



Departement für Wirtschaft, Soziales und
Umwelt des Kantons Basel-Stadt

Amt für Umwelt und Energie

► Gewässerschutz



Kanton Basel-Landschaft

Amt für Umweltschutz und Energie
Veterinär-, Jagd- und Fischereiwesen

Erfolgskontrolle BirsVital Untersuchung 2010

Benthosfauna



Herausgeber

Bau- und Umweltschutzdirektion
des Kantons Basel-Landschaft
Amt für Umweltschutz und Energie
Rheinstrasse 29
4410 Liestal

Volkswirtschafts- und Gesundheitsdirektion
des Kantons Basel-Landschaft
Veterinär- Jagd- und Fischereiwesen
Ebenrainweg 25
4450 Sissach

Departement für Wirtschaft, Soziales und Umwelt
des Kantons Basel-Stadt
Amt für Umwelt und Energie
Abteilung Gewässerschutz
Hochbergerstrasse 158
4019 Basel

Autoren

Dr. Daniel Küry
Dr. Marion Mertens
Life Science AG
Greifengasse 7
4058 Basel



Projektkoordination

Dr. Marin Huser, Amt für Umwelt und Energie Basel-Landschaft
Mirica Scarselli, Amt für Umwelt und Energie Basel-Stadt
Daniel Zopfi, Veterinär-, Jagd- und Fischereiwesen, Basel-Landschaft

Dank

Wir danken Miryam Ebnetter und Katharina Hesse für die Mithilfe bei den Feldarbeiten und beim Aussortieren der Proben.

Titelbild

Birs, August 2010
(Foto: Daniel Küry, Basel)

Basel, April 2011

Erfolgskontrolle BirsVital Untersuchung 2010

Benthos Fauna

Basel & Liestal, April 2011

Inhalt

Zusammenfassung	5
1 Einleitung	6
2 Untersuchungsgebiet	7
3 Methoden	8
3.1 Felderhebungen Choriotope, Struktur, Makrozoobenthos	8
3.2 Bestimmung und Auswertung Makrozoobenthos	10
3.3 Libellenfauna	11
4 Resultate	12
4.1 Substratzusammensetzung	12
4.2 Fließgeschwindigkeit	13
4.3 Zusammensetzung des Makrozoobenthos	14
4.4 Anzahl Taxa	16
4.5 Besiedlungsdichte des Makrozoobenthos	18
4.5.1 Besiedlungsdichten ausgewählter Makrozoobenthosgruppen	20
4.6 Ähnlichkeiten (similarity)	22
4.7 Libellen	23
4.8 Beziehung Taxazahl – Fließgeschwindigkeit	24
5 Diskussion	28
5.1 Entstehung spezifischer Lebensgemeinschaften	28
5.2 Auswirkungen auf die Taxavielfalt	29
5.3 Auswirkungen auf Taxadichte	29
5.4 Ähnlichkeiten der Tiergemeinschaften	29
5.5 Gesamtbetrachtung	30
6 Fazit	31
7 Literatur	32

Zusammenfassung

In den Jahren 2002 bis 2003 wurde der Birsabschnitt zwischen St. Jakob und Zürcherbrücke in Basel resp. Birsfelden revitalisiert. Um die Auswirkungen der Aufwertungen zu kennen und Erfahrungen für künftige Revitalisierungsprojekte zu sammeln, wurde die Durchführung einer Erfolgskontrolle veranlasst.

Die Erfolgskontrolle wurde als Vorher-Nachher-Untersuchung im Frühling jeweils vor und nach der Revitalisierung (BACI-Untersuchung) konzipiert. Vor den Bauarbeiten 2002 wurde das Makrozoobenthos in vier Teilstrecken des zu revitalisierenden Abschnitts und einer Referenzstrecke in Münchenstein untersucht. Nach Abschluss der Revitalisierungsarbeiten im Jahr 2010 waren es fünf Teilstrecken im revitalisierten Perimeter und zwei Referenzstrecken in Münchenstein. Auf jeder Teilstrecke wurden in pools respektive riffles (Choriotopen) auf jeweils fünf (2010) oder sechs (2002) Flächen die Fliessgeschwindigkeit gemessen und Einzelproben entnommen.

Die Fliessgeschwindigkeiten der untersuchten Strecken waren 2010 höher als vor der Revitalisierung. Die Fliessgeschwindigkeitsunterschiede zwischen den benachbarten riffles und pools waren 2010 auf den revitalisierten Teilstrecken signifikant.

Auf den vier Untersuchungsstrecken (U) wurden 2002 zwischen 26 und 40 Taxa und auf der Referenzstrecke 37 Taxa gefunden. Im Jahr 2010 lagen die Werte zwischen 30 und 39 Taxa im revitalisierten Abschnitt und 37 und 39 Taxa auf den Referenzstrecken. Mit dieser Spanne war die Taxavielfalt leicht höher als bei vergleichbaren Untersuchungen in der Wiese. Die beiden Zielarten *Baetis fuscatus* und *Leuctra geniculata* kamen 2010 auf deutlich mehr Strecken vor als 2002. Der Makroindex im Revitalisierungsperimeter lag in beiden Untersuchungsjahren bei Werten von 3 resp. 4. Auf der Referenzstrecke erhöhte sich der Wert von 2 im Jahr 2002 auf 3 resp. 4 im Jahr 2010.

Im Jahr 2002 war die Anzahl Taxa auf den beprobten Strecken signifikant verschieden. Dafür war vor allem die deutlich geringere Anzahl Taxa auf der pool-Strecke gegenüber der Referenz verantwortlich. Die Anzahl Taxa auf den revitalisierten Teilstrecken waren hingegen 2010 nicht signifikant von denjenigen der Referenzstrecke verschieden.

Die Makrozoobenthosdichte auf den untersuchten Strecken zeigte 2002 ebenfalls signifikante Unterschiede. Verantwortlich dafür war die höhere Dichte auf Strecke U3 im Vergleich zur pool-Strecke (U2p). Zwischen Revitalisierungsperimeter und Referenzstrecke ergaben sich keine signifikanten Dichteunterschiede. Nach der Revitalisierung 2010 war die Dichte auf der Gesamtheit der Teilstrecken signifikant verschieden. Im revitalisierten Abschnitt war die Dichte auf zwei pool-Strecken höher und auf einer riffle-Strecke tiefer als in den gleichartigen Choriotopen der Referenzstrecke. Weder Taxazahl noch Dichte haben sich auf der neu revitalisierten Strecke an die Referenzstrecken angeglichen. Es wurde jedoch ein Trend zur Ausbildung mosaikartiger Gemeinschaften sowie eine Abnahme der Makrozoobenthosdichte in den riffles und eine Zunahme in den pools verglichen mit der Referenz beobachtet.

Die Ähnlichkeiten der Makrozoobenthosgemeinschaften (Jaccard-Index) zwischen den Strecken waren in beiden Untersuchungsjahren recht hoch. Die Taxazusammensetzung auf der Strecke U3 stimmte 2002 zu über 83% mit derjenigen auf der Referenzstrecke überein. Die Werte 2010 waren tendenziell etwas niedriger. Die grössten Ähnlichkeiten wurden bei je zwei riffle- und pool-Strecken, sowie zwischen zwei unmittelbar benachbarten Teilstrecken beobachtet.

Bei den nur 2010 untersuchten Libellen waren die zentralen Strecken des Revitalisierungsprojekts zwischen den Bahnliesen / Autobahn bei St. Jakob und dem Nasenweg mit knapp 0,8 Individuen / 10 Meter dichter besiedelt als die ober- und unterhalb liegenden Bereiche.

Die Kriebelmücken (Simuliidae) und die Arten der Eintagsfliegengattung *Baetis* sp. zeigten eine positive Korrelation zwischen Dichte und Fliessgeschwindigkeit.

Die erhöhte Habitatverschiedenheit hat nicht zu einer signifikanten Erhöhung der Biodiversität geführt. Aufgrund der Dichten und Ähnlichkeiten der Makrozoobenthosgemeinschaften zeichneten sich jedoch Prozesse ab, die in einem mosaikartigen Nebeneinander unterschiedlicher Gemeinschaften resultieren.

1 Einleitung

Das Amt für Industrielle Betriebe des Kantons Basel-Landschaft hat in den Jahren 2002 und 2003 einen Ableitungskanal erstellt, der die gereinigten Abwässer der ARA Birs 2 in Birsfelden direkt in den Rhein führt. Gleichzeitig mit diesen Bauarbeiten wurde der Birslauf zwischen Haefely-Wehr und Zürcherbrücke revitalisiert. Das Ziel der beiden Teilprojekte, die unter dem Namen «BirsVital» zusammengefasst wurden, war eine bedeutende Aufwertung des Unterlaufs der Birs für die Lebensgemeinschaften der Tiere und Pflanzen sowie für die Erholungsnutzung durch den Menschen.

Die aus verschiedenen Verwaltungsstellen der beiden Kantone Basel-Landschaft und Basel-Stadt sowie privaten Verbänden zusammengesetzte Begleitkommission «BirsVital» hat von Begleituntersuchungen und Erfolgskontrollen veranlasst. Diese zielen darauf ab, die Auswirkungen der Massnahmen sowohl auf die Kleintierfauna (Makrozoobenthos) als auch auf die Fischbestände zu beurteilen.

Die vorliegende Untersuchung untersucht die Auswirkungen der Revitalisierungsmassnahmen auf die Kleintiere der Gewässersohle (Makrozoobenthos). Dabei wurde eine reproduzierbare Vorher-Nachher-Untersuchung konzipiert, die auch eine Referenzstrecke ausserhalb des Massnahmenbereiches umfasst (BACI-Untersuchung: **B**efore-**A**fter / **C**ontrol-**I**mpact). Auf diese Weise kann ein Vergleich auf der Zeitachse vorgenommen werden. Gleichzeitig erfolgt eine «Eichung» mit Hilfe einer vom Bauprojekt nicht betroffenen Referenzstrecke.

Das Untersuchungskonzept wurde darauf ausgerichtet, die zentralen Fragen im Zusammenhang mit einer Veränderung der Makrozoobenthos-Gemeinschaft zu beantworten. Dabei wurde von den folgenden Hypothesen ausgegangen, die im Rahmen der Untersuchung überprüft (bestätigt oder verworfen) werden sollen:

- Die Revitalisierung führt zu einer grösseren Vielfalt an Mesohabitaten resp. Choriotopen (die beiden Begriffe werden hier synonym verwendet).
- In den unterschiedlichen Mesohabitaten entwickeln sich jeweils spezifische Lebensgemeinschaften.
- Der Gesamtzustand im betreffenden Gewässerabschnitt entspricht nach der Revitalisierung demjenigen eines naturnahen, wenig beeinträchtigten Flusslaufes. Die natürlichen Funktionen eines Flusses werden im betreffenden Abschnitt so weit wie möglich wieder hergestellt.
- Die Zahl der Arten im betreffenden Flussabschnitt nimmt im Vergleich zur Situation vor der Revitalisierung zu. Dabei wird davon ausgegangen, dass es sich mehrheitlich um Zielarten handelt.
- Die Besiedlungsdichte des Makrozoobenthos steigt verglichen mit dem Zustand vor den Bauarbeiten an. Die Zielarten werden eine stärkere Dichtezunahme zeigen als die übrigen Vertreter des Makrozoobenthos.

Der vorliegende Bericht gibt die abschliessenden Resultate nach der Untersuchung im Jahr 2010 wieder, indem sie den aktuellen Zustand mit dem Ausgangszustand des Jahrs 2002 vergleicht.

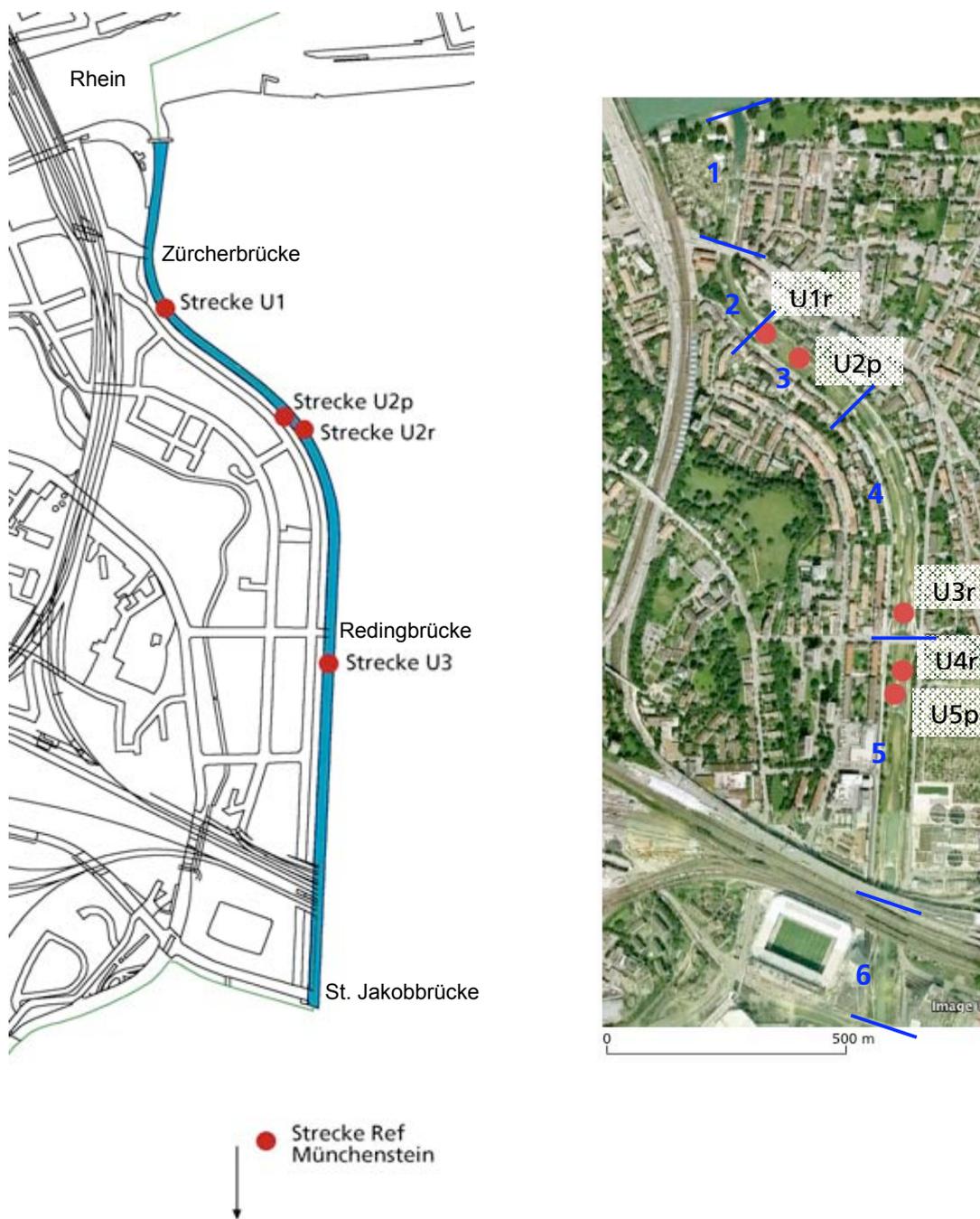


Abb. 1: Lage der untersuchten Strecken in Basel / Birsfelden 2002 (links) und 2010 (rechts).

Strecke U: Untersuchungsstrecke, Ref: Referenz, p: pool, r: riffle. Blaue Ziffern 1 – 6: Transektstrecken der Libellenerhebungen

2 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfasst zwei Bereiche der Birs: Den Abschnitt zwischen dem ehemaligen Haefely-Wehr unterhalb der St. Jakobbrücke und der Zürcherbrücke (Birsfelden und Basel) sowie denjenigen zwischen der Heiligholzbrücke und der Hofmattbrücke (Münchenstein) als Referenzstrecke (Abb. 1 und 2).

Beide Strecken liegen im Gebiet der historischen Furkationszone (verzweigte Laufentwicklung). Die obere Strecke hatte sich seit der Begradigung der Birs, die um 1870 abgeschlossen wurde, stark eingetieft (Meier-Küpfer 1985). Im Jahr 1973 wurden die Ufer zwischen Angenstein (Aesch) und St. Jakob (Basel / MuttENZ) durchgehend mit Blockwurf gesichert. Der untere Birsabschnitt wurde in mehreren

Phasen ab 1813 / 1823 begradigt und kanalisiert (Meier-Küpfer 1985). Die vor Beginn der Revitalisierung noch sichtbare Form mit dem Doppeltrapezprofil erhielt die Birs 1877.

Beide Strecken standen im Ausgangszustand 2002 unter dem Einfluss von Einleitungen geklärter Abwässer aus den Kläranlagen ARA Birs 1, Reinach und ARA Birs 2, Birsfelden. Seit der Ableitung aller Abwässer in die ARA in Birsfelden im Jahr 2007 wird das gereinigte Abwasser des gesamten Birstals direkt in den Rhein geleitet.

Im unteren Birstal hat sich zudem die Ökomorphologie seit 2002 stark verändert, indem oberhalb der Referenzstrecke in Münchenstein bis zur Reinacherheide die Uferverbauung entfernt und das Gerinne teilweise bedeutend aufgeweitet worden ist.



Abb. 2: Lage der Probestrecken in Münchenstein.

Im Jahr 2002 wurde nur Ref6r beprobt. Ref: Referenz, p: pool, r: riffle

3 Methoden

Erfahrungen mit Erfolgskontrollen von Revitalisierungen in anderen Gewässerabschnitten zeigten, dass die Untersuchung mit Hilfe von Sammelpunkten unterschiedlicher Flussabschnitte oft nicht ausreicht, um Veränderungen des Makrozoobenthos zu erkennen (Küry & Zschokke 2000). Kleinräumige, choriotope-spezifische Ansätze versprachen hingegen mehr Erfolg.

3.1 Felderhebungen Choriotope, Struktur, Makrozoobenthos

Die Wahl der beprobten Strecken für das Makrozoobenthos erfolgte 2002 auf der Basis der Choriotopkartierungen aus den Untersuchungen der Fischfauna (Breitenstein & Kirchofer 2002). Auf der Grundlage der Choriotopvariabilität wird die Variabilität der Makrozoobenthos-Gemeinschaften untersucht. Bei der Erfolgskontrolle wurden aufgrund der unterschiedlichen Strömungsverhältnisse verschiedene, teilweise nahe beieinander liegende Strecken untersucht.

In den beiden Abschnitten betrug die Gerinnebreite im verbauten Zustand von 1973 rund 20 Meter. Die Referenzstrecke in Münchenstein wurde im Jahr 1997 vom Kanton Basel-Landschaft revitalisiert, wobei die Gerinnebreite stellenweise verdoppelt werden konnte.

Im Rahmen der Untersuchung vor den Revitalisierungsarbeiten wurde eine Beprobung am 4. und 5. Februar 2002 durchgeführt. Die Untersuchungstermine nach der Revitalisierung waren der 20. und 21. April 2010.

Bei der Erhebung des Zustands 2002 wurden im Projektperimeter an vier unterschiedlichen Teilstrecken (mit in sich einheitlichen Choriotopequalitäten) je sechs Proben entnommen. Diese waren über einen 10 – 20 m x 5 m messenden homogenen Choriotope-Bereich (z. B. riffle oder pool) verteilt (Abb. 2 und 3). Drei Strecken lagen in Bereichen mit hoher Fließgeschwindigkeit (gleichförmige Sohle resp. riffle) und eine vierte Teilstrecke im Bereich eines pools (Abb. 1). Auf der Referenzstrecke in Münchenstein wurden die Proben in einer lockeren Kiesbank eines riffles entnommen. Die Beprobung wurde am 4. und 5. Februar 2002 bei Abflüssen von 9,46 resp. 8,75 m³/s (Messstation Hofmatt, Münchenstein) vorgenommen. Am 20. und 21. April 2010 betrug die Abflussmenge 6,55 resp. 6,43 m³/s.

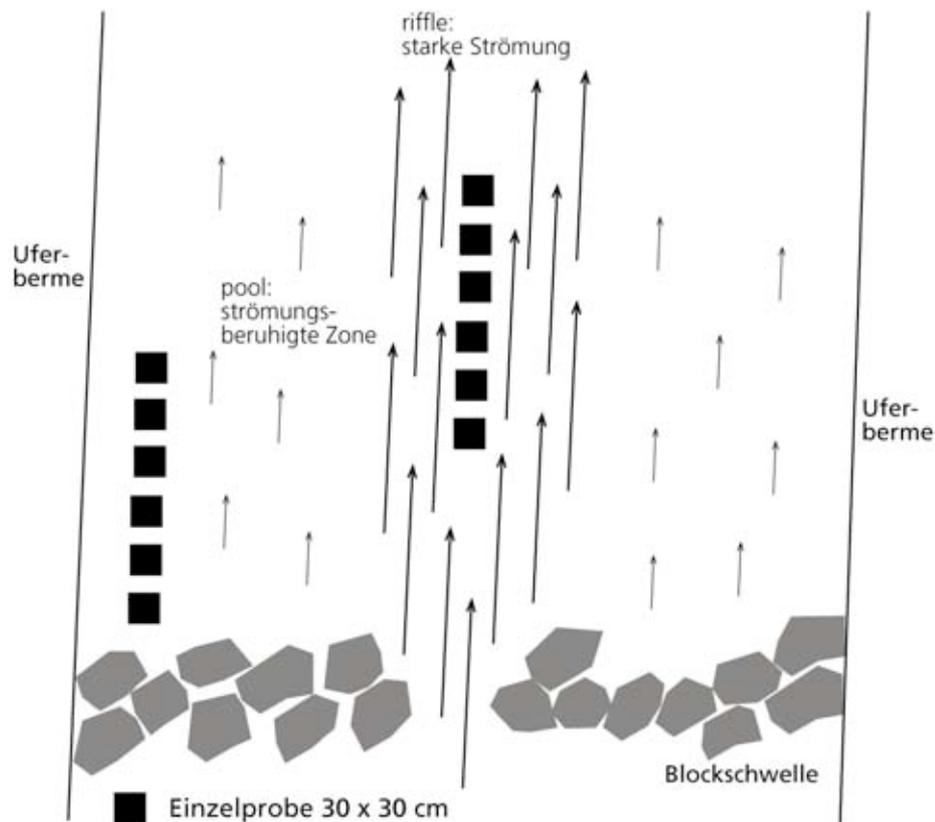


Abb. 3: Verteilung der beprobten Flächen in den Mesohabitaten (hier pool und riffle) bei der Untersuchung 2002.

Die Untersuchungen im Jahr 2010 fanden auf fünf Teilstrecken im Projektperimeter und auf zwei Teilstrecken im Referenzbereich in Münchenstein statt (Abb. 2 und 4). Auf jeder homogenen Teilstrecke wurden fünf Einzelproben entnommen

An beiden Untersuchungsterminen wurden die Probenahmestrecken fotografisch (Digitalfotos) dokumentiert. Um möglichst einzelne Habitatparameter mit dem Vorkommen von Arten korrelieren zu können, wurde zusätzlich auf jeder beprobten Einzelfläche die Fließgeschwindigkeit 5 cm über der Gewässersohle gemessen. Auf den fünf Teilstrecken wurde 2002 grob die Zusammensetzung des Substrats abgeschätzt (Geröll: > 20 cm, Kiese: 0,2 – 20 cm, Sand: < 0,2 cm), während die Zusammensetzung des Substrats 2010 auf der Basis der Methoden des Modulstufenkonzepts Makrozoobenthos Stufe F erhoben wurde (Steinblöcke >40 cm, grosse Steine: 20-40 cm, Steine: 6.3 – 20 cm, Grobkies: 2 – 6,3 cm, Fein-/Mittelkies: 0,2 – 2 cm, Sand: 0.063 – 2 mm, Schluff/Schlack: <0.063 mm).

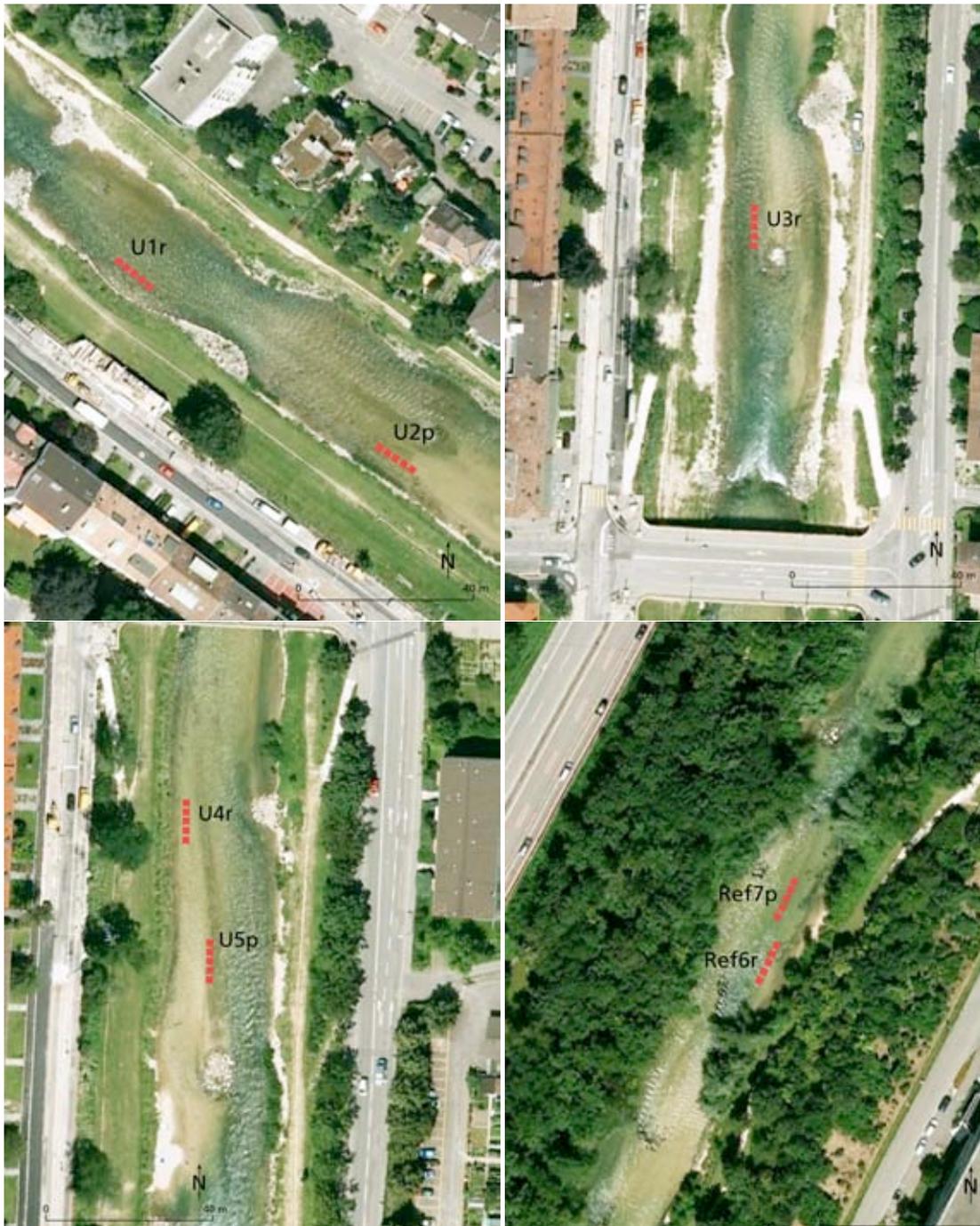


Abb. 4: Lage der untersuchten Teilflächen (30 x 30 cm) auf den Strecken U1 bis Ref7p im Jahr 2010.

Abkürzungen: U: Untersuchungsstrecke, Ref: Referenzstrecke, r: riffle, p: pool.

3.2 Bestimmung und Auswertung Makrozoobenthos

Die Bestimmung des Makrozoobenthos erfolgte auf das tiefstmögliche taxonomische Niveau (für Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen in der Regel die Art).

In Form des Makroindex (Perret 1977) wurde eine Grösse ausgewählt, welche die Auswirkungen von Gewässerbelastungen auf das Makrozoobenthos wiedergibt. Dieser Bioindikationsparameter beruht auf der unterschiedlichen Empfindlichkeit der verschiedenen Makrozoobenthosgruppen gegenüber organischen Belastungen, wobei Steinfliegen am sensibelsten und die Chironomiden oder Asseln am tolerantesten sind. Der Index ist in diesem Birsabschnitt bereits früher zur Anwendung gelangt.

Die statistische Auswertung der Häufigkeiten und Taxazahlen über die Gesamtheit der beprobten Strecken wurde mit Hilfe des Kruskal-Wallis H-Tests durchgeführt. Damit konnte festgestellt werden, ob sich

die Häufigkeiten und Taxazahlen bei einer Berücksichtigung aller Strecken signifikant voneinander unterscheiden. In einem zweiten Auswertungsschritt wurde jede Strecke im revitalisierten Bereich mit der Referenzstrecke verglichen. Dabei gelangte der Mann-Whitney U-Test (Sokal & Rohlf 1995) zur Anwendung, mit dem jeweils die Häufigkeiten und Taxazahlen von zwei Erhebungsserien miteinander verglichen werden können.

Die Unterschiede auf der Basis der Zusammensetzung der Makrozoobenthosgemeinschaften wurden mit Hilfe der Ähnlichkeitsindices nach Jaccard und Steinhaus untersucht (Légendre & Légendre 1983). Während der Jaccardindex nur die Präsenz oder Absenz einzelner Arten an den beiden verglichenen Strecken einbezieht, wird bei der Berechnung des Steinhausindexes auch die Häufigkeit der Arten berücksichtigt.

Die Häufigkeiten einzelner Taxa wurden schliesslich auf eine Korrelation mit der Fließgeschwindigkeit als einem der wichtigsten abiotischen Faktoren geprüft.

3.3 Libellenfauna

Im Jahr 2010 wurden zusätzlich zum Makrozoobenthos auch die Libellen untersucht. Mit Transekten wurden die fliegenden Libellenindividuen auf sechs Teilstrecken zwischen St. Jakob und der Mündung erfasst (Abb. 1). Die Erhebungen erfolgten bei Idealbedingungen: Temperatur 20 – 30 °C, Sonnenschein $\geq 80\%$, Wind ≤ 3 Beaufort. Am 27.6.2010 und am 20.7.2010 wurden zwei Begehungen im Zeitfenster zwischen 10 und 17 Uhr durchgeführt, wobei von der Wasserseite aus das Ufer langsam schreitend nach fliegenden Imagines abgesucht wurde. Eine Suche nach Exuvien wurde nicht vorgenommen.

4 Resultate

4.1 Substratzusammensetzung

Auf allen untersuchten Teilstrecken dominierte der Anteil der Kies- und Steinfraktionen (zwischen 0,2 und 20 cm). Im mittleren Bereich U2 des Untersuchungsgebiets war 2002 der Sandanteil sowohl in den stark strömenden als auch in den strömungsarmen Strecken gering. Die Strecke U1 oberhalb der Zürcherbrücke wies vergleichsweise den höchsten Anteil an Geröllen auf (Abb. 5).

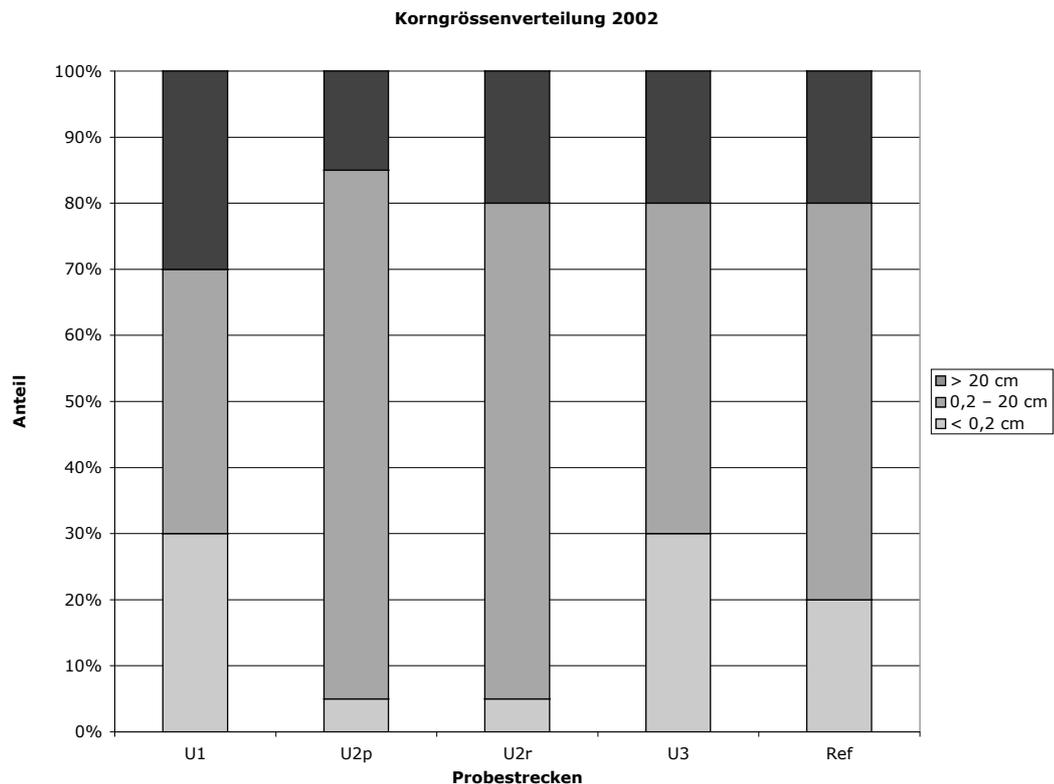


Abb. 5: Zusammensetzung des Substrats auf den 5 untersuchten Strecken der Birs 2002.

Abkürzungen: U1-U3: Untersuchungsstrecken im Bereich Revitalisierung, p: pool, r: riffle, Ref: Referenzstrecke. (Geröll: > 20 cm, Kies: 0,2 – 20 cm, Sand: < 0,2 cm)

Die Substratzusammensetzung der Stelle U2p unterschied sich 2002 nur geringfügig von derjenigen der benachbarten riffle-Strecke (U2r).

Auf den Strecken des Jahres 2010 waren die Kiesfraktionen (0,2 – 6,3 cm) auf der untersuchten Strecken U1 – U5 dominant, während auf der Referenzstrecke eine Dominanz der von Steinen (6,3 – 20 cm) vorherrschte (Abb. 6).

Im Vergleich zu 2002 waren im Jahr 2010 auf den ausgewählten Strecken sowohl geringere Anteile der grössten Fraktionen über 20 cm als auch der feinsten Fraktionen unter 2 mm festzustellen.

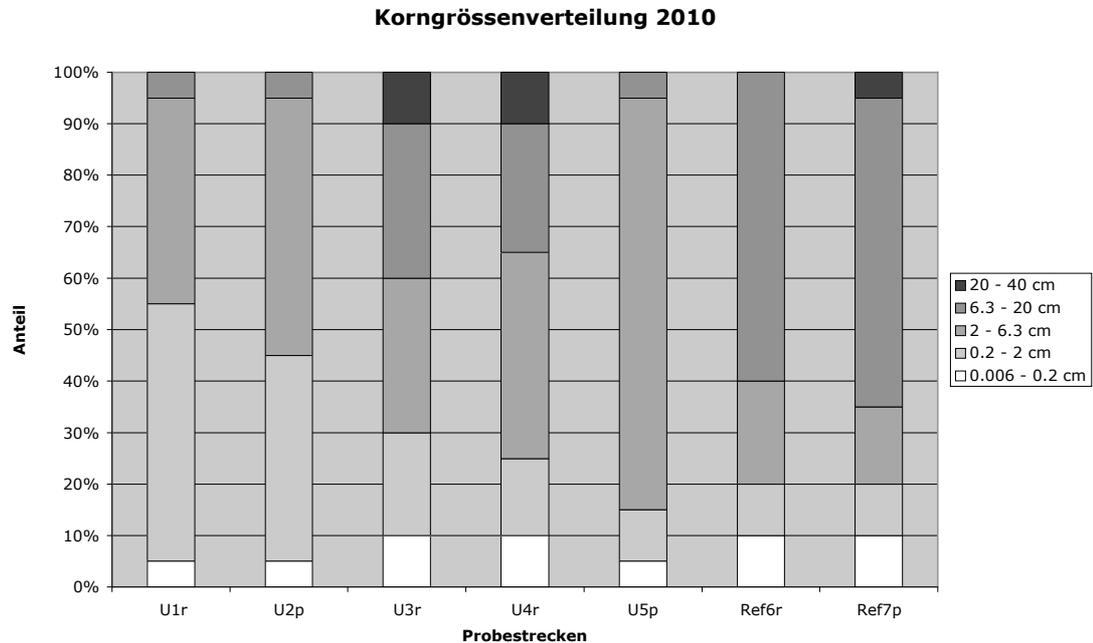


Abb. 6: Zusammensetzung des Substrats auf den 7 untersuchten Strecken der Birs 2010.

Abkürzungen: U1-U5: Untersuchungsstrecken im Bereich Revitalisierung, p: pool, r: riffle, Ref: Referenzstrecke.

Fazit

Die Substratzusammensetzung ist bei unmittelbar benachbarten Strecken am ähnlichsten. Der Anteil sowohl der groben als auch der feinsten Substrate war auf den beprobten Strecken 2010 geringer als 2002.

4.2 Fliessgeschwindigkeit

Die Mittelwerte der Fliessgeschwindigkeiten auf den beprobten Flächen lagen 2002 zwischen 0,21 (U2p) und 0,58 m/s (Ref). Auf den Strecken U1 und U3 war die Strömung vergleichsweise gering (Abb. 7). Der Unterschied zwischen den unmittelbar benachbarten riffle (U2r) und pool (U2p) war deutlich.

In den 2010 untersuchten Strecken wurden mittlere Fliessgeschwindigkeiten zwischen 0,27 (Ref7p) und 0,78 m/s (U1r) gemessen (Abb. 7). Die Unterschiede der Fliessgeschwindigkeiten auf den Teilstrecken war statistisch signifikant (Kruskal-Wallis-Test, $p < 0.005$). Alle Paare der unmittelbar benachbarten Teilstrecken (U1r-U2p, U4r-U5p, Ref6r-Ref7p) zeigten deutliche Unterschiede zwischen den Fliessgeschwindigkeiten in riffles und pools. Die grössere Spanne zwischen Minimal- und Maximalwerten Werte im Jahr 2010 illustrieren den Effekte der Revitalisierungen, mit denen die Diversität der Mesohabitate oder Choriotope erhöht wird.

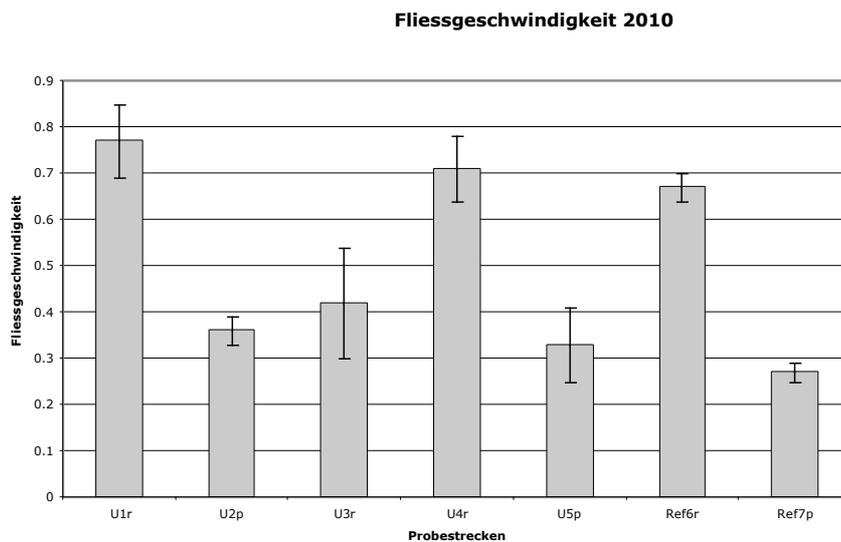
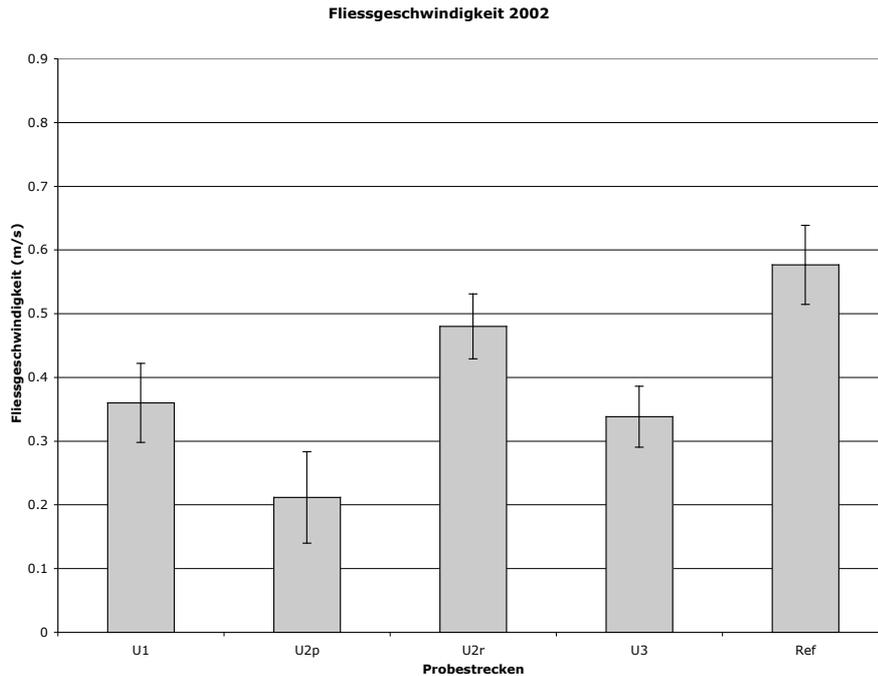


Abb. 7: Mittelwert und Standardabweichung der Fließgeschwindigkeiten 5 cm über dem Substrat auf den beprobten Einzelflächen (n=6).
 Untersuchungsjahre: 2002 oben, 2010 unten.

Fazit

Die im Jahr 2010 ausgewählten Strecken unterschieden sich in den Fließgeschwindigkeiten stärker voneinander als 2002. Dies ist auf eine Entstehung höherer Choriotopeivfalt als Folge der Revitalisierung zurückzuführen.

4.3 Zusammensetzung des Makrozoobenthos

Der Abschnitt oberhalb der Redingstrasse (Strecke U3) wies 2002 die höchste Gesamttaxazahl (40) auf. Die Zahl war auch höher als auf der Referenzstrecke Ref. Die geringste Taxavielfalt wurde auf der strömungsberuhigten Strecke U2p festgestellt (26 Taxa). In den rasch fließenden Bereichen U2r und U1 sowie auf der Referenzstrecke Ref lagen die Werte zwischen 35 und 37 Taxa (Tab. 1).

Im Jahr 2010 zeigen die beiden pools oberhalb der Redingstrasse (U5p) und auf der Referenzstrecke (Ref7p) mit 39 Taxa die höchste Vielfalt. Die riffles auf der untersten Strecke und im Referenzabschnitt (U1r und Ref6r) folgten mit 37 Taxa, während die übrigen Strecken Werte zwischen 30 und 33 Taxa aufwiesen (Tab. 2).

Den grössten Anteil an der Lebensgemeinschaft hatten in beiden Jahren die verschiedenen Wasserinsektenordnungen (Eintagsfliegen, Steinfliegen, Käfer, Köcherfliegen und Zweiflügler).

Tab. 1: Makrozoobenthosgruppen und Anzahl Taxa auf den untersuchten Strecken vor der Revitalisierung der Birs 2002

Strecken im zu revitalisierenden Perimeter: U1, U2p, U2r und U3 und revitalisierte Referenzstrecke Ref (Münchenstein). Berücksichtigung aller Teilflächen (n=6).

Taxa (deutsch)	Taxa (wissenschaftlich)	U1	U2p	U2r	U3	Ref
Strudelwürmer	Turbellaria	0	1	0	1	1
Schnecken	Gastropoda	0	1	2	2	2
Muscheln	Lamellibranchiata	1	0	1	2	1
Saitenwürmer	Nematomorpha	1	1	1	1	1
Wenigborster	Oligochaeta	5	3	5	5	3
Egel	Hirudinea	3	2	2	1	1
Asseln	Isopoda	2	0	0	1	0
Flohkrebse	Amphipoda	1	1	1	1	1
Wassermilben	Hydrachnidia	1	1	1	1	1
Eintagsfliegen	Ephemeroptera	3	3	4	5	5
Steinfliegen	Plecoptera	1	0	2	3	3
Käfer	Coleoptera	5	3	5	5	5
Köcherfliegen	Trichoptera	5	5	7	6	6
Zweiflügler	Diptera	7	5	6	6	7
Gesamttaxazahl		35	26	37	40	37

Die folgenden Zielarten der Birs (AUE 2002) wurden bei der Erhebung des Ausgangszustands 2002 im Projektperimeter nachgewiesen (Tab. 3): *Baetis fuscatus* (Einzelfund, 1 Stelle), *Baetis lutheri* (geringe Dichte, alle Stellen), *Ephemera danica* (Einzelfund, 1 Stelle), *Leuctra geniculata* (Einzelfund, 1 Stelle), *Polycentropus flavomaculatus* (Einzelfund, 1 Stelle). Mit Ausnahme der Eintagsfliege *Ephemera danica* wurden alle 2002 nachgewiesenen Arten 2010 erneut gefunden. *Baetis fuscatus*, *Leuctra geniculata* und *Polycentropus flavomaculatus* waren 2010 verbreiteter als in der Untersuchung 2002.

Tab. 2: Makrozoobenthosgruppen und Anzahl Taxa auf den untersuchten Strecken des Projekts BirsVital 2010.

Strecken im Perimeter von BirsVital: U1r, U2p, U3r, U4r, U5p und revitalisiert Referenzstrecken Ref6r, Ref7p (Münchenstein). Berücksichtigung aller Teilflächen (n=5).

Taxa (deutsch)	Taxa(wissenschaftlich)	U1r	U2p	U3r	U4r	U5p	Ref6r	Ref7p
Strudelwürmer	Turbellaria	0	1	1	2	0	0	1
Schnecken	Gastropoda	2	2	1	0	5	2	3
Muscheln	Lamellibranchiata	1	0	0	0	1	0	0
Saitenwürmer	Nematomorpha	1	1	1	1	1	1	1
Wenigborster	Oligochaeta	2	2	3	3	2	2	3
Egel	Hirudinea	2	1	1	0	1	1	2
Asseln	Isopoda	0	0	1	0	1	0	1
Flohkrebse	Amphipoda	2	2	2	2	2	2	2
Wassermilben	Hydrachnidia	1	1	1	1	1	1	1
Eintagsfliegen	Ephemeroptera	5	5	4	5	4	9	6
Steinfliegen	Plecoptera	2	2	2	2	3	2	2
Käfer	Coleoptera	3	3	3	3	4	4	3
Köcherfliegen	Trichoptera	9	6	5	4	8	7	7
Zweiflügler	Diptera	7	7	7	7	6	6	7
Gesamttaxazahl		37	33	32	30	39	37	39

Tab. 3: Festgestellte Zielarten des Makrozoobenthos auf der Strecke des Projekts BirsVital.

Zielarten nach Küry & Zöllhöfer 2001 und Anzahl Teilstrecken mit Vorkommen in den Jahren 2002 und 2010. Transekterhebungen der Libellen wurden nur im Jahr 2010 durchgeführt.

Taxon	Anzahl Strecken 2002 (N=5)	Anzahl Strecken 2010 (N=7)
Eintagsfliegen		
<i>Baetis fuscatus</i>	1	7
<i>Baetis lutheri</i>	5	6
<i>Ephemera danica</i>	1	0
Steinfliegen		
<i>Leuctra geniculata</i>	1	7
<i>Siphonoperla torrentium</i>	0	0
<i>Isoperla grammatica</i>	0	0
Libellen		
<i>Onychogomphus forcipatus</i>	nicht untersucht	6
Köcherfliegen		
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	1	6

In beiden Jahren fehlten die Steinfliegenarten *Siphonoperla torrentium* und *Isoperla grammatica*. Als bemerkenswerte Art ist die Steinfliege *Brachyptera risi* neu hinzugekommen eine Art, die relativ selten in Bächen und kleinen Flüssen vorkommt. Da 2002 keine Transektbegehungen der Libellen durchgeführt worden sind, können keine Aussagen zur Veränderung der Kleinen Zangenlibelle (*Onychogomphus forcipatus*) gemacht werden.

Der Makroindex war 2002 auf der Referenzstrecke am höchsten (Wert von 2). Auf den Strecken U2r und U3 betrug der Makroindex 3 während die schlechtesten Verhältnisse mit Werten von 4 auf den Teilstrecken U2p und U1 festgestellt wurden. Die Untersuchungen 2010 zeigten bei Werten von 3 und 4 keine aussagekräftigen Unterschiede des Makroindexes (Tab. 4). Auf der Referenzstrecke war der Makroindex nach der Revitalisierung mit 3 und 4 höher als vorher (Makroindex 2).

Tab. 4: Makroindex auf den beprobten Strecken (4. / 5. 2. 2002 und 20. / 21. 4. 2010).

	U1	U2p	U2r	U3	Ref		
Makroindex 2002	4	4	3	3	2		
	U1r	U2p	U3r	U4r	U5p	Ref6r	Ref7p
Makroindex 2010	3	3	4	3	3	3	4

Fazit

Der Taxa-Reichtum des Makrozoobenthos lag in der Birs in beiden Untersuchungsjahren zwischen 26 und 40 Taxa. Es konnten keine markanten Unterschiede der Taxazahl in Abhängigkeit des Choriotops (riffle oder pool) festgestellt werden. Die Zahl der Strecken mit Vorkommen von Zielarten hat nach der Revitalisierung zugenommen. Der Makroindex erwies sich als nicht geeignet zur Beurteilung der Auswirkungen der Revitalisierungen auf das Makrozoobenthos.

4.4 Anzahl Taxa

Die Mittelwerte der Anzahl Taxa waren 2002 auf der pool-Strecke (U2p) am kleinsten. Zwischen den übrigen Strecken mit jeweils rasch strömenden Verhältnissen waren lediglich geringe Unterschiede zu beobachten (Abb. 8). Die mittlere Anzahl Taxa auf den Teilstrecken waren 2010 tendenziell etwas höher als 2002 (Abb. 9). Die beiden Referenzstrecken (Ref6r und Ref7p) zeigten den höchsten Taxareichtum. Auf unmittelbar benachbarten Teilstrecken waren die Werte in den riffles (mit Ausnahme von U4r-U5p) jeweils höher als in den pools.

Die mittlere Anzahl Taxa auf der Gesamtheit aller Teilstrecken zeigte 2002 signifikante Unterschiede ($p=0,0273$, Kruskal-Wallis-Test). Beim Vergleich jeder einzelnen Teilstrecke im zu revitalisierenden Bereich mit der Referenzstrecke unterschied sich die mittlere Anzahl Taxa auf der Strecke U2p (pool) signifikant von derjenigen der Referenzstrecke ($p=0,0104$, Mann-Whitney U-Test). Bei allen anderen Strecken war der Unterschied zur Referenzstrecke nicht signifikant (Tab. 5), d. h. die Unterschiede dürften zufällig zustande gekommen sein.

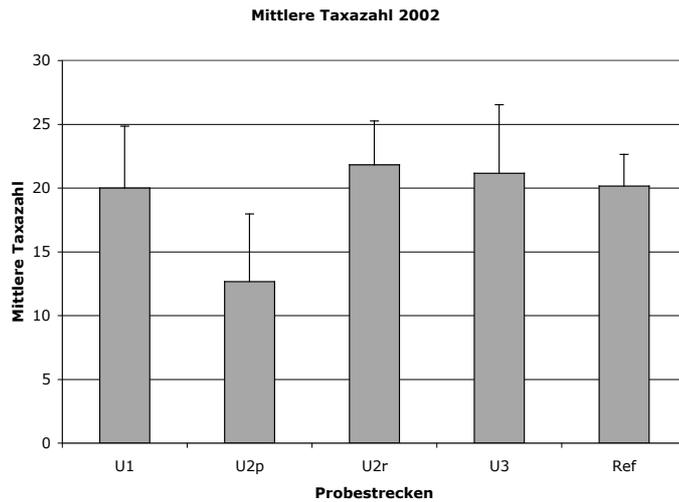


Abb. 8: Mittlere Anzahl Taxa und Standardabweichung auf den untersuchten Strecken vor der Revitalisierung der Birs 2002.

Strecken im zu revitalisierenden Bereich: U1, U2p, U2r und U3 und auf der revitalisierten Referenzstrecke Ref (Münchenstein) (n=6).

Die Unterschiede der mittleren Anzahl Taxa im Jahr 2010 waren bezogen auf ihre Gesamtheit statistisch nicht signifikant (Kruskal-Wallis-Test $p=0,300$). Nur der Taxareichtum der Strecke U3r war (schwach) signifikant von denjenigen der beiden Referenzstrecken Ref6r und Ref7p verschieden (Mann-Whitney U-Test $p=0,056$, Tab. 5).

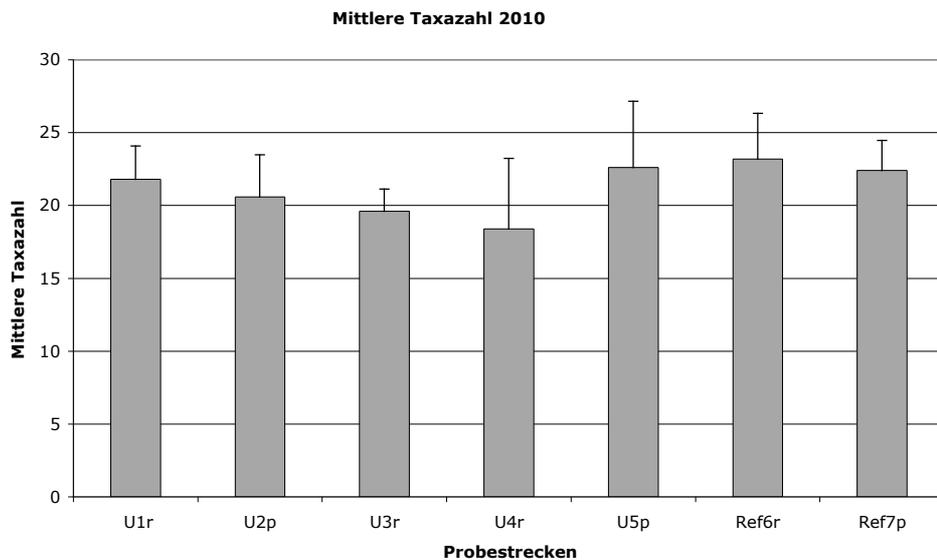


Abb. 9: Mittlere Anzahl Taxa und Standardabweichung auf den untersuchten Strecken vor der Revitalisierung der Birs 2010.

Strecken im Bereich des Projekts BirsVital: U1r, U2p, U3r, U4r und U5p und Referenzstrecken Ref6r und Ref7p (Münchenstein) (n=5).

Tab. 5: Signifikanzniveaus beim Vergleich der Anzahl Taxa zwischen Projektperimeter Referenz 2002 und 2010.

Mann-Whitney U-Test. *: signifikant $p < 0,05$, (*): schwach signifikant. Strecken im Bereich des Projekts BirsVital: U1r, U2p, U3r, U4r und U5p und Referenzstrecken Ref6r und Ref7p (Münchenstein) (n=5).

Strecken 2002	Ref (2002) p (Signifikanzniveau)	Strecken 2010	Ref6r (2010) p (Signifikanzniveau)	Ref7p (2010) p (Signifikanzniveau)
U1	0,7481	U1r	0,421	0.841
U2p	0,0104 *	U2p	0,151	0,421
U2r	0,4222	U3r	0.056 (*)	0.056 (*)
U3	>0,9999	U4r	0.095	0.222
		U5p	>0.999	0.548

Fazit

Der Taxareichtum zwischen den Referenzstrecken und den Strecken im Perimeter des Projekts BirsVital zeigten nur in einem Fall einen signifikanten Unterschied (pool im Jahr 2002). Schwach signifikant verschieden war der Taxareichtum zwischen Strecke U3r den Referenzstrecken.

4.5 Besiedlungsdichte des Makrozoobenthos

Die Gesamtdichte war 2002 auf der Strecke oberhalb der Redingbrücke U3 mit rund 7500 Individ./m² am höchsten. Niedrigste Werte mit knapp 2500 Individ./m² wurden im pool festgestellt. Die Dichten auf den Strecken U1, U2r und Ref lagen jeweils um 4000 Individ./m² (Abb. 10).

Die Dichten im Jahr 2010 lagen mit Werten zwischen 8438 und 19'560 Individ./m² bedeutend höher als vor der Ausführung der Bauarbeiten (Abb. 11). Die kleinsten Dichten wurden in den riffles U3r und U4r sowie im pool auf der Referenzstrecke (Ref7p) beobachtet.

Gesamtdichte Makrozoobenthos 2002

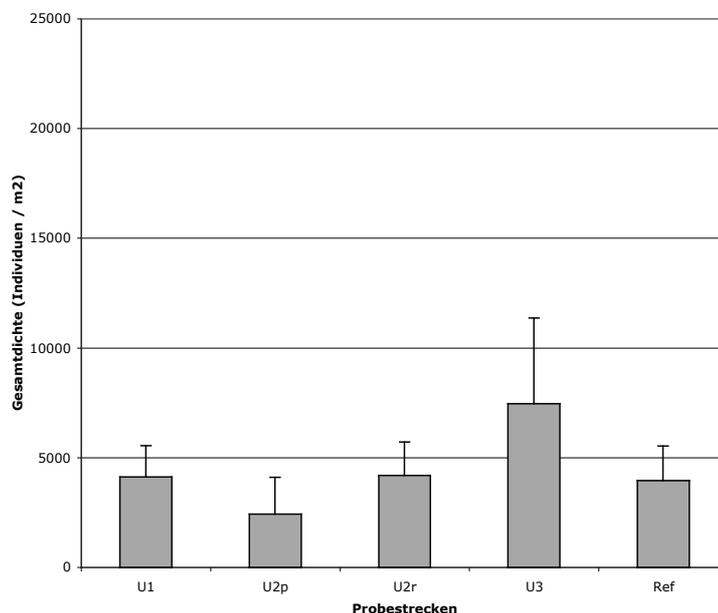


Abb. 10: Mittlere Dichte des Makrozoobenthos der Birs.

Strecken im Perimeter BirsVital (U1 - U3) und revitalisierte Referenzstrecke Ref (Münchenstein) (n=6). Die Balken geben die positive Standardabweichung wieder.

Die Dichten unterschieden sich beim Vergleich aller 2002 beprobten Strecken signifikant voneinander ($p=0,0359$, Kruskal-Wallis Test). Keine der Strecken im Projektperimeter war jedoch (bezüglich Besiedlungsdichte) von der Referenzstrecke signifikant verschieden. (Mann-Whitney U-Test, Tab. 6). Die Signifikanz beim Vergleich der Gesamtdichten beruht auf Unterschieden zwischen den Strecken U3 und U2p innerhalb des Revitalisierungsperimeters.

Die Dichteunterschiede auf den Teilstrecken waren 2010 ebenfalls signifikant (Kruskal-Wallis-Test, $p=0.002$). Bei drei Einzelstrecken wurden signifikante Unterschiede zu einer der Referenzstrecken festgestellt: Die Dichten der beiden pools U2p und U5p waren signifikant grösser als diejenige von Ref7p ($p=0,016$ und $p=0,032$), während bei den riffles die Dichte auf U3r signifikant kleiner war als auf Ref6r ($p=0.008$, Tab. 6).

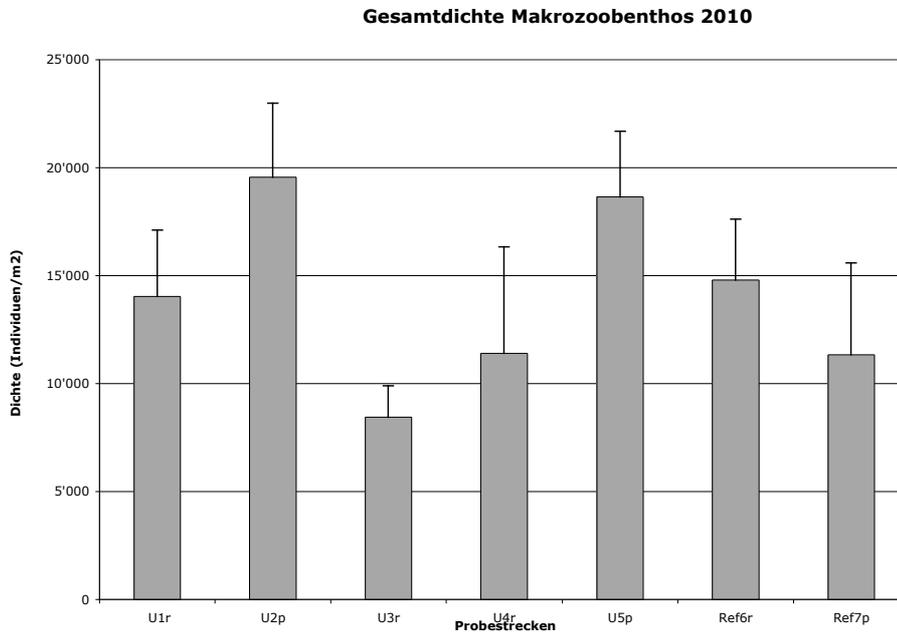


Abb. 11: Mittlere Dichte des Makrozoobenthos der Birs 2010.

Strecken im Perimeter BirsVital (U1r – U5p) und Referenzstrecken Ref6r und Ref7p (Münchenstein) ($n=5$). Der Unterschied der Werte war signifikant ($p=0,002$, Kruskal-Wallis Test).

Tab. 6: Signifikanzniveaus beim Vergleich der Besiedlungsdichten im Perimeter BirsVital mit der Referenzstrecke.

Mann-Whitney U-Test, *: signifikant $p<0,05$. Strecken im Bereich des Projekts BirsVital: U1r, U2p, U3r, U4r und U5p und Referenzstrecken Ref6r und Ref7p (Münchenstein) ($n=5$).

Strecken 2002	Ref (2002) p (Signifikanzniveau)	Strecken 2010	Ref6r (2010) p (Signifikanzniveau)	Ref7p (2010) p (Signifikanzniveau)
U1	0,9372	U1r	0,690	0,310
U2p	0,1492	U2p	0,095	0,016 *
U2r	0,8182	U3r	0,008 *	0,310
U3	0,0931	U4r	0,310	>0,999
		U5p	0,095	0,032 *

Fazit

Die Dichte des Makrozoobenthos auf den untersuchten Flächen war 2010 deutlich höher als 2002. 2010 war die Makrozoobenthosdichte in zwei pools signifikant höher als in der entsprechenden Referenzstrecke. Die Dichte auf der riffle-Strecke U3r war signifikant tiefer als im riffle auf der Referenzstrecke in Münchenstein.

4.5.1 Besiedlungsdichten ausgewählter Makrozoobenthosgruppen

Die Dichte der Population der strömungsliebenden Eintagsfliegenart *Rhithrogena semicolorata* war 2002 auf der Strecke U3 am höchsten, gefolgt von U2r und Ref. Die Dichten der ebenfalls strömungsliebenden Eintagsfliegengattung *Baetis* und der Köcherfliegengattung *Hydropsyche* waren hingegen auf der Referenzstrecke am höchsten. Die Strecke U3 wies die zweithöchsten Werte auf (Abb. 12).

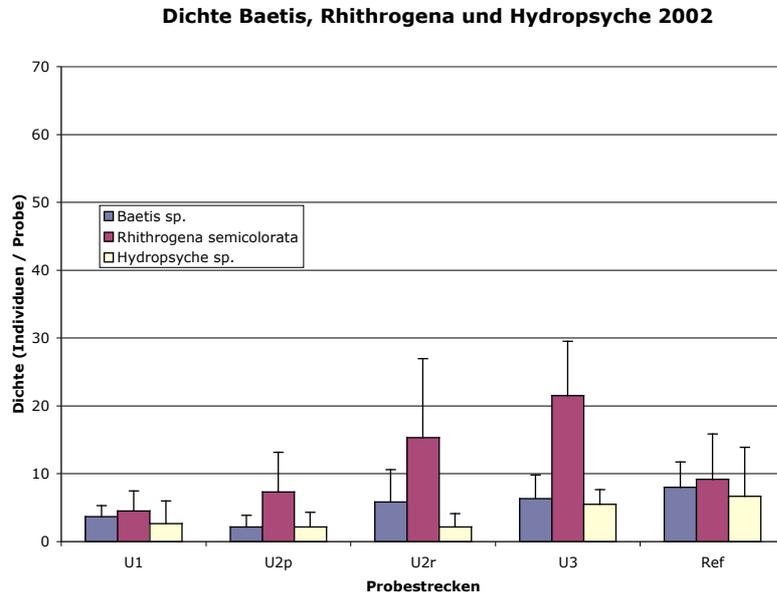


Abb. 12: Dichte der Makrozoobenthostaxa *Baetis* sp. (Ephemeroptera, Eintagsfliegen), *Rhithrogena semicolorata* (Ephemeroptera, Eintagsfliegen) und *Hydropsyche* sp. (Trichoptera, Köcherfliegen)

Strecken im Perimeter von BirsVital (U1-U3) und der Referenzstrecke Ref (Münchenstein). Die Balken auf den Säulen geben die Standardabweichung wieder.

Im Jahr 2010 war die Dichte von *Baetis* sp. mit Werten mehrheitlich über 10 Indiv./Probe tendenziell höher als 2002 (Abb. 13). Die höchste Dichte mit über 50 Indiv./Probe wurde auf der Referenzstrecke ermittelt. Mit Werten um 20 Indiv./Probe war die Dichte auch auf den Strecken U1r und 2p relativ hoch. Aufgrund der etwas späteren Probenahme 2010 fehlten *Rhithrogena semicolorata* und *Hydropsyche* sp.. Zudem waren es grösstenteils bereits Vertreter der Sommerart *Baetis fuscatus*.

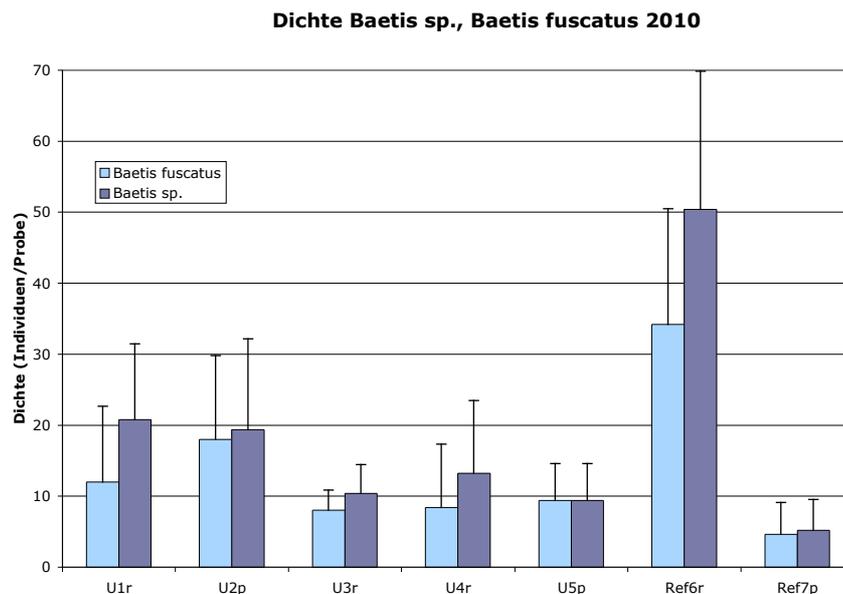


Abb. 13: Dichte der Eintagsfliegentaxa *Baetis* sp. (inkl. Gattung *Alainites*) und der Zielart *Baetis fuscatus*

Strecken im Perimeter von BirsVital (U1r-U5p) und Referenzstrecken Ref (Münchenstein). Die Balken auf den Säulen geben die Standardabweichung wieder.

Taxa wie *Gammarus* sp. (Flohkrebse) und *Esolus* sp., die eher strömungsarme Bereiche resp. die hyporheische Zone der Fließgewässer besiedeln, zeigten 2002 eine ähnliche Dichteverteilung wie die Gesamtfauna. Höchste Werte lagen auf der Strecke U3. Es folgen U2r und Ref (Abb. 14). Im Jahr 2010 fehlte eine Korrespondenz zwischen den Dichten von *Gammarus* sp., *Esolus* sp. und den Gesamtdichten (Abb. 15). Höchste *Gammarus*-Dichten mit >140 Individ./Probe wurden in den pool U5p und Ref7p beobachtet. Die Dichten von *Esolus* sp. variierten zwischen den einzelnen Teilstrecken viel weniger als diejenigen von *Gammarus*.

Dichte Gammarus, Esolus 2002

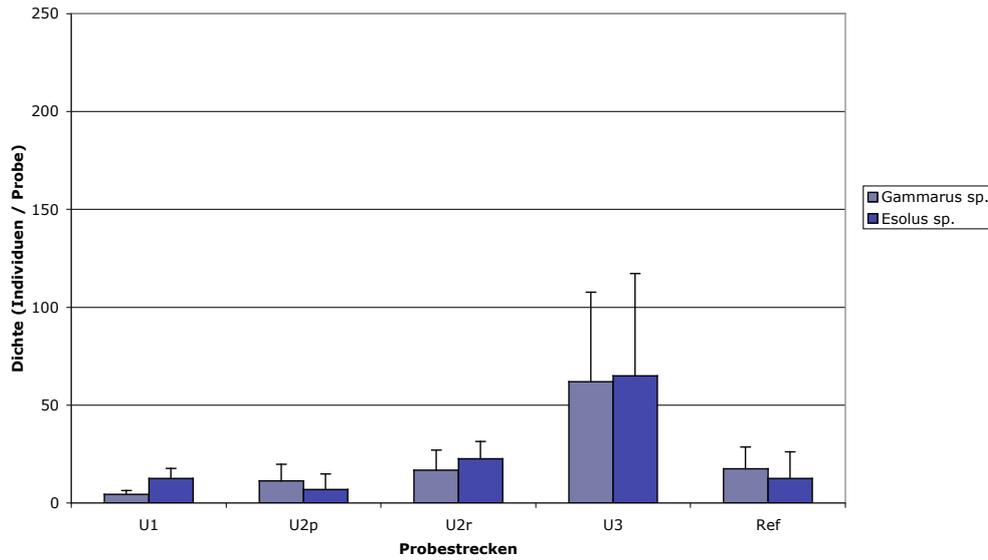


Abb. 14: Dichte der Makrozoobenthostaxa *Gammarus* sp. (Amphipoda, Flohkrebse) und *Esolus* sp. (Coleoptera, Käfer) 2002.

Strecken im Perimeter BirsVital (U1r-U5p) und revitalisierte Referenzstrecke Ref (Münchenstein). Die Balken auf den Säulen geben die Standardabweichung wieder.

Dichte Gammarus, Esolus 2010

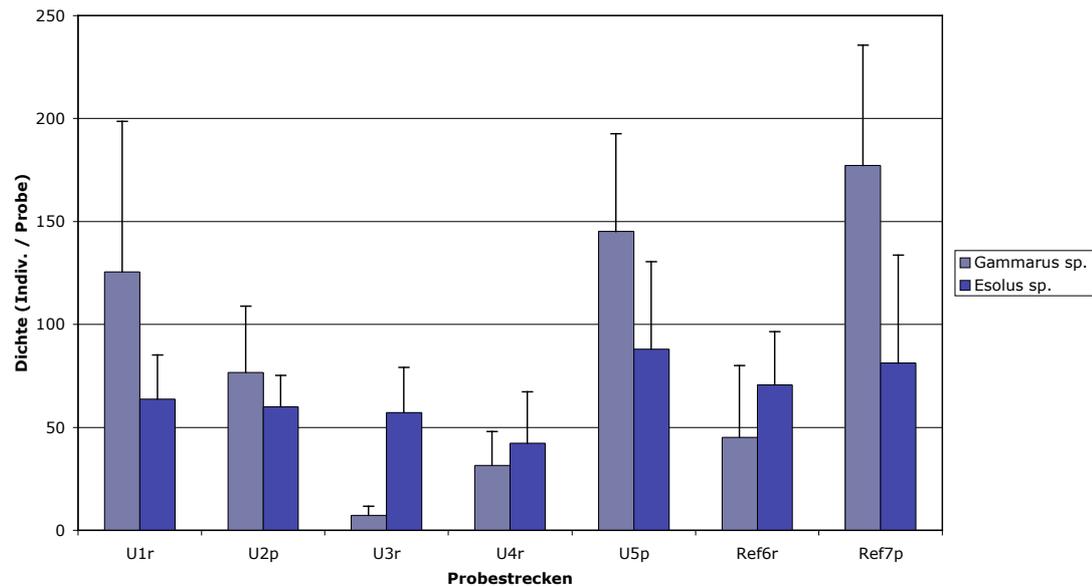


Abb. 15: Dichte der Makrozoobenthostaxa *Gammarus* sp. (Amphipoda, Flohkrebse) und *Esolus* sp. (Coleoptera, Käfer) 2010

Strecken im Perimeter BirsVital (U1r-U5p) und der Referenzstrecken Ref6r und Ref7p in Münchenstein. Die Balken auf den Säulen geben die Standardabweichung wieder.

Fazit

Die Dichte der Wasserinsektentaxa *Baetis* sp., *Rhithrogena semicolorata* und *Hydropsyche* sp. war aufgrund der leicht verschobenen Probetermine nur beschränkt vergleichbar. Die Dichte der ganzjährig im Wasser lebenden Taxa *Gammarus* sp. und *Esolus* sp. war jedoch 2010 deutlich höher als 2002.

4.6 Ähnlichkeiten (similarity)

Die Ähnlichkeiten auf der Basis des Vorkommens oder des Fehlens eines Taxons (similarity nach Jaccard, Tab. 7) zeigten ein etwas anderes Bild als eine Analyse auf der Basis des Vorkommens und der Häufigkeit (similarity nach Steinhaus, Tab. 8). Die auf den Teilstrecken erfassten Gemeinschaften stimmten 2002 zu jeweils mehr als 54 % (Jaccard-Index) überein. Im Jahr 2010 lagen die niedrigsten Ähnlichkeiten bei rund 47%.

Nach Jaccard lagen die grössten Ähnlichkeiten (>0,7) im Jahr 2002 jeweils zwischen der Referenzstrecke Ref und der Strecke U3 resp. U2p (pool). Zwischen der Referenz und der Stelle U3 stimmten über 83% der vorkommenden Arten überein.

Ähnlichkeiten von >0,7 wurden 2010 zwischen dem pool auf der Referenzstrecke (Ref7p) und U2p sowie zwischen den Strecken U1r-U2p, U3r-U4r festgestellt. Mit Ausnahme von U1r-U2p handelt es sich um Strecken, die nicht unmittelbar benachbart sind.

Tab. 7: Jaccard Similarity: Ähnlichkeit der Makrozoobenthosgemeinschaften in den Untersuchungsjahren 2002 und 2010.

Die Taxa aller Proben wurden auf das gleiche Bestimmungsniveau nivelliert. Basis: Vorkommen resp. Fehlen eines Taxons.

2002	U1	U2p	U2r	U3	Ref
U1	1				
U2p	0.561	1			
U2r	0.659	0.548	1		
U3	0.617	0.659	0.674	1	
Ref	0.622	0.711	0.644	0.833	1

2010	U1r	U2p	U3r	U4r	U5p	Ref6r	Ref7p
U1r	1						
U2p	0.711	1					
U3r	0.596	0.682	1				
U4r	0.556	0.683	0.718	1			
U5p	0.58	0.56	0.551	0.479	1		
Ref6r	0.633	0.646	0.674	0.6	0.473	1	
Ref7p	0.596	0.708	0.6	0.596	0.556	0.635	1

Werden wie beim Steinhaus-Index die Häufigkeiten der vorkommenden Taxa berücksichtigt, dann zeigten 2002 Ref und U1, Ref und U2r sowie U1 und U2r die grössten Ähnlichkeiten (>0,8). Mit weiteren hohen Ähnlichkeiten folgen die Paare Ref und U2p, U1 und U2p sowie U2r und U2p (>0,7). Die deutlich geringste Ähnlichkeit weist mit 0,48 das Probenpaar U3 und U2p auf (Tab. 8).

Berechnet nach Steinhaus wurden 2010 die höchsten Ähnlichkeiten (>0,8) zwischen den riffle-Paaren U1r-U4r, U1r-Ref6r, U4r-Ref6r, den pool-Paaren U2p-U5p sowie den Paaren U2p-Ref6r und U5p-Ref6r festgestellt (Tab. 8). Die Ähnlichkeit zwischen neun weiteren Streckenpaaren zeigten Werte über 0,7.

Tab. 8: Steinhaus Similarity: Grad der Ähnlichkeit der Makrozoobenthosgemeinschaften untereinander.

Die Taxa aller Proben wurden auf das gleiche Bestimmungsniveau nivelliert. Basis: Vorkommen resp. Fehlen eines Taxons sowie Häufigkeit der einzelnen Taxa.

2002	U1	U2p	U2r	U3	Ref
U1	1				
U2p	0.711	1			
U2r	0.830	0.741	1		
U3	0.636	0.480	0.662	1	
Ref	0.836	0.737	0.826	0.659	1

2010	U1r	U2p	U3r	U4r	U5p	Ref6r	Ref7p
U1r	1						
U2p	0.780	1					
U3r	0.690	0.553	1				
U4r	0.860	0.701	0.769	1			
U5p	0.790	0.881	0.583	0.732	1		
Ref6r	0.900	0.809	0.659	0.832	0.834	1	
Ref7p	0.730	0.299	0.791	0.725	0.712	0.660	1

Fazit

Die grössten Ähnlichkeiten wurden mit Jaccard-Index 2002 zwischen der Referenzstrecke und zwei rasch strömenden Strecken festgestellt. Im Jahr 2010 waren die Indices vor allem auf unmittelbar benachbarten Strecken am höchsten. Mit dem Steinhaus-Index waren die Ähnlichkeiten im Jahr 2002 mit Ausnahme der Paare mit U3 über 0,7. Die Ähnlichkeiten 2010 waren mit Ausnahme von sechs Paaren $\geq 0,7$.

4.7 Libellen

Auf der Strecke zwischen St. Jakob und der Mündung im Rhein wurden fünf Libellenarten beobachtet (Tab. 9). Von diesen dürften sich drei Arten (*Calopteryx splendens*, *C. virgo* und *Onychogomphus forcipatus*) im betreffenden Birsabschnitt fortpflanzen.

Mit vier Arten war die Teilstrecke 3 (Nasenweg – Postbrücke) am reichsten. In den übrigen Bereichen hielten sich mit Ausnahme von Teilstrecke 6 jeweils drei Libellenarten auf.

Tab. 9: Libellenarten auf den Teilstrecken im Birsabschnitt Mündung – St. Jakob am 20.7.2010.

Abschnitt:	1 L	1 R	2 L	2 R	3 L	3 R	4 L	4 R	5 L	5 R	6 L	6 R
Arten	Länge (m):											
	310	310	180	180	290	290	560	560	570	570	210	210
<i>Calopteryx splendens</i>	2	1		3		10	5	9	3	5		
<i>Calopteryx virgo</i>				1			2		2	15		4
<i>Onychogomphus forcipatus</i>		1		1	5	4	6	12	9	11	1	
<i>Platycnemis pennipes</i>		1				1						
<i>Ischnura elegans</i>						1						
Zygoptera Gen. sp.	1											
Artenzahl	2	3		3	1	4	3	2	3	3	1	1

Mit Dichten über 0,6 Individuen / 10 m war die Besiedlung auf den Strecken 3, 4 und 5 am höchsten. Dies entspricht der Strecke zwischen Nasenweg und den SBB-Brücken St. Jakob. Die Dichten an den drei anderen Strecken lagen unter 0,3 Individuen / 10 m.

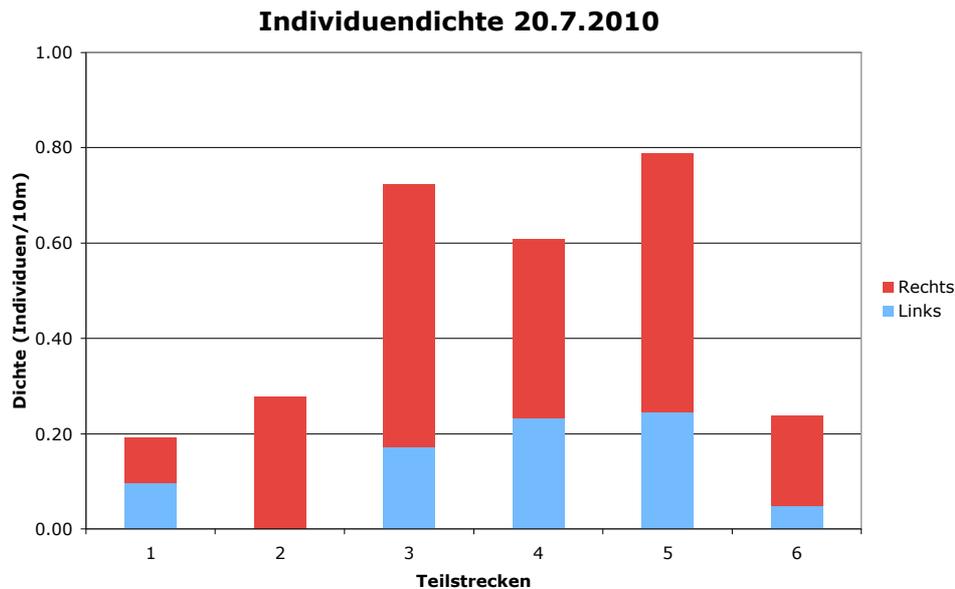


Abb. 16: Dichte der Libellen auf den Teilstrecken der Birs zwischen St. Jakob und Mündung.

Fazit

Die Libellendichte war im Perimeter der Revitalisierung (auf Strecken 3 bis 5) höher als nördlich der Zürcherbrücke und dem südlichsten Bereich zwischen St. Jakobsbrücke und Eisenbahnbrücke.

4.8 Beziehung Taxazahl – Fließgeschwindigkeit

Bei einzelnen Taxa wurde der Zusammenhang zwischen ihrer Häufigkeit und den abiotischen Parametern der Mesohabitate im Jahr 2002 geprüft. Mit der Untersuchung dieser Korrelationen wurde versucht eine Basis zu schaffen für die Interpretation der Ergebnisse der Erfolgskontrollen. Da die Resultate in 4.5.1 aber widersprüchlich sind, wurden die Ergebnisse von 2010 nicht entsprechend ausgewertet.

In Flüssen und Bächen ist die Fließgeschwindigkeit zentral. Positive Korrelationen mit der Fließgeschwindigkeit zeigen u. a.: Simuliidae ($r=0,47579$), *Baetis* sp. ($r=0,47407$) (vgl. Abb. 17 und 18). In der Regressionsanalyse (oneway-ANOVA) erwiesen sie sich als statistisch signifikant. D. h. die Wahrscheinlichkeit ist grösser als 99%, dass bei zunehmender Fließgeschwindigkeit die Dichte der Simuliidae und von *Baetis* sp., wie durch die Geraden in Abb. 17 resp. 18 ausgedrückt ansteigt.

Hydropsyche sp. zeigte einen positiven und die Taxa *Esolus parallelepipedus*, Chironomidae und *Gammarus* sp. einen negativen Korrelationskoeffizienten in der Beziehung zwischen Häufigkeit und Fließgeschwindigkeit (Abb. 19-22). Die Beziehungen dieser Taxa waren jedoch aufgrund der Regressionsanalyse nicht statistisch signifikant.

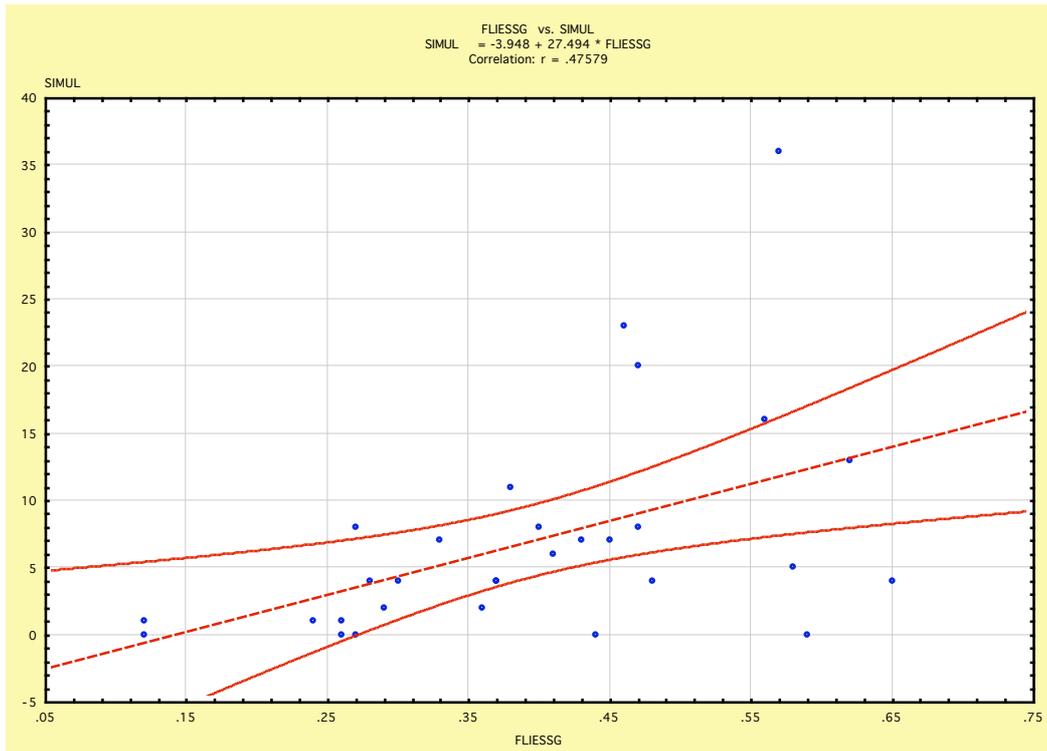


Abb. 17: Korrelation zwischen der Dichte (Indiv./Probe) der Simuliidae und der Fließgeschwindigkeit 2002

Die Dichte des Taxons steigt mit zunehmender Fließgeschwindigkeit an (one way ANOVA: $p < 0,01$).

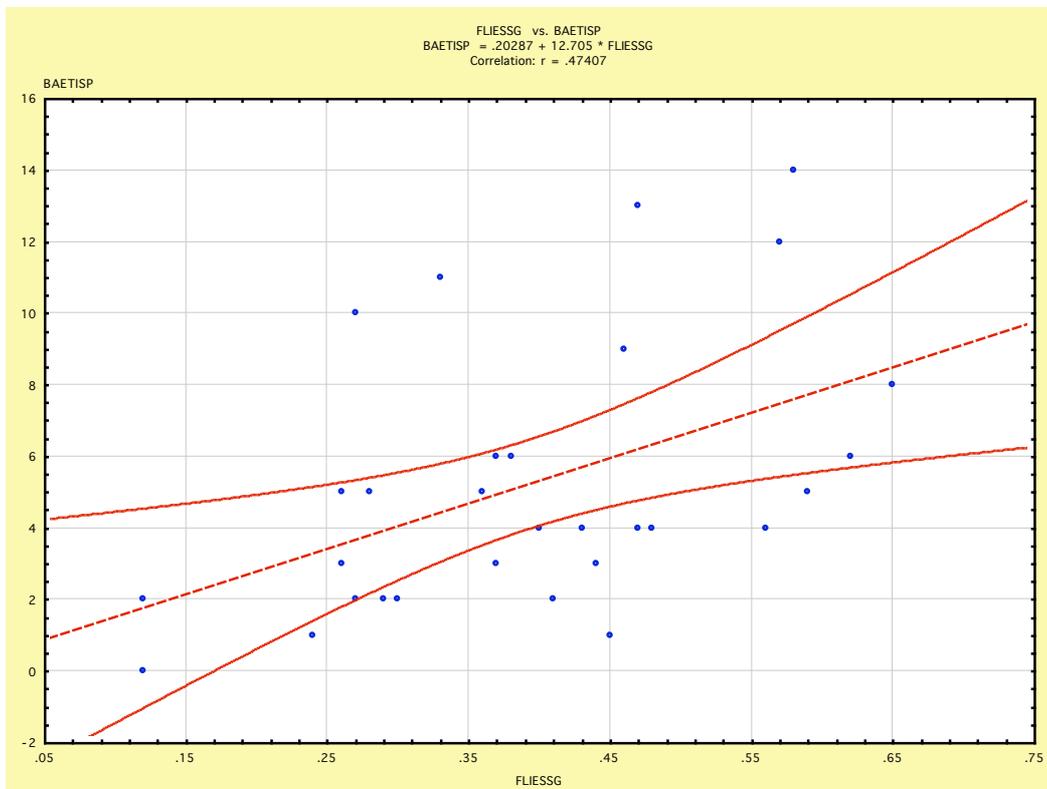


Abb. 18: Korrelation zwischen der Dichte (Indiv./Probe) von *Baetis* sp. und der Fließgeschwindigkeit 2002

Die Dichte des Taxons steigt mit zunehmender Fließgeschwindigkeit an (one way ANOVA: $p < 0,01$).

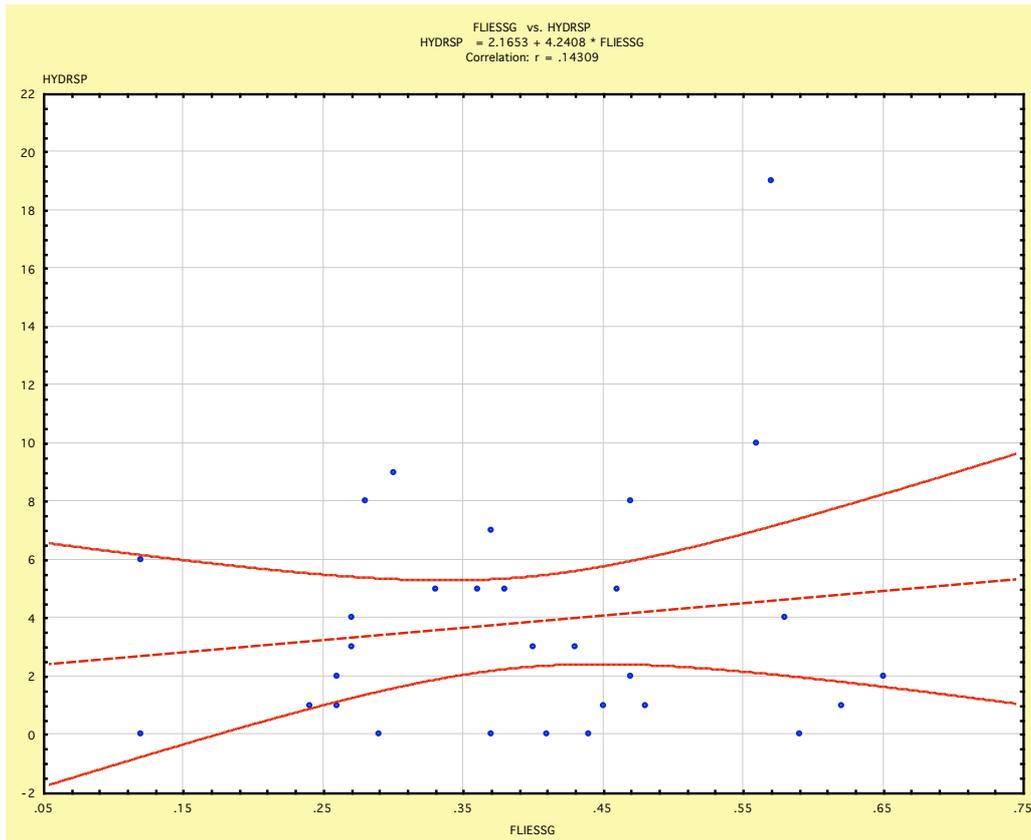


Abb. 19: Korrelation zwischen der Dichte (Indiv./Probe) von *Hydropsyche* sp. und der Fließgeschwindigkeit 2002.

Die Beziehung ist bei diesem Taxon nicht signifikant (one way ANOVA: n. s.).

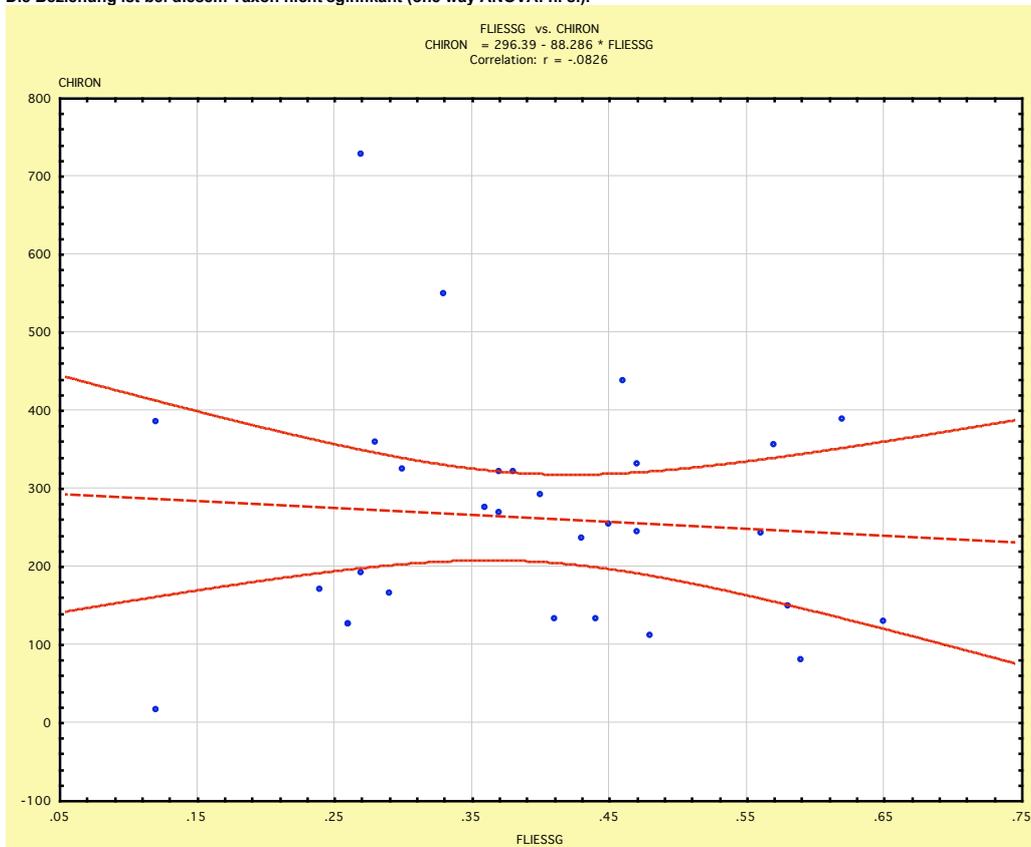


Abb. 20: Korrelation zwischen der Dichte (Indiv./Probe) der Chironomidae und der Fließgeschwindigkeit 2002.

Die Beziehung ist bei diesem Taxon nicht signifikant (one way ANOVA: n. s.). (one way ANOVA: n. s.).

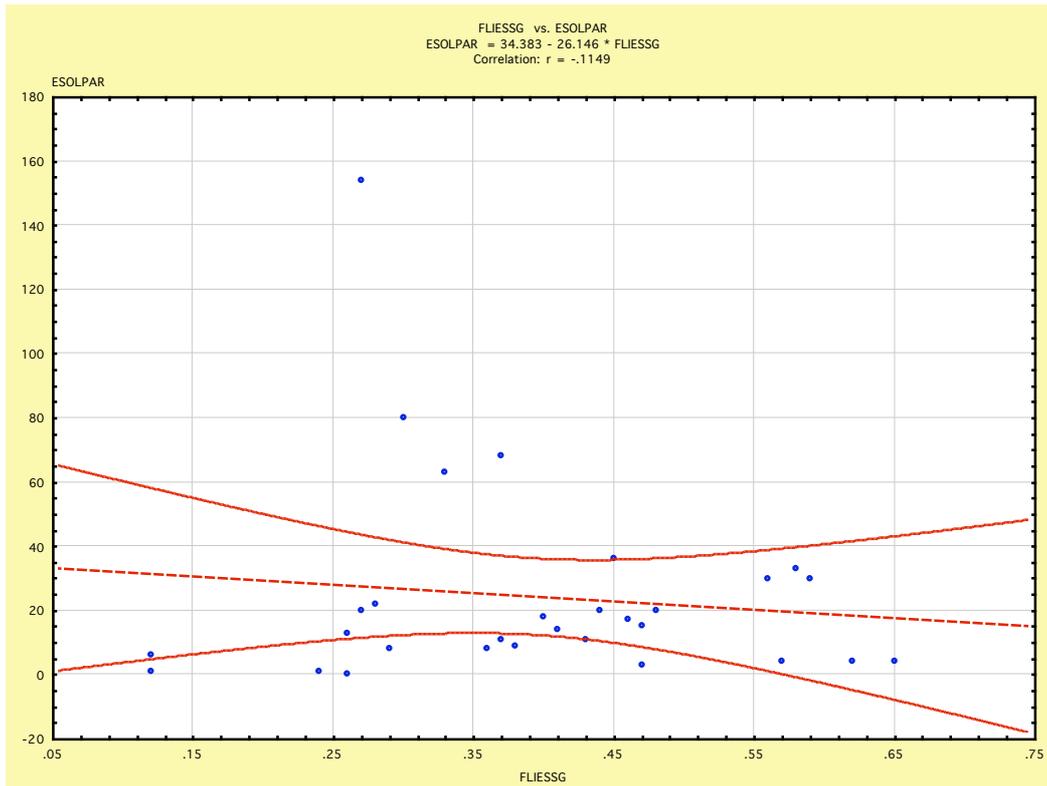


Abb. 21: Korrelation zwischen der Dichte (Indiv./Probe) von *Esolus parallelepipedus* und der Fließgeschwindigkeit 2002

Die Beziehung ist bei diesem Taxon nicht signifikant (one way ANOVA: n. s.). (one way ANOVA: n. s.).

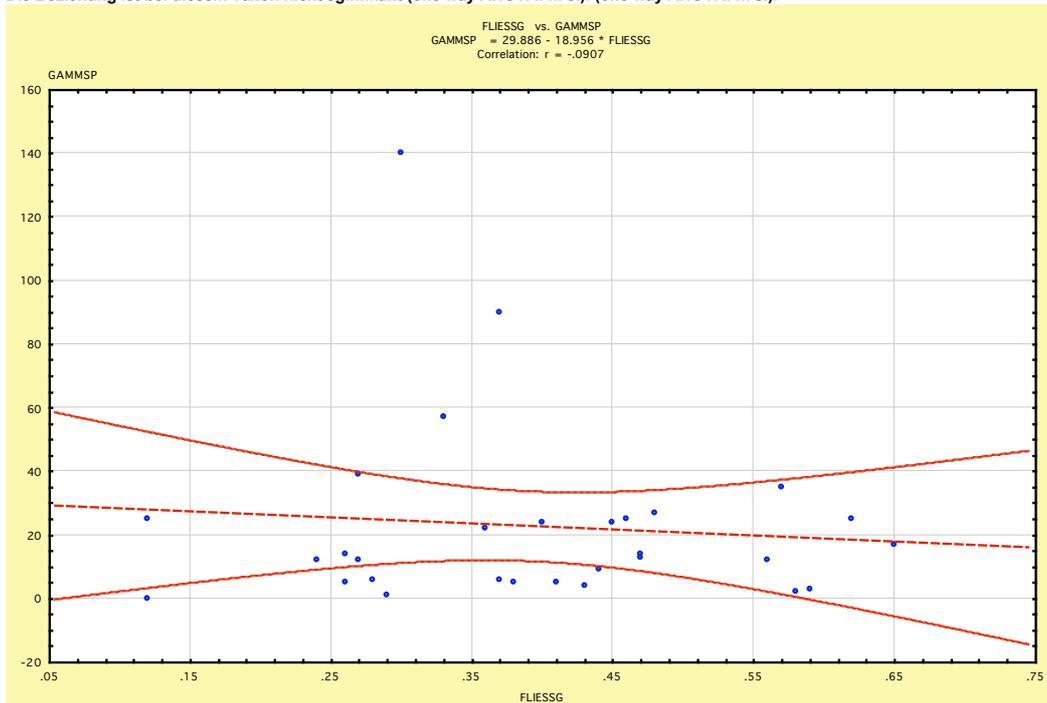


Abb. 22: Korrelation zwischen der Dichte (Indiv./Probe) von *Gammarus sp.* und der Fließgeschwindigkeit 2002.

Die Beziehung ist bei diesem Taxon nicht signifikant (one way ANOVA: n. s.). (one way ANOVA: n. s.).

Fazit

Auf den 2002 untersuchten Strecken im Perimeter von BirsVital zeigten die Dichten der Simuliidae und von *Baetis sp.* eine signifikant positive Korrelation mit der Fließgeschwindigkeit auf den Probeflächen.

5 Diskussion

Die Revitalisierungsmassnahmen im Projekt BirsVital entsprechen der aktuellen Praxis der ökologischen Aufwertung von Fliessgewässern und dürfte deshalb auf viele andere Revitalisierungsprojekte übertragbar sein.

Die grosse Ähnlichkeit der Substratzusammensetzungen zeigt, dass die beprobten Teilstrecken bei Sohlen gestaltenden Hochwasserereignissen sehr ähnlichen Bedingungen ausgesetzt sind. Besonders deutlich wird dies bei den unmittelbar benachbarten Strecken U2p und U2r im Jahr 2002 oder U1r und U2p im Jahr 2010. Bei Niederwasser wie beim Untersuchungstermin unterschieden sich die benachbarten Strecken trotz vergleichbarer Substratzusammensetzung jedoch deutlich in den Fliessgeschwindigkeiten.

Die grössere Spanne der Fliessgeschwindigkeiten auf den ausgewählten Teilstrecken 2010 kann als Hinweis auf eine Zunahme der kleinräumigen Strömungsvariabilität gewertet werden. Eine genauere Untersuchung der Strömungsvariabilität, wie bei Woolsey et al. (2005) vorgeschlagen, wurde im Rahmen dieser Untersuchung nicht durchgeführt. Eine genauere Ermittlung der Veränderungen der Mesohabitate sind in der Studie über die Fischfauna geplant (Kirchhofer & Breitenstein).

5.1 Entstehung spezifischer Lebensgemeinschaften

Die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften war vergleichbar mit den Erfahrungswerten früherer Untersuchungen (Küry 1997). Aufgrund der variierenden Lebenszyklen können bei einer einmaligen Beprobung nicht alle Taxa der Lebensgemeinschaft nachgewiesen werden. Die gesamte Anzahl Taxa lag in der Birs mit 26 bis 40 Taxa tendenziell eher höher als die Zahl der vergleichbaren Werte für die revitalisierte Strecke der Wiese (25 bis 33 Taxa, Küry 2003) oder der Bünz (Stäheli 2008) mit 35 Taxa bei drei Probenahmeterminen. Das Fehlen faunistischer Unterschiede der Strecken zeigt, dass die vorkommenden Arten relativ gleichmässig verteilt sind.

Die im Jahr 2002 erstmals in einem Rheinseitengewässer der Region Basel nachgewiesene Neozoe *Jaera istri* (Isopoda, Asseln) weist darauf hin, dass die unterste Strecke U1 teilweise unter einem Besiedlungseinfluss des Rheins steht. In späteren Erhebungen wurde die Art nicht mehr gefunden (Klaiber 2009). Aufgrund der Erfahrungen früherer Jahre (Küry 1997) scheint jedoch die Besiedlung des unteren Birsabschnitts mehrheitlich aus den obenliegenden Strecken zu erfolgen, wofür auch das Auftreten von *Leuctra geniculata* und *Perloides jurassicus* sprechen.

Dass im Jahr 2002 von den acht Zielarten fünf in kleiner Dichte gefunden wurden, weist auf die Möglichkeit einer Besiedlung im unteren Birsabschnitt hin. Mit Ausnahme von *Baetis lutheri* handelte es sich jedoch damals um Einzelfunde.

Die Zunahme von Teilstrecken mit Zielarten im Jahr 2010 zeigt einen Trend der Lebensraumoptimierung für *Baetis fuscatus*, *Leuctra geniculata* und *Polycentropus flavomaculatus*. Da die Larven von *B. fuscatus* erst ab März in grosser Zahl aus dem Ei schlüpfen, ist seine geringe Verbreitung vor der Revitalisierung wahrscheinlich auf den frühen Beprobungstermin im Februar 2002 zurückzuführen. Die Zunahme der Teilstrecken mit *Leuctra geniculata*-Nachweisen kann mit einer Vergrösserung der Fläche mit Feinsediment erklärt werden. Die Entwicklungszeit der sich in feinerem Sediment eingrabenden Larven beträgt rund 8 Monate (Lopez-Rodriguez et al. 2009), und ihre Flugzeit ist im August-September (Aubert 1959). Die Bestände von *Baetis lutheri* haben aufgrund ihrer geringen Veränderung wahrscheinlich nur wenig

profitiert. Die Verbreitungszunahme bei der Köcherfliegenart *Polycentropus flavomaculatus*, die eine lange Flugzeit hat und im 2. Larvenstadium überwintert (Elliott 1968), kann mit dem optimaleren Angebot an Kies für den Bau ihrer Fangnetze erklärt werden.

Der belastungsempfindliche Makroindex zeigte 2002 deutlich die unbefriedigende Wasserqualität im Revitalisierungspereimeter verglichen mit der Referenz. Die Situation der Belastung des geringsten Abwassers muss bei der Diskussion der Taxazahlen und Dichteunterschiede ebenfalls einbezogen werden. Der fehlende Unterschied des Makroindexes zwischen Referenzstrecken und Strecken im revitalisierten Perimeter im Jahr 2010 ist auf wahrscheinlich auf die geringe Empfindlichkeit des Parameters auf strukturelle Veränderungen im Uferbereich zurückzuführen.

5.2 Auswirkungen auf die Taxavielfalt

Der Unterschied zwischen der Untersuchungsstrecken (U) im Perimeter der Revitalisierung mit der Referenzstrecke in Münchenstein (Ref) war lediglich im Jahr 2002 signifikant und zeigte, dass sich mit Hilfe der Anzahl Taxa nur schwer die revitalisierten Strecken von den unveränderten abgrenzen lassen. Der Grund dafür dürfte die äusserst hohe Dynamik und Variabilität des Makrozoobenthos sein. Durch die dauernden Strömungen wird die Lebensgemeinschaft immer wieder stark durchmischt. Es kommt deshalb mit dem im Gerinne vorhandenen Substratangebot nicht zu einer Ausbildung klar voneinander abgrenzbarer, sich in der Zahl der Taxa unterscheidenden «Mosaik-Gemeinschaften».

Die Taxazahl nahm auf den revitalisierten Strecken der etwas breiteren Thur zu (Limnex 2004, Rhode 2005). Eine Ausbildung von unterschiedlichen Gemeinschaften dürfte demnach erst bei Revitalisierungsprojekten messbar sein, bei denen die Breite des beeinträchtigten Gerinnes nach der Revitalisierung um ein Mehrfaches erhöht ist. Beim BirsVital-Projekt war man räumlich stark eingeschränkt. Das Vorkommen der schwach signifikant niedrigeren Anzahl Taxa im Einzelfall des riffles U3r im Vergleich zur Referenzstrecke darf immerhin als Trend zur Entstehung kleinräumiger Besiedlungsunterschiede aufgefasst werden.

5.3 Auswirkungen auf Taxadichte

Die rund doppelt so hohe Besiedlungsdichte 2010 dürfte in erster Linie mit den in Fliessgewässern stattfindenden starken jährlichen Schwankungen und den jahreszeitlichen etwas abweichenden Probenahmeterminen zu erklären sein. Denn die Dichte war im Vergleich zu 2002 nicht nur auf den veränderten Strecken, sondern auch auf den Referenzstrecken deutlich höher.

Während die Ausbildung mosaikartiger Makrozoobenthos-Gemeinschaften nur in Ansätzen nachzuweisen war, traten nach der Lebensraumaufwertung Dichteunterschiede auf. Verglichen mit den Referenzstrecken nahm die Dichte in riffles auf der revitalisierten Strecke signifikant ab und in pools signifikant zu. Vor der Revitalisierung (2002) war noch kein signifikanter Dichteunterschiede zwischen Untersuchungsstrecken und der Referenzstrecke zu erkennen.

Bei einer Analyse einzelner Taxa zeichneten sich keine klaren Ursachen-Wirkungs-Ketten ab. Die höhere Dichte der Bachflohkrebsbestände (*Gammarus* sp.) auf zwei der drei pool-Strecken 2010 kann teilweise mit der Ansammlung von grobem organischem Material (CPOM) als Folge der 2010 entstandenen Bereiche mit geringerer Strömung erklärt werden. Die Situation im Jahr 2002 zeigte jedoch ein anderes Muster. Sowohl die 2002 erkennbare höhere Dichte der Eintagsfliegen *Baetis* sp. auf der Strecke U3 als auch die höhere Dichte im riffle auf der Referenzstrecke 2010 können nicht schlüssig begründet werden. Die fehlende Bevorzugung von riffles oder pools bei *Esolus parallelepipedus* dürfte darauf zurückzuführen sein, dass die Art als typische Besiedlerin der hyporheischen Zone (Lückenraum im Schotter) nicht in erster Linie auf die aktuelle Fliessgeschwindigkeit reagiert, sondern auf die Beschaffenheit des Sediments. Diese wiederum wird stark von Ereignissen geprägt, die im Abstand von Wochen oder Monaten auftreten und ist daher nicht mit den Fliessgeschwindigkeitsverhältnissen bei Niederwasser korreliert.

5.4 Ähnlichkeiten der Tiergemeinschaften

Die niedrigeren Minimalwerte des Jaccard-Indexes nach der Revitalisierung können als leichter Trend für die Ausbildung mosaikartiger Gemeinschaften betrachtet werden. Die Ähnlichkeiten der Teilstrecken untereinander scheinen also aufgrund der Aufweitung und der Entstehung unterschiedlicher Substratqualität abzunehmen.

Die Differenzierung der revitalisierten Strecke in riffles und pools schien 2010 die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft zu bestimmen, denn am ähnlichsten (Ähnlichkeiten >70%) waren jeweils Paare mit pools (U2p-Ref7p) und riffles (U3r-U4r). Bei den nebeneinander liegenden sowie faunistisch ähnlichen Strecken U1r und U2p kommt auch ein Nachbarschaftseffekt als Erklärung in Frage.

Die Libellengemeinschaft reagiert auf die veränderten Verhältnisse im Uferbereich stärker. Aufgrund der geringen zu erwartenden Artenzahl war erwartungsgemäss die Dichte der wichtigere Parameter. Die höhere Dichte im Kernbereich der revitalisierten Strecke kann mit dem Nebeneinander von Ufervegetation (Rohrglanzgras und Weiden) und vegetationsfreien Kiesflächen erklärt werden. Diese ermöglichen es einerseits den *Calopteryx*-Arten und *Onychogomphus forcipatus* ihre Territorien aufzubauen. Die oberste und die unterste Strecke sind aufgrund der Beschattung (oben) und der in kleinerem Ausmass vorhandenen geeigneten Strukturen für Libellen deutlich weniger attraktiv.

Die Sonderstellung der Strecke U3 bei vielen Parametern im Jahr 2002 und auch die erhöhte Dichte auf der Strecke U5p kann vermutlich mit den Unterschieden der Habitatausstattung alleine nicht erklärt werden. Als mögliche Faktor für die stark abweichenden Gemeinschaften auf den Strecken oberhalb der Redingbrücke kommen auch Infiltrationen aus dem Grundwasser in Frage (Abb. 23). Das Ausmass dieses Einflusses müsste jedoch mit gesonderten Untersuchungen abgeklärt werden.

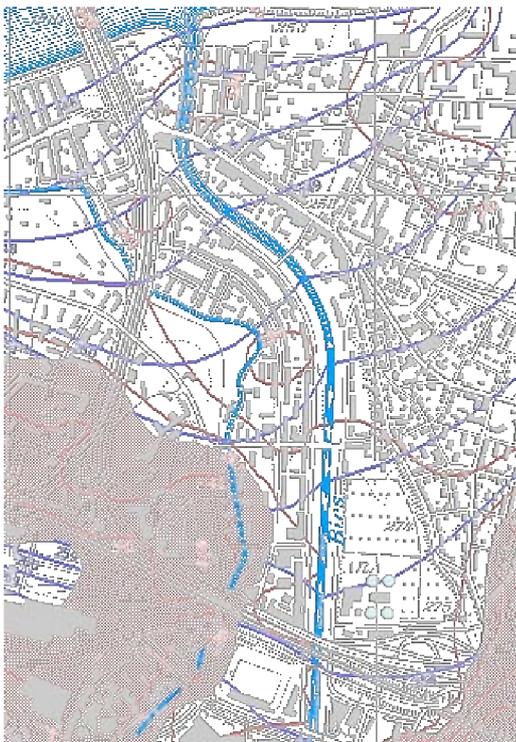


Abb. 23: Grundwasserisohypsen im Bereich der untersuchten Birsstrecke

Die Kurven zeigen eine Infiltration von Grundwasser in die Birs oberhalb der Redingbrücke.

5.5 Gesamtbetrachtung

Ein Überblick über die Ergebnisse zeigt, dass die Makrozoobenthosbesiedlung der Flusssohle ein äusserst dynamischer Vorgang ist. Kleinräumig feststellbare Unterschiede können im Rahmen der relativ kleinflächigen Besiedlungen nicht mit wenigen Habitatparametern erklärt werden, sondern werden oft von einer Vielzahl von Faktoren bestimmt. Dies dürfte ein wichtiger Faktor für die vergleichbaren Erkenntnisse sein, zu denen Palmer et al (2010) bei einer Analyse von 78 Projekten gekommen sind. Eine Erhöhung der Habitatverschiedenheit alleine führt noch nicht zu einer Erhöhung der Biodiversität.

Aufgrund der dynamischen Verhältnisse eines Flusses sind die Lebensgemeinschaften nicht stabil. Arten zeigen kurzzeitige Wanderungen, die eng mit den räumlichen und zeitlichen Veränderungen korreliert sind. Dabei zeigen sich aber Änderungen, die nur auf der Ebene der Dichte und nicht der Zusammensetzung der Taxa erkennbar werden. Damit die Gemeinschaften auch auf der Ebene der Taxazusammensetzung eine gewisse Stabilität erreichen, ist eine grössere Flächenausdehnung der Choriotope notwendig als sie hier geschaffen wurde (Küry & Zschokke 2000). Palmer et al (2010) empfehlen daneben auch, dass neben den Habitatverschiedenheiten auch die übrigen Stressoren wie zum Beispiel Siedlungsdruck, Landwirtschaft, Veränderungen des Abflussregimes oder Wasserentnahmen und deren Auswirkungen auf die Biodiversität des Makrozoobenthos im beeinträchtigten Fließgewässern untersucht werden sollen.

6 Fazit

Die Beurteilung der Revitalisierungsmassnahmen des Projekts BirsVital kann auf der Basis des Makrozoobenthos folgendermassen zusammengefasst werden:

- Unterschiede der Habitatverhältnisse sind nach der Ausführung der Revitalisierungsmassnahmen deutlicher ausgeprägt als vorher.
- Die Gesamttaxazahl des Makrozoobenthos war sowohl zwischen den beiden Untersuchungsjahren als auch zwischen der Referenzstrecke und dem revitalisierten Bereich nicht stark verschieden.
- Die Verbreitung der Makrozoobenthos-Zielarten des Birsunterlaufs hat nach der Revitalisierung zugenommen.
- Der Unterschied der Taxazahlen des Makrozoobenthos auf den verschiedenen Teilstrecken des revitalisierten Abschnitts war minim. Die festgestellte Variabilität deutet jedoch auf die Ausbildung mosaikartiger Gemeinschaften auf revitalisierten Strecken hin.
- Deutlicher als die Taxazahlen unterschieden sich die Teilstrecken und Referenzstrecken aufgrund der Besiedlungsdichte.
- Die Ähnlichkeit der Makrozoobenthos-Gemeinschaft zwischen den einzelnen Teilstrecken war nach der Revitalisierung tendenziell geringer als vorher. Dies deutet auf die Entstehung mosaikartiger Gemeinschaften.
- Die Dichte der Libellen war auf den revitalisierten Abschnitten deutlich höher als auf den Strecken ober- und unterhalb des BirsVital-Bereichs.
- Der Trend zur Ausbildung mosaikartig verbreiteter Makrozoobenthosgemeinschaften wird auch durch andere Faktoren wie z. B. Infiltration von Grundwasser beeinflusst.
- Für die Ausbildung eines stabilen Mosaiks von verschiedenen Makrozoobenthosgemeinschaften war die von der Revitalisierung betroffene Fläche zu klein.
- Für eine Erhöhung der Biodiversität in beeinträchtigten Fliessgewässern müssen neben der Habitatverschiedenheit noch weitere Stressoren in ein Aufwertungskonzept integriert werden.
- Bei einer nächsten Untersuchung zum Monitoring von Revitalisierungen mit dem Makrozoobenthos ist das Vorgehen entsprechend den hier gesammelten Erfahrungen anzupassen.

7 Literatur

- Aubert J. 1959: Plecoptera. *Insecta Helvetica* 1 (Hrsg. Schweizerische Entomologische Gesellschaft), Lausanne, 140 S.
- AUE, Amt für Umwelt und Energie BS (Hrsg.) 2002: Entwicklungskonzept Fliessgewässer Basel-Stadt zur ökologischen Aufwertung der Bäche und Flüsse im Kanton 103 S. + Anhang.
- Breitenstein, M. & Kirchhofer, A. (2002): BirsVital Erfolgskontrolle - Teilbereiche Fischfauna und Mesohabitats. Zustand vor der Revitalisierung. Bericht im Auftrag der kantonalen Ämter für Umweltschutz beider Basel. 28 S.
- Elliott J. M. 1968: The Life Histories and Drifting of Trichoptera in a Dartmoor Stream. *Journal of Animal Ecology* 37(3): 615-625.
- Klaiber A. 2009: Entwicklung und Verbreitung von Neozoen (gebietsfremden Arten) im Rhein und seinen Sietengewässern.. Unveröff. Bachelorarbeit Zürcher Hochschule für angewandte Wissenschaften (ZHAW), 42 S. + Anhang.
- Küry D. 1997: Oberflächengewässeruntersuchung im Kanton Basel-Stadt 1995 / 1996, unveröff. Bericht im Auftrag des Gewässerschutzamts Basel-Stadt).
- Küry D. & J. Zollhöfer 2001: Zielarten Fliessgewässer Basel-Stadt. Ergänzende Zusammenstellung für das Entwicklungskonzept Fliessgewässer Basel-Stadt. Unveröff. Bericht, 7 S.
- Küry D. & S. Zschokke 2000: Short-term consequences of river restoration on macroinvertebrate communities. *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie* 12:237-240.
- Küry D. 2003: Revitalisierung der Wiese Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften, unveröff. Bericht im Auftrag des Tiefbauamts Basel-Stadt.
- Légendre L. & P. Légendre 1983. *Numerical Ecology (Developments in Environmental Modelling, 3)*. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, 419 S.
- Limnex 2004: Erfolgskontrolle von Revitalisierungsmaßnahmen an der Thur: Das Makrozoobenthos in Aufweitungsstrecken im Jahr 2003. Bericht.
- Lopez-Rodriguez, Manuel J.; Tierno de Figueroa, J. Manuel; Alba-Tercedor, Javier 2009. Life history of two burrowing aquatic insects in southern Europe: *Leuctra geniculata* (Insecta: Plecoptera) and *Ephemera danica* (Insecta: Ephemeroptera). *Aquatic Insects: International Journal of Freshwater Entomology* 31(2): 99-110
- Palmer M. A., Menninger H. L. & Bernhardt E. 2010: River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology* (2010), 55 (Suppl. 1), 205–222
- Perret P. 1977: Zustand der schweizerischen Fliessgewässer in den Jahren 1974 / 1975 (Projekt MA-POS), Eidgenössisches Amt für Umweltschutz und EAWAG, Bern, 276 S.
- Rhode S. 2005: Integrales Gewässermanagement. Erkenntnisse aus dem Rhône-Thur-Projekt. Synthesbericht Gerinneaufweitung. Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, 69 S. (www.rivermanagement.ch)
- Sokal R. R. & F. J. Rohlf 1995: *Biometry. The Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. W. H. Freeman and Company, New York, 887 S.
- Stäheli T. 2008: Revitalisierungen an der Bünz: Zusammenhänge zwischen Hydromorphologie und Makrozoobenthos. Unveröff. Diplomarbeit Eawag, 72 pp.
- Woolsey, S., C. Weber, T. Gonser, E. Hoehn, M. Hostmann, B. Junker, C. Roulier, S. Schweizer, S. Tieggs, K. Tockner & A. Peter. 2005. *Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fliessgewässerrevitalisierungen*. Publikation des Rhone-Thur Projektes. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ. 112 pp.

Anhang: Artenliste

Birs Individuen 4. / 5. 2. 2002		Strecke U1						Mittelwert	Strecke U2p (pool)						Mittelwert	U2r (riffle)						Mittelwert	Strecke U3						Mittelwert	Referenzstrecke						Mittelwert											
Gattung	Art	U1.1	U1.2	U1.3	U1.4	U1.5	U1.6	MWU1	su1	U2p.1	U2p.2	U2p.3	U2p.4	U2p.5	U2p.6	MWU2	SU2p	U2r.1	U2r.2	U2r.3	U2r.4	U2r.5	U2r.6	MWU2s	U2r	U3.1	U3.2	U3.3	U3.4	U3.5	U3.6	MWU3	SU3	Ref1	Ref2	Ref3	Ref4	Ref5	Ref6	MWRe	sRef						
Turbellaria	Polycelis nigra / tenuis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0.33	0.82	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.17	0.41	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0.17	0.41
Gastropoda	Ancylus fluviatilis	3	0	0	0	0	0	0.5	1.22	1	2	1	0	0	0	0.67	0.82	1	2	0	1	0	21	4.17	8.28	5	1	0	1	3	2	2	1.79	3	2	1	0	1	0	1.17	1.17						
	Potamopyrgus jenkinsi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0.17	0.41	1	0	0	1	0	2	0.67	0.82	1	1	0	1	2	0	0.83	0.75						
Lamlibranchiata	Sphaerium corneum	0	0	1	0	0	0	0.17	0.41	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0.5	0.55	1	0	0	0	0	0	0	0.17	0.41	0	0	2	0	3	3	1.33	1.51					
	Pisidium sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0.33	0.82	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Nematomorpha	Gordiidae	6	5	3	9	1	5	4.83	2.71	2	1	0	0	0	0	0.5	0.84	2	0	1	2	1	7	2.17	2.48	6	0	0	0	0	0	0	1	2.45	1	0	0	0	0	0	2	0.5	0.84				
Oligochaeta	Eiseniella tetraedra	0	0	0	0	1	0	0.17	0.41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0.33	0.52	1	3	0	0	0	0	0	0.67	1.21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Enchytraeidae	22	3	8	13	24	4	12.3	9	0	0	1	7	1	0	1.5	2.74	12	34	39	13	22	12	22	11.9	112	4	1	3	6	5	21.8	44.2	0	0	0	0	0	2	21	3.83	8.45					
	Naididae	17	17	41	27	48	9	26.5	15.2	17	6	12	7	3	0	7.5	6.16	12	17	17	6	14	23	14.8	5.71	3	5	8	1	1	0	3	3.03	1	1	2	4	0	2	1.67	1.37						
	Haplotaxis gordioides	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0.33	0.52	1	0	0	0	0	0	0	0.17	0.41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Tubificidae	0	9	0	22	20	9	10	9.44	1	0	0	3	0	0	0.67	1.21	5	6	25	0	0	0	0	6	9.7	11	0	0	0	4	0	2.5	4.46	0	0	0	0	0	2	9	1.83	3.6				
	Oligochaeta	14	0	0	0	0	0	2.33	5.72	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Hirudinea	Cystobranchus fasciatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0.17	0.41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	Dina punctata	3	0	0	0	0	0	0.5	1.22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0.17	0.41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
	Erpobdella octoculata	0	0	0	1	0	0	0.17	0.41	0	0	0	2	0	0	0.33	0.82	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0.17	0.41	1	0	2	0	0	0	0	0.5	0.84				
	Erpobdellidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0.17	0.41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
	Helobdella stagnalis	1	0	1	0	0	0	0.33	0.52	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Isopoda	Asellus aquaticus	1	0	0	0	0	1	0.33	0.52	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0.17	0.41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Jaera istri	2	1	0	0	0	0	0.5	0.84	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Amphipoda	Gammarus fossarum	0	4	0	5	5	1	2.5	2.43	21	11	8	5	1	0	7.67	7.74	17	12	19	5	0	0	8.83	8.38	18	45	1	3	76	21	27.3	28.6	4	13	24	8	8	3	10	7.72						
	Gammarus pulex	0	0	0	1	0	0	0.17	0.41	4	1	3	0	0	0	1.33	1.75	8	2	5	8	0	0	3.83	3.71	4	5	3	3	5	24	7.33	8.21	7	11	1	2	4	0	4.17	4.71						
	Gammarus sp.	6	0	5	0	0	0	1.83	2.86	0	0	3	7	4	0	2.33	2.88	0	0	0	14	9	2	4.17	5.95	17	7	20	16	59	45	27.3	20.1	6	11	0	3	0	0	3.33	4.46						
Hydrachnidia	Hydrachnellae	1	1	0	1	0	0	0.5	0.55	3	0	2	2	0	0	1.17	1.33	2	2	0	2	2	8	2.67	2.73	10	1	6	1	3	5	4.33	3.44	3	7	1	9	1	2	3.83	3.37						
Ephemeroptera	Baetis fuscatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0.17	0.41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0.17	0.41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	Baetis lutheri	0	0	0	0	2	0	0.33	0.82	0	0	3	2	0	0	0.83	1.33	0	3	1	3	1	13	3.5	4.81	7	4	2	2	2	3	3.33	1.97	5	9	0	11	3	0	4.67	4.59						
	Baetis muticus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0.17	0.41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	Baetis rhodani	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0.33	0.52	0	0	0	0	1	1	0.33	0.52	2	0	2	1	0	0	0.83	0.98	3	0	0	0	0	0	0.5	1.22						
	Baetis sp.	5	4	6	3	0	2	3.33	2.16	2	0	0	0	3	0	0.83	1.33	9	1	0	1	1	0	2	3.46	1	7	0	0	0	3	1.83	2.79	0	3	6	2	1	5	2.83	2.32						
	Caenis sp.	1	0	0	1	0	0	0.33	0.52	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.33	0.52	0	1	3	0.67	1.21	0	0	0	0	1	0	0.17	0.41	0	0	0	0	0	0	0.17	0.41						
	Ecdyonurus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
	Epeorus sylvicola	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0.5	0.84	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
	Ephemerella danica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0.17	0.41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	Habroleptoides confusa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0.17	0.41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	3	1	1.26	0	0	1	0	0	0	0.17	0.41						
	Rhithrogena semicolorata	1	3	3	9	7	4	4.5	2.95	16	9	11	5	3	0	7.33	5.82	9	18	36	18	6	5	15.3	11.6	17	35	18	13	27	19	21.5	8.04	9	22	9	6	6	3	9.17	6.68						
Plecoptera	Leuctra geniculata	0	0	0	1	0	0	0.17	0.41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0.17	0.41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
	Leuctra sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0.5	0.84	0	0	0	1	0	0	0.17	0.41	0	0	0	0	0	1	0.17	0.41	0	0	0	0	1	1	0.33	0.52						
	Nemoura sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0.17	0.41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0.33	0.82	1	1	1	0	0	0	0.5	0.55						
	Perlodes jurassicus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0.17	0.41	0	1	0	0	0	0	0.17	0.41						
Coleoptera	Elmis cf rietscheli	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0.5	1.22	0	0	0	0	0	1	0.17	0.41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	Elmis sp. La.	34	6	1	4</																																										

