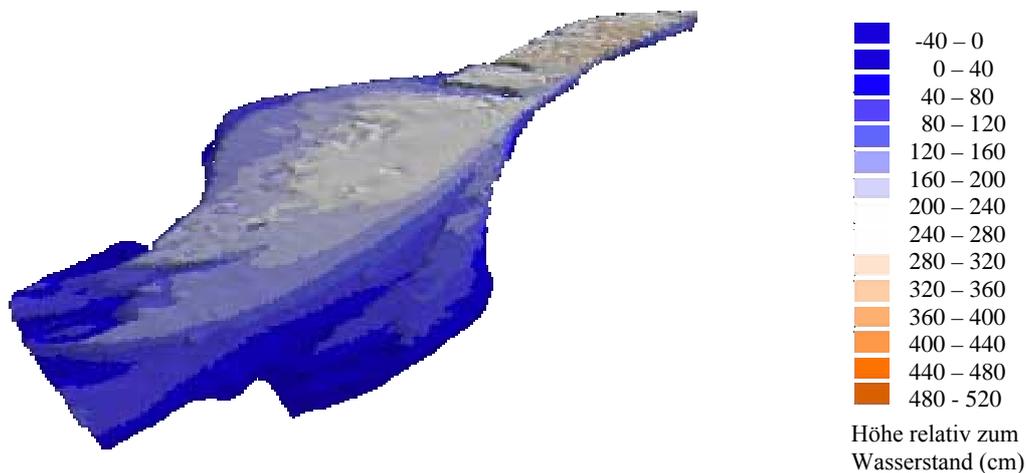


Abbildung 20: 3D- Modell der Referenzstelle Pinzano II (Tagliamento)

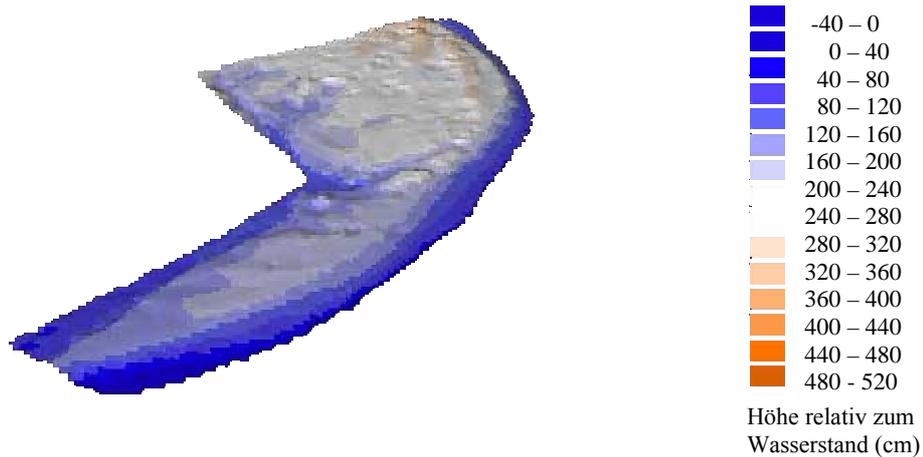


Abbildung 21: 3D- Modell der hydrologisch beeinträchtigten Untersuchungsstelle Rhäzüns (Hinterrhein)

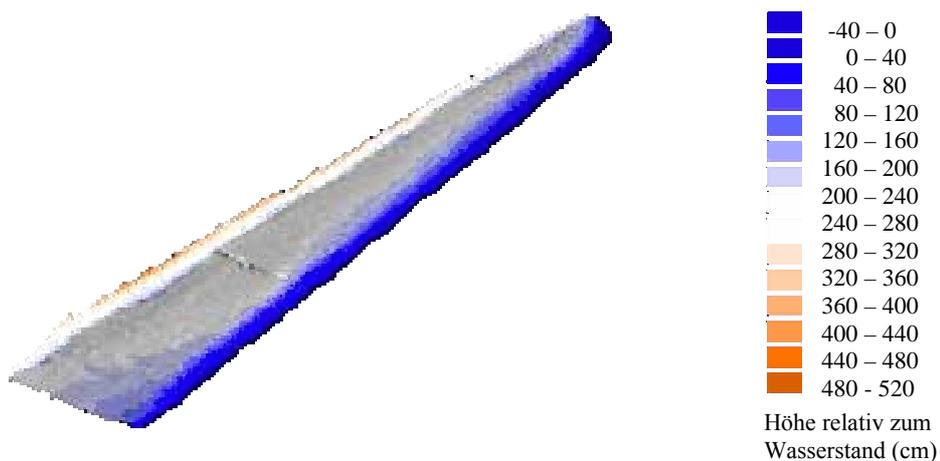


Abbildung 22: 3D-Modell der morphologisch-hydrologisch beeinträchtigten Untersuchungsstelle Maienfeld (Alpenrhein)

#### 4.1.1 Physikalisch-chemische Parameter

Die durchschnittliche Steinbreite (b-Achse) der fünf grössten Steine liegt bei fast allen Untersuchungsstellen zwischen fünf und acht cm (siehe Anhang L), mit Ausnahme der beiden Untersuchungsstellen an der Rhone, Chippis und Riddes. Dort bestehen sie zu einem grossen Teil aus Sand mit darin eingebetteten grösseren Steinen (b-Achse >30 cm). Innerhalb

der Probenahmestellen gibt es eine geringe Variabilität der Steinbreite ( $SD = 0.3-2 \text{ cm}$ ). Zwischen den einzelnen Untersuchungsstellen dagegen ist eine grössere Variabilität der Korngrössen gegeben.

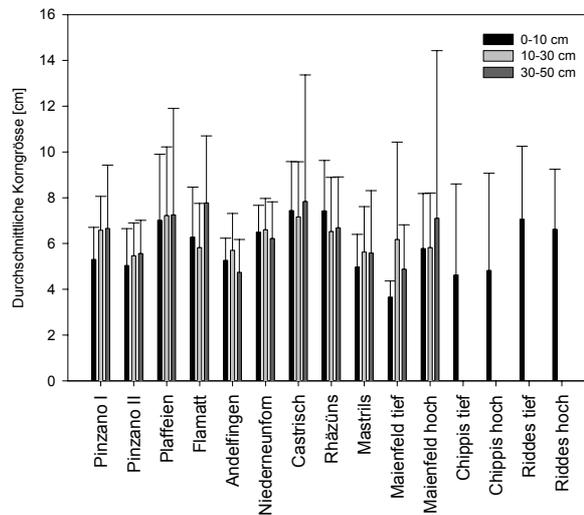


Abbildung 23: Durchschnittliche Korngrösse [cm] ( $\pm 1SD$ ,  $n = 25$ ) aller Untersuchungsstellen, aufgetrennt in die drei Tiefenstrata (1-3), (bei Chippis und Riddes sind nur Werte des 1. Stratums in der Graphik gezeigt)

Die durchschnittliche Fließgeschwindigkeit über dem Grund zeigt an allen Untersuchungsstellen eine deutliche Zunahme vom Uferbereich gegen eine zunehmende Wassertiefe (siehe Anhang L). Die Fließgeschwindigkeiten variieren stark zwischen den Untersuchungsstellen.

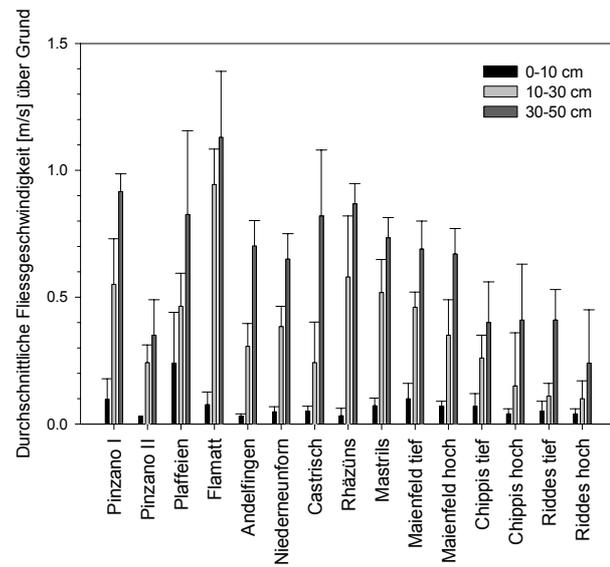


Abbildung 24: Durchschnittliche Fließgeschwindigkeit über Grund [m/s] ( $\pm 1SD$ ,  $n = 5$ ) an allen Untersuchungsstellen, aufgetrennt in die drei Tiefenstrata (1-3)

Während den Probenahmen an den verschiedenen Untersuchungsstellen lagen die Wassertemperaturen zwischen 6 °C und 16 °C (siehe Tabelle 5). Die Werte von Pinzano I/II sind bereits vom Juni 2001 und sind daher nicht mit den anderen Messwerten vom April/Mai 2001 vergleichbar. Plaffeien zeigt als höchst gelegene Untersuchungsstelle (750 m ü.M.) die tiefste Temperatur mit 6.2 °C. Auffällig sind die Temperaturveränderungen an der Rhone nach einsetzendem Schwall. Die Temperaturdifferenz vom Wochenende (ohne Schwallbetrieb) zu einem Werktag (mit Schwallbetrieb) liegt bei Riddes höher ( $\cong 4.5^{\circ}\text{C}$ ) als bei Chippis ( $\cong 2.5^{\circ}\text{C}$ ). Für einen relativen Vergleich ist die Tageszeit der Temperatureaufnahme zu berücksichtigen. Am Alpenrhein bei Maienfeld kann eine solch grosse Temperaturschwankung allerdings nicht festgestellt werden. Die Thur, als typischer Mittellandfluss, ist der wärmste Fluss und zeigt im Mai bereits Werte zwischen 13.5 °C und 16.3 °C. Betrachtet man die Messwerte des im Wasser enthaltenen  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$ , POC und DOC fällt auf, dass die Thur höhere Werte im Vergleich zu den anderen Flüssen erreicht (siehe Tabelle 5).

Tabelle 5: Charakterisierung der Untersuchungsstellen anhand physikalisch-chemischer Parameter: Temperatur [°C], pH, Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ], Sauerstoff [mg/l],  $\text{NO}_3\text{-N}$  (Nitrat) [mg/l], T-N (Total Stickstoff) [mg/l],  $\text{PO}_4\text{-P}$  (Phosphat) [mg/l], T-P (Total Phosphor) [mg/l], DOC (Dissolved Organic Carbon) [mg/l] und POC (Particulate Organic Carbon) [mg/l]. (Zeitraum der Messungen zwischen 27.4.01-16.5.01, \* 4.6.01)

	Taglimanto	Sense	Sense	Thur	Thur	Vorderrhein	Hinterrhein
	Pinzano I/II	Plaffeien	Flamatt	Andelfingen	Niederneunforn	Castrisch	Rhazüns
Temperatur [°C]	16*	6.2	11.1	13.5	16.3	9.6	7.0
pH	8*	8.5	8.5	8.5	8.4	8.2	8.3
Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	k.D.	331	378	380	419	194	226
Sauerstoff [mg/l]	9.3*	13.8	13.2	13.4	13.0	13.2	12.1
Probenahmezeit	18:30	10:00	15:00	16:30	14:35	17:15	17:30
$\text{NO}_3\text{-N}$ mg/l	0.7	k.D.	1.9	2.3	2.3	0.3	0.3
T-N mg/l	1.0	k.D.	2.4	2.9	2.9	0.4	0.4
$\text{PO}_4\text{-P}$ mg/l	0.0	k.D.	0.0	0.05	0.05	k.D.	0.0
T-P mg/l	0.0	k.D.	0.0	0.2	0.2	0.0	0.0
DOC mg/l	0.9	k.D.	1.5	3.1	3.1	0.5	0.5
POC mg/l	4.2	k.D.	1.8	7.2	7.2	0.9	2.5

	Alpenrhein	Alpenrhein		Rhone		Rhone	
	Mastrils	Maienfeld t	Maienfeld h	Chippis t	Chippis h	Riddes t	Riddes h
Temperatur [°C]	8.2	9.2	8.9	12.2	9.7	13.2	8.7
pH	8.3	8.3	8.3	8.3	8.2	8.0	8.4
Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	259	246	232	412	340	444	347
Sauerstoff [mg/l]	13.5	12.4	13.8	12.5	13.0	12.7	12.7
Probenahmezeit	12:00	17:30	19:30	14:00	17:30	18:00	12:30
$\text{NO}_3\text{-N}$ mg/l	k.D.	0.3	k.D.	k.D.	k.D.	0.4	k.D.
T-N mg/l	k.D.	0.7	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.
$\text{PO}_4\text{-P}$ mg/l	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0.0	k.D.
T-P mg/l	k.D.	0.1	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.
DOC mg/l	k.D.	0.4	k.D.	k.D.	k.D.	0.4	k.D.
POC mg/l	k.D.	5.5	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.

k.D.: keine Daten  
t: tiefer Wasserstand  
h: hoher Wasserstand

Bei der Verteilung des benthischen partikulären organischen Materials sind keine eindeutigen Tendenzen festzustellen (siehe Abbildung 25). Die Anzahl Individuen pro Gramm Trockengewicht dagegen steigt mit der Wassertiefe. Es können Werte von bis zu 7000 Individuen pro Gramm Trockengewicht (Tagliamento, Pinzano I) erreicht werden (siehe Tabelle 6). Die Untersuchungsstelle Maienfeld zeigt mit acht bis 31 Individuen pro Gramm Trockengewicht die tiefsten Werte, wobei auch Chippis und Riddes teilweise sehr tiefe Werte erreichen.

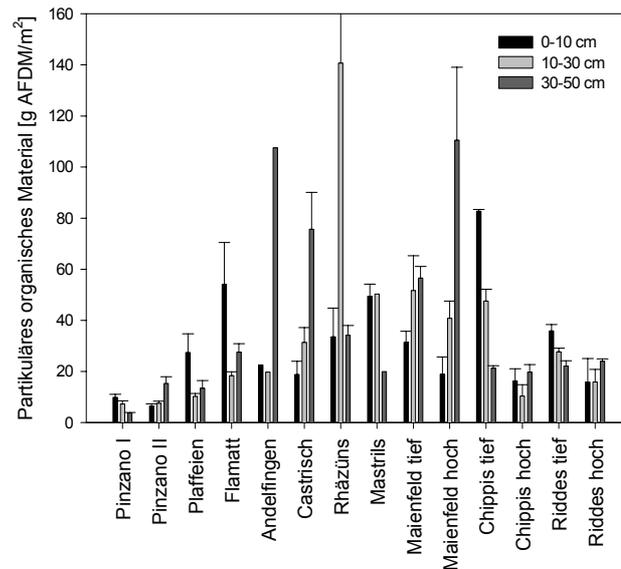


Abbildung 25: Anteile des groben und feinen benthischen partikulären organischen Materials (CPOM und FPOM, g AFDM pro m<sup>2</sup>) aller Untersuchungsflüsse, aufgetrennt in die drei Tiefenstrata (1-3)

Tabelle 6: Charakterisierung der Untersuchungsstellen anhand des benthischen partikulären organischen Materials: Anteile des groben und feinen partikulären organischen Materials (CPOM und FPOM) ausgedrückt als aschefreie Trockensubstanz [g AFDM pro m<sup>2</sup>], als Verhältnis CPOM : FPOM und als Verhältnis Anzahl Individuen pro Gramm Trockengewicht [Ind/g TG] an allen Untersuchungsstellen, eingeteilt in die drei Tiefenstrata (1-3). Bei den morphologisch-hydrologisch beeinträchtigten Untersuchungsstellen wird der tiefe (Wochenende) und hohe Wasserstand (Werktage) einzeln dargestellt

	Pinzano I			Pinzano II			Plaffeien		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
CPOM [g/m <sup>2</sup> ]	2.5	3.0	1.3	3.2	3.4	6.4	5.3	2.9	5.4
FPOM [g/m <sup>2</sup> ]	0.4	0.4	0.3	0.5	0.6	0.5	14.0	2.7	2.5
CPOM : FPOM	6.9	8.0	5.2	6.2	5.9	11.7	0.4	1.1	2.2
#Ind/g TG	267	1898	7245	189	541	1757	23	127	111

	Flamatt			Andelfingen			Niederneunforn		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
CPOM [g/m <sup>2</sup> ]	7.1	2.4	2.8	7.0	9.1	21.8	k.D.	k.D.	k.D.
FPOM [g/m <sup>2</sup> ]	27.5	6.6	7.6	2.3	1.5	5.4	k.D.	k.D.	k.D.
CPOM : FPOM	0.3	0.4	0.4	3.0	6.2	4.1	k.D.	k.D.	k.D.
#Ind/g TG	88	102	88	629	1055	299	k.D.	k.D.	k.D.

	Castrisch			Rhäzüns			Mastrils		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
CPOM [g/m <sup>2</sup> ]	3.8	8.4	39.7	13.9	108.1	14.4	16.4	9.1	8.3
FPOM [g/m <sup>2</sup> ]	7.8	10.8	27.7	4.7	5.8	4.5	0.9	1.1	0.7
CPOM : FPOM	0.5	0.8	1.4	2.9	18.8	3.2	17.7	8.1	12.4
#Ind/g TG	26	28	92	11	5	53	263	284	804

	Maienfeld tief			Chippis tief			Riddes tief		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
CPOM [g/m <sup>2</sup> ]	13.9	29.0	23.7	1.6	8.4	2.6	17.6	6.2	6.3
FPOM [g/m <sup>2</sup> ]	3.5	1.0	8.0	0.9	0.9	0.4	2.0	1.0	0.9
CPOM : FPOM	4.0	28.3	3.0	1.9	9.4	6.1	8.8	6.3	7.3
#Ind/g TG	32	13	31	7	208	254	15	28	153

	Maienfeld hoch			Chippis hoch			Riddes hoch		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
CPOM [g/m <sup>2</sup> ]	9.6	16.5	50.3	3.4	1.7	3.5	3.1	2.1	5.3
FPOM [g/m <sup>2</sup> ]	1.5	1.8	14.6	9.0	7.2	3.5	4.6	2.0	4.5
CPOM : FPOM	6.4	9.1	3.4	0.4	0.2	1.0	0.7	1.1	1.2
#Ind/g TG	9	8	9	49	126	269	10	6	17

k.D.: keine Daten

## 4.1.2 Aquatische Fauna

### Vergleich aller Untersuchungsstellen

Die Chironomiden (abgetrennt von den übrigen Dipteren) bilden fast ausnahmslos an allen Probenahmestellen einen hohen Anteil an den Gesamtabundanz (siehe Tabelle 7). Einige Taxa sind in den hydrologisch beeinträchtigten Stellen nicht zu finden. *Gammarus* spp. wurde weder im Vorder- noch im Hinterrhein gefunden, im Alpenrhein und in der Rhone nur vereinzelt. Auch die Coleopterenlarven sind an diesen Stellen, mit Ausnahme des Hinterrheins, selten. Zahlreiche terrestrische Tiere konnten an den morphologisch- hydrologisch beeinträchtigten Stellen zusammen mit den Benthosproben gesammelt werden.

Tabelle 7: Grossgruppen [Durchschnittliche # Individuen pro m<sup>2</sup> ] aller Untersuchungsstellen, aufgetrennt in die drei Tiefenstrata (1-3)

	Pinzano I			Pinzano II			Plaffeien			Flamatt			Andelfingen			Niederneunforn		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Ephemeroptera	1233	2375	1867	254	519	784	120	822	684	799	346	223	2513	2213	4680	50305	8991	5141
Plecoptera		173	207			323	143	184	315	938	123	31	46	438		1337	231	461
Trichoptera		35				46		8	23	54	15		23	46	23	92	46	46
Coleoptera	12	12					23		8	15		8	23	115	23	138	138	46
Collembola							9	35										
Heteroptera																46	23	
Diptera	46	288	254	46	69	461	60	138	438	200	207	254	254	254	738	300	254	438
Chironomidae	1280	10490	24092	730	3274	24553	249	100	138	2498	1130	1306	10905	16622	26421	32415	13833	10536
Gammarus		104	23	15	23	23		46	46	38	38	61	184	46	23	23		115
Arachnoides										23	23		23	161		92		23
Oligochaeta	23	231	899	154	184	715	41	38		154	23	523	69	507	115	115	1752	1014
Nematoda																		
Puppen	12	23	46	15	23		5			31	8	8	138	392	115	853	507	138
nicht identifizierbar										15		8						
<b>Total aquatisch Fauna</b>	<b>2605</b>	<b>13729</b>	<b>27389</b>	<b>1214</b>	<b>4092</b>	<b>26905</b>	<b>650</b>	<b>1372</b>	<b>1652</b>	<b>4765</b>	<b>1914</b>	<b>2421</b>	<b>14179</b>	<b>20795</b>	<b>32138</b>	<b>85717</b>	<b>25775</b>	<b>17960</b>
<b>Terrestrische Fauna</b>	<b>23</b>	<b>12</b>					<b>9</b>											<b>23</b>
<b>Total der gesamten Fauna</b>	<b>2628</b>	<b>13741</b>	<b>27389</b>	<b>1214</b>	<b>4092</b>	<b>26905</b>	<b>659</b>	<b>1372</b>	<b>1652</b>	<b>4765</b>	<b>1914</b>	<b>2421</b>	<b>14179</b>	<b>20795</b>	<b>32138</b>	<b>85717</b>	<b>25798</b>	<b>17960</b>

	Castrisch			Rhäzüns			Mastris			Maiefeld tief			Maiefeld hoch			Chippis tief			Chippis hoch			Riddes tief			Riddes hoch			
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	
Ephemeroptera	5	9	180	14	5	9			161	60	9	23			92	23		5	46	8	38							
Plecoptera	138	212	1780		28	46		23	738	14	60	922	23	9	32		69		15	8							5	
Trichoptera	143	277	1554		5	23		46	78	97	41		18	14	100	646	254	5	131	8	100	138						
Coleoptera		37	9										5															
Collembola		9	14						23						8			37	23	8	8	8	23		9			
Heteroptera					5	5																						
Diptera	14	37	111	5	32	124	69	23	277	105	37	254		9	28			9	9									
Chironomidae	152	254	3269	138	383	1051	12219	13902	12865	415	277	415	111	88	378	231	7009	4219	401	1024	4872	138	231	2874	46	14	46	
Gammarus													5					5										
Arachnoides	5	5																										
Oligochaeta	28	74	74	148	194	378	484	254	1499	332	171	78	41	198	452	177	2052	507	346	226	238	369	384	292	32	69	327	
Nematoda																15	23	415										
Puppen	5	18	14		41	180	161	69	461	5	9	5		9	18	8		9	23	8	8	8	5		5			
nicht identifizierbar					5	6	23				9	23	9	5														23
<b>Total aquatisch Fauna</b>	<b>489</b>	<b>885</b>	<b>6981</b>	<b>350</b>	<b>719</b>	<b>1822</b>	<b>12957</b>	<b>14271</b>	<b>16046</b>	<b>1009</b>	<b>692</b>	<b>1761</b>	<b>184</b>	<b>346</b>	<b>922</b>	<b>538</b>	<b>9890</b>	<b>5418</b>	<b>802</b>	<b>1319</b>	<b>5303</b>	<b>530</b>	<b>776</b>	<b>3358</b>	<b>111</b>	<b>83</b>	<b>410</b>	
<b>Terrestrische Fauna</b>	<b>5</b>	<b>9</b>		<b>5</b>	<b>9</b>	<b>14</b>	<b>23</b>			<b>5</b>	<b>5</b>				<b>18</b>			<b>9</b>	<b>9</b>			<b>8</b>	<b>15</b>	<b>41</b>	<b>9</b>	<b>23</b>		
<b>Total der gesamten Fauna</b>	<b>493</b>	<b>885</b>	<b>6990</b>	<b>355</b>	<b>729</b>	<b>1836</b>	<b>12980</b>	<b>14271</b>	<b>16046</b>	<b>1009</b>	<b>696</b>	<b>1766</b>	<b>184</b>	<b>346</b>	<b>941</b>	<b>538</b>	<b>9890</b>	<b>5418</b>	<b>802</b>	<b>1328</b>	<b>5312</b>	<b>530</b>	<b>784</b>	<b>3374</b>	<b>152</b>	<b>92</b>	<b>433</b>	

Die Untersuchungsstellen unterscheiden sich hinsichtlich der Gesamtabundanzen ( $p < 0.0001$ ) (siehe Abbildung 26). Die morphologisch-hydrologisch beeinträchtigten Untersuchungsstellen weisen extrem geringe Gesamtabundanzen auf. Zusätzlich besitzen diese und die hydrologisch beeinträchtigten Untersuchungsstellen einen geringen Anteil an EPT-Taxa. Bei den hydrologisch beeinträchtigten Stellen sinken die Werte auf 10–25%, wobei Castrisch einen hohen Anteil an EPT-Taxa in Stratum 3 aufweist. Dipteren sind die dominanten Taxa in den hydrologisch beeinträchtigten Flussabschnitten. Die Gesamtabundanzen weisen keine signifikante Tiefenverteilung ( $p = 0.113$ ) auf. Die EPT-Taxa deuten eine solche Tendenz leicht an.

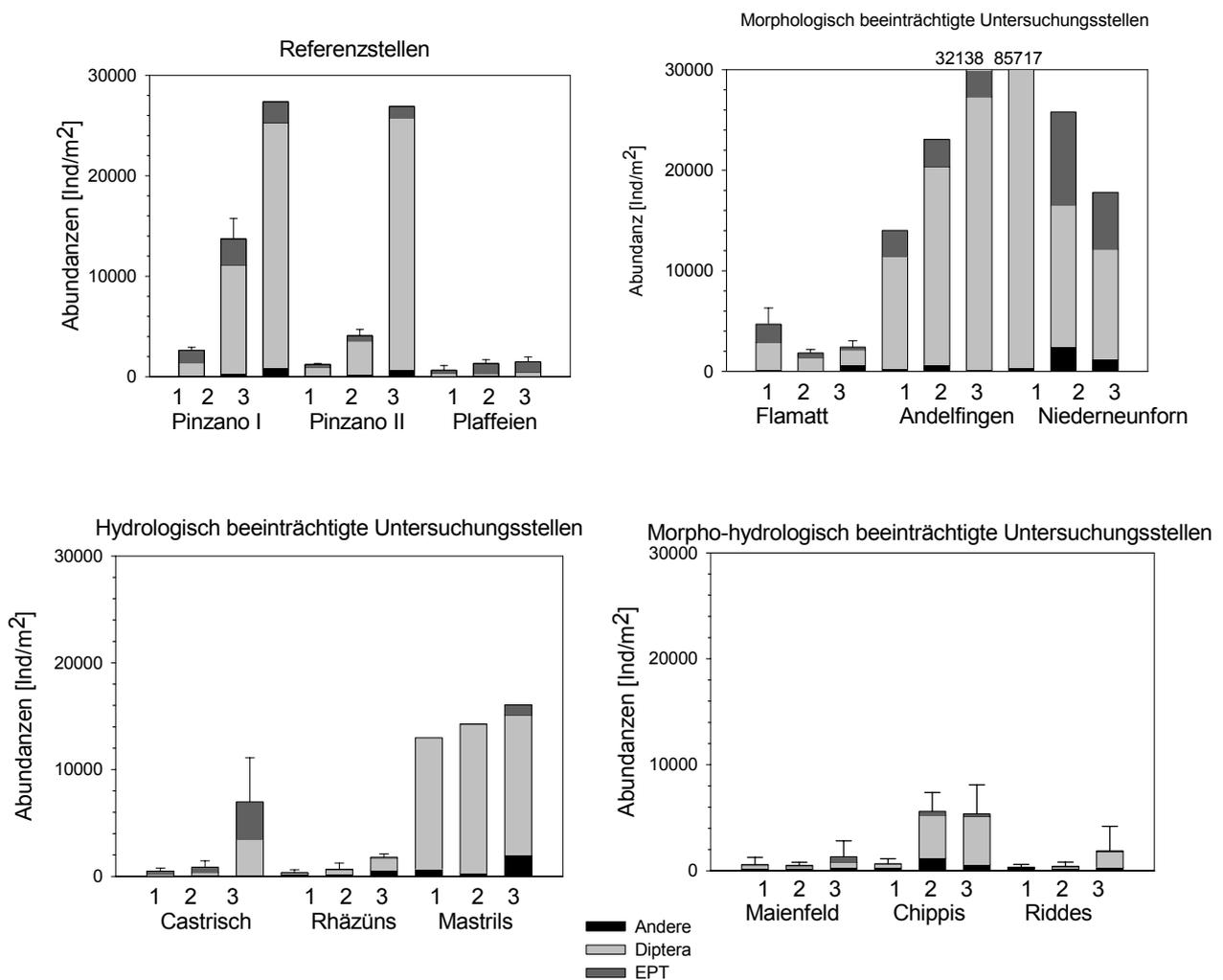


Abbildung 26: Gesamtabundanzen [Ind/m<sup>2</sup>] aufgetrennt in die Gruppen EPT, Diptera und „Andere“, an allen Untersuchungsstellen, eingeteilt in Referenzstellen, morphologisch beeinträchtigte Stellen, hydrologisch beeinträchtigte Stellen und morphologisch-hydrologisch beeinträchtigte Stellen und in die drei Tiefenstrata (1-3). Die Werte der Untersuchungsstellen Maienfeld, Chippis und Riddes stellen Durchschnittswerte der Daten des hohen und des tiefen Wasserstandes dar

### Vergleich der tiefen und hohen Wasserstände

Die Gesamtabundanzen des tiefen (Wochenende) und des hohen (werktags) Wasserstandes unterscheiden sich nicht stark (siehe Abbildung 27). Die EPT-Taxa weisen ihre höchsten Abundanzen in Stratum 3 auf. Es befanden sich nur vereinzelte Individuen der EPT-Taxa in den gesammelten Proben des hohen Wasserstandes. Bei den hohen Wasserständen kommen die höchsten Abundanzen immer in Stratum 3 vor.

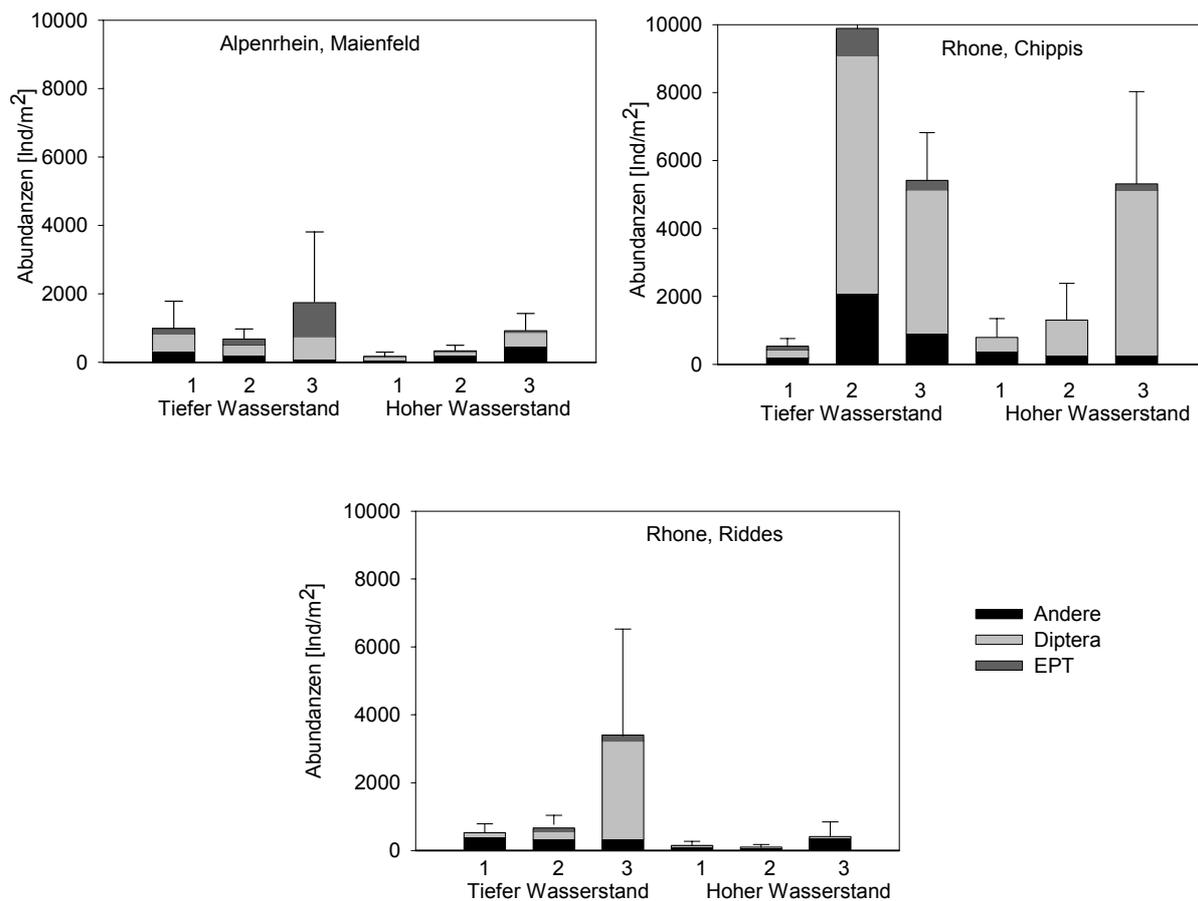


Abbildung 27: Gesamtabundanzen [Ind/m<sup>2</sup>] der morphologisch-hydrologisch beeinträchtigten Untersuchungsstellen bei tiefem und hohem Wasserstand, zusammengefasst in die Gruppen EPT, Diptera und „Andere“ und eingeteilt in die drei Tiefenstrata (1-3)

### Vergleich aller Untersuchungsstellen

An den Referenzstellen und den morphologisch beeinträchtigten Stellen sind die Ephemeropteren dominant (siehe Abbildung 28). An den Schwall-Sunk beeinträchtigten Untersuchungsstellen sind dagegen Trichopteren häufiger.

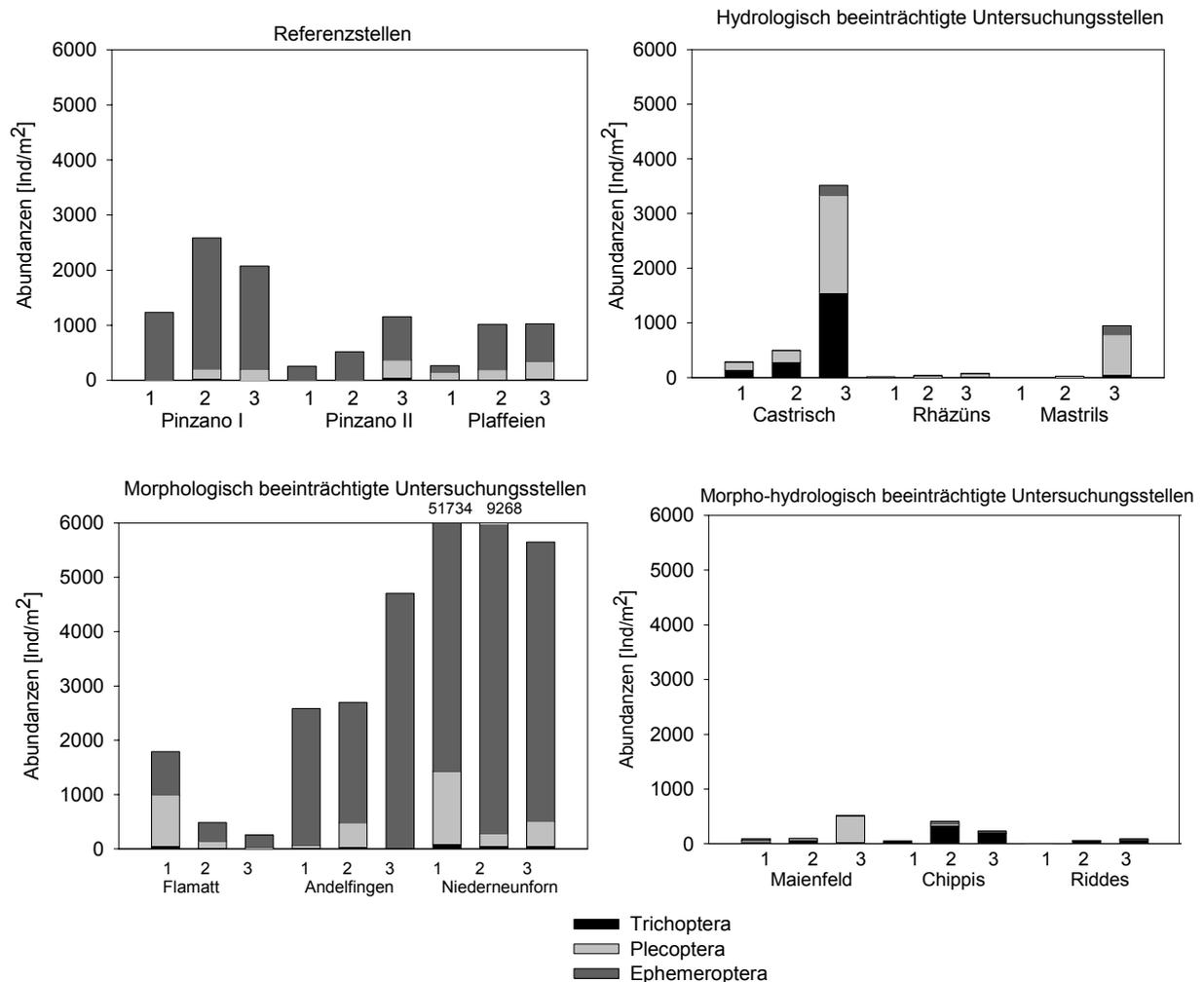


Abbildung 28: Gesamtabundanzen [Ind/m<sup>2</sup>] der Ephemeropteren-, Plecopteren- und Trichopteren-Taxa (EPT-Taxa) an allen Untersuchungsstellen, eingeteilt in Referenzstellen, morphologisch beeinträchtigte Stellen, hydrologisch beeinträchtigte Stellen und morphologisch-hydrologisch beeinträchtigte Stellen und in die drei Tiefenstrata (1-3). Die Werte der Untersuchungsstellen Maienfeld, Chippis und Riddes stellen Durchschnittswerte der Daten des hohen und des tiefen Wasserstandes dar

### Vergleich der tiefen und hohen Wasserstände

Bei hohen Wasserständen fehlen die Ephemeropteren, Plecopteren und Trichopteren fast vollständig (siehe Abbildung 19). Bei tiefem Wasserstand am Wochenende (Riddes) befand sich eine grössere Anzahl von köchertragenden Trichopteren im nicht-überfluteten Uferbereich (werktags überflutet) unter Steinen und im feuchten Boden.

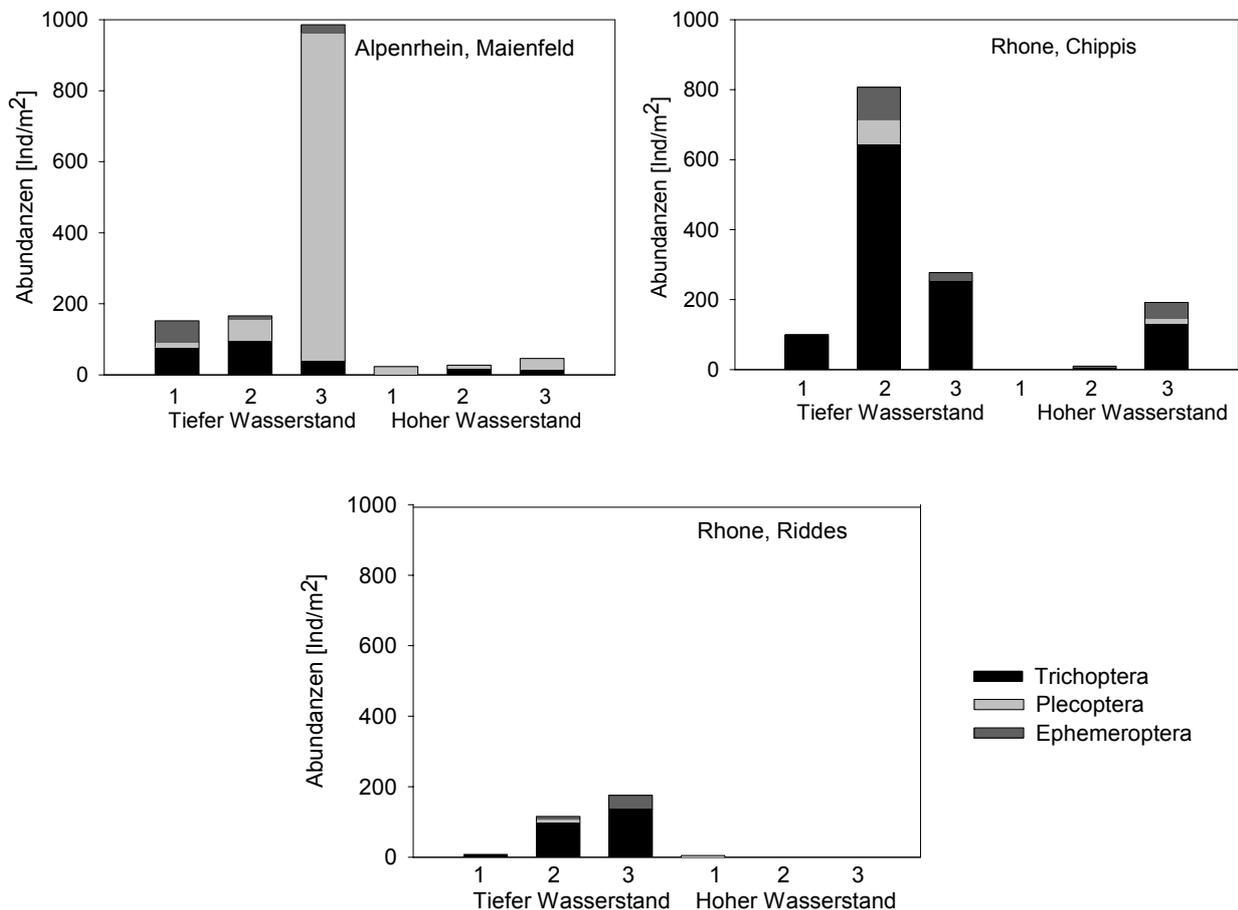


Abbildung 29: Gesamtabundanzen [Ind/m<sup>2</sup>] der Ephemeropteren-, Plecopteren- und Trichopteren-Taxa an den morphologisch-hydrologisch beeinträchtigten Untersuchungsstellen bei tiefem und hohem Wasserstand und eingeteilt in die drei Tiefenstrata (1-3)

*Baetis* spp. dominiert die Ephemeropteren, *Rhithrogena* spp. ist ebenfalls häufig (siehe Tabelle 8). Bei den Plecopteren ist *Leuctra* spp. dominierend und kommt an den hydrologisch beeinträchtigten Stellen als einzige Plecopterengattung vor. Bei den Trichopteren ist keine deutliche Dominanz vorhanden. In den hydrologisch intakten Flüssen dominiert die Gattung *Hydropsyche* (Netze bauende Trichoptera), in den hydrologisch gestörten Flüssen gibt es eine

teilweise starke Dominanz von *Allogamus auricollis*. Entlang des Gradienten von Referenzstellen zu morphologisch-hydrologisch beeinträchtigten Untersuchungsstellen zeigt sich eine starke Abnahme der EPT- Gattungen.

Tabelle 8: Abundanzen [Ind/m<sup>2</sup>] der Ephemeropteren-, Plecopteren- und Trichopteren-Taxa aller Untersuchungsstellen

	Tagliamento		Sense		Thur	
	Pinzano I	Pinzano II	Plaffeien	Flamatt	Andelfingen	Niederneunforn
Baetidae						
<i>Baetis sp.</i>	1164	453	309	169	761	18121
<i>Centroptilum sp.</i>						
Caenidae						
<i>Caenis sp.</i>		8				669
Ephemerellidae						
<i>Ephemerella sp.</i>	2594				46	507
Heptageniidae						
<i>Ecdyonurus sp.</i>	46	12		69	69	115
<i>Electrogena sp.</i>			28	19		
<i>Epeorus sp.</i>				8		
<i>Heptagenia sp.</i>						46
<i>Rhithrogena sp.</i>	254		961	584		92
Leptophlebiidae						
<i>Habroleptoides sp.</i>	23		49			
Oligoneuriidae						
<i>Oligoneuriella sp.</i>					23	23
Siphonuridae						
<i>Parameletus sp.</i>	58	54				
<i>Siphonurus sp.</i>		8				
nicht identifizierbar	1337	638	275	523	8507	44864
<b>EPHEMEROPTERA</b>	<b>5475</b>	<b>1556</b>	<b>1626</b>	<b>1368</b>	<b>9406</b>	<b>64438</b>
Chloroperlidae						
<i>Chloroperla sp.</i>						231
<i>Siphonoperla sp.</i>					23	23
Leuctridae						
<i>Leuctra sp.</i>		92	349	354	23	207
Nemouridae						
<i>Amphinemura sp.</i>			88			
<i>Nemoura sp.</i>			23			
<i>Protonemura sp.</i>	23		108	15		
Perlidae						
<i>Dinocras sp.</i>				8		46
<i>Perla sp.</i>				12		
Perlodidae						
<i>Isoperla sp.</i>			78	131		
Taeniopterygidae						
<i>Brachyptera sp.</i>	35					
nicht identifizierbar	0	0	0	0	0	0
<b>PLECOPTERA</b>	<b>323</b>	<b>231</b>	<b>142</b>	<b>588</b>	<b>438</b>	<b>1522</b>
Hydropsychidae						
<i>Hydropsyche sp.</i>	12	23	46	69	46	69
Hydroptilidae						
<i>Hydroptila sp.</i>		23				
Leptoceridae						
<i>Athripsodes sp.</i>						92
Limnephilidae						
<i>Allogamus sp.</i>						
<i>Chaetopteryx sp.</i>					23	
Chaetopterygini/ Stenophylacini						
Rhyacophilidae					23	23
<i>Rhyacophila sp.</i>						
nicht identifizierbar	23		23			
<b>TRICHOPTERA</b>	<b>35</b>	<b>46</b>	<b>69</b>	<b>69</b>	<b>92</b>	<b>184</b>
<b>Total Gattungen</b>	<b>9</b>	<b>8</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>9</b>	<b>14</b>

	Vorderrhein	Hinterrhein	Alpenrhein	Alpenrhein		Rhone	Rhone		
	Castrisch	Rhazüns	Mastrils	Maienfeld t	Maienfeld h	Chippis t	Chippis h	Riddes t	Riddes h
Baetidae									
<i>Baetis sp.</i>	120	18	115	9		115	51	46	5
<i>Centroptilum sp.</i>	5								
Caenidae									
<i>Caenis sp.</i>				5					
Ephemerellidae									
<i>Ephemerella sp.</i>									
Heptageniidae									
<i>Ecdyonurus sp.</i>	9			5					
<i>Electrogena sp.</i>									
<i>Epeorus sp.</i>									
<i>Heptagenia sp.</i>									
<i>Rhithrogena sp.</i>			23	5					
Leptophlebiidae									
<i>Habroleptoidea sp.</i>									
Oligoneuriidae									
<i>Oligoneuriella sp.</i>									
Siphonuridae									
<i>Parameletus sp.</i>									
<i>Siphonurus sp.</i>									
nicht identifizierbar	74	9	23	82					
EPHEMEROPTERA	194	28	161	92	0	115	51	46	0
Chloroperlidae									
<i>Chloroperla sp.</i>									
<i>Siphonoperla sp.</i>									
Leuctridae									
<i>Leuctra sp.</i>	959	41	300	535	28	69	8	8	5
Nemouridae									
<i>Amphinemura sp.</i>									
<i>Nemoura sp.</i>									
<i>Protonemura sp.</i>									
Perlidae									
<i>Dinocras sp.</i>									
<i>Perla sp.</i>									
Perlodidae									
<i>Isoperla sp.</i>				14					
Taeniopterygidae									
<i>Brachyptera sp.</i>									
nicht identifizierbar	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PLECOPTERA	1171	39	461	438	37	69	8	0	0
Hydropsychidae									
<i>Hydropsyche sp.</i>							28		
Hydroptilidae									
<i>Hydroptila sp.</i>									
Leptoceridae									
<i>Athripsodes sp.</i>									
Limnephilidae									
<i>Allogamus sp.</i>	1941	18		184	23	999	108	246	
<i>Chaetopteryx sp.</i>									
Chaetopterygini/ Stenophylacini									
Rhyacophilidae	9		46	9					
<i>Rhyacophila sp.</i>									
nicht identifizierbar	23	9		23	5				
TRICHOPTERA	1973	28	46	217	28	999	135	246	0
Total Gattungen	6	3	4	9	2	3	4	3	1

t: tiefer Wasserstand  
h: hoher Wasserstand

Anhand einer Clusteranalyse werden die Untersuchungsstellen mit einer natürlichen Hydrologie und einer gestörten Hydrologie getrennt (siehe Abbildung 30). Die Referenzstellen und die morphologisch beeinträchtigten Untersuchungsstellen bilden die erste Gruppe, die hydrologisch und morphologisch-hydrologisch beeinträchtigten Untersuchungsstellen die zweite Gruppe.

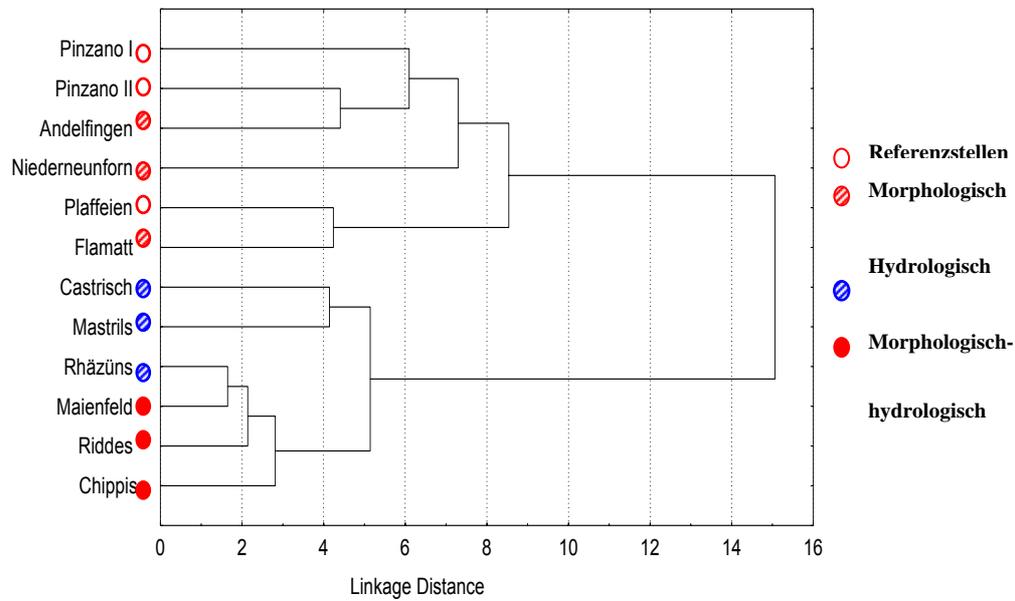


Abbildung 30: Clusteranalyse aller Untersuchungsstellen (Grossgruppen, Tabelle 7) nach Ward's Methode

## 4.2 Auswirkung von Wasserstandschwankungen

### 4.2.1 Physikalisch-chemische Parameter

Im Juni wurde ein natürliches Hochwasser an der Thur über acht Tage (8.6.01-15.6.01) beprobt, an der Rhone ein künstlicher Schwall während 24 Stunden (22.5.01-23.5.01). Der Abfluss der Thur verzehnfachte sich während des Hochwassers von 40 auf 420 m<sup>3</sup>/s, derjenige an der Rhone stieg während des Schwalls von 200 auf 250 m<sup>3</sup>/s (siehe Abbildung 31). In der Thur findet bei Abflusswerten >350 m<sup>3</sup>/s Geschiebeumlagerung statt. Hochwässer von einem solchen Ausmass kommen an der Thur durchschnittlich drei Mal im Jahr vor (Uehlinger 2000).

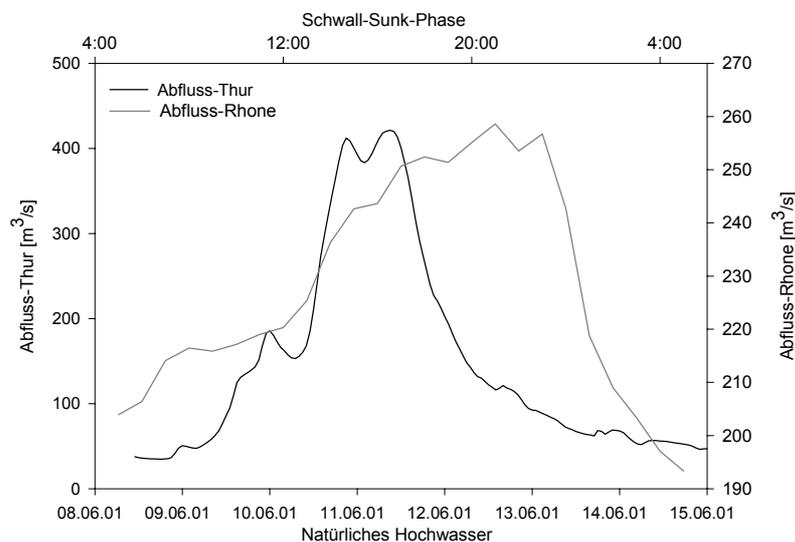


Abbildung 31: Abfluss [m<sup>3</sup>/s] der Thur während des Hochwassers (8.6.01-15.6.01) und der Rhone während des Schwalls (22.5.01-23.5.01), Messwerte der BWG-Messstationen: Thur-Andelfingen, Rhone-Branson

An der Thur sinkt die Temperatur und die Leitfähigkeit während des Hochwassers bei steigendem Wasserstand, die Leitfähigkeit erreicht einen minimalen Wert bei höchstem Abfluss. Während an der Thur bei steigendem Wasserstand keine täglichen Temperaturschwankungen stattfinden, sind sie bei sinkendem Wasserstand ausgeprägt (siehe Abbildung 32, oben). An der Rhone gibt es während der 24-Stundenprobenahme eine tageszeitliche Temperaturdifferenz von ungefähr 2.5°C (siehe Abbildung 32, unten).

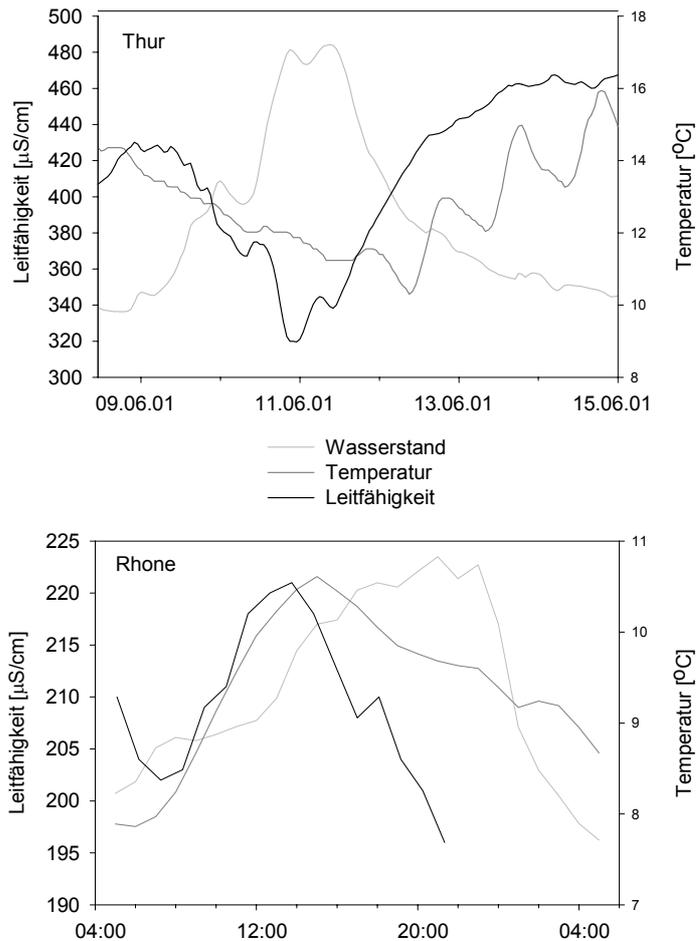


Abbildung 32: Verlauf der Temperatur [°C] und der Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ] der Thur während des Hochwassers und der Rhone während des Schwalls, Messwerte der BWG-Messstationen: Thur-Andelfingen, Rhone-Branson/Sion

#### 4.2.2 Aquatische und terrestrische Fauna

##### *Gesamtabundanzen: Aquatische Fauna*

Beide Probenahmestellen (Thur und Rhone) wurden bei den höchsten Wasserständen bis in die angrenzende Ufervegetation überflutet (Thur: Büsche, Wald, Rhone: Gras, krautige Pflanzen). An der Thur befinden sich bei steigendem Wasserstand nur wenige Organismen in den Proben im Vergleich zu den Abundanzen vor dem Hochwasser (siehe Abbildung 33, oben). Es sind keine deutlichen vertikalen Verteilungsmuster zu erkennen. Bei sinkendem Wasserstand sind die Abundanzen sehr hoch. An der Rhone halten sich die meisten Organismen im Stratum 3 auf, einer Wassertiefe, die fast immer überflutet ist. Es ist auch

eine Tiefenverteilung vorhanden. An der Rhone liegen die Gesamtabundanzen durchschnittlich bei Werten, die die Thur beim höchsten Wasserstand aufweist (siehe Abbildung 33, unten).

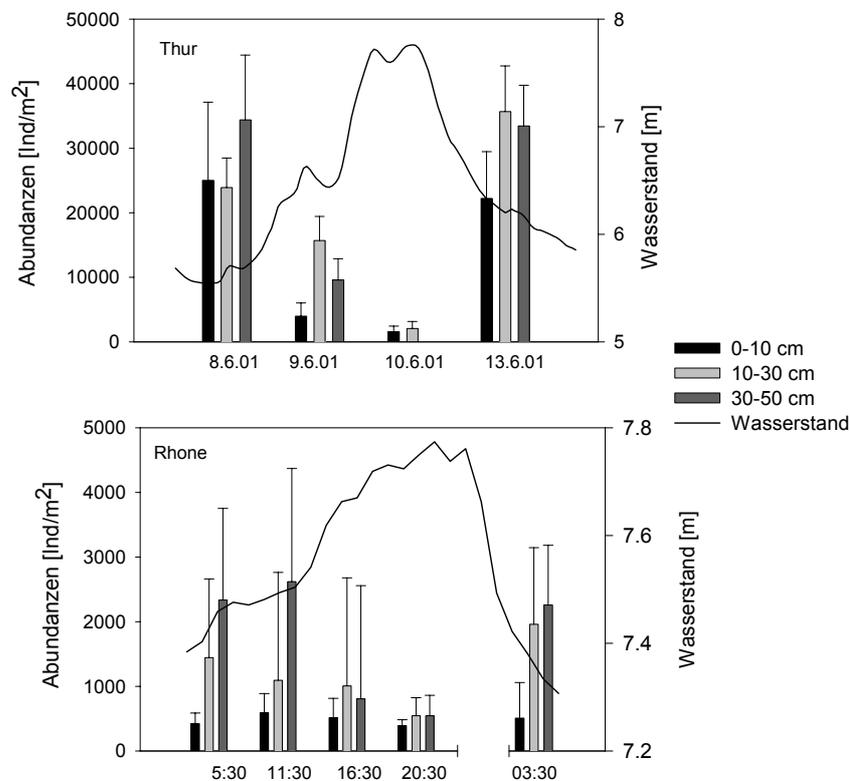


Abbildung 33: Gesamtabundanzen der aquatischen Fauna [Ind/m<sup>2</sup>] ( $\pm 1$  SD, n = 3) an der Thur und an der Rhone, eingeteilt in die drei Tiefenstrata (1-3)

#### *Gesamtabundanzen: Terrestrische Fauna*

An der Thur sind die Gesamtabundanzen der terrestrischen Fauna geringer als die der aquatischen Fauna (siehe Tabelle 9). Beim höchsten Wasserstand konnten keine Handaufsammlungen durchgeführt werden, da die Vegetation zu dicht war. Während dieser Phase retteten sich viele terrestrische Organismen auf Brennesseln, Sträucher oder Bäume (persönliche Beobachtung). Es gibt keine deutlichen vertikalen Verteilungsmuster der terrestrischen Organismen während des Hochwassers (siehe Abbildung 34). Sie halten sich nicht direkt an der Wasserlinie auf. Von der Rhone liegen nur Daten bei tiefem Wasserstand vor, die deshalb nicht in einem zeitlichen Verlauf dargestellt werden können.

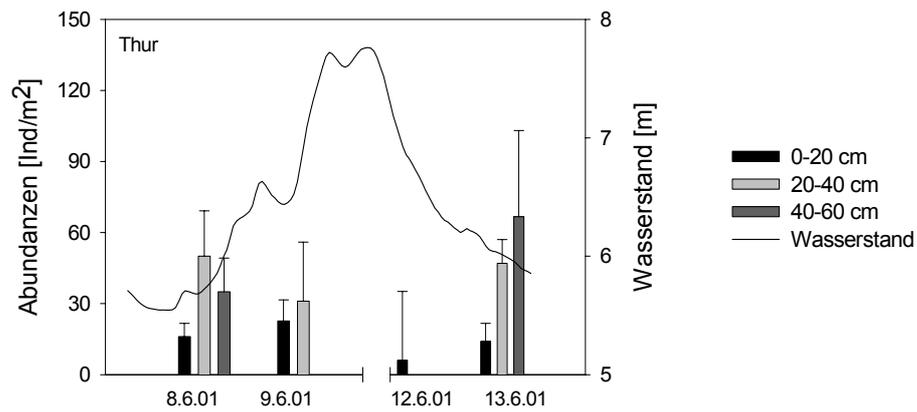


Abbildung 34: Gesamtabundanzen der terrestrischen Fauna [Ind/m<sup>2</sup>] ( $\pm 1$  SD, n = 4) an der Thur, eingeteilt in die drei Höhenstrata (1-3)

Während des Hochwassers verändert sich die Zusammensetzung der terrestrischen Gemeinschaft (siehe Tabelle 9). Die Staphyliniden kommen beim steigenden Wasserstand weniger häufig vor; ebenfalls die Carabiden, die nach dem Hochwasser aber in höheren Dichten vorhanden sind. Beim zurückgehenden Wasserspiegel strandete eine grössere Anzahl von *Gammarus* spp. und Trichopteren. Zusätzlich wurden gestrandete Gammariden beobachtet, die sich vom Wasser weg, in Richtung Vegetation bewegten. An der Rhone sind die Gesamtabundanzen geringer und die Gemeinschaftszusammensetzung wird einseitig dominiert (siehe Tabelle 9).

Tabelle 9: Taxaliste der terrestrischen Fauna (n = 3): Durchschnittliche Gesamtabundanzen [Ind/m<sup>2</sup>] eingeteilt in die drei Höhenstrata (1-3), aufgetrennt in die terrestrische Fauna und in die gestrandeten aquatischen Organismen (Daten der Rhone nur bei tiefem Wasserstand)

	Thur						Rhone					
	Vor dem Hochwasser			Steigend		Sinkend				Vor dem Schwall		
Stratum	1	2	3	1	2	1	1	2	3	1	2	3
<i>Terrestrisch</i>												
Araneae			1	2	2						1.5	1
Carabidae		28	29	3	20		4	42	43		1.5	
Carabidae Larve		1	1	1					1			
Coleoptera						1						1
Formicidae					2				3	7	5	40
Staphylinidae			21	4	5	3	9	3	21			
Oligochaeta					3	4						
Lumbricidae	1						1		1			
Diplopoda							1					
Collembola												
Gastropoda						1						1
Diptera												1
Blattlaus							1			1		1
Ephemeroptera	15											
Plecoptera					1						0.5	1
<i>Subtotal</i>	16	50	35	15	31	4	14	47	67	8	8.5	46
<i>Aquatisch (gestrandet)</i>												
Hirudinea			4	7		2	1					
Amphipoda						20	4	1				
Asselidae						1						
Diptera Larve				1			2	8				
Plecoptera Larve						3	4	1		1		
Trichoptera Larve						26	9	5	1			
Ephemeroptera Larve	1						1					
<i>Subtotal</i>	1	0	4	8	0	52	21	15	1	1	0	0
<i>Total</i>	17	50	39	23	31	56	35	62	68	9	9	46
<i>Standardabweichung</i>	7	19	14	9	25	10	17	17	15	2	1	6

An der Thur sind die Carabiden die dominante Familie, daneben kommen auch die Staphyliniden zahlreich vor (siehe Abbildung 35). An der Rhone liegt eine starke Dominanz der Formiciden vor, die den gesamten Uferabschnitt und die angrenzende Vegetation besiedeln.

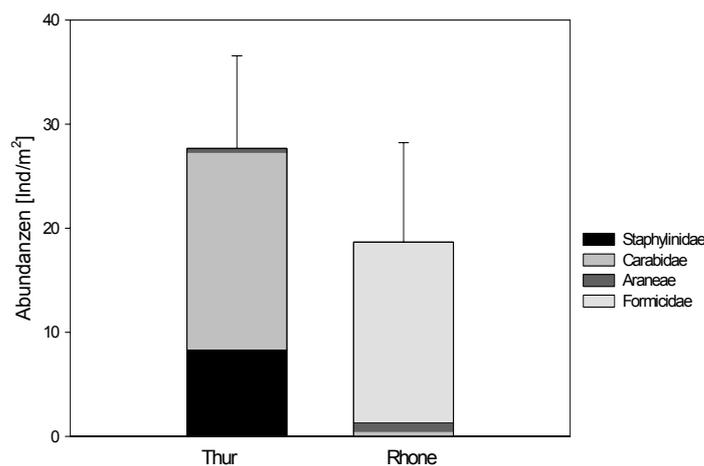


Abbildung 35: Thur: Durchschnittliche Abundanzen der terrestrischen Familien Araneae, Carabidae, Formicidae und Staphylinidae [Ind/m<sup>2</sup>] (± 1 SD, n = 12) vor dem Hochwasser an der Thur und vor dem Schwall an der Rhone

### *Benthisches partikuläres organisches Material*

An der Thur fallen bei hohem Wasserstand zwischen zwei und sieben Individuen auf ein Gramm Trockengewicht (siehe Tabelle 10). Bei den anderen Wasserständen sind es bedeutend höhere Werte. An der Rhone sind die Anzahl der Individuen pro Gramm Trockengewicht während der gesamten Schwall-Sunk Phase in der Grössenordnung, wie an der Thur bei steigendem Wasserstand.

Tabelle 10: Thur und Rhone: Benthisches partikuläres organisches Material: Anteile des groben und feinen partikulären organischen Materials (CPOM und FPOM) ausgedrückt als aschefreie Trockensubstanz [g AFDM pro m<sup>2</sup>], als Verhältnis CPOM : FPOM und als Verhältnis Anzahl Individuen pro Gramm Trockengewicht [Ind/m<sup>2</sup>] bei niedrigem, steigendem, hohem und sinkendem Wasserstand, eingeteilt in die drei Tiefenstrata (1-3).

		Vor dem Hochwasser			Steigender Wasserstand			Hoher Wasserstand			Sinkender Wasserstand		
		1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Thur	CPOM [g/m <sup>2</sup> ]	7.0	9.1	21.8	27.7	39.7	22.7	57.9	75.3	k.D.	20.2	44.2	31.1
	FPOM [g/m <sup>2</sup> ]	2.3	1.5	5.4	5.6	9.2	7.4	11.8	28.2	k.D.	2.9	3.8	3.6
	CPOM:FPOM	3.0	6.2	4.1	5.0	4.3	3.1	4.9	2.7	k.D.	6.9	11.7	8.6
	#Ind/g TG	1128	1227	322	43	79	145	7	2	k.D.	337	440	415
Rhone	CPOM [g/m <sup>2</sup> ]	33.2	22.8	11.1	33.5	18.0	39.2	22.6	25.9	14.4	8.9	37.1	7.0
	FPOM [g/m <sup>2</sup> ]	14.7	5.5	2.0	11.0	8.2	10.9	4.7	12.3	7.5	2.8	4.6	6.4
	CPOM:FPOM	2.3	4.2	5.4	3.0	2.2	3.6	4.8	2.1	1.9	3.1	8.0	1.1
	#Ind/g TG	5	33	168	7	25	12	9	10	20	43	35	94

k.D.: keine Daten

### *Drift*

Während des Hochwassers und des Schwalls steigt die Driftdichte mit zunehmendem Abfluss (siehe Abbildung 36). An der Thur erfolgt die Zunahme der Driftdichte langsamer und ergibt wegen einer geringen zeitlichen Auflösung der Driftproben kein deutlich erkennbares Driftmuster. An der Rhone nimmt die Driftdichte rasch zu und erreicht ihr Maximum vor dem Spitzenabfluss. Die Zunahme der Driftdichte erfolgt an beiden Stellen vor allem durch eine Zunahme der Anzahl von Chironomiden, Oligochaeten und terrestrischen Adulten in den Driftproben (siehe Anhang C und I).

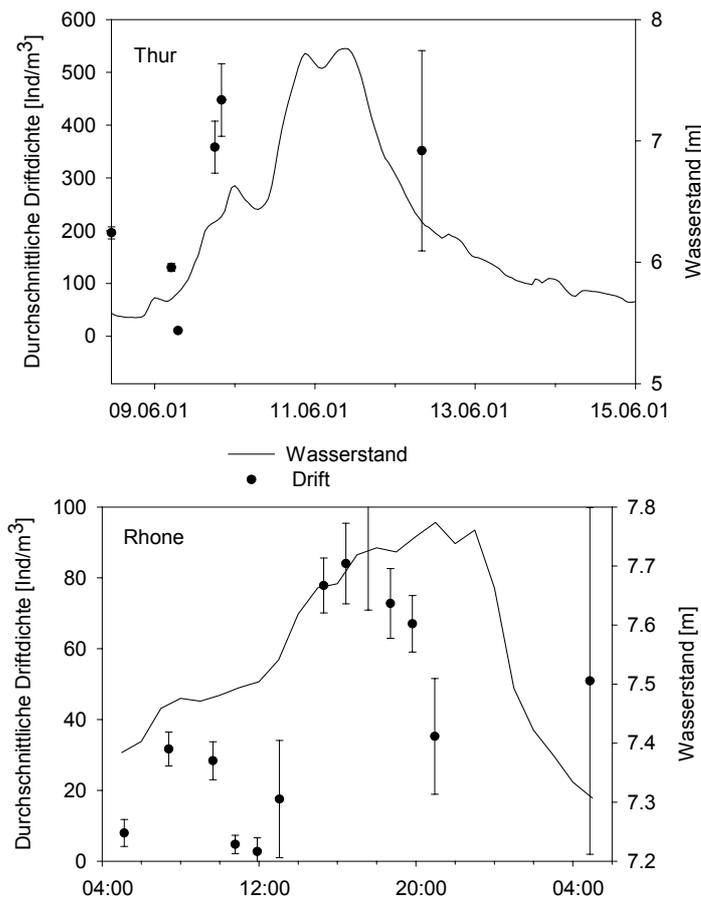


Abbildung 36: Driftdichten [Ind/m<sup>3</sup>] ( $\pm 1$  SD, n = 2) während des Schwall und des Hochwassers

An der Thur ist die Drift-Benthos-Relation um eine Größenordnung tiefer als an der Rhone (siehe Tabelle 11). Die Werte an der Thur liegen zwischen 0.002 und 0.01, an der Rhone zwischen 0.01 und 0.04. An beiden Untersuchungsstellen nimmt dieses Verhältnis mit steigendem Wasserstand zu und sinkt bei abnehmendem Wasserstand.

Tabelle 11: Benthos- und Driftgesamtabundanz [Ind/m<sup>2</sup> oder m<sup>3</sup> pro Sammeldurchgang] während des Verlaufes des Hochwassers an der Thur und des Schwall an der Rhone und die Drift-Benthos-Relation

		Vor dem Hochwasser	Steigender Wasserstand	Hoher Wasserstand	Sinkender Wasserstand
Thur	Benthos [#Ind/m <sup>2</sup> ]	84280	29272	4050	91550
	Drift [#Ind/m <sup>2</sup> ]	196	403	k.D.	451
	Drift : Benthos	0.002	0.014	k.D.	0.005
Rhone	Benthos [#Ind/m <sup>2</sup> ]	4204	2329	1714	4734
	Drift [#Ind/m <sup>2</sup> ]	88	93	51	51
	Drift : Benthos	0.021	0.04	0.03	0.011

k.D.: keine Daten

In der nachfolgenden Abbildung wird die Dichte von vier dominanten aquatischen Gattungen an der Thur dargestellt. Die Ergebnisse zeigen, dass die einzelnen Taxa unterschiedlich auf die Wasserstandfluktuationen reagieren. Die Gattung *Baetis* ist immer in den höchsten Abundanzen vorhanden und zeigt keine Präferenz für eine Wassertiefe. Dagegen ist *Ecdyonurus* spp. immer im Stratum 1 deutlich am häufigsten; wandert somit mit dem sich ändernden Wasserstand mit. *Caenis* spp. und *Leuctra* spp. zeigen beide nach dem Hochwasser höhere Abundanzen als vor dem Hochwasser. Zusätzlich ist *Caenis* spp. vor dem Hochwasser in Stratum 3 am häufigsten vertreten, nach dem Hochwasser dagegen im 1. Stratum.

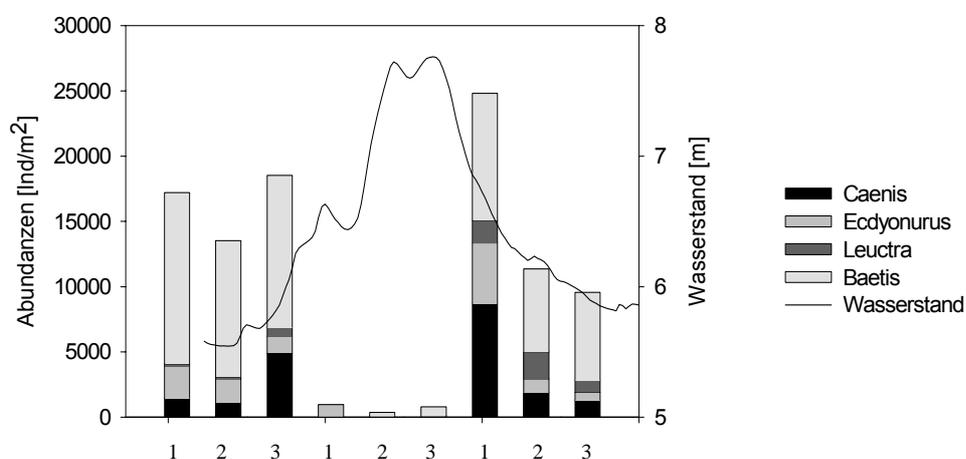


Abbildung 37: Durchschnittliche Abundanzen [Ind/m<sup>2</sup>] der Gattungen *Baetis* spp., *Caenis* spp., *Ecdyonurus* spp. und *Leuctra* spp. während des Hochwassers an der Thur, eingeteilt in die drei Tiefenstrata (1-3) und die Wasserstände, vor dem Hochwasser, bei steigendem und sinkendem Wasserstand

### 4.3 Artendiversität

An der Thur machen die Ephemeropteren 65% der Anzahl EPT-Individuen aus, welche sich auf 17 Taxa verteilen. An der Rhone sind über 50% der EPT-Individuen Ephemeropteren und verteilen sich auf drei bis vier Taxa (siehe Tabelle 12). An beiden Stellen ist *Baetis* die dominante Gattung. Bei den Plecopteren tritt die Gattung *Leuctra* in grosser Zahl auf, die aber nicht weiter bestimmt wurde. Daneben konnte an der Rhone die Art *Perla grandis/bipunctata*, an der Thur die Art *Dinocras cephalotes* gefunden werden. An der Thur

(Andelfingen) konnten 13 Trichopteren-Taxa nachgewiesen werden, an der Rhone (Riddes) nur die Art *Allogamus auricollis*. Die Gattungen *Athripsodes* und *Rhyacophila* bilden den grössten Anteil der Trichopteren an der Thur.

Tabelle 12: Liste der EPT-Taxa der Thur (Andelfingen) und der Rhone (Riddes): Prozentualer Anteil der Ephemeropteren-, Plecopteren- und Trichopteren-Taxa (EPT-Taxa Thur bzw. Rhone = 100%). Die Zahl in Klammern hinter dem Artnamen gibt den Gefährdungsgrad gemäss der Roten Liste an (Satori et al.1999)  
1: vom Aussterben bedroht, 2: stark gefährdet, 3: gefährdet, 4: potentiell gefährdet

		<b>Thur</b>	<b>Rhone</b>
		<b>Andelfingen</b>	<b>Riddes</b>
Baetidae	<i>Baetis fuscatus/scambus</i>	24.4	
	<i>Baetis liebenauae</i> (2)	5.0	4.5
	<i>Baetis lutheri</i>	0.3	
	<i>Baetis rhodani</i>	0.1	41.0
	<i>Baetis vernus</i>	0.1	
Heptageniidae	<i>Rhithrogena</i> sp.		7.3
	<i>Rhithrogena beskedensis</i> (3)	0.1	
	<i>Ecdyonurus</i> sp.	12.1	
	<i>Heptagenia flava</i>	0.7	
Ephemerellidae	<i>Ephemerella ignita</i>	13.4	
Caenidae	<i>Caenis beskedensis</i> (4)	6.6	
	<i>Caenis luctuosa</i>	0.1	
	<i>Caenis macrura</i>	1.6	
	<i>Caenis pusilla</i> (2)	0.2	
	<i>Caenis rivulorum</i> (1)	0.8	
Leptophlebiidae	<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	0.1	
	<i>Habrophlebia lauta</i>	0.2	
<b>Ephemeroptera</b>		<b>65.5</b>	<b>52.8</b>
Leuctridae	<i>Leuctra</i> sp.	28.7	9.1
Perlidae		0.2	1.8
	<i>Dinocras cephalotes</i>	0.3	
	<i>Perla grandis/bipunctata</i>		3.6
<b>Plecoptera</b>		<b>29.2</b>	<b>14.5</b>
Rhyacophilidae	<i>Rhyacophila</i> sp.	1.4	
	<i>Rhyacophila</i> s.st.	0.8	
Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i> sp.	0.4	
	<i>Hydropsyche pellucidula</i>	0.2	
	<i>Hydropsyche siltalai</i>	0.4	
Psychomyidae	<i>Psychomya pusilla</i>	0.1	
Limnephilidae	<i>Stenophylacini/Chaetopterygini</i>		1.8
	<i>Allogamus auricollis</i>		30.9
	<i>Chaetopteryx cf. fusca/villosa</i>	0.4	
	<i>Melampophylax melampus</i>	0.1	
Lepidostomatidae	<i>Lepidostoma hirtum</i>	0.2	
Leptoceridae	<i>Athripsodes albifrons</i>	1.6	
Sericostomatidea	<i>Sericostoma</i> sp.	0.1	
<b>Trichoptera</b>		<b>4.7</b>	<b>32.7</b>
<b>Total Taxa</b>		<b>27</b>	<b>6</b>

## 5 Diskussion

In der Schweiz werden ca. 60% der elektrischen Energie aus der Wasserkraft gewonnen. Als Folge dieser Nutzung sind viele Gewässer hydrologisch beeinträchtigt, einerseits durch den Entzug von Wasser (Restwasser), andererseits durch Schwall-Sunk. Es gibt viele Studien über die Auswirkungen von Restwasser (z.B. Projekt Ökostrom, [www.oekostrom.eawag.ch](http://www.oekostrom.eawag.ch)). Über die Auswirkungen von Schwall-Sunk liegen dagegen wenige Untersuchungen vor. In der vorliegenden Arbeit wurden daher durch Schwall-Sunk beeinträchtigte Fließgewässerabschnitte untersucht. Die Beeinflussung umfasste einerseits nur Morphologie oder nur Hydrologie, andererseits Morphologie und Hydrologie.

### 5.1 Vergleich der unterschiedlich beeinträchtigten Untersuchungsstellen

In der vorliegenden Studie wurden Unterschiede in der Zusammensetzung, den Abundanzen und der Diversität aquatischer Organismen entlang eines anthropogenen Einflussgradienten herausgearbeitet (siehe Abbildung 26). Die deutlichsten Veränderungen zeigten sich in einer Reduktion der Gesamtabundanzen um bis zu 80% in den hydrologisch und morphologisch-hydrologisch beeinträchtigten Flussabschnitten (siehe Tabelle 7). Diese Ergebnisse decken sich mit den Untersuchungen von Bretschko & Moog (1990), die in Schwall-Sunk beeinträchtigten Flussabschnitten ebenfalls eine signifikante Abnahme der Gesamtabundanzen fanden.

Die negativen Effekte auf die aquatischen Makroinvertebraten und die Fischfauna können durch verschiedene Faktoren verursacht werden. Ein wahrscheinlicher Hauptfaktor ist die Reduktion der Habitatheterogenität und die Ablagerung von Feinsediment (Dynesius & Nilsson 1994). An der Rhone wurde eine geringe Substratheterogenität festgestellt. Die Uferbank wies einen hohen Anteil an grossen Steinen auf, die in Sand gebettet sind. Durch den täglichen Schwall kommt es wahrscheinlich zu einer Kolmation der Sedimente. Dadurch bleiben wenige Hohlräume als Lebensräume für die Fauna erhalten. Eine solche Habitatveränderung in Schwall-Sunk beeinträchtigten Flussabschnitten wurde ebenfalls von Moog (1992) festgestellt.

Ein weiterer wichtiger Faktor sind Veränderungen der Strömungsgeschwindigkeit. Während des Schwalls wiesen die hydrologisch und morphologisch-hydrologisch beeinträchtigten Untersuchungsstellen keine Zunahme der Strömungsgeschwindigkeiten auf (siehe Abbildung

24). Dabei muss berücksichtigt werden, dass die Strata mit dem steigenden Wasserstand verschoben wurden und damit immer der unmittelbare Uferbereich beprobt wurde. Bei den Untersuchungen von hydrologisch beeinträchtigten Flussabschnitten stellten Mundahl & Kraft (1988) und Moog (1993) dagegen in der Flussole erhöhte Strömungsgeschwindigkeiten während des Schwall fest. Die Uferbereiche könnten aus diesem Grund als Refugium während der Schwall-Phase dienen. In unseren Untersuchungen konnte dies nicht beobachtet werden. Einerseits finden die Organismen gerade an der Rhone eine reduzierte Habitatheterogenität, andererseits bringt ihnen das Mitwandern mit den täglichen Wasserstandfluktuationen wahrscheinlich keinen Nutzen.

Im Gegensatz zu den Ergebnissen von Moog (1992) zeigten die hydrologisch und morphologisch-hydrologisch beeinträchtigten Untersuchungsstellen einen relativ hohen Anteil an benthischem organischem Material (siehe Abbildung 25). Quantitativ gesehen sollte die Nahrungssituation an diesen Untersuchungsstellen kein Grund für die geringen Gesamtabundanzen sein. Die Qualität (z.B. C/N-Verhältnis) des benthischen organischen Materials wurde jedoch nicht untersucht. Möglicherweise ist der relativ hohe Anteil an benthischem organischem Material auf die geringen Abundanzen zurückzuführen, die nur einen kleinen Anteil des organischen Materials verwerten. Dieses häuft sich daher an den Uferbänken an.

Ein weiterer Grund für die Verarmung der aquatischen Fauna in hydrologisch beeinträchtigten Flussabschnitten könnte das veränderte Temperaturregime darstellen. Studien von Mundahl & Kraft (1988) und Céréghino & Lavandier (1998) belegen, dass ein verändertes Temperaturregime die Lebenszyklen und Reproduktionsraten gewisser Arten beeinflusst. Dadurch könnte die Verteilung, bzw. Verbreitung solcher Arten lokal oder über ein größeres geographisches Gebiet limitiert sein.

In der Taxazusammensetzung zeigte sich eine deutliche Trennung zwischen hydrologisch intakten und hydrologisch gestörten Untersuchungsstellen (siehe Abbildung 30). Übereinstimmend mit den Ergebnissen von Boon (1988) konnte festgestellt werden, dass die Larven der Ephemeropteren ( $\leq 3\%$ ) und Coleopteren ( $\leq 4\%$ ) in reduzierten Dichten in den Schwall-Sunk beeinträchtigten Untersuchungsstellen vorkamen (siehe Tabelle 7). Die aquatischen Invertebraten wurden an diesen Stellen vor allem von Chironomiden ( $\leq 95\%$ ) und Oligochaeten ( $\leq 65\%$ ) dominiert. Im allgemeinen zeigen aquatische Invertebraten-gemeinschaften eine relative Zunahme von Generalisten (z.B. Chironomiden), die häufige

und starke Variationen des Abflusses tolerieren (z.B. Mundahl & Kraft 1988, Bretschko & Moog 1990, Poff *et al.* 1997).

Die deutliche Gruppierung von hydrologisch intakten und hydrologisch gestörten Untersuchungsstellen wird möglicherweise dadurch verstärkt, dass die untersuchten hydrologisch intakten Flüsse alle ein pluvio-nivales Abflussregime aufweisen, während die hydrologisch veränderten Flüsse ein glazio-nivales Abflussregime zeigen. Andererseits konnten jeweils geringe Unterschiede zwischen den hydrologisch und den morphologisch-hydrologisch beeinträchtigten Untersuchungsstellen festgestellt werden. Deshalb dürfte angenommen werden, dass die Hydrologie der Hauptfaktor der ökologischen Beeinträchtigung ist. Weiters befinden sich Staudämme hauptsächlich in alpinen und hochalpinen Gebieten, da die Nutzungseffizienz für die Stromproduktion viel höher ist.

Untersuchungen der terrestrischen Fauna könnten möglicherweise eine feinere Auftrennung der hydrologischen und morphologisch-hydrologischen Beeinflussung aufzeigen. Zum Beispiel zeigten Boscaini *et al.* (2000), dass Carabiden sehr sensibel auf hydrologisch bedingte Umweltveränderungen reagieren. Die Auswirkungen von morphologischen und hydrologischen Veränderungen der Uferbereiche auf die terrestrische Fauna werden von Maiolini *et al.* (1998) und Plachter (1998) beschrieben. Durch die Verbauungen der Ufer entstehen in Flusssystemen nur selten neu besiedelbare Flächen. Zusätzlich werden natürliche Hochwasserspitzen durch Regulierungen (z.B. Staudämme) weitgehend unterbunden. Aus diesen Gründen vergrößern sich gleichzeitig Bereiche mit älterer Vegetation. Durch die stabileren Bedingungen ergibt sich eine bessere Besiedelbarkeit der Uferhabitate, was sich in der Konkurrenz zwischen Formiciden und Carabiden positiv auf die Formiciden auswirkt. Durch eine Reduktion der Habitatheterogenität und einer Verstopfung des Interstitials durch Feinsediment verlieren viele ripikole Arten ihre Lebensräume. Zusätzlich sind diese Arten von der Produktivität der aquatischen Lebensräume abhängig, die ihre Nahrungsgrundlage darstellen. Die Laufkäferabundanzen sind in Uferabschnitten, die bei Hochwässern immer wieder neu entstehen, zahlreicher, da diese von Ameisen noch nicht besiedelt werden (Plachter 1998).

## 5.2 Auswirkung von Wasserstandschwankungen

Die räumlichen Verteilungsmuster der aquatischen und terrestrischen Fauna in den Uferbereichen während eines natürlichen Hochwassers und einer künstlichen Schwall-Sunk Phase sind wenig untersucht. Ein Ziel der vorliegenden Arbeit war es daher, die Reaktion von Organismen auf unterschiedliche hydrologische Extremsituationen (z.B. Hochwasserereignisse und Schwall-Sunk Regime) zu untersuchen.

Die Gesamtabundanzen der aquatischen Uferfauna an der hydrologisch beeinträchtigten Rhone bewegten sich in der Grössenordnung, wie sie an der Thur nur bei höchstem Wasserstand während des natürlichen Hochwassers vorkamen (siehe Abbildung 33). Damit repräsentiert die Rhone ein offensichtlich stark beeinträchtigtes System, das keine Anzeichen von Erholung aufweist. Dass ein Schwall-Sunk Regime („press disturbance“) nachhaltige Veränderungen verursacht, wird durch die Studie von Yount & Niemi (1990) belegt. Diese haben festgestellt, dass die durch ein Schwall-Sunk Regime verursachten Veränderungen andauern und sich das System auf einen neuen Zustand hin bewegt. Ein natürliches Hochwasser („pulse disturbance“) dagegen verursacht relativ unverzögerte Veränderungen. Nach dem Hochwasser erholt sich das System wieder auf den Zustand, der vor dem Hochwasser bestand. Rempel *et al.* (1999) haben während eines Hochwassers das Verhalten, bzw. die räumliche Verteilung der aquatischen Organismen im Uferbereich untersucht. Sie zeigten, dass die aquatischen Organismen während eines Hochwassers den Uferbereich verstärkt als Refugium nutzen. Es handelte sich dabei um eine länger andauernde, saisonale Überflutung einer Aue und nicht um ein kurzfristiges und unvorhersagbar auftretendes Hochwasser („flashy system“).

Dass sich die aquatische Fauna der Thur relativ schnell nach einem natürlichen Hochwasserereignis erholt hat (siehe Abbildung 33, oben) und damit eine hohe Resilienz zeigt, deckt sich mit den Resultaten von Boulton *et al.* (1992). Die Erholung eines Fließgewässers nach einem Hochwasser hängt zum einen von artspezifischen Faktoren, wie der Resistenz und Resilienz, und zum anderen von habitatspezifischen Parametern, wie Refugien, ab. Die Begriffe Resistenz (Widerstandsfähigkeit einer Lebensgemeinschaft gegen Veränderungen bei Störungen) und Resilienz (Erholung einer Lebensgemeinschaft nach einer Veränderung durch eine Störung) bilden einen Index, der die Stabilität eines Fließgewässerökosystems beschreibt (Miller & Golladay 1996). Die Verfügbarkeit von diversen Refugien, die von einer Anzahl verschiedener Arten genutzt werden, sind möglicherweise verantwortlich für die Resilienz (Townsend & Scarsbrook 1997). Die

„intermediate disturbance hypothesis“ (Townsend & Scarsbrook 1997) sagt aus, dass eine mittlere Intensität von Störungen (z.B. Hochwasserereignisse) eine Koexistenz von einer diversen Artengemeinschaft auf Grund des diversen Angebotes an lokalen und grossräumigen Refugien erlaubt. Die Resistenz gegenüber Hochwasser induzierten Störungen variiert unter verschiedenen benthischen Taxa (siehe Cobb *et al.* 1992, Maier 2001). An Hochwasser angepasste Taxa kommen an der Thur häufig vor, wie z.B. Vertreter der Gattungen *Baetis*, *Caenis* und *Leuctra*. Die hohe Resilienz der Invertebratengemeinschaft an der Thur zeigt sich unter anderem in der schnellen Erholung der Chironomiden und Ephemeropteren. Die beiden Gattungen *Baetis* und *Rhithrogena* gelten zusätzlich als sehr mobil und als frühe Ankömmlinge in neu geschaffenen aquatischen Habitaten (Rempel *et al.* 2000). Maier (2001) hat gezeigt, dass *Leuctra*-Larven und Chironomiden das Hyporheal während Hochwasserereignissen aufsuchen. Die hohen Benthosdichten bei sinkendem Wasserstand resultieren möglicherweise aus der verminderten Verfügbarkeit aquatischer Habitate und einer erhöhten Konzentration der aquatischen Organismen auf das reduzierte Wasservolumen. Die Frage bleibt offen, in welchen Refugien die aquatischen Organismen das Hochwasser überdauerten.

An der Rhone wurde zusätzlich eine konstant erhöhte Drift beobachtet, welche von passiven Driftern (Chironomiden, Oligochaeten) dominiert wurde (siehe Anhang I). Übereinstimmend mit den Resultaten von Perry & Perry (1986) und Moog (1992) löst das Schwall-Sunk Regime während des Tages eine erhöhte Driftrate aus, die als „Katastrophendrift“ bezeichnet wird. Dies dürfte zu einer Ausdünnung der Benthosbestände in den betroffenen Flussabschnitten führen. Weiters wird durch Studien von Poff & Ward (1991) und Imbert & Perry (1999) belegt, dass durch den Schwall ausgelöste erhöhte Driftraten, wie sie an der Rhone stattfinden, das natürliche Driftmuster überlagern. Die Thur wies sowohl passive Drifter als auch aktive Drifter (Ephemeropteren, Plecopteren) in den Driftproben auf, wobei die aktiven Drifter bei sinkendem Wasserstand in höheren Dichten auftraten als vor dem Hochwasser oder während des zunehmenden Abflusses (siehe Anhang C). Die erhöhte Driftdichte nach einsetzendem erhöhten Abfluss resultiert möglicherweise aus physikalischen Gründen, während die hohe Driftdichte bei sinkendem Wasserstand wahrscheinlich auf einen Wiederbesiedlungsprozess zurückzuführen ist (siehe Perry & Perry 1986).

An der Rhone zeigte weder die terrestrische noch die aquatische Fauna Reaktionen in ihrer räumlichen Verteilung auf die Wasserstandschwankungen. Die von Ameisen dominierte terrestrische Fauna zeigte die höchsten Abundanzen im Stratum 3. In Stratum 1 und 2 fanden

sich nur vereinzelt terrestrische Tiere (siehe Tabelle 9). Die terrestrische Fauna mied denjenigen Raum, in dem die täglichen Wasserstandschwankungen stattfanden. Ripikole Organismen (z.B. Vertreter der Carabiden und Staphyliniden) kamen nur vereinzelt vor. Das gleiche Verteilungsmuster zeigte sich in der aquatischen Fauna: Stratum 1 und 2 wurden in geringen Abundanzen besiedelt, während Stratum 3 die höchsten Abundanzen aufwies (siehe Abbildung 33, unten). Es scheint eine Entkopplung zwischen terrestrischen und aquatischen Teillebensräumen zu geben. Die geringen terrestrischen Abundanzen an der Rhone resultieren möglicherweise aus den geringen aquatischen Abundanzen. Ameisen konzentrieren sich auf gestrandete aquatische Organismen als Nahrungsquelle, nicht so sehr auf die emergierenden Organismen im unmittelbaren Uferbereich.

Im Gegensatz zur räumlichen Verteilung der terrestrischen Fauna an der hydrologisch beeinträchtigten Rhone, wiesen an der Thur das Stratum 2 während des gesamten natürlichen Hochwassers die höchsten Abundanzen auf (siehe Abbildung 34). Möglicherweise reagierten die terrestrischen Organismen damit auf den steigenden Wasserstand. Beim höchsten Wasserstand „flüchteten“ die Tiere vor dem steigenden Wasser auf Pflanzen, wobei sie aber nicht zwischen Pflanzen unterscheiden konnten, die der Strömung standhalten können. Anhand der hohen Anzahl gestrandeter Tiere während des sinkenden Wasserstandes (siehe Tabelle 9) wird der intakte energetische „Link“ zwischen terrestrischen und aquatischen Teillebensräumen verdeutlicht (Plachter 1998). Diese Teillebensräume wurden an der Rhone durch das Schwall-Sunk Regime weitgehend entkoppelt.

Die schnelle Erholung der terrestrischen Fauna nach dem Hochwasser ist möglicherweise darauf zurückzuführen, dass die Carabiden, die den grössten Anteil an den Gesamt-abundanzen ausmachten, das Hochwasser unter Wasser verbrachten. Laufkäferarten der Uferzonen können mehrere Tage bis zu mehreren Wochen unter Wasser überleben. Einige terrestrische Arthropodenarten, die in Auen dominieren, überleben Langzeitüberflutungen im Eistadium unter Wasser und schlüpfen sofort nach dem Hochwasser (Boscaini *et al.* 2000). Zusätzlich sind viele Uferarten flugfähig (Plachter 1998). Dadurch können sie vor dem Hochwasser fliehen und Uferbereiche nach einem Hochwasser schnell wiederbesiedeln.

### 5.3 Naturschutz

Die ökologische Degradation und der Verlust der Biodiversität in Flussauensystemen durch verschiedene anthropogene Eingriffe hat in vielen Ländern Europas Besorgnis um das Erhalten und die Renaturierung von Fliessgewässersystemen ausgelöst.

Tabelle 13: Artenpool ausgewählter Faunengruppen der Schweiz und die Anzahl der Arten, die obligatorisch in Flussauensystemen vorkommen (K1), die häufig in Auen gefunden werden (K2+K3) und die gelegentlich in Flussauensystemen vorkommen (K4) und die relative Proportion (%) der gesamten Fauna innerhalb jeder Kategorie (K1-K4) (aus Walter *et al.* 1998, Tockner & Ward 1999)

Gruppe	Alle Arten	Obligatorisch K1	Häufig K1-K3	Gelegentlich K1-K4
Mollusca (terrestrisch)	211	12	29	116
Odonata	82	10	58	77
Heteroptera	750	47	217	747
Saltatoria	117	12	42	110
Rhopalocera, Hesperidae	204	6	35	155
Carabidae	523	139	271	430
Apoidea	585	24	270	395
Amphibia	24	7	23	24
Reptilia	15	3	11	15
Aves	391	33	156	314
Mammalia	83	7	28	75
<b>Total</b>	<b>2985</b>	<b>300 (10%)</b>	<b>1141 (40%)</b>	<b>2459 (80%)</b>

Ein Ziel dieser Arbeit war es, die Uferzoozönosen auf die Eignung als flusstypisch unabhängige, leicht anwendbare und sensible Indikatoren für die Evaluation von Regulierungs- und Revitalisierungsmassnahmen zu prüfen. Die aquatische und die terrestrische Fauna haben sich als sensible Indikatoren erwiesen, um die ökologische Integrität eines Flussauensystems zu bewerten. Dabei eigneten sich die Uferzoozönosen als Indikatoren, um die ökologische Bedeutung hydrologischer Beeinträchtigung aufzuzeigen, während morphologische Veränderungen der Uferbereiche sich nicht so deutlich auf die Uferzoozönosen auswirkten. Uferzonen eignen sich besonders gut als Indikatoren, weil sie immer leicht zugänglich sind; auch bei grösseren Flüssen und hohen Wasserständen. Weiters sind die Uferzoozönosen einfach beprobbar. Als Ergänzung zu den Benthosprobenahmen könnte die Durchführung von Driftmessungen im Verlaufe einer Schwall-Sunk Phase in Betracht gezogen werden. Auf diese Weise könnte festgestellt werden, ob der einsetzende Schwall zu einer starken Abschwemmung (Katastrophendrift) des Benthos oder zu einer konstant erhöhten Driftrate und damit über eine längere Zeit möglicherweise zu einer Ausdünnung der Bestände des Benthos führt. Die Drift-Benthos-Relation könnte

möglicherweise als Indikator für die hydrologische Beeinträchtigung eines Fließgewässersystems verwendet werden.

Biogeographische Eigenschaften sind wichtig, um Flussabschnitte gruppieren und unterscheiden zu können. Die Bedeutung der Landschaft, um die Verteilungsmuster von lotischen Invertebratengemeinschaften vorhersagen und verstehen zu können, umfasst das gesamte Einzugsgebiet und darf nicht nur auf die Uferzone beschränkt bleiben (siehe Abbildung 38) (Corkum 1989).

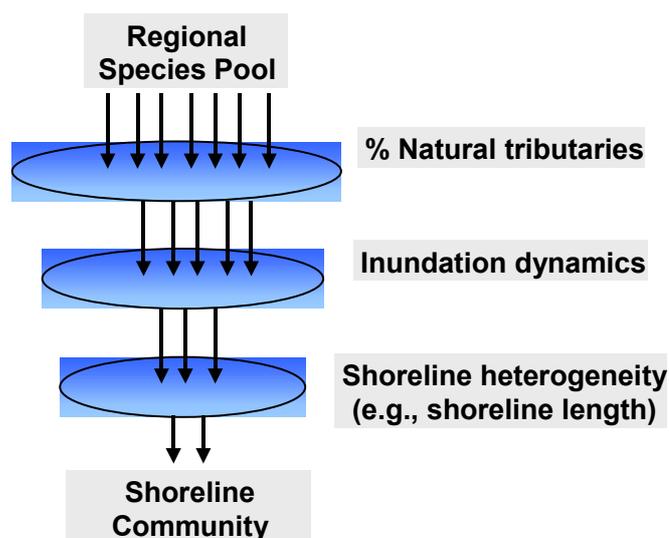


Abbildung 38: Die Uferfauna lässt sich aus dem regionalen Artenpool, den Eigenschaften der einzelnen Arten ("species traits") und dem Einfluss der einzelnen "Umweltfilter" (z.B. Habitatheterogenität der Uferbereiche) erklären (siehe Poff 1997). Entscheidend ist die geschachtelte ("nested") Anordnung der Filter (aus Tockner *et al.* unveröffentlicht).

Wird beispielsweise das Einzugsgebiet der Rhone betrachtet, stellt man fest, dass die hydrologische und morphologische Beeinträchtigung der Uferbereiche nicht nur auf die Rhone (Abschnitt zwischen Brig und Martigny) selber beschränkt ist, sondern dass eine grössere Anzahl ihrer Zuflüsse ebenfalls davon betroffen ist (siehe Abbildung 39). Damit dürfte sich die Beeinträchtigung der Uferfauna nicht nur als lokaler Effekt in einzelnen Flussabschnitten herausstellen, sondern vielmehr regional und einen grösseren Anteil des Einzugsgebietes miteinschliessen. Das Schwall-Sunk Regime in einem Fließgewässer ist häufig mit weiteren Beeinträchtigungen im Einzugsgebiet verbunden (z.B. Restwasser-

strecken in den Zuflüssen). Deshalb sollte bei Renaturierungsprojekten das gesamte Einzugsgebiet eines betroffenen Fließgewässers betrachtet werden und die Entscheidungen auf regionaler Ebene getroffen werden. Fehlen geeignete Flussabschnitte und Zuflüsse mit einem bedeutenden hohen ökologischen Potential, bleiben Renaturierungsmassnahmen meist erfolglos.

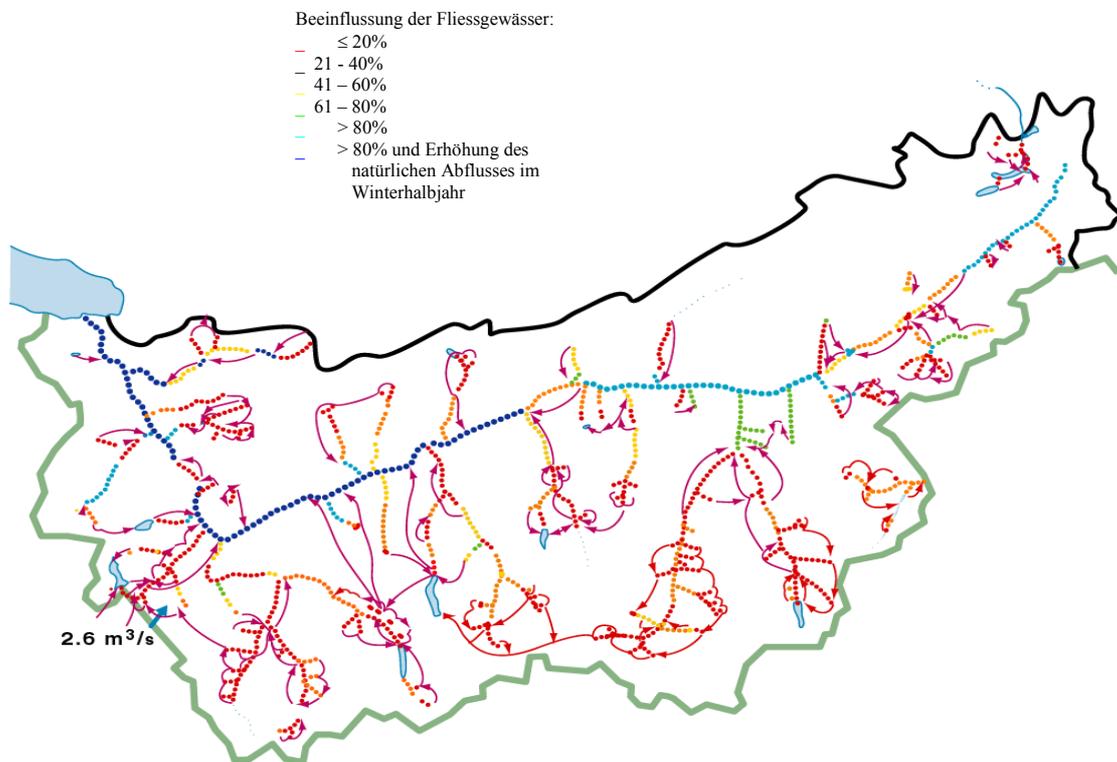


Abbildung 39: Einzugsgebiet der Rhone: Prozentuale Verminderung des durchschnittlichen jährlichen Abflusses der Rhone und der Seitengewässer (aus dem Hydrologischen Atlas der Schweiz)

Für den Zustand und Systemerhalt von Flussauensystemen sind folgende Faktoren entscheidend (Plachter 1998):

- Häufigkeit von Hochwasserereignissen
- Absolute Höhe der maximalen Hochwässer
- Räumlicher Umfang der Hochwasserwirkung
- Umfang des Geschiebetransportes und der räumlichen Verteilung der Sedimentation

Wird eine dieser Grössen durch anthropogene Eingriffe verändert, so hat dies - oft mit einer zeitlichen Verzögerung - einen entscheidenden Einfluss auf den Zustand des Fließgewässerökosystems. Die vier Faktoren, die Plachter (1998) als entscheidend für den

Systemerhalt von Flussauensystemen bezeichnet, sind unter anderem auch wesentliche Voraussetzungen für eine Habitatheterogenität.

Die Verfügbarkeit unterschiedlicher Habitate ist für die Uferfauna von grosser Bedeutung (Sedell *et al.* 1990, Dynesius & Nilsson 1994, Rempel *et al.* 1999). Wo ein Verlust an Habitatheterogenität für die aquatische Fauna – hinsichtlich hydraulischer Bedingungen oder Substratvariabilität – vorliegt, wie beispielsweise an der Rhone (siehe Abbildung 23 und 24), ist auch eine einseitig dominierte Fauna oder eine Reduktion der Dichten die Folge. Zusätzlich dürfte die angrenzende Landschaft eine Rolle in der Verteilung oder der Verfügbarkeit von Nahrungsquellen spielen (Maiolini *et al.* 1998). Das Abflussregime einer Aue scheint ein Hauptfaktor zu sein, der die Gemeinschaftsstruktur von Laufkäfern bestimmt, indem eine Langzeitstabilität des Gradienten vom offenen Wasser zur terrestrischen Umgebung erhalten bleibt. Die kontinuierliche Variation von Umweltbedingungen vom Ufer durch das Ökoton bis zum terrestrischen Bereich wird in der relativen Abundanz von einigen weitverbreiteten hygrophilen Arten deutlich reflektiert (Boscaiini *et al.* 2000).

Dass die Thur trotz beinahe durchgehender Korrektur hohe Abundanzen und eine hohe Diversität aufweist, könnte auf die noch vorhandene Geschiebedynamik zurückzuführen sein (Lubini 1994). Zusätzlich ist eine einseitige laterale Vernetzung trotz Kanalisierung an einzelnen Abschnitten (Andelfingen, Niederneunforn) gegeben.

In der Schweiz beispielsweise sind nur noch ca. 10% der Fliessgewässer in einem naturnahen Zustand. Dabei handelt es sich vor allem um isolierte Bach- und Flussabschnitte in den Alpen. Zwischen 1978 und 1989 wurden jährlich rund 95 km Fliessgewässer eingedohlt, begradigt oder verbaut. Demgegenüber stehen 20 km neu erstellte und wieder geöffnete Bachläufe (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft 1994). Ein ähnliches Bild zeigt sich bei den Auen. Die ursprünglich ausgedehnten Auen entlang von Fliessgewässern sind durch landwirtschaftliche Nutzung, Bevölkerungszuwachs und Strassenbau zu einem grossen Teil verschwunden. Naturnahe Auen entlang grösserer Fliessgewässer nehmen nur noch 0.26% der Landesfläche ein. Das entspricht einem Bruchteil (10%) der ursprünglichen Fläche (Bundesamt für Statistik: Umweltstatistik Schweiz, 1996). Diese noch übrig gebliebenen Auen beherbergen etwa 30% der gesamten einheimischen Fauna und Flora (siehe Tabelle 13).

Eine natürliche Hydrologie scheint die Basis für das Erhalten bzw. Wiederherstellen der Dynamik und Biodiversität von Flussauensystemen zu sein. Die Frage ist, ob die Wiederherstellung eines natürlichen Abflussregimes ein realisierbares Ziel für Renaturierungsmassnahmen darstellt.

Für eine Revitalisierung der Flüsse der Schweiz benötigen diese eine Mindestfläche von 250 km<sup>2</sup> (= 0.5% der Landesfläche), damit sie wieder als Lebensraum funktionieren könnten. Dies entspricht einer Verdreifachung der Fläche, die ihnen heute zur Verfügung steht (Leugger-Eggimann, Pro Natura, Basel). Daher ist es wichtig, alle Anstrengungen zu unternehmen, um naturnahe Systeme zu erhalten und Revitalisierungsmassnahmen dort auszuführen, wo ein hohes Regenerationspotential besteht (z.B. Thur). Ein zukünftiges Ziel sollte die Wiederherstellung eines grossräumigen und zusammenhängenden Netzwerkes von natürlichen und revitalisierten Fließgewässern und Auen sein.

## 6 Danksagung

Ich danke meinem Betreuer Klement Tockner herzlich für die interessanten, spannenden und vor allem lehrreichen sechs Monate, die ich an der EAWAG erleben durfte. Armin Peter verdanke ich den Einblick in das EAWAG Querprojekt “3. Rhonekorrektur” und damit auch die Finanzierung meiner Feldarbeit.

Weiters möchte ich Achim Pätzold und Chihiro Yoshimura für die Zusammenarbeit und die Verwendung bereits erhobener Daten danken. Ein ganz spezieller Dank geht an Mäggi Hieber, die hilfsbereit und unermüdlich meine Fragen beantwortete.

Ein grosser Dank gebührt Simone Blaser für die Mithilfe beim Probenaussortieren. Zusätzlich möchte ich all jenen von der Limnologieabteilung danken, die mich in irgendeiner Weise unterstützt haben.

Ein Dankeschön geht nach Wien zu Dr. Ernst Bauernfeind und Dr. Wolfram Graf, die meine Artenbestimmungen der Ephemeropteren und Trichopteren überprüften.

Ein weiterer spezieller Dank geht an Michael Brögli und Chantal Uhlmann für ihre Mithilfe bei der Feldarbeit und beim Korrigieren meiner Arbeit. Weiters möchte ich Stefan Küttel für die Mithilfe bei der Feldarbeit danken.

## 7 Literaturverzeichnis

- Bährmann, R. (1995). Bestimmung wirbelloser Tiere: Bildtafeln für zoologische Bestimmungsübungen und Exkursionen. Gustav Fischer Verlag Jena, Stuttgart.
- Boon, P. J. (1988). The impact of river regulation on invertebrate communities in the U.K. *Regulated Rivers: Research and Management* 2:389-409.
- Boscaini, A., A. Franceschini, and B. Maiolini. (2000). River ecotones: carabid beetles as a tool for quality assessment. *Hydrobiologia* 422/423:173-181.
- Boulton, A. J., C. G. Peterson, N. B. Grimm, and S. G. Fisher. (1992). Stability of an aquatic macroinvertebrate community in a multiyear hydrologic disturbance regime. *Ecology* 73:2192-2207.
- Bretschko, G., and O. Moog. (1990). Downstream effects of intermittent power generation. *Wat.Sci.Tech.* 22:127-135.
- Céréghino, R., and P. Lavandier. (1998). Influence of hypolimnetic hydropeaking on the distribution and population dynamics of Ephemeroptera in a mountain stream. *Freshwater Biology* 40:385-419.
- Cobb, D. G., T. D. Galloway, and J. F. Flannagan. (1992). Effects of discharge and substrate stability on density and species composition of stream insects. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 49:1788-1795.
- Corkum, L. D. (1989). Patterns of benthic invertebrate assemblages in rivers of northwestern North America. *Freshwater Biology* 21:191-205.
- Dynesius, M., and C. Nilsson. (1994). Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science* 266:753-762.
- Imbert, J. B., and J. A. Perry. (1999). Invertebrate responses to stepwise and abrupt increases in non-scouring flow: The role of refugia. *Arch.Hydrobiol.* 146:167-187.
- Jungwirth, M., O. Moog, and S. Schmutz. (1990). Rheinkraftwerke Schweiz/ Lichtenstein, Umweltverträglichkeitsbericht.
- Junk, W. J., P. B. Bayley, and R. E. Sparks. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 106:110-127.
- Keddy, P. (1999). Wetland restoration: the potential for assembly rules in the service of conservation. *Wetlands* 19 (4):716-732.

- Loizeau, J.-L., and J. Dominik. (2000). Evaluation 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.
- Lubini, V. (1994). Hydrobiologische Untersuchungen am Unterlauf der Thur (Kanton Zürich, Schweiz): I. Libellen, Eintags-, Stein-, Köcher- und Schlammfliegen (Insecta: Odonata, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Megaloptera). *Vierteljahrsschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich* 139:23-31.
- Maier, K. J. (2001). The influence of floods on benthic insect populations in a Swiss mountain stream and their strategies of damage prevention. *Arch.Hydrobiol.* 2:227-247.
- Maiolini, B., A. Franceschini, and A. Boscaini. (1998). The role of invertebrate communities as indicators of environmental characteristics of European river margins. Pages 151-162 *in* Chris B. Joyce and P. M. Wade, editors. *European Wet Grasslands: Biodiversity, Management and Restoration*.
- Middleton, B. (2000). Hydrochory, seed banks, and regeneration dynamics along the landscape boundaries of a forested wetland. *Plant Ecology* 146:169-184.
- Miller, A. M., and W. Golladay. (1996). Effects of spates and drying on macroinvertebrate assemblages of an intermittent and a perennial prairie stream. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 15:670-689.
- Moog, O. (1992). Auswirkung von künstlich gesteuerten Abflussschwankungen (Schwall/Sunk) auf Gewässerbiozöosen: Möglichkeiten zur Minimierung von Schadwirkungen. *Wertermittlungsforum*:145-152.
- Moog, O. (1993). Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts. *Regulated Rivers: Research and Management* 8:5-14.
- Müller, N. (1995). River dynamics and floodplain vegetation and their alteration due to human impact. *Arch.Hydrobiol./ Suppl.* 101:477-512.
- Mundahl, N. D., and K. J. Kraft. (1988). Abundance and growth of three species of aquatic insects exposed to surface-release hydropower flows. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 7:100-108.
- Naiman, R. J., and H. Décamps. (1997). The ecology of interfaces: riparian zones. *Ann.Rev.Ecol.Syst.* 28:621-658.

- Naiman, R. J., H. Décamps, and M. Pollock. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3:209-212.
- Nilsson, C., and K. Berggren. (2000). Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation. *BioScience* 50:783-792.
- Perry, S. A., and W. B. Perry. (1986). Effects of experimental flow regulation on invertebrate drift and stranding in the Flathead and Kootenai Rivers, Montana, USA. *Hydrobiologia* 134:171-182.
- Petts, G. E. (1990). Forested river corridors: a lost resource. Pages 12-34 *in* D. E. Cosgrove and G. E. Petts, editors. *Water, Engineering and Landscape*. Belhaven, London.
- Petts, G. E., H. Moller, and A. L. Roux, editors. (1989). *Historical changes of Large Alluvial Rivers, Western Europe*. Wiley, Chichester.
- Plachter, H. (1998). Die Auen alpiner Wildflüsse als Modelle störungsgeprägter ökologischer Systeme. *Sch.-R.f.Landschaftspfl.u.Natursch.* 56:21-66.
- Poff, L. R., N. , J. D. Allan, B. M. Bain, J. R. Karr, K. L. Prestegard, B. D. Richter, R. E. Sparks, and J. C. Stromberg. (1997). The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47:769-782.
- Poff, N. L. (1997). Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 16 (2):391-409.
- Poff, N. L., and J. V. Ward. (1991). Drift responses of benthic invertebrates to experimental streamflow variation in a hydrologically stable stream. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 48:1926-1936.
- Rempel, L. L., J. S. Richardson, and M. C. Healey. (1999). Flow refugia for benthic macroinvertebrates during flooding of a large river. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 18 (1):34-48.
- Rempel, L. L., J. S. Richardson, and M. C. Healey. (2000). Macroinvertebrate community structure along gradients of hydraulic and sedimentary conditions in a large gravel-bed river. *Freshwater Biology* 45:57-73.
- Resh, V. H., A. V. Brown, A. P. Covich, M. E. Gurtz, H. W. Li, G. W. Minshall, S. R. Reice, A. L. Sheldon, J. B. Wallace, and R. C. Wissmar. (1988). The role of disturbance in stream ecology. *J.N.Am.Benthol.Soc.* 7:433-455.

- Schmutz, S., and J. Eberstaller. (1993). Die Fischfauna des Alpenrheins und der Nebengewässer. *Ber.Bot.-Zool.Ges.Liechtenstein-Sargans-Werdenberg* 20:133-158.
- Sedell, J. R., G. H. Reeves, F. R. Hauer, J. A. Stanford, and C. P. Hawkins. (1990). Role of refugia in recovery from disturbances: modern fragmented and disconnected river systems. *Environmental Management* 14:711-724.
- Studemann, D., P. Landolt, M. Satori, D. Hefti, and I. Tomka. (1992). *Insecta helvetica: Ephemeroptera Fauna*. 9.
- Tockner, K., F. Malard, and J. V. Ward. (2000). An extension of the flood pulse concept. *Hydrological Processes* 14:2861-2883.
- Townsend, C. R., and M. R. Scarsbrook. (1997). The intermediate disturbance hypothesis, refugia, and biodiversity in streams. *Limnol.Oceanography* 42:938-949.
- Uehlinger, U. (2000). Periphyton biomass in an unpredictable environment. exploring the temporal variability with a dynamic model. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* (in press).
- Ward, J. V., K. Tockner, P. J. Edwards, J. Kollmann, G. Bretschko, A. M. Gurnell, G. E. Petts, and B. Rosaro. (1999a). A reference river system for the Alps: The "Fiume Tagliamento". *Regulated Rivers: Research and Management* 15:63-75.
- Ward, J. V., K. Tockner, and F. Schiemer. (1999b). Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management* 15:125-139.
- Yount, J. D., and G. J. Niemi. (1990). Recovery of lotic communities and ecosystems from disturbance: a narrative review of case studies. *Environmental Management* 14:547-569.

# 8 Anhang

Anhang A: Thur (8.6.01-13.6.01): Durchschnittliche Korngrösse [cm], durchschnittliche Fließgeschwindigkeit über Grund [m/s] und durchschnittliche Fließgeschwindigkeit in ca. 60% der Wassertiefe über dem Grund

Thur	Durchschnittliche Korngrösse [cm]	SD	Fließgeschwindigkeit [m/s]*	SD	Durchschnittl. Fließgeschwindigkeit [m/s]	SD
1 1	4.3	0.6				
1 2	5.4	0.4				
1 3	6.7	1.0				
2 1	5.3	0.6	0.04	0.03		
2 2	4.6	1.0	0.07	0.02	0.22	0.06
2 3	5.2	0.4	0.19	0.04	0.37	0.09
3 1	4.2	0.1	0.17	0.08		
3 2	4.9	0.2	0.33	0.02	0.64	0.09
3 3	4.5	0.8	0.23	0.07	0.76	0.15
5 1	3.7	0.1				
5 2	3.7	0.6				
5 3	4.2	0.1				
6 1	5.4	1.4				
6 2	5.8	0.6				
6 3	4.8	0.6				

\* über Grund

[m/s], eingeteilt in die drei Tiefenstrata (1-3)

Anhang B: Thur: Taxaliste: Gesamtabundanz [Ind/m<sup>2</sup>] während des Hochwassers, eingeteilt in die drei Tiefenstrata (1-3)

		6/8/01 11:00			6/9/01 18:00								
		Str 1	Ind/m <sup>2</sup>	Str 2	Ind/m <sup>2</sup>	Str 3	Ind/m <sup>2</sup>	Str 1	Ind/m <sup>2</sup>	Str 2	Ind/m <sup>2</sup>	Str 3	Ind/m <sup>2</sup>
Larven	Ephemeroptera	257	5925	207	4765	278	6402	15	338	13	292	14	330
	Trichoptera	1	23	1	31	3	77	0	0	2	38	0	8
	Plecoptera	8	177	7	161	31	722	0	0	0	0	1	15
	Chironomidae	639	14724	648	14947	931	21472	4	100	72	1652	122	2805
	Simuliidae	9	207	20	453	34	784	0	0	1	31	2	46
	Ceratopogonidae	0	8	0	0	1	23	0	0	0	8	0	0
	Diptera	4	92	2	54	2	46	1	15	4	92	3	61
	Gammaridae	3	61	2	38	8	177	0	0	0	0	0	8
	Oligochaeta	102	2344	81	1875	84	1937	86	1975	507	11681	242	5587
	Nematoda	0	0	0	8	1	15	0	0	3	69	5	123
	Collembola	0	0	2	46	0	0	57	1314	53	1222	7	161
	Copepoda	9	207	8	177	7	154	0	0	2	46	1	23
	Coleoptera	1	23	3	77	4	100	1	31	2	38	2	38
	Hirudinea	0	8	0	0	1	15	0	0	0	8	0	0
	Gastropoda	0	0	0	0	1	15	0	0	0	8	1	15
	Hydracarina	6	146	5	108	4	85	0	8	0	8	1	15
	Heteroptera	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0
	Ostracoda	19	430	15	346	57	1306	7	154	15	354	8	177
	Cladocera	1	15	0	0	0	0	0	8	0	8	0	8
Megaloptera	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
andere	0	0	0	8	0	8	0	0	0	0	0	0	
	<b>Subtotal</b>	<b>1058</b>	<b>24400</b>	<b>1002</b>	<b>23093</b>	<b>1446</b>	<b>33345</b>	<b>171</b>	<b>3942</b>	<b>675</b>	<b>15554</b>	<b>409</b>	<b>9422</b>
Puppen	Chironomidae	26	599	35	799	44	1014	1	15	5	123	7	169
	Plecoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Simuliidae	1	15	1	15	1	31	0	0	0	8	0	0
	<b>Subtotal</b>	<b>27</b>	<b>615</b>	<b>35</b>	<b>815</b>	<b>45</b>	<b>1045</b>	<b>1</b>	<b>15</b>	<b>6</b>	<b>131</b>	<b>7</b>	<b>169</b>
Terrestrisch	Coleoptera	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0
	Formicidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Thysanoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Hymenoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Arachnida	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Diptera	16	369	10	223	5	108	0	0	0	0	0	0
	andere	0	0	0	0	0	8	1	23	4	92	3	77
	<b>Subtotal</b>	<b>16</b>	<b>369</b>	<b>10</b>	<b>231</b>	<b>5</b>	<b>115</b>	<b>1</b>	<b>23</b>	<b>4</b>	<b>92</b>	<b>3</b>	<b>77</b>
	<b>Standardabweichung</b>	<b>17</b>	<b>393</b>	<b>5</b>	<b>122</b>	<b>3</b>	<b>61</b>	<b>1</b>	<b>23</b>	<b>3</b>	<b>61</b>	<b>4</b>	<b>81</b>
	<b>Total</b>	<b>1101</b>	<b>25383</b>	<b>1047</b>	<b>24138</b>	<b>1497</b>	<b>34505</b>	<b>173</b>	<b>3981</b>	<b>684</b>	<b>15777</b>	<b>419</b>	<b>9668</b>
<b>Standardabweichung</b>	<b>525</b>	<b>12108</b>	<b>197</b>	<b>4531</b>	<b>428</b>	<b>9862</b>	<b>89</b>	<b>2053</b>	<b>163</b>	<b>3756</b>	<b>146</b>	<b>3355</b>	
<b>Total - Terrestrisch</b>	<b>1085</b>	<b>25014</b>	<b>1037</b>	<b>23907</b>	<b>1492</b>	<b>34390</b>	<b>172</b>	<b>3958</b>	<b>680.33</b>	<b>15685</b>	<b>416</b>	<b>9591</b>	
<b>Standardabweichung</b>	<b>509</b>	<b>11731</b>	<b>191</b>	<b>4410</b>	<b>429</b>	<b>9891</b>	<b>89</b>	<b>2058</b>	<b>165</b>	<b>3815</b>	<b>143</b>	<b>3306</b>	

Fortsetzung auf der nächsten Seite

		6/10/01 18:00				6/13/01 7:00						
		Str 1	Ind/m 2	Str 2	Ind/m 2	Str 1	Ind/m 2	Str 2	Ind/m 2	Str 3	Ind/m 2	
Larven	Ephemeroptera	0	0	0	0	431	9929	566	13049	577	13303	
	Trichoptera	0	0	0	0	3	61	6	146	4	92	
	Plecoptera	0	0	0	0	75	1737	97	2244	47	1091	
	Chironomidae	11	246	19	430	395	9114	802	18482	712	16407	
	Simuliidae	0	0	0	0	3	77	17	400	62	1437	
	Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	
	Diptera	2	38	15	338	2	46	4	92	1	15	
	Gammaridae	0	0	0	0	4	85	2	54	2	46	
	Oligochaeta	0	0	1	15	29	661	19	438	25	576	
	Nematoda	0	0	0	8	0	0	0	0	0	8	
	Collembola	59	1368	55	1268	1	23	1	15	0	0	
	Copepoda	0	0	0	0	4	85	2	54	1	23	
	Coleoptera	0	0	1	31	3	69	1	23	2	46	
	Hirudinea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Gastropoda	0	0	0	8	0	0	0	8	0	0	
	Hydracarina	0	0	0	8	5	108	12	284	5	123	
	Heteroptera	2	38	1	15	0	0	0	0	0	0	
	Ostracoda	0	0	0	0	6	138	8	177	7	161	
	Cladocera	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	
	Megaloptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	andere	1	15	0	8	0	0	0	0	0	0	
		<b>Subtotal</b>	<b>74</b>	<b>1706</b>	<b>92</b>	<b>2129</b>	<b>960</b>	<b>22140</b>	<b>1539</b>	<b>35474</b>	<b>1446</b>	<b>33329</b>
	Puppen	Chironomidae	0	0	0	8	4	92	5	123	5	123
		Plecoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Simuliidae	0	0	0	0	0	0	4	85	0	8
	<b>Subtotal</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>8</b>	<b>4</b>	<b>92</b>	<b>9</b>	<b>207</b>	<b>6</b>	<b>131</b>	
Terrestrisch	Coleoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Formicidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Thysanoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Hymenoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Arachnida	1	15	0	8	0	0	0	0	0	0	
	Diptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	andere	5	108	3	61	2	54	2	54	3	61	
		<b>Subtotal</b>	<b>5</b>	<b>123</b>	<b>3</b>	<b>69</b>	<b>2</b>	<b>54</b>	<b>2</b>	<b>54</b>	<b>3</b>	<b>61</b>
		<b>Standardabweichung</b>	<b>4</b>	<b>81</b>	<b>3</b>	<b>61</b>	<b>1</b>	<b>27</b>	<b>3</b>	<b>74</b>	<b>5</b>	<b>106</b>
		<b>Total</b>	<b>74</b>	<b>1706</b>	<b>93</b>	<b>2136</b>	<b>967</b>	<b>22286</b>	<b>1550</b>	<b>35735</b>	<b>1454</b>	<b>33522</b>
		<b>Standardabweichung</b>	<b>35</b>	<b>798</b>	<b>45</b>	<b>1029</b>	<b>314</b>	<b>7232</b>	<b>303</b>	<b>6990</b>	<b>277</b>	<b>6390</b>
		<b>Total - Terrestrisch</b>	<b>69</b>	<b>1583</b>	<b>90</b>	<b>2067</b>	<b>965</b>	<b>22232</b>	<b>1548</b>	<b>35681</b>	<b>1451</b>	<b>33461</b>
		<b>Standardabweichung</b>	<b>31</b>	<b>718</b>	<b>43</b>	<b>995</b>	<b>314</b>	<b>7230</b>	<b>306</b>	<b>7064</b>	<b>156</b>	<b>6306</b>

### Anhang C: Thur: Taxaliste: Gesamtabundanz [Ind/m<sup>3</sup>] der Drift während des Hochwassers

Thur	6/8/01			6/9/01					
	D 1.1	D 1.2	Mittelwert	D2.1	D 2.2	Mittelwert	D 4.1	D 4.2	Mittelwert
Ephemeroptera	79	97	88	30	47	38.5	1	2	1.5
Trichoptera	0	1	0.5	1	4	2.5	0	0	0
Plecoptera	5	0	2.5	0	0	0	0	0	0
Diptera	925	1000	962.5	271	268	269.5	32	34	33
Gammaridae	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Oligochaeta	48	48	48	30	33	31.5	0	0	0
Nematoda	1	0	0.5	0	5	2.5	0	0	0
Collembola	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Copepoda	2	9	5.5	0	10	5	0	3	1.5
Coleoptera	2	0	1	1	2	1.5	1	0	0.5
Hydracarina	0	1	0.5	0	0	0	0	1	0.5
Terrestrisch	7	7	7	7	9	8	2	0	1
Pisces	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Total</b>	<b>1070</b>	<b>1164</b>	<b>1117</b>	<b>340</b>	<b>378</b>	<b>359</b>	<b>36</b>	<b>40</b>	<b>38</b>
<b>Volumen</b>	<b>5.702</b>	<b>5.702</b>	<b>5.70</b>	<b>2.509</b>	<b>3.022</b>	<b>2.77</b>	<b>3.136</b>	<b>4.049</b>	<b>3.59</b>
<b>Total/1 m3</b>	<b>188</b>	<b>204</b>	<b>196</b>	<b>136</b>	<b>125</b>	<b>130</b>	<b>11</b>	<b>10</b>	<b>11</b>
<b>Standardabweichung</b>			<b>12</b>			<b>7</b>			<b>1</b>
<b>Zeit</b>	<b>11:16</b>	<b>11:16</b>		<b>5:30</b>	<b>5:30</b>		<b>8:17</b>	<b>8:17</b>	
<b>Wasserstand</b>	<b>36</b>	<b>37</b>		<b>37</b>	<b>46</b>		<b>30</b>	<b>36</b>	

Fortsetzung auf der nächsten Seite

Thur	6/9/01						6/12/01			
	D 5.1	D 6.1	Mittelwert	D 7.1	D 7.2	Mittelwert	D 8.1	D 8.2	D 9.2	Mittelwert
Ephemeroptera	68	14	41	21	48	34.5	94	111	156	120
Trichoptera	0	0	0	1	4	2.5	2	3	1	2
Plecoptera	2	1	1.5	0	9	4.5	7	14	6	9
Diptera	880	758	819	887	1325	1106	1651	792	1029	1157
Gammaridae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Oligochaeta	33	32	32.5	58	75	66.5	10	8	28	15
Nematoda	2	0	1	5	0	2.5	3	1	3	2
Collembola	0	1	0.5	1	0	0.5	0	0	0	0
Copepoda	11	15	13	35	0	17.5	16	8	13	12
Coleoptera	0	1	0.5	1	0	0.5	5	5	5	5
Hydracarina	0	0	0	0	0	0	2	0	1	1
Terrestrisch	12	8	10	15	11	13	4	3	12	6
Pisces	1	0	0.5	0	0	0	0	0	0	0
Total	1009	830	919.5	1024	1472	1248	1795	945	1254	1331
Volumen	2.566	2.566	2.57	2.566	2.965	2.77	2.794	3.592	2.851	446.00
Total/1 m3	393	323	358	399	496	451	642	263	440	3
Standardabweichung			49			69				190
Zeit	18:25	19:30		20:30	20:30		9:00	9:00	8:10	
Wasserstand	33	34		33	40		12	35	40	

Anhang D: Thur: Daten zu den Driftproben: Fließgeschwindigkeit [m/s], Wassertiefe [cm], Höhe des Netzes [cm], Dauer der Probenahmen [min] und das berechnete Volumen [m<sup>3</sup>]

Datum	Probe	Fließgeschwindigkeit [m/s]	Tiefe 1 [cm]	Tiefe 2 [cm]	Höhe des Netzes	Zeit	Dauer	Volumen [m <sup>3</sup> ]
6/8/01	1.1	0.5	36	15	9.5	11:16	20 Min	5.702
	1.2	0.5	37	17	11.5	11:16	20 Min	5.702
6/9/01	2.1	0.44	37	17	11.5	5:30	10Min	2.509
	2.2	0.53	46	17	11.5	5:30	10Min	3.022
	3.1	0.79	38	11	5.5	6:35	10Min	4.505
	3.2	0.84	43	12	6.5	6:35	10Min	4.790
	4.1	0.55	30	16	10.5	8:17	10Min	3.136
	4.2	0.71	36	16.5	11	8:17	10Min	4.049
	5.1	0.45	33	16.5	11	18:25	10Min	2.566
	5.2	0.45	34	25	19.5	18:25	10Min	2.566
	6.1	0.45	34	16	10.5	19:30	10Min	2.566
	6.2	0.52	36	26	20.5	19:30	10Min	2.965
6/12/01	7.1	0.49	33	17	11.5	20:30	10Min	2.794
	7.2	0.63	40	27	21.5	20:30	10Min	3.592
6/13/01	8.1	0.5	12	*5	10.5	9:00	5 Min	2.851
	8.2	0.5	35	*5	10.5	9:00	5 Min	2.851
6/13/01	9.1	0.8	26	*14	19.5	8:10	10Min	4.562
	9.2	1	40	*9	14.5	8:10	10Min	5.702

Tiefe 1 : Wassertiefe

Tiefe 2 : Höhe des Netzes

Anhang E: Thur: EPT- Taxaliste: Abundanzen [# Individuen pro Probe], eingeteilt in die drei Tiefenstrata (1-3)

Ordnung	Familie	Gattung/ Art	1 1	1 2	1 3	3 1	3 2	3 3	6 1	6 2	6 3	
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetis spp. total</i>	340	283	331	0	10	29	312	625	839	
		<i>Baetis fuscatus/scambus</i>	122	90	108	0	1	23	0	0	141	
		<i>Baetis rhodani</i>	77	12	4	0	4	7	0	0	8	
		<i>Baetis lutheri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	6	
		<i>Baetis liebenauae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
		<i>Baetis muticus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
		nicht identifizierbar	141	181	219	0	5	9	40	0	0	
	Caenidae	<i>Caenis spp. total</i>	56	36	189	1	0	3	340	291	182	
		<i>Caenis beskedensis</i>	23	11	37	1	0	3	0	0	57	
		<i>Caenis luctuosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	1		
		<i>Caenis macrura</i>	2	2	18	0	0	0	0	5	5	
		<i>Caenis pusilla</i>	0	1	2	0	0	0	0	0	0	
		<i>Caenis rivulorum</i>	1	1	2	0	0	0	0	2	9	
		nicht identifizierbar	30	21	130	0	0	0	116	0	0	
	Heptageniidae	<i>Ecdyonurus spp. total</i>	100	62	51	39	6	48	196	107	87	
		<i>Rhithrogena spp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	13	0	
		<i>Rhithrogena beskedensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		<i>Heptagenia spp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		<i>Heptagenia flava</i>	0	0	0	0	0	0	0	13	0	
	nicht identifizierbar	0	0	0	0	0	0	27	0	0		
	Ephemerellidae	<i>Ephemerella spp. total</i>	27	41	56	2	1	3	84	46	45	
		<i>Ephemerella ignita</i>	27	41	56	2	1	3	91		45	
	Leptophlebiidae	<i>Habroplebia spp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		<i>Habroplebia lauta</i>	1	1	0	0	0	0	1	0	0	
		<i>Paraleptophlebia spp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Plecoptera	Leuctridae	<i>Leuctra sp.</i>	22	19	70	0	0	0	181	210	67
		Perlidae	<i>Dinocras cephalotes</i>	1	0	2	0	0	0	0	1	0
			<i>Dinocras cephalotes</i>	0	2	0	0	0	0	1	2	1
nicht identifizierbar			0	0	0	0	0	0	1	0	0	
<i>Total</i>		23	21	72	0	0	0	263	213	68		
Trichoptera		Rhyacophilidae	<i>Rhyacophila spp.</i>	1	2	2	0	1	0	0	1	1
			<i>Rhyacophila s. st.</i>	0	0	0	0	0	0	1	2	2
		Hydropsychidae	<i>Hydropsyche spp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0
			<i>Hydropsyche pellucidula</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0
	<i>Hydropsyche siltai</i>		0	0	0	0	0	0	2	0	0	
	Psychomyiidae	<i>Psychomyia pusilla</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
		<i>Lepidostoma hirtum</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
	Leptoceridae	<i>Athripsodes albifrons</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Sericostomatidae	<i>Sericostoma spp.</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
		nicht identifizierbar	0	0	0	0	1	0	0	0	1	
<i>Total</i>		1	3	3	0	2	0	3	5	4		

Anhang F: Rhone (22.5.01-23.5.01): Durchschnittliche Korngrösse [cm], durchschnittliche Fließgeschwindigkeit über Grund [m/s] und durchschnittliche Fließgeschwindigkeit in ca. 60% der Wassertiefe über dem Grund [m/s], eingeteilt in die drei Tiefenstrata (1-3)

Riddes	Durchschnittliche Korngrösse [cm]	SD	Fließgeschw.*[m/s]	SD	Durchschnittl. Fließgeschwindigkeit [m/s]	SD
1 1	6.9	2.9	0.06	0.02		
1 2	8.3	1.7	0.05	0.04	0.15	0.04
1 3	8.3	5.5	0.03	0.01	0.26	0.12
2 1	7.4	2.4	0.06	0.03		
2 2	5.6	2.5	0.15	0.19	0.16	0.18
2 3	6.3	2.5	0.11	0.08	0.26	0.15
3 1	5.9	3.1	0.08	0.02		
3 2	6.5	2.8	0.16	0.02	0.34	0.13
3 3	6.5	3.9	0.29	0.12	0.56	0.03
4 1	7.6	2.3	0.08	0.04		
4 2	7.5	3.2	0.19	0.11	0.44	0.13
4 3	7.0	3.3	0.20	0.06	0.51	0.09
5 1	5.3	1.9	0.14	0.12		
5 2	6.5	2.8	0.27	0.17	0.60	0.11
5 3	5.0	1.9	0.21	0.17	0.77	0.14

\* über Grund

Anhang G: Rhone: Charakterisierung des Schwall Sunk (22.5.01) anhand verschiedener chemischer Parameter:

Riddes	NH4-N	NO2-N	NO3-N	DN	PN	PO4-P	DP	PP	DOC	TIC	POC	TS 60°C mg
Uhrzeit	[mg/l]											
05:30	10	6	381	439	82	0	6	148	0.5	15.4	5.56	191.8
06:30	23	6	387	448	49	0	7	94	0.4	14.6	3.61	165.8
07:30	19	5	365	447	56	0	7	121	0.5	15.7	5.23	184.3
08:30	20	4	374	426	40	0	6	78	0.4	14.8	3.29	213.1
09:45	21	4	372	449	54	0	6	85	0.5	15.3	3.49	170
10:30	20	4	380	442	57	0	7	94	0.4	15.7	3.5	169.1
11:30	21	4	394	454	48	0	6	89	0.4	15.9	3.08	155.4
12:30	13	5	407	468	58	0	6	68	0.4	16	2.88	152.9
13:30	22	5	406	472	45	0	7	67	0.4	16.6	3.36	157.5
14:30	10	5	400	447	72	0	5	79	0.6	16.1	2.99	152
15:30	17	4	400	460	67	0	4	71	0.4	15.4	3.46	156.1
16:30	18	4	391	453	78	0	5	108	0.4	15.2	4.45	166.4
17:30	11	5	400	463	76	0	6	87	0.4	15.3	4.23	165.9
18:30	19	6	389	481	79	0	7	142	0.6	14.8	5.72	192.2
19:30	15	5	385	444	81	0	4	124	0.5	14.8	5.08	178
20:30	10	4	366	427	73	0	5	117	0.4	15	5	180.2
03:00	22	5	357	450	218	1	11	1240	0.6	15.1	7.37	504.9

Anhang H: Rhone: Taxaliste: Gesamtabundanz [Ind/m<sup>2</sup>] während des Schwall-Sunk, eingeteilt in die drei Tiefenstrata (1-3)

Riddes, 22.5.01		05:30						11:30					
		Str 1	Ind/m2	Str 2	Ind/m2	Str 3	Ind/m2	Str 1	Ind/m2	Str 2	Ind/m2	Str 3	Ind/m2
Larven	Ephemeroptera	0	8	1	31	0	0	0	0	0	8	3	69
	Trichoptera	0	8	0	0	0	8	0	0	0	0	2	38
	Plecoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	1	23
	Chironomidae	8	177	38	876	80	1852	12	284	35	807	84	1944
	Simuliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Diptera	0	0	0	0	1	31	0	0	0	0	1	15
	Gammaridae	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0
	Oligochaeta	7	161	21	492	18	423	8	184	8	192	21	476
	Nematoda	1	23	0	8	0	0	0	0	0	0	0	8
	Collembola	2	38	1	23	0	0	4	100	1	23	2	54
	Copepoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Coleoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	nicht identifizierbar	0	0	0	0	0	0	0	8	0	8	0	0
		<i>Subtotal</i>	18	415	62	1429	101	2321	25	576	45	1045	114
Puppen	Chironomidae	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	1	31
	Plecoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Simuliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Subtotal</i>	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	1	31
Terrestrisch	Coleoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Formicidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0
	Arachnida	0	8	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0
	Diptera	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0
	Thysanoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Protura	0	8	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0
	nicht identifizierbar	0	8	0	8	1	12	0	8	0	8	0	0
	<i>Subtotal</i>	1	23	0	8	0	8	1	15	1	31	0	0
	<i>Standardabweichung</i>	2	40	1	13	1	13	1	13	1	27	0	0
<b>Total</b>		19	438	63	1445	101	2329	26	592	47	1076	115	2659
	<i>Standardabweichung</i>	8	174	53	1217	61	1404	13	297	71	1645	77	1769
<b>Total - Ter</b>		18	415	63	1437	101	2321	25	577	46	1045	115	2659
	<i>Standardabweichung</i>	6	138	52	1204	61	1412	13	310	71	1633	77	1769

Fortsetzung auf der nächsten Seite

Riddes, 22.5.01		16:30						20:00						
		Str 1	Ind/m2	Str 2	Ind/m2	Str 3	Ind/m2	Str 1	Ind/m2	Str 2	Ind/m2	Str 3	Ind/m2	
Larven	Ephemeroptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Trichoptera	0	8	0	0	0	8	0	8	0	0	1	23	
	Plecoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Chironomidae	2	54	18	407	18	423	4	85	11	261	18	423	
	Simuliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Diptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Gammaridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Oligochaeta	2	54	8	177	5	115	8	184	10	238	11	261	
	Nematoda	3	61	1	23	3	77	1	15	0	8	0	0	
	Collembola	10	223	14	315	6	138	3	69	1	23	2	38	
	Copepoda	0	0	0	8	0	8	0	0	0	0	0	8	
	Coleoptera	1	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	nicht identifizierbar	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<b>Subtotal</b>		<b>18</b>	<b>415</b>	<b>40</b>	<b>930</b>	<b>33</b>	<b>768</b>	<b>16</b>	<b>361</b>	<b>23</b>	<b>530</b>	<b>33</b>	<b>753</b>
	Puppen	Chironomidae	0	8	1	23	0	0	0	8	0	0	0	0
		Plecoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Simuliidae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<b>Subtotal</b>		<b>0</b>	<b>8</b>	<b>1</b>	<b>23</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>8</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	
Terrestrisch	Coleoptera	0	0	0	0	0	0	1	15	1	15	0	0	
	Formicidae	2	38	1	15	1	15	0	0	0	0	1	15	
	Arachnida	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Diptera	0	0	1	15	1	23	0	0	0	0	0	0	
	Thysanoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Protura	1	15	0	8	0	0	0	0	0	0	0	8	
	nicht identifizierbar	2	38	1	15	0	0	0	8	0	0	0	0	
	<b>Subtotal</b>	<b>4</b>	<b>92</b>	<b>2</b>	<b>54</b>	<b>2</b>	<b>38</b>	<b>1</b>	<b>23</b>	<b>1</b>	<b>15</b>	<b>1</b>	<b>23</b>	
	<b>Standardabweichung</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>13</b>	<b>1</b>	<b>13</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>13</b>	<b>1</b>	<b>23</b>	
	<b>Total</b>	<b>22</b>	<b>515</b>	<b>44</b>	<b>1007</b>	<b>35</b>	<b>807</b>	<b>17</b>	<b>392</b>	<b>24</b>	<b>546</b>	<b>34</b>	<b>776</b>	
<b>Standardabweichung</b>	<b>11</b>	<b>257</b>	<b>14</b>	<b>326</b>	<b>3</b>	<b>80</b>	<b>4</b>	<b>92</b>	<b>12</b>	<b>279</b>	<b>14</b>	<b>315</b>		
<b>Total - Ter</b>	<b>18</b>	<b>423</b>	<b>42</b>	<b>953</b>	<b>33</b>	<b>769</b>	<b>16</b>	<b>369</b>	<b>23</b>	<b>531</b>	<b>33</b>	<b>753</b>		
<b>Standardabweichung</b>	<b>11</b>	<b>257</b>	<b>14</b>	<b>313</b>	<b>3</b>	<b>74</b>	<b>4</b>	<b>92</b>	<b>12</b>	<b>266</b>	<b>13</b>	<b>294</b>		

Riddes, 23.5.01		03:00						
		Str 1	Ind/m 2	Str 2	Ind/m 2	Str 3	Ind/m 2	
Larven	Ephemeroptera	0	8	2	46	2	46	
	Trichoptera	1	15	2	54	0	8	
	Plecoptera	0	0	1	15	1	23	
	Chironomidae	15	354	52	1207	67	1537	
	Simuliidae	0	0	0	0	0	0	
	Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	
	Diptera	0	0	1	15	0	0	
	Gammaridae	0	8	2	46	1	15	
	Oligochaeta	3	77	19	438	17	384	
	Nematoda	0	0	0	0	1	15	
	Collembola	1	15	4	100	6	138	
	Copepoda	0	0	0	0	0	0	
	Coleoptera	0	0	0	0	0	0	
	nicht identifizierbar	0	0	0	0	0	0	
	<b>Subtotal</b>	<b>21</b>	<b>476</b>	<b>83</b>	<b>1921</b>	<b>94</b>	<b>2167</b>	
	Puppen	Chironomidae	0	0	0	8	1	15
		Plecoptera	0	0	0	0	0	0
Simuliidae		0	0	0	0	0	0	
<b>Subtotal</b>		<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>8</b>	<b>1</b>	<b>15</b>	
Terrestrisch	Coleoptera	0	0	0	8	0	0	
	Formicidae	0	0	0	0	0	0	
	Arachnida	0	8	0	0	0	0	
	Diptera	0	0	0	8	0	8	
	Thysanoptera	0	0	1	15	1	23	
	Protura	0	0	0	0	0	0	
	nicht identifizierbar	1	23	0	0	1	15	
	<b>Subtotal</b>	<b>1</b>	<b>31</b>	<b>1</b>	<b>31</b>	<b>2</b>	<b>46</b>	
	<b>Standardabweichung</b>	<b>2</b>	<b>35</b>	<b>1</b>	<b>13</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	
	<b>Total</b>	<b>22</b>	<b>507</b>	<b>85</b>	<b>1960</b>	<b>97</b>	<b>2229</b>	
<b>Standardabweichung</b>	<b>23</b>	<b>537</b>	<b>51</b>	<b>1187</b>	<b>41</b>	<b>946</b>		
<b>Total - Ter</b>	<b>21</b>	<b>476</b>	<b>84</b>	<b>1929</b>	<b>95</b>	<b>2183</b>		
<b>Standardabweichung</b>	<b>22</b>	<b>502</b>	<b>52</b>	<b>1197</b>	<b>41</b>	<b>946</b>		

Anhang I: Rhone: Taxaliste: Gesamtabundanzen [Ind/m<sup>3</sup>] der Drift während des Schwall-Sunk

	05:30			07:30			09:30			10:30			11:30	
Riddes	1.1	1.2	Mittelwert	2.1.	2.2.	Mittelwert	3.1	3.2	Mittelwert	4.1	4.2	Mittelwert	5.1	5.2
Ephemeroptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plecoptera	0	0	0	0	0	0	0	1	0.5	0	0	0	0	0
Chironomidae	27	2	14.5	1	13	7	12	27	19.5	9	7	8	1	2
Simuliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Blephariceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gammarus	1	0	0.5	0	0	0	0	1	0.5	0	0	0	0	0
Oligochaeta	8	1	4.5	0	2	1	0	0	0	2	2	2	0	1
Nematoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Collembola	0	0	0	1	0	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0
Copepoda	0	0	0	0	1	0.5	0	0	0	1	1	1	0	0
Coleoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
unknown	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Terrestrisch	1	0	0.5	1	1	1	4	0	2	2	1	1.5	0	0
Total	37	3	20	3	17	10	16	29	22.5	14	11	12.5	1	3
Total-Terrestrisch	36	3	19.5	2	16	9	12	29	20.5	12	10	11	1	3
Volumen	0.11	0.23	0.17	0.57	1.60	1.08	0.46	1.03	0.74	0.57	0.34	0.46	0.34	0.46
Total/ m3	324	13	169	5	11	8	35	28	32	25	32	28	3	7
Standardabweichung			220			4			5			5		
Wassertiefe	17	30	23.5	17.0	23.0	20.0	23.0	35.0	29.0	24.5	33.0	28.8	25.0	33.0

	12:30			13:30			14:30			15:30			16:30	
Riddes	6.1	6.2	Mittelwert	7.1	7.2	Mittelwert	8.1	8.2	Mittelwert	9.1	9.2	Mittelwert	10.1	10.2
Ephemeroptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plecoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Chironomidae	0	3	1.5	1	10	5.5	33	11	22	10	50	30	61	124
Simuliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Blephariceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gammarus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oligochaeta	0	1	0.5	0	0	0	5	3	4	5	6	5.5	14	23
Nematoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Collembola	0	0	0	1	0	0.5	1	0	0.5	0	2	1	2	2
Copepoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0.5	0	3
Coleoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
unknown	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Terrestrisch	0	1	0.5	0	0	0	0	0	0	3	8	5.5	5	4
Total	0	5	2.5	2	10	6	39	14	26.5	19	66	42.5	84	156
Total-Terrestrisch	0	4	2	2	10	6	39	14	26.5	16	58	37	79	152
Volumen	0.46	0.91	0.68	0.34	0.34	0.34	0.06	0.02	0.04	0.23	0.91	0.57	0.91	2.05
Total/ m3	0	5	3	6	29	18	684	614	649	83	72	78	92	76
Standardabweichung			4			17			50			8		
Wassertiefe	21.0	32.0	26.5	42.0	26.0	34.0	35.0	40.0	37.5	33.0	44.0	38.5	32.0	40.0

	17:30			18:30			19:30			20:30			03:10	
Riddes	11.1	11.2	Mittelwert	12.1	12.2	Mittelwert	13.1	13.2	Mittelwert	14.1	14.2	Mittelwert	15.1	15.2
Ephemeroptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	0	0	0	0	0	0	1	0	0.5	0	0	0	0	0
Plecoptera	0	1	0.5	0	1	0.5	1	1	1	0	0	0	1	0
Chironomidae	58	89	73.5	28	73	50.5	28	69	48.5	39	46	42.5	8	26
Simuliidae	0	0	0	1	0	0.5	0	1	0.5	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae	0	0	0	0	1	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Blephariceridae	0	0	0	0	0	0	1	3	2	0	1	0.5	0	0
Gammarus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oligochaeta	19	22	20.5	13	14	13.5	14	16	15	18	25	21.5	2	7
Nematoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1.5	0	1
Collembola	2	1	1.5	0	0	0	0	5	2.5	0	0	0	0	0
Copepoda	2	4	3	1	3	2	1	4	2.5	0	0	0	0	0
Coleoptera	0	1	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
unknown	2	0	1	0	1	0.5	1	8	4.5	0	0	0	0	1
Terrestrisch	8	8	8	2	7	4.5	2	9	5.5	4	9	6.5	2	4
Total	91	126	108.5	45	100	72.5	49	116	82.5	64	81	72.5	13	39
Total-Terrestrisch	83	118	100.5	43	93	68	47	107	77	60	72	66	11	35
Volumen	1.14	1.03	1.08	0.68	1.25	0.97	0.80	1.60	1.20	1.37	3.42	0.02	0.80	0.46
Total/ m3	80	123	101	66	80	73	61	73	67	47	24	35	16	65

Anhang J: Rhone: Daten zu den Driftproben: Fließgeschwindigkeit [m/s], Wassertiefe [cm], Höhe des Netzes [cm], Dauer der Probenahmen [Min] und das berechnete Volumen [m<sup>3</sup>]

Datum	Probe	Fließgeschwindigkeit [m/s]	Tiefe 1 [cm]	Tiefe 2 [cm]	Höhe des Netzes [cm]	Zeit	Dauer [min]	Volumen [m <sup>3</sup> ]
22.5.01	1.1	0.02	17	20	14.5	05:30	10	0.11
	1.2	0.04	30	20	14.5	05:30	10	0.23
	2.1	0.05	17	17	11.5	07:30	20	0.57
	2.2	0.14	23	20	14.5	07:30	20	1.60
	3.1	0.04	23	20	14.5	09:30	20	0.46
	3.2	0.09	35	29	23.5	09:30	20	1.03
	4.1	0.05	24.5	22	16.5	10:30	20	0.57
	4.2	0.03	33	27	21.5	10:30	20	0.34
	5.1	0.03	25	17	11.5	11:30	20	0.34
	5.2	0.04	33	22	16.5	11:30	20	0.46
	6.1	0.04	21	17	11.5	12:30	20	0.46
	6.2	0.08	32	22	16.5	12:30	20	0.91
	7.1	0.03	42	25	19.5	13:30	20	0.34
	7.2	0.03	26	19	13.5	13:30	20	0.34
8.1	0.05	35	25	19.5	14:30	20	0.06	
8.2	0.02	40	29	23.5	14:30	20	0.02	
9.1	0.02	33	21	15.5	15:30	20	0.23	
9.2	0.08	44	30	24.5	15:30	20	0.91	
10.1	0.08	32	23	17.5	16:30	20	0.91	
10.2	0.18	40	20	14.5	16:30	20	2.05	
11.1	0.1	36	21	15.5	17:30	20	1.14	
11.2	0.09	44	38	32.5	17:30	20	1.03	
12.1	0.06	21	12	6.5	18:30	20	0.68	
12.2	0.11	48	35	29.5	18:30	20	1.25	
13.1	0.07	28	15	9.5	19:30	20	0.80	
13.2	0.14	48	35	29.5	19:30	20	1.60	
14.1	0.12	37	20	14.5	20:30	20	1.37	
14.2	0.3	43	15	9.5	20:30	20	3.42	
23.5.01	15.1	0.07	20	17	11.5	03:10	20	0.80
	15.2	0.04	34	24	18.5	03:10	20	0.46

Tiefe 1 : Höhe des Netzes  
Tiefe 2 : Wassertiefe

Anhang K: Rhone: EPT-Taxaliste: Abundanzen [# Individuen pro Probe]

Ordnung	Familie	Gattung/ Art	1	1	1	2	1	3	2	1	2	2	2	3	3	1	3	2	3	3	4	1	4	2	4	3	5	1	5	2	5	3			
Trichoptera	Rhyacophilidae	<i>Rhyacophila spp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0			
		<i>Allogamus auricollis</i>	0	0	1	0	0	0	2	1	0	1	1	0	3	1	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Limnephilidae	Stenophylacini/Chaetopterygini	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	1	0	0	0	0		
		nicht identifizierbar	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0		
			<i>Total</i>	1	0	1	0	0	3	1	0	1	1	0	3	1	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	1	0	0	0		
Plecoptera	Leuctridae	<i>Leuctra sp.</i>	0	0	0	0	2	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	1	
			0	0	0	0	1	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	
	Perlidae	<i>Perla grandis/bipunctata</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
		nicht identifizierbar	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	0	1	0
		<i>Total</i>	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0		
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetis spp.</i>	0	2	0	0	8	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	3	0	
		<i>Baetis libenauae</i>	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	1	1	0	0	0	0	
		<i>Baetis vernus</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5	2	0	0	0	0	
	Heptageniidae	<i>Rhithrogena spp.</i>	0	2	0	1	1	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
		nicht identifizierbar	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	0	0	0
		<i>Total</i>	1	5	0	1	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	6	6	0	0	0	0	

Anhang L: Alle Untersuchungsstellen: Durchschnittliche Fließgeschwindigkeit über Grund [m/s], durchschnittliche Fließgeschwindigkeit in ca. 60% der Wassertiefe über dem Grund [m/s], durchschnittliche Wassertiefe der aquatischen Proben [cm], mittlere Steingröße [cm], benthisches partikuläres organisches Material [g AFDM/m<sup>2</sup>], Temperatur [°C], pH, Leitfähigkeit [µS/cm] und Sauerstoffgehalt [mg/l], eingeteilt in die drei Tiefenstrata (1-3)

	Pinzano I			Pinzano II			Plaffeien		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Mittlere Fließgeschwindigkeit [m/s]		0.266	0.388		0.15	0.096		0.106	0.294
Mittlere Fließgeschwindigkeit über dem Grund [m/s]	0.098	0.55	0.916	0.03	0.242	0.35	0.24	0.464	0.826
Durchschnittliche Tiefe [cm]	6.8	19.2	36	5.3	16.6	37.6	6.6	17	38.2
Mittlere Steingröße [cm]	5.3	6.58	6.66	5.04	5.46	5.56	7.02	7.22	7.25
CPOM [g/m <sup>2</sup> ]	2.53	2.98	1.32	3.23	3.44	6.36	5.30	2.90	5.44
FPOM [g/m <sup>2</sup> ]	0.37	0.37	0.25	0.52	0.58	0.54	14.03	2.69	2.50
CPOM : FPOM	6.88	8.00	5.22	6.24	5.88	11.68	0.38	1.08	2.17
Temperatur [°C]		16*						6.2	
pH		7.96*						8.5	
Leitfähigkeit [µS/cm]								331	
Sauerstoff [mg/l]		9.25*						13.8	
	Flamatt			Andelfingen			Niederneunforn		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Mittlere Fließgeschwindigkeit [m/s]		0.376	0.41		0.162	0.406		0.16	0.198
Mittlere Fließgeschwindigkeit über dem Grund [m/s]	0.076	0.944	1.13	0.03	0.306	0.702	0.048	0.384	0.65
Durchschnittliche Tiefe [cm]	6	21.2	34.2	5.2	23	38.4	6.6	23.6	37.6
Mittlere Steingröße [cm]	6.28	5.82	7.775	5.26	5.7	4.74	6.5	6.6	6.22
CPOM [g/m <sup>2</sup> ]	7.08	2.40	2.83	7.01	9.08	21.79	-	-	-
FPOM [g/m <sup>2</sup> ]	27.46	6.59	7.59	2.33	1.47	5.37	-	-	-
CPOM : FPOM	0.26	0.36	0.37	3.008584	6.17687075	4.0577	-	-	-
Temperatur [°C]		11.1						13.5	
pH		8.5						8.42	
Leitfähigkeit [µS/cm]		378						419	
Sauerstoff [mg/l]		13.2						13	
	Castrisch			Rhäzüns			Mastrils		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Mittlere Fließgeschwindigkeit [m/s]		0.124	0.358		0.184	0.254		0.164	0.39
Mittlere Fließgeschwindigkeit über dem Grund [m/s]	0.05	0.242	0.82	0.032	0.58	0.868	0.072	0.518	0.734
Durchschnittliche Tiefe [cm]	6	17.6	35	6.8	22.2	35.8	5	18.4	38
Mittlere Steingröße [cm]	7.44	7.16	7.84	7.42	6.52	6.68	4.976	5.62	5.58
CPOM [g/m <sup>2</sup> ]	3.84	8.41	39.65	13.85	108.13	14.38	16.44	9.07	8.28
FPOM [g/m <sup>2</sup> ]	7.76	10.82	27.70	4.71	5.76	4.48	0.93	1.12	0.67
CPOM : FPOM	0.50	0.78	1.43	2.94	18.76	3.21	17.69	8.08	12.43
Temperatur [°C]		9.6						7	8.2
pH		8.15						8.33	
Leitfähigkeit [µS/cm]		194						259	
Sauerstoff [mg/l]		13.2						13.5	
	Maienfeld tief			Chippis tief			Riddes tief		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Mittlere Fließgeschwindigkeit [m/s]		0.25	0.31		0.10	0.18		0.04	0.10
Mittlere Fließgeschwindigkeit über dem Grund [m/s]	0.10	0.46	0.69	0.07	0.26	0.40	0.05	0.11	0.41
Durchschnittliche Tiefe [cm]	4.80	21.00	37.40	8.40	21.60	39.20	7.60	20.00	40.40
Mittlere Steingröße [cm]	3.66	6.18	4.88	4.63	Sand oder > 30 cm		Sand oder > 30 cm		
CPOM [g/m <sup>2</sup> ]	13.94	28.97	23.71	1.64	8.36	2.57	17.59	6.15	6.29
FPOM [g/m <sup>2</sup> ]	3.49	1.03	7.96	0.88	0.89	0.42	2.00	0.98	0.86
CPOM : FPOM	3.99	28.26	2.98	1.86	9.35	6.13	8.82	6.27	7.34
Temperatur [°C]		9.2						13.2	
pH		8.31						7.97	
Leitfähigkeit [µS/cm]		246						444	
Sauerstoff [mg/l]		12.4						12.7	
	Maienfeld hoch			Chippis hoch			Riddes hoch		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Mittlere Fließgeschwindigkeit [m/s]		0.20	0.35		0.12	0.14		0.05	0.12
Mittlere Fließgeschwindigkeit über dem Grund [m/s]	0.07	0.35	0.67	0.04	0.15	0.41	0.04	0.10	0.24
Durchschnittliche Tiefe [cm]	5.75	20.00	37.60	6.60	17.20	38.00	6.60	22.20	40.80
Mittlere Steingröße [cm]	5.78	5.82	7.10	4.82	Sand oder > 30 cm		Sand oder > 30 cm		
CPOM [g/m <sup>2</sup> ]	9.62	16.48	50.27	3.44	1.68	3.47	3.07	2.13	5.32
FPOM [g/m <sup>2</sup> ]	1.51	1.81	14.62	8.99	7.15	3.54	4.62	2.02	4.50
CPOM : FPOM	6.36	9.11	3.44	0.38	0.24	0.98	0.66	1.06	1.18
Temperatur [°C]		8.9						8.7	
pH		8.3						8.36	
Leitfähigkeit [µS/cm]		232						347	
Sauerstoff [mg/l]		13.8						12.7	

Anhang M: Alle Untersuchungsstellen: Taxaliste: Abundanzen [Durchschnittliche # Individuen pro m<sup>2</sup>], eingeteilt in die drei Tiefenstrata (1-3)

order	Familie	Gattung	Pinzano I			Pinzano II			Plaffelen			Flamatt			Andelfingen			Niedemeunforn			
			1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetis</i>	196	369	599	38	231	184	32	169	108	77	46	46	161	300	300	11666	4519	1937	
		<i>Centroptilum</i>																			
	Caenidae	<i>Caenis</i>				8													669		
		<i>Eclyonurus</i>	46			12						69			23		46	92	23		
	Heptageniidae	<i>Electrogena</i>							5	23		8		12							
		<i>Epeorus</i>										8									
		<i>Heptagenia</i>							5											23	23
		<i>Rhithrogena</i>			254				23	469	469	476	77	31				46	23	23	
	Leptoplebiidae	<i>Habroplectoides</i>							18	31											
	Oligoneuridae	<i>Oligoneuriella</i>														23		23			
	Siphonuridae	<i>Parameletus</i>	35		23	54															
		<i>Siphonurus</i>				8															
	nicht identifizierbar	876	184	277	131	138	369	37	131	108	161	223	138	2329	1890	4288	37395	4334	3135		
	total	1233	2375	1867	254	519	784	120	822	684	799	346	223	2513	2213	4680	50305	8991	5141		
Plecoptera	Chloroperlidae	<i>Chloroperla</i>																23		207	
		<i>Siphonoperla</i>																23		23	
	Leuctridae	<i>Leuctra</i>					92	65	69	215	323	31		23			184	23			
	Nemouridae	<i>Amphinemura</i>						18	23	46											
		<i>Nemoura</i>							23												
	Perlidae	<i>Protonemura</i>			23			5	46	58	15										
		<i>Dinocras</i>									8									23	23
	Perlodidae	<i>Perla</i>										12									
	Taeniopterygidae	<i>Isoperla</i>						9	46	23	108	15	8								
		<i>Brachyptera</i>	12	23																	
	nicht identifizierbar	161	161		231		46	38	58	484	69	35		438			1107	184	231		
	total	173	207		323		143	184	315	938	123	31		46	438		1337	231	461		
Trichoptera	Glossosomatidae	nicht identifizierbar																			
		<i>Hydropsyche</i>	12			23			23	23	54	15			23	23		23	23	23	
	Hydropsychidae	<i>Hydroptila</i>				23															
		nicht identifizierbar																		69	23
	Leptocheilidae	<i>Athripsodes</i>																			
	Limnephilidae	<i>Allogamus</i>																			
		<i>Chaetopteryx</i>																			
	Rhyacophilidae	nicht identifizierbar													23						
		<i>Rhyacophila</i>														23					23
		nicht identifizierbar	23								23										
	total	35			46			8	23	54	15			23	46	23	92	46	46		
Coleoptera	Dryopidae	nicht identifizierbar																		23	
	Halipidae	<i>Brychius</i>						5													
		nicht identifizierbar	12	12				18	23	23	15	8	8	23	115	23	138	138	23		
	total	12	12				23	8		15	0	8	23	115	23	138	138	46			
Collembola	-							9	35										46	23	
Heteroptera	-																				
Diptera	Chironomidae	Tanypodinae*	23	92	184		23	207		23	8	15	31	553	1199	231	3158	830	461		
		other Chironomidae	1256	10398	23908	730	3251	24346	249	100	115	2490	1114	1276	10352	15424	26190	29256	13003	10075	
	total	1326	10767	24346	776	3343	25014	290	192	415	2697	1291	1560	2232	3375	5432	32715	14086	10974		
	Total der aquatischen Insektenlarven	2571	13360	26421	1030	3862	26167	586	1237	1445	4503	1783	1821	13764	19689	31885	84634	23516	16669		
Crustacea	<i>Gammarus</i>		104	23	15	23	23	41	46	46	38	38	61	184	46	23	23			115	
Oligochaeta		23	231	899	154	184	715	41	38		154	23	523	69	507	115	115	1752	1014		
Nematoda		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	nicht identifiziert										15		8								
Total aquatisch Fauna		2594	13694	27343	1199	4069	26905	627	1291	1491	4719	1860	2413	14040	20403	32023	84864	25268	17821		
		12	23	46	15	23		5			31	8	8	138	392	115	853	507	138		
Terrestrisch	Araneida	Arachnidae																			
	Coleoptera		12	12				5													
	Hymenoptera	Formicidae																			
Thysanoptera																					
andere		12						5											23		
Total terrestrische Fauna		23	12				9												23		
Total der gesamten Fauna		2628	13729	27389	1214	4092	26905	641	1291	1491	4749	1867	2421	14179	20795	32138	85717	25798	17960		
	sum			43746			32211			3423			9037			67112				129475	
	stdev			12402			14075			444			1529			9083				37065	

Fortsetzung auf der nächsten Seite

order	Familie	Gattung	Castrisch			Rhäzins			Mastris			Malenfeld low			Malenfeld high			Chippis low			Chippis high			Riddes low			Riddes high						
			1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3				
Ephemeroptera	Baetidae	Baetis		5	115	5	5	9			115	5	5		1	2	3			92	23			5	46			8	38				
		Centroptilum			5																												
	Caenidae	Caenis										5																					
		nicht identifizierbar																															
	Heptageniidae	Ecdyonurus		5	5								5																				
		Electrogena																															
		Epeorus																															
		Heptagenia																															
	Leptophlebiidae	Rhithrogena									23		5																				
		Habroplectides																															
Oligoneuridae	Oligoneuriella																																
	Parameletus																																
Siphonuridae	Siphonurus																																
	nicht identifizierbar		5	69		9				23	63	9	9																				
	total		5	9	180		14	5	9	0	161	60	9	23					92	23			5	46			8	38					
Plecoptera	Chloroperlidae	Chloroperla																															
		Siphonoperla																															
	Leuctridae	Leuctra		28	78	853		23	18		300	9	28	498		9	18		69				8				8		5				
		Amphinemura																															
	Nemouridae	Nemoura																															
		Protonemura										5	5																				
	Perlidae	Dinocras																															
		Perla																															
	Perlodidae	Isoperla										5	9																				
		Brachyptera																															
	nicht identifizierbar		111	134	927		12	29		23	438		28	410		23	14						8										
	total		138	212	1790		28	46		23	738		14	80	922		23	9	32		69				15		8	5					
Trichoptera	Glossosomatidae	nicht identifizierbar																															
		Hydropsyche																					5	23									
	Hydropsychidae	Hydroptila																															
		nicht identifizierbar																															
	Leptocheilidae	Athripsodes																															
		Allogamus		143	267	1531		18					78	88	18		14	9		100	646	254		108		8	100	138					
	Limnephilidae	Chaetopteryx															5																
		nicht identifizierbar																															
	Rhyacophilidae	Rhyacophila			9						46		9																				
		nicht identifizierbar			9	14		5	5					9	14		5																
	total		143	277	1554		5	23		46	78	97	41		18	14		100	646	254		5	131		8	100	138						
Coleoptera	Dryopidae	nicht identifizierbar																															
		Brychius					23	5									5																
	Halplidae	nicht identifizierbar																															
		total					37	9									5																
Collembola	-					9	14					23						8				37	23			8	8	8	23	9			
	-						5	5																									
Heteroptera	Chironomidae	Tanypodinae				23			161	46	23	14								14	14												
		other Chironomidae		152	254	3269		115	383	1051		12058	13856	12841		401	277	415		111	88	378		231	7009	4219		387	1010	4872			
	total		166	290	3380		143	401	1139		12288	13925	13141		503	314	669		111	97	406		231	7009	4219		410	1033	4872				
	total		452	788	6893		203	466	1222		12288	13948	14086		655	484	1655		115	129	452		338	7816	4496		447	1047	5064				
Crustacea	Gammarus																5						5				15						
		total		28	74	74		148	194	378		484	254	1499		332	171	78		41	198	452		177	2052	507		346	226	238			
Nematoda	-		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		15	23	415		0	0	0		0	15	0
	nicht identifiziert					5	6	23					9	23		9	5						0	0	0								
	total		484	867	6967		350	664	1605		12795	14202	15585		987	664	1757		166	337	904		530	9890	5418		793	1277	5303				
	total		5	18	14		41	180		161	69	461		5	9	5			9	18		8				9	23						
Terrestrisch	Araneida	Arachnidae																															
Coleoptera	Formicidae																																
Hymenoptera	Thysanoptera																																
	andere		5	9		5	12	9		23				5	5										9	8			32	5	18		
	total		5	9		5	9	14		23				5	5										9	9			8	15			
	total		493	885	6990		355	715	1798		12980	14271	16046		991	678	1766		166	346	941		538	9890	5418		802	1305	5318				
	total		493	885	6990		355	715	1798		12980	14271	16046		991	678	1766		166	346	941		538	9890	5418		802	1305	5318				
	sum				8369				2868				43297				3435				1452				15946				7425				
	stdev				3643				751				1539				560				405				4678				2475				