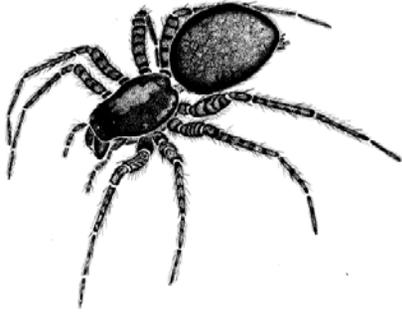


Terrestrische Indikatoren zur Fließgewässerbewertung?



*Habitatdiversität,
Arthropoden und
Uferlängen an
Flüssen
unterschiedlicher
hydrologischer und
morphologischer
Beeinträchtigungen*



*Yvonne Kunz
September 2006*

Diplomarbeit von

Betreuung durch

Yvonne Kunz
Neugutstrasse 2
8304 Wallisellen

Dr. Klement Tockner
Simone Daniela Langhans

yvkunz@web.de

an der
EAWAG
Wasserforschungs-Institut des
ETH-Bereichs

am
Departement
Umweltnaturwissenschaften der
Eidgenössisch Technischen
Hochschule Zürich (ETHZ)

eawag
aquatic research

ETH
Eidgenössische Technische Hochschule Zürich
Swiss Federal Institute of Technology Zurich

September 2006

Bilder der Titelseite:

Spinne (Pardosa)

http://www.ntnu.no/vmuseet/nathist/norspider/tegninger/Pardosa_amentata.gif

Laufkäfer (Bembidion)

Wikipedia

Kurzflügelkäfer (Paederus)

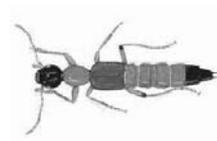
<http://www.amatl.net/sitebuilder/images/paederus-185x282.jpg>

Ameise

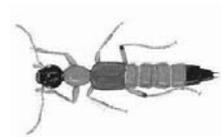
<http://www.szenario-ausstellungsgestaltung.de/bild/illu/ameise.jpg>

Inhaltsverzeichnis

1	Abstract - Zusammenfassung	1
2	Danksagung	5
3	Einleitung	7
3.1	Ziel der Diplomarbeit	12
3.2	Fragen und Hypothesen	12
4	Material und Methoden	17
4.1	Datenaufnahme	19
4.2	Laboranalysen	21
4.3	Datenanalyse.....	22
5	Resultate	25
5.1	Terrestrische Habitatdiversität	25
5.2	Arthropoden.....	26
5.2.1	Gesamtabundanz	28
5.2.2	Gesamtdiversität	29
5.2.3	Laufkäfer	30
5.2.4	Kurzflügelkäfer	32
5.2.5	Spinnen	33
5.2.6	Ameisen	34
5.3	Diversitäten und Abundanzmodelle	34
5.4	Zusammenhang zwischen Habitatdiversität und Artenvielfalt.....	36
5.5	Artenreichtum einzelner Habitate	36
5.6	Habitatcluster.....	37
5.7	Habitatbindung und Gefährdung der Arten	40
5.7.1	Habitatbindung	40
5.7.2	Gefährdung	43
5.8	Uferlänge	44
5.9	Insel- und Ufer bildende Kiesbänke.....	45



6	Diskussion	47
6.1	Terrestrische Habitatdiversität	47
6.2	Arthropoden	48
6.2.1	Laufkäfer.....	52
6.2.2	Kurzflügelkäfer.....	54
6.2.3	Spinnen.....	55
6.2.4	Ameisen.....	56
6.3	Diversitäten und Abundanzmodelle	56
6.4	Zusammenhang zwischen Habitatdiversität und Artenvielfalt	57
6.5	Artenreichtum einzelner Habitate.....	57
6.6	Habitatbindung der Arten	58
6.7	Gefährdung der Arten	59
6.8	Uferlänge	60
6.9	Insel- und Ufer bildende Kiesbänke	60
7	Schlussfolgerungen	63
7.1	Indikatoren	63
7.2	Analyse der Gilden.....	64
7.3	Revitalisierungen	64
7.4	Ausblick.....	65
8	Literaturverzeichnis.....	67
9	Abkürzungsverzeichnis und Glossar	75
10	Anhang	A-1



Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 3-1: <i>Pardosa lugubris</i>	9
Abb. 3-2: Totholzansammlung mit dahinter entstandenem Tümpel.....	10
Abb. 4-1: Karte der Probenahmestellen in der Schweiz.	18
Abb. 4-2: Karte der Probenahmestellen am Tagliamento in Italien.....	18
Abb. 4-3: Illustration zur Messung der Uferlänge.....	21
Abb. 5-1: Gesamtabundanzen in den verschiedenen Beeinträchtigungskategorien	28
Abb. 5-2: Gesamtabundanz in Abhängigkeit der Substratheterogenität	29
Abb. 5-3: Gesamtartenzahlen in den verschiedenen Beeinträchtigungskategorien	29
Abb. 5-4: Abundanzen und Diversitäten von Laufkäfern, Kurzflügelkäfern und Spinnen in den verschiedenen Beeinträchtigungskategorien	31
Abb. 5-5: Prozentuale Anteile der Taxa an der Gesamtabundanz in den verschiedenen Beeinträchtigungskategorien.....	33
Abb. 5-6: α -Diversität in den verschiedenen Beeinträchtigungskategorien.....	34
Abb. 5-7: Jackknife der verschiedenen Beeinträchtigungskategorien.....	35
Abb. 5-8: Gesamtartenzahl pro Habitat sowie die Gesamtlänge des Habitats.....	37
Abb. 5-9: Gesamtlängen der Habitatgruppen in den verschiedenen Beeinträchtigungskategorien	38
Abb. 5-10: Prozentuale Anteile der Taxa an der Gesamtabundanz in den verschiedenen Habitatgruppen sowie Gesamtlänge der jeweiligen Habitatgruppe	39
Abb. 5-11: Abundanzen der Taxa in den verschiedenen Habitatgruppen sowie Gesamtlänge der jeweiligen Habitatgruppe	39

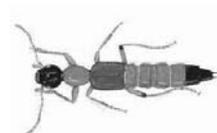
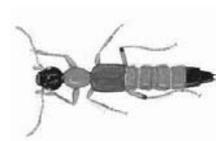
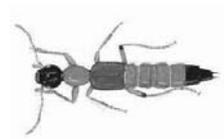


Abb. 5-12: Artenzahlen in den verschiedenen Habitatgruppen sowie Gesamtlänge der jeweiligen Habitatgruppe.....	40
Abb. 5-13: Anteile der Spinnen mit unterschiedlicher Bindung an den Lebensraum und Gesamtabundanz pro 100m-Abschnitt	41
Abb. 5-14: Anteile der Gilden in den verschiedenen Beeinträchtigungskategorien und Abundanz der Kurzflügelkäfer pro 100m-Abschnitt	42
Abb. 5-15: Anteile der gefährdeten Laufkäferarten-Arten in den verschiedenen Beeinträchtigungskategorieen.....	43
Abb. 5-16: Anteile der gefährdeten Kurzflügelkäfer-Arten in den verschiedenen Beeinträchtigungskategorien.....	43
Abb. 5-17: Anteile der Individuen mit unterschiedlichen Artwerten in den verschiedenen Beeinträchtigungskategorien	44
Abb. 5-18: Uferlängen in m in den verschiedenen Beeinträchtigungskategorien .	45
Abb. 5-19: Abundanzen auf Ufer- und Insel bildenden Kiesbänken	46
Abb. 6-1: Habitatdiversität in den verschiedenen Beeinträchtigungskategorien...	47
Abb. 6-2: Angespülte Köcherfliegenlarven an der Rhone.....	50
Abb. 6-3: Schematische Darstellung des Einflusses von Hochwasser auf die Zusammensetzung der Uferfauna.....	52



Verzeichnis der Tabellen

Tab. 4-1: Forschungskonzept und Probenahmestellen..	17
Tab. 4-2: Charakteristika der untersuchten Flüssen.	19
Tab. 4-3: Einzelheiten zu den untersuchten Revitalisierungen	19
Tab. 4-4: Aufteilung der Substratgrößen	20
Tab. 5-1: Charakterisierung der 19 Habitats.	25
Tab. 5-2: Habitatdiversität in den verschiedenen Beeinträchtigungskategorien...	26
Tab. 5-3: Gesamtzahl an Individuen aller Taxa.	27
Tab. 5-4: Die 5 artenreichsten Habitats und die 5 artenärmsten Habitats	36
Tab. 5-5: Einteilung der verschiedenen Habitats zu Habitatgruppen (Clustern) ..	37
Tab. 6-1: Umweltparameter in den verschiedenen Beeinträchtigungskategorien.	49
Tab. 6-2: Arten, die pro Beeinträchtigungskategorie mehr als 3% aller Arten ausmachen.	51
Tab. 9-1: Im Text verwendete Abkürzungen	75
Tab. 9-2: Lateinische und Deutsche Namen der im Text genannten Taxa	75



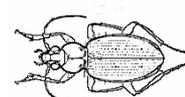
1 Abstract - Zusammenfassung

In recent years, rivers were restored more often. One aim of this is to create new exposed riverine sediments (ERS) which are crucial for river integrity. This study investigates the performance of indicators associated to these ERS. The following indicators were tested: terrestrial habitat diversity, riparian ground arthropods (particularly ground beetles, rove beetles and spiders) and shoreline length.

A total of nine Alpine streams were compared. The study included rivers with or without flow regulation (hydropeaking) as well as channelized, restored and morphologically natural river sections. Consequentially, six categories of differently impacted rivers were compared. It was the aim of the study to evaluate different indicators in terms of their applicability for hydrological and morphological changes of the stream integrity.

Abundance and diversity of ground beetles were significantly higher at hydrologically intact river sections. In contrast, spider abundance and diversity and ant abundance were lower at hydrologically natural sites. Morphologically sound and restored river sections showed higher habitat diversity and shoreline length but lower ground beetle abundances and ground beetle diversities than channelized sections.

Ground beetles seem to be suitable for indicating stream hydrology, while habitat diversity, shoreline length and substrate heterogeneity are helpful to indicate morphological impairment. It is possible to assess river integrity before and after river restoration not only with aquatic but also with terrestrial indicators, based on ERS. As a result, future river widenings can be improved.





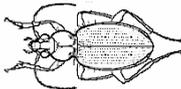
In den letzten Jahren wurden vermehrt Flussabschnitte revitalisiert, unter anderem um Kiesflächen zu schaffen, welche ein wichtiges Element natürlicher Fließgewässer darstellen. Ziel dieser Studie war es, anhand von Kiesflächen Aussagen über den Zustand eines Fließgewässers und somit auch den ökologischen Nutzen dieser Massnahmen zu machen. Folgende Indikatoren wurden darauf hin getestet, ob sie sich eignen, die hydrologische und morphologische Integrität eines Flusses zu widerspiegeln: Die Habitatvielfalt, die terrestrischen Arthropoden (Laufkäfer, Kurzflügelkäfer und Spinnen) und die Uferlänge.

Insgesamt wurden neun Flüsse mit unterschiedlichen hydrologischen und morphologischen Beeinträchtigungen untersucht. Es wurde in hydrologisch intakt und hydrologisch beeinträchtigt (Schwall-Sunk-Betrieb) sowie in morphologisch intakt, revitalisiert und morphologisch beeinflusst (Uferbefestigungen) unterschieden. Daraus entstanden sechs Kombinationen unterschiedlicher Beeinträchtigungen, welche miteinander verglichen wurden.

An hydrologisch intakten Flussabschnitten wurden im Gegensatz zu Stellen mit Schwall-Sunk signifikant höhere Abundanzen und Artenzahlen der Laufkäfer, jedoch niedrigere Spinnenabundanzen und -artenzahlen und geringere Ameisenabundanzen gefunden. Die Analyse der Gilden nach Schatz zeigte, dass hydrologische Beeinträchtigungen starke Auswirkungen auf die Zusammensetzung der Fauna haben. An morphologisch natürlichen und revitalisierten Stellen waren die Habitatdiversität und die Uferlängen höher als an begradigten Stellen. An morphologisch intakten Stellen wurden aber geringere Laufkäferabundanzen und -artenzahlen gefunden als an revitalisierten und begradigten Strecken.

Für hydrologische Beeinträchtigungen können die Laufkäfer als Indikatoren dienen während für morphologische Beeinträchtigungen die Habitatdiversität, die Uferlänge sowie die Substratheterogenität als geeignete Indikatoren empfohlen werden. Mit diesen Indikatoren wird eine Fließgewässerbewertung erlaubt, welche nicht nur den aquatischen, sondern auch den terrestrischen Bereich des Flusses umfasst. So können Revitalisierungen anhand der dabei entstandenen Kiesflächen evaluiert und zukünftige Revitalisierungen optimiert werden.





2 Danksagung

Diese Diplomarbeit wurde von Ende März bis Ende September an der EAWAG unter der Betreuung von Simone Daniela Langhans und Dr. Klement Tockner durchgeführt. Ich danke allen Personen, die mich während dieser Arbeit unterstützt und so dazu beigetragen haben, dass mir diese sechs Monate angenehm in Erinnerung bleiben werden.

Speziell erwähnen möchte ich Simone Daniela Langhans für ihre Geduld und Hilfsbereitschaft während der sechs Monate sowie Dr. Klement Tockner für die Ermöglichung und Betreuung der Diplomarbeit.

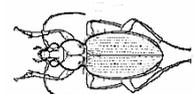
Ein spezieller Dank geht auch an Janina Pohl für die gelungene Zusammenarbeit, die tatkräftige Mithilfe im Feld, fürs Durchlesen diverser Teile des Berichtes, für die GPS-Graphiken, fürs Velo flicken und für nette Mittags- und Kaffeepausen.

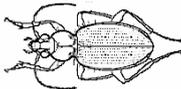
Herrn Werner A. Marggi möchte ich ganz herzlich für die Hilfe bei der Bestimmung der Laufkäfer bedanken. Weiter gebührt Frau Dr. Irene Schatz Dank fürs Kontrollieren gewisser Kurzflügelkäfer und für die Angaben zu Gefährdung und Habitatbindung der gefundenen Kurzflügelkäfer. Frau Anna Stäubli danke ich für die Bestimmung der Spinnen.

Ich bedanke mich bei Herrn Dr. Ambros Hänggi für Informationen und Angaben zu den Artwerten der gefundenen Spinnen sowie Armin Peter und Achim Paetzold für die Tipps bei der Suche nach geeigneten Flussabschnitten.

Meinen Eltern danke ich, dass sie mich auf meinem Weg immer unterstützt haben. Nicht zuletzt danke ich ihnen auch für die finanzielle Unterstützung meines Studiums.

Max Gander danke ich für mehrmaliges Durchlesen verschiedener Texte und für Unterstützung jeglicher Art während der sechs Monate.

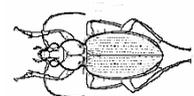




3 Einleitung

Zur Beurteilung des ökologischen Zustandes eines Fliessgewässers werden heute nicht mehr primär stoffliche Belastungen durch Abwässer herangezogen, sondern zum Beispiel die Auswirkungen von Energienutzung oder Hochwasser-Schutzmassnahmen (BUWAL, 1998a). Um anthropogene Einflüsse auf die ökologische Integrität eines Flusses zu erheben, werden bereits verschiedene Indikatoren verwendet (Innis et al., 2000), beispielsweise Fische, Wirbellose und ökologische Prozesse wie z.B. die Sedimentrespiration. Um die Komplexität eines Ökosystems zu erfassen, ist es immer notwendig, mehrere Indikatoren gleichzeitig zu verwenden (Dale & Beyeler, 2001). Oft benutzt werden aquatische Invertebraten (z.B. Tickner et al., 2000; Uhlmann, 2001). Diese haben jedoch folgende Nachteile: nur wenige von ihnen sind Habitatspezialisten (Smit & Gardeniers, 1986 in Van Looy et al., 2005), die Gesellschaft erachtet aquatische Invertebraten (im Gegensatz z.B. zu Fischen) als keine wichtige Tiergruppe (Innis et al., 2000), sie können an Orte verdriftet werden, die ihren Habitatansprüchen nicht entsprechen (Manderbach & Hering, 2001), und sie beschränken sich nur auf den aquatischen Bereich der Aue. Vertebraten als Indikatoren haben hingegen den Nachteil, dass sie oft natürlicherweise räumlich und zeitlich stark variieren und somit durch eine Absenz einer Art keine wesentlichen ökologischen Schlüsse gezogen werden können (Innis et al., 2000). Auch die Vegetation oder das Abflussregime werden als Indikatoren gebraucht, letzteres kann jedoch wenig über die Auswirkungen auf die Biologie des Flusses aussagen. Das BUWAL (1998a) schliesslich setzt vor allem auf morphologische Parameter wie die Sohlenbreite, die Variabilität der Wasserspiegelbreite oder die Verbauung des Ufers und der Sohle. Hier beschränkt sich die Aussagekraft jedoch auf abiotische Flussmerkmale.

Um Auswirkungen von hydrologischen und morphologischen Eingriffen auf die Ökologie eines Flusses inklusive der terrestrischen Bereiche beurteilen zu



können, eignet sich die Untersuchung der Artenzahl und Abundanz der auf Kiesbänken¹ lebenden Arthropoden (z.B. Maiolini et al., 1998; Greenwood et al., 1995; Siepe, 1985; Rainio & Niemelä, 2003). Die häufigsten kiesbewohnenden Tiere sind Laufkäfer, Kurzflügelkäfer, Spinnen (Smit et al., 1997) und Ameisen (Tockner et al., 2004).

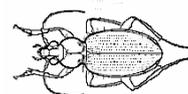
Laufkäfer haben auf Kiesbänken eine hohe Abundanz und Artenzahl und sind meist stark an ein bestimmtes Habitat gebunden (Andersen, 1970; Talvi, 1995). Sie reagieren deshalb stärker als andere Invertebraten auf Umweltveränderungen (Šustek, 1994 in Boscaini et al., 2000) und eignen sich dadurch als Indikatororganismen. Auch praktische Gründe sprechen für die Verwendung von Laufkäfern als Indikatoren. Sie können einfach gesammelt werden und sind gut bestimmbar (Talvi, 1995). Des Weiteren ist in einem so dynamischen Ökosystem, wie einer Flussaue, die Wiederbesiedlungskapazität ein wichtiges Merkmal für Kiesbankbewohner. Verschiedene Laufkäfer können neu entstandene Habitate sehr rasch wieder besiedeln (Günther & Assmann, 2005; Bonn & Ziesche, 2000). Dies geschieht auf dem Luftweg, durch Anschwemmung oder durch Wanderung (Plachter, 1986). Aber nicht alle Laufkäfer können sich gleich gut ausbreiten. Laufkäfer eignen sich also auch deshalb als Indikatoren, weil sie unterschiedliche Ausbreitungs- und Kolonisierungsstrategien haben (Stork, 1990 in Van Looy et al., 2005) und somit unterschiedlich auf häufige Störungen reagieren.

Im Vergleich zu Laufkäfern werden Kurzflügelkäfer weniger häufig als Indikatoren verwendet (Eyre et al., 2001). Einige Autoren sprechen sich dafür aus, dass Kurzflügelkäfer in die Bioindikation² mit eingeschlossen werden sollen, weisen aber darauf hin, dass hierfür noch zu wenig über die Verbreitung und Lebensweise der Kurzflügelkäfer bekannt ist (Schatz, 1996; Manderbach, 1998).

Ob Spinnen als Indikatoren für die ökologische Integrität geeignet sind, ist in der Literatur umstritten. Manderbach & Hering (2001) argumentieren, dass es nur wenige kiesgebundene Spinnenarten gibt und sie somit als Indikatoren nicht geeignet sind. Dröschmeister (1994) ist davon überzeugt, dass sich Spinnen als

¹ Schotterbänke, Schotterflächen, Kiesbänke und Kiesflächen werden im Folgenden synonym gebraucht.

² Indikation anhand von Organismen



Bioindikatoren eignen werden, sobald mehr über ihre Ökologie, Verbreitung und Habitatansprüche bekannt ist.

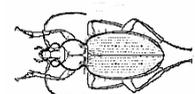


Abb. 3-1: *Pardosa lugubris* ist eine typische Spinnenart vegetationsarmer Schotterbänke. Bild: Nährig & Harms, 2003

Bell et al. (1999) weisen darauf hin, dass Abundanzen und Artenzahlen von Spinnen, verglichen mit anderen Invertebraten, im Allgemeinen hoch sind und sich deshalb als Indikatoren eignen. Die Umweltparameter müssen jedoch genügend kleinräumig aufgenommen werden. Greenwood et al. (1995) sind davon überzeugt, dass sich aus Spinnen- und Laufkäfergemeinschaften komplementäre Informationen über die Ökologie einer Aue erschliessen. In einer Untersuchung von Siepe (1985) zeigten Zwergspinnen und Wolfsspinnen eine Eignung als Indikatororganismen für Auswirkungen von hydrologischen Veränderungen. Ameisen schliesslich, eignen sich kaum als Indikatoren, da es nur wenige kiesgebundene Arten gibt (Manderbach, 1998; Manderbach & Hering, 2001).

Schotterflächen sind für die oft sehr seltenen ripicolen³ Arten der Laufkäfer, Kurzflügelkäfer und Spinnen existenziell (z.B. Boscaini et al., 2000). In ihrem natürlichen Zustand zeichnen sich Kiesbänke durch ihre hohe räumliche und zeitliche Variabilität aus. Die häufigen Störungen durch Überflutung und der daraus resultierenden Erosion setzen die biologische Sukzession immer wieder in ein früheres Stadium zurück und führen so zu einem hohen Habitatturnover und einer hohen Habitatvielfalt (Plachter, 1986). Diese Vielfalt ist ein wichtiges Charakteristikum einer Kiesbank und zeigt sich auf verschiedenen räumlichen Skalen (Bonn & Ziesche, 2000). Grosser Struktureichtum ist gleichzeitig eine

³ ripicol: an das Ufer gebunden

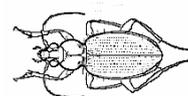


wesentliche Voraussetzung für eine hohe Vielfalt terrestrischer Arthropoden. Van Looy et al. (2005) beispielsweise, fanden in ihrer Studie einen signifikanten Zusammenhang zwischen der Habitatheterogenität und der Artenvielfalt von Laufkäfern. Obwohl Kiesflächen hauptsächlich anorganisch sind (Sadler et al., 2004), kann angespülte Biomasse, wie z.B. Totholz, für die Habitatvielfalt eine wichtige Rolle spielen und ist wesentlich für die Vernetzung und die Wiederbesiedlung von Habitaten (Plachter, 1986). Kiesflächen zeichnen sich zudem durch hohe Schwankungen in der Temperatur und der Feuchtigkeit und durch geringen Bewuchs aus (Sadler et al. 2004), was zu einer hohen Anzahl speziell angepasster Arten führt.



Abb. 3-2:
Totholzansammlung mit
dahinter entstandenem
Tümpel

Vor allem unter verstärktem Siedlungsdruck wurden im letzten Jahrhundert die meisten Gewässer kanalisiert und verbaut (BUWAL, 1998b). Damit verschwanden die Flussauen und mit ihnen die offenen Schotterflächen (z.B. Sadler et al. 2004). Obwohl eine Untersuchung von Bonn & Ziesche (2000) aufzeigte, dass einige Uferbaumassnahmen auch positive Auswirkungen auf die Artenzahl der Laufkäferfauna haben können, vermindern anthropogene Eingriffe in die Dynamik von Flussauen vielerorts die biologische Vielfalt (Kahlen, 2003). Auch an Flüssen, an welchen trotz Uferbefestigung noch Kiesflächen vorhanden sind, zeigte Paetzold (2004), dass die Artenvielfalt gegenüber morphologisch natürlichen Stellen vermindert ist. An verschiedenen Flüssen wird heute versucht, diese Entwicklung teilweise rückgängig zu machen. Diese Revitalisierungen beinhalten meist ein- oder beidseitige Aufweitungen mit Entfernung der Uferbefestigung und

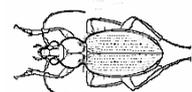


Verbreiterung des Ufers. Dabei wird versucht, die Flussmorphologie dem ursprünglichen Zustand anzugleichen. Flussrevitalisierungen werden meist mit dem Ziel durchgeführt, dem Fluss wieder mehr Raum zu lassen und ihm einen Teil seiner Dynamik wieder zu erlauben. Da auch Hochwasserereignisse für den natürlichen Zustand einer Flussaue nötig sind (z.B. Plachter, 1998), spielt das Abflussregime für den Zustand des Ökosystems eine wichtige Rolle. Die Hydrologie eines Flusses wird bestimmt durch das natürliche Abflussregime oder durch anthropogene Veränderungen. Hydrologisch beeinträchtigt wird dabei ein Fluss genannt, wenn er ein durch Kraftwerksbetrieb verändertes Abflussregime hat, das nicht mehr dem natürlichen entspricht. Dabei kann es sich um Schwall-Sunk-Betrieb⁴, um Restwassersituationen oder um Kombinationen von beidem handeln. In unserer Studie wurden vor allem Flüsse mit Schwall-Sunk oder Schwall-Sunk-ähnlicher Beeinträchtigung untersucht. Die Dynamik der Kiesbankbildung und die Vegetationsentwicklungen sind von den hydrologischen Gegebenheiten abhängig (Sadler et al., 2004). Die ökologischen Auswirkungen von anthropogenen Veränderungen des Abflussregimes bestehen dabei in der Zunahme des Winterabflusses, in der Abnahme der Hochwässer und deren Intensität (Loizeau & Dominik, 2000) oder sogar im Wegfallen von systemerhaltenden, geschiebeführenden Hochwässern (Plachter, 1998).

Die veränderte Hydrologie hat Auswirkungen auf die Arthropoden. Manderbach & Reich (1995) führen die in ihrer Studie festgestellten Veränderungen in der Laufkäferzusammensetzung unter anderem auf die veränderte Hydrologie zurück. In einer Studie von Paetzold (2004) reduzierte der Schwall-Sunk-Betrieb die Abundanzen der Spinnen und Kurzflügelkäfer.

Ein verändertes Abflussregime kann sich auch negativ auf die Morphologie von Kiesbänken auswirken. Wyzga (1996) untersuchte anthropogene Veränderungen der Morphologie und stellte fest, dass sich innerhalb von Längsverbauungen die Hochwasserfrequenzen sowie deren Intensitäten erhöhten. Es kann also davon ausgegangen werden, dass sich die Auswirkungen von Hydrologie und Morphologie gegenseitig beeinflussen.

⁴ Tägliche Abflussschwankungen durch Kraftwerksbetrieb. Künstliche Hochwässer entstehen, wenn viel Strom verbraucht wird, z.B. am Mittag. Siehe auch Abb. 10-1 im Anhang (S. A-9)



3.1 Ziel der Diplomarbeit

Das Hauptziel dieser Studie ist es, drei verschiedene Parameter daraufhin zu untersuchen, ob sie sich als Indikatoren für hydrologische und morphologische Beeinträchtigungen⁵ an Flüssen eignen. Es handelt sich dabei um die terrestrische Habitatvielfalt, das Vorkommen (Abundanz und Artenzahl) verschiedener terrestrischer Arthropoden und die Uferlänge.

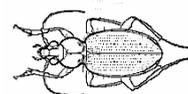
3.2 Fragen und Hypothesen

Folgende Fragen sollen erörtert werden:

- 1) Besteht ein Zusammenhang zwischen der Habitatvielfalt einer Kiesbank und der Beeinträchtigung eines Flusses?

Hypothese: Da Hochwässer unter anderem für den hohen Habitatt turnover auf einer Kiesbank verantwortlich sind (Naiman et al., 1993), nehme ich an, dass an hydrologisch unbeeinträchtigten Stellen die Habitatvielfalt höher ist als an Stellen mit Schwall-Sunk, da an den beeinträchtigten Stellen diese grossen Hochwässer nicht mehr zugelassen werden. Obwohl auch auf anthropogen entstandenen Strukturen eine hohe Anzahl an Mikrohabitaten vorkommen kann (Bonn & Ziesche, 2000), erwarte ich, dass die Kiesbänke morphologisch beeinträchtigter Flüsse monotoner sind als morphologisch natürliche Flussabschnitte. Da Aufweitungen das Aufkommen von Pionierstandorten und Ufervegetation fördern (Rohde et al., 2005), erwarte ich bei den untersuchten Revitalisierungen ähnlich hohe Habitatdiversitäten wie an morphologisch natürlichen Stellen.

⁵ In unserer Studie ist unter beeinträchtigter Morphologie ein Fluss mit ein- oder beidseitigen Uferbefestigungen zu verstehen während ein morphologisch natürlicher Fluss frei von solchen ist.



- 2) Inwiefern zeigen sich Unterschiede in den Abundanzen und Artenzahlen bestimmter terrestrischer Arthropoden in Bezug auf morphologische und hydrologische Veränderungen eines Flusses?

Hypothese für Laufkäfer:

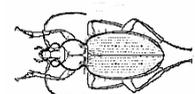
Da Überflutungen den wichtigsten ökologischen Faktor für die Artenzusammensetzung in durch regelmässige Überschwemmungen geprägten Gebieten darstellen (Zulka, 1994), erwarte ich bei natürlicher Hydrologie höhere Artenzahlen von Laufkäfern. Da Laufkäfer an häufig überschwemmten Standorten gegenüber anderen Taxa, z.B. Ameisen, durch ihre Anpassungen bevorzugt sind, erwarte ich aufgrund verminderter Konkurrenzverhältnisse aber auch höhere Laufkäferabundanzen an diesen Standorten. In einer Studie von Henkel (1999, in Rust-Dubié et al., 2006) gab es zudem deutliche Unterschiede in der Artenvielfalt und der Artenzusammensetzung der Laufkäfer zwischen naturnahen und anthropogen beeinträchtigten Gewässern. Bezüglich der Morphologie erwarte ich deshalb, dass beeinträchtigte Probenahmestellen geringere Abundanzen und Artenzahlen aufweisen als natürlich belassene Flussabschnitte. Unter der Annahme, dass die Habitatdiversität die Artenzahl der Laufkäfer positiv beeinflusst (van Looy et al., 2005), erwarte ich an revitalisierten Stellen, welche fast ebenso hohe Habitatdiversitäten wie natürliche Flussauen aufweisen (Rohde et al., 2005), ähnlich hohe Artenzahlen wie an intakten Flussabschnitten.

Hypothese für Kurzflügelkäfer:

In einer Studie von Kunze & Kache (1998) wurden an häufig überschwemmten Standorten mehr Individuen und Arten kleiner Kurzflügelkäfer gefunden. Ich erwarte bezüglich Hydrologie deshalb Unterschiede in der Artenzusammensetzung, nicht unbedingt aber in der Artenvielfalt. In derselben Studie wurde die Heterogenität der Habitatstrukturen als ausschlaggebend für hohe Artenvielfalt genannt. Da ich von einer heterogeneren Landschaft bei natürlicher Morphologie ausgehe, nehme ich an, dass auch Kurzflügelkäfer positiv auf natürliche Morphologie reagieren.

Hypothese für Spinnen:

In einer Studie von Bonn et al. (2002) reagierten Spinnen vor allem auf Unterschiede in der Habitatstruktur und weniger auf die Überflutungshäufigkeit.



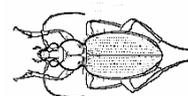
Auch Ellis et al. (2001) gehen davon aus, dass andere Faktoren als die Hydrologie die Spinnenzusammensetzung bestimmen. Ich erwarte deshalb, dass die Morphologie einen höheren Einfluss auf die Artenzahlen, Artenzusammensetzung und Abundanzen der Spinnen hat, als die Hydrologie. Greenwood et al. (1995) unterstützen diese These. Spinnen können nach Greenwood et al. (1995) zwischen unterschiedlichen Habitaten unterscheiden und Begradigungen wirken sich demnach negativ auf die Spinnenzusammensetzung aus. In einer Studie von Smit et al. (1997) veränderten sich jedoch die Artenzahlen nicht eindeutig in Abhängigkeit zum Verbauungsgrad. Ich erwarte also geringe Unterschiede zwischen natürlicher und beeinträchtigter Hydrologie.

Hypothese für Ameisen:

Da Plachter (1998) darauf hinweist, dass Ameisen eher an Ufern vorkommen welche selten von grossen Hochwässern betroffen sind, erwarte ich mehr Ameisen an hydrologisch beeinträchtigten Flüssen. Manderbach (1998) schreibt, dass ufernahe Gebiete für Ameisen nicht als Neststandort in Frage kommen und sie somit keine Ansprüche an die Uferhabitate stellen. Folglich erwarte ich keinen Einfluss der Morphologie auf die Ameisenabundanz.

3) Können anhand von Diversitätsindizes und Abundanzmodellen Aussagen über die morphologischen und hydrologischen Beeinträchtigungen gemacht werden?

Hypothese: Da der Diversitätsindex Alpha nach Fisher et al. (1943, in Magurran, 1991) relativ unabhängig vom Umfang der Probenahme gute Resultate liefert und sich eignet verschiedene Probenahmestellen voneinander zu unterscheiden (Magurran, 1991), erwarte ich von diesem Index schlüssige Aussagen bezüglich der Hydrologie und Morphologie. Da anhand der Abundanzmodelle Aussagen über das Stadium der Sukzession gemacht werden können, erwarte ich an hydrologisch beeinträchtigten Flussabschnitten, wo geschiefeführende Hochwässer entfallen, spätere Sukzessionsstadien zu finden als an hydrologisch intakten Stellen.



4) Besteht ein Zusammenhang zwischen der Artenvielfalt und der Habitatdiversität?

Hypothese: Van Looy et al. (2005) zeigten, dass Veränderungen in der Artenzusammensetzung der Laufkäfer durch Begradigungen, aber auch durch positive Einflüsse, wie Aufweitungen, auf die durch diese Eingriffe veränderten Habitatstrukturen zurückzuführen sind. Auch die Kurzflügelkäfer reagierten in einer Studie von Eyre et al. (2001) auf die Habitatstrukturen, vor allem auf die Vegetation und die Korngrößen. Ich gehe demnach von einem positiven Zusammenhang zwischen der Habitatvielfalt und der Artenzahl der terrestrischen Arthropoden aus.

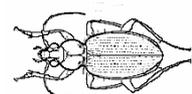
5) Welche Habitate sind bezüglich bestimmter taxonomischer Gruppen besonders artenreich oder artenarm?

Hypothese: Bei den Laufkäfern erwarte ich vor allem viele Arten und Individuen auf den vegetationsfreien, unkolmatierten Kiesbänken, da viele Laufkäfer auf diese Bereiche spezialisiert sind (Marggi, 1992). Die Kurzflügelkäfer erwarte ich ebenfalls auf vegetationsfreien Flächen, jedoch an Stellen mit feineren Korngrößen, da Eyre et al. (2001) nur wenige Kurzflügelkäfer-Arten auf Habitaten mit wenig oder keinem Sand gefunden haben. Hohe Spinnenabundanzen erwarte ich auf Habitaten mit Vegetationsbedeckung, ripicole Spinnen aber auch auf vegetationsfreien Kiesflächen. Ameisen schliesslich erwarte ich vor allem an erhöhten, selten überfluteten Stellen der Kiesbank sowie in Gehölzvegetation.

6) Gibt es Unterschiede zwischen den verschiedenen Beeinträchtigungskategorien bezüglich der Habitatbindung und der Gefährdung der Arten?

Hypothese: Bei den Lauf- und Kurzflügelkäfern erwarte ich aufgrund früherer Untersuchungen (z.B. Manderbach & Hering, 2001; Schatz, 1996) einen hohen Anteil stenök⁶-ripicoler Arten. Dies vor allem an morphologisch unbeeinflussten Stellen, da diese tendentiell eher breitere Kiesbänke und somit weniger aus anderen Habitaten zuwandernde Arten aufweisen. Da es nur wenige ripicole

⁶ stenök: nur in einem Lebensraum zu finden



Spinnen gibt (Manderbach, 1998), erwarte ich mehr euryöke⁷ Arten oder Arten anderer Lebensräume. Ob und wie sich darauf die Hydrologie und die Morphologie auswirken, kann ich nicht voraussagen. Kahlen (1995, in Schatz, 1996) nennt die groben Ufersedimente als wichtige Lebensräume für gefährdete Käferarten. Da diese an morphologisch natürlichen Flussabschnitten häufiger vorkommen und bei Schwall-Sunk das Lückenraumsystem verloren geht, nehme ich an, dass an hydrologisch-morphologisch intakten Flussabschnitten am meisten seltene und gefährdete Käferarten vorkommen. Auch Eyre et al. (2001) fanden seltene und gefährdete Kurzflügelkäfer-Arten vor allem an Flüssen welche morphologisch und hydrologisch unbeeinträchtigt sind. Über die Gefährdung der Spinnen in der Schweiz ist wenig bekannt. Ich vermute aber, dass analog zu den ripicolen Käfern, mehr gefährdete ripicole Spinnenarten an hydrologisch-morphologisch intakten Stellen vorkommen.

7) Zeigen sich zwischen den verschiedenen beeinträchtigten Flüssen Unterschiede in den Uferlängen?

Hypothese: Da die Uferlänge die morphologische Komplexität eines Flussabschnittes widerspiegelt (Tockner, 2005), erwarte ich an morphologisch natürlichen sowie revitalisierten Abschnitten im Durchschnitt längere Uferlinien. Bezüglich der Hydrologie erwarte ich keine Unterschiede.

8) Gibt es Unterschiede in den Abundanzen der terrestrischen Arthropoden zwischen Kiesinseln und uferbildenden Kiesbänken?

Hypothese: Da sie vom Ufer her einfacher erreicht werden können, erwarte ich, auf uferbildenden Kiesbänken mehr Individuen zu finden als auf Kiesinseln. Einen starken Unterschied erwarte ich vor allem bei den Ameisen, da deren Ausbreitungskapazitäten im Vergleich zu Laufkäfern, Kurzflügelkäfern und Spinnen gering sind (Plachter, 1998).

⁷ euryök: unspezifisch, in verschiedenen Lebensräumen zu finden

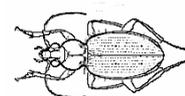


4 Material und Methoden

Um die Eignung der drei Parameter (terrestrische Habitatvielfalt, Vorkommen terrestrischer Arthropoden, Uferlänge) als Indikatoren zu überprüfen, wurden sechs verschiedene Kombinationen unterschiedlich morphologisch und hydrologisch beeinträchtigter Flüsse bzw. Flussabschnitte untersucht (Tab. 4-1). Als Grundlage wurde das Konzept von Paetzold (2004) verwendet und erweitert. Um die Wirkung von Revitalisierungen auf die Habitatvielfalt und die Artenvielfalt zu untersuchen, wurde bei der Morphologie die Kategorie „revitalisiert“ hinzugefügt. Pro Kategorie wählten wir drei Untersuchungsstellen an mindestens zwei Flüssen (Tab. 4-1). Die Geographische Lage der Probenahmestellen ist in Abb. 4-1 und Abb. 4-2 ersichtlich.

Tab. 4-1: Forschungskonzept und Probenahmestellen. Die Zahl hinter den Flussabschnitten bezeichnet die Anzahl untersuchter 100m-Abschnitte.

	Natürliche Hydrologie	Beeinträchtigte Hydrologie	
Natürliche Morphologie	Tagliamento (Pinzano) 8	Vorderrhein (Ilanz) 4	
	Tagliamento (Straccis) 8	Rhein (Landquart) 4	
	Sense (Plaffeien) 4	Rhone (Pfywald) 4	
Beeinträchtigte Morphologie	Töss (Freienstein) 3	Rhein (Bad Ragaz) 4	
	Thur (Gütighausen) 4	Rhone (Chippis) 3	<i>Konzept Paetzold (2004)</i>
	Thur (Kleinandelfingen) 4	Rhone (Riddes) 4	
Revitalisiert	Thur (Schaffäuli) 4	Moesa (Lostallo) 4	
	Thur (Üesslingen) 4	Moesa (Grono) 4	<i>zusätzliche Probenahmestellen</i>
	Emme (Aefligen) 4	Rhein (Felsberg) 4	



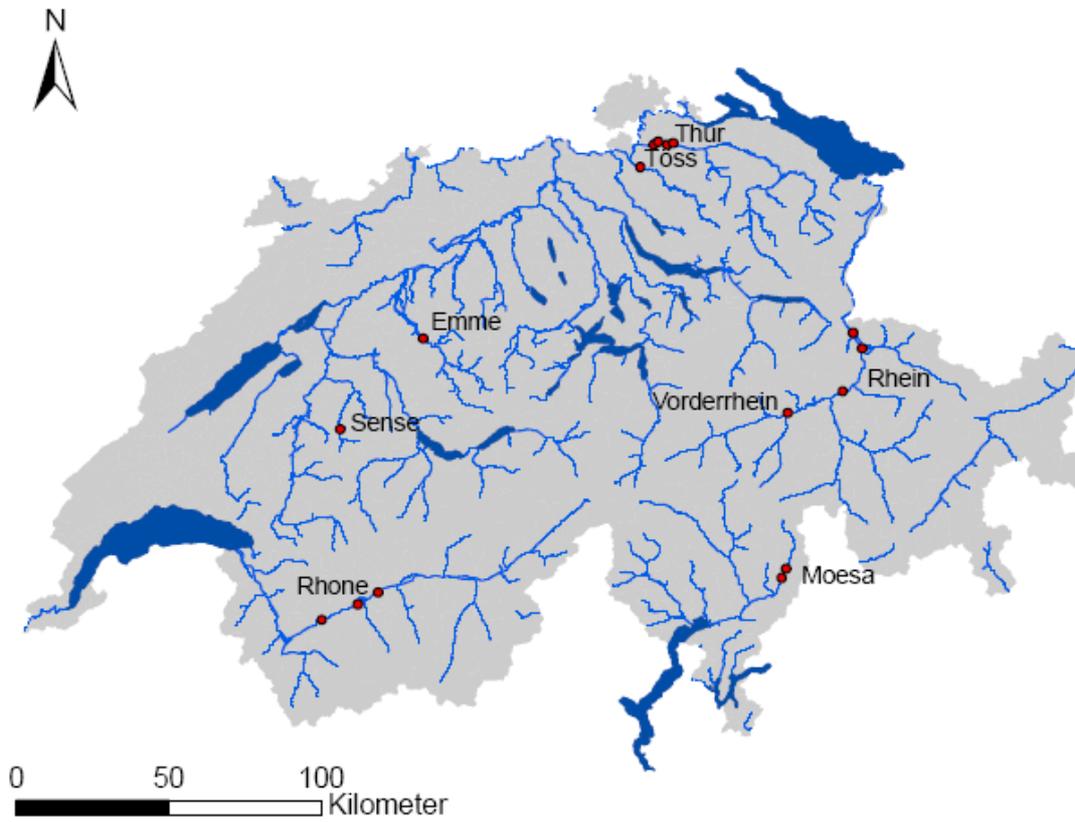


Abb. 4-1: Karte der Probenahmestellen in der Schweiz. Vector200 © 2003 Swisstopo

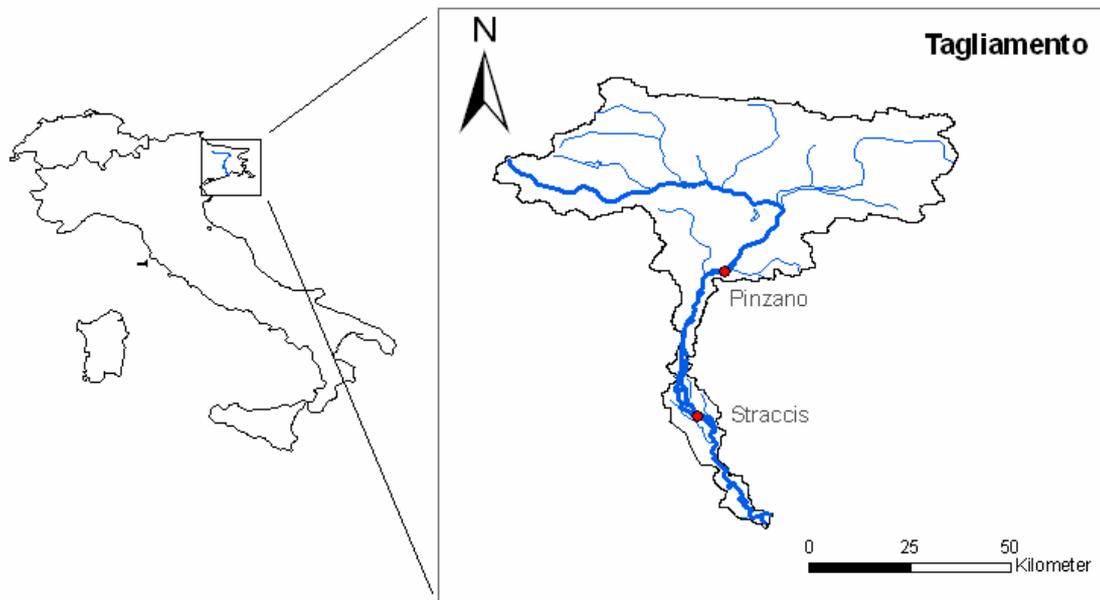


Abb. 4-2: Karte der Probenahmestellen am Tagliamento in Italien. Digital Chart of the World © ESRI 1997



Verschiedene Kennzahlen der untersuchten Flüsse und Einzelheiten zu den Aufweitungen sind in Tab. 4-2 bzw. Tab. 4-3 beschrieben.

Tab. 4-2: Charakteristika der untersuchten Flüssen. MQ: mittlerer jährlicher Abfluss, HQ₅₀: Abfluss bei 50-jährlichem Hochwasser, HQ₁₀₀: Abfluss bei 100-jährlichem Hochwasser

Gewässer	Messstation	Abfluss			Einzugsgebiet		Fluss- ordnungs- zahl (Strahler)
		MQ [m ³ /s]	HQ ₅₀ [m ³ /s]	HQ ₁₀₀ [m ³ /s]	Fläche (km ²)	mittlere Höhe (m)	
Tagliamento	Pinzano	90	3500	4300	2580	1000	7
Sense	Thörishaus	8.6	334	380	352	1068	6
Thur	Andelfingen	47	1002	1073	1696	770	7
Emme	Emmenmatt	11.9	k.A.	k.A.	443	k.A.	7
Töss	Neftenbach	7.8	248	272	342	650	6
Moesa	Lumino	21.2	591	638	471	1662	5
Rhone	Sion	112	807	884	3349	2310	7
Vorderrhein	Ilanz	33.1	705	789	776	2020	7
Alpenrhein	Domat/Ems	116	1481	1605	3229	2020	8

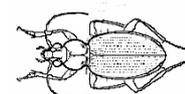
Tab. 4-3: Einzelheiten zu den untersuchten Revitalisierungen (Informationen aus www.rivermanagement.ch).

Aufweitung		Länge	Besonderes
Thur	Schaffäuli	über 1500 m	beidseitig; Sicherung der Ufer z.T. mit Lebendverbau ⁸
Thur	Üesslingen	250 m + 360 m	einseitig bzw. wechselseitig
Emme	Aefligen	530 m	zweiseitig, Modellierung von Inseln
Moesa	Grono	600 m	zweiseitig
Moesa	Lostallo	600 m	einseitig, Modellierung von Inseln, Bühnen
Rhein	Felsberg	520 m	einseitig, Ufersicherung durchgehend

4.1 Datenaufnahme

Die Probenahme erfolgte über den Zeitraum von Ende März bis Anfang Juni 2006. An den Probenahmestellen wurden jeweils vier 100m-Abschnitte zufällig ausgewählt und beprobt. Ausnahmen bildeten die Rhone bei Chippis und die

⁸ Uferbefestigung mit natürlichen Materialien



Töss mit je nur drei Abschnitten. Bei diesen Flüssen reichten die Kiesflächen für vier 100m-Abschnitte nicht aus. Am Tagliamento wurden pro Probenahmestelle je acht 100m-Abschnitte beprobt um seiner räumlichen Ausdehnung gerecht zu werden.

Die Kiesbänke wurden auf den 100m-Abschnitten nach verschiedenen Kriterien (Korngrößen, Neigung, Bedeckungsgrad mit Vegetation, Bedeckungsgrad mit totem organischen Material, innere Kolmation⁹) in Habitate unterteilt. Die genaue Abgrenzung der Habitate ist im Anhang (Seite A-2) aufgeführt. An 20 zufällig gewählten Punkten entlang der 100m-Abschnitte wurden danach die Habitate detailliert charakterisiert. Diese Parameter wurden später am Computer dazu verwendet, die im Gelände eingeteilten Habitate zu verifizieren.

Die Substratgrößen wurden prozentual angegeben. Dazu gehörten auch jene Anteile, die von Vegetation, CPOM¹⁰, Algen oder Erde bedeckt waren (Tab. 4-4). Die Innere Kolmation wurde nach Schälchli (2002) in fünf Kategorien eingeteilt: keine, schwache, mittlere, starke und vollständige Kolmation.

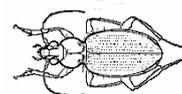
Tab. 4-4: Aufteilung der Substratgrößen

Substratgrößen		
1) Megalithal >40 cm	5) Akal 2mm-2cm	8) Vegetation
2) Makrolithal 20-40 cm	6) Psammal 6µm-2mm	9) CPOM
3) Mesolithal 6-20 cm	7) Agryllal < 6µm	10) Erde
4) Mikrolithal 2-6 cm		11) Algen

Die Neigung wurde in fünf Kategorien von flach bis sehr steil und die Feuchtigkeit in 3 Kategorien mit trocken, feucht und nass, eingeteilt. Die Beschattung wurde in Prozent beschattete Fläche angegeben. Die Substratheterogenität wurde geschätzt, dabei miteinbezogen wurden die Korngrößen und die Anteile an Vegetation, da diese für die terrestrischen Arthropoden eine wichtige Rolle spielen

⁹ Verfestigung des Substrates durch Feinmaterial

¹⁰ grobes organisches Material



(z.B. Bell et al., 1999). Die Temperatur an den Probenahmestellen wurde mit drei Vemco Miniloggern während des Aufenthalts kontinuierlich gemessen.

Das Aufsammeln der terrestrischen Arthropoden in den verschiedenen Habitaten erfolgte mit Hilfe von Exhaustern und Federstahlpinzetten. Die jeweilige Habitatgrösse bestimmte, wie viel der insgesamt 24 Minuten in den einzelnen Habitaten gesammelt wurden. Vom Ufer her wurden die ersten 3m berücksichtigt.



Abb. 4-3: Illustration zur Messung der Uferlänge

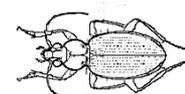
Entlang der 100m-Abschnitte wurde die Uferlinie mit einem differentiellen GPS¹¹-Gerät (Trimble TSC 1) kartiert (Abb. 4-3).

4.2 Laboranalysen

Die in Alkohol konservierten Tiere wurden wie folgt bestimmt:

- Spinnen (*Aranae*) je nach Altersstadium auf die Art oder Gattung sowie Opiliones auf die Ordnung (Bestimmung durch A. Stäubli)
- Kurzflügelkäfer (*Staphylinidae*) auf die Art (Bestimmung mit Freude et al., 1964 und Freude et al., 1974; Taxonomie nach Assing & Schülke, 2001)

¹¹ Global Positioning System



- Laufkäfer (*Carabidae*) auf die Art (Bestimmung und Taxonomie: Freude et al., 2004)
- Andere Käfer sowie Ameisen (*Formicidae*) und Saftkugler (*Glomeridae*) auf die Familie (Bestimmung und Taxonomie: Chinery, 2002)
- Andere Insekten auf die Ordnung oder Unterordnung; Ausnahme: Springschwänze (*Collembola*) auf die Klasse (Bestimmung und Taxonomie: Chinery, 2002)

4.3 Datenanalyse

Die im Feld eingeteilten Habitate wurden anhand der geschätzten Parameter verifiziert. Folgende Definition ist für die weitere Analyse zu beachten: In dieser Studie wird unterschieden zwischen Habitatabundanz (Anzahl aufeinander folgender Habitate des 100m-Abschnittes) und Habitatdiversität (Anzahl unterschiedlicher Habitate pro 100m-Abschnitt). Ein Abschnitt auf dem abwechselungsweise die Habitate A und B vorkommen, z.B. ABAB, hat die Habitatabundanz 4 und die Habitatdiversität 2.

Der Vergleich der Habitatdiversitäten erfolgte mit einer zwei-Weg ANOVA¹². Bei der Analyse der Abundanzen der Arthropoden wurde der zwei-Weg ANOVA eine retrograde Regressionsanalyse vorgeschoben. So konnten Effekte auf die Abundanzen ausfindig gemacht werden, welche weder von der Hydrologie noch von der Morphologie des Gewässers ausgehen. Diese Faktoren, z.B. Substratfeuchte oder Neigung, wurden dann als Kovariablen in die zwei-Weg Varianzanalysen mit einbezogen. Die Standardisierung für diese Analysen erfolgte, indem die Abundanzen der einzelnen Habitate auf 100m aufgerechnet wurden.

Diese Standardisierung ist für Diversitäten jedoch nicht gültig, da die Diversität nicht linear mit der Länge des beprobten Habitats zunimmt. Für die Diversitäten konnten deshalb nicht die Daten der einzelnen Habitate, sondern nur jene pro 100m-Abschnitt verwendet werden. Dies ist der Grund, weshalb für die

¹² Analysis of Variance, Varianzanalyse



Diversitäten die Habitatparameter nicht in die Varianzanalysen miteinbezogen werden konnten.

Alle Zählraten (Habitate, Diversitäten und Abundanzen) wurden vor der Analyse wurzel-transformiert (Krebs, 1999) Uferlängen und Temperaturen wurden log-transformiert (Liesch, persönlicher Kommentar) um die Annahmen der ANOVA zu erfüllen. Statistische Signifikanz wurde bei einem α -Wert kleiner als 0.05 angenommen.

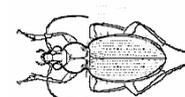
Der Diversitätsindex Alpha nach Fisher et al. (1943, in Magurran, 1991) wurde berechnet sowie der Jackknife für die verschiedenen Beeinträchtigungskategorien. Des Weiteren wurden Abundanzmodelle für die verschiedenen Flussabschnitte berechnet. Für diese Analysen wurden die untransformierten Daten aller auf die Art bestimmten Tiere verwendet. Die Berechnungen erfolgten mit dem Programm Species Diversity and Richness (Version 4, Seaby & Henderson, 2006).

Um die Arthropodendiversitäten in den Habitaten sinnvoll untersuchen zu können, wurden die Habitate mittels einer Clusterzentrenanalyse in Gruppen unterteilt. Mittels einer linearen Regression wurde der Zusammenhang zwischen der Habitatdiversität und den Artenzahlen der verschiedenen Taxa untersucht.

In einem weiteren Schritt wurden die Arten nach Habitatbindung in vier Kategorien unterteilt (abgeändert nach Manderbach, 1998): stenök-ripcole Arten, Arten des Offenlandes, euryöke Arten und Arten vegetationsreicher Lebensräume (für Laufkäfer: Marggi 1992, Manderbach 1998, Kahlen 2003, Schatz et al. 2003; für Kurzflügelkäfer: Dr. Irene Schatz (persönliche Kommentare); für Spinnen: Maurer & Hänggi 1990, Dröschmeister 1994, Steinberger 2004, Nährig & Harms 2003, Hänggi et al. 1995).

Die Kurzflügelkäfer wurden in Gilden analysiert (Schatz et al., 2003; Schatz, 2004). Die Betrachtung mit Gilden hat den Vorteil, dass verschiedene Flüsse verglichen werden können, ohne dass biogeographische Unterschiede die Resultate verfälschen (Schatz, 2004).

Die Informationen zur Gefährdung der Laufkäfer in der Schweiz wurden Marggi (1992) entnommen. Die Gefährdung von Kurzflügelkäfern in der Schweiz ist nicht bekannt und wurde aufgrund von Arbeiten aus Bayern, Nordtirol und Südtirol für



die Schweiz abgeschätzt. Auch bei den Spinnen existiert keine Literatur zur Gefährdung in der Schweiz. Es wurden Artwerte nach Pozzi et al. (1998) und Hänggi (1987) verwendet, welche die Seltenheit und die Habitatbindung der Arten miteinbeziehen. Niedrige Artwerte entsprechen häufigen, eher unspezifischen Arten während hohe Artwerte auf seltene und stenotope¹³ Arten hinweisen. Im Gegensatz zu Gefährdungsangaben in Form von Roten Listen sind diese Artwerte für die Schweiz vorhanden.

Die Uferlängen wurden mit dem Programm ArcGIS (ArcView 9, Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, California, USA) aus den gespeicherten Daten berechnet. Auch hier erfolgte der Vergleich der Uferlängen zwischen den verschiedenen beeinträchtigten Kategorien mit einer zwei-Weg ANOVA.

Alle ANOVA-Analysen, die lineare Regression sowie die Clusterzentrenanalyse erfolgten mit SPSS (Version 13.0/SPSS Inc., Illinois, USA). Die Karte mit den Probenahmestellen wurde mit ArcGis (ArcView 9, Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, California, USA) erstellt.

¹³ stenotop: nur in einem Habitat vorkommend



5 Resultate

5.1 Terrestrische Habitatdiversität

In Tabelle 5-1 sind die 19 Habitate ersichtlich, welche für die weitere Untersuchung unterschieden wurden. Nur an sechs der 78 untersuchten 100m-Abschnitte gab es Unterschiede zwischen der Habitatdiversität und der Habitatabundanz. Im weiteren wird deshalb nur die Habitatdiversität betrachtet.

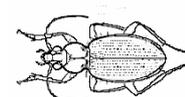
Tab. 5-1: Charakterisierung der 19 Habitate¹⁴.

Habitatbeschriebe	
A	Feinkies, flach, nicht kolmatiert
B	Feinkies, flach, kolmatiert
C	mittlere Korngrößen, flach, nicht kolmatiert
D	mittlere Korngrößen, flach, kolmatiert
E	grobe Korngrößen, flach, nicht kolmatiert
F	grobe Korngrößen, flach, kolmatiert
G	Feinkies, steil, nicht kolmatiert
H	Feinkies, steil, kolmatiert
I	mittlere Korngrößen, steil, nicht kolmatiert
K	grob, steil, nicht kolmatiert
L	grobe Korngrößen, steil, kolmatiert
M	Feinkies, flach, nicht kolmatiert
N	mittlere Korngrößen, flach, nicht kolmatiert
O	mittlere Korngrößen, flach, kolmatiert
P	mittlere Korngrößen, steil, nicht kolmatiert
Q	mittlere Korngrößen, steil, kolmatiert
R	grobe Korngrößen, steil, nicht kolmatiert
S	Gehölzvegetation
T	Blockwurf, mit oder ohne Vegetation

abiotische Habitate

biotische Habitate mit
Vegetation oder totem
organischem Material

¹⁴ siehe auch Habitatbeschriebe mit Foto im Anhang



Am meisten Habitats wurden bei hydrologisch-morphologisch intakt (16 von insgesamt 19 Habitats), und am wenigsten bei natürlicher Hydrologie aber beeinträchtigter Morphologie (5 Habitats) gefunden (Tab. 5-2). An revitalisierten und morphologisch beeinträchtigten Abschnitten gab es unter Schwall-Sunk mehr Habitats als bei natürlicher Hydrologie.

Tab. 5-2: Habitatdiversität total und pro 100m (Mittelwert \pm SD, $11 \leq n \leq 20$) in den verschiedenen Beeinträchtigungskategorien.

	Natürliche Hydrologie		Beeinträchtigte Hydrologie	
	total	pro 100m	total	pro 100m
Morphologisch intakt	16	2.60 \pm 0.82	11	2.25 \pm 0.75
revitalisiert	10	2.08 \pm 0.79	14	2.42 \pm 0.90
Morphologisch beeinträchtigt	5	1.64 \pm 0.81	10	1.82 \pm 0.87

Die Morphologie hatte einen signifikanten Effekt auf die Habitatdiversität ($F_{2,72}=5.429$, $P=0.004$), wobei die Uferlängen an Stellen natürlicher Morphologie signifikant länger waren als an Stellen mit Uferbefestigung. Weder zwischen Revitalisierungen und Stellen mit beeinträchtigter Morphologie noch zwischen morphologisch intakten und revitalisierten Stellen gab es einen signifikanten Unterschied. Die Hydrologie beeinflusste die Uferlänge nicht signifikant.

5.2 Arthropoden

An neun Flüssen wurden insgesamt 7.8 km Uferstrecke beprobt und dabei 1567 Tiere gesammelt. Davon waren 1169 (74.6%) Käfer, 169 (10.8%) Ameisen, 147 (9.4%) Spinnen und 85 Individuen aus anderen Ordnungen (5.4%). Von den Käfern waren 952 (81.6%) Laufkäfer (Carabidae) und 200 (17.2%) Kurzflügelkäfer (Staphylinidae). Den überwiegenden Anteil der Spinnen stellten die Wolfsspinnen (Lycosidae) mit 118 (80.3%) von 147 Individuen (Tab. 5-3).

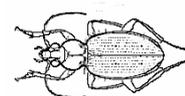


Tab. 5-3: Gesamtzahl (gepoolte Daten) an Individuen aller Taxa.¹⁵

Total Coleoptera	1169
Carabidae	952
Staphylinidae	200
Elateridae	10
Curculionidae	2
Anthicidae	2
Scarabaeidae	1
Total Araneae	147
Lycosidae	118
Linyphiidae	8
Gnaphosidae	7
Tetragnathidae	4
Clubionidae und Araneidae	je 3
Dictynidae und Thomisidae	je 1
Weitere Taxa:	254
Formicidae	169
Heteroptera	37
Plecoptera	17
Diptera adult	15
Opiliones	7
Glomeridae	5
Auchenorrhyncha	2
Collembola	1
Ephemeroptera adult	1

Bei der Regressionsanalyse der Abundanzen wurden zunächst folgende Variablen eingeschlossen: Hydrologie, Morphologie, Temperatur, Feuchtigkeit, Substratheterogenität und Beschattung. Die retrograde Regressionsanalyse (Tab. 10-1 im Anhang) zeigte, dass die Substratheterogenität einen positiven Einfluss auf die Gesamtabundanz, die Kurzflügelkäfer- und Spinnenabundanz hat. Zusätzlich wurde die Spinnenabundanz von der Substratfeuchte negativ und die Ameisenabundanz von der Beschattung positiv beeinflusst. Diese Faktoren wurden, sofern sie bezüglich der Zielvariablen signifikant reagierten, in der Varianzanalyse ANOVA als Kovariablen eingegeben.

¹⁵ für die deutschen Begriffe siehe Glossar im Kapitel 9, S. 75



5.2.1 Gesamtabundanz

Am meisten Tiere wurden bei hydrologisch natürlichen, aber morphologisch beeinträchtigten Flüssen gefunden (durchschnittlich 36 Individuen pro 100m-Abschnitt). Ähnlich hoch waren die Abundanzen an revitalisierten Stellen mit Schwall-Sunk-Betrieb (durchschnittlich 33.5 Individuen pro 100m-Abschnitt). Am geringsten waren die Abundanzen bei hydrologisch beeinträchtigten (Schwall-Sunk) Stellen mit natürlicher Morphologie (9.3 Individuen pro 100m-Abschnitt) (Abb. 5-1).

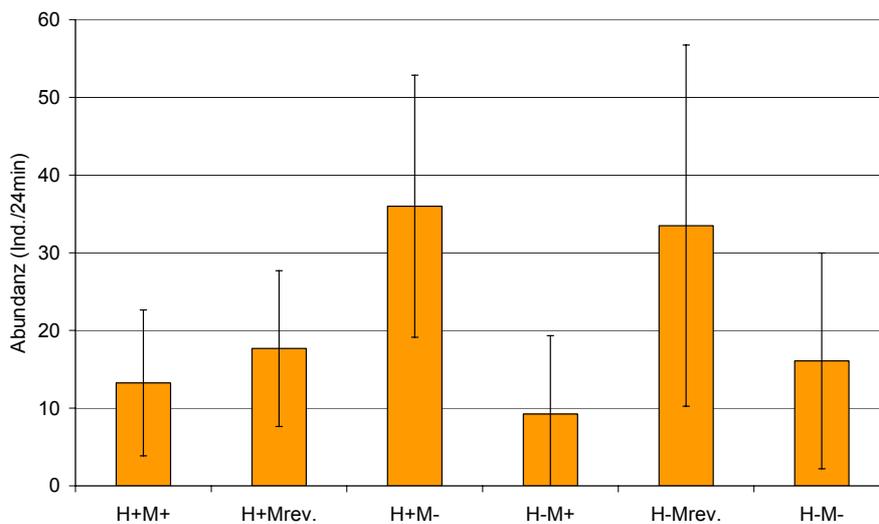
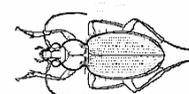


Abb. 5-1: Gesamtabundanzen in den verschiedenen Beeinträchtigungskategorien (Mittelwert \pm SD, $11 \leq n \leq 20$)

Die Gesamtabundanz reagierte auf die Morphologie ($F_{2,189.1}=13.32$, $P<0.001$), nicht jedoch auf die Hydrologie ($F_{1,189.1}=2.66$, $P=0.104$) signifikant. Unter natürlicher Hydrologie wurden an morphologisch beeinträchtigten Standorten mehr Individuen gefunden als an natürlichen oder revitalisierten Ufern. Bei Schwall-Sunk zeigten revitalisierte Stellen maximale Abundanz während natürliche Stellen am wenigsten Individuen hatten. Die Substratheterogenität zeigte bei der ANOVA einen positiven signifikanten Einfluss auf die Gesamtabundanz ($F_{1,189}=5.23$, $P=0.023$). (Abb. 5-2)



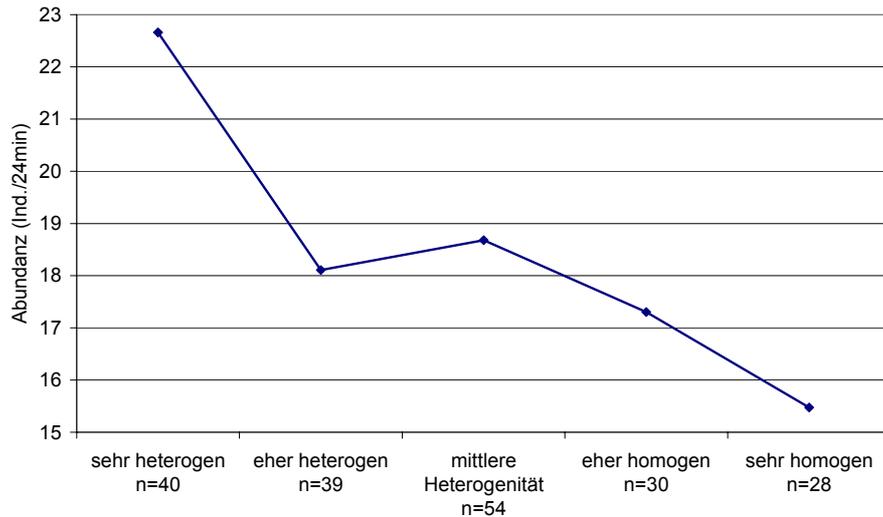


Abb. 5-2: Gesamtabundanz in Abhängigkeit der Substratheterogenität (Mittelwert, $28 \leq n \leq 54$)

5.2.2 Gesamtdiversität

Die Gesamtdiversität (Laufkäfer, Kurzflügelkäfer und Spinnen) zeigte ein ähnliches Bild: Hydrologisch beeinträchtigte, revitalisierte Stellen waren mit durchschnittlich 8.25 Arten pro 100m-Abschnitt am artenreichsten. Am artenärmsten waren Stellen mit natürlicher Morphologie und beeinträchtigt Hydrologie (2.1 Arten pro 100m-Abschnitt). (Abb. 5-3)

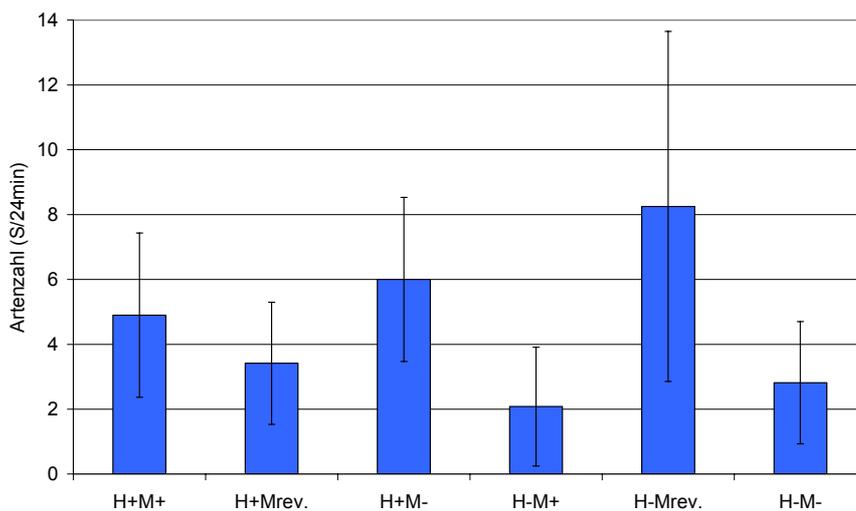
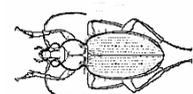


Abb. 5-3: Gesamtartenzahlen in den verschiedenen Beeinträchtigungskategorien (Mittelwert \pm SD, $11 \leq n \leq 20$).



Weder die Hydrologie ($F_{1,72}=2.12$, $P=0.150$) noch die Morphologie ($F_{1,72}=3.06$, $P=0.053$) wirkten sich signifikant auf die Gesamtdiversität aus. Bei natürlicher Hydrologie waren begradigte Stellen am artenreichsten während revitalisierte Stellen die geringsten Diversitäten zeigten. Bei Schwall-Sunk hingegen waren die revitalisierten Stellen am artenreichsten und die morphologisch intakten am artenärmsten.

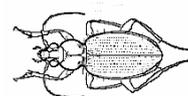
Im Vergleich zwischen Abundanzen und Diversitäten sieht man, dass obwohl an hydrologisch-morphologisch intakten Flussabschnitten eher geringe Abundanzen gefunden wurden, die Diversitäten aller Taxa in dieser Kategorie hoch sind. Im Gegensatz dazu findet man an H+M- Stellen sehr viele Individuen, jedoch nur durchschnittlich viele Arten. (Abb. 5-4)

5.2.3 Laufkäfer

Die grösste Abundanz wurde an morphologisch beeinträchtigten Stellen mit natürlicher Hydrologie (31.1 Tiere pro 100m-Abschnitt), die geringste Abundanz (3.1 Individuen pro 100m-Abschnitt) bei natürlicher Morphologie und beeinträchtigter Hydrologie gefunden (Abb. 5-4). Die Diversität war an hydrologisch beeinträchtigten revitalisierten Stellen am höchsten (4.3 Arten pro 100m-Abschnitt). Am artenärmsten erwiesen sich H-M+ und H-M- mit je 1.2 Arten pro 100m-Abschnitt.

Die Laufkäferabundanz reagierte auf Morphologie ($F_{2,190}=13.34$, $P<0.001$) und Hydrologie ($F_{1,190}=24.66$, $P<0.001$) signifikant. Laufkäfer kamen bei natürlicher Hydrologie signifikant häufiger vor. Bei der Morphologie hatten die revitalisierten und die begradigten Ufer signifikant höhere Abundanzen gegenüber natürlichen Stellen.

Die Laufkäferartenzahl wurde signifikant durch die Hydrologie ($F_{1,78}=9.74$, $P=0.003$) und die Morphologie ($F_{2,78}=4.23$, $P=0.018$) beeinflusst. Hydrologisch intakte Stellen wiesen höhere Diversitäten auf als Stellen mit Schwall Sunk. Revitalisierte Stellen zeigten signifikant höhere Diversitäten als morphologisch intakte Stellen. An hydrologisch intakten Stellen wiesen die morphologisch beeinträchtigten Flüsse die höchsten Diversitäten auf, gefolgt von den revitalisierten Stellen und den morphologisch intakten Stellen. Unter Schwall-Sunk



zeigten die revitalisierten Stellen die höchsten und die begradigten und natürlichen Stellen etwa gleich niedrige Laufkäferartenzahlen.

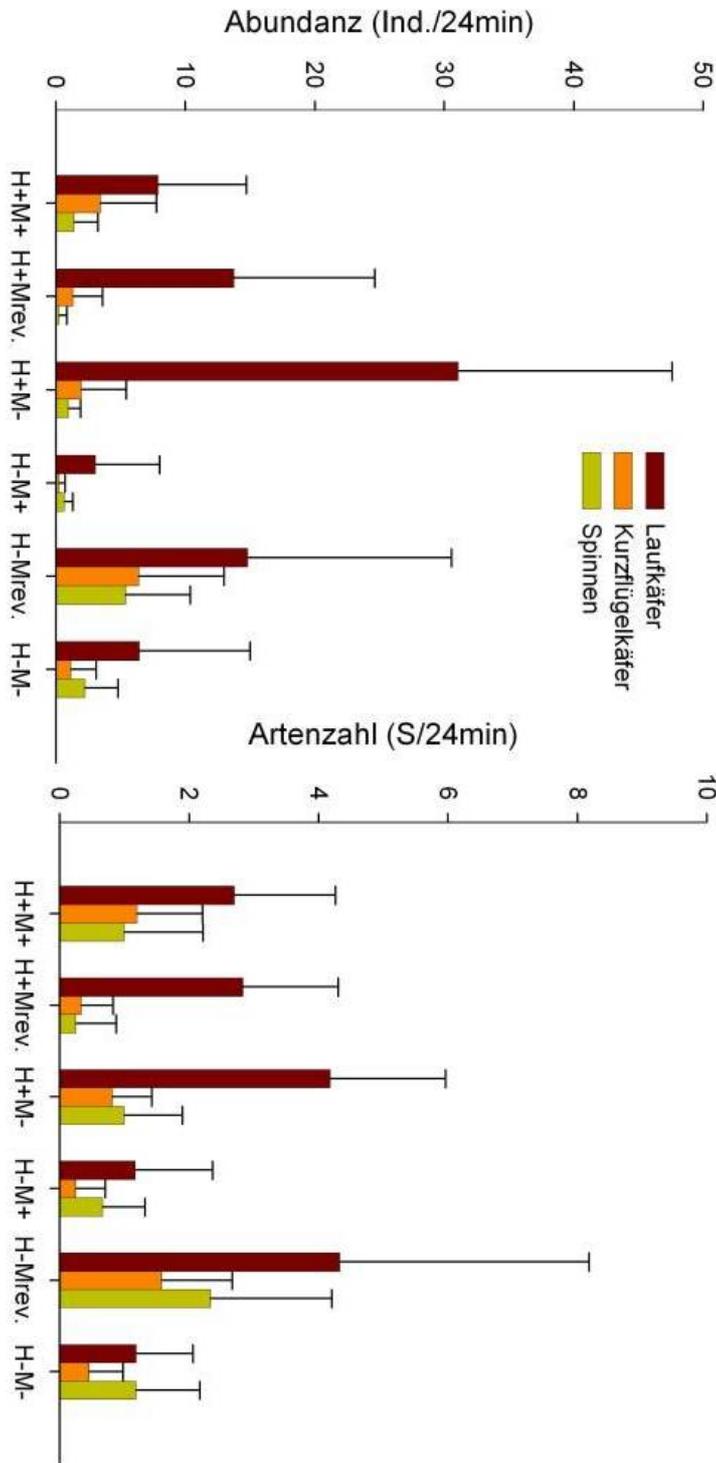
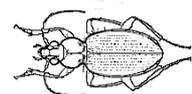


Abb. 5-4: Abundanzen und Diversitäten von Laufkäfern, Kurzflügelkäfern und Spinnen in den verschiedenen Beeinträchtigungskategorien (Mittelwert + SD, 11 ≤ n ≤ 20)

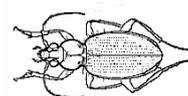


5.2.4 Kurzflügelkäfer

Die Abundanz und Artenzahl war an revitalisierten Stellen mit beeinträchtiger Hydrologie mit 6.4 Individuen und 1.6 Arten pro 100m-Abschnitt am höchsten. Die geringste Abundanz wurde bei morphologisch natürlichen und hydrologisch beeinträchtigten Stellen gefunden (0.3 Kurzflügelkäfer pro 100m-Abschnitt). Die geringste Artenzahl (0.3 pro 100m-Abschnitt) wurde bei hydrologisch intakten und revitalisierten Abschnitten (H+Mrev.) und bei hydrologisch beeinträchtigten und morphologisch intakten Abschnitten (H-M+) gefunden (Abb. 5-4). Die relative Abundanz der Kurzflügelkäfer war an hydrologisch-morphologisch natürlichen Flussabschnitten am höchsten (Abb. 5-5).

Die Morphologie ($F_{2,189}=2.10$, $P=0.126$), die Hydrologie ($F_{1,189}=0.14$, $P=0.706$) und die Substratheterogenität ($F_{1,189}=1.12$, $P=0.291$) zeigten keinen signifikanten Einfluss auf die Kurzflügelkäferabundanz. Unter natürlicher Hydrologie hatten die Kurzflügelkäfer ihr Abundanzminimum bei revitalisierten, ihr Maximum an natürlichen Stellen. Bei Schwall-Sunk Betrieb war das Abundanzminimum jedoch an morphologisch intakten und das Maximum an revitalisierten Stellen.

Auf die Artenzahlen der Kurzflügelkäfer wirkten sich weder die Hydrologie ($F_{1,72}=0.11$, $P = 0.744$) noch die Morphologie ($F_{2,8,2}=0.67$, $P=0.515$) signifikant aus. Bei natürlichem Abflussregime hatten morphologisch intakte Stellen die höchste Kurzflügelkäferartenzahl während revitalisierte Stellen die geringsten Artenzahlen hatten. Unter Schwall-Sunk wiesen revitalisierte Stellen durchschnittlich die höchste Artenzahl auf während H-M+ Stellen die geringste Artenzahl an Kurzflügelkäfern aufwiesen.



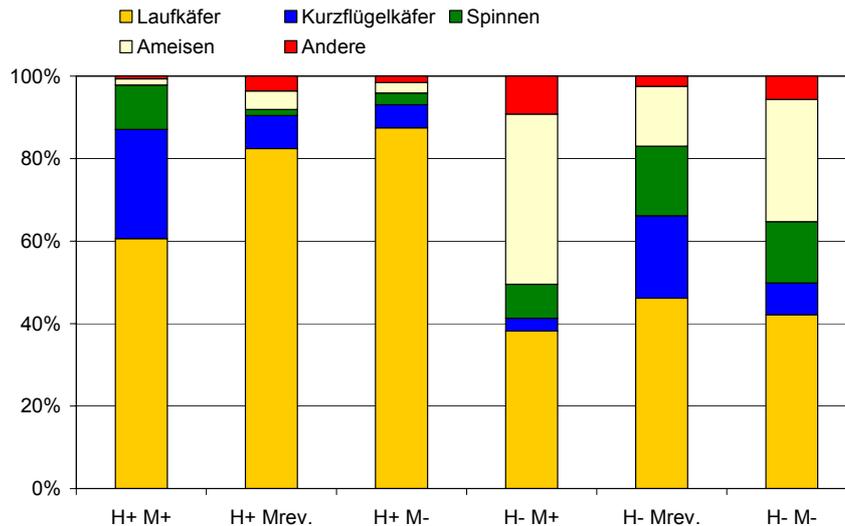


Abb. 5-5: Prozentuale Anteile der Taxa an der Gesamtabundanz in den verschiedenen Beeinträchtigungskategorien.

5.2.5 Spinnen

Die höchste Spinnenabundanz und -artenzahl gab es an revitalisierten Stellen mit beeinträchtigtter Hydrologie mit durchschnittlich 5.4 Individuen und 2.3 Arten. Die geringsten Werte wurden an revitalisierten Stellen und natürlicher Hydrologie (H+Mrev.) gefunden. Hier wurden im Durchschnitt 0.3 Individuen und auch 0.3 Arten gefangen. (Abb. 5-4)

Die Abundanz der Spinnen wurde signifikant durch die Substratfeuchte ($F_{1,188}=15.10$, $P<0.001$) beeinflusst, wobei die Spinnen-Abundanzen an trockeneren Standorten signifikant höher waren als an feuchten. Auch die Hydrologie ($F_{1,188}=14.39$, $P<0.001$) und die Morphologie ($F_{2,188}=7.20$, $P=0.001$) beeinflussten die Abundanz der Spinnen in signifikanter Weise, wobei hydrologisch beeinträchtigte Stellen höhere Spinnenabundanzen aufwiesen als hydrologisch intakte Stellen und revitalisierte Stellen mehr Individuen als M+ und M- Stellen. Die Substratheterogenität ($F_{1,188}=3.90$, $P=0.050$) zeigte auf die Spinnenabundanz keinen signifikanten Einfluss.

Auf die Spinnenartenzahl zeigte nur die Flusshydrologie einen signifikanten Einfluss ($F_{1,72}=5.19$, $P=0.026$), wobei auch hier die beeinträchtigten Stellen die höheren Werte aufwiesen als die natürlichen Stellen.



5.2.6 Ameisen

Die Ameisen-Abundanz war an revitalisierten Stellen mit beeinträchtiger Hydrologie mit 4.7 Individuen pro 100m-Abschnitt am höchsten und bei hydrologisch und morphologisch intakten Flussabschnitten am geringsten (0.2 Individuen pro 100m-Abschnitt). Die relative Abundanz der Ameisen war jedoch an morphologisch intakten Stellen mit Schwall-Sunk mit mehr als 40% am höchsten (Abb. 5-5).

Die Abundanz der Ameisen zeigte einen positiven signifikanten Zusammenhang mit der Beschattung ($F_{1,189}=11.12$, $P=0.001$). Ein signifikanter Effekt wurde auch mit der Hydrologie ($F_{1,189}=11.38$, $P=0.001$) gefunden, wobei Stellen mit Schwall-Sunk-Betrieb signifikant höhere Ameisenabundanzen aufwiesen als Stellen mit intakter Hydrologie. Die Morphologie ($F_{2,189}=0.36$, $P=0.699$) zeigte keinen signifikanten Einfluss auf die Abundanz der Ameisen.

5.3 Diversitäten und Abundanzmodelle

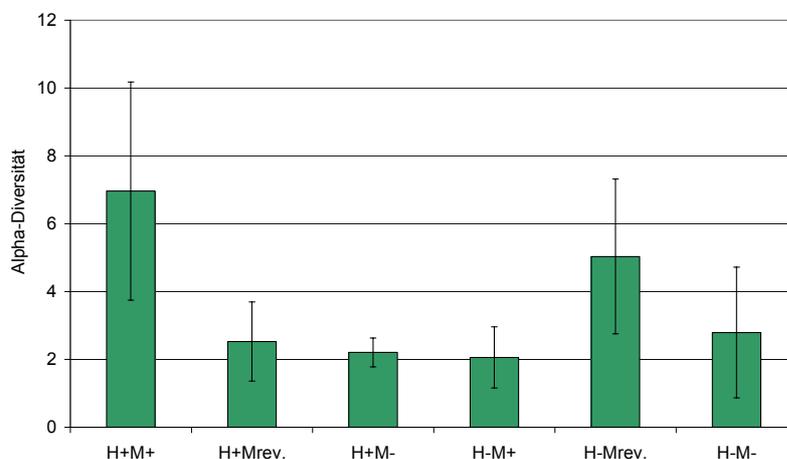


Abb. 5-6: α -Diversität (nach Fisher, 1943 in Magurran, 1991) in den verschiedenen Beeinträchtigungskategorien ($11 \leq n \leq 20$).

Die höchste Gesamtdiversität zeigten hydrologisch-morphologisch intakte Uferabschnitte. Ebenfalls hoch waren die Werte von H-Mrev. Alle anderen Werte lagen im Bereich zwischen 2 und 3 (Abb. 5-6). Mittels der Jackknife-Methode



wurden die Kategorien H+M+ und M-Mrev. als am artenreichsten berechnet. Die Kategorien H-M+ und H-M- waren am artenärmsten (Abb. 5-7).

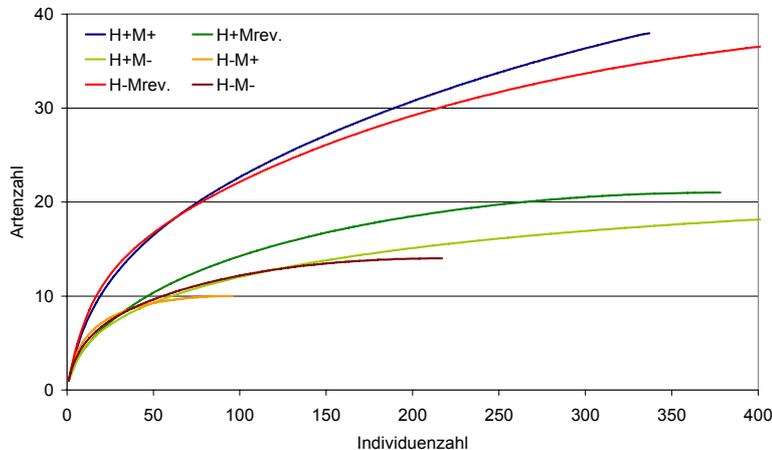


Abb. 5-7: Jackknife der verschiedenen Beeinträchtigungskategorien (Seaby & Henderson, 2006)

In einer Abundanzanalyse (Tab. 10-2 im Anhang) wurden für die verschiedenen Flussabschnitte folgende Verteilungen gefunden:

geometric series: Tagliamento Pinzano, Rhone Pfywald, Vorderrhein Ilanz, Rhein Felsberg, Rhone Riddes und Rhone Chippis, Rhein Bad Ragaz

log series: Tagliamento Straccis, Sense Plaffeien, Thur Schaffäuli, Moesa Grono sowie Moesa Lostallo

truncated log normal: Thur Kleinandelfingen, Thur Gütighausen, Töss Freiensten, Rhein Landquart

broken stick: Emme Aefligen

Bei vielen Flüssen konnten mehrere Modelle die Artenzusammensetzung erklären. Es wurde jeweils das Modell gewählt, welches die Artenverteilung am besten repräsentierte (grösster P-Wert). An der Thur in Uesslingen stimmte kein Modell mit der gefundenen Artenverteilung überein.



5.4 Zusammenhang zwischen Habitatdiversität und Artenvielfalt

Zwischen Habitatdiversität und Artenvielfalt wurde kein Zusammenhang gefunden. Dies gilt auch für die Gesamtabundanzen sowie für die Artenzahlen und Abundanzen der einzelnen Taxa.

5.5 Artenreichtum einzelner Habitate

Mit 1819m Gesamtlänge, war Habitat C (mittl., flach) mit Abstand das häufigste Habitat der untersuchten Flussufer. Habitat T (Blockwurf) kam mit knapp 60m am wenigsten vor. Letzteres war jedoch, auf 100m berechnet, das artenreichste (mit 18.6 Arten) und auch das Habitat mit den meisten Individuen (40.7 auf 100m gerechnet). Habitat C war mit nur 1.4 Arten pro 100m-Abschnitt das artenärmste Habitat, lag jedoch auf Rang 5 bezüglich der Abundanz, mit 21.4 Individuen pro 100m-Abschnitt (Tab. 5-4).

Tab. 5-4: Die 5 artenreichsten Habitate (>6 Arten/100m, linke Spalte) und die 5 artenärmsten Habitate (<3 Arten/100m, rechte Spalte)

Habitattyp	Gesamtartenzahl	Habitattyp	Gesamtartenzahl
Blockwurf	18.6	mittl., flach	1.4
mittl., flach, Veg., kolm	12.9	mittl., flach, kolm.	1.6
mittl., steil, Veg., kolm.	9.9	Feinkies, flach, kolm.	1.7
Gehölzvegetation	8.3	grob, steil	2.0
mittl., steil, Veg.	7.4	grob, steil, kolm.	2.0

Die Habitate T (Blockwurf), O (mittl., flach, Vegetation, kolmatiert), P (mittl., steil, Vegetation) und Q (mittl., steil, Vegetation, kolmatiert) gehörten für alle drei Taxa (Laufkäfer, Kurzflügelkäfer und Spinnen) zu den 5 artenreichsten Habitaten. Für die Kurzflügelkäfer und Spinnen waren B (Feinkies, flach, kolmatiert), C (mittl., flach) und L (grob, steil, kolmatiert) die artenärmsten Habitate, während es für die Laufkäfer C (mittl., flach), D (mittl., flach, kolmatiert) und A (Feinkies, flach) waren.

Die häufigen Habitate waren insgesamt eher artenarm (<3 Arten/100m), während die artenreichen Habitate (>6 Arten/100m) seltener waren (Abb. 5-8). Die 5



artenreichsten Habitate beherbergten zwei Drittel der Arten, bei den Laufkäfern sogar 80% der Arten. Dies obwohl sie nur 7.8% der Länge aller Habitate ausmachten.

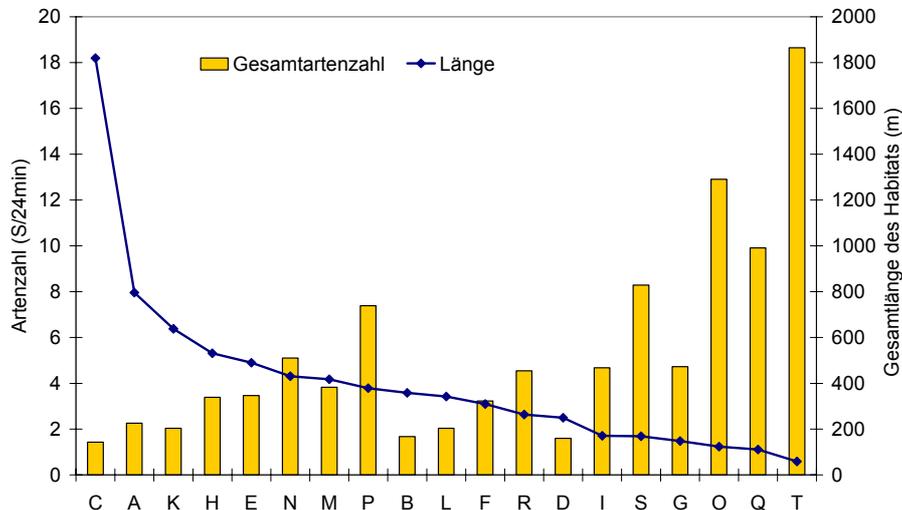


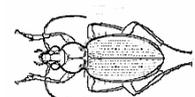
Abb. 5-8: Gesamartenzahl pro Habitat (Mittelwert) sowie die Gesamtlänge des Habitats (von insgesamt 7800m beprobtem Ufer)

Während bei beeinträchtiger Hydrologie und natürlicher Morphologie keines der fünf insgesamt artenreichsten Habitate vorkommt, sind an revitalisierten Stellen mit beeinträchtiger Hydrologie artenreiche Habitate fast ebenso häufig wie artenarme Habitate.

5.6 Habitatcluster

Tab. 5-5: Einteilung der verschiedenen Habitate zu Habitatgruppen (Clustern)

Cluster	Habitate
Feinkies, flach	B, M
eher feine KG, vegetationsarm, unkolmatiert	A, C, G, H, P
Mittlere KG mit Vegetation	N, O, Q
Eher grobe KG, vegetationsarm, kolmatiert	D, E, F, I, K, L, R
Blockwurf	T
Gehölzvegetation	S



Um die Arten in ihren Habitaten besser analysieren zu können, wurden die 19 Habitate mittels einer Clusterzentrenanalyse in 6 Habitatcluster gruppiert (Tab. 10-3 im Anhang, Tab. 5-5). „Eher fein, vegetationsarm, unkolmatiert“ war die häufigste Habitatgruppe und wurde in allen Kategorien gefunden (Abb. 5-9). Am wenigsten kam der Blockwurf sowie Gehölzvegetation vor. Die Kategorie H-Mrev. war die einzige, in der alle 6 Habitatgruppen vorkamen. 5 kamen in H+M+, M+Mrev. und in H-M- vor. Nur 3 Habitatgruppen gab es bei H+M- und bei H-M+.

In allen Habitatgruppen machten die Laufkäfer den grössten Anteil an Individuen aus (Abb. 5-10). Die Habitatcluster „Blockwurf“, „Gehölzvegetation“ und „mittlere Korngrößen mit Vegetation“ weisen die höchsten Gesamtabundanz auf (Abb. 5-11). Es ist zu sehen, dass in sämtlichen 6 Habitatclustern alle unterschiedenen Taxa vorkamen.

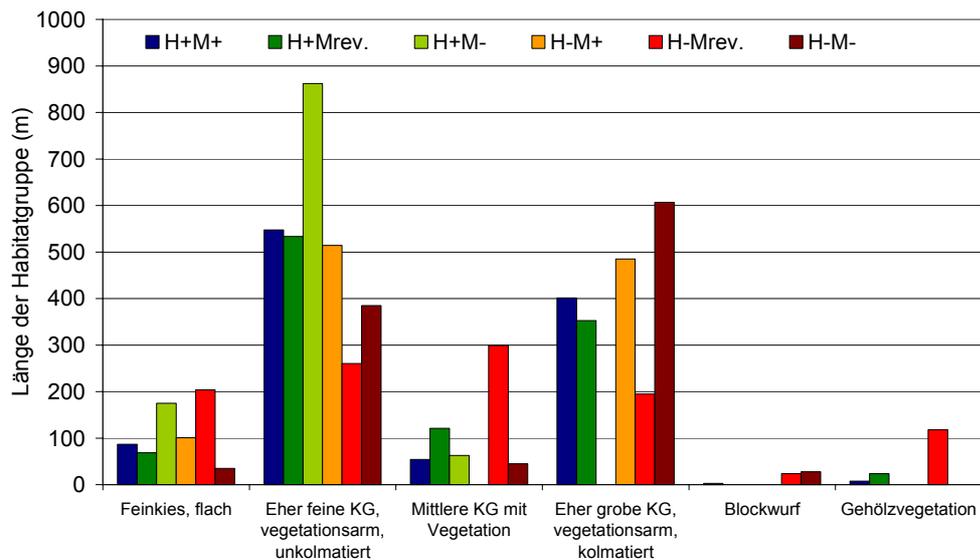
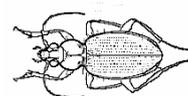


Abb. 5-9: Gesamtlängen der Habitatgruppen (m) in den verschiedenen Beeinträchtigungskategorien



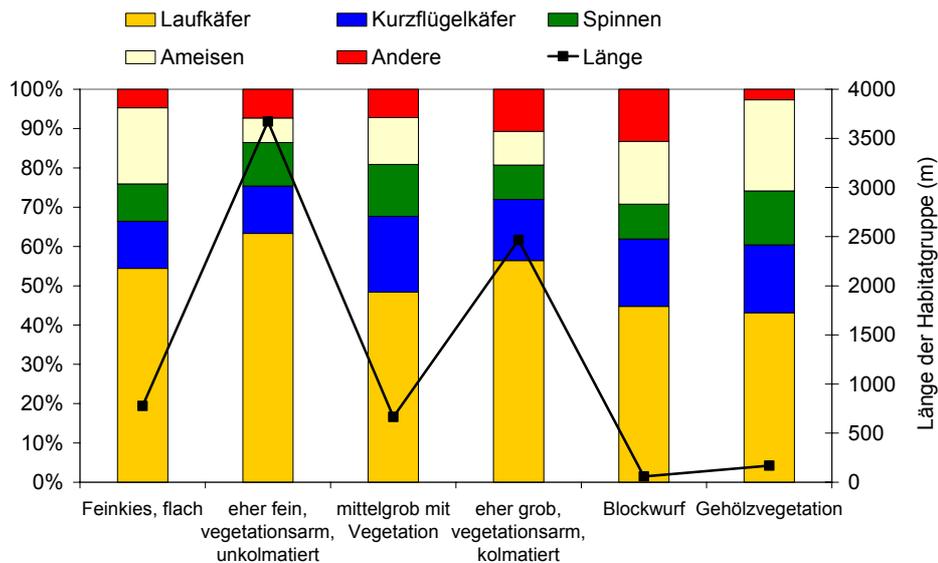


Abb. 5-10: Prozentuale Anteile der Taxa an der Gesamtabundanz in den verschiedenen Habitatgruppen sowie Gesamtlänge der jeweiligen Habitatgruppe

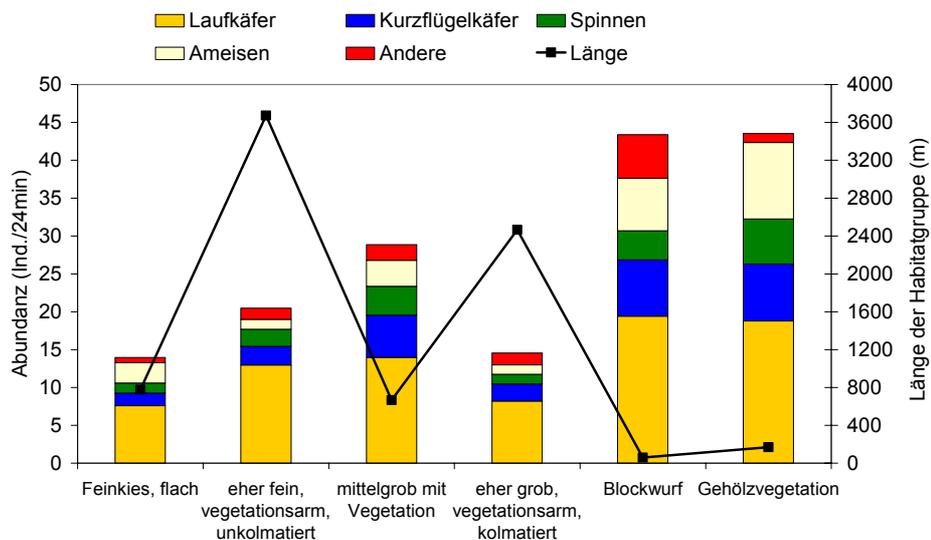


Abb. 5-11: Abundanzen der Taxa in den verschiedenen Habitatgruppen (Mittelwert, 11 ≤ n ≤ 20) sowie Gesamtlänge der jeweiligen Habitatgruppe

Der Blockwurf beherbergte mit 18.6 am meisten Arten pro 100m-Abschnitt. Die zweithöchste Artenzahl pro 100m-Abschnitt hatte die Habitatgruppe „mittlere Korngrößen mit Vegetation“ (13.6 Arten). Mit 1.5 wurden am wenigsten Arten auf „eher grob, vegetationsarm, kolmatiert“ und „eher fein, vegetationsarm, unkolmatiert“



unkolmatiert“ gefunden (Abb. 5-12).

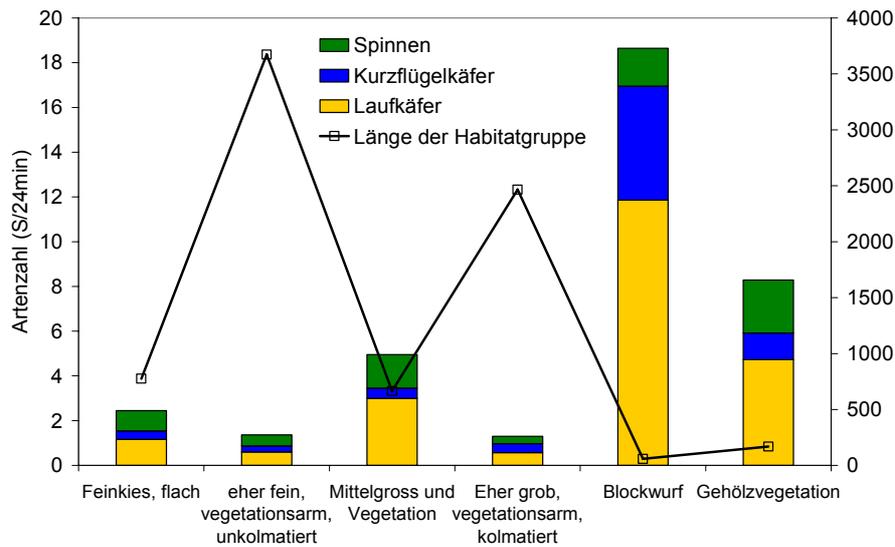


Abb. 5-12: Artenzahlen in den verschiedenen Habitatgruppen (Mittelwert, 11 ≤ n ≤ 20) sowie Gesamtlänge der jeweiligen Habitatgruppe

5.7 Habitatbindung und Gefährdung der Arten

5.7.1 Habitatbindung

Bei den Carabiden wurden fast nur stenök-ripicole Arten gefunden wurden. Auch die Unterschiede zwischen den Beeinträchtigungskategorien waren gering. Die gefundenen Staphyliniden waren ebenfalls fast ausschliesslich stenök-ripicol. Einzig an hydrologisch-morphologisch beeinträchtigten Stellen wurden etwas mehr euryöke Staphyliniden gefunden.

Bei den Spinnen sah die Verteilung anders aus (Abb. 5-13). Nur an hydrologisch-morphologisch intakten sowie an revitalisierten Stellen mit beeinträchtiger Hydrologie kamen alle Typen vor. Nur stenök-ripicole Arten kamen an Stellen beeinträchtiger Hydrologie und natürlicher Morphologie vor, während an revitalisierten Stellen mit natürlicher Hydrologie nur Arten des Offenlandes, aber keine stenök-ripicolen Arten vorkamen.



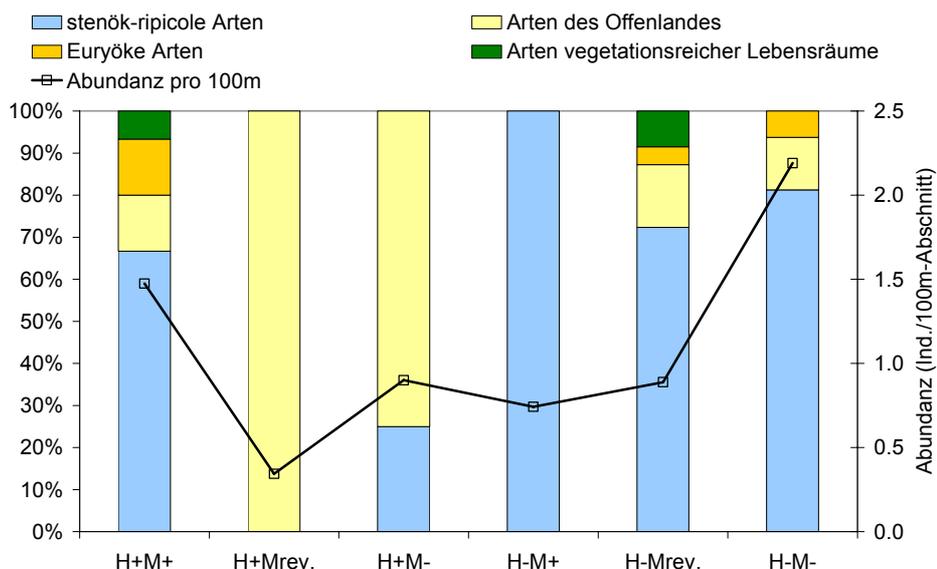


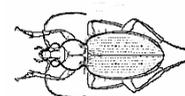
Abb. 5-13: Anteile der Spinnen (Individuen) mit unterschiedlicher Bindung an den Lebensraum und Gesamtabundanz pro 100m-Abschnitt (Mittelwert, 11≤n≤20)

Von insgesamt sieben Gilden der Kurzflügelkäfer wurden nur Tiere aus 4 Gilden gefunden:

- Gilde I: visuell jagende Räuber, sehr mobil, tagaktiv: *Paederidus rubrothoracicus*, *P. ruficollis*, *Stenus comma* und *Paederus fuscipes* (paludicol¹⁶)
- Gilde II: Bewohner des Lückenraumsystems im Grobsand oder Feinkies, sehr spezialisierte Arten: *Deleaster dichrous*, *Hydrosmecta gracilicornis*, *Scopaeus gracilis*, *Thinodromus dilatatus*
- Gilde V: in Genist oder im Sediment, saprophil¹⁷: *Neobisnius prolixus*, *Philonthus caerulescens*, *Platydomene springeri*
- Gilde VI: abgeflachte, geflügelte Tiere, zoophag, im Schotter in der Spritzwasserzone oder auf überrieseltem Moos, können eine gewisse Zeit unter Wasser sein: *Geodromicus suturalis*

¹⁶ Sumpfbewohnend

¹⁷ an oder in toten Organismen vorkommend



Keiner Gilde angehörend, da nicht stenök-ripicol:

Dinarda dentata (eurytop¹⁸, Ameisengast) und *Sepedophilus marshami* (eurytop, detriticol¹⁹)

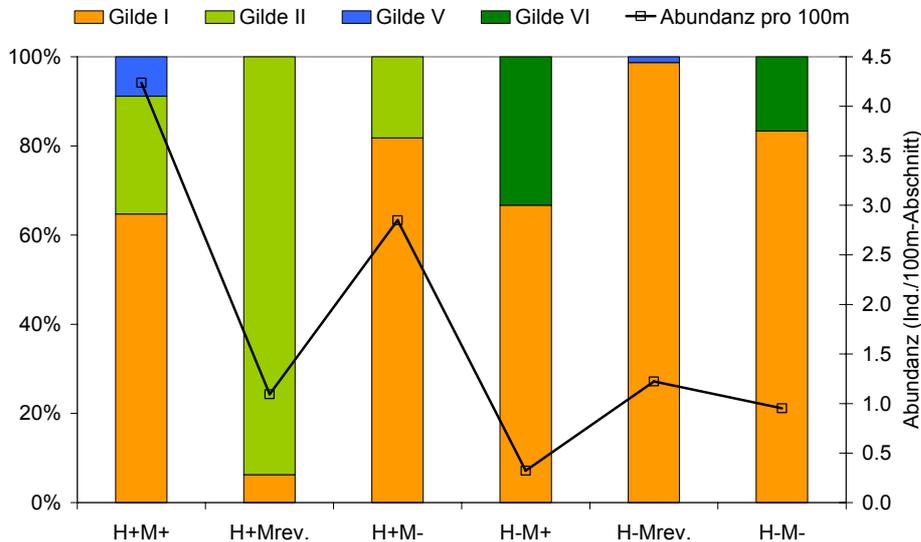
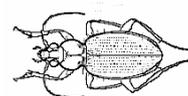


Abb. 5-14: Anteile der Gilden bezgl. Individuen (nach Schatz et al., 2003) in den verschiedenen Beeinträchtigungskategorien und Abundanz der Kurzflügelkäfer pro 100m-Abschnitt (Mittelwert, 11≤n≤20)

Ausser bei H+M+, wo 3 Gilden gefunden wurden, kamen nur zwei Gilden vor (Abb. 5-14). Eine Es fällt zudem auf, dass Gilde II an hydrologisch beeinträchtigten Stellen fehlte, während Gilde VI nur an diesen Flussabschnitten vorkam. Gilde V kam am seltensten vor.

¹⁸ in verschiedenen Habitaten zu finden
¹⁹ auf totem organischen Material lebend



5.7.2 Gefährdung

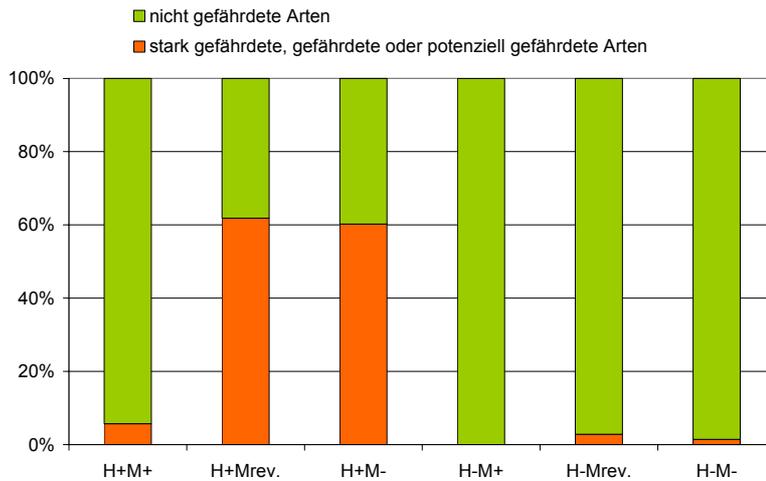


Abb. 5-15: Anteile (bezgl. Individuen) der gefährdeten Laufkäferarten-Arten in den verschiedenen Beeinträchtigungskategorien

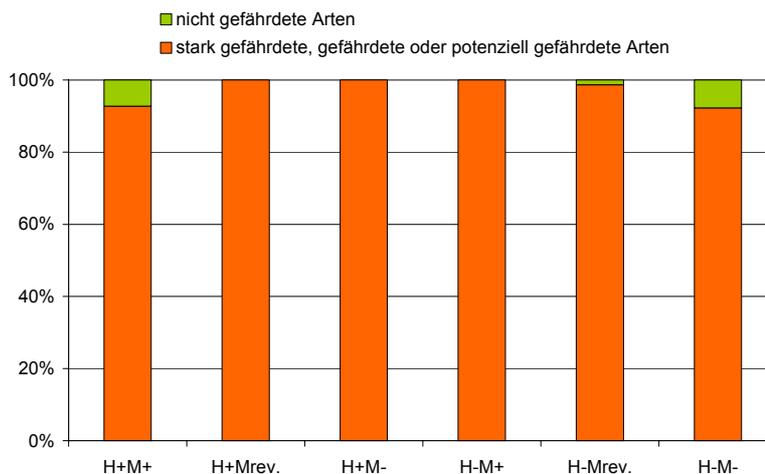


Abb. 5-16: Anteile (bezgl. Individuen) der gefährdeten Kurzflügelkäfer-Arten in den verschiedenen Beeinträchtigungskategorien

Hauptsächlich bei H+Mrev. und H+M- kamen gefährdete Carabidenarten vor (Abb. 5-15). In den anderen Beeinträchtigungskategorien wurden weniger als 10% der Individuen als gefährdet eingestuft. Umgekehrt sah das Bild bei den Staphyliniden aus. Hier waren in allen Beeinträchtigungskategorien mehr als 90% in Roten Listen vertreten (Abb. 5-16). Spinnen mit hohen Artwerten finden sich



häufiger bei beeinträchtigter Hydrologie. Bei H+M+ fanden sich viele Spinnen mit mittleren Artwerten, während bei H+M- knapp ein Viertel der Spinnen einen hohen Artwert hatte. Keine Spinnen mit höheren Artwerten fanden sich bei H+Mrev., keine mit niedrigen Artwerten bei H-M+ (Abb. 5-17).

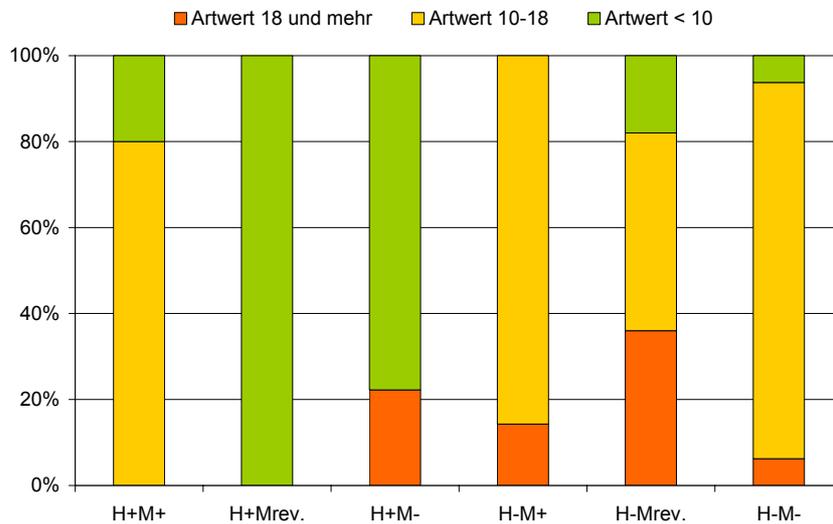


Abb. 5-17: Anteile (bezgl. Individuen) der Individuen mit unterschiedlichen Artwerten (nach Pozzi et al., 1998) in den verschiedenen Beeinträchtigungskategorien

5.8 Uferlänge

Die grösste Uferlänge insgesamt wurde mit 183m am Vorderrhein gemessen. Durchschnittlich waren die Ufer an revitalisierten Stellen bei natürlicher Hydrologie am längsten. Am geringsten waren die Uferlängen an hydrologisch-morphologisch beeinträchtigten Stellen (Abb. 5-18). Die Morphologie zeigte einen signifikanten Effekt auf die Uferlänge ($F_{2,69}=4.99$, $P=0.009$), wobei revitalisierte und natürliche Ufer signifikant länger waren als morphologisch beeinträchtigte.



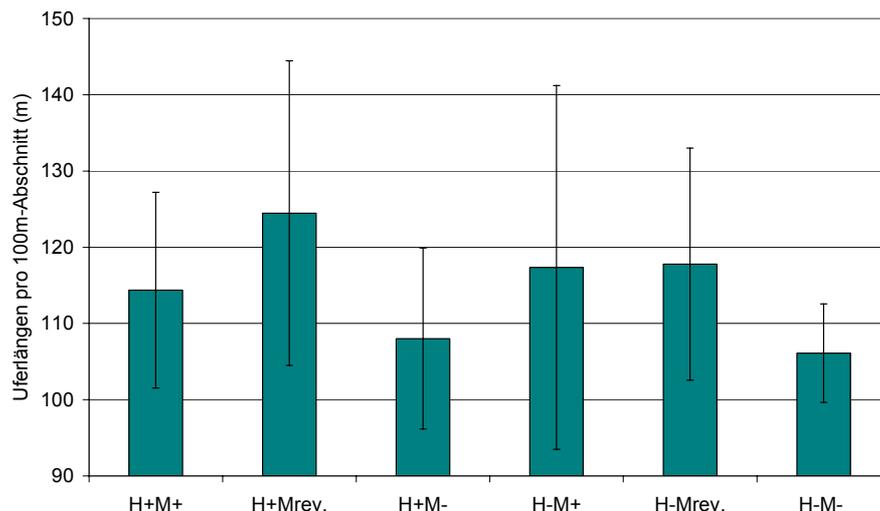


Abb. 5-18: Uferlängen in m in den verschiedenen Beeinträchtigungskategorien (Mittelwert \pm SD, $11 \leq n \leq 20$)

5.9 Insel- und Ufer bildende Kiesbänke

Kurzflügelkäferabundanz und -artenzahl waren auf Insel bildenden Kiesbänken signifikant höher als auf Ufer bildenden (Abundanz: $F_{2,75}=4.01$, $P=0.022$; Artenzahl: $F_{2,75}=6.31$, $P=0.003$). Bei den Laufkäfern, Spinnen und Ameisen sowie bei der Gesamtabundanz und Gesamtartenzahl zeigten sich keine signifikanten Unterschiede. Durchschnittlich war die Gesamtabundanz auf Ufer bildenden Kiesbänken (20.7 Individuen pro 100m-Abschnitt) aber etwas höher als auf Insel bildenden Bänken (19.3 Individuen), was vor allem auf eine grössere Anzahl an Laufkäfern auf den Ufer bildenden Kiesbänken zurückzuführen war. Spinnen und Kurzflügelkäfer waren häufiger auf Insel bildenden Bänken vertreten. Die Anzahl Ameisen war auf Ufer und Insel bildenden Kiesbänken ähnlich (Abb. 5-19).



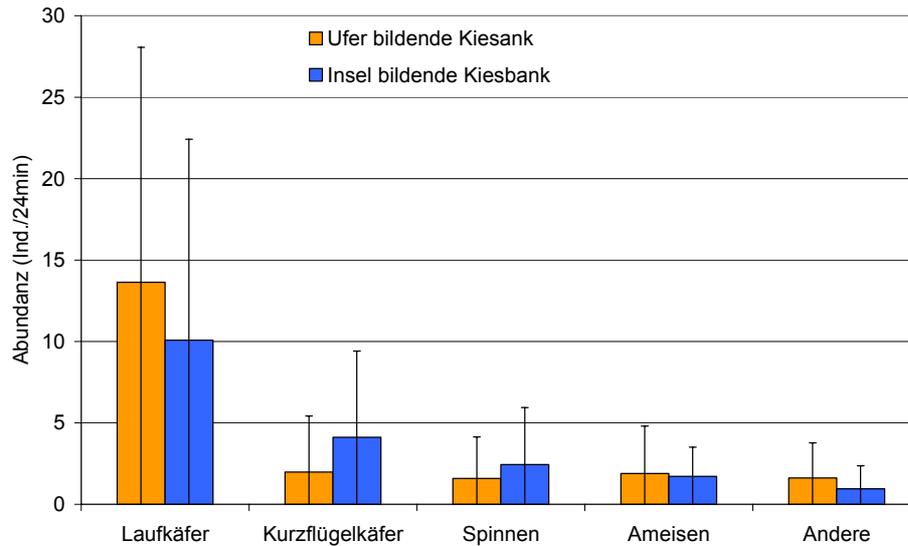


Abb. 5-19: Abundanzen auf Ufer- und Insel bildenden Kiesbänken (Mittelwert \pm SD, $n_{\text{Uferb.}}=49$; $n_{\text{Inselb.}}=25$)

Die Gesamtartenzahl war im Gegensatz zur Gesamtabundanz auf Insel bildenden Bänken etwas höher als auf Ufer bildenden (5.3 zu 4.5 Arten pro 100m-Abschnitt). Die Artenzahl von Laufkäfern und Spinnen waren jeweils auf Insel- und Ufer bildenden Bänken vergleichbar hoch, während vor allem die Staphyliniden höhere Artenzahlen auf Insel bildenden Kiesbänken aufwiesen.



6 Diskussion

Ziel dieser Studie war es, zu untersuchen, ob verschiedene Indikatoren sensibel auf anthropogene Veränderungen reagieren und sich somit eignen, den ökologischen Zustand eines Flusssystem zu widerspiegeln. Diese Indikatoren sind die terrestrische Habitatvielfalt, Abundanzen und Artenzahlen verschiedener terrestrischer Arthropoden sowie die Uferlängen.

6.1 Terrestrische Habitatdiversität

Von vielen Autoren wird die terrestrische Habitatdiversität als ein wichtiges Charakteristikum einer Flussaue (z.B. Plachter, 1986; Naiman & Décamps, 1997) und als Voraussetzung für eine hohe Biodiversität betrachtet (z.B. Tockner & Ward, 1999; Ward et al., 1999b; Kunze & Kache, 1998; Ward & Wiens, 2001). Unsere Resultate zeigten, dass an begradigten Flüssen weniger Habitate vorhanden sind als an Flüssen mit natürlicher Morphologie. Ähnliches stellten Van Looy et al. (2005) fest. In ihrer Studie nahm die Habitatheterogenität bei positiven Eingriffen, wie beispielsweise Aufweitungen, zu und bei negativen Eingriffen wie Begradigungen ab.

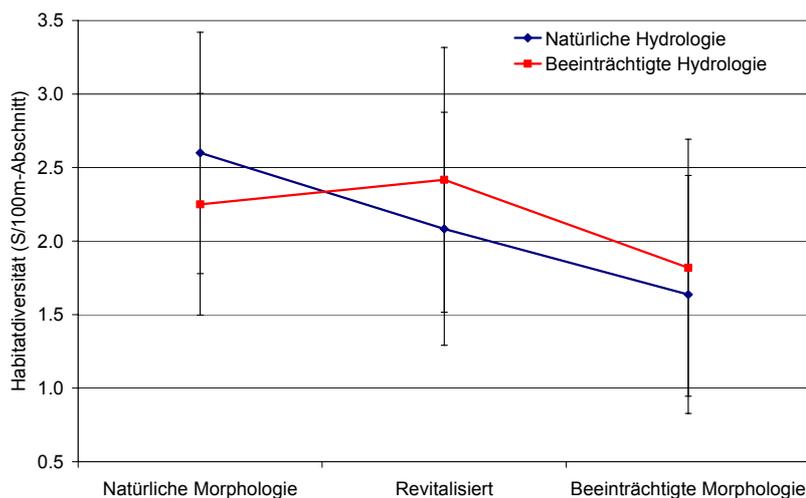


Abb. 6-1: Habitatdiversität in den verschiedenen Beeinträchtigungskategorien (Mittelwert \pm SD, $11 \leq n \leq 20$)

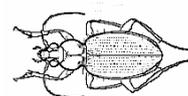


In anderen Studien wurde auf das Zusammenwirken von Hydrologie und Morphologie hingewiesen: in einem schmalen Flussbett wirkt sich die Hydrologie stärker auf die Kiesbank aus (Wyzga, 1996; Plachter, 1998). In der vorliegenden Studie war der Trend, dass weniger Habitate unter beeinträchtigter Morphologie zu finden waren, jedoch bei natürlicher Hydrologie stärker (Abb. 6-1). Die Hydrologie alleine zeigte keinen Einfluss auf die Habitatdiversität. Dies erstaunt, da doch die Dynamik der Habitate stark von den Störungen durch Hochwässer abhängig ist (z.B. Naiman et al., 1993). Eine Erklärung dafür könnte sein, dass durch die täglichen Überschwemmungen viel organisches Material angespült wird, welches die Habitatvielfalt erhöht.

6.2 Arthropoden

In der vorliegenden Studie reagierten weder die Gesamtabundanz noch die Gesamtartenzahl signifikant auf die Hydrologie. Diese Resultate stehen im Widerspruch zu jenen von Paetzold (2004), welcher mit einem sehr ähnlichen Konzept signifikante Abhängigkeiten der Gesamtabundanz und Gesamtartenzahl von der Hydrologie aufzeigen konnte.

Bei Paetzold (2004) erfolgte die Probenahme über drei Jahre. So konnten Verzerrungen, z.B. durch Temperaturunterschiede eher ausgeschlossen werden. In der vorliegenden Studie beispielsweise waren die Temperaturen zum Probenahmezeitpunkt an H+M- Stellen deutlich höher als an den übrigen Stellen (Tab. 6-1). Ein weiterer Grund für diese Differenz könnte der Einbezug der Moesa sein. Dieser Fluss wurde von Paetzold (2004) nicht beprobt. Die Probenahmestellen an der Moesa unterscheiden sich durch die gesamthaft hohe Vegetationsbedeckung, durch die niedrige Höhenlage und ihre Nähe zum Wald grundlegend von den anderen Untersuchungsstellen, was zu hohen Abundanzen und auch einer hohen Vielfalt geführt haben könnte. Rohde et al. (2005) weisen zudem darauf hin, dass die Revitalisierungen an der Moesa aufgrund der starken Vernetzung mit anderen Lebensräumen sehr artenreich sind.



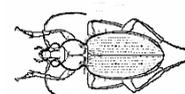
Tab. 6-1: Umweltparameter (Mittelwert \pm SD) in den verschiedenen Beeinträchtigungskategorien: Kolmation: 1 nicht kolmatiert bis 5 vollständig kolmatiert; Feuchte: 1 trocken bis 3 nass; Substratheterogenität: 1 sehr homogen bis 3 sehr heterogen, Neigung: 1 flach bis 3 steil.

	Kolmation	Feuchtigkeit	Substratheterogenität	Beschattung (%)	Neigung	Temperatur °C ²⁰ (1200 < n < 6500)
H+M+ (n=390)	2.27 \pm 1.36	1.89 \pm 0.79	2.29 \pm 0.69	0.40 \pm 2.57	1.47 \pm 0.95	20.99 \pm 7.33
H+Mrev. (n=240)	1.53 \pm 0.82	2.00 \pm 0.71	1.90 \pm 0.67	2.02 \pm 7.76	1.13 \pm 1.27	21.50 \pm 8.43
H+M- (n=220)	1.52 \pm 0.78	2.47 \pm 0.70	1.47 \pm 0.57	7.36 \pm 17.05	0.65 \pm 0.73	27.83 \pm 7.56
H-M+ (n=240)	2.80 \pm 1.25	2.11 \pm 0.78	1.96 \pm 0.55	0.33 \pm 2.61	1.35 \pm 0.96	20.20 \pm 7.41
H-Mrev. (n=240)	2.82 \pm 1.63	2.20 \pm 0.89	2.09 \pm 0.71	15.54 \pm 26.18	1.37 \pm 0.75	21.50 \pm 7.19
H-M- (n=220)	3.81 \pm 1.24	2.30 \pm 0.69	2.16 \pm 0.58	14.14 \pm 26.72	1.37 \pm 0.63	22.88 \pm 6.92

Ein weiterer Einfluss der Hydrologie auf die Uferhabitate betrifft den Energiefluss vom aquatischen zum terrestrischen System. Dieser könnte zum Teil den fehlenden Zusammenhang zwischen Hydrologie und Gesamtabundanz und Gesamtartenzahl begründen. Dass aquatische Organismen für viele Kiesbankbewohner, insbesondere Laufkäfer und Kurzflügelkäfer, ein wichtiger Teil der Nahrung darstellen, haben Paetzold et al. (2005) gezeigt. Es ist sehr wahrscheinlich, dass die Energieflüsse vom aquatischen zum terrestrischen Lebensraum bei täglichen Überflutungen durch Schwall-Sunk-Betrieb erhöht werden, da häufiger aquatische Organismen angeschwemmt werden als unter natürlichem Abflussregime (persönliche Beobachtung).

Durch diese erhöhte Nahrungsgrundlage könnten terrestrische Gesellschaften an hydrologisch beeinträchtigten Standorten gegenüber jenen an hydrologisch intakten Stellen im Vorteil sein. Es ist aber wahrscheinlich, dass die häufigen Überschwemmungen auch organisches Material wegspülen. Schliesslich werden durch die künstlichen Hochwässer auch viele Tiere weggeschwemmt (Schatz et al., 2003). Dass sich diese Effekte die Waage halten könnten, ist möglicherweise ein Grund, weshalb an hydrologisch beeinträchtigten Stellen ähnlich viele Tiere

²⁰ Die Temperatur wurde nicht immer zur selben Tageszeit aufgenommen.



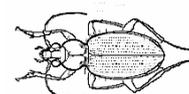
und Arten gefunden wurden wie an hydrologisch intakten Stellen. Welcher dieser Effekte überwiegt, ist schwer abzuschätzen und müsste näher untersucht werden.

**Abb. 6-2: Angespülte
Köcherfliegenlarven an der Rhone**



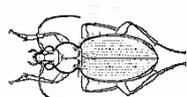
Auch bezüglich der Morphologie wurden ungleiche Resultate zu Paetzold (2004) gefunden. Kanalisierung führte in seiner Studie zu geringeren Artenzahlen während diese in unserer Untersuchung lediglich die Gesamtabundanz signifikant beeinflusste. Dabei wiesen beeinträchtigte und revitalisierte Stellen gegenüber morphologisch intakten Flussabschnitten höhere Abundanzen auf. Diese erhöhten Abundanzen lassen sich möglicherweise auf eine einzige Art (*Bembidion prasinum*) zurückführen (siehe Tab. 6-2). Da breitere Kiesbänke, welche mehr Raum für verschiedene Arten bieten und auch für die Überwinterung der Arthropoden wichtig sind, vor allem an morphologisch intakten und revitalisierten Abschnitten gefunden wurden (persönliche Beobachtung), hätte ein gegenteiliger Effekt auf die Gesamtabundanz erwartet werden können. Möglich wäre aber, dass an morphologisch beeinträchtigten Stellen nur Tiere vorkommen, die in anderen Lebensräumen überwintern, oder es ist denkbar, dass die gefundenen Tiere jedes Jahr die Kiesbänke neu besiedeln. Zumindest an hydrologisch-morphologisch beeinträchtigten Stellen weist die Artenzusammensetzung auf diese These hin. Mit *Bembidion fasciolatum* und *Nebria picicornis* sind an diesen Stellen zwei Arten dominant (Tab. 6-2), welche dafür bekannt sind, auch noch an stark verbauten Flüssen leben zu können (Schatz et al., 2003).

Wie auch in früheren Studien (Smit et al., 1997; Manderbach, 1998), gab es in unserer Untersuchung starke Schwankungen der Arthropodendichten innerhalb der verschiedenen Beeinträchtigungskategorien. Dies könnte ein weiterer Grund sein, weshalb sich die Artenzahlen und Abundanzen nicht eindeutig in Abhängigkeit der morphologischen Beeinträchtigungen veränderten.



Tab. 6-2: Arten, die pro Beeinträchtigungskategorie mehr als 3% aller Arten ausmachen. B.: *Bembidion*, P.: *Paederidus*, Th.: *Thinodromus*, und Anzahl Individuen

H+M+	H+Mrev.	H+M-	H-M+	H-Mrev.	H-M-
<i>B. conforme</i> 90	<i>B. prasinum</i> 202	<i>B. prasinum</i> 453	<i>B. fasciolatum</i> 30	<i>P. ruficollis</i> 96	<i>B. fasciolatum</i> 88
<i>P. rubrothoracicus</i> 45	<i>B. fasciolatum</i> 66	<i>B. decorum</i> 113	<i>Nebria picicornis</i> 22	<i>B. varicolor</i> 92	<i>Nebria picicornis</i> 47
<i>B. fasciolatum</i> 31	<i>Th. dilatatus</i> 30	<i>B. punctulatum</i> 90	<i>Pardosa wagneri</i> 12	<i>B. ascendens</i> 60	<i>Pardosa</i> sp. 20
<i>B. ascendens</i> 28	<i>B. punctulatum</i> 14	<i>B. ascendens</i> 57	<i>B. complanatum</i> 10	<i>B. punctulatum</i> 60	<i>P. rubrothoracicus</i> 20
<i>B. pseudoascendens</i> 27		<i>P. rubrothoracicus</i> 34	<i>B. ascendens</i> 6	<i>P. rubrothoracicus</i> 54	<i>Pardosa wagneri</i> 15
<i>B. punctulatum</i> 16		<i>B. pseudoascendens</i> 26	<i>B. conforme</i> 6	<i>B. fasciolatum</i> 50	
<i>Th. dilatatus</i> 13			<i>P. rubrothoracicus</i> 4	<i>Pardosa wagneri</i> 34	
<i>Pardosa wagneri</i> 11				<i>Pardosa torrentium</i> 30	
				<i>Pardosa</i> sp. 30	
				<i>B. testaceum</i> 28	



6.2.1 Laufkäfer

In verschiedenen Studien wurde bereits untersucht, welche taxonomischen Gruppen als sensitiv gegenüber Veränderungen in der Morphologie oder Hydrologie gelten. Dass Laufkäfer sensible Indikatoren bezüglich der Hydrologie sind, wurde schon verschiedentlich gezeigt (z.B. Bonn et al., 2002). Cartron et al. (2003) stellten zudem fest, dass sie gute Indikatoren für die hydrologische Vernetzung zwischen Fluss und Auenwald sind. Auch in der vorliegenden Untersuchung reagierten die Laufkäfer sensibel auf hydrologische Veränderungen. Sowohl die Abundanzen als auch die Artenzahlen waren an hydrologisch intakten Stellen signifikant höher als an Abschnitten mit Schwall-Sunk.

Eine Begründung hierfür könnte in den Eigenschaften der Arten liegen. Bei natürlicher Hydrologie kann sich ein Gleichgewicht zwischen Flucht- und Wiederbesiedlungsprozessen der Tiere einstellen (Manderbach, 1998).

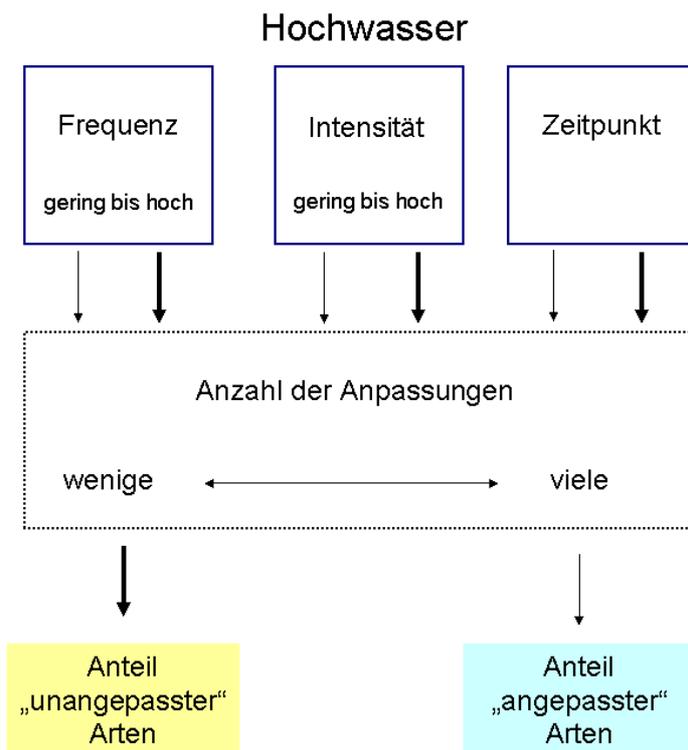


Abb. 6-3: Schematische Darstellung des Einflusses von Hochwasser auf die Zusammensetzung der Uferfauna (aus Manderbach, 1998)

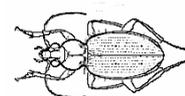


Dies gilt insbesondere für Laufkäfer, da diese gute Ausbreitungsfähigkeiten besitzen. Schwall-Sunk Betrieb mit häufigen kleinen bis mittleren Überflutungen ähnelt jedoch dem natürlichen Überflutungsregime mit eher seltenen aber starken Hochwässern kaum mehr (Schatz et al., 2003). Den Kiesbankarten, welche sich an ein natürliches Abflussregime angepasst haben, entspricht das künstliche Abflussregime also höchstens in Ausnahmefällen. Beispiele hierfür sind *Nebria picicornis* oder *Bembidion fasciolatum*, welche auch bei hydrologischer Beeinträchtigung noch häufig vorkommen können (Schatz et al., 2003) und in der vorliegenden Studie an diesen Stellen oft gefunden wurden. Die Artenzusammensetzung verändert sich also zugunsten weniger angepasster Tiere (Abb. 6-3).

Der zweite Grund für niedrigere Abundanzen und Artenzahlen der Laufkäfer an hydrologisch beeinträchtigten Standorten ist die Kolmation, welche durch Schwall-Sunk-Betrieb verstärkt wird (Moritz & Kaufmann, 2003 in Schatz et al., 2003). In unserer Studie wurde die durchschnittlich höchste Kolmation an hydrologisch und morphologisch beeinträchtigten Stellen gefunden (Tab. 6-1). Die Kolmation beeinträchtigt Arten, welche in lückigem Substrat leben und Arten, welche zur Überwinterung auf ein lückiges Interstitial²¹ angewiesen sind. Beispiele hierfür sind *Bembidion ascendens*, *B. varicolor* oder *B. monticola* (Marggi, 1992). Kolmation kann aber durch stärkere Kapillarkräfte und damit besserer Wasserversorgung für Pflanzen auch zu einer Zunahme der Vegetation führen (Manderbach, 1998), und somit möglicherweise anderen, weniger spezifischen Tieren ein Habitat bieten.

Nicht nur hydrologische, sondern auch morphologische Eingriffe wirkten sich in anderen Studien signifikant auf die Laufkäfer aus. Kanalisierungen führten zu einer Verarmung der Laufkäfer (Boscaini et al. 2002). In unserer Studie erwies sich die Laufkäferartenzahl und -abundanz an beeinträchtigten Stellen höher als an morphologisch intakten Flussabschnitten. Die Laufkäferabundanz, welche auch einen grossen Teil der Gesamtabundanz ausmacht, wird an an den morphologisch beeinträchtigten und revitalisierten Stellen der Thur und Töss von *Bembidion prasinum* dominiert. *B. prasinum* macht bei M+Mrev. 60.2% und bei

²¹ Lückenraumsystem in einer Kiesbank

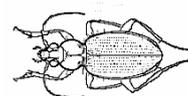


M+M- 61.2% der Individuen aus. Diese Art beschränkt sich in der Schweiz auf wenige Regionen im Nordosten, weshalb sie nur an den Probenahmestellen der Thur und der Töss gefunden wurde. *B. prasinum* mag Grobschotter, aber auch schlammige Ablagerungen (Marggi, 1992) und erhöhte Anteile an organischem Material (Manderbach, 1998). Marggi (1992) stellte zudem fest, dass *B. prasinum* eher an Fließgewässern mit hohen Nährstoffkonzentrationen vorkommt. Diese Habitatansprüche passen sehr gut auf die untersuchten Flussabschnitte an der Thur und Töss der Kategorien M+Mrev. und M+M-.

Dass die Laufkäferartenzahl an revitalisierten Stellen signifikant höher war als an morphologisch natürlichen Stellen könnte ebenfalls durch die speziellen Merkmale der Probenahmestellen an der Moesa zu erklären sein. Betrachtet man nur die Probenahmestellen mit natürlicher Hydrologie, sieht das Bild nämlich anders aus: Die Artenzahlen von morphologisch intakt und revitalisiert sind ähnlich niedrig, während die morphologisch beeinträchtigten Stellen am artenreichsten bezüglich Laufkäfer sind. Somit ist sehr wahrscheinlich, dass die Probenahmestellen an der Moesa den Ausschlag für diese signifikanten Unterschiede zwischen revitalisierten und nicht revitalisierten Stellen geben. Die hohen Artenzahlen bei natürlicher Hydrologie und morphologisch beeinträchtigten Stellen sind möglicherweise nur ein Resultat der hohen Anzahl Individuen, welche gefunden wurde (siehe Jackknife: Abb. 5-7 im Kapitel Resultate).

6.2.2 Kurzflügelkäfer

Bei Paetzold (2004) waren die Kurzflügelkäferabundanzen und -artenzahlen signifikant kleiner bei beeinträchtigter Hydrologie. Diese Zusammenhänge konnten in unserer Studie nicht gefunden werden. Auch hier könnte ein Grund die hohe Vielfalt und Abundanz von Kurzflügelkäfern an den H-Mrev. Stellen der Moesa sein. Im Gegensatz zu einer Untersuchung von Eyre et al. (2001), bei welcher die Zusammensetzung der Kurzflügelkäfer durch die Uferbreite, die Stärke der Vegetationsbedeckung und die Korngrößen beeinflusst wurde, zeigten sich in der vorliegenden Studie kaum Unterschiede in der Zusammensetzung der Kurzflügelkäfer zwischen den Beeinträchtigungskategorien. An allen Probenahmestellen dominierten *Paederidus rubrothoracicus* und/ oder *Thinodromus dilatatus* (Tab. 6-2). Eine Ausnahme bildeten revitalisierte Stellen



mit Schwall-Sunk Betrieb, wo *Paederidus ruficollis* dominierte. Diese Art mag Schlickflächen und kommt auch bei höheren Deckungsgraden an Vegetation vor (Schatz, 1996). Dies begründet vermutlich, weshalb sie vor allem an den Probenahmestellen der Moesa gefunden wurde.

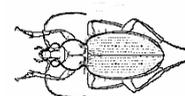
In der vorliegenden Studie konnte auch kein Zusammenhang der Kurzflügelkäfer-abundanz mit der Substratheterogenität festgestellt werden. Die Hypothese, dass die Habitatstrukturen für die Artenvielfalt der Kurzflügelkäfer ein wichtiger Faktor sind, kann deshalb nicht bestätigt werden.

6.2.3 Spinnen

Bell et al. (1999) untersuchten, welche Faktoren hauptsächlich die Spinnen-zusammensetzung beeinflussen. Die Vegetation war dabei ein Hauptfaktor, aber auch der Sandanteil und die Überschwemmungshäufigkeit zeigten Einfluss. Eine Studie von Bonn et al. (2002) zeigte hingegen, dass Spinnen vor allem auf Unterschiede in der Habitatstruktur, kaum aber auf Unterschiede in der Überflutungshäufigkeit reagierten. Siepe (1985) stellte hingegen für die Wolfsspinnen, welche bei uns den Hauptanteil an Spinnen ausmachten, fest, dass sie bei häufigen Hochwässern abnahmen.

In unserer Studie, reagierte die Spinnenabundanz sowohl auf die Hydrologie, wie auch auf die Morphologie signifikant. An hydrologisch beeinträchtigten Stellen waren die Spinnenabundanzen und -artenzahlen höher als an hydrologisch natürlichen Stellen. Ein Grund hierfür könnten die späteren Sukzessionsstadien sein. Wenn Auen von der natürlichen Wasserdynamik ausgeschlossen werden, wie dies bei Schwall-Sunk der Fall ist, kann sich die Artenzusammensetzung hin zu Arten stabiler Habitate entwickeln (den Boer, 1990), also z.B. zu Spinnen. Ausserdem sind viele Spinnen auf Vegetation, sprich spätere Sukzessionsstadien, angewiesen. Die Flussmorphologie könnte auch deshalb für Spinnen ein signifikanter Faktor sein, weil breite Kiesbänke nötig sind, damit aus angrenzenden Habitaten der Zuwanderungsdruck nicht zu gross ist und so typische Feuchtgebietsfaunen entstehen können (Hänggi, 1987).

Schliesslich wurde die Abundanz der Spinnen nebst der Hydrologie und der Morphologie auch durch die Substratfeuchte beeinflusst. Es gab mehr Spinnen



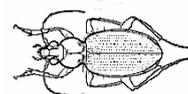
und Spinnenarten an trockeneren Stellen. Dies wird indirekt durch eine Studie von Uetz (1979) bestätigt, bei welcher Artenreichtum und Dichte der Spinnen bei erhöhter Überflutungsfrequenz abgenommen haben.

6.2.4 Ameisen

Ellis et al. (2001) fanden bei Ameisen keinen klaren Zusammenhang zwischen der Artenzusammensetzung und dem Abflussregime. In unserer Studie wurde jedoch ein signifikanter Zusammenhang der Ameisenabundanz mit der Hydrologie gefunden. Stellen mit Schwall-Sunk-Betrieb wiesen höhere Ameisenabundanzen auf als Stellen mit natürlicher Hydrologie. Dies kann analog zu den Spinnen mit den späteren Sukzessionsstadien erklärt werden, welche für Ameisen vorteilhaft sind. Dies wird auch dadurch bestätigt, dass ein positiver signifikanter Zusammenhang mit der Beschattung gefunden wurde. Ameisen als Waldtiere wurden an beschatteten, also walddahen Standorten häufiger gefunden als an walddahen Standorten. Beschattete Habitate waren häufiger an hydrologisch beeinträchtigten Stellen zu finden (Tab. 6-1). Bezüglich der Morphologie wurde kein signifikanter Zusammenhang gefunden. Manderbach (1998) erklärt dies damit, dass Ameisen keine spezifischen Ansprüche an die Kiesbank haben, da diese nicht als Neststandort in Frage kommt.

6.3 Diversitäten und Abundanzmodelle

Die Referenzflüsse wurden vom Fishers- α -Index am höchsten bewertet. Aber auch die revitalisierten Stellen mit Schwall-Sunk-Betrieb zeigten eine hohe Diversität. Dieser Index unterschied somit sehr gut zwischen den diversen Flüssen von H+M+ und H-Mrev. und den restlichen Beeinträchtigungskategorien. Auch die Jackknife-Analyse zeigte ein ähnliches Bild. Am artenreichsten waren H+M+ und H-Mrev. Zu sehen ist auch, dass an den meisten Flüssen noch mehr Proben hätten genommen werden müssen, um einen grossen Anteil der gesamten Arten zu finden. Die Abundanzmodelle zeigten keine klaren Trends. Den drei Abundanzmodellen (geometric series, log series, truncated log normal) wurden sowohl hydrologisch intakte als auch hydrologisch beeinträchtigte



Probenahmestellen zugewiesen. Es konnte somit nicht zwischen hydrologisch intakt und beeinträchtigt unterschieden werden. Dies hätte erwartet werden können, da Störungen durch natürliche Hydrologie die Gemeinschaften immer wieder in frühere Sukzessionsstadien zurückwerfen (Plachter, 1986) was sich in den Artenzusammensetzungen und somit auch den Abundanzmodellen hätte zeigen sollen.

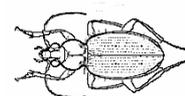
6.4 Zusammenhang zwischen Habitatdiversität und Artenvielfalt

Dass die Artenvielfalt positiv mit der Habitatdiversität korreliert, war eine der Hypothesen dieser Studie. Van Looy et al. (2005) konnten diesen Zusammenhang bezüglich Laufkäfern nachweisen. In unserer Studie konnte die Hypothese jedoch nicht bestätigt werden. Ein möglicher Grund dafür könnte sein, dass sich die Habitate stark in ihrer Artenzahl unterscheiden (Tab. 5-4 und Abb. 5-8 im Kapitel Resultate).

Andererseits wurde ein signifikanter Zusammenhang der Gesamtartenzahl mit der Substratheterogenität gefunden. Dies weist darauf hin, dass nicht nur die aufgenommenen Habitate auf der grösseren Skala, sondern vor allem die Mikrohabitate für die Artenvielfalt entlang der Ufer von Bedeutung sind. Diese These wird dadurch unterstützt, dass die Kleinräumigkeit von Habitatmosaiken, auch Habitatpatchiness genannt, von verschiedenen Autoren als ein Hauptgrund für hohe Biodiversität von Flussauen genannt wird (Tockner und Stanford, 2002; Ward und Wiens, 2001; Manderbach, 1998).

6.5 Artenreichtum einzelner Habitate

Wie bereits erwähnt, zeigten die verschiedenen Habitate ganz unterschiedliche Artenvielfalten und Abundanzen. Die hohen Abundanzen der Habitatgruppe Blockwurf erstaunen, da sich in einer Studie von Bonn & Ziesche (2002) Steinschüttungen bezüglich Laufkäfern als artenarm erwiesen. Schatz et al. (2003) weisen jedoch auf die Wichtigkeit von erhöhten Ausweichflächen für Arthropoden hin. Da der Blockwurf als erhöhtes Habitat vor allem an hydrologisch



beeinträchtigten Probenahmestellen vorkam, vermute ich, dass er für viele Arthropoden Schutz vor der täglichen Überflutung bietet. Ebenfalls hohe Artenzahlen und Abundanzen wurden in Gehölzvegetation gefunden. Hier beruht die hohe Abundanz auf den Laufkäfern und Ameisen, die Artenvielfalt auf einer hohen Spinnenvielfalt und auch einer hohen Zahl an Laufkäferarten. Da die Gehölzvegetation nur kurze Abschnitte des Ufers darstellt, könnte die hohe Vielfalt und Abundanz durch die Nähe zu angrenzenden Kiesflächen und den dadurch hohen Strukturreichtum begründet sein. Ebenfalls arten- und individuenreich waren mittlere Korngrößen mit Vegetation. Ich vermute, dass die Vegetation durch verschiedene Ökosystemleistungen, wie Temperatur- und Lichtregulation oder zur Verfügung stellen von Nahrung und Habitaten (Naiman & Décamps, 1990 in Naiman et al., 1993), hier auf viele Tiere attraktiv wirkt.

Die arten- und individuenärmsten Habitatgruppen waren „Feinkies, flach“ sowie „eher grobe Korngrößen, vegetationsarm, kolmatiert“. Bei der ersten Habitatgruppe könnte die Neigung der Hauptfaktor für die niedrigen Arten- und Individuenzahlen sein. Vor allem an hydrologisch beeinträchtigten Standorten sind flache Kiesbänke für Arthropoden nicht attraktiv, da sie den täglichen Störungen ausgesetzt sind (Schatz et al., 2003). Auch bei Schatz (2004) waren Sand- und Schotterbänke ein eher verarmter Ufertyp. Bei der zweiten Habitatgruppe könnte die Kolmation derjenige Faktor sein, welcher die Artenzahl und Abundanz gering hält. Dies, weil die Veränderung des Lückensystems durch Kolmation die Anzahl an Mikrohabitaten für spezialisierte Interstitial-Arten reduziert (Schatz et al., 2003).

6.6 Habitatbindung der Arten

Es fällt auf, dass die Mehrzahl der Laufkäfer und Kurzflügelkäfer stenök-ripicol ist, während bei den Spinnen, je nach Beeinträchtigung des Flussabschnittes auch Arten des Offenlandes dominieren. Nur bei hydrologisch-morphologisch beeinträchtigten Probenahmestellen wurden knapp 10% euryöke Kurzflügelkäfer gefunden. Diese Stellen waren durch sehr schmale Uferstreifen gekennzeichnet, so dass vermutlich auch Tiere benachbarter Habitate gefangen wurden. Weiter

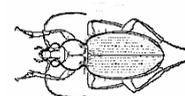


erstaunt, dass bei beeinträchtiger Hydrologie mehr stenök-ripicole Spinnen vorkommen als bei natürlicher Hydrologie. Ein möglicher Grund dafür könnte sein, dass viele ripicole Spinnen wenig spezifische Anforderungen an ihre Umwelt stellen (Manderbach, 1998) und somit die Naturnähe eines Standortes nicht indizieren können.

Am aufschlussreichsten waren die Gilden der Kurzflügelkäfer. Es war zu sehen, dass Gilde II nur bei intakter Hydrologie vorkommt. Diese Gilde aus sehr spezialisierten Bewohnern des Lückenraumsystems (Schatz et al., 2003) verschwand bei höherer Kolmation durch die hydrologische Beeinträchtigung. Gilde VI hingegen wurde nur an hydrologisch beeinträchtigten Stellen gefunden. Tiere dieser Gilde waren gegenüber anderen Tieren an hydrologisch beeinträchtigten Stellen dadurch bevorteilt, dass sie eine gewisse Zeit auch unter Wasser überleben können. Dass Gilde V am wenigsten vorkam, hat mit unserer Untersuchungsmethode zu tun. Da diese Gilde auch uferfern vorkommt, wurde sie in vorliegender Studie nicht häufig gefunden, da hier der Fokus auf der Uferlinie lag.

6.7 Gefährdung der Arten

Nur an H+Mrev. und H+M- Stellen sind mehr als 10% der Laufkäfer stark gefährdet, gefährdet oder potenziell gefährdet. Dies aufgrund der Dominanz von *Bembidion prasinum* an der Thur und an der Töss. Die Gefährdung dieser Art ist vor allem durch ihre geographische Restriktion gegeben (Marggi, 1992). Bei den Kurzflügelkäfern sind fast alle Tiere in einem gewissen Ausmass gefährdet. Wie gut man die Gefährdungen dieser beiden Taxa miteinander vergleichen kann, ist nicht klar. Erstens wurde für die Kurzflügelkäfer aus umliegenden Regionen (Nord- und Südtirol sowie Bayern) auf deren Gefährdung in der Schweiz geschlossen und zweitens ist die Datengrundlage allgemein bei Laufkäfern besser als bei Kurzflügelkäfern (Manderbach, 1998). Auch bei den Spinnen ist die Datenlage nicht besser. Zwar existiert eine Rote Liste für Spinnen in Deutschland, Dröschmeister (1994) stellt aber fest, dass darin nur wenige ripicole Spinnenarten auftauchen. Er deutet dies nicht als Zeichen, dass diese Spinnen



nicht gefährdet wären, sondern erklärt dies damit, dass Schotterbänke und ripicole Spinnen bisher zu wenig untersucht wurden. Die Artwerte der Spinnen, welche für die Schweiz vorhanden sind, zeigen aber, dass sich Schwall-Sunk offenbar nicht negativ auf seltene Arten auswirkt. Am wenigsten seltene Arten finden sich, im Gegensatz zu gefährdeten Laufkäfern, an revitalisierten und morphologisch beeinträchtigten Stellen mit natürlicher Hydrologie. Die habitatreichen Kategorien H+M+ sowie H-Mrev. scheinen für verschiedene Spinnenarten attraktiv zu sein. Die Gebundenheit an gewisse Habitatstrukturen, wie Vegetation oder CPOM wurde von verschiedenen Autoren als wichtiger Faktor für die Spinnenzusammensetzung erkannt (Dröschmeister, 1994; Greenwood et al., 1995; Bonn et al., 2002) und könnte somit diese Daten erklären.

6.8 Uferlänge

Ward et al. (1999a) und van der Nat et al. (2002) sehen in der Uferlänge einen wichtigen ökologischen Faktor, da diese in verschiedenen ökologischen Prozessen eine Rolle spielt. In der vorliegenden Studie waren die Uferlängen an morphologisch beeinträchtigten Abschnitten signifikant geringer als an morphologisch intakten Stellen. Dies bestätigt die Annahme, dass sich die Uferlänge als Indikator, zumindest von der morphologischen Beeinträchtigung eines Flusses, eignet. Indirekt, über die Variabilität der Wasserspiegelbreite, wird dieser Indikator vom BUWAL (1998a) bereits propagiert.

6.9 Insel- und Ufer bildende Kiesbänke

Dass die Kurzflügelkäferabundanz und -artenzahl auf Insel bildenden Schotterflächen höher war als auf Ufer bildenden, könnte sich mit den guten Ausbreitungsfähigkeiten dieser Gruppe erklären lassen (Manderbach, 1998) oder mit allgemein hohen Bestandesschwankungen dieser Familie (Schatz, persönlicher Kommentar), welche zu Verzerrungen geführt haben könnten. Möglicherweise könnte auf Insel bildenden Bänken auch die Konkurrenzsituation

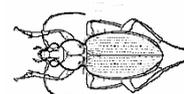


für die Kurzflügelkäfer vermindert sein, denn die Laufkäferabundanz war auf diesen Kiesinseln durchschnittlich geringer. Auch die Spinnen kamen eher häufiger auf Insel bildenden Kiesbänken vor. Auch hier können die Ausbreitungsstrategien wie Ballooning²² und übers Wasser laufen sowie verminderte Konkurrenz als mögliche Gründe angegeben werden. Weshalb die Carabiden durchschnittlich auf Kiesinseln weniger häufig vorkommen, kann nicht erklärt werden. Viele Autoren sprechen gerade den Laufkäfern besonders gute Ausbreitungsfähigkeiten zu (z.B. Zulka 1994, den Boer 1990). Möglicherweise handelt es sich hierbei um einen Trade-off. Der hohe Energieverbrauch beim Fliegen kann die Vorteile von neuen Habitaten nicht wettmachen (Bates et al., 2006).

Bei den Ameisen wurde erwartet, dass die Abundanz auf Ufer bildenden Bänken bedeutend grösser ist als auf Insel bildenden Bänken, da Ameisen nicht wie Laufkäfer, Kurzflügelkäfer oder Spinnen (Ballooning) die Kiesbank über die Luft erreichen können. Es wäre möglich, dass die Kiesinseln durchschnittlich genügend gross waren, um den Ameisen langfristig darauf auch einen Nestbau zu erlauben.

Bei allen Vergleichen mit anderen Studien muss darauf hingewiesen werden, dass bei uns nur im Bereich der unmittelbaren Uferlinie gesammelt wurde und nicht auf der gesamten Fläche der Kiesbank. Auch stützen sich viele Autoren auf Barberfallen, raumbezogene Handfänge oder Kombinationen von verschiedenen Sammelmethode, während in unserer Arbeit zeitbezogen von Hand gesammelt wurde.

²² Fortbewegungsart der Spinnen mittels einem Spinnfaden. Der Spinnfaden wird vom Wind transportiert, die Spinne folgt danach diesem Spinnfaden. So können auch Gewässer überquert werden.





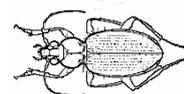
7 Schlussfolgerungen

7.1 Indikatoren

Es wurde kein Indikator gefunden, der für alle Beeinträchtigungen optimal ist. Vielmehr können nun Indikatoren empfohlen werden, welche spezifisch für morphologische oder hydrologische Beeinträchtigungen eines Flusssystems geeignet sind. Für die Beurteilung der Güte der Ufermorphologie können die Habitatdiversität und die Uferlänge als geeignete Indikatoren weiterempfohlen werden.

Während der Untersuchung sind zwei weitere Faktoren aufgetaucht, die möglicherweise als Indikatoren für die Morphologie eines Flusses dienen könnten. Einerseits ist dies die Breite einer Kiesbank. Breite Kiesbänke wurden häufiger bei nicht beeinträchtigter Morphologie gefunden (persönliche Beobachtung) und sind nicht nur aufgrund der grösseren Fläche, sondern auch für die Überwinterung der Arthropoden ökologisch wertvoll. Die Eignung der Breite einer Kiesbank als Indikator für morphologische Veränderungen müsste also genauer untersucht werden. Als weiterer Indikator könnte die Substratheterogenität dienen. Sie ist ein Mass für kleinräumige Habitatheterogenität und wirkte sich in unserer Untersuchung signifikant positiv auf die Gesamtartenzahl aus. Daraus kann aber noch nicht geschlossen werden, dass die zusätzlichen Arten auch ökologisch wertvoll sind.

Für hydrologische Beeinträchtigungen werden Abundanz und Artenzahl der Laufkäfer als geeignete Indikatoren erachtet.

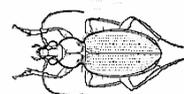


7.2 Analyse der Gilden

Eine weitere Methode, welche sowohl für hydrologische, als auch für morphologische Beeinträchtigungen zur Indikation angewendet werden könnte, ist die Analyse der Gilden. Die Analysen der Habitatbindung nach Manderbach (1998) konnten in unserer Studie bei Laufkäfern und Kurzflügelkäfern keine Unterschiede hervorbringen, da der Fokus auf die Uferlinie gerichtet war und somit fast ausschliesslich stenök-ripicole und kaum Tiere anderer Habitate oder euryöke Arten gefunden wurden. Wenn stenöke Kiesbankarten im Zentrum stehen, ist eine Analyse der Gilden optimal um die Arten weiter aufzuschlüsseln zu können. Leider gibt es dieses Modell der Unterteilung der Arten nach Habitatansprüchen innerhalb der Kiesbank bisher nur für die Kurzflügelkäfer. Eine Ausweitung dieser Methode auf Laufkäfer und auf ripicole Spinnen wäre wünschenswert, da in unserer Studie mittels der Analyse der Gilden zumindest bezüglich der hydrologischen Beeinträchtigung schlüssige Aussagen gemacht werden konnten.

7.3 Revitalisierungen

Revitalisierungen können für Kiesbankbewohner schon kurz nach deren Fertigstellung positive Wirkungen haben. Durch die hohe Ausbreitungskraft der meisten Kiesbankbewohner (z.B. Tockner et al., 2004) können bei einer Aufweitung neu entstehende strukturreiche Kiesbänke schnell besiedelt werden. In der vorliegenden Studie wurden verschiedene revitalisierte Flussabschnitte untersucht. Besonders artenreich, aber auch vielfältig bezüglich der Habitate, waren die Revitalisierungen an der Moesa. Diese Resultate könnten durch die Vernetzung der Revitalisierungen mit anderen artenreichen Stellen begründet sein. Ähnlich wie bei Pflanzen (Rohde et al., 2005), könnte auch für die Kiesbankfauna die Nähe der Revitalisierung zu anderen Kiesbänken oder ähnlichen Habitaten eine Rolle spielen, da nur wenige Kiesbankarten befähigt sind, Strecken über grössere Distanzen zurückzulegen (Manderbach, 1998).



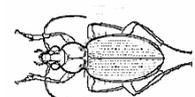
Somit sind Revitalisierungen vor allem dort zu empfehlen, wo in der Nähe bereits ähnliche Lebensräume existieren, von wo aus die neu entstandenen Habitate besiedelt werden können.

7.4 Ausblick

Interessant wären unter anderem Studien über die Konkurrenzverhältnisse der Taxa unter den verschiedenen Beeinträchtigungen. Es könnte z.B. untersucht werden, ob wie bei den Boer (1990) an hydrologisch beeinträchtigten Stellen die Ameisen, als Bewohner eher stabiler ökologischer Verhältnisse, mit der Zeit Überhand gewinnen.

Lohnend könnte auch eine Analyse der Auswirkungen der täglichen Überflutungen auf die Energieflüsse vom aquatischen zum terrestrischen Lebensraum sein.

Aufgrund der noch immer mangelnden Datengrundlagen bei den Kurzflügelkäfern und den Spinnen (z.B. Manderbach, 1998), muss der Fokus weiterer Untersuchungen aber auf die ökologischen Ansprüche der ripicolen Arten dieser Taxa gerichtet sein, um später alle drei Taxa (Laufkäfer, Kurzflügelkäfer, Spinnen) zur Indikation verwenden zu können. Da verschiedene Taxa komplementäre Informationen liefern können (Greenwood et al., 1995) wäre dieser Schritt für die Fließgewässerbeurteilung wertvoll.





8 Literaturverzeichnis

ANDERSEN, J. (1970): Habitat Choice and Life History of Bembidiini (Col., Carabidae) on River Banks in Central and Northern Norway. Norsk Entomologisk Tidsskrift 17 (1): 17-65.

ASSING, V.; SCHÜLKE, M. (2001): Supplemente zur mitteleuropäischen Staphylinidenfauna (Coleoptera, Staphylinidae). II. Entomologische Blätter 97: 121-176.

BATES, A.J.; SADLER, J.P.; FOWLES, A.P. (2006): Condition-Dependent dispersal of a patchily distributed riparian ground beetle in response to disturbance. Oecologia online publication.

BELL, D.; PETTS, G.E.; SADLER, J.P. (1999): The distribution of spiders in the wooded riparian zone of three rivers in Western Europe. Regul. Rivers: Res. Mgmt. 15: 141-158.

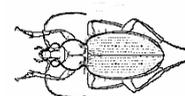
BONN, A.; HAGEN, K.; WOHLGEMUTH-VON REICHE, D. (2002): The significance of flood regimes for carabid beetle and spider communities in riparian habitats - A comparison of three major rivers in Germany. River Res. Applic. 18: 43-64.

BONN, A.; ZIESCHE, T. (2000): Auswirkung von Uferbaumassnahmen auf die Carabidenfauna eines Flusses - Folgen von Buhnsanierung und Steinschüttungen am Beispiel der Elbe. Naturschutz und Landschaftsplanung 32(8): 242-249.

BOSCAINI, A.; FRANCESCHINI, A.; MAIOLINI, B. (2000): River ecotones: carabid beetles as a tool for quality assessment. Hydrobiologia 422/423: 173-181.

BUWAL (1998A): Ökomorphologie Stufe F. Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 27. Bern. 49 S.

BUWAL (1998B): Modell-Stufen-Konzept. Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 26. Bern. 43 S.



CARTRON, J.-L.; MOLLES JR., M.C.; SCHUETZ J.F.; CRAWFORD, C.S.; DAHM, C.N. (2003): Ground Arthropods as Potential Indicators of Flooding Regime in the Riparian Forest of the Middle Rio Grande, New Mexico. *Environ. Entomol.* 32(5): 1075-1084.

CHINERY, M. (2002): *Pareys Buch der Insekten*. 3. Aufl., Berlin: Parey. 328 S.

DALE, V.H.; BEYELER, S.C. (2001): Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1: 3-10.

DEN BOER, P.J. (1990): The Survival Value of Dispersal in Terrestrial Arthropods. *Biological Conservation* 54: 175-192.

DRÖSCHMEISTER, R. (1994): Die Spinnenfauna der Kies- und Schotterbänke des nordalpinen Wildbaches Halblech, (Landkreis Ostallgäu). *Ber. Naturwiss. Verein Schwaben* 98: 61-70.

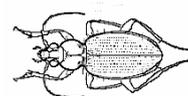
ELLIS, L.M.; CRAWFORD, C.S.; MOLLES JR., M.C. (2001): Influence of annual flooding on terrestrial arthropod assemblages of a Rio Grande riparian forest. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 17: 1-20.

EYRE, M.D.; LOTT, D.A.; LUFF, M.L. (2001): The rove beetles (Coleoptera, Staphylinidae) of exposed riverine sediments in Scotland and northern England: Habitat classification and conservation aspects. *Journal of Insect Conservation* 5: 173-186.

FREUDE, H.; HARDE, K.W.; LOHSE, G.A. (1964): *Die Käfer Mitteleuropas*. Band 4: Staphylinidae I Micropeplinae bis Tachyporinae. Krefeld: Goecke & Evers. 264 S.

FREUDE, H.; HARDE, K.W.; LOHSE, G.A. (1974): *Die Käfer Mitteleuropas*. Band 5: Staphylinidae II Hypocyphinae und Aleocharinae ; Pselaphidae. Krefeld: Goecke & Evers. 381 S.

FREUDE, H.; LOHSE, G.A.; KLAUSNITZER, B.; MÜLLER-MOTZFELD, G. (2004): *Die Käfer Mitteleuropas*. 2. (erw.) Aufl., Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag. 521 S.



GREENWOOD, M.T.; BICKERTON, M.A.; PETTS, G. E. (1995): Spatial distribution of spiders on the floodplain of the river Trent, UK: The role of hydrological setting. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 10: 303-313.

GÜNTHER, J.; ASSMANN, T. (2005): Restoration ecology meets carabidology: effects of floodplain restitution on ground beetles (Coleoptera, Carabidae). *Biodiversity and Conservation* 14: 1583-1606.

HÄNGGI A.; STÖCKLI, E.; NENTWIG, W. (1995): Lebensräume mitteleuropäischer Spinnen. *Miscellanea Faunistica Helvetiae* 4. 1. Aufl., Neuchâtel: Schweizerisches Zentrum für die kartographische Erfassung der Fauna (SZKF). 459 S.

HÄNGGI, A. (1987): Die Spinnenfauna der Feuchtgebiete des Grossen Mooses, Kt. Bern - II. Beurteilung des Naturschutzwertes naturnaher Standorte anhand der Spinnenfauna. *Mitt. Naturf. Ges. Bern, N.F.* 44:157-185.

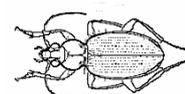
HEIDT, E.; FRAMENAU, V.; HERING, D.; MANDERBACH, R. (1998): Die Spinnen- und Laufkäferfauna auf ufernahen Schotterbänken von Rhône, Ain (Frankreich) und Tagliamento (Italien) (Arachnida: Aranae; Coleoptera: Carabidae). *Entomol. Z.* 108(4): 142-153.

INNIS, S.A.; NAIMAN, R.J.; ELLIOTT, S.R. (2000): Indicators and assessment methods for measuring the ecological integrity of semi-aquatic terrestrial environments. *Hydrobiologia* 422/423: 111-131.

KAHLEN, M. (2003): Die Käfer der Ufer und Auen des Tagliamento. *Gortania* 24: 147-202.

KREBS, C.J. (1999): *Ecological Methodology*. 2. Aufl., Menlo Park, California: Addison Wesley Longman. 620 S.

KUNZE, M.; KACHE, P. (1998): Zonationszönosen von Kurzflügelkäfern (Coleoptera, Staphylinidae) an Flussufern Nordwestdeutschlands. *Z. für Ökologie und Naturschutz* 7: 29-43.



LOIZEAU, J.-L.; DOMINIK, J. (2000): Evolution of the Upper Rhone River discharge and suspended sediment load during the last 80 years and some implications for Lake Geneva. *Aquat. Sci.* 62: 54-67.

MAGURRAN, A.E. (1991): *Ecological Diversity and Its Measurement*. 2. Aufl., London: Chapman and Hall. 192 S.

MAIOLINI, B.; FRANCESCHINI, A.; BOSCAINI, A. (1998): The Role of Invertebrate Communities as Indicators of Environmental Characteristics of European River Margins. In: Wade, M.; Joyce, C. (Hrsg.) *European wet grasslands: biodiversity, management, and restoration*. 151-162. Chichester.

MANDERBACH, R. (1998): *Lebensstrategien und Verbreitung terrestrischer Arthropoden in schotterreichen Flussauen der Nordalpen*. Diss. an der Philipps-Universität Marburg. Wissenschaft in Dissertationen Band 420. Marburg. 209 S.

MANDERBACH, R.; HERING, D. (2001): Typology of riparian ground beetle communities (Coleoptera, Carabidae, Bembidion spec.) in Central Europe and adjacent areas. *Arch. Hydrobiol.* 152 (4): 583-608.

MANDERBACH, R.; REICH, M. (1995): Auswirkungen grosser Querbauwerke auf die Laufkäferzönosen (Coleoptera, Carabidae) von Umlagerungsstrecken der Oberen Isar. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 101 (Large Rivers 9): 573-588.

MARGGI, W.A. (1992): *Faunistik der Sandlaufkäfer und Laufkäfer der Schweiz (Cicindelidae & Carabidae) Coleoptera Teil 1*. Documenta Faunistica Helvetiae 13. 1. Aufl., Neuchâtel: Schweizerisches Zentrum für die kartographische Erfassung der Fauna (SZKF). 477 S.

MAURER, R.; HÄNGGI A. (1990): *Katalog der Schweizerischen Spinnen*. Documenta Faunistica Helvetiae 12. 1. Aufl., Neuchâtel: Schweizerisches Zentrum für die kartographische Erfassung der Fauna (SZKF). ca. 400 S.

NÄHRIG, D.; HARMS, K.H. (2003): *Rote Listen und Checklisten der Spinnen in Baden-Württemberg*. 1. Aufl., Karlsruhe: Landesanstalt für Umweltschutz. 181 S.



NAIMAN, R.J.; DÉCAMPS, H. (1997): The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 28: 621-658.

NAIMAN, R.J.; DÉCAMPS, H.; POLLOCK, M. (1993): The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3(2): 209-212.

PAETZOLD, A. (2004): Life at the Edge - Aquatic-terrestrial interactions along rivers. Diss. an der Eidgenössisch Technischen Hochschule Zürich No. 15825, 159 S.

PAETZOLD, A.; SCHUBERT, C.J.; TOCKNER, K. (2005): Aquatic Terrestrial Linkages Along a Braided-River: Riparian Arthropods Feeding on Aquatic Insects. *Ecosystems* 8: 748-759.

PLACHTER, H. (1986): Die Fauna der Kies- und Schotterbänke dealpiner Flüsse und Empfehlungen für ihren Schutz. *Berichte der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege* 10: 119-147.

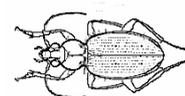
PLACHTER, H. (1998): Die Auen alpiner Wildflüsse als Modelle störungsgeprägter ökologischer Systeme. *Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.* 56: 21-66.

POZZI, S.; GONSETH, Y.; HÄNGGI, A. (1998): Evaluation de l'entretien des prairies sèches du plateau occidental suisse par le biais de leurs peuplements arachnologiques (Arachnida: Araneae). *Revue suisse de Zoologie* 105 (3): 465-485.

RAINIO, J.; NIEMELÄ, J. (2003): Ground Beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 12: 487-506.

ROHDE, S.; SCHÜTZ, M.; KIENAST, F.; ENGLMAIER, P. (2005): River widening: An approach to restoring riparian habitats and plant species. *River Res. Applic.* 21: 1075-1094.

RUST-DUBIÉ, C.; SCHNEIDER, K.; WALTER, T. (2006): Fauna der Schweizer Auen - Eine Datenbank für Praxis und Wissenschaft. Zürich: Bristol-Stiftung; Bern, Stuttgart, Wien: Haupt. 214 S.



SADLER, J.P.; BELL, D.; FOWLES, A. (2004): The hydroecological controls and conservation value of beetles on exposed riverine sediments in England and Wales. *Biological Conservation*. 118: 41-56.

SCHÄLCHLI, U. (2002): Kolmation - Methoden zur Erkennung und Bewertung. Bericht im Auftrag von Fischnetz c/o EAWAG, Dübendorf. 22 S.

SCHATZ, I. (1996): Kurzflügelkäfer in Uferzönosen der Lechauen (Nordtirol, Österreich) (Coleoptera: Staphylinidae). *Ber. nat.-med. Verein Innsbruck* 83: 253-277.

SCHATZ, I. (2004): Die Kurzflügelkäfer (Coleoptera, Staphylinidae) der Etsch-Auen (Südtirol, Italien) - Artenspektrum, Verteilung und Habitatbindung. *Gredleriana* 4: 159-202.

SCHATZ, I.; STEINBERGER, K.-H.; KOPF, T. (2003): Auswirkungen des Schwellbetriebes auf uferbewohnende Arthropoden (Aranei; Insecta: Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae) am Inn im Vergleich zum Lech (Tirol, Österreich). In: Füreder, L. (Hrsg.): *Ökologie und Wasserkraftnutzung*: 202-231. Amt der Tiroler Landesregierung, Innsbruck.

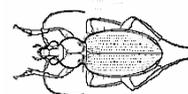
SEABY, R.M., HENDERSON, P.A. (2006): *Species Diversity and Richness Version 4 Manual*. Lympington: Pisces Conservation Ltd.

SIEPE, A. (1985): Einfluss häufiger Überflutungen auf die Spinnen-Besiedlung am Oberrhein-Ufer. *Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Ent.* 4: 281-284.

SMIT, J.; HÖPPNER, J.; HERING, D.; PLACHER, H. (1997): Kiesbänke und ihre Spinnen- und Laufkäferfauna (Araneae, Carabidae) an Mittelgebirgsbächen Nordhessens. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 27: 357-364.

STEINBERGER, K.-H. (2004): Die Spinnen (Araneae) und Weberknechte (Opiliones) der Etsch-Auen in Südtirol (Italien). *Gredleriana* 4: 55-92.

TALVI, T. (1995): Carabid beetle assemblages (Coleoptera) in a wooded meadow and in adjacent habitats on the Saaremaa Island, Estonia. *Entomol. Fennica* 6: 169-175.



TICKNER, D.; ARMITAGE, P.D.; BICKERTON, M.A.; HALL, K.A. (2000): Assessing stream quality using information on mesohabitat distribution and character. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 10: 179-196.

TOCKNER, K. (2005) im Anhang zu: Woolsey S. et al. (2005): Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fließgewässerrevitalisierungen, Publikation des Rhone-Thur-Projekts, Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ. 112 S.

http://www.rivermanagement.ch/erfolgskontr/docs/anhang_l/44%20Laenge%20de r%20Grenzlinie%20zwischen%20Wasser%20und%20Land.pdf

TOCKNER, K.; PAETZOLD, A.; KARAU, U.; CLARET, C.; ZETTEL, J. (2004): Ecology of braided rivers. *IAS Special Publication.* 51 S.

TOCKNER, K.; STANFORD, J.A. (2002): Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation* 29 (3): 308-330.

TOCKNER, K.; WARD, J.V. (1999): Biodiversity along riparian corridors. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 115 (3): 293-310.

UETZ, W. (1979): The Influence of Variation in Litter Habitats on Spider Communities. *Oecologia (Berl.)* 40: 29-42.

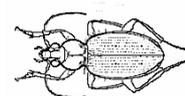
UHLMANN, V. (2001): Die Uferzoozönosen in natürlichen und regulierten Flussabschnitten. Diplomarbeit an der EAWAG und am Departement Biologie der ETH Zürich. Dübendorf. 75 S.

<http://www.rhone-thur.eawag.ch/Uferz%F6nosen%20in%20Flussabschnitten.pdf>

VAN DER NAT, D.; SCHMIDT, A.P.; TOCKNER, K.; EDWARDS, P.J.; WARD, J.V. (2002): Inundation dynamics in braided floodplains: Tagliamento River, Northeast Italy. *Ecosystems* 5: 636-647.

VAN LOOY, K.; VANACKER, S.; JOCHEMS, H.; DE BLUST, G.; DUFRÊNE, M. (2005): Ground beetle Habitat Templates and Riverbank Integrity. *River Res. Applic.* 21: 1133-1146.

WARD, J.V.; TOCKNER, K.; EDWARDS, P.J.; KOLLMANN, J.; BRETSCCHKO, G.; GURNELL, A.M.; PETTS, G.E.; ROSSARO, B. (1999A): A reference river system for the alps: The ‚Fiume Tagliamento‘. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 15: 63-75.

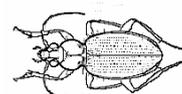


WARD, J.V.; TOCKNER, K.; SCHIEMER, F. (1999B): Biodiversity of floodplain river ecosystems: Ecotones and connectivity. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 15: 125-139.

WOOLSEY, S.; WEBER, C.; GONSER, T.; HOEHN, E.; HOSTMANN, M.; JUNKER, B.; ROULIER, C.; SCHWEIZER, S.; TIEGS, S.; TOCKNER, K.; PETER, A. (2005): Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fließgewässerrevitalisierungen. Publikation des Rhone-Thur Projektes. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ. 112 S.

WYZGA, B. (1996): Changes in the magnitude and transformation of flood waves subsequent to the channelization of the Raba river, polish carpathians. *Earth Surface Processes and Landforms* 21: 749-763.

ZULKA, K.P. (1994): Carabids in a Central European floodplain: species distribution and survival during inundations. In: Desender, K. et al. (Hrsg.) *Carabid Beetles: Ecology and Evolution*: 399-405. Dordrecht.



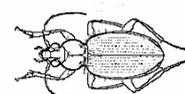
9 Abkürzungsverzeichnis und Glossar

Tab. 9-1: Im Text verwendete Abkürzungen

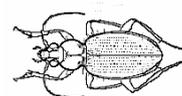
H+	Natürliche Hydrologie
H-	Beeinträchtigte Hydrologie
M+	Natürliche Morphologie
Mrev.	Revitalisiert
M-	Beeinträchtigte Morphologie
KG	Korngrößen
mittl.	mittlere Korngrößen
kolm.	kolmatiert (ohne diese Bezeichnung ist das Habitat nicht kolmatiert)
Veg.	mit Vegetation (ohne diese Bezeichnung ist das Habitat vegetationsarm oder vegetationsfrei)

Tab. 9-2: Lateinische und Deutsche Namen der im Text genannten Taxa (Wenn nicht anders vermerkt, handelt es sich um Familien)

<i>Lateinisch</i>	<i>Deutsch</i>
Anthicidae	Blumenkäfer
Araneae (Ordnung)	Webspinnen
Araneidae	Radnetzspinnen
Auchenorrhyncha (Unterordnung)	Zikaden
Carabidae	Laufkäfer
Clubionidae	Sackspinnen
Collembola (Klasse)	Springschwänze
Curculionidae	Rüsselkäfer
Dictynidae	Kräuselspinnen



Elateridae	Schnellkäfer
Ephemeroptera (Ordnung)	Eintagsfliegen
Formicidae	Ameisen
Glomeridae	Saftkugler
Gnaphosidae	Glattbauchspinnen
Heteroptera (Unterordnung)	Wanzen
Hymenoptera (Ordnung)	Hautflügler
Linyphiidae	Baldachinspinnen
Lycosidae	Wolfsspinnen
Opiliones (Ordnung)	Weberknechte
Plecoptera (Ordnung)	Steinfliegen
Scarabaeidae	Blatthornkäfer
Staphylinidae	Kurzflügelkäfer
Tetragnathidae	Streckerspinnen
Thomisidae	Krabbenspinnen



10 Anhang

10.1	Aufteilung der Habitate	A-2
10.2	Habitate mit Beispielfoto und Beschrieb	A-3
10.3	Tabellen	A-7
	<i>Tab. 10-1: Tabellen der retrograden Regressionanalysen</i>	<i>A-7</i>
	<i>Tab. 10-2: P-Werte als Mass für die Güte der Verteilungsmodelle für die Artenzusammensetzung an den verschiedenen Flussabschnitten.</i>	<i>A-8</i>
	<i>Tab. 10-3: Clusterzentren der endgültigen Lösung</i>	<i>A-8</i>
10.4	Abflussgraphiken	A-9
10.4.1	Beispiel für Schwall-Sunk	A-9
10.4.2	Abflussgraphiken der untersuchten Flüsse mit Kennzeichnung der Probenahmedaten	A-9
10.5	Arthropodendaten	A-13
10.6	Methodenkritik	A-18



10.1 Aufteilung der Habitate

Vegetation, Neigung, Korngrössenzusammensetzung und Kolmation sind die vier Kriterien anhand welcher die Habitate unterteilt wurden.

Vegetation / organisches Material:

- 0 keine oder wenig Vegetation oder organisches Material (maximal 10%)
- 1 viel Vegetation und / oder viel organisches Material vorhanden (mehr als 10%)

Neigung:

- 1 eher flach (Neigungen bis ca. 25%)
- 2 eher steil (Neigungen über 25%)

Korngrössen:

- 1 mindestens 75% kleine und mittlere Korngrössen (Summe von: Mikrolithal, Akal, Psammal und Agryllal)
- 2 höchstens 25% kleine Korngrössen (Psammal und Agryllal) sowie zwischen 5 und 40 % grosse Korngrössen (Summe von Megalithal, Makrolithal und Mesolithal)
- 3 mehr als 40% grosse Korngrössen

Kolmation:

- 0 Kolmationsklassen 1-3 nach Schälchli, Abegg und Hunzinger: Keine, Schwache und Mittlere Kolmation
- 1 Kolmationsklassen 4-5: Starke und Vollständige Kolmation



10.2 Habitate mit Beispielfoto und Beschreibung



Habitat A: Feinkies, flach



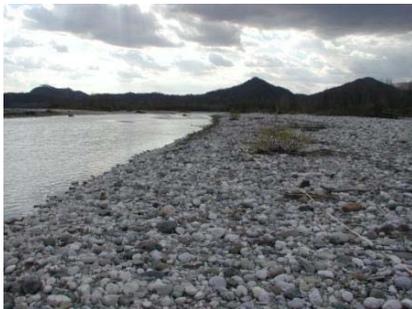
Habitat B: Feinkies, flach, kolmatiert



Habitat C: mittlere Korngrößen, flach



Habitat D: mittlere Korngrößen, flach, kolmatiert



Habitat E: grobe Korngrößen, flach



Habitat F: grobe Korngrößen, flach, kolmatiert





Habitat G: Feinkies, steil



Habitat H: Feinkies, steil, kolmatiert



Habitat I: mittlere Korngrößen, steil



Habitat K: grob, steil



Habitat L: grobe Korngrößen, steil, kolmatiert



Habitat M: Feinkies, flach, Vegetation





Habitat N: mittlere Korngrößen, flach, Vegetation



Habitat O: mittlere Korngrößen, flach, Vegetation, kolmatiert



Habitat P: mittlere Korngrößen, steil, Vegetation



Habitat Q: mittlere Korngrößen, steil, Vegetation, kolmatiert

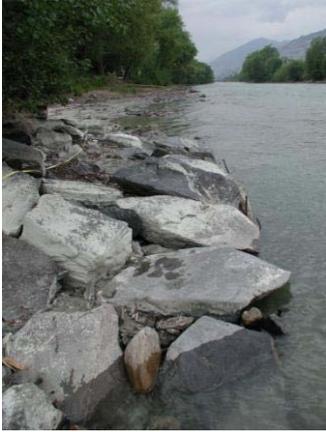


Habitat R: grobe Korngrößen, steil, Vegetation



Habitat S: Wald





Habitat T:
Blockwurf



10.3 Tabellen

Tab. 10-1: Tabellen der retrograden Regressionanalysen

Gesamtabundanz	Beta	t
Morphologie	-0.262	-3.734***
Substratheterogenität	0.142	2.027*
Nicht signifikante Variablen	<ul style="list-style-type: none"> • Hydrologie • Temperatur • Beschattung • Feuchtigkeit 	

Abundanz Carabidae	Beta	t
Hydrologie	0.179	2.582*
Morphologie	-0.285	-4.096***
Nicht signifikante Variablen	<ul style="list-style-type: none"> • Feuchtigkeit • Substratheterogenität • Beschattung • Temperatur 	

Abundanz Staphylinidae	Beta	t
Substratheterogenität	0.190	2.675**
Nicht signifikante Variablen	<ul style="list-style-type: none"> • Hydrologie • Temperatur • Morphologie • Beschattung • Feuchtigkeit 	

Abundanz Aranae	Beta	t
Hydrologie	-0.282	-4.173***
Feuchtigkeit	-0.137	-2.000*
Substratheterogenität	0.195	2.860**
Nicht signifikante Variablen	<ul style="list-style-type: none"> • Beschattung • Temperatur • Morphologie 	

Abundanz Formicidae	Beta	t
Hydrologie	-0.237	-3.486**
Beschattung	0.275	4.044***
Nicht signifikante Variablen	<ul style="list-style-type: none"> • Substratheterogenität • Temperatur • Morphologie • Feuchtigkeit 	



Tab. 10-2: P-Werte als Mass für die Güte der Verteilungsmodelle für die Artenzusammensetzung an den verschiedenen Flussabschnitten. Grün: best fit of model

p-Werte der verschiedenen Verteilungen		Geometric series	log series	truncated log normal	broken stick
X=Zu wenig Abundanzen für eine Aussage					
H+ M+	Tagliamento I	0.85	0.31	0.31	0.12
	Tagliamento II	0.01	0.27	0.24	0.01
	Sense Plaffeien	0	0.66	0.26	0.04
H+ Mrev.	Emme Aefligen	0	0.21	0.1	0.25
	Thur Schaffäuli	0	0.44	0.37	0
	Thur Uesslingen	0	0	0	0
H+ M-	Thur Kleinandelfingen	0	0.49	0.96	0.27
	Thur Gütighausen	0	0.36	0.54	0.01
	Töss Freienstein	0	0.01	0.8	0.11
H- M+	Rhone Pfynwald	0.65	0.05	0.53	0.35
	Vorderrhein Ilanz	0.99	X	X	X
	Rhein Landquart	0.23	0.56	0.86	X
H- Mrev.	Moesa Grono	0.03	0.73	0.21	0.01
	Moesa Lostallo	0	0.4	0.13	0
	Rhein Felsberg	0.86	0.18	0.24	0
H- M-	Rhone Riddes	0.68	X	X	X
	Rhone Chippis	0.84	X	0.1	X
	Rhein Bad Ragaz	0.08	X	X	X

Tab. 10-3: Clusterzentren der endgültigen Lösung (Clusterzentrenanalyse)

	1	2	3	4	5	6
Gross	59.4%	1.9%	2.6%	22.3%	3.2%	6.0%
Mittel	11.0%	27.6%	49.3%	40.1%	37.5%	4.5%
Klein	11.3%	64.2%	44.4%	32.1%	26.9%	12.0%
Biomasse	18.3%	6.1%	3.8%	5.4%	31.8%	71.5%
Kolmation	3.5	3.0	2.0	3.3	2.7	2.9
Neigung	1.9	0.8	1.4	1.6	1.4	2.5
Feuchtigkeit	1.3	2.2	1.9	2.2	1.9	2.3
Substatherogenität	1.8	1.5	2.0	2.3	2.5	1.8
Beschattung	38.4%	4.1%	1.7%	4.8%	12.4%	58.8%

wobei: 1=Blockwurf
 2=Feinkies, flach
 3=eher fein, vegetationsarm
 4=eher grob, vegetationsarm
 5=mittelgrob mit Vegetation
 6=Wald



10.4 Abflussgraphiken

10.4.1 Beispiel für Schwall-Sunk

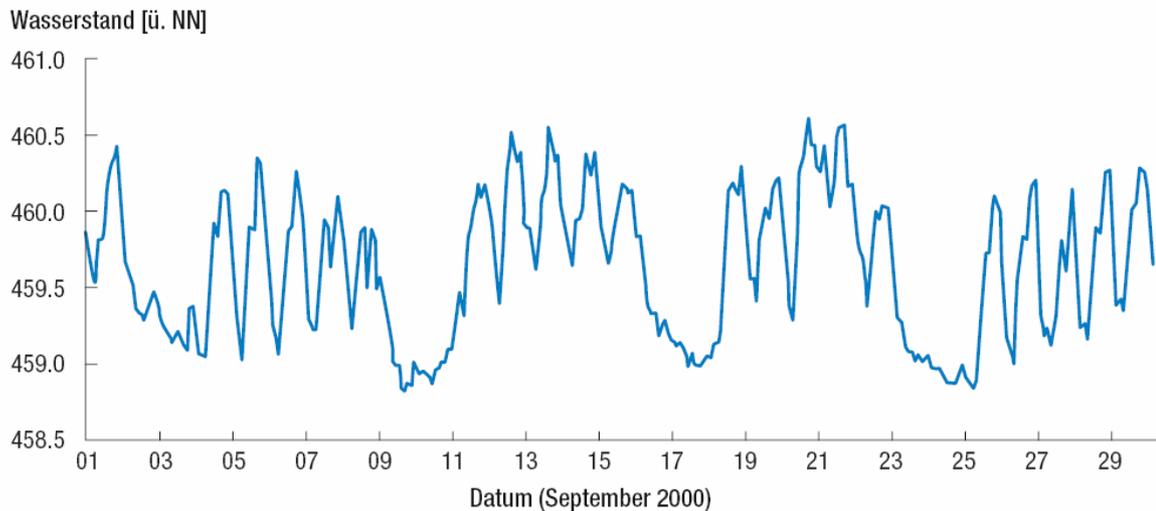
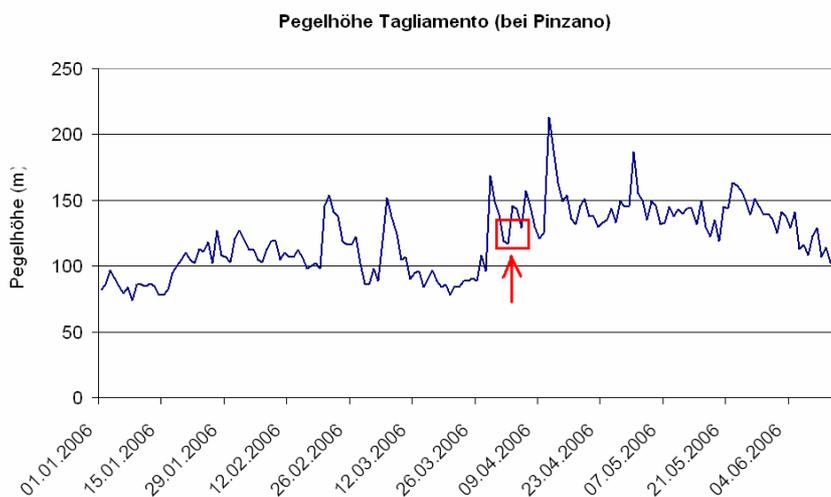
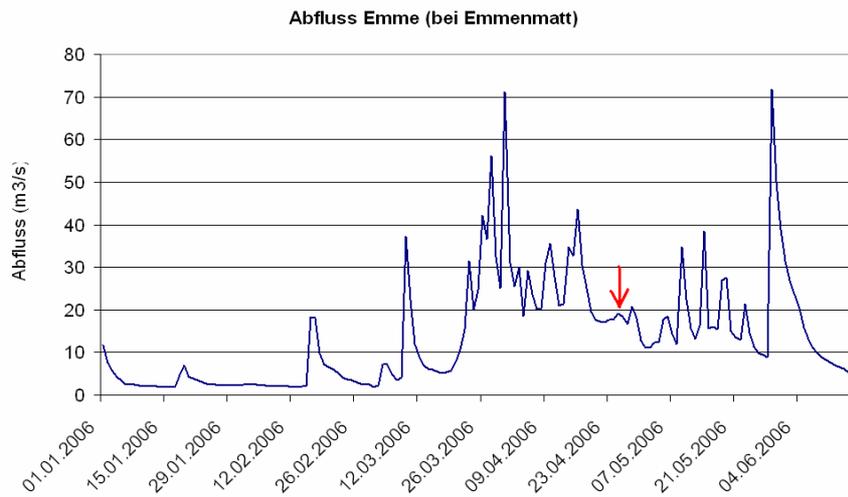
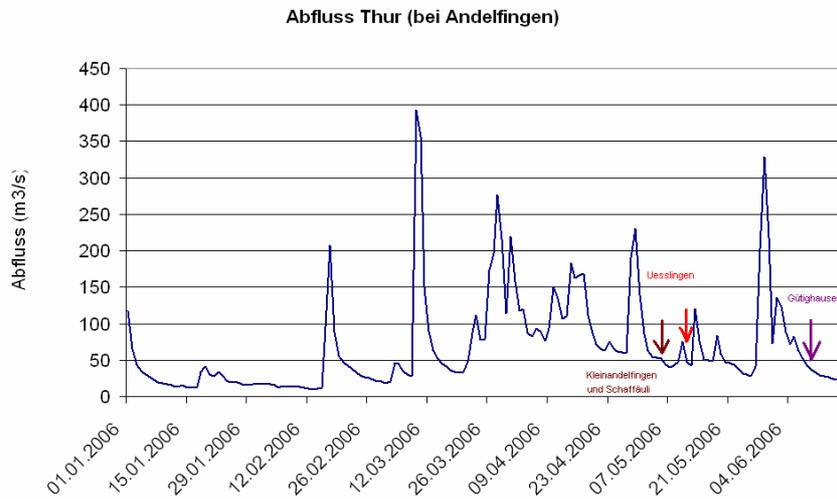
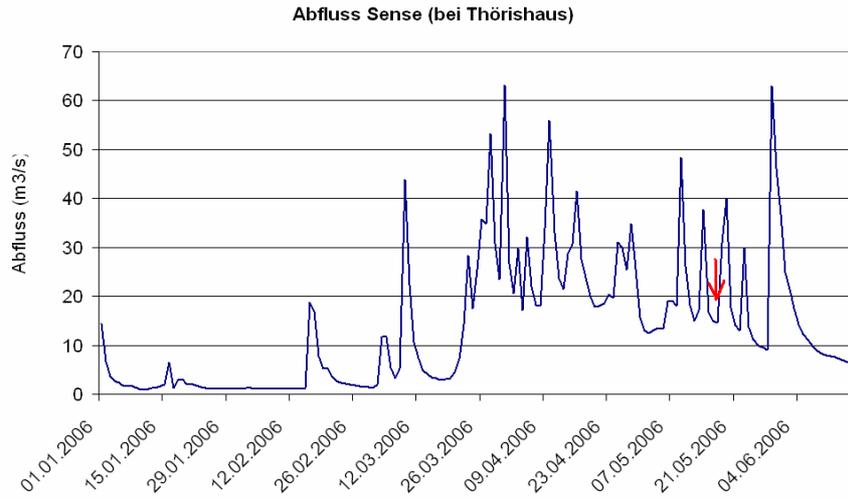


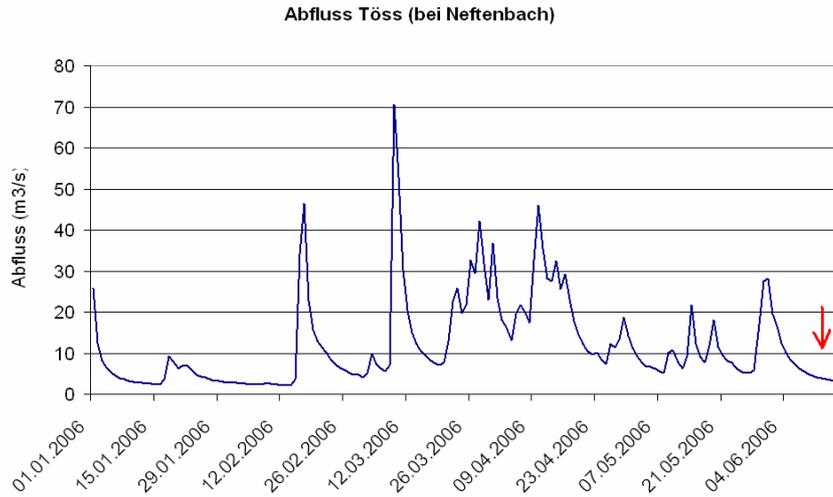
Abb. 10-1: Durch Schwallbetrieb verursachte Wasserstandsschwankungen in der Rhone (aus Fette et al., 2005 in Woolsey et al., 2005)

10.4.2 Abflussgraphiken der untersuchten Flüsse mit Kennzeichnung der Probenahmedaten

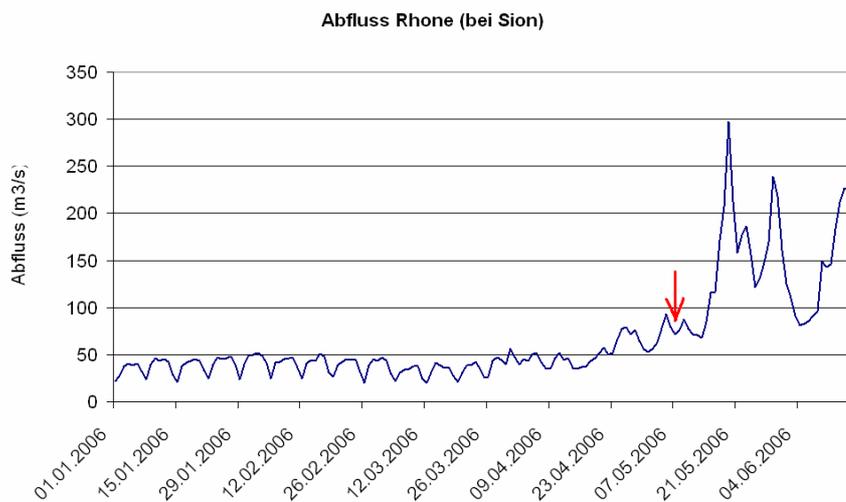
Flüsse mit natürlicher Hydrologie

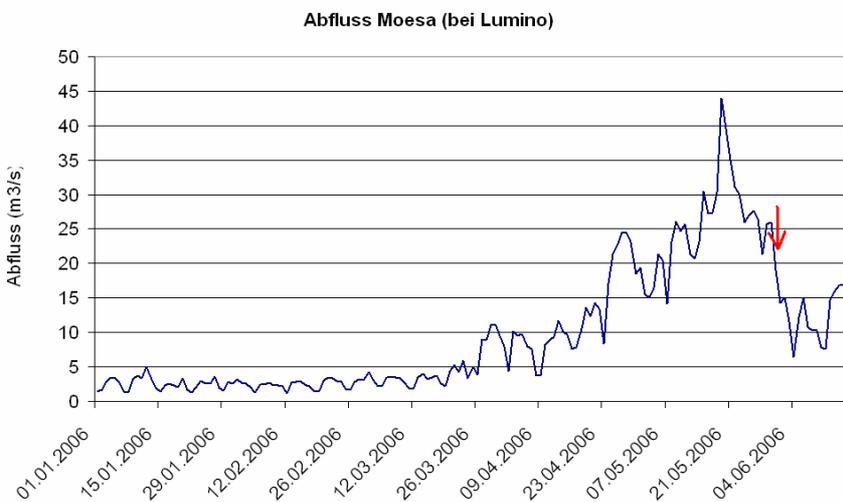
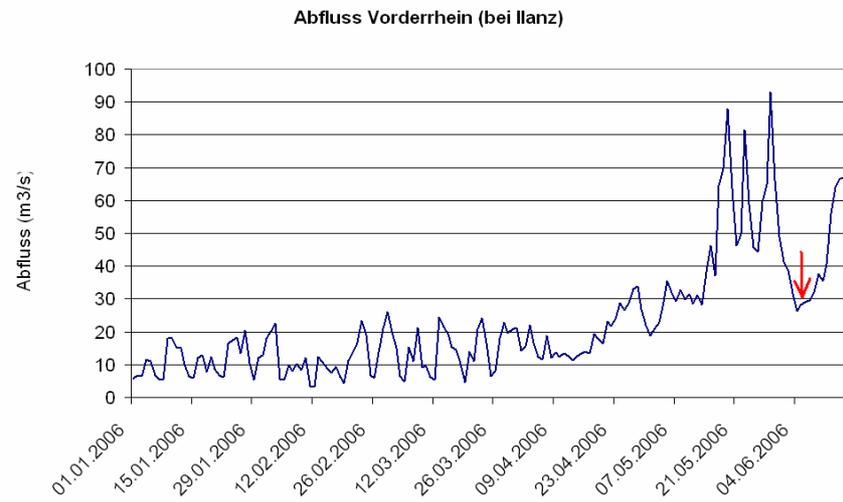
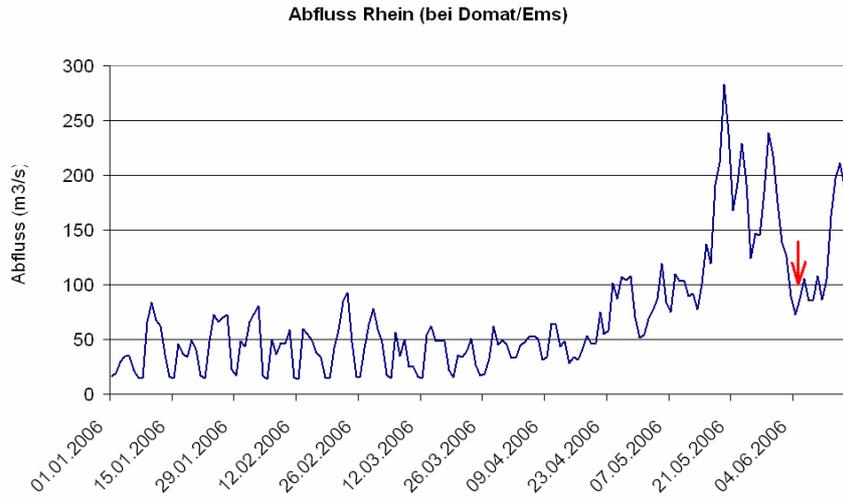






Flüsse mit Schwall-Sunk oder Schwall-Sunk-ähnlichem Betrieb





Spinnen (Fortsetzung)		
<i>Pirata knorri</i> (Scopoli, 1763)		
<i>Pirata latitans</i> (Blackwall, 1841)		
<i>Pirata</i> sp.	1	1
<i>Robertus lividus</i> (Blackwall, 1844)	1	1
<i>Singa nitidula</i> (C. L. Koch, 1844)		
<i>Tetragnatha montana</i> (Simon, 1874)		
<i>Tetragnatha</i> sp.	2	1
<i>Theridion</i> sp.	1	
<i>Trochosa terricola</i> (Thorell, 1856)		1
Unterfam. <i>Erigoninae</i>	1	
Fam. <i>Araneidae</i>	2	
Fam. <i>Gnaphosidae</i>	1	
Fam. <i>Thomisidae</i>		1
Total Spinnen	8	20
	3	3
	1	1
	0	0
	5	5
	2	2
	4	4
	5	5
	2	2
	2	2
	43	43
	22	22
	1	1
	5	5
	5	5
Opiliones	1	6

Tagliamento I
 Tagliamento I
 Sense Plaffeien
 Emme Aefligen
 Thur Schaffäuli
 Thur Uesslingen
 Thur Kleinandelfingen
 Thur Gütighausen
 Töss Freienstein
 Rhone Pfynwald
 Vorderrhein Ilanz
 Rhein Landquart
 Moesa Grono
 Moesa Lostallo
 Rhein Felsberg
 Rhone Riddes
 Rhone Chippis
 Rhein Bad Ragaz



10.6 Methodenkritik

Einige Störfaktoren konnten aus praktischen Gründen nicht ausgeschlossen werden. Es wurde versucht, die Probenahmen bei Niedrigwasser durchzuführen. Dies war jedoch nicht an allen Flüssen möglich (siehe Abflussgraphiken S. A-9 bis A-12). Weiter mussten an einigen Tagen auch bei Regen oder kälteren Temperaturen Proben genommen werden, was sich durch geringere Aktivität der Arthropoden stark auf die Anzahl Individuen auswirkte, die gefangen werden konnten. Schliesslich war es an den hydrologisch beeinträchtigten Stellen oft schwierig zu erkennen oder zu definieren, wo sich die „normale“ Uferlinie befindet, an welcher beprobt werden soll. Für einige Flüsse war das einmalige Beprobieren zu wenig, um einen Grossteil der Artenvielfalt zu erheben. Aussagekräftigere Resultate hätten bei einer Probenahme über mehrere Jahre erreicht werden können, was jedoch im Rahmen einer Diplomarbeit unmöglich ist. So kann diese Studie nur als Momentaufnahme angeschaut werden. Auch die Auswahl der Probenahmestellen war nicht ganz einfach. Dadurch, dass sich Wasserkraftwerke meist in erhöhten Lagen befinden, mussten die hydrologisch beeinträchtigten Stellen dort beprobt werden. Dies könnte zu einer Verzerrung der Daten geführt haben. Auch der Tagliamento und die Moesa als eher südliche Flüsse sind vermutlich nur bedingt vergleichbar mit den nördlicheren Flüssen.

