

Institut für Wasserbau
Universität Stuttgart



Institut für Landespflege
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg



Baden-Württemberg

Programm Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung (BWPLUS)

Schlussbericht zum Forschungsprojekt

Kriterien für Gestaltung, Betrieb sowie Unterhaltung von Stau- und Retentionsanlagen zur Gewährleistung der ökologischen Durchgängigkeit

Förderkennzeichen: BWR 24005

Förderzeitraum: 01.08.2004 bis 31.07.2006

Projektleitung:

Universität Stuttgart
Institut für Wasserbau
Prof. Dr.-Ing. habil. Bernhard Westrich

Kooperation:

Albert-Ludwigs-Universität Freiburg
Institut für Landespflege
Prof. Dr. habil. Werner Konold

Sachbearbeitung:

Dipl.-Ing. Rüdiger Siebel

Sachbearbeitung:

Dr. Oliver Kaiser
Dipl.-Biol. Sandra Röck

Die Arbeiten des Programms Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung werden mit Mitteln des Landes Baden-Württemberg gefördert.

Inhaltsverzeichnis

1. Einführung (Institut für Wasserbau)	1
2. Allgemeine wasserwirtschaftliche Randbedingungen (Institut für Wasserbau)	5
2.1 Natürlich vorgegebene Randbedingungen	6
2.1.1 Einzugsgebietscharakteristik	6
2.1.2 Hydrologie	7
2.2 Steuerbare Randbedingungen	8
2.2.1 Hochwasserschutzgrad der Hochwasserrückhaltebecken	9
2.2.2 Gestaltung des Durchlassbauwerks	10
2.2.3 Bewirtschaftung eines Hochwasserrückhaltebeckens	11
3. Der Lebensraumkatalog (Institut für Landespflege)	13
4. Methodik	17
4.1 Substrat- und Habitatkartierung	17
4.2 Makrozoobenthos	18
4.2.1 Kick-Sampling	18
4.2.2 Markierung von Köcherfliegen	20
4.2.3 Markierung von Bachflohkrebsen	20
4.2.4 Imaginesfallen	21
4.3 Fische	21
4.4 Laufkäfer	23
4.5 Weitere Artengruppen	24
4.6 Auswertung	24
4.6.1 Diversitätsindizes zur Darstellung der α -Diversität	25
4.6.2 Similaritätsindizes zur Darstellung der β -Diversität	26
4.6.2 Indikation von Belastungen mithilfe der Organismen	27

5. Ökologische Auswirkungen beim Neubau eines HRB	29
5.1 Das Hochwasserrückhaltebecken	29
5.2 Das Gewässer	32
5.3 Gewässerhydraulische Untersuchungen (Institut für Wasserbau)	34
5.3.1 Ermittlung der hydraulischen Grunddaten	34
5.3.2 Sohlsubstratzusammensetzung und Geschiebetransport	39
5.4 Ökologische Untersuchungen (Institut für Landespflege)	48
5.4.1 Strukturelle Merkmale der Probestellen und des Durchlasses	48
5.4.2 Besiedlung der Probestellen durch aquatische Wirbellose	52
5.4.3 Neubesiedlung der Bachabschnitte durch aquatische Wirbellose	60
5.4.4 Auswirkungen auf die Fischfauna	65
5.4.5 Auswirkungen des Baus auf die Laufkäferzönose	68
5.5 Diskussion	71
6. Ökologische Auswirkungen des Staubetriebs	75
6.1 Gewässerhydraulische Untersuchungen (Institut für Wasserbau)	75
6.1.1 Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord am Schobbach	75
6.1.2 Hochwasserrückhaltebecken S43 am Insenbach	76
6.1.3 Hochwasserrückhaltebecken 4A an der Brettach - Simulation der Strömungs- und Geschiebetransportdynamik	78
6.2 Ökologische Untersuchungen (Institut für Landespflege)	87
6.2.1 Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord am Schobbach	87
6.2.2 Hochwasserrückhaltebecken S43 am Insenbach	92
6.3 Diskussion	96

7. Bewertung bestehender HRB (Institut für Landespflege)	99
7.1 Stadtseebach (seit 1999 in Betrieb)	100
7.1.1 Das Hochwasserrückhaltebecken	100
7.1.2 Strukturelle Gegebenheiten in Gewässer und Durchlass	101
7.1.3 Makrozoobenthos	104
7.1.4 Fische	110
7.1.5 Laufkäfer	112
7.2 Schwarzbach – Waibstadt (seit 2002 in Betrieb)	115
7.2.1 Das Hochwasserrückhaltebecken	116
7.2.2 Strukturelle Gegebenheiten in Gewässer und Durchlass	117
7.2.3 Makrozoobenthos	120
7.2.4 Fische	124
7.2.5 Laufkäfer	126
7.3 Insenbach (seit 2002 in Betrieb)	129
7.3.1 Das Hochwasserrückhaltebecken	130
7.3.2 Strukturelle Gegebenheiten in Gewässer und Durchlass	131
7.3.3 Makrozoobenthos	134
7.3.4 Fische	140
7.4 Lobbach – Mönchzell (seit 2004 in Betrieb)	141
7.4.1 Das Hochwasserrückhaltebecken	142
7.4.2 Strukturelle Gegebenheiten in Gewässer und Durchlass	144
7.4.3 Makrozoobenthos	146
7.4.4 Fische	152
7.4.5 Laufkäfer	154
7.5 Lobbach – Waldwimmersbach M6 + M5 (seit 2003 in Betrieb)	156
7.5.1 Die Hochwasserrückhaltebecken	156
7.5.2 Strukturelle Gegebenheiten in Gewässer und Durchlass	157
7.5.3 Makrozoobenthos	160
7.5.5 Fische	169

7.6 Schobbach / Moosbach – Freiburg Nord (seit 1981 in Betrieb)	172
7.6.1 Das Hochwasserrückhaltebecken	173
7.6.2 Strukturelle Gegebenheiten in Gewässer und Durchlass	174
7.6.3 Makrozoobenthos	176
7.6.4 Markierung von Köcherfliegenlarven	180
7.6.5 Markierung von Bachflohkrebsen	182
7.6.6 Fang von Imagines mittels einer Insektenfalle am Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord	183
7.6.6 Fische	184
7.7 Diskussion (Ökologie)	186
7.7.1 Struktur & Substratzusammensetzung	186
7.7.2 Makrozoobenthos	187
7.7.3 Fische	190
7.7.4 Laufkäfer	191
7.7.5 Weitere Artengruppen	192
7.8 Zusammenfassung und Handlungsempfehlungen	195
8. Landschaftsbildbewertung bei HRBs (Institut für Landespflege)	201
8.1 Einleitung	201
8.2 Hochwasserrückhaltebecken als Bewertungsobjekte	202
8.3 Landschaftsbild als Bewertungsobjekt	204
8.3.1 Das Landschaftsbild als Bewertungsobjekt der neuen Methode	205
8.3.2 Negative Auswirkungen von Hochwasserrückhaltebecken auf das Landschaftsbild	206
8.3.3 Positive Auswirkungen von Hochwasserrückhaltebecken	212
8.4 Die Methode	213
8.4.1 Methodische Rahmenbedingungen	214
8.4.2 Aufbau der Methode	221

8.5 Anwendungsbeispiel: Hochwasserrückhaltebecken Meckesheim - Mönchzell	224
8.6 Praxistauglichkeit des Verfahrens	234
8.7 Zusammenfassung	236
9. Literatur	237

1. Einführung (Institut für Wasserbau)

Das dezentrale Hochwasserschutzkonzept in Baden-Württemberg sieht eine Retention bereits im Oberlauf kleiner und mittlerer Gewässer vor, um so eine Abflusskonzentration in den größeren Gewässern zu vermeiden und die Anlieger an den kleineren Gewässern effektiv vor Hochwasser zu schützen. Im Rahmen der Umsetzung dieses Konzepts wurden innerhalb der letzten Jahrzehnte eine große Anzahl von Hochwasserrückhaltebecken (HRB) geplant und erstellt. Derzeit werden in Baden-Württemberg 625 Hochwasserrückhaltebecken betrieben (Stand Februar 2006). Von diesen sind etwa 75% Trockenbecken, welche nur im Fall eines Hochwasserereignisses eingestaut werden (Abbildung 1.1). Demgegenüber stehen die Dauerstaubecken, die einen permanenten Mindesteinstau (Dauerstau) aufweisen. Rückhaltebecken dieses Typs wurde bis in die 70er Jahre des letzten Jahrhunderts an einer Vielzahl von Gewässern in Baden-Württemberg errichtet. Dadurch konnte der Hochwasserschutz sinnvoll mit der Erhöhung des Freizeitwerts der entsprechenden Region kombiniert werden. Aufgrund des permanenten Teileinstaus fallen die Dauerstaubecken inklusive des Absperrdammes größer aus, als es für den reinen Hochwasserschutz eigentlich erforderlich wäre. Dies führt auch aufgrund eines gestiegenen Umweltbewusstseins bei Teilen der Bevölkerung zu einer ablehnenden Haltung gegenüber den Becken. Zudem hat sich gezeigt, dass viele der Becken durch den Dauerstau und die damit verbundenen verringerten Fließgeschwindigkeiten im Lauf der Zeit verlanden, was in vielen Fällen kostspielige Ausbaggerungen nach sich zieht, welche die Haushalte der oftmals kleinen Gemeinden übermäßig belasten. Des Weiteren können Dauerstaubecken aufgrund der stark eingeschränkten gewässerökologischen Längsdurchgängigkeit (siehe folgende Abschnitte) als nicht zeitgemäß eingestuft werden. All diese negativen Begleiterscheinungen haben dazu geführt, dass Dauerstaubecken heute nicht mehr geplant und ausgeführt werden.

Von den Trockenbecken wurde der größte Teil im Hauptschluss ausgeführt (Abbildung 1.1), weswegen sich die Arbeiten im Rahmen des im Folgenden vorgestellten Forschungsprojekts auf diese Ausführungsvariante beschränkten. Jedoch können die gewonnenen Erkenntnisse mit entsprechenden Einschränkungen auch auf Becken im Nebenschluss oder Dauerstaubecken übertragen werden (Stichwort: Lebensraumkatalog, siehe Kapitel 3).

Querbauwerke in Fließgewässern, wie beispielsweise Wehranlagen, Sohlsicherungsbauwerke oder Pegelanlagen im Allgemeinen und Absperrdämme an Hochwasserrückhaltebecken im Besonderen, stellen einen massiven Eingriff in das Längskontinuum eines Fließgewässers dar und beeinträchtigen dadurch sowohl die aquatische als auch die terrestrische Längsdurchgängigkeit der Fließgewässer, die eine in der EU-Rahmenrichtlinie verankerte zentrale Zielvorgabe für die Gestaltung, Revitalisierung und Erhaltung von Fließgewässerökosystemen ist. Der Damm und dessen Durchlassbauwerk bilden oftmals ein Wanderungshindernis für terrestrische und aquatische Organismen (z.B. LWA 1992, DVWK 1993, KAPPUS et al. 1999), wodurch das natürliche Ausbreitungsverhalten dieser Organismen gestört wird. Dies wiederum kann zur Isolation, zur genetischen Verarmung und im Extremfall zur Auslöschung von Populationen führen.

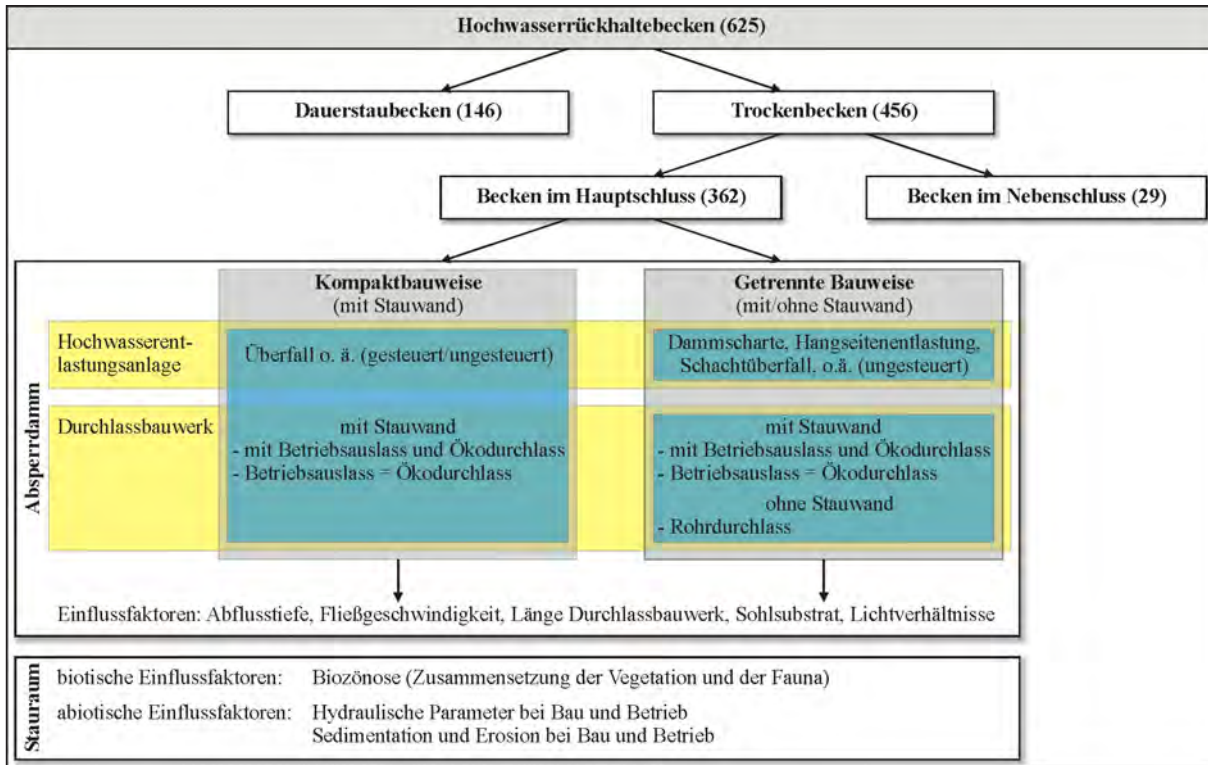


Abbildung 1.1: Einflussfaktoren von Hochwasserrückhaltebecken auf die ökologische Längsdurchgängigkeit von Fließgewässern.

Die baulichen Eingriffe wirken sich zudem auf morphologische, hydraulische und stoffliche Prozesse im Fließgewässer aus, was zu einer veränderten Abfluss- und Geschiebetransportdynamik bereits beim Bau des Absperrdamms, aber insbesondere beim Betrieb der Hochwasserrückhaltebecken führt. Die veränderte Abfluss- und Geschiebetransportdynamik beeinflusst die Organismen ganz wesentlich, da das Flussbett bzw. der Ufersaum mit der für die jeweiligen Flüsse spezifischen Sohlsubstratzusammensetzung für die meisten Arten ein wesentlicher Teil ihres Lebensraums ist. So wird während des Baus eines Absperrdamms (beispielsweise bei der Ausbaggerung des Umleitungsgerinnes) oftmals feines Material aufgewirbelt, welches sich unterhalb des Bauwerks wieder absetzt und dort zu einer Verschlämzung führen kann. Beim Betrieb von Hochwasserrückhaltebecken, insbesondere dort, wo durch die Dämpfung der Hochwasserspitzen nennenswerte Speichereffekte erzielt werden, kommt es im Einstaubereich zur Ablagerung von Sedimenten, während unterhalb des Bauwerks aufgrund hoher Fließgeschwindigkeiten beim Ablassen des Beckens Sohlmaterial ausgetragen wird und Ufererosion auftritt. Weiterhin unterscheiden sich Staubereiche oberhalb von Querbauwerken in wasserchemischer, physikalischer und struktureller Hinsicht von unbeeinflussten Gewässerabschnitten. So kann es dort beispielsweise zu verstärktem Algenwachstum, zur Verschlämzung der Sohle und zur Sauerstoffzehrung kommen. Sowohl bei der aktiven Wanderung als auch bei der passiven Drift entstehen dadurch ebenfalls Wanderbarrieren für wassergebundene Arten. Auch der Eintrag von geogenen und anthropogenen Stoffen (gelöst, partikulär) in die Stauräume, beispielsweise aus landwirtschaftlich genutzten Flächen im Einzugsgebiet, kann Biozönosen nachhaltig beeinflussen.

Im Rahmen der Arbeiten zu diesem Forschungsprojekt wurden aus diesem Grund gezielt Hochwasserrückhaltebecken mit entsprechenden Absperrdämmen hinsichtlich der ökolo-

gischen Durchgängigkeit untersucht. Ziel des Forschungsvorhabens war es, einerseits fächerübergreifende spezifische Kriterien für den Entwurf und die Gestaltung von Absperrdämmen inklusive der Betriebseinrichtungen (Ökodurchlass, Betriebsauslass usw.) zu erarbeiten, andererseits bei neuen Anlagen oder sanierungsbedürftigen älteren Anlagen durch Berücksichtigung gewässerhydraulischer und gewässerökologischer Anforderungen zukünftig die ökologischen Durchgängigkeit zu ermöglichen.

Zur Erreichung dieses Ziels wurden einerseits gewässerhydraulische Untersuchungen (Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart) durchgeführt, bei denen die Veränderung der Gewässermorphologie und des Geschiebetransports durch ein Einstauereignis bzw. durch den Neubau eines Absperrdamms nach ingenieurwissenschaftlichen Gesichtspunkten erforscht wurden. Andererseits wurde durch gewässerökologische Untersuchungen (Institut für Landespflege, Universität Freiburg) auf breiter biologischer Basis eine Beurteilung der Auswirkungen der veränderten Morphologie sowie der Abfluss- und Geschiebetransportdynamik an Hochwasserrückhaltebecken durchgeführt. Die theoretischen Grundlagen für eine Beurteilung der Bauwerke liefert ein eigens dafür angelegter „Lebensraumkatalog“ (siehe Kapitel 3).

Innerhalb des Projekts wurden die folgenden fünf Hauptkomplexe behandelt:

- Der oben erwähnte Lebensraumkatalog (Kapitel 3), der die Lebensraumsprüche der terrestrischen und aquatischen Tierarten, welche die Gewässer und deren Aue als Lebensraum, Wanderungs- und Ausbreitungskorridor nutzen, widerspiegelt.
- Die Untersuchung und Bewertung der Auswirkungen, welche durch den Baubetrieb beim Neubaus eines Absperrdamms auftreten (Kapitel 5), durch Bestandsaufnahmen der Gewässermorphologie sowie der Biozönose vor und nach dem Bau des Damms; Bewertung der Regenerationsfähigkeit des Gewässers.
- Die Untersuchung und Bewertung der Auswirkungen, die durch den Staubetrieb von Hochwasserrückhaltebecken auftreten (Kapitel 6), durch Bestandsaufnahmen der Gewässermorphologie sowie der Biozönose vor und nach einem Einstau.
- Die Bewertung sechs vorhandener Bauwerke unterschiedlichen Bautyps bezüglich ihrer Durchgängigkeit mittels faunistischer Erhebungen an den betroffenen Gewässern und auf Grundlage des Lebensraumkatalogs (Kapitel 7).
- Erarbeitung eines landschaftsästhetischen Bewertungsverfahrens für Hochwasserrückhaltebecken (Kapitel 8).

Es sei noch darauf hingewiesen, dass davon ausgegangen wird, dass die ökologische Durchgängigkeit im Einstaufall in den meisten Fällen gar nicht oder lediglich sehr eingeschränkt gewährleistet werden kann. Da ein Einstau bei den kleinen Hochwasserrückhaltebecken in der Regel nur wenige Stunden andauert, wird dies in Kauf genommen. Vielmehr wird durch die im weiteren Verlauf der Arbeit dargestellten Anregungen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit eine schnellstmögliche Regeneration der Gewässersohle angestrebt.

2. Allgemeine wasserwirtschaftliche Randbedingungen (Institut für Wasserbau)

Der Geschiebetransport und damit die Zusammensetzung des Sohlmaterials hängt von den an der Gewässersohle auftretenden Sohlschubspannungen τ_0 ab. Diese nehmen aufgrund ihrer Abhängigkeit von der Wassertiefe y bei zunehmendem Abfluss zu, weswegen HW-Ereignisse nicht nur mit großen Wassermengen, sondern auch mit erhöhten Geschiebemengen verbunden sind. Oberhalb der Stauwurzel eines Hochwasserrückhaltebeckens wird das Gewässer vom Hochwasserrückhaltebecken nicht mehr beeinflusst, so dass dort auch die Wahrscheinlichkeitsverteilung und die zugehörigen Wahrscheinlichkeitsdichten für die Sohlschubspannung τ_0 unabhängig von dem unterhalb angeordneten Hochwasserrückhaltebecken sind. Im Staubreich des Hochwasserrückhaltebeckens hingegen werden die Sohlschubspannungen τ_0 in Abhängigkeit von der Position im Becken verringert, was dazu führt, dass eingetragenes Geschiebe im Becken sedimentiert. Die in Abbildung 2.1 dargestellten idealisierten Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen und Jahresdauerlinien zeigen den Einfluss des Hochwasserrückhaltebeckens auf die Verteilung der Sohlschubspannungen τ_0 in Abhängigkeit von der Position im Hochwasserrückhaltebecken. Dabei ist der oberhalb der Stauwurzel liegende Querschnitt Q3 als Ursprungszustand (Zustand ohne Hochwasserrückhaltebecken) anzusehen. Deutlich ist erkennbar, wie sich die Wahrscheinlichkeitsdichten für $\tau_0 > \tau_{QR}$ (τ_{QR} ist die Sohlschubspannung bei Regelabfluss Q_R durch den Betriebsauslass des Absperrdamms, welcher in der Regel dem bordvollen Abfluss Q_b entspricht) mit zunehmender Entfernung von der Stauwurzel verringern, wodurch die Wahrscheinlichkeitsdichten für die darunterliegenden Sohlschubspannungen τ_0 erhöht werden. Unterhalb des Absperrdamms beträgt die Wahrscheinlichkeitsdichte für $\tau_0 > \tau_{QR} = 0$ (nicht eingezeichnet). Es sei darauf hingewiesen, dass die Darstellung die Auswirkungen des Retentionseffekts auf τ_0 stark übertrieben darstellt. Bei realistischer Betrachtung werden sich die seltenen Einstauereignisse auf dargestellten Kurven nur unwesentlich auswirken.

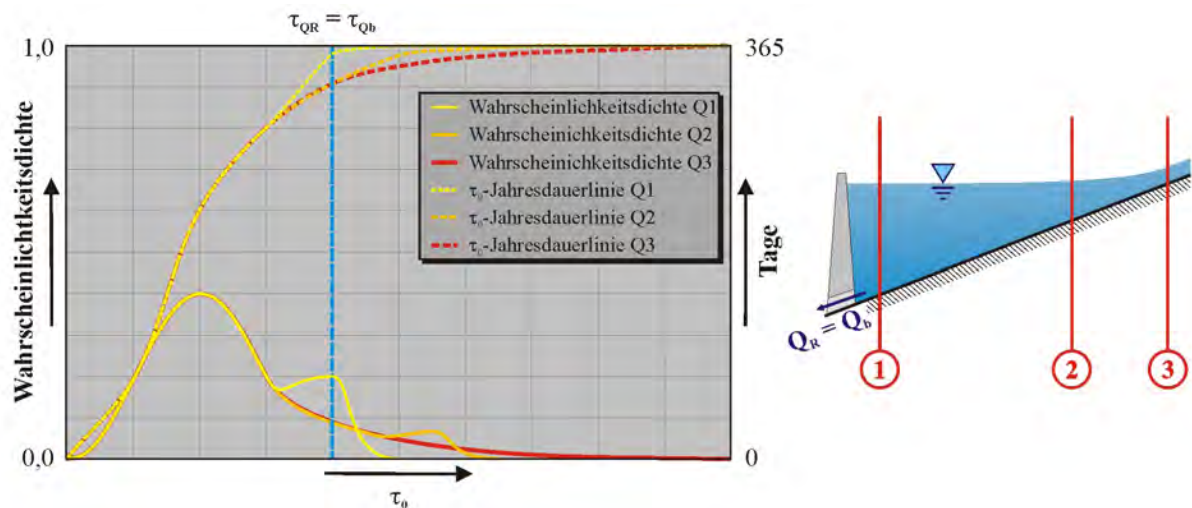


Abbildung 2.1: Idealisierte Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen und Jahresdauerlinien der Sohlschubspannung τ_0 für verschiedene Querschnitte in einem Hochwasserrückhaltebecken (Querschnitt Q1: Kurz vor dem Absperrbauwerk, Querschnitt Q2: Oberer Teil des Hochwasserrückhaltebeckens, Querschnitt Q3: Oberhalb der Stauwurzel).

Die Entwicklung der Gewässermorphologie sowie der oben angesprochenen Abfluss- und Geschiebetransportdynamik nach der Fertigstellung eines Absperrdamms an einem Hochwasserrückhaltebecken wird durch eine Vielzahl von Randbedingungen beeinflusst. Diese können in natürlich vorgegebene Randbedingungen (Einzugsgebietscharakteristik, Hydrologie) und in vom Menschen steuerbare Randbedingungen (Schutzgrad, Steuerung und Bewirtschaftung der Hochwasserrückhaltebecken) eingeteilt werden. Beide werden im Folgenden vorgestellt.

2.1 Natürlich vorgegebene Randbedingungen

2.1.1 Einzugsgebietscharakteristik

Die Einzugsgebietscharakteristik beschreibt im Wesentlichen die Hydromorphologie des entsprechenden Gewässers, die Geologie der Deckschichten sowie die Form des Hochwasserrückhaltebeckens. Eine der entscheidenden Einflussgrößen auf die Zusammensetzung des Sohls substrats ist das natürlich vorgegebene Sohlgefälle. So ist beispielsweise bekannt, dass in sehr steilen Gerinnen natürliche Abpflasterungen aus groben Steinen entstehen, während kleineres Geschiebe aufgrund der hohen Fließgeschwindigkeit weiter transportiert wird und erst an Stellen mit einem geringeren Sohlgefälle sedimentiert. Die auf theoretischer Basis mit Hilfe des Shields-Diagramms (SHIELDS 1936) berechneten Werte für den Transportbeginn in Abhängigkeit von der Sohlneigung des Gerinnes ist für diverse spezifische Abflüsse q [m³/sm] in Abbildung 2.2 dargestellt. In dieser stark vereinfachten Darstellung, die nur zur Verdeutlichung und keineswegs zur rechnerischen Anwendung erstellt worden ist, wurde die aus der Korngröße des Sohlmaterials resultierende Rauheit (nach GARBRECHT 1961) $k_{st} = 26/\sqrt{d_{90}}$ angesetzt. In einem iterativen Verfahren wurden dann die Wassertiefe y sowie unter der Verwendung des Shields-Diagramms der Korndurchmesser d_s für den Transportbeginn ermittelt.

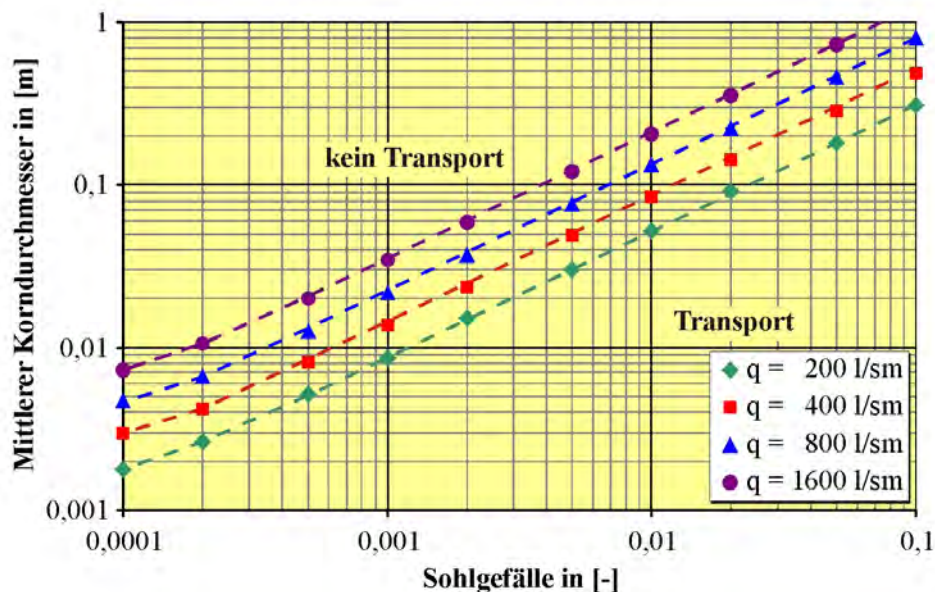


Abbildung 2.2: Aus dem Shields-Diagramm abgeleitete Werte für den Transportbeginn bei verschiedenen Sohlneigungen für verschiedene spezifische Abflüsse q .

Neben dem Sohlgefälle ist auch die geologische Beschaffenheit und die Nutzung des Bodens im Einzugsgebiet von Bedeutung, denn es kann generell nur jenes Sediment transportiert werden, welches sich an der Flusssohle und im Uferbereich befindet. Hinzu kommt das Material, welches durch Erosionsprozesse (Niederschlag und Wind) innerhalb des Einzugsgebiets in das Gewässer eingetragen wird. So kann beispielsweise davon ausgegangen werden, dass in Gewässern, deren Einzugsgebiet stark von landwirtschaftlich genutzten Flächen geprägt wird, ein höherer Anteil an Feinsedimenten transportiert wird als in Gewässern, deren Einzugsgebiet hauptsächlich bewaldet ist. Aufgrund der hohen Anzahl an Parametern, sowohl aus land- bzw. forstwirtschaftlich genutzten Flächen aber auch aus Siedlungsflächen, die den Eintrag an Sedimenten in das Gewässer beeinflussen, ist es jedoch nicht ohne Weiteres möglich, einfache und allgemein gültige Aussagen zu treffen.

Auch die Form des Hochwasserrückhaltebeckens hat einen nicht unwesentlichen Einfluss auf die Zusammensetzung des Feststoffs im Gewässer. Relativ flache Beckenformen werden im Einstaufall stärker verlandet als Hochwasserrückhaltebecken, die eher an steilen Talflanken liegen. Da die Menge an Sedimenten, die im Einstaufall in das Becken eingetragen werden, unabhängig von der Form des Hochwasserrückhaltebeckens sind, folgt aus einer einfachen Bilanzierungsbetrachtung von eingetragenen und ausgetragenen Sedimenten, dass die Feinanteile im Gewässer bei tiefen Becken einen größeren Anteil haben als bei den flacheren Hochwasserrückhaltebecken.

2.1.2 Hydrologie

Eine der ganz wesentlichen Randbedingungen für die Entwicklung der Gewässermorphologie an einem bestehenden Hochwasserrückhaltebecken sind die hydrologischen Eingangsgrößen, wie beispielsweise die Hochwasserscheitelwerte HQ_x und deren zeitliche Ausdehnung. Dabei ist Höhe der Abflüsse und der damit verbundenen Fließgeschwindigkeiten sowohl für den Transportbeginn (der verschiedenen Kornfraktionen) als auch für den Geschiebetransport (Masse pro Zeiteinheit) ausschlaggebend. Die zeitliche Ausdehnung der erosiven Abflusszeitspanne eines HW-Ereignisses beeinflusst hingegen die Gesamtfracht. Die Abhängigkeit der gesamten Geschiebefracht von der Höhe des Abflusses ist jedoch deutlich stärker als von der zeitlichen Ausdehnung. In Abbildung 2.3 ist dieser Zusammenhang qualitativ für zwei idealisierte Abflussganglinien dargestellt. Während der gesamte Abfluss am Ende des betrachteten Zeitraums bei beiden Ganglinien gleich ist, unterscheiden sich die gesamten Geschiebefrachten deutlich voneinander, was mit dem nicht-linearen Zusammenhang zwischen Abfluss und Geschiebefracht erklärt werden kann.

Die Abflussganglinien von lokal wirkenden Hochwasserrückhaltebecken mit kleinen Einzugsgebieten weisen, meist bedingt durch Starkniederschlagsereignisse in den Sommermonaten, sehr kurze, aber hohe HW-Scheitelwerte auf, die innerhalb weniger Stunden wieder abgeklungen sind. Diese hohen Scheitelwerte entstehen dadurch, dass der Boden innerhalb der kurzen Zeit nicht die Menge an Niederschlagswasser aufnehmen kann und somit ein Großteil des Wassers an der Oberfläche abfließt. Die Folge sind Abflussganglinien, die sehr zeitnah der Dauer und der Intensität des Niederschlags folgen.

Für Hochwasserrückhaltebecken mit größeren Einzugsgebieten hingegen sind meist großräumige, lang anhaltende Niederschlagsereignisse maßgebend für die hydrologische Bemessung des Retentionsraums. Nachdem der Grundwasserleiter zuvor vollständig aufgesättigt wurde und er kein Wasser mehr aufnehmen kann, fließt auch hier das Niederschlagswasser an

2.2.1 Hochwasserschutzgrad der Hochwasserrückhaltebecken

Der Hochwasserschutzgrad eines Hochwasserrückhaltebeckens (meist 50-jährlich oder 100-jährlich), nach dem das Beckenvolumen und damit in der Regel auch die Höhe des Absperrdamms festgelegt wird, ist für die Entwicklung der Gewässermorphologie nicht sonderlich dominant, da zum einen die Einstauhäufigkeit eines Beckens durch die Wahl des Schutzgrads nicht beeinflusst wird und zum anderen die mittleren und kleinen Einstauereignisse häufiger auftreten und somit langfristig meist für größeren Sedimenteintrag sorgen. Die Menge an sedimentierten Schwebstoffen im Bereich der überstauten Vorländer eines Hochwasserrückhaltebeckens ist somit auch nur geringfügig abhängig davon, ob das Becken beispielsweise für einen 100-jährlichen oder einen 50-jährlichen HW-Schutz ausgelegt wurde. Die geringfügigen Unterschiede resultieren aus dem Anspringen der Hochwasserentlastungsanlage (HWEA), denn dabei wird ein Teil der Schwebstoffe ins Unterwasser geleitet, was gleichzeitig bedeutet, dass bei einem Becken mit geringerem Schutzgrad durch das häufigere Anspringen der HWEA weniger Sedimente auf den Vorländern im Becken abgelagert werden. Im Gegensatz zu den sedimentierten Schwebstoffen auf den Vorländern, die in der Regel nach dem Einstau auf den Vorländern verbleiben, werden die im Flussbett sedimentierten Schwebstoffe nach dem Einstau wieder resuspendiert und ins Unterwasser transportiert.

Anders verhält es sich beim grobkörnigeren Geschiebe, welches, in Abhängigkeit von den Fließgeschwindigkeiten, die im Gewässer zwischen zwei Einstauereignissen auftreten, für eine längere Zeitspanne im Gewässerbett bleibt (siehe Kapitel 6.1). Für die Menge an sedimentiertem Geschiebe im Gewässerbett innerhalb des Hochwasserrückhaltebeckens spielt demzufolge der Schutzgrad des Beckens ebenfalls keine signifikante Rolle. Im Unterwasserbereich des Absperrdamms, wo es beim Betrieb der HWEA verstärkt zu Erosionserscheinungen kommen kann, wird die Zusammensetzung des Sohlssubstrats durch das häufigere Anspringen der HWEA bei Becken mit geringerem Schutzgrad bei erster Betrachtung zwar stärker beeinflusst als bei Becken mit höherem HW-Schutzgrad, allerdings wirkt sich diese Beeinflussung nur im meist seltenen Fall des Anspringens der HWEA aus, so dass auch hier keine übermäßige Signifikanz der Wahl des Schutzgrads vorliegt.

Eine aussagekräftigere Größe zur Beurteilung des Einflusses des Schutzgrads auf die Zusammensetzung des Sohlssubstrats kann durch die Betrachtung der Reduktion der Geschiebetransportkapazität während des Einstaus bzw. deren Erhöhung während der Entleerung im Vergleich zum ungestörten Zustand erreicht werden. Das Verhältnis des gewählten Bemessungshochwasserabflusses BHQ zum bordvollen Abfluss Q_b ist hierfür ein grobes Kriterium. Der Einfluss auf die natürlich vorgegebenen Transportverhältnisse ist umso größer, je größer das Verhältnis BHQ/Q_b ist. Hintergrund hierfür ist der Umstand, dass das Becken bei Abflüssen bis zu Q_b keinen Einfluss auf die Transportverhältnisse hat, da in der Regel der Einstau erst beginnt, wenn Q_b überschritten wird. Hat demzufolge schon der bordvolle Abfluss Q_b eine hohe Wiederholungszeitspanne T_n , so ist der Einfluss auf die Transportverhältnisse bei gleichbleibendem Bemessungsabfluss BHQ für das Becken geringer als bei häufiger auftretendem bordvollen Abfluss Q_b . Aufgrund der bereits in Kapitel 2.1.2 erwähnten höheren Abhängigkeit der Geschiebefracht von der Höhe des Abflusses im Vergleich mit der zeitlichen Ausdehnung ist als repräsentativer Bemessungshochwasserabfluss BHQ der größte Spitzenwert aus den Abflussganglinien für BHQ_3 (siehe Stauraumbemessung nach DIN 19700-12) anzusetzen. Beim derzeitigen Neubau der Hochwasserrückhaltebecken an der Rems beträgt der Wert BHQ/Q_b bei manchen Becken

lediglich 1,5 während er beim eher lokal wirkenden Hochwasserrückhaltebecken A4 an der Brettach (Kapitel 5) bei etwa 10 liegt.

2.2.2 Gestaltung des Durchlassbauwerks

Alle Hochwasserrückhaltebecken sind mit einem Durchlassbauwerk ausgestattet, durch welches das Wasser bei Niedrig- und Mittelwasserabflüssen weitestgehend ungestört aus dem Speicherraum in das Unterwasser fließen kann. Dabei gibt es eine Reihe verschiedener Konstruktionstypen für diese Durchlassbauwerke (Abbildung 2.4). Noch vor weniger als zwanzig Jahren wurden Durchlässe an Absperrdämmen an Hochwasserrückhaltebecken meistens als einfach gesteuerte oder ungesteuerte Rohrdurchlässe (Abbildung 2.4, links) ausgeführt. Aufgrund der aufkommenden Diskussionen über ökologische Aspekte beim Bau von Hochwasserrückhaltebecken wurden verstärkt Alternativlösungen gesucht. Dabei hat sich vor allem die Stauwandvariante mit Betriebsauslass und steuerbaren Schütz durchgesetzt (Abbildung 2.4, mitte). In einem weiteren Entwicklungsschritt wurde der Durchlass in zwei Teile unterteilt mit dem Ziel, das für viele aquatische Lebensformen lebensnotwendige Sohlsubstrat vor Erosion zu schützen. So entstanden der Betriebsauslass und der in einem Gerinne parallel dazu verlaufende Ökodurchlass (Abbildung 2.4, rechts), über den das Wasser bei Niedrig- und Mittelwasserabflüssen in den Unterwasserbereich geleitet wird. Ab einem bestimmten Abfluss wird der Ökodurchlass verschlossen und das Wasser über den Betriebsauslass abgeführt, der für hohe Abflüsse und Fließgeschwindigkeiten ausgelegt ist. Das Sohlsubstrat im Ökodurchlass soll so weitestgehend erhalten bleiben. Dieser Vorteil wird im Vergleich mit der einfachen Betriebsauslassvariante jedoch mit einer größeren Breite des Bauwerks erkauft, wodurch das Landschaftsbild nachhaltig beeinträchtigt werden kann (Kapitel 8).



Abbildung 2.4: *Verschiedene Typen von Durchlassbauwerken: Rohrdurchlass (links – HRB Nufringen), Stauwand mit Betriebsauslass (mitte – HRB Wolfsgrundbach bei Seckach-Bödighheim) sowie Stauwand mit Betriebsauslass und Ökodurchlass (rechts – HRB A4 an der Brettach bei Adolzfurt)*

Auch wenn vor allem kleine Rohrdurchlässe aufgrund der schlechten Lichtverhältnisse und der Erosion des Sohlsubstrats im Einstaufall für die ökologische Durchgängigkeit von Fließgewässern als meistens ungeeignet angesehen werden müssen, so können sie dennoch für Hoch-

wasserrückhaltebecken an Gerinnen vorgesehen werden, die nicht ständig Wasser führen, da dort die Durchgängigkeit im herkömmlichen Sinn ohnehin nicht erforderlich ist. Hinsichtlich des Erscheinungsbilds des Bauwerks in der umgebenden Landschaft ist ein Rohrdurchlass aufgrund seiner unauffälligeren Einbindung in das Dammbauwerk der Stauwandvariante sogar vorzuziehen. Weitere Diskussionspunkte diesbezüglich sind bei der Bewertung von bestehenden Hochwasserrückhaltebecken in Kapitel 7 zu finden.

Bei der Planung der Durchlassbauwerke ist für die Gewährleistung einer möglichst ungestörten Feststofftransportdynamik sicherzustellen, dass Geschiebe das Durchlassbauwerk problemlos passieren kann, damit sich nach dem Einstauereignis das erodierte Material unterhalb des Absperrdamms wieder ablagern kann und so die Regenerationsfähigkeit der Gewässersohle erhöht wird. Aus diesem Grund sollten, unabhängig von der Ausführungsvariante, keine Hindernisse innerhalb des Durchlassbauwerks angeordnet werden, vor welchen Geschiebe angehäuft wird.

Zudem ist für eine ausreichende Rauheit der Sohle innerhalb des Durchlassbauwerks zu sorgen, damit nach dem Abwirtschaften des Hochwasserrückhaltebeckens nach einem Einstau möglichst schnell wieder Sohlsubstrat sedimentiert und sich so die Sohle innerhalb des Durchlassbauwerks möglichst schnell regenerieren kann. Dies gilt auch für den Ökodurchlass bei der Variante „Betriebsauslass und Ökodurchlass“, da auch dort aufgrund des Schließvorgangs des Schütz das Ausspülen des Sohlsubstrats nicht vollständig vermieden werden kann. Im Betriebsauslass sind sehr große Rauheiten erforderlich, um dem Wasser, dass im Einstaufall mit einer hohen Fließgeschwindigkeit abfließt, zum Schutz des Unterwasserbereichs möglichst viel Energie zu entziehen.

2.2.3 Bewirtschaftung eines Hochwasserrückhaltebeckens

Die Bewirtschaftung eines Hochwasserrückhaltebeckens hat einen wesentlichen Einfluss auf die Zusammensetzung des Sohlsubstrats. Der wichtigste Aspekt der Bewirtschaftung ist die Festlegung der Höhe des Regelabflusses während des Einstaus bzw. bei der Abwirtschaftung des Hochwasserrückhaltebeckens. Für die Festlegung des Regelabflusses Q_R sind zwei-erlei Randbedingungen zu beachten. Einerseits muss der Hochwasserschutz für die Unterlieger garantiert werden, andererseits sollte das Hochwasserrückhaltebecken nach dem Passieren einer Hochwasserwelle in der Regel schnell wieder entleert werden, damit für folgende Hochwasserereignisse maximaler Retentionsraum zur Verfügung steht und damit die ökologische Durchgängigkeit wieder hergestellt wird. Dabei ist dem Hochwasserschutz stets oberste Priorität einzuräumen.

Der Regelabfluss während der Befüllung entspricht in der Regel dem bordvollen Abfluss des Gerinnes. So kann sowohl der Schutz der Unterlieger vor Ausuferungen als auch maximal verbleibender Retentionsraum im Hochwasserrückhaltebecken garantiert werden. Sind mehrere Hochwasserrückhaltebecken in Kaskadenform angeordnet (Kapitel 5), so kann bei den oberen Becken der Regelabfluss deutlich über dem bordvollen Abfluss liegen, da unterhalb der Becken ein weiteres Hochwasserrückhaltebeckens angeordnet ist. Lediglich der Regelabfluss des untersten Beckens sollte wieder dem bordvollen Abfluss des Gerinnes entsprechen. Auf diese Art und Weise wird eine sukzessive Befüllung aller Becken erreicht und gleichzeitig die Gefahr eines Anspringens der HWEA verringert. In diesem Fall werden die Becken sukzessive vom Unteren zum Oberen befüllt, was eine Steuerung des Betriebsauslasses bedingt, denn der Abfluss durch den Betriebsauslass der oben angeordneten Hochwasserrückhaltebecken muss

gedrosselt werden, sobald die HWEA des unterhalb liegenden Beckens anzuspringen droht. Dies kann durch eine einfache wasserstandabhängige Steuerung erfolgen. Bei der Befüllung von kaskadenförmig angeordneten Hochwasserrückhaltebecken vom oberen zum unteren Becken kann eine aufwändige Steuerung der Regelabflüsse über die Schieberstellung weitestgehend vermieden werden. Jedoch muss das häufigere Anspringen der HWEA in den oberen Becken in Kauf genommen werden, wenn der Zufluss den maximal möglichen Abfluss über den Betriebsauslass bei vollständiger Beckenfüllung übersteigt.

Während der Entleerungsphase der Hochwasserrückhaltebecken kann aus Gründen einer raschen Abwirtschaftung ebenfalls der bordvolle Abfluss des Gerinnes gewählt werden. Allerdings wird dadurch die Erosion unterhalb des Absperrdamms unter Umständen unnötig verstärkt, so dass es oftmals sinnvoll ist, den Regelabfluss während der Entleerung geringer zu halten. Für die abgelagerten Sedimente innerhalb des Hochwasserrückhaltebeckens ergibt sich zunächst, d.h. bei hohem Wasserstand, kein wesentlicher Unterschied dadurch, da die Fließgeschwindigkeiten innerhalb des Hochwasserrückhaltebeckens sowohl bei niedrigem als auch bei hohem Regelabfluss sehr gering sind. Unterschiede ergeben sich erst, wenn der Abflussanteil durch den Flussschlauch verhältnismäßig groß wird im Vergleich zu dem Abflussanteil über die Vorländer. Eine langsame Erhöhung des Regelabflusses zur Erzielung eines Spüleffekts zur Ausspülung der in das Hochwasserrückhaltebecken eingetragenen Sedimente kann sicherlich durchgeführt werden, ist jedoch steuerungstechnisch sehr schwierig zu bewerkstelligen. Zudem sollte bedacht werden, dass sich beim Einstau des Beckens ein Großteil des Sediments an der Stauwurzel ablagert, während sich der Spüleffekt nur auf die Sedimentablagerungen direkt oberhalb des Absperrdamms auswirkt.

3. Der Lebensraumkatalog (Institut für Landespflege)

Mit der Erstellung eines sogenannten „Lebensraumkatalog“ wurde im Projekt die Basis für die Bewertung von Durchlassbauwerken und Dämmen geschaffen. In diesem Katalog wurden die Lebensraumansprüche der wichtigsten heimischen Tiergruppen zusammengestellt, welche die Gewässer und ihr näheres Umfeld als Habitat und Wanderkorridor nutzen. Der Lebensraumkatalog legt in knapper Form dar, wo eine Tierart oder -gruppe vorkommt und welche Voraussetzungen gegeben sein müssen, damit sie sowohl überlebensfähig als auch fortpflanzungsfähig ist. Hieraus lassen sich dann in Bezug auf den Bau und Betrieb von Rückhaltebecken Verlustursachen ableiten. Anhand dieser Verlustursachen konnten weiterhin Kriterien für eine ökologisch verträglichere Gestaltung und einen bezüglich der Längsdurchgängigkeit optimierten Betrieb von Rückhaltebecken abgeleitet werden. Diese Kriterien gewährleisten, dass verschiedene Tierarten geeignete Habitate und Wanderkorridore in den Bauwerken vorfinden.

Der Lebensraumkatalog umfasst Arten und Tiergruppen des aquatischen, amphibischen und terrestrischen Bereichs sowie Taxa, die den Luftraum am und über den Gewässern nutzen. Es werden somit alle Lebensräume im und am Gewässer abgedeckt. Auf Grund der großen Artzahl war es jedoch nicht möglich, die Lebensraumansprüche aller Tierarten zu ermitteln, die diese Lebensräume besiedeln. Es wurden daher exemplarisch repräsentative Arten und Gattungen bearbeitet, welche in Baden-Württemberg heimisch sind und für die Untersuchungen und Daten vorliegen (Tabelle 3.1).

Tabelle 3.1: Im Lebensraumkatalog berücksichtigte Taxa und Tiergruppen.

Gruppe	aquatisch	amphibisch	terrestrisch	Luftraum
Kleinsäuger		Biber, Fischotter, Bisam, Wanderratte, Wasserspitzmaus		einige Fledermausarten
Vögel				Wasseramsel, Eisvogel, Gebirgsstelze
Reptilien		Ringel- und Würfelnatter		
Amphibien		einige Froscharten, Molche, Salamander		
Insekten	Eintags-, Stein- und Köcherfliegen, Libellen Zweiflügler,		einige Laufkäferarten	Insekten, die Kompensationsflüge durchführen
Fische und Rundmäuler	Bachforelle, Döbel, Schmerle, Groppe, Bachneunauge,			
Krebse	Bachflohkrebs, Edelkrebs, Steinkrebs, Dohlenkrebs			

Die Anforderungen dieser Taxa können dann auf die zugehörige Artengruppe übertragen werden, da die Optimierung der Lebensbedingungen für einzelne Arten in der Regel auch eine Verbesserung für verwandte Arten des gleichen Lebensraums mit einschließt (Schirmeffekt).

Zur Erstellung des Lebensraumkatalogs wurde eine umfassende Literaturrecherche durchgeführt. Dabei wurde sowohl gedruckte Literatur als auch das Internet genutzt. Zudem wurde „graue“ Literatur wie Diplomarbeiten, Projektberichte, amtliche Merkblätter und Broschüren anhand von Leitfragen ausgewertet. Die recherchierten Literaturdaten wurden mit den Ergebnissen der Geländeuntersuchungen abgeglichen (Vorher/Nachher-Untersuchungen, vergleichenden Untersuchung von sechs Rückhaltebecken). Zudem wurden Experteninterviews geführt, um Datenlücken soweit wie möglich zu schließen und den Lebensraumkatalog zu präzisieren. In vielen Fällen konnten Wissenslücken jedoch nicht völlig geschlossen werden. Gerade was das Wanderverhalten von aquatischen Wirbellosen betrifft, gibt es noch großen Forschungsbedarf. Viele Aussagen des Lebensraumkatalogs beruhen daher auf Verallgemeinerungen und Analogieschlüssen innerhalb von Gattungen oder Familien. Für eine generelle Bewertung von Hochwasserrückhaltebecken und deren Auswirkungen auf die Gewässerfauna ist dies ausreichend. Präzise Aussagen zu einzelnen Arten sind jedoch nicht in jedem Fall möglich oder sinnvoll.

Der Lebensraumkatalog gliedert sich in zwei Teile. Im ersten Teil werden die wichtigsten aquatischen Lebensraumtypen kurz vorgestellt. Außerdem werden grundsätzliche Typen von Lebenszyklen dargestellt. Im zweiten Teil werden die einzelnen Tiergruppen vorgestellt. Die Art der Darstellung ist dabei nicht einheitlich, sondern an die jeweilige Tiergruppe angepasst. So werden bei artenreichen Gruppen wie den Insekten zunächst auf Ordnungsniveau allgemeine Informationen zu Ökologie, Lebensweise, Ernährung und Lebenszyklus wiedergegeben. Anschließend werden für die relevanten Familien, Gattungen oder Arten die recherchierten Daten dargestellt und diskutiert. Die wichtigsten Aspekte werden in Übersichtstabellen wiedergegeben (Tabelle 3.2), welche auf die jeweiligen Taxa zugeschnitten sind. Ein besonderes Augenmerk liegt dabei auf den art- und gattungstypischen Verlustursachen, anhand derer konstruktive Hinweise für die Hochwasserrückhaltebecken abgeleitet werden können. Bei umfangreichen Tiergruppen werden schließlich die wichtigsten Erkenntnisse zusammengefasst, so dass sich auch taxonomisch weniger Bewanderte einen schnell Überblick verschaffen können. Beinhaltet eine Gruppen nur wenig relevante Taxa, so wird auf eine allgemeine Beschreibung auf Ordnungs- oder Familienniveau verzichtet. Stattdessen werden die Arten oder Gattungen direkt beschrieben.

Der Lebensraumkatalog ist auf Grund seines großen Umfangs dem Bericht als separater Anhang beigefügt.

Tabelle 3.2: Beispiel für eine Übersichtstabelle des Lebensraumkatalogs.

	Eisvogel (<i>Alcedo atthis</i>)	Gebirgsstelze (<i>Motacilla cinerea</i>)
Systematik	Alcedinidae - Eisvögel	Motacillidae – Pieper u. Stelzen
Verbreitung	Europa, Asien und Afrika, lückig in ganz Deutschland	Europa, Vorderasien, Überwinterung in Südeuropa und Nordafrika
Lebensraum	Bäche, Flüsse, Kanäle, Seen, Marschland. Benötigt klares Wasser und Ufergehölze zum Nahrungserwerb.	Schnell fließende Gewässer im Gebirge und Flachland, im Winter auch in Feuchtgebieten.
Verhaltensweisen	Jahresvogel. Ungeselliger Einzelgänger.	Sporadischer Zugvogel. Außerhalb der Brutzeit gesellig in lockeren Verbänden; relativ ortstreu
Lebenszyklus	Brüten von April bis einschließlich September. Durchschnittlich verlassen 6,5 Junge pro Paar das Nest. Nur ein Viertel von ihnen erlebt die nächste Brutsaison. Die Lebenserwartung der Tiere liegt bei ca.. 2-3 Jahren.	Die Tiere werden Ende des ersten Lebensjahres geschlechtsreif. 60 - 75% der Jungvögel sterben im ersten Jahr. Das Höchstalter beträgt 7 - 8 Jahre.
Brutbiologie	Die Eiablage der ersten von meistens zwei, selten drei Jahresbruten erfolgt bereits im März. Nach einer 18 - 21tägigen Brutzeit verlassen die Jungen nach 23 - 27 Tagen das Nest.	Meistens zwei Jahresbruten, äußerst selten drei. Zwischen März und Juli führt dies zu jeweils 4 - 6 Eiern, die hauptsächlich vom Weibchen 12 - 14 Tage bebrütet werden. Die Jungen verlassen nach 10 - 13 Tagen das Nest und sind mit 17 Tagen flugfähig.
Brutrevier und Revierverhalten	Revier umfasst eine 3 - 10 km lange Uferstrecke.	Brutrevierlänge einige hundert Meter bis 1 Kilometer. Brutet oft an Wehren, Brücken, Ufermauern.
Nahrung	Krebse, Wasserinsekten, Kaulquappen und kleine Fische. Erwerb erfolgt durch Stoßtauchen.	Insekten der Fließgewässer (Fliegen, kleine Käfer, Libellenlarven, kleine Krebs- und Weichtiere).
Neststandort	An steilen, kahlen Böschungen von mind. 1 m Höhe. Höhlen an lehmigen und sandigen Ufern.	Nistet in Mauernischen oder Erdlöchern, auch Wasseramselnester werden angenommen
Nestbau	50 bis 100 cm lange Röhren werden mit dem Schnabel in Steilwände o.ä. gegraben.	Wird vom Weibchen ausgeführt. Bau aus Moos und Gras, Auskleidung mit Haaren. Männchen liefert Nistmaterial.
Verlustursachen	Durch Begradigung der Fließgewässer werden Lebensraum und Brutmöglichkeiten eingeengt. Verluste durch Hochwasser.	Ein großer Prozentsatz der Jungtiere ertrinkt.
Bedeutung von HRB	-	HRB und Durchlassbauwerke können als Habitat und Neststandort dienen
Verlustursachen in Zusammenhang mit HRB	Verbauung der Gewässer, Entfernung von Ufergehölzen im Bauwerksbereich. Durch Nivellierung des Hochwasserabflusses wird Entstehung von Steilufern und Uferabbrüchen unterbunden.	Verbauung der Gewässer, Entfernung von Ufergehölzen im Bauwerksbereich, Ertrinken der Brut bei Einstau.

4. Methodik

In diesem Kapitel werden die Methoden der ökologischen Bestandserhebungen beschrieben. Die Methoden der hydraulischen Untersuchungen werden direkt in den entsprechenden Kapiteln erläutert.

4.1 Substrat- und Habitatkartierung

Um nähere Informationen über die Substrat- und Habitatstruktur der jeweiligen Bäche zu erhalten, wurden die Bereiche der Probestellen kartiert. Mit dem Wissen über die vorhandenen Choriotope (Kleinlebensräume) an den Probestellen können die Ergebnisse der faunistischen Untersuchung besser in Beziehung gesetzt werden, denn die Zusammensetzung der Zoozönose wird mitbestimmt durch das vorliegende Substrat und das Vorhandensein oder Fehlen von Strukturelementen im und am Gewässer (THAM & RAHMANN 1997). Die Länge der Probestellen beträgt zwischen 10 und 20 Metern. Am Hochwasserrückhaltebecken ist die Probestelle meist länger, da sie den Bereich vor und nach dem Durchlass mit einschließt.

Die Länge der Probestelle und die jeweilige Bachbreite wurden mit Schnur und Metermaß ausgemessen. Anschließend wurde im Gelände eine Skizze der Substratverhältnisse erstellt. Dabei wurden die an der Oberfläche vorherrschenden Substrate aufgenommen und nach Sicht kartiert. Eine Durchmischung verschiedener Substrate in der Tiefe konnte dabei nicht berücksichtigt werden. Die Einteilung erfolgte in Anlehnung an die Strukturgütekartierung nach LAWA (1999). Dabei wurde im Hinblick auf eine praktikable Durchführung der anschließenden Makrozoobenthosbeprobung eine Vereinfachung vorgenommen und die Choriotope wie folgt klassifiziert:

Tabelle 4.1: Einteilung der Substrate an den Probestellen.

Substrattyp	Substrat	Korngröße
Abiotisch	Blöcke	>40 cm
	Große Steine	25 – 40 cm
	Steine	10 – 25 cm
	Grobkies	5 – 10 cm
	Feinkies	0,2 – 5 cm
	Sand	<0,2 cm
Biotisch	Submerse Wurzelbärte	-
	Wasserpflanzen	-
	Detritus	Zerkleinerte Blätter etc.
	Geschwemsel	Treibgut, Zweige

Die grafische Darstellung erfolgte in Anlehnung an RÖCK (2002) und den Gewässertypenkatalog der GEWÄSSERDIREKTION SÜDLICHER OBERRHEIN/HOCHRHEIN (2001). Dafür wurden die Geländeskizzen auf Transparentpapier übertragen und eingescannt. Die anschließende Bearbeitung

erfolgte mit dem Zeichenprogramm CorelDraw (Version 11.0).

Weitere Strukturen und Nutzungsformen am Gewässer, die für die Besiedlung und Durchgängigkeit eine Rolle spielen können, wurden protokolliert und photographisch dokumentiert. Dazu gehören Gehölze, Bauwerke, Verkehrswege und große Vegetationstrukturen.

4.2 Makrozoobenthos

Das sogenannte Makrozoobenthos umfasst alle mit bloßem Auge sichtbaren Wirbellosen, welche auf der Gewässersohle oder im Lückensystem (Interstitial) leben. Es kann sich um Tiere handeln, die während ihres gesamten Lebens ans Wasser gebunden sind (Strudelwürmer, Muscheln, Schnecken, Egel, Krebse, Wassermilben, einige Hornmilben, Wasserkäfer) oder die nur das Larvenstadium im Wasser verbringen (Eintagsfliegen, Steinfliegen, Zweiflügler, Libellen, Köcherfliegen).

Die Makrozoobenthosfauna wurde im Zusammenhang mit verschiedenen Fragestellungen untersucht. Zum einen wurden Wirbellosenzönosen unterhalb und oberhalb der Baustelle des Hochwasserrückhaltebeckens Halden A4 verglichen, um Auswirkungen des Baubetriebs zu erfassen. Nach Fertigstellung des Bauwerks wurde die Besiedlung und Sukzession des am Becken neu geschaffenen Gewässerabschnitts untersucht. An zwei Rückhaltebecken wurden mittels Populationsvergleichen Auswirkungen von Einstauereignissen erfasst und bewertet. An sechs Rückhaltebecken unterschiedlichen Bautyps wurden zudem die Besiedlung durch aquatische Wirbellose und mögliche Barrierewirkungen dieser Querbauwerke untersucht.

4.2.1 Kick-Sampling

Die Probenahme wird bei kleinen Fließgewässern (Einzugsgebiet $< 100 \text{ km}^2$) im Allgemeinen für Februar bis April empfohlen. In diesem Zeitraum bewegen sich die Larven aus den tieferen Zonen des hyporheischen Interstitials (Lückensystem) in weniger tiefe Bereiche und sind aufgrund ihres Larvenstadiums leichter zu bestimmen. Um einen Überblick über die Gesamtpopulation zu erhalten, sollten weitere Beprobungen auch im Sommer und Herbst durchgeführt werden. Im Rahmen des Projekts wurden soweit möglich sowohl die Frühjahrs- als auch die Herbstzönose beprobt. Einige Proben konnten jedoch nicht verwertet werden, da die Probenmethode geändert wurde. So wurde anfangs substratunspezifisch beprobt, d.h. alle an einer Probestelle gesammelten Tiere wurden in ein Probengefäß gegeben. Diese Methode hatte jedoch den Nachteil, dass substratspezifische Unterschiede in der Besiedlung nicht ausreichend detailliert wiedergegeben werden. Es wurde daher zu einer substratspezifischen Methode gewechselt (Multi-Habitat-Sampling).

Hierzu wurden neun Teilprobeflächen mit einer Größe von 35 auf 35 Zentimetern so verteilt, dass sie die Substratverhältnisse an der Probestelle widerspiegeln (Abbildung 4.1). Sehr ähnliche Substrattypen wurden zusammen beprobt, beispielsweise Steine und große Steine oder Sand und schlammiges Substrat. Wenn möglich wurden innerhalb eines Substrattyps Bereiche mit unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten beprobt.

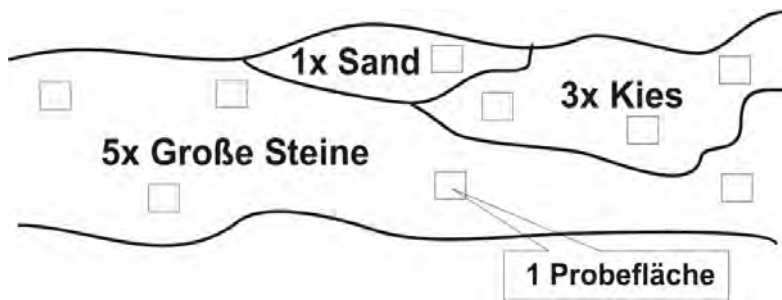


Abbildung 4.1: Um die Besiedlung verschiedener Probestellen vergleichen zu können, wurden neun Probeflächen jeweils entsprechend der Substratverhältnisse am Gewässerabschnitt verteilt. Die neun Teilflächen ergaben zusammen eine Probefläche von einem Quadratmeter (Skizze: B. MEIER).

Die Probenahme erfolgte mittels Kick-Sampling. Jede Teilprobe wurde auf einer 35x35 cm großen Fläche entnommen:

- Bei feinen Substraten wie Sand, Schlick oder Detritus wurde die Gewässersohle bis in größere Tiefen mit der Hand aufgewirbelt.
- Bei grobkörnigeren Substraten wie Kies, Steinen und Blöcken wurden diese – wenn möglich von allen Seiten – mit der Hand abgewaschen oder mit einem Handbesen abgebürstet.
- Bei Makrophyten und Gehölzwurzeln wurde der Kescher in verschiedenen Richtungen durch die Pflanzen bewegt (vorwärts, aufwärts und seitlich). Zusätzlich wurden die Pflanzenteile mit der Hand abgestreift bzw. mit dem Handbesen abgebürstet. Bei der Beprobung stabilerer, unbeweglicher Ufergehölzwurzeln war nur letztere Möglichkeit gegeben.

Bei höheren Strömungsgeschwindigkeiten drifteten die aufgewirbelten Organismen automatisch in den entgegen der Fließrichtung am Boden aufgesetzten Kescher, andernfalls wurden sie aktiv mit dem Kescher aus der fließenden Welle eingefangen.

Die Aussortierung der Proben erfolgte mittels Drahtsieben (Maschenweite 1 und 2 mm, Innendurchmesser 20 cm) und Weißschalen direkt am Gewässer (Abbildung 4.2). Die Taxa wurden vorsortiert und ausgezählt. Von jedem Taxon wurden etwa bis zu 20 Probeexemplare in 95% Ethanol zur genauen Determination konserviert. Libellenlarven, Egel und Strudelwürmer wurden soweit möglich lebend bestimmt und ins Wasser zurückgesetzt. Bei massenhaft auftretenden Arten (> 300 Tiere) wurde die Anzahl der Tiere abgeschätzt. Ab einer Anzahl von 20 Tieren wurde die Abundanz in 5er-Schritten angegeben.



Abbildung 4.2: Material zur Probenentnahme und -aufbereitung (Aufnahme: B. MEIER, 12.07.2006)

Die taxonomische Feinbestimmung erfolgte im Labor mit Hilfe eines Binokulars. Dabei wurde teilweise von einer Bestimmung bis auf Gattungs- und Artniveau abgesehen, da der geringe Informationsgewinn den zeitliche Aufwand nicht gerechtfertigt hätte.

Für jeden der beprobten Substrattypen wurde abschließend eine Taxaliste zusammengestellt, welche dann mit Hilfe von ökologischen Indizes ausgewertet werden konnte.

4.2.2 Markierung von Köcherfliegen

Um die Wanderbewegung von Köcherfliegen, wurden köcherbauende Arten der Gattungen Gattung *Goeria*, *Anabolia* und *Sericostoma* in Aquarien mit rot bzw. blau gefärbtem Sand so lange gehältert, bis die Tiere einzelne farbige Sandkörner in ihren Köcher eingebaut hatten (Abbildung 4.3). Die Larven waren somit eindeutig identifizierbar und im Gewässer relativ leicht zu erkennen.



Abbildung 4.3: Köcherfliegen wurden in Aquarien mit rotem und blauem Sand gehältert, bis die Tiere farbige Sandkörner in ihren Köcher eingebaut hatten (Fotos: M. MATHOS-STANGLER).

4.2.3 Markierung von Bachflohkrebsen

Um die Durchwanderbarkeit des Rohrdurchlasses am Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord zu testen, wurden Bachflohkrebse (*Gammarus* sp.) mit rotem Nagellack und weißem Lackstift markiert. Die 2-4 Millimeter große Markierung wurde auf dem Rücken (Carapax) angebracht.

Um die Tiere in dem glatten Rohrdurchlass aussetzen zu können, wurden etwa 20 cm lange Stücke eines Drainagerohrs verwendet (Abbildung 4.4). Diese Rohrstück wurden mit gewässertypischem Kies gefüllt und an einem Ende mit Gaze verschlossen (0,2 mm Maschenweite). Das andere Rohrende wurde mit Hühnerdraht versehen, um den Kies im Rohr zu halten. Tiere konnten über diese Öffnung jedoch ein- und auswandern. Derart präparierte Kunststoffrohre wurden auch zur Erfassung von wandernden oder driftenden Tieren genutzt. Die Öffnung des Rohrstücks wurde dann entsprechend an der Strömung ausgerichtet.

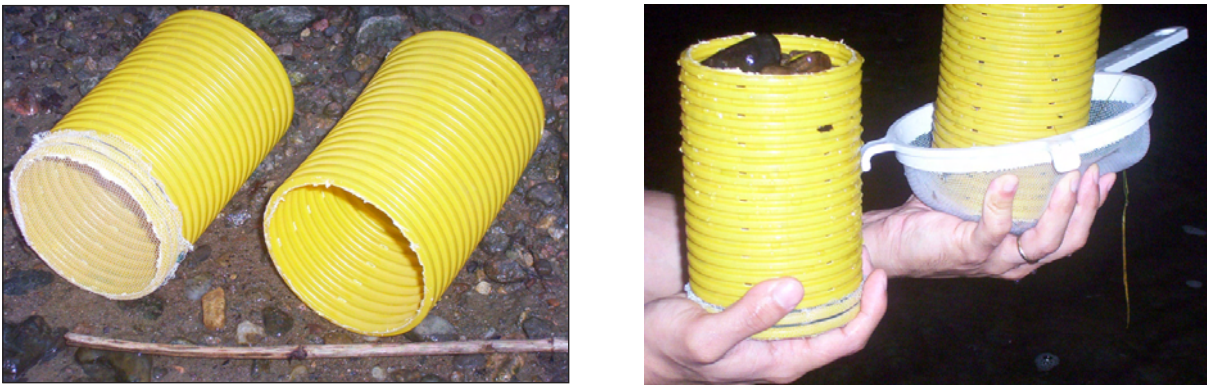


Abbildung 4.4: Mittels kiesgefüllten Kunststoffrohren wurden markierte Bachflohkrebse im Gewässer ausgesetzt und wandernde oder driftende Tiere erfasst (Fotos: M. MATHOS-STANGLER).

4.2.4 Imaginesfallen

Neben der Makrozoobenthosbeprobung wurde an drei Hochwasserrückhaltebecken die Durchgängigkeit der verdolten Hochwasserrückhaltebecken für fliegende Insekten mit Hilfe von Fallenfängen überprüft. Es wurde untersucht, ob die Tiere bei ihren wanderungs- und Kompensationsflügen den geschlossenen Abschnitt des Hochwasserrückhaltebeckens entgegen der Fließrichtung des Gewässers passieren. Hierzu wurden Insektenfallen am Hochwasserrückhaltebecken-Einlass so angebracht (Abbildung 4.5), dass Tiere, die aufwärts durch den Durchlass flogen über einen Netztrichter in eine PET-Flasche mit Konservierungsmittel (Essigsäureethyl-ester) gelangten. Die konservierten Tiere wurden im Labor ausgezählt und soweit möglich bis auf das Ordnungsniveau bestimmt.



Abbildung 4.5: Insektenfalle am Einlassbereich des Hochwasserrückhaltebeckens M5 (links) und am Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord (rechts) (Fotos: B. MEIER und M. MATHOS-STANGLER).

4.3 Fische

Um die verschiedenen Fragestellungen zur Durchgängigkeit für Fische zu beantworten, wurden unterschiedliche Methoden angewandt. Die fischereilichen Untersuchungen wurden von der GefaÖ (Gesellschaft für angewandte Ökologie und Umweltplanung mbH, Impexstraße 5, 69190 Walldorf) durchgeführt.

Die Fischbestandserhebungen erfolgten in verschiedenen Gewässerbereichen mittels Elektrofischung (Abbildung 4.6). Dazu wurde ein tragbares Fischfanggerät der Firma Korinek (FEG 1500, Gleichstrom) verwendet. Die betäubten Fische wurden kurzfristig aus dem Wasser entnommen, die Art bestimmt, die Körperlänge abgeschätzt und hinsichtlich einer eventuellen Markierung (siehe unten) überprüft. Anschließend wurden die Fische wieder ins Gewässer zurückgesetzt.



Abbildung 4.6: Elektrofischung.

An der Brettach (Kapitel 5) wurden die Bestandserhebungen vor und nach dem Bau des Rückhaltebeckens miteinander verglichen, um etwaige Veränderungen in der Zönose festzustellen. Beim Vergleich der verschiedenen Durchlasstypen (Kapitel 7) wurde dagegen der Fischbestand im gesamten Durchlassbereich (Durchlass sowie Ausbaustrecke ober- und unterhalb) mit Referenzstrecken ober- und unterhalb des jeweiligen Beckens verglichen. Wenn Fische im Bauwerk gefangen wurden, wurde das Bauwerk als besiedelbar eingestuft. Der Vergleich mit den Referenzstrecken sollte Veränderungen in der Fischzönose durch das Bauwerk aufzeigen.

Durch den Besatz und den Wiederfang von markierten Fischen konnten die Wanderbewegungen der Fische verfolgt werden. Eine Markierung erfolgte durch Flossenschnitt (Abbildung 4.7), wobei jeweils zwei Gruppen von Fischen unterschiedlich markiert und unterhalb (Gruppe 1) beziehungsweise oberhalb (Gruppe

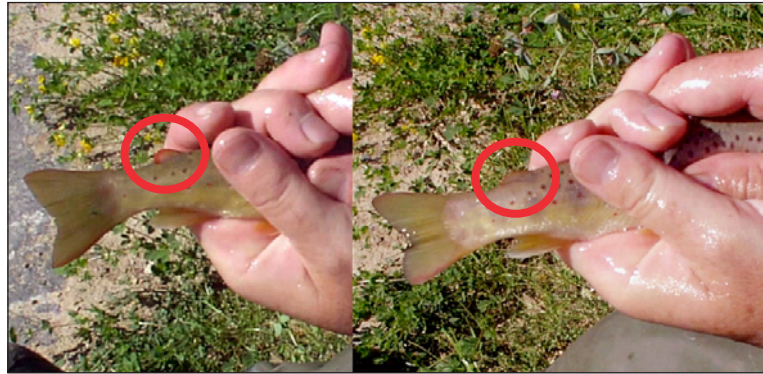


Abbildung 4.7: Markierung durch Flossenschnitt (Bild: GEFAÖ)

2) des jeweiligen Durchlasses ausgesetzt wurden. Die Besatzfische stammten zum Teil aus einer nahegelegenen Fischzucht (Stadtseebach, Lobbach, Schwarzbach, Insensbach) und zum Teil aus den jeweiligen Streckenabschnitten des UntersuchungsGewässers (Wimmersbach).

Um die Durchwanderung der Fische im Bauwerk selbst zu überprüfen, wurden Reusen oberhalb der Bauwerke an den Standorten eingesetzt, wo dies möglich war. Reusenfänge erfolgten damit an der Brettach, am Stadtseebach, Schobbach, Lobbach und Insensbach. Zum Einsatz kam jeweils eine 1,5 m lange Flügelreuse mit einer Kehle und einer Maschenweite von 10 mm. Die Reuse wurde direkt oberhalb des Durchlasses im Bach aufgestellt, wobei die beiden Flügel zu den Ufern hin über den gesamten Bachquerschnitt gespannt wurden, um möglichst alle aufsteigenden Fische in die Reuse zu leiten (Abbildung 4.8). Die Reusen wurden täglich kontrolliert. Die gefangenen Fische wurden bestimmt, vermessen und anschließend oberhalb des Reusenstandorts wieder in den Bach zurückgesetzt.



Abbildung 4.8: Reusenbefischung.

4.4 Laufkäfer

Laufkäfer stellen in Mitteleuropa nach den Kurzflüglern und Rüsselkäfern die artenreichste Käferfamilie dar. In Deutschland kommen etwa 550 Arten vor (TRAUTNER et al. 1997), aus Baden-Württemberg sind über 400 Arten bekannt (TRAUTNER et al. im Druck). Viele Laufkäferarten sind typische Bewohner von Fließgewässer-Ufern und Auen (in Baden-Württemberg knapp über 100 Arten) und werden daher von Veränderungen der Gewässer besonders betroffen. So werden Laufkäfer seit vielen Jahren als geeignete Indikatoren für die Bewertung des ökologischen Zustands und der Artenschutzrelevanz von Ufer- und Aue-Habitaten herangezogen (Beispiele in GAC 1999). Als Vertreter terrestrisch lebender Insekten wurden die Laufkäfer für die Untersuchung der Durchgängigkeit ausgewählt. Die Laufkäferuntersuchungen für dieses Projekt wurden vom Büro Entomologie + Ökologie (Goslarer Str. 53, 70499 Stuttgart) durchgeführt.

Laufkäfer kommen in den verschiedensten Lebensräumen vor, d.h. sie sind im gesamten Bereich der Rückhaltebecken bzw. der Talauen im Grünland, in Gehölzen oder in Ackerflächen in biotopspezifischen Artengemeinschaften vertreten. Die Durchgängigkeit der Querbauwerke betrifft jedoch speziell die an das jeweilige Fließgewässer gebundenen Arten. Daher wurden bei der vorliegenden Untersuchung nur die an den Ufern der betroffenen Fließgewässer siedelnden Laufkäfer berücksichtigt. Voraussetzung für eine Bearbeitung der Fragestellung ist die Kenntnis über Mobilität und Ausbreitungsstrategien der biototypischen Arten. Laufkäfer bewegen sich in ihrem Habitat – wie der Name sagt – durch Laufen an der Bodenoberfläche fort, v. a. um Nahrung oder auch einen Geschlechtspartner zu finden. Diese Laufaktivität macht man sich bei der Erfassung mittels Bodenfallen zu Nutze (siehe unten). Bei einem großen Teil der Arten sind alle Individuen geflügelt und die Ausbreitung kann – sofern auch die Flugmuskulatur ausgebildet ist – fliegend stattfinden. Daneben gibt es Arten, bei welchen sowohl geflügelte als auch ungeflügelte Individuen auftreten, und schließlich Arten, wie fast alle Vertreter der Gattung *Carabus*, welche die Flugfähigkeit völlig verloren haben. Die flugfähigen Laufkäferarten, zu denen besonders viele Ufer- und Auearten gehören, sind in der Regel sehr ausbreitungstüchtig. Bei ausreichenden Temperaturen und Energiereserven sind sie zu großräumigen und gerichteten Ortswechsellern befähigt. Sie können somit bei Hochwasser und dem damit verbundenen Verlust der Habitate durch Erosion oder Sedimentation rasch fliehen und neu entstandene Lebensräume aufsuchen und besiedeln. Die Flugfähigkeit garantiert das Überleben der Populationen in den zeitlich und räumlich instabilen Ufer- und Auebiotopen (BONN 2000).

Zur Erfassung der Laufkäfer wurden Bodenfallen verwendet (Standardmethode, VUBD 1999). Bei den Bodenfallen handelte es sich um durchsichtige Plastikbecher (150 ml Volumen, Öffnungsdurchmesser 6,5 cm), die zu drei Viertel mit 7%iger Essigsäure und einigen Tropfen Detergenz gefüllt waren (Abbildung 4.9). Die Fallen wurden im durchfeuchteten Uferbereich, aber mindestens 30 cm von der Tageswasserlinie entfernt



Abbildung 4.9: Bodenfallen für Käfer.

ebenerdig eingegraben.

Pro Untersuchungsstelle wurde eine Serie von sieben Bodenfallen ausgebracht. Innerhalb der Durchlassbauwerke wurden die Fallenserien bei der ersten Beprobung 2004 aufgeteilt: drei Fallen unmittelbar oberhalb und vier Fallen unterhalb des Durchlasses. Um die Verhältnisse in den Durchlassbauwerken besser beurteilen zu können, wurde im Folgejahr die Fallenzahl auf acht erhöht, so dass jeweils oberhalb und unterhalb des Durchlasses vier Fallen exponiert waren. Für die Auswertung wurden die Fallenstandorte oberhalb und unterhalb des Durchlasses als getrennte Untersuchungsstellen betrachtet. Alle gefangenen Laufkäferexemplare wurden bis zur Art bestimmt. Für die Auswertung wurden Ähnlichkeiten zwischen verschiedenen Untersuchungsstellen hinsichtlich ihres Arteninventars mit dem SØRENSEN-Quotienten (= Artenidentität in Prozent) dargestellt. Dieses häufig benutzte Rechenverfahren ist in der Literatur bereits mehrfach beschrieben worden (z.B. in MÜHLENBERG 1993). Je höher der Wert des SØRENSEN-Quotienten, umso größer ist die Ähnlichkeit in der Artenzusammensetzung. Ein SØRENSEN-Quotient von > 50% bedeutet, dass die gemeinsamen Elemente in den beiden zu vergleichenden Zönosen zahlreicher sind als die trennenden.

4.5 Weitere Artengruppen

Die Nutzung und Besiedlung der untersuchten Rückhaltebecken durch Vögel, Libellen und Säugetiere konnte zum Teil durch eigene Beobachtungen im Gelände erfasst werden. Zudem berichteten Mitarbeiter der Hochwasserzweckverbände und Staubeckenwärter von zahlreichen Sichtungen. Es ergab sich so ein recht umfassendes Bild. Auf Markierungsversuche, beispielsweise bei Libellen wurde daher verzichtet. Bei schwer beobachtbaren Arten wie den Fledermäusen wurde der Lebensraumkatalog hinzugezogen.

4.6 Auswertung

Um Organismengemeinschaften zu charakterisieren, werden üblicherweise biologische Indizes angewandt. Davon eignen sich einige zur Charakterisierung einer Biozönose, andere zum Vergleich zweier Biozönosen.

Die Diversität dient seit langem dazu, die „Mannigfaltigkeit“ einer Artengemeinschaft auszudrücken. Ökologisch unterscheidet man verschiedene Diversitäten, von denen für die Zwecke dieser Arbeit die α -Diversität und die β -Diversität am sinnvollsten erscheinen. Die α -Diversität oder „diversity within a community“ (VAN DER MAAREL, zit. in KRATOCHWIL & SCHWABE 2001) ist die Diversität innerhalb der Artengemeinschaft eines Gebietes. Die β -Diversität oder „diversity between communities“ (VAN DER MAAREL) ist definiert als „Gradienten-Diversität“, die den Grad des Wechsels in der Artenzusammensetzung entlang eines Umweltgradienten beschreibt (MÜHLENBERG 1993). Im Rahmen der Auswertung wird letztere herangezogen, um die Ähnlichkeit der Biozönosen zweier Probestellen zu ermitteln.

4.6.1 Diversitätsindizes zur Darstellung der α -Diversität

Allein die Arten- bzw. Taxazahl oder die Besiedlungsdichte (Individuen pro Flächeneinheit) spiegelt die Struktur einer Lebensgemeinschaft nur ungenügend wider (BÖHMER et al. 1999). Ein häufig verwendeter Index zur Beschreibung der α -Diversität ist der **Diversitätsindex nach SHANNON-WEAVER (H')** (kurz: SHANNON-Index). Er nimmt sowohl mit steigender Artenzahl als auch mit zunehmender Gleichverteilung der Arten zu (MÜHLENBERG 1993, HOBOHM 2000) und lässt sich mit folgender Formel berechnen:

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad p_i = \frac{n_i}{N} \quad \sum_{i=1}^S p_i = 1$$

S = Gesamtzahl der Arten

p_i = Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Art i , d.h. relative Häufigkeit der i -ten Art von N

N = Gesamtindividuenzahl

n_i = Individuenzahl der Art i

Voraussetzungen für die Anwendung des SHANNON-Index sind die „Quasihomogenität“ des Probengebietes und der stichprobenartige Charakter der Daten (MÜHLENBERG 1993). Die zweite Voraussetzung ist in dieser Arbeit zweifelsohne erfüllt, während die Homogenität eines Fließgewässerabschnittes ein kaum zu erfüllendes Kriterium ist. Zumindest im Fall der Probestellen in den Hochwasserrückhaltebecken trifft dies bedingt zu.

Oftmals wird davor gewarnt, mit nur einem einzigen Index Schlussfolgerungen über die Artendiversität zu ziehen. Von mehreren Autoren wird zum Vergleich der normierte Diversitätsindex H_{\max} empfohlen (z.B. ODUM 1980, MÜHLENBERG 1993, KRATOCHWIL & SCHWABE 2001). H_{\max} einer Biozönose ist der theoretisch maximale Diversitätsindex, der bei einer hypothetischen exakten Gleichverteilung aller in der Biozönose auftretenden Arten erreicht wird und errechnet sich mit

$$H_{\max} = \ln S$$

H_{\max} = maximal möglicher Diversitätswert der Artengemeinschaft

S = Gesamtzahl der Arten

Da bei einem Vergleich verschiedener Biozönosen der Diversitätsindex allein nicht erkennen lässt, wie sein Wert entstanden ist, wird er in Relation zu H_{\max} gesetzt. Der Quotient H'/H_{\max} wird als **Evenness** (engl. Ebenheit) bezeichnet. Hohe Evenness-Werte (nahe 1) zeigen an, dass der Wert von H' vor allem aufgrund von einer guten Gleichverteilung weniger Arten erreicht wurde. Evenness-Werte wenn sie niedrig sind, (nahe 0) belegen einen hohen Organisationsgrad innerhalb der Arten der Biozönose, was sich in wenigen klar dominierenden und vielen unterrepräsentierten Arten äußert.

4.6.2 Similaritätsindizes zur Darstellung der β -Diversität

Der direkte Vergleich zweier Biozönosen erscheint im Hinblick auf das Ziel der Arbeit elementar. Über den Vergleich der SHANNON-Indizes H' und der Evenness kann jedoch noch keine Aussage über die Kongruenz von Arten und deren Dominanzen in zwei Biozönosen gemacht werden. Zu diesem Zweck dient die RENKONENSche Zahl (R_e) oder Dominanzidentität nach RENKONEN, eine Maßzahl für die Übereinstimmung in den Dominanzverhältnissen von zwei Artengemeinschaften (MÜHLENBERG 1993):

$$R \text{ (\%)} = \sum_{i=1}^G \min D_{A, B} \quad D = \frac{n_A}{n_B} \quad \text{bzw.} \quad \frac{n_B}{n_A}$$

$\min D_{A, B}$ = Summe der jeweils kleineren Dominanzwerte (D) der gemeinsamen Arten von Standort A und B

i = Art i

G = Zahl der gemeinsamen Arten

$n_{A, B}$ = Individuenzahl der Art i in Gebiet A bzw. B

$N_{A, B}$ = Gesamtindividuenzahl aus Gebiet A bzw. B

Als Ergebnis erhält man eine Prozentzahl, die, je näher sie dem Wert 100 ist, eine größere Ähnlichkeit der miteinander verglichenen Biozönosen anzeigt.

Ein weit einfacherer Vergleich zweier Artengemeinschaften, bei dem die Dominanzverhältnisse unberücksichtigt bleiben, lässt sich anhand des SØRENSEN-Quotienten machen:

$$Q \text{ (\%)} = \frac{2G}{S_A + S_B} \times 100$$

G = Zahl der in beiden Gebieten gemeinsam vorkommenden Arten

S_A, S_B = Zahl der Arten in Gebiet A bzw. B

Auch hier gilt: Je größer der Wert, desto mehr ähneln sich die Biozönosen. Der Nachteil dieses häufig angewandeten Index' ist seine Anfälligkeit zur Überbewertung seltener Arten.

Die **Dominanzstruktur** einer Biozönose sind die Dominanzen (prozentualer Anteil der Individuen einer Art an der Gesamtindividuenzahl) aller Arten nach ihrer Größe geordnet. Sie gibt Auskunft über die Verhältnisse der natürlich eingependelten Arten-Individuen-Verteilung und hilft bei Vergleichen zwischen zwei Biozönosen Haupt- von Begleitarten zu trennen.

Bei der Begriffsbestimmung der Indizes wurde bisher wie selbstverständlich von „Arten“-Gemeinschaft und „Arten“-Verteilung gesprochen. Im vorliegenden Fall ist dies, wie bereits erwähnt, nur bedingt der Fall. Bei vielen Indizes, so beim SHANNON-Index, ist die Bestimmung auf Artebene jedoch keine Voraussetzung für ihre Anwendbarkeit (BÖHMER et al. 1999).

In Tabelle 4.2 sind alle Indizes sowie deren Funktionen und die daraus ableitbaren Aussagen aufgelistet.

Tabelle 4.2: Übersicht über alle verwendeten Kennwerte und Indizes zur Charakterisierung und zum Vergleich der Biozönosen

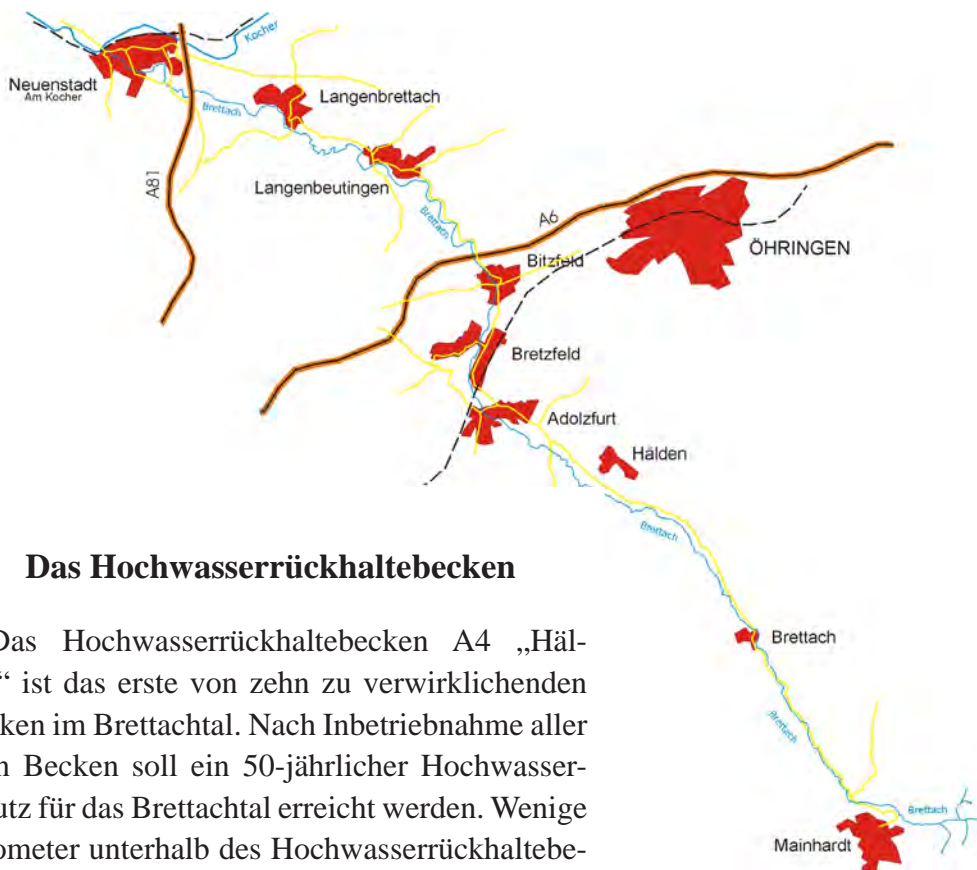
Funktion	Kennwert/ Index	Aussage
α -Diversität (Charakterisierung einer Biozönose)	Shannon-Index (H')	Vielfalt der Taxa und Habitate, Gleichverteilung der Taxa
	Evenness	Gleichverteilung der Taxa
β -Diversität (Vergleich zweier Biozönosen)	Sørensen-Quotient (QS) [%]	Zahl gemeinsamer Taxa zweier Biozönosen
	Renkonensche Zahl (R_e) [%]	Übereinstimmung in Dominanzverhältnissen zweier Biozönosen
	Dominanzstruktur	Dominanzverhältnisse der Taxa in einer Biozönose

4.6.2 Indikation von Belastungen mithilfe der Organismen

Einzelne Organismen oder Organismengruppen eignen sich zur Indikation von Belastungen. Hier seien vor allem die störungsempfindlichen Ephemeropteren, Plecopteren und Trichopteren genannt, auf deren Bestimmung bis zu einem hohen taxonomischen Niveau besondere Anstrengungen verwendet wurden. Dabei interessieren vor dem Hintergrund der Bewertung der ökologischen Durchgängigkeit vor allem die Habitat- und Strömungspräferenz, mithilfe derer Aussagen zur Strömungsreduktion und Sedimentation möglich sind.

5. Ökologische Auswirkungen beim Neubau eines Hochwasserrückhaltebeckens

Die hydraulischen und ökologischen Auswirkungen auf ein Gewässer, die durch den Bau eines Hochwasserrückhaltebeckens entstehen, wurden am Hochwasserrückhaltebecken A4 „Hälden“ an der Brettach oberhalb Bretzfeld-Adolzfurt untersucht (Abbildung 5.1). Das Hochwasserrückhaltebecken eignete sich sehr gut, da dessen Bau innerhalb der Projektlaufzeit abgeschlossen wurde. Damit war es möglich, die Zustände vor dem Bau mit denen nach Abschluss des Baus zu vergleichen. Die Untersuchungen begannen Ende 2004. Bei der Ermittlung der ungestörten Verhältnisse wurden Querprofile vermessen sowie faunistische und sedimentologische Proben genommen. Weitere Probenahmen erfolgten während der Bauphase im Sommer und Herbst 2005. Eine abschließende Beprobung wurde nach Fertigstellung des Bauwerks im Frühjahr 2006 durchgeführt. Ein Vergleich der Ergebnisse der Untersuchungen vor und nach dem Bau sollte etwaige Einflüsse des Bauwerks auf das Gewässer zeigen. Zusätzlich wurde die Neubesiedlung des neu geschaffenen Gewässerabschnitts durch Makrozoobenthos unmittelbar unterhalb des Hochwasserrückhaltebeckens untersucht.



5.1 Das Hochwasserrückhaltebecken

Das Hochwasserrückhaltebecken A4 „Hälden“ ist das erste von zehn zu verwirklichenden Becken im Brettachtal. Nach Inbetriebnahme aller zehn Becken soll ein 50-jährlicher Hochwasserschutz für das Brettachtal erreicht werden. Wenige Kilometer unterhalb des Hochwasserrückhaltebeckens A4 „Hälden“ entsteht ein zweites Becken (HRB A3), das Ende 2006 in Betrieb genommen werden soll. Daran anschließend wird ein drittes Becken (HRB A1) gebaut, das zusammen mit den beiden anderen Becken das geplante Stauvolumen von insgesamt 1,1 Mio. m³ erzielen wird (Abbildung 5.2, Kenndaten zum HRB A4 in Tabelle 5.1). Diesem kombinierten Hochwasserschutzkonzept liegt ein Flussgebietsmodell des Brettach-Einzugsgebiets zugrunde, welches vom Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik (IWK) der Universität Karlsruhe erstellt wurde (ZINK INGENIEURE & WNB 2006).

Abbildung 5.1: Geographische Lage der Brettach.

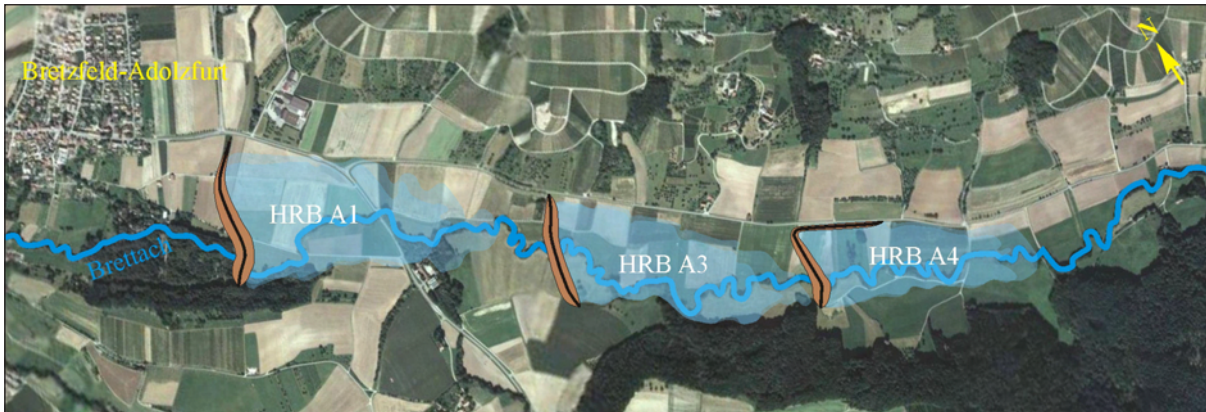


Abbildung 5.2: Übersicht über die drei kaskadenförmig angeordneten Hochwasserrückhaltebecken A1, A3 und A4 an der Brettach oberhalb von Bretzfeld-Adolzfurt.

Tabelle 5.1: Kenndaten zum Hochwasserrückhaltebecken A4 „Hälden“ (ZINK INGENIEURE & WNB 2006).

Kennwert	Hochwasserrückhaltebecken A4 „Hälden“
<i>Hydrologische Daten</i>	
Einzugsgebietsgröße	36,56 km ²
HQ ₁₀₀	70,8 m ³ /s
Regelabgabe Q _{ab}	29,1 m ³ /s (Befüllung) - 10,0 m ³ /s (Entleerung)
Einstauhäufigkeit	2,5 Jahre
<i>Technische Daten</i>	
Beckengröße nach DIN 19700-12 (2004)	mittel
Länge der Dammkrone	610 m
Max. Dammhöhe	7,0 m
Kronenbreite Frontdamm	ca. 4,5 m
Max. Breite Dammfuß	ca. 75 m
Stauziel	236,95 m + NN
Beckeninhalt bei erreichtem Stauziel (Speichervolumen)	302.000 m ³
Freibord	1,51 m
<i>Sonstiges</i>	
Hochwasserentlastung	Dammscharte
andere Becken	zwei weitere unterhalb im Bau
Hochwasserschutzwirkung	örtlich
Inbetriebnahme	Anfang 2006

Das Durchlassbauwerk des Beckens A4 „Hälden“ wurde in Form eines oben offenen Kastenprofils angelegt. Die Brettach ist im unmittelbaren Durchlassbereich in eine Betonwand eingefasst, an die sich bachauf- und bachabwärts Natursteinmauern anschließen. Der Durchlass selbst besteht aus einem Betriebsauslass und einem Ökodurchlass mit je einem 4 m x 2 m großen Schütz (Abbildung 5.3 und Tabelle 5.2). Der Betriebsauslass ist mit einer Steinsohle und Störsteinen befestigt. Im Ökodurchlass finden sich dagegen für den Bach typische Sedimente. Bei Mittel- und Niedrigwasser ist das Schütz am Betriebsauslass geschlossen, die Regeöffnungs höhe am Ökosteuerschieber beträgt dann 1,11 m (ZINK INGENIEURE & WNB 2006). Dem Betriebsauslass ist eine Energieumwandlungsanlage in Form eines Tosbeckens („Kolksee“) nachgeschaltet.



Abbildung 5.3: Hochwasserrückhaltebecken A4 „Hälden“.

Oben: das Bauwerk in einer Gesamtsicht; unten links: Öko- und Betriebsdurchlass; unten rechts: Blick auf das Tosbecken (ca. 5 m Durchmesser) und den Auslauf des Ökodurchlasses.

Tabelle 5.2: Strukturelle Merkmale des Durchlasses am Hochwasserrückhaltebecken A4 „Hälden“. (oh. = oberhalb, uh. = unterhalb, Fließgeschwindigkeit wurde geschätzt) (GEFAÖ 2006).

	Ausbaustrecke unterhalb Durchlass	Durchlass	Ausbaustrecke oberhalb Durchlass
Morphologie	dichte Steinschüttung	offenes Beton-Kastenprofil, Uferbermen	lockere Steinschüttung
Substrate	Steine, Blöcke, Sand	Steine, Kies, Blöcke	Steine, Blöcke, Kies
Vegetation	Fadenalgen	Fadenalgen	Fadenalgen
Länge [m]	45	42	30
Mittl. Breite [m]	4,0	6,2 (oh. Schütz) 2,5 (uh. Schütz)	5,4
Max. Tiefe [m]	0,4	0,2 (oh. Schütz) 0,4 (uh. Schütz)	0,5
Fließgeschwindigkeit [m/s]	< 0,1 – 0,4	0,2 – 0,6	< 0,1 – 0,6

Aufgrund der kaskadenförmigen Anordnung der drei Hochwasserrückhaltebecken liegt der Regelabfluss Q_{R1} durch den Betriebsauslass während der Befüllung mit $29,1 \text{ m}^3/\text{s}$ deutlich über dem bordvollen Abfluss Q_b , welcher etwa $15 \text{ m}^3/\text{s}$ beträgt (Kapitel 2.2.3). Bei der Entleerung des Beckens wird der Regelabfluss Q_{R2} dann auf $10 \text{ m}^3/\text{s}$ gedrosselt, um unterhalb des Absperrdamms übermäßige Erosion zu vermeiden. Dies steht im Zusammenhang mit den Einstauhäufigkeiten, da bei den beiden unterhalb liegenden, noch nicht verwirklichten Hochwasserrückhaltebecken Einstauhäufigkeiten von einmal pro Jahr veranschlagt werden, während beim Hochwasserrückhaltebecken A4 „Hälden“ im Durchschnitt nur alle 2,5 Jahre mit einem Einstau zu rechnen ist (Tabelle 5.1). Zum Zweck der Hochwasserentlastung bei Abflüssen über HQ_{50} wurde der Damm mit einer überströmbaren Dammscharte ausgestattet. Die maximale Länge des Dammschnittes beträgt 141 m. Gegenüber der maximalen Dammhöhe ist die überströmbare Dammschnecke um etwa 1,50 m (Freibord) abgesenkt.

5.2 Das Gewässer

Die Brettach entspringt auf $480 \text{ m} + \text{NN}$ im Stubensandstein des Mainhardter Waldes. Aufgrund der geringen Wasserkapazität des Sandsteins schwankt die Schüttung ihrer Quelle stark. Das Gewässer besitzt hier ein hohes Gefälle, wodurch ein Feinmaterial-Austrag vorherrscht. Das Bachbett präsentiert sich blockig und steinig. Mit zunehmender Entfernung von der Quelle nimmt die Bedeckung mit Sand- und Kiesbänken zu. In Höhe der Öffnung der Brettacher Bucht wandelt sich der Lauf der Brettach allmählich von gestreckt zu leicht gewunden. Hier erhöht der Bach seine Aue durch Übersandung des Talbodens, steiniges Material ist jedoch weiterhin im Bachbett zu finden. Im Längsprofil erscheint das Gefälle der Brettach gleichmäßig abnehmend mit Ausnahme der obersten Quellregion, die zunächst ein geringes Gefälle besitzt, an der Keuperstufe dann aber abrupt abknickt („Stufenstirngewässer“, LFU 1998b).

In Höhe des Hochwasserrückhaltebeckens A4 „Hälden“, das sich knapp oberhalb vom „Tor zur Hohenloher Ebene“ (Bretzfeld) befindet, steht noch Gipskeuper, an bevor die Brettach

weiter talabwärts den Unteren Keuper (Lettenkeuper) zwischen den Ortschaften Bitzfeld und Langenbeutungen auf einer Gesamtlänge von etwa 4 km in charakteristischen Windungen auch den darunter anstehenden Oberen Muschelkalk durchfließt (ZINK INGENIEURE & WNB 2006).

Die Brettach gehört zu den silikatischen Berglandgewässern des Typs Keuper, die sich durch eine mittlere Rauigkeit und konkave Längsprofile, gekrümmte bis stark gekrümmte Linienführung und einen strömenden Abfluss auszeichnen. Weiterhin sind steile, kurze Oberläufe und sehr flache Unterläufe charakteristisch. Das Material des Bachbettes ist typischerweise ein Gemisch aus Sand, Schlick und plattigen Geröllen. Die Rauigkeit des Bachbettes und die Geschiebeführung ist gering, die Schwebstoffführung dagegen hoch. In Abhängigkeit vom umgebenden Material können sich die Gewässer der Keuperbergländer beim Sohlmaterial stark unterscheiden (FORSCHUNGSGRUPPE FLIESSGEWÄSSER 1994).

Der morphologische Zustand der Brettach wurde in der Erhebung von 1992/1993 (LFU 1995) größtenteils positiv bewertet (Tabelle 5.3). 19,5 km von 35,5 km wurden in der Gesamtbewertung als „weitgehend naturnah“ eingestuft, was einem Anteil von 55 % entspricht. Absolut betrachtet fällt die Länge der naturnahen Fließstrecke ins Auge. Sie wird nur von wenigen Fließgewässern Baden-Württembergs übertroffen (LFU 1995).

Tabelle 5.3: Morphologischer Zustand der Brettach (FGKZ 2386.800, Gesamtlänge 35,5 km) (LFU 1995).

Bewertung	Linienführung (km)	Ufergehölz (km)	Gewässerrandstreifen (km)	Talbodennutzung (km)	Künstl. Wanderungshindernisse (km)
naturfern	1,5	1,5	10,5	12,5	1,5
beeinträchtigt	3,5	9,0	17,5	12,0	26,5
naturnah	30,5	25,0	7,5	11,0	7,5

Die Brettach fließt innerhalb des Untersuchungsgebiets durch ein 5 m bis 8 m breites Flussbett mit zum großen Teil sehr steilen, bis zu 2 m hohen Böschungen, welche hauptsächlich durch das Wurzelwerk des nahezu durchgängigen Gewässersaums und dem dazwischen befindlichen Bodenmaterial gebildet werden. Die Gewässersohle weist bezüglich der Geometrie verschiedenste Strömungszonen auf (verengte Bereiche mit hohen Fließgeschwindigkeiten, Flachwasserzonen und Tiefwasserbereiche mit eher geringen Fließgeschwindigkeiten usw.), was eine hohe Inhomogenität des Sohlmaterials zur Folge hat. Ein typisches Gerinneprofil der Brettach im Untersuchungsgebiet ist in Abbildung 5.4 zu erkennen.



Abbildung 5.4: Typisches Gerinneprofil der Brettach im Untersuchungsgebiet mit steilen Böschungen und diversen Strömungszonen.

5.3 Gewässerhydraulische Untersuchungen (Institut für Wasserbau)

Die gewässerhydraulischen Untersuchungen können grob in die Ermittlung der Eingangsdaten für die hydraulischen Berechnungen sowie die Analysen des Sohlsubstrats und des Geschiebes eingeteilt werden. Beide Teiluntersuchungen sind zusammen mit den ökologischen Untersuchungen ein wichtiger Baustein zur Beurteilung der Auswirkungen des Baubetriebs auf die Sohlstrukturen, der Regenerationsfähigkeit des Gewässers sowie der langfristigen Auswirkungen auf die Lebensräume der im und am Wasser lebenden Arten.

5.3.1 Ermittlung der hydraulischen Grunddaten

Um Aussagen zur Geschiebetransportdynamik machen zu können, ist es erforderlich, die Abflussganglinie und die Gerinnegeometrie zu kennen, um so die vorhandenen Fließgeschwindigkeiten ermitteln zu können. Ein Pegel für die Brettach befindet sich lediglich in Neuenstadt, mehrere Kilometer unterhalb der geplanten Hochwasserrückhaltebecken. Da zwischen den geplanten Hochwasserrückhaltebecken und dem Pegel in Neuenstadt mehrere Zuflüsse in die Brettach einmünden, konnten diese Werte nicht für die durchgeführten Untersuchungen verwendet werden. Aus diesem Grund wurde am Beginn der Projektlaufzeit ein eigener Pegel kurz oberhalb der Stauwurzel des Hochwasserrückhaltebeckens an der Kläranlage bei Geddelsbach installiert. Der verwendete Pegel bestand aus einer mit der Lese- und Speichereinheit verbundenen Umlenkrolle, über welche eine Gliederkette lief, an deren Enden wiederum ein ins Wasser eintauchender Schwimmer bzw. ein Gegengewicht befestigt waren. Zum Schutz vor Witterungseinflüssen, Treibgut und Vandalismus wurde die gesamte Anordnung in einem Edelstahlrohr untergebracht (Abbildung 5.5). Dieses Edelstahlrohr konnte jedoch nicht das Einfrieren des Pegels an einigen Wintertagen und dessen Verstopfung durch Treibgut bei ablaufender HW-Welle verhindern, so dass die Wasserstandsganglinie nicht durchgängig für den gesamten Projektzeitraum aufgezeichnet werden konnte. Jedoch wurden die fehlenden Werte mit Hilfe einer Korrelation der Wasserstände in Neuenstadt, welche online abrufbar sind, und der in Geddelsbach, welche gemessen wurden, ergänzt (Abbildung 5.6). Dabei wurde eine durchschnittliche Zeitverschiebung der Wasserstandsganglinien von etwa vier Stunden berücksichtigt.



Abbildung 5.5: *Installierter Pegel oberhalb der Stauwurzel des Hochwasserrückhaltebeckens A4 bei der Kläranlage Geddelsbach.*

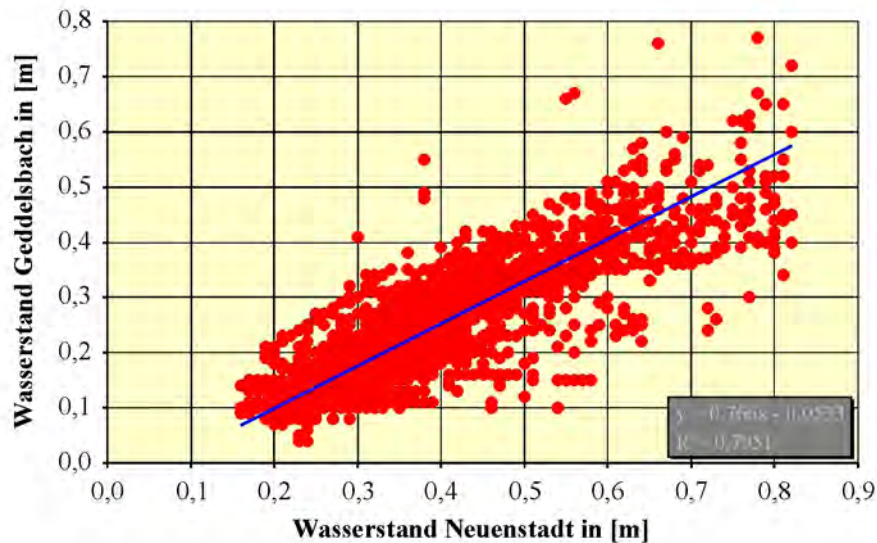


Abbildung 5.6: Korrelation der Wasserstände in Neuenstadt und Geddelsbach (Zeitverschiebung 4 h).

Zusätzlich zu den Pegeldata wurden, zeitlich über die gesamte Projektlaufzeit verteilt, für verschiedene Wasserstände Abflussmessungen durchgeführt. Dabei diente der online abrufbare Pegel bei Neuenstadt als Referenzpegel. Sobald dieser einen höheren Wasserstand anzeigte, wurden Abflussmessungen am Messquerschnitt bei Geddelsbach vorgenommen. Diese erfolgten mit Hilfe eines Ultraschallsensors durch Punktmessungen an über die gesamte Querschnittsbreite äquidistant angeordneten Messlotrechten. Dabei werden unter der vereinfachenden Annahme eines logarithmischen Geschwindigkeitsprofils die mittleren Fließgeschwindigkeiten \bar{v} in Höhe von 40% der jeweiligen Wassertiefe y bestimmt und daraus anschließend der Abfluss ermittelt. Das beschriebene Verfahren zur Bestimmung des Abflusses ist zwar mit einer relativ hohen Ungenauigkeit behaftet, jedoch sehr einfach in seiner Handhabung. Da bei den durchgeführten Untersuchungen aufgrund der großen Schwankungsbreite bei den Formen der Fließquerschnitte, den Sohlneigungen und den Rauheiten usw. ohnehin große Ungenauigkeiten zu erwarten waren, wurde dieses Messverfahren als ausreichend erachtet.

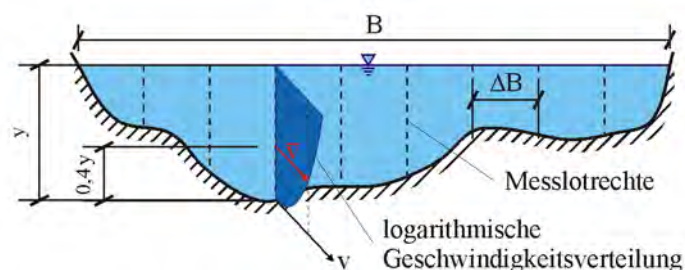


Abbildung 5.7: Bestimmung des Abflusses Q mit Hilfe von Punktmessungen an über den Fließquerschnitt äquidistant angeordneten Messlotrechten.

Mit Hilfe der gemessenen Abflussdaten und der dementsprechenden Wasserstände konnte eine Wasserstands-Abflussbeziehung erstellt werden (Abbildung 5.8). Im Bereich von Wassertiefen bis 60 cm konnten die Abflussmessungen mit dem Ultraschallsensor ohne größere Probleme durchgeführt werden. Bei Abflusstiefen > 60 cm konnten die Messungen aufgrund der

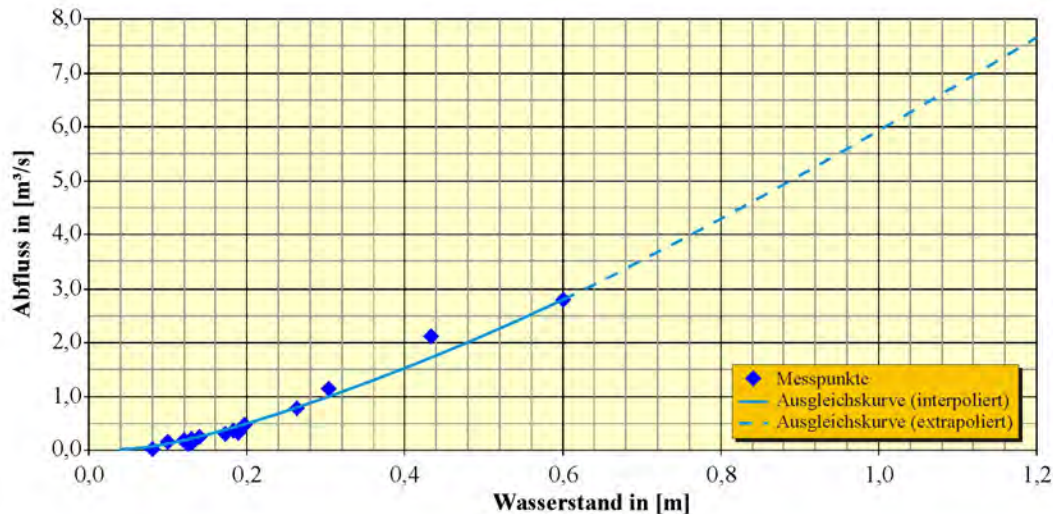


Abbildung 5.8: Wasserstands-Abflussbeziehung am Pegel Geddelsbach mit den gemessenen Punkten sowie der Ausgleichskurve.

hohen Fließgeschwindigkeit und der damit verbundenen großen Gefährdung für den Ausführenden, der zur Messung in das Gewässer muss, nicht mehr durchgeführt werden. Aus diesem Grund sind in Abbildung 5.8 nur Messpunkte bis zu einer Wassertiefe von 60 cm eingetragen. Die für die Ermittlung der Abflusswerte verwendete Ausgleichskurve wurde im Bereich bis zu 60 cm durch lineares Interpolieren zwischen den meisten der Messpunkte erhalten. Im Bereich über 60 cm Wassertiefe musste extrapoliert werden, wofür eine ebenfalls um 4 Stunden zeitverschobene Korrelation der Abflüsse in Neuenstadt und Geddelsbach herangezogen wurde. Die auf Grundlage des Pegels und der dazugehörigen Wasserstands-Abflussbeziehung ermittelten Ganglinien für den Wasserstand und den Abfluss sowie die Abflussdauerlinie sind in Abbildung 5.9 dargestellt.

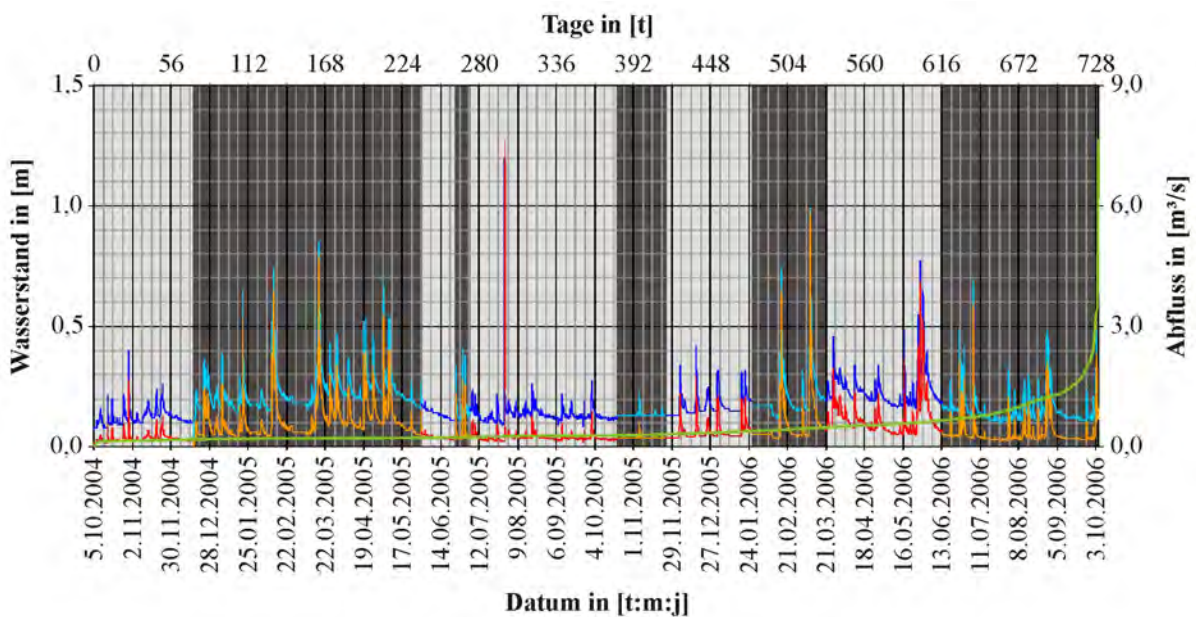


Abbildung 5.9: Wasserstandsganglinie (blau/hellblau), Abflussganglinie (rot/orange) und Abflussdauerlinie (grün) am Pegel Geddelsbach innerhalb des Untersuchungszeitraums vom 5.10.2004 bis 4.10.2006. Die unterschiedliche Hintergrundscharrierung kennzeichnet die Zeiträume in denen die Geschiebefälle ausgesetzt wurden.

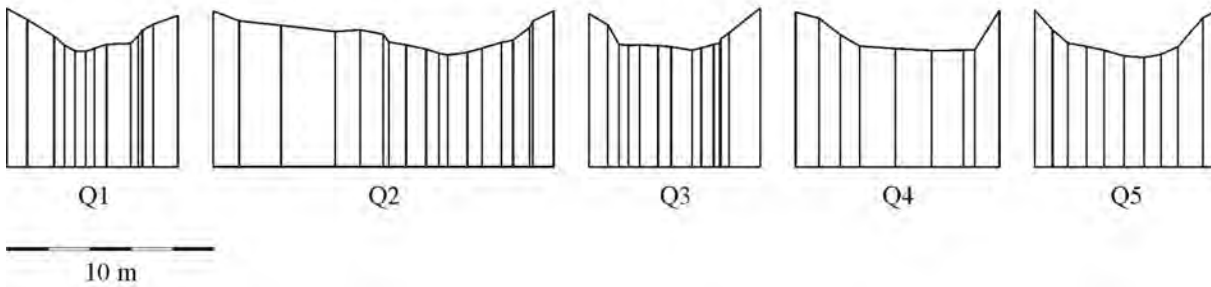


Abbildung 5.11: Aufgenommene Querschnittsprofile Q1 bis Q5.

Bereits bei der Neuaufnahme der fünf Querprofile im Sommer 2006 wurde deutlich, dass eine problemlose Auswertung durch einen Vergleich der Gerinnegeometrien nicht möglich sein wird. Der Grund hierfür war vor allem die Tatsache, dass die Markierungen der mit GPS eingemessenen Fixpunkte im Zuge der Bauarbeiten entfernt wurden (Brückenbauarbeiten im Bereich des Profils Q5, bzw. Geländeauffüllung im Bereich des Querschnitts Q4). Der Fixpunkt des Profils Q1 konnte aufgrund einer stark wuchernden Vegetation nicht mehr wiedergefunden werden. Da die Genauigkeit der im Sommer 2004 mit Hilfe des GPS ermittelten Koordinaten der Fixpunkte bei lediglich ± 3 m lag, konnten diese Punkte auch nicht mit Hilfe des GPS eindeutig wiedergefunden werden. Dadurch ergaben sich für die Profile Q1, Q4 und Q5 zwangsläufig unterschiedliche Profile bei den Messungen im Sommer 2004 und im Sommer 2006. Diese konnten, wenngleich sie nahe beieinander lagen, nicht für Aussagen bezüglich Veränderungen der Gerinnegeometrie herangezogen werden.

Allein bei den Querprofilen Q2 und Q3 konnten relativ genau die gleichen Querschnitte vermessen werden. Während sich beim Profil Q3 keine signifikanten Veränderungen in der Gerinnegeometrie zeigten, konnten bei Querschnitt Q2 Veränderungen durch bis zu 20 cm starke Ablagerungen von sandigem Material auf dem flachen Bereich neben dem Hauptabflussquerschnitt nachgewiesen werden (Abbildung 5.12). Diese Ablagerungen resultieren aus einem einzelnen nahezu bordvollen Abflussereignis am 9. März 2006. Aus diesem Grund sind die Veränderungen der Gerinnegeometrie nicht auf den Baubetrieb zurückzuführen, zumal Q2 relativ weit oberhalb des Absperrdamms liegt.

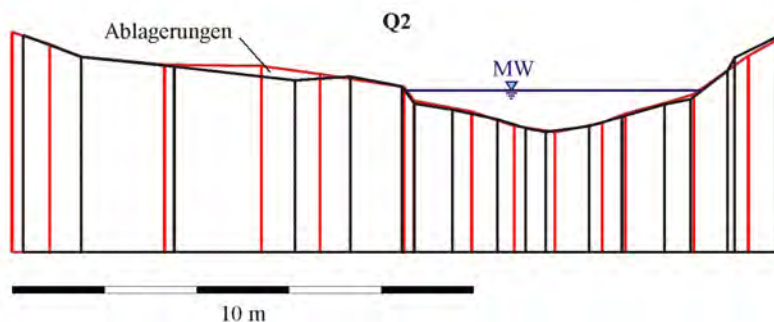


Abbildung 5.12: Veränderungen der Gerinnegeometrie des Querprofils Q2 zwischen 2004 und 2006.

Da selbst die unterschiedlichen vermessenen Querprofile Q1, Q4 und Q5 auf keine bedeutenden Veränderungen der Gerinnegeometrie schließen lassen, kann davon ausgegangen werden, dass Veränderungen der Gerinnegeometrie durch den Baubetrieb bei Neubau von Hochwasserrückhaltebecken in einer signifikanten Größenordnung nicht zu erwarten sind.

5.3.2 Sohlsubstratzusammensetzung und Geschiebetransport

Um eventuelle Veränderungen des Sohlsubstrats durch den Baubetrieb beim Neubau von Hochwasserrückhaltebecken nachzuweisen, muss dessen Zusammensetzung sowohl vor als auch nach dem Bau des Absperrdamms bekannt sein. Aus diesem Grund wurden vor dem Baubeginn und nach dem Bauende Bodenproben an den fünf in Kapitel 5.4.1 definierten Fließquerschnitten Q1 bis Q5 entnommen und deren Kornverteilung analysiert (Abbildung 5.13).

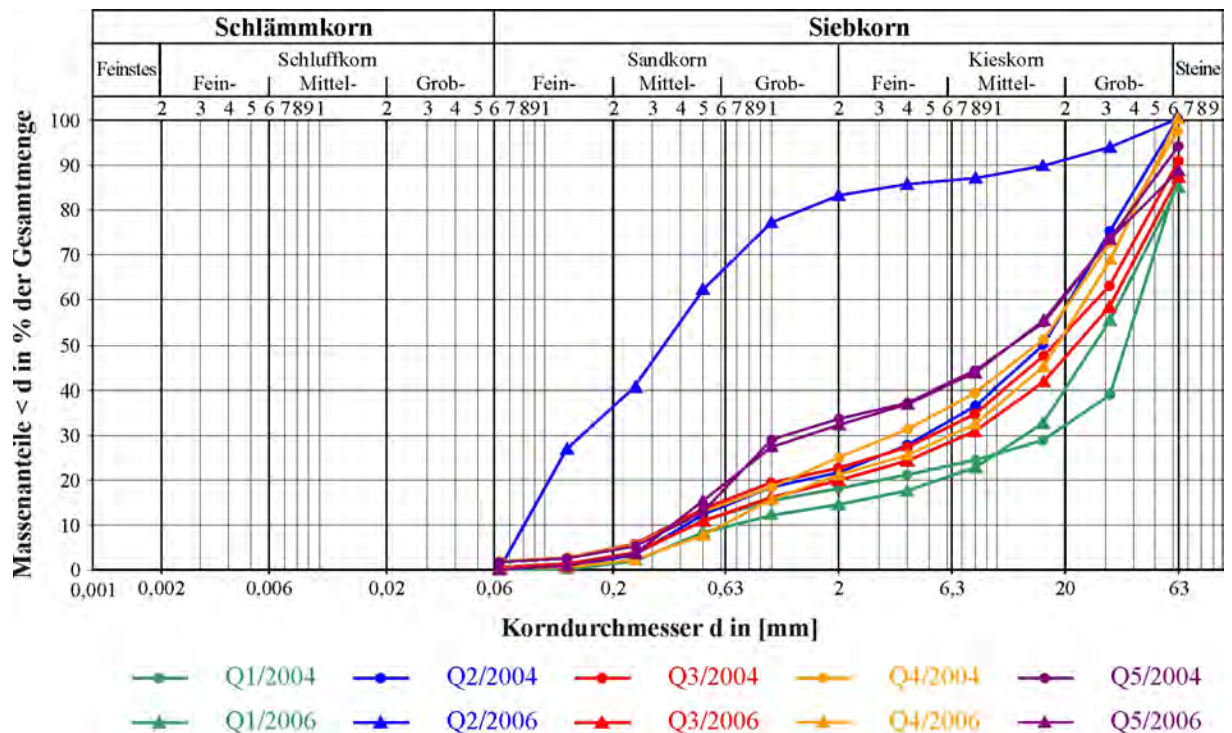


Abbildung 5.13: Kornverteilungskurven der Proben Q1 bis Q5 aus den Jahren 2004 und 2006 (verschiedene Farben kennzeichnen verschiedene Entnahmeorte, die Punktformen kennzeichnen die Jahre 2004 bzw. 2006).

Die Entnahme der Proben sollte für eine spätere Ermittlung des Porenanteils weitestgehend ungestört erfolgen. Dazu wurde zunächst ein Edelstahlrohr etwa 30 cm tief in die Flusssohle eingerammt. Anschließend musste der Bereich um das Rohr abgegraben werden, um dann das Rohr geringfügig zu neigen und von unten einen Deckel aufzusetzen. Dadurch konnten zumindest in den oberen Bereichen des gewonnenen Bodenprofils Störungen im Korngefüge vermieden werden. Für die Untersuchungen war vor allem diese obere Schicht des Sohlmaterials von Interesse, da sich dort der Lebensraum für viele der aquatischen Lebensformen befindet. Eine gewisse Störung im unteren Bereich konnte somit durchaus akzeptiert werden.

Die anschließend entnommenen Proben wurden im Labor hinsichtlich ihrer Kornverteilung (Abbildung 5.13) und ihres Porenanteils analysiert. Bei dem Sohlmaterial der Brettach handelt es sich um sandigen Kies mit stellenweise geringen Schluffanteilen. In Bereichen, in denen hohe Fließgeschwindigkeiten auftreten, besteht die Sohle im oberen Bereich fast ausschließlich aus Grob- bzw. Mittelskies, während sich in Bereichen mit niedrigen Fließgeschwindigkeiten eine Fein- bzw. Mittelsandschicht abgelagert hat. Oftmals sind diese beiden Bereiche auf engstem Raum nebeneinander anzutreffen.

Beim Vergleich der Kornverteilungskurven der Jahre 2004 und 2006 zeigen sich bei allen Proben mit Ausnahme der Probe Q2 keine signifikanten Veränderungen der Zusammensetzung des Sohlsubstrats. Im Rahmen der Aussagefähigkeit der Analyseergebnisse, die durch relativ kleine Proben bei verhältnismäßig großem Größtkorn eingeschränkt wird, sind die Übereinstimmungen der Kornverteilungskurven als sehr gut anzusehen. Lediglich die Probe Q2 zeigt deutliche Abweichungen zwischen den Kornverteilungskurven der Jahre 2004 und 2006. Während die Probe Q2 des Jahres 2004, wie alle anderen Proben, im kiesigen Bereich liegt, wurde im Jahr 2006 eine stark sandige Kornzusammensetzung analysiert. Dies bedeutet, dass an der Entnahmestelle die Kiesfraktion nur in geringem Umfang vertreten war. Das Vorhandensein eines einzelnen großen Steins an der Oberfläche dieser Probe hätte jedoch aufgrund des geringen Probenvolumens die Kurve bereits deutlich abgeflacht. Die Probe Q2 wurde daher als nicht repräsentativ angesehen. Aus dem Vergleich der anderen vier Proben folgt, dass eine signifikante Veränderung des Sohlsubstrats durch den Baubetrieb beim Neubau eines Hochwasserrückhaltebeckens nicht festgestellt werden kann. Dies gilt sowohl für den Bereich oberhalb als auch für den Bereich unterhalb der Dammbaustelle. Es sei jedoch angemerkt, dass es durch den Baubetrieb zu kurzfristigen Veränderungen des Sohlsubstrats im Bereich unterhalb der Baustelle kommen kann, was vor allem auf den verstärkten Eintrag von Feinmaterial beim Ausbaggern des Umgehungsgerinnes zurückzuführen ist. Dabei kann jedoch von sehr geringen Regenerationszeiten ausgegangen werden.

Der Hohlraum zwischen den Körnern des Sohlmaterials ist für viele aquatische Lebensformen ein idealer Lebensraum. Aus diesem Grund wurde zusätzlich zu den Kornverteilungskurven für die Proben des Jahres 2004 der Hohlraumgehalt bestimmt. Dieser lag im Mittel bei etwa 30%. Abweichungen größer als 10% gab es lediglich bei der Probe Q2, wo der Wert bei 43% lag. Dies könnte auf eine übermäßige Störung der Probe bei der Entnahme hindeuten. Aufgrund der unveränderten Zusammensetzung des Sohlmaterials im Jahr 2006 kann auch für diese Proben von einem vergleichbaren Hohlraumanteil ausgegangen werden.

Neben der Zusammensetzung des Sohlsubstrats hat die Geschiebetransportdynamik einen entscheidenden Einfluss auf die im Wasser lebenden Arten. Um die Geschiebetransportdynamik beurteilen zu können, wurden zweierlei Arten von Untersuchungen durchgeführt. Dabei ging es bei beiden Arten der Untersuchungen darum, zu bestimmen, bei welchem Abfluss welche Korngrößen transportiert werden. Aufgrund der sehr inhomogenen Sohlstruktur und Gerinnegeometrie wurde davon ausgegangen, dass eine einfache Bestimmung des Transportbeginns nach SHIELDS nicht zum Ziel führt. Diese Annahme wurde durch die Untersuchungen bestätigt.

Als Maßnahme zur Untermauerung der Erkenntnisse aus den Untersuchungen des Materials in den Geschiebefallen (siehe folgende Abschnitte) wurde im Dezember 2004 zur Bestimmung des Transportverhaltens der Sedimente an einem Querschnitt markiertes Geschiebe auf der Flusssohle ausgebracht (Abbildung 5.14). Ziel war es, den Weg dieser Steine zu verfolgen und daraus auf das Transportverhalten zu schließen. Zwei Umstände sorgten jedoch dafür, dass mit Hilfe dieser Untersuchungen noch keine zufriedenstellenden Resultate erzielt werden konnten. Erstens war der Abfluss in der Zeit nach Dezember 2004 auf einem durchweg hohen Niveau, was gleichzeitig zu einer starken Trübung des Wassers geführt hat. Die Steine konnten demzufolge innerhalb dieses Zeitraums nicht wiedergefunden werden. Als zweite Ursache kann eine nur 20 m unterhalb des Querschnitts gelegene Eintiefung der Flusssohle angeführt werden, in der das markierte Geschiebematerial mit hoher Wahrscheinlichkeit sedimentiert wurde. Die Flusssohle ist bei dieser Eintiefung auch bei geringen Abflüssen nicht zu sehen. Nach Rück-

gang des Wasserspiegels im Mai wurde keiner der markierten Steine wiedergefunden. Ende Januar 2006 wurde ein weiterer Versuch mit dieser Methode gestartet und an zwei Querschnitten markiertes Geschiebematerial ausgebracht. Auch aus diesem Versuch konnten keine aussagekräftigen Erkenntnisse gewonnen werden, da fast das gesamte markierte Geschiebe während des nahezu bordvollen Abflussereignisses am 9. März 2006 erodiert wurde und bis auf wenige Ausnahmen nicht mehr wiedergefunden werden konnte.



Abbildung 5.14: Markiertes Geschiebematerial am Einbautag (16.12.2004, gesamtes Material), eine Woche später (23.12.2004, die kleineren Korngrößen fehlen bereits) und zwei Monate später (24.02.2005, nur noch wenige große Steine vorhanden).

Um aussagekräftigere Resultate bezüglich des Transportverhaltens zu erhalten, wurden über den gesamten Projektzeitraum verteilt in unterschiedlichen Zeitintervallen Proben aus drei Geschiebefallen entnommen und deren Korngrößenverteilung analysiert. Diese Geschiebefallen wurden am 13. September 2004 an den in Abbildung 5.10 als G1/2, G2/3 und G4/5 gekennzeichneten Punkten in die Gerinnesohle der Brettach eingebaut. Sie bestehen aus in 3 x 3 Fächer aufgeteilten, oben offenen Edelstahlkästen mit den Abmessungen 60 cm x 60 cm x 15 cm (L x B x H, Abbildung 5.15). Sie wurden so eingebaut, dass die Oberkante bündig mit der Gerinnesohle abschließt. Zum Entleeren wurden die Kästen mit einer Hubwinde aus dem Wasser gezogen und der Inhalt in Eimer umgefüllt. Anschließend konnten die leeren Geschiebefallen wieder eingebaut werden.



Abbildung 5.15: Eine der Geschiebefallen im frisch eingebauten Zustand (links) und während des Entleerens (rechts).

Die Geschiebefallen waren innerhalb der Projektlaufzeit während der folgenden Zeitintervalle eingebaut (siehe markierte Bereiche in Abbildung 5.9):

- 13. 09. 2004 bis 16. 12. 2004
- 16. 12. 2004 bis 31. 05. 2005
- 31. 05. 2005 bis 24. 06. 2005
- 24. 06. 2005 bis 05. 07. 2005
- 05. 07. 2005 bis 20. 10. 2005
- 20. 10. 2005 bis 24. 11. 2005
- 24. 11. 2005 bis 26. 01. 2006
- 26. 01. 2006 bis 20. 03. 2006
- 20. 03. 2006 bis 13. 06. 2006

Wie in Abbildung 5.15 deutlich zu erkennen ist, umfassten die Proben der Geschiebefallen in Abhängigkeit vom maximalen Abfluss im Untersuchungszeitraum teilweise ein weites Korngrößenspektrum. Zudem bestanden die Proben jahreszeitbedingt zu einem großen Teil aus organischem Material (Blätter, Äste usw.). Die organischen Anteile der Proben, die im Zeitraum vom 13.09.2004 bis 16.12.2004 gewonnen wurden, konnten durch die Bestimmung des Glühverlusts bestimmt werden. Dieser betrug im Mittel etwa 4,5% der Gesamtmasse der Probe. Eine genauere Angabe des organischen Anteils in Volumenprozent ist aufgrund der teilweise sehr lockeren Lagerung und der stark schwankenden Dichte des organischen Materials weder einfach zu erreichen, noch ist eine solche Angabe sinnvoll, denn eine Übertragbarkeit auf andere Fälle besteht nur in einem stark eingeschränkten Maß. Bei den Proben, die in den darauf folgenden Zeiträumen gewonnen wurden, wurde das organische Material vor Erstellung der Kornverteilungskurve von dem Geschiebematerial getrennt.

In Abbildung 5.16 sind die Kornverteilungskurven des in den drei Geschiebefallen während der jeweiligen Zeitintervalle gewonnenen Geschiebematerials dargestellt. Zwei Sachverhalte können diesen Kornverteilungskurven entnommen werden. Bei allen Kurven innerhalb eines beobachteten Zeitintervalls weist die Geschiebefalle G1/2 einen größeren Wert für die Siebdurchgänge d_{50} (entspricht in der Regel etwa dem mittleren Korndurchmesser d_m) auf als die Geschiebefalle G4/5. Die Geschiebefalle G2/3 hingegen lässt sich diesbezüglich nicht eindeutig einordnen. Als Ursache hierfür kann angeführt werden, dass die Geschiebefalle G2/3 im Vergleich zu den beiden anderen Geschiebefallen nicht am tiefsten Punkt des Gerinnes angeordnet wurde, sondern seitlich davon, an einer Stelle, an der geringere Fließgeschwindigkeiten auftreten (Abbildung 5.17). Die durchweg steileren Neigungen (höherer Anteil an feinem Material) der Kurven des Geschiebes aus den Geschiebefallen G4/5 im Vergleich mit denen des Geschiebes aus Geschiebefalle G1/2 ist einerseits auf die Bauarbeiten zurückzuführen, die nur etwa 200 m oberhalb der Entnahmestelle durchgeführt wurden, andererseits wird seit der Fertigstellung des Dammbauwerks ein Teil des gröbereren Geschiebes durch eine Betonschwelle vor dem Betriebsauslass zurückgehalten. Den Geschiebetransport im Urzustand spiegelt das Geschiebe aus der Geschiebefalle G1/2 am ehesten repräsentativ wider. Deshalb wird im Folgenden lediglich auf die Kurven des Geschiebes aus Geschiebefalle G1/2 eingegangen.

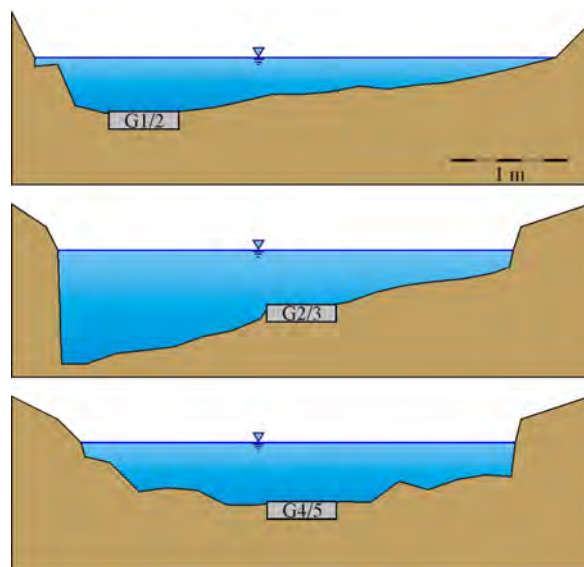


Abbildung 5.17: Querprofile der Entnahmestellen des Geschiebes.

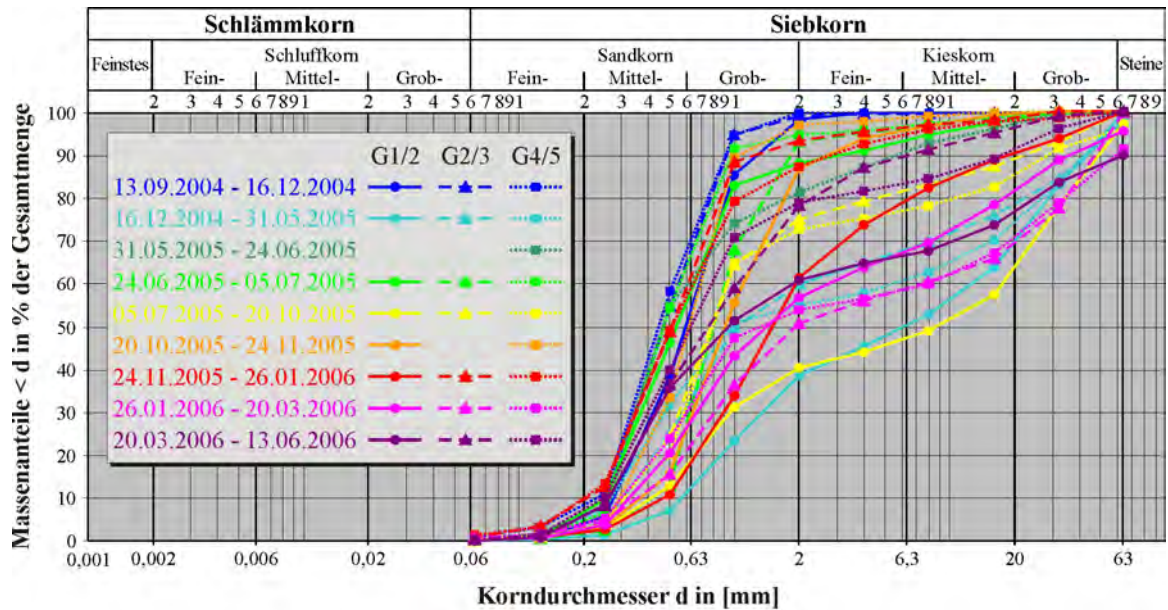


Abbildung 5.16: Kornverteilungskurven des in verschiedenen Zeitintervallen gewonnenen Geschiebematerials.

Bei weiterer Betrachtung der Kornverteilungskurven (Abbildung 5.18) und einer Gegenüberstellung der den Zeitintervallen entsprechenden maximalen Abflusswerte Q_{max} (Tabelle 5.4) ist zu erkennen, dass sowohl d_{50} , d_{90} als auch die maximalen Korndurchmesser d_{max} bei steigendem maximalen Abfluss Q_{max} anstiegen. In Abbildung 5.19 sind diese Werte für d_{50} und d_{90} in Abhängigkeit vom maximalen Abfluss Q_{max} grafisch dargestellt. Sowohl für d_{50} als auch für d_{90} zeigt sich dabei eine große Streuung der Werte. Beim genaueren Überlegen kommt man zu der Erkenntnis, dass ohnehin die Werte d_{50} für Aussagen über den Geschiebetransport nicht herangezogen werden können, da die maximalen Abflüsse Q_{max} in der Regel nur kurzzeitig auftretende Ereignisse sind, was bedeutet, dass ein Großteil des transportierten Materials in den Geschiebefallen auf Zeiten mit geringeren Abflüssen zurückzuführen ist und somit den Wert d_{50} für bei Q_{max} transportiertes Material vermindert. Auch d_{max} kann nicht als der mittlere Korndurchmesser bei dem entsprechenden Q_{max} angesehen werden, da dieser Wert eben die maximalen Korngrößen definiert. Die Tatsache, dass die größten Körner in den Geschiebefallen mit $d_s = d_{max}$ jeweils bei den entsprechenden maximalen Abflüssen Q_{max} transportiert wurden, kann als einzige relativ zuverlässige Aussage gemacht werden. Im Zwischenbericht 2006 wurde vorgeschlagen, als repräsentativen Wert den Wert d_{90} zu verwenden, welcher allerdings sehr starken Schwankungen unterliegt, die aufgrund der geringen Anzahl an Proben nicht realistisch abgeschätzt werden können. Abgesehen von den starken Schwankungen liefert auch dieser Wert nur unzureichende Ergebnisse, da dem Abflussgeschehen innerhalb des beobachteten Zeitraums bei der Verwendung von d_{90} in keinsten Weise Rechnung getragen wird. So ist beispielsweise der Wert von d_{90} als mittlerer Korndurchmesser bei einem Abflussgeschehen mit durchweg konstanten Abflüssen nicht vertretbar. Hier wäre wiederum der Wert d_{50} als repräsentativ anzusehen. Vor diesem Hintergrund wurde für die Bestimmung des Korndurchmessers $d_s(Q_{max})$ eine Wichtung vorgenommen. Dabei ist der Wert d_{50} die untere Schranke für sehr konstante Abflüsse. Als obere Schranke bei stark schwankenden Abflüssen mit hohen Spitzenwerten wird der Wert d_{90} verwendet. Die Berechnung der repräsentativen Durchmesser d_x

wurde mit Hilfe der Standardabweichungen s_Q des Abflussgeschehens im entsprechenden Zeitraum durchgeführt, woraus die Wichtung erfolgt:

$$x = 50 + (90 - 50) \cdot \psi \quad \text{wobei:} \quad \psi = \frac{s_Q / Q_m}{(s_Q / Q_m)_{\max}} \quad (Q_m \dots \text{mittlerer Abfluss})$$

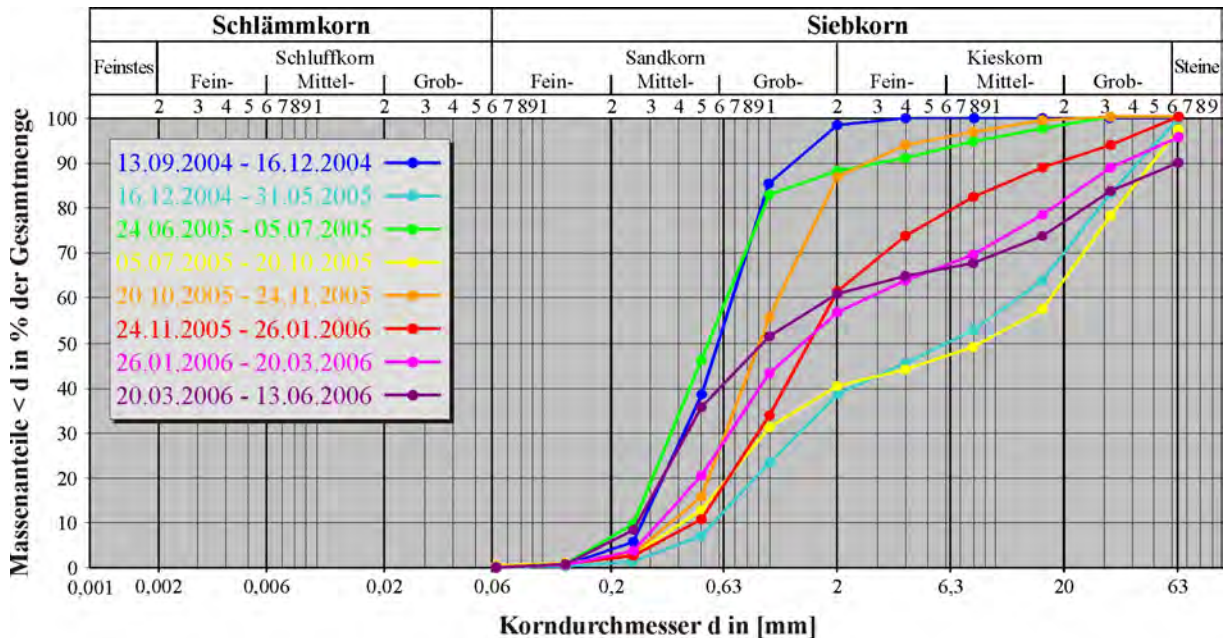


Abbildung 5.18: Kornverteilungskurven des in verschiedenen Zeitintervallen gewonnenen Geschiebematerials der Geschiebefalle G1/2.

Die so ermittelten Werte d_x sind in Tabelle 5.4 bzw. in Abbildung 5.19 eingetragen. Im Vergleich zu den Werten d_{50} und d_{90} zeigt sich bei der Verwendung von gewichteten Werten d_x eine deutlich stärkere Abhängigkeit von den maximalen Abflusswerten Q_{\max} . Die in Abbildung 5.19 eingetragene grüne Ausgleichskurve lässt eine Abschätzung des Transportbeginns in Abhängigkeit des Abflusses Q zu. Es sei hier nochmals darauf hingewiesen, dass auch diese Werte lediglich als Näherungswerte anzusehen sind.

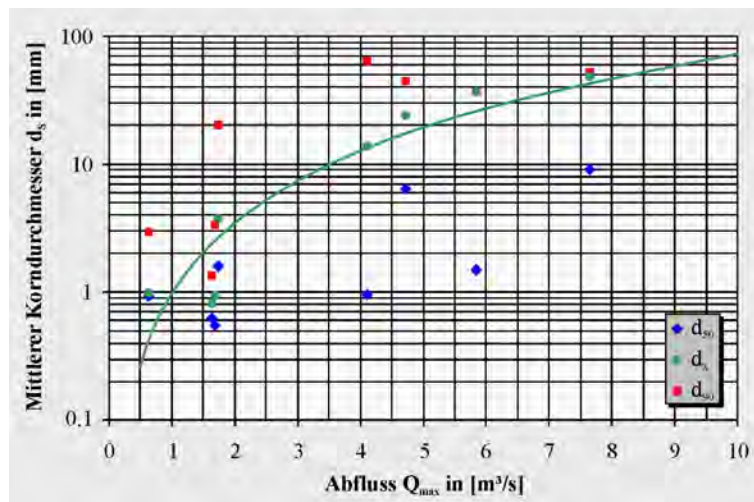


Abbildung 5.19: Die Geschiebekenngrößen d_{50} , d_x und d_{90} bei unterschiedlichen maximalen Abflüssen Q_{\max} .

Tabelle 5.4: Zusammenstellung der hydraulischen Parameter und der Geschiebekenngrößen des Geschiebes aus der Geschiebefälle G1/2 (rote Schrift = Daten wurden extrapoliert).

Zeitraum	mittlerer Abfluss	maximaler Abfluss	Standardabweichung	Quotient	Wichtungparameter	Siebdurchgangswert	Siebdurchgang	Siebdurchgang	Siebdurchgang	Siebdurchgang
[t:m:j]	Q_m	Q_{max}	s_Q	s_Q/Q_m	ψ	x	d_{50}	d_x	d_{90}	d_{max}
	[m³/s]	[m³/s]	[m³/s]				[mm]	[mm]	[mm]	[mm]
13/09/04 – 16/12/04	0,21	1,64	0,11	0,53	0,47	69	0,6	0,8	1,4	2,0 - 4,0
16/12/04 – 31/05/05	0,66	4,72	0,46	0,69	0,61	74	6,4	24,3	44,7	31,5 - 63,0
31/05/05 – 24/06/05	0,24	0,42	0,04	0,18	0,16	56	nur Geschiebefälle 4/5			
24/06/05 – 05/07/05	0,31	1,69	0,25	0,82	0,72	79	0,6	1,0	3,4	16,0 - 31,5
05/07/05 – 20/10/05	0,24	7,65	0,26	1,07	0,94	88	9,0	48,7	52,0	> 63,0
20/10/05 – 24/11/05	0,23	0,63	0,03	0,13	0,12	55	0,9	1,0	2,9	16,0 - 31,5
24/11/05 – 26/01/06	0,38	1,74	0,23	0,61	0,54	72	1,6	3,7	20,2	31,5 - 63,0
26/01/06 – 20/03/06	0,58	5,84	0,66	1,14	1,00	90	1,5	36,9	36,9	> 63,0
20/03/06 – 13/06/06	0,69	4,11	0,43	0,62	0,55	72	1,0	13,9	64,0	> 63,0

Der Transportbeginn in Gerinnen mit beweglicher Sohle wird in der Regel durch den Ansatz von SHIELDS (1936) berechnet. Bei diesem Ansatz werden die auf die einzelnen Sohlpartikel einwirkenden Kräfte der Schwerkraft (Widerstandskraft) dieser Partikel gegenübergestellt. Mit Hilfe dieses Ansatzes wurde von SHIELDS (1936) das weltweit anerkannte, durch die dimensionslose Darstellung universell einsetzbare SHIELDS-Diagramm entwickelt, welches in Abbildung 5.20 dargestellt ist. Darin markiert die rote Linie den Bewegungsbeginn des Sohlmaterials, wobei bei den Versuchen, aus denen das Diagramm resultiert, eine einheitliche Korngröße verwendet wurde. Bei den in der Natur vorherrschenden Verhältnissen mit unterschiedlichen Kornverteilungen des Sohlmaterials ergibt sich ein von der Ungleichförmigkeit des Sohlmaterials (z.B. d_{86}/d_{14} , Steilheit der Siebkurve) abhängiger, mehr oder weniger starker Übergangsbereich. Mit Hilfe des Diagramms kann in der Praxis bei bekannter Steindichte ρ_s und bekanntem mittlerem Korndurchmesser d_s (in der Regel wird hier d_{50} angesetzt) die kritische Schubspannung $\tau_{krit} = \rho \cdot v_*^2$ bestimmt werden, bei welcher die Sohlpartikel in Abhängigkeit von dem die sohlnahe Turbulenz kontrollierenden Kornrauheitsparameter (Re^* auf der Abszisse des Diagramms) in Bewegung versetzt werden. Für Gerinne mit geringen relativen Rauheiten (Verhältnis Sohlrauheit zur Wassertiefe) liefert das SHIELDS-Diagramm sehr realistische Werte.

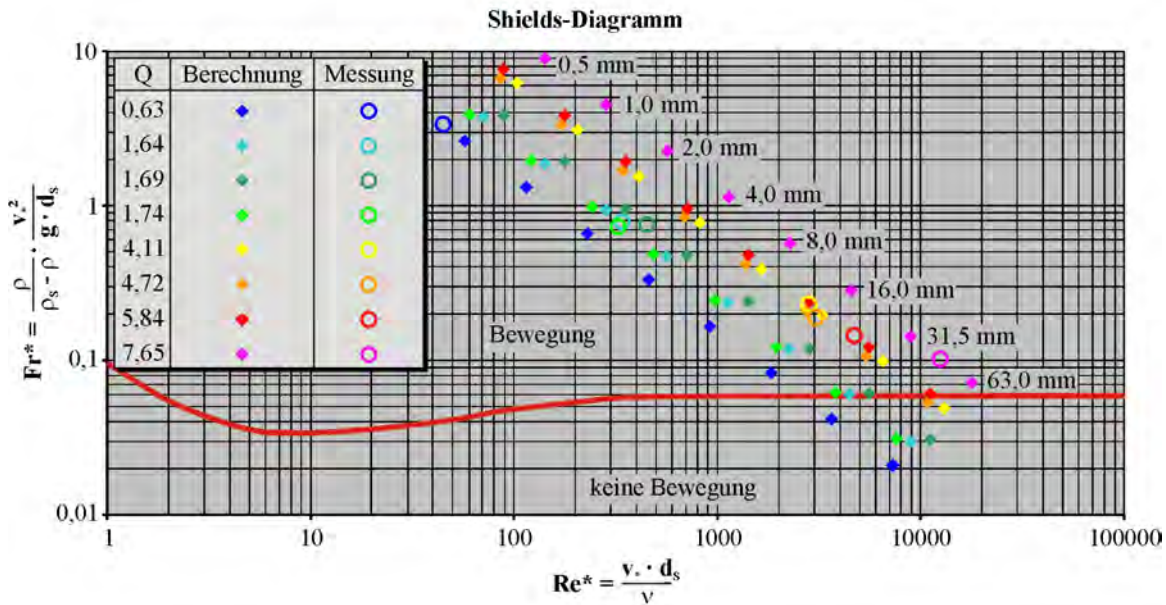


Abbildung 5.20: SHIELDS-Diagramm zum Vergleich des rechnerischen und des gemessenen Transportbeginns.

Wie in Abbildung 5.20 deutlich zu erkennen ist, weichen die theoretisch berechneten Werte d_s für den Transportbeginn in Abhängigkeit von den beobachteten Abflüssen (siehe Tabelle 5.4) stark von den durch die Auswertung der Kornverteilungskurven ermittelten Werten d_x ab. Der Bewegungsbeginn nach SHIELDS bei einem bestimmten Abfluss kann dabei durch das Schneiden der roten Linie mit den durch die verschiedenen Farben gekennzeichneten Linien ermittelt werden. Für den vorliegenden Fall bedeutet dies, dass die gemessenen Werte (aus den Kornverteilungskurven gewonnen, im Diagramm als Kreise dargestellt) eigentlich alle auf der roten Linie liegen müssten. Dies ist jedoch für keinen der beobachteten Abflüsse der Fall. Beispielsweise beträgt der theoretische Wert d_s für den Transportbeginn in der Brettach bei einem Abfluss von $1,74 \text{ m}^3/\text{s}$ bei $31,5 \text{ mm}$, während der durch Auswertung der Kornverteilungskurven des gewonnenen Geschiebematerials ermittelte Wert bei etwa 3 mm liegt. Für steigende Abflüsse nimmt das Verhältnis des berechneten Werts d_s zum gemessenen Wert jedoch ab (bei $Q = 7,65 \text{ m}^3/\text{s}$ beträgt der berechnete Wert etwa 70 mm im Vergleich zum gemessenen Wert, der etwa 50 mm beträgt). Es ist somit bei steigendem Abfluss eine Annäherung an die Linie nach SHIELDS zu beobachten.

Bei der Berechnung der dimensionslosen kornbezogenen Parameter Re^* und Fr^* als Eingangsgrößen in das SHIELDS-Diagramm wurde dabei die Schubspannungsgeschwindigkeit v_* folgendermaßen bestimmt:

$$v_* = \sqrt{g \cdot r_{hy} \cdot I_E}$$

Dabei wurden für eine Abschätzung stark vereinfachend der hydraulische Radius durch die Wassertiefe ($r_{hy} = h_T$) sowie das Energieliniengefälle durch das durchschnittliche Sohlgefälle ($I_E = I_0$) ersetzt. Beide Annahmen führen aufgrund der örtlich stark veränderlichen Gerinneeometrie und Energieverlustverhältnisse zu größeren lokalen Abweichungen (Unsicherheiten), die nur eine grobe Abschätzung des Transportverhaltens zulassen. Auch die temperaturbedingte kinematische Viskosität ν für die verschiedenen Jahreszeiten wurde berücksichtigt. Die Eingangsgrößen für die Berechnung von Re^* und Fr^* sind in Tabelle 5.5 aufgelistet.

Tabelle 5.5: Zusammenstellung der Eingangsgrößen für die Berechnung von Re^* und Fr^* .

Datum	Wassertemperatur	kinematische Viskosität	Abfluss	Wassertiefe	mittlere Sohlneigung	Korndichte des Geschiebes
[t:m:j]	T_w [°C]	ν [10 ⁻⁶ m ² /s]	Q [m ³ /s]	h_T [cm]	I_0	ρ_s [t/m ³]
30/10/2004	12,0	1,240	1,64	0,57	0,0055	2,65
17/03/2005	8,5	1,370	4,72	1,02	0,0055	2,65
29/06/2005	19,5	0,995	1,69	0,58	0,0055	2,65
29/07/2005	22	0,958	7,65	1,37	0,0055	2,65
05/11/2005	11,0	1,275	0,63	0,40	0,0055	2,65
16/12/2005	6,0	1,470	1,74	0,59	0,0055	2,65
09/03/2006	7,5	1,410	5,84	1,16	0,0055	2,65
28/05/2006	17,0	1,090	4,11	0,94	0,0055	2,65

Für den Querschnitt G1/2 lagen keine den verschiedenen Abflüssen entsprechende Daten für die Wassertiefen h_T vor, da die regelmäßigen Abflussmessungen lediglich im Abflussquerschnitt an der Kläranlage in Geddelsbach erfolgten. Aufgrund einer großen geometrischen Übereinstimmung der Querschnittsprofile an der Kläranlage Geddelsbach und an der Geschiebefalle G1/2 wurden jedoch für die Bestimmung der Wassertiefen h_T am Querschnitt G1/2 die Werte aus den Abflussmessungen an der Kläranlage Geddelsbach verwendet. Im Normalfall, d.h. in größeren Gerinnen mit geringen relativen Rauheiten, wird an der Stelle der maximalen Wassertiefe h_{\max} auch die maximale durchschnittliche Fließgeschwindigkeit \bar{v}_{\max} gemessen. Im vorliegenden Fall konnte dies jedoch nicht beobachtet werden, was auf die große relative Rauheit sowie die sehr hohe Variabilität in der Morphologie der Brettach zurückzuführen ist. Dadurch ergibt sich eine sehr inhomogene Geschwindigkeitsverteilung über den gesamten Fließquerschnitt, so dass die Bestimmung der mittleren Fließgeschwindigkeit mit einer hohen Ungenauigkeit behaftet ist. Bei der Bestimmung der Werte in Tabelle 5.5 wurde für h_T daher der gemittelte Wert zwischen h_{\max} und $h_{\nu\max}$ verwendet. Trotz der stark vereinfachenden Annahme bezüglich räumlicher Mittelwertbildung der Wassertiefe h_T ist ein Trend festzustellen: Bei einem solch strukturreichen Gewässer mit einer sehr variablen Morphologie wird nur ein verhältnismäßig geringer Anteil des Energieverlusts der Strömung durch Sohlreibung verursacht, während ein großer Anteil durch Turbulenzen in der Strömung erzeugt wird. Dies wirkt sich direkt auf den Geschiebebeginn aus. Daher kann der Transportbeginn nicht mit Hilfe des SHIELDS-Diagramms ermittelt werden. Die Verwendung des SHIELDS-Diagramms führt dazu, dass bei geringen Abflüssen der Geschiebetransport stark überschätzt wird (d.h. in der Realität werden bei einem bestimmten Abfluss erst deutlich größere Korngrößen transportiert), während bei großen Abflüssen, wenn der Einfluss der Sohl- bzw. Wandrauheit zurückgeht, realistischere Werte zu erwarten sind. Da die Abflusswerte Q in den Beobachtungszeiträumen nicht annähernd einem Hochwasserabfluss HQ_1 entsprechen, kann davon ausgegangen werden, dass zumindest die Berechnungen für Hochwasserabflüsse mit Hilfe des SHIELDS-Diagramms realistische Werte liefert.

Die oben beschriebenen Sachverhalte zeigen zudem, dass die für den Geschiebetransport verantwortlichen Fließgeschwindigkeiten v bzw. Sohlschubspannungen τ_0 nicht über den gesamten

Fließquerschnitt gemittelt werden können, um verlässliche Aussagen zum Transportverhalten zu erzielen. Auch der Ansatz der maximalen Fließgeschwindigkeit kann nicht als zielführend angesehen werden, denn die räumlich sehr begrenzten, maximalen Fließgeschwindigkeiten v bzw. Sohlschubspannungen τ_0 treten hauptsächlich in Bereichen auf, die ohnehin über ein sehr grobkörniges Korngerüst verfügen und somit ein deutlich erosionsresistenteres Verhalten aufweisen als Bereiche, in denen niedrigere Fließgeschwindigkeiten vorherrschen.

5.4 Ökologische Untersuchungen (Institut für Landespflege)

Um die Auswirkungen des Baus des Hochwasserrückhaltebeckens und die damit einhergehenden Veränderungen des Sedimenttransports, der Substratzusammensetzung und der Gewässerstrukturen zu bewerten, wurden die Artenzusammensetzung und die Abundanz des Makrozoobenthos, der Fischfauna und der Laufkäfer untersucht. Neben dem Durchlassbauwerk wurden die Untersuchungen an weiteren Probestellen durchgeführt (Abbildung 5.21).

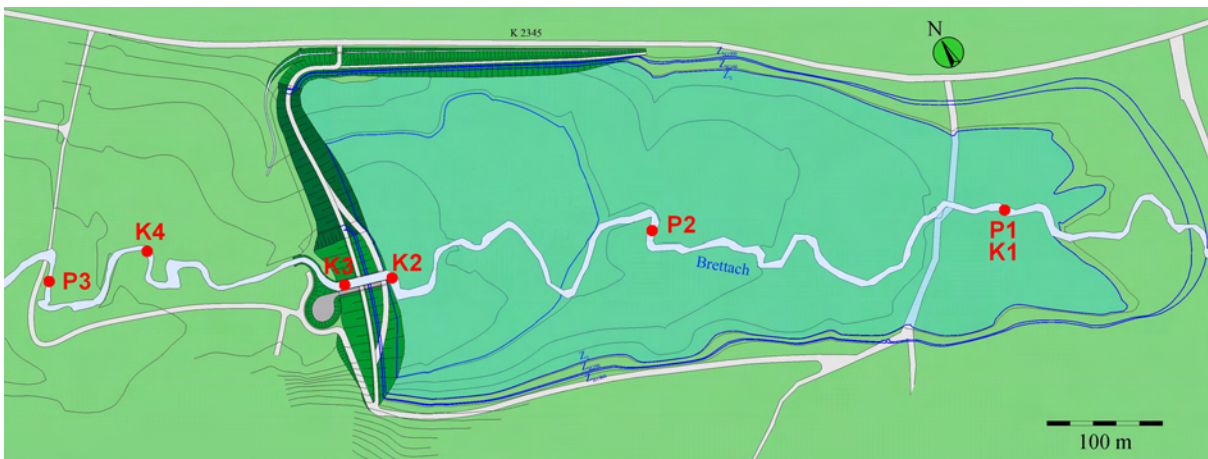


Abbildung 5.21: Die Probestellen der ökologischen Untersuchungen. P1-P3 bezeichnen die Probestellen außerhalb des Durchlasses für die Strukturkartierungen und die Makrozoobenthosuntersuchungen. Der Durchlass selbst wurde ebenfalls beprobt. An den Stellen K1-K4 wurden die Käferuntersuchungen durchgeführt. Die Befischungen fanden über größere Strecken statt, schlossen aber alle angegebenen Probestellen mit ein.

5.4.1 Strukturelle Merkmale der Probestellen und des Durchlasses

Die Probestellen

Im Untersuchungsgebiet zeigt sich die Brettach als ein Bach mit gewundenem und durch Ufergehölze fixierten Längsverlauf. Die Ufer wurden dennoch häufig an den Prallhängen zusätzlich mit Steinschüttungen gesichert. Dies war vor allem an den Probestellen P2 und P3 auffällig (Abbildung 5.23 und Abbildung 5.24). Der Ufersaum wechselt zwischen dichtem und lockerem Bewuchs. Die drei ausgewählten Probestellen ähneln sich in ihrer strukturellen Ausstattung (Tabelle 5.6). Durch den Sandsteinkeuper im Oberlauf ist das Bachbett der Brettach durch sehr grobkörniges Material in Form von Blöcken, Steinen und Kies geprägt. Ein differenziertes Strömungsbild mit Schnellen (riffles) und Stillen (pools) bedingt eine entsprechende Substratverteilung an den einzelnen Probestellen (Abbildung 5.22 bis Abbildung 5.24). Die Tiefen- und Breitenvarianz entspricht an allen drei Probestellen naturnahen Verhältnissen.

Tabelle 5.6: Strukturelle Merkmale der Probestellen (Frühjahr 2006).

	P1	P2	Durchlass	P3
Morphologie	gewässertypisch	gewässertypisch	Kastenprofil	gewässertypisch
Substrate	Blöcke, Steine, Kies, Sand	Blöcke, Steine, Kies, Sand		Blöcke, Steine, Kies, Sand
Beschattungsgrad [%]	50 - 75	50	< 25	50
Fließgeschwindigkeit [m/s]	0,2 - > 1,0	0,2 - > 1,0	< 0,1 - > 1,0	0,2 - > 1,2
Breitenvarianz [m]	4,0 - 5,5	4,0 - 6,0	4,0 - 6,0	5,0
Tiefenvarianz [m]	0,1 - 1	0,1 - 0,5	0,15 - 0,6	0,05 - 1,2

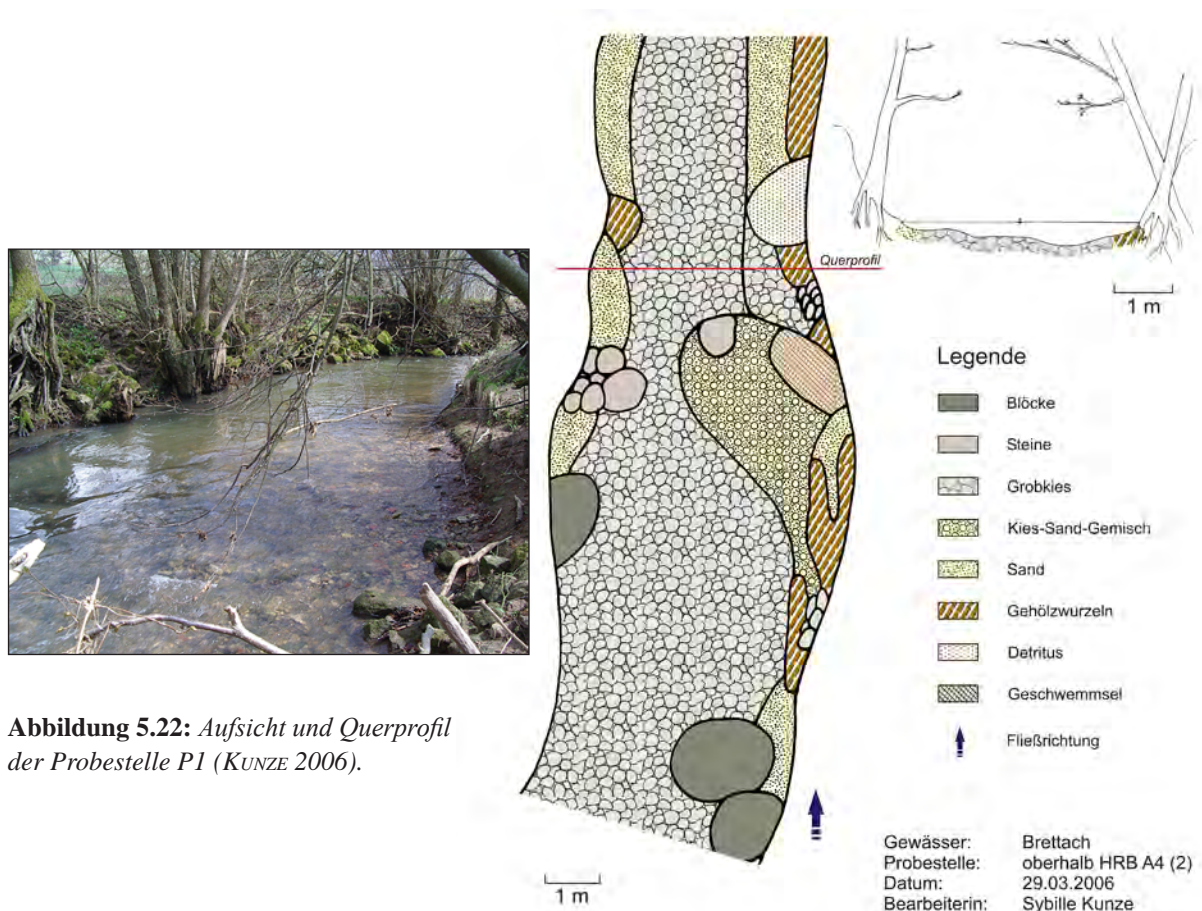
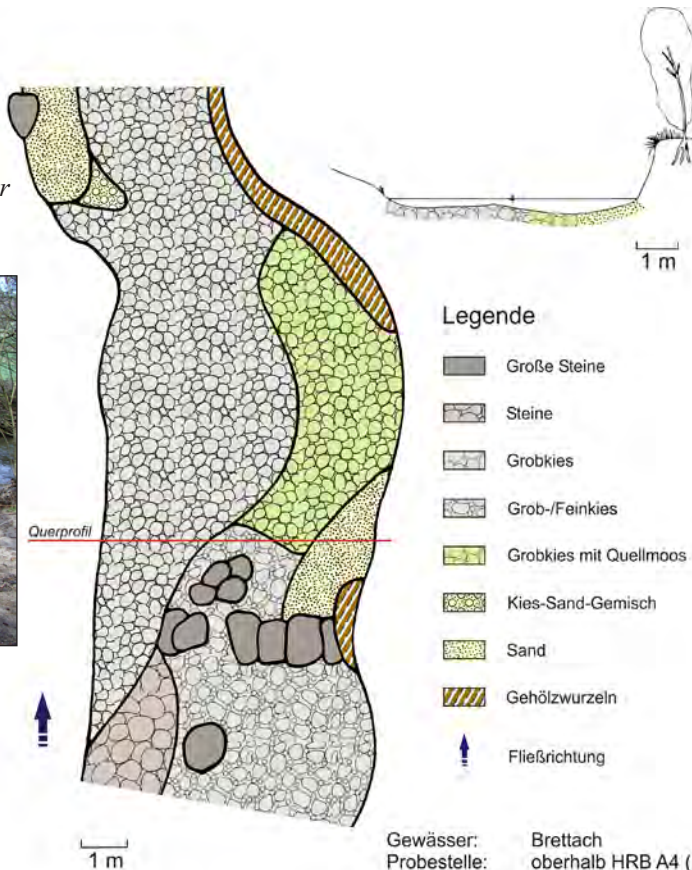


Abbildung 5.22: Aufsicht und Querprofil der Probestelle P1 (KUNZE 2006).

Die Querprofile an Probestelle 1 und Probestelle 3 sind durch relativ steile Ufer mit dichtem Bewuchs und einer entsprechenden Beschattung gekennzeichnet (Abbildung 5.22 und Abbildung 5.24). Durch das U-förmige Querprofil mit Böschungshöhen von etwa 1,8 m und fehlenden Ausuferungsmöglichkeiten ist vor allem an Probestelle 1 bei bordvollen Abflüssen mit hohen Sohlschubspannungen zu rechnen. Die zahlreichen Ufergehölze schaffen im Gewässerbett durch ihre Wurzeln weitere Habitatstrukturen. Ebenso bilden unterspülte Uferbereiche gerade für die Fischzönose wichtige Strukturen. Die Probestelle P2 befindet sich dagegen in einer Windungskurve der Brettach (Abbildung 5.23) und zeigt einen steilen Prallhang mit lockerem Bewuchs und einen flach auslaufenden Gleithang ohne Bewuchs. Durch den starken Lichteinfall können sich im Gewässerbett Quellmoose entwickeln.

Abbildung 5.23: Aufsicht und Querprofil der Probestelle P2 (KUNZE 2006).

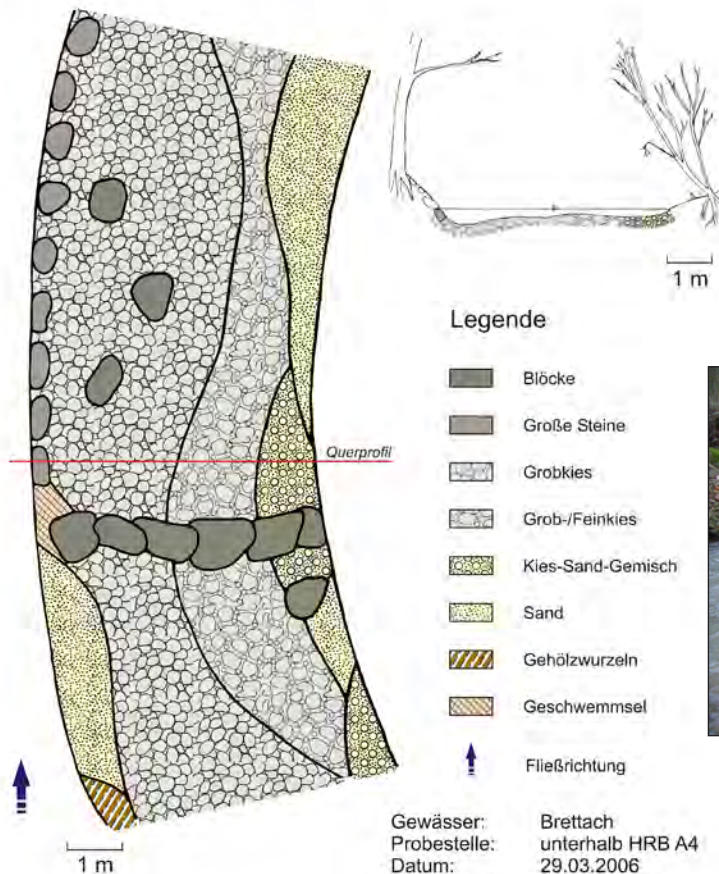


Legende

- Große Steine
- Steine
- Grobkies
- Grob-/Feinkies
- Grobkies mit Quellmoos
- Kies-Sand-Gemisch
- Sand
- Gehölzwurzeln
- Fließrichtung

Gewässer: Brettach
 Probestelle: oberhalb HRB A4 (1)
 Datum: 29.03.2006
 Bearbeiterin: Sybille Kunze

Abbildung 5.24: Aufsicht und Querprofil der Probestelle P3 (KUNZE 2006).



Legende

- Blöcke
- Große Steine
- Grobkies
- Grob-/Feinkies
- Kies-Sand-Gemisch
- Sand
- Gehölzwurzeln
- Geschwemmsel
- Fließrichtung

Gewässer: Brettach
 Probestelle: unterhalb HRB A4
 Datum: 29.03.2006
 Bearbeiterin: Sybille Kunze



Der Durchlass

Die Substratverteilung wurde unterhalb des Ökodurchlasses auf einer Strecke von 30 m kartiert (Abbildung 5.25). Die Strecke lässt sich in zwei Bereiche einteilen, welche durch den Tosbeckenauslass getrennt sind. Im oberen schnell strömenden Bereich ist Kies das vorherrschende Substrat. Die Substratverhältnisse entsprechen hier weitgehend denen der Probestellen. Vereinzelt kommen sandige Bereiche vor. Daran schließt sich eine künstlich angelegte 90°-Kurve an, in der die Strömungsgeschwindigkeit abnimmt. Zur Befestigung des Bachbettes wurden hier Flussbausteine eingebracht. Zwischenzeitlich sind die Flussbausteine weitgehend mit Substrat überdeckt. Dabei bilden größere Steine und Sand die Hauptsubstrate. Zusätzlich kommt es durch das Tosbecken in diesem Bereich zur Versandung. Im Tosbecken setzt sich Feinsediment und Detritus nach einem Einstau ab und wird schon bei leicht erhöhten Abflüssen in den Abschnitt unterhalb des Auslasses eingetragen.

Im Bereich des Durchlasses ist das Gewässer nicht beschattet, da bisher keinerlei Vegetation an den Ufern vorhanden ist. Vor allem im Tosbecken kommt es somit zu verstärktem Algenwachstum. Für den langsam strömenden und besonnten Bachbereich sind ähnliche Effekte zu erwarten.

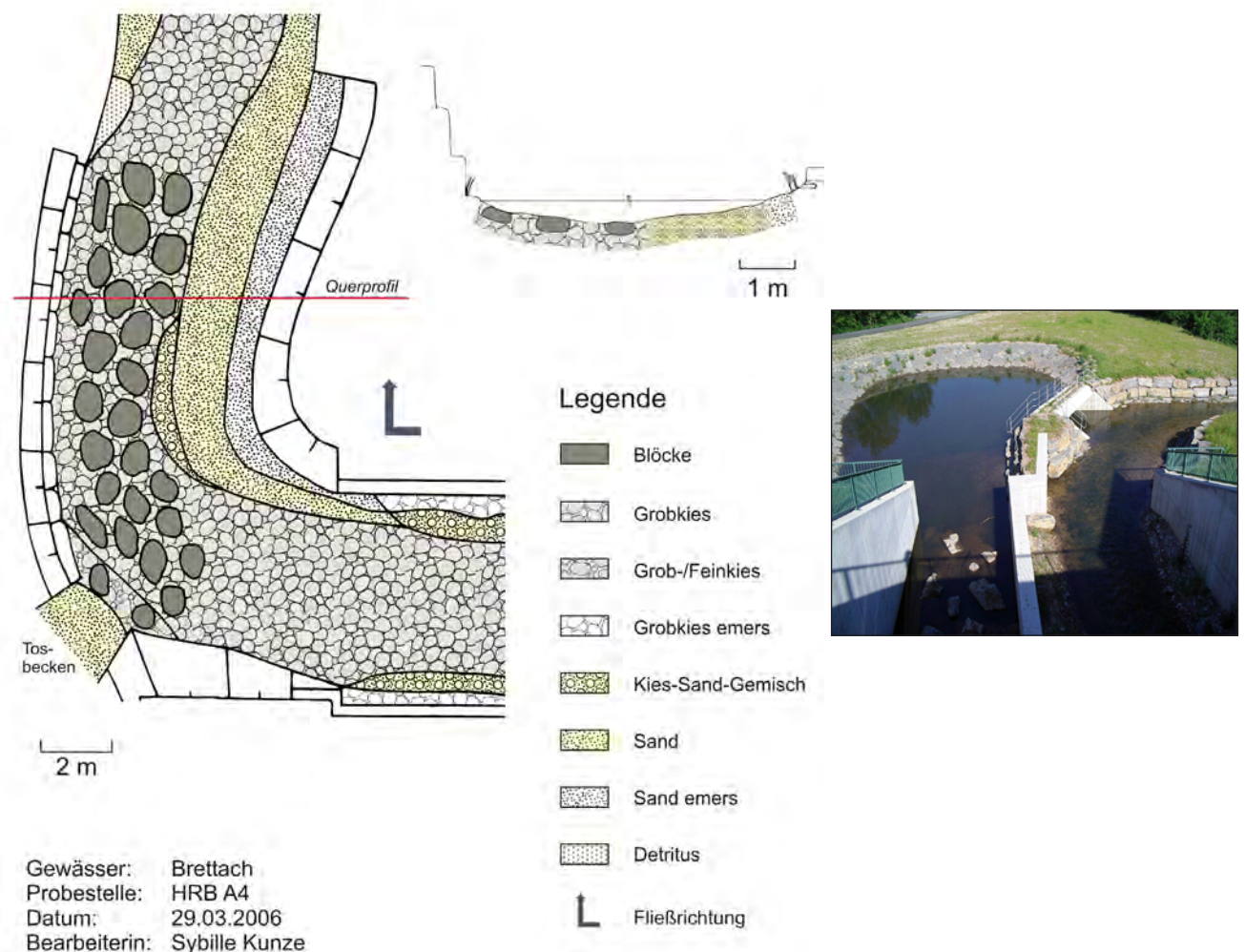


Abbildung 5.25: Aufsicht und Querprofil der Probestelle „Durchlass“;
 Foto: links Betriebsauslass mit Tosbecken, rechts Ökodurchlass (KUNZE 2006).

Strukturelle Unterschiede der Probestellen

Vergleicht man die vier Probestellen miteinander, so sind die strukturellen Unterschiede relativ gering. Die Probestelle am Hochwasserrückhaltebecken fällt durch geringe Beschattung und den höheren Anteil an lenitischen Bereichen auf. In der Substratverteilung sind nur geringe Unterschiede auszumachen (Abbildung 5.26). Zwar fehlen die Gehölzwurzeln an der unteren Probestelle und am Hochwasserrückhaltebecken, der Anteil an Hartsubstraten ist jedoch an allen Probestellen etwa gleich hoch. Dabei ist die teilweise Versandung der Blöcke und Kiese am Hochwasserrückhaltebecken nicht berücksichtigt. Ob diese Auswirkungen auf die Besiedlung hat, wird im folgenden Kapitel diskutiert.

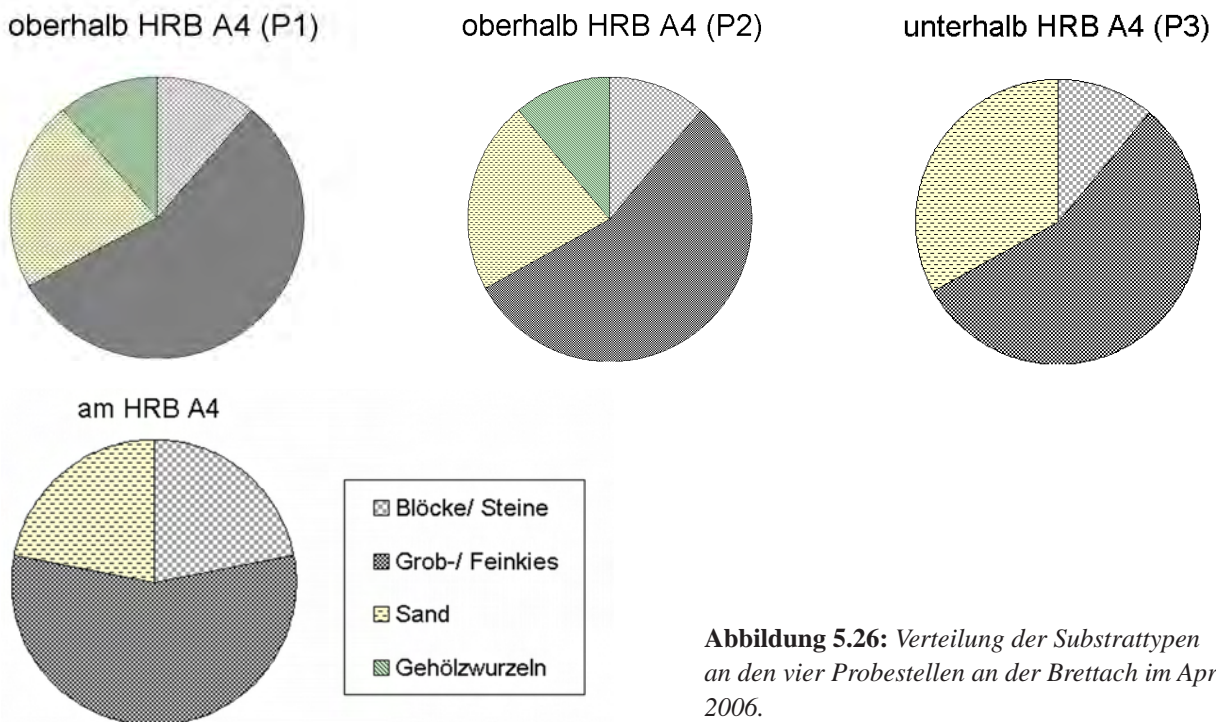


Abbildung 5.26: Verteilung der Substrattypen an den vier Probestellen an der Brettach im April 2006.

5.4.2 Besiedlung der Probestellen durch aquatische Wirbellose

Um die Auswirkungen der strukturellen Ausstattung auf die Besiedlung der vier Probestellen zu untersuchen, wurde im April 2006 die Makrozoobenthosfauna an den Probestellen P1-P3 sowie am Durchlass des Hochwasserrückhaltebeckens mittels substratspezifischem Kicksampling beprobt. Es handelt sich dabei um eine Momentaufnahme; Aspekte der Sukzession an dem neu gestalteten Bachbett am Hochwasserrückhaltebecken wurden separat untersucht (Kapitel 5.4.3).

Die taxonomische Auswertung der Proben zeigt, dass die untersuchten Gewässerabschnitte, bedingt durch eine gute Sauerstoffversorgung und geringe Nährstoffbelastung der Brettach, eine recht dichte und meist artenreiche Besiedlung aufweisen (Tabelle 5.7).

Tabelle 5.7: Im April 2006 erfasste Artenzahl und Abundanz der Biozönosen der vier Probestellen.

Probestelle	oberhalb HRB (P1)	oberhalb HRB (P2)	am HRB	unterhalb HRB (P3)
Taxazahl	29	18	21	22
Besiedlungsdichte (Individuen/m ²)	1643	606	722	696

Die Taxafunde decken sich gut mit den Funden früherer Untersuchungen (z.B. LFU 1998b) und beinhalten zahlreiche für Keuperbäche typische Arten. Dazu gehören die Eintagsfliegenlarven *Baetis rhodani* und *Ephemera danica*, die Hakenkäfer *Elmis aenea* und *Limnius perrisi*, der Bachflohkrebs *Gammarus fossarum*, die Köcherfliegenlarven *Hydropsyche saxonica* sowie die Steinfliegenlarve *Brachyptera seticornis*.

Die Schaubilder in Abbildung 5.27 zeigen die absolute und die relative Abundanz sowie die Zusammensetzung der taxonomischen Gruppen an den vier Probestellen. Auffällig ist, dass die Steinfliegen am Hochwasserrückhaltebecken kaum auftreten. Dafür sind Eintagsfliegen und vor allem Zuckmückenlarven (Dipteren) dort überdurchschnittlich stark vertreten.

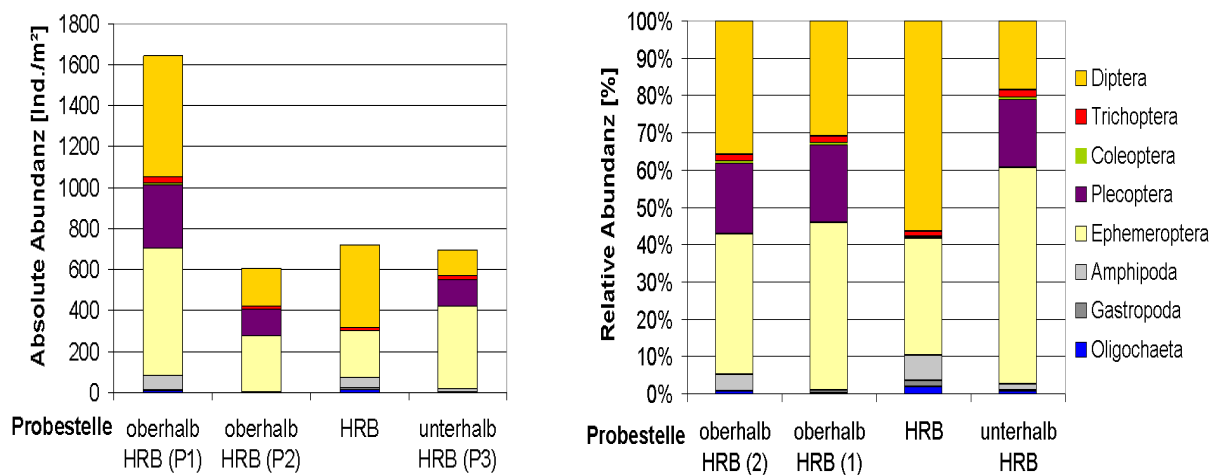


Abbildung 5.27: Absolute und relative Abundanz der taxonomischen Gruppen an den vier Probestellen der Brettach.

Anhand der Habitatpräferenzen (Abbildung 5.28) lässt sich am Hochwasserrückhaltebecken ein erhöhter Anteil von Bewohnern sandiger Substrate ausmachen. Da der Sand an allen Probestellen mit gleicher Gewichtung beprobt wurde, sind die Individuenzahlen direkt vergleichbar. Die hohe Besiedlungsdichte der sandbewohnenden Chironomidae (Zuckmücken) auf Blöcken und Steinen zeigt hier die verringerten Strömungsgeschwindigkeiten an. Zudem ist die Besiedlungsdichte der Zuckmückenlarven auf dem kiesigem Substrat am Hochwasserrückhaltebecken deutlich höher als an den anderen Probestellen. Da die Substrate Blöcke/Steine und Kies am Hochwasserrückhaltebecken zusammen 89% ausmachen, erklärt sich die insgesamt hohe Abundanz der Chironomiden. Die das Phytal bevorzugende Diptere *Bezzia* spp. kommt ausschließlich am Hochwasserrückhaltebecken vor und erklärt den erhöhten Anteil der Phytal-Bewohner (Abbildung 5.28). Hier dürfte das starke Wachstum fädiger Algen ausschlaggebend sein.

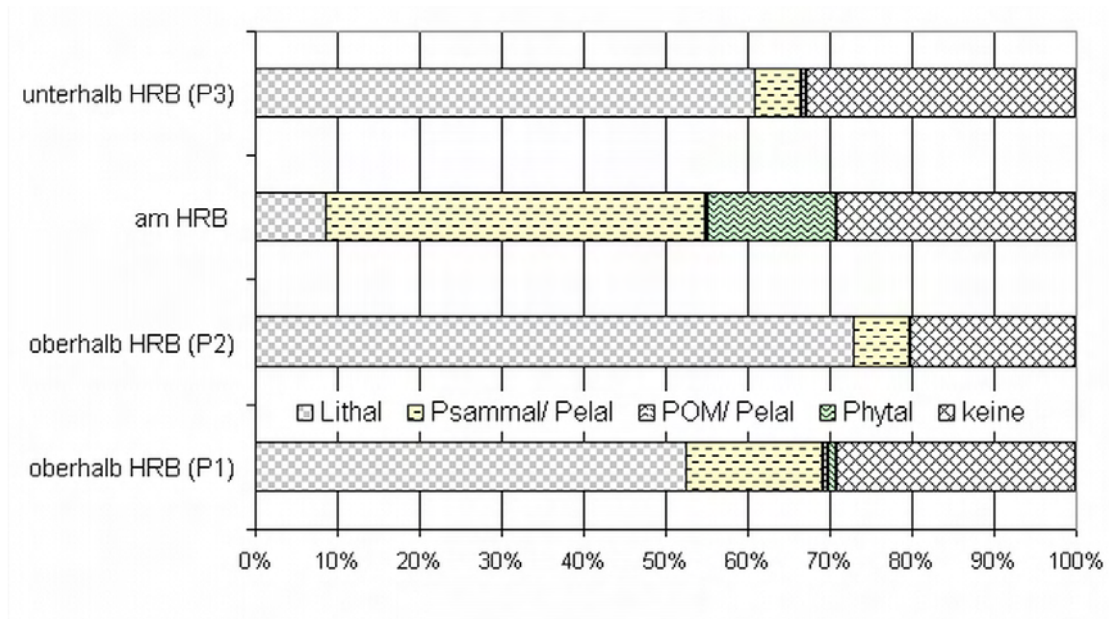


Abbildung 5.28: Habitatpräferenzen der Organismen in den Biozöosen der Probestellen (Pelal: < 0,63 mm, Psammal 0,63-2 mm, Lithal: > 2 cm).

In Tabelle 5.8 finden sich normierte Zahlen zweier Taxa, die sich zur Strömungsindikation eignen. Nach BRAUKMANN (1987) meidet die Eintagsfliegenlarve *Paraleptophlebia submarginata* (gelbe Felder) stärkere Strömungen, während die rheophile Eintagsfliegenlarven der *Rhithrogena semicolorata*-Gruppe (blaue Felder) durch ihre Körperform daran angepasst und aufgrund ihres Sauerstoffbedarfs auch darauf angewiesen sind. Die dichteste Besiedlung der von *P. submarginata* liegt am Hochwasserrückhaltebecken auf dem Substrat Kies vor, an der Referenzstelle oberhalb des Hochwasserrückhaltebeckens (P1) trat sie häufig auf den ufernahen Gehölzwurzeln auf. Auf den übrigen Probestellen fehlte die Art. Die rheophilen Vertreter der *Rhithrogena semicolorata*-Gruppe wurde am Hochwasserrückhaltebecken auf Kies vorgefunden, im Vergleich zu den Referenzstellen P1-P3 aber in deutlich reduzierter Anzahl. Es ist zu vermuten, dass sie dort hauptsächlich im oberen Teil der Probestelle vorkamen, wo höhere Strömungsgeschwindigkeiten auftraten. Die Besiedlungsdichte der rheophilen Eintagsfliege auf dem Substrat Kies ist auf den Referenzstellen P1-P3 gleichmäßig hoch und zeigt hier gute Sauerstoffverhältnisse und hohe Strömungsgeschwindigkeiten an.

Tabelle 5.8: Habitatspezifische Besiedlungsdichte ausgewählter Taxa an den Probestellen der Brettach, normiert auf 1 m² des Habitattyps; [1] = *Paraleptophlebia submarginata*, [2] = *Rhithrogena semicolorata*-Gruppe.

Substrattyp	Blöcke/ Steine		Kies		Sand		Gehölzwurzeln	
	[1]	[2]	[1]	[2]	[1]	[2]	[1]	[2]
oberhalb HRB (P1)	-	-	-	202	9	5	118	45
oberhalb HRB (P2)	-	18	-	238	-	5	-	27
unterhalb HRB (P3)	-	18	-	264	-	3	-	-
am HRB	-	5	69	46	-	5	-	-

Die genauere Betrachtung anderer Taxa bestätigt dies: Die rheobionte Steinfliege *Brachyptera* spp. kommt am Hochwasserrückhaltebecken auf Kies mit nur 6 Exemplaren/m² vor, während ihre Besiedlungsdichte auf den Gehölzwurzeln der obersten Probestelle 1700/m² übersteigt. Wie bereits erwähnt, sind es bei den Dipteren die rheophilen Simuliidae (Kriebelmücken), die am Hochwasserrückhaltebecken eine äußerst geringe Abundanz aufweisen, während die limnophile Diptere *Bezzia* spp. hier vermehrt auftritt. Im Fall der Simuliidae und *Brachyptera* spp. kann das Fehlen der Gehölzwurzeln nicht der Grund für ihre geringe Abundanz am Hochwasserrückhaltebecken sein, da die untere Probestelle diese Taxa ebenfalls in höherer Dominanz aufweist, ohne dass Gehölzwurzeln in die Beprobung mit einfließen. Hier traten sie vermehrt auf Kies auf. Das Fehlen der rheotypischen Köcherfliegengattung *Hydropsyche* spp. stellt ein weiteres Indiz dafür dar, dass am Hochwasserrückhaltebecken die auf hohe Fließgeschwindigkeit und gute Sauerstoffversorgung angewiesenen Taxa stark zurücktreten bzw. fehlen.

Zusammenfassung

Die Besiedelung der im April 2006 untersuchten Gewässerabschnitte entspricht weitgehend dem Gewässertyp Keuperbach. So treten an den Probestellen P1, P2 und P3 typische Arten wie die Eintagsfliegenlarven *Baetis rhodani* und *Ephemera danica*, die Hakenkäfer *Elmis aenea* und *Limnius perrisi*, Bachflohkrebs der Gattung *Gammarus*, die Köcherfliegenlarven *Hydropsyche saxonica* und die Steinfliegenlarve *Brachyptera seticornis* auf. Der neu geschaffene Gewässerabschnitt unterhalb des Hochwasserrückhaltebeckens weist im Gegensatz dazu eine deutlich abweichende Biozönose auf. So wurden am Hochwasserrückhaltebecken keine Hakenkäfer und keine Kriebelmückenlarven gefunden, dafür dominieren die Zuckmückenlarven, die von zum Teil geringen Strömungsgeschwindigkeiten profitieren und in Folge auch auf kiesigen und steinigen Substraten gefunden wurden. Die phytalbewohnende Diptere *Bezzia* spp. war ebenfalls sehr stark vertreten, was auf das hohe Aufkommen von Algen und Wassermoosen am Hochwasserrückhaltebecken zurückzuführen ist. Einige rheophile Taxa wie beispielsweise die Steinfliege *Brachyptera* spp. oder die Vertreter der *Rhithrogena semicolorata*-Gruppe waren hingegen am Hochwasserrückhaltebecken nur mit wenigen Individuen vertreten oder fehlten völlig.

Die am Hochwasserrückhaltebecken fehlenden und gering vertretenen Taxa sind spezialisierte Vertreter der aquatischen Makrofauna mit hohen Ansprüchen an den Sauerstoffgehalt. Diese besiedeln die Referenzstellen in auffällig hohen Abundanzen und bestimmen auch die Artengemeinschaft. Als Indiz hierfür sei der Anteil der bei BÖHMER et al. (1999) als störungsempfindlich geltenden Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen auf den Probestellen angeführt (Tabelle 5.9). Dieser sogenannte EPT-Anteil erreicht an den Referenzstellen jeweils Werte über 50 %, am Hochwasserrückhaltebecken gehört hingegen nur ein Drittel der Individuen diesen taxonomischen Ordnungen an. Nach MEIER et al. (2006) deuten EPT-Anteile unter 45 % in Mittelgebirgsbächen auf Artendefizit sowie verschobene Arten- und Abundanzverhältnisse innerhalb dieser charakteristischen Gruppen hin.

Tabelle 5.9: Anteile an Vertretern der störungsempfindlichen Ordnungen Ephemeropteren, Plecopteren und Trichopteren („EPT“) in den Biozönosen der vier Probestellen an der Brettach (Hochwasserrückhaltebecken A4).

Probestelle	am HRB	oberhalb HRB (P1)	oberhalb HRB (P2)	unterhalb HRB (P3)
EPT (%)	33	58	68	79

Das Fehlen der Gehölzwurzeln als Habitat wirkt sich hingegen nicht auf die Besiedlung aus, was der Vergleich mit der unteren Referenzstelle zeigt, wo dieser Substrattyp ebenfalls nicht auftritt, die entsprechenden EPT-Taxa jedoch in großer Zahl.

Um die **Auswirkungen des Baus** auf die relativ vielfältige Makrozoobenthosfauna zu untersuchen, wurde im September 2004, im Oktober 2005 und im Frühjahr 2006 die Zusammensetzung des Makrozoobenthos mittels semiquantitativem Kicksampling an den drei Probestellen P1, P2 und P3 erfasst. Die Proben wurden taxonomisch ausgewertet und bezüglich Artenzusammensetzung, Besiedlungsdichte, Dominanz und Diversität miteinander verglichen. Dazu wurde die RENKONENSche Zahl und der SØRENSEN-Quotient errechnet. Damit saisonale Effekte wie die Emergenz möglichst wenig in die Bewertung einfließen, wurden nicht die zu unterschiedlichen Zeiten erfassten Biozönosen einer Probestelle miteinander verglichen, sondern immer die zu einem Zeitpunkt untersuchten Zönosen an den drei Probestellen. Saisonale Effekte konnten so weitgehend eliminiert und die Auswirkungen des Baus auf die untere Probestelle herausgearbeitet werden.

In Tabelle 5.10 sind die Besiedlungsdichten und die Artenzahl an den drei Probestellen vor und während des Baus wiedergegeben. Während des Baus nahm die Artenzahl an den beiden oberen Probestellen ab, an der vom Bau hauptsächlich beeinflussten Stelle P3 ist jedoch keine nennenswerte Änderung in der Artenzahl zu beobachten. Nur die Steinfliegenart *Leuctra spp.*, die noch im Vorjahr Dominanzen zwischen 3 und 4 % erreichte, fällt aus. Dieser Ausfall ist vermutlich auf saisonale Effekte zurückzuführen, da die Art im Jahr 2005 auch an den Probestellen P1 und P2 oberhalb der Baustelle nicht nachweisbar war. Dafür spricht auch, dass andere, ebenfalls sauerstoffbedürftige und sensible Taxa nicht verschwunden sind. Es ist denkbar, dass sich die Larven von *Leuctra* im Oktober 2005 bereits in das Interstitial zurückgezogen hatten, im September 2004 jedoch noch nicht. Die im Oktober 2005 höhere Besiedlungsdichte ist mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die Art der Beprobung zurückzuführen (siehe Methodik).

Tabelle 5.10: Besiedlungsdichten und Artenzahl an den drei beprobten Stellen vor und während der Bauphase.

Zeitpunkt	Vor dem Bau (9.09.2004)			Während des Baus (21.10.2005)		
	oberhalb P1	oberhalb P2	unterhalb P3	oberhalb P1	oberhalb P2	unterhalb P3
Besiedlungsdichte (Individuen/m ²)	647	512	521	1801	1423	1119
Taxazahl	30	31	32	26	21	31

Vergleicht man die Biozönosen der Probenstandorte hinsichtlich ihrer Ähnlichkeit, so zeigt der SØRENSEN-Quotient hohe Ähnlichkeiten an mit den vor dem Bau (9.09.2004) beprobten Stellen an (Tabelle 5.11). Ganz im Gegensatz dazu erreicht der RENKONEN-Koeffizient nur Werte knapp über 50 %. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die häufigsten Taxa sehr unterschiedliche Dominanzen aufweisen. Zudem gibt es einige Taxa, die an einer der Probestellen sehr häufig waren, an den anderen aber völlig fehlten.

Tabelle 5.11: RENKONENSche Zahl (erste Zahl) und SØRENSEN-Quotient (zweite Zahl) der am 9.09.2004 beprobten Stellen; alle Angaben in %.

Probestellen	oberhalb HRB (P1)	oberhalb HRB (P2)
oberhalb HRB (P2)	50 / 79	-
unterhalb HRB (P3)	55 / 81	57 / 76

Die während der Bauphase erfassten Proben vom 21.10.2005 zeigen bezüglich der RENKONENSche Zahl hohe Ähnlichkeiten (Tabelle 5.12). Der SØRENSEN-Quotient fällt indessen unterschiedlich aus, was auf das unterschiedliche Vorkommen wenig dominanter Taxa zurückzuführen ist.

Tabelle 5.12: RENKONENSche Zahl (erste Zahl) und SØRENSEN-Quotient (zweite Zahl) der am 21.10.2005 beprobten Stellen; Alle Angaben in %.

Probestellen	oberhalb HRB (P1)	oberhalb HRB (P2)
oberhalb HRB (P2)	71 / 68	-
unterhalb HRB (P3)	70 / 67	81 / 81

Die Dominanzstrukturen in Tabelle 5.13 untermauern die große Ähnlichkeit der Biozöosen an den drei Probestellen. Von den fünf dominierenden Taxa jeder Probestelle finden sich vier in den jeweils anderen Biozöosen wieder. Das Fehlen einer Taxa bei gleichzeitig hoher Abundanz auf einer der anderen Beprobungsstellen konnte beim Käfer *Platambus maculatus*, bei Eintagsfliegen der *Rhithrogena semicolorata*-Gruppe und bei der Köcherfliege *Rhyacophila* spp. beobachtet werden. Im Fall der Eintagsfliege ist dies auf die Methodik der Auszählung zurückzuführen. Weitere Auffälligkeiten in der Besiedlung der einzelnen Probestellen vor dem Bau verglichen mit der Situation während der Bauphase sind nicht erkennbar.

Tabelle 5.13: Dominanzstruktur der fünf häufigsten Taxa der Probestellen an der Brettach (21.10.2005, Bauphase).

Probestelle	Dominierende Taxa	Dominanz
oberhalb HRB (2)	<i>Baetis</i> spp.	35%
	<i>Gammarus fossarum/pulex</i> -Gruppe	20%
	<i>Ecdyonurus venosus</i> -Gruppe	17%
	<i>Tubificidae</i>	7%
	<i>Simuliidae</i>	6%
oberhalb HRB (1)	<i>Ecdyonurus venosus</i> -Gruppe	31%
	<i>Baetis</i> spp.	28%
	<i>Gammarus fossarum/pulex</i> -Gruppe	9%
	<i>Simuliidae</i>	8%
	<i>Elmis aenea/mauguetii</i> -Gruppe	6%
unterhalb HRB	<i>Ecdyonurus venosus</i> -Gruppe	24%
	<i>Baetis</i> spp.	20%
	<i>Gammarus fossarum/pulex</i> -Gruppe	14%
	<i>Hydropsyche</i> spp.	10%
	<i>Simuliidae</i>	7%

Vergleicht man die Besiedlung der drei Probestellen **nach Abschluss der Bauarbeiten am Hochwasserrückhaltebecken** im April 2006, so fällt auf, dass die Zahl der Taxa an den beiden unteren Probestellen P2 und P3 deutlich geringer ist als an der oberen Probestelle (Tabelle 5.14).

Tabelle 5.14: Kennwerte und Indizes zur Charakterisierung der α -Diversität der Biozönosen im April 2006.

Probestelle	oberhalb HRB (P1)	oberhalb HRB (P2)	unterhalb HRB (P3)
Taxazahl	29	18	22
Besiedlungsdichte (Individuen/m ²)	1643	606	696
SHANNON-Index H'	2,11	1,84	1,94
H _{max}	3,37	2,89	3,09
Evenness	0,62	0,64	0,63

Die Emergenz von einzelnen Arten ist für die Abnahme der Artenvielfalt wahrscheinlich nicht verantwortlich. Auf Grund der kalten Witterung im März 2006 dürfte die Flugzeit der früh im Jahr schwärmenden Taxa noch nicht eingesetzt haben. Wahrscheinlicher ist, dass der Artenverlust auf ein Hochwasserereignis am 9. März 2006 zurückzuführen ist, bei dem es zu umfangreichen Sedimenttransporten und entsprechenden Ablagerungen kam, so zum Beispiel an der Probestelle P2 (Kapitel 5.3.2). Teile des Feinsediments könnten aus dem Bereich des Hochwasserrückhaltebeckens stammen, wo sich die Sohle noch nicht gefestigt hatte. Auch oberhalb der Probestelle P2 wurde vermutlich Erdmaterial aus einer Baugrube in den Bach gespült (Abbildung 5.29).



Abbildung 5.29: Beim Hochwasser am 9. März 2006 wurden größere Mengen an Feinsediment an der Probestelle P2 abgelagert, auch kam es zu erheblichen Sohlumlagerungen. Beim Hochwasser wurde auch Material aus einer Baustelle oberhalb von P2 ausgewaschen.

Bedingt durch die vergleichsweise hohe Taxazahl und die ausgeprägte Gleichverteilung (Evenness) sticht die Probestelle P1 durch einen hohen SHANNON-Index hervor (Tabelle 5.14). Ebenso fällt die sehr hohe Besiedlungsdichte von 1643 Individuen/m² auf. Die beiden übrigen Probestellen P2 und P3 haben deutlich niedrigere Besiedlungsdichten. Ursache hierfür könnte der verstärkte Sedimenteintrag beim Hochwasser sein. Die Gleichverteilung ist an allen drei Probestellen sehr ähnlich. Der unterschiedliche SHANNON-Index der Probestellen wird demnach vor allem durch die hohe Taxazahl hervorgerufen. Dabei erreicht die Probestelle P2 die niedrigste α -Diversität.

Tabelle 5.15: RENKONENSche Zahl (erste Zahl) und SØRENSEN-Quotient (zweite Zahl) zwischen den drei Probestellen an der Brettach im April 2006; alle Angaben in %.

Probestellen	unterhalb HRB	oberhalb HRB (P1)
oberhalb HRB (P2)	73 / 78	75 / 64
oberhalb HRB (P1)	80 / 75	-

Sowohl der SØRENSEN-Quotient als auch die RENKONENSche Zahl in Tabelle 5.15 zeigen mit Werten über 70% die große Ähnlichkeit der Dominanzverhältnisse bzw. der Artenzusammensetzung an den drei Probestellen P1 – P3. Unter den fünf häufigsten Taxa der drei Probestellen finden sich vier bei den jeweils anderen wieder (Tabelle 5.16). Dazu gehören die Eintagsfliegen *Baetis* spp. und *Rhithrogena semicolorata*-Gr., die Steinfliege *Brachyptera* spp. und die Simuliidae (Kriebelmücken).

Tabelle 5.16: Dominanzstruktur der fünf häufigsten Taxa an den Probestelle P1-P3 im April 2006.

Probestelle	Dominierende Taxa	Dominanz
oberhalb HRB (P1)	<i>Baetis</i> spp.	24%
	Simuliidae	20%
	<i>Brachyptera</i> spp.	18%
	Chironomidae	16%
	<i>Rhithrogena semicolorata</i> -Gruppe	7%
oberhalb HRB (P2)	Simuliidae	25%
	<i>Rhithrogena semicolorata</i> -Gruppe	23%
	<i>Brachyptera</i> spp.	20%
	<i>Baetis</i> spp.	18%
	Chironomidae	6%
unterhalb HRB (P3)	<i>Baetis</i> spp.	31%
	<i>Rhithrogena semicolorata</i> -Gruppe	21%
	<i>Brachyptera</i> spp.	17%
	Simuliidae	13%
	<i>Ecdyonurus venosus</i> -Gruppe	6%

Zusammenfassung

Die Ergebnisse der drei Beprobungen deuten darauf hin, dass die Wirbellosenfauna an der Brettach durch den unmittelbaren Baubetrieb am Hochwasserrückhaltebecken nur geringfügig beeinflusst wurde. Dies ist sicher dem Umstand zu verdanken, dass in der Bauphase das Gewässer über einen Bypass um die Baustelle herum geleitet wurde. Schädliche Einflüsse auf das Gewässer wurden so minimiert. In Folge kam es während der Bauzeit an der Probestelle unterhalb des Beckens zu keinen signifikanten Verlusten bei der Artenvielfalt. Auch die hohe Ähnlichkeit der Biozöosen an den verschiedenen Probestellen spricht für eine geringe Störung. Änderungen in der Diversität, in der Besiedlungsdichte und der Zusammensetzung der Biozönose sind weitgehend auf saisonale Effekte zurückzuführen.

Das „Verschwinden“ mehrerer Arten an den Probestellen P2 und P3 im April dürfte auf die Auswirkungen eines Hochwassers Anfang März zurückzuführen sein. Vermutlich wurde durch die Baumaßnahmen am Hochwasserrückhaltebecken verstärkt Feinmaterial im und am Gewässer mobilisiert, was sich negativ auf die Biozöosen auswirkte.

5.4.3 Neubesiedlung der Bachabschnitte durch aquatische Wirbellose

Um die **Besiedlung** des durch den Bau des Rückhaltebeckens neu geschaffenen Gewässerabschnitts zu untersuchen, wurde unmittelbar unterhalb des Hochwasserrückhaltebeckens (Abbildung 5.30) von März bis Juni 2006 die Wirbellosenfauna mittels substratspezifischem Kicksampling erfasst. Als Vergleichsstandort wurde die von den Bautätigkeiten unbeeinflusste Probestelle P1 oberhalb des Hochwasserrückhaltebeckens herangezogen. An beiden Probestellen wurden am 15. März, 4. April, 3. Mai und 13. Juni 2006 Proben genommen. Die Proben wurden taxonomisch ausgewertet und miteinander verglichen.



Abbildung 5.30: Gewässerabschnitt am Hochwasserrückhaltebecken im Mai 2006. Im rechten Bild ist deutlich das starke Algen- und Quellmooswachstum zu sehen. Die Uferbermen sind hingegen bisher kaum bewachsen (Bild links).

Der aus der Vegetationskunde stammende Begriff „Sukzession“ beschreibt die schrittweise, zielgerichtete Entwicklung einer Artengemeinschaft auf einem neuen oder verödeten Areal hin zu einer charakteristischen Biozönose (WITTIG 2004). Üblicherweise steigt dabei zu Beginn die Besiedlungsdichte an. Wie Abbildung 5.31 zeigt, ist eine solche kontinuierliche Zunahme der Besiedlungsdichte auf der Sukzessionsfläche nicht feststellbar. Vielmehr ergab bereits die erste Beprobung einen der Referenzstelle sehr ähnlichen Wert. Danach entwickelte sich die Individuenzahl in einem Auf und Ab ohne erkennbare Tendenz.

Bei der Artenzahl ist am Hochwasserrückhaltebecken Anfang April ein Einbruch zu beobachten (Tabelle 5.17). Im Juni gehen dann an beiden Probestellen die Taxazahlen zurück. Mögliche Ursachen für diese Schwankungen werden im Folgenden diskutiert.

Die beiden Diagramme in Abbildung 5.32 zeigen die relative Abundanz der wichtigsten Gruppen des Makrozoobenthos an den vier Probestritten im Vergleich. Die Dominanzstruktur ist für beide Probestellen in Tabelle 5.18 wiedergegeben. Im Gegensatz zur Entwicklung der Besiedlungsdichte ist bei der Ähnlichkeit der Biozöosen durchaus eine Tendenz zur Annäherung erkennbar.

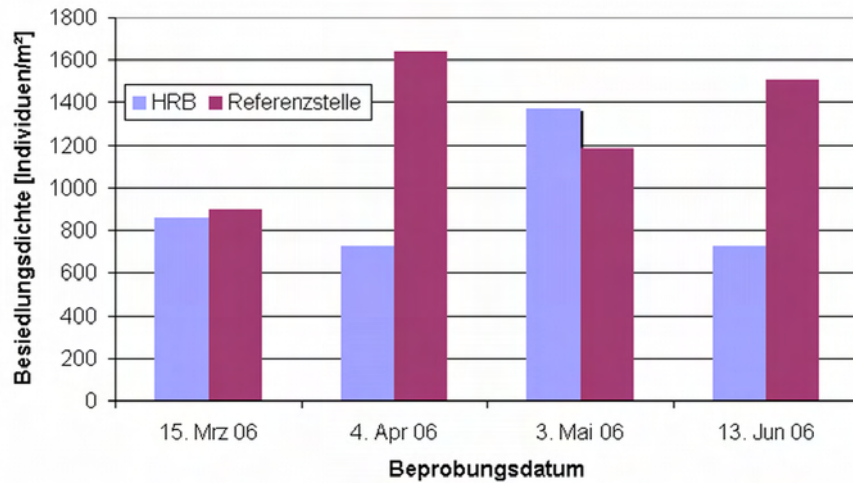
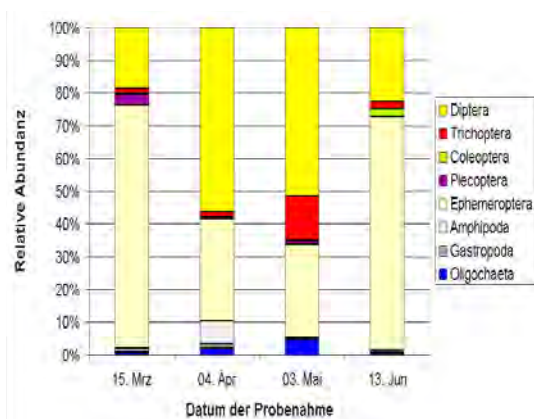


Abbildung 5.31: Besiedlungsdichte am Hochwasserrückhaltebecken (Sukzessionsabschnitt) und an der Referenzstelle P1.

Tabelle 5.17: Zahl der Taxa an den beiden Probestellen im Vergleich.

Probedatum	Probestelle am HRB	Referenzstelle P1
15. März	26	29
4. April	21	30
3. Mai	30	29
13. Juni	25	25

Probestelle HRB (Sukzession)



Referenzstelle P1

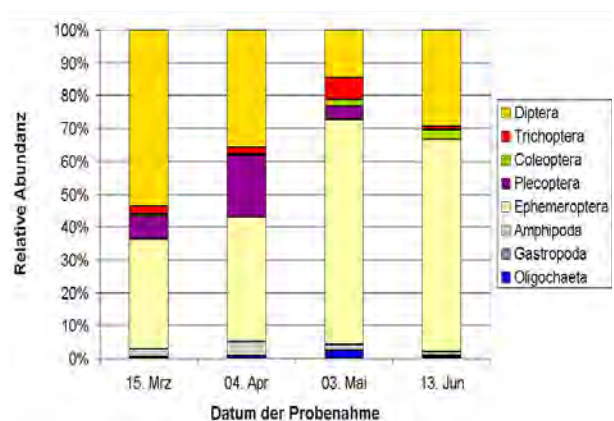


Abbildung 5.32: Vergleich der relativen Abundanz verschiedener Gruppen des Makrozoobenthos an den beiden Probestellen.

Tabelle 5.18: Dominanzstruktur der fünf häufigsten Taxa beider Probestellen an den vier Beprobungsterminen; D = Dominanz des Taxons.

Probestelle	Sukzessionsabschnitt am HRB	D	Referenzstelle oberhalb HRB (P1)	D
Dominierende Taxa am 15. März	<i>Baetis</i> spp.	36%	Simuliidae	44%
	<i>Rhithrogena semicolorata</i> -Gr.	36%	<i>Baetis</i> spp.	19%
	Chironomidae	16%	Chironomidae	9%
	<i>Brachyptera</i> spp.	3%	<i>Rhithrogena semicolorata</i> -Gr.	9%
	<i>Ecdyonurus venosus</i> -Gr.	1%	<i>Brachyptera</i> spp.	6%
Dominierende Taxa am 4. April	Chironomidae	44%	<i>Baetis</i> spp.	24%
	<i>Baetis</i> spp.	19%	Simuliidae	20%
	<i>Bezzia</i> spp.	10%	<i>Brachyptera</i> spp.	18%
	<i>Gammarus fossarum/pulex</i> -Gr.	7%	Chironomidae	16%
	<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	5%	<i>Rhithrogena semicolorata</i> -Gr.	7%
Dominierende Taxa am 3. Mai	<i>Bezzia</i> spp.	26%	<i>Baetis</i> spp.	37%
	Chironomidae	25%	<i>Rhithrogena semicolorata</i> -Gr.	27%
	<i>Baetis</i> spp.	13%	Chironomidae	5%
	<i>Chaetopteryx</i> spp.	12%	<i>Bezzia</i> spp.	5%
	<i>Rhithrogena semicolorata</i> -Gr.	10%	<i>Chaetopteryx</i> spp.	4%
Dominierende Taxa am 13. Juni	<i>Baetis</i> spp.	46%	<i>Baetis</i> spp.	33%
	<i>Ephemerella ignita</i>	21%	<i>Ephemerella ignita</i>	27%
	<i>Bezzia</i> spp.	8%	Simuliidae	25%
	Simuliidae	8%	<i>Rhithrogena semicolorata</i> -Gr.	4%
	Chironomidae	5%	<i>Limnius</i> spp.	2%

Änderung der Zusammensetzung im Zeitraum 15. März bis 4. April 2006

Wie Tabelle 5.18 zeigt, ändert sich die Dominanzstruktur der fünf häufigsten Taxa der Referenzstelle P1 zwischen dem ersten und zweiten Beprobungstermin kaum: Zwar gibt es Verschiebungen bei den Abundanzen, alle bei der ersten Beprobung dominierenden Taxa gehören jedoch auch bei der zweiten Beprobung zu den häufigsten Artengruppen.

Am Hochwasserrückhaltebecken erscheinen am 4. April lediglich die Chironomidae und die Eintagsfliege *Baetis* spp. nochmals unter den fünf dominierenden Taxa. Die Steinfliegenlarve *Brachyptera* spp., am 15. März noch mit 3 % Dominanz, verschwindet hingegen fast gänzlich, die Eintagsfliegenlarven der *Ecdyonurus venosus*-Gruppe kommen ebenfalls nur noch vereinzelt vor. Nicht mehr gefunden wurde die Köcherfliegenlarve *Hydropsyche* spp., die Individuenzahl von *Baetis* spp. halbiert sich. Eine mögliche Ursache für den Rückgang dieser Arten ist die Emergenz der Tiere (BRAUKMANN 1984, SCHÖNBORN 1992). In Anbetracht des vergleichsweise kalten März ist dies jedoch fraglich. Auch könnte die Verschlechterung der Sauerstoffverhältnisse durch die Erwärmung des Wassers eine Abwanderung bewirkt haben. Dagegen spricht jedoch, dass die Steinfliegenlarve *Isoperla* spp., welche höchste Ansprüche an die Gewässergüte stellt (xenosaprob, EICKHOFF 2005), am Hochwasserrückhaltebecken stets vorgefunden wurde. Die Art erreichte am 3. Mai mit 7 Individuen/m² sogar eine höhere Besiedlungsdichte als an der Referenzstelle. Möglicherweise ist die zunehmende Entwicklung von Algen und Quellmoosen ein Grund für die Abwanderung von Arten.

Die Chironomidae können ihre absolute Anzahl am Hochwasserrückhaltebecken mehr als verdoppeln, auch die Anzahl der Vertreter der *Gammarus fossarum/pulex*-Gruppe erhöht sich.

Zudem tauchen erstmals die Diptere *Bezzia* spp., die Eintagsfliege *Paraleptophlebia submarginata* und die Köcherfliege *Chaetopteryx* spp. auf. All diese Taxa profitieren vermutlich von dem sich gut entwickelnden Algen- und Quellmoosbewuchs (Abbildung 5.30) und dem hohen Anteil an Feinsediment am Hochwasserrückhaltebecken.

An der Referenzstelle deckt sich diese Entwicklung nur bezüglich der Vermehrung der Gammariden und der Chironomiden. Die Zahl von *Baetis* spp. und *Brachyptera* spp. bleibt auf einem hohen Niveau. Auch Vertreter der Gattung *Hydropsyche* spp. werden noch in den Proben gefunden. Ursache hierfür dürfte die starke Beschattung der Probestelle sein. Diese könnte zu einer verzögerten Flugzeit der Tiere führen bzw. das Wachstum von Fadenalgen und Quellmoosen hemmen. Auch sind die Sauerstoffverhältnisse vermutlich besser, so dass sensible Arten wie *Brachyptera* nicht abwandern müssen. Eine am 4. April am Hochwasserrückhaltebecken noch nicht vorkommende Köcherfliege *Hydropsyche siltalai* taucht im Mai in größerer Individuenzahl auf. Die im Hochwasserrückhaltebecken erschienenen *Bezzia* spp. und *Chaetopteryx* spp. wurden nicht gefunden, vermutlich weil an der beschatteten Probestelle zu wenig Algen bzw. Quellmoose wachsen.

Änderung der Zusammensetzung im Zeitraum 4. April bis 3. Mai 2006

Auf der Sukzessionsfläche am Hochwasserrückhaltebecken kommen folgende Taxa im Mai neu hinzu: Die Köcherfliegen *Rhyacophila* spp. und *Hydropsyche siltalai*, die Steinfliege *Iso-perla* spp. und die Eintagsfliege *Habrophlebia lauta*. Diese Taxa dürften vermutlich durch Drift in den Gewässerabschnitt gekommen sein. Deutlich zugenommen haben die Eintagsfliegen der *Ecdyonurus venosus*-Gruppe und der *Rhithrogena semicolorata*-Gruppe, die Köcherfliege *Chaetopteryx* spp. und die phytophage Diptere *Bezzia* spp.. Auch hier dürften Drift und das gute Algenwachstum die Hauptursachen für die Zunahme der Taxa sein.

An der Referenzstelle treten neue Taxa hinzu, so *Chaetopteryx* spp. und *Bezzia* spp., allerdings in geringerer Zahl als am Hochwasserrückhaltebecken. Die Abundanz von *Brachyptera* spp. und den Simuliidae geht vermutlich bedingt durch die Emergenz zurück. Die Diptere *Dicranota* spp. sowie die Eintagsfliegen *Baetis* spp. und *Rhithrogena semicolorata* sind in höherer Anzahl zu finden als am Hochwasserrückhaltebecken, da an der beschatteten Referenzstelle noch kaum Emergenz stattfindet. Taxa, die am Hochwasserrückhaltebecken fehlen, auf der Referenzstelle aber mit mehr als 6 Individuen vorkommen, sind die Steinfliege *Protonemura* spp. und die Eintagsfliege *Epeorus sylvicola*. Möglicherweise sind für diese Arten am Hochwasserrückhaltebecken durch die Besonnung die Sauerstoff- und Temperaturverhältnisse nicht ausreichend.

Änderung der Zusammensetzung im Zeitraum 3. Mai bis 13. Juni 2006

Die auffälligste Änderung in der Zusammensetzung der Biozönose am Hochwasserrückhaltebecken im Zeitraum zwischen 3. Mai und 13. Juni ist der durch Emergenz bedingte Rückgang der Chironomiden. Dadurch nimmt die Dominanz von *Baetis* spp. und den neu dazugekommenen Simuliidae deutlich zu, die von *Bezzia* spp. aber ab. Die Larven der *Ecdyonurus venosus*-Gruppe verschwinden, neu hinzu kommen die Larven der Eintagsfliege *Ephemerella ignita*, die sogleich hohe Abundanzen erreichen. Des Weiteren ist ein Zuwachs des Hakenkäfers *Limnius* spp. sichtbar.

Die Referenzstelle verzeichnet im Juni den Neuzugang der Eintagsfliege *Ephemerella ignita*, die hier gleich hohe Dominanzen wie am Hochwasserrückhaltebecken erreicht und der eine

deutlich negative Rheotaxis zugeschrieben wird (SCHÖNBORN 1992). In der Dominanzstruktur erscheinen die Simuliidae wieder unter den häufigsten fünf, während die Eintagsfliegen der *Rhithrogena semicolorata*-Gruppe und der *Ecdyonurus venosus*-Gruppe vermutlich durch die Emergenz der meisten Tiere an Bedeutung verlieren. Ebenso wie am Hochwasserrückhaltebecken vermehren sich die Hakenkäfer der Gattung *Limnius* spp. hier allerdings in größerem Maße. Individuenreiche Taxa, die am Hochwasserrückhaltebecken fehlen und an der Referenzstelle auftreten, sind am 13. Juni nicht feststellbar.

Um die Ähnlichkeit der Biozöosen statistisch zu erfassen, wurden die Ähnlichkeits- oder Similaritätsindizes RENKONENSche Zahl und SØRENSEN-Quotient für die verschiedenen Proben errechnet (Tabelle 5.19). Die beiden Indizes spiegeln die Ähnlichkeit der Biozöosen von Referenz- und Sukzessionsfläche wider.

Tabelle 5.19: Ähnlichkeitsindizes zwischen Hochwasserrückhaltebecken und Referenzstelle zu den Beprobungsterminen im Frühjahr 2006.

Beprobungsdatum	SØRENSEN-Quotient (%)	RENKONENSche Zahl (%)
15.03.2006	61,8	47,3
04.04.2006	58,8	49,9
03.05.2006	75,4	45,1
13.06.2006	76,0	72,2

Der SØRENSEN-Quotient liegt stets über der 50 %-Marke und erreicht im Mai und Juni 2006 Werte über 70 %, was auf eine relativ große Ähnlichkeit der Biozöosen hinweist (BÖHMER et al. 1999). Bei der RENKONENSchen Zahl werden Werte über 60 %, welche laut BÖHMER et al. (1999) große Korrespondenzen ausdrücken, nur bei den Biozöosen der letzten Beprobung erreicht (Abbildung 5.32).

Zusammenfassung Neubesiedlung

Die Untersuchung der Makrozoobenthosfauna zeigt, dass die Besiedelung des neu gestalteten Gewässerabschnitts unterhalb des Hochwasserrückhaltebeckens vergleichsweise schnell vonstatten ging. Hauptmotor dürfte hier die Drift von Wirbellosen sein (SCHÖNBORN 1992). Dies erklärt, warum die Abundanz vieler Arten am Hochwasserrückhaltebecken im Laufe der Zeit zunimmt, sofern sie geeignete Lebensbedingungen vorfinden. Dass diese Zunahme der Abundanz nicht bei allen Arten beobachtet werden konnte, hat vermutlich zwei Ursachen. Zum einen können sich die Habitatbedingungen im Laufe der Sukzession so ändern, dass einzelne Arten verdrängt werden oder abwandern. Zum anderen kann die Emergenz der Tiere der Zunahme durch Drift entgegenwirken. Die Emergenz ist meist auch der Grund für das komplette „Verschwinden“ einer Art aus den Proben am Ende des Untersuchungszeitraums. Auf Grund des guten Nahrungsangebots und der erhöhten Wassertemperatur am Hochwasserrückhaltebecken dürfte die Emergenz dort früher beginnen als an dem gut beschatteten Referenzabschnitt P1. Dies könnte erklären, warum die Abundanz einiger Arten am Hochwasserrückhaltebecken früher abnimmt als am Vergleichsabschnitt oberhalb des Hochwasserrückhaltebeckens.

Insgesamt zeigt sich, dass sich die Biozöosen beider Probestellen mit der Zeit annähern. Bei der letzten Probenahme im Juni 2006 zeigten beide Lebensgemeinschaften bereits eine recht hohe Übereinstimmung bezüglich Artenausstattung und Dominanzverhältnissen. So wur-

den am Hochwasserrückhaltebecken erstmals auch Kriebelmückenlarven gefunden, die durch eine eher geringe Neigung zur Verdriftung und eine eingeschränkte Mobilität charakterisiert sind. Andere rheophile Arten des Rhithrals wie beispielsweise die Eintagsfliegenlarve *Epeorus sylvicola* oder die Steinfliegenlarven *Protonemura* spp. und *Amphinemura* spp. waren am Hochwasserrückhaltebecken allerdings nicht auffindbar. Vermutlich sind für diese Arten die Sauerstoffverhältnisse am stark besonnten Gewässerabschnitt nicht ausreichend. Die Frage, ob und wann diese Arten auch direkt am Hochwasserrückhaltebecken geeignete Lebensbedingungen vorfinden, kann im Rahmen des Projekts nicht abschließend geklärt werden. Sicher ist, dass noch einige Jahre vergehen werden, bis Gehölze für eine stärkere Beschattung des neuen Bachabschnitts und damit für höhere Sauerstoffwerte sorgen werden. Inwieweit der Abbau von organischem Material im Tosbecken dem entgegenwirkt, bleibt zu klären.

In der Literatur findet man nur sehr vage Angaben zu Wiederbesiedlungszeiträumen von Fließgewässern. So heißt es bei HALLE & PODRAZA (2001), die Wiederbesiedlung nach hydraulischen Belastungen dauere – je nach Rahmenbedingungen – zwischen wenigen Wochen und mehreren Monaten bis Jahren. KÖNIG (zit. in GEBLER 1991) stellte eine Wiederbesiedlungszeit nach Gewässerausbau von vier Jahren fest. Vergleiche erscheinen jedoch nur dann sinnvoll, wenn entsprechende Ausgangsbedingungen herrschen. Ein wichtiger Faktor, welcher die Wiederbesiedlung beeinflusst, ist das Wiederbesiedlungspotential, d.h. die Fähigkeit einer Biozönose, Störungen zu kompensieren. Dieses hängt bei höheren Störungsintensitäten vor allem von der Anzahl der oberhalb des gestörten Bereiches abwandernden bzw. zudriftenden Organismen ab (HALLE & PODRAZA 2001). Der Aufwanderung aus unterhalb gelegenen Abschnitten kommt eine weitaus geringere Bedeutung zu. Deshalb ist das Habitatangebot der oberhalb liegenden Abschnitte ein wichtiger Faktor für die schnelle Wiederbesiedlung eines verödeten Abschnittes. Die strukturelle Qualität oberhalb einer Probeentnahmestelle gelegener Abschnitte kann auch als „dritte Säule übergeordneter Prägungen einer Biozönose“ (ROLAUFFS 2003: 99) bezeichnet werden. Die schnelle Wiederbesiedlung innerhalb von wenigen Monaten attestiert den oberhalb liegenden Abschnitten der Brettach ein hohes Angebot besiedlungsrelevanter Strukturen, was durch die Substratkartierung bestätigt werden konnte.

5.4.4 Auswirkungen auf die Fischfauna

Um den Einfluss des neu entstandenen Bauwerks auf die Fischfauna zu ermitteln, wurden zwei Elektrobefischungen durchgeführt, eine vor dem Bau des Rückhaltebeckens im September 2004 und eine nach Fertigstellung des Beckens im Mai 2006. Um spezifische Daten zur Durchgängigkeit zu erhalten, wurde eine Reuse im Zeitraum Mai – Juni 2006 im Durchlassbauwerk eingesetzt (zu den Methoden siehe Kapitel 4.2).

Bei der Fischbestandserhebung im September 2004 wurden auf fünf 100 m langen Strecken insgesamt vier Fischarten nachgewiesen: Bachforelle (*Salmo trutta*), Groppe (*Cottus gobio*), Bachneunauge (*Lampetra planeri*) und Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) (Abbildung 5.33). Dominante und in allen Untersuchungsstrecken vertretene Fischarten waren Groppe und Bachforelle. Ihre Populationen wiesen auch eine größere Anzahl von Jungfischen auf. Auch das Bachneunauge kam in allen Strecken vereinzelt vor. Es wurden sowohl Larven (Querder) als auch erwachsene Neunaugen gefangen. Die Regenbogenforelle trat mit wenigen adulten Exemplaren lediglich in zwei der fünf Befischungsstrecken auf. Die gefundene Fischzönose entspricht weitgehend den Erwartungen. Zu beachten wäre, dass ansässige Fischpächter das Gewässer mit Bachforellen besetzen.

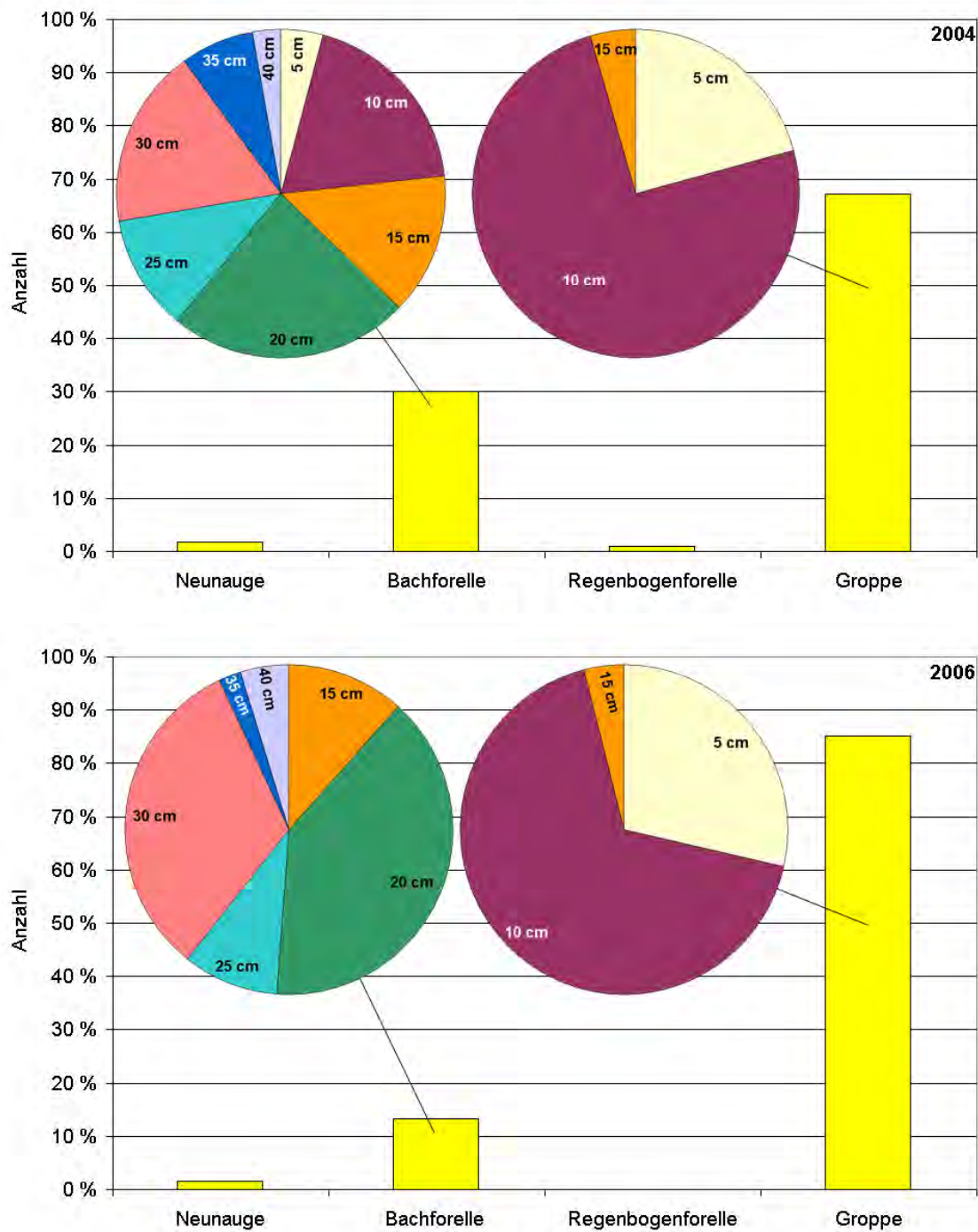


Abbildung 5.33: Fischbestandsaufnahme September 2004 und Mai 2006 im Vergleich. Die Diagramme zeigen die gefangenen Arten, die Individuenzahl (Balken), sowie die Größenklassen (Kreisdiagramme) der beiden häufigsten Arten.

Nach Fertigstellung des Hochwasserrückhaltebeckens wurden im Mai 2006 lediglich noch drei Fischarten in der Brettach gefangen (Abbildung 5.34 blaue Balken). Die Regenbogenforelle, die vor Beginn der Bauarbeiten nur vereinzelt auftrat, kam nicht mehr vor. Das Bachneunauge wurde in vergleichbarer Anzahl gefangen. Die Bachforelle trat im Jahr 2006 in allen Befischungstrecken in wesentlich geringerer Anzahl auf als im Jahr 2004. Dies hängt vermutlich damit zusammen, dass im Jahr 2005 nicht besetzt wurde, wodurch die Jungfische der

Bachforelle fehlten. Die Groppe kam im Bereich des Durchlassbauwerks in stark reduziertem Umfang vor, in den Bachabschnitten ober- und unterhalb des Durchlassbauwerks wurden dagegen mehr Gropfen nachgewiesen.

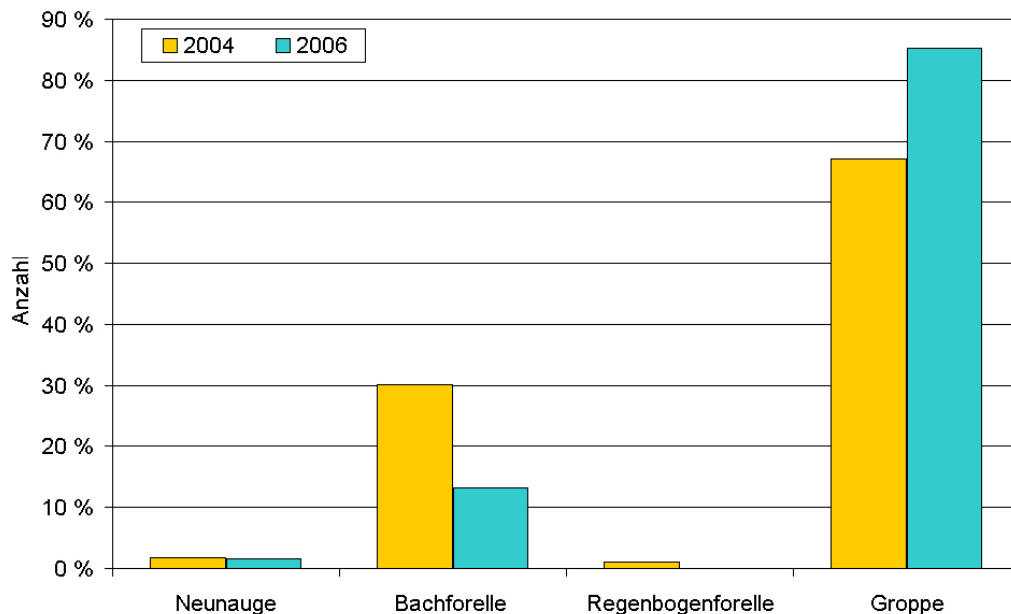


Abbildung 5.34: Vergleich der beiden Elektrofischungen.

Bei der Bewertung des Durchlasses wird zwischen der Besiedelbarkeit und der Durchgängigkeit des Bauwerks für Fische unterschieden.

Die Bestanderhebung 2006 zeigt, dass das Durchlassbauwerk von drei Fisch- und Rundmaularten (Bachneunauge, Bachforelle, Groppe) besiedelt werden kann (Abbildung 5.35). Allerdings ist die Besiedelbarkeit als eingeschränkt zu werten, was sich in den geringen Individuendichten im Vergleich zu den freien Bachstrecken zeigt. Dies ist auf mehrere Faktoren zurückzuführen. Der Kastendurchlass weist in Niedrigwasserzeiten teilweise sehr geringe Wassertiefen auf und bietet den Fischen (besonders den Forellen) keine geeigneten Unterstandsmöglichkeiten. Das Substrat im Durchlassbereich war zur Zeit der Fischbestandsaufnahme noch sehr instabil und strukturarm. Die Sohle besteht hier aus einer Löss-Schlamm-Schicht, auf die ein Substrat aus Kiesen und Steinen aufgelagert ist. Es fehlen größere Steine und Blöcke. Außerdem haben sich durch die starke Besonnung Fadenalgen gebildet. In diesem Zustand bietet das Substrat den Fischen nur suboptimale Habitate für die Besiedlung.

Die Durchgängigkeit bzw. eine aufwärts gerichtete Passage des Bauwerks konnte mittels der oberhalb des Durchlasses exponierten Reuse nicht nachgewiesen werden, da keine Fische gefangen wurden. Die Reuse konnte jedoch erst nach Beendigung der Bauarbeiten, also im Mai/Juni gesetzt werden. Die Hauptwanderzeit der Fische ist jedoch im Herbst, wodurch das Ausbleiben der Fische in den Reusen erklärt werden kann.

Problematisch bezüglich der Durchgängigkeit dürfte die zu Niedrigwasserzeiten herrschende geringe Wassertiefe sein, insbesondere im oberen Teil des Durchlasses. Ein weiterer Mangel ist die Strukturarmut im Durchlassbereich. Für die in der Brettach vorkommenden Fischarten wären größere Steine oder Blöcke wünschenswert. Die Forelle kommt mit diesen „Mängeln“ besser zurecht als die Groppe. Beide Arten können jedoch das Durchlassbauwerk

wenn nötig passieren, werden es aber ansonsten als Lebensraum eher meiden. Wanderungshindernisse, zum Beispiel in Form von Sohlswellen oder Abstürzen oder Sohlswellen existieren nicht. Somit dürfte das Durchlassbauwerk trotz fehlender Nachweise durch die Reuse als durchgängig für die nachgewiesenen Fischarten angesehen werden.

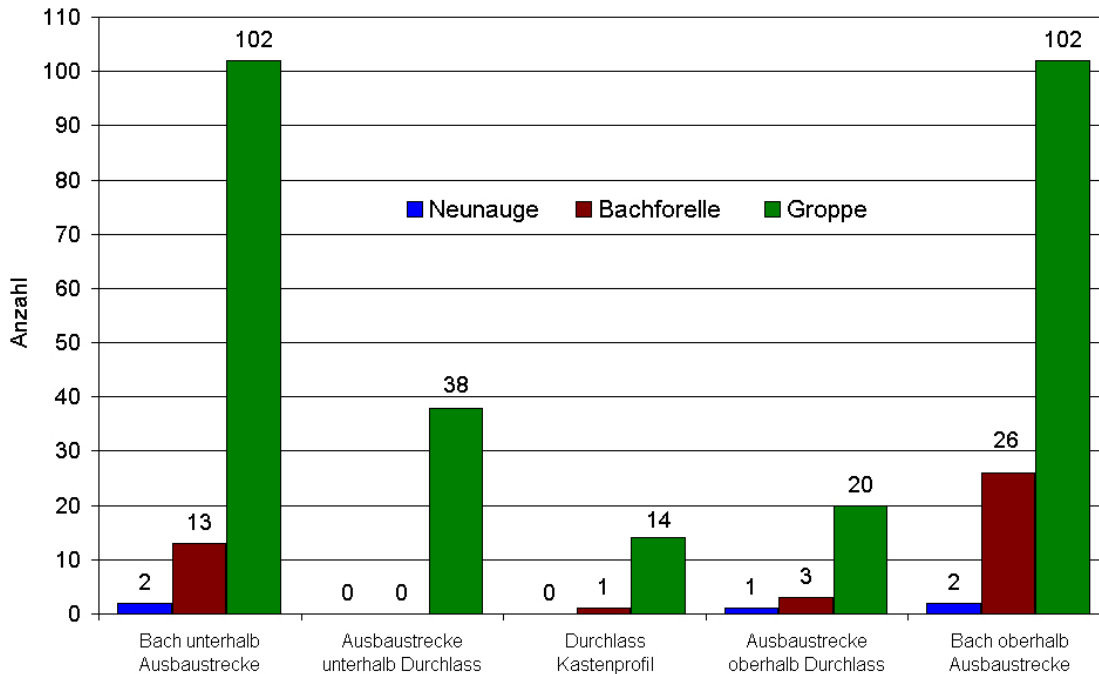


Abbildung 5.35: Befischung 2006. Verglichen wurde der Durchlassbereich mit unbeeinträchtigten Bachabschnitten. Die Kenndaten zum Durchlass können Tabelle 5.2 entnommen werden. Die Regenbogenforelle konnte im Gegensatz zur Befischung im Jahr 2004 nicht mehr nachgewiesen werden.

5.4.5 Auswirkungen des Baus auf die Laufkäferzönose

Zur Erfassung der Laufkäferzönose wurden im September 2004 und 2005 (Spätsommer/Herbstzönose) sowie im Mai/Juni 2006 (Frühjahrszönose) Bodenfallen am Ufer ausgebracht (Abbildung in Kap. 4.3). Die Fallen wurden im durchfeuchteten Uferbereich oberhalb, unterhalb und im Durchlass ebenerdig eingegraben (Probestelle K1 - K4, Abbildung 5.21) und für jeweils ungefähr zwei Wochen exponiert. Da bereits bei der ersten Beprobung im September 2004 die Ufergehölze im Bereich des zukünftigen Dammbauwerks entfernt waren, war in diesem Bereich keine völlig unbeeinträchtigte Gewässerstrecke mehr vorhanden. Dies schlägt sich in den Ergebnissen nieder.

Bei den Probenahmen am gehölzbestandenen Ufer (Probstellen K1 und K4 vor dem Bau - Abbildung 5.21) in den Jahren 2004 und 2005 wurden 16 Laufkäferarten gefunden, die im gerodeten Bereich des zukünftigen Damms nicht nachgewiesen werden konnten. Im Gegensatz dazu gab es am unbeschatteten Ufer sieben Arten, die im bewaldeten Bereich nicht auftraten. Hier handelte es sich hauptsächlich um typische Offenlandlandarten. Insgesamt wurden vor der Fertigstellung des Bauwerks 40 Laufkäferarten mit insgesamt 452 Individuen nachgewiesen.

Bei der Beprobung nach Fertigstellung des Dammbauwerks wurden 15 neue Arten im Vergleich zu vorher gefunden. Am Standort Hällden wurden somit insgesamt 55 Laufkäferarten mit 733 Individuen nachgewiesen. Von neu hinzu gekommenen Arten wurden elf Arten aus-

schließlich an den neu entstandenen offenen Habitaten im Bereich des Durchlasses nachgewiesen. Es handelt sich hierbei um charakteristische Arten der offenen Landschaft bzw. von unbeschatteten Ufern. Dies ist darauf zurückzuführen, dass sich die Habitats im Bereich des Durchlassbauwerks (vegetationsfrei, keine Beschattung durch Gehölze) stark von denjenigen außerhalb des Hochwasserrückhaltebeckens unterscheiden. Hier kommt somit naturgemäß eine andere Käfergemeinschaft vor als an den Gehölz bestandenen Ufern. So ist beispielweise der Schwarze Enghalsläufer *Limodromus assimilis*, eine typische Art von feuchten Wäldern, nur an den Probenstellen oberhalb und unterhalb des Hochwasserrückhaltebeckens zu finden. Generell erweisen sich die Uferstrukturen im Durchlass zum Zeitpunkt der Untersuchung als schlechte Käferhabitate. An den durch Blocksatz befestigten steilen Ufern im Einlaufbereich können keine Laufkäfer existieren (Abbildung 5.36 links). Es fehlen geeignete Habitats wie natürliche Uferabbrüche und Sand-, Kies- oder Lehmbänke. Im Auslauf wurde das Bachufer zwar weniger stark verbaut als im Einlaufbereich, dennoch sind die Eingriffe durch die Baumaßnahme gravierend und das Gewässer muss die künstlich geschaffenen, harten Uferlinien erst mit natürlichen Substraten überdecken, bevor sich typische Laufkäferarten ansiedeln können (Abbildung 5.36 rechts).



Abbildung 5.36: Hochwasserrückhaltebecken Hälden, Einlauf- und Auslaufbereich (Aufnahme am 01.09.05). (BÜRO ENTOMOLOGIE + ÖKOLOGIE 2006).

Im Durchlass selbst wurden hauptsächlich typische Arten vegetationsarmer, sandig-schlammiger Ufer gefunden. Untersucht wurden hier die Sandbänke und aufgeschütteten Bermen als terrestrische Bereiche innerhalb des Bauwerks (Abbildung 5.37). Im Gegensatz dazu weisen die Durchlassöffnungen keine für eine mögliche Laufkäfer-Durchquerung geeigneten terrestrischen Habitats auf (Abbildung 5.38). Der Durchlass kann nur schwimmend durchquert werden. Auch handelt es sich um vergleichsweise kleine, dunkle Öffnungen, welche für fliegende Käfer nicht attraktiv sind und nicht durchfliegen werden.

Dagegen dürften fast alle nachgewiesenen Laufkäferarten in der Lage sein, den Damm fliegend zu überwinden. Lediglich zwei Arten sind nicht flugfähig: der Höckerstreifen-Laufkäfer (*Carabus ullrichi*) und der Kleine Striemenläufer (*Molops piceus*). Während jedoch der Höckerstreifen-Laufkäfer im Offenland der Brettach-Aue vorkommt und ein ausgezeichneter Läufer ist, bewohnt der sich relativ langsam fortbewegende Striemenläufer Wälder. Ersterer ist demnach von einer Trennwirkung des Damms weniger betroffen als die ausbreitungsschwache und „lichtscheue“ Striemenläufer-Art (TURIN 2000). Für Waldarten stellt die Damm-

böschung mit ihrem wiesenartigen Charakter ein Wanderhindernis dar, das sie nur in absoluten Ausnahmefällen überqueren würden.



Abbildung 5.37: Oberhalb des Einlasses hat sich eine Sandbank gebildet, an der die Beprobung stattfand. Im Auslassbereich wurden die aufgeschütteten Bermen beprobt. (Aufnahme am 06.05.06) (BÜRO ENTOMOLGIE + ÖKOLOGIE 2006).

Die Ergebnisse der Ähnlichkeitsvergleiche nach SØRENSEN der an den Untersuchungsstellen nachgewiesenen Käfergesellschaften sind in Tabelle 5.20 zusammengestellt. Da bei Projektbeginn kein unbeeinflusster Zustand an der Brettach gegeben war (z.B. gerodete Ufer), liegen keine Ortsvergleiche vor, die als Referenzwerte dienen könnten. So ist der niedrige SØRENSEN-Quotient von nur 31%, der beim Vergleich „oberhalb“ (K1) und „unterhalb HRB“ (K4) vor bzw. während der Bautätigkeit ermittelt wurde, sicherlich darauf zurückzuführen, dass die baulichen Eingriffe in das Gewässer den Abschnitt unterhalb des geplanten Damms stark beeinflusst haben (herabgesetzte Fließgeschwindigkeit, verstärkte Sedimentation von Feinsubstrat). Nach Fertigstellung des Damms ist der SØRENSEN-Quotient auf 48% angestiegen, was darauf hinweist, dass sich die Bedingung wieder etwas eingeregelt haben. Bei den Zeitvergleichen zeigt sich, dass an der nicht beeinflussten Untersuchungsstelle „oberhalb HRB“ die Käfergemeinschaften vor und nach der Baumaßnahme eine vergleichsweise hohe Ähnlichkeit (56%) aufweisen. Unterhalb des Damms sind dagegen geringe Übereinstimmungen zu verzeichnen (29%), vermutlich eine Folge der Änderung der Habitateigenschaften durch die Bautätigkeiten (z.B. Verschlammung). Durch die Hochwasser im Frühjahr 2006 wurden die Habitate der Wasserwechselzone allerdings ebenfalls beeinträchtigt, die Ursache der Veränderung ist daher nicht eindeutig zu identifizieren.



Abbildung 5.38: Mangels terrestrischer Habitate können die Durchlässe nicht von laufaktiven Käfern genutzt werden. (Aufnahme am 03.06.06) (BÜRO ENTOMOLGIE + ÖKOLOGIE 2006).

Tabelle 5.20: Ähnlichkeitsvergleiche der Käferzönosen nach SØRENSEN.

	Untersuchungszeitpunkt	Untersuchungsstelle	SØRENSEN-Quotient
Ortsvergleiche oberhalb HRB (K1) und unterhalb HRB (K4)	vor bzw. während des Dammbaus		31%
	nach Errichtung des Damms		48%
Zeitvergleiche 2004/2005* und 2005/2006 **		„oberhalb HRB“ (K1)	56%
		„unterhalb HRB“ (K4)	29%

* vor bzw. während des Dammbaus

** nach Errichtung des Damms

5.5 Diskussion

Besiedlung der Probestellen und Auswirkungen des Baubetriebs

Die Brettach weist im Untersuchungsgebiet bei Halden eine dem Gewässertyp des Keuperbachs entsprechende Makrozoobenthosfauna und Fischfauna auf. Bei den Laufkäfern fanden sich je nach Standort sowohl typische Waldarten als auch charakteristische Offenlandarten.

Beim **Makrozoobenthos** und den **Fischen** wurden in der Bauphase zwar Verschiebungen in der Abundanz festgestellt, es wurden jedoch keine signifikanten Artenverluste registriert. Dies ist wahrscheinlich der Einrichtung eines Umgehungsgerinnes zu verdanken, welches die Brettach während der Bauphase um die Baustelle herumführte. Für die Biozönose negative Einflüsse wie z.B. eine häufige Trübung des Bachs in Folge von Erdarbeiten konnten so minimiert werden. Eine signifikante **Veränderung des Sohlssubstrats** oder der vermessenen Gewässerquerprofile durch den unmittelbaren Baubetrieb konnte nicht festgestellt werden.

Das im Frühjahr nach Abschluss der Bauarbeiten beobachtete **Verschwinden von Makrozoobenthosarten** oberhalb und unterhalb des Rückhaltebeckens ist vermutlich auf ein Hochwasser Anfang März 2006 zurückzuführen, bei dem größere Mengen an Feinsediment mobilisiert wurden. Dies bestätigen auch die sedimentologischen Untersuchungen. Auch die Emergenz von Arten dürfte insbesondere im späteren Frühjahr und im Sommer für Veränderungen in der taxonomischen Zusammensetzung verantwortlich sein. Diese saisonalen Einflüsse können jedoch nur schwer quantifiziert werden, da die Flugzeit der Imagines nicht Gegenstand der Untersuchungen war.

Bei den **Laufkäfern** zeigten sich während der Bauzeit Verschiebungen in der Abundanz und in der Artenzusammensetzung. So nahm die Ähnlichkeit der Besiedlung der oberen und unteren Probestellen im Zuge des Baubetriebs ab. Auch wies die Besiedlung der unteren Probestelle vor und nach dem Baubetrieb nur eine sehr geringe Ähnlichkeit auf. Eine mögliche Ursache hierfür könnte die verstärkte Ablagerung von Feinsedimenten auf den Uferbänken der unteren Probestelle sein. Diese kann jedoch auch jahreszeitlich bedingt sein und kann nicht eindeutig auf den Baubetrieb zurückgeführt werden.

Eindeutig hingegen waren die Veränderungen in der Käferzönose im unmittelbaren Bau-stellenumfeld. Mit der Rodung des gewässerbegleitenden Gehölzsaums im Beckenbereich verschwanden einzelne Waldarten. Dafür traten nach Fertigstellung des Dammbauwerks 15 neue Arten auf, meist für Gewässer eher untypische Offenlandarten, welche die vegetationsarmen und sandigen Freiflächen im und am Durchlassbauwerk besiedelten. Die Uferstreifen im Durchlass selbst eignen sich für gewässertypische Laufkäfer nur begrenzt als Lebensraum, da Kies- und Sandbänke noch weitgehend fehlen. Das Gewässer muss die künstlich geschaffenen, harten Uferlinien erst mit natürlichen Substraten überdecken, bevor sich entsprechende Arten dort ansiedeln können. Auch die terrestrische Durchgängigkeit im Durchlass ist für die Laufkäfer noch nicht gegeben. Da die meisten Arten flugfähig sind bzw. flugschwache Taxa über den Damm wandern, dürfte die Barrierewirkung jedoch vergleichsweise gering sein. Die Pflanzung von Gehölzen auf dem Damm als Leitstrukturen vor allem für Waldarten ist in diesem Zusammenhang wünschenswert.

Die **Besiedelbarkeit des Durchlasses für Fische** war zum Zeitpunkt der letzten Probe-nahme im Sommer 2006 nur eingeschränkt gegeben, da zu wenig Sohlstrukturen vorhanden waren und die Sohle noch recht instabil war. Auch hier sollte sich die Situation jedoch mit der Zeit verbessern. Um die Entwicklung zu beschleunigen, könnten einige größere Störsteine eingebracht werden. Trotz dieser Einschränkungen ist der Durchlass für alle in der Brettach vorkommenden Fischarten zumindest bei mittlerem Wasserstand durchgängig..

Wiederbesiedlung des neu geschaffenen Gewässerabschnitts durch aquatische Wirbellose

Hauptmotor der Besiedlung des neu angelegten Bachabschnitts unterhalb des Hochwasser-rückhaltebeckens war die organismische Drift von bachaufwärts gelegenen Abschnitten. Da diese sehr strukturreich sind, boten sie ein hohes Wiederbesiedlungspotential. Entsprechend wurde die während des Baus neu angelegte Fließstrecke sehr rasch besiedelt. So konnte bereits nach dem 15. März keine weitere Zunahme der Besiedlungsdichte beobachtet werden (vgl. WITTIG & STREIT 2004). Zudem war zu diesem Zeitpunkt kein deutliches Übergewicht der vermehrungs- und ausbreitungsfähigen r-Strategen erkennbar (Zuckmückenlarven, Flohkrebse), wie es bei Sukzessionen anfangs häufig der Fall ist (GAMMETER 1996, ZWICK 1992). Auch zeigten die Makrozoobenthosgemeinschaften an der Probe- und Referenzstelle bereits im März hohe Übereinstimmung bezüglich der Artenausstattung.

Unterschiede in der Artenzusammensetzung und in der Dominanz der Taxa sind vermut-lich auf die starke Besonnung der Probestelle am Hochwasserrückhaltebecken zurückzuführen. Damit verbunden war die Erhöhung der Wassertemperatur und ein starkes Wachstum von Algen und Wassermoosen. Dadurch wurde die Larvalentwicklung vieler Taxa beschleunigt. In Folge verschwanden diese Taxa auf Grund von Emergenz früher aus den Proben als an der Referenz-stelle. Im Gegensatz dazu ist das Verschwinden der Steinfliegen vermutlich auf die Sauerstoff-verhältnisse zurückzuführen. Im Juni waren dennoch alle häufigen Taxa sowohl an der Refe-renzstelle als auch am Hochwasserrückhaltebecken gleichermaßen vertreten, wenn auch noch mit unterschiedlichen Dominanzen. Der SÖRENSEN-Quotient lag bei 76%. Trotz der schnellen Wiederbesiedlung ist die Forderung nach dem Erhalt des Fließgewässerkontinuums auch wäh-rend der Bauphase (BENDIG 1995) gerechtfertigt, insbesondere wenn der Eingriff im Sommer-halb-jahr, also während der Eiablage, stattfindet. Beim Bau des Rückhaltebeckens Hälten A4

wurde dieser Forderung mit der Anlage eines Umgebungsgewässers Rechnung getragen.

Die Frage, ob und wann der neu geschaffene Gewässerabschnitt am Rückhaltebecken im Laufe der weiteren Sukzession auch für sehr sauerstoffbedürftigen Taxa wie den Steinfliegen dauerhaft Lebensräume bieten kann, konnte im Zuge der Untersuchungen nicht abschließend geklärt werden. Sicherlich ist für eine Besiedlung durch diese Arten eine deutlich stärkere Beschattung des Bachbetts notwendig. Ein Gehölzsaum, der vergleichbar mit jenem der Referenzstellen ist, wird sich jedoch vermutlich erst in etwa 20 Jahren einstellen. Fraglich ist auch, in wie weit sich das verstärkte Algenwachstum und die Ablagerung von Detritus und Feinsedimenten im benachbarten Tosbecken auf den Bachabschnitt auswirken, insbesondere bei Hochwasser, wenn Material aus dem Tosbecken ausgespült wird. Hier wäre ein Langzeitmonitoring sinnvoll.

Auch wenn der Bachabschnitt von sauerstoffbedürftigen Arten in Zukunft nicht dauerhaft besiedelt werden kann, ist keine gravierende Barrierewirkung zu erwarten. Zum einen dürften die Sauerstoffverhältnisse während der kühleren Jahreszeit ausreichen, damit Larven den Gewässerabschnitt durchwandern bzw. zumindest teilweise besiedeln können. Zum anderen kann der Abschnitt und das sich anschließende Durchlassbauwerk von den schwärmenden Imagines wahrscheinlich problemlos durchflogen werden.

Fazit

Die Auswirkungen des Baubetriebs am Hochwasserrückhaltebecken Halden A4 auf den Unterlauf der Brettach und ihre Bewohner war vergleichsweise gering. Es kam zwar am unterhalb des Beckens zu Verschiebungen in der Artenzusammensetzung und in den Dominanzverhältnissen, es konnte jedoch kein dauerhafter Ausfall von Arten beobachtet werden. Das Durchlassbauwerk und der neu geschaffene Gewässerabschnitt am Hochwasserrückhaltebecken wurden rasch besiedelt und sind für alle Tiergruppen als weitgehend durchgängig einzustufen.

Bei der abschließenden Bewertung sollte jedoch nicht vergessen werden, dass durch die Abflussregulierung und die Nivellierung der Gewässerdynamik mittel- und langfristige negative Veränderungen im Unterlauf der Brettach auftreten können. Ein längerfristiges Monitoring wäre auch hier sinnvoll.

6. Ökologische Auswirkungen des Staubetriebs

Die Auswirkungen des Staubetriebs auf die Gewässer und die Biozönose wurden mittels Vorher-Nachher-Untersuchungen erfasst. Hierfür wurde der „ungestörte“ Referenzzustand an den Becken Insenbach S43, Freiburg Nord und Mönchzell M18 (kurze Beschreibung der Hochwasserrückhaltebecken in den folgenden Abschnitten) erfasst. Dieser Referenzzustand sollte mit dem Zustand nach einem Hochwasser verglichen werden. Im Untersuchungszeitraum fand jedoch an keinem der drei Becken ein größerer, langanhaltender Einstau statt. An den Rückhaltebecken Insenbach S43 und Freiburg Nord am Schobbach konnte im Frühjahr 2006 bei Starkregenereignissen ein kleiner und kurzer Einstau untersucht und ausgewertet werden. Ergänzend zu den Freilanduntersuchungen wurde eine Simulation der Strömungs- und Geschiebetransportdynamik am Beispiel des Hochwasserrückhaltebeckens A4 an der Brettach durchgeführt. Mit Hilfe der sedimentologischen und hydraulischen Untersuchungsergebnisse und den Erkenntnissen aus dem Lebensraumkatalog können Änderungen bewertet und mögliche Ursachen sowie Wirkungsketten analysiert werden. Hieraus lassen sich dann Empfehlungen für die zukünftige Gestaltung und den Betrieb von Hochwasserrückhaltebecken ableiten.

Die wichtigsten Daten zu den drei untersuchten Hochwasserrückhaltebecken wurden im Rahmen der Bewertung bestehender Hochwasserrückhaltebecken in Kapitel 7 zusammengestellt.

6.1 Gewässerhydraulische Untersuchungen (Institut für Wasserbau)

Die gewässerhydraulischen Untersuchungen wurden am Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord am Schobbach bzw. am Hochwasserrückhaltebecken S43 am Insenbach durchgeführt. Untersuchungen am Hochwasserrückhaltebecken M18 Mönchzell am Lobbach wurden aufgrund einer relativ geringen Einstauwahrscheinlichkeit innerhalb des Untersuchungszeitraums nicht eingeplant.

6.1.1 Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord am Schobbach

Am Hochwasserrückhaltebecken Freiburg gab es innerhalb des Untersuchungszeitraums nur einen sehr schwachen Teileinstau (8./9. März 2006). Aus diesem Grund ist die Aussagekraft der Untersuchungen an diesem Becken sehr beschränkt. Dennoch werden die durchgeführten Untersuchungen im Folgenden kurz erläutert.

Vor und nach dem Einstauereignis wurden drei Gerinnequerschnittsprofile tachymetrisch aufgenommen. Die Profile Q1 bzw. Q2 befinden sich etwa 300 m bzw. direkt oberhalb des Absperrdamms, während Q3 direkt hinter dem befestigten Tosbereich unterhalb des Grundablasses unterhalb des Absperrdamms liegt. Die Aufnahme vor dem Einstauereignis wurde Ende September 2005 gemacht, die Neuaufnahme der Profile erfolgte zwei Wochen nach dem Teileinstau am 23. März 2006. Der Vergleich der Profilquerschnitte Q1 bis Q3 zeigte keine signifikanten Veränderungen in der Gerinnegeometrie, was aufgrund des geringen Einstaugrads jedoch auch nicht zu erwarten war.

Ebenso wie beim Hochwasserrückhaltebecken A4 an der Brettach wurden auch am Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord Bodenproben an den aufgenommenen Querschnitten entnommen. Die Proben wurden im September 2005 als Referenzprobe vor einem Einstauereignis sowie am 23. März 2006 nach dem Teileinstau des Beckens genommen. Die Kornver-

teilungskurven der Proben aus den Jahren 2005 und 2006 sind in Abbildung 6.1 dargestellt. Das Material in der Gewässersohle ähnelt bezüglich seiner Zusammensetzung stark dem kiesig-sandigen Material in der Brettach (Abbildung 5.13). Beim Vergleich der Sieblinien aus den Jahren 2005 und 2006 an den jeweiligen Querschnitten lässt sich eine relativ gute Übereinstimmung der Korngrößen feststellen, so dass sich ein Einfluss des geringen Einstauereignisses auf das Sohlmaterial nicht nachweisen lässt.

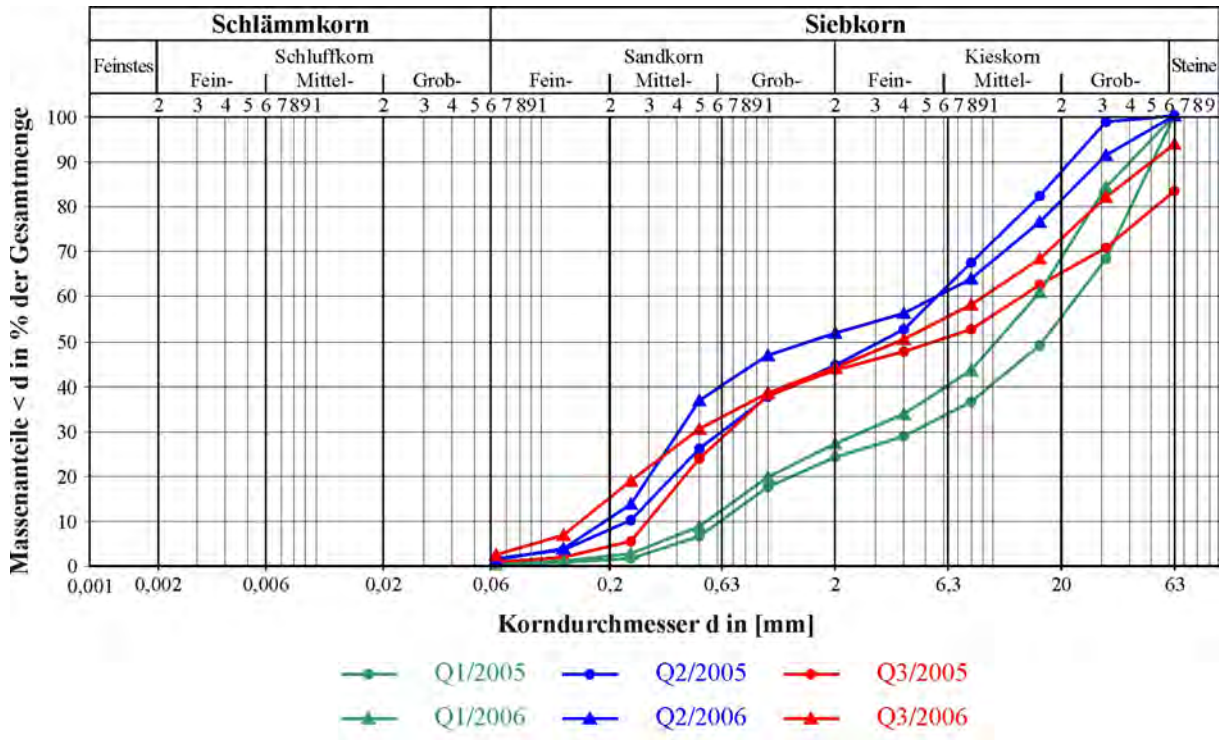


Abbildung 6.1: Kornverteilungskurven der Proben Q1 bis Q3 aus den Jahren 2005 und 2006 (verschiedene Farben kennzeichnen verschiedene Entnahmeorte, die Punktformen kennzeichnen die Jahre 2005 bzw. 2006).

Da am Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord am Schobbach keine Pegeldata verfügbar sind, konnten auch hinsichtlich des Transportverhaltens keine Aussagen gemacht werden. Zwar wurden, wie schon an der Brettach, farbig markierte Steine ausgebracht, jedoch konnten die beobachteten Verschiebungen der Steine keinen Abflüssen gegenübergestellt werden.

6.1.2 Hochwasserrückhaltebecken S43 am Insenbach

Am Hochwasserrückhaltebecken S43 am Insenbach wurden im Juli 2005 als Referenzzustand zwei Querprofile tachymetrisch aufgenommen. Durch eine Vermessung der selben Profile nach einem Einstauereignis sollten so eventuelle Veränderungen in der Gerinnegeometrie durch den Einstau nachgewiesen werden. Zunächst war vorgesehen, zwei Profile oberhalb sowie eines unterhalb des Absperrdamms zu vermessen. Jedoch musste das Vorhaben einen Querschnitt unterhalb des Absperrdamms aufzunehmen, verworfen werden, da das Gelände unterhalb des Damms sehr schwer zugänglich war. Von den beiden aufgenommenen Querprofilen befindet sich Profil Q1 etwa in der Mitte des Staubereichs, Profil Q2 wurde etwa 30 m oberhalb des Absperrdamms vermessen. Abgesehen von einem kurzen, sehr geringen Teileinstau des Beckens am 7. Juli 2006 wurde das Becken innerhalb der Projektlaufzeit nicht eingestaut. Die-

ser Teileinstau ließ nach den Erfahrungen am Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord keine signifikanten Veränderungen in der Gerinnegeometrie erwarten, so dass auf eine Neuaufnahme der Querschnitte Q1 und Q2 verzichtet wurde.

Des Weiteren wurden im Juli 2005 an den Querschnitten Q1 und Q2 Bodenproben entnommen. Analog zur Aufnahme der Querprofile sollten durch den Vergleich der Kornverteilungskurven von Proben, die vor und nach einem Einstauereignis entnommen wurden, Veränderungen in der Zusammensetzung des Sohlsubstrats nachgewiesen werden. Die Kornverteilungskurven Abbildung 6.2 zeigen im Vergleich zum Sohlmaterial der Brettach (Kapitel 5.3.2 bzw. Abbildung 5.1.3) einen deutlich höheren Anteil an Feinmaterial, der vor allem auf die starke landwirtschaftliche Nutzung im stark von Lösslehm geprägten Einzugsgebiet des Insensbach zurückzuführen ist. Abbildung 6.2 zeigt zudem die Kornverteilungskurve von sehr feinem Material, welches beim Teileinstau vom 7. Juli 2006 am Gewässerufer sedimentierte. Aufgrund des geringen Einstaugrads wurden nach dem Teileinstauereignis keine weiteren Bodenproben entnommen, da auch hier keine signifikanten Veränderungen zu erwarten waren.

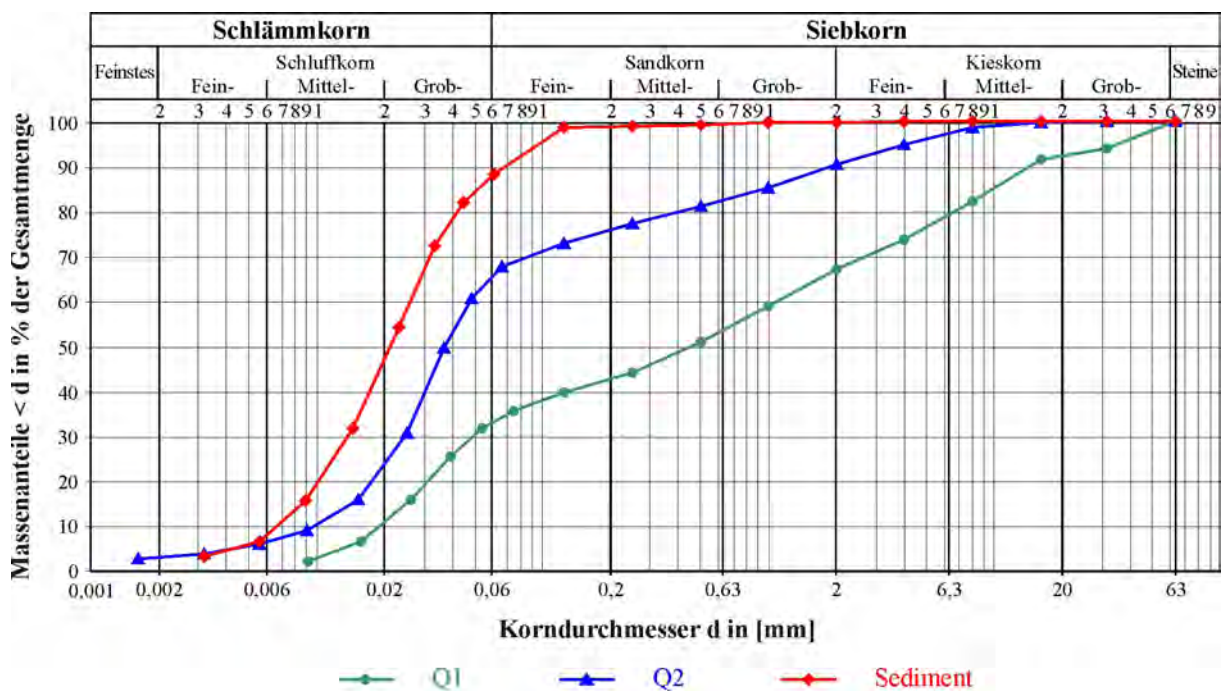


Abbildung 6.2: Kornverteilungskurven der Proben Q1, Q2 und der am Gewässerufer abgelagerten Sedimente vom kurzen Teileinstau am 7. Juli 2006.

Um das Transportverhalten im Insensbach zu untersuchen, wurden wie schon zuvor an der Brettach und am Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord farbig markierte Steine an den Querschnitten Q1 und Q2 ausgebracht. Jedoch konnten die Steine schon nach relativ kurzer Zeit mit lediglich geringen Abflüssen nicht wiedergefunden werden, da sie vermutlich in die relativ weichen Gewässersohle eingesunken sind. Da ohnehin der Online-Pegel des Hochwasserrückhaltebeckens S43 aufgrund technischer Probleme zum Jahresbeginn 2006 abgeschaltet wurde, hätten den beobachteten Steinverschiebungen ohnehin keine entsprechenden Abflüsse bzw. Fließgeschwindigkeiten gegenübergestellt werden können. Belastbare Aussagen zum Transportverhalten am Insensbach können somit nicht angestellt werden.

6.1.3 Hochwasserrückhaltebecken 4A an der Brettach - Simulation der Strömungs- und Geschiebetransportdynamik

Ein Einstau des Hochwasserrückhaltebeckens A4 an der Brettach konnte in dem kurzen Zeitraum zwischen Fertigstellung des Beckens und dem Ende der Projektlaufzeit nicht beobachtet werden. Lediglich ein nahezu bordvoller Abfluss von etwa $6 \text{ m}^3/\text{s}$ fiel in diesen Zeitraum. Abbildung 6.3 vermittelt einen Eindruck von diesem Abflussereignis am 9. März 2006 (links), ebenso wie von dem durch dieses Ereignis am flachen Uferbereich des Profils Q2 (siehe Kapitel 5.1.1) sedimentiertem sandigen Material. Aufgrund der geringen Einstauwahrscheinlichkeit innerhalb dieses kurzen Zeitraums wurden numerische Simulationen der Strömung und des Geschiebetransports durchgeführt.



Abbildung 6.3: Die Brettach am Querschnitt Q2 bei nahezu bordvollem Abfluss am 9. März 2006 (links, unterstromige Ansicht) und einige Tage später mit sedimentiertem Material am Ufer (rechts, oberstromige Ansicht).

Als wichtigste Eingangsgröße für die numerische Simulation wurde zunächst der maßgebliche Hydrograph für ein 50-jährliches, ein 20-jährliches und ein 10-jährliches HW-Ereignis festgelegt. Dabei wurde auf hydrologische Untersuchungen aus dem Jahr 1996 bzw. 1998 zurückgegriffen. Für die 50-jährlichen HW-Ereignisse waren dort 6 verschiedene Hydrographen für unterschiedliche Niederschlagsdauern von $T_d = 4 \text{ h}$ bis $T_d = 48 \text{ h}$ gegeben. Durch eine Berechnung der Stauvolumina im Hochwasserrückhaltebecken konnte der Hydrograph für ein 4-stündiges Starkniederschlagsereignis als das maßgebende Ereignis identifiziert werden, bei welchem im Hochwasserrückhaltebecken ein Maximalstau (hier Vollstau) erreicht wird. Dabei wurde ein Regelabfluss Q_{R1} von $29,1 \text{ m}^3/\text{s}$ beim Einstauvorgang berücksichtigt. Für die Niederschlagsdauern $T_d = 24 \text{ h}$ und $T_d = 48 \text{ h}$ mit Scheitelwerten unter $29,1 \text{ m}^3/\text{s}$ wird demzufolge das Hochwasserrückhaltebecken nicht eingestaut.

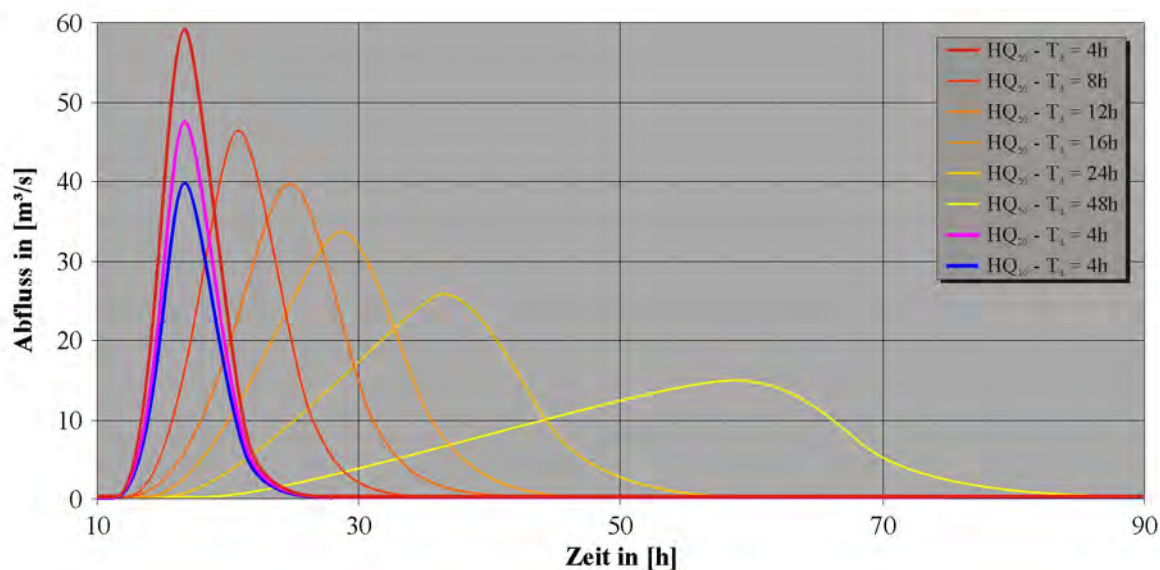


Abbildung 6.4: Verschiedene Hydrographen für 10-, 20- und 50-jährliche HW-Abflussereignisse bei unterschiedlichen Niederschlagsdauern T_d (nur HQ_{50}).

Die maßgeblichen Daten der verschiedenen HW-Wellen sind in Tabelle 6.1 dargestellt. Im Rahmen der hydrologischen Untersuchungen wurden lediglich die HW-Abflüsse HQ_1 , HQ_2 , HQ_5 , HQ_{50} und HQ_{100} ausgewiesen. Die Werte für HQ_{200} und HQ_{1000} wurden durch die Multiplikation der Scheitelwerte des HQ_{100} mit dem Faktor 1,2 bzw. 1,6 gewonnen (blaue Schrift in Tabelle 6.1). Um die entsprechenden Werte für ein HQ_{10} bzw. ein HQ_{20} zu erhalten (rote Schrift in Tabelle 6.1), wurde eine Regressionsfunktion zwischen den HW-Scheitelabflüssen und der Jährlichkeit definiert (Abbildung 6.5), welche eine einfache Bestimmung der HW-Scheitelwerte zulässt. Dabei wurde wiederum von einem 4-stündigen Niederschlagsereignis ausgegangen.

Tabelle 6.1: Scheitelabflüsse für verschiedene Jährlichkeiten von HW-Wellen an der Brettach.

	$T_d = 4 \text{ h}$ [m³/s]	$T_d = 8 \text{ h}$ [m³/s]	$T_d = 12 \text{ h}$ [m³/s]	$T_d = 16 \text{ h}$ [m³/s]	$T_d = 24 \text{ h}$ [m³/s]	$T_d = 48 \text{ h}$ [m³/s]	Q_{R1} [m³/s]	Q_{R2} [m³/s]
HQ_1	21,4						29,1	10,0
HQ_2	27,1						29,1	10,0
HQ_5	35,1						29,1	10,0
HQ_{10}	39,9						29,1	10,0
HQ_{20}	47,6						29,1	10,0
HQ_{50}	59,1	46,4	39,7	33,6	25,8	15,0	29,1	10,0
HQ_{100}	70,8						29,1	10,0
HQ_{200}	85,0						29,1	10,0
HQ_{1000}	113,0						29,1	10,0

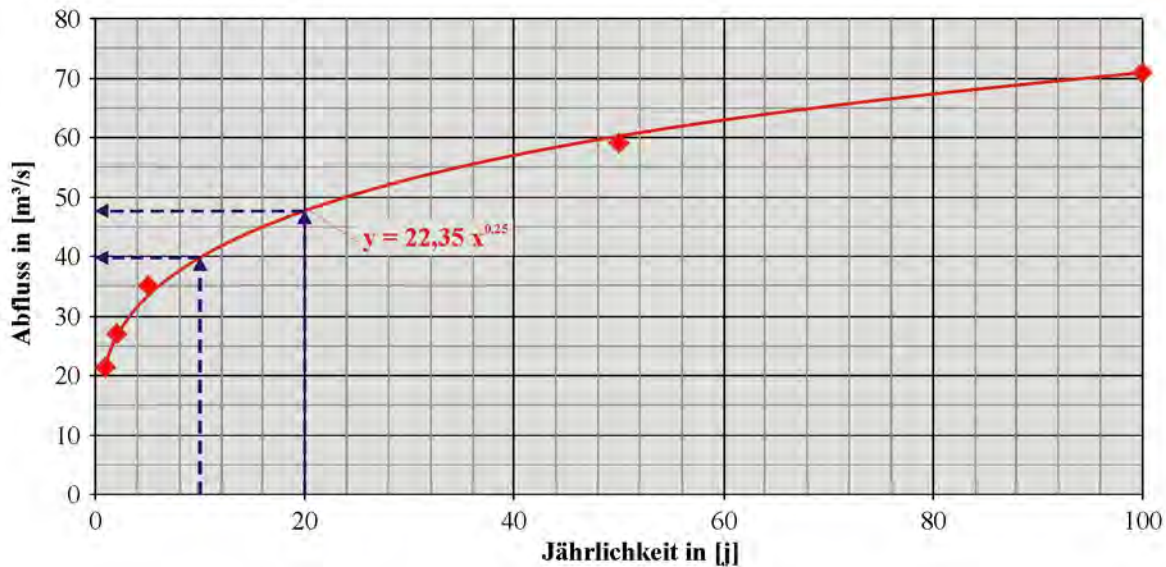


Abbildung 6.5: HW-Scheitelabflüsse in Abhängigkeit der Jährlichkeit.

Im nächsten Schritt nach der Festlegung der maßgeblichen Hydrographen wurden aus den in Abbildung 5.11 und Abbildung 5.17 dargestellten Querschnittsprofilen sowie einem aus dem vorliegenden Höhenschichtlinienplan (Abbildung 6.6) entwickelten digitalen Geländemodell (Abbildung 6.7) die für die Strömungssimulation mit dem numerischen 1-D-Programm HEC-RAS erforderlichen Querschnittsprofile entwickelt. Die eingemessenen und georeferenzierten Profile Q1, Q2 und Q3 sowie G1/2 und G2/3 wurden dabei mit dem digitalen Geländemodell verschnitten, um so Profile über die gesamte Breite des Stauraums zu erhalten (Abbildung 6.8). Als oberstes Profil für die Simulation wurde das außerhalb des Stauraums befindliche Querschnittsprofil an der Kläranlage in Geddelsbach verwendet (Profil Q0). Um bei der numerischen Simulation der Strömung eine stabile Berechnung zu ermöglichen, wurden zwischen dem Querprofil an der Kläranlage und dem obersten eingemessenen Profil Q1 drei zusätzliche Querprofile durch Interpolation erzeugt. Als unterstes Querschnittsprofil wurde das Rechteckprofil des Betriebsauslasses im Durchlassbauwerk verwendet (Profil QDB).

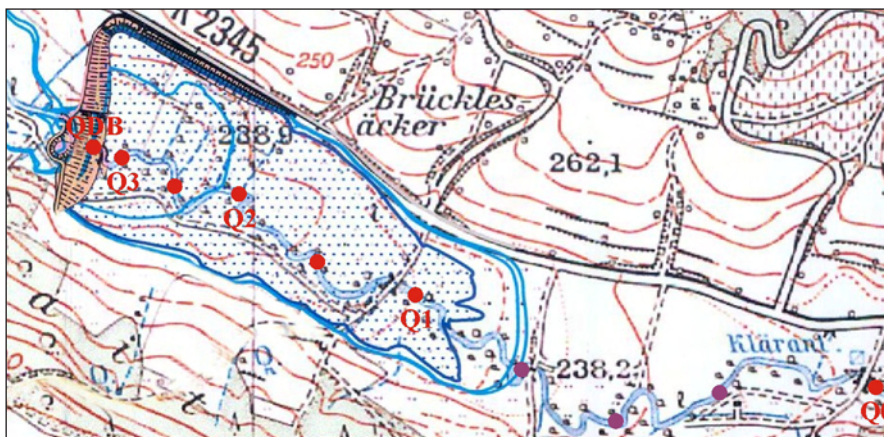


Abbildung 6.6: Höhenschichtlinienplan des Untersuchungsgebiets mit den markierten Querschnittsprofilen für die numerische Simulation (rote Punkte = eingemessene Profile, violette Punkte = interpolierte Profile).

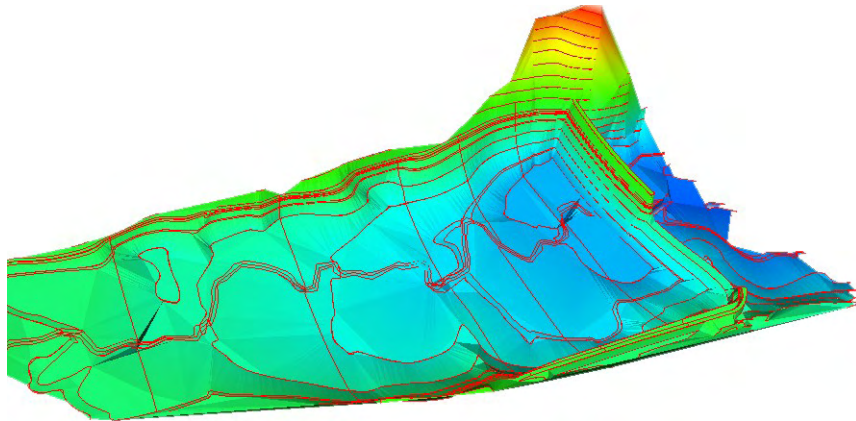


Abbildung 6.7: Digitales Geländemodell des Untersuchungsgebiets zur Generierung der Fließquerschnitte über die gesamte Stauraumbreite.

Die Kalibrierung des 1-D-Modells erfolgte anschließend über die Festlegung der Strickler-Beiwerte k_{stf} im Flussschlauch. Als Grundlage dafür diente die Messung der Abflüsse in den Profilen Q0, Q1, Q2 und Q3 am 13. Juni 2006. Der durchschnittliche Abfluss an diesen vier Profilen betrug an diesem Tag 335 l/s, was einem Mittelwasserabfluss entspricht. Die ermittelten Strickler-Beiwerte lagen zwischen $k_{\text{stf}} = 5,6 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ und $k_{\text{stf}} = 33,3 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$. Abbildung 6.9 zeigt das errechnete Längsprofil. Diese größtenteils unrealistischen (da sehr niedrigen) Werte zeigen, dass die Erfassung der Rauheit durch die Strickler-Beiwerte bei derartigen Gewässern mit großen relativen Rauheiten (Verhältnis Sohlrauheit zur Wassertiefe) eher fragwürdig ist.

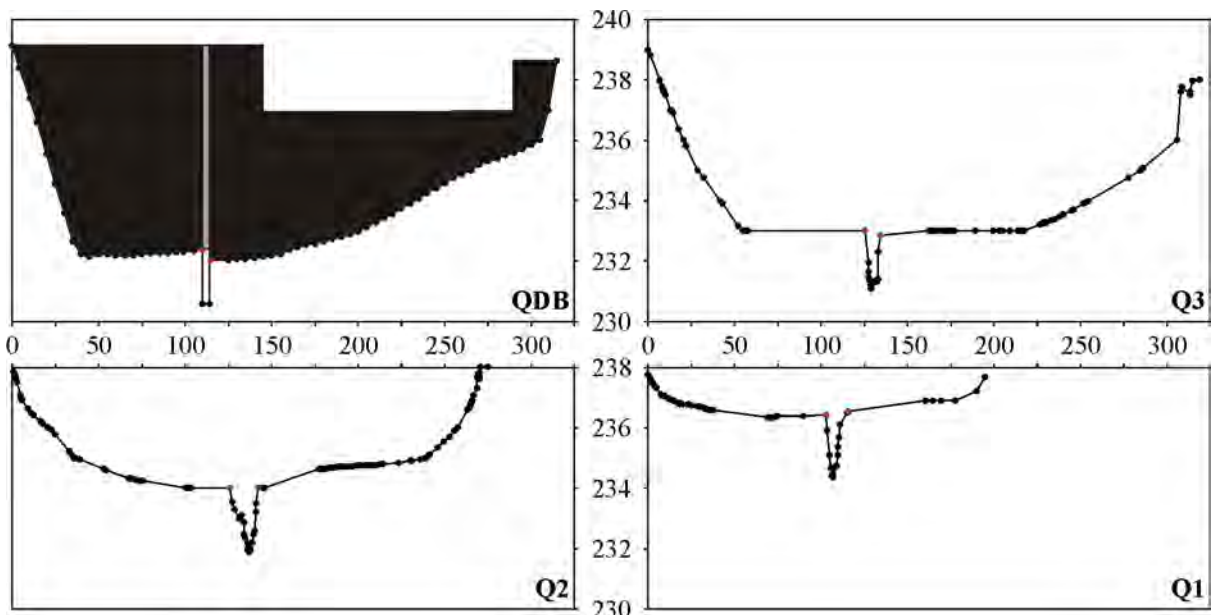


Abbildung 6.8: Querprofile Q1, Q2, Q3 und QDB für die numerische Strömungssimulation im Staubereich.

Für höhere Abflüsse als 335 l/s oder gar Einstauereignisse lagen keine Abflussdaten vor, so dass eine Kalibrierung unter Einbeziehung der Vorländer nicht möglich war. Aus diesem Grund wurden für ein 50-jährliches Einstauereignis zwei Szenarien für die Rauheit der Vorländer berechnet. Im ersten Fall wurde ein verhältnismäßig rauher Manning-Strickler-Beiwert von $k_{\text{stv}} = 10 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ angesetzt, während beim zweiten Rechengang ein deutlich glatterer Wert

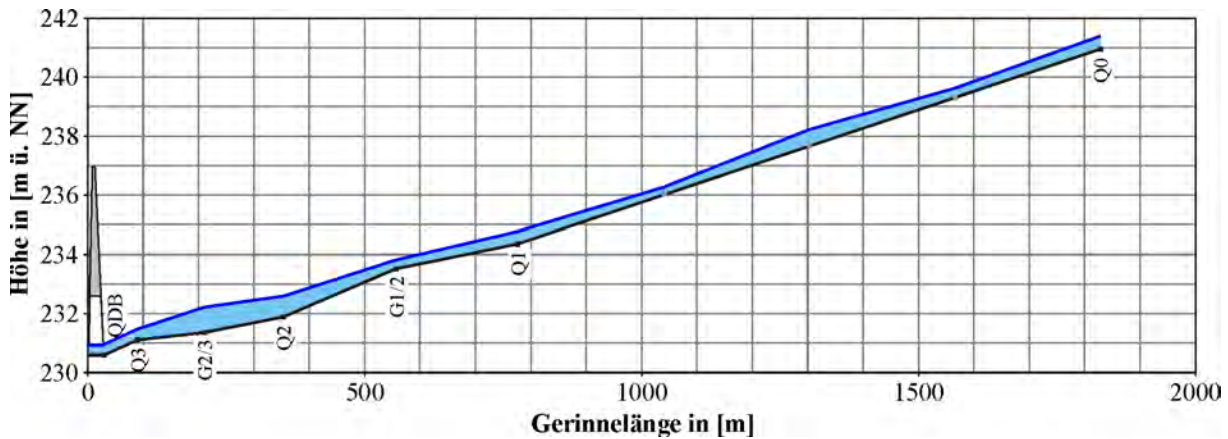


Abbildung 6.9: Längsprofil der Brettach beim Mittelwasserabfluss von $Q = 335 \text{ l/s}$.

von $k_{\text{stv}} = 25 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ vorausgesetzt wurde. Die Schwierigkeit der Berechnung bestand darin, die Schieberstellung im Durchlassbauwerk in Abhängigkeit vom Wasserstand auf iterativem Weg zu ermitteln, so dass beim Füllvorgang ein Abfluss von $Q_{R1} = 29,1 \text{ m}^3/\text{s}$ bzw. beim Entleeren des Hochwasserrückhaltebeckens ein Abfluss von $Q_{R2} = 10,0 \text{ m}^3/\text{s}$ ins Unterwasser abgegeben wird. Abbildung 6.10 zeigt außer den Eingangshydrographen $Q_E(t)$ auf Höhe der Kläranlage Geddelsbach sowohl die Abflusskurven $Q(t)$ als auch den Wasserstände $h(t)$ direkt unterhalb des Durchlassbauwerks für die beiden gewählten Rauheiten für ein HQ_{50} sowie für den glatteren Fall für HQ_{20} und HQ_{10} . Die iterative Ermittlung der Schieberstellung ist an der leicht gewellten Form der Kurven im Bereich der Abflüsse Q_{R1} und Q_{R2} zu erkennen. Entsprechend der Planung wird das Hochwasserrückhaltebecken bei einem derartigen 50-jährlichen Abflussereignis vollständig eingestaut. Das Diagramm zeigt jedoch sogar ein kurzzeitiges Anspringen der HWEA, was mit geringen geometrischen Ungenauigkeiten bei der Erstellung des Modells erklärt werden kann. Beim Vergleich der beiden durch die unterschiedliche Rauheitsbelegung der Vorländer generierten Kurven für das 50-jährliche Abflussereignis zeigt nur unwesentliche Unterschiede im Strömungsbild (geringfügig höherer Abfluss über die HWEA im Fall der rauen Vorländer), so dass die Hochwasserabflüsse HQ_{20} und HQ_{10} nur noch für den glatteren Fall mit $k_{\text{stv}} = 25 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ berechnet wurden.

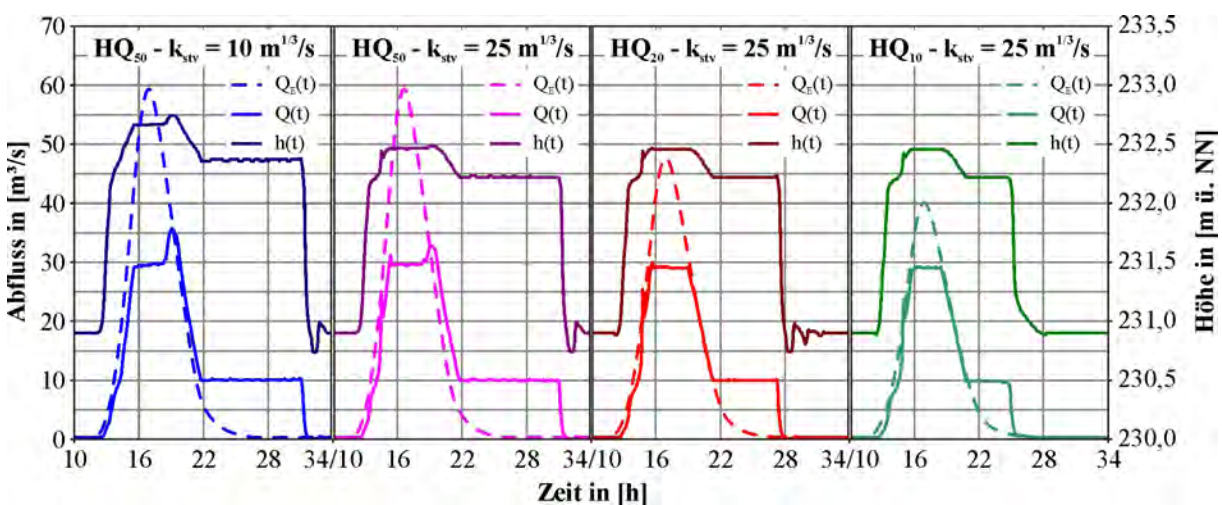


Abbildung 6.10: Eingangshydrographen $Q_E(t)$ sowie Abflusskurven $Q(t)$ und Wasserstände $h(t)$ unterhalb des Durchlassbauwerks für unterschiedliche Jährlichkeiten und Rauheitsbelegungen des Vorlands.

Abbildung 6.11 zeigt als Ergebnis der Strömungssimulation Längsprofile zwischen der Kläranlage Geddelsbach und dem Absperrdamm beispielhaft für ein 50-jährliches Abflussereignis zu verschiedenen Zeitpunkten. Dabei sind unter anderem der Einstaubeginn nach ungefähr 15 h, die Vollfüllung nach etwa 19 h sowie die Entleerungsphase zwischen 19 h und 35 h dargestellt.

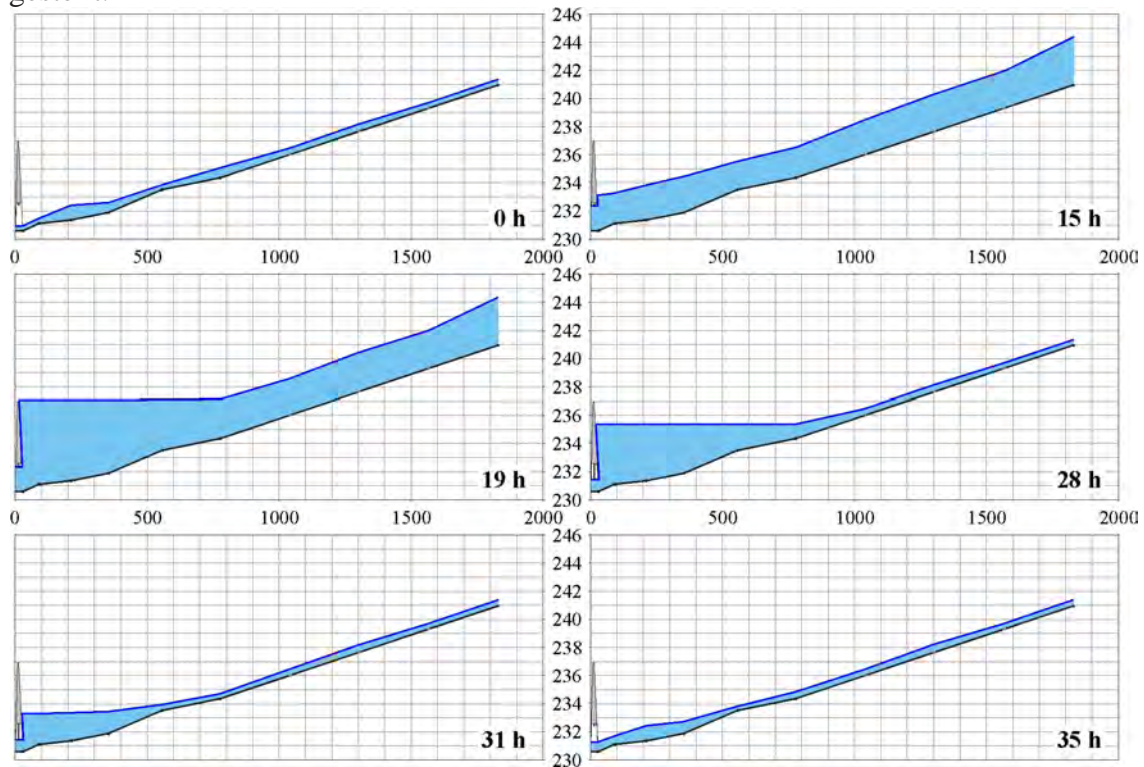


Abbildung 6.11: Längsprofile zwischen der Kläranlage in Geddelsbach und dem Absperrdamm bei einem 50-jährlichen Abflussereignis zu verschiedenen Zeitpunkten.

Der letzte Schritt der numerischen Simulation bestand in der Modellierung des Geschiebetransports mit Hilfe des Programms HEC-6. Bei HEC-6 handelt es sich um ein Geschiebetransportmodell, welches lediglich quasi-stationär rechnet, d. h. dass für die Länge eines Zeitschritts für alle Querprofile der gleiche Abflusswert angesetzt werden muss. Die Übertragung der Ergebnisse aus der instationären Strömungssimulation mit HEC-RAS ist daher nicht möglich, zumal die Möglichkeit der Schiebesteuerung in HEC-6 nicht gegeben ist. Die Simulation wurde aus diesem Grund unter stark vereinfachenden Annahmen durchgeführt. Dies bedeutet, dass für die Transportmodellierung ein für alle Profile gleichermaßen geltender Hydrograph angesetzt werden musste. Problematisch dabei war die Wahl des Hydrographen, was dann ersichtlich wird, wenn man für die Einstauereignisse die $Q_E(t)$ -Beziehung am oberen Modellrand und die $Q(t)$ -Beziehungen am unteren Modellrand miteinander vergleicht (Abbildung 6.10). Während die HW-Welle am oberen Modellrand bei der Kläranlage in Geddelsbach ungestört passiert, ist die Abflussspitze am unteren Modellrand am Durchlassbauwerk durch die Höhe der Regelabflüsse Q_{R1} bzw. Q_{R2} stark reduziert. Für die durchgeführten Berechnungen entschied man sich letztlich zu einem Ansatz des Hydrographen am unteren Modellrand im Querschnitt Q_{DB} , da nur mit diesem Hydrographen die Reduktion der Fließgeschwindigkeiten während des Einstaus im Becken simuliert werden konnte. Bei der Verwendung dieses Hydrographen wird allerdings die Erosion der Brettachsohle oberstrom des Einstaubereichs unterschätzt, was im Rahmen der vorliegenden Fragestellung jedoch toleriert werden muss.

Um Aussagen zum ursprünglichen Zustand der Brettach (ohne Hochwasserrückhaltebecken) machen zu können, wurde zunächst eine zusätzliche Simulation zwischen den Profilen Q0 und Q1 für die vorgegebenen Eingangshydrographen HQ_{50} , HQ_{20} und HQ_{10} durchgeführt (Abbildung 6.12). Die Hydrographen wurden hierbei, wie auch bei den folgenden Berechnungen in eine Treppenfunktion mit einer konstanten Zeitschrittlänge von 0,5 h umgewandelt. Der Geschiebetransport wurde mit der Transportformel von MEYER-PETER & MÜLLER (1940) berechnet. Abbildung 6.12 zeigt zum einen die vom Abfluss abhängige Geschiebetransportrate, zum anderen die aufsummierte Geschiebefracht nach Passieren der HW-Wellen für das Profil Q1. Das geringfügige Absinken der Geschiebetransportrate im Bereich des Abflussmaximums für HQ_{50} kann mit sinkenden Fließgeschwindigkeiten im Flussschlauch aufgrund eines erhöhten Abflussanteils über die Vorländer erklärt werden. Für den ursprünglichen Zustand ohne Hochwasserrückhaltebecken können unter der Annahme geometrisch weitestgehend ähnlicher Fließquerschnitte und Sohlneigungen diese Transportraten als konstant über den betrachteten Gewässerabschnitt angesehen werden. Es wird somit von einer ausgeglichenen Bilanz des eingetragenen und des ausgetragenen Geschiebematerials ausgegangen. Die Zusammensetzung des Sohlmaterials ändert sich daher nicht signifikant.

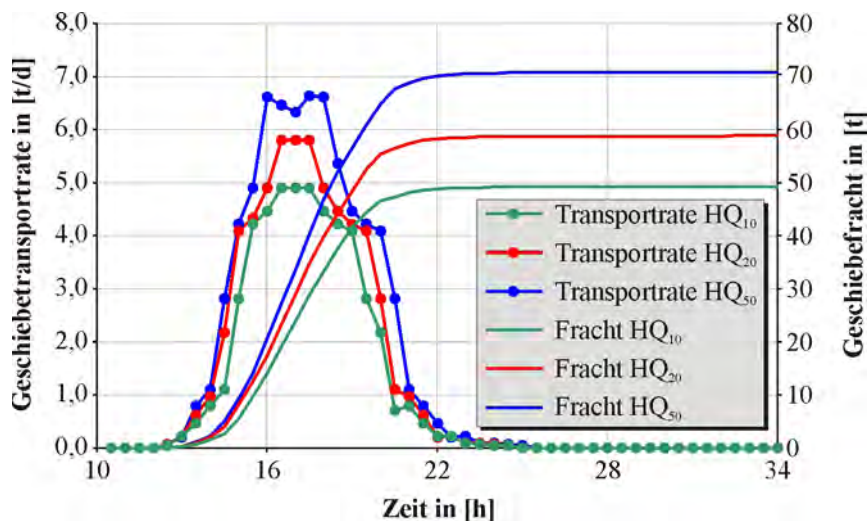


Abbildung 6.12: Geschiebetransportraten bzw. Geschiebefracht aus der Simulation für die HW-Abflüsse HQ_{10} , HQ_{20} und HQ_{50} zwischen den Querschnitten Q0 und Q1 (kein Einstau).

Für die Simulation der Einstauereignisse wurde am unteren Modellrand (QDB) die aus der Berechnung mit HEC-RAS stammende $h(t)$ -Beziehung als Randbedingung eingegeben. Eine Abfluss-Geschiebefracht-Beziehung am oberen Modellrand (Q0) konnte nicht angesetzt werden, da keine Geschiebedaten vorlagen. Um den Geschiebeeintrag in das Hochwasserrückhaltebecken dennoch sinnvoll quantifizieren zu können, wurde die rechnerische Grenze um etwa 1 km nach oberstrom verlagert (Q0) und der Geschiebetransport innerhalb dieses Gewässerabschnitts als Eintrag in das Hochwasserrückhaltebecken interpretiert. Die gewählte Stärke der maximal erodierbaren Schicht an der Flusssohle, für deren Aufbau die Kornzusammensetzung des Profils Q1/2004 angesetzt wurde, betrug 1 m, was jedoch bei der Simulation nicht annähernd erreicht wurde (Abbildung 6.13).

Von besonderem Interesse bei der Simulation war sowohl die in das Hochwasserrückhaltebecken eingetragene als auch die aus dem Hochwasserrückhaltebecken ausgetragene Menge an Geschiebe. Abbildung 6.14 zeigt für die drei HW-Szenarien die Geschiebetransportrate am

Profil G1/2 (Eintrag) sowie am Profil QDB (Austrag) in Abhängigkeit von der Zeit. Das Profil G1/2 liegt bei allen drei HW-Szenarien kurz unterhalb der Stauwurzel, wo mit verstärktem Geschiebeeintrag zu rechnen ist, weswegen dieses Profil als Referenzprofil für den Geschiebeeintrag verwendet wurde. Das Profil Q1 hingegen liegt sowohl für das HQ_{10} als auch für das HQ_{20} oberhalb der Stauwurzel und somit außerhalb des Bereichs, der von Interesse ist. Den Kurven in Abbildung 6.14 ist zu entnehmen, dass zunächst verstärkt Geschiebe eingetragen wird (Profil G1/2). Sobald die Stauwurzel das Profil G1/2 erreicht, gehen die Werte für den Geschiebetransport zurück, da sich der Fließquerschnitt stark vergrößert und damit die Fließgeschwindigkeiten sinken. Sobald die Stauwurzel bei sinkendem Wasserstand wieder flussab wandert, steigen die Transportraten wieder kurzzeitig an. Beim ausgetragenen Geschiebe im Profil QDB erfolgt ein Transport lediglich bis zum Beginn des Einstaus im Hochwasserrückhaltebecken. Danach vergrößert sich der Fließquerschnitt so stark, dass aufgrund der geringeren Fließgeschwindigkeit der Transport größtenteils zum Erliegen kommt.

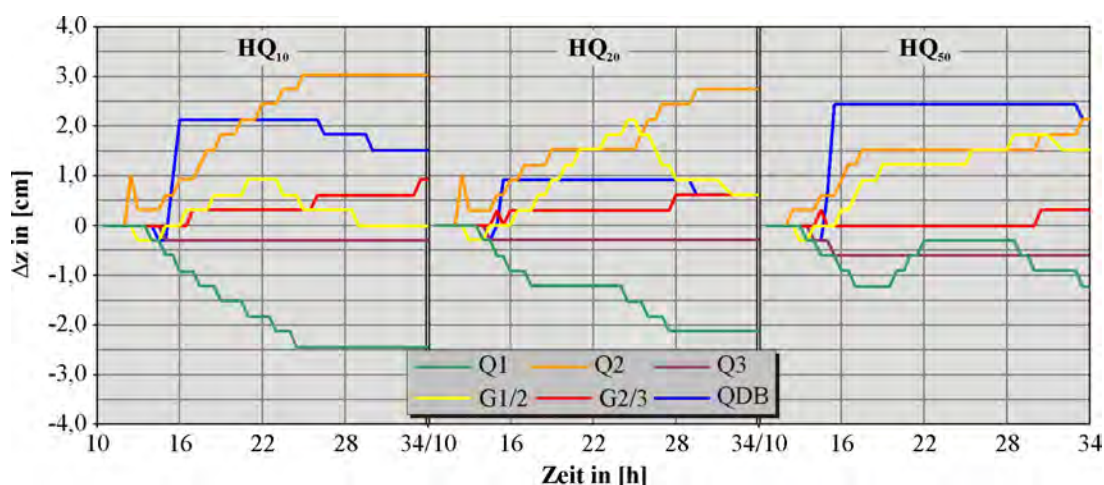


Abbildung 6.13: Sohlevolution der Profile Q1 bis QDB für die verschiedenen HW-Abflüsse.

Generelle Aussagen zur Größe der Transportraten lässt Abbildung 6.14 zunächst nicht zu, da ein Trend weder beim eingetragenen noch beim ausgetragenen Geschiebe ersichtlich ist. Dieser Umstand kann auch Tabelle 6.2 entnommen werden, in welcher die eingetragenen und die ausgetragenen Geschiebefrachten nach 24 h für die drei HW-Ereignisse zusammengestellt wurden. Sowohl beim eingetragenen Geschiebe als auch bei den Nettofrachten ist zu beobachten, dass der Eintrag bei HQ_{50} geringer ausfällt als bei HQ_{20} oder HQ_{10} . Hintergrund hierfür ist, dass das Profil G1/2 bei einem HQ_{50} länger überstaut wird als bei einem HQ_{20} oder HQ_{10} und somit dort über einen längeren Zeitraum geringe Fließgeschwindigkeiten auftreten. Da sich im Einstaufall das Geschiebe vor allem an der Stauwurzel ablagert, die bei einem HQ_{50} relativ weit oberhalb des Profils G1/2 liegt, wird dort auch weniger Geschiebe abgelagert. Der hohe Geschiebeeintrags am Profil G1/2 bei einem HQ_{10} deutet darauf hin, dass sich die Stauwurzel in unmittelbarer Nähe dieses Profils befindet. Die Berechnungen mit HEC-RAS bestätigen dies (max. Wasserstand bei etwa 235 m ü. NN). Auch wenn die alleinige Betrachtung des Profils G1/2 zunächst einen anderen Eindruck vermittelt, so ist doch der gesamte Eintrag ins Becken im Fall eines HQ_{50} höher als bei HW-Ereignissen geringerer Jährlichkeit, da für dieses HW-Ereignis noch die Frachten der sich oberhalb von Profil G1/2 befindenden Querschnitte addiert werden müssen.

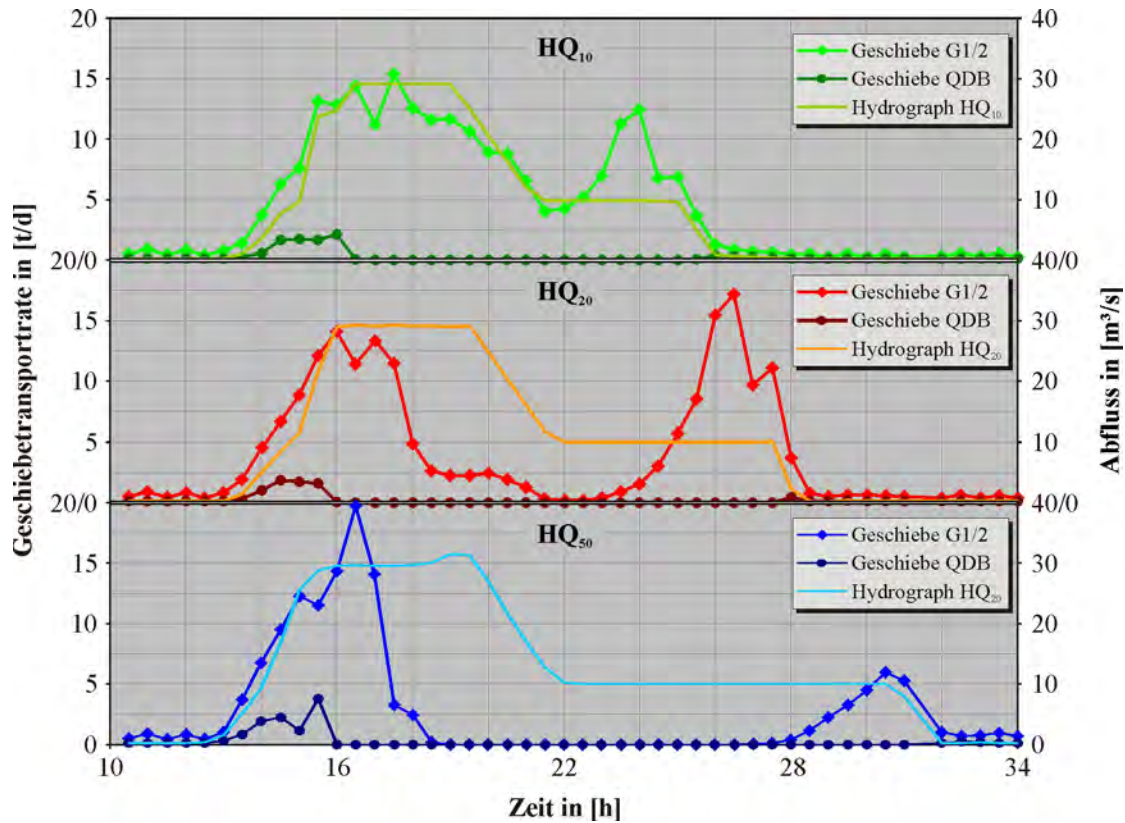


Abbildung 6.14: Geschiebetransportraten des eingetragenen Geschiebes bei Profil G1/2 bzw. des ausgetragenen Geschiebes bei Profil QDB für verschiedene HW-Szenarien.

Tabelle 6.2: Eingebrachte und ausgebrachte Geschiebefrachten bei verschiedenen HW-Ereignissen.

	Gesamtfracht G1/2 (Eintrag) [t]	Gesamtfracht QDB (Austrag) [t]	Nettofracht [t]
HQ ₁₀	231,77	11,79	219,98
HQ ₂₀	191,92	9,29	182,63
HQ ₅₀	132,48	12,31	120,17

Beim Vergleich der Kornverteilungen des ausgetragenen und des eingetragenen Materials (Abbildung 6.15) zeigt sich ein höherer Anteil an Feinmaterial bei dem ausgetragenen Geschiebe, was bedeutet, dass ein Teil des gröberen Materials innerhalb des Einstaubereichs verbleibt. Allerdings ist der Unterschied zwischen den Kornverteilungskurven nicht besonders ausgeprägt. Bei allen Kornverteilungskurven handelt es sich um schluffige, schwach kiesige Sande bei etwa gleichbleibendem Sandanteil (etwa 70%). Der Vergleich des transportierten Geschiebes mit dem in der Flusssohle vorhandenen Material zeigt, dass die kiesige Grundstruktur des Sohlmaterials, welche ungefähr 80% des Materials ausmacht, weitestgehend erhalten bleibt. Es kann davon ausgegangen werden, dass der nächste etwas höhere Abfluss ohne Einstau den Anteil der ausgetragenen feinen Kornfraktionen rasch wieder ansteigen lässt.

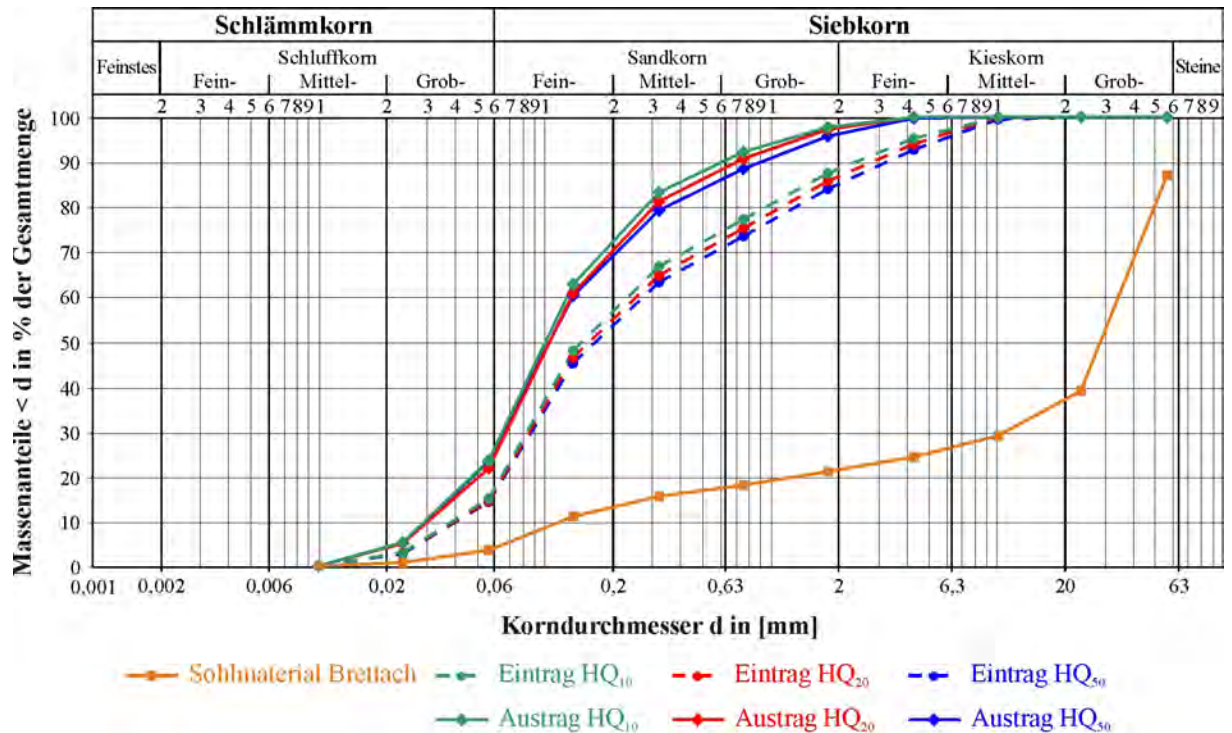


Abbildung 6.15: Kornverteilungen des eingetragenen und des ausgetragenen Materials.

6.2 Ökologische Untersuchungen (Institut für Landespflege)

Die Arten des Makrozoobenthos sind in besonderer Weise von den Auswirkungen eines Einstaus betroffen, da sie häufig sensibel auf Änderungen der Umweltparameter reagieren und im Vergleich zu Fischen meist nur eine geringe Mobilität aufweisen. Um einen Referenzzustand zu erfassen, wurde im Sommer und Herbst 2005 die Zusammensetzung des Makrozoobenthos an den Hochwasserrückhaltebecken Insenbach S43, Mönchzell M18 und Freiburg Nord bei Normalabfluss erfasst. Die Proben wurden oberhalb und unterhalb des Hochwasserrückhaltebeckens und im Durchlassbereich mittels semiquantitativem, substratspezifischem Kicksampling aufgenommen. Nach einem Einstauereignis wurde die Probennahme wiederholt und die Artenzusammensetzung sowie die Abundanz verglichen.

6.2.1 Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord am Schobbach

Der „ungestörte“ Referenzzustand der Makrozoobenthosfauna am Hochwasserrückhaltebecken Nord wurde am 7. Oktober 2005 an drei Probestellen oberhalb, unterhalb und am Rückhaltebecken mittels Kicksampling erfasst. Der Rohrdurchlass war sedimentfrei und nicht besiedelt. Am 8. und 9. März 2006 kam es zu einem kleineren Einstauereignis (Abbildung 6.16), bei dem das Becken zum Teil gefüllt wurde. Obwohl der Einstau nur wenige Stunden dauerte, wurden größere Mengen Geschwemmsel und Schlamm vor dem Durchlass abgelagert. Da der Grobrechen zugesetzt war, kam es stellenweise zu erheblichen hydraulischen Belastungen.



Abbildung 6.16: Das Rückhaltebecken Freiburg Nord am Schobbach nach dem Einstau vom 8.-9. März 2006. Das Becken war nur zum Teil gefüllt (Bild links oben), dennoch wurde eine große Menge Geschwemmsel und Schlamm abgelagert (die Bilder wurden am 10. März aufgenommen).

Nachdem die Trübung des Wassers so weit zurückgegangen war, dass eine Beprobung möglich war, wurden am 13. März, also vier Tage nach dem Einstau, das Makrozoobenthos an den drei Probestellen erneut erfasst. Zudem wurde zusätzlich der Kastendurchlass im Bauwerk beprobt. Der Rohrdurchlass war zu diesem Zeitpunkt nicht besiedelt. Die Proben wurden soweit wie möglich auf Artniveau ausgewertet. Für den Vergleich der drei Probestellen wurden die Funde auf den verschiedenen Substrattypen für jede Probestelle zusammengefasst. Die Ergebnisse sind in Tabelle 6.3 und Abbildung 6.17 dargestellt.

Es zeigt sich, dass die Artenzahl und die Individuenzahl nach dem Einstau an der Probestelle „vor dem Durchlass“ (D) deutlich abnehmen, während sie oberhalb und unterhalb des Hochwasserrückhaltebeckens zunehmen (Tabelle 6.4). Um statistisch abgesicherte Aussagen zu erlangen, wurden die Proben vom Oktober 2005 und die vom März 2003 mit Hilfe des Wilcoxon Matched Pairs-Tests miteinander verglichen. Die Tests ergaben signifikanten Unterschiede ($p < 0,005$) für die Probestelle oberhalb des Beckens (O), mäßige Signifikanz ($p = 0,076$) für die Probestelle unmittelbar vor dem Durchlass (D) und keinen signifikanten Unterschied ($p = 0,657$) für die Probestelle unterhalb des Beckens (U).

Tabelle 6.3: Zusammensetzung der Makrozoobenthosproben am Schobbach im Oktober 2005 und März 2006.

Taxa		Oberhalb		Vor Durchlass		Rohr- und Kastendurchlass		Unterlauf	
		07.10.05	13.03.06	07.10.05	13.03.06	07.10.05	13.03.06	07.10.05	13.03.06
Coleoptera	<i>Dryops spp.</i>	1							
	<i>Elmis aenea</i>			11					
	<i>Elmis spp.</i>							15	
	<i>Hydraena spp.</i>							1	
	<i>Limnius volkmari</i>		7					3	4
	<i>Seolus spp.</i>							3	
Crustacea	<i>Asellus aquaticus</i>	1	3	1				1	
	<i>Cyclopodidae</i>								25
	<i>Gammarus fossarum</i>	38	1	7			3	5	14
	<i>Gammarus pulex</i>		1	4	3		5	3	1
	<i>Herpetocypris reptans</i>						1		4
	<i>Jaera spp.</i>		1						1
Diptera	<i>Atherix ibis</i>							1	
	<i>Baezzia sp.</i>		3						1
	<i>Chironomidae</i>		10	1	2		2	1	50
	<i>Dolichopodidae</i>	1							
	<i>Limoniidae</i>		1						1
	<i>Orthoclaadiinae</i>	1	11	1	5		1	1	12
	<i>Prodiamesinae</i>	1							38
	<i>Sciomyzidae</i>				1				
	<i>Simulium sp.</i>	5	12					10	
	<i>Stenochironomus sp.</i>		1						1
	<i>Tanypodinae</i>		3		1		1		4
Ephemeroptera	<i>Baetis sp.</i>	5	89	2	3		2	42	34
	<i>Ecdyonurus sp.</i>		13						4
	<i>Epeorus assimilis</i>		1						
	<i>Ephemerella danica</i>						2		
	<i>Ephemerella sp.</i>						2		1
	<i>Habroleptoides confusa</i>		3						
	<i>Heptagenia c.f. sulphurea</i>							3	
	<i>Rhitrogena sp.</i>								1
Heteroptera	<i>Notonecta spp.</i>	10							
Hirudinea	<i>Erpobdella octoculata</i>	6	2	3				4	
	<i>Glossiphonia complanata</i>			2					

keine Beprobung des Kastendurchlasses. Im Betonrohr wurden keine Tiere gefunden

Taxa		Oberhalb		Vor Durchlass		Rohr- und Kastendurchlass		Unterlauf	
		07.10.05	13.03.06	07.10.05	13.03.06	07.10.05	13.03.06	07.10.05	13.03.06
Mollusca	<i>Ancylus fluviatilis</i>			1				2	
	<i>Bythinella spp.</i>	1						1	
	<i>Gyraulus albus</i>						1		
	<i>Physa fontinalis</i>	1						1	
	<i>Pisidium sp.</i>				3			6	165
	<i>Potamopyrgus jenkinsi</i>							100	50
Odonata	<i>Calypteryx virgo</i>	1		4					
	<i>Onychogomphus forcipatus</i>		1						
	<i>Ophiogomphus serpentinus</i>	3		2	4		1	10	
Oligochaeta	<i>Cystobranchus mamillatus</i>								1
	<i>Eiseniella tetraedra</i>			1				1	1
	<i>Haemonais waldvogeli</i>				1				
	Lubriculidae	1							
	<i>Tubifex. sp.</i>		23						80
Plecoptera	<i>Isoperla sp.</i>		29		5		19		35
Trichoptera	<i>Anabolia nervosa</i>						5		
	<i>Enoicyla pusilla</i>		3		1				
	<i>Goera pilosa</i>		1	4			2	2	2
	<i>Hydropsyche sp.</i>		12	3				3	1
	<i>Lepidostoma hirsutum</i>						4		1
	<i>Leptocella gracilis</i>	6		5					
	<i>Limnephilus lunatus</i>						1		
	<i>Mystacides azurea</i>	1					1	2	
	<i>Oecetis testacea</i>							1	
	<i>Parachiona pipicornis</i>		1						
	<i>Potamophylax rotundipennis</i>			1					
	<i>Rhyacophila sp.</i>		2						1
	<i>Sericostoma sp.</i>								1
	<i>Silo nigricornis</i>			2				6	1
	<i>Silo pallipes</i>		1				1		
<i>Silo piceus</i>						1			
Summe		45	192	60	28		44	114	135

keine Beprobung des Kastendurchlasses. Im Betonrohr wurden keine Tiere gefunden

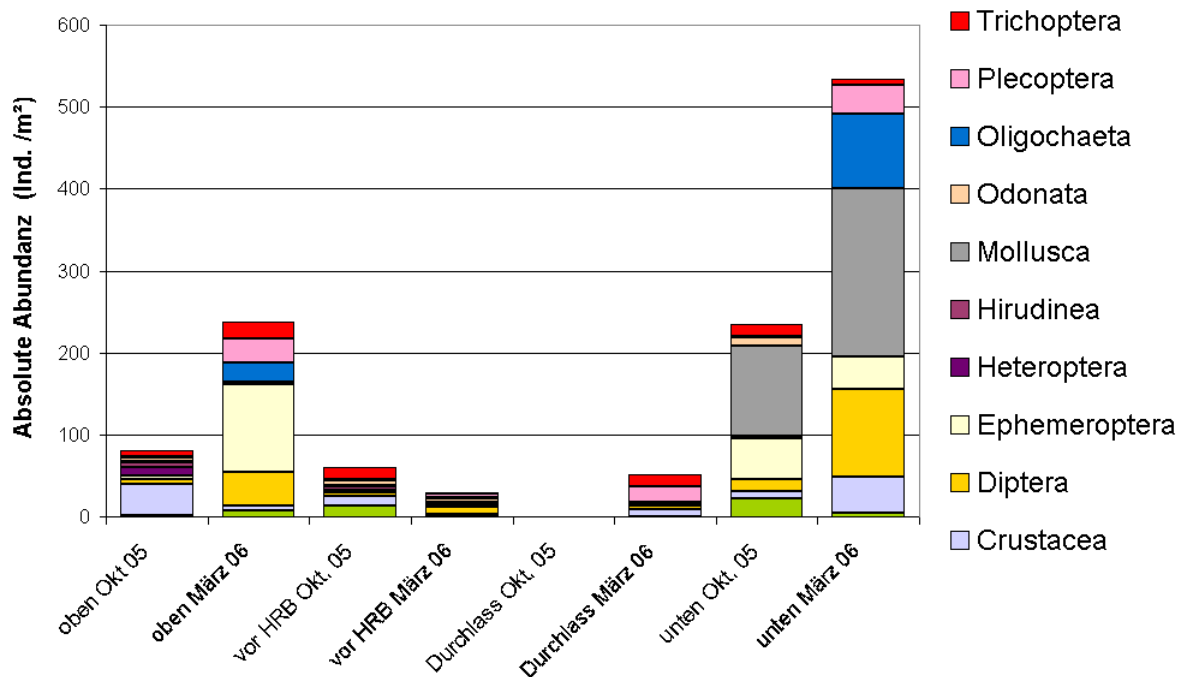


Abbildung 6.17: Vergleich der Zusammensetzung der Makrozoobenthosfauna an vier Probestellen am Schobach in den Monaten Oktober 2005 und März 2006. Im Oktober wurde der Durchlass nicht beprobt! Die Proben im März 2006 wurden nach einem kleineren Hochwasserereignis genommen.

Tabelle 6.4: Vergleich der Abundanz und der Artenzahlen vor und nach einem Einstau am Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord.

Probenahme	oberhalb HRB (O)		vor dem Durchlass (D)		unterhalb HRB (U)	
	Individuen/m ²	Arten	Individuen/m ²	Arten	Individuen/m ²	Arten
07.10.05	76	19	63	26	207	33
13.03.06	224	39	31	14	549	44

Die Abnahme sowohl der Individuen- als auch der Artenzahlen im Rückhalteraum unmittelbar vor dem Durchlass bestätigt Aussagen von JUNGWIRTH et al. (2003), nach denen die Benthosfauna durch ein Einstauereignis dezimiert wird. Hier dürfte sowohl die Ablagerung von Feinsedimenten als auch die große hydraulische Belastung im Einlaufbereich eine Rolle gespielt haben. Nicht sicher klären lässt sich die Frage, weshalb oberhalb und unterhalb des Hochwasserrückhaltebeckens die Artenzahl und Individuenzahl nach dem Hochwasser größer ist als davor. Möglicherweise hängt dies mit saisonalen Effekten zusammen. Im Oktober sind die Larven vieler Arten noch deutlich kleiner als im Frühjahr und werden bei der Probennahme unter Umständen übersehen bzw. mit dem Kescher nicht erfasst, da sie sich im Lückensystem aufhalten. Erst die älteren Larvenstadien sind groß genug bzw. kommen an die Substratoberfläche, so dass sie beim Kicksampling adäquat erfasst werden können.

6.2.2 Hochwasserrückhaltebecken S43 am Insenbach

Anhaltende Starkniederschläge führten am 07 Juli 2006 zu einem erhöhten Abfluss des Insenbachs und zu einem Einstau des Hochwasserrückhaltebeckens S43. Die Einstauhöhe betrug am Becken ca. 2,15 m über der Bachsohle, die Einstaudauer war jedoch mit nur wenigen Stunden recht kurz. Nach Aussagen des zuständigen Betreibers fand ein stark erhöhter Sedimenteintrag in das Gewässer statt (Abbildung 6.18). Am darauf folgenden Tag wurde die Räumung des Einlaufbereichs von Geschwemmsel und Treibholzansammlungen durchgeführt. Auswirkungen auf die Gewässersohle konnten nicht beobachtet werden. Bei Ablassen des Beckens wurde das eingetragene Material größtenteils abtransportiert. Es konnte nur eine stärkere Trübung des Wasserkörpers durch mitgeführtes Feinmaterial festgestellt werden (Abbildung 6.19).



Abbildung 6.18: Sedimenteintrag nach Einstauereignis am Hochwasserrückhaltebecken S43.



Abbildung 6.19: Trübung des Gewässers nach Hochwasser am Hochwasserrückhaltebecken S43.

Am 12. Juli wurden Beprobungen unmittelbar am Rückhaltebecken („am HRB“) sowie an der etwa 2 km oberhalb des Beckens gelegene Referenzstelle („oben“) durchgeführt. Um eine etwaige Wiederbesiedlung zu untersuchen, wurden am 21. Juli weitere Proben genommen.

Abbildung 6.20 zeigt die Individuendichte pro m^2 und die Gesamtartenzahl an der Referenzstelle oberhalb des Rückhaltebeckens. Die Individuendichte sinkt kurz nach dem Einstauereignis etwas, steigt bei der dritten Beprobung jedoch wieder an. Die Gesamtartenzahl ist zwei Wochen nach dem Hochwasser etwas geringer als vor und kurz nach dem Ereignis.

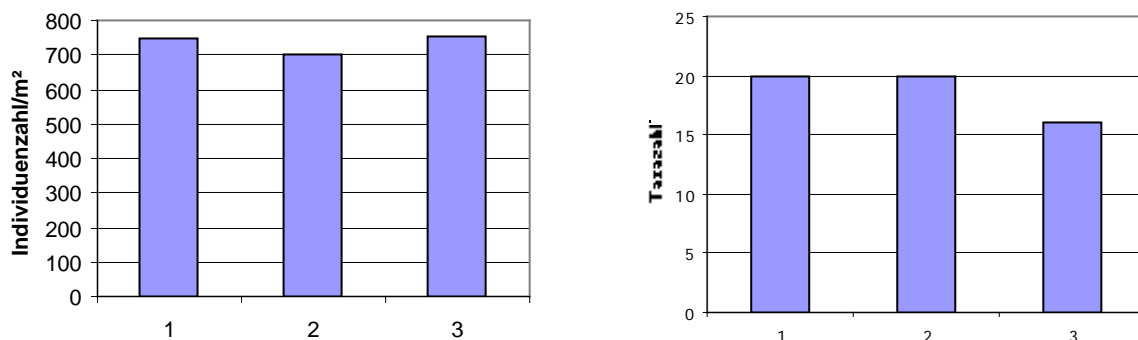


Abbildung 6.20: Individuendichte und Gesamtartenzahl der Referenzprobestelle an den drei Beprobungsterminen (1 = 5. April, 2 = 12. Juli, 3 = 21. Juli).

Abbildung 6.21 zeigt die Abundanz der an den drei Beprobungstagen gefundenen Taxa an der oberen Probestelle:

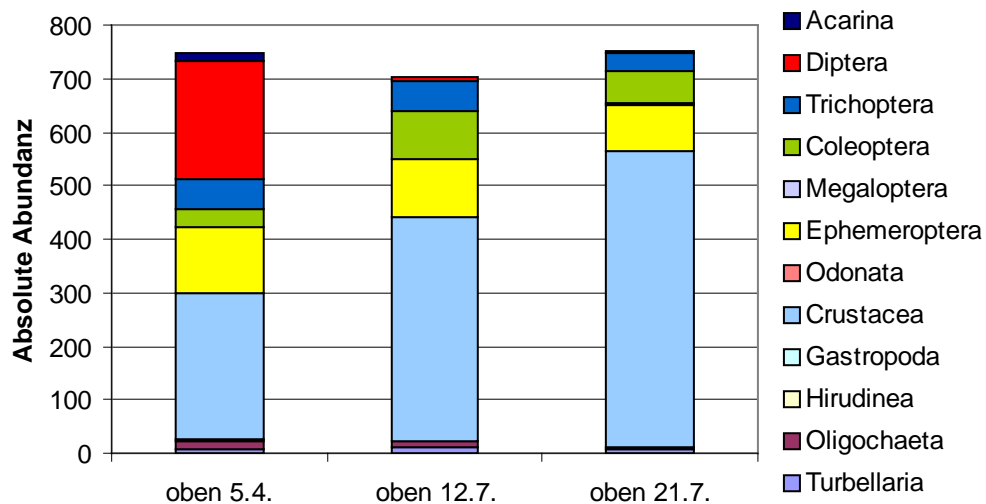


Abbildung 6.21: Taxonomische Struktur an der oberen Probestelle an den 3 Beprobungsterminen.

Deutlich zu sehen ist die Zunahme der Crustacea (*Gammarus* spp.) und die Abnahme der Dipteren nach dem Hochwasser. Bei den Dipteren sind es vorrangig die Chironomiden, die nach dem Hochwasser in den Proben kaum noch nachweisbar waren (nur sieben bzw. fünf Individuen). Auch Kriebelmücken wurden nicht mehr nachgewiesen, vereinzelt traten andere Dipterenarten auf. Die Gammaridenzahl ist bei der Kontrollbeprobung noch einmal angestiegen und hat sich im Vergleich zur ersten Beprobung verdoppelt. Am 21.07.2006 stellen die Gammariden 73% aller Individuen. Dafür gehen die Individuenzahlen der Ephemeroptera und der Trichoptera zurück. Der Rückgang ist bei der ersten Beprobung nach dem Hochwasser noch nicht so stark und wird erst bei der anschließenden Kontrollbeprobung deutlicher. Bei den Eintagsfliegen tritt eine Artenverschiebung nach dem Hochwasser auf: Die Abundanz von *Baetis* spp. sinkt von 41 Individuen im April auf nur noch neun Individuen im Juli. Dafür steigt die Abundanz von *Ephemera danica* und *Habrophlebia lauta* (Tabelle 6.5). Bei den Trichopteren verringert sich die Abundanz von *Sericostoma* spp. und es fallen Arten bei der Kontrollbeprobung aus (*Hydropsyche* spp., *Plectrocnemia* spp.).

Abbildung 6.22 zeigt die Gesamtindividuumdichte und die Gesamtartenzahl der Probestelle am Rückhaltebecken. Die Individuumdichte pro m² ändert sich zwischen den beiden ersten Probenahmen kaum, bei der Kontrollbeprobung am 21.7. ist allerdings ein leichter Rückgang in der Individuumdichte zu verzeichnen. Die Gesamtartenzahl nimmt nach dem Einstau geringfügig ab.

Tabelle 6.5: Vergleich der Alphadiversität der oberen Referenzprobestelle an den Beprobungsterminen (H^{\max} = maximaler Diversitätswert der Probestelle).

Ordnung	Familie/Gattung/Art	Individuenzahl S43 oben		
		05.04.	12.07.	21.07.
Crustacea	<i>Gammarus</i> spp.	272	419	552
Ephemeroptera	<i>Baetis</i> spp.	41	9	9
	<i>Ephemera danica</i>	37	80	67
	<i>Habrophlebia lauta</i>	3	16	12
Trichoptera	<i>Chaetopteryx</i> spp.	10	15	12
	<i>Sericostoma</i> spp.	33	27	17
Diptera	Chironomidae (hell)	220	3	3
	Simuliidae	8	-	-

Tabelle 6.6: Vergleich der Alphadiversität der oberen Referenzprobestelle an den Beprobungsterminen (H^{\max} = maximaler Diversitätswert der Probestelle).

Probestelle	Ind./m ²	Gesamttaxa	H^{\max}	SHANNON-Index	Evenness
S43 oben	748	20	3,33	1,96	0,65
S43 oben 12.7.	702	20	3,00	1,52	0,51
S43 oben 21.7.	753	16	2,77	1,10	0,40

Abbildung 6.22 zeigt die Gesamtindividuedichte und die Gesamtartenzahl der Probestelle am Rückhaltebecken. Die Individuedichte pro m² ändert sich zwischen den beiden ersten Probenahmen kaum, bei der Kontrollbeprobung am 21.07. ist allerdings ein leichter Rückgang in der Individuedichte zu verzeichnen. Die Gesamtartenzahl nimmt nach dem Einstau geringfügig ab.

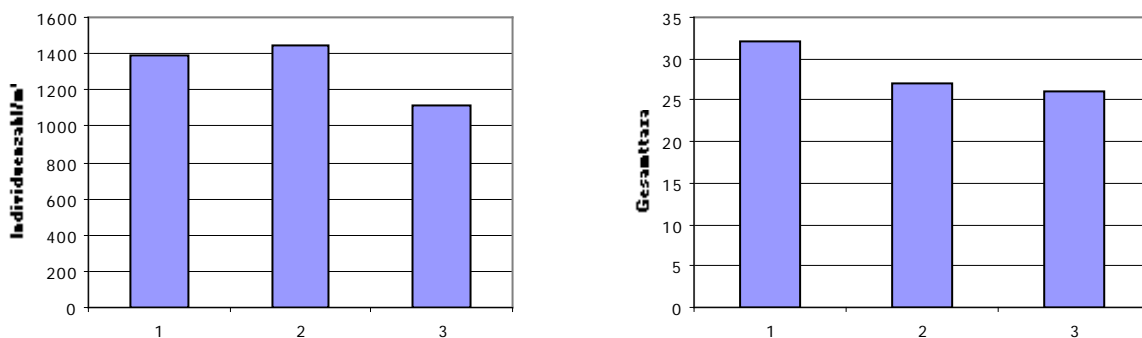


Abbildung 6.22: Individuedichte und Gesamtartenzahl am Hochwasserrückhaltebecken an den drei Beprobungsterminen (1= 5. April, 2=12. Juli, 3=21. Juli).

Bei den am Rückhaltebecken gesammelten Proben ergibt sich ein ähnliches Bild wie bei der oberen Probestelle. So ist auch hier der Rückgang der Dipteren nach dem Hochwasser auffällig

(Abbildung 6.23). Dafür steigt die Anzahl der Crustaceen nach dem Ereignis. Bei den Dipteren geht die Individuendichte der Chironomiden von fast 400 Individuen auf 31 pro m² zurück. Simuliiden sind schon im April am Hochwasserrückhaltebecken kaum vorhanden und im Juli nicht mehr gefunden worden. Andere Dipteren treten an allen Probeterminen in geringer Abundanz auf.

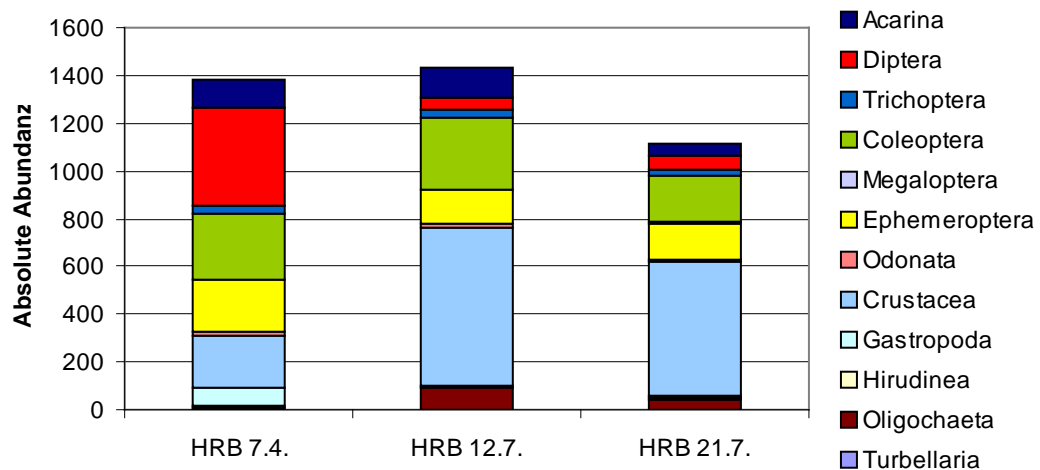


Abbildung 6.23: Taxonomische Struktur am Hochwasserrückhaltebecken an den drei Beprobungsterminen.

Die Individuendichte der Trichopteren ist insgesamt nur sehr gering (< 3%). Ihre Abundanz wird von der ersten zur dritten Beprobung geringer, aber nicht sprunghaft, die Artenanzahl schwankt zwischen fünf bis sieben Taxa. Bei den Ephemeroptera sinkt die Individuendichte nach dem Einstauereignis und bleibt auf niedrigem Niveau. Die Artenanzahl bleibt gleich, zwischen den Arten tritt jedoch eine Verschiebung auf (Tabelle 6.8): So geht *Baetis* spp. in ihrer Abundanz von 68 Individuen auf zwölf bzw. 22 Individuen zurück. *Centroptilum luteolum* wird direkt nach dem Einstauereignis nur noch vereinzelt angetroffen (4 Ind.), die Individuenzahl steigt jedoch wieder auf 72 Individuen. *Ephemerella ignita* tritt nach dem Ereignis mit einer relativ hohen Individuenzahl neu hinzu und bei *Habrophlebia lauta* sind im Juli höhere Individuendichten zu verzeichnen.

Ein Vergleich des Diversitätsindex zeigt, dass auch am Hochwasserrückhaltebecken die Alphadiversität der Probestelle nach dem Hochwasser abnimmt (Tabelle 6.9).

Bei der Anwendung der Ähnlichkeitskoeffizienten zwischen der oberen Probestelle und der am Hochwasserrückhaltebecken an den drei Beprobungsterminen sind die Ähnlichkeiten in Bezug auf die Dominanzverhältnisse relativ hoch (65%). Hinsichtlich des Artenspektrums liegen die Werte noch darunter. Ein Vergleich der Werte zwischen den Terminen zeigt keine Veränderung zwischen den Probestellen nach dem Hochwasser und bei der Kontrollbeprobung (Tabelle 6.9).

Tabelle 6.7: Vergleich der Abundanz wichtiger Taxa zwischen den Beprobungsterminen am Hochwasserrückhaltebecken (P=Puppe).

Ordnung	Familie/Gattung/Art	Individuenzahl S43 HRB		
		05.04.	12.07.	21.07.
Crustacea	<i>Gammarus</i> spp.	218	663	522
Odonata	<i>Calopteryx virgo</i>	20	14	9
Ephemeroptera	<i>Baetis</i> spp.	68	12	22
	<i>Centroptilum luteolum</i>	97	4	72
	<i>Ephemerella ignita</i>	-	88	42
	<i>Habrophlebia lauta</i>	7	36	15
Trichoptera	<i>Lasiocephala basalis</i>	14	16(P)	13(P)
	<i>Sericostoma</i> spp.	7	3	1
Diptera	Chironomidae (hell)	398	31	52
	Simuliidae	2	-	-

Tabelle 6.8: Vergleich der Alphadiversität am Hochwasserrückhaltebecken an den Beprobungsterminen

Probestelle	Ind./m ²	Gesamttaxa	H' max	SHANNON-Index	Evenness
S43 HRB	1388	32	3,47	2,26	0,65
S43 HRB 12.7.	1449	27	3,30	1,82	0,55
S43 HRB 21.7.	1117	26	3,26	1,85	0,57

Tabelle 6.9: Ähnlichkeitskoeffizienten zwischen den Probestellen Hochwasserrückhaltebecken und der Referenzstelle oberhalb des Hochwasserrückhaltebeckens vor und nach dem Hochwasser.

Datum	Gemeinsame Taxa	RENKONENSche Zahl %	SØRENSEN-Index %
05./07.04 2006	14	65	54
12.07.2006	14	65	60
21.07.2006	13	63	62

6.3 Diskussion

Die Ergebnisse der durchgeführten Untersuchungen bezüglich des Staubetriebs von Hochwasserrückhaltebecken und hier vor allem die Ergebnisse aus der numerischen Simulation zeigen, dass durch die Errichtung von Hochwasserrückhaltebecken eine Veränderung der Geschiebtransportdynamik auftritt. Der Einstau eines Hochwasserrückhaltebeckens hat zur Folge, dass ein Teil des transportierten Materials im Becken und dort vor allem im Bereich der Stauwurzel verbleibt. Bei dem untersuchten Hochwasserrückhaltebecken A4 wurde jedoch keine signifikante Veränderung der Sohle innerhalb des Beckens festgestellt. Aufgrund der

geringen Einstauhäufigkeit des Beckens sind Sohlveränderungen von +/- 3 cm als vernachlässigbar einzustufen. Die Veränderung der Substratzusammensetzung war beim betrachteten Beispiel ebenfalls gering, zumal von einer relativ schnellen Regeneration der Sohle auszugehen ist. Da die Brettach ein Gewässer mit einem hohen Anteil an Grobmaterial in der Gewässersohle ist, können diese Aussagen auf Gewässer mit einer feinkörnigeren Sohlstruktur (z.B. Insensbach) übertragen werden.

Die Interpretation der Ergebnisse kann jedoch nur auf einem sehr generellen Niveau erfolgen, da die numerische Simulation gezeigt hat, dass eine instationäre Berechnung des Geschiebetransports mit den verwendeten Programmen HEC-RAS und HEC-6 auf lediglich geringer Datenbasis nur mit einer Reihe vereinfachender Annahmen möglich ist. Vor allem die erforderliche Festlegung auf einen Hydrographen bei der Berechnung des Einstaus erzeugt einen systematischen Fehler. So sind bei der Verwendung des Hydrographen, der direkt vor dem Absperrdamm auftritt, die Ergebnisse oberstrom systematisch fehlerbehaftet und zwar umso stärker, je weiter oberstrom die betrachteten Querschnitte liegen. Qualitativ können die Ergebnisse jedoch verwendet werden, wie ein Vergleich der Berechnungen mit Beobachtungen an anderen Hochwasserrückhaltebecken zeigen.

Betrachtet man die Untersuchungsergebnisse vom Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord, so kann eine unmittelbar im Staubereich beim Durchlass eine deutliche Abnahme der Individuendichte und der Taxazahl festgestellt werden. Auch ist bezüglich der Abundanz eine Verschiebung von den Trichopteren und Crustaceen hin zu den Dipteren zu erkennen. Dies kann vermutlich auf die hydraulische Belastung während des Hochwassers und auf die verstärkte Ablagerung von Feinsand und Schlamm zurückgeführt werden. Die unterhalb und oberhalb des Hochwasserrückhaltebeckens erhöhten Taxa und Individuenzahlen stehen vermutlich nicht mit dem Hochwasser in Zusammenhang, sondern lassen sich durch saisonale Effekte und die besser Auffindbarkeit der Tiere im Frühjahr erklären. Negative Auswirkungen des Einstaus auf die etwa 50 m unterhalb gelegene Probestelle am Schobbach konnten nicht beobachtet werden.

Die Auswirkungen des Hochwassers am Insensbach sind im Vergleich zum Hochwasserrückhaltebecken Nord eher gering. So sinken die Individuendichten und die Artenzahlen unmittelbar am Hochwasserrückhaltebecken nur geringfügig. Allerdings lässt sich auch hier eine Verschiebung in der Populationszusammensetzung beobachten, und zwar sowohl an der Probestelle am Hochwasserrückhaltebecken als auch an der oberhalb gelegenen Referenzstelle. Dazu gehört die starke Abnahme der Chironomiden, welche jedoch vermutlich auf die Emergenz der Tiere zurückzuführen ist. *Gammarus* spp. zeigt dagegen einen drastischen Anstieg in der Individuenzahl. Auch das Vorkommen von *Elmis* spp. ist besonders an der oberen Probestelle erhöht. *Gammarus* spp. und *Elmis* spp. können als holoarktische Arten in ihrer Abundanz zunehmen, wenn die Individuendichte der anderen Arten durch Emergenz verringert wird.

Bei den Eintagsfliegen ist die Individuendichte an beiden Probestellen verringert. Auffällig ist der drastische Rückgang von *Baetis* spp. und *Centroptilum luteolum*. Dafür steigen die Vorkommen von *Habrophlebia lauta* und *Ephemerella ignita*. Letztere konnte besonders am Hochwasserrückhaltebecken mit relativ hoher Individuenzahl (88) nachgewiesen werden. Da *Baetis* spp. und *Centroptilum luteolum* bei der nachfolgenden Kontrollbeprobung besonders am Hochwasserrückhaltebecken wieder etwas häufiger vorkamen, kann von einer Beeinträchtigung dieser Arten durch das Hochwasser ausgegangen werden.

Die Gesamttaxazahl ist an der oberen Stelle nicht und am Hochwasserrückhaltebecken nur geringfügig kleiner geworden. Die Individuenzahlen/m² gleichen den vorigen Proben vom

April. Betrachtet man die Diversitätswerte, so zeigt sich bei beiden Probestellen ein Rückgang des SHANNON-Diversitätswertes. Die ebenfalls rückläufigen Evennesswerte bestätigen den Zusammenhang mit der Zunahme der Individuendichte einzelner Arten (*Gammarus* spp.). Ein Vergleich der Probestellen durch die berechneten Ähnlichkeitskoeffizienten zeigt für beide Probestellen eine relativ hohe Ähnlichkeit hinsichtlich der Artenzusammensetzung vor und nach dem Hochwasser. Die Ähnlichkeit hinsichtlich der Dominanzverhältnisse ist nicht so hoch. Dies ist begründet in der Zunahme von *Gammarus* spp. nach dem Hochwasser. Diese Art stellt nunmehr 46% der Individuenzahlen am Hochwasserrückhaltebecken und 60% an der oberen Probestelle. Der Vergleich zwischen den zwei Probestellen an jedem Probetermin zeigt nur geringe Unterschiede bei den Ähnlichkeitskoeffizienten. Hieraus lässt sich erkennen, dass es zu keinen Unterschieden zwischen dem Hochwasserrückhaltebecken und der Referenzprobestelle nach dem Hochwasser gekommen ist. Die geringfügige Erhöhung des SØRENSENWertes zeigt eine stärkere Übereinstimmung der Probestellen hinsichtlich des Artenspektrums nach dem Hochwasser.

Anhand des Populationsvergleiches können keine Auswirkungen festgestellt werden, die durch den Einstau ausgelöst nur die Probestelle am Hochwasserrückhaltebecken betreffen. Die beobachteten Veränderungen sind jahreszeitlich bedingt. Sicher haben der erhöhte Abfluss und die dadurch veränderten hydraulischen Bedingungen ebenfalls Änderungen hervorgerufen. Diese betrafen jedoch beide Probestellen. Zu den Ergebnissen trägt mit Sicherheit auch die kurze Dauer des Einstaus bei. Ein länger anhaltender Einstau führt möglicherweise zum Ausfall mehrerer Arten (KONOLD et al. 1994).

Eine ähnliche Untersuchung der Gesellschaft für angewandte Ökologie (GEFAÖ o.J.) am Hochwasserrückhaltebecken Insenbach konnte Unterschiede in der Artenzusammensetzung nach einem Einstauereignis im Vergleich zu fehlenden Hochwasserereignissen im Folgejahr feststellen. Die ersten Untersuchungen der GEFAÖ fanden sechs Wochen nach einem Einstauereignis mit einer Einstauhöhe von 2,66 m über der Bachsohle statt. Es konnte damals ein hoher Eintrag von Schlamm und Feinsediment beobachtet werden, der eine bis zu 20 cm dicke Schicht auf der Steinsohle bildete. Dies war besonders im oberen Teil des Durchlasses bis zum Schieber der Fall. Die Arten mit der höchsten Individuendichte waren Chironomiden. Die Taxazahlen unterschieden sich deutlich zum nächsten Jahr. Im Durchlassbereich und unterhalb sind nach dem Hochwasser geringere Arten- und Individuenzahlen als an den anderen Probestellen festgestellt worden. Im Vergleich dazu zeigte sich die Population im Herbst des darauf folgenden Jahres, in dem kein Einstau stattfand, mit höheren Arten- und Individuenzahlen (GEFAÖ o.J.).

Die Untersuchungen konnten diese Unterschiede nicht bestätigen. Die Substratverhältnisse glichen nach dem Einstau größtenteils den vorigen, obwohl das Ereignis erst fünf Tage zurücklag. Demzufolge müssen die Abflussverhältnisse dafür gesorgt haben, dass sich das mitgeführte Feinmaterial nicht lang anhaltend absetzen konnte. Im und unterhalb des Durchlasses ist die Ablagerung des Feinmaterials auf der Steinsohle allerdings immer noch als zu hoch einzuordnen. Möglicherweise setzt sich bei länger andauerndem Niedrigwasser sogar mehr Feinsediment ab und wird bei einem Einstauereignis abgespült. Da dieser Eintrag von Feinsedimenten größtenteils auf der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung beruht und durch das Hochwasserrückhaltebecken das Absetzen des Feinmaterials in dem Bereich gefördert wird, sollten entsprechende Gegenmaßnahmen ergriffen werden. Solche als Barrieren wirkende Bereiche können zu einer Isolierung von (Teil-) Populationen durch die erschwerten oder behinderten Wanderungsbewegungen führen.

7. Bewertung bestehender Hochwasserrückhaltebecken (Institut für Landespflege)

Für die Bewertung der Durchgängigkeit bestehender Hochwasserrückhaltebecken wurden sechs Becken unterschiedlicher Bauart ausgesucht (Tabelle 7.1). Das ursprünglich für die Untersuchungen vorgesehene Becken Binsenklinge S28 bei Sinsheim konnte nicht untersucht werden, da das Gewässer regelmäßig und über längere Zeit trocken fällt. Auch andere Becken des Zweckverbands Elsenz-Schwarzbach waren aufgrund nur temporärer Wasserführung ungeeignet. Als Ersatz wurde das Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord am Schobbach in das Untersuchungsprogramm aufgenommen.

Tabelle 7.1: *Untersuchte Hochwasserrückhaltebecken.*

Gewässer	Gemarkung	HRB	Gewässertyp	Durchlass
Stadtseebach	Weinsberg	Stadtseebach	Lös/Lehmge- wässer	offenes Kastenprofil mit Öko- und Steuerschieber
Schwarzbach	Waibstadt	Waibstadt W18	Buntsandstein	offenes Kastenprofil, Fischbauchklappen und zwei Tiefenschütze
Insenbach	Sinsheim- Steinsfurt	Insenbach S43	Lös/Lehmge- wässer	großer Rohrdurchlass
Lobbach	Meckesheim- Mönchzell	Mönchzell M18	Buntsandstein	offenes Kastenprofil mit Öko- und Steuerschieber
Lobbach	Lobbach-Wald- wimmersbach	Haager Tal M6	Buntsandstein	geschlossenes Kastenprofil
Schobbach	Freiburg, Gundelfingen	Freiburg Nord	Schwemmkegel- bach, silikatisch	Rohrdurchlass

An allen Beckenstandorten wurde Folgendes untersucht

- strukturelle Gegebenheiten,
- das Makrozoobenthos,
- die Fischzönose und
- die Laufkäferzönose.

Die Laufkäfer wurden nur an drei Standorten untersucht. Das Hochwasserrückhaltebecken Waldwimmersbach - Haager Tal weist im Auslaufbereich zwischen der Steinschüttung rechtsufrig und dem Blocksatz linksufrig keine geeigneten Standorte zum Eingraben von Bodenfallen auf und wurde daher aus methodischen Gründen nicht in die Laufkäfer-Untersuchung einbezogen. Insenbach und Schobbach wurden nachträglich ins Untersuchungsprogramm aufgenommen, als die Untersuchung der Käfer bereits abgeschlossen waren.

7.1 Stadtseebach (seit 1999 in Betrieb)

Das 1999 in Betrieb genommene Hochwasserrückhaltebecken „Stadtseebach“ ist eines von 14 verwirklichten bzw. zu verwirklichenden Becken eines Gesamtsystems, das im Hochwasserschutzkonzept des Wasserverbandes Sulm (Sitz in Weinsberg) die Gemeinden im Sulmtal vor Hochwasserschäden bewahren soll (Abbildung 7.1). Nach Vollendung des gesamten Beckensystems soll ein 100-jährlicher Hochwasserschutz für die Stadt Neckarsulm verwirklicht sein.

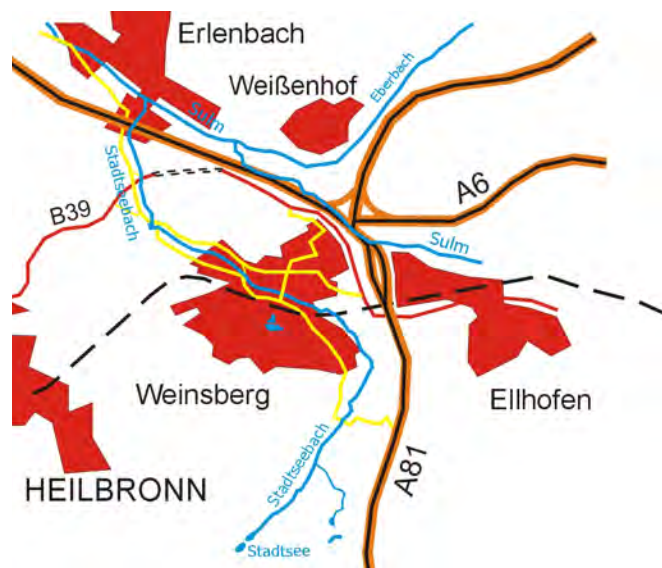


Abbildung 7.1: Verlauf des Stadtseebachs (Saubach).

7.1.1 Das Hochwasserrückhaltebecken

Das Becken „Stadtseebach“ hat ein Rückhaltevolumen von 195.000 m³. Das offene Durchlassbauwerk im Kastenprofil ist in einen 7 m hohen und 290 m langen Damm integriert. Dieser im Verhältnis zur Bachbreite sehr hohe Frontdamm stellt eine deutlich wahrnehmbare Barriere im Weinsberger Tal dar (Abbildung 7.2). Aufgrund der über den Frontdamm verlaufenden, zweispurigen Schnellstraße und der bereits beginnenden, lockeren Bebauung der näheren Umgebung scheint sich der Eingriff ins Landschaftsbild jedoch zu relativieren (KUNZE 2006).

Bei der Gestaltung des Durchlasses stand die Berücksichtigung der ökologischen Durchgängigkeit im Vordergrund. Das Gerinne ist im Durchlassbauwerk mit naturnahem Sohls substrat (INGENIEURBÜRO W&P & WVS 1997) ausgekleidet und fließt bei Mittelwasser durch die Ökoschieberöffnung, welche durch ein Gleitschütz (1,0 m x 1,2 m) im Hochwasserfall geschlossen wird. Bei Hochwasser kommt die etwas höher gelegene Betriebsöffnung (0,5 m x 0,8 m) zum Einsatz, dessen Schütz außerhalb des Hochwasserbetriebs geöffnet ist. Durch die erhöhte Lage wird in hochwasserfreien Zeiten terrestrischen Tieren die Wanderung entlang des Gewässers und durch den Betriebsauslass ermöglicht. Der Betriebsöffnung ist ein Grobrechen vorgeschaltet. Die lichte Breite des gesamten Auslassbauwerks beträgt 8 m. Innerhalb des 40 m langen Durchlassbauwerks ist der teils unverbaute Gewässerstreifen 5,20 m breit, so dass der etwa 1,20 m breite Stadtseebach (MQ) einen relativ breiten Uferrandstreifen hat.

Die Hochwasserentlastung erfolgt über eine 8,0 m breite und etwa 6,5 m hohe Stauwand des Auslassbauwerks, die eine strömungsgünstige Überfallform besitzt. Es handelt sich demnach um ein Kombinationsbauwerk aus Grundablass und Hochwasserentlastungsanlage. Die Belüftung des Überfallstrahls wird durch zwei Belüftungsrohre sichergestellt. Unterhalb der Betriebsöffnung ist die Energieumwandlungsmulde angelegt. Dennoch kommt es bei Ansprungen der Hochwasserentlastungsanlage sehr wahrscheinlich zu Schäden im naturnahen, unterwasserseitigen Gerinne, da sich der Überfall über die gesamte Breite der Stauwand erstreckt. Diese Schäden werden jedoch bewusst in Kauf genommen, indem auf den statistisch gesehen seltenen Betrieb verwiesen wird (INGENIEURBÜRO W&P & WVS 1997).



Abbildung 7.2: Hochwasserrückhaltebecken Stadtseebach. Durchlassbauwerk fotografiert von oberhalb und unterhalb, sowie der Damm (EIGENE AUFNAHME; KUNZE; INGENIEURBÜRO W&P).

7.1.2 Strukturelle Gegebenheiten in Gewässer und Durchlass

Der Stadtseebach ist ein Gewässer mit ausgeprägter Gehölzgalerie, welches in einigen Abschnitten begründet wurde. Insgesamt wird das Gewässer als stark beeinträchtigt eingestuft (EISELE 1997). Die obere Referenzstelle liegt etwa 160 m oberhalb des Durchlasses (Abbildung 7.3). Hier fließt der Bach in einem schmalen Bett mit hohen Böschungen (Querprofil Abbildung 7.4). Der rechtsseitige lückige Ufergehölzsaum besteht überwiegend aus Schwarzerle (*Alnus glutinosa*). Die linke Uferseite besteht aus krautiger Vegetation mit vereinzelt Gehölzen. Diese befestigen das steile, durch erosive Abbrüche gekennzeichnete Ufer und führen an einigen Stellen zur Einengung des Profils. Die strukturierende Wirkung der Bäume beschränkt sich nicht nur auf die Ufer. Im Gewässerbett erhöhen die Wurzelbärte die Strukturvielfalt und beeinflussen die Strömungsverhältnisse. Ansonsten ist die Gewässersohle, bedingt durch die geringen Fließgeschwindigkeiten und die niedrige Strömungsdiversität (ruhig fließend, 0,2 - 0,4 m/s), wenig strukturiert.

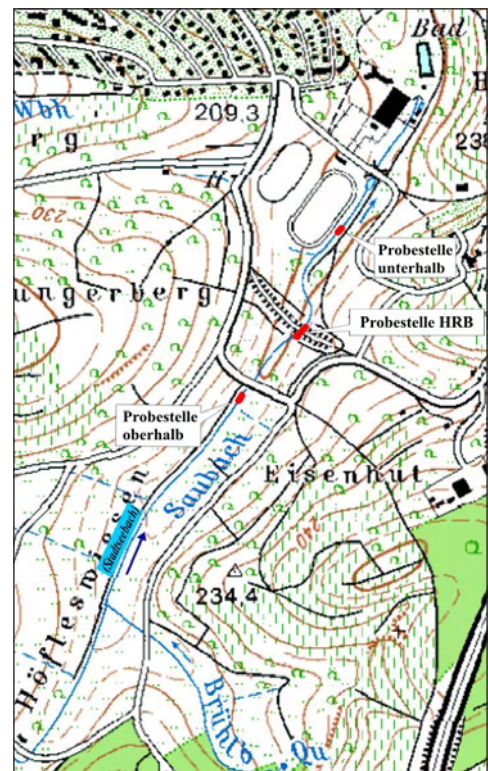
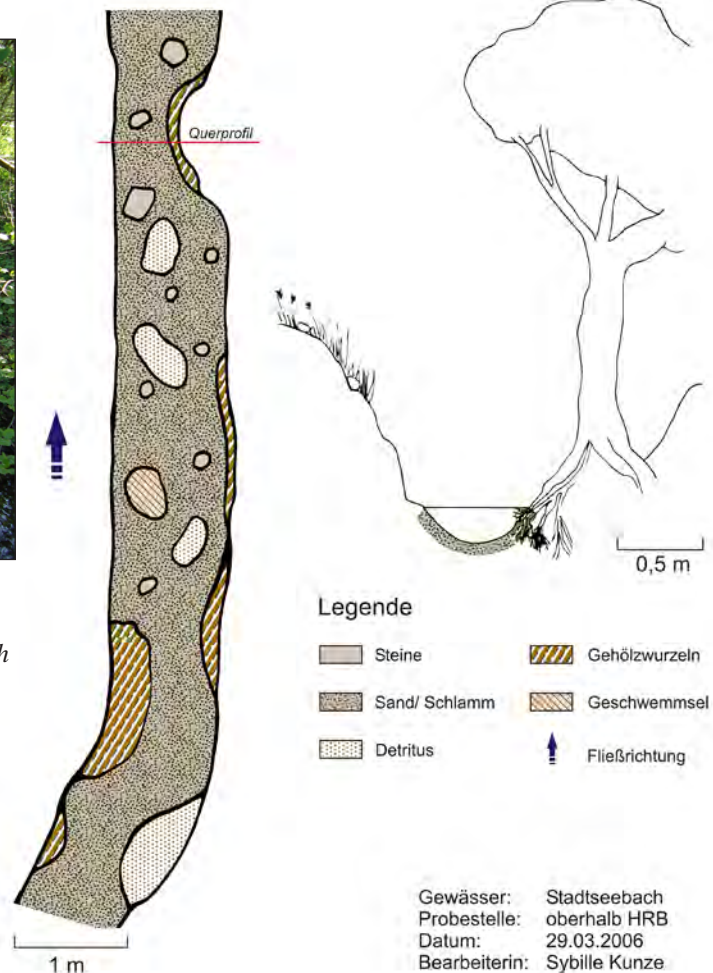


Abbildung 7.3: Topographische Übersicht der Probestellen am Stadtseebach (Kartengrundlage: LVA & BKG 2002).

Der überwiegende Anteil der Sohle besteht aus einer Mischung von organischem und anorganischem, sehr feinem sandig-schluffigem Material, das als „Sand-Schlamm-Gemisch“ klassifiziert wurde (Abbildung 7.4 und Abbildung 7.6). Die wenigen grobkörnigen Substrate bilden eine Ausnahme und entstammen vermutlich Befestigungsmaßnahmen. Infolge der geringen Strömung gibt es recht häufig Detritus-Ablagerungen. Etwas höhere Fließgeschwindigkeiten treten nur an den wenigen Engstellen auf. Daraus resultiert eine geringe Tiefenvarianz (Wassertiefe selten mehr als 20 cm).



Abbildung 7.4: Aufsicht und Querprofil der Probestelle „oberhalb HRB“ am Stadtseebach (KUNZE 2006).



Der Bachabschnitt im Bereich des Hochwasserrückhaltebeckens gleicht der Referenzstelle in vielen Merkmalen, da der gesamte Stadtseebach in seiner Naturnähe generell stark beeinträchtigt ist.

Ein herausragendes Merkmal dieses Beckens ist der Bewuchs im Durchlassbereich. Der gewässerbegleitende Gehölzbewuchs ist im Beckenraum größtenteils möglich und ähnlich lückig wie an den Referenzstellen. Den Gehölzsaum bilden Sträucher und jüngere Bäume, die im Sommer für eine gute Beschattung des Gewässers sorgen. Der Galeriewald entlang des Gewässers wird durch das Becken hindurch weitgehend fortgesetzt (Abbildung 7.5) nur im Durchlass an den Schiebern (Abbildung 7.2 oben rechts) und unterhalb des Durchlasses durch den Abflusspegel unterbrochen (Abbildung 7.6).

Die Substratdiversität ist im Bereich des Durchlasses höher als an der untersuchten Referenzstrecke (Abbildung 7.6). Innerhalb der Referenzstrecke dominierten sandig-schlammige Substrate. Diese finden sich auch im Durchlass wieder, jedoch mit einem geringeren Anteil an organischen Komponenten. Die in der Summe geringeren Schlammablagerungen legen den Schuss nahe, dass im Durchlass die Fließgeschwindigkeiten im Mittel erhöht sind. Von der Referenzstelle abweichende Substrate finden sich in den grobsandigen und steinigen Bereichen, sowie

in Form einer Steinschüttung im Schieberbereich. Zur Strukturvielfalt tragen submerse Makrophyten bei, die dort auftreten, wo der Ufergehölzsaum lückig ist und so den Einfall von Licht ermöglicht. Im Sommer nimmt der Makrophytenbewuchs zu und sorgt für geringere Strömungsgeschwindigkeiten und Sedimentationen. Im Vergleich zur Referenzstelle fehlt trotz des Uferbewuchses der Habitattyp „Gehölzwurzeln“.



Abbildung 7.5: Stadtseebach. Gehölzbewuchs im Bereich oberhalb (Foto links) und unterhalb (Foto oben) des Durchlasses.

Im Bereich des Durchlasses herrschten zum Zeitpunkt der Untersuchungen bei Normalwasser Strömungsgeschwindigkeiten zwischen 0,2 m/s und 0,6 m/s bei Wassertiefen zwischen 0,1 m und 0,2 m. Eine Ausnahme bildet eine tiefe Mulde unterhalb des Ökoschiebers mit 0,4 m. Der schmale Querschnitt des Ökoschiebers verursacht im Oberwasser einen leichten Rückstau, worauf die Detritus-Ablagerungen in diesem Bereich zurückzuführen sind. Tabelle 7.2 gibt eine zusammenfassende Übersicht der Verhältnisse im Durchlass.

Tabelle 7.2: Charakterisierung der Untersuchungsstrecken des Stadtseebachs im Bereich des Hochwasserrückhaltebeckens (Durchlassbauwerks) (GEFAÖ 2006).

	Ausbaustrecke unterhalb Durchlass	Durchlass	Ausbaustrecke oberhalb Durchlass
Morphologie	Ufer- und Sohlverbau	offenes Betonkastenprofil, Uferbermen	gewässertypischer Abschnitt
Substrate	Pflaster	Kies, Steine	Kies, Steine
Vegetation	keine	Makrophyten	Uferstauden, teils Gehölze
Länge [m]	15	40	15
Mittl. Breite [m]	0,9	1,0	1,3
Max. Tiefe [m]	0,1	0,3	0,3
Fließgeschwindigkeit [m/s]	0,2 – 0,4	0,1 – 0,3	< 0,1 – 0,2

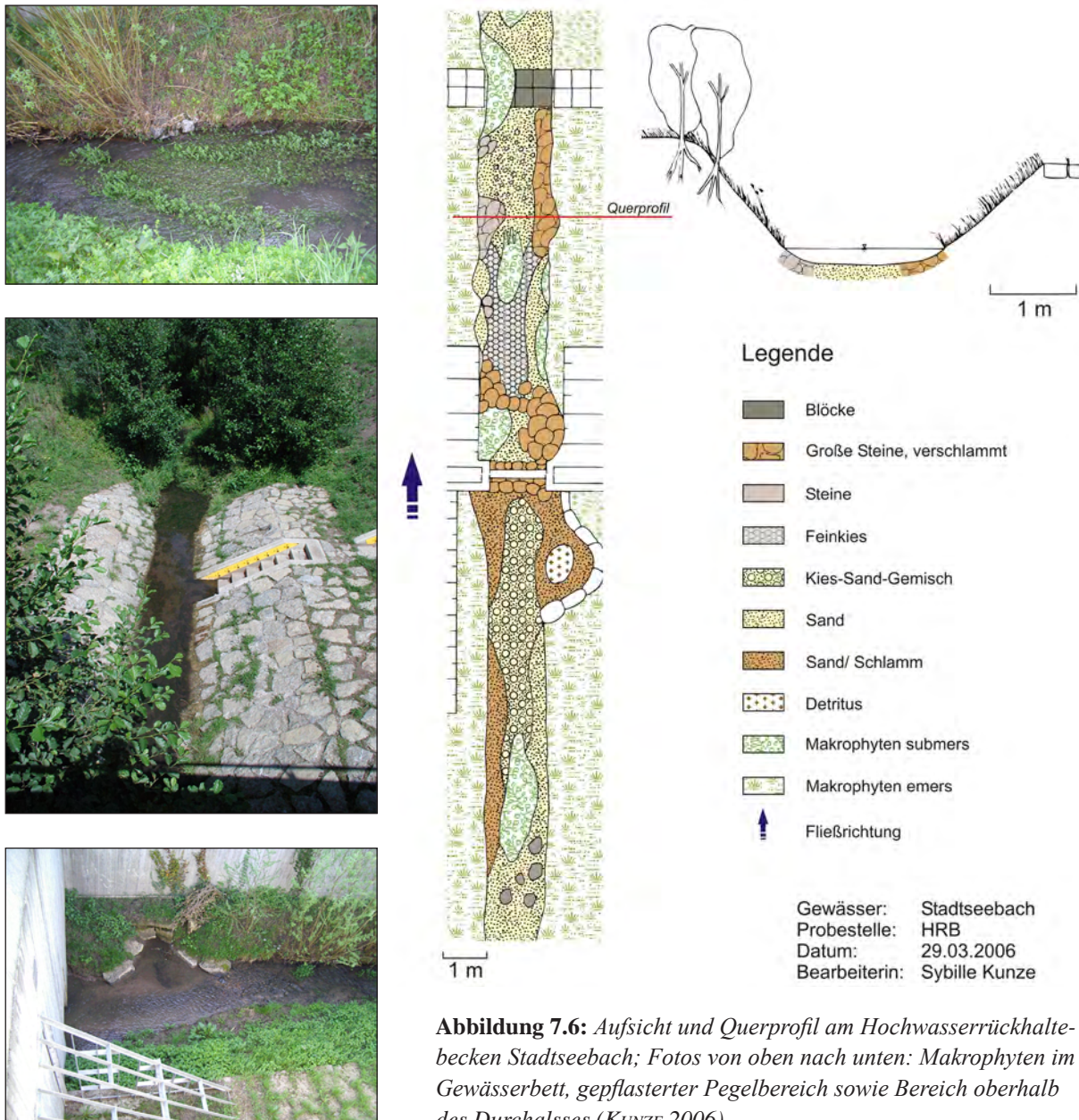


Abbildung 7.6: Aufsicht und Querprofil am Hochwasserrückhaltebecken Stadtseebach; Fotos von oben nach unten: Makrophyten im Gewässerbett, gepflasterter Pegelbereich sowie Bereich oberhalb des Durchlasses (KUNZE 2006).

7.1.3 Makrozoobenthos

Bei der Untersuchungen des Makrozoobenthos am Stadtseebach wurden insgesamt 36 Taxa gefunden. Es dominieren Bachflohkrebse, Zuckmücken und andere Dipterenarten. Steinfliegen wurden keine gefunden. Sehr hohe Individuendichten erreichte *Gammarus fossarum*, eine Massenart in den Bächen des Sandstein-Keupers. Auch *Gammarus roeseli* - ein typischer Vertreter des Makrozoobenthos in Flachlandregionen (LFU 2005b) – wurde in den Proben nachgewiesen. Bei einer für die UVS durchgeführten Beprobung wurden außerdem die Schnecken *Ancylus fluviatilis* (Flussnapfschnecke) und *Potamopyrgus jenkinsi*, die Eintagsfliege *Baetis rhodani*, der Hakenkäfer *Elmis maugetii* sowie mehrere Köcherfliegenarten gefunden (EISELE 1997).

Vergleich der Zusammensetzung der Biozönosen

Die taxareichste Probestelle am Stadtseebach, nämlich unterhalb des Hochwasserrückhaltebeckens, besitzt auch die größte Besiedlungsdichte, die höchste Gleichverteilung und den größten SHANNON-Index. Dahingegen sind sowohl Besiedlungsdichte als auch Taxazahl und Evenness, und daher der SHANNON-Index der beiden anderen Probestellen, besonders am Hochwasserrückhaltebecken reduziert. Allgemein betrachtet ist die Evenness aller Probestellen relativ gering, was auf die starke Dominanz weniger Arten hindeutet (Tabelle 7.3).

Tabelle 7.3: Kennwerte und Indizes zur Charakterisierung der α -Diversität der Biozönosen.

Probestelle	oberhalb HRB	am HRB	unterhalb HRB
Taxazahl	22	23	30
Besiedlungsdichte (Individuen/m ²)	683	935	1245
SHANNON-Index H'	1,50	1,15	1,72
H_{\max}	3,09	3,14	3,40
Evenness (H'/H_{\max})	0,49	0,37	0,50

Die RENKONENSche Zahl der drei Probestellen am Stadtseebachs reflektiert die geringen strukturellen Unterschiede zwischen Referenzstellen und Hochwasserrückhaltebecken (Tabelle 7.4). Die geringste Ähnlichkeit zeigt sich bei den zwei Referenzstellen, die größte bei den Probestellen „am HRB“ und „oberhalb HRB“. Auch der SØRENSEN-Quotient weist auf jeweils hohe Ähnlichkeiten zwischen allen Biozönosen hin, hier ähneln sich die beiden Referenzstellen am stärksten (Tabelle 7.4).

Tabelle 7.4: RENKONENSche Zahl (erste Zahl) und SØRENSEN-Quotient (zweite Zahl) der drei Probestellen am Stadtseebach; Alle Angaben in %.

Probestellen	oberhalb HRB	am HRB
oberhalb HRB	-	75 / 71
unterhalb HRB	65 / 77	67 / 72

Tabelle 7.5 zeigt die Dominanzstrukturen an den drei Probestellen. Auf der oberen Probestelle und im Hochwasserrückhaltebecken finden sich unter den fünf häufigsten Taxa vier gemeinsame. Dazu gehören die *Gammarus fossarum/pulex*-Gruppe (Bachflohkrebse), die Simuliidae (Kriebelmücken), die Lymnaeidae (Schlammschnecken) und *Gammarus roeseli*. An den Probestellen „am HRB“ und „unterhalb HRB“ dominieren die *Gammarus fossarum/pulex*-Gruppe, *Gammarus roeseli* und die Simuliidae. Mit drei analogen Taxa (*Gammarus fossarum/pulex*-Gruppe, *Gammarus roeseli* und Simuliidae) gleichen sich die Dominanzstrukturen der beiden Referenzstellen am wenigsten. Unter den Libellen fehlt die an der unteren Referenzstelle mit fünf Individuen recht häufige *Calopteryx virgo* sowohl am Hochwasserrückhaltebecken als auch an der oberen Referenzstelle.

Vergleicht man die Dominanzen der Ordnungen bzw. Klassen, so fällt die hohe Dominanz der Köcherfliegen an der Probestelle unterhalb des Hochwasserrückhaltebeckens auf, die sich bei keiner der beiden anderen Artengemeinschaften wiederfindet (Abbildung 7.7 und 7.8). Diese Ordnung wird hier hauptsächlich von der Gattung *Chaetopteryx* spp. vertreten, außerdem kommen die Trichopteren *Halesus* spp., *Lasiocephala basalis* und *Plectrocnemia conspersa* dort in höherer Abundanz vor. Weiterhin ist bei der Gegenüberstellung der Ordnungen die am Hochwasserrückhaltebecken erhöhte Dominanz der Amphipoden (Flohkrebse), Ephemeropteren (Eintagsfliegen) und Hirudinea (Egel) auffällig. Die an Hochwasserrückhaltebecken und oberer Probestelle häufigen Gastropoda (Schnecken) treten an der unteren Referenzstelle zurück.

Tabelle 7.5: Dominanzstruktur der fünf häufigsten Taxa an den Probestellen am Stadtseebach.

Probestelle	Dominierende Taxa	Dominanz
oberhalb HRB	<i>Gammarus fossarum/pulex</i> -Gruppe	60%
	Simuliidae	11%
	Chironomidae (rot)	8%
	Lymnaeidae	8%
	<i>Gammarus roeseli</i>	6%
am HRB	<i>Gammarus fossarum/pulex</i> -Gruppe	73%
	<i>Gammarus roeseli</i>	11%
	Simuliidae	3%
	<i>Baetis</i> spp.	3%
	Lymnaeidae	2%
unterhalb HRB	<i>Gammarus fossarum/pulex</i> -Gruppe	48%
	<i>Gammarus roeseli</i>	26%
	<i>Chaetopteryx</i> spp.	6%
	Simuliidae	4%
	Chironomidae (hell)	2%

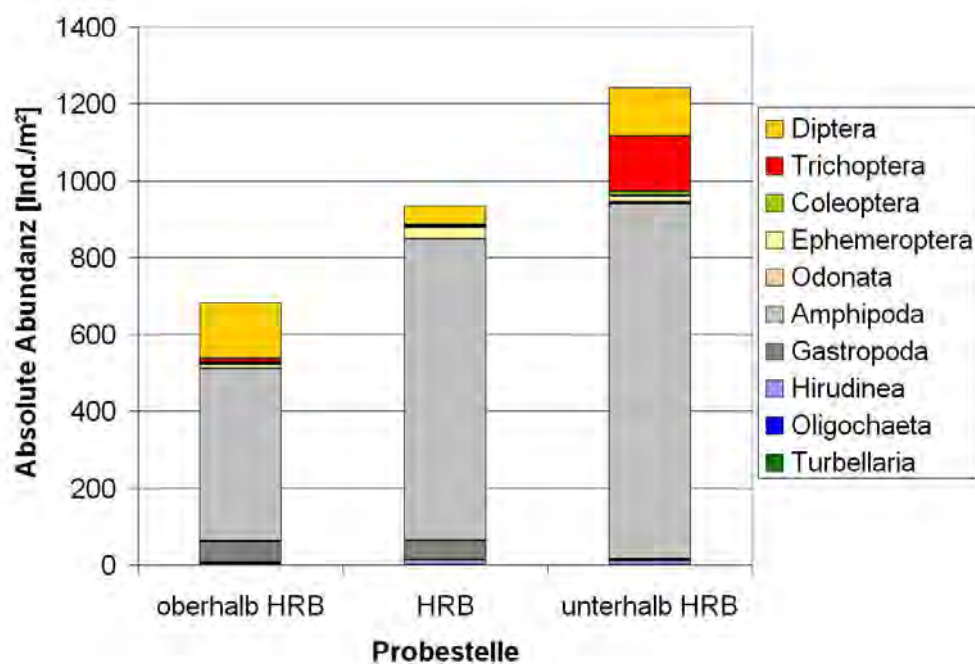


Abbildung 7.7: Absolute Abundanzen der Ordnungen bzw. Klassen an den Probestellen des Stadtseebachs.

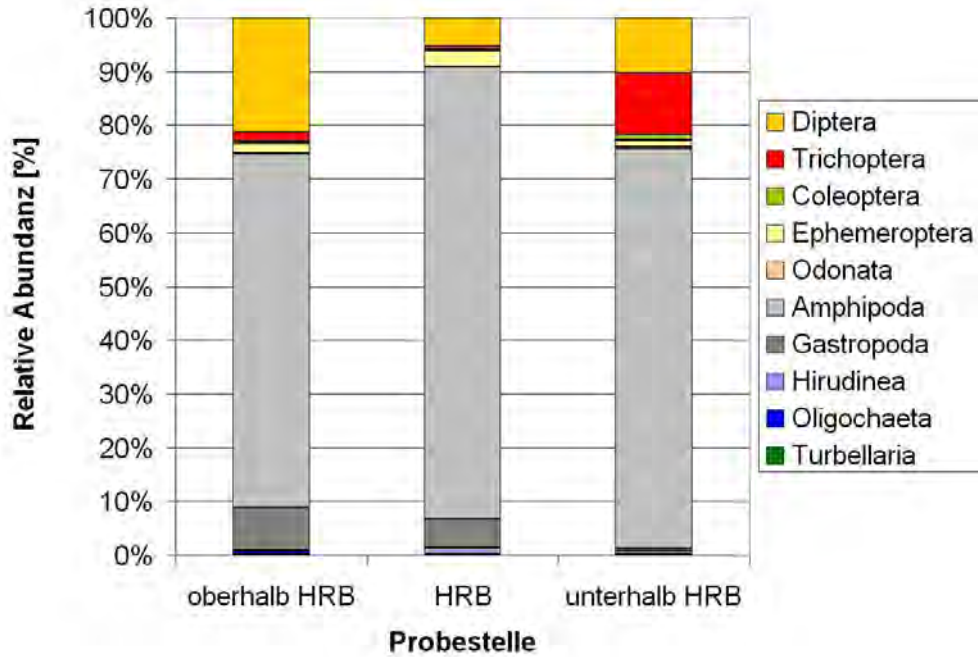


Abbildung 7.8: Relative Abundanzen der Ordnungen bzw. Klassen an den Probestellen des Stadtseebachs.

Habitat- und Substratpräferenzen

Der Vergleich der Habitatpräferenzen (Abbildung 7.9) zeigt, dass die große Mehrheit der Organismen an keinen spezifischen Substrattyp gebunden ist.

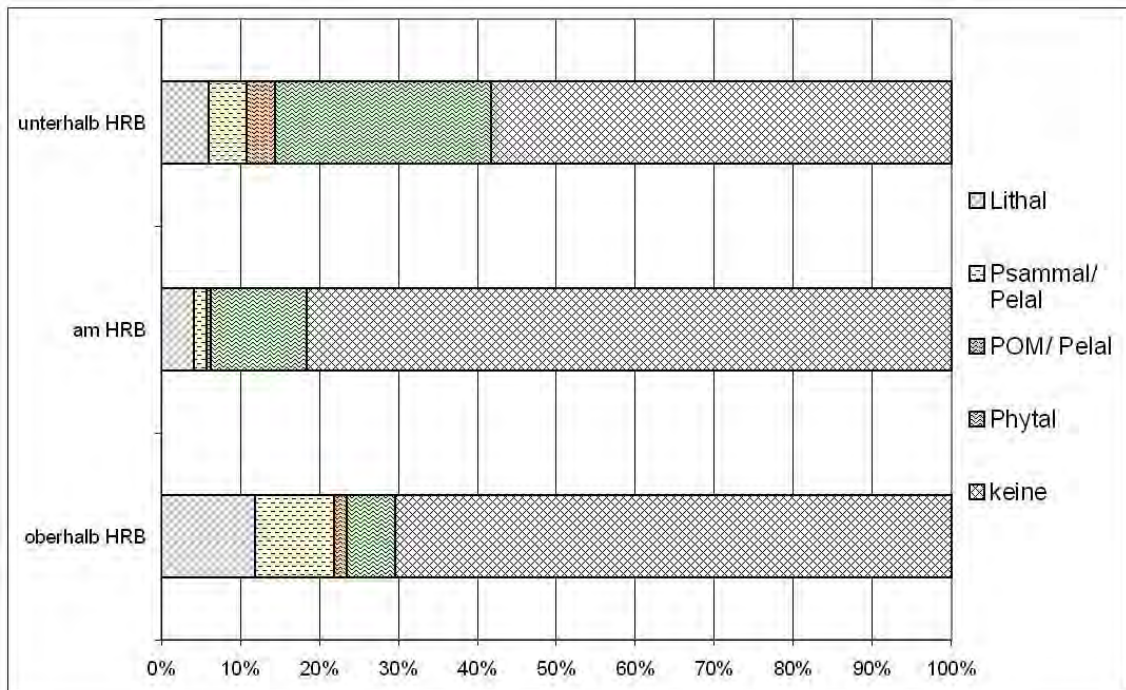


Abbildung 7.9: Relative Anteile der Habitatpräferenzen der Organismen in den Biozönosen der Probestellen am Stadtseebach; (Pelal: < 0,63 mm, Psammal 0,63 - 2 mm, Lithal: > 2 cm).

Die Zusammensetzung der Makrozoobenthos-Zönose am Hochwasserrückhaltebecken Stadtseebach unterscheidet sich insbesondere von jener der unteren Referenzstelle, weniger durch die Präsenz oder das Hervortreten bestimmter Taxa als durch das Fehlen bzw. Zurücktreten dieser. Dazu gehören die bereits erwähnten Trichopteren (Köcherfliegen) *Chaetopteryx* spp., *Halesus* spp., *Lasiocephala basalis* und *Plectrocnemia conspersa* und die Libelle *Calopteryx virgo*.

Von *Chaetopteryx* spp. ist bekannt, dass sie als köcherbauende Larve organisches, im Laufe ihrer Larvenentwicklung auch mineralisches Substrat benötigt. Dies konnte ihr häufiges Auftreten auf dem Substrat Sand/Schlamm bestätigen. Die Eier werden an Makrophyten und Holz abgelegt (SCHMEDITJE & COLLING 1996). Obwohl Makrophyten am Hochwasserrückhaltebecken auftreten, fehlt doch der an der unteren Probestelle so häufige Detritus als Material für den Köcherbau. Die der gleichen Familie angehörige *Halesus* spp. hat ganz ähnliche Ansprüche an das Köcherbaumaterial. Beide Gattungen haben an Hochwasserrückhaltebecken und oberer Probestelle äußerst geringe Abundanzen.

Die am Hochwasserrückhaltebecken fehlende Köcherfliege *Lasiocephala basalis* stellt größere Ansprüche an ihr Habitat: Laut HOFFMANN (2000) tritt sie bevorzugt auf unterspülten Erlenwurzeln auf. Hier wurde sie auch bei der Probenahme an der unteren Referenzstelle vermehrt gefunden. Ihre Präferenz für partikuläres organisches Material teilt sie mit *Chaetopteryx* spp., *Halesus* spp. und *Plectrocnemia conspersa*.

Die Larve der Libelle *Calopteryx virgo*, die weder am Hochwasserrückhaltebecken noch an der oberen Probestelle vorgefunden wurde, lebt in unterhöhlten Uferbereichen unter und an Baumwurzeln und verträgt Wassertemperaturen über 18°C nicht. Für die Imagines sind schattige und sonnige Bereiche im Wechsel elementar (BÖTTGER 1986, BÖTTGER & PÖPPERL 1990). Die im Sommer an der Probestelle „unterhalb HRB“ auftretenden emersen Makrophyten bieten für die Eiablage optimale Bedingungen, welche an den beiden oberen Probestellen fehlen.

Wenn von Belastungen die Rede ist, wird damit in erster Linie der Einfluss des Hochwasserrückhaltebeckens assoziiert. Im vorliegenden Fall wurde jedoch an den Referenzstellen eine Belastung registriert, die am Hochwasserrückhaltebecken nicht nachgewiesen werden konnte: An beiden Referenzstellen wurde bei der Probenentnahme ein deutlicher Faulschlammgeruch wahrgenommen. Zudem wurden dort die durch den Farbstoff Hämoglobin rot gefärbten Vertreter der Chironomidae in den Proben gefunden. Diese sind an fakultativ anaerobe Verhältnisse angepasst und werden häufig als Indikatoren für anaeroben Faulschlamm herangezogen (ZUMBROICH et al. 1999). An der Probestelle „oberhalb HRB“ gehörte die Gruppe mit einem Anteil von 8% zu den dominierenden Taxa. Vermutlich beschränken sich die anaerobe Bereiche auf die tieferen Sedimentschichten, da an den beiden Referenzstellen die rheobionten Simuliidae in hohe Abundanz auftraten, was gegen anaerobe Verhältnisse im Freiwasser spricht. Dass die Sauerstoffverhältnisse im Lückensystem und den Sedimenten am Hochwasserrückhaltebecken deutlich besser sind, zeigt das Vorkommen der rheophilen und sauerstoffbedürftigen Eintagsfliegenart *Ephemera danica*, die sich dort in sandigen Sedimenten aufhält.

Zusammenfassung und Diskussion

Bezüglich des Makrozoobenthos weicht die Artenzusammensetzung am Stadtseebach von jener typisch rhithraler Bäche ab, indem die Ordnungen der Ephemeropteren (Eintagsfliegen) und Plecopteren (Steinfliegen) äußerst geringe Taxazahlen und Abundanzen erreichen (MEIER et al. 2006). Dies kann zum einen auf die schlechtere Gewässergüte zurückgeführt werden, die bei langsam strömenden Bächen natürlicherweise höhere Klassen erreicht, zum anderen fehlen weitgehend Hartsubstrate, die von den genannten Gruppen als Habitat bevorzugt werden.

Betrachtet man die **Substrat- und Habitatverteilung** an den drei Probestellen, so fällt auf, dass der Gewässerabschnitt am Hochwasserrückhaltebecken Stadtseebach sich strukturell von den Referenzstellen durch ein vielfältigeres Habitatangebot unterscheidet (Abbildung 7.10).

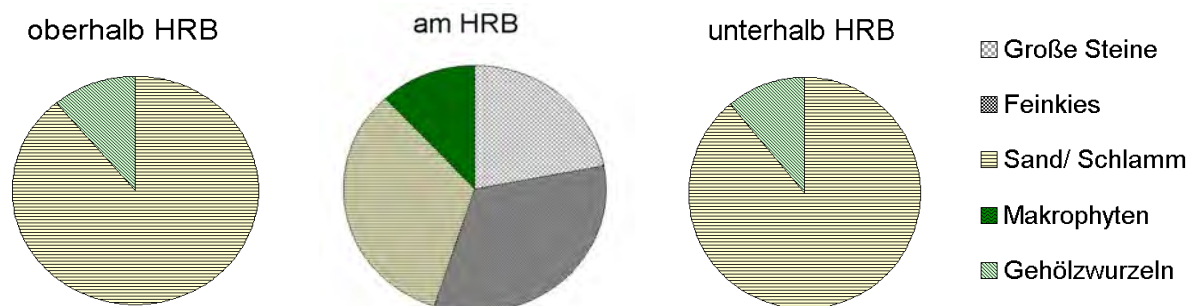


Abbildung 7.10: Habitatverteilung auf den Probestellen am Stadtseebach.

Das auf den Referenzstellen vorherrschende Sand-Schlamm-Gemisch tritt hier mit geringeren organischen Komponenten auf. Es überzieht nur im unmittelbaren Schieberbereich und in Uferbereichen die größeren Steinschüttungen. Die beiden Referenzstellen sind auf Grund von Rückstau am Rohrdurchlass bzw. Aufweitung des Bachbettes stark von schlammigen Sedimenten dominiert. Auf Grund der stärkeren Beschattung haben sich hier auch keine submersen Makrophyten etabliert. Dennoch ist die untere Referenzstelle die taxareichste und am dichtesten besiedelte. Dies hängt zum einen mit dem hohen Angebot an Detritus zusammen, das Zerkleinerern und Substratfressern Nahrung bietet. Das nur spärliche Vorkommen dieses partikulären Materials an der oberen Referenzstelle und am Hochwasserrückhaltebecken erklärt die hier geringeren Abundanzen bzw. das Fehlen der hierauf spezialisierten Köcherfliegen. An der unteren Probestelle bietet der ausgeprägte Uferbewuchs zusätzliche Habitate, beispielsweise für die Libellenart *Calopteryx virgo* (BÖTTGER 1986). Da Gehölzwurzeln am Hochwasserrückhaltebecken nicht auftreten, ist das Fehlen der Köcherfliege *Lasiocephala basalis* nachvollziehbar. Warum sie aber an der oberen Referenzstelle fehlt, bleibt unbeantwortet.

In ihren **Dominanzverhältnissen** ähneln sich die obere Referenzstelle und die Probestelle am Hochwasserrückhaltebecken stärker, als es bei den Referenzstellen untereinander der Fall ist. Der am Hochwasserrückhaltebecken erhöhte Anteil an Gammariden und verringerte Anteil an Dipteren reflektiert die höheren Fließgeschwindigkeiten und im Fall der fehlenden roten Chironomidae die besseren Sauerstoffverhältnisse. Der Anteil rheophiler Taxa ist am Hochwasserrückhaltebecken jedoch nicht erhöht.

Trotz der höheren Besiedlungsdichte und der größeren Artenzahl konnte keine unmittelbare **Barrierewirkung des Hochwasserrückhaltebeckens** nachgewiesen werden. Der Abschnitt des Stadtseebachs am Hochwasserrückhaltebecken weist gegenüber den Referenzstellen keine

signifikant veränderte Wirbellosenzönose auf. Die im Vergleich zur unteren Probestelle geringeren Taxazahlen sind in erster Linie auf das Fehlen eines ausgeprägten Uferbewuchses und das verringerte Angebot an Detritus und Pflanzenmaterial zurückzuführen. In Folge ist der Durchlassbereich nicht für alle im Gewässer gefundenen Taxa besiedelbar (siehe oben). Da dort weitgehend gewässertypische Substratverhältnisse und Fließgeschwindigkeiten zu finden sind, sollte der Durchlass jedoch von den meisten Taxa, die im Unterlauf gefunden wurden, problemlos durchwandert werden können. Die schmale Betonschwelle am Schieber würde vermutlich nur für Arten, die ausschließlich im Interstitial wandern, ein Hindernis darstellen. Demgegenüber dürfte der verbaute Gewässerabschnitt am Abflusspegel unterhalb der Probestelle einen deutlich stärkeren Einfluss auf die Durchgängigkeit haben. Hier ist das Bachbett und das Ufer auf mehreren Metern gepflastert und das Lückensystem unterbrochen, eine Aufwärtswanderung demnach nur an der Substratoberfläche möglich. Die ökologische Durchgängigkeit ist hier nur sehr bedingt gegeben. Auch ein oberhalb des Hochwasserrückhaltebeckens vorhandener Rohrdurchlass dürfte die Durchwanderbarkeit deutlich stärker beeinträchtigen als der Durchlass des Hochwasserrückhaltebeckens (ZUCCHI & ZUCCHI 2005), zumal letzterer auch von den Imagines in der Regel durchflogen wird, wie Beobachtungen zeigten.

Zusammenfassend kann man sagen, dass das Hochwasserrückhaltebecken Stadtseebach die Durchgängigkeit des Gewässers kaum beeinträchtigt. Hierbei muss berücksichtigt werden, dass das Gewässer an sich schon stark durch den Menschen verändert wurde und in der Gewässerzönose sehr empfindliche, sauerstoffbedürftige Taxa wie beispielsweise Steinfliegen generell fehlen. An einem naturnahen Bach würden sich die Einflüsse des Hochwasserrückhaltebeckens sicherlich stärker auswirken.

Nicht geklärt werden konnte die Frage, inwieweit es durch die Dämpfung von Hochwasserabflüssen unterhalb des Beckens langfristig zu einer übermäßigen Verschlammung der Gewässersohle und damit zu einer weiteren Veränderung der Biozönose kommt.

7.1.4 Fische

Im Mai 2005 wurde am Hochwasserrückhaltebecken Stadtseebach eine Elektrobefischung durchgeführt. Bei den drei gefundenen Fischarten im Stadtseebach erreichte nur die Bachforelle Populationsniveau (Abbildung 7.11). Karpfen und Aal stammen höchstwahrscheinlich aus dem oberhalb gelegenen Stadtsee. Im Durchlass wurden nur Bachforellen (vier Adulte und sechs Jungtiere) gefangen und zwar im tieferen Bereich unterhalb des Schiebersockels und in der Ausbaustrecke oberhalb des Durchlasses. Im Vergleich zu den freien Bachstrecken ober- und unterhalb des Durchlasses sind die Individuendichten wesentlich geringer.

Durch die Markierungsversuche und die Reuse konnte sowohl eine Abwärts- wie auch eine Aufwärtswanderung nachgewiesen werden (Abbildung 7.12). Von den markierten, oberhalb des Bauwerks ausgesetzten Tieren konnten acht unterhalb und vier (20-30 cm Länge) im Durchlass wieder gefangen werden. Dagegen konnte nur eine unterhalb ausgesetzte Bachforelle (15 cm Länge) oberhalb des Durchlasses gefangen werden. In der Reuse wurden jedoch vier Bachforellen (16-22 cm Länge) gefangen, wodurch die Aufwärtswanderung bestätigt werden konnte.

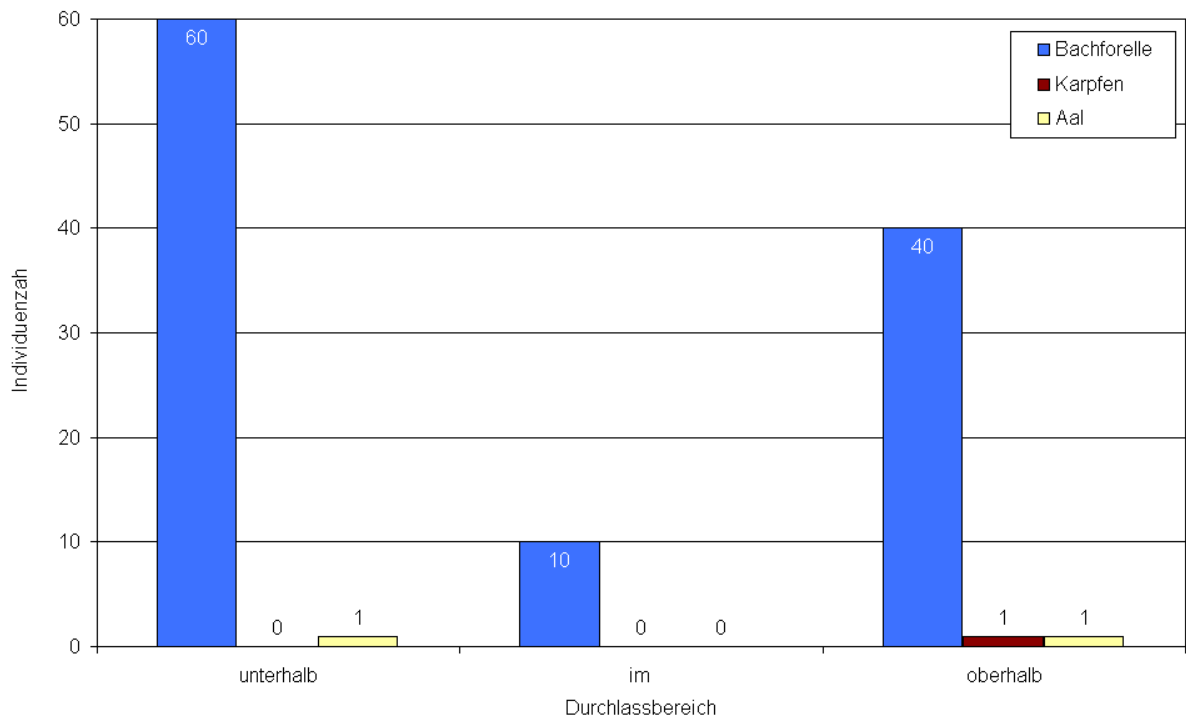


Abbildung 7.11: Stadtseebach - Ergebnisse der Elektrofischung im Mai 2005.

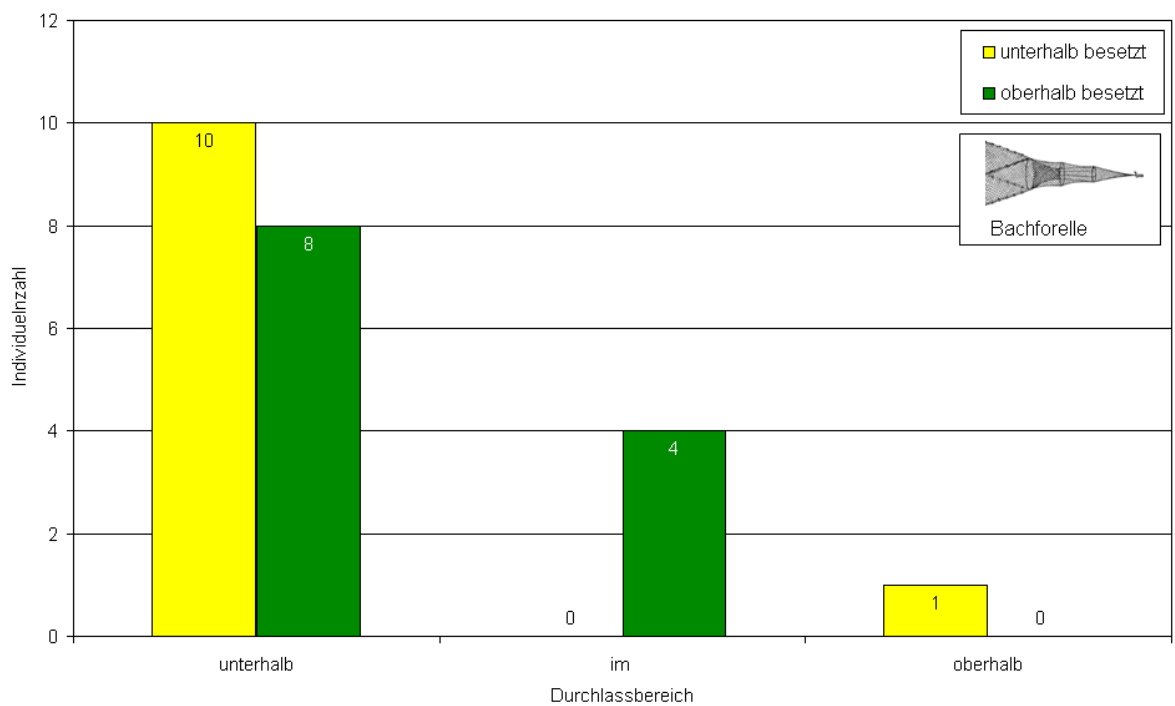


Abbildung 7.12: Stadtseebach – Ergebnisse der Markierungsversuche. Angegeben ist die Anzahl der insgesamt wieder gefangenen Tiere in den jeweiligen Abschnitten fünf Wochen nach Besatz. Besetzt wurden jeweils 100 Fische unter- und oberhalb des Durchlasses. Die Wiederfangrate betrug 11,5%. Zusätzlich wird angegeben welche Arten in den Reusen gefangen wurden.

Aufgrund der Ergebnisse ist der offene Kastendurchlass als durchgängig in beide Richtungen zu werten. Die Strukturkartierung und Wasserstandsbeobachtungen weisen darauf hin, dass es jedoch bestimmte Einschränkungen im Hinblick auf die Durchgängigkeit gibt. Unterhalb des Durchlasses befindet sich eine gepflasterte Strecke im Pegelbereich (siehe dazu Abbildung 7.6). Bei niedrigen Abflüssen ist die Wassertiefe hier sehr gering und es bleibt fraglich, inwieweit größere Bachforellen diese Strecke dann durchschwimmen können. Ähnliches gilt für die Besiedelbarkeit. Neben der geringen Wassertiefe machen auch fehlende Unterstände und Substrate diesen Bereich für die Besiedlung ungeeignet. Im Gegensatz dazu entspricht die obere Ausbaustrecke bezogen auf Substrat, Tiefen- und Breitenvarianz eher den bachtypischen Verhältnissen und eignet sich daher zur Besiedlung. Hier wurden bei der Bestandserhebung im Durchlass die meistens Individuen gefangen.

7.1.5 Laufkäfer

Am Hochwasserrückhaltebecken Stadtseebach wurden an den vier Probestellen (Abbildung 7.13) insgesamt 36 Arten mit 386 Individuen nachgewiesen. Ausgehend vom unbeeinflussten Gewässerabschnitt oberhalb des Hochwasserrückhaltebeckens beträgt die Artenzunahme unterhalb des Durchlasses 27%. Die höchste Anzahl an Arten wurde unterhalb des Durchlasses nachgewiesen, wohingegen die meisten Individuen an der Probestelle oberhalb des Hochwasserrückhaltebeckens gefunden wurden (Abbildung 7.14 und Abbildung 7.15). Dennoch sind die Schwankungen der Arten- und Individuenzahlen im Vergleich zu den im Folgenden beschriebenen Rückhaltebecken relativ gering.

Beim Vergleich der Probestellen mittels SØRENSEN-Quotient weisen die Untersuchungsstellen untereinander keine großen Ähnlichkeiten auf (Tabelle 7.6). Der höchste Ähnlichkeitswert beträgt lediglich 50% und wurde beim Vergleich „oberhalb Hochwasserrückhaltebecken“ mit „unterhalb Damm“ ermittelt.

Tabelle 7.6: Statistische Ähnlichkeitsvergleiche der Laufkäferzönosen [oh – oberhalb; uh – unterhalb; HRB – Hochwasserrückhaltebecken; Durchl. – Durchlass].

Probe-stelle A	Arten-zahl A	Individuen-zahl A	Probe-stelle B	Arten-zahl B	Individuen-zahl B	Artenschnitt-menge	SØRENSEN-Quotient%
oh HRB	15	143	oh Durchl.	14	51	4	28
oh HRB	15	143	uh Durchl.	19	106	7	41
oh HRB	15	143	uh Damm	13	86	7	50
oh Durchl.	14	51	uh Durchl.	19	106	7	42
oh Durchl.	14	51	uh Damm	13	86	4	30
uh Durchl.	19	106	uh Damm	13	86	7	44

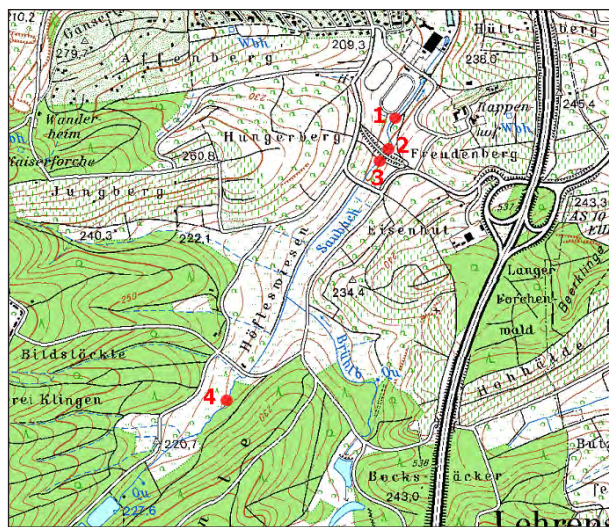


Abbildung 7.13: Hochwasserrückhaltebecken Stadtseebach. Lage der Untersuchungsstellen für die Laufkäfererfassung: (1) unterhalb Damm, (2) und (3) oberhalb und unterhalb Durchlass, (4) oberhalb Hochwasserrückhaltebecken. Ausschnitt aus TK 25000, ohne Maßstab.

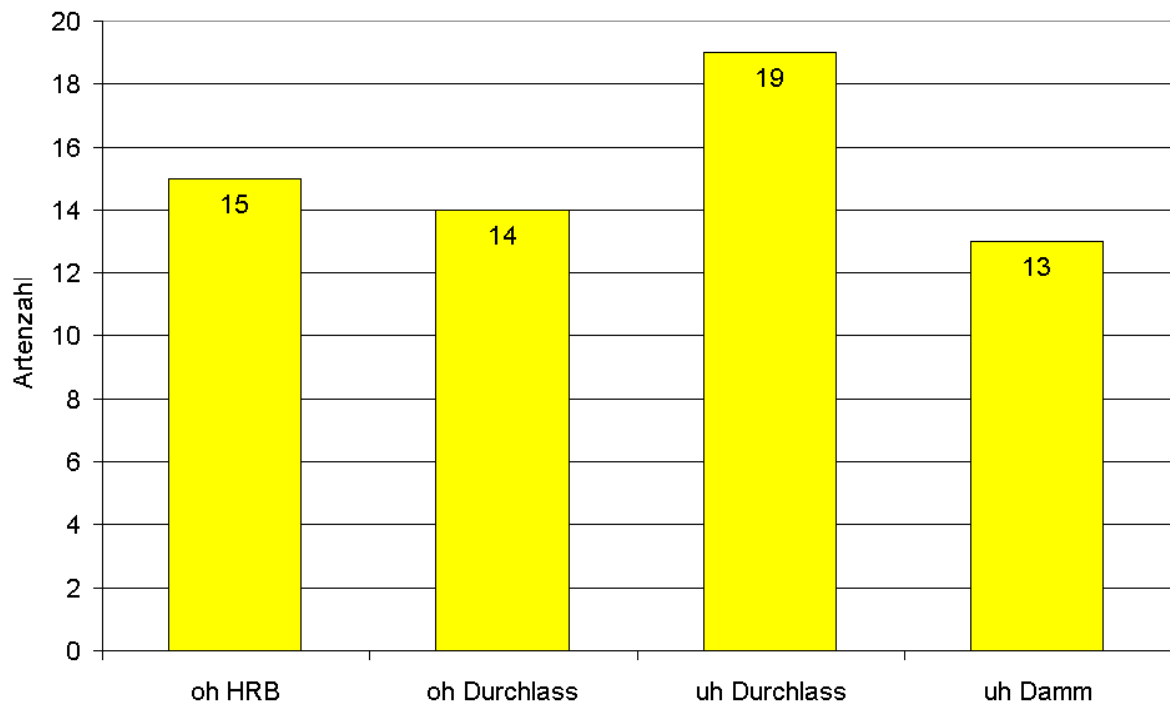


Abbildung 7.14: Hochwasserrückhaltebecken Stadtseebach. Vergleich der Laufkäferartenzahlen an den verschiedenen Probestellen.

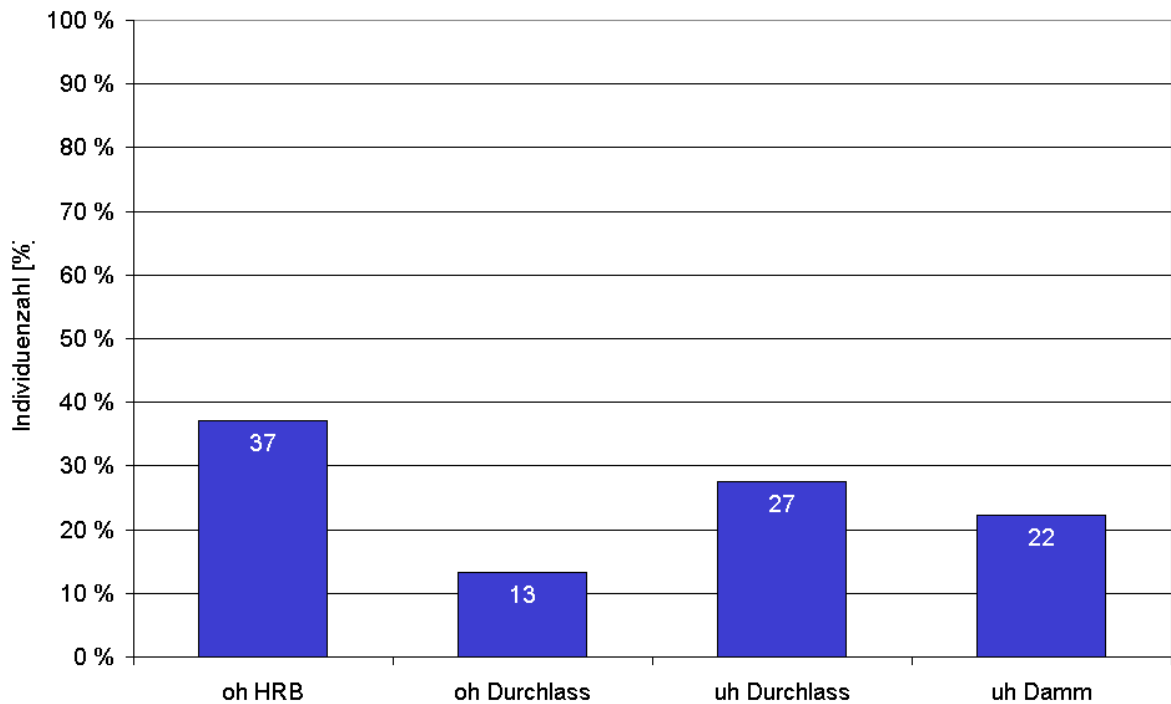


Abbildung 7.15: Hochwasserrückhaltebecken Stadtseebach: Angegeben sind die Individuenzahlen pro Probestelle.

Eine Besonderheit des Hochwasserrückhaltebeckens Stadtseebach ist das bewachsene Ufer im Durchlass (Abbildung 7.5 und Abbildung 7.16). Der Gehölzaufwuchs schafft ähnliche Verhältnisse wie an Probestelle „oberhalb Hochwasserrückhaltebecken“ und ist damit für das Vorkommen bestimmter Waldarten verantwortlich. Ein Beispiel hierfür ist der Große Brettläufers (*Abax parallelepipedus*). Durch die Beschattung ist im Durchlass stellenweise ein Mikroklima entstanden, welches den Habitatansprüchen des Großen Brettläufers entgegenkommt. Eine weitere Art, die vegetationsreiche, sumpfige Habitate bevorzugt, wie sie unterhalb des Dammes vorkommen, ist der Eiförmige Sumpfläufer (*Oodes helopioides*). Da neben dem bewachsenen Ufern auch offene Uferabschnitte vorhanden sind, finden sich auch Arten, die sonst nur im offenen, frischen oder sogar trockenen Kulturland anzutreffen sind (z.B. *Ophonus azureus*, *Amara aenea* oder *Microlestes maurus*). Diese Arten zählen nicht zu den stenotopen Uferkäfern.

Das Bauwerk besitzt eine Öko- und einen Betriebsdurchlass (siehe Abbildung 7.2 und Abbildung 7.17). Der Ökodurchlass ist für Laufkäfer ein unüberwindbares Hindernis, da er nur schwimmend überwunden werden kann. Der Betriebsauslass befindet sich auf einer künstlichen Uferberme und wäre theoretisch für terrestrische Arten eine Möglichkeit, den Durchlass zu passieren, allerdings muss eine mehrere Zentimeter hohe, glatte Betonschwelle überwunden werden (Abbildung 7.17). Hinzu kommt, dass die Habitate zu beiden Seiten der Öffnung völlig unterschiedlich ausgeprägt sind (wiesenartige Vegetation oberhalb, Steinrampe unterhalb) und damit unterschiedliche Habitateigenschaften bezüglich der Vegetation, des Untergrunds und des Mikroklimas herrschen. Die Laufkäfer werden dadurch von einer Durchquerung abgehalten.



Abbildung 7.16: Hochwasserrückhaltebecken Stadtseebach oberhalb Durchlass (SCHWENNINGER).



Abbildung 7.17: Hochwasserrückhaltebecken Stadtseebach, Betriebsauslass mit glatter Betonschwelle, sowie Betriebs und Ökodurchlass von oberhalb.

Da flugunfähige Arten aus den eben genannten Gründen die Durchlässe eher meiden, bleibt ihnen nur der Weg über den Damm. Bei den nachgewiesenen flugunfähigen Arten handelt es sich um Vertreter der Gattung *Carabus* und *Abax*, welche nicht zur typischen Uferfauna gehören, sondern als Waldarten einzustufen sind. Als solche werden sie höchstens in Ausnahmefällen längerer Strecken an den offenen Dammböschungen zurücklegen. Somit ist prinzipiell von einer Trennwirkung der Dämme im Hinblick auf die Populationen dieser Waldarten auszugehen. Die über das Dammbauwerk verlaufende Straße stellt dabei ein zusätzliches Hindernis dar, welches auch die flugfähigen Arten behindert.

7.2 Schwarzbach – Waibstadt (seit 2002 in Betrieb)

Das Einzugsgebiet des Schwarzbachs umfasst als größter Nebenfluss der Elsenz 198 km². Er entspringt nördlich von Neunkirchen im silikatischen Buntsandstein (340 m ü. NN) (Abbildung 7.18). Der Bach folgt außerhalb der Ortschaften einem weitestgehend naturnahen Verlauf (68,8%, LfU 1995) und ist von einem Auegaleriewald gesäumt. Die überwiegend landwirtschaftliche Nutzung der Talauie hat einen entsprechenden Einfluss auf das Gewässer. Dennoch wird die Gewässergüte für den gesamten Verlauf mit II angegeben (Gewässergütekarte Baden-Württemberg 2004).

Das Hochwasserrückhaltebecken Waibstadt W18 gehört mit einem Rückhaltevolumen von 1.000.000 m³ und einem Einzugsgebiet von 112 km² zu den größten und modernsten Hochwasserschutzanlagen im Elsenz-Schwarzbachgebiet.

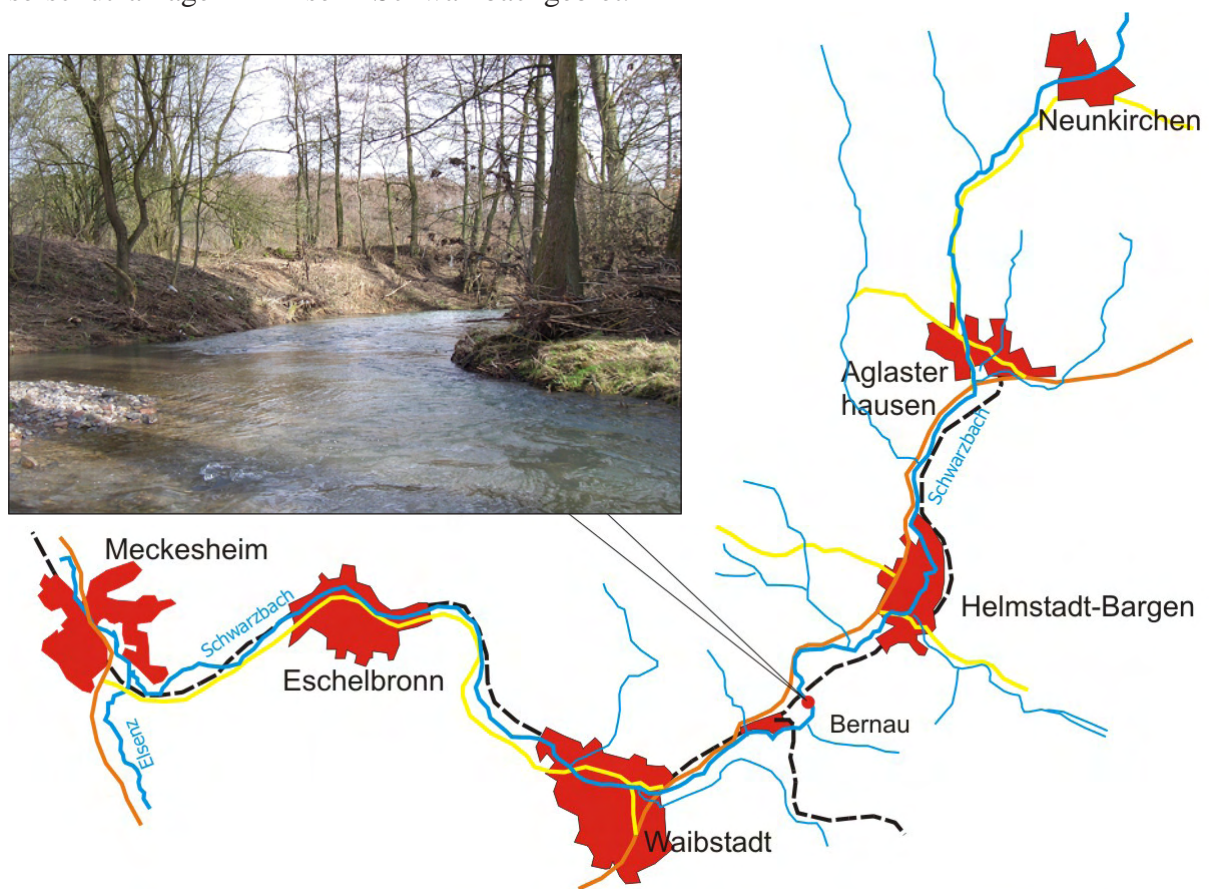


Abbildung 7.18: Verlauf des Schwarzbaches,
Foto (MEIER): Der Mittellauf des Schwarzbachs, stromabwärts, März 2006.

7.2.1 Das Hochwasserrückhaltebecken

Der 570 m lange und 5,5 m hohe Damm wird von einem offenen Durchlassbauwerk unterbrochen (Abbildung 7.19). Die kastenförmige Dammscharte ist 12 m breit und 32 m lang. Hier befinden sich die beiden Tiefenschütze und zwei Fischbauchklappen (Wehrklappen) als Hochwasserentlastungsanlage.



Abbildung 7.19: Hochwasserrückhaltebecken Waibstadt W18. Damm mit Durchlassbauwerk, Schütze mit Fischbauchklappen fotografiert von unterhalb und oberhalb, sowie Ein- und Auslaufbereich (EIGENE AUFNAHMEN).

Betriebsauslass und Hochwasserentlastungsanlage sind im Durchlassbauwerk vereint. Beim Betriebsauslass handelt es sich um zwei vor einer Stauwand montierten, unabhängig zu bedienenden Gleitschütze. Die Öffnungshöhe ist variabel verstellbar und wird zusätzlich zur Hochwasserentlastung genutzt. Im Normalfall sind die Schütze weit geöffnet. Bei einem

Einstau können sie bis auf 0,3 m geschlossen werden, um den Regelabfluss zu erhalten. Die Stellung der Schütze und der Fischbauchklappen wird kameraüberwacht und gesteuert. Die Steuerung des Abflusses übernimmt der Unterwasserpegel (Unterwasserstand 167 m ü. NN). Bei normalem Betrieb sind die Klappen vollständig aufgestellt und die Schütze oben. Bei einem Einstau fahren die Schütze in Drosselstellung. Sie werden nicht ganz geschlossen, damit der Abfluss bei 22 m³/s gehalten werden kann. Der Maximalabfluss des Schwarzbachs beträgt bei einem HQ₁₀₀ 91 m³/s. Das übrige anfallende Hochwasser führt zum Einstau des Beckens. Bei einem Einstau über das Stauziel von 172,1 m ü NN hinaus springt die Hochwasserentlastung an.

7.2.2 Strukturelle Gegebenheiten in Gewässer und Durchlass

Die Referenzstelle (W18 oben, Abbildung 7.20) liegt im Einstaubereich eines 100jährigen Ereignisses, welches seit Bestehen des Beckens jedoch nicht eingetreten ist. Der Abschnitt ist durch eine Gewässeraufweitung (breiteste Stelle 15 m) geprägt, in deren Mitte sich eine Kiesbank gebildet hat (Abbildung 7.21). Der Schwarzbach besitzt ansonsten eine durchschnittliche Gewässerbreite von 7 m. Das Sohlsubstrat besteht überwiegend aus grobem Kies und Steinen. Weitere Substrate sind größere Steine am Beginn der Aufweitung sowie Sand und Schlamm an den Gewässerrändern. In Bereichen geringer Fließgeschwindigkeit finden sich auch abgelagertes Geschwemmsel und Feinmaterial. Die Substratverteilung folgt der differenzierten Strömung, die von ruhig fließend bis turbulent reicht (Fließgeschwindigkeiten von 0,1 m/s bis 0,8 m/s). Die Wassertiefe beträgt im Schnitt 0,5 m mit einer maximalen Tief von etwa 1,3 m an einem größeren Kolk.

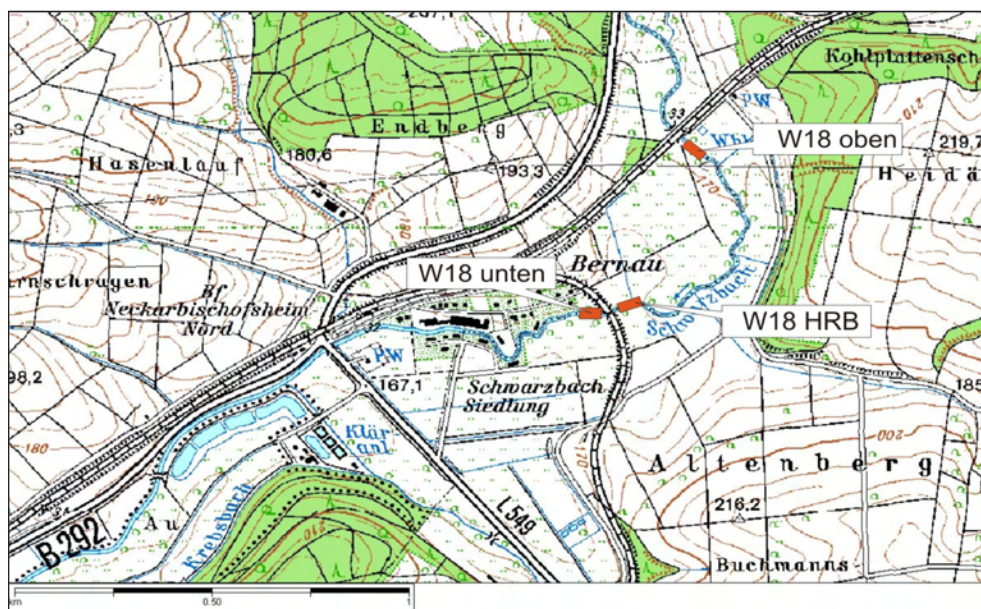


Abbildung 7.20: Lage der Probestellen am Schwarzbach
(Quelle: Top. Karte 1:25000 Baden-Württemberg, LVA, verändert).

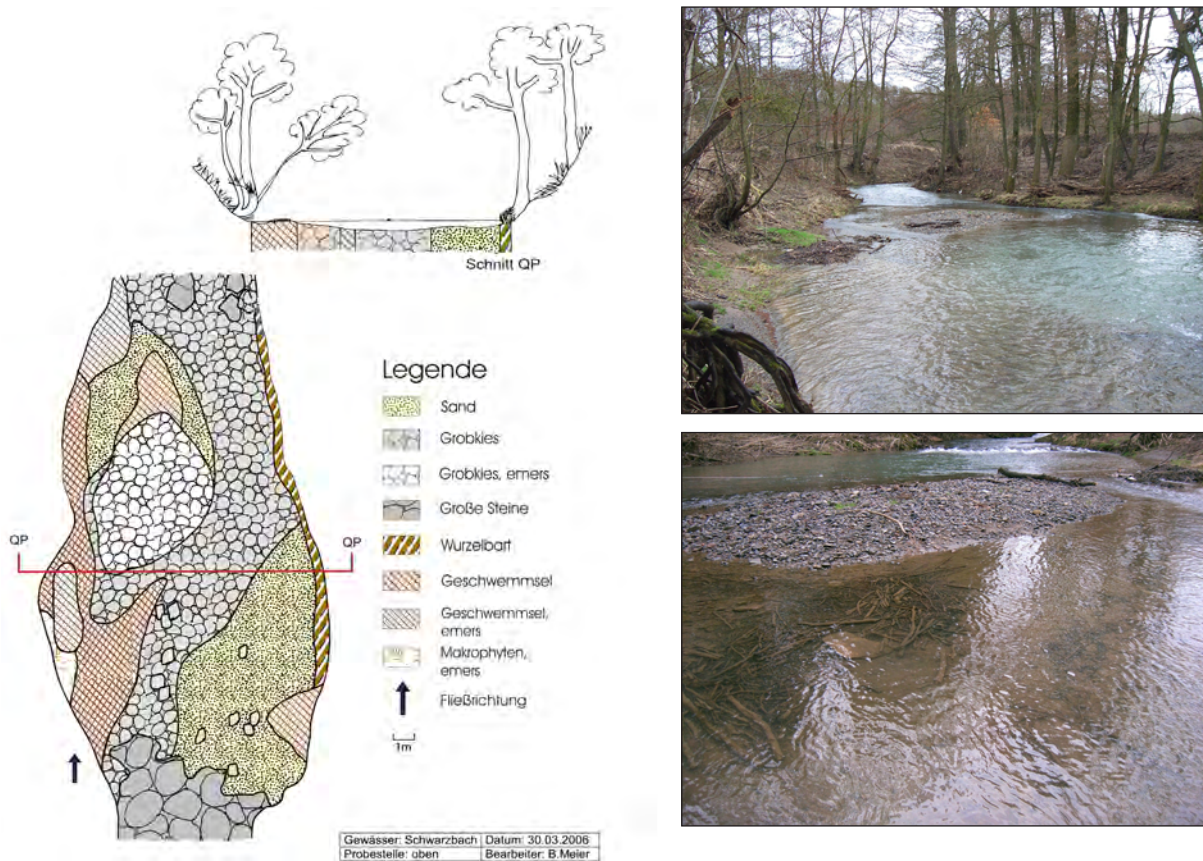


Abbildung 7.21: Darstellung der vorhandenen Substrate in der Aufsicht und im Querprofil an der oberen Referenzstelle des Hochwasserrückhaltebeckens W18 (MEIER).

Der Schwarzbach erfährt im Einlaufbereich des Durchlasses eine Aufweitung von etwa 7 m auf 12 m und nach dem Bauwerk eine entsprechende Verengung. Ein- und Auslaufbereich sind mit Natursteinmauern gefasst und das Gewässerbett ist mit einer lockeren Steinschüttung befestigt (Abbildung 7.19). Die Steinschüttung zieht sich durch das gesamte Bauwerk, ist aber häufig mit Substrat überdeckt (Abbildung 7.22). Der Hauptstrom des Schwarzbachs verläuft durch die rechte Durchlassöffnung mit Fließgeschwindigkeiten um 0,8 m/s. Hier dominieren größere Substrate und die eingebrachten Flussbausteine sind deutlich zu erkennen. Durch die niedrigen Fließgeschwindigkeiten (zum Teil unter 0,1 m/s) im linken Durchlass lagern sich hier Feinsedimente und Geschwemmsel ab und bilden eine Art Uferstruktur, auf der sich im Lauf des Jahres auch eine krautige Vegetation ausbildet (Aufsicht in Abbildung 7.22 und Abbildung 7.31). Im Gegensatz zum sonstigen Bachverlauf kommen im gesamten Durchlass keine Gehölze vor, wodurch eine Beschattung ausbleibt. Der begleitende Gehölzsaum des Schwarzbachs wird durch das Bauwerk unterbrochen. Weitere Kenndaten zum Durchlass sind in Tabelle 7.7 zusammengefasst. Generell lässt sich sagen, dass im Durchlassbereich eine hohe Strukturdiversität herrscht, die teilweise höher als in den freien Bachstrecken ist. Hier sind neue Habitate entstanden.

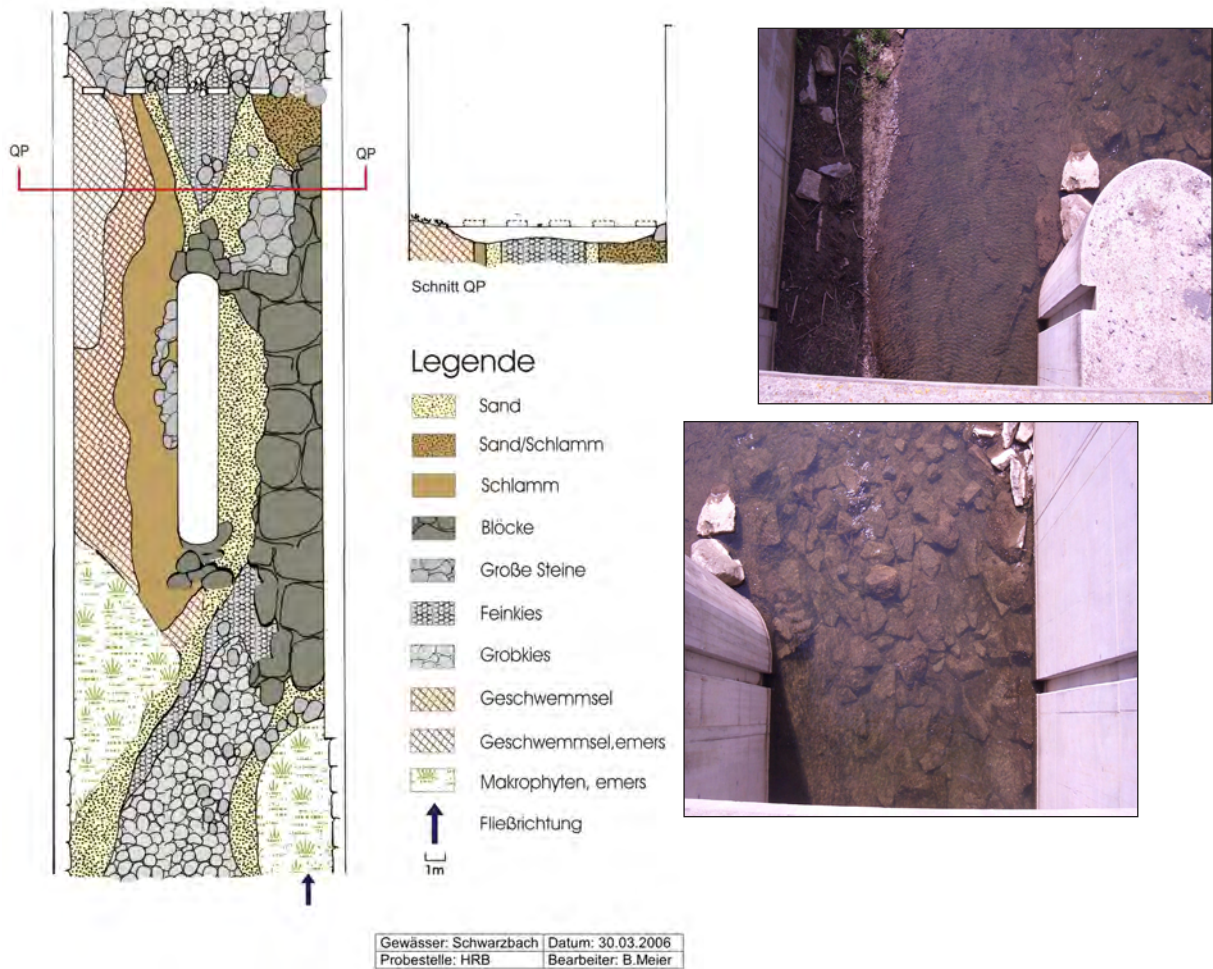


Abbildung 7.22: Darstellung der vorhandenen Substrate in der Aufsicht und im Querprofil am Hochwasserrückhaltebecken; Fotos (MEIER): linke und rechte Seite des Durchlasses mit feinem Sediment und Blöcken.

Tabelle 7.7: Strukturelle Merkmale des Durchlasses am Hochwasserrückhaltebecken W18 Waibstadt (oh. = oberhalb, uh. = unterhalb, Fließgeschwindigkeit wurde geschätzt)(GEFAÖ 2006).

	Ausbaustrecke unterhalb Durchlass	Durchlass	Ausbaustrecke oberhalb Durchlass
Morphologie	lockere Steinschüttung	offenes Beton-Kastenprofil	lockere Steinschüttung
Substrate	Steine, Kies, Feinsediment	Blöcke, Steine, Feinsediment	Steine, Kies, Feinsediment
Vegetation	Makrophyten, Fadenalgen	Makrophyten, Fadenalgen	Makrophyten, Fadenalgen
Länge [m]	15	32	20
Mittl. Breite [m]	8,7	7,6	6,6
Max. Tiefe [m]	0,7	1,2	0,5
Fließgeschwindigkeit [m/s]	< 0,1 – 0,2	< 0,1 – 0,8	< 0,10 - 0,9

7.2.3 Makrozoobenthos

Bei der Untersuchungen des Makrozoobenthos am Schwarzbach wurden insgesamt 35 Taxa erfasst. Die Zahl der an den einzelnen Probestellen registrierten Taxa liegt zwischen 27 - 33, wobei sowohl die Anzahl der Taxa als auch die Besiedlungsdichte von der oberen zur unteren Probestelle zunimmt (Tabelle 7.8). So finden sich an der unteren Probestelle im Durchschnitt mehr als doppelt so viele Individuen wie an der oberen Probestelle.

Tabelle 7.8: Vergleich der Alpha-Diversität der Probestellen am Hochwasserrückhaltebecken W18 (H'_{max} = maximaler Diversitätswert der Probestelle).

Probestelle	oberhalb HRB	am HRB	unterhalb HRB
Taxazahl	27	29	33
Besiedlungsdichte (Individuen/m ²)	895	1447	2300
SHANNON-Index H'	1,91	2,15	2,35
Hmax	3,04	3,37	3,50
Evenness (H'/Hmax)	0,63	0,64	0,67

Tabelle 7.9: Vorkommen der wichtigsten Taxa an den Probestellen des Schwarzbachs.

Ordnung	Familie/Gattung/Art	Individuenzahl		
		oben	HRB	unten
Coleoptera	<i>Elmis aenea/maugetii</i>	26	23	168
	<i>Limnius spp.</i>	9	10	137
Crustacea	<i>Gammarus spp.</i>	64	228	397
Diptera	<i>Chironomidae</i>	254	318	228
Ephemeroptera	<i>Baetis spp.</i>	332	338	604
	<i>Habrophlebia lauta</i>	7	4	1
Gastropoda	<i>Radix spp.</i>	11	68	145
Trichoptera	<i>Chaetopteryx spp.</i>	22	18	9
	<i>Lasiocephala basalis</i>	3	24	53
	<i>Leptoceridae</i>	3	17	182

Die an allen Probestellen mit am häufigsten vorkommenden Taxa sind *Baetis* spp. und die Chironomiden (Tabelle 7.8 und Tabelle 7.10). Die Chironomiden kommen vor allem am Hochwasserrückhaltebecken massenhaft vor, *Baetis* spp. tritt insbesondere an der unteren Probestelle gehäuft auf. Hohe Individuenzahlen weisen auch die Süßwassermilben auf, am häufigsten wurden sie am Hochwasserrückhaltebecken mit ungefähr 240 Tieren gezählt. *Gammarus* spp. kommt an der oberen Probestelle mit 64 Individuen vor, die Anzahl verdreifacht sich am Hochwasserrückhaltebecken und an der unteren Probestelle kommt die Gattung massenhaft vor. Bei

den Gattungen *Elmis* spp. und *Limnius* spp. (Coleoptera) ist ein sprunghafter Anstieg in der Individuenzahl an der unteren Probestelle zu beobachten (Abbildung 7.23). *Habrophlebia lauta* und *Chaetopteryx* spp. sind an allen drei Probestellen anzutreffen, aber jeweils mit geringer Individuenzahl. Ihre Abundanz verhält sich entgegengesetzt zu den vorher genannten Taxa und nimmt nach unten ab (Tabelle 7.8). Die meisten der Trichopteren kommen nur als Einzelfund oder in geringer Individuenzahl vor. Am häufigsten wurden Vertreter der Familie Leptoceridae angetroffen, insbesondere an der unteren Probestelle. Die Anzahl der Oligochaeten steigt ebenfalls von der oberen (18) zur unteren (108) Probestelle an. Die Individuenzahl der Gastropoden zeigt einen ähnlichen Verlauf (Abbildung 7.23).

Tabelle 7.10: Dominanz der häufigsten Taxa an den Probestellen des Schwarzbachs.

Probestelle	Dominierende Taxa	Dominanz
oberhalb HRB	<i>Baetis</i> spp.	37%
	Chironomidae	28%
	Hydrachnellae	10%
	<i>Gammarus</i> spp.	7%
	<i>Chaetopteryx villosa/fusca</i>	2%
am HRB	Chironomidae	24%
	<i>Baetis</i> spp.	24%
	Hydrachnellae	17%
	<i>Gammarus</i> spp.	16%
	<i>Radix</i> spp.	5%
unterhalb	<i>Baetis</i> spp.	26%
	<i>Gammarus</i> spp.	17%
	Chironomidae	10%
	Leptoceridae (<i>Athripsodes</i> spp.)	8%
	<i>Elmis</i> spp.	7%

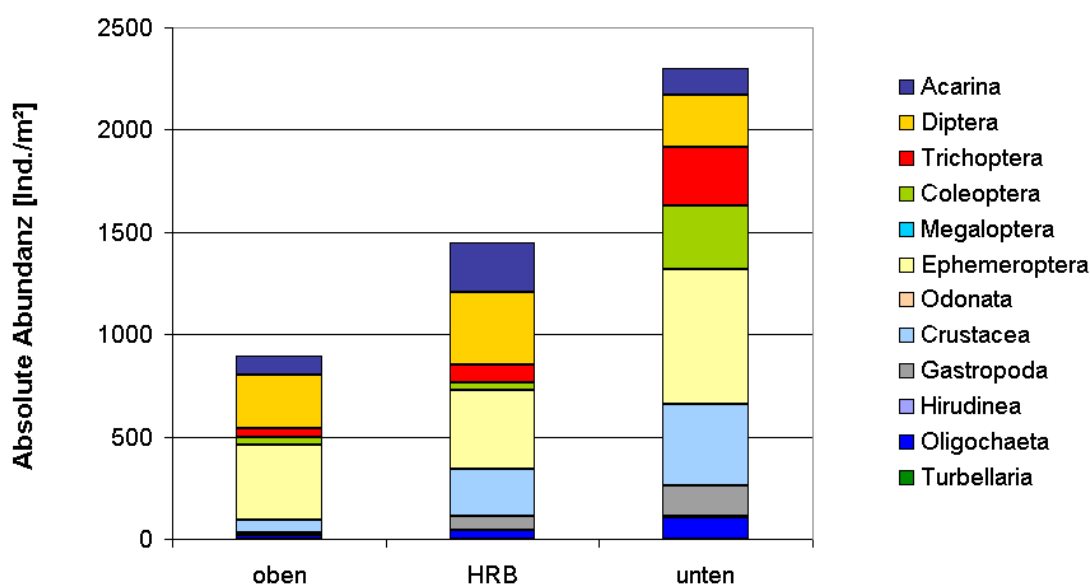


Abbildung 7.23: Absolute Abundanz der Ordnungen bzw. Klassen an den Probestellen des Schwarzbachs.

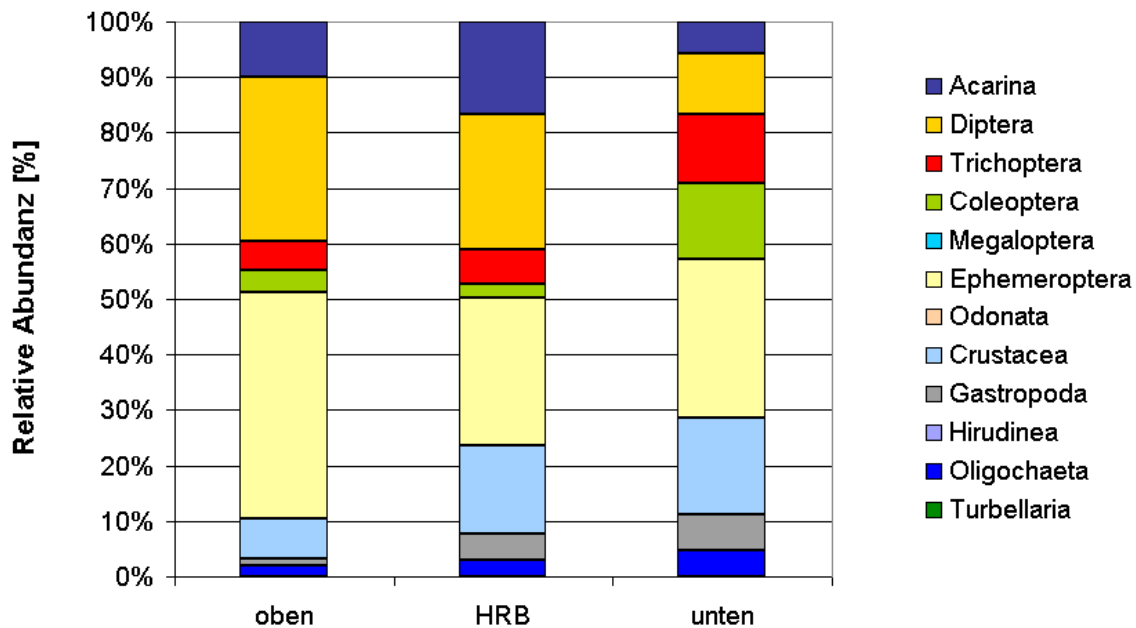


Abbildung 7.24: Relative Abundanz der Ordnungen bzw. Klassen an den Probestellen des Schwarzbachs.

Habitat- und Substratpräferenzen

Der Vergleich der Habitatpräferenzen (Abbildung 7.25) zeigt, dass die große Mehrheit der Organismen an steiniges und kiesiges Substrat gebunden ist. An der oberen Probestelle ist der Anteil an Sedimentfressern und Pelalbewohnern mit fast 30% am größten, da im Uferbereich viel Feinmaterial zu finden ist. Zudem gibt es dort häufig tiefere Gewässerbereiche mit geringer Fließgeschwindigkeit. Am Hochwasserrückhaltebecken wird das natürliche Substrat im Durchlass zum Teil von Flussbausteinen sowie Sand- und Schlamm ersetzt. Entsprechend finden sich auch dort Feinsedimentbewohner in höherer Zahl. Hier konnten im Gegensatz zu den anderen Probestellen auch rotgefärbte Zuckmückenlarven nachgewiesen werden, die auf sauerstoffzehrende Verhältnisse in der Sohle hinweisen. An der Probestelle gibt es kaum strömungsberuhigte Bereiche. Sandflächen sind hier so gut wie keine zu finden. Die Lehmsohle in der Mitte der Probestelle ist fest und am geringsten besiedelt. Bei dem hohen Vorkommen von steinigem und kiesigem Material zeigt sich eine Dominanz von rheophilen Lithalbewohnern.

Trotz der soeben genannten Unterschiede weisen die drei Probestellen hinsichtlich ihres Artenspektrums mit einem SØRENSEN-Index > 80% eine hohe Ähnlichkeit auf (Tabelle 7.11). Die Dominanzverhältnisse ähneln sich allerdings weniger (Tabelle 7.10). Am geringsten ist die Ähnlichkeit zwischen der oberen und der unteren Probestelle (61%) (Abbildung 7.24).

Tabelle 7.11: RENKONENSche Zahl (erste Zahl) und SØRENSEN-Quotient (zweite Zahl) der drei Probestellen am Schwarzbach; alle Angaben in %.

Probestellen	oberhalb HRB	am HRB
oberhalb HRB	-	76 / 82
unterhalb HRB	61 / 80	70 / 81

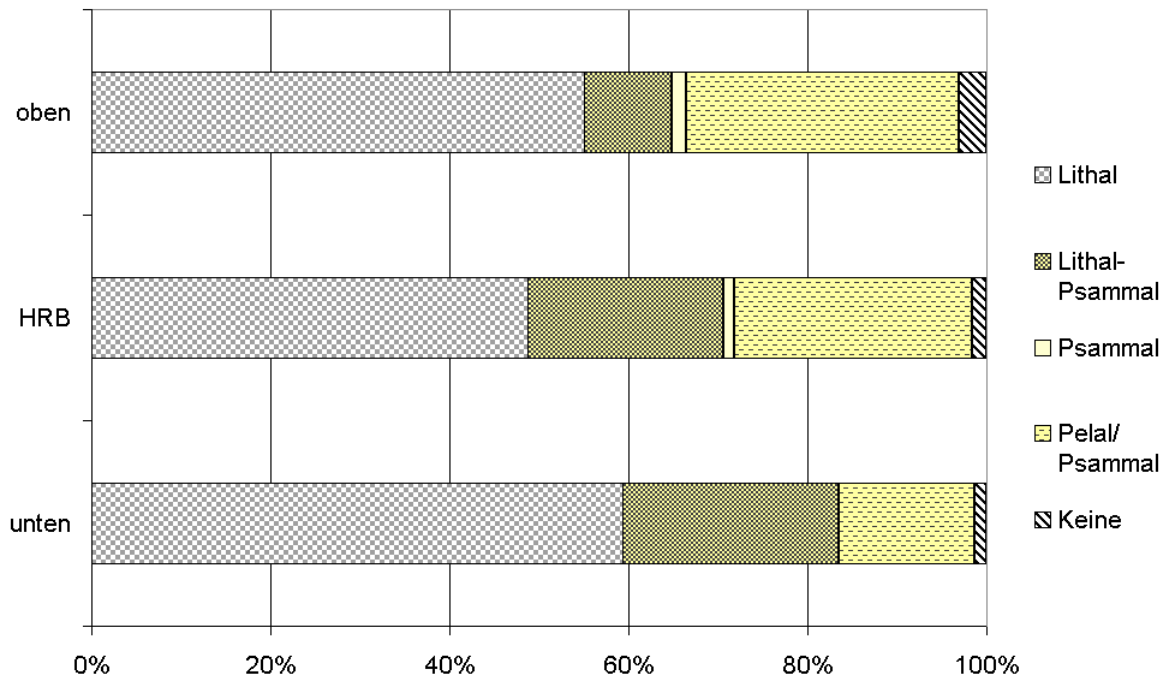


Abbildung 7.25: Relative Anteile der Habitatpräferenzen der Organismen an den Probestellen des Schwarzbachs (Pelal: < 0,63 mm, Psammal 0,63 - 2 mm, Lithal: > 2 cm).

Zusammenfassung und Diskussion

An den Probestellen am Schwarzbach wurden insgesamt 35 verschiedene Taxa erfasst. Es dominieren Eintagsfliegen, Zuckmücken, Köcherfliegen, Bachflohkrebse und Wassermilben. Steinfliegen treten keine auf. Die Zahl der Taxa nimmt von der unteren (33) zu der oberen Probestelle (27) ab. Deutlicher sind die Unterschiede bei der **Besiedlungsdichte**. Diese sinkt von 2300 Tieren/m² an der unteren auf knapp 900 Individuen/m² an der oberen Probestelle. Hier dominieren wenige euryöke Arten wie beispielsweise *Baetis* spp. und die Chironomiden, welche allein 65% der Wirbellosen zönose bilden. Die Unterschiede in der Besiedlung sind vermutlich auf die unterschiedlichen Strömungs- und **Substratverhältnisse** zurückzuführen. So weist die obere Stelle deutlich mehr lenitische Bereiche auf, entsprechend ist die Zahl der Rhitralbewohner deutlich reduziert. Auch im Durchlass des Hochwasserrückhaltebeckens ist der Anteil an Feinsedimenten höher als an der unteren Referenzstelle, der Anteil an kiesigem Substrat und Steinen ist deutlich reduziert. Auf diesen Substrattypen wurden jedoch die größten Besiedlungsdichten festgestellt.

Eine weitere Erklärung für die geringen Individuenzahlen an der oberen Probestelle könnte der vergleichsweise hohe Nutzungsdruck durch den Menschen sein. An dieser Stelle ist der Schwarzbach gut erreichbar und die Kiesinsel in der Mitte ist bei normalem Wasserstand leicht zu betreten. Gerne nutzen Hundebesitzer diesen Platz als Hundebadestelle. Auch Kinder spielen öfters dort. Diese Störung könnte bei den Wirbellosen zu einer erhöhten Drift führen. Möglicherweise spielt auch eine stärkere Besonnung an den beiden oberen Probestellen eine Rolle. Beide Gewässerabschnitte sind weniger beschattet als die untere Probestelle. Durch die stärkere Sonneneinstrahlung könnte es im Vergleich zu unteren Probestelle zu einer früheren Emergenz von Arten gekommen sein, was insbesondere bei der Zahl der Eintags- und Köcherfliegen

erhebliche Auswirkungen haben könnte. Die Tatsache, dass im Mai die Anzahl der Eintagsfliegen und Köcherfliegen an der unteren Probestelle deutlich höher lag als an den beiden anderen Probestellen, spricht für diese Hypothese.

Vergleicht man die Zusammensetzung der drei Biozönos, so zeigen der SØRENSEN-Index und die RENKONENSche Zahl für die drei Probestellen relativ hohe Ähnlichkeiten an. Das Fehlen einzelner Taxa an den beiden oberen Probestellen (z.B. der Köcherfliegengattung *Sericostoma*) ist vermutlich auf die frühere Emergenz an diesen stärker besonnten Stellen zurückzuführen. All dies spricht für die weitgehende **Durchgängigkeit** des Hochwasserrückhaltebeckens. Da die Strömungs- und Substratverhältnisse im Durchlass sehr vielfältig sind, dürften sowohl strömungsliebende als auch strömungsmeidende Arten das Bauwerk durchwandern und auch weitgehend besiedeln können. Auf Grund der großen Durchlassöffnungen und der offenen Bauweise können Imagines das Bauwerk problemlos durchfliegen. In diesem Zusammenhang negativ zu bewerten sind die im Durchlass fehlenden Ufergehölze.

7.2.4 Fische

Das offene Durchlassbauwerk am Schwarzbach zeichnet sich durch eine besonders artenreiche Fischbesiedlung mit teilweise höheren Fischdichten als im freien Bachverlauf aus (Abbildung 7.26). Diese werden erzielt, weil besonders günstige Bedingungen herrschen: große Strömungsdiversität, eine ausgeprägte Breiten- und Tiefenvarianz, abwechslungsreiche Strukturen und eine hohe Substratdiversität. Alle sieben im Schwarzbach vorkommenden Fischarten konnten im Durchlassbereich nachgewiesen werden, die meisten in der Ausbaustrecke oberhalb des Durchlasses. Stichling und Bachneunauge (Adulte und Querder) wurden nur im Durchlassbereich gefangen. Die tiefen Bereiche im rechten Teil des Durchlasses wurden überwiegend von Bachforellen besiedelt. Im flachen linken Durchlass mit den geringeren Strömungsgeschwindigkeiten finden sich Elritze und Groppe. Die größere Anzahl an Groppen fand sich jedoch in der flach überströmten, steinigen Ausbaustrecke unterhalb des Durchlasses. Die Elritze bevorzugte zusammen mit dem Dreistacheligen Stichling die pflanzenreichen Uferzonen. Für Bachneunaugen sind die strömungsberuhigten und sandigen Abschnitte die bevorzugten Habitate.

Da keine Wanderhindernisse in Form von Querbauwerken und eine gewässertypische Ausstattung innerhalb des Durchlasses vorhanden ist, kann von einer uneingeschränkten Passierbarkeit in beide Richtungen ausgegangen werden. Dies konnte auch anhand des Besatzes und Wiederfangs markierter Bachforellen belegt werden (Abbildung 7.27). Von den unterhalb besetzten Tieren hielten sich acht im Durchlassbereich auf und ein Exemplar wurde oberhalb nachgewiesen. Eine Abwärtswanderung konnte durch zwei unterhalb gefangene Tiere nachgewiesen werden, zwei weitere Exemplare hielten sich im Durchlassbereich auf.

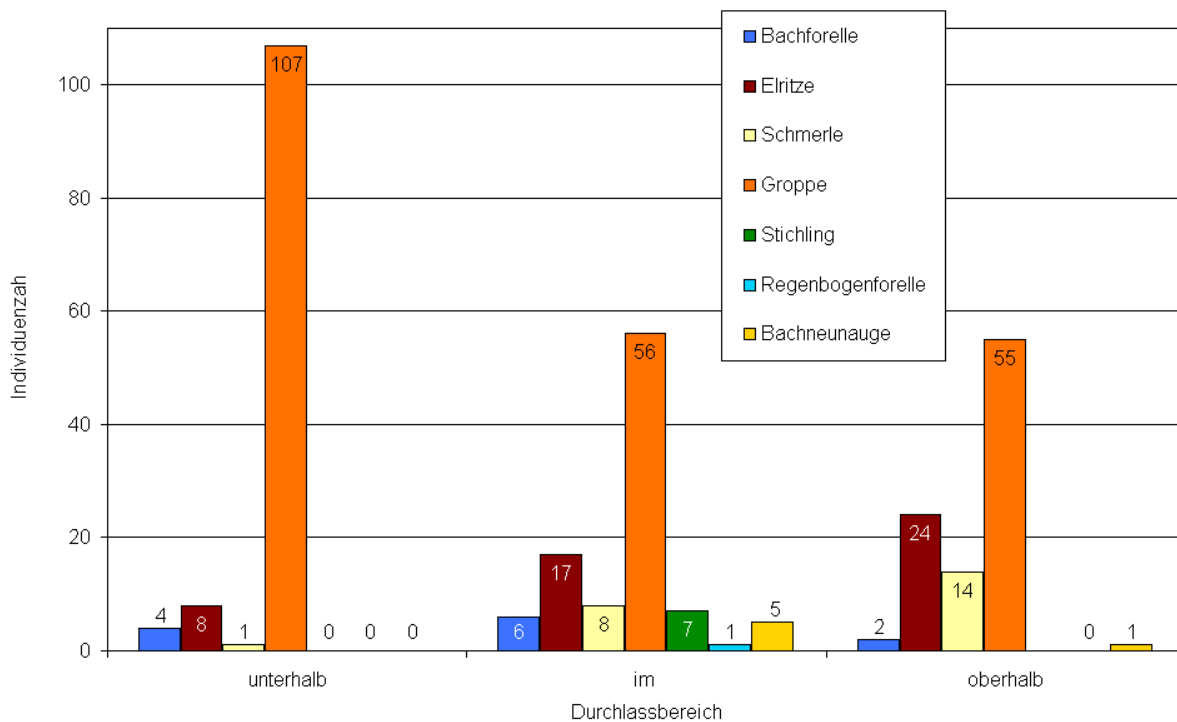


Abbildung 7.26: Schwarzbach - Ergebnisse der Elektrofischung im Mai 2005.

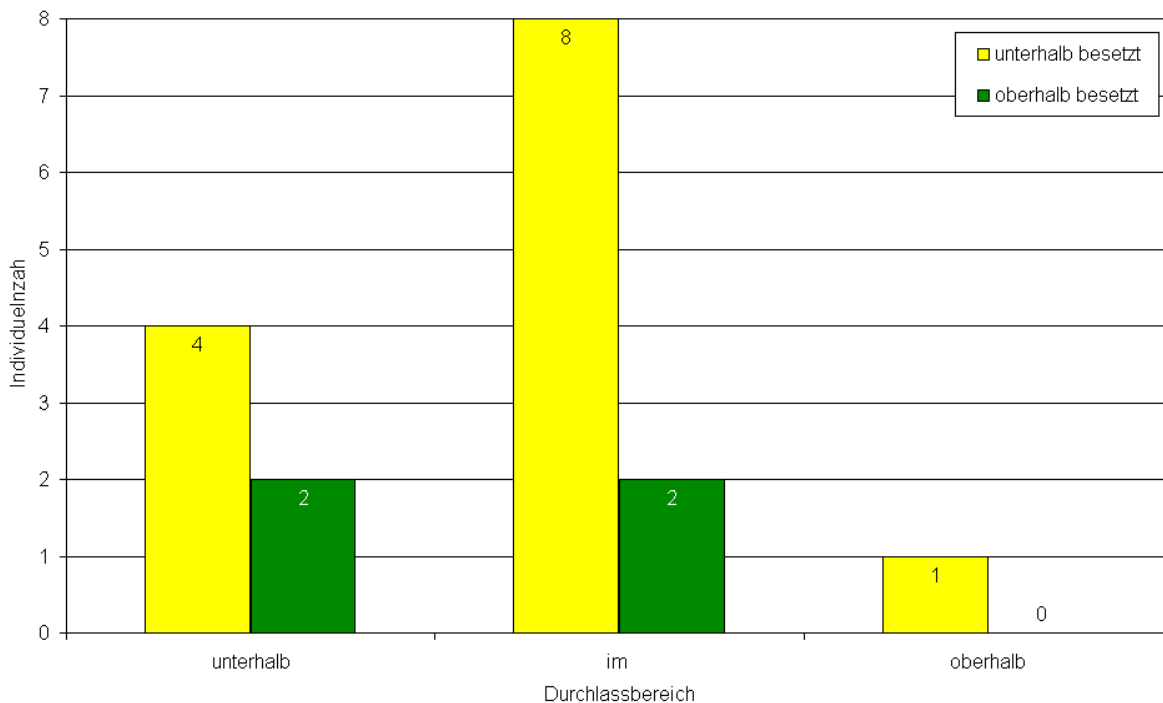


Abbildung 7.27: Schwarzbach – Ergebnisse der Markierungsversuche. Angegeben ist die Anzahl der insgesamt wieder gefangenen Tiere in den jeweiligen Abschnitten fünf Wochen nach Besatz. Besetzt wurden jeweils 100 Fische unter- und oberhalb des Durchlasses. Die Wiederfangrate betrug 8,5%. Hier wurde aufgrund des großen Gewässerquerschnitts keine Reusenbefischung durchgeführt.

7.2.5 Laufkäfer

An diesem Hochwasserrückhaltebecken wurden die höchsten Arten- und Individuendichten nachgewiesen (insgesamt 67 Arten mit 788 Individuen an den vier Probestellen, Abbildung 7.28, Abbildung 7.29 und Abbildung 7.30). Besonders auffällig ist hier die starke Zunahme der Artenzahl im Durchlass im Vergleich zur freien Bachstrecke oberhalb des Hochwasserrückhaltebeckens. Die Artenzunahme beträgt im Vergleich zur Referenzstrecke oberhalb des Beckens 87% !



Abbildung 7.28: Hochwasserrückhaltebecken Bernau. Lage der Untersuchungsstellen für die Laufkäfererfassung: (1) unterhalb Damm, (2) und (3) oberhalb und unterhalb Durchlass, (4) oberhalb Hochwasserrückhaltebeckens. Ausschnitt aus TK 25000, ohne Maßstab.

Die festgestellte Zunahme der Artenzahlen im Bereich des Durchlassbauwerks ist bedingt durch die hier neu entstandenen Habitate, welche ober- und unterhalb des Rückhaltebeckens nicht vorhanden oder nur in geringem Umfang ausgebildet sind. Es handelt sich hauptsächlich um lehmige oder sandige Anlandungen, die aufgrund der fehlenden Ufergehölze unbeschattet sind. Abbildung 7.31 zeigt solche Anlandungen im Durchlass. Auf der lehmig-sandigen Anlandung oberhalb waren typische wärme- und sogar trockenheitsliebende Offenlandarten wie der Leuchtende Haarschnellläufer (*Ophonus azureus*) und der Gewöhnlicher Haarschnellläufer (*Harpalus rubripes*) zu finden. Charakteristisch für lehmige Sedimente sind der Mittlere Ziegelei-Handläufer (*Dyschirius intermedius*) und Illigers Ahlenläufer (*Bembidion illigeri*). Auch unterhalb des Durchlasses erfolgte eine Sedimentation feinkörnigen Materials. Neben typischen Arten von Ufern und Feuchtgebieten wie dem Sumpf-Grabläufer (*Pterostichus minor*), dem Ufer-Flachläufer (*Agonum micans*) und dem Sumpf-Enghalsläufer (*Oxypselaphus obscurus*) wurden auf den nur lückig bewachsenen Sedimenten auch ausgesprochen trockenheitsliebende Arten wie der Erzfarbene Kamelläufer (*Amara aenea*), der Gedrungene Zwergstutzläufer (*Microlestes maurus*) und sogar der Große Bombardierkäfer (*Brachinus crepitans*) nachgewiesen.

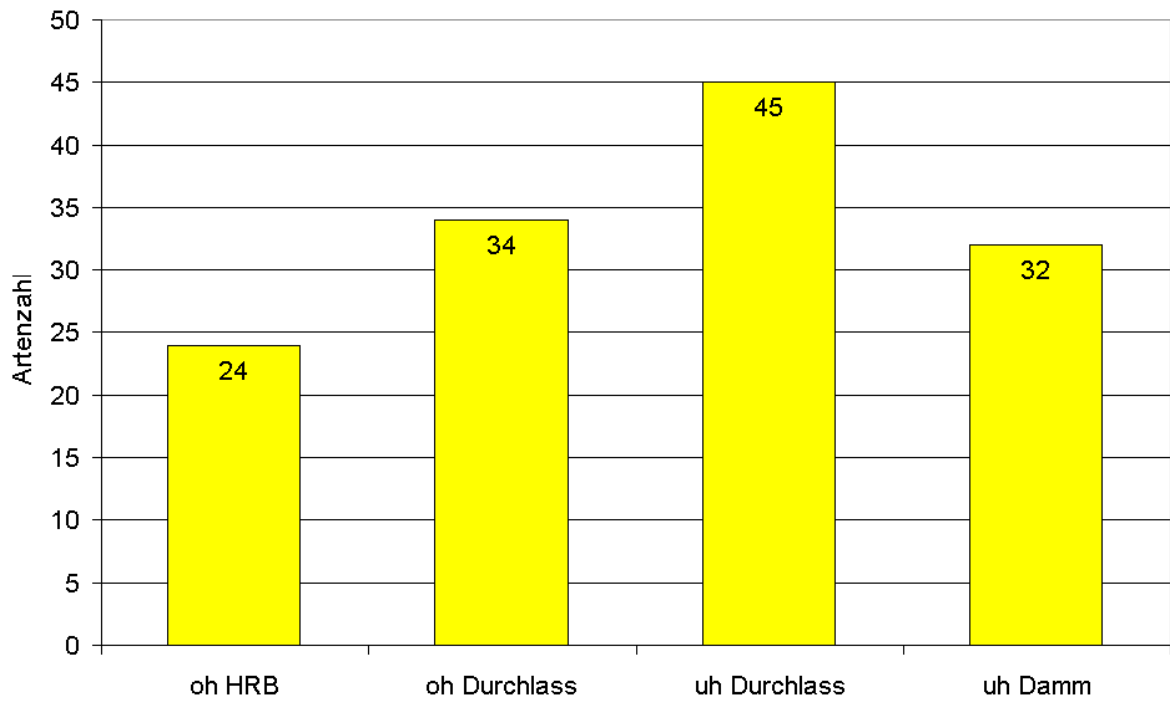


Abbildung 7.29: Hochwasserrückhaltebecken Bernau. Vergleich der Laufkäferartenzahlen an den verschiedenen Probestellen.

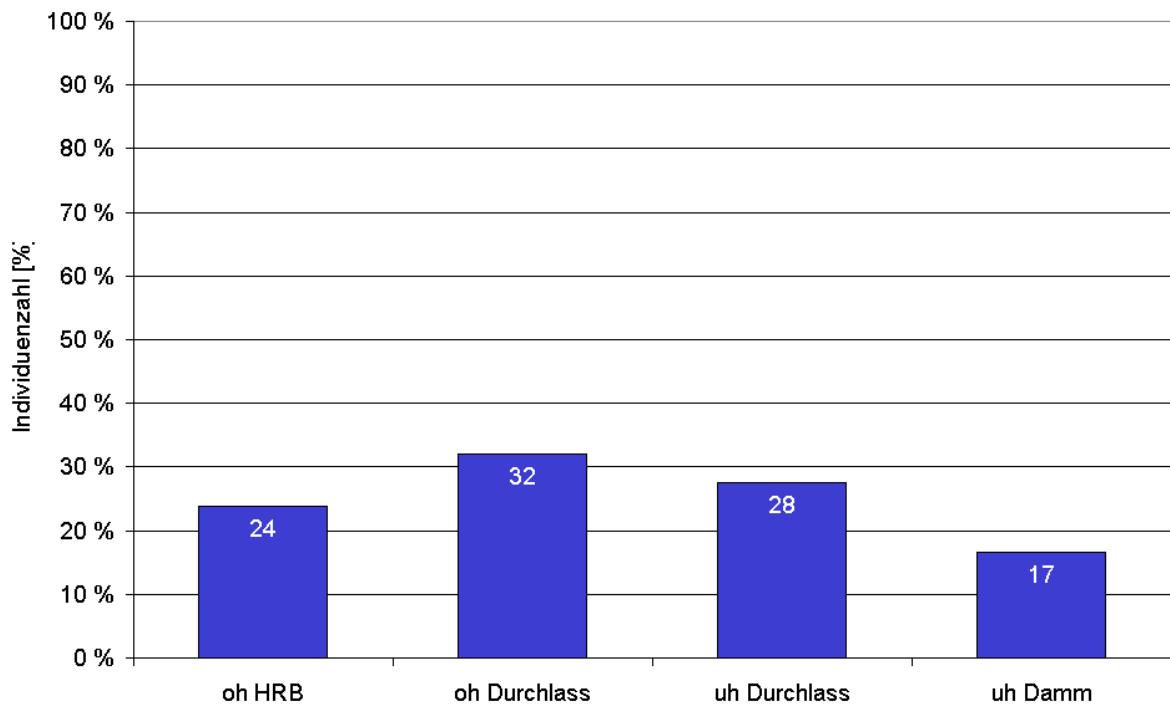


Abbildung 7.30: Hochwasserrückhaltebecken Bernau: Angegeben sind die Individuenzahlen pro Probestelle.



Abbildung 7.31: Hochwasserrückhaltebecken Bernau, oberhalb und unterhalb des Durchlasses (SCHWENNINGER).

Tabelle 7.12 zeigt, dass relativ hohe Ähnlichkeiten aus dem Vergleich der Untersuchungsstellen innerhalb des Durchlassbauwerks sowie aus den Vergleichen der Untersuchungsstellen innerhalb des Durchlassbauwerks mit derjenigen unterhalb des Damms (SØRENSEN-Quotient = 60% bzw. 61%) resultierten. Die hohe Ähnlichkeit (61%) zwischen den Zönosen oberhalb des Hochwasserrückhaltebeckens und unterhalb des Damms deutet darauf hin, dass sich die Existenzbedingungen für Laufkäfer unterhalb des Hochwasserrückhaltebeckens zumindest in diesem Fall durch die Errichtung des Dammbauwerks nicht drastisch verschlechtert haben.

Tabelle 7.12: Statistische Ähnlichkeitsvergleiche der Laufkäferzönosen [oh – oberhalb; uh – unterhalb; HRB – Hochwasserrückhaltebecken; Durchl. – Durchlass].

Probe-stelle A	Arten-zahl A	Individuen-zahl A	Probe-stelle B	Arten-zahl B	Individuen-zahl B	Arten-schnittmenge	SØRENSEN-Quotient%
oh HRB	24	408	oh Durchl.	34	546	14	48
oh HRB	24	408	uh Durchl.	45	471	14	41
oh HRB	24	408	uh Damm	32	283	17	61
oh Durchl.	34	546	uh Durchl.	45	471	24	61
oh Durchl.	34	546	uh Damm	32	283	20	61
uh Durchl.	45	471	uh Damm	32	283	23	60

Problematisch sind auch bei diesem Becken die Verhältnisse für flugunfähige Arten, die den Durchlass nur laufend durchqueren können. Im Durchlass sind keine durchgehenden terrestrischen Habitate vorhanden (Abbildung 7.32). Die Tiere können sich hier nur schwimmend fortbewegen und werden den Durchlass somit nicht passieren.

Die ungeflügelten Arten *Carabus auratus* (Goldlaufkäfer) und *Carabus cancellatus* (Feld-Laufkäfer) wurden unterhalb des Durchlasses nachgewiesen. Beides sind Arten der offenen Kulturlandschaft, die bei ihren Streifzügen auch in den Uferbereich gelangen, jedoch nicht zur eigentlichen Uferzönose gehören und naturgemäß in den Gehölzgürteln der Bäche fehlen. Sie strahlen von den Agrarflächen der Umgebung ein. Zwar können sie die Durchlassöffnungen aus eben genannten Gründen nicht nutzen, aber potentiell ist ein Überqueren des gehölzfreien Damms durch beide Arten problemlos möglich.



Abbildung 7.32: Hochwasserrückhaltebecken Bernau. Einlauf rechts- und linksseitig. Im Durchlass sind keine terrestrischen Habitate vorhanden. Tiere können sich hier nur schwimmend fortbewegen. (SCHWENNINGER).

7.3 Insenbach (seit 2002 in Betrieb)

Der Insenbach entspringt im östlichen Kraichgau (östlich von Grombach, 282,5 m ü. NN, Abbildung 7.33). Das Einzugsgebiet hat eine Größe von 21,4 km² und ist mit Löss bedeckt. Im Talbereich des Insenbachs befinden deshalb mächtige Schwemmlössablagerungen, die zu einer massiven landwirtschaftlichen Nutzung führten. 70% der Talflächen werden landwirtschaftlich genutzt, während gerade einmal ein Viertel der Fläche von Wald bedeckt ist (GEP INSENBACH 2000). Der von Löss und Lehm geprägte Insenbach wird in Teilen von einem meist aus standortgerechten Gehölzen bestehenden Uferstreifen zu beiden Seiten gesäumt. Allerdings ist der Gehölzstreifen sehr schmal und zum Teil lückig und die landwirtschaftliche Nutzung schließt direkt ans Gewässer an. Insgesamt wird mehr als die Hälfte des Bachlaufes als naturfern eingestuft (LFU 1995). Auf Grund der Naturferne sind bei Planung und Bau des Hochwasserrückhaltebeckens erhebliche und bleibende Veränderungen sowie eine starke Einschränkung der Gewässerdynamik in Kauf genommen worden.

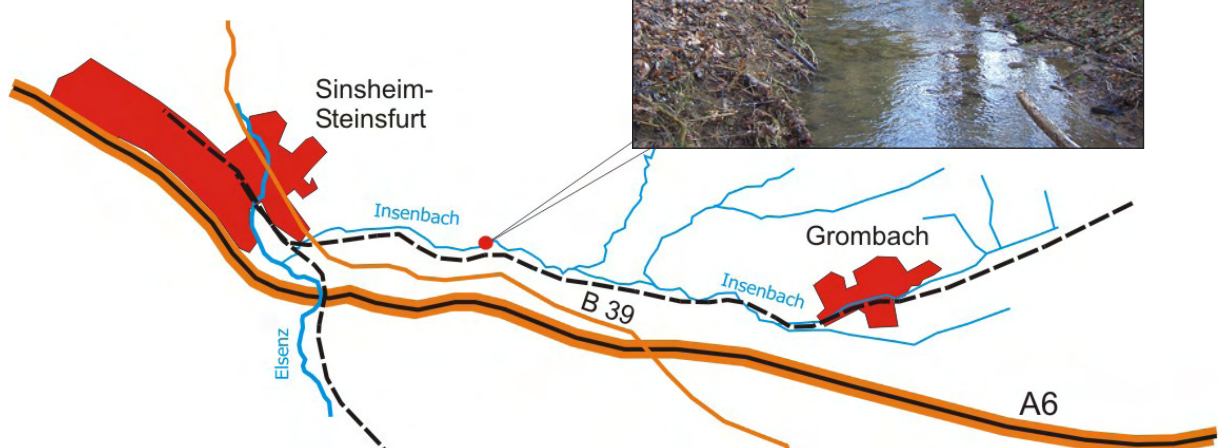


Abbildung 7.33: Lage des Insenbaches. Foto (MEIER): Der Mittellauf des Insenbaches, Blickrichtung stromabwärts.

7.3.1 Das Hochwasserrückhaltebecken

Das Hochwasserrückhaltebecken S43 befindet sich im Verlauf des Insenbachs etwa bei km 9,6. Bis zur Mündung in die Elsenz sind es noch etwa 450 m (Abbildung 7.33). Das Einzugsgebiet des Hochwasserrückhaltebeckens umfasst 21,2 km² und der durchschnittliche mittlere Abfluss ist geringer als 0,1 m³/s. Der Einstaubereich des Beckens wird landwirtschaftlich genutzt.

Am Insenbach wurde ein geschlossenes Durchlassbauwerk realisiert (Abbildung 7.34). Der 24 m lange Rohrdurchlass besitzt einen Durchmesser von 2,6 m. Durch den relativ großen Durchmesser soll ausreichend Tageslicht ins Bauwerk eindringen. In der Mitte des Durchlasses ist das steuerbare Regulierorgan angeordnet: Ein Steuerschieber (0,50 x 0,50 m) sowie ein Not-schieber (1,00 x 1,20 m) sind gleichzeitig als Licht- und Schieberschacht angelegt. Der Schiebermechanismus ist so eingestellt, dass ein Regelabfluss von 1,3 m³ gewährleistet ist. Bis zu einem Abfluss von 2,0 m³/s bleibt der Schieber in der voll geöffneten Stellung und wird erst bei höherem Abfluss geschlossen, wodurch ein zu häufiger Einstau vermieden werden soll.

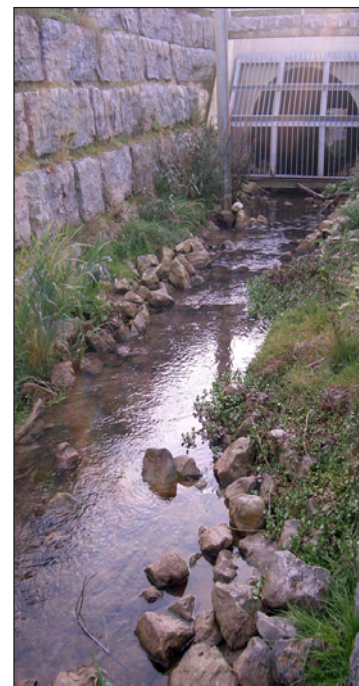


Abbildung 7.34: Hochwasserrückhaltebecken Insenbach S43. Damm im Bau, sowie Durchlassbauwerk fotografiert von unterhalb und oberhalb.

Der Beckenraum mit einem Volumen von 70.100 m³ wird von einem 210 m langen und 3 m hohen Damm begrenzt. Das Stauziel liegt bei 170,25 m ü. NN, was einer einstaubaren Höhe von 3,80 m entspricht. Durch den Rückhalt wird der Hochwasserabfluss von 10,0 m³/s auf 1,3 m³/s gedrosselt. Im Falle einer Überschreitung des Stauziels erfolgt die Hochwasserentlastung über eine 70 m breite, befestigte Dammscharte im südlichen Teil des Dammes. Es wird von einer Einstauhäufigkeit von durchschnittlich einmal pro Jahr ausgegangen.

7.3.2 Strukturelle Gegebenheiten in Gewässer und Durchlass

Der Insenbach ist ein von Löss und Lehm geprägtes Gewässer mit relativ fester Sohle. Das transportierte Lössmaterial führt zu Trübungen und setzt sich auf der Sohle ab. Größere Steine kommen im Gewässer in geringer Anzahl vor und sind teilweise als Sohlbefestigung eingebracht. Die obere Referenzstelle befindet sich knapp 2 km oberhalb des Hochwasserrückhaltebeckens und liegt außerhalb des Einstaubereichs (Abbildung 7.35). Das Gewässer hat in diesem Abschnitt eine Breite von 2 m und die Wassertiefe variiert zwischen 0,1 - 0,4 m. Die gehölzbesetzten Ufer steigen etwa 0,5 m an. Die Fließgeschwindigkeit beträgt durchschnittlich 0,2 - 0,4 m/s. Die Wasserströmung ist gleichmäßig, aber rasch fließend, nur an den natürlichen Schwellen kommt es zu Turbulenzen und höheren Fließgeschwindigkeiten. An den Uferseiten sind kleine Ausbuchtungen mit strömungsberuhigten Bereichen und geringeren Fließgeschwindigkeiten vorhanden. Beim Sohlsubstrat wechseln sich größere und mittlere Steine auf einer festen Sand/Lehmsohle ab (Abbildung 7.36). Die großen Steine bilden häufig natürliche Sohl-schwellen. Das Hauptsubstrat bildet die dünne Löss-Sand-Schicht, in der vereinzelt kiesige Stellen vorkommen. Hier ist das Lössmaterial zu kleinen Lösskieseln verklebt. An den Ufern ragen stellenweise Wurzelbärte der Ufergehölze ins Wasser und bilden ein zusätzliches Habitat. Der mitgeführte Löss führt zu Verkrustungen auf den Steinen und an den Baumwurzeln.

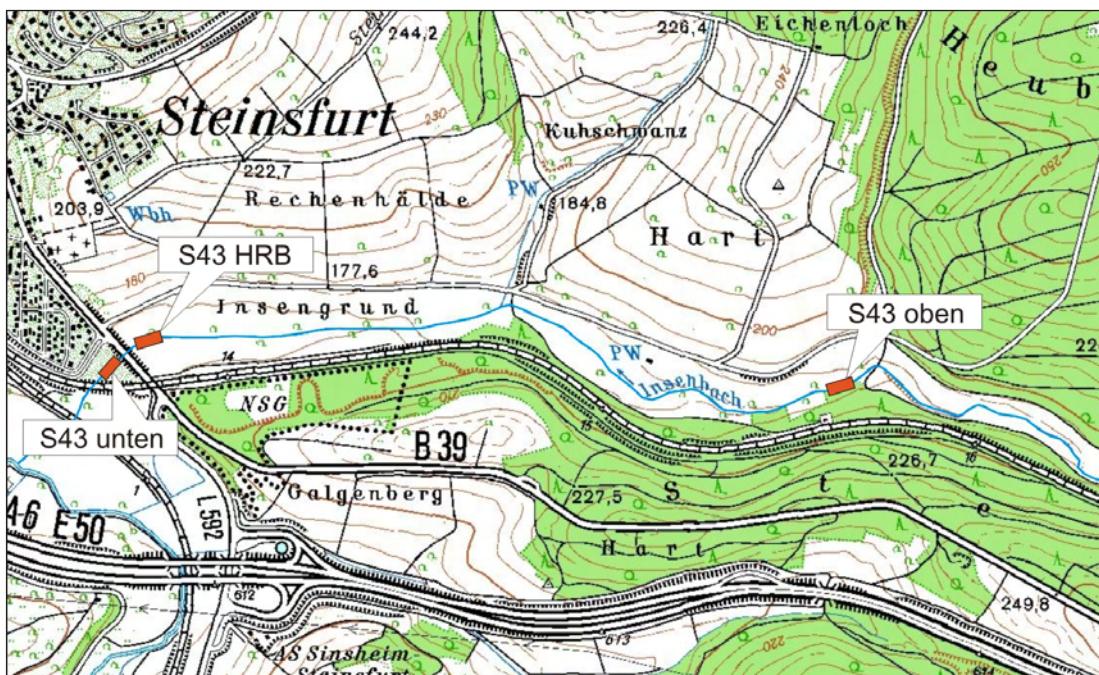


Abbildung 7.35: Lage der Probestellen am Insenbach (Topographische Karte 1:25000 Baden-Württemberg, LVA, verändert).

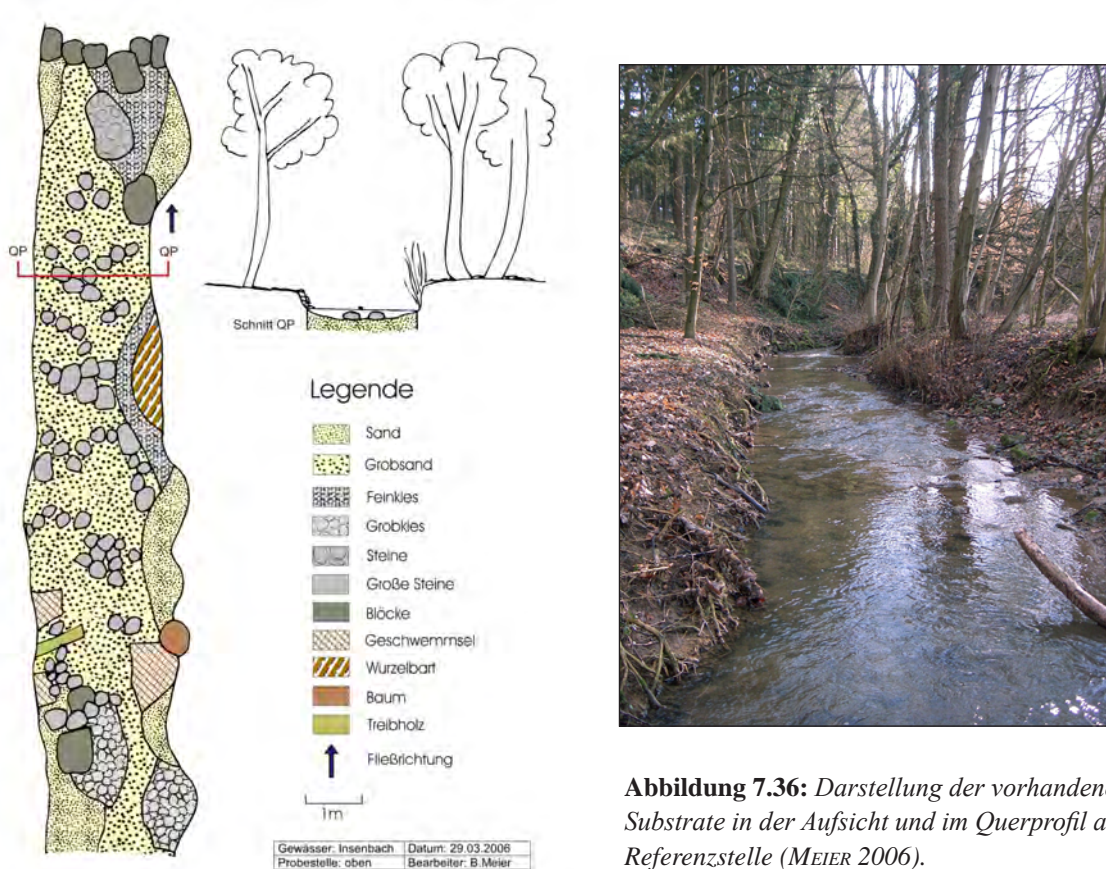


Abbildung 7.36: Darstellung der vorhandenen Substrate in der Aufsicht und im Querprofil an der Referenzstelle (MEIER 2006).

Der Gewässerabschnitt kurz oberhalb des Hochwasserrückhaltebeckens ist gewässertypisch ausgestattet und ähnelt der Referenzstelle. Die Ufer sind mit einem lockeren Gehölzbewuchs bestanden, welcher jedoch ungefähr 50 m vor dem Durchlassbereich endet und unterhalb des Durchlasses erst jenseits der sich anschließenden Straßenunterführung wieder beginnt (Abbildung 7.37). Die Zu- und Ablaufbereiche sind beidseitig mit Natursteinen gepflastert und die Gewässersohle ist durch eine Steinschüttung gesichert, die sich im Rohrdurchlass fortsetzt. Bei normalem Wasserstand sind die Gewässerränder trocken, wodurch trockene, teilweise bewachsene Sand- und Steinflächen für die terrestrische Durchgängigkeit zur Verfügung stehen. Ein Treibholzfang aus Holzstämmen sichert den Zulauf gegen grobes mitgeführtes Material und vor dem Rohrdurchlass ist zusätzlich ein Metallrechen angebracht (Abbildung 7.37).



Abbildung 7.37: Ein- und Auslaufbereich am Hochwasserrückhaltebecken Insenbach in der Bauphase. Unterhalb des Durchlasses schließt ein weiterer Durchlass an (Bild rechts)(MEIER).

Die Steinschüttung oberhalb des Durchlasses ist durchsetzt von weiteren Substraten: Kiese und Feinsediment aus Löss und Lehm haben sich flächig abgesetzt (Abbildung 7.38). Durch die fehlende Beschattung kommt es hier zu Makrophytenwachstum und zur Bildung von Algenmatten. Die Gewässertiefe liegt im Einlassbereich durchschnittlich bei 0,25 m, im und nach dem Durchlass bei 0,5 m (weitere Kenndaten in Tabelle 7.13). Im Rohrdurchlass bildet hauptsächlich die künstlich angelegte Steinsohle aus Flussbausteinen das Substrat. Durch die Verringerung der Fließgeschwindigkeit von 0,3 m/s auf Werte unter 0,1 m/s kommt es hier allerdings zu verstärkter Verschlämzung durch das mitgeführte, stark schluffige Material.

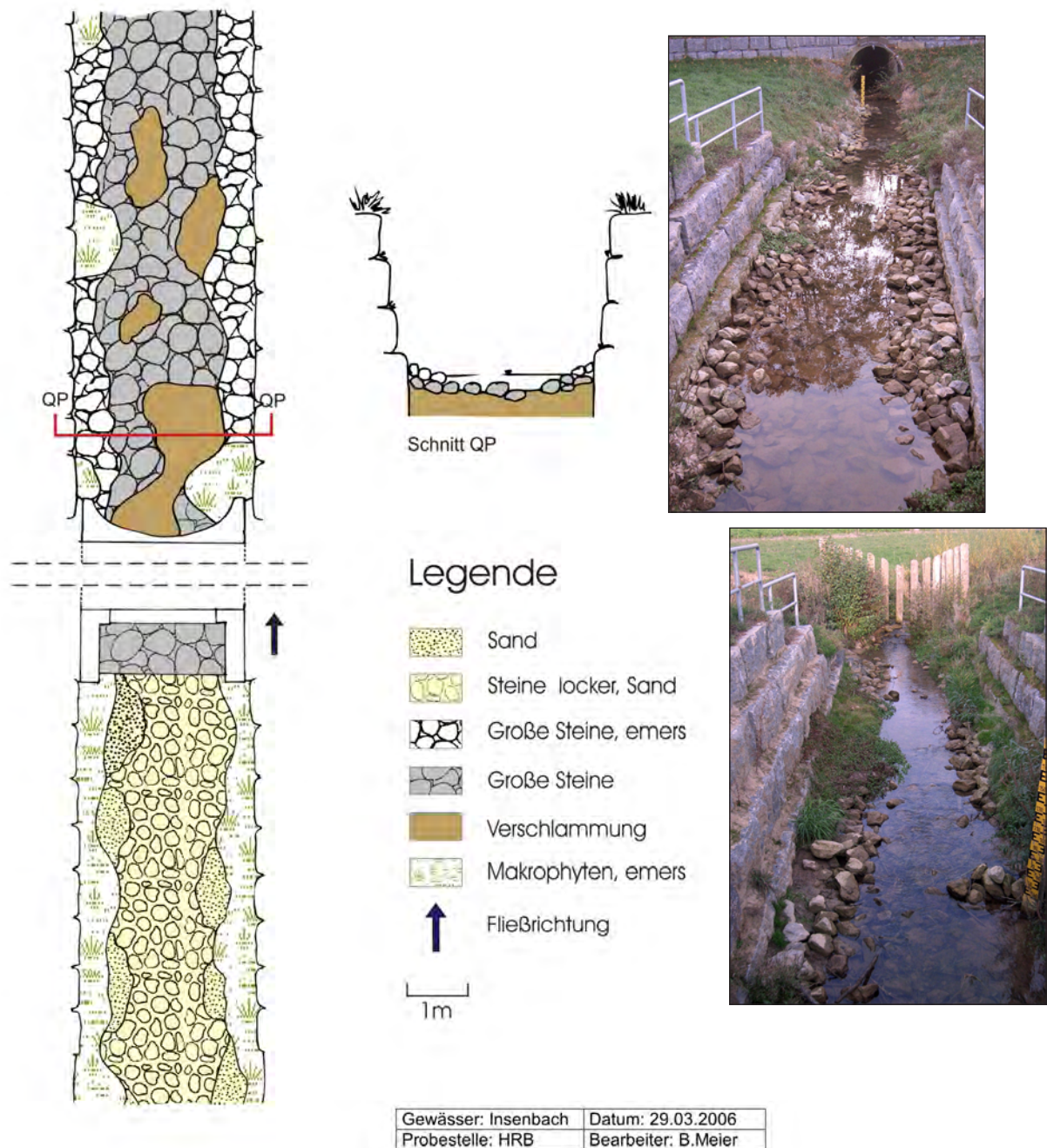


Abbildung 7.38: Darstellung der vorhandenen Substrate in der Aufsicht und im Querprofil am Hochwasserrückhaltebecken Insenbach; Fotos: Ein- und Auslaufbereich (MEIER 2006).

Tabelle 7.13: Charakterisierung der Untersuchungsstrecken des Insenbachs im Bereich des Durchlasses.

	Ausbaustrecke unterhalb Durchlass	Durchlass	Ausbaustrecke oberhalb Durchlass
Morphologie	dichte Steinschüttung	Rohrdurchlass mit Steinschüttung	dichte Steinschüttung
Substrate	Steine, Blöcke	Steine, Blöcke	Steine, Blöcke
Vegetation	Makrophyten, Fadenalgen	keine	Makrophyten, Fadenalgen
Länge [m]	35	22	20
Mittl. Breite [m]	2,2	2,6	2,0
Max. Tiefe [m]	0,3	0,5	0,3
Fließgeschwindigkeit [cm/s]	< 10 - 34	< 10 - 24	25 - 57

7.3.3 Makrozoobenthos

An den drei Probenstellen am Insenbach (Abbildung 7.35) wurden insgesamt 41 verschiedene Taxa gefunden. Besonders dominant waren die Chironomiden *Elmis* spp., *Baetis* spp. und die Gammariden (Tabelle 7.14.)

Tabelle 7.14: Vorkommen der wichtigsten Taxa an den Probestellen des Hochwasserrückhaltebeckens S43.

Ordnung	Familie/Gattung/Art	Abundanz		
		oben	HRB	unten
Gastropoda	<i>Ancylus fluviatilis</i>	-	50	-
Crustacea	<i>Gammarus</i> spp.	272	218	307
Odonata	<i>Calopteryx virgo</i>	-	20	4
Ephemeroptera	<i>Baetis</i> spp.	41	68	170
	<i>Centroptilum luteolum</i>	34	97	68
	<i>Ephemera danica</i>	37	15	-
Coleoptera	<i>Elmis aenea/mauetii</i>	35	256	162
Trichoptera	<i>Chaetopteryx</i> spp.	10	-	14
	<i>Sericostoma</i> spp.	33	7	14
Diptera	Chironomidae (hell)	220	398	298

Die Zuckmücken treten am Hochwasserrückhaltebecken massenhaft auf, an der oberen Probestelle ist die Individuenzahl am geringsten. *Gammarus* spp. ist an allen Probestellen mit einer hohen Abundanz vertreten. Bei den Eintagsfliegen (insgesamt sechs Taxa) sind *Baetis* spp. und *Centroptilum luteolum* die häufigsten Arten. Dabei ist eine Zunahme der Individuenzahl bei

Baetis spp. von der oberen zur unteren Probestelle zu verzeichnen (Tabelle 7.15). *Centroptilum luteolum* hat ihr Maximum am Hochwasserrückhaltebecken. *Ephemera danica* ist hauptsächlich an der oberen Probestelle zu finden, am Hochwasserrückhaltebecken mit geringerer Individuendichte und unten gar nicht. Bei den Trichopteren (insgesamt zehn Arten) treten zwischen den Probestellen deutliche Unterschiede auf. *Sericostoma* spp. ist an allen Probestellen zu finden, mit der geringsten Individuenzahl am Hochwasserrückhaltebecken. Des Weiteren ist *Chaopteryx* spp. sowohl oben und unten zu finden, fällt aber am Hochwasserrückhaltebecken aus. Genauso verhält sich *Rhyacophila* spp.. Andere Trichopteren kommen ebenfalls nur an zwei Standorten vor: *Lasiocephala basalis* ist unten und am Hochwasserrückhaltebecken zu finden, fehlt aber an der oberen Probestelle. *Halesus* spp. ist dafür an der oberen Probestelle und am Hochwasserrückhaltebecken zu finden, fällt dafür an der unteren Probestelle aus.

Tabelle 7.15: Dominanz der häufigsten Taxa an den Probestellen des Insenbachs.

Probestelle	Dominierende Taxa	Dominanz
oberhalb HRB	<i>Gammarus</i> spp.	39%
	Chironomidae	30%
	<i>Baetis</i> spp.	6%
	<i>Elmis</i> spp.	5%
	<i>Centroptilum luteolum</i>	5%
am HRB	Chironomidae	31%
	<i>Elmis</i> spp.	20%
	<i>Gammarus</i> spp.	17%
	Hydrachnellae	9%
	<i>Centroptilum luteolum</i>	8%
unterhalb HRB	<i>Gammarus</i> spp.	28%
	Chironomidae	27%
	<i>Baetis</i> spp.	16%
	<i>Elmis</i> spp.	15%
	<i>Centroptilum luteolum</i>	6%

Süßwassermilben (Acarina) treten an allen Probestellen im sandigen Substrat auf, am Hochwasserrückhaltebecken mit einer höheren Individuendichte von ungefähr 100 Tieren. Oligochaeten spielen keine große Rolle, sie sind meist nur mit einer Individuendichte < 10 Tieren erhoben worden (Abbildung 7.39).

Die Gattung *Elmis* spp. als Hauptvertreter der Coleoptera tritt an allen Probestellen auf (Abbildung 7.39), allerdings unterscheidet sich die Anzahl der oberen Probestelle (35) deutlich von der am Hochwasserrückhaltebecken (256) und der unteren Probestelle (162) (Tabelle 7.15). Die Individuenzahl der Kleinlibellenart *Caleopteryx virgo* (Odonata) ist ebenfalls am Hochwasserrückhaltebecken am größten, unten gering und an der oberen Probestelle kommt die Art nicht vor.

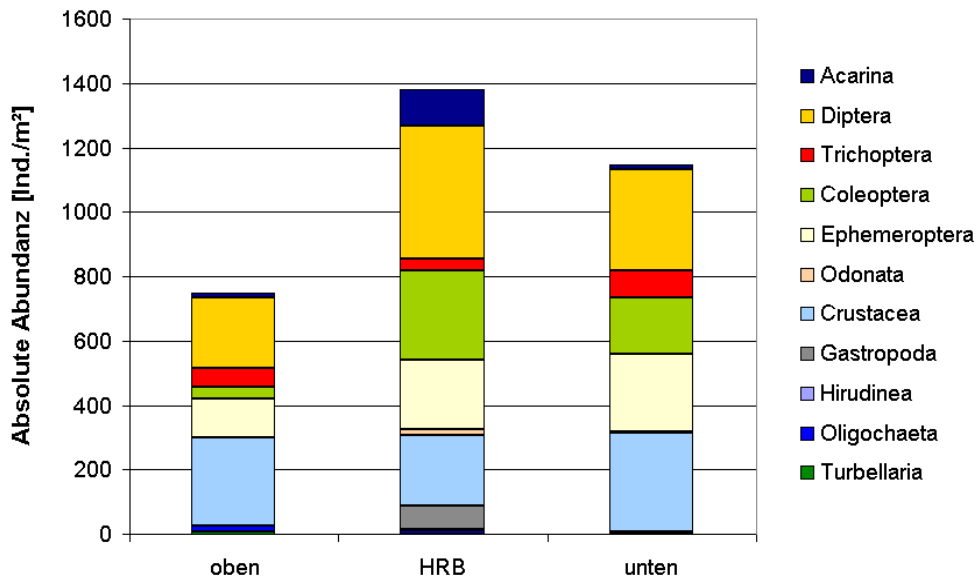


Abbildung 7.39: Absolute Abundanzen der Ordnungen bzw. Klassen an den Probestellen am Insenbach.

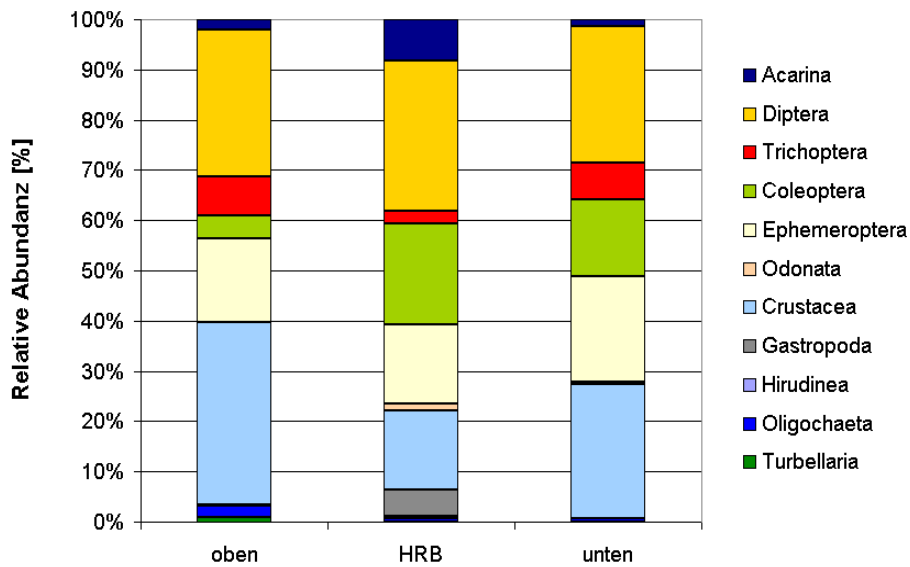


Abbildung 7.40: Relative Abundanzen der Ordnungen bzw. Klassen an den Probestellen am Insenbach.

Habitat- und Substratpräferenzen

Wie Abbildung 7.41 zeigt, wird der Insenbach überwiegend von Arten besiedelt, welche Sand, Schlamm und feinen Kies bevorzugen. Kies und größere Steine sind nur in geringem Umfang zu finden, was den relativ geringen Anteil an Lithalbewohnern erklärt. Diese sind am Rückhaltebecken deutlich häufiger zu finden, da hier Steine künstlich eingebracht wurden und das Bachbett prägen. Der hohe Anteil an großen Steinen und der auf Grund der Besonnung ausgeprägte Algenbewuchs führen am Hochwasserrückhaltebecken zu der hohen Individuenzahl von *Elmis* spp. (Coleoptera). Die Familie der Hakenkäfer bevorzugt Hartsubstrat, besonders wenn es bewachsen ist. Auch die Schnecken profitieren von diesen Verhältnissen und treten ausschließlich „am HRB“ auf.

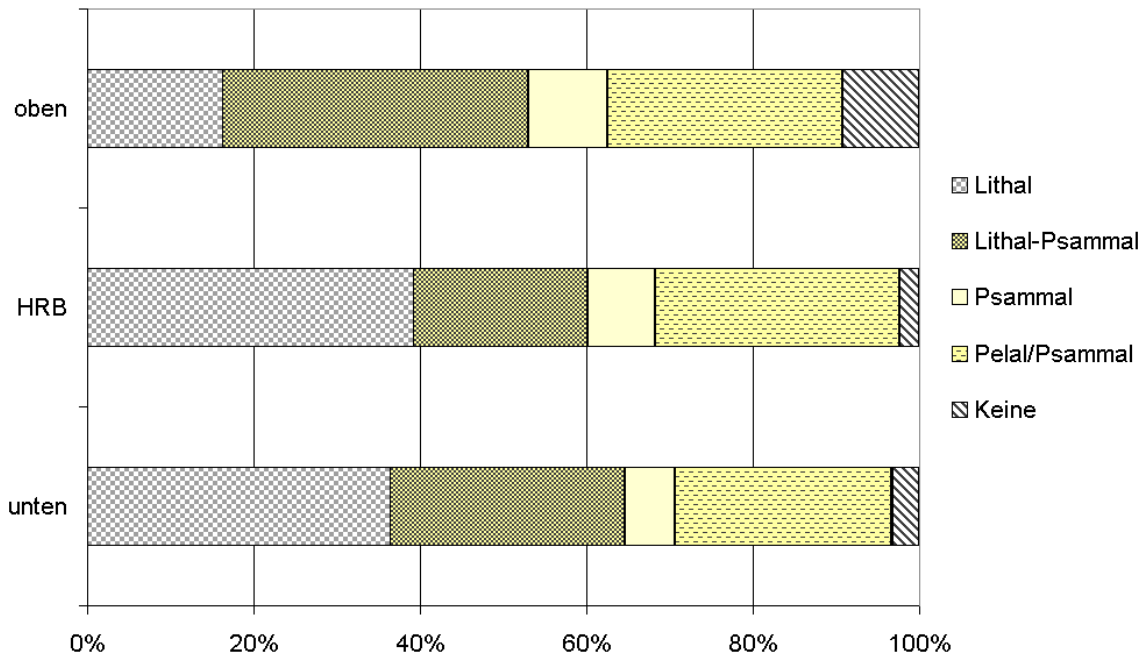


Abbildung 7.41: Relative Anteile der Habitatpräferenzen der Organismen an den Probestellen des Insenbachs (Pelal: < 0,63 mm, Psammal 0,63 - 2 mm, Lithal: > 2 cm).

An der unteren Probestelle ist *Elmis* spp. ebenfalls auf bewachsenen Steinen zu finden. An der oberen Probestelle ist der Anteil der Coleoptera deutlich geringer, da auf Grund der stärkeren Beschattung der Algenbewuchs sehr gering ist. Zudem sind die wenigen Steine mit Lössmaterial verkrustet. Die Eintagsfliege *Paraleptophlebia submarginata* bevorzugt besonnte, schlammige bzw. sandige Bereiche mit geringeren Fließgeschwindigkeiten (SCHMEDJE & COLLING 1996). Entsprechend ist die Art hauptsächlich „am HRB“ zu finden.

Die sehr dominanten Chironomiden sind für einen Löss/Lehmbach typische Vertreter. Das Fehlen von Zuckmückenarten, die Anaerobiose betreiben, zeigt gute Sauerstoffverhältnisse im Sediment an. Auch die Eintagsfliege *Ephemera danica* ist ein Indikator für eine gute Sauerstoffversorgung im Sediment. Sie besiedelt die sandigen Sedimente an der oberen Probestelle und oberhalb des Rohrdurchlasses am Hochwasserrückhaltebecken. Die schlammigen Bereiche im Hochwasserrückhaltebecken meidet sie hingegen. An der unteren Probestelle findet sie in den harten und flachgründigen Substraten keinen geeigneten Lebensraum. Dafür treten Vertreter der Gattung *Baetis* vermehrt auf.

Die Trichopteren haben an allen Probestellen einen geringen Anteil an der Gesamtindividuenzahl, am Hochwasserrückhaltebecken sind sie mit 3% deutlich unterrepräsentiert. Dort konnten zwei Arten erfasst werden, die eher Stillgewässer bevorzugen (ihre geringe Individuenzahl ist allerdings nicht repräsentativ). An den anderen Probestellen kamen keine limno-rheophilen Köcherfliegen vor.

Ein Vergleich der Probestellen mittels SHANNON-Index zeigt deren Ähnlichkeit bezüglich der Alpha-Diversität an den Probestellen (Tabelle 7.16). Mit Werten um 2 liegt die Alpha-Diversität im mittleren Bereich (MÜHLENBERG 1993). Auf Grund der oben beschriebenen Unterschiede in den Substratverhältnissen schwanken die Individuendichten und die Gesamttaxazahl jedoch erheblich. Die obere Probestelle fällt durch ihre geringe Individuenzahl und das kleinere Artenspektrum auf.

Tabelle 7.16: Vergleich der Alphadiversität der Probestellen des Hochwasserrückhaltebeckens S43 (H_{max} = maximaler Diversitätswert der Probestelle).

Probestelle	oberhalb HRB	am HRB	unterhalb HRB
Taxazahl	20	32	28
Besiedlungsdichte (Individuen/m ²)	748	1388	1146
SHANNON-Index H'	1,96	2,26	2,00
H_{max}	3,33	3,47	2,99
Evenness (H'/H_{max})	0,65	0,65	0,60

Diesen Unterschied zwischen der oberen Probestelle und dem Hochwasserrückhaltebecken belegen auch die RENKONENSche Zahl und der SØRENSEN-Index (Tabelle 7.17). Beide Werte sind geringer als die Vergleichswerte zwischen den anderen Probestellen.

Tabelle 7.17: RENKONENSche Zahl (erste Zahl) und SØRENSEN-Quotient (zweite Zahl) der drei Probestellen am Insenbach; Alle Angaben in %.

Probestellen	oberhalb HRB	am HRB
oberhalb HRB	-	65 / 54
unterhalb HRB	74 / 63	72 / 63

Zusammenfassung und Diskussion

Der Insenbach als typischer Lössbach ist relativ artenreich. Es kommen hauptsächlich Arten vor, die Feinsediment und pflanzliches Material bevorzugen (GEFAÖ o.J.). Den Hauptanteil der Zönosen bilden *Gammarus* spp., *Elmis* spp. und Chironomiden. Bei einer vergleichbaren Untersuchung der GEFAÖ im Herbst 2004 wurden am Insenbach insgesamt 80 Taxa festgestellt. Die artenreichste Stelle mit der höchsten Taxa- und Individuenzahl (35 Taxa und 7568 Ind. / m²) befand sich damals oberhalb des Hochwasserrückhaltebeckens an der Stauwurzel. Bei den Untersuchungen der GEFAÖ dominierten die Gammariden und *Elmis* spp. Die aktuellen Probenahmen konnten diese Individuenzahlen und Artenvielfalt nicht bestätigen, was an der unterschiedlichen Jahreszeit der Beprobung liegen kann. Die höchste Individuendichte mit 1388 Ind. / m² wurde jedoch ebenfalls am Hochwasserrückhaltebecken registriert. Ähnliche Zahlen liegen von der unteren Probestelle vor. An der oberen Probestelle wurden deutlich weniger Taxa und eine geringe Besiedlungsdichte registriert.

Ein Vergleich der Biozönosen an den drei Probestellen zeigt, dass es insbesondere zwischen der oberen Probestelle und dem Hochwasserrückhaltebecken signifikante Unterschiede gibt (SØRENSEN-Quotient 54). Am Hochwasserrückhaltebecken finden sich deutlich mehr Arten. Ursache hierfür ist zum einen die höhere Substratvielfalt. So bieten die Flussbausteine im Hochwasserrückhaltebecken Habitate für Hartsubstratbewohner, die in den naturnahen Gewässerabschnitten nur wenig geeignete Substrate finden. Ein weiterer Grund für die höhere Artenzahl und Besiedlungsdichte ist die stärkere Besonnung am Hochwasserrückhaltebecken. So ist beispielsweise die Kleinlibellenlarve *Calopteryx virgo* auf sonnige Gewässerabschnitte angewiesen. (SCHMEDJE & COLLING 1996). Auch Weidegänger wie beispielsweise Schnecken profitieren vom verstärkten Algenwachstum.

Der Anteil der Arten, die langsame Strömungsverhältnisse bevorzugen, ist am Hochwasserrückhaltebecken am größten. Grund dafür ist die reduzierte Fließgeschwindigkeit im und nach dem Durchlass. Diese hat jedoch auch Auswirkungen auf die **ökologische Durchgängigkeit** und die **Besiedelbarkeit** des Durchlasses. Der Insenbach führt auf Grund der Geologie seines Einzugsgebiets und den umgebenden landwirtschaftlichen Flächen eine hohe Feinsedimentfracht mit. Kommt es wie am Hochwasserrückhaltebecken zur Verringerung der Fließgeschwindigkeit, kann Feinsediment in großen Mengen abgelagert werden. Im Durchlass des Hochwasserrückhaltebeckens S43 führt dies zu Verschlämmungen größerer Sohlabchnitte (Abbildung 7.42).



Abbildung 7.42: Abgesetztes Feinmaterial auf der Steinsohle im Durchlass des Beckens S43.

Da diese verschlammten Bereiche die gesamte Gewässerbreite einnehmen, stellen sie für eher rheophile und sauerstoffbedürftige Arten wahrscheinlich ein Wanderungshindernis dar (RAWER-JOST et al. 1999). So können beispielsweise sauerstoffzehrenden Prozesse am Gewässergrund zum Absterben von langsam wandernden Arten führen (QUAST et al. 1997). Die Tatsache, dass Taxa wie die Simuliidae, Vertreter der Gattungen *Hydropsyche* und *Polycentropus* sowie der Strudelwurm *Dugesia gonocephala* nicht an den verschlammten Abschnitten gefunden wurden, unterstützen diese Vermutung.

Umgekehrt könnte die Steinschüttung im Durchlassbereich für Psammalbewohner eine Wanderungsbarriere darstellen. Da sich zwischen den Steinen jedoch Feinmaterial abgelagert hat, ist die Durchgängigkeit für diese Taxa gewährleistet.

Da der Insenbach insgesamt ein von Feinsedimenten geprägter Lössbach ist und die meisten Bewohner an diesen Substrattyp angepasst sind, dürften die Auswirkungen dieser Verschlämmung am Hochwasserrückhaltebecken deutlich geringer sein als in einem schnellfließenden Bach mit kies- oder steingepprägter Sohle und einem hohen Anteil an rithralen Arten. Zudem dürfte der große Rohrdurchlass mit dem Lichtschacht für viele Imagines passierbar sein. Das Hochwasserrückhaltebecken kann daher als für die meisten im Insenbach vorkommenden Wirbellosen als durchgängig angesehen werden.

7.3.4 Fische

Im Insenbach wurden insgesamt sechs Fischarten gefangen, von denen fast alle mit Ausnahme der Gründlings im Bereich des Durchlasses zu finden waren (Abbildung 7.43). Der Gründling tauchte nur im Unterwasser auf. Diese Art wandert aus der Elsenz ein und findet im Insenbach nur bedingt geeignete Lebensräume, weshalb sich sein Vorkommen nur auf den Mündungsbereich beschränkt. Bei den meisten Tieren im Durchlassbereich handelte es sich um adulte Tiere. Nur bei der Elritze und der Schmerle konnten auch Jungfische nachgewiesen werden. Besiedelt wurden die steinigen und durch Kolke und Gehölzwurzeln strukturierten Bereiche in der Durchlassstrecke, wohingegen die verschlammten Abschnitte gemieden wurden. Die ober- und unterhalb der Verrohrung eingebauten Steinsohlen sind besonders für die Schmerle ein attraktiver Lebensraum, was sich an einem erhöhten Jungfischauftreten deutlich zeigte.

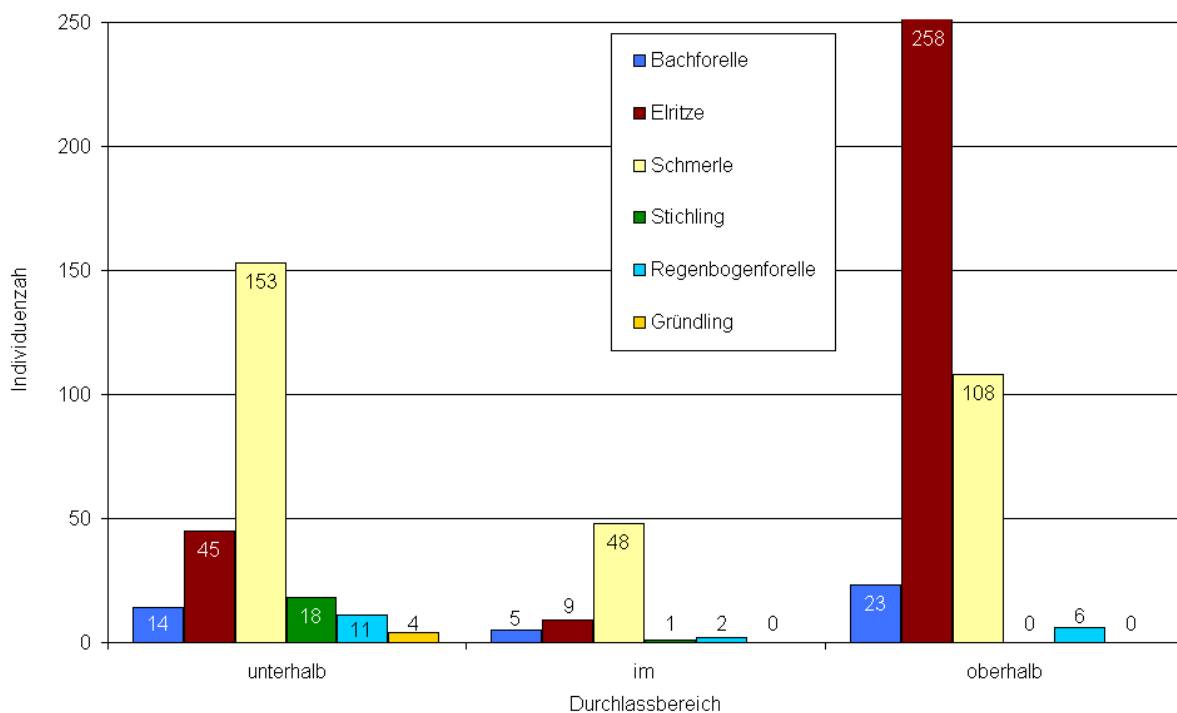


Abbildung 7.43: Schwarzbach - Ergebnisse der Elektrofischung im März 2004.

Die Passierbarkeit des Bauwerks konnte für Bachforellen nachgewiesen werden durch die Markierungsversuche sowie durch die Reusenbefischung für Elritze und Schmerle (Abbildung 7.44). Für die Fischarten Bachforelle, Schmerle und Elritze, und zwar sowohl für Jungfische als auch für erwachsene Fische, konnte ein vollständiges Durchwandern des Durchlasses nachgewiesen werden. Für die Schmerle und die Elritze war es allerdings nur möglich, eine aufwärts gerichtete Passage zu belegen. Es ist jedoch davon auszugehen, dass auch ein Abwärtswandern problemlos für diese Fischarten möglich ist. Die Ergebnisse zeigen, dass der Durchlass kein Wanderungshindernis für Fische darstellt. Im Durchlass sind ausreichend Aufenthaltsplätze und Unterstände vorhanden, auch wenn im oberen Teil des Rohres aufgrund der Verschlammung diesbezüglich Einschränkungen bestehen. Das Schieberbauwerk stellt keine Barriere für wanderungswillige Fische dar.

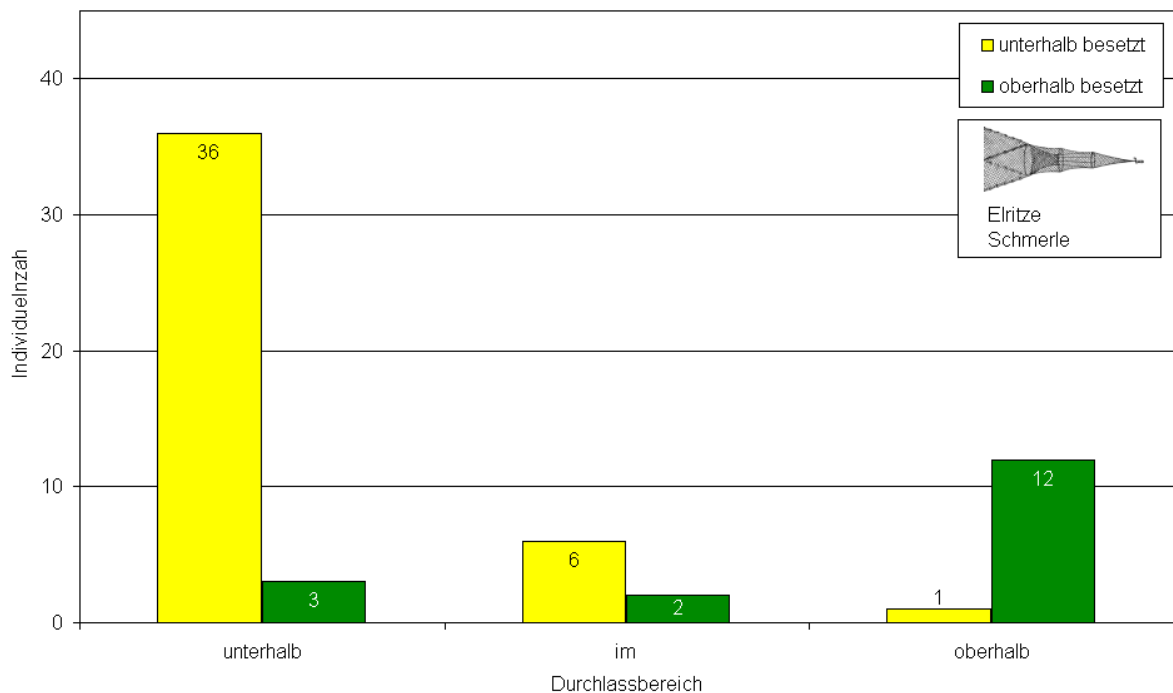


Abbildung 7.44: *Insenbach – Ergebnisse der Markierungsversuche. Angegeben ist die Anzahl der insgesamt wieder gefangenen Tiere in den jeweiligen Abschnitten sechs Wochen nach Besatz. Besetzt wurden jeweils 100 Fische unter- und oberhalb des Durchlasses. Die Wiederfangrate betrug 30%. Zusätzlich wird angegeben welche Arten in den Reusen gefangen wurden.*

7.4 Lobbach – Mönchzell (seit 2004 in Betrieb)

Der etwa 11 km lange Lobbach ist ein weiterer Zufluss zur Elsenz (Abbildung 7.45). Seine Quellbereiche liegen im Buntsandstein des Odenwalds. Unterhalb der Ortschaft Waldwimmersbach tritt er ins Schwarzbachgäu ein, das als Teil des Kraichgaus charakteristischerweise großflächig mit Löss oder Lösslehm in wechselnder Mächtigkeit überdeckt ist (SIMON 1998). In seinem Oberlauf Buntsandstein beeinflusst, treffen viele der Merkmale von Muschelkalk/Löss-Gewässern im Bereich oberhalb Meckesheim nicht zu. Beispielsweise kann hier von hoher Schwebstoffführung keine Rede sein. Zudem zeigt sich das Sohlsubstrat vorwiegend kiesig bis sandig und keineswegs schluffig. Jedoch überschreitet der Lobbach hier bereits die typisch niedrigen Leitfähigkeits-Werte der Buntsandstein-Gewässer von maximal 250 µS/cm (BRAUKMANN 2000). Es ist davon auszugehen, dass der Wandel des Gewässertyps von „Buntsandstein“ zu „Muschelkalk/ Löss“ allmählich erfolgt.

Eine morphologische Typisierung der Talform erfolgt im Untersuchungsgebiet wie auch im Oberlauf als Kerbsohlental (FORSCHUNGSGRUPPE FLIESSGEWÄSSER 1994). Kurz vor seiner Mündung in die Elsenz durchfließt der Lobbach ein Auetal (SIMON 1998) und zählt hier bereits zu den typischen Flachlandgewässern. Während im Oberlauf des Einzugsgebietes des Lobbachs die Waldbewirtschaftung überwiegt, werden im Mittel- und Unterlauf ab der Gemeinde Lobbach die Flächen vorwiegend landwirtschaftlich genutzt. Der Bachlauf ist außer in den Siedlungsbereichen fast durchgängig von einem standorttypischen Galeriewald umgeben und kann



außer in den Ortslagen als weitgehend naturnah eingestuft werden (77,3%) (LFU 1995, SIMON 1998). Die biologische Gewässergüte des Lobbachs wurde im Jahr 2004 nach LAWA-Verfahren auf Grundlage des Saprobien-systems oberhalb Meckesheim in die Gewässergüteklasse II (mäßig belastet) eingestuft (LFU 2005b).



Abbildung 7.45: Verlauf des Lobbaches. Foto (MEIER): Oberlauf des Lobbachs, März 2006.

7.4.1 Das Hochwasserrückhaltebecken

Das Hochwasserrückhaltebecken M18 „Mönchzell“ ist das unterste von sechs Hochwasserrückhaltebecken, die am Lobbach verwirklicht wurden. Es befindet sich zwischen Lobbenfeld und Mönchzell im Landkreis Heidelberg.

Der drei Meter hohe und 340 m lange Damm des Hochwasserrückhaltebeckens erzeugt ein Rückhaltevolumen von 100.000 m³. In diesen Damm ist die Hochwasserentlastungsanlage in Form einer überströmbaren Dammscharte mit einer Länge von 110 m verwirklicht. Gegenüber der maximalen Dammhöhe ist die überströmbare Dammscharte um etwa 0,9 m (Freibord) abgesenkt.

Ein so genanntes ökohydraulisches Durchlassbauwerk mit Kastenprofil, dessen lichte Weite 5 m beträgt, führt den Bach auf einer Sohle mit natürlichem Substrat durch das Dammbauwerk (Abbildung 7.46). Die Stauwand besitzt zwei Schieberöffnungen: Den bei Mittelwasser geöffneten „Ökoschieber“, dessen Schützöffnung etwa 2,5 m breit ist und den Steuerschieber von ungefähr 1,5 m Breite mit erhöhter Grundschwelle. Im Hochwasserfall wird der Steuerdurchlass durchflossen, während sich der Ökoschieber schließt. Das Schieberbauwerk wird durch einen Einlaufrechen vor der Verstopfung durch Grobstoffe geschützt. Die Steuerung der Schieber erfolgt mit Hilfe einer Wasserstandsmessung im Bereich des Schieberbauwerkes (ZV HOCHWASSERSCHUTZ 2002).



Abbildung 7.46: Hochwasserrückhaltebecken Mönchzell M18. Durchlassbauwerk fotografiert von oberhalb und unterhalb (EIGENE AUFNAHMEN; KUNZE; SCHWENNINGER).

Das insgesamt 65 m lange offene Durchlassbauwerk wird im Bereich der Schützöffnungen von Betonwänden umsäumt. Ober- und unterhalb der Betonwände schließen sich Natursteinmauern an. Diesen Mauern ist ein schmaler Uferstrandstreifen vorgelagert, der im Jahresverlauf mit krautiger Vegetation zuwächst. Im Einlaufbereich auf der Seite des Betriebsdurchlasses ist dieser Uferstreifen stärker befestigt. Die Uferstreifen verfehlen allerdings ihr Ziel für die terrestrische Durchgängigkeit zu sorgen. Die Schwelle am Betriebsauslass unterbricht die Uferstruktur und erschwert die Passage vor allem für Kleinlebewesen wie beispielsweise Laufkäfer (siehe Kapitel 7.4.5). Hinzu kommt, dass diese Strukturen häufig überströmt sind und somit kein durchgängiges Ufer vorhanden ist.

Insgesamt wird der geschlossene Ufergehölzsaum der Lobbachs durch das Rückhaltebecken unterbrochen. Damit unterscheiden sich die klimatischen Verhältnisse im Bereich des Bauwerks. Unter- und oberhalb des Durchlassbauwerks sind Fließstrecken vorhanden, die infolge fehlender Ufergehölze durch längere Besonnung stärker erwärmt werden.

7.4.2 Strukturelle Gegebenheiten in Gewässer und Durchlass

Das Substrat im Bachbett des Durchlasses besteht aus einer mehr oder weniger lockeren Schüttung von Flussbausteinen aus dem Einzugsgebiet (Muschelkalk, GEFAÖ 2002) mit Durchmesser bis über 40 cm (Blöcke), die auf dem anstehenden natürlichen Substrat ausgebracht wurden. Einige größere Störsteine überragen das Sohlniveau zur Aufrauung der Sohle. Aufgrund der geringen Fließgeschwindigkeit treten Verschlammungen auf und die Steine sind mit einer Schlammkruste überzogen. Als weitere Substrate sind Steine, Sand/Schlamm und Makrophyten zu finden (Abbildung 7.47). Letztere traten bei der Kartierung kleinflächig oberhalb des Schiebers auf.

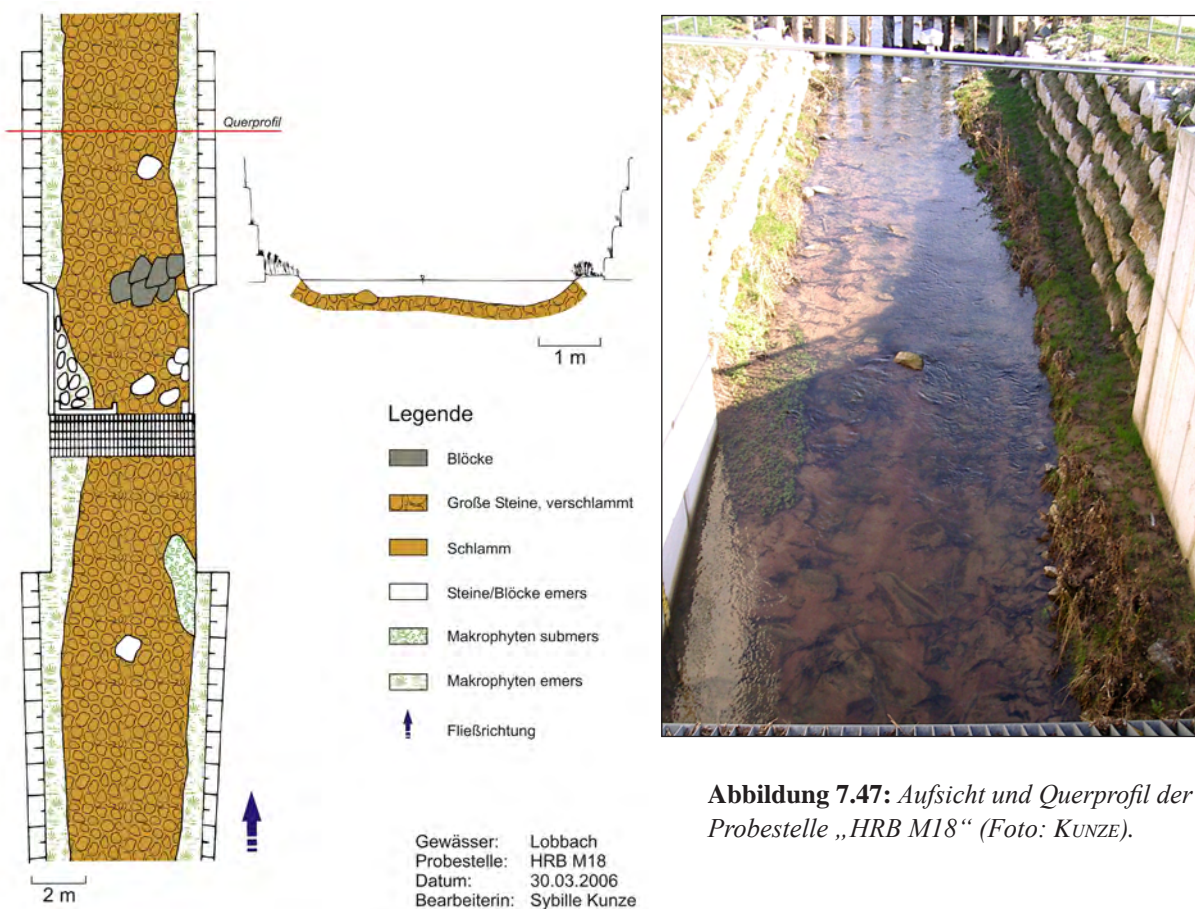


Abbildung 7.47: Aufsicht und Querprofil der Probestelle „HRB M18“ (Foto: KUNZE).

Der Lobbach durchfließt das Bauwerk ohne nennenswerten Strömungswechsel, die Fließgeschwindigkeit liegt bei durchschnittlich 0,4 m/s. Im Bereich der Energieumwandlungsmulde sind die niedrigsten Strömungsgeschwindigkeiten zu verzeichnen: Hier konnte mit der Messsonde keine Strömung mehr nachgewiesen werden ($v < 0,1$ m/s). Beim Durchfließen des Ökosteuerschiebers ist der Querschnitt auf 2,5 m eingengt, die Wassertiefe aber gleichzeitig erhöht, da sich kurz darauf die etwa 1 m tiefe Energieumwandlungsmulde anschließt. Die Wassertiefe schwankt ansonsten lediglich zwischen 0,15 m und 0,30 m. Die weiteren Daten zum Durchlassbauwerk sind in Tabelle 7.18 zusammengefasst.

Tabelle 7.18: Charakterisierung der Untersuchungsstrecken des Lobbachs im Bereich des Hochwasserrückhaltebeckens (Durchlassbauwerks).

	Ausbaustrecke unterhalb Durchlass	Durchlass	Ausbaustrecke oberhalb Durchlass
Morphologie	dichte Steinschüttung	offenes Beton-Kastenprofil, Uferbermen	lockere Steinschüttung
Substrate	Steine, Blöcke	Blöcke, Steine	Steine, Feinsediment
Vegetation	keine	Makrophyten, Fadenalgen	Makrophyten, Fadenalgen
Länge [m]	80	30	35
Mittl. Breite [m]	3,4	4,0	3,3
Max. Tiefe [m]	0,6	0,8	0,5
Fließgeschwindigkeit [cm/s]	< 10 - 35	< 10 - 29	< 10 - 32

Die oberhalb liegende Probestelle befindet sich etwa 330 m oberhalb des Durchlasses des Hochwasserrückhaltebeckens (Abbildung 7.48). Sie verdankt ihr naturnahes Erscheinungsbild einem hier zumindest zweireihigen Ufergehölzsaum mit dicht stehenden Gehölzen und Sträuchern, an den sich auf beiden Uferseiten landwirtschaftlich genutztes Grünland anschließt. Die Beschattung des Baches durch Bäume und Sträucher liegt zwischen 50 und 75%.

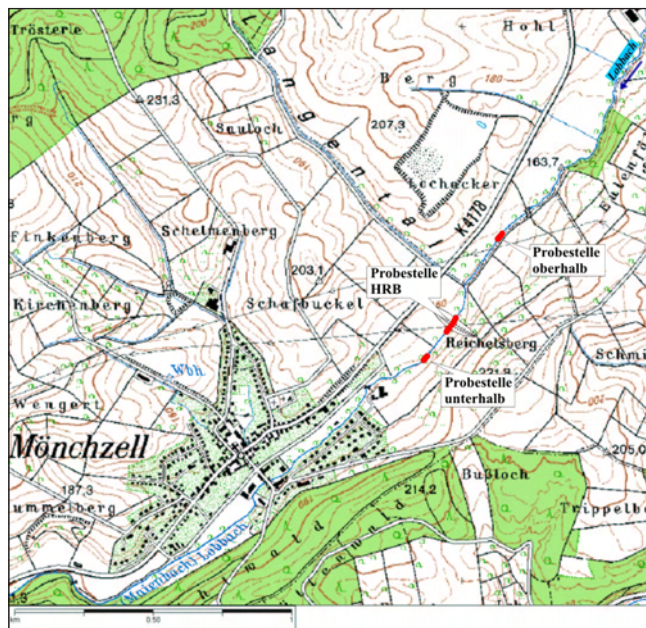


Abbildung 7.48: Topographische Übersicht der Probestellen am Lobbach (Kartengrundlage: LVA & BKG 2002).

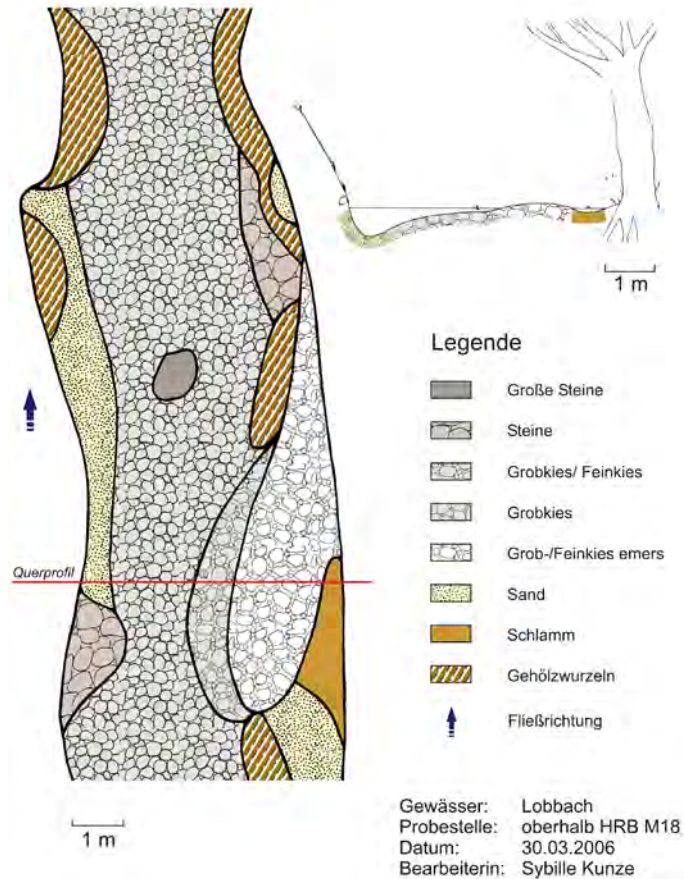
Das steil abfallende Ufer mit Unterspülungen wird durch die Vegetation befestigt. Dadurch findet sich auch im Bachbett der Habitattyp „Gehölzwurzeln“. Es dominieren allerdings die anorganischen Substrate im Korngrößenbereich von Feinkies und Grobkies (2 mm bis 10 cm). Weiterhin sind mittelgroße Steine und Sand auf der Fließstrecke vertreten (Abbildung 7.49).

Die nur leichte Windung des Bachlaufes wird durch lokale Uferabbrüche und die Linienggebung durch die Gehölze hervorgerufen und sorgt für einen kleinräumigen Wechsel von Stillen (pools) und Schnellen bzw. „Rauschen“ (riffles). Deshalb variieren die Fließgeschwindigkeiten innerhalb eines größeren Bereichs zwischen < 0,1 m/s und 1,0 m/s, was sich

in ruhig fließenden bis leicht turbulenten Strömungen widerspiegelt. Die Wassertiefe schwankt zwischen < 0,1 m in den Schnellen bis zu 0,5 m in Stillen. In den vorhandenen Kolken wird diese Tiefe noch übertroffen. Die Kiesinsel fällt bei niedrigen und mittleren Wasserständen mehr oder weniger trocken (in Abbildung 7.49 als „Grobkies emers“ bezeichnet). Sie sorgt für einen Strömungswechsel von kaum wahrnehmbarem Fließen bis hin zu leicht turbulent.



Abbildung 7.49: Aufsicht und Querprofil der Probestelle „oberhalb HRB M18“.



In der Erhebung des morphologischen Zustands durch die LfU (1995) wurde der Großteil des Gewässerrandstreifens des Lobbachs als beeinträchtigt bezeichnet. Angesichts dieser mangelnden Verzahnung mit dem Umland an der Referenzstelle erscheint die Degradation der Gewässermorphologie im Durchlassbereich des Hochwasserrückhaltebeckens weniger gravierend. Unterspülte Gehölzwurzeln und Kiesbänke ermöglichen an der Referenzstelle jedoch das Vorkommen von Pool-Riffle-Sequenzen, wodurch eine gewisse Strömungs- und Substratvielfalt entsteht, die am Hochwasserrückhaltebecken völlig fehlt. Ein hier offensichtlich zu breites Mittelwasserbett, zu geringes Gefälle und die große Tiefe der Energieumwandlungsmulde verringern die Fließgeschwindigkeit und führen zu Sedimentation. Im Fall einer Ausbreitung der submersen Makrophyten, mit der angesichts des hohen Lichteinfalls zu rechnen ist, ist eine zusätzliche Strömungsabbremmung zu erwarten.

Auf den Referenzstellen ist das Substrattypen-Verhältnis ausgeglichen, die Deckungsgrade der Sandfraktion übersteigen die 25 %-Marke nicht. Diese für Bergbäche typischen Verhältnisse (BRAUKMANN 1987) finden sich am Hochwasserrückhaltebecken nicht wieder. Die zur Sohlsicherung eingebrachten Flussbausteine und Blöcke entsprechen einer Korngröße, die natürlicherweise in diesem Abschnitt des Baches nicht vorkommt, und auch der großflächig sedimentierte Schlamm wurde in dem Maße auf keiner der Vergleichsprobestellen vorgefunden. Vor dem Hintergrund des hohen Anteils an lenitischen Bereichen und Feinmaterial entsprechen die Bedingungen im Hochwasserrückhaltebecken eher dem Typus „Flachlandbach“.

7.4.3 Makrozoobenthos

Bei der Untersuchungen des Makrozoobenthos am Lobbach bei Mönchzell wurden insgesamt 28 Taxa gefunden. Besonders dominant sind Zuckmücken, Bachflohkrebse und Eintagsfliegen der Gattung *Baetis* spp. Steinfliegen kamen nur sehr vereinzelt vor.

Vergleicht man charakteristische Kennwerte der drei Biozönosen am Lobbach, so fällt auf, dass die Besiedlungsdichte der Probestelle am Hochwasserrückhaltebecken am geringsten ausfällt (Tabelle 7.19). Bei der Anzahl der Taxa wurde hingegen lediglich auf der oberen Probestelle ein deutlich erhöhter Wert vorgefunden. Da hier eine geringe Evenness (Gleichverteilung) herrscht, fällt der SHANNON-Index mit 1,4 jedoch sehr niedrig aus. Der höchste SHANNON-Index wird auf der Probestelle am Hochwasserrückhaltebecken erreicht, was auf die höhere Gleichverteilung der Arten zurückzuführen ist. Im Hinblick auf Taxazahl und α -Diversität nimmt die untere Referenzstelle eine Mittelstellung ein, weist aber die höchste Besiedlungsdichte auf.

Tabelle 7.19: Kennwerte und Indizes zur Charakterisierung der α -Diversität der Biozönosen am Lobbach.

Probestelle	oberhalb HRB	am HRB	unterhalb HRB
Taxazahl	21	16	17
Besiedlungsdichte (Individuen/m ²)	735	441	957
SHANNON-Index H'	1,40	1,78	1,60
H _{max}	3,04	2,77	2,83
Evenness (H'/H _{max})	0,46	0,64	0,56

Tabelle 7.20 zeigt eine hohe Ähnlichkeit in den Dominanzverhältnissen zwischen oberer und unterer Probestelle, angezeigt durch die RENKONENSche Zahl. Dahingegen ähnelt die Biozönose am Hochwasserrückhaltebecken keiner der beiden anderen, im Vergleich mit der Biozönose der Probestelle „oberhalb HRB“ ist sogar eine besonders geringe Analogie festzustellen. Dies reflektiert den strukturellen Kontrast der Probestellen. Durch den SØRENSEN-Quotient wird eine mäßige Taxaübereinstimmung zwischen allen drei Probestellen ohne große Abweichungen angezeigt (Tabelle 7.20).

Tabelle 7.20: RENKONENSche Zahl (erste Zahl) und SØRENSEN-Quotient (zweite Zahl) zwischen den drei Probestellen am Lobbach; Alle Angaben in %.

Probestellen	oberhalb HRB	am HRB
oberhalb HRB	-	39 / 65
unterhalb HRB	72 / 63	55 / 67

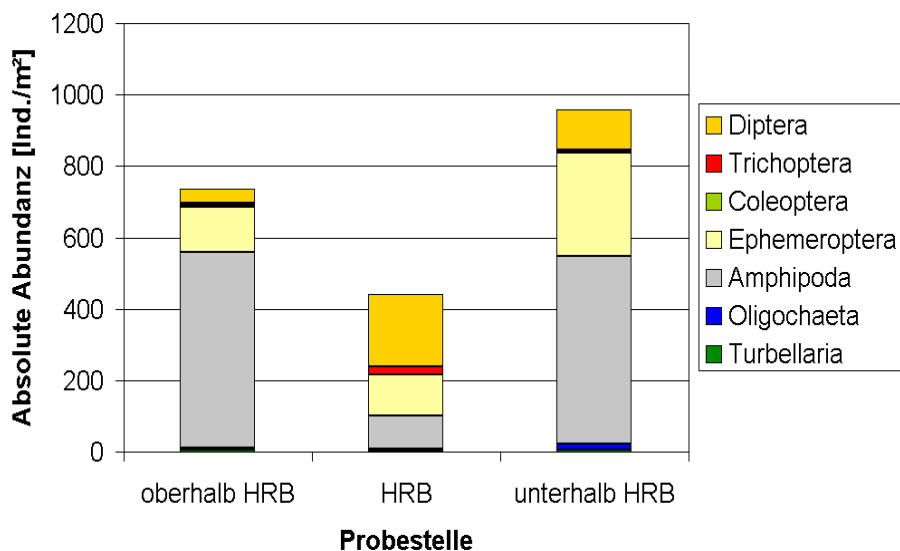
Beim Vergleich der absoluten und relativen Abundanzen der taxonomischen Ordnungen (Abbildung 7.50 und Abbildung 7.51) fallen am Hochwasserrückhaltebecken im Vergleich mit den Referenzstellen die unterrepräsentierten Amphipoden (Flohkrebse) und die überrepräsentierten Trichopteren (Köcherfliegen) und Dipteren (Zweiflügler) auf.

Bei genauerer Betrachtung der Dominanzstrukturen der Taxa (Tabelle 7.21) ähneln sich die beiden Referenzstellen hinsichtlich der deutlichen Dominanz der *Gammarus fossarum/pulex*-Gruppe. Unter den fünf dominierenden Taxa der beiden Referenzstellen finden sich außerdem drei weitere gemeinsame Taxa: *Gammarus roeseli*, *Baetis* spp. und die Chironomidae (Zuckmücken). Die Ephemeropteren *Baetis* spp. und *Paraleptophlebia submarginata* erreichen an der unteren Referenzstelle etwas höhere Dominanzen.

Tabelle 7.21: Dominanzstruktur der fünf häufigsten Taxa jeder Probestelle am Lobbach.

Probestelle	Dominierende Taxa	Dominanz
oberhalb HRB	<i>Gammarus fossarum/pulex</i> -Gruppe	67%
	<i>Gammarus roeseli</i>	7%
	<i>Baetis</i> spp.	5%
	Chironomidae	5%
	<i>Centroptilum luteolum</i>	4%
am HRB	Chironomidae	44%
	<i>Gammarus fossarum/pulex</i> -Gruppe	19%
	<i>Baetis</i> spp.	16%
	<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	6%
	<i>Plectrocnemia</i> spp.	3%
unterhalb HRB	<i>Gammarus fossarum/pulex</i> -Gr.	48%
	<i>Baetis</i> spp.	23%
	Chironomidae	10%
	<i>Gammarus roeseli</i>	7%
	<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	5%

Unter den fünf dominierenden Taxa am Hochwasserrückhaltebecken befinden sich drei Taxa, die auch an den Referenzstellen häufig sind (*Gammarus fossarum/pulex*-Gruppe, Chironomidae und *Baetis* spp.). Die Chironomidae überwiegen hier jedoch deutlich mit 44%, ferner tritt die Köcherfliege *Plectrocnemia* spp., die in den Dominanzstrukturen der beiden Referenzstellen keine bzw. eine geringe Rolle spielt, hervor. Eine Art, die am Hochwasserrückhaltebecken gänzlich fehlte, an den Referenzstellen aber mit 20 bzw. 26 Individuen recht häufig auftrat, ist die Eintagsfliegenlarve *Centroptilum luteolum*. Weiterhin fehlt am Hochwasserrückhaltebecken der auf den Referenzstellen mit 1% Dominanz auftretende Strudelwurm *Dugesia gonocephala*. Diese Unterschiede in den Dominanzstrukturen erklären die geringen RENKONENSCHEN Zahlen zwischen den Referenzstellen und dem Hochwasserrückhaltebecken.

**Abbildung 7.50:** Absolute Abundanz der Ordnungen bzw. Klassen der drei Probestellen am Lobbach.

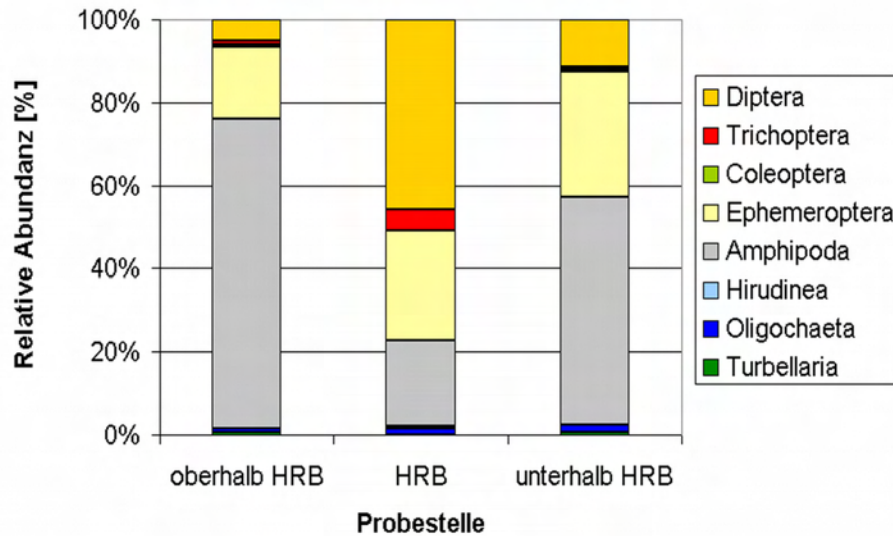


Abbildung 7.51: Relative Abundanzen der Ordnungen bzw. Klassen der drei Probestellen am Lobbach.

Habitat- und Substratpräferenzen

Abbildung 7.52 zeigt die Habitat- und Substratpräferenzen der an den drei Probestellen erfassten Tiere. Am Hochwasserrückhaltebecken zeigt sich ein deutlich erhöhter Anteil der Bewohner von Feinsedimenten, wie beispielsweise den Chironomiden (Zuckmücken). Da die Habitatverteilung an den Referenzstellen sich von der am Hochwasserrückhaltebecken unterscheidet, können die Werte in Abbildung 7.52 aber nicht direkt miteinander verglichen werden. Um vergleichbare Daten zu bekommen, werden im Folgenden die Individuenzahlen der Psammal/Pelal bevorzugenden Chironomidae auf 1 m² der auftretenden Habitate der Probestellen bezogen.

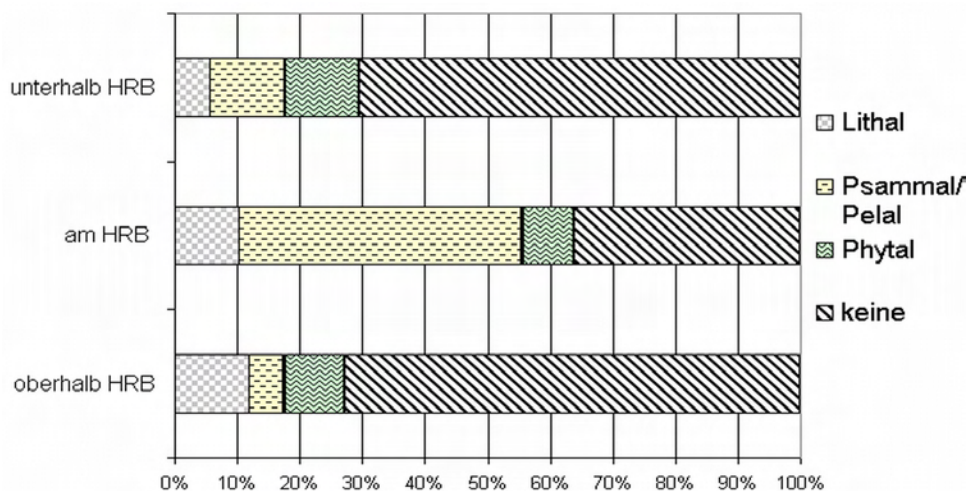


Abbildung 7.52: Relative Anteile der Habitatpräferenzen der Organismen in den Biozönosen der Probestellen am Lobbach (Pelal: < 0,63 mm, Psammal 0,63 - 2 mm, Lithal: > 2 cm).

Tabelle 7.22 zeigt, dass auf den Probestellen oberhalb des Hochwasserrückhaltebeckens und am Hochwasserrückhaltebecken die höchsten Besiedlungsdichten auf steinigem Substrat erreicht werden. Unterhalb ist dies auf Sand der Fall. Das Hochwasserrückhaltebecken zeigt im

Vergleich mit 272 Chironomiden pro m² Blöcke und Steine eine beträchtlich hohe Besiedlungsdichte. Da hier dieser Habitattyp mit 56% Deckungsgrad überwiegt, treten die Chironomiden eudominant in der Artengemeinschaft hervor.

Tabelle 7.22: Habitatspezifische Besiedlungsdichte der Chironomidae auf den Probestellen am Lobbach, normiert auf 1 m² des Habitattyps.

Habitat	Blöcke/ Steine	Kies	Sand/ Schlamm	Gehölz- wurzeln	Makro- phyten
oberhalb HRB	182	5	45	9	-
unterhalb HRB	14	14	359	14	-
am HRB	272	-	140	-	0

Die am Hochwasserrückhaltebecken mit 3% Dominanz vermehrt auftretende Köcherfliegenlarve *Plectrocnemia* spp., die laut ENGELHARDT (zit. in SCHMEDTJE & COLLING 1996) ein Strömungsoptimum zwischen 0,13 und 0,17 m/s besitzt und Schlamm als Habitat bevorzugt, kann noch als Indiz für eine Reduktion der Strömung angeführt werden. Andere Artengruppen, deren Strömungs- oder Habitatpräferenzen zur Indikation von Belastungen herangezogen werden können, kommen am Lobbach bei Mönchzell in größerer Abundanz aber kaum vor. Die geringe Abundanz des Strudelwurms *Dugesia gonocephala* an den Referenzstellen bei gleichzeitigem Fehlen der Art am Hochwasserrückhaltebecken ist nicht repräsentativ genug, um Aussagen treffen zu können.

Die rheobionte Eintagsfliegenlarven der *Ecdyonurus venosus*-Gr. besiedeln zumindest die untere Referenzstelle in ebenso geringer Anzahl wie das Hochwasserrückhaltebecken. An der oberen Probestelle kommt sie in leicht erhöhter Abundanz vor, da dort der Anteil der Schwellen (riffles) höher ist.

Zusammenfassung und Diskussion

Der Lobbach weist im Untersuchungsgebiet bei Mönchzell mit 28 verschiedenen Taxa eine relativ **artenarme Fauna** auf. Es dominieren anspruchslose Ubiquisten ohne spezifische Habitatsprüche. Hier sind vor allem die auf den Referenzstellen dominierende *Gammarus fossarum/pulex*-Gruppe und die Eintagsfliege *Baetis* spp. zu nennen. Grund hierfür könnte einerseits die Lage des Baches zwischen Bergregion und Flachland sein – angezeigt durch das Vorkommen von Taxa beider Regionen - andererseits ist der unübersehbare anthropogene Einfluss eine mögliche Ursache für die geringe Artenvielfalt.

Der Vergleich der **Habitatzusammensetzungen** der Probestellen zeigt im Deckungsgrad der Substrate Sand und Steine zunächst geringe bzw. keine Abweichungen zwischen Referenzstellen und Hochwasserrückhaltebecken. Der Ähnlichkeitsindex deutet jedoch größere **Abweichungen zwischen den Biozöosen** der Referenzstellen und jener am Hochwasserrückhaltebecken an. Unterschiede gibt es weniger in der Zusammensetzung der Taxa als vielmehr in den relativen Abundanzen der Taxa, vor allem bei der *Gammarus fossarum/pulex*-Gruppe und den Chironomidae. Erstere dominieren an den Referenzstellen, letztere am Hochwasserrückhaltebecken. Der Grund für die massenhafte Entwicklung der Chironomiden ist die großflächige Verschlammung der Steinsohle. Bei allen anderen bedeutenden Taxa sind die Unterschiede in den

Abundanzen weniger gravierend. Der Anteil störungsempfindlicher Taxa war nicht signifikant verringert, Köcherfliegen kamen sogar vermehrt am Hochwasserrückhaltebecken vor. Vor dem Hintergrund „Potamalisierung“ des Baches im Durchlassbereich des Hochwasserrückhaltebeckens ist die Ähnlichkeit der Biozönosen an Hochwasserrückhaltebecken und Referenzstellen erstaunlich hoch. Nur bei der Eintagsfliegenlarve *Centroptilum luteolum* war beim Hochwasserrückhaltebecken ein Ausfall festzustellen, allerdings wurde die Art an den Referenzstellen auch nur selten angetroffen.

Die vergleichsweise geringe **Besiedlungsdichte** der Probestelle am Hochwasserrückhaltebecken kann auf den hohen Feinsedimentanteil zurückgeführt werden. Laut SCHÖNBORN (1992) und ODUM (1999) findet man in Fließgewässern auf sandigen und schluffigen Lockersubstraten die geringsten Besiedlungsdichten, was mit der schlechten Wasserdurchlässigkeit und den damit oft verbundenen Sauerstoffdefiziten zusammenhängt. Auch wird das feinkörnige Substrat schon bei leicht erhöhten Abflüssen umgelagert (BRIEM 2002, REICE 1984).

Die ähnliche Taxastruktur der drei Probestellen lässt zunächst keine Einschränkung bei der **ökologischen Durchgängigkeit** des Hochwasserrückhaltebeckens M18 für Wirbellose erkennen. Allerdings muss dabei berücksichtigt werden, dass das Hochwasserrückhaltebecken erst im Jahr 2004 in Betrieb genommen wurde und sich eine etwaige Barrierewirkung des Bauwerks vermutlich noch nicht auf die Zusammensetzung der Zönosen auswirken konnte.

Eine solche Barrierewirkung ist in erster Linie in Zusammenhang mit der **Verschlammlung** der Steinsohle im Hochwasserrückhaltebecken zu erwarten. Da sich die verschlammten Bereiche über die gesamte Gewässerbite ziehen und die gesamte Bauwerkslänge umfassen, kann von einer erheblichen Behinderung der Aufwärtswanderung von rheophilen und sauerstoffbedürftigen Arten ausgegangen werden. Gerade Taxa, die das Lückensystem zur Fortbewegung nutzen, sind davon betroffen, so beispielsweise Bachlohkrebse (BÖHMER et al. 1996), aber auch viele andere Kleinlebewesen (SCHMIDT et al. 1999). Insbesondere im Sommer bei geringen Abflüssen und langem Ausbleiben von Abflussspitzen (SCHÄFER et al. o.J.) kann hier mit anaeroben Verhältnissen gerechnet werden (siehe unten).

Der Bereich der Energieumwandlungsmulde stellt einen weiteren Barriere dar, welche sich an das Schieberbauwerk anschließt. Dieser künstliche Kolk hat zwar seichtere Uferbereiche, in denen Aufwärtswanderungen möglich sind, dürfte jedoch wegen der sehr geringen Fließgeschwindigkeiten überwiegend als **Driftfalle** fungieren (PECHLANER 1986). Die auch längerfristig nicht zu verbessernde Beschattung des Gewässers im Hochwasserrückhaltebecken lässt eine Entwicklung von Makrophyten zu, die ihrerseits zur Behinderung des Wasserabflusses führen können und eventuelle Unterhaltungsmaßnahmen nach sich ziehen. Letztere hätten wiederum negative Auswirkungen auf die Gewässerfauna.

Die durch die Aufweitung des Gewässerbetts im Hochwasserrückhaltebecken bedingte Strömungsreduktion führt nicht nur zur Ablagerung von Feinsedimenten, sondern kann auch zu einem Rückgang des Sauerstoffeintrags führen. Durch die Laufbegradigung und gleichförmige Uferbefestigung am Hochwasserrückhaltebecken werden zudem turbulenzfördernde Widerstände beseitigt. Die für die Sauerstoffaufnahme entscheidende Grenzfläche zwischen Wasser und Luft wird in Folge verkleinert (NIEMEYER-LÜLLWITZ & ZUCCHI 1985). Die durch den Schlamm dunklere Bachsohle und die verringerten Fließgeschwindigkeiten führen zu einer stärkeren Erwärmung des Wassers im Hochwasserrückhaltebecken und damit zu einer zusätzlichen Verringerung der Sauerstoffkonzentration.

Berücksichtigt man all diese Faktoren, so muss das Hochwasserrückhaltebecken M18 als bedingt durchgängig bewertet werden. Sauerstoffbedürftige und reophile Arten können das verschlammte Bauwerk nur sehr eingeschränkt besiedeln und nur bedingt durchwandern. Solche störungsempfindlichen Arten kommen auf Grund der allgemeinen Gewässerdegradation jedoch nur in geringem Umfang an dem untersuchten Bachabschnitt vor (siehe oben). Die Barriere Wirkung des Hochwasserrückhaltebeckens dürfte daher unter den derzeitigen Bedingungen vergleichsweise gering sein, zumal der offene Durchlass von geflügelten Imagines gut passiert werden kann. Dennoch sollte der Verschlammung durch eine bauliche Einengung des Mittelwasserbetts im Hochwasserrückhaltebecken begegnet werden.

7.4.4 Fische

Im Lobbach war die Bachforelle die dominante Fischart und auch mit allen Altersstadien vertreten (Abbildung 7.53). Die gefundenen Individuendichten im Durchlassbereich sind mit denen in der freien Bachstrecke unterhalb vergleichbar. Die meisten Forellen wurden in der Steinschüttung unterhalb des Bauwerks gefangen, darunter auch viele Jungfische. Die anderen drei Fischarten (Groppe, Schmerle und Elritze) waren insgesamt unterrepräsentiert. Nur die Schmerle konnte in größeren Individuenzahlen innerhalb der Steinschüttungen des Durchlassbauwerks gefangen werden, welche ihr wohl besonders günstige Lebensbedingungen bieten. Die geringen Individuenzahlen von Groppe und Elritze im gesamten Gewässerverlauf lassen keine eindeutigen Aussagen zu Besiedelbarkeit und Durchgängigkeit zu. Allerdings bleibt anzumerken, dass sich für die Elritze innerhalb der Steinschüttung kaum geeignete Aufenthaltsplätze finden lassen.

Auch am Lobbach belegen die Reusenfänge (14 Bachforellen, 4 Schmerlen) eine Aufwärtswanderung. Bestätigt wurde dies durch die Markierungsversuche (Abbildung 7.54). Bei den unterhalb markierten Fischen konnten 14 innerhalb der Steinschüttung im Durchlassbereich nachgewiesen werden, eine davon direkt oberhalb des Durchlasses. Von den oberhalb besetzten Fischen fanden sich zehn Individuen im Durchlassbereich und vier wurden unterhalb gefangen. Somit findet auch eine Abwärtswanderung statt.

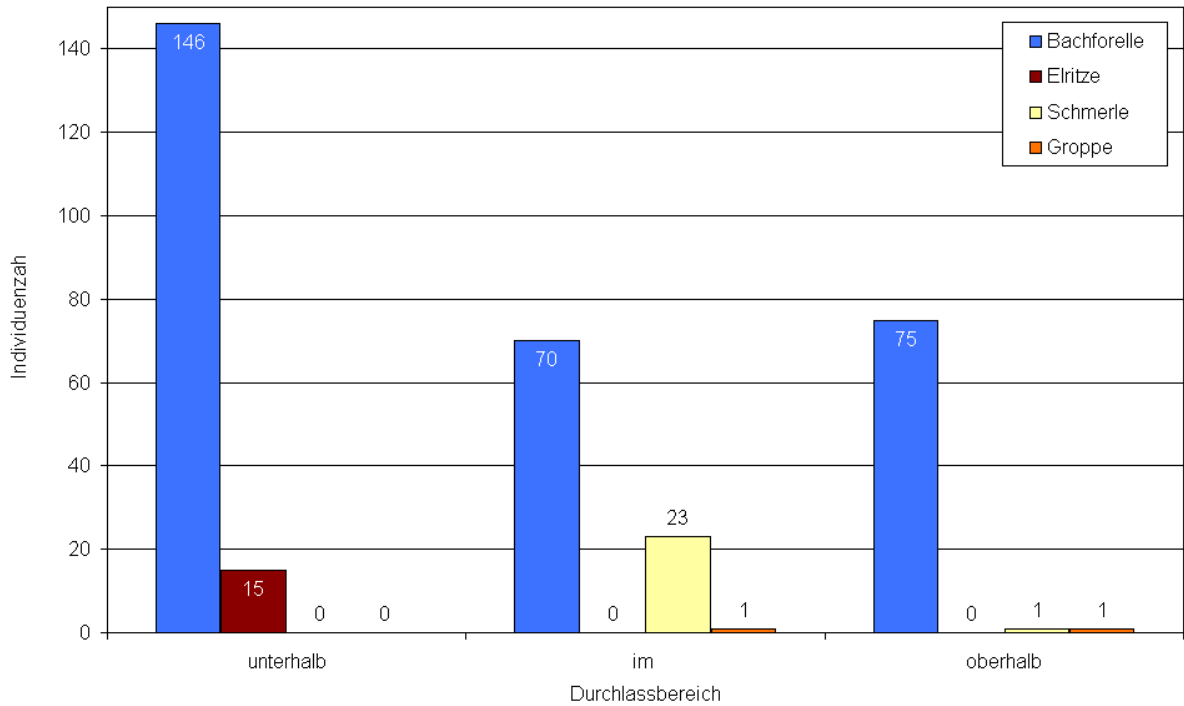


Abbildung 7.53: Lobbach - Ergebnisse der Elektrofischung im Mai 2005.

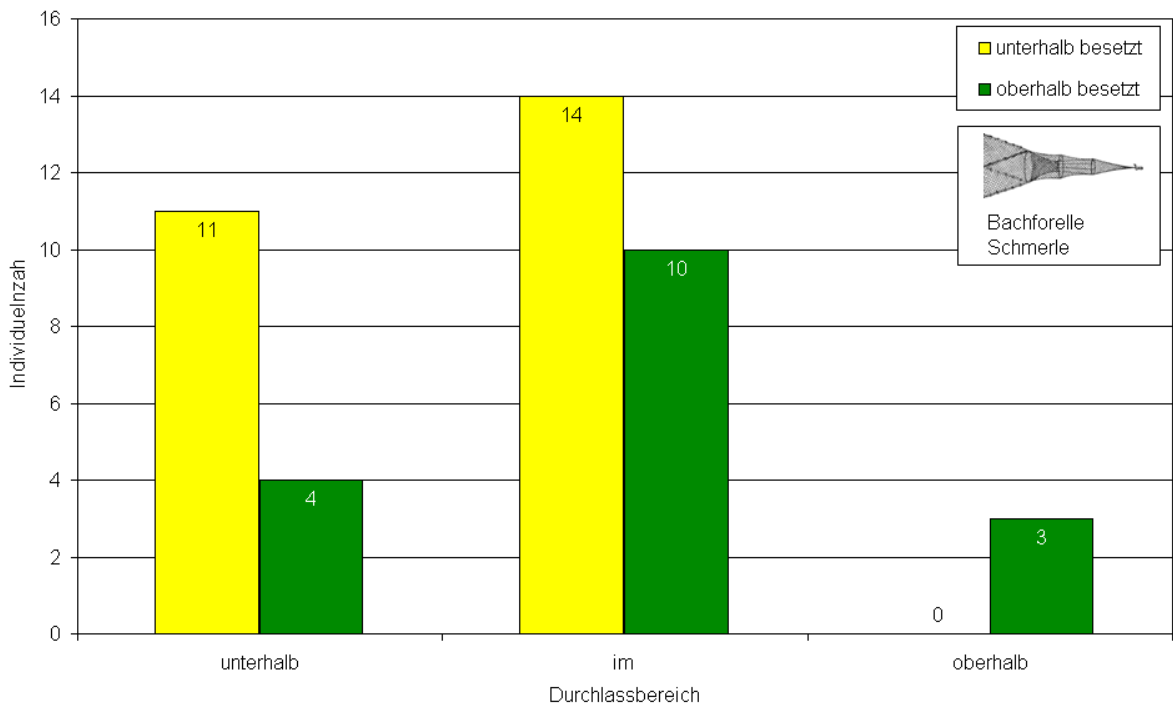


Abbildung 7.54: Lobbach – Ergebnisse der Markierungsversuche. Angegeben ist die Anzahl der insgesamt wieder gefangenen Tiere in den jeweiligen Abschnitten fünf Wochen nach Besatz. Besetzt wurden jeweils 100 Fische unter- und oberhalb des Durchlasses. Die Wiederfangrate betrug 21%. Zusätzlich wird angegeben welche Arten in den Reusen gefangen wurden.

Die Sicherung der Ausbaustrecken durch die Steinschüttung scheint den Bachschmerlen besonders günstige Lebensbedingungen zu bieten. Von den insgesamt befischten etwa 700 m Bachstrecke des Lobbachs kamen in der Steinschüttung über 90% der Schmerlen vor. Nur hier wurden neben adulten Fischen auch Jungfische festgestellt. Besiedelt wurde der Durchlass neben den Schmerlen fast ausschließlich von Bachforellen, für die Wassertiefe und Substratausstattung attraktiv sind. Durchgängig ist der Durchlass nach den Ergebnissen der Markierungsversuche und Reusenfänge für Bachforelle und Schmerle. Inwieweit die beiden anderen im Lobbach vorkommenden Arten Elritze und Groppe das Durchlassbauwerk passieren können, ist fraglich. Zumindest für die Elritze könnte die Steinschüttung unterhalb des Durchlasses ein Wanderungshindernis darstellen, da sie für diese Fischart kaum geeignete Aufenthaltsplätze bietet.

7.4.5 Laufkäfer

Bei der Untersuchung der Laufkäferzönose konnten an den vier Probestellen (Abbildung 7.55) 46 Arten mit 597 Individuen nachgewiesen werden (Abbildung 7.56 und Abbildung 7.57). Wie an den beiden anderen Becken sind auch hier die Arten- und Individuenzahlen im Durchlassbereich höher als in der Referenzstrecke „oberhalb HRB“ oder der unterhalb anschließenden Bachstrecke. Im Vergleich zum unbeeinflussten Gewässerabschnitt oberhalb des Hochwasserrückhaltebeckens beträgt hier die Artenzahl unterhalb des Damms 25%.

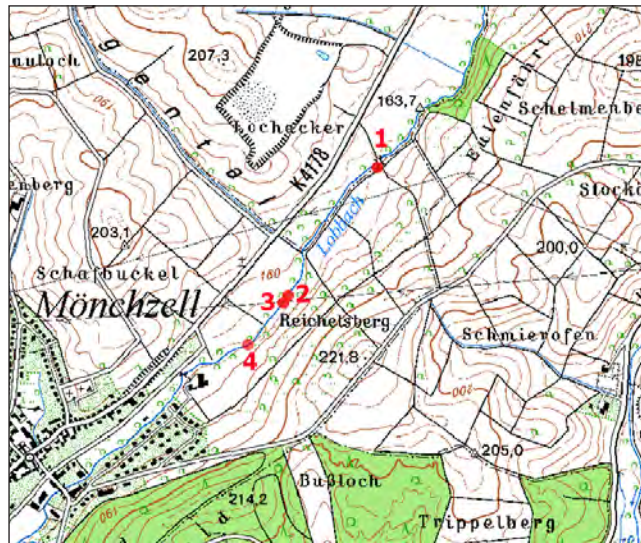


Abbildung 7.55: Hochwasserrückhaltebecken Mönchzell. Lage der Untersuchungsstellen für die Laufkäfererfassung: (1) unterhalb Damm, (2) und (3) oberhalb und unterhalb Durchlass, (4) oberhalb Hochwasserrückhaltebecken. Ausschnitt aus TK 25000, ohne Maßstab.

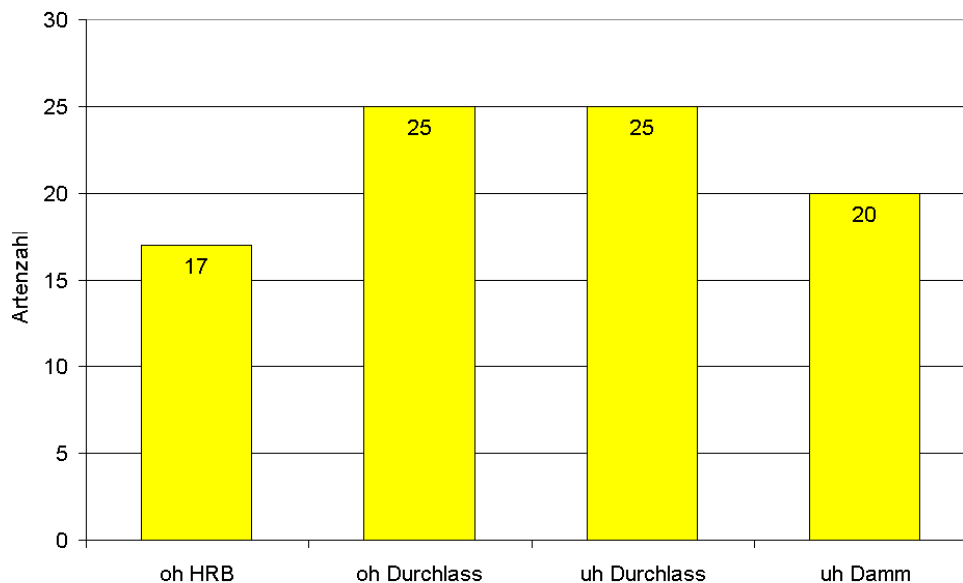


Abbildung 7.56: Hochwasserrückhaltebecken Mönchzell. Vergleich der Laufkäferartenzahlen an den verschiedenen Probestellen.

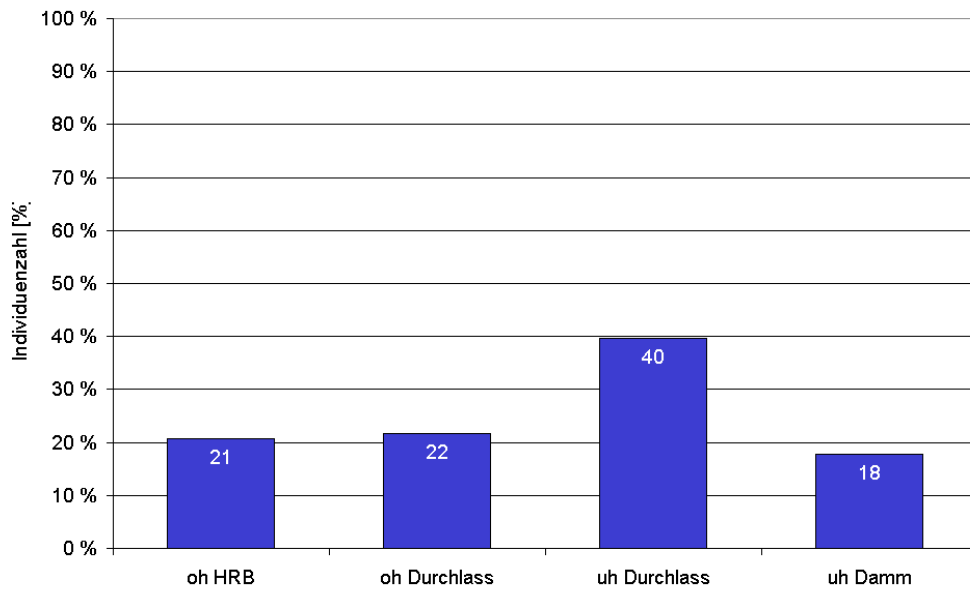


Abbildung 7.57: Hochwasserrückhaltebecken Mönchzell: Angegeben sind die Individuenzahlen pro Probestelle.

Beim Hochwasserrückhaltebecken Mönchzell ergaben alle Vergleiche mit der Untersuchungsstelle oberhalb des Rückhaltebeckens SØRENSEN-Quotienten über 50%, d.h. die ökologischen Verhältnisse und damit auch die Artengemeinschaften im und unterhalb des Dammbauwerks unterscheiden sich stark von denjenigen oberhalb des Hochwasserrückhaltebeckens (Tabelle 7.23). Am ähnlichsten sind die Käferzönosen oberhalb und unterhalb des Durchlasses (SØRENSEN-Quotient = 64%).

Tabelle 7.23: Statistische Ähnlichkeitsvergleiche der Laufkäferzönosen.

Probestelle A	Artenzahl A	Individuenzahl A	Probestelle B	Artenzahl B	Individuenzahl B	Arten-schnittmenge	SØRENSEN-Quotient%
oh HRB	17	124	oh Durchl.	25	130	8	38
oh HRB	17	124	uh Durchl.	25	237	9	43
oh HRB	17	124	uh Damm	20	106	9	49
oh Durchl.	25	130	uh Durchl.	25	237	16	64
oh Durchl.	25	130	uh Damm	20	106	12	53
uh Durchl.	25	237	uh Damm	20	106	13	58

Wie an den anderen Becken entstanden durch den Bau des Rückhaltebeckens neue Habitate, wie die künstlich geschaffenen Flach-Uferzonen (Abbildung 7.47). An dieser künstlichen Uferberme mit lückiger, Gras dominierter Vegetation kommen einerseits typische Laufkäferarten des offenen Kulturlands vor wie beispielsweise der Grassamen fressende Bunte Schnellläufer (*Diachromus germanus*) aber auch Arten besonner Ufer oder Riedwiesen wie der Lehmstellen-Sammetläufer (*Chlaenius nitidulus*) und der Grüne Backenläufer (*Drypta dentata*). Diese Uferhabitate sind jedoch auch hier im Dammbauwerk beidseitig unterbrochen und durch eine Schwelle getrennt, so dass ein Durchqueren von nicht flug- oder schwimmfähigen Käfern ausgeschlossen ist. Im Übrigen war der Schieber des Betriebsauslasses Anfang August 2005

geschlossen.

Ansonsten finden sich weitgehend die gleichen Bedingungen, wie an den anderen Becken. Eine zusammenfassende Darstellung findet sich in Kapitel 7.7.4.

7.5 Lobbach – Waldwimmersbach M6 + M5 (seit 2003 in Betrieb)

Nördlich von Lobbach zwischen den Gemeinden Waldwimmersbach und Haag am Oberlauf des Lobbach befinden sich zwei (von fünf geplanten) aufeinander folgende Hochwasserschutzanlagen (Abbildung 7.45). Verlauf und Eckdaten zum Lobbach wurden bereits in Kapitel 7 näher erläutert.

7.5.1 Die Hochwasserrückhaltebecken

Das Becken M5 ist das nördlichste der geplanten Becken und liegt in einer Aufweitung des Tales südlich der Haager Mühle. Das Becken M6 schließt sich nur wenige hundert Meter unterhalb an und liegt in der nächsten Talaufweitung. Die Becken unterscheiden sich wie Tabelle 7.24 zeigt in ihren Ausmaßen, sind aber sonst baugleich. Die Hochwasserentlastung erfolgt bei beiden Becken über eine Dammscharte mit anschließendem Raugerinne. Die Drosselleistung des größeren Beckens M5 bei einem HQ_{100} erreicht eine Reduktion des Abflusses von $8,5 \text{ m}^3/\text{s}$ auf $3,7 \text{ m}^3/\text{s}$. Bei Becken M6 wird der Abfluss bei einem Einstau eines HQ_{100} von $10,4 \text{ m}^3/\text{s}$ auf $4,6 \text{ m}^3/\text{s}$ gesenkt.

Tabelle 7.24: Kennwerte der Becken M5 und M6.

M5	M6
• Einzugsgebiet: 4 km^2	• Einzugsgebiet: 5 km^2
• Volumen: 18.100 m^3	• Volumen: 5.400 m^3
• Dammhöhe: $4,6 \text{ m}$	• Dammhöhe: $3,7 \text{ m}$
• Dammlänge: 80 m	• Dammlänge: 740 m
• Durchlass 64 m lang	• Durchlass 40 m lang

Beide Durchlassbauwerke wurden als geschlossene Kastendurchlässe mit eingebauter Steinsohle angelegt ($2,80 \text{ m}$ breit, $1,50 \text{ m}$ hoch und 64 m bzw. 40 m lang) (Abbildung 7.58). Die Steinschüttung erstreckt sich auch auf den Ein- und Auslaufbereich. Ein Lichtschacht ist nicht vorhanden, wodurch es im Inneren des Bauwerkes dunkel ist und nur diffuses Licht im Bereich der Zulauf- und Auslassöffnungen herrscht. Beide Becken sind ungesteuert, die Gleitschütze ($1,5 \times 1,5 \text{ m}$) im Zulauf sind also fest auf eine bestimmte Öffnungshöhe eingestellt. Im Becken M5 beginnt der Einstau bei einem Abfluss von $1,2 \text{ m}^3/\text{s}$, was einer Öffnungshöhe von $0,25 \text{ m}$ entspricht. Das Becken M6 hat mit $4,6 \text{ m}^3/\text{s}$ (Öffnungshöhe des Schützes $0,63 \text{ m}$) einen höheren Maximalabfluss.



Abbildung 7.58: Hochwasserrückhaltebecken Haager Tal M6 (linke Spalte) und M5 (rechte Spalte). Durchlassbauwerke fotografiert von oberhalb, unterhalb und im Durchlass, sowie die überströmbare Dammscharte. (EIGENE AUFNAHMEN; MEIER).

7.5.2 Strukturelle Gegebenheiten in Gewässer und Durchlass

Die strukturellen Gegebenheiten innerhalb des Gewässerbettes unterscheiden sich an allen Probestellen kaum (Abbildung 59 und Abbildung 60). Größere Steine aus Sandstein bilden das Hauptsubstrat. Gleiches gilt für die Durchlassbauwerke in denen die Steinschüttungen zum gleichen Substrattyp gehören. Sand- und Kiesablagerungen sind in langsamer fließenden Bereichen zu finden. Im Bereich des Hochwasserrückhaltebeckens M5 finden vor und nach dem Durchlass sich größere Sandablagerungen und unterhalb des Auslasses auch Makrophyten. Ein Substrattyp der zusätzlich im gesamten Durchlassbereich verteilt vorkommt sind größere Blöcke. Beim Becken M6 ist die linkseitige Böschung unterhalb des Durchlasses mit einer Natursteinmauer befestigt (Abbildung 7.58).

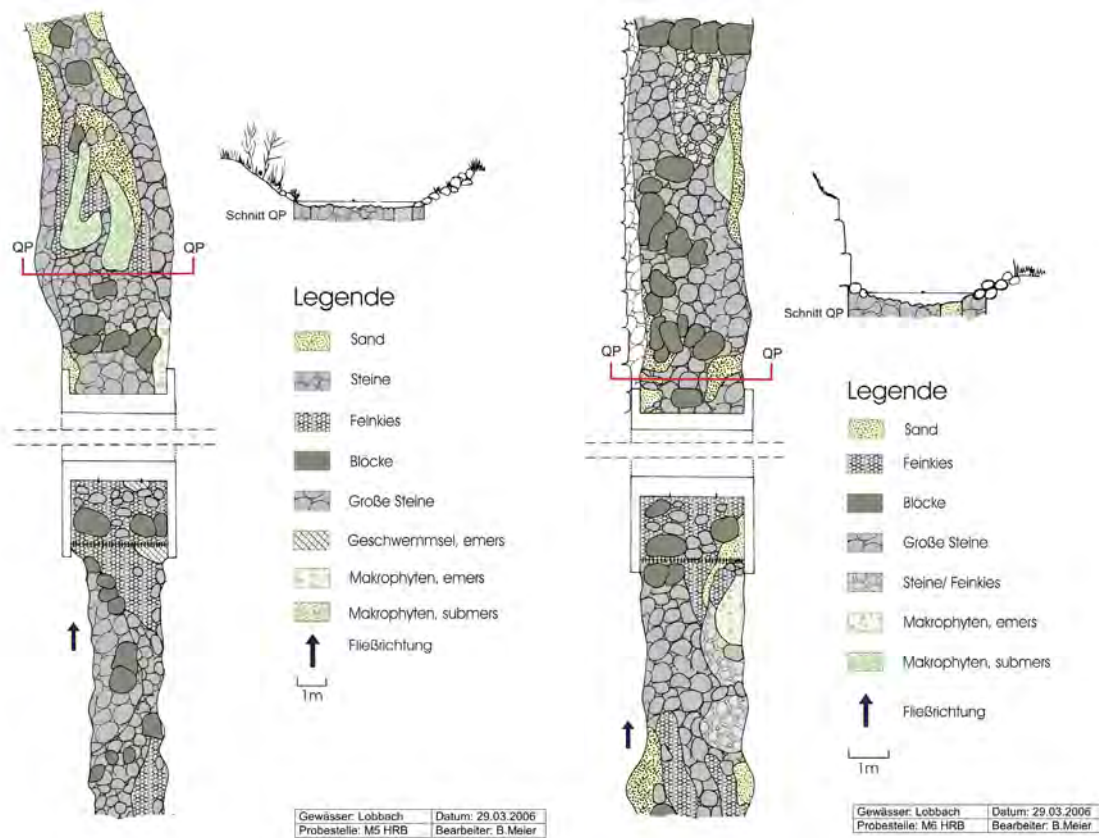


Abbildung 7.59: Darstellung der vorhandenen Substrate in der Aufsicht und im Querprofil am Hochwasserrückhaltebecken M5 und M6.

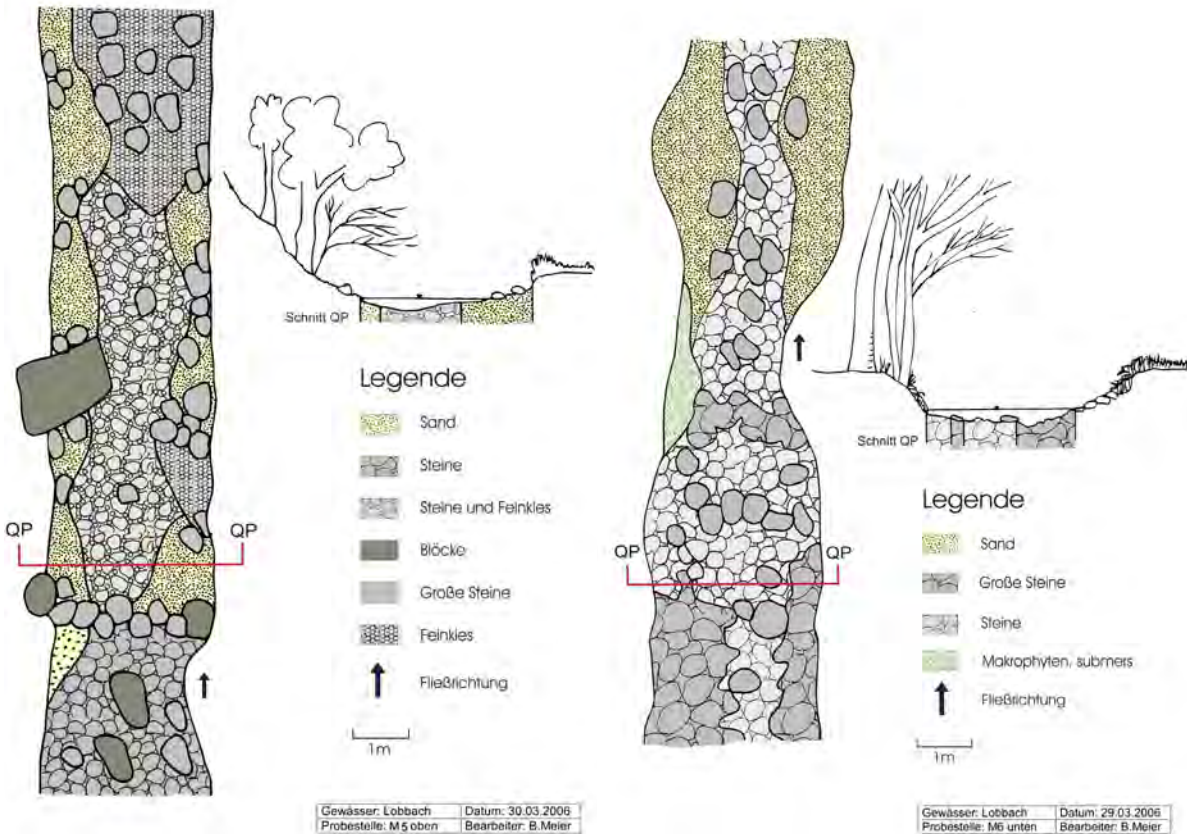


Abbildung 7.60: Darstellung der vorhandenen Substrate in der Aufsicht und im Querprofil an den Referenzstellen der Hochwasserrückhaltebeckens M5 und M6.

Die Strömungsvarianz schwankt beim Becken M5 zwischen 0,2 m/s und 0,8 m/s und ist damit höher und differenzierter als an Becken M6, wo eine mittlere Fließgeschwindigkeit von 0,6 m/s herrscht. Weitere Daten zu den Durchlässen sind in Tabelle 7.25 zusammengestellt.

Tabelle 7.25: Charakterisierung der Untersuchungsstrecken des Lobbachs im Bereich des Hochwasserrückhaltebeckens (Durchlassbauwerks) M 5 / M6.

	Ausbaustrecke unterhalb Durchlass	Durchlass	Ausbaustrecke oberhalb Durchlass
Morphologie	Steinschüttung	Rohrdurchlass	Steinschüttung
Substrate	Blöcke, Steine, Kies	Blöcke, Steine, Kies	Blöcke, Steine, Kies
Vegetation	keine	keine	keine
Länge [m]	10 / 10	35 / 60	10 / 10
Mittl. Breite [m]	3,0 / 2,5	2,8 / 2,2	2,2 / 2,4
Max. Tiefe [m]	0,5 / 0,5	0,3 / 0,3	0,5 / 0,5

Der in diesem Bereich naturnah ausgeprägte Lobbach wird durch die Rückhaltebecken unterbrochen. Die bachbegleitenden Ufergehölze fehlen im Bereich des Rückhaltebeckens völlig. Da die Becken innerhalb eines bewaldeten Gebietes liegen, fällt dies jedoch weniger auf.

Die Verhältnisse an den Referenzstellen unterscheiden sich wenig von denen in den Durchlässen, wie an der Referenzstelle des Beckens M5 zu sehen ist. Sie liegt am Rande des Einstaubereichs eines HQ₁₀₀. Der Lobbach wird hier von beiden Seiten durch Ufergehölz beschattet. Auf der östlichen Seite grenzt ein bewaldeter Hang an. Auf der westlichen Seite beginnt eine Aufweitung des Tales, die mit Grünland bewirtschaftet wird. Der untersuchte Gewässerabschnitt hat eine mittlere Breite von 2,5 m und ist gewässertypisch ausgestattet. Den Untergrund bildet silikatisches Ausgangsgestein. Große Steine wechseln sich mit Sandflächen ab. Das Gefälle ist recht hoch und es bilden sich kleine Schwellen und Ausbuchtungen. Diedaraus resultierenden Fließgeschwindigkeit sind hoch (0,6 - 0,8 m/s) und die Strömung sehr turbulent. In strömungsberuhigten Bereichen sind die Fließgeschwindigkeiten (0,4 m/s) geringerer. Die Gewässertiefe beträgt bei mittlerem Wasserstand im Durchschnitt 0,20 - 0,30 m. Vegetation ist im Gewässer nicht vorhanden.

Die Referenzstelle des Hochwasserrückhaltebeckens M6 befindet sich etwa 100 m unterhalb des Hochwasserrückhaltebeckens. An der rechten Uferseite befindet sich ein lückiges Ufergehölz mit anschließender Grünlandfläche. Auf der linken Seite bilden Laub- und Nadelbäume einen lichten Waldbestand. Die Ufer sind stellenweise sehr flach, an anderen Abschnitten gibt es bis zu einem Meter steile Uferabbrüche. Die Breite liegt im Durchschnitt bei 2,5 - 3,0 m. Es gibt vereinzelte Abschnitte, an denen Uferbäume die Gewässerbreite verringern. Im Gewässer dominieren große Steine und es gibt keine Vegetation. Der Anteil an Sandflächen ist hier etwas höher, vorwiegend am Rand haben sich bei geringeren Fließgeschwindigkeiten Stillen mit Sand gebildet. Die Wassertiefe liegt im Durchschnitt bei 0,20 m. Hier strömt das Wasser im Allgemeinen turbulent über die großen Steine mit 0,6 - 0,8 m/s, aber an den Seiten liegt die Fließgeschwindigkeit bei 0,2 - 0,4 m/s. Nach der Probestelle kommt es zu einer Aufweitung und Vertiefung mit maximal 0,7 m Wassertiefe. Hier bildet hauptsächlich Sand mit einzelnen großen Steinen das Substrat und die Fließgeschwindigkeit ist geringer.

7.5.3 Makrozoobenthos

Am Oberlauf des Lobbachs wurden sowohl Proben am Hochwasserrückhaltebecken M5 als auch am Hochwasserrückhaltebecken M6, um die Einfluss der Durchlasslänge untersuchen zu können. Im Folgenden werden die Ergebnisse für beide Becken gemeinsam dargestellt und diskutiert.

Die Taxazahlen und die Diversitätsindizes belegen für den Lobbach im Bereich der beiden Hochwasserrückhaltebecken eine hohe Diversität (Tabelle 7.26). An allen Probestellen ist die Taxazahl bei relativ niedriger Individuendichte sehr hoch. So wurden an den Probestellen am Hochwasserrückhaltebecken M5 insgesamt 40 verschiedene Taxa gezählt, an den Probestellen des Hochwasserrückhaltebeckens M6 mindestens 39 Taxa. Dies bestätigt auch der relativ hohe Wert des SHANNON-Diversitätsindex für die Probestellen des Hochwasserrückhaltebeckens M5. Die Evennesswerte bestätigen die Gleichverteilung der Taxa. Der Wert ist am Hochwasserrückhaltebecken M5 am größten. Für die Probestellen am Hochwasserrückhaltebecken M6 sind die Werte etwas niedriger, zeigen aber immer noch eine mittlere Gleichverteilung der Individuen an. Auf Grund der Werte kann der Abschnitt des Lobbachs als relativ naturnah bezeichnet werden.

Tabelle 7.26: Kennwerte und Indizes zur Charakterisierung der α -Diversität der Biozöosen am Lobbach.

Probestelle	oberhalb HRB		am HRB		unterhalb HRB	
	M5	M6	M5	M6	M5	M6
Taxazahl	33	32	33	30	34	28
Besiedlungsdichte (Individuen/m ²)	521	377	539	417	911	344
SHANNON-Index H'	2,73	2,47	3,05	2,35	2,85	2,64
Hmax	3,50	3,46	3,49	3,40	3,53	3,33
Evenness (H'/Hmax)	0,78	0,71	0,87	0,69	0,81	0,80

Bei den meisten der bestimmten Taxa handelt es sich um Eintags- und Köcherfliegen, die zusammen den größten Anteil der Fließgewässerbiozönose an den Probestellen ausmachen (Tabelle 7.27 und Tabelle 7.28). Die Individuenzahlen der im April erhobenen Proben liegen meist zwischen 340 und 540 Individuen pro m² (Abbildung 7.61), nur an der unteren Probestelle von M5 wurden deutlich höhere Besiedlungsdichten festgestellt (Abbildung 7.62). Ein Grund dafür könnte die Beprobungszeit in den Morgenstunden sein, während die anderen Proben am Nachmittag genommen wurden.

Tabelle 7.27: Vorkommen der wichtigsten Taxa an den Probestellen des Hochwasserrückhaltebeckens M5.

Ordnung	Familie/Gattung/Art	Individuenzahl		
		oben	HRB M5	unten
Crustacea	<i>Gammarus</i> spp.	42	47	65
Odonata	<i>Cordulegaster boltoni</i>	1	0	1
Ephemeroptera	<i>Baetis</i> spp.	105	64	162
	<i>Centroptilum luteolum</i>	32	0	5
	<i>Ephemera danica</i>	10	24	52
	<i>Habrophlebia lauta</i>	54	12	66
Plecoptera	<i>Leuctra</i> spp.	49	20	34
Trichoptera	<i>Chaetopteryx</i> spp.	49	72	86
	<i>Potamophylax rotundipennis</i>	4	36	5
	<i>Sericostoma</i> spp.	25	38	89
Diptera	Chironomidae	30	6	45
	Simuliidae	1	25	0

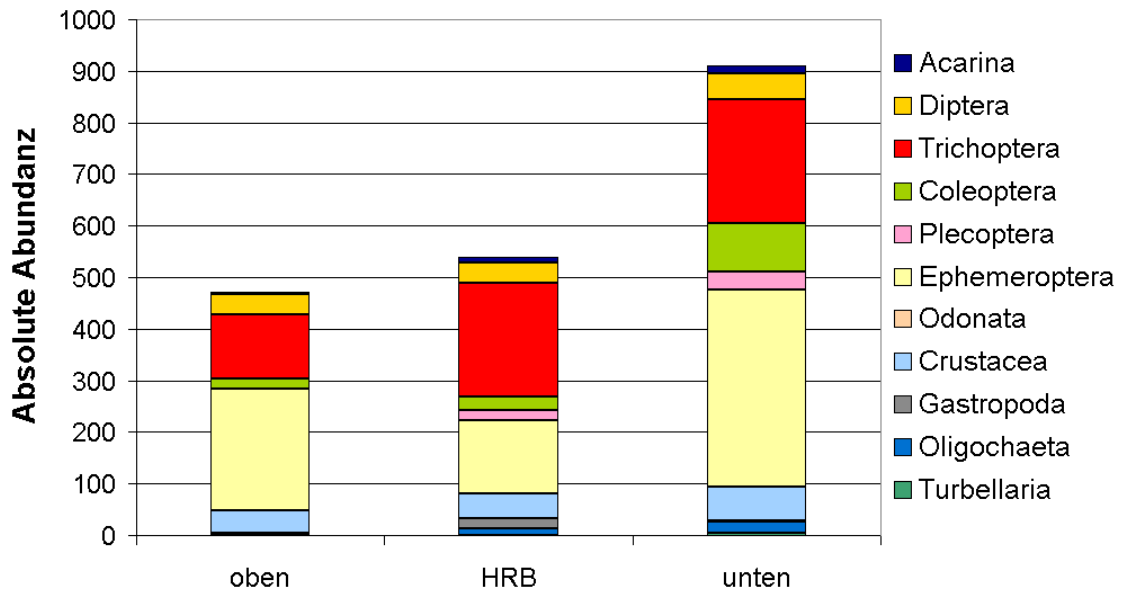


Abbildung 7.61: Absolute Abundanzen der Ordnungen bzw. Klassen der drei Probestellen am Hochwasserrückhaltebecken M5.

Tabelle 7.28: Vorkommen der wichtigsten Taxa an den Probestellen des Hochwasserrückhaltebeckens M6.

Ordnung	Familie/Gattung/Art	Individuenzahl		
		ober	HRB M6	unten
Crustacea	<i>Gammarus</i> spp.	21	17	11
Ephemeroptera	<i>Baetis</i> spp.	152	112	59
	<i>Epeorus sylvicola</i>	6	2	36
Plecoptera	<i>Leuctra</i> spp.	10	8	4
Coleoptera	<i>Elmis</i> spp.	10	47	1
Trichoptera	<i>Chaetopteryx</i> spp.	27	0	57
	<i>Potamophylax rotundipennes</i>	14	11	5
	<i>Sericostoma</i> spp.	25	5	9
Diptera	Chironomidae	11	20	31
	Simuliidae	9	112	26

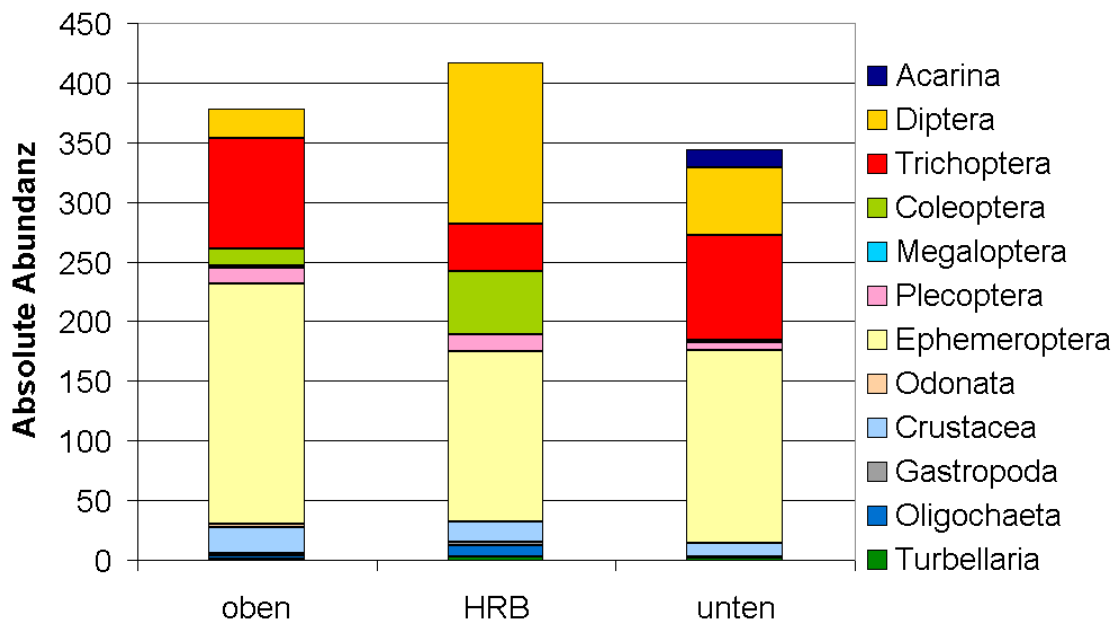


Abbildung 7.62: Absolute Abundanzen der Ordnungen bzw. Klassen am Hochwasserrückhaltebecken M6.

In Tabelle 7.29 sind für jede Probestelle an den beiden Hochwasserrückhaltebecken die Arten mit der höchsten Dominanz wiedergegeben. Bei beiden Rückhaltebecken werden die Referenzstellen oberhalb und unterhalb des Hochwasserrückhaltebeckens von der Gattung *Baetis* spp. dominiert. Bei den Probestellen an den Rückhaltebecken M5 und M6 kommen die Simuliidae bzw. die Köcherfliege der Gruppe *Chaetopteryx villosa/fusca* als dominante Arten hinzu. Auch die Bachflohkrebse treten an den meisten Stellen in größerer Zahl auf.

Tabelle 7.29: Dominanzverhältnisse an den Probestellen der Hochwasserrückhaltebecken M5 und M6.

Probestelle	HRB M5		HRB M6	
	Dominierende Taxa	Dominanz	Dominierende Taxa	Dominanz
oben	<i>Baetis spp.</i>	22%	<i>Baetis spp.</i>	42%
	<i>Habrophlebia lauta</i>	11%	<i>Sericostoma spp.</i>	7%
	<i>Chaetopteryx villosa/fusca</i>	10%	<i>Gammarus fossarum</i>	6%
	<i>Leuctra spp.</i>	10%	<i>Potamophylax rotundipennis</i>	4%
	<i>Gammarus fossarum</i>	9%	<i>Habroleptoides confusa</i>	4%
HRB	<i>Chaetopteryx villosa/fusca</i>	14%	Simulidae	27%
	<i>Baetis spp.</i>	12%	<i>Baetis spp.</i>	27%
	<i>Gammarus fossarum</i>	9%	<i>Elmis spp. (Imago)</i>	11%
	<i>Sericostoma spp.</i>	8%	Chironimidae	5%
	<i>Potamophylax rotundipennis</i>	7%	<i>Gammarus fossarum</i>	4%
unten	<i>Baetis spp.</i>	18%	<i>Baetis spp.</i>	18%
	<i>Chaetopteryx villosa/fusca</i>	10%	<i>Chaetopteryx villosa/fusca</i>	18%
	<i>Sericostoma spp.</i>	9%	<i>Epeorus sylvicola</i>	11%
	<i>Habrophlebia lauta</i>	7%	<i>Ecdyonurus spp.</i>	11%
	<i>Gammarus fossarum</i>	7%	Chironimidae	10%

Der SØRENSEN-Quotient zeigt bei den Probestellen beider Hochwasserrückhaltebecken jeweils relativ hohe Ähnlichkeiten bezüglich der Artenszusammensetzung an (Tabelle 7.30). Größere Unterschiede gibt es bezüglich der Dominanzverhältnisse. Insbesondere zwischen den Probestellen am Hochwasserrückhaltebecken M6 gibt es zum Teil nur sehr geringe Ähnlichkeiten. Die RENKONENSche Zahl liegt hier unter 50%. Um mögliche Gründe für diese Unterschiede zu identifizieren, werden im Folgenden die Habitat- und Strömungspräferenzen sowie die Ernährungstypen genauer dargestellt.

Tabelle 7.30: RENKONENSche Zahl (erste Zahl) und SØRENSEN-Quotient (zweite Zahl) der Probestellen am Hochwasserrückhaltebecken M5 und M6; Alle Angaben in %.

Probestellen	M5		M6		
	oberhalb HRB	am HRB	Probestellen	oberhalb HRB	am HRB
oberhalb HRB	-	62 / 84	oberhalb HRB	-	61 / 84
unterhalb HRB	72 / 73	68 / 76	unterhalb HRB	43 / 73	47 / 76

Die Darstellung der **Habitatpräferenz** (Abbildung 7.63) zeigt eine deutliche Zunahme von Lithalbewohnern bei gleichzeitiger Abnahme der Psammal bzw. Lithal/Psammalbewohner an den Durchlässen der beiden Hochwasserrückhaltebecken. Hier dominieren große Steine als Substrat. An den oberen und unteren Probestellen sind hingegen mehr Sandbereiche zu finden. Entsprechend nehmen hier auch die Anteile der Sammler und Sedimentfresser zu. Die Sandflächen bieten beispielsweise der Eintagsfliege *Centroptilum luteolum* ein geeignetes Habitat. Sie ist fast ausschließlich in Sandflächen gefunden worden und an der oberen Probestelle von M5 relativ häufig. An den anderen Probestellen fällt sie aus und tritt erst wieder mit einer geringen Individuenzahl an der unteren Probestelle des Hochwasserrückhaltebeckens M6 auf. Als

Grobsand bevorzugende Art nimmt *Ephemera danica* in ihrer Individuenzahl von der oberen zur unteren Probestelle zu, wo sie sich in dem sandigen Substrat zwischen den Steinen versteckt. An den weiteren Probestellen des Hochwasserrückhaltebeckens M6 kam sie nur noch als Einzelfund vor. Die Ursache kann im Zeitunterschied der Beprobung liegen: Die Larve von *E. danica* war zum früheren Zeitpunkt der Beprobung im April möglicherweise noch tiefer im Sediment versteckt.

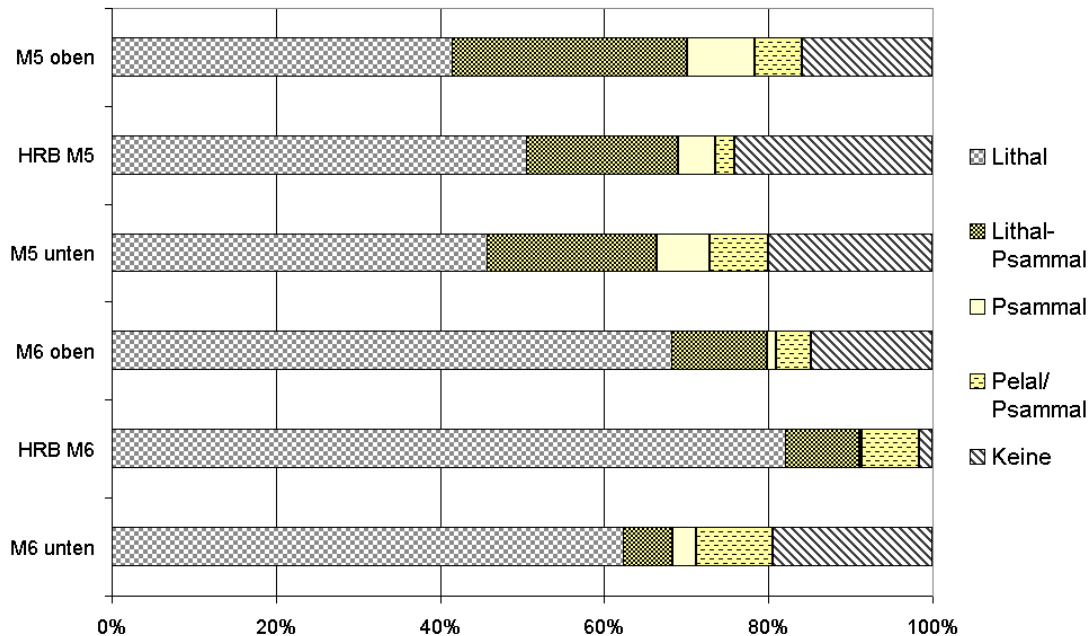


Abbildung 7.63: Habitat- und Substratpräferenzen der Taxa.

Ein Vergleich der **Strömungspräferenzen** zeigt insgesamt sehr ähnliche Verhältnisse zwischen den Probestellen. Der Anteil der rheo-limnophilen Arten überwiegt. Nur an einer der Probestellen (Hochwasserrückhaltebecken M6) kommt *Radix* spp. vor, die eigentlich langsamere Strömung bevorzugt. Der Anteil an rheobionten Arten ist unter anderem durch Simuliidae jeweils an den Hochwasserrückhaltebecken-Standorten am höchsten. Hier sind weniger lenitische Randbereiche zu finden und besonders in den Durchlassbereichen ist das Strömungsbild mit relativ hohen Fließgeschwindigkeiten sehr einheitlich. An der oberen Probestelle des Hochwasserrückhaltebeckens M5 ist die Strömung sehr variabel. Dadurch finden sich hier mehr sandige Bereiche als an den anderen Probestellen.

Die **Ernährungstypen** an den Probestellen gleichen nicht ganz den typischen Zusammensetzungen für rhitrale Abschnitte von Fließgewässern im Mittelgebirge (SCHÖNBORN 2003): Der normalerweise hohe Anteil der Zerkleinerer ist geringer zugunsten der Weidegänger (Abbildung 7.64 und Abbildung 7.65). Die rheophilen und rheobionten Weidegänger (z.B. *Baetis* spp., *Drusus annulatus*, *Glossoma conformis*) bilden auf dem Hartsubstrat die größte Gruppe. Ihr Anteil liegt zwischen 37% und 55%. Der Anteil der Zerkleinerer, die sich vom Falllaubeintrag der Gehölze ernähren (einige Trichopteren wie *Chaetopteryx* spp., *Sericostoma* spp., *Potamophylax rotundipennis* und *Gammarus* spp.) variiert zwischen 24% und 29%. Der Anteil der Filtrierer ist aufgrund des geringeren Schwebstoffanteils gering. Auch Sedimentfresser haben nur einen kleinen Anteil an der Biozönose, da sich das Substrat überwiegend aus Steinen und Kies zusammensetzt und nur wenig Feinsediment zwischen diesen abgelagert wird.

Die Zusammensetzung der Ernährungstypen ist am Hochwasserrückhaltebecken M5 am typischsten ausgeprägt (Abbildung 7.64). Hier sind die Individuenzahlen von *Gammarus* spp. und *Chaetopteryx* spp. (Zerkleinerer) am höchsten. Den geringsten Anteil haben die Zerkleinerer am Hochwasserrückhaltebecken M6. Hier verschiebt sich das Verhältnis zugunsten der **Filtrierer**, denn hier ist die Individuenzahl von Simuliidae sehr hoch (Abbildung 7.65). Simuliidae haften sich auch bei hohen Strömungsgeschwindigkeiten am Hartsubstrat fest. Ihre Individuenzahlen sind jeweils an den Hochwasserrückhaltebecken-Standorten am höchsten. Sie kommen an den anderen Probestellen nur in geringem Umfang oder gar nicht vor. Für diese rheobionte Art sind der hohe Anteil an Hartsubstrat und die hohen Fließgeschwindigkeiten an den Hochwasserrückhaltebecken-Standorten ideal.

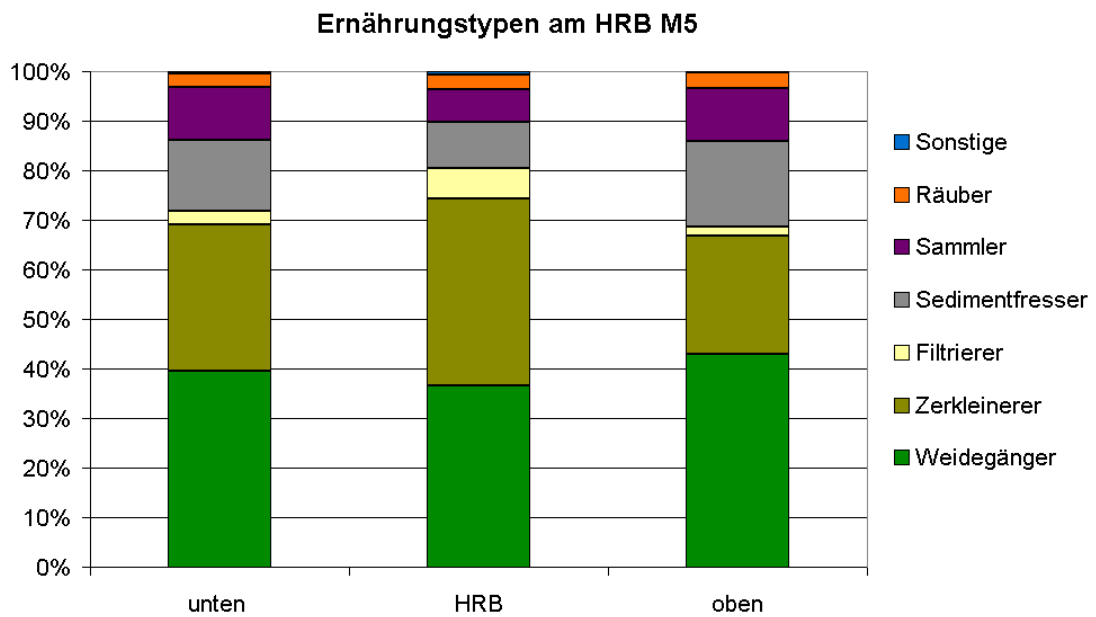


Abbildung 7.64: Ernährungstypen an den Probestellen des Hochwasserrückhaltebeckens M5.

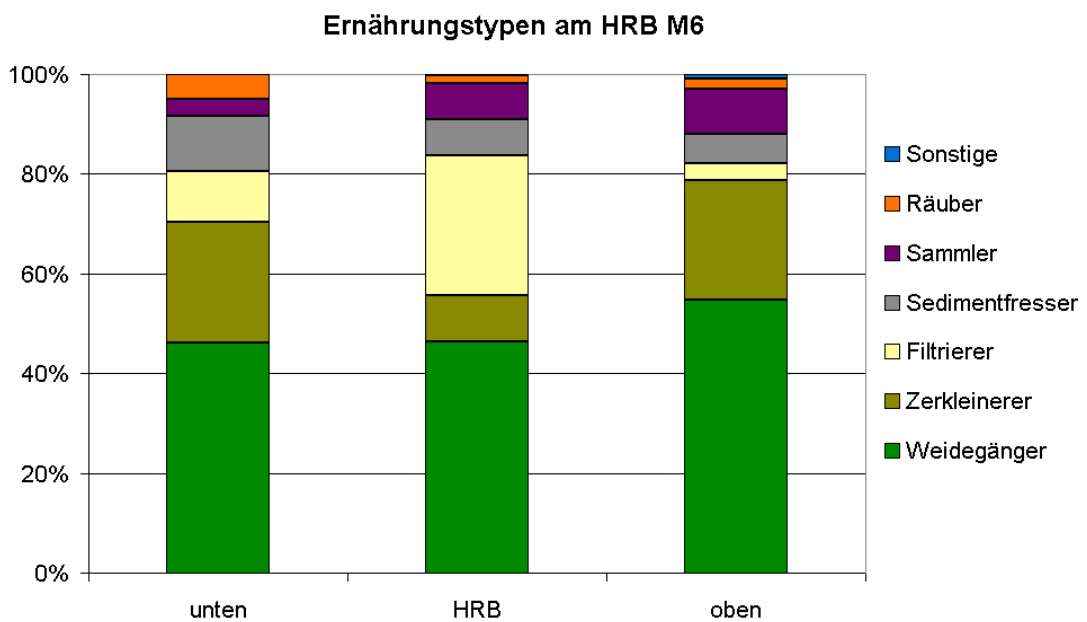


Abbildung 7.65: Ernährungstypen an den Probestellen des Hochwasserrückhaltebeckens M6.

Der Anteil der **Weidegänger** ist beim Vergleich der Probestellen am langen Durchlass des Hochwasserrückhaltebeckens M5 am geringsten. Wahrscheinlich finden sie im dunklen Durchlassbereich weniger Nahrung. Dies zeigt auch eine genauere Betrachtung der Kick-Sampling-Proben, welche am Hochwasserrückhaltebecken erhoben wurden (Tabelle 7.31). Die Abundanz der meisten Weidegänger ist in den innerhalb des geschlossenen Durchlasses erfassten Proben deutlich geringer als in den Proben, die wenige Meter oberhalb bzw. unterhalb des Durchlassbauwerks erfasst wurden.

Tabelle 7.31: Abundanz der Weidegänger an der Probestelle Hochwasserrückhaltebecken M5. Im Durchlass wurden weniger Weidegänger gefunden als unmittelbar oberhalb bzw. unterhalb des Durchlasses.

Taxa	außerhalb Durchlass	im Durchlass
<i>Radix</i> spp.	2	0
<i>Ancylus fluviatilis</i>	6	1
<i>Baetis</i> spp.	49	4
<i>Ecdyonurus venosus</i> -Gruppe	1	2
<i>Epeorus sylvicola</i>	5	2
<i>Rhitrogena</i> spp.	0	3
<i>Brachyptera</i> spp.	1	0
<i>Elmis</i> spp. (Imago)	6	4
<i>Glossosoma conformis</i>	8	1
<i>Silo pallipes</i>	0	2
<i>Silo nigricornis</i>	5	0
<i>Drusus annulatus</i>	2	1
Summe	85	20

Auch der Anteil an **Zerkleinerern** war in den im Durchlassbauwerk erhobenen Proben geringer, als in den Proben, die direkt vor oder nach dem Durchlass erhoben wurden (Tabelle 7.32). Hierfür gibt es vermutlich folgende Ursachen: Zum einen gibt es keinen direkte Falllaubeintrag im geschlossenen Durchlassbereich. Material kann nur von oben eingeschwemmt werden. Zum anderen ist die Strömungsgeschwindigkeit im Durchlass höher und gleichförmiger als an den Referenzstellen (siehe oben). Es gibt zwischen den Steinen kaum Kiesflächen und Detritusansammlungen. Entsprechend ist das Habitat- und Nahrungsangebot für Zerkleinerer schlechter als außerhalb des Durchlassbauwerks, wo das Gewässerbett meist stärker strukturiert ist. Unmittelbar unterhalb des Durchlasses vom Hochwasserrückhaltebecken M5 sind die Bedingungen für Vertreter dieses Ernährungstyps sogar so gut, so dass die geringe Abundanz im Durchlass ausgeglichen wurde. In Folge ist die Gesamtzahl der am Hochwasserrückhaltebecken M5 erfassten Zerkleinerer höher als an den beiden Referenzstellen oberhalb und unterhalb des Hochwasserrückhaltebeckens (Abbildung 7.64).

Am Hochwasserrückhaltebecken M6 hingegen fanden die Zerkleinerer auch außerhalb des Durchlassbauwerks nur suboptimale Bedingungen (große Steine als dominierendes Substrat), so dass sie dort ebenfalls nur in geringer Zahl gefunden wurden. Dafür war der Anteil an Wei-

degängern sehr hoch, was deren sehr geringe Abundanz im Durchlassbauwerk kompensierte (Abbildung 7.65).

Tabelle 7.32: Abundanz der Zerkleinerer an der Probestelle Hochwasserrückhaltebecken M5. Im Durchlass wurden weniger Zerkleinerer gefunden als unmittelbar oberhalb bzw. unterhalb des Durchlasses.

Taxa	außerhalb Durchlass	im Durchlass
<i>Gammarus fossarum</i>	26	3
<i>Limnius</i> spp. (Larve)	5	1
<i>Sericostoma</i> spp.	6	7
<i>Potamophylax rotundipennis</i>	26	1
<i>Chaetopteryx villosa/fusca</i>	72	0
Summe	134	12

Zusammenfassung und Diskussion

Der Lobbach im Bereich der Hochwasserrückhaltebecken M5 und M6 weist eine artenreiche, dem Gewässertypentsprechende Wirbellosenfauna auf. Das Vorkommen der Rote-Liste-Art *Cordulegaster boltoni* (Odonata) spricht für den guten ökologischen Zustand des Gewässers. Die Wirbellosenzönose wird von Eintagsfliegen, Köcherfliegen, Zuck- und Kriebelmücken, Hakenkäfern, Bachflohkrebsen und Steinfliegen geprägt. Besonders häufig angetroffen wurde die Eintagsfliege *Baetis* spp.. Die Besiedlungsdichten waren mit Werten um 500 Individuen pro m² vergleichbar, nur an einer Probestelle wurden mehr als 900 Individuen gezählt. Dies ist wahrscheinlich auf den Zeitpunkt der Probenahme zurückzuführen.

Die Populationen an den Probestellen zeichnen sich durch eine hohe α -Diversität, eine ausgeprägte Gleichverteilung der Arten sowie durch eine hohe Übereinstimmung im Arteninventar aus. Entsprechend liegt der SØRENSEN-Quotient stets über 70%. Der Großteil aller Taxa lässt sich an allen Probestellen nachweisen. Taxa fallen nur an einzelnen Probestellen aus. Dies ist häufig auf kleinräumige strukturelle Unterschiede im Bachbett zurückzuführen, wie sie in einem abwechslungsreichen Bach natürlicherweise anzutreffen sind. Dass sich auch solche kleinräumigen Unterscheide auf die Abundanz der einzelnen Arten zum Teil erhebliche Auswirkungen haben kann, zeigen die starken Variationen in der Dominanzverteilung der Taxa.

Gerade auch die im und am Durchlassbauwerk veränderten biotischen und abiotischen Faktoren führen zu starken Veränderungen in der Abundanz der einzelnen Taxa. So sind auf Grund der erhöhten Fließgeschwindigkeiten in den Durchlässen von M5 und M6 vermehrt Larven der rheobionten Simuliidae anzutreffen, während die Anzahl der Zerkleinerer zurückgeht. Auch die Zahl von Weidegängern wie *Baetis* spp. geht in den dunklen Durchlässen sehr stark zurück, vermutlich auf Grund von Nahrungsmangel. Die Larven der Köcherfliege *Chaetopteryx villosa/fusca* waren unterhalb des Hochwasserrückhaltebeckens M5 besonders häufig, wo sie geeignete Uferpflanzenbestände vorfanden. In den Durchlassbauwerken wurden hingegen keine Tiere gefunden. Sand- und Feinkiesbewohner wie die Eintagsfliege *Centroptilum luteolum* waren an den Referenzstellen zahlreich vertreten, die steindominierte Sohle an den Hochwasserrückhaltebecken wurde weitgehend gemieden.

Diese Ergebnisse lassen vermuten, dass von den beiden Hochwasserrückhaltebecken M5 und M6 bezüglich bestimmter Gruppen eine Barrierewirkung ausgehen kann. Zwar verfügen beide

Durchlässe über eine durchgehende Sohle mit einem Interstitial von mindestens 20 cm Tiefe (LFU 2006, KAPPUS 1998, ADAM & SCHWEVERS 1998), der Mangel an Feinsedimenten und strömungsberuhigten Abschnitten innerhalb der Bauwerke kann jedoch die Wanderung von strömungsmeidenden Taxa erschweren. Weiterhin führt der Lichtmangel im Durchlass dazu, dass Weidegänger keine Nahrung finden. Zwar ist nicht bekannt, welche Strecken einzelne Arten ohne Nahrungsaufnahme zurücklegen können, es ist jedoch zu vermuten, dass beide Durchlässe auf Grund der Länge von den meisten Weidegängern nicht passiert werden können.

Auswirkungen dieser potentiellen Barrierewirkung konnten beim Vergleich der Biozöosen oberhalb und unterhalb der Hochwasserrückhaltebecken jedoch nicht festgestellt werden. Ein Grund hierfür könnte sein, dass die beiden Becken erst im Jahr 2003 in Betrieb genommen wurden. Ein anderer Grund könnte sein, dass selbst das 60 Meter lange Durchlassbauwerk des Hochwasserrückhaltebeckens M5 von einigen Imagines durchflogen wurde. Ein Austausch zwischen den Subpopulationen ist somit zumindest in geringem Umfang sichergestellt. Näheres zum Flug der Imagines im folgenden Kapitel.

Fang von Imagines mittels Insektenfallen am Hochwasserrückhaltebecken M5 und M6

Um die Passierbarkeit der unterschiedlich langen Durchlässe der Hochwasserrückhaltebecken M5 und M6 zu untersuchen, wurden trichterförmige Fangnetze jeweils am oberen Einlass der beiden Hochwasserrückhaltebecken installiert, so dass Insekten, die von unten durch das Durchlassbauwerk flogen, im Netz gefangen und konserviert werden konnten.

Bei beiden Kastendurchlässen konnten nach einer 72-stündigen Exposition der Fallen Imagines nachgewiesen werden (Abbildung 7.66). Am häufigsten wurden Dipteren in der Falle nachgewiesen, gefolgt von Eintagsfliegen und Köcherfliegen. Käfer wurden nur in geringer Zahl gefunden. Eine grobe taxonomische Bestimmung ergab eine weitgehende Übereinstimmung mit den im Bach vorgefundenen Taxa. Von einer detaillierten taxonomischen Bestimmung der Imagines wurde aus zeitlichen Gründen abgesehen. Zudem war bei vielen Tieren eine genauere Bestimmung nicht mehr möglich, da die eingetrockneten Flügel nicht mehr als wichtiges Bestimmungsmerkmal herangezogen werden konnten.

Die Zahl der gefangenen Imagines korrelierte mit der Länge der Bauwerke. So wurden an dem 34 m langen Durchlass des Hochwasserrückhaltebeckens M6 etwa doppelt so viele Imagines registriert wie am 60 m langen Durchlassbauwerk des Hochwasserrückhaltebeckens M5. Die Verteilung der taxonomischen Gruppen war jedoch an beiden Durchlässen ähnlich.

Die Ergebnisse zeigen, dass zumindest ein Bruchteil der Imagines im Rahmen des Kompensationsflugs die beiden Durchlässe von unten passieren kann. Welchen Anteil die gefangenen Tiere an der Gesamtemergenz bzw. an der Gesamtheit der wandernden Imagines haben, kann mit den vorliegenden Daten jedoch nicht geklärt werden. Zudem ist nicht auszuschließen, dass einige Individuen im Durchlassbereich geschlüpft sind und nicht von unten in das Bauwerk eingeflogen sind. Die Größe der gefangenen Tiere und deren Chitinstärke ist jedoch ein Hinweis darauf, dass die meisten Tiere nicht im Durchlass frisch geschlüpft sind, sondern von unten in das Bauwerk hineingeflogen sind (WAGNER, MPI Schlitz, mündl. Mitt.).

Die Tatsache, dass auch längere geschlossene Durchlässe von Imagines durchflogen werden, werden von anderen Studien nicht bestätigt. DIERLAMM (2000) untersuchte die Durchgängigkeit an vier verschiedenen Hochwasserrückhaltebecken-Typen (drei offene Dammtypen und eine 31 m lange Verdolung, Durchmesser 2 m mit zwei Lichtschächten). Seine Ergebnisse zeigen, dass die offenen Durchlässe für den überwiegenden Teil der Insekten passierbar waren. In der

Verdolung konnte jedoch kein Durchflug nachgewiesen werden. DIERLAMM (2000) nennt als möglichen Gründe die veränderten Lichtverhältnisse und den starken Kontrast am Ausgang der Verdolung.

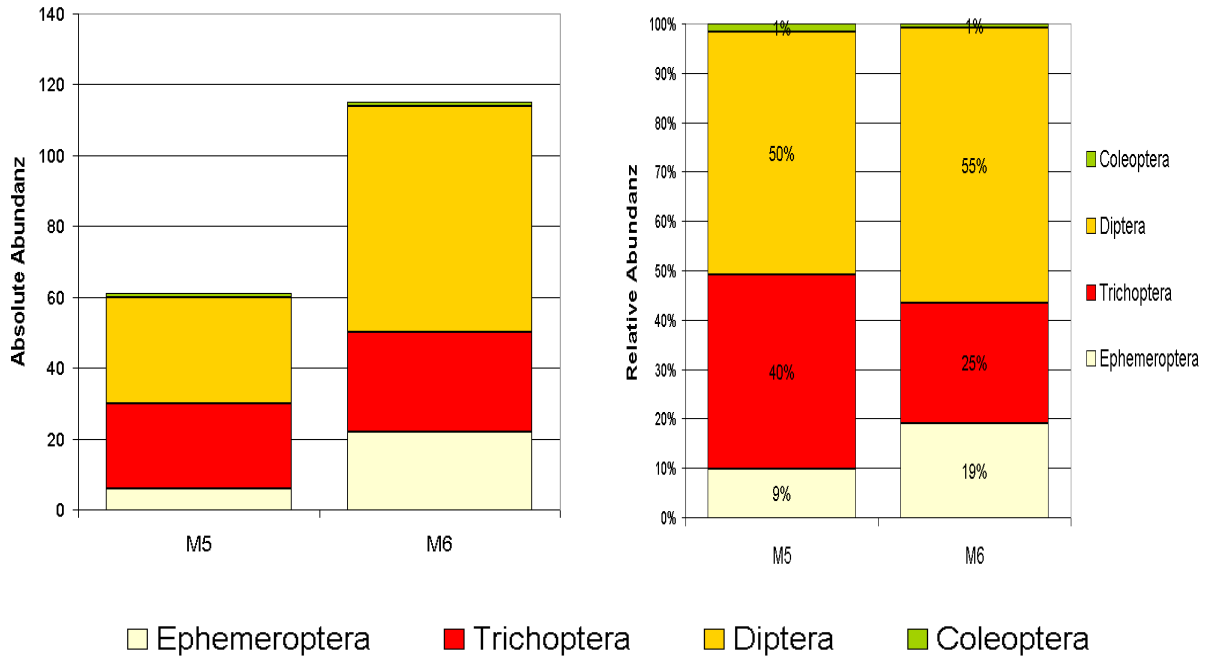


Abbildung 7.66: Absolute und relative Abundanz der gefangenen Imagines am Hochwasserrückhaltebecken M5 und M6.

7.5.5 Fische

Bei diesem Abschnitt des Lobbachs handelt es sich um ein typisches Bachforellengewässer in dem neben der Bachforelle auch zahlreich Groppen gefangen wurden. Im Durchlassbereich selbst konnten bei beiden Durchlässen vor allem Groppen gefangen werden (Abbildung 7.67). Im kürzen Durchlass M6 (40 m) wurden gar keine Bachforellen gefangen, im längeren M5 (64 m) nur drei Jungfische. Allerdings ist die Besiedlungsdichte der Bachforellen im gesamten Gewässer als eher gering einzustufen. Es wurde ein Defizit im Jungfischauftreten vor allem im oberen Bachabschnitt festgestellt.

An diesen Becken wurden für die Markierungsversuche Bachforellen und Groppen aus dem untersuchten Gewässer entnommen, markiert und wieder eingesetzt. Drei Wochen nach der Besatzmaßnahme wurden die Durchlässe befishet. Die Ergebnisse sind in Abbildung 7.68 dargestellt.

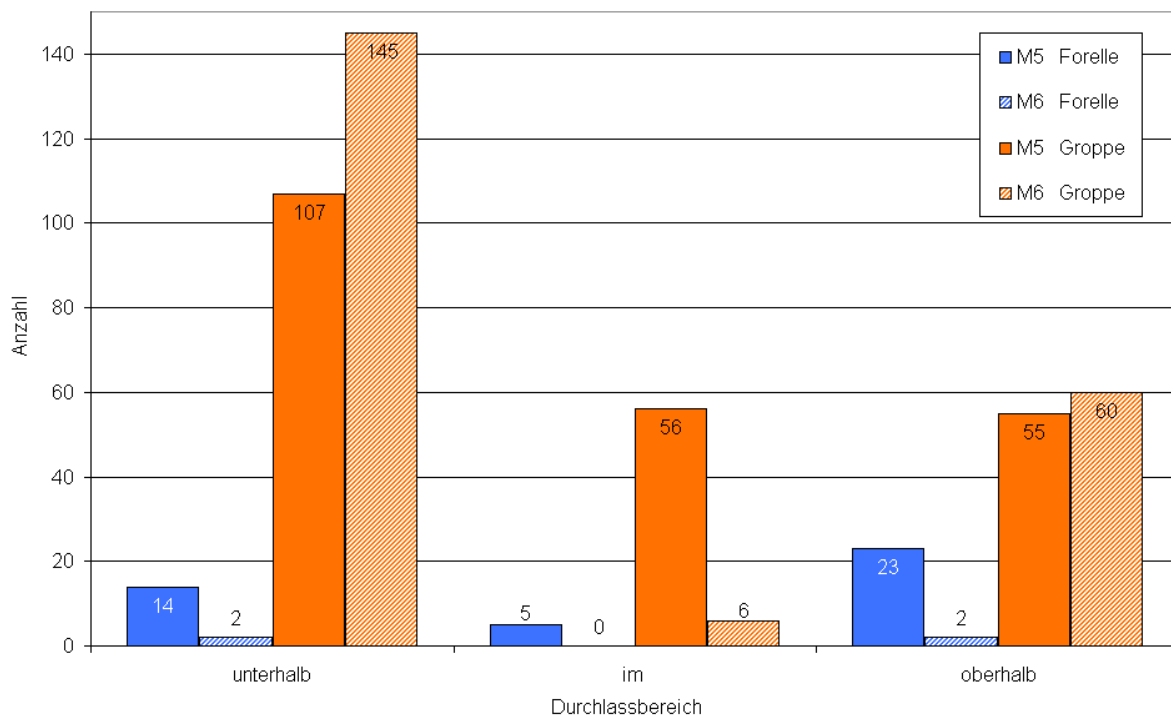


Abbildung 7.67: Lobbach – Waldwimmersbach. Ergebnisse der Elektrofischung an den Becken M5 und M6 im Herbst 2002.

Von den 53 markierten Bachforellen am **Durchlass M5** (64 m langer Kastendurchlass) konnten 22 Tiere wieder gefangen werden. Dabei konnte nur ein Aufwärtswanderung belegt werden. Zwei Tiere von unterhalb wurden im Bereich oberhalb des Bauwerks nachgewiesen. Die Wiederfangrate bei den Groppen war wesentlich geringer als bei den Bachforellen. Von 144 besetzten Individuen konnten nur 20 wieder gefangen werden. Eine Aufwärtswanderung nach vollständiger Passage konnte hier nicht nachgewiesen werden, da nur im Kastendurchlass fünf erwachsene Groppen gefangen wurden. Der Nachweis einer Abwärtswanderung ist ebenso wenig gelungen.

Der 40 m lange **Kastendurchlass M6** scheint besser durchwanderbar zu sein. Von den 31 markierten und unterhalb des Durchlasses ausgesetzten Bachforellen konnten neun Individuen oberhalb nachgewiesen werden. Eine Abwärtswanderung bei den Forellen konnte aufgrund der geringen Besatzzahlen (drei markierte Individuen) nur schlecht gelingen. Dennoch ist davon auszugehen, dass eine Abwärtswanderung bei Bedarf stattfinden kann. Die bachabwärts gerichtete Wanderung ist generell weniger problematisch als die Aufwärtswanderung, da hierbei keine Gegenströmung und Sohlabstürze zu überwinden sind. Bei den Groppen gelang dagegen der Nachweis einer Durchwanderung in beide Richtungen.

Die geschlossenen Kastendurchlässe erwiesen sich beide als durchgängig und besiedelbar. Auch der 64 m lange Durchlass des Beckens M5 wurde durchwandert. Innerhalb beider Durchlässe wurden nur Groppen angetroffen, aber ein vollständiges Durchwandern in beide Richtungen konnte nicht belegt werden.

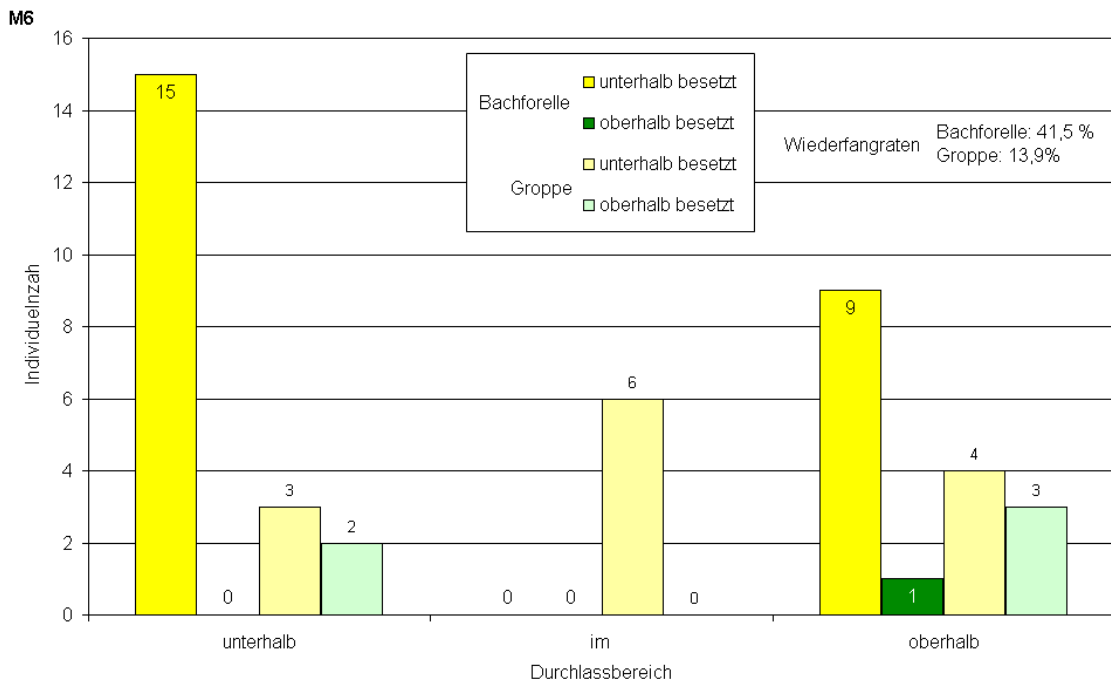
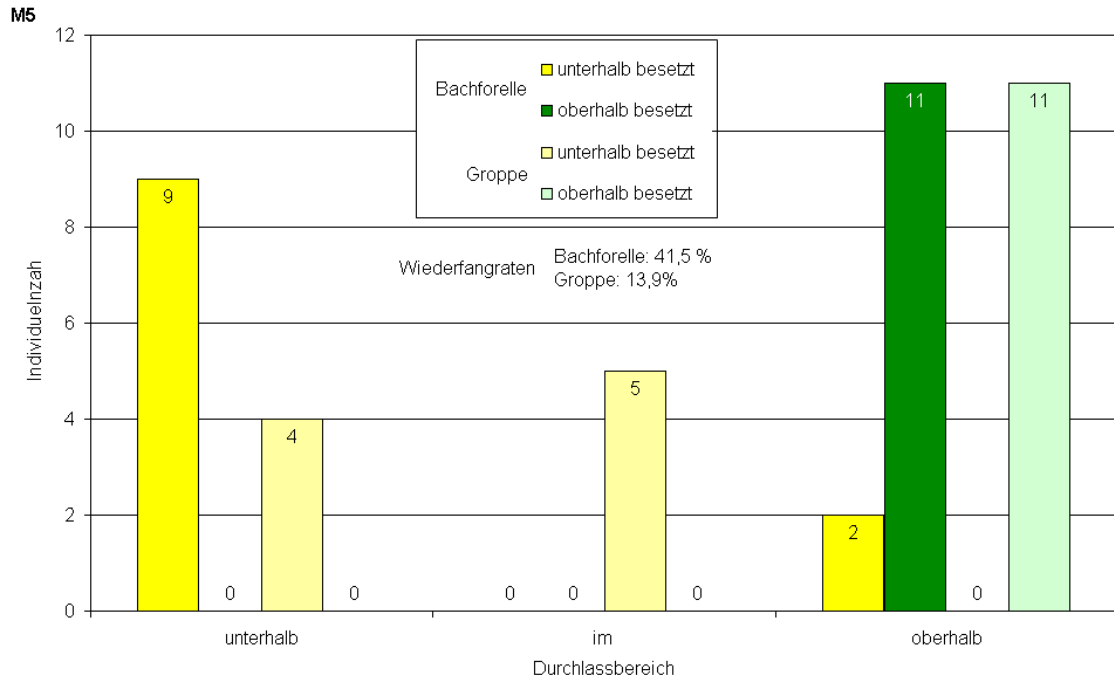


Abbildung 7.68: Lobbach – Waldwimmersbach. Ergebnisse der Markierungsversuche. Angegeben ist die Anzahl der insgesamt wieder gefangenen Tiere in den jeweiligen Abschnitten drei Wochen nach Besatz. Besetzt wurden Tiere aus dem untersuchten Gewässer (an M5 30 Bachforellen unterhalb und 23 oberhalb des Durchlasses, 74 Gropen unterhalb und 70 oberhalb des Durchlasses / an M6 31 Bachforellen unterhalb und 3 oberhalb des Durchlasses, 139 Gropen unterhalb und 56 oberhalb des Durchlasses). Hier wurde keine Reusenbefischung durchgeführt.

7.6 Schobbach / Moosbach – Freiburg Nord (seit 1981 in Betrieb)



Abbildung 7.25: Verlauf des Schobbachs. Foto: Beckenbereich, November 2005.

Das Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord liegt am Autobahnzubringer nordöstlich von Freiburg (Abbildung 7.26). Es regelt den Abfluss des Schobbachs, der ein wichtiger Vorfluter für die Stadtteile Gundelfingen, Herdern, Zähringen und des Industriegebietes Nord ist. Der Schobbach erhält sein Wasser vom Freiburger Gewerbekanal sowie vom Glasbach und vom Zähringer Dorfbach. Die beiden Bäche haben ihr Einzugsgebiet in der Vorbergzone des Schwarzwalds. Der Schobbach wird somit sowohl von silikatischen Bereich des Schwarzwalds, dem karbonatischen Bereich der Vorbergzone als auch vom versiegelten Freiburger Stadtbereich beeinflusst. Im Untersuchungsgebiet kann der Schobbach dem Typ des Schwemmkegelbachs zugeordnet werden. Er weist natürlicherweise einen leicht mäandrierenden Verlauf und ein reich strukturiertes, kiesdominiertes Bachbett auf. Es bilden sich Erosionsbereiche mit Krümmungs-buchten, Kolken und Spornufern aus. Der Bach fließt vielerorts durch einen naturnahen Erlen-Eschen-Bruchwald bzw. einen Eichen-Hainbuchenwald. Das Gewässer mündet nordwestlich von Holzhausen in die Glotter.

7.6.1 Das Hochwasserrückhaltebecken

Das Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord wurde bereits 1981 in Betrieb genommen, um die Ortsteile der March vor Überschwemmungen zu schützen. Der Durchlass wurde als 16 Meter langer Rohrdurchlass mit anschließendem geschlossenem Tosbecken in Kastenform realisiert (Tabelle 7.16 und Abbildung 7.27). Der Damm (3,80 m hoch, 1.700 m lang) begrenzt eine Fläche von 8 ha mit einem Rückhaltevolumen von 100.000 m³. Die Hochwasserentlastung ist in Form einer seitlichen Dammscharte angelegt (Abbildung 7.26). Das Becken ist überwiegend von einem Eichen-Hainbuchenwald bestockt. Der Bachlauf im Einstaubereich ist weitgehend begradigt.

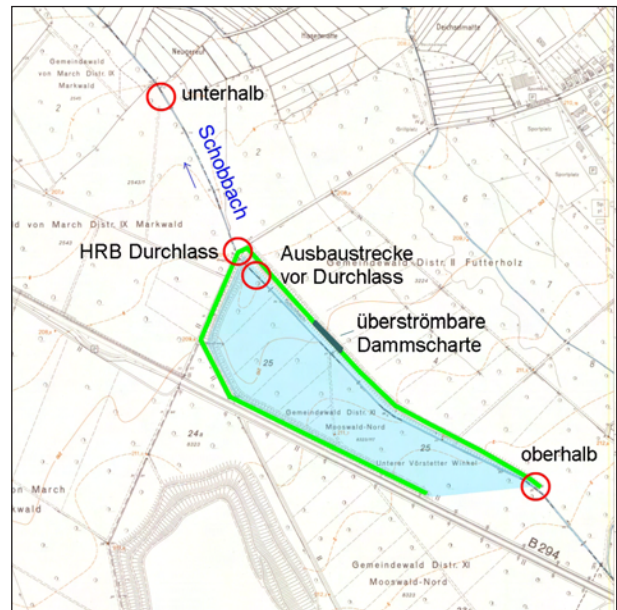


Abbildung 7.26: Übersichtsplan der HRB Nord (STADT FREIBURG). Der Damm ist grün hervorgehoben. Die roten Kreise markieren die Probestellen der Makrozoobenthosuntersuchungen.

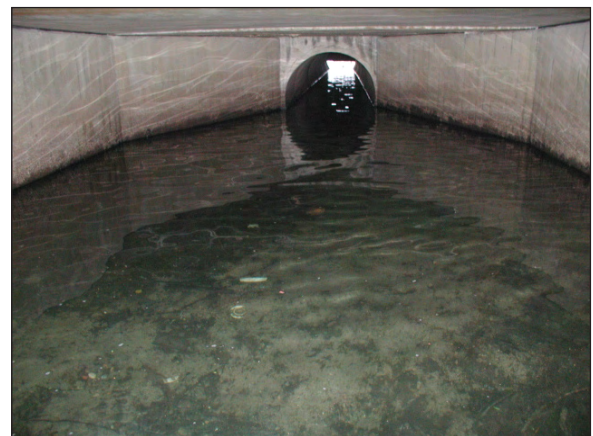


Abbildung 7.26: Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord. Durchlassbauwerk fotografiert von oberhalb, im Durchlass, von unterhalb und der Seitendamm.

7.6.2 Strukturelle Gegebenheiten in Gewässer und Durchlass

Der Schobbach wurde im Untersuchungsgebiet weitgehend begradigt, das Gewässer weist ein kastenförmiges Profil auf. Stellenweise tritt Ufererosion auf. Um diese einzudämmen, wurden stellenweise Steine am Ufer eingebracht. Die obere Probenstelle liegt etwa 250 Meter oberhalb des Hochwasserrückhaltebeckens (Abbildung 7.26). Hier dominieren Fein- und Grobkies (Abbildung 7.28). Zum Teil ist die Gewässersohle mit einer feinen Schlamm- bzw. Detritusschicht überzogen. Am Ufer wurde stellenweise Geschwemmsel abgelagert. Die Strömungsdiversität und Tiefenvarianz ist relativ gering. Submerse Makrophyten finden sich nur vereinzelt (Quellmoos, Fadenalgen). Das linke Ufer ist bewaldet, das rechte Ufer ist gehölzfrei. An der rechten Gewässerseite schließt der Damm an.

Die Probestelle unmittelbar oberhalb des Durchlassbauwerks ist ebenfalls begradigt. Auf Grund der geringen Fließgeschwindigkeiten haben sich größere Mengen Feindsediment abgelagert, welche zum Teil von Rohrglanzgras u.ä. bewachsen sind. Die Bachsohle direkt vor dem Durchlass ist gepflastert und stellenweise betoniert, die Ufer mit einer Betonmauer bzw. mit Flussbausteinen befestigt. Zwei Metallrechen halten grobes Geschwemmsel vom Rohrdurchlass fern (Abbildung 7.27).

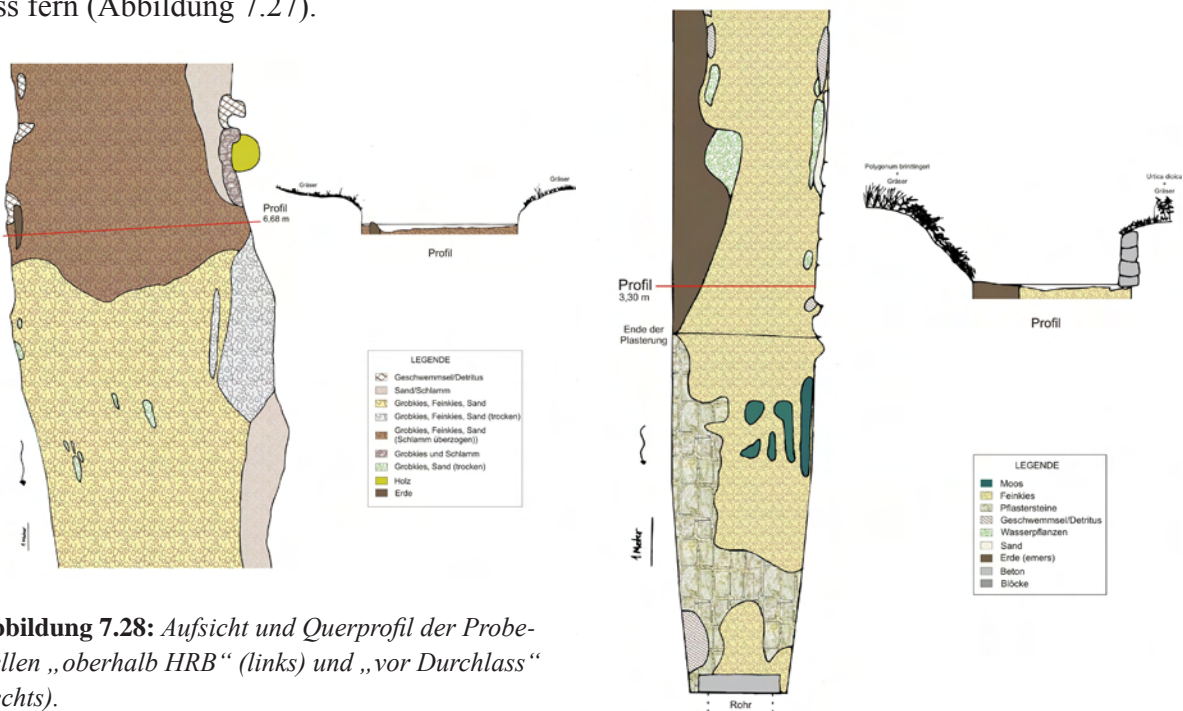


Abbildung 7.28: Aufsicht und Querprofil der Probestellen „oberhalb HRB“ (links) und „vor Durchlass“ (rechts).

Der Durchlass besteht aus einem 16 Meter langen Betonrohr (Durchmesser 120 cm) mit glatter Sohle (Abbildung 7.29). Daran schließt sich eine kleiner Sohlabsturz und ein kastenförmiges, geschlossenes Tosbecken mit einer Länge und Breite von etwa vier Meter an. Nach einer etwa 70 cm hohen Sohlschwelle mit Störkörpern folgt ein offener, sechs Meter langer, ausgebauter Abschnitt mit gepflasterter Sohle und Betonwänden, der durch eine weitere Sohlschwelle unterteilt wird. Hier mündet auch ein kleineres Gewässer in den Schobbach. Das Tosbecken und Teile des anschließenden gepflasterten Abschnitts sind mit Feinsedimenten und Kies bedeckt (Abbildung 7.30).

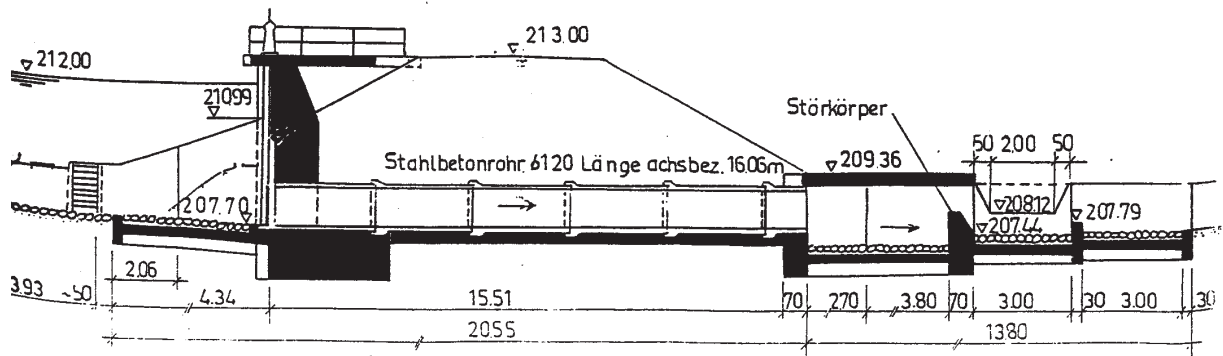


Abbildung 7.29: Längsschnitt durch das Durchlassbauwerk des HRB Freiburg Nord.

Die untere Probestelle liegt knapp 100 m unterhalb des Hochwasserrückhaltebeckens zwischen zwei kleineren Sohlabstürzen. Es dominieren Steine, Kies und Sand, am Ufer finden sich größere Feinsedimentablagerungen. Die Strömungsdiversität und Strukturvielfalt ist hoch. Die Ufer und Uferbänke sind von Makrophyten bewachsen, beidseitig schließt Wald an.

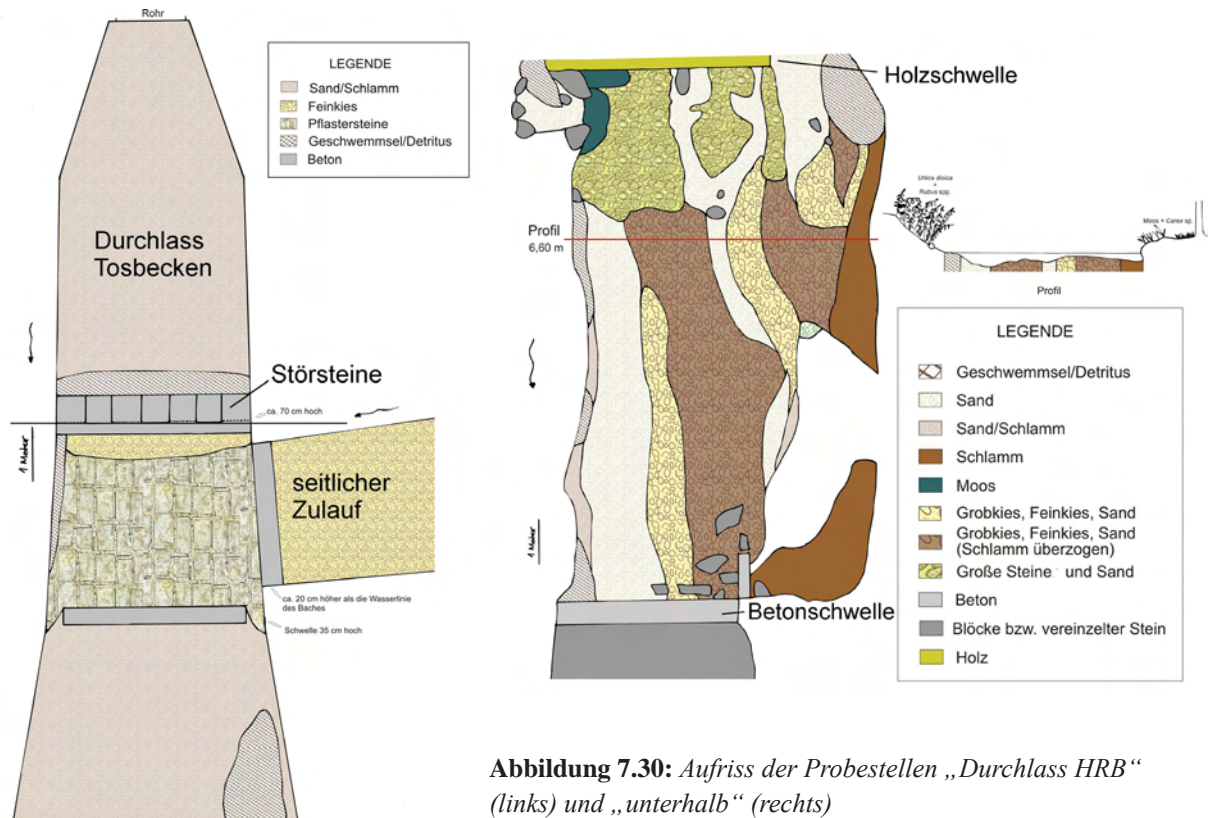


Abbildung 7.30: Aufriss der Probestellen „Durchlass HRB“ (links) und „unterhalb“ (rechts)

Die Verhältnisse im Durchlassbereich und in den beiden im Rahmen der Elektrofischung untersuchten Strecken am Hochwasserrückhaltebecken sind in Tabelle 7.16 zusammengefasst.

Tabelle 7.34: Charakterisierung der Untersuchungsstrecken des Schobbachs im Bereich des Hochwasserrückhaltebeckens (Durchlassbauwerks).

	Bach unterhalb Ausbaustrecke	Ausbaustrecke unterhalb Durchlass	Durchlass	Ausbaustrecke oberhalb Durchlass	Bach oberhalb Ausbaustrecke
Morphologie	gewässertypischer Abschnitt	Sohlenpflaster, Ufermauern	Rohr-/Kastendurchlass	Sohlenpflaster, Ufermauern	begradigter Abschnitt
Substrate	Kies, Sand, Steine, Feinsediment	Sand, Kies, Feinsediment	Sand, Feinsediment	Kies, Steine	Kies, Sand, Steine, Feinsediment
Vegetation	Makrophyten	keine	keine	keine	Makrophyten, Fadenalgen
Länge (m)	200	7	16 (Rohr) 3,8 (Kasten)	12	200
Mittl. Breite (m)	5,3	4,2	1,2 (Rohr) 3,7 (Kasten)	3,6	3,9
Max. Tiefe (m)	1,2	1,0	0,3 (Rohr) 1,0 (Kasten)	0,2	0,4
Fließgeschwindigkeit (m/s)	< 0,1 – 0,6	< 0,1 – 0,4	0,5	0,2 – 0,4	< 0,1 – 0,4

7.6.3 Makrozoobenthos

Die Zusammensetzung der Makrozoobenthosgemeinschaft wurde am Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord im Oktober 2005 an vier verschiedenen Probestellen untersucht (Abbildung 7.26). Da die Probennahme spät im Jahr erfolgte, wurden nur vergleichsweise wenige Tiere gefunden (Abbildung 7.31). Im glatten und sedimentfreien Rohrdurchlass wurden keine Tiere gefunden. Es dominieren Bachflohkrebse, Wasserkäfer der Gattung *Elmis* spp. und die Eintagsfliegenlarve *Baetis* spp.. An der unteren Probestelle wurde die Schnecke *Potamopyrgus jenkinsi* in großer Zahl gefunden. Die Art ist ein Neozoon und tritt in den letzten Jahren verstärkt auf. Insgesamt umfassten die Proben im Oktober 41 Taxa. Bei der Beprobung im März wurden weitere Taxa gefunden, so dass sich die Zahl der Taxa am Gewässer insgesamt auf 71 erhöhte.

Tabelle 7.17: Ergebnisse der Makrozoobenthos-Untersuchung im Oktober 2005: Individuendichten, Taxanzahl, α -Diversität (SHANNON-Index) und Evenness.

Probestelle	oberhalb HRB (oben)	Einstaubereich vor HRB	HRB Rohrdurchlass	unterhalb HRB (unten)
Taxazahl	17	21	0	29
Besiedlungsdichte (Individuen/m ²)	76	63	0	207
SHANNON-Index H'	1,81	2,62	-	2,3
Evenness (H'/Hmax)	0,64	0,86	-	0,68

Tabelle 7.18 gibt die Dominanzstruktur an den Probestellen am Schobbach wieder. An der Probestelle oberhalb des Hochwasserrückhaltebeckens dominierte der Bachflohkrebs *Gammarus fossarum* (eudominant), gefolgt von *Notonecta* spp. (dominant), *Erpobdella octoculata*, *Baetis* spp. und Vertretern der Gattung *Simulium* spp. als subdominante Taxa (Abbildung 7.32). Die sonstigen Begleitarten waren mit nur wenigen Individuen vertreten. Die meisten Tiere waren auf den sandigen/schlammigen Flächen zu finden. Aufgrund der Dominanz der Bachflohkrebsse waren die Zerkleinerer der bedeutendste Ernährungstyp.

Im Einstaubereich vor dem Rohrdurchlass des Hochwasserrückhaltebeckens waren die Köcherfliegen mit fünf Arten und 31% der Individuen am stärksten vertreten (Abbildung 7.32). Dominant waren zudem Käfer der Gattung *Elmis* spp. und der Bachflohkrebs *Gammarus fossarum*. Andere Taxa traten nur vereinzelt auf. Die Hauptgruppen machen den hohen Anteil an Weidegänger (43%) und Zerkleinern (28%) aus. Die meisten Tiere sind typische reophile Arten des Lithals und des Akals.

Die dritte Probestelle lag innerhalb des Betonrohres des Hochwasserrückhaltebeckens. Hier wurden keine Tiere gefunden. Grund hierfür waren die hohen Strömungsgeschwindigkeiten (ca. 1 m/s) und das Fehlen von natürlichem Substrat.

In der individuen- und artenreichsten Probestelle unterhalb des Hochwasserrückhaltebeckens war die Schnecke *Potamopyrgus jenkinsi* (=antipodarum) die dominante Art. Die Eintagsfliegen waren mit 24% in den Proben vertreten, überwiegend mit der Gattung *Baetis* spp.. Im steinig/kiesigen und schnell fließenden Bereich der Probestelle wurden zudem fünf Käfer-Arten registriert. Hinsichtlich der Ernährungstypen dominierten die Sedimentfresser (42%) und die Weidegänger (38%).

Tabelle 7.18: Dominanzstruktur mit den fünf häufigsten Taxa an jeder Probestelle des Schobbachs.

Probestelle	Dominierende Taxa	Dominanz
oberhalb HRB	<i>Gammarus fossarum</i>	46%
	<i>Notonecta spp</i>	12%
	<i>Erpobdella octoculata.</i>	7%
	<i>Leptocella gracilis</i>	7%
	<i>Baetis spp.</i>	5%
vor HRB	<i>Elmis sp.</i>	18%
	<i>Gammarus fossarum</i>	12%
	<i>Leptocella gracilis</i>	8%
	<i>Goera pilosa</i>	7%
	<i>Calyopterix virgo</i>	7%
unterhalb HRB	<i>Potamopyrgus jenkinsi</i>	43%
	<i>Baetis spp.</i>	18%
	<i>Elmis spp.</i>	6%
	<i>Ophiogomphus serpentinus</i>	4%
	<i>Simulium spp.</i>	4%

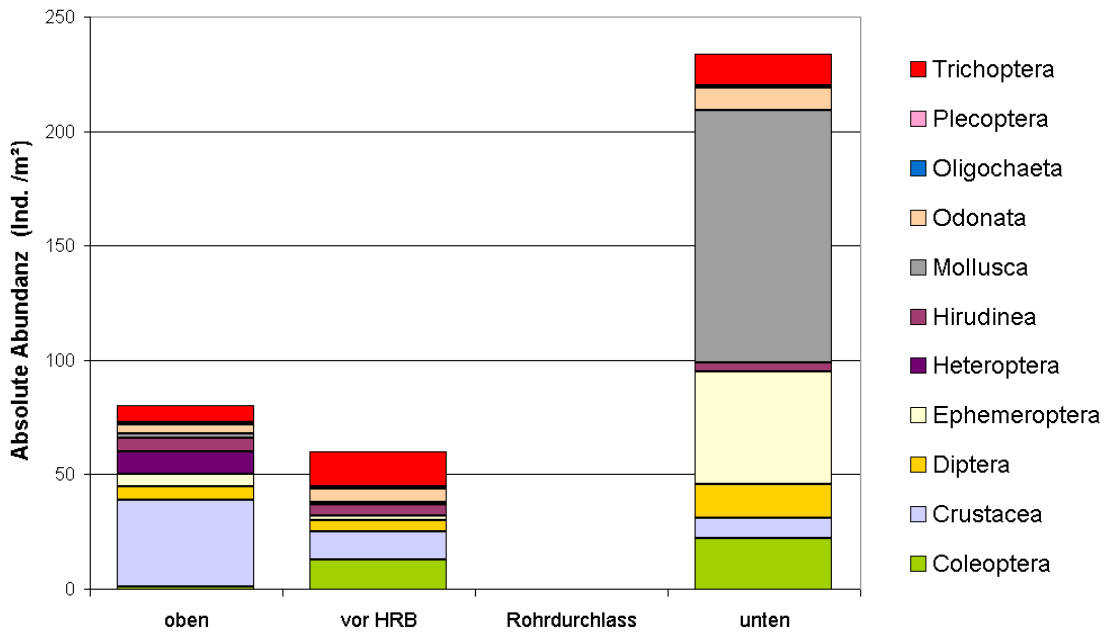


Abbildung 7.31: Absolute Abundanzen der Ordnungen bzw. Klassen der vier Probestellen am Schobbach.

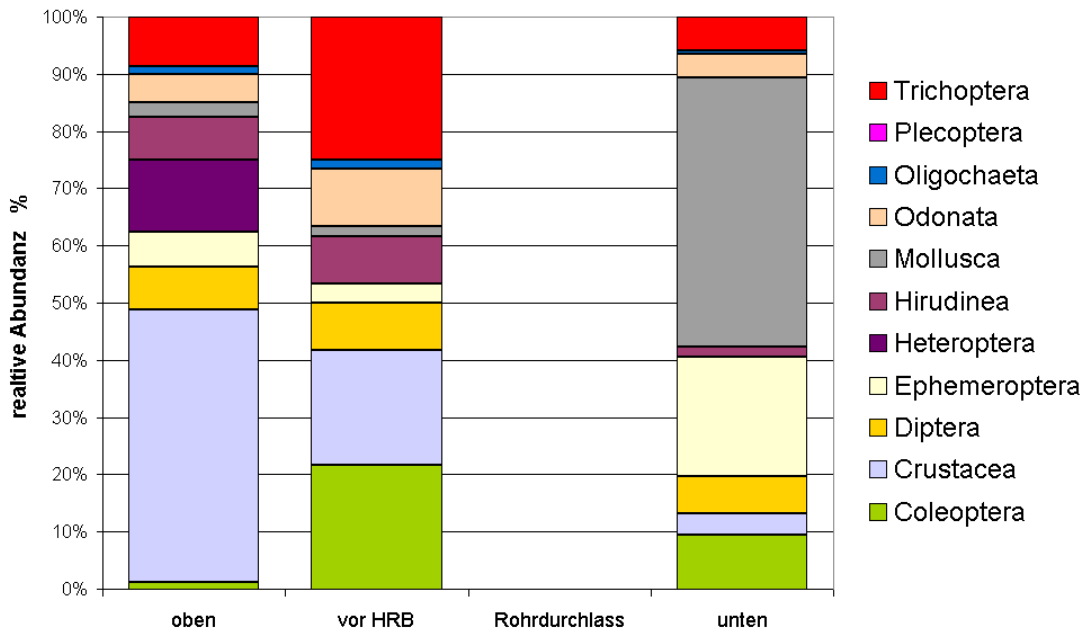


Abbildung 7.32: Relative Abundanzen der Ordnungen bzw. Klassen der vier Probestellen am Schobbach.

Einige Taxa wurden ausschließlich unterhalb des Rohrdurchlasses gefunden, darunter Vertreter der Cyclopodidae, die Crustaceen *Herpetocypris reptans* und *Jaera* spp., die Köcherfliegen *Anabolia nervosa*, *Lepidostoma hirsutum*, *Silo piceus*, *Oecetis testacea* und *Limnephilus lunatus* sowie die Larven der Ibisfliege *Atherix ibis*. Da es sich in der Regel um Einzelfunde handelt, kann nicht zwangsläufig von einer Barrierewirkung des Hochwasserrückhaltebeckens ausgegangen werden. Das die Schnecke *Potamopyrgus jenkinsi* allein an der unteren Probestelle

in großer Zahl auftrat, ist vermutlich auf das dortige Vorkommen von ausgedehnten Makrophytenbeständen zurückzuführen.

Auf Grund des Ausfalls einiger Arten an einzelnen Gewässerabschnitten ist die Ähnlichkeit der Artzusammensetzung und der Dominanzverhältnisse an den Probestellen sehr gering (Tabelle 7.19). Die RENKONENSche Zahl erreicht maximal 40%, der SØRENSEN-Index Maximalwerte von nur 46%, selbst wenn man den gleichen Substrattyp betrachtet. Am ähnlichsten ist die Artzusammensetzung bei den beiden Probestellen „vor HRB“ und „unterhalb“ bei steinigen/kiesigen Substrat.

Tabelle 7.19: RENKONENSche Zahl (erste Zahl) und SØRENSEN-Quotient (zweite Zahl) der Probestellen am Schobach. Alle Angaben in %.

Probestelle und Substrat		oberhalb HRB		vor HRB		unterhalb
		Kies, Steine	Sand, Schlamm	Kies, Steine	Sand, Schlamm	Kies, Steine
oberhalb HRB	Kies, Steine					
	Sand, Schlamm	10 / 21				
vor HRB	Kies, Steine	12 / 18	10 / 16			
	Sand, Schlamm	10 / 20	28 / 34	40 / 38		
unterhalb HRB	Kies, Steine	08 / 24	19 / 38	07 / 46	18 / 43	
	Sand, Schlamm	09 / 25	03 / 10	07 / 27	05 / 20	17 / 24

Auch bei einer zweiten Beprobung im Frühjahr 2006 war die Ähnlichkeit zwischen den Probestellen nicht wesentlich höher. Da die spätere Beprobung nach einem Hochwasser stattfand (siehe Kapitel 6), sind die Werte jedoch nur sehr begrenzt vergleichbar.

Zusammenfassung und Diskussion

Die im Oktober 2005 erfassten Proben vom Schobach sind vergleichsweise artenarm, die Besiedlungsdichte war sehr gering. Die ist wahrscheinlich auf den Zeitpunkt der Aufnahme zurückzuführen. Viele Tiere dürften sich im Oktober bereits in das Interstitial zurückgezogen haben oder waren noch zu klein, um erfasst zu werden. In den Proben dominierten die Bachflohkrebse, Eintagsfliegen der Gattung *Baetis* spp., Wasserkäfer der Gattung *Elmis* spp.. An der unteren Probestelle trat zudem die Schnecke *Potamopyrgus jenkinsi* in großer Zahl auf. Im glatten Betonrohr des Durchlasses am Hochwasserrückhaltebecken wurden keine Tiere gefunden. Die Besiedlungsfeindlichkeit des Betonrohrs ist auf die glatte Sohle und die mit etwa 50 - 120 cm/s sehr hohe Fließgeschwindigkeit zurückzuführen. Die meisten Wirbellosen können sich unter solchen Bedingungen im Rohr nicht halten. Auch bei Beprobungen im Frühjahr 2006 konnte dort keine Besiedlung festgestellt werden. Allerdings wurden zu diesem Zeitpunkt auf den Sand- und Kiesablagerungen im Kastendurchlass unterhalb des Betonrohrs einige Arten gefunden, insbesondere Steinfliegenlarven der Gattung *Isoperla*. Diese Art war im Frühjahr 2006 an allen Probestellen zahlreich vertreten (siehe Kapitel 6). Vermutlich wurde ein Großteil der im Kastendurchlass vorgefundenen Tiere mit dem Hochwasser einige Tage vor der Frühjahrsbeprobung eingeschwemmt.

Der Vergleich der drei Probestellen, welche im Oktober 2005 von Wirbellosen besiedelt

wurden, zeigt eine geringe Ähnlichkeit bezüglich der Artenzusammensetzung und der Dominanzverhältnisse. Sowohl die RENKONENSche Zahl als auch der SØRENSEN-Quotient liegen immer unter 50%, auch wenn die Besiedlung des gleichen Substrattyps berücksichtigt wird. Oberhalb des Durchlasses sind bei den Beprobungen im Herbst 2005 und Frühjahr 2006 einige Arten nicht gefunden wurden, die unterhalb des Hochwasserrückhaltebeckens auftraten, darunter mehrere Köcherfliegenarten. Die großen Unterschiede in der Besiedlung und der Artenzusammensetzung lassen sich vermutlich zum Teil auf Unterschiede in der strukturellen Ausstattung der Probestellen und auf eine variierende Strömungsdiversität zurückführen. Es kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass von dem Bauwerk eine Barrierewirkung ausgeht, die sich auch die Besiedlung der oberen Probestellen auswirkt.

Sicher ist, dass das 16 Meter lange Rohr für viele aquatischen Kleintiere ein unüberwindbares Hindernis darstellt. Hinzu kommt der 60 cm hohe Sohlabsturz am unteren Ende des Rohrs und eine kleinere Sohlschwelle am oberen Ende beim Schieber. Der Sohlabsturz unterhalb des Rohrs wird zwar durch Sedimentablagerungen im Tosbecken zeitweise verkleinert, nach dem Hochwasser im Frühjahr waren die Sedimente jedoch weitgehend ausgeschwemmt. Eine weitere Hinderniswirkung geht wahrscheinlich von dem hohen Fischbestand im Kastendurchlass unterhalb des Rohrs aus (Kapitel 7). Auf Grund fehlender Versteckmöglichkeiten werden Wirbellose vermutlich hier von den Fischen stark dezimiert.

All dies spricht dafür, dass durch das Hochwasserrückhaltebecken „Freiburg Nord“ die Aufwärtswanderung von aquatischen Wirbellosen im Schobbach erschwert bzw. verhindert wird (Kapitel 4.2.2). Inwieweit sich hieraus Isolationseffekte ergeben, lässt sich im Rahmen des Projekts nicht abschließend bewerten, zumal ein Teil der Imagines im Zuge des Kompensationsfluges den Rohr- und Kastendurchlass passiert und so etwaige Driftverluste oberhalb des HRB ausgleichen kann (Kapitel 4.2.3). Um etwaige Isolationseffekte zu quantifizieren, ist eine langfristige Untersuchungen der Besiedlung notwendig. Auch die Flug der Imagines muss noch genauer erfasst werden.

7.6.4 Markierung von Köcherfliegenlarven

Um die Durchgängigkeit des Durchlasses am Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord zu testen, wurden im Mai und Juni 2006 Köcherfliegenlarven der Gattung *Goeria*, *Anabolia* und *Sericostoma* mittels farbiger Sandkörner markiert (Abbildung 7.33). Für die Markierung wurden rote und blaue Sandkörner verwendet. Die blaumarkierten Larven wurden unterhalb des Kastendurchlasses ausgesetzt, die rot markierten Tiere oberhalb des Rohres im Einlaufbereich des Hochwasserrückhaltebeckens (Tabelle 7.20). Anschließend wurde die Gewässersohle im Durchlass und im näheren Umfeld in regelmäßigen Abständen abgesucht, um markierte Tiere wiederzufinden.

Von den insgesamt 1535 ausgesetzten Tieren wurden nach einigen Tagen nur 35 Individuen wieder gefunden, allerdings nur oberhalb des Rohrs und immer in der Nähe ihrer Aussetzstelle (Tabelle 7.20). Eine Durchwanderung des Durchlassbauwerks konnte somit nicht dokumentiert werden. Diese Ergebnisse sprechen für die Barrierewirkung des Bauwerks. Da vergleichsweise wenig Tiere ausgesetzt und nur wenige Tiere wieder gefunden wurden, ist die Aussagekraft jedoch begrenzt. Um statistisch gesicherte Aussagen zu erhalten, müssten deutlich mehr markierte Larven in das Gewässer gesetzt werden. Der damit verbundene Arbeitsaufwand konnte im Rahmen des Projekts jedoch nicht geleistet werden, insbesondere da sich die Hälterung der Tiere erhebliche Schwierigkeiten bereitete und die Mortalitätsrate recht hoch war.



Abbildung 7.33: Mit bunten Sandkörnern markierte Köcherfliegen wurden am Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord ausgesetzt, um die Durchgängigkeit des Durchlassbauwerks zu untersuchen. Einzelne Tiere wurden nach einigen Tagen wieder gefunden (Bild rechts) (Foto: M. MATHOS-STANGLER).

Von den insgesamt 1535 ausgesetzten Tieren wurden nach einigen Tagen nur 35 Individuen wieder gefunden, allerdings nur oberhalb des Rohrs und immer in der Nähe ihrer Aussetzstelle (Tabelle 7.20). Eine Durchwanderung des Durchlassbauwerks konnte somit nicht dokumentiert werden. Diese Ergebnisse sprechen für die Barrierewirkung des Bauwerks. Da vergleichsweise wenig Tiere ausgesetzt und nur wenige Tiere wieder gefunden wurden, ist die Aussagekraft jedoch begrenzt. Um statistisch gesicherte Aussagen zu erhalten, müssten deutlich mehr markierte Larven in das Gewässer gesetzt werden. Der damit verbundene Arbeitsaufwand konnte im Rahmen des Projekts jedoch nicht geleistet werden, insbesondere da sich die Hälterung der Tiere erhebliche Schwierigkeiten bereitete und die Mortalitätsrate recht hoch war.

Tabelle 7.20: Ausgesetzte und wiedergefundene Köcherfliegen am Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord.

Tiere ausgesetzt am	blau (unterhalb)	rot (oberhalb)	Tiere wiedergefunden	blau (unterhalb)	rote (oberhalb)
21.05.2006	28	0	24.05.2006	0	0
23.05.2006	160	100	27.05.2005	0	1
24.05.2006	102	38	07.06.2006	0	0
27.05.2006	40	46	12.06.2006	0	0
06.06.2006	152	42	19.06.2006	0	0
11.06.2006	181	41	22.06.2006	0	17
12.06.2006	136	40	24.06.2006	0	12
18.06.2006	111	28	25.06.2006	0	5
22.06.2006	20	0	31.06.06	0	0
23.06.2006	53	15	Summe	0	35
24.06.2006	141	33			
29.06.2006	28	0			
Summe	1152	383			

7.6.5 Markierung von Bachflohkrebsen

Im Vergleich mit anderen Wasserinsektenlarven sind Gammariden (Bachflohkrebse) sehr mobil. Die Tiere erreichen laut MEIJERING (1972) bachaufwärts Wandergeschwindigkeiten von 13-17 m/h. Die Tiere nutzen dabei strömungsberuhigte Bereiche am Rand des Gewässers. Um die Durchgängigkeit der Durchlassbauwerks am Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord für diese Art zu testen, wurden mit unterschiedlichen Farben markierte Bachflohkrebse in kiesgefüllten Kunststoffrohren (Aussetzrohren) ins Gewässer gesetzt, und zwar 100 Tiere oberhalb des Kastendurchlasses am Auslaufende des Betonrohrs und 100 Tiere unterhalb des Kastendurchlasses (Abbildung 7.34).

Um aufwärtswandernde Tiere wiederzufinden, wurden kurz oberhalb des Durchlasses jeweils am rechten und linken Ufer ein kiesgefülltes Kunststoffrohr so platziert, dass die Öffnung zum Durchlass zeigte (Aufwanderungsrohr) und das mit Gaze geschlossene Ende in Fließrichtung (Abbildung 7.34). Als Kontrolle wurde jeweils 1 weiteres Rohr platziert, allerdings mit der Öffnung in die Strömung (Driftrohr).

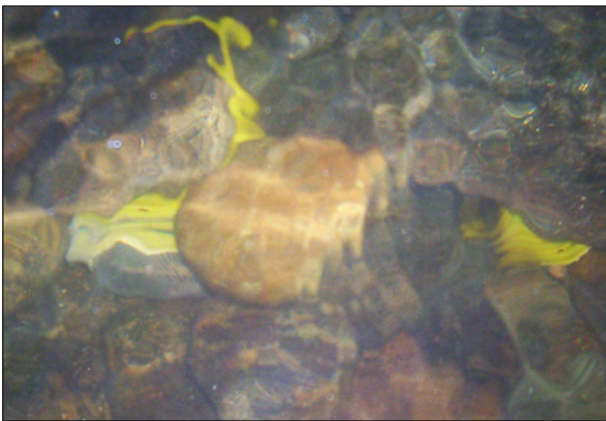


Abbildung 7.34: Mit Gammariden präpariertes Kunststoffrohre im Kastendurchlass (links) und oberhalb des Durchlasses am Gewässerrand platzierte Fang- bzw. Driftrohre (rechts) (Bilder: M. MATHOS-STANGLER).

Zu Beginn und am Ende des Versuchs wurde die Fließgeschwindigkeit mit einem Hydrometrischen Flügel gemessen (Tabelle 7.21).

Tabelle 7.21: Fließgeschwindigkeiten am Durchlass des Hochwasserrückhaltebeckens Freiburg Nord.

	v [m/s] am 22.09.06	v [m/s] am 23.09.06
Rohreingang (oberhalb)	0,53	0,48
im Rohrdurchlass	0,65	0,42
Kastendurchlass	0,22	0,20

Nach 24-stündiger Exposition wurden alle Kunststoffrohre geborgen und die darin enthaltenen Tiere ausgezählt (Tabelle 7.22 und Tabelle 7.23). In den beiden Aufwanderungsrohren wurden nur wenige Tiere gefunden. Markierte Bachflohkrebse waren nicht darunter. Die Unterschiede in den Driftrohren und den Aufwanderungsrohren sind vergleichsweise gering. Dies deutet darauf hin, dass vermutlich ein Großteil der Tiere über Drift zu den Aufwanderungs-

rohren gelangte oder von der unmittelbaren Umgebung einwanderte. Eine Durchwanderung des Kastendurchlasses und des 16 Meter langen Betonrohres konnte nicht nachgewiesen werden. Die relativ hohen Fließgeschwindigkeiten verhindern eine Wanderung der Bachflohkrebse.

Tabelle 7.22: Nach 24-stündiger Exposition in den Aufwanderungs- und Driftrohren aufgefundene Tiere.

Aufwanderungsrohr	Driftrohr
7 Gammariden ohne Markierung	1 Gammariden ohne Markierung
2 Oligochaeten	1 Hirudinea
1 Planorbidae	5 Oligochaeten
1 Hirudinae	
1 Trichoptera (Fam. Goeridae)	

Dafür spricht auch die Tatsache, dass sich am Ende der Expositionszeit noch viele Bachflohkrebse in den Aussetzrohren befanden (Tabelle 7.23). Einige wiesen keine Markierung auf. Vermutlich haben sie sich in der Zwischenzeit gehäutet. Möglicherweise sind auch einzelne Bachflohkrebse mit der Drift herangetragen worden. Dass in dem Aussetzrohr im Kastendurchlass deutlich mehr unmarkierte Tiere zu finden waren, mag an der Zuwanderung von Flohkrebsen aus dem umliegenden Substrat liegen. Im sedimentfreien Betonrohr war solch eine Zuwanderung nicht möglich.

Tabelle 7.23: Verbliebene Bachflohkrebse nach 24-stündiger Exposition.

Aussetzrohr im Rohrdurchlass	Aussetzrohr im Kastendurchlass
71 markierte Tiere (davon 24 tot)	65 markierte Tiere (davon 30 tot)
3 nicht markierte Tiere	25 nicht markierte Tiere (davon 8 tot)

7.6.6 Fang von Imagines mittels einer Insektenfalle am Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord

Wie bei den beiden Durchlässen der Hochwasserrückhaltebecken M5 und M6 am Lobbach wurde auch am Rückhaltebecken Freiburg Nord die Passierbarkeit des Durchlasses für fliegende Insekten mittels Fangnetz untersucht. Das trichterförmige Fangnetz wurde im Juni für vier Tage am oberen Einlass des Rohrs installiert. Insekten, die von unten durch den Durchlass flogen, wurden im Netz gefangen und konserviert. In Tabelle 7.24 sind die erfassten Imagines aufgeführt.

Mit Abstand am häufigsten wurden Dipteren in der Falle nachgewiesen, insbesondere Mücken. Ebenfalls recht häufig waren Köcherfliegen und Eintagsfliegen. Käfer, Steinfliegen, Libellen und andere Gruppen wurden nur in geringer Zahl gefangen. Die Ergebnisse zeigen, dass zumindest ein Bruchteil der Imagines den Durchlass bei ihrem Kompensationsflug von unten passieren kann (Kapitel 7.5.4). Vermutlich fällt durch die obere Rohröffnung ausreichend Licht, um die Tiere anzulocken (siehe Abbildung 7.27).

Tabelle 7.24: am Durchlass vom Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord gefangene Imagines (19.-23. Juni 2006).

Gruppe	Taxa	Anzahl
Odonata	<i>Calopteryx virgo</i> ♀	1
Ephemeroptera	<i>Baetis</i> sp.	13
	<i>Leptophlebiidae</i>	14
Plecoptera	<i>Isoperla</i> sp.	3
Diptera	<i>Empididae</i>	324
	<i>Dolichopodidae</i>	72
	<i>Simulidae</i>	24
	<i>Stratiomyidae</i>	1
	<i>Psychodidae</i>	24
	<i>Nematocera</i>	Massenhaft (> 5000)
Trichoptera	<i>Hydropsychidae</i>	29
	<i>Goeridae</i>	4
	<i>Polycentropodidae</i>	5
	<i>Leptoceridae</i>	1
Coleoptera	<i>Peritelus</i> sp.	3
	<i>Nebria</i> sp.	1
	<i>Hydrophilidae</i>	4
Mecoptera	<i>Bittacidae</i>	1

7.6.6 Fische

In der naturnahen Bachstrecke **unterhalb** des Durchlasses wurden insgesamt neun Fischarten inklusive Jungtiere nachgewiesen (Abbildung 7.27 und Abbildung 7.28). Besonders bemerkenswert ist das Vorkommen des Schneiders, der in diesem Bachabschnitt die dominante Fischart war und dessen Population zum Großteil aus juvenilen Fischen bestand. Relativ häufig traten daneben noch Schmerle und Elritze und mit Einschränkung Döbel und Bachforelle auf. Mit wenigen Individuen bzw. nur vereinzelt kamen Barbe, Hasel, Gründling und Bachneunauge vor. In der überwiegend flachen und wenig strukturierten Bachstrecke **oberhalb** des Durchlassbauwerks kamen lediglich vier Arten (Bachneunauge, Bachforelle, Döbel, Schmerle) vor. Mit Ausnahme der Schmerle waren die Individuenzahlen der einzelnen Arten gering. Jungfische wurden bei allen vier Arten festgestellt, in größerer Anzahl jedoch nur bei der Schmerle. **Im** Durchlassbauwerk konnten fünf Arten (Döbel, Gründling, Bachforelle, Barbe, Elritze) nachgewiesen werden. Der Döbel trat sowohl in den Ausbaustrecken oberhalb und unterhalb des Durchlasses und im Durchlass (Kasten- und Rohrdurchlass) selbst auf. Die Bachforelle kam vereinzelt in der unteren Ausbaustrecke und im Kastendurchlass, die anderen Fischarten lediglich in der unteren Ausbaustrecke.

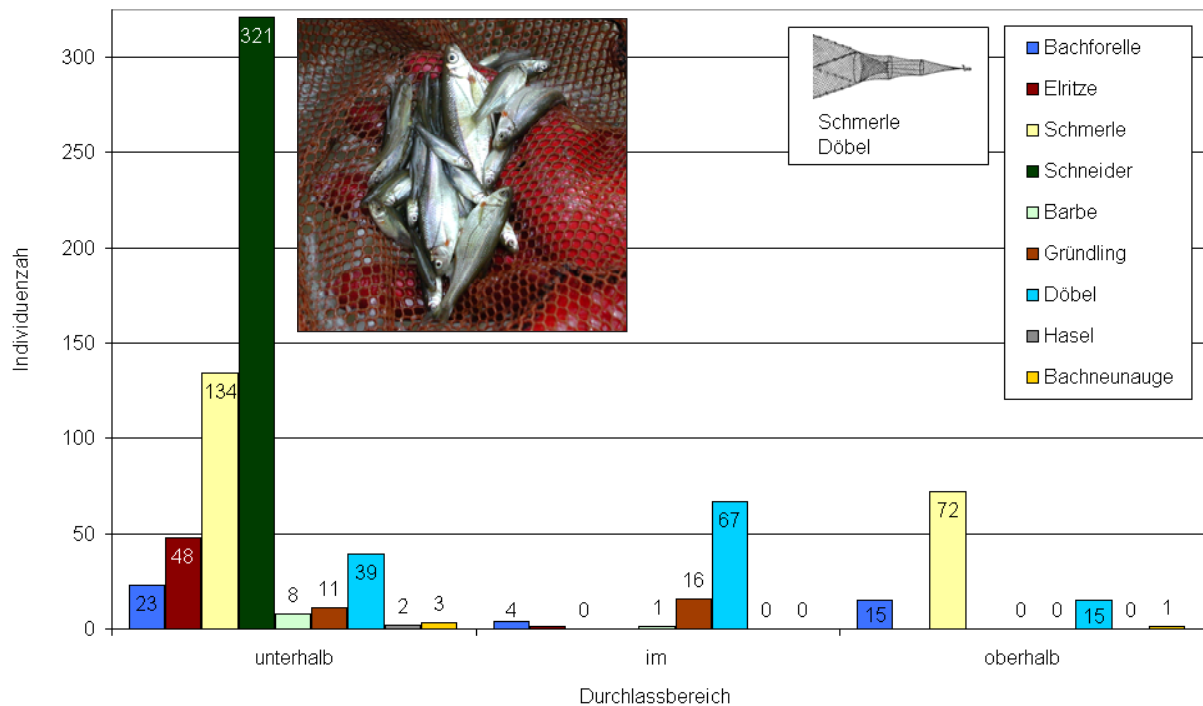


Abbildung 7.27: Schobach - Ergebnisse der Elektrofischung im September 2005. Die hohe Anzahl an Schneidern ist bemerkenswert. Zusätzlich wird angegeben welche Arten in den Reusen gefangen wurden.



Abbildung 7.28: Schobach unterhalb und oberhalb des Hochwasserrückhaltebeckens.

Das Durchlassbauwerk des Schobachs wurde von insgesamt fünf Fischarten besiedelt. Mit Ausnahme des Döbels kamen die einzelnen Arten hier nur vereinzelt vor. Insbesondere der Kastendurchlass bietet dem Döbel aufgrund des Unterstandes und der Tiefe günstige Aufenthaltsbedingungen. Unter anderem aufgrund der Dominanz des Döbels sind hier kaum andere Fischarten anzutreffen. Auch der Rohrdurchlass kann sowohl von juvenilen als auch von adulten Döbeln besiedelt werden. Aufgrund der Strukturarmut und der zeitweise sehr geringen Wassertiefe ist die Bachstrecke oberhalb des Durchlasses (insbesondere die obere Ausbaustrecke) nur sehr eingeschränkt für eine Fischbesiedlung geeignet. Mit Ausnahme der Schmerle sind alle hier noch vorkommenden Fischarten unterrepräsentiert.

Die Durchgängigkeit des Durchlasses konnte nur für den Döbel anhand der Befischungsergebnisse und der Reusenfänge sicher belegt werden. Sowohl im Kastenprofil als auch im Rohr-

durchlass wurde eine größere Anzahl an juvenilen und adulten Döbeln gefangen. In der Reuse wurden ebenfalls Döbel gefangen. Ob die in der Reuse gefangenen Schmerlen nach Passage des Durchlasses in die Reuse geschwommen sind oder ob sie von oberhalb des Reusenstandorts in die Strecke zwischen Durchlass und Reuse und von dort aus in die Reuse gelangt sind, ist fraglich. In wie weit weitere Fischarten den Durchlass (Kasten- und Rohrdurchlass) vollständig durchschwimmen können, ist fraglich, aber nicht auszuschließen. Wanderungshindernisse im Durchlass existieren zwar nicht, allerdings könnte die Länge des Rohrdurchlasses in Kombination mit der hier erhöhten Fließgeschwindigkeit eine Restriktion für einige Fischarten darstellen.

7.7 Diskussion (Ökologie)

7.7.1 Struktur & Substratzusammensetzung

An den Hochwasserrückhaltebecken wurden Strukturen und Substrate im Bauwerksbereich kartiert (Tabelle 7.25). An den Becken Freiburg Nord und Insenbach S43 wurden zudem Korngrößenanalysen vorgenommen (Kapitel 6.1.1 und 6.1.2).

Das Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord ist das einzige der 6 untersuchten Becken, das konstruktionsbedingt Wanderungshindernisse wie Sohlabstürze aufweist. Hier behindern ein glattes Rohr, mehrere Sohlschwellen und ein Sohlabsturz die Wanderung von Fischen und aquatischen Wirbellosen erheblich. Die Sohle der anderen



Abbildung 7.37: *Verschlammter Auslassbereich am Hochwasserrückhaltebecken Insenbach S43.*

Durchlässe ist fast durchgehend von natürlichen Substraten bedeckt und entsprechend rau. Meist wurden grobe Steinschüttung bzw. Flussbausteine eingebracht, um im Betriebsfall ein Ausspülen des Materials zu verhindern. Nur unmittelbar am Schieber finden sich zum Teil schmale Betonschwellen. Die großen Steine entsprechen jedoch nicht der natürlicherweise dominierenden Korngröße im Gewässer. Nur beim Hochwasserrückhaltebecken Waibstadt am Schwarzbach finden sich relativ naturnahe Substratverhältnisse. Bei einigen der untersuchten Becken führen verringerte Fließgeschwindigkeiten zudem zur Ablagerung von Feinsedimenten im Durch- und Auslassbereich. In einigen Fällen wie beispielsweise beim Hochwasserrückhaltebecken Mönchzell hat dies eine massive Verschlammung der Gewässersohle zur Folge (Abbildung 7.37). Diese gewässeratypischen Substratverhältnisse können dazu führen, dass der Durchlassbereich des Hochwasserrückhaltebeckens für einige Arten nicht oder nur bedingt besiedelbar bzw. durchwanderbar ist.

Vier der sechs untersuchten Bauwerke bieten im amphibischen und terrestrischen Bereich des Durchlasses künstlich angelegte Wanderhilfen, z.B. Uferstreifen oder Bermen. Im Hochwasserrückhaltebecken M6 am Lobbach gibt es zwar im Durchlass auch eine Steinschüttung,

diese ist jedoch nicht durchgehend. Im Durchlassbauwerk des Hochwasserrückhaltebeckens Freiburg Nord finden sich keine terrestrischen Wanderungshilfen oder natürlichen Strukturen. Am Hochwasserrückhaltebecken Waibstadt W18 haben sich durch Sedimentablagerungen stellenweise Uferbänke gebildet, welche die terrestrische Durchgängigkeit verbessern und z.B. von Wasserspitzmaus (*Neomys fodiens*) besiedelt werden. Gehölze finden sich bisher einzig im Durchlass des Hochwasserrückhaltebeckens Stadtseebach, in den anderen offenen Durchlässen fehlen diese wichtigen Habitat- und Leitstrukturen (noch). Probleme bei der terrestrischen Durchgängigkeit bereiten an einigen Becken Betonschwellen am Betriebsauslass, die für kleinere Organismen, wie beispielsweise Käfer ein Hindernis darstellen.

Tabelle 7.25: Dominierende Substrattypen im Durchlassbereich und in naturnahen Gewässerabschnitten.

HRB	natürliches Substrat im Gewässer	Substrat im Tos- und Durchlassbereich	Strukturen im Tos- und Durchlassbereich
Freiburg Nord	Kies, Sand, Steine	Betonrohr, Steinpflasterung, z.T. Sand- und Schlammauflage	keine
Stadtseebach	Sand, Schlamm, feiner Kies	Flussbausteine, Sand, Schlamm, feiner Kies, beim Pegel einige Meter Betonpflaster	gemauerte Uferberme, z.T. bewachsene Ufer
Mönchzell M18	Kies, Steine, Sand	Flussbausteine, Sand, Schlamm	Berme aus Steinschüttung, z.T. bewachsen
Waibstadt W18	Kies, Steine, Sand	Kies, Steine, Sand, Schlamm	stellenweise natürliche Anlandungen, z.T. bewachsen
Insenbach S43	Lös, Lehm, Sand	Flussbausteine, Sand, Schlamm	Berme aus Steinschüttung, außerhalb des Rohrs z.T. bewachsen
Haager Tal M6	Kies, Steine, Sand	Flussbausteine, Kies	Berme aus Steinschüttung, allerdings nicht durchgehend

7.7.2 Makrozoobenthos

Der Vergleich der Makrozoobenthosproben bezüglich Artenzusammensetzung und Abundanz der Taxa ermöglicht Aussagen über eine etwaige Barrierewirkung der verschiedenen Hochwasserrückhaltebecken-Typen.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Artenzusammensetzung und die Abundanz der einzelnen Arten im Durchlassbereich oft stark von den Probestellen oberhalb und unterhalb des Hochwasserrückhaltebeckens abweichen. Ursache hierfür sind zum einen die unterschiedlichen Substratverhältnisse. So bieten Flussbausteine, verschlammte Sohlbereiche oder dichte Makrophytenbestände im Durchlassbereich Habitate, die in den naturnahen Gewässerabschnitten außerhalb des Hochwasserrückhaltebeckens gar nicht oder mit verändertem Anteil vorkommen. In Folge kommt es zu Verschiebungen der Abundanzverhältnisse, vereinzelt auch zum Ausfall von Taxa oder zum Auftreten von neuen Arten. Letzteres wurde insbesondere am Hochwasserrückhaltebecken Insenbach S43 beobachtet, wo die Flussbausteine am Durchlass den am Lösbach ansonsten eher seltenen Hartsubstratbewohnern gute Lebensbedingungen bieten. Weit

häufiger bringt die mit der geringeren Fließgeschwindigkeit einhergehende Verschlammung des Durchlass- und Staubereichs für rheophile und sauerstoffbedürftige Arten ungeeignete Lebensbedingungen mit sich. Betroffen hiervon sind insbesondere die störungsanfälligen Vertreter der Ephemeropteren, Plecopteren und Trichopteren (EPT-Arten). Andere Taxa wie der Schlammröhrenwurm *Tubifex* sp. oder die Chironomiden werden hingegen eher begünstigt.

Ein weiterer Faktor, der die Wirbellosenfauna am Hochwasserrückhaltebecken beeinflusst, ist die Beschattung. Die offenen Durchlässe sind oft gehölzfrei und werden in Folge stärker besonnt als naturnahe Gewässerabschnitte mit Gehölzsaum. Dies führt zu einer stärkeren Erwärmung des Wassers und zu verstärktem Algen- und Marophytenwachstum. Weidegänger sind dort in der Regel häufig. Dieser Ernährungstyp geht in geschlossenen Durchlässen stark zurück oder verschwindet ganz. Auch Libellen bevorzugen häufig Gewässerabschnitte mit zumindest teilweise gehölzfreien Ufern.

Generell sind die Unterschiede in der Wirbellosenfauna umso größer, je stärker die Substratverhältnisse und die Ausprägung der Vegetation im Bauwerk von den Verhältnissen in den übrigen Gewässerabschnitten abweichen. Bei sehr großen Unterschieden in der Ausprägung kann der Durchlass ein Wanderungshindernis für Arten darstellen, insbesondere, wenn diese keine geflügelten Stadien besitzen. Dies kann zu einer Isolation von Subpopulationen führen. Verluste durch Drift oder Extremereignisse (Katastrophenhochwasser, Austrocknen des Gewässers, usw.) können dann nur noch begrenzt oder gar nicht kompensiert werden. Langfristig kann es zum Verlust von Arten kommen.

Von den sechs untersuchten Hochwasserrückhaltebecken weisen drei (Freiburg Nord, Mönchzell und Insebach) im Durchlass sehr stark veränderte und gewässeratypische Substratverhältnisse auf. Am Hochwasserrückhaltebecken M5 „Haager Tal“ und Hochwasserrückhaltebecken Stadtseebach waren die Unterschiede gegenüber den Referenzabschnitten geringer und nur am Hochwasserrückhaltebecken Waibstadt waren weitgehend gewässertypische Substratbedingungen zu finden. Deutliche Unterschiede in der Wirbellosenfauna, welche auf eine Isolation der Subpopulationen oberhalb und unterhalb der Hochwasserrückhaltebecken hinweisen, konnten nur beim Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord am Schobbach festgestellt werden. Dort ist der glatte Rohrdurchlass für die aquatischen Tiere nicht besiedelbar und kaum durchwanderbar (Tabelle 7.26). Der Barriereeffekt konnte im Rahmen des Projekts jedoch nicht genauer quantifiziert werden, da die Zahl der erfassten Proben hierfür nicht ausreicht. Zudem muss in diesem Zusammenhang die Durchgängigkeit des geschlossenen Durchlasses für geflügelte Insekten noch detailliert untersucht werden.

Der Vergleich der Wirbellosenfauna oberhalb und unterhalb der fünf anderen Hochwasserrückhaltebecken zeigte keine statistisch signifikanten Unterschiede. Dies bedeutet jedoch nicht, dass diese Bauwerke uneingeschränkt durchgängig sind. Denn auch hier finden sich teilweise geschlossene Durchlässe, verschlammte Bereiche und mit Flussbausteinen befestigte Sohlbereiche, die ungeeignete Habitate und Barrieren für wandernde Arten darstellen können. Entsprechend wird die **aquatische** Besiedelbarkeit und Durchgängigkeit der Becken Stadtseebach, Lobbach M18, Insebach S43 und Lobbach M6 als eingeschränkt eingestuft (Tabelle 7.26).

Tabelle 7.26: Bewertung der Besiedelbarkeit und Durchgängigkeit der Durchlassbauwerke für aquatische Wirbellose und Imagines.

Gewässer	HRB	besiedelbar	durchgängig		Barrierewirkung durch
			aquatisch	Luftraum	
Stadtseebach		+	+	++	niedrige Fließgeschwindigkeit, Verschlammung, gepflasterter Pegel unterhalb
Lobbach (Mönchzell)	M18	+	+	++	niedrige Fließgeschwindigkeit, Verschlammung
Schwarzbach	W18	++	++	++	-
Insenbach	S43	+	+	+	Rohr, Blocksteinwurf
Lobbach (Haager Tal)	M6	+	+	+	geschlossener Durchlass, Blocksteinwurf
Schobbach	Freiburg Nord	(+) nur Kastendurchlass	-	+	glattes Rohr, Sohlabsturz, Sohlwellen, hohe Fließgeschwindigkeiten (meist > 0,5 m/s)

- = nicht besiedelbar/durchgängig
- + = eingeschränkt besiedelbar/ durchgängig
- ++ = uneingeschränkt besiedelbar/ durchgängig

Dass sich diese Barrierewirkung nicht in der Wirbellosenfauna widerspiegelt, liegt vermutlich daran, dass alle Becken mit offenem Durchlass von den Imagines durchflogen werden. Auch der 35 Meter lange Kastendurchlass am Becken M6 wird zumindest von einem Teil der Imagines durchquert. Zudem wird ein Teil der Tiere den Damm vermutlich direkt überfliegen. Driftverluste im Oberlauf können so im Rahmen der Kompensationsflugs zumindest zum Teil ausgeglichen werden. Ob auf diese Weise eine genetische Verarmung und der lokale Verlust von Arten im Oberlauf langfristig verhindert wird, konnte im Rahmen der Untersuchungen nicht abschließend geklärt werden. Auch in der Literatur finden sich dazu widersprüchliche Angaben (WAGNER 2003). Da die meisten untersuchten Becken erst seit wenigen Jahren in Betrieb sind und sich Isolationseffekte möglicherweise erst mittelfristig zeigen werden, wäre ein längerfristiges Monitoring wünschenswert.

Um die ökologische Durchgängigkeit von Hochwasserrückhaltebecken für Wirbellose zu gewährleisten, sollten in den Durchlassbauwerken soweit möglich gewässertypische Gefälle-, Substrat- und Strömungsverhältnisse geschaffen werden, wie sie auch an naturnahen Referenzstellen am Gewässer zu finden sind. Hinweise zur konstruktiven Gestaltung des Durchlasses finden sich in Kapitel 7.7.6.

7.7.3 Fische

Stadtseebach

Einschränkungen hinsichtlich der Besiedelbarkeit des Durchlassbauwerks für Fische zeigen sich für die untere Ausbaustrecke, die aufgrund der Pflasterung keine geeigneten Unterstände und nur eine geringe Wassertiefe aufweist. Die Passage des Bauwerks für Bachforellen ist möglich. Fraglich ist die Durchgängigkeit allerdings bei sehr geringen Wasserständen.

Lobbach

Die Besiedlung und Passage des Durchlassbauwerks ist für die im Lobbach vorkommenden Fischarten möglich. Belegt werden konnte dies für die Bachforelle und die Schmerle. Einschränkungen gibt es für die Elritze, die in der Steinschüttung unterhalb des Kastendurchlasses kaum geeignete Aufenthaltsplätze findet. Die Steinschüttung stellt somit auch ein potenzielles Wanderungshindernis für diese Fischart dar.

Schwarzbach

Aufgrund der bachtypischen Ausstattung bietet der Schwarzbach allen vorkommenden Fischarten Lebensraum. Ein Durchwandern des Durchlasses in beide Richtungen ist für Fische uneingeschränkt möglich.

Insenbach

Der Rohrdurchlass kann von den drei Fischarten Bachforelle, Schmerle und Elritze besiedelt und durchschwommen werden. Im Durchlass sind ausreichend Aufenthaltsplätze und Unterstände vorhanden, auch wenn im oberen Teil des Rohres aufgrund der zeitweisen Verschlammlung diesbezüglich Einschränkungen bestehen. Die sich an den Durchlass anschließenden Steinschüttungen werden überwiegend von Schmerlen und Bachforellen besiedelt, für Elritzen stellen sie keinen geeigneten Lebensraum dar.

Grundbach

Das Durchlassbauwerk des Grundbachs kann nur im unteren Teil von Fischen besiedelt werden. Dieser Bereich bietet Elritzen und Schmerlen günstige Aufenthaltsbedingungen. Ein Einwandern in den oberen Teil des Rohrdurchlasses bzw. eine vollständige Passage ist nicht möglich, da die Schützeinrichtung im Schachtbauwerk und der sich daraus ergebende Absturz ein nicht zu überwindendes Wanderhindernis für diese Fischarten darstellt.

Wimmersbach

Die Besiedelbarkeit und Durchgängigkeit für Bachforellen und Groppen wurde sowohl für das Hochwasserrückhaltebecken M 5 als auch für das Hochwasserrückhaltebecken M 6 nachgewiesen. Für die Groppe konnte ein vollständiges Durchwandern in beide Richtungen allerdings nur für den kürzeren Durchlass des Hochwasserrückhaltebeckens M 6 belegt werden.

Zusammenfassende Ergebnisse liefert Tabelle 7.27:

Tabelle 7.27: Bewertung der Besiedelbarkeit (B) und Durchgängigkeit (D) der Durchlassbauwerke für Fische.

Gewässer	HRB	unterhalb Durchlass		Durchlass		oberhalb Durchlass	
		B	D	B	D	B	D
Stadtseebach		-	+	++	++	++	++
Lobbach	M18	+	+	++	++	++	++
Schwarzbach	W18	++	++	++	++	++	++
Insenbach	S43	+	+	+	++	+	+
Lobbach	M6	++	++	+	++	++	++
Schobbach	Freiburg Nord						

- = nicht besiedelbar/durchgängig

+ = eingeschränkt besiedelbar/ durchgängig

++ = uneingeschränkt besiedelbar/ durchgängig)

7.7.4 Laufkäfer

Die Untersuchungen an den Rückhaltebecken Bernau, Mönchzell und Stadtseebach haben gezeigt, dass die Durchlassbauwerke für Laufkäfer höchstens bedingt durchgängig sind.

Die für amphibisch lebende Tierarten oder für die Ausbreitung der Imagines fliegender Wasserinsekten vorgesehenen Öko-Durchlässe sind als Korridore für Laufkäfer ungeeignet. Geflügelte Laufkäferarten - das ist die große Mehrzahl der typischen Ufer- und Auearten - scheuen die relativ kleinen, dunklen Öffnungen. Sie können jedoch die Dämme problemlos überfliegen.

Nicht flugfähige Arten, die sich ausschließlich laufend ausbreiten können, sind in der Aue unterrepräsentiert. Infolge der Unterbrechung terrestrischer Habitats in den Durchlassöffnungen sind für diese laufaktiven Arten die Durchlässe nicht nutzbar. Auch ist die Ausgestaltung der Ufer im Durchlassbereich unzureichend. Sofern es sich um Waldarten handelt, könnten die offenen, baum- und gebüschfreien Dämme eine Barriere darstellen, da sie als ungünstige Biotope gemieden werden. Die nicht flugfähigen Offenlandarten leben in den Wiesen, Äckern und Brachen der Bachauen. Sie kommen an den Ufern nur dort vor, wo nicht oder gering beschattete Habitats vorhanden sind. Dies ist vor allem oberhalb und unterhalb der Durchlassbauwerke der Fall. Manche Offenlandarten reagieren negativ auf dunkle Silhouetten und halten Abstand zu ihnen (GRUTTKE et al. 1998), d.h. es ist unwahrscheinlich, dass die Durchlassbauwerke aktiv aufgesucht werden. Dagegen dürfte eine seitliche Überquerung über die gehölzfreien Dammböschungen mit ihrer wiesenartigen Vegetation ohne größere Schwierigkeiten bewerkstelligt werden.

Von den an den drei untersuchten Rückhaltebecken erfassten 85 Laufkäferarten sind lediglich fünf Arten brachypter, d.h. diese können sich ausschließlich laufend fortbewegen. Bei fast allen anderen nachgewiesenen Arten ist eine Flugfähigkeit belegt (BONN 2000, KOFLER 1999, TURIN 2000). Nur von drei Arten liegen bislang keine Nachweise der Flugfähigkeit vor, obwohl makroptere Individuen vorkommen (*Dyschirius globosus*, *Bembidion mannerheimii* und *Stomus pumicatus*).

Viele Studien der letzten Jahre haben gezeigt, dass für den Laufkäfer-Artenschutz in Hochwasserrückhaltebecken eine strukturreiche, extensiv genutzte Aue, das Vorhandensein von Hochwasserrefugien, beispielsweise höher gelegene Geländebereiche, und naturnahe, besiedelbare Uferhabitate essentiell sind (z.B. HOLLMANN & ZUCCHI 1992, DÜLGE et al. 1994, BEYER & GRUBE 1997). Daneben spielen Einstaudauer und -höhe sowie Geschwindigkeit des abfließenden Wassers eine Rolle. Je mehr die Verhältnisse einer natürlichen Auendynamik ähneln, desto geringer sind negative Einflüsse auf die Laufkäferfauna zu erwarten. So stellt ein Einstau an sich noch keine geeignete Maßnahme zur Reparatur von defizitären Auesystemen dar (ZULKA 1994).

Während in einer gehölzbetonten Aue die Vertikalwanderung auf Gehölze eine Strategie zur Hochwasserüberdauerung darstellt, kommt in der Offenlandschaft auch höheren Uferwällen und Deichen eine Funktion als Refugien zu. Diese Tatsache sollte bei der Dammgestaltung und Bepflanzung berücksichtigt werden.

Insbesondere sind die Auswirkungen eines Einstaus auf bestandsgefährdete Laufkäferarten zu berücksichtigen. So wurden im Rahmen der vorliegenden Untersuchung am Hochwasserrückhaltebecken Bernau und am Hochwasserrückhaltebecken Mönchzell jeweils eine in Baden-Württemberg gefährdete Art (Rote Liste Kategorie 3) und am Standort Hälten sogar drei gefährdete Arten nachgewiesen (siehe Gesamtartenliste im Anhang). Zwar wurden bei den punktuellen Untersuchungen nur Einzelexemplare dieser Arten erfasst, jedoch weist ihr Vorkommen auf die vorhandene ökologische Potenz der Aue hin.

7.7.5 Weitere Artengruppen

Beobachtungen an den sechs Hochwasserrückhaltebecken und die Erkenntnisse aus dem Lebensraumkatalog erlauben Aussagen zur Durchgängigkeit der Becken für weitere Artengruppen (Tabelle 7.28).

Hauptfaktor für am Gewässer lebende Vögel, Fledermäuse, Libellen und sonstige Fluginsekten sind die Größe und Beschaffenheit des Durchlasses sowie die Dammhöhe. Offene Bauwerke werden in der Regel von allen genannten Gruppen durchflogen, sofern die Durchlassöffnung ausreichend groß ist. Beobachtungen an den untersuchten Becken zeigen, dass Libellen und Vögel wie beispielsweise Bachstelze oder Wasseramsel auch durch sehr kleine Durchlässe fliegen, welche eine Höhe von 50 cm und eine Breite von 100 cm haben. Für Fledermäuse sollte die Öffnungen mindestens 1 m hoch und 1,5 m breit sein (siehe Lebensraumkatalog). Geschlossene Durchlassbauwerke werden von Vögeln und Libellen gemieden, sobald sie auf Grund des Querschnitts und der Länge zu dunkel sind bzw. die helle Öffnung auf der anderen Seite nicht deutlich zu sehen ist. Am Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord wurde die Passage einer Prachtlibelle durch ein 16 Meter langen und 1,2 hohen Rohrdurchlass beobachtet. Fledermäuse durchfliegen Rohrdurchlässe mit einer Länge bis zu 30 Metern, sofern sie einen Durchmesser von mindestens zwei Metern haben. Der 35 Meter lange Kastendurchlass am Hochwasserrückhaltebecken M6 am Lobbach wurde zwar von verschiedenen Insekten durchflogen, jedoch nicht von Libellen oder Feldermäusen.

Da viele Fledermausarten Ufergehölzen als Leitstrukturen nutzen, sollten gewässerbegleitende Gehölzsäume möglichst nah an bzw. in den Durchlass hineingeführt werden, um den Tieren die Orientierung zu erleichtern. Die Gehölze werden zudem von vielen Insekten als Requisit genutzt. Ein möglichst durchgehender Gehölzsaum am Hochwasserrückhaltebecken verbessert daher auch die Durchgängigkeit für die Imagines von Libellen, Köcherfliegen sowie

Eintags- und Steinfliegen. Derartige Gehölzstrukturen sind zur Zeit nur am Hochwasserrückhaltebecken Stadtseebach ausgebildet (Abbildung 7.38).



Abbildung 7.38: Gehölzstrukturen oberhalb und in der offenen Dammschleife des Hochwasserrückhaltebeckens Stadtseebach.

Um die Krebse die Durchgängigkeit zu gewährleisten, sollte der Durchlass mit einer möglichst naturnahen, kiesigen bzw. steinigen Sohle ausgestattet sein. Verschlammte Bereiche werden von allen heimischen Arten gemieden. Entsprechend sind die Hochwasserrückhaltebecken Mönchzell M18, Stadtseebach, und Insenbach S43 für Krebse nur bedingt durchgängig. An den letzten beiden Becken wurden jedoch auch keine Flusskrebse in den Referenzabschnitten gefunden, vermutlich sind der Insenbach und der Stadtseebach nicht als Lebensraum geeignet. Das Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord ist auf Grund des Sohlabsturzes und des glatten Rohres für Krebse nicht durchgängig.

Für Amphibien, Reptilien sowie Kleinsäuger ist ein durchgehender Uferstreifen im Bauwerk für die terrestrische Durchgängigkeit von zentraler Bedeutung. Die Becken Stadtseebach, Mönchzell und Insenbach weisen eine entsprechende Uferberme auf. Besonders der Uferbereich des Hochwasserrückhaltebeckens Stadtseebach ist auf Grund des Bewuchses und der Breite positiv zu bewerten (Abbildung 7.38). Zudem ist das Bauwerk mit separaten terrestrischen Durchlässen ausgestattet (sog. Steuerschieber). Ungünstig wirkt sich die erhöhte Betonschwelle am Schieber aus (Abbildung 7.39 links). Diese kann insbesondere von Amphibien und Reptilien nur schlecht überwunden werden. Eine nachträglich angebrachte Rampe verbessert die Situation. Auch das Hochwasserrückhaltebecken Mönchzell M18 besitzt einen solchen Schieberdurchlass (Abbildung 7.39 rechts). Hier ist die terrestrische Durchgängigkeit jedoch auf Grund der im Unterwasser lückig ausgebildeten Uferberme eingeschränkt.



Abbildung 7.39: Steuerschieber an den Hochwasserrückhaltebecken Stadtseebach (links) und Mönchzell M18 (rechts) verbessern die terrestrische Durchgängigkeit. Am Hochwasserrückhaltebecken M18 ist jedoch die Uferberme stellenweise nicht ausreichend ausgebildet.

Tabelle 7.28: Bewertung der Durchgängigkeit der Durchlassbauwerke für verschiedene Tiergruppen.

Tiergruppe	Hauptfaktor	Freiburg Nord	Stadtseebach	Mönchzell M18	Waibstadt W18	Insenbach S43	Haager Tal M6
Vögel	Größe der Durchlassöffnung, offenes DB, Dammhöhe	-	++	++*	++*	-	-
Fledermäuse		-	+	+	++	+	-
Libellen		+*	++*	++*	++*	+*	-
Krebse	Substrat im Durchlass	-	+ ¹	+	++	+ ¹	++
Amphibien u. Reptilien	durchgängiger Uferstreifen	-	+	+	+	+	+
Kleinsäuger		-	++	+	+*	+	-

- = nicht durchgängig

+ = eingeschränkt durchgängig

++ = uneingeschränkt durchgängig

* Beobachtungen im Gelände

¹ Die Tiergruppe kommt im entsprechenden Gewässer vermutlich nicht vor

Die Dammbauwerke selbst sind für die Amphibien, Reptilien sowie Kleinsäuger gut überwindbar. Allerdings besteht am Hochwasserrückhaltebecken Stadtseebach die Gefahr, dass Tiere auf der über die Dammkrone geführten Strasse durch Fahrzeuge getötet werden. Gehölze, welche Fledermäusen oder Insekten als Leitstruktur dienen könnten, sind auf keinem der Dämme zu finden.

7.8 Zusammenfassung und Handlungsempfehlungen

Ein Großteil der untersuchten Rückhaltebecken erfüllt neuere Standards (SCHULLER 1990, PUNZEL & KONOLD 1993, KONOLD et al. 1994, DVWK 2001, DIN 19700-2004). Dazu gehören beispielsweise die Rauigkeit der Sohle, eine ausreichend große vertikale Erstreckung des Substrates, nicht zu hohe Fließgeschwindigkeiten und eine offener Bauweise beim Durchlass. Nur das Anfang der 1980er Jahren gebaute Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord entspricht nicht diesen Standards. Der lange, geschlossene **Durchlass mit dem glatten Rohr** ist für die meisten aquatischen nicht besiedelbar und nur eingeschränkt durchgängig. Deutlich besser in der Bewertung schneiden der **Rohrdurchlass** am Hochwasserrückhaltebecken Insensbach und der **Kastendurchlass** des Hochwasserrückhaltebecken M5 ab. Hier ist die aquatische Durchgängigkeit auf Grund der rauen Sohle weitgehend gegeben. Allerdings wurden die Durchlässe von einigen Taxa nicht besiedelt. Insbesondere Weidegänger fielen auf Grund des Licht- und Nahrungsmangels weitgehend aus. Der terrestrische Bereich und der Luftraum war bei allen drei Durchlässen allenfalls eingeschränkt passierbar. Ein Großteil der Kompensationsflüge und der terrestrischen Wanderungen erfolgt vermutlich direkt über den Damm. Gehölze, welche z.B. Fledermäusen, waldbewohnenden Laufkäfern und anderen Insektengruppen als Leitstrukturen dienen können, fehlten auf allen untersuchten Dämmbauwerken.

Die drei in den letzten Jahren in Betrieb genommenen Rückhaltebecken mit **offenem Durchlass** sind Dank der rauen Sohle und der relativ großen Durchlassöffnungen für die dort heimischen Fische in beide Richtungen gut passierbar und zum Teil auch besiedelbar. Einschränkungen diesbezüglich ergeben sich für aquatische Wirbellose auf Grund zu geringer Fließgeschwindigkeiten und gewässeratypischer Substratverhältnisse. Insbesondere verschlammte oder ausschließlich mit Flussbausteinen befestigte Sohlabschnitte können nur eingeschränkt besiedelt werden und stellen für viele Wirbellosen ein Wanderungshindernis dar. Die Wirbellosenfauna in den Durchlassbereichen war daher meist artenärmer als an den Referenzabschnitten oberhalb und unterhalb des Gewässers und wurde von wenigen Taxa dominiert. Nur in einem Fall war die Artenvielfalt am verbauten Durchlassbereich höher. Dies lag daran, dass mit den Flussbausteinen Hartsubstrate eingebracht wurden, die an den übrigen feinsedimentgeprägten Gewässerabschnitten nicht vorkamen. Entsprechend konnten sich am Hochwasserrückhaltebecken zusätzliche Arten ansiedeln. Diese Taxa waren für das Lösgewässer jedoch nicht typisch. Isolationseffekte, die auf die Barrierewirkung von gewässeratypischen Substraten und Strömungsbedingungen zurückzuführen sind, wurden nur am Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord beobachtet. Hier ergaben sich signifikanten Unterschiede in der Zusammensetzung der Wirbellosenfauna oberhalb und unterhalb des Hochwasserrückhaltebecken. Der Barriereeffekt konnte auf Grund der geringen Probenzahl jedoch nicht genauer quantifiziert werden. Bei den anderen Durchlassbauwerken konnten keine Isolationseffekte beobachtet werden. Dies liegt vermutlich daran, dass Driftverluste der Larven weitgehend über den Kompensationsflug der Imagines ausgeglichen werden. Es kann zudem nicht ausgeschlossen werden, dass sich die Barrierewirkung erst nach einigen Betriebsjahren bzw. nach einem Katastrophenereignis am Gewässer bemerkbar macht.

Für die flugfähige Tiere waren die drei Bauwerke mit offenem Durchlass gut durchwanderbar. Auch kleiner Durchlässe wurden durchflogen. Um die terrestrische Durchgängigkeit zu gewährleisten, waren zwei der drei offenen Durchlässe mit Uferbermen und separaten Durchlassöffnungen am Ufer ausgestattet. Eine dieser Bermen war jedoch zum Zeitpunkt der Unter-

suchungen nur lückig ausgebildet, die terrestrische Durchgängigkeit für Säugetiere, Reptilien und Amphibien war daher nur zum Teil gegeben. Die Laufkäfer waren hiervon nur in geringem Umfang betroffen, da sie bis auf wenige Arten flugfähig sind. Entsprechend wurden bei dieser Artengruppe an den drei offenen Bauwerken keine Isolationseffekte beobachtet.

Gewässerbegleitende Gehölze, die vor allem von Insekten und Fledermäusen als Leitstrukturen genutzt werden, waren nur im offenen Durchlass des Hochwasserrückhaltebeckens Stadtseebach vorhanden. Bei allen anderen Becken ist der Einlauf- und Auslaufbereich gehölzfrei. Die damit verbundene stärkere Besonnung führte häufig zu verstärktem Algen- und Makrophytenwachstum und zu einer stärkeren Erwärmung des Wassers und der Ufer. Aquatische Weidegänger, Libellen sowie die Offenlandarten der Laufkäfer wurden dadurch gefördert.

Die Bewertung zeigt, die ökologische Längsdurchgängigkeit nicht nur bei älteren Bauwerken, sondern auch bei modernen Hochwasserrückhaltebecken noch optimiert werden kann. Im Folgenden werden entsprechende **Gestaltungskriterien und Maßnahmen** diskutiert:

- Viele Arten in und am Gewässer sind an die natürliche Abflusssdynamik angepasst bzw. darauf angewiesen. Der Betrieb von Hochwasserrückhaltebecken führt zu einer Nivellierung der natürlichen Abflusssdynamik. Gewässerbettbildende Prozesse und Überschwemmungen der Aue werden eingeschränkt oder unterbunden. Viele Arten verlieren in Folge ihre Laich-, und Brutplätze, ihre Nahrungsgrundlage sowie ihre Habitat (LUA 1999). Ziel bei der Abflussregulierung sollte es daher sein, einen möglichst hohen Regelabfluss sowie mindestens einjährige Hochwasserabflüsse unterhalb des Hochwasserrückhaltebeckens zuzulassen, um eine gewisse Gewässerdynamik und Auenentwicklung zu erhalten. Bauwerke sind entsprechend zu dimensionieren.
- Soweit möglich sollten offene Dammbauwerke mit möglichst großer Durchlassöffnung zum Einsatz kommen. Bei unregelmäßigen Hochwasserrückhaltebecken gewährleistet die von dem Institut für Wasser und Gewässerentwicklung der Universität Karlsruhe sog. „Schwingklappe“ eine optimale Durchgängigkeit sowohl des Luftraums als auch des Uferbereichs (Abbildung 7.40).
- Seitliche Flügelwände sollten soweit wie möglich mit Natursteinblöcken gesetzt werden. Betonwände sind auf das notwendige Minimum zu reduzieren. Blocksteinmauern haben den Vorteil, dass Sie zumindest teilweise bewachsen werden können und verschiedenen Tieren Habitate bieten. Zudem fügen sie sich meist besser in das Landschaftsbild ein.
- Der Flügelwände sollten sich zum Dammfuß hin öffnen, um mehr Licht in den Durchlass zu lassen. Zudem können sie so verstärkt als Leitstruktur für wandernde Tiere dienen (DIERLAMM 2000).
- Nur wenn es die technischen Rahmenbedingung unbedingt erfordern, sollte der Durchlass in geschlossener Bauweise realisiert werden. Die geschlossenen Durchlässe sollten dann so kurz wie möglich gehalten werden und möglichst groß dimensioniert werden, um die Barrierewirkung für fliegende Arten zu verringern. Bei längeren Bauwerken ist die Anlage von Lichtschächten sinnvoll. In diesen kann auch die Regelein-



Abbildung 7.40: Modell eines ungesteuerten Beckens mit „Schwingklappe“ (Bild: Uni Karlsruhe, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung)

- heit untergebracht werden (Beispiel Insenbach S43).
- Durchlässe mit glatter Sohle in bestehenden Becken sind mit Querriegeln oder Borstenelementen auszustatten, welche Sediment zurückhalten, die Sohle strukturieren und die Strömungsdiversität erhöhen.
 - Um ein Ausspülen des Substrats im Durchlassbauwerk zu verhindern, ist die Anlage eines Öko- und Steuerdurchlasses sinnvoll. Der Ökodurchlass wird beim Einstau geschlossen, der Regelabfluss über den Steuerdurchlass in einen Bereich mit befestigter Sohle abgegeben. Beide Durchlässe sollten so groß wie möglich dimensioniert und ohne erhöhte Schwellen eingebaut werden. Der Steuerdurchlass sollte zudem möglichst nah an der Seitenwand liegen, damit wandernde Tiere den Durchlass einfach finden (Abbildung 7.41).

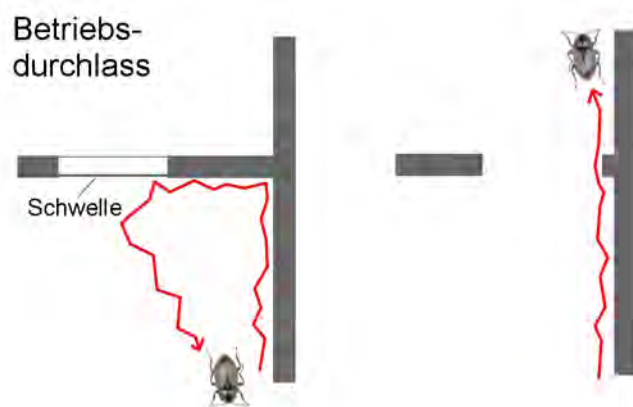


Abbildung 7.41: terrestrische Durchlässe sollten ebenerdig und nah an der Seitenwand angebracht werden, um Tieren die Durchwanderung zu ermöglichen (Skizze links). Erhöhte Bodenschwellen können gerade für Laufkäfern Hindernisse darstellen (Skizze rechts). Das Photo zeigt den Betriebs- und Ökodurchlass am Hochwasserrückhaltebecken Gemmingen-Staubach. Der Durchlass ist so hoch angebracht, dass selbst Reptilien und Amphibien die Schwelle nur schwer überwinden können (Bild: F. SEIDEL).

- Generell sind Uferbermen durch das Bauwerk zu führen, wenn möglich auf beiden Uferseiten. Die Bermen sollten bei auch bei leicht erhöhten Abflüssen noch aus dem Wasser ragen und so breit wie möglich sein, um Pflanzenwuchs im Gewässer zu fördern. Eine Mindestbreite von 50 Zentimetern sollte nicht unterschritten werden.
- Die Bermen sollten im Bereich der Reguliereinheit möglichst nicht unterbrochen werden. Ist ein Bauwerk mit Öko- und Steuerdurchlass (s.o.) ausgestattet, sollte eine Berme an den Steuerdurchlass unmittelbar anschließen.
- Die Sohle im Beckenbereich sollte möglichst wenig befestigt werden und soweit möglich aus gewässertypischem Substrat und entsprechenden Korngrößen zusammengesetzt sein. Sohlabstürze und glatte Sohlenschwellen sind ebenso zu vermeiden wie überdimensionierte Energieumwandlungsmulden, welche als Drift- und Sedimentfallen fungieren und die Durchwanderbarkeit beeinträchtigen.
- Bei der Ausgestaltung und Dimensionierung des Bauwerks ist ein naturnaher und gewässertypisch ausgeprägter Bachabschnitt als Referenz heranzuziehen. Dies gilt auch für das Sohlgefälle, Fließgeschwindigkeiten und Strömungsverhältnisse. Zu breite Durchlassbereiche führen zu einer starken Reduktion der Fließgeschwindigkeiten und zur Verschlammung der Sohle. Bei vorhandenen Anlagen kann der Gewäs-

serlauf durch die Anlage von Uferbermen eingengt und die Fließgeschwindigkeit stellenweise erhöht werden.

- Das Querprofil im Durchlass sollte nicht einheitlich gestaltet werden (Abbildung 7.42, um Bereiche mit unterschiedlichen Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten zu erhalten. In diesem Zusammenhang können auch größere Störsteine eingesetzt werden. Auch hier sollten naturnahe Gewässerabschnitte als Vorbild dienen.



Abbildung 7.42: durch eine asymmetrische Laufführung im Durchlass werden Bereiche mit unterschiedlichen Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten geschaffen (Abbildungen: M. HEIM, WWA LANDSHUT).

- Tosbecken mit stehendem Wasser sind zu vermeiden, da sich hier verstärkt Algen entwickeln und Detritus abgelagert wird (Beispiel Hochwasserrückhaltebecken Halden A4). Dieses Material wird bei Hochwasser in das Fließgewässer eingeschwemmt und kann dort zu Beeinträchtigungen führen.
- Grob- bzw. Feinrechen sollten im Mittelwasserbereich unten offen sein, um den Transport von Geschiebe und Geschwemmsel nicht unnötig stark einzuschränken. Zudem können so Verklausungen vermieden werden, welche die aquatische Durchgängigkeit behindern und den Unterhaltungsaufwand erhöhen (Abbildung 7.43).
- Vor allem bei geschlossenen Durchlässen sollte der Damm so dimensioniert werden, dass eine Bepflanzung mit Gehölzen möglich ist. Die Gehölze sind so anzuordnen, dass sie wandernden Tieren als lockere Leitstruktur dient. Bei offenen Durchlässen sollten gewässerbegleitende Gehölzsäume soweit wie möglich in den Durchlass hineingeführt werden. Bei der Bestockungsdichte und etwaigen Pflegemaßnahmen sind die natürlichen Verhältnisse an Referenzstellen zu beachten.
- Bei Modellierungen im Einstaubereich sollten Mulden oder Gräben so angelegt werden, dass bei ablaufendem Wasser keine Fischfallen entstehen.
- Um Verluste bei schwärmenden Tieren gering zu halten, sollte die nächtliche Beleuchtung der Hochwasserrückhaltebecken-Anlage auf das notwendige Minimum reduziert werden. Die verwendeten Leuchtmitteln sollten einen geringen Anteil an UV-Licht haben, um die Lockwirkung zu reduzieren.
- Um der Verschlammung von Rückhaltebecken entgegen zu wirken, sind vielerorts Maßnahmen in angrenzenden landwirtschaftlich genutzten Flächen sinnvoll. Denkbar sind Extensivierungen sowie die Anlage von Pufferstreifen oder Grünstreifen im Ackerland.



Abbildung 7.43: Verklausung am Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord.

Auch an den sechs untersuchten Becken können Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit durchgeführt werden:

Hochwasserrückhaltebecken Stadtseebach

Um die Längsdurchgängigkeit des Hochwasserrückhaltebeckens zu verbessern, sollte der gepflasterte Abflusspegel unterhalb des Auslaufs umgebaut werden. Hier reicht eine schmale Schwelle für die Pegelmessung aus. Ein Großteil des Steinpflasters kann somit entfernt und durch natürliche Substrate ersetzt werden. Am Becken selbst sollte die Schwelle am Betriebsauslass durch eine Rampe auch für kleine Tiere durchgängig gemacht werden. Auch sollte eine zu starke Verkräutung des Bachbettes verhindert werden, damit keine Auflandungen und damit Rückstaueffekte entstehen. Dazu ist der Gehölzbewuchs weiterhin zu fördern, soweit es sicherheitstechnisch vertretbar ist. Alle diese Anstrengungen zur Verbesserung der Durchwanderbarkeit des Hochwasserrückhaltebeckens machen jedoch zur Zeit wenig Sinn, da die Durchwanderbarkeit im Ober- und Unterlauf des Stadtseebaches auf Grund von Rohrdurchlässen und Verdolungen nicht gewährleistet ist.

Hochwasserrückhaltebecken Mönchzell M18 am Lobbach

Um der starken Verschlammung der Sohle im Durchlassbereich entgegen zu wirken, sollte die Fließgeschwindigkeit im Durchlass erhöht werden, beispielsweise indem das Mittelwasserbett in seiner Breite verringert und die Sohle stärker strukturiert wird (Abbildung 7.42). Auf diese Weise würde auch der zur Zeit noch lückige Uferstreifen verbreitert und die terrestrische Durchgängigkeit verbessert. Wenn möglich, sollte am Ufer ein Gehölzaufwuchs zugelassen werden, auch im Ein- und Auslaufbereich.

Hochwasserrückhaltebecken Waibstadt am Schwarzbach

Da der Durchlass des Rückhaltebeckens am Schwarzbach über keine Uferbermen durchgehenden verfügt, sollten solche mittels Steinschüttungen angelegt werden. Auch sollte ein Gehölzbewuchs im Bauwerksbereich beispielsweise durch weitere Pflanzungen gefördert werden.

Hochwasserrückhaltebecken Insenbach S43

Auch am Hochwasserrückhaltebecken Insenbach sollte durch eine Einengung und stärkere Strukturierung des Mittelwasserbetts der starken Verschlammung der Sohle im Unteren Durchlassbereich entgegen gewirkt werden. Die Beschattung des betroffenen Abschnitts sollte durch Gehölzpflanzungen erhöht werden. Auch sollte der bachbegleitende Gehölzsaum weiter an das Bauwerk herangeführt werden. Im Rohrsuchlass sollten die schmalen Uferbermen erhöht und verbreitert werden. Um die Durchgängigkeit des Gewässers insgesamt zu verbessern, sollte das unterhalb des Hochwasserrückhaltebeckens liegende Rohr mit einer durchgehenden rauen Sohle ausgestattet werden.



Abbildung 7.44: unterer Durchlassbereich am Hochwasserrückhaltebecken S43 mit zu breitem Mittelwasserbett.



Abbildung 7.45: Die Verrohrung unterhalb des Hochwasserrückhaltebeckens weist keine durchgehendes Sohlsubstrat auf.

Hochwasserrückhaltebecken M6 „Haager Tal“ am Lobbach

Am knapp 40 Meter langen Kastendurchlass des Hochwasserrückhaltebeckens M 6 kann die terrestrische Durchgängigkeit verbessert werden, in dem zumindest eine der Bermen verbreitert und etwas erhöht wird. Die Anlage von Bereichen mit geringerer Fließgeschwindigkeit und Feinsubstrat ist in dem vergleichsweise engen Durchlass nur begrenzt möglich, z.B. durch das Einbringen von größeren Störsteinen. Die Pflanzung von Gehölzen ist hier nicht notwendig, da der nahe Waldrand eine Leitstruktur für fliegende Tiere darstellt.

Hochwasserrückhaltebecken Freiburg Nord am Schobbach

Die Durchgängigkeit des Hochwasserrückhaltebeckens Freiburg Nord kann mit vertretbarem Aufwand nur eingeschränkt verbessert werden. Denkbar ist, im glatten Rohr Borstenelemente oder Querriegel einzubauen, welche eine Ablagerung von Substrat begünstigen und die Fließgeschwindigkeit herabsetzen. Der Kastendurchlass und der sich anschließende gepflasterte Abschnitt ist durch Steinschüttungen soweit aufzufüllen, dass der Sohlabsturz am Ende des Rohrs und die Sohlswellen ihre Barrierewirkung verlieren. Der gepflasterte und betonierte Bereich oberhalb des Rohreinlaufs sollte durch Querriegel aufgeraut oder durch eine raue Blocksteinsohle ersetzt werden.

Diese Beispiele zeigen, dass eine ökologische Aufwertung von bestehenden Hochwasserrückhaltebecken in vielen Fällen mit vertretbarem Aufwand erreicht werden kann. Gerade bei älteren Bauwerken, die noch über Sohlswellen, glatte Sohlbereiche oder Sohlabstürze verfügen, kann mit kleinen Maßnahmen die Längsdurchgängigkeit erheblich verbessert werden.

8. Landschaftsbildbewertung bei Hochwasserrückhaltebecken (Institut für Landespflege)

8.1 Einleitung

Hochwasserrückhaltebecken sind aufgrund ihrer Gestalt und Ausdehnung auffällige technische Bauwerke und bedingen oftmals eine beträchtliche Veränderung ihrer Umgebung. Sie beeinflussen nicht nur das Gewässer an sich, sondern auch den amphibischen und terrestrischen Lebensraum. Je nach Ausmaßen des Bauwerks kommt es zur Veränderung, Fragmentierung und Zerstörung von Biotopen. Des Weiteren bringen Hochwasserrückhaltebecken zum Teil erhebliche Veränderungen des Landschaftsbildes mit sich.

Beim Bau und Betrieb von Hochwasserrückhaltebecken stand in der Vergangenheit allein der Hochwasserschutz im Vordergrund. Ökologische Belange und eine landschaftsästhetisch verträgliche Gestaltung wurden dagegen nur unzureichend beachtet. Erst in den letzten Jahren wurde das Augenmerk verstärkt auf gewässerökologische Belange gerichtet. Zahlreiche Studien beschäftigten sich mit den Auswirkungen der Rückhaltebecken auf die Gewässer und den Naturhaushalt. Insbesondere die Durchgängigkeit für Fische und aquatische Kleinlebewesen steht im Mittelpunkt der Untersuchungen. Dank der neuen Erkenntnisse können der Bau und der Betrieb von Hochwasserrückhaltebecken heutzutage ökologisch verträglicher gestaltet werden.

Dennoch gibt es noch Defizite in Forschung und Praxis. Zwar sollen die Auswirkungen der Bauwerke auf das Schutzgut Landschaftsbild im Rahmen der UVP geprüft und möglichst minimiert werden, landschaftsästhetische Aspekte werden jedoch meist nur unzureichend berücksichtigt. Hier fehlen bisher Methoden zur systematischen Erfassung der Veränderungen des Landschaftsbildes durch Hochwasserrückhaltebecken. Dies mag daran liegen, dass die Bewertung des Landschaftsbildes mit zahlreichen Schwierigkeiten verbunden ist, welche sich aus der komplexen Natur des Aspekts Landschaft ergeben:

Die **Landschaft** stellt eine Gesamtheit dar, die sich aus einer Vielzahl von Einzelteilen und deren räumlichen und strukturellen Beziehungen zusammensetzt (KÖHLER 1997). Diese Bestandteile einer Landschaft sind entweder natürlichen oder anthropogenen Ursprungs und unterliegen einer stetigen Veränderung (zeitliche Komponente) (WÖBSE 2002). Betrachtet ein Mensch die Landschaft, so bildet sich in seinem Kopf ein von zahlreichen Faktoren verändertes Abbild des wahrgenommenen Landschaftsausschnittes, das **Landschaftsbild**. Die tatsächlich vorhandene, objektiv erfassbare Landschaft mit ihren Elementen und Strukturen wird vom Betrachter „durch einen Filter von Ideen, Stimmungen und Wertungen gesehen“ (STEINLIN 1982, S.40). Im Moment der Wahrnehmung wirken auf den Betrachter individuelle, „personenimmanente“ Einflüsse wie Erfahrungen, Wissen, Einstellungen und Erwartungen. Zugleich beeinflussen „situationsbedingte“ Faktoren wie Wetter, Jahreszeit, Stimmung des Betrachters, Art und Geschwindigkeit der Fortbewegung sowie der Standort in der Landschaft die Wahrnehmung (LEITL 1997). Das Landschaftsbild ist somit das Ergebnis eines subjektiven Wahrnehmungsprozesses und entsprechend ist auch die Landschaftsbildbewertung ein subjektiver Vorgang. Die Bewertungsergebnisse sind schwer fassbar und nur bedingt verallgemeinerbar.

Unter Beachtung dieser Problematik wurde am Institut für Landespflege der Universität Freiburg ein praxisorientiertes Verfahren entwickelt, mit der die ästhetischen Auswirkungen von Hochwasserrückhaltebecken auf das Landschaftsbild analysiert und bewertet werden können.

Das Verfahren soll in der Planungspraxis handhabbar, nachvollziehbar und bei unterschiedlichen Bauwerkstypen anwendbar sein. Die Bewertungsergebnisse sollen möglichst objektiv und vergleichbar sein.

Im Folgenden werden die Grundlagen der Methodenentwicklung geschildert und der Methodenaufbau und -ablauf beschrieben. Der Gebrauch der Methode wird anhand eines Anwendungsbeispiels erläutert.

8.2 Hochwasserrückhaltebecken als Bewertungsobjekte

Für eine ästhetische Bewertung von Hochwasserrückhaltebecken sind die visuell in Erscheinung tretenden Bestandteile des Bauwerks von Bedeutung (Abbildung 8.1). Wesentliche Elemente sind:

- das Absperrbauwerk mit dem dazugehörigen Staubecken
- Durchlass und Auslässe (Betriebs- und Grundausslass)
- Hochwasserentlastungsanlagen (HWEA)
- Ein- und Auslaufbereiche, zum Teil mit befestigten Ufern
- Tosbecken
- Grob- und Feinrechen
- Zufahrts- und Versorgungswege, Treppen
- Betriebsgebäude

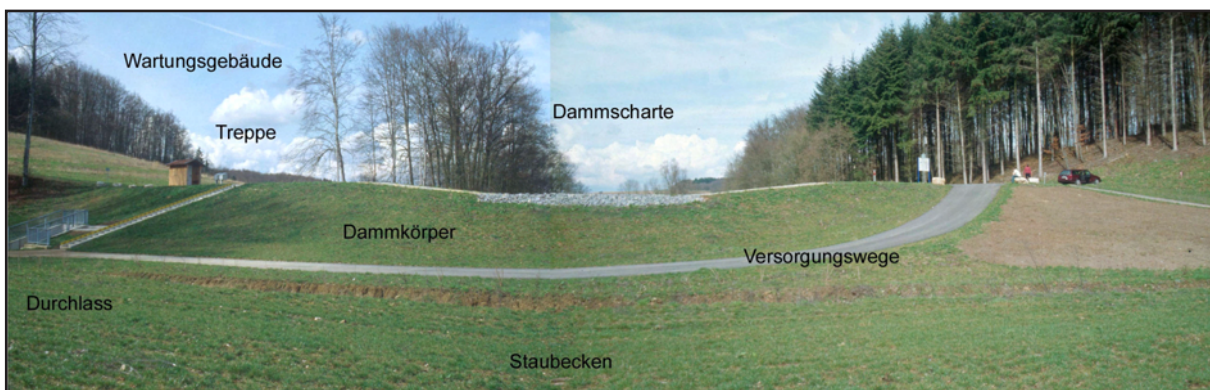


Abbildung 8.1: Hochwasserrückhaltebecken mit den ästhetisch wirksamen Bestandteilen.

Hochwasserrückhaltebecken sind keine einheitlichen Bauwerke. Die Bestandteile unterscheiden sich von Bauwerk zu Bauwerk in den folgenden Merkmalen:

- | | | |
|---------|----------------|------------|
| • Form | • Breite | • Textur |
| • Höhe | • Proportionen | • Material |
| • Länge | • Farbe | |

Die Ausprägung der genannten Merkmale bestimmt das visuelle Erscheinungsbild des Hochwasserrückhaltebeckens und somit seine ästhetische Wirkung. Die Abbildungen 2 bis 4 zeigen unterschiedliche Ausprägungen der gleichen Bauwerksbestandteile an verschiedenen Hochwasserrückhaltebecken.



Abbildung 8.2: Einlauf mit Rechen.



Abbildung 8.3: Rohrdurchlass.

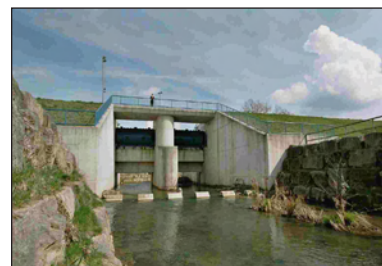


Abbildung 8.4: Große Dammscharte.

In Tabelle 8.1 sind die Bauwerksbestandteile und ihre möglichen Ausprägungen dargestellt:

Tabelle 8.1: Bestandteile von Hochwasserrückhaltebecken in verschiedenen Ausprägungen.

Bestandteil	Merkmale	Ausprägung
Damm	Höhe	
	Länge	
	Breite (Dammkrone u. Dammfuss)	
	Neigung (ws und ls)	
	Kontur (Oberkante)	gerade, ungerade
	Linearer Verlauf	gerade, geschwungen
	Material	Bepflanzung, Natursteine, Kunstmaterialien
	Farbe	entsprechend Material
	Textur	glatt/ nicht glatt
Durchlassbauwerk	Höhe	
	Breite	
	Länge	
	Material	Betonwände, Rohr, gemauert
	Farbe	entsprechend dem Material
	Lage im Damm	mittig oder seitlich
	Form	rechteckig oder rund
HWEA/ Damm-scharte	Lage am Damm	mittig oder seitlich (immer auf Oberkante)
	Größe	Breite und Tiefe
	Form	tief eingeschnitten oder flach
	Material	Beton, Natursteine in Beton, Bruchsteine, Grasbepflanzung,
	Lage am Damm	mittig oder seitlich
Einlauf/ Auslaufbereich	Material der Seitenwände bzw. Böschungen	Beton, Natursteine gemauert, Natursteine lose geschichtet (Trockensteinmauer), Natursteinblöcke, Böschung mit Bewuchs
	Material Untergrund	Beton, Natursteine, natürlicher Gewässergrund
Wege	Breite, Länge	
	Material	Asphalt oder Schotter
	Verlauf	auf Dammkrone, Versorgungswege schneiden Damm

Bestandteil	Merkmale	Ausprägung
Gebäude	Lage	auf dem Damm mittig oder seitlich neben dem Damm
	Material	Holz, Beton, Gemauert
	Farbe	entsprechend Material
	Größe	
Staubecken	Form	Tiefe im Vergleich zur Länge und Breite
	Proportionen	
	Größe	
	Material	Vegetation/ keine Vegetation, Wald, Bäume, Büsche, Hecken, gepflegte Wiese, Waldwiese, Sukzession, Acker, Asphalt, Pflasterung
	Textur	
	Farbe	

8.3 Landschaftsbild als Bewertungsobjekt

Eine Bewertung des Landschaftsbildes basiert auf der Erfassung der Landschaft und ihrer verschiedenen Bestandteile. Landschaft besteht sowohl aus den natürlichen, real vorhandenen, biotischen und abiotischen, als auch aus sinnlich wahrgenommenen Komponenten. Da nicht die Gesamtheit Landschaft bewertet werden kann, wird sie in so genannte **Schutzgüter** untergliedert, die systematisch untersucht werden (BOCKEMÜHL 2003). Im Bundesnaturschutzgesetz (BNATSCHG) zählt neben der Pflanzen- und Tierwelt, dem Boden, Wasser, Klima und Luft (Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes) auch das Landschaftsbild zu den Schutzgütern.

In vielen Bewertungsverfahren wird das zu untersuchende Landschaftsbild zunächst in kleinere Raumeinheiten unterteilt. Eine gängige Bezeichnung hierfür ist die der **Landschaftsbildeinheit**. Die Unterteilung kann auf unterschiedliche Weise erfolgen. Häufig werden die Topographie (wie zum Beispiel bei STEINLIN 1982) der Landschaft sowie das Vorhandensein gleichartiger Landschaftselemente infolge der Nutzung der Menschen als Grundlage herangezogen (LEITL 1997). Möglich ist auch die Unterteilung nach morphologischen Gesichtspunkten (zum Beispiel bei BECHMANN & JOHNSON 1980). DATTKE & SPERBER (1994) legen für die Untersuchung einen bestimmten Radius um das zu bewertende Objekt. Des Weiteren kann die Einteilung auch durch die Abgrenzung von Sichträumen erfolgen (WERBECK & WÖBSE 1980). Hierbei wird der einsehbare Bereich als Bewertungsraum beschrieben. Die Grenzen eines Sichtraumes werden von undurchsichtigen Landschaftselementen gebildet. Dies können Berge, Gebäude, Waldränder oder hohe Hecken sein. Die räumliche Unterteilung des Landschaftsbildes ist umso wichtiger, je größer das Untersuchungsgebiet bzw. der Bewertungsraum ist.

Kleinste Einheiten des Landschaftsbildes sind die **Landschafts(bild)elemente**. Sie sind die Erfassungsgrundlage der meisten Landschaftsbildbewertungsverfahren. Der Begriff umfasst dabei sowohl Strukturen als auch Einzelemente natürlichen oder anthropogenen Ursprungs. Die Zusammensetzung, Anordnung und Verteilung der Elemente im Raum bestimmt die spezifischen Züge einer Landschaft (HOISL et al. 2000).

Die Einteilung der Landschaftsbildelemente nach ihrer Formzugehörigkeit in punktförmige, raumbildende und linienförmige Elemente ist die gängigste Form der Systematisierung in bestehenden Landschaftsbildbewertungsverfahren. Zusätzlich werden, wie in der folgenden Tabelle 8.2 aufgeführt, Anordnungsmuster der Elemente beschrieben.

Tabelle 8.2: Formen der Landschaftsbildelemente und ihre Anordnungsmuster.

Form des Elements	Anordnungsmuster	Beispiel
punktförmige Elemente	einzeln	Einzelbäume, Berggipfel, Gebäude, Lesesteinhaufen
	gruppiert	Baumgruppen, Berggruppierungen, Baumbesäumte Gebäude, Gebäudeensembles
lineare Elemente	einzeln	Alleen, Hecken, Mauern, Wälle, Zäune, Flüsse, Bäche, Straßen, Wege, Wegränder
	randartig	Waldränder, Hangschultern, Dorfränder
	vernetzt	Heckenlandschaften, Teichlandschaften
	gestaffelt	Stufenraine, Weinbergterrassen
flächige Elemente	einzeln	Felder, Wiesen, Wald- und Wasserflächen
	gereiht	Feldgehölzreihen, Teichketten, Inselketten
	kompakt	große, wenig gegliederte Acker- und Weinbergslagen
	zerstreut	verstreute Gehöftanlagen, Streuobstwiesen, Wiesen mit eingestreuten Feldgehölzen
	mosaikartig	Wechsel von Acker und Grünland, Acker und Brache
raumbildende Elemente	begrenzend	Waldränder, Bergflanken, Ortsränder
	gliedernd	Hügelstaffel, Böschungsfolge, gestaffelte Hecken, Baumreihen
	richtend	Alleen (mit Blickpunkt), schmale Täler, Hohlwege

8.3.1 Das Landschaftsbild als Bewertungsobjekt der neuen Methode

Bewertungsobjekte der neuen Methode sind sowohl das Bauwerk auf der „Verursacherseite“ als auch die Landschaft auf der „Betroffenenseite“ (GERHARDS 2002). Die Beurteilung baulicher Auswirkungen ist nicht ohne die Beachtung der umgebenden Landschaft möglich. Dementsprechend müssen diejenigen Merkmale der Landschaft erfasst werden, die

- den Charakter der Landschaft beschreiben,
- von Auswirkungen des Bauwerks betroffen sind,
- die Auswirkungen des Bauwerks mindern,
- in Wechselwirkung mit Elementen des Bauwerks stehen und deren Auswirkungen bedingen.

Bei der Bewertung der Auswirkungen von Hochwasserrückhaltebecken sind folgende Landschaftsbildfaktoren von Interesse (Tabelle 8.3):

Entscheidend beim **Relief** ist, ob es sich um Flachland oder eine Hügel- bzw. Berglandschaft handelt. In jedem Fall ist die Steigung des Geländes zu beachten. Befindet sich das Hochwasserrückhaltebecken in einem Tal, so muss die Talform erfasst werden.

Ausschlaggebend für die **Oberflächengestalt** (Textur und Farben) sind die Art und Ausprägung der Vegetation oder die Bodenmaterialien, welche die Oberfläche bedecken.

Ein weiteres Merkmal der Landschaft ist die **Nutzungsform**. Neben der forstlichen Nutzung werden landwirtschaftliche Flächen, Bebauung und Infrastruktur differenziert (Tabelle 8.3). Hierbei wird auch die Intensität der Nutzung berücksichtigt.

Erfasst wird zudem der Zustand des **Gewässers** (naturnah oder künstlich). Dies betrifft den Gewässerverlauf, den Untergrund sowie die Böschungen und die Begleitvegetation.

Die **Anordnungsmuster** der Landschaftsbildelemente bestimmen die Strukturierung der Landschaft, welche klein- oder großflächig sein kann. Die Landschaftsbildelemente kommen in linearer, punktueller und flächiger Erscheinungsform vor. Darüber hinaus wird differenziert zwischen Landschaftselementen und -faktoren, welche in direktem räumlichen Kontakt mit dem Hochwasserrückhaltebecken stehen und solchen, die sich in Sichtweite des Bauwerks befinden.

Tabelle 8.3: Aufzunehmende Landschaftsfaktoren in ihren verschiedenen Ausprägungen.

Faktor	Aufnahmegröße	Ausprägung
Relief	Topologie	Flachland, Hügelland, Bergland
	Talform	Muldental, Kerbtal, Klammtal, Aue
	Steigung	flach, steil
Oberfläche (Textur/Farben)	Vegetationsstruktur	Wald, Offenland
Nutzungsform (Intensität)	Forstwirtschaft	Laubwald, Nadelwald, Mischwald
	Landwirtschaft	Acker, Weide, Wiese
	Bebauung	Siedlung, Industrie, Gewerbe
	Infrastruktur	Strassen, Schienen, Energieleitungen
Anordnungsmuster der Landschaftsbildelemente	Strukturierung	klein, mittel, groß
	Ordnung	punktuell, linear, flächig, raumbildend
Gewässer	Verlauf	begradigt/ künstlich
	Untergrund	künstlich/ naturnah
	Ufer	künstlich/ naturnah
	Begleitvegetation	

8.3.2 Negative Auswirkungen von Hochwasserrückhaltebecken auf das Landschaftsbild

Die Auswirkungen von Hochwasserrückhaltebecken auf das Landschaftsbild sind sowohl abhängig von den spezifischen Eigenschaften des Bauwerks als auch von den Besonderheiten der Umgebung des Hochwasserrückhaltebeckens. Es wird hier davon ausgegangen, dass ein Bauwerk in einer „natürlichen“ Landschaft vor allem negative Auswirkungen (Beeinträchtigungen) hat, da es immer zu „unnatürlichen“ Veränderungen führt. Bedingt ein Hochwasserrückhaltebecken keine Beeinträchtigung, dann ist sein Erscheinungsbild unauffällig und die Auswirkungen sind neutral, in sehr seltenen Fällen auch positiv. Steht fest, unter welchen

Umständen das Bauwerk die Landschaft negativ verändert, so kann daraus auch abgeleitet werden, in welchem Fall die Veränderungen neutral sind. Im Rahmen der Arbeit wurden mögliche Beeinträchtigungen erarbeitet. Grundlage hierfür war das von den Auswirkungen betroffene Landschaftsbild, welches durch das Hochwasserrückhaltebecken eine Veränderung erfuhr.

Für die Landschaftsplanung wurde verschiedentlich untersucht, wann eine Landschaft vom Menschen als schön empfunden wird. Schönheitsempfinden ist zwar ein subjektiver Vorgang, es bestehen aber zumindest im mitteleuropäischen Kulturraum relativ einheitliche Vorstellungen von einer schönen Landschaft (GERHARDS 2002). GERHARDS (2002) beschreibt verschiedene ästhetische Bedürfnisse des Menschen, die an eine Landschaft gestellt werden. Je mehr diese Bedürfnisse beim Betrachten einer Landschaft erfüllt werden, desto schöner wird die Landschaft empfunden.

Tabelle 8.4 stellt in Anlehnung an GERHARDS (2002) die Bedürfnisse sowie die die Bedürfnisse erfüllenden Landschaftsmerkmale dar und gibt wieder, wie ein Hochwasserrückhaltebecken mit seinen Bestandteilen die jeweiligen Landschaftsmerkmale und Eigenschaften verändert.

Tabelle 8.4: Merkmale einer als schön empfundenen Landschaft und die Beeinträchtigung durch Hochwasserrückhaltebecken.

ästhetisches Bedürfnis	Aussehen der Landschaft um das Bedürfnis zu erfüllen	Beeinträchtigungen durch das Hochwasserrückhaltebecken
Anregung, Abwechslung, Überraschung	vielfältige, kleinteilige, kontrastreiche Landschaft, insbesondere auch mit Gewässern und wechselnden Geländehöhen	Überprägung/ Veränderung, Zerstörung, von strukturierenden Landschaftsbildelementen
	hohe Randliniendichte (Wald-, Gewässer-, Siedlungsränder)	Überprägung/ Veränderung, Zerstörung von Randlinien, Bildung neuer Randlinien, Zerschneidung linearer Elemente
	rascher Wechsel von einsehbaren Räumen und überraschenden Perspektiven bei eigener Fortbewegung	Verhindern von Sichtbeziehungen in einsehbare Räume
Orientierung, Information, Erkenntnisgewinn, Lesbarkeit	raumleitende und -gliedernde Elemente (nachvollziehbares Anordnungsmuster der Landschaftselemente, strukturierte Landschaft)	Überprägung/ Veränderung, Zerstörung, Zerschneidung linearer Elemente
	markante, fernwirksame Orientierungspunkte	Verhinderung von Sichtbeziehungen zu fernwirksamen Orientierungspunkten, Bauwerk setzt neue Orientierungspunkte
	Sichtbeziehungen	Verhinderung von Sichtbeziehungen
	hochgelegene Geländepunkte, die Ausblicke, Überblicke und Einblicke, sowie den Eindruck räumlicher Tiefe und Ferne gewähren	Verhinderung von Sichtbeziehungen zu hochgelegenen Orientierungspunkten
	offener Bewuchs, der Einblick und Durchblick erlaubt	Veränderung der Vegetation
Geborgenheit, Sicherheit, Heimat, Identifikation	wie oben	wie oben
	Landschaftselemente passen von ihren Proportionen und Dimensionen zueinander	Proportionen und Dimensionen der Bauwerkselemente anders als Proportionen und Dimensionen der Landschaftsbildelemente; Proportionen der Bauwerkselemente untereinander passen nicht zueinander

ästhetisches Bedürfnis	Aussehen der Landschaft um das Bedürfnis zu erfüllen	Beeinträchtigungen durch das Hochwasserrückhaltebecken
Geborgenheit, Sicherheit, Heimat, Identifikation	vorkommende Farben und Formen passen zueinander	Farben und Formen des Bauwerks passen nicht zu Farben und Formen der Landschaft
	anthropogene Landschaftselemente, vor allem bauliche Anlagen, stehen im Einklang mit den natürlichen Gegebenheiten und Möglichkeiten („Potentialen“) und ordnen sich an landschaftlichen Leitstrukturen	Bauwerk ordnet sich nicht an landschaftlichen Leitstrukturen
	Landschaftselemente gehen fließend, d.h. ohne abrupte Übergänge, ineinander über (weiche Ränder)	Übergänge Bauwerk/ Landschaft abrupt
	Vorherrschen geschwungener, runder Formen gegenüber geradlinig-eckigen	Bauwerk dominiert von geradlinig-eckigen Formen
	Vorherrschen von Landschaftselementen, die für den Naturraum typisch, charakteristisch sind	Überprägung/ Veränderung, Zerstörung typischer Elemente
	unverwechselbare Ausstattung mit Landschaftselementen	Bauwerk dominiert als untypisches Element
	vertraute, seit langem bekannte Landschaftselemente	Bauwerk dominiert als untypisches Element
Entspannung, Muße, Besinnung	Landschaft lässt eine kontinuierliche, Entwicklung erkennen (ohne abrupte Sprünge), „historisch gewachsen“	Bauwerk gliedert sich nicht in historische Kontinuität ein (vor allem durch Materialien und Baustiel)
	wie oben	
	sich (zumindest scheinbar) ungestört, d.h. ohne deutliche erkennbare Einflussnahme des Menschen, entwickelnde Landschaft (Eigendynamik)	technisches Bauwerk als deutlich erkennbare Einflussnahme
	unberührte Wildnis	technisches Bauwerk zerstört unberührte Wildnis
	Fehlen von Landschaftselementen der „technischen Zivilisation“ wie Autobahnen, Hochspannungsleitungen	Hochwasserrückhaltebecken als Element technischer Zivilisation

Im Hinblick darauf lassen sich folgende mögliche Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes durch ein Hochwasserrückhaltebecken und seine verschiedenen Bestandteile feststellen:

- Zerschneidung linearer Elemente (die Leitlinien in der Landschaft sind)
- Zerschneidung linearer Elemente (mit Randlinien- oder raumgliedernder Funktion)
- Veränderung von strukturierenden Elementen
- Veränderung von punktuellen Elementen (die Orientierungspunkte in der Landschaft darstellen)
- Verhinderung zu Sichtbeziehungen zu Orientierungspunkten (punktuellen Elementen)
- Verhinderung von Fernsicht (in den weiten Raum)
- Auffälliger Kontrast des Bauwerks in Farben, Formen, Proportionen zur Umgebung

Die **Zerschneidung** der Landschaft durch das Bauwerk betrifft hauptsächlich lineare Elemente, die dadurch in ihrer Funktion als raumgliedernde, raumbildende Elemente oder Leitlinien beeinträchtigt werden. Verantwortlich für diese Beeinträchtigungen ist der Damm als lineares Element, der in seinem Verlauf andere lineare Landschaftselemente schneidet. Dabei sind die Länge des Dammkörpers, die Breite des Dammfußes sowie der Verlauf des Dammes

entscheidende Kriterien. Auch Zufahrtswege können derartige Zerschneidungen verursachen. Die Voraussetzung ist das Vorhandensein linearer Elemente in der Landschaft. Abbildung 8.5 zeigt den klassischen Fall, in denen der Damm die Begleitvegetation des Gewässers zerschneidet.

Die **Zerstörung (direkter Verlust)** von charakteristischen punktuellen, linearen oder flächigen Elementen kann durch den Damm, das Staubecken oder den Ein- und Auslaufbereich erfolgen. Die Grundfläche des Dammes und des Staubeckens sind ausschlaggebend dafür, wie viele Elemente zerstört werden. Je kleiner dabei die umgebende Landschaft strukturiert ist und je mehr punktuelle Elemente sie enthält, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit, dass es durch das Bauwerk zu Verlusten von Landschaftsbildelementen kommt. Beim Staubecken ist entscheidend, ob die vorherige Vegetation und Strukturierung der Landschaftsbildelemente erhalten bleibt oder ob sie verändert wird. Dazu zählen beispielsweise die Rodung von Waldflächen, Zerstörung von Hecken, Einzelbäumen, Streuobstwiesen usw.. Auch im Ein- und Auslaufbereich des Gewässers kann es zur Zerstörung des Gewässeruntergrunds, der Begleitvegetation und dem Gewässerverlauf kommen. Abhängig ist dies von der Größe des Ein-/ Auslaufbereichs, der Gestaltung der Böschungen und des Gewässergrundes.

Eine **Veränderung** von Landschaftsbildelementen und Strukturen kann durch den Damm, das Staubecken und den Ein- und Auslaufbereich zustande kommen. Die Landschaftsbildelemente werden durch das Bauwerk in ihrer Gestalt (Form, Größe, Farben, Textur) und in ihrer Anordnung verändert. Dies betrifft die Vegetation in ihrer Ausdehnung und/ oder Zusammensetzung, die im Bereich des Staubeckens Veränderungen erfahren kann. Befindet sich das Becken im Wald, so wird dieser meist auf der Fläche des Staubeckens gerodet. Dies hat zudem eine Veränderung der Raumwirkung, der Textur und der Farben zur Folge. In der Nutzungsstruktur der Landschaft kann es infolge des Dammbaus zu einer Veränderung der linearen Randstrukturen (Hecken, Raine, usw.) kommen. Gleiches gilt für Wege und Wegränder. Durch den Dammkörper wird die Oberfläche in ihrem Relief verändert. Der Damm in seiner Kontur verändert zudem die Horizontlinie. Durch die lineare Kontur wird ein künstlicher Horizont geschaffen, der umso unnatürlicher wirkt, je gerader die Dammkrone ist.

Die **Verhinderung von Sichtbeziehungen** kann als eine der häufigsten Auswirkungen von Hochwasserrückhaltebecken bezeichnet werden. Ausschlaggebend hierfür ist der Damm, der abhängig von seiner Höhe eine undurchsichtige Wand bildet und damit die Sicht auf besondere Elemente der Landschaft (z.B. Orientierungspunkte) oder in die Ferne unterbricht. Entscheidender Landschaftsfaktor für die Intensität der Beeinträchtigung ist das Relief, das den Standpunkt des Betrachters bedingt. In einer flachen Landschaft kann der Betrachter nur niedriger als der Damm stehen und hat keine Möglichkeit ihn zu überblicken. Zudem gibt es im Flachland keine Berge oder Hügel, die über den Damm hinausragen. In Hügel- oder Bergland steht der Betrachter, zumindest aus weiterer Entfernung, häufig höher oder auf gleicher Höhe mit der Dammoberkante und kann über den Damm hinüber sehen. Auch unmittelbar vor dem Dammfuß sind höher gelegene Landschaftspunkte zu sehen, die den Eindruck der „Verriege-



Abbildung 8.5: Damm zerschneidet lineares Element.

lung“ mindern. Ausschlaggebend für die Höhe des Dammes ist die Form des Tales, in dem er sich befindet. Aus wasserwirtschaftlichen Gründen (Stauvolumen) muss der Damm umso höher sein, je enger das Tal ist. Das bedeutet, dass ein enges Tal, das durch seine hohen Talhänge nur Ausblick in eine Richtung lässt, eine weitere Einengung des Blickfeldes durch den Damm erfährt. Dieser Effekt verstärkt sich mit zunehmender Enge von Tälern.

Visuelle Beeinträchtigungen und Überprägungen (durch Wechselwirkungen der Bauwerksbestandteile mit Landschaftselementen): In seinem Erscheinungsbild stellt das Hochwasserrückhaltebecken je nach Ausprägung seiner Bestandteile einen Kontrast zu den Elementen der Landschaft dar, der unter Umständen so stark ist, dass das Bauwerk die Landschaft als technisches Element dominiert. Auch wenn es zu keiner direkten Veränderung der bestehenden Landschaftselemente kommt, so werden diese dennoch in ihren Funktionen nicht mehr wahrgenommen. Dieser Kontrast kann in den Ausprägungen der Farben, Materialien, Formen, Größen und Proportionen zwischen Landschaft und Bauwerk bestehen. Je auffälliger das Bauwerk ist, desto größer ist auch die visuelle Beeinträchtigung.

Entspricht die Größe des Hochwasserrückhaltebeckens nicht den Maßstäben der Elemente im Untersuchungsgebiet, sondern übertrifft diese um ein Vielfaches, kommt es zu einer Veränderung der Dimensionen in der Landschaft.

Hinsichtlich der Farbe und der Textur kann der Damm mit seiner Oberfläche einen negativen Kontrast zu den Elementen des Landschaftsbildes darstellen. Dabei bestimmt die Art der Oberfläche (Vegetation/ohne Vegetation) die Textur (rau/glatt) und die Farbe. Finden sich diese nicht in der Umgebung wieder, so fällt der Damm aufgrund seiner großen Oberfläche optisch besonders auf. Dies gilt auch für die Gestalt des Durchlassbauwerks und des Ein- und Auslaufbereichs. Entscheidend ist dabei auch, wie technisch eine Oberfläche wirkt. So ist zum Beispiel Beton, auch wenn die Farbe nicht unbedingt unnatürlich ist, aufgrund seines „nüchternen“, „kühlen“ Charakters ein auffälliges Merkmal in der Natur. Hinzu kommt die glatte Textur, die sich nicht in natürlichen Formen wieder finden lässt. Bestandteile eines Hochwasserrückhaltebeckens, die häufig aus Asphalt oder Beton bestehen, sind der Durchlass mit seinen Wänden, Treppen und Wegen auf und vor dem Damm.

Des Weiteren bestimmt die Form der Bauwerkselemente die Auffälligkeit des Bauwerks. Je unnatürlicher diese ist, desto auffälliger wirkt sie. Rechtwinklige lineare Formen kommen in der Natur kaum vor und dementsprechend kontrastreich wirken sie im Landschaftsbild. Dazu zählen neben dem Durchlass auch die Treppen, die meist wasserseits den Damm hinabführen, die Hochwasserscharte, die sich mehr oder weniger weit luftseits über den Damm erstreckt, sowie Wege und Gebäude. Die Treppen bilden einen starken Kontrast, wenn sie geradlinig und aus Beton sind. Meist sind sie zudem mit einer gelben Messlatte versehen. Die Dammscharte ist entweder aus Beton, mit schweren Natursteinen gepflastert oder lose gefüllt. Beide Elemente erhöhen vor allem durch ihre Form, Farbe und Textur die Auffälligkeit des Dammes aus weiterer Distanz.

Die direkte optische Wirkung wird auch von den Übergängen zwischen Bauwerk und Landschaftselementen bestimmt. Gehen diese abrupt ineinander über, so fällt das Hochwasserrückhaltebecken entsprechend als Fremdkörper in der Landschaft auf. Übergangsbereiche von Bauwerk zu Landschaft sind der Dammfuß sowie der Ein- und Auslaufbereich. Entscheidend sind auch hier die Materialien bzw. die Ähnlichkeit der Oberfläche des Bauwerks mit der Umgebung.

Visuelle Beeinträchtigung durch Gestalt der Bauwerksbestandteile „per se“: Neben den beschriebenen Beeinträchtigungen, die meist in Wechselwirkung mit Landschaftselementen entstehen, lassen sich Auswirkungen feststellen, die von der Gestalt der einzelnen Elemente verursacht werden. Die Auswirkungen des Bauwerkes an sich werden verursacht durch die Materialien der Oberflächen und ihre Farben und Texturen. Zu nennen sind:

- Der Öffnungswinkel der Betonwände des Durchlasses im Übergang in den Einlauf- und Auslaufbereich. Im Falle eines Betonrahmenprofils werden Betonwände mehr oder weniger weiter geführt, bis sie in die Böschung des Gewässers bzw. die gestalteten Böschungen des Einlauf-/ Auslaufbereichs übergehen. Die Betonwände können je nach Größe des Durchlasses sehr hoch sein und haben, besonders aus der Nähe, einen schluchtartigen Charakter. Dieser hat eine negative Wirkung bei der Betrachtung, welche umso stärker ausfällt, je steiler der Öffnungswinkel ist.
- Die Proportionen der Bauwerkselemente müssen stimmen, damit sie keine negative Wirkung verursachen. Rechteckige Formen werden dann als besonders unangenehm empfunden, wenn sie nicht dem „Goldenen Schnitt“ entsprechen. „Der Goldene Schnitt ist die Teilung einer Linie in zwei Teile, deren größerer Teil sich zum kleinen verhält, wie die ganze Linie zum größeren Teil (WÖBSE 2002, S.36).“ In Zahlen ausgedrückt: 5:8, 8:13, 13:21 usw.. Dies kann für die rechteckigen Bestandteile überprüft werden. Es ist möglich, dass die richtigen Proportionen die Elemente unauffällig erscheinen lassen.
- Das Material der Bauwerkselemente wirkt dann künstlich im Kontrast zur Umgebung, wenn es nicht deren Farben, Formen und Materialien entspricht. Nach WÖBSE (2002) können Bauwerke durchaus der Eigenart einer Landschaft entsprechen und damit zur Schönheit der Landschaft beitragen, wenn sie aus Materialien der Umgebung gebaut sind. Dies gilt für Steine, die aus einem nahen Steinbruch kommen oder für Lehmziegel, die den Erdfarben der Umgebung entsprechen. Dies ist der Grund, warum alte Bauwerke oft als schön empfunden werden. Je mehr „Kunststoffe“ wie beispielsweise Stahlbeton, Metalllegierungen, Spanplatten usw. in einem Bauwerk vorkommen, desto negativer fällt es in der Landschaft auf.

Auswirkungen im Betriebsfall: Eine Besonderheit stellt der Zustand von Hochwasserrückhaltebecken im Betriebsfall (bei Wassereinstau) dar. Dieser führt zu ganz erheblichen Veränderungen des Landschaftsbildes, ist jedoch bei Trockenbecken nur temporär. Die Veränderungen sind bedingt durch die ausgedehnte, in der Regel braune Wasserfläche. Diese hat keine Ähnlichkeiten mit einem natürlichen See oder Teich. Schon allein die fehlende Uferstruktur lässt die Wasserfläche künstlich wirken. Infolge der mitgeführten Sedimente färbt sich das Wasser braun. Dies verstärkt den Eindruck der Überflutung. Nach dem Abfließen des Wassers bleibt ein Großteil dieser Sedimente zurück und überzieht den Boden als braune Schlammschicht, die von längerer Dauer ist als der Einstau selber. Die Vegetation ist in diesem Bereich nicht in ihren Farben und Formen erkennbar. Zudem muss beachtet werden, dass Sedimentation, Vernässung, Düngung und andere Folgen des Einstaus Auswirkungen auf die Vegetation haben können. Dies bedingt unter Umständen eine standortsfremde Artenzusammensetzung. Abfall und Treibgut, die nach dem Einstau zurückbleiben, verleihen dem Becken einen unaufgeräumten Charakter.

Teilweise können Elemente der Landschaft die negativen Auswirkungen des Bauwerkes „an sich“ ausgleichen: Ein wesentlicher Aspekt ist diesbezüglich die „Vorbeltastung“ der Landschaft (DATKE & SPERBER 1994, S.179): Je stärker die Landschaft durch „nicht naturraumtypische

Erscheinungen“ neben dem Bauwerk belastet ist, desto geringer fällt die Beeinträchtigung des Hochwasserrückhaltebeckens aus, bzw. desto geringer ist seine Auffälligkeit. Dies gilt insbesondere für technische Elemente wie Hochspannungsleitungen, Strassen bzw. Versiegelungen mit Asphalt (zum Beispiel Parkplätze). Auch Siedlungsstrukturen können eine Vorbelastung darstellen. Dabei muss Wohnbebauung von Gewerbe- und Industriegebieten unterschieden werden, denn die Letztgenannten sind in ihrer Erscheinung in der Regel weniger an traditionelle Bauformen angepasst als Wohnhäuser. Auch die Intensität der Landnutzung durch Landwirtschaft ist ein die Vorbelastung bestimmendes Merkmal. Nach DATTKE & SPEBER (1994) ist diese umso größer, je weniger als natürlich empfundene Bestandteile der Kulturlandschaft (zum Beispiel Hecken, Feldgehölze usw.) zwischen den Nutzflächen anzufinden sind.

Die Beeinträchtigungen, die ausgelöst werden durch bestimmte negative Auswirkungen einzelner Bauwerksbestandteile „per se“, können gemindert werden durch Landschaftselemente, die zwischen Betrachter und Bauwerk stehen und die Sicht auf das Bauwerk versperren. Dies können Einzelbäume, Gebäude oder lineare Elemente wie Bahndämme oder Böschungen sein, die einen Teil des Damms verdecken. Dieser Aspekt ist entscheidend vom Standpunkt des Betrachters abhängig. Des Weiteren reduzieren Landschaftselemente, die höher als die Dammoberkante gelegen sind, den Wandeffekt des Absperrbauwerks. Der Damm wirkt nicht so hoch und dominant, wenn höhere Landschaftselemente vom Standpunkt des Betrachters aus neben oder hinter dem Damm zu sehen sind. Dies können hohe Bäume oder Gebäude in der näheren Umgebung oder Berge und Hügel in der Ferne sein. Umso mehr trifft dies zu je näher der Betrachter vor dem Damm steht. Die lineare Kontur der Dammoberkante kann wie ein künstlicher Horizont wirken. Dieser Effekt wird gemindert, wenn die Dammkontur nicht völlig linear ausgeprägt ist. In der Regel ist dabei die Form und Größe der Dammscharte ausschlaggebend. Je breiter und tiefer diese ist, desto weniger linear ist die Dammoberkante. Eine tiefe Dammscharte lässt zudem mehr Sichtbeziehungen zu, da die Dammhöhe teilweise reduziert ist.

8.3.3 Positive Auswirkungen von Hochwasserrückhaltebecken

In dieser Arbeit wird davon ausgegangen, dass Hochwasserrückhaltebecken in der Regel negative Auswirkungen verursachen (man spricht dann von Beeinträchtigungen) oder neutrale Wirkung besitzen (d.h. keine Auswirkungen auf das Landschaftsbild haben). Theoretisch möglich, wenn auch in der Praxis selten, ist aber auch, dass die Bauwerke in ihrer Umgebung positive Veränderungen bedingen. Dies soll daher kurz angesprochen werden. Verschiedene Fälle sind denkbar, in denen ein Hochwasserrückhaltebecken in seinem Erscheinungsbild positiv bewertet würde:

1. Das Hochwasserrückhaltebecken (der Damm) verdeckt die Sicht auf negative Elemente des Landschaftsbildes (z.B. Industrieanlage, Autobahn, Hochhäuser). Der in der Regel begrünte Damm ist dann das „kleinere Übel“ in der vorbelasteten Landschaft.
2. Das Hochwasserrückhaltebecken befindet sich in einer sehr ausgeräumten, langweiligen Landschaft und stellt dort ein bereicherndes Element dar. (beispielsweise weil im Zuge der Hochwasserrückhaltebecken-Gestaltung Flächen aus der Nutzung genommen wurden, wegen Gewässerrandgestaltung und Bepflanzung des Beckens).
3. Im Staubecken bzw. dem Einlaufbereich kommt es zur Bildung von Feuchtgebieten und diese führen zu einer Diversifizierung der Vegetation und damit zu einer Bereicherung des Landschaftsbildes.

Besonders für den zweiten Fall kann wieder die Theorie des vorherigen Kapitels aufgegriffen werden. Die Situation kehrt sich gewissermaßen um: Die Landschaft, die das Hochwasserrückhaltebecken umgibt, wird nicht als schön empfunden, weil sie die Bedürfnisse des Betrachters nicht erfüllt. Sie ist so stark vorbelastet, dass sie keine bzw. nur wenige Merkmale aufweist, die ein Schönheitsempfinden beim Menschen auslösen. Das Bauwerk hingegen - und dies ist entscheidend - besitzt ebendiese Merkmale und wird daher im Gegensatz zur Landschaft als schön (oder schöner) angesehen. Treffen diese Voraussetzungen zu, dann wertet das Hochwasserrückhaltebecken die Umgebung durch sein Erscheinungsbild auf.

8.4 Die Methode

Vor dem Hintergrund der oben beschriebenen Grundlagen wurde eine praktikable Methode zur Bewertung der ästhetischen Auswirkungen von Hochwasserrückhaltebecken auf das Landschaftsbild entwickelt.

Um die Zielführung des Verfahrens zu gewährleisten, wurden verschiedene **Qualitätskriterien** definiert. Sie dienen als Hilfestellung bei der Methodenentwicklung und lassen eine Qualitätskontrolle des Verfahrens zu.

Bewertungsverfahren, die für einen Einsatz in der Planungspraxis konzipiert sind, sollen ein möglichst hohes Maß an **Objektivität** erfüllen. Als objektiv bezeichnet WAGNER (1997, S. 50) „ein Verfahren, mit dem das zu ermittelnde Merkmal eindeutig festgestellt wird.“ Allerdings kann, wie bereits angedeutet (siehe Einleitung), Landschaftsbildbewertung nie absolut objektiv sein. Es ist daher allenfalls eine **intersubjektiv nachvollziehbare Bewertung** möglich (KAISER 2005). Um die Nachvollziehbarkeit der Methode zu gewährleisten, soll der „subjektive Ermessungsspielraum bei der Bewertung durch Verfahrensbeschreibung und Bewertungsvorschriften verkleinert werden“ (KAISER 2005 S.149). Dabei ist jedoch zu beachten, dass einerseits ausführliche und komplexe Verfahrensvorschriften die Handhabbarkeit und Verständlichkeit herabsetzen und andererseits enge Vorgaben des methodischen Rahmens die Flexibilität der Methode reduzieren. Um die Vorgehensweise der Bewertung für Dritte nachvollziehbar zu machen, sollen die subjektiv geprägten Schritte und die Argumentation der Inwertsetzung ausführlich beschrieben werden. Zudem sichert die sachgerechte Wahl und die eindeutige Definition von Bewertungskriterien die intersubjektive Nachvollziehbarkeit des Methodenablaufs (WAGNER 1997, S.52). Dabei ist darauf zu achten, dass die Kriterien für alle Bewertungsobjekte einheitlich genutzt werden. Außerdem sollte die Anzahl der Kriterien nicht zu hoch sein, damit die Methode anschaulich und nachvollziehbar bleibt.

Ist ein Verfahren objektiv, so gewährleistet dies gleichzeitig die **Transparenz** der Methode. Bewertungsverfahren sollten so konstruiert sein, dass jeder Anwender zu den gleichen Ergebnissen kommt, wenn er die gleichen Ausgangsdaten in das Verfahren eingibt. Die Bewertungsvorschrift muss dazu nachvollziehbar dargelegt werden und eindeutig sein (ROTH 2000).

Die **Flexibilität** (Übertragbarkeit) der Methode soll im Bezug auf verschiedene Hochwasserrückhaltebecken gewährleistet sein. Die Methode muss die unterschiedlichen Typen von Hochwasserrückhaltebecken mit ihren jeweiligen Bestandteilen und Ausprägungen sowie die verschiedenen Merkmale der jeweiligen Landschaftsbilder beachten. Die Übertragbarkeit des Verfahrens auf andere Einsatzbereiche ist jedoch relativ begrenzt, da es sich bei der Bewertung der Auswirkungen von Hochwasserrückhaltebecken um eine sehr speziell formulierte Anwendung handelt.

Im Hinblick auf die Erfordernisse einer Anwendung der Methode in der Praxis soll auch eine **Minderung des zeitlichen Aufwands** und ihre **leichte Anwendbarkeit** (Handhabbarkeit) als Qualitätskriterium genannt werden.

Des Weiteren zählen **Reliabilität** (Zuverlässigkeit) und **Validität** (Gültigkeit) als Grundprämissen eines jeden Bewertungsverfahrens zu den Qualitätskriterien der neuen Methode. Zuverlässigkeit bedeutet, dass die zu ermittelnden Merkmale konstant gemessen werden, d.h. bei wiederholter Anwendung am selben Objekt in geringem zeitlichem Abstand zu identischen Resultaten führen (SCHAFRANSKI 1996). Voraussetzung für die Zuverlässigkeit einer Methode ist die oben bereits beschriebene intersubjektive Nachvollziehbarkeit der methodischen Vorgehensweise und der Bewertungsergebnisse. Gültigkeit erlangt eine Methode dann, „wenn sie genau das misst, was sie messen soll“ und ihre Ergebnisse als „sachgerecht“ zu bezeichnen sind (ROTH, 2000, S.16).

8.4.1 Methodische Rahmenbedingungen

Für die neue Methode wurden verschiedene Rahmenbedingungen festgelegt. Die Rahmenbedingungen verleihen der Methode ihren „Charakter“ und gestalten sie entsprechend der Zielsetzung und dem Anwendungsbereich. Rahmenbedingungen definieren im Einzelnen, wie bewertet werden soll.

Zu den Rahmenbedingungen zählen:

- die Wahl des Bewertungsansatzes
- Festlegen der Bewertungskriterien
- Festlegen eines Referenzzustandes
- Festlegen der Betrachterperspektive
- Bestimmen einer Bewertungsskala

Bewertungsansatz

Die neue Methode ist ein nutzerunabhängiges Verfahren. Nutzerunabhängige Bewertungsverfahren werden in der Regel für einen Einsatz in der Praxis konzipiert. Sie folgen einem festen Regelwerk, sind - im Gegensatz zu nutzerabhängigen Verfahren - weitestgehend unabhängig von der subjektiven Einschätzung des Betrachtes und werden daher als objektiv angesehen. Grundlage entsprechender Verfahren ist die Erfassung des realen Zustandes der Landschaft, mit ihrem Repertoire an verschiedenen Elementen und Strukturen und deren Anordnungsmuster, ohne Beachtung der Eindrücke des Betrachters. Die Bewertung erfolgt bei nutzerunabhängigen Methoden mithilfe von Bewertungskriterien. Je nach Anwendungsbereich sind diese Kriterien unterschiedlich gewählt.

Zu den nutzerunabhängigen Ansätzen zählen die „**verbal argumentativen Verfahren**“ (COCH & GERHARDS 2000). Sie zeichnen sich dadurch aus, dass die Vorgehensweise, der zur jeweiligen Bewertung geführt hat, beschrieben wird, damit sie von Dritten nachvollzogen werden kann (BOCKEMÜHL 2003). So soll der stets vorhandenen Subjektivität einer Bewertung durch eine möglichst hohe Transparenz entgegengewirkt werden.

Bewertungskriterien

Nach WULF (2001, S.7) ist ein Kriterium „ein (unterscheidendes) Merkmal oder Kennzeichen“ eines zu bewerteten Objekts, „das seinen Wert für das wertende Subjekt ausmacht“. Bewertungskriterien müssen so ausgewählt werden, dass sie keinen „überschneidenden Bedeutungsinhalt besitzen und möglichst auch keine anderen Abhängigkeitsbeziehungen zueinander aufweisen“ (WAGNER, 1997, S.55). Für die neue Methode wurden fünf Kriterien definiert, welche jeweils eine durch Hochwasserrückhaltebecken verursachte mögliche Beeinträchtigung darstellen. Im Einzelnen sind dies:

- die Zerschneidung von linearen Landschaftsbildelementen,
- die Zerstörung von Landschaftsbildelementen,
- die Veränderung von Landschaftsbildelementen,
- die Veränderung von Sichtbeziehungen
- die visuelle Beeinträchtigung des Landschaftsbildes durch das Bauwerk

Im Zuge der Methodenentwicklung konnte festgestellt werden, dass die genannten Beeinträchtigungen immer von bestimmten Hochwasserrückhaltebecken-Bestandteilen verursacht werden. So betrifft beispielsweise die Zerschneidung linearer Elemente immer den Bachlauf, eine Veränderung von Landschaftsbildelementen immer das Relief und die Oberflächengestalt usw. Jedem Kriterium wurden deshalb zusätzlich „**Standardzusammenhänge**“ zugeordnet (Tabelle 8.5), die immer auftreten, die jedoch in Abhängigkeit von den Besonderheiten des Bauwerks und der Landschaft individuelle Auswirkungen haben.

Der Bewerter überprüft die Kriterien der Reihe nach und stellt fest, durch welchen `Standardzusammenhang` eine Beeinträchtigung ausgelöst wird. Diese Vorgehensweise garantiert eine Vergleichbarkeit der Bewertung und reduziert den Arbeitsaufwand für den Bewerter.

Tabelle 8.5: Bewertungskriterien und Standardzusammenhänge.

Kriterien	Beeinträchtigung auslösendes Element	Standardzusammenhänge
Zerschneidung linearer Elemente	Damm	Zerschneidung des Gewässers
		Zerschneidung der Begleitvegetation
		Zerschneidung raumbildender Elemente
		Zerschneidung raumgliedernder Elemente
Zerstörung von Landschaftsbildelementen	Damm	Zerstörung der Oberflächengestalt (Farbe, Textur)
		Zerstörung der Oberflächengestalt (Relief)
		Zerstörung linearer Elemente
		Zerstörung punktueller Elemente
		Zerstörung flächiger Elemente
	Staubecken	Zerstörung der Oberflächengestalt (Farbe, Textur)
		Zerstörung der Oberflächengestalt (Relief)
		Zerstörung linearer Elemente
		Zerstörung punktueller Elemente
		Zerstörung flächiger Elemente
	Ein-/Auslaufbereich und Durchlass	Zerstörung des Gewässerufers
		Zerstörung des Gewässergrundes
Zerstörung der Begleitvegetation		
Zerstörung des Gewässerverlaufes		
Veränderung von Landschaftsbildelementen	Damm	Veränderung der Oberflächengestalt (Farbe, Textur)
		Veränderung der Oberflächengestalt (Relief)
		Veränderung der Nutzung
		Veränderung linearer Elemente
		Veränderung des Horizontverlaufs
	Staubecken	Veränderung der Oberflächengestalt (Farbe, Textur)
		Veränderung der Oberflächengestalt (Relief)
		Veränderung der Nutzung
		Veränderung linearer Elemente
		Veränderung der Strukturierung / Ordnungsprinzipien
	Ein-/Auslaufbereich und Durchlass	Veränderung des Gewässerverlaufs
		Veränderung des Ufers
		Veränderung der Begleitvegetation
Veränderung des Gewässergrundes		
Verhinderung von Sichtbeziehungen durch Damm	Damm	Verhindern von Fernsicht
		Verhindern der Sicht zu Orientierungspunkten
		Verhindern der Sicht zu bedeutsamen Landschaftsbildelementen
		Auslösen eines „Wandeffektes“

Kriterien	Beeinträchtigung auslösendes Element	Standardzusammenhänge
Visuelle Beeinträchtigung/ Überprägung von Landschaftsbild- Elementen	Damm	Vis. Beeinträchtigung durch Farbe
		Vis. Beeinträchtigung durch Material
		Vis. Beeinträchtigung durch Form
		Vis. Beeinträchtigung durch Proportionen
		Vis. Beeinträchtigung durch Verlauf
	Staubecken	Vis. Beeinträchtigung durch Farbe
		Vis. Beeinträchtigung durch Material
		Vis. Beeinträchtigung durch Form
		Vis. Beeinträchtigung durch Proportionen
	Durchlass	Vis. Beeinträchtigung durch Farbe
		Vis. Beeinträchtigung durch Material
		Vis. Beeinträchtigung durch Form
		Vis. Beeinträchtigung durch Proportionen
		Vis. Beeinträchtigung durch Lage im Damm
	Ein-/Auslaufbereich	Vis. Beeinträchtigung durch Farbe
		Vis. Beeinträchtigung durch Material
		Vis. Beeinträchtigung durch Form
Vis. Beeinträchtigung durch Proportionen		
Vis. Beeinträchtigung durch Lage im Damm		

Referenzzustand

Um den auf der Sachebene erfassten Ist-Zustand bewerten zu können, ist ein Vergleichszustand erforderlich, der als Leitbild dient. Die Beurteilung von Beeinträchtigungen kann durch den Vergleich bzw. durch die Abweichung vom Leitbild beurteilt werden (KRAUSE 1996). Als Leitbild für die neue Methode dient eine Beschreibung des Landschaftsbildes, die den Zustand des Landschaftsbildes ohne das Bauwerk wiedergibt und die der Bewerter im ersten Verfahrensschritt anfertigt. Beschrieben wird der Charakter (die Eigenart) des Landschaftsbildes ohne das Bauwerk, um im Vergleich mit dem Ist-Zustand (mit Bauwerk) die Veränderungen durch das Bauwerk feststellen zu können. Dieser so genannte Referenzzustand kann auf verschiedene Weise hergeleitet werden: Eine Möglichkeit bietet sich durch das Heranziehen vergleichbarer Landschaften in der näheren Umgebung, die Ähnlichkeiten in Strukturen, Elementen, Relief, Formen usw., also den die Eigenart bestimmenden Faktoren besitzen. Dies können beispielsweise benachbarte Täler oder unverbaute Talabschnitte desselben Tals sein. Eine zweite Möglichkeit ist die theoretische Herleitung durch eine Simulation des Landschaftszustandes ohne das Hochwasserrückhaltebecken (das „Wegdenken“ des Bauwerks). Hierbei dienen Fotos als Hilfestellung, die von der Landschaft, vom Dammfuß aus, in beide Richtungen des Dammes gemacht werden. So kann der Zustand der Landschaft vor dem Dammbau nachvollzogen werden. Ohne das Bauwerk vor Augen zu haben, ist es zudem einfacher für den Bewerter, den Charakter der umliegenden Landschaft zu bestimmen und zu rekonstruieren. Sind Fotos des Standortes vorhanden, die diesen ohne das Hochwasserrückhaltebecken zeigen, so sind diese ebenfalls zu verwenden.

Auch Luftbilder können zur Beschreibung des Referenzzustandes herangezogen werden. Anordnung und Einteilung der Landschaftsbildelemente, Strukturen und Nutzung der Landschaft können auf diese Weise besonders gut rekonstruiert werden.

Der Referenzzustand soll schriftlich vom Bewerter festgehalten werden. Auf den Einsatz von standardisierten Erfassungsbögen/Tabellen wird dabei verzichtet, da dies die Komplexität der Methode unnötig steigern würde. Der Bewerter soll die schon bei der Erfassung des Ist-Zustandes beschriebenen Merkmale des Landschaftsbildes im Hinblick auf ihren Zustand ohne das Bauwerk beschreiben. Die schriftliche Ausführung des Referenzzustandes ist entscheidend, um die Argumentation der bewertenden Person nachvollziehbar zu machen (BOCKEMÜHL 2003).

Festlegung der Bewertungsperspektive

(Entfernung und Richtung aus der die Bewertung stattfinden soll)

Bauliche Auswirkungen besitzen eine bestimmte Reichweite (GERHARDS 2002). Aus verschiedenen Entfernungen und Richtungen werden vom Betrachter unterschiedliche Merkmale des Bauwerks und Wechselwirkungen zwischen Bauwerk und Umgebung erblickt. „Im Vordergrund werden auch Details wichtig erlebt“, wobei im Mittelgrund „die Teile beginnen, wahrnehmungsgemäß ineinander zu fließen“ und der Hintergrund sich „durch große Vereinfachung“ auszeichnet und die Betonung hier auf „Umriss und Silhouette liegt“ (ADAM et al. 1986, S. 142). Es wurde daher als sinnvoll erachtet, die Erfassung und Bewertung aus naher und aus ferner Distanz durchzuführen.

Als Standard zur Erfassung von Hochwasserrückhaltebecken wurden für die neue Methode festgelegt:

- **Nahbereich** zur Wahrnehmung der einzelnen Bauwerksbestandteile in ihren Details und zur Feststellung der direkten Wirkung (0-30m)
- **Fernbereich** zur Wahrnehmung des Wirkungsgefüges der baulichen Bestandteile untereinander und mit den natürlichen Landschaftselementen (ab 30 bis max. 1000m). Hochwasserrückhaltebecken sind (im Gegensatz zu z.B. Fernleitungen) niedrige Bauwerke, die aus der Ferne nur unter speziellen Umständen zu sehen sind. Die ferne Distanz wurde dementsprechend mit maximal 1000m (im Einzelfall) begrenzt.

Da **Luft- und Wasserseite** eines Hochwasserrückhaltebeckens unterschiedliche Erscheinungsbilder aufweisen können, muss die Bewertung des Bauwerks von beiden Seiten aus durchgeführt werden. Die Luftseite (ls) bezeichnet die Seite des Auslaufs, die Wasserseite (ws) die des Einlaufs und des Staubeckens.

Ebenso muss auch die Landschaft zu beiden Seiten des Dammes (luftseitig und wasserseitig) vom Dammfuß aus erfasst werden. Dies soll der bewertenden Person einen Eindruck der Landschaft ohne das Bauwerk vermitteln und eine Grundlage zur eventuellen Vorher/ Nachher-Untersuchung des Landschaftsbildes darstellen. Da die Einsehbarkeit der verschiedenen Landschaften sehr unterschiedlich ist, wurden keine fixen Erfassungswerte definiert. In einer offenen, flachen Landschaft kann das Bauwerk möglicherweise über mehrere hundert Meter Entfernung gesehen werden, in einem Wald hingegen nur über wesentlich kürzere Distanz. Vor jeder Bewertung muss daher der genaue Untersuchungsraum abgegrenzt werden. Nach GAREIS-GRAHMANN (1993) ist dies der Raum, in dem das Vorhaben mit den menschlichen Sinnen wahrgenommen werden kann. Da in dieser Methode ausschließlich der visuelle Sinn betroffen ist, soll hier von **Sichtraum** gesprochen werden. Begrenzt wird ein Sichtraum durch raumbil-

dende Elemente wie Berge, Hecken oder Waldränder. Die Grenze ist dort, wo der Blick des Betrachters auf Hindernisse stößt. Durch die Bestimmung des Sichtraumes kann die Wahl des Standpunktes der bewertenden Person nachvollzogen werden.

Bewertungsskala

Mithilfe einer Bewertungsskala kann der Wert des Objekts im Bezug auf die Bewertungskriterien und im Vergleich zu anderen Bewertungsobjekten eingestuft werden. Bestimmte Eigenschaften von Objekten (Wertträgern) werden „gemäß dem definierten Wertesystem“ Gütestufen zugeordnet, indem die Eigenschaften auf Skalen übertragen werden und damit eine hierarchische Beziehung zueinander erlangen (DEMUTH 2000, S.78).

Es gibt verschiedene Skalentypen (ordinale, nominale und kardinale Skalierung) wobei in der Landschaftsbildbewertung die ordinale Skalierung (Rangfolgenbildung) verhältnismäßig oft angewendet wird.

Die neue Methode orientiert sich bezüglich der Bewertungsskala an dem Verfahren von LEITL (1997, S.287). LEITL hält die Bewertung des Landschaftsbildes anhand von Punktesystemen und Rangordnungen für schwierig und unangebracht. Sie führe „zu wenig sinnvollen Berechnungen und zur falschen Annahme, das Landschaftsbild sei messbar“. LEITL stellt in ihrer Methode als Bewertungsmaßstab Grundsätze auf, die festlegen, wann Landschaftsbildelemente - bezogen auf die ausgewählten Erfassungskriterien - eine positive oder negative Bewertung erhalten. Die neue Methode greift den Aspekt der Grundsätze auf, nutzt diese jedoch nicht wie LEITL für die Zuweisung positiver oder negativer Werte, sondern lediglich zur Feststellung, ob eine Beeinträchtigung durch das Bauwerk, also ein negativer „Wert“, vorliegt. Die Grundsätze erlauben festzustellen, ob der jeweils untersuchte Bauwerksbestandteil im Hinblick auf die fünf Bewertungskriterien eine Beeinträchtigung (negativer Wert) darstellt oder nicht. Trifft dies nicht zu, so ist der Wert neutral (im seltenen Einzelfall positiv).

Folgende Bewertungsgrundsätze wurden für die Bewertung der Auswirkungen von Hochwasserrückhaltebecken definiert:

Bei Vorhandensein linearer Elemente stellen folgende Bewertungsgrundsätze eine Beeinträchtigung des Landschaftsbildes durch **Zerschneidung linearer Elemente** fest:

- Je länger der Damm, desto mehr Leitlinien werden zerschnitten.
- Je breiter der Damm, desto größer ist der zerschnittene Abschnitt des linearen Elements.
- Je linearer der Damm verläuft, desto weniger passt er sich vorgegebenen Formen an.

Bei Vorhandensein punktueller, linearer, flächiger und kleinstrukturierter Landschaftselemente dienen folgende Bewertungsgrundsätze zur Feststellung von Beeinträchtigungen durch **Zerstörung von Landschaftsbildelementen**:

- Je weniger sich die Elemente der Umgebung im Staubeckenbereich wiederfinden, desto eher kann von einer Zerstörung dieser Elemente ausgegangen werden.
- Je größer die Grundfläche des Dammkörpers, desto mehr Elemente werden zerstört.
- Je stärker der Unterschied zwischen Bachverlauf, Begleitvegetation und Böschungsgestalt im Ein-/ Auslaufbereichs und denselben Bestandteilen des unverbauten Gewässers ist, desto mehr dieser Elemente werden zerstört.
-

Folgende Bewertungsgrundsätze dienen zur Feststellung der **Veränderungen von Landschaftsbildelementen** und Vegetations- und Nutzungszusammensetzung:

- Je größer der Ein-/Auslaufbereich des Gewässers ist, desto mehr vom Gewässer wurde verändert.
- Je weniger sich die Elemente der Umgebung in Art, Ausprägung und Strukturen im Staubeckenbereich wieder finden, desto mehr wurde verändert.
- Je linearer die Dammoberkante, desto stärker die Monotonisierung und künstliche Wirkung des Horizontes.

In Abhängigkeit vom Relief der Landschaft stellen folgende Bewertungsgrundsätze die Beeinträchtigung durch Veränderungen von Sichtbeziehungen fest:

- Je höher und je länger der Damm, desto mehr Sichtbeziehungen können unterbrochen werden.
- Je flacher das Relief der Landschaft, desto stärker die Beeinträchtigung der Sichtbeziehungen.
- Je steiler und enger das Tal, desto stärker der „Wandeffekt“ des Dammes.

In Abhängigkeit von Formen, Maßstäben, Proportionen, Farben, Materialien und Vegetation in der Landschaft können folgende Bewertungsgrundsätze die **visuelle Beeinträchtigung** feststellen:

- Je stärker die oben genannten Merkmale des Hochwasserrückhaltebeckens und seiner Bestandteile von den Landschaftsbildelementen abweichen, desto stärker ist die Auffälligkeit.
- Je technischer Materialien und Oberflächen sind, desto unnatürlicher wirken sie.
- Je linearer die Formen der Hochwasserrückhaltebecken-Elemente sind, desto unnatürlicher und auffälliger wirken sie. Dies wird verstärkt durch rechtwinklige Formen.

Es können zudem Bewertungsgrundsätze aufgestellt werden, welche die Minderung möglicher Beeinträchtigungen feststellen.

Zur Feststellung der Vorbelastung der Landschaft dienen folgende Bewertungsgrundsätze:

- Je mehr technische Elemente außer dem Hochwasserrückhaltebecken in der Landschaft sind, desto geringer ist die Auffälligkeit des Hochwasserrückhaltebeckens.
- Je weniger strukturierende Elemente und Einzelelemente sich zwischen großen landwirtschaftlichen Nutzflächen befinden, desto intensiver ist die Landnutzung durch Landwirtschaft.

Die **Minderung der Beeinträchtigung** durch direkte Auswirkungen von Bestandteilen des Hochwasserrückhaltebeckens kann mit Hilfe der Bewertungsgrundsätze überprüft werden:

- Je mehr natürliche oder anthropogene Landschaftsbildelemente sich zwischen dem Betrachterstandpunkt und dem Bauwerk befinden, desto weniger auffällig wirkt dieses.
- Je mehr Landschaftsbildelemente vom Standpunkt des Betrachters über die Dammkante hinausragen, desto geringer ist der negative „Wandeffekt“ des Absperrbauwerks.

Bei Vorhandensein einer Dammscharte gilt:

- Je tiefer die Dammscharte ist, desto weniger wirkt der Damm als künstlicher Horizont.
- Je runder die Form der Dammscharte ist, desto weniger wirkt der Damm als künstlicher Horizont.

•

Positive Veränderungen des Landschaftsbildes durch Hochwasserrückhaltebecken sind dann zu erwarten wenn

- sich der Damm zwischen Betrachter und negativen Landschaftselementen befindet und dadurch die Sicht auf die negativ wirkenden Elemente verdeckt,
- die Vorbelastung der Landschaft durch andere Eingriffe sehr stark ist und das Hochwasserrückhaltebecken in seiner Erscheinungsform Elemente des Referenzzustandes aufgreift (Oberfläche, Form, Farbe),
- infolge der Veränderungen am Gewässer eine Diversifizierung der Vegetation festzustellen ist.

8.4.2 Aufbau der Methode

Der Aufbau der neuen Methode orientiert sich am so genannten „Bewertungsprozess“. Nach JESSEL (1994, S.78) läuft eine Bewertung auf zwei Ebenen ab. Zuerst werden auf der „Sachebene“ die objektiv erfassbaren Informationen über das zu bewertende Objekt erhoben. Auf der „Wertebene“ findet dann die wertende Klassifizierung des Erfassten statt. Dem Objekt werden hier anhand definierter Bewertungskriterien Gütestufen zugeteilt (DEMUTH, 2000). Die neue Methode unterteilt sich in fünf Einzelschritte, die jeweils einer der beiden Ebenen zugeordnet werden können. Abbildung 8.6 stellt den Ablauf der Methode in ihren einzelnen Schritten und die Trennung der beiden Ebenen dar. Zudem werden die bei der Durchführung der Methode benötigten Hilfsmittel angegeben.

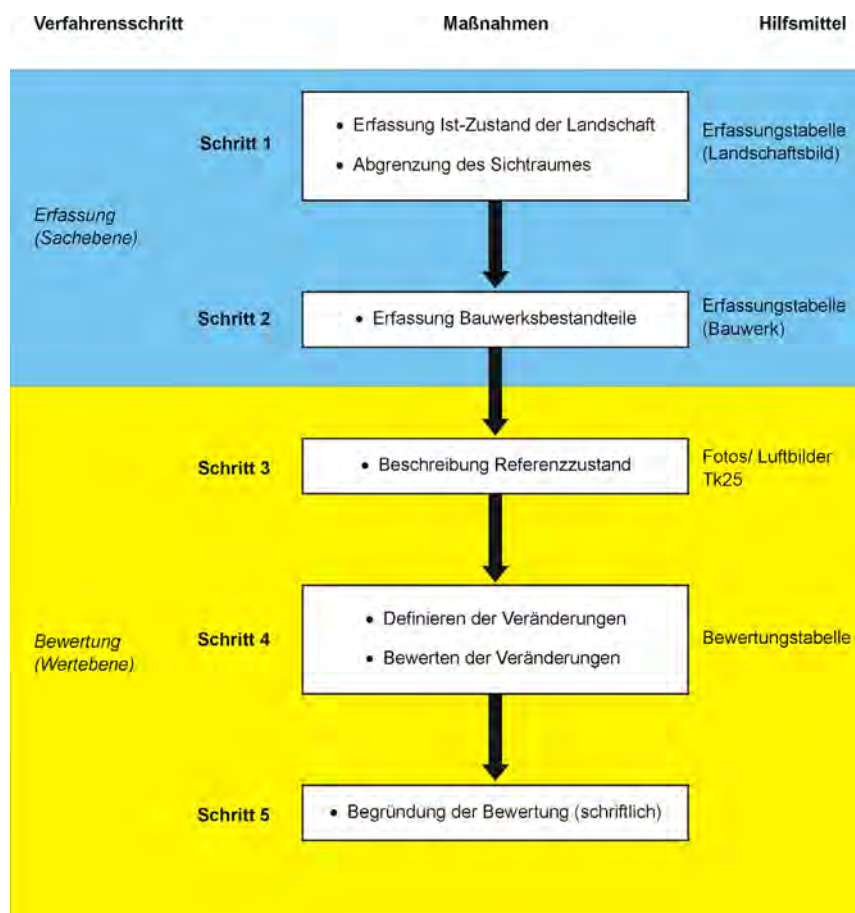


Abbildung 8.6: Ablaufschema des Verfahrens.

Nach ADAM et al. (1986, S. 53) dient der Bewertungsprozess mit seinen „plausiblen Regeln“ dazu, den „Bewertungsvorgang aus der Willkür des Subjekts“ herauszunehmen. Die Trennung in Sach- und Wertebene sowie die Zuordnung der einzelnen Arbeitsschritte zu einer der beiden Ebenen bedingt, dass jeder subjektive Arbeitsschritt als solcher erkannt wird. Um die Nachvollziehbarkeit des Verfahrensablaufs zu gewährleisten, wird jeder Schritt vom Bewerter schriftlich ausformuliert (verbal-argumentativer Bewertungsansatz).

Der Verfahrensablauf wird im Folgenden detailliert beschrieben:

Schritt 1:

Erfassung des Ist-Zustandes des Landschaftsbildes (mit dem Bauwerk)

Um die Besonderheiten und den Charakter der Umgebung der Landschaft, in der sich das Bauwerk befindet, festzustellen, werden im ersten Schritt die **Merkmale der Landschaft** (Relief, Oberflächengestalt, Nutzungsform, Gewässer, Anordnungsmuster der Landschaftsbildelemente) erfasst. Es gilt dabei nicht jedes einzelne Element aufzunehmen, sondern nur die Faktoren und Elemente aufzugreifen, die mit dem Hochwasserrückhaltebecken in Wechselwirkung stehen. Zudem erfolgt die Beschreibung des **Sichtraumes**. Der Bewerter definiert damit das Untersuchungsgebiet. Tabelle 8.3 kann als Erfassungshilfe für den Bewerter dienen. Wichtig ist die strukturierte Erfassung. Es ist sinnvoll, die oben angeführten Landschaftsbildfaktoren systematisch abzuarbeiten. Im Hinblick auf jeden Faktor werden **stichwortartig** die Besonderheiten der Umgebung des Hochwasserrückhaltebeckens erfasst. Das Hochwasserrückhaltebecken als Bestandteil des Ist-Zustandes des Landschaftsbildes wird dabei genauso beachtet wie die anderen Elemente.

Hilfsmittel:

- Tabelle 8.3
- Karten (TK 25) und Luftbilder zur Orientierung bei Beschreibung des Landschaftsbildes (Angabe von Himmelsrichtungen als wichtige Erfassungshilfe)

Schritt 2:

Erfassung des Bauwerks und seiner Bestandteile in den jeweiligen Ausprägungen

In Stichworten werden die Bestandteile des Bauwerkes in ihrer jeweiligen Ausprägung beschrieben. Als Hilfsmittel zur Erfassung der Bauwerksbestandteile dient dem Bewerter Tabelle 8.1. Wie auch im ersten Schritt erleichtert eine systematische Erfassung des Bewertungsobjektes die Arbeit der bewertenden Person. Die Erfassung gemäß der vorgegebenen Reihenfolge der Tabelle 8.1 stellt zudem sicher, dass kein Bauwerksbestandteil übersehen wird und dass alle Bauwerke auf die gleichen Merkmale hin untersucht werden.

Die Erfassung von Landschaftsbild und Bauwerk bildet die Grundlage für die anschließende Bewertung. Mithilfe der Vor-Ort-Aufzeichnungen erfolgt später eine Beschreibung des Untersuchungsobjektes.

Hilfsmittel:

- Tabelle 8.1

*Schritt 3:**Beschreibung des Referenzzustandes*

Der Bewerter beschreibt die schon bei der Erfassung des Ist-Zustandes aufgenommenen Merkmale des Landschaftsbildes ohne das Bauwerk.

Dieser Referenzzustand kann auf verschiedene Weise hergeleitet werden:

1. Herleitung durch das Heranziehen vergleichbarer Landschaften in der Umgebung, die Ähnlichkeiten in Strukturen, Elementen, Relief, Formen usw. aufweisen. Dies können beispielsweise benachbarte Täler oder unverbaute Talabschnitte desselben Tals sein.
2. Die bewertende Person rekonstruiert den Zustand des Landschaftsbildes vor dem Eingriff, durch ein „Wegdenken“ des Bauwerks. Hierbei dienen Fotos, die vom Dammfuß aus in beide Richtungen des Dammes gemacht wurden, als Hilfsmittel. Es kommt dabei nicht darauf an, den Zustand vor dem Bau der Hochwasserrückhaltebecken in allen Einzelheiten zu rekonstruieren. Wesentliche Elemente, Strukturen und Nutzungsformen, die den Charakter der Landschaft bestimmen, sollten jedoch beschrieben werden. Als Hilfsmittel eignen sich außerdem Fotografien, die vor dem Bau des Hochwasserrückhaltebeckens von dem Standort erstellt wurden, und Luftbilder. Letztgenannte lassen besonders einen Schluss auf frühere Strukturierung und Anordnung von Landschaftsbildelementen zu. Im günstigsten Falle ist ein Vergleich zwischen aktuellen und alten Luftbildern möglich. Sind keine Luftbilder vorhanden, so können auch topographische Karten bei der Rekonstruktion des früheren Landschaftszustandes hilfreich sein.

Der Referenzzustand wird zur besseren Nachvollziehbarkeit der Argumentation schriftlich verfasst.

Hilfsmittel:

- Fotografien und Luftbilder
- TK 25

*Schritt 4:**Definieren und Inwertsetzung der Veränderungen des Landschaftsbildes*

Die einzelnen Bauwerksbestandteile werden anhand der fünf Bewertungskriterien überprüft. Der Bewerter nutzt hierfür eine **Bewertungstabelle** (Tabelle 8.5). In dieser sind die möglichen Auswirkungen in Bezug auf die Bewertungskriterien der verschiedenen Bauwerksbestandteile aufgelistet (sie werden als „**Standardzusammenhänge**“ bezeichnet).

Der Bewerter überprüft die Bewertungskriterien der Reihe nach und stellt fest, ob die Standardzusammenhänge zutreffen:

- Ja = Beeinträchtigung (negativ, N)
- Nein = keine Beeinträchtigung (neutral, O)
- positive Wirkung (P) im Einzelfall

Eine Hilfestellung bei der Überprüfung der Bewertungskriterien und der Wertzuweisung stellen die **Bewertungsgrundsätze** dar. Die Bewertung erfolgt für beide Dammsseiten (luft- und wasserseitig) jeweils aus naher und aus ferner Distanz.

Wichtig: Es sollten Notizen zur Wertzuweisung in der Tabelle gemacht werden. Dies ist eine wichtige Hilfe für die anschließende schriftliche Erläuterung der verschiedenen Beeinträchtigungen. Hinter jeder Bewertung sollte kurz notiert werden, welches der auslösende Bauwerksbestandteil ist.

Schritt 5:

Schriftliche Begründung der Bewertung

Der Feststellung der Auswirkungen und ihrer Inwertsetzung folgt die genaue Erläuterung der Bewertung. Im Hinblick auf die Gewährleistung der „intersubjektiven Nachvollziehbarkeit“ ist dieser Schritt besonders wichtig, da hier die wertenden Entscheidungen verbalisiert werden. Wurde beispielsweise der Standardzusammenhang „Zerschneidung von linearen Elementen“ festgestellt, so wird nun beschrieben, welche linearen Elemente zerschnitten werden und warum dies als Beeinträchtigung gewertet wurde. Die Bewertungsgrundsätze dienen dabei als Argumentationshilfe.

8.5 Anwendungsbeispiel: Hochwasserrückhaltebecken Meckesheim - Mönchzell

Die neue Methode wurde an vier Hochwasserrückhaltebecken im Kraichgau getestet. Zur Verdeutlichung des oben beschriebenen Methodenablaufs wird im Folgenden die Bewertung des Hochwasserrückhaltebeckens Meckesheim - Mönchzell dargestellt.

Schritt 1:

Erfassung des Ist-Zustandes des Landschaftsbildes

Überblick über das Untersuchungsgebiet:

Das Hochwasserrückhaltebecken liegt nordöstlich der Ortschaft Meckesheim-Mönchzell. Hinter dem Dorf öffnet sich ein breites, flaches Tal, welches in Richtung Nordwesten weit einsehbar ist. In der Mitte des einsehbaren Bereichs befindet sich das Hochwasserrückhaltebecken mit dem quer zur Talachse verlaufenden Damm.

Abgrenzung des Sichttraumes:

- Der Sichtraum im Talgrund (von Südosten aus gesehen) wird begrenzt durch eine dichte, hohe Feldgehölzhecke hinter dem Hochwasserrückhaltebecken (Abbildung 8.7, Abbildung 8.9, Abbildung 8.18). Die Strasse unterbricht die Hecke an einer Stelle. Dort ist die Landschaft auch in die Ferne einsehbar (Abbildung 8.9, Abbildung 8.11).
- Von Nordwesten aus ins Tal geblickt, bilden die Siedlung und ein Gehölzgürtel (Gewässerbegleitvegetation) die Sichtgrenze (Abbildung 8.8).
- Seitlich stellen die das Tal bildenden Hänge sowie der das Gewässer begleitende Gehölzsaum die Begrenzungen des Sichttraumes dar (Abbildung 8.7, Abbildung 8.8, Abbildung 8.10), die nordöstliche Talseite ist weiter einsehbar (Abbildung 8.10, Abbildung 8.12).

Auf der südwestlichen Talseite begrenzt ein flacher Hang den Sichtraum und bildet auf dieser Seite die natürliche Begrenzung des Speicherbeckens (Abbildung 8.9, Abbildung 8.14, Abbildung 8.21).



Abbildung 8.7: Damm aus ferner Distanz, luftseitig.



Abbildung 8.8: Luftseite.



Abbildung 8.9: Wassenseite/Staubecken.



Abbildung 8.10: Blick über Dammkrone (NO).



Abbildung 8.11: Blick über Dammkrone (SW).

Relief:

- flache Hügel zu beiden Seiten des Tals
- ebener Talgrund

Nutzungsform:

- Nahe Umgebung des Bauwerks ist vollständig landwirtschaftlich genutzt (Abbildung 8.7, Abbildung 8.8)
- Die Intensität der Nutzung ist hoch (intensive Landwirtschaft auf der nordwestlichen Talseite, Strasse, Hochspannungsleitungen, Siedlung).

Oberflächengestalt:

- Der Talgrund im Sichtraum wird ackerbaulich genutzt (Abbildung 8.8, Abbildung 8.9).
- Die nordöstliche Talseite ist dominiert von Ackerflächen; die Hügel sind kahl und weit einsehbar (Abbildung 8.10).
- Die südwestliche Talseite wird weidewirtschaftlich genutzt; wenige Obstbäume (lockere Streuobstwiese) sind vorhanden (Abbildung 8.11).
- Ackerbau und Weiden prägen die Farben.
- (jahreszeitliche Unterschiede)

Ausstattung mit Landschaftsbildelementen (Ordnungsprinzipien)

- ist auf den beiden Talseiten unterschiedlich (Abbildung 8.7);
- die nordöstliche Talseite ist dominiert von flächigen Elementen, die fast ohne Unterbrechung durch raumgliedernde- oder -bildende Elemente aneinander gereiht sind; eine Hecke und die Grenzen zwischen den Feldern sind die einzigen linearen Landschaftsbildkomponenten (Abbildung 10); in der Ferne ist ein Waldrand als lineare Struktur erkennbar (Abbildung 8.10); Hochspannungsmasten und -leitung prägen und überspannen die näheren und weiter entfernten Hügel und den Talgrund (Abbildung 8.8, Abbildung 8.10);
- die flächigen Elemente auf der südwestlichen Talseite werden gegliedert durch verschiedene lineare Elemente, vor allem Hecken und Zäune, welche die Weideflächen trennen und den Sichtraum begrenzen (längs und quer zur Talachse); Obstbäume im unteren Bereich des Hanges und Feldgehölzinseln auf der Hügelkuppe bilden einzelne punktuelle Elemente (Abbildung 8.7, Abbildung 8.11, Abbildung 8.13);
- der Talgrund wird in Längsrichtung von der Strasse (nordöstliche Talseite) und vom Bach (Südosten) durchzogen (Abbildung 8.7, Abbildung 8.9, Abbildung 8.11);
- der Bachrand ist von hohen Bäumen bewachsen, die ihn im ganzen Tal als lineare Struktur begleiten (Abbildung 8.7, Abbildung 8.11).
- die Strasse wird von erhöhten Seitendamm des Speicherbeckens begleitet (Abbildung 8.9, Abbildung 8.11);
- der Hochwasserrückhaltebecken-Damm verläuft als lineares Element quer zur Talachse (Abbildung 8.7, Abbildung 8.11, Abbildung 8.18).

Gewässer

- Zustand von Bachgrund, Ufer und Saumbewuchs naturnah (Abbildung 8.18)
- Verlauf wurde begradigt (Abbildung 8.12, Abbildung 8.23)



Abbildung 8.12: Nordosten.



Abbildung 8.13: Damm (Is).



Abbildung 8.14: Südwesten.



Abbildung 8.15: Gewässer (ls).



Abbildung 8.16: Gewässersaum (ws).



Abbildung 8.17: Altarm (ws).

Schritt 2:

Erfassung der Bestandteile des Hochwasserrückhaltebeckens

Das Hochwasserrückhaltebecken ist ein Becken im Hauptschluss. Der Lobbach durchfließt den Damm an seiner südwestlichen Seite.

Damm:

- 340m lang, 3m mittlere Höhe, flache Dammeigung (1:6 / 1:8) (Abbildung 8.19)
- Die Kontur der Dammoberkante ist linear und nur an den Dammenden leicht erhöht; dies bildet die Dammscharte (Abbildung 8.18).
- Die Dammoberfläche ist mit Gras eingesät (Abbildung 8.10, Abbildung 8.11, Abbildung 8.18, Abbildung 8.19).
- Die Dammoberkante ist asphaltiert und befahrbar (Abbildung 8.10, Abbildung 8.11).



Abbildung 8.18: Damm (ls).

Durchlass:

- seitlich im Damm gelegen (Abbildung 8.7, Abbildung 8.18)
- rechteckiges Betonrahmenprofil, das die gesamte Höhe des Dammes einnimmt (Abbildung 8.20, Abbildung 8.22)
- zu beiden Seiten durch Metallgeländer eingefasst (Abbildung 8.20, Abbildung 8.22)
- Betonwände öffnen sich wasser- und luftseitig in den Ein- bzw. -Auslaufbereich (Abbildung 8.10, Abbildung 8.21, Abbildung 8.22).

Einlaufbereich:

- Gewässerverlauf wurde für den Bau des Hochwasserrückhaltebeckens seitlich verlegt. Der ursprüngliche Verlauf kann an dem belassenen Altarm nachvollzogen werden (Abbildung 8.17, Abbildung 8.12).
- Pfahlrechen aus Baumstämmen (Abbildung 8.20, Abbildung 8.21).
- Betonwände des Durchlasses gehen zunächst in stufig geschichtete Natursteinblöcke und dann in Rasenböschung bzw. in ein natürlich bewachsenes Ufer über.
- Öffnung des Durchlasses geht sanft in Talgrund über.
- Gewässergrund naturnah (Steine in verschiedenen Größen).

Auslaufbereich:

- Gestaltung wie Einlauf
- Natursteinblöcke zunächst mit loser Steinschüttung und dann von Uferbewuchs abgelöst (Abbildung 8.22, Abbildung 8.23).

HWEA:

- Dammscharte erstreckt sich über gesamte Breite des Dammes (Abbildung 8.15).
- Dammkörper ist äußerlich nicht sichtbar befestigt, nur Dammoberkante ist asphaltiert (Abbildung 8.10, Abbildung 8.11).

Zufahrtswege:

- Asphaltiert (Abbildung 8.7, Abbildung 8.20);
- führen luft- und wasserseitig parallel zur Bundesstrasse zum Damm und seitlich auf diesen hinauf.
- Dammkörper wird nicht von den Wegen geschnitten

Wartungsgebäude (Abbildung 8.20, Abbildung 8.21)

- Gelb lackiertes Holzhaus

**Abbildung 8.19:** Dammquerschnitt.**Abbildung 8.20:** Einlaufbereich.**Abbildung 8.21:** Einlauf von oben.**Abbildung 8.22:** Auslaufbereich.**Abbildung 8.23:** Auslauf.

Treppe (Abbildung 8.24)

- Gerader Verlauf
- Beton

Staubecken (Abbildung 8.9, Abbildung 8.11, Abbildung 8.17, Abbildung 8.21)

- Nordöstlich des Dammes;
- zieht sich relativ weit das Tal hinauf;
- Stauraum wird auf der nordöstlichen Seite durch einen Hang als eine natürliche Staumauer und parallel zur Strasse durch einen künstlichen Damm begrenzt (Abbildung 8.4, Abbildung 8.8, Abbildung 8.14, Abbildung 18);
- Fläche des Staubeckens größtenteils ackerbaulich genutzt; im hinteren Teil befindet sich ein Feuchtbiotop (Abbildung 8.9).



Abbildung 8.24: *Betontreppe.*

Schritt 3:

Beschreibung des Referenzzustandes

Das große, breite Tal wurde vor dem Bau des Beckens landwirtschaftlich genutzt. Längs im Tal verlief die Strasse und auf der anderen Seite der Bach mit einem durchgehenden Gehölzsaum. Von der Siedlung aus öffnet sich ein großer Sichtraum zwischen den längs verlaufenden, linearen Elementen und dem quer zum Tal liegenden Feldgehölzriegel. An der Stelle, an der die Strasse den Feldgehölzriegel zerschneidet, ist die Sicht auf die Hügel in der Ferne möglich. Diese fallen teilweise durch punktuelle Elemente auf den Hügelkuppen ins Auge. Von der anderen Talseite (NW) ist der Blick auf die Siedlung durch den breiten Feldgehölzgürtel versperrt. Steht man jedoch vor diesem, so hat man bis zur Siedlung und den sie umgebenden Streuobstwiesen freien Blick. Die beiden Talseiten sind durch den Bau des Hochwasserrückhaltebeckens nicht verändert worden.

Die Vorbelastung der Landschaft ist relativ hoch. Neben der intensiven Landwirtschaft prägen die Strasse und die Hochspannungsleitungen als technische Elemente das Erscheinungsbild der Landschaft.

*Schritt 4:**Definieren und Inwertsetzung der Veränderungen des Landschaftsbildes*

Tabelle 8.6 zeigt die Bewertungsergebnisse für das Hochwasserrückhaltebecken Mönchzell.

Tabelle 8.6: *Bewertungsbogen Hochwasserrückhaltebecken Mönchzell.*

Kriterien	Beeinträchtigung auslösendes Element	Standardzusammenhänge	Bewertung	
			Nah	Fern
		Zerschneidung des Gewässers	X	
<i>Zerschneidung linearer Elemente</i>	Damm	Zerschneidung der Begleitvegetation	X	X
		Zerschneidung von raumbildende Elemente	X	X
		Zerschneidung von raumgliedernde Elemente	X	X
<i>Zerstörung von Landschaftsbild-elementen</i>	Damm	Zerstörung der Oberflächengestalt (Farbe, Textur)	X	X
		Zerstörung der Oberflächengestalt (Relief)	X	X
		Zerstörung lineare Elemente	X	X
		Zerstörung punktuelle Elemente		X
		Zerstörung flächige Elemente		
	Staubecken	Zerstörung der Oberflächengestalt (Farbe, Textur)	X	X
		Zerstörung der Oberflächengestalt (Relief)		
		Zerstörung linearer Elemente	X	X
		Zerstörung punktueller Elemente		
	Ein-/Auslaufbereich und Durchlass	Zerstörung flächiger Elemente	X	X
		Zerstörung des Gewässerufers	X	X
		Zerstörung des Gewässergrundes	X	
		Zerstörung der Begleitvegetation	X	X
<i>Veränderung von Landschaftsbild-elementen</i>	Damm	Zerstörung des Gewässerverlaufes	X	
		Veränderung der Oberflächengestalt (Farbe, Textur)	X	X
		Veränderung der Oberflächengestalt (Relief)	X	X
		Veränderung der Nutzung	X	
		Veränderung von linearen Elemente	X	
	Staubecken	Veränderung des Horizontverlaufs	X	
		Veränderung der Oberflächengestalt (Farbe, Textur)	X	
		Veränderung der Oberflächengestalt (Relief)		
		Veränderung der Nutzung	X	
	Ein-/Auslaufbereich und Durchlass	Veränderung von linearen Elemente		
		Veränderung der Strukturierung / Ordnungsprinzipien	X	X
		Veränderung des Gewässerverlaufes	X	
		Veränderung des Ufers	X	
		Veränderung der Begleitvegetation	X	X
		Veränderung des Gewässergrundes	X	

Kriterien	Beeinträchtigung auslösendes Element	Standardzusammenhänge	Bewertung	
			Nah	Fern
<i>Verhinderung von Sichtbeziehungen durch Damm</i>	Damm	Verhindern von Fernsicht	X	
		Verhindern der Sicht zu Orientierungspunkten		
		Verhindern der Sicht zu bedeutsamen Landschaftsbildelementen		
		Auslösen eines „Wandeffektes“	X	X
<i>Visuelle Beeinträchtigung/Überprägung von Landschaftsbildelementen</i>	Damm	Vis. Beeinträchtigung durch Farbe	X	X
		Vis. Beeinträchtigung durch Material		
		Vis. Beeinträchtigung durch Form	X	X
		Vis. Beeinträchtigung durch Proportionen		
		Vis. Beeinträchtigung durch Verlauf		X
	Staubecken	Vis. Beeinträchtigung durch Farbe		
		Vis. Beeinträchtigung durch Material		
		Vis. Beeinträchtigung durch Form		
		Vis. Beeinträchtigung durch Proportionen		
	Durchlass	Vis. Beeinträchtigung durch Farbe	X	X
		Vis. Beeinträchtigung durch Material	X	X
		Vis. Beeinträchtigung durch Form	X	X
		Vis. Beeinträchtigung durch Proportionen		
		Vis. Beeinträchtigung durch Lage im Damm		
	Ein-/Auslaufbereich	Vis. Beeinträchtigung durch Farbe		
		Vis. Beeinträchtigung durch Material		
		Vis. Beeinträchtigung durch Form		
		Vis. Beeinträchtigung durch Proportionen		
		Vis. Beeinträchtigung durch Lage im Damm		

*Schritt 5:**Begründung der Bewertung***Zerschneidung von Landschaftsbildelementen:**

Zerschneidungen durch den Dammkörper betreffen in Meckesheim-Mönchzell den bachbegleitenden Gehölzsaum, den Bach selbst und den Talgrund (Abbildung 8.7, Abbildung 8.11). Der Bach und sein durchgehender Gehölzsaum haben im Tal eine besondere Bedeutung, da sie die einzige längs laufende lineare Struktur im Talgrund darstellen. Diese wird noch verstärkt durch die natürliche Ausprägung der Begleitvegetation. Besonders die Gehölze sind von weiter sichtbar und grenzen als raumbildendes Element, zusammen mit dem quer verlaufenden Gehölzriegel, einen Landschaftsraum ab. Des Weiteren stellt der geschlängelte Gehölzsaum einen natürlichen Gegensatz zu dem linearen Verlauf der Schnellstrasse dar. Die Zerschneidung durch den Dammkörper kann deshalb als Beeinträchtigung bezeichnet werden. Sowohl aus naher als auch aus ferner Perspektive ist die Veränderung negativ zu bewerten.

Die Zerschneidung des Gewässers selbst fällt aus der Nähe mehr auf als aus der Ferne. Der Bach an sich war wegen seines dichten Saumbewuchses auch vor dem Eingriff nicht aus ferner Distanz zu erkennen. Steht der Betrachter jedoch vor dem Gewässer, so wird deutlich, dass der

Bach für ein kurzes Stück unter dem Bauwerk verschwindet (Abbildung 8.7, Abbildung 8.21).

Der Talgrund hat aufgrund seiner lang gestreckten Form und aus der Ferne betrachtet ebenfalls einen linearen Charakter und wird durch den Damm quer geschnitten. Da jedoch mit dem Feldgehölzriegel schon vor dem Dammbau eine quer verlaufende lineare Struktur im Talgrund vorhanden war, ist diese Veränderung nicht als negativ zu bewerten (Abbildung 8.7, Abbildung 8.9).

Die Zerstörung (der direkte Verlust) von Landschaftsbildelementen:

durch die Grundfläche des Bauwerks betrifft die Nutzfläche (Ackerfläche) des Talgrunds, die durch den Dammkörper verloren gegangen ist. Da die verbliebenen Äcker Grenzstreifen aufweisen, kann davon ausgegangen werden, dass durch den Damm solche Strukturen zerstört wurden. Die Zerstörung ist vor allem aus der Ferne als negativ zu werten, da lineare Elemente eine raumgliedernde Funktion besitzen und, im Falle dieses Landschaftsbildes, eine Weiterführung der spärlich vorhandenen linearen Strukturen der umgebenden Hügel darstellen. Der Verlust der Ackerfläche stellt aus beiden Distanzen keine Beeinträchtigung dar, da sich auch in der Umgebung ähnliche Oberflächenstrukturen finden, vor allem an der nordöstlichen Talseite.

Im Ein- und Auslaufbereich wurde durch die Verlegung des Bachlaufs einerseits die Ufervegetation und die Uferböschung, andererseits der Bachgrund zerstört. Der Bereich weist keine Merkmale der natürlichen Ufergestaltung auf, so dass von einer Beeinträchtigung ausgegangen wird (Abbildung 8.21, Abbildung 8.23). Der Verlust des Gehölzsaums fällt auch aus der Ferne auf (Abbildung 8.11, Abbildung 8.14). Die Zerstörung des alten Bachlaufs hat besonders im Nahbereich Gewicht (Abbildung 8.15, Abbildung 8.17, Abbildung 8.21, Abbildung 8.22, Abbildung 8.23, Abbildung 8.24).

Der Verlust von Obstbäumen auf der seitlich gelegenen Streuobstwiese fällt aus der Ferne besonders deshalb auf, weil er eine Störung der Anordnungsmuster am Hangfuß bedingt (Abbildung 8.20).

Veränderung der Landschaftsbildelemente:

Die lineare Kontur des Dammes bedingt die Veränderung und Monotonisierung des Horizontverlaufs (Abbildung 8.25). Dies fällt umso mehr auf, je näher der Betrachter vor dem Damm steht, da dann die fernen Hügel hinter der Dammoberkante verschwinden.



Abbildung 8.25: Damm luftseitig, nah.

Der Dammkörper verändert das Relief des Talgrundes. Dieser bildete bisher eine ebene Fläche, die nun an Stelle des Dammes eine Wölbung aufweist. Da dies zudem den Charakter des Tales verändert, wird es als Beeinträchtigung gewertet. Diese Veränderung ist aus der Ferne wie auch aus der Nähe zu sehen (Abbildung 8.10, Abbildung 8.11, Abbildung 8.19). Des Weiteren wurde im Bereich des Dammes die Oberfläche des Talgrundes verändert. Dort befindet sich nun Gras an Stelle von Ackerfläche (Abbildung 8.10, Abbildung 8.11). Dem kommt jedoch unter-

geordnete Bedeutung zu, da diese Oberflächengestalt (mit ihrer Farbe und Textur) auch in der näheren Umgebung auffindbar ist. Die Veränderung des Gewässerlaufes ist aus der Ferne nicht zu sehen, da der Altarm, der mitsamt seiner Begleitvegetation belassen wurde, die Sicht auf den neuen Bachlauf verdeckt. Diese Wirkung mindert die negative Veränderung der Bachverlegung jedoch nur aus der fernen Distanz. Steht der Betrachter unmittelbar vor dem Einlaufbereich, so ist der Eingriff deutlich sichtbar (Abbildung 8.17, Abbildung 8.21).

Veränderung von Sichtbeziehungen:

Aus ferner Distanz (aus Richtung der Siedlung) auf den Damm blickend, verdeckt dieser die Sicht auf den unteren Teil des quer verlaufenden Feldgehölzgürtels. Dort wo bisher ein fließender Übergang zwischen Talgrund und Bäumen war, bildet die Dammoberkante nun einen scharfen Schnitt und behindert die Sicht (Abbildung 8.7, Abbildung 8.9, Abbildung 8.25). Aus diesem Grund ist die Veränderung auch aus der Ferne als negativ zu bezeichnen. Vom Stau-becken aus betrachtet, verdeckt der Damm die Sicht auf die Siedlung (Abbildung 8.8, Abbildung 8.18). Diese Beeinträchtigung tritt jedoch nur ein, wenn sich der Betrachter direkt vor dem Damm befindet. Da der Feldgehölzgürtel jedoch schon vor dem Damm bestand und dieser aus der Ferne nicht zu sehen ist, hat das Bauwerk aus der Ferne keine sichtversperrende Wirkung.

Je näher der Betrachter dem Bauwerk kommt, desto mehr Sichtbeziehungen werden unterbrochen. Aus der Nähe wirkt der Damm wie eine Wand, jedoch ragen hinter ihm noch höhere Hügel und Bäume hervor, so dass diese Beeinträchtigung gemindert wird. Aus der Ferne betrachtet, unterbricht das Dammbauwerk keine Sichtbeziehungen zu fernen Orientierungspunkten, da die Hügel der Umgebung den Damm überragen. Auch aus naher Perspektive ist dies nicht der Fall. Deshalb ist der Damm in dieser Hinsicht als neutral zu bewerten.

Visuelle Beeinträchtigungen durch Wechselwirkungen zwischen Bauwerk und Landschaftselementen:

Die lineare Form des Dammes stellt insbesondere im Vergleich zu den flachen Hügeln der Umgebung einen starken Kontrast dar. Da sich völlig lineare Konturen in der Landschaft nicht finden, wirkt der Damm als künstliches Bauwerk (Abbildung 8.18, Abbildung 8.25). Diese künstliche Wirkung wird durch den aus der Ferne sichtbaren Durchlass noch verstärkt, der aufgrund seiner Materialien und deren Farben (Beton und Metall) einen stark technischen Charakter hat (Abbildung 8.7, Abbildung 8.22, Abbildung 8.25). Die Gestaltung des Ein- und Auslaufbereiches mindert jedoch die negative Wirkung, da die verwendeten Natursteine einen fließenden Übergang der Formen, Farben und Materialien zwischen Bauwerk und Umgebung bedingen (Abbildung 8.19, Abbildung 8.22, Abbildung 8.23).

Der Kontrast zwischen den Farben, Formen sowie Texturen der Oberfläche des Dammkörpers und der Umgebung besteht stärker zwischen der südwestlichen Talseite und dem Bauwerk. Der Hang weist verschiedene lineare und punktuelle Elemente auf, die seine Textur rauer erscheinen lassen als die glatte Oberfläche des Dammes (Abbildung 8.13). Die Farben sind aufgrund der Bäume und Hecken dunkler und die Form/Kontur ist weniger linear als am gegenüberliegenden, nordöstlichen Hang. Die Unterschiede zwischen südwestlichem Hang und dem Damm heben die fremde Wirkung des Absperrbauwerks hervor (Abbildung 8.10). Dies fällt sowohl aus der Nähe als auch aus der Ferne auf. Die nordöstliche Talseite wirkt hingegen kahl und flächig und ähnelt auch in den Farben der Dammoberfläche. Hier ist kaum ein Kontrast gegeben (Abbildung 8.7, Abbildung 8.10). Der flache Winkel der Dammseiten entspricht

der Neigung der Hügel der nordöstlichen Seite des Tals und lässt ihn unauffälliger erscheinen (Abbildung 8.10). Aus ferner Distanz (von der Siedlung aus) betrachtet, bildet die Farbe der mit Gras bewachsenen Dammoberfläche einen starken Kontrast zu dem dahinter liegenden, dunkleren Feldgehölzriegel. Auch hier wird die untypische Gestalt des Bauwerks zusätzlich verstärkt (Abbildung 8.7, Abbildung 8.25).

Visuelle Beeinträchtigungen durch direkte Auswirkungen:

Auffällig erscheint aus der Nähe besonders der Durchlass (Abbildung 8.20, Abbildung 8.22). Dies wird bedingt durch die technische, fremde Wirkung der Materialien (Beton, Metall) und der rechteckigen Formen und durch die hohen Betonwände des Betonrahmenprofils, die trotz des sich öffnenden Winkels eine auffällige Betonwand bilden. Die Metallgeländer auf beiden Seiten des Durchlasses verstärken diese Wirkung. Diese Bauwerkselemente stellen damit einen starken und negativen Kontrast zu den Materialien, Formen und Farben der sonstigen Landschaftsbildelemente dar. Aber auch aus der Nähe, ohne Beachtung der Umgebung, löst die direkte Wirkung der künstlichen Materialien ein negatives ästhetisches Empfinden beim Betrachter aus (Abbildung 8.23).

8.6 Praxistauglichkeit des Verfahrens

Die in Kapitel 3 definierten Qualitätskriterien sollen die Praxistauglichkeit des Verfahrens gewährleisten. Die Schwierigkeit besteht jedoch darin, die verschiedenen Qualitätskriterien aufeinander abzustimmen und zu optimieren. Da sie sich teilweise gegenseitig ausschließen und entgegengesetzte Maßnahmen erfordern, kann die Zielsetzung nur durch eine Kompromisslösung erreicht werden. Es lässt sich zudem nicht vermeiden, dass bestimmte Qualitätskriterien besser umgesetzt werden als andere und unweigerlich führt die Fokussierung eines Qualitätskriteriums zur reduzierten Umsetzung eines anderen.

Bei der Entwicklung des neuen Verfahrens lag der Schwerpunkt v.a. auf der Gewährleistung der Handhabbarkeit. Hierzu wurden Kompromisse eingegangen, für die auch eine Minderung anderer Qualitätskriterien in Kauf genommen wurde. Die Kompromisse betreffen dabei v.a. die Maßnahmen zur Umsetzung der Objektivität (intersubjektiven Nachvollziehbarkeit). Soll die Nachvollziehbarkeit in allen Einzelheiten gewährleistet sein, so muss ein Regelwerk mit Vorschriften entworfen werden, welches den Ermessungsspielraum der bewertenden Person vollständig eingrenzt. Hierdurch würde jedoch der zeitliche Aufwand der Bewertung unverhältnismäßig ansteigen und die Handhabbarkeit des Verfahrens enorm abnehmen. Aus diesen Gründen wurden zum Beispiel bei der Festlegung des Standpunktes der bewertenden Person keine festen Werte vorgegeben. Unter Beachtung der Besonderheiten der Bauwerksumgebung legt der Bewerter den Abstand zum Bewertungsobjekt selber fest. Dies garantiert die Flexibilität des Verfahrens. Zudem erfolgt die Bewertung nicht mithilfe der Vergabe von Punkten oder sonstiger Wertzuweisung, sondern mit Bewertungsgrundsätzen. Zur Minderung des zeitlichen Aufwands werden nur die unvermeidbar subjektiv beeinflussten Verfahrensschritte schriftlich ausgeführt.

Im Rahmen eines Praxistests wurde das System hinsichtlich seiner Praktikabilität überprüft und teilweise überarbeitet. So wurden im Hinblick auf die Nachvollziehbarkeit, die Transparenz und die Validität des Verfahrens die Bewertungskriterien weiter unterteilt und die Vorgaben dadurch strenger. Auch wurde der zeitliche Aufwand durch eine Reduzierung der schrift-

lichen Ausführungen verringert. Das Verfahren in seinem jetzigen Zustand erfüllt die Zielsetzungen und wurde als praktikabel befunden. Da es aber, wie angedeutet, auf Kompromissen basiert, sind Verbesserungen in verschiedenen Verfahrensbestandteilen durchaus möglich. Je nach Schwerpunktlegung sind verschiedene Veränderungen denkbar: Soll die Objektivität bzw. intersubjektive Nachvollziehbarkeit stärker fokussiert werden, so können die Regeln für die bewertende Person enger gefasst werden, indem der Bewertungsbogen weitere Vorgaben bei den Bewertungskriterien macht. Die Standardzusammenhänge würden in diesem Fall weiter unterteilt werden; zum Beispiel würde dem Standardzusammenhang „Zerschneidung raumbildender Elemente“ eine zusätzliche Auflistung aller möglicherweise vorhandenen raumbildenden Elementen beigelegt (Zerschneidung Hecke, Zerschneidung Gewässerbegleitvegetation, Zerschneidung Waldrand, Zerschneidung Ackerrandstreifen usw.). Der Bewerter muss dann nicht mehr selber feststellen, ob und welche raumbildenden Elemente vorhanden sind, sondern hakt nur ab. Auf diese Weise ist sichergestellt, dass genau die Elemente beachtet werden, die vorgegeben sind und nichts aus eigenem Ermessen erfasst und bewertet wird.

Zwar ist auf diese Weise der subjektive Ermessungsspielraum der bewertenden Person weiter reduziert, gleichzeitig würde aber auch die Flexibilität eingeschränkt, da kaum Freiraum für die Besonderheiten der Bewertungsobjekte bliebe. Um jede individuelle Situation zu berücksichtigen, müsste die Liste der vorgegebenen Indikatoren alle möglichen Beeinträchtigungen und ihre auslösenden Faktoren und Zusammenhänge aufnehmen. Es ist zu bedenken, dass dies zusätzlich die Komplexität und damit die Handhabbarkeit mindern würde. Aus diesen Gründen wurde bei der Methodenentwicklung auf eine weitere Unterteilung der Standardzusammenhänge verzichtet.

Soll mehr Gewicht auf die Vergleichbarkeit und damit auch die Übertragbarkeit des Verfahrens gelegt werden, so ist die Art der Skalierung zu überdenken. Geschieht diese nicht mit Bewertungsgrundsätzen, sondern per Punktevergabe, so lassen sich die Bewertungsergebnisse in ordinale Skalen fassen und besser vergleichen. Auch hier muss jedoch beachtet werden, dass es außerordentlich aufwendig und kompliziert ist, die Gesamtheit der Faktoren zu beachten und in Wertstufen zu unterteilen. Die Bewertung mittels Punkten birgt zudem die Gefahr, dass Dinge, die eigentlich nicht quantifizierbar sind, in Zahlen gefasst und als objektiv bezeichnet werden. Die Ergebnisse einer solchen Bewertung werden nicht weiter hinterfragt und es wird eine „Pseudoobjektivität“ vorgetäuscht.

Es gibt viele weitere Möglichkeiten, das Verfahren durch unterschiedliche Gewichtung der verschiedenen Qualitätskriterien zu verändern. Schnell kann dabei festgestellt werden, dass es immer die gleichen Punkte sind, die miteinander konkurrieren und die gegeneinander abgewogen werden müssen. Letztendlich ist es von der genauen Zielsetzung und dem Einsatzgebiet des Verfahrens abhängig, wo der Schwerpunkt bei den Qualitätskriterien gesetzt werden muss.

8.7 Zusammenfassung

Hochwasserrückhaltebecken wurden früher oftmals ohne Rücksicht auf Naturhaushalt und Landschaft gebaut. Heute gibt es zwar ökologische Untersuchungen und Verbesserungen in der ökologischen Gestaltung der Einrichtungen, die Betrachtung aus landschaftsästhetischer Sicht wird jedoch immer noch vernachlässigt. Bauwerke führen immer zu Veränderungen der Landschaft. Die ästhetischen Auswirkungen eines Bauwerks werden einerseits bedingt durch die Veränderungen der Landschaft in ihren Strukturen und Elementen und zum anderen durch das Erscheinungsbild des Objektes selbst. Ob die Auswirkungen als positiv oder negativ empfunden werden, hängt vom jeweiligen Betrachter ab. Ästhetisches Empfinden ist ein sehr subjektiver Prozess. Jeder Mensch betrachtet eine Landschaft durch einen Filter an unterschiedlichen Einflüssen und bildet sich in seinem Kopf ein individuelles Abbild dessen, was er sieht – das Landschaftsbild. Die Bewertung ästhetischer Auswirkungen ist entsprechend schwierig.

Im Rahmen einer Forschungsarbeit am Institut für Landespflege der Universität Freiburg wurde unter Beachtung der Erkenntnisse bisheriger Veröffentlichungen eine Methode zur Bewertung der ästhetischen Auswirkungen von Hochwasserrückhaltebecken entwickelt. Diese soll unter geringem zeitlichem Aufwand anwendbar, praktikabel, flexibel und intersubjektiv nachvollziehbar sein und damit die Anforderungen der Planungspraxis erfüllen. Das Verfahren wurde aus diesem Grund als nutzerunabhängiger Ansatz entwickelt. Die Methode gliedert sich in mehrere Verfahrensschritte: Als erstes wird eine Erfassung der Bestandteile des Hochwasserrückhaltebeckens und seiner Umgebung durchgeführt. Diese Inventarisierung läuft weitestgehend objektiv, d.h. ohne den wertenden Einfluss des Betrachters ab. Im nächsten Schritt werden die erfassten Merkmale bewertet. Es wird davon ausgegangen, dass ein Hochwasserrückhaltebecken als technisches Bauwerk negative oder neutrale Auswirkungen auf das Landschaftsbild haben kann. Positive Auswirkungen kommen theoretisch, aber in der Praxis äußerst selten vor. Zur Feststellung der Beeinträchtigungen wurden Bewertungskriterien definiert, die jeweils eine mögliche Beeinträchtigung eines Hochwasserrückhaltebeckens darstellen. Der Bewerter überprüft, ob die einzelnen Kriterien durch bestimmte Zusammenhänge zwischen Landschaftsbild-elementen und Bauwerksbestandteilen erfüllt werden. Ist dies der Fall, so stellt das Hochwasserrückhaltebecken im Bezug auf die zutreffenden Kriterien eine Beeinträchtigung dar. Um die intersubjektive Nachvollziehbarkeit der Bewertung zu gewährleisten, wird die Argumentation und Begründung vom Bewerter schriftlich verfasst und zusätzlich mit Fotos der Bewertungsobjekte versehen.

Zur Unterstützung des Verständnisses des Verfahrensablaufs wird die Methode beispielhaft am Hochwasserrückhaltebecken Meckesheim-Mönchzell angewendet. Der Praxistest zeigt, dass das Verfahren handhabbar ist und mit einem vertretbaren Aufwand verwertbare und aussagekräftige Ergebnisse liefert. Zudem ist das Verfahren flexibel, es kann daher an unterschiedliche Einsatzgebiete und an verschiedene Bewertungsschwerpunkte angepasst werden.

9. Literatur

- ADAM, B. & U. SCHWEVERS (1998): Fischeaufstiegsanlagen als Wanderhilfen für aquatische Wirbellose. – *Natur und Landschaft*, 73. (6), S. 251-255
- ATV-DVWK – DEUTSCHER VEREIN FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL (Hrsg.) (2001): Hochwasserrückhaltebecken - Probleme und Anforderungen aus wasserwirtschaftlicher und ökologischer Sicht. – *ATV-DVWK-Schriftenreihe*, Band 26: 135 S.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN & BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (Hrsg.) (1994): Lebensraumtyp Bäche und Bachufer. *Landschaftspflegekonzept Bayern*, Band II.19, Laufen/Salzach, 340 S.
- BENDIG, A. (1995): Ökologische Bewertung von Hochwasserrückhaltebecken am Beispiel von zwei Standorten im Ruhrgebiet. – *Materialien zur Raumordnung*, Band 48, Geografisches Institut der Ruhr-Universität Bochum (Hrsg.): 95 S.
- BÖHMER, J., RAWER-JOST, C. & B. KAPPUS (1999): Ökologische Fließgewässerbewertung. Biologische Grundlagen und Verfahren – Schwerpunkt Makrobenthos. – In: STEINBERG, C., BERNHARDT, H. & H. KLAPPER (Hrsg.): *Handbuch angewandte Limnologie*, 8.+9. Erg.-Lfg. 12/99 + 4/00. Landsberg am Lech: Ecomed Verlagsgesellschaft.
- BONN, A. (2000): Flight activity of carabid beetles on a river margin in relation to fluctuating water levels. – In: Brandmayer et al. (Eds.): *Natural History and Applied Ecology of Carabid Beetles*: p 147-160; Pensoft publishers Sofia, Moscow.
- BÖTTGER, K. (1986): Aspekte der Gehölzbeschattung und Zielvorstellungen der Renaturierungsmaßnahmen am unteren Schierenseebach (Schleswig-Holstein), unter besonderer Herausstellung der Odonata. – In: *Natur und Landschaft* 1/1990 (61. Jg.): 10-14.
- BÖTTGER, K., R. PÖPPERL (1990): Limnische Wirbellose als Bioindikatoren für die Bewertung von Strukturparametern in Fließgewässern. – In: *Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz* 32: 135-142, Bonn-Bad Godesberg.
- BRAUKMANN, U (1987): Zoozoologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. – *Archiv für Hydrobiologie, Ergebnisse der Limnologie* Bd. 26, Stuttgart: E. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung.
- BRAUKMANN, U. (2000): Hydrochemische und biologische Merkmale regionaler Bachtypen in Baden Württemberg. – *Habilitationsschrift der Fakultät für Chemieingenieurwesen und Verfahrenstechnik, Abteilung Wasserchemie der Universität (TH) Karlsruhe*. *Handbuch Wasser* 2, Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie, Band 56. Karlsruhe: LfU.
- DIERLAMM, J. (2000): Ökologische Durchgängigkeit von Hochwasserrückhaltebecken dargestellt am Beispiel der Wirbellosen. – *Diplomarbeit am Institut für Zoologie der Universität Hohenheim*.
- DIN 19700 (2004): Stauanlagen Teil 12: Hochwasserrückhaltebecken. – *Normenausschuss Wasserwesen im Deutschen Institut für Normierung (DIN) e.V.* Berlin: Beuth Verlag.

- DVWK (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V.) (Hrsg.) (1993): Die Auswirkungen des Betriebs von Hochwasserrückhaltebecken auf Lebensräume, Tier- und Pflanzenlebensgemeinschaften. DVWK-Materialien 4/93, 94 S.
- DVWK (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V.) (Hrsg.) (1991): DVWK-Schriften 202: Hochwasserrückhaltebecken. – DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Hamburg/Berlin: Parey.
- DVWK (Hrsg.) (1991): „Hochwasserrückhaltebecken“. DVWK-Merkblatt 202/1991, Verlag Paul Parey, Hamburg.
- DVWK (Hrsg.) (1992): „Geschiebemessungen“. DVWK-Regeln 127/1992, Verlag Paul Parey, Hamburg.
- DVWK (Hrsg.) (1993): Die Auswirkungen des Betriebs von Hochwasserrückhaltebecken auf Lebensräume, Tier- und Pflanzenlebensgemeinschaften. DVWK-Materialien 4/93, 94 S.
- DVWK (1987): „Feststofftransport in Fließgewässern, Berechnungsverfahren für die Ingenieurpraxis“. DVWK Merkblatt 87/1987, Verlag Paul Parey, Hamburg.
- EISELE, H. (1997): Hochwasserrückhaltebecken Stadtseebach (Stadt Weinsberg) – Unveröff. Umweltverträglichkeitsstudie im Auftrag des Wasserverbands Sulm, Weinsberg.
- FORSCHUNGSGRUPPE FLIESSGEWÄSSER (1994): Fließgewässertypologie – Ergebnisse interdisziplinärer Studien an naturnahen Fließgewässern und Auen in Baden-Württemberg mit Schwerpunkt Buntsandstein-Odenwald und Oberrheinebene. – Landsberg: Ecomed Verlagsgesellschaft.
- GAC – GESELLSCHAFT FÜR ANGEWANDTE CARABIDOLOGIE (1999): Laufkäfer in Auen. Tagungsband 1998. – Angewandte Carabidologie, Supplement 1, 144 S.
- GARBRECHT, G. (1961): „Abflussberechnungen für Flüsse und Kanäle“. In: Wasserwirtschaft, Heft 2, S. 40-45, Heft 3, S. 72-77.
- GEFAÖ - GESELLSCHAFT FÜR ANGEWANDTE ÖKOLOGIE UND UMWELTPLANUNG MBH (2006): Kriterien für Gestaltung, Betrieb sowie Unterhaltung von Stau- und Retentionsanlagen zur Gewährleistung der ökologischen Durchgängigkeit - Untersuchungen zur Fischfauna; unveröffentl. Bericht.
- GEFAÖ - GESELLSCHAFT FÜR ANGEWANDTE ÖKOLOGIE UND UMWELTPLANUNG MBH (Hrsg.) (2002): Landschaftspflegerische Aussagen zum Hochwasserrückhaltebecken M18 „Mönchzell“. – Unveröff. Erläuterungsbericht.
- GEFAÖ – GESELLSCHAFT FÜR ANGEWANDTE ÖKOLOGIE UND UMWELTPLANUNG MBH (o.J.): Biologische Untersuchung Insenbach. 31 S.
- GERHARDS, I. (2002): Die Bedeutung der landschaftlichen Eigenart für die Landschaftsbildbewertung. Dissertation an der Geowissenschaftlichen Fakultät, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.
- GEWÄSSERDIREKTION SÜDLICHER OBERRHEIN/HOCHRHEIN (Hrsg.) (2001): Gewässertypenkatalog für die Gewässerentwicklung in den Landkreisen Ortenau und Emmendingen. – Materialien Gewässer, Band 3: 455 S.

- HARFST, W.; KREISEL, B. & H. SCHARPF (1990): Uferstreifen an Fließgewässern. – DVWK-Schriften. Heft 90, Paul Parey Verlag, Hamburg/Berlin, S. 241 – 345.
- HOFFMANN, A.(2000): The association of the stream caddisfly *Lasiocephala basalis* (KOL.) (Trichoptera : Lepidostomatidae) with wood. - Wood in streams - a Central European perspective 2000, International review of hydrobiology (Int. rev. hydrobiol.) vol. 85, no 1 (1 p.1/2), pp. 79-93.
- INGENIEURBÜRO W&P (WINKLER UND PARTNER GMBH) & WVS (WASSERVERBAND SULM) (Hrsg.) (1997): Hochwasserrückhaltebecken Stadtseebach – Unveröff. Erläuterungsbericht.
- KAPPUS, B., BÖHMER, J. & C. RAWER-JOST (1998): Ökologische Effizienz von wasserbaulichen Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit von Wehren für Wirbellose. – Berichte der Versuchsanstalt Oberrach und des Lehrstuhls für Wasserbau und Wasserwirtschaft der technischen Universität München, 82: 479-492
- KAPPUS, B.; BÖHMER, J.; RAWER-JOST, C. (1999): Zur Problematik der ökologischen Durchgängigkeit von Wasserkraftanlagen – Grundlagen und Lösungsmöglichkeiten. Beiträge zum 2. Seminar Kleinwasserkraft, Mitteilungen Nr. 16, Institut für Strömungsmechanik und Hydraulische Strömungsmaschinen, Universität Stuttgart 1999.
- KLEE, O. (1985): „Angewandte Hydrobiologie – Trinkwasser, Abwasser, Gewässerschutz“. ISBN 3-13-671701-5, Georg Thieme Verlag, Stuttgart.
- KÖHLER, B. & A. PREISS (2000): Erfassung und Bewertung des Landschaftsbildes - Grundlagen und Methoden zur Bearbeitung des Schutzguts "Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft in der Planung". Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 20(1): 1-60.
- KÖHLER, B. (1997): Bewertung des Landschaftsbildes. NNA Berichte 3/97, 23-33.
- KONOLD, W. (1992): Zur Bewertung von Fließgewässern auf ökologischer Grundlage. – In: FRIEDRICH, G., J. LACOMBE (Hrsg.) (1992): Ökologische Bewertung von Fließgewässern. – Limnologie aktuell, Bd. 3, Stuttgart, Jena: Gustav Fischer Verlag.
- KONOLD, W., J. HOHMANN, M. JÖST, C. LEBA-WÜHRL, C. OSSWALD, R. PFEILSTICKER-JÖST (1994): Ökologische Probleme beim Bau und beim Betrieb von Hochwasserrückhaltebecken. – Ber. d. Inst. Landschafts-Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, 3: 5-23.
- KRATOCHWIL, A., A. SCHWABE (2001): Ökologie der Lebensgemeinschaften: Biozönologie. – Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.
- KUNZE, S. (2006): Untersuchung von Makrozoobenthos an Hochwasserrückhaltebecken zur Bewertung der ökologischen Durchgängigkeit - Studien an Becken verschiedener Bauweise und an einem Neubau - Diplomarbeit an der Fakultät für Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften der Universität Karlsruhe (TH), 127 S.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN WÜRTTEMBERG (Hrsg.) (2005): „Durchgängigkeit für Tiere in Fließgewässern, Leitfaden Teil 1 - Grundlagen“. ISBN 3-88251-292-x, Karlsruhe.

- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.) - LfU (2006):
Durchgängigkeit für Tiere in Fließgewässern. Leitfaden Teil 2 – Umgehungsgewässer
und fischpassierbare Querbauwerke. – Gewässerökologie Band 95, Karlsruhe: 247 S.
- LAWA - LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (1999): Gewässerstrukturgütekartierung in
der Bundesrepublik Deutschland – Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer
– Empfehlung. – Erstellt im Auftrag der LAWa, Januar 1999, Essen: 146 S.
- LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG) (Hrsg.) (1995):
Morphologischer Zustand der Fließgewässer in Baden-Württemberg. Auswertung und
Interpretation der Ergebnisse der Übersichtskartierung 1992/93. In: Handbuch Wasser 2,
Karlsruhe
- LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG) (Hrsg.) (1998b): Regionale
Bachtypen in Baden-Württemberg – Arbeitsweisen und exemplarische Ergebnisse an
Keuper- und Gneisbächen. – Handbuch Wasser 2, Bd. 41, Karlsruhe.
- LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG) (Hrsg.) (1998c):
Gewässergütekarte Baden-Württemberg 1998. – Oberirdische Gewässer,
Gewässerökologie, Bd. 49, Karlsruhe.
- LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG) (Hrsg.) (2003): Naturführer
Kraichgau. – Ubstadt-Weiher: Verlag Regionalkultur.
- LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG) (Hrsg.) (2005b):
Gewässergütekarte Baden-Württemberg 2004. – Oberirdische Gewässer,
Gewässerökologie, Bd. 91, Karlsruhe.
- LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG) (Hrsg.), BRAUKMANN,
U. (2000): Hydrochemische und biologische Merkmale regionaler Bachtypen in
Baden-Württemberg, – Karlsruhe: 501 S.
- LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ
BADEN-WÜRTTEMBERG) (Hrsg.) (2005a): Durchgängigkeit für Tiere in Fließgewässern.
Leitfaden Teil 1 – Grundlagen. – Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie Bd. 95,
Karlsruhe.
- LUA (LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN) (Hrsg.) (1999): Ökologische Durchgängig-
keit von Hochwasserrückhaltebecken. – Merkblätter Nr. 18, Essen.
- LVA (LANDESVERMESSUNGSAMT BADEN-WÜRTTEMBERG) & BKG (BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE
UND GEODÄSIE) (Hrsg.) (2002): Topographische Karte 1 : 25 000 Baden-Württemberg
(Nord). – CD-ROM.
- LWA (Hrsg.) (1992): Biotopgestaltung an Talsperren, Hochwasserrückhaltebecken und Fluss-
auen. LWA Merkblätter Nr. 9, Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen,
Düsseldorf.
- MEYER-PETER, E. & MÜLLER, R. (1940): “Eine Formel zur Berechnung des Geschiebetriebs“.
In: Schweizerische Bauzeitung 67, Heft 3, S. 29.
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. 3. Auflage. – Quelle & Meyer Heidelberg,
Wiesbaden; 512 S.

- ODUM, E.P. (1980): Ökologie: Grundbegriffe, Verknüpfungen, Perspektiven. – München, Wien, Zürich: BLV Verlagsgesellschaft.
- PUNZEL, M. & W. KONOLD (1993): Die Auswirkungen des Betriebs von Hochwasserrückhaltebecken auf Lebensräume, Tier- und Pflanzengemeinschaften. – DVWK-Materialien 4/93, Bonn.
- QUAST, J., RITZMANN A., THIELE, V. & K. TRÄBING (1997): Ökologische Durchgängigkeit kleiner Fließgewässer – Biologische und ingenieurwissenschaftliche Grundlagen für nachhaltig wirkende Fischaufstiegsanlagen. – Handbuch Angewandte Limnologie, 4. Ergänzungslieferung 11/97: Ecomed Verlagsgesellschaft, 58 S.
- RAUDKIVI, A. J. (1976): „Loose boundary hydraulics“. 2nd Edition, Pergamon Press.
- RAWER-JOST, C., KAPPUS, B., BÖHMER, J., JANSEN, W. & H. RAHMANN (1999): Upstream movements of benthic macroinvertebrates in two different types of fishways in southwestern Germany. – *Hydrobiologica*, 391: 47-61
- RICCABONA, S. (1985): Die Praxis der Landschaftsbildbewertung an Fließgewässern. – TU Wien (Hrsg.): Landschaftswasserbau 5, 85-122.
- ROTH, M. (2000): Bewertung des Landschaftsbildes der Gemeinde Hinterhermsdorf, Kreis sächsische Schweiz, mit ArcView. Diplomarbeit am Fachbereich Landbau/Landespflege der Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden.
- SCHMEDITJE, U., M. COLLING (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. – Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft Bd. 4, München.
- SCHULLER (1990): Aspekte zur Umweltverträglichkeitsprüfung von Hochwasserrückhaltebecken. – *Wasser & Boden* 42 (3): 173-176.
- SCHULTE, A. (1995): Hochwasserabfluss, Sedimenttransport und Gerinnebettgestaltung an der Elsenz im Kraichgau. – *Heidelberger Geografische Arbeiten*, Heft 98: Geografisches Institut der Universität Heidelberg, 202 S.
- SHIELDS, A. (1936): Anwendung der Ähnlichkeitsmechanik und der Turbulenzforschung auf die Geschiebebewegung. *Mitteilungen der Preußischen Versuchsanstalt für Wasser-, Erd- und Schiffbau Berlin*, Heft 26.
- SHIELDS, A. (1936): Anwendung der Ähnlichkeitsmechanik und der Turbulenzforschung auf die Geschiebebewegung. *Mitteilungen der Preußischen Versuchsanstalt für Wasser-, Erd- und Schiffbau Berlin*, Heft 26.
- SIMON, W. (1998): Gewässerentwicklungsplan für den Lobbach auf den Gemarkungen der Gemeinden Lobbach, Spechbach und Meckesheim. – Erläuterungsbericht im Auftrag des ZV HWS Elsenz-Schwarzbachgebiet, Ingenieurbüro für Umweltplanung, Mosbach
- THAM, J. & H. RAHMANN (1997): Makrozoobenthos. – In: Erfolgskontrolle im Naturschutz am Beispiel des Moorkomplexes Wurzacher Ried (Hrsg. R. Böcker), *Agrarforschung in Baden-Württemberg*, Bd. 28, Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 111-141

- TRAUTNER, J., BRÄUNICKE, M., KIECHLE, J., KRAMER, M., RIETZE, J., SCHANOWSKI, A. UND K. WOLF-SCHWENNINGER (im Druck): Rote Liste und Artenverzeichnis der Laufkäfer Baden-Württembergs (Coleoptera: Carabidae). 3. Fassung, Stand Dezember 2003 mit einzelnen Ergänzungen bis Oktober 2005. – Naturschutz-Praxis, Artenschutz, Karlsruhe.
- TRAUTNER, J., MÜLLER-MOTZFELD, G. und BRÄUNICKE, M. (1997): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands (Col., Cicindelidae et Carabidae). 2. Fassung, Stand Dezember 1996 [unter Mitarb. von Erik Arndt u.a.]. – Naturschutz und Landschaftsplanung, 29 (9): 261-273.
- VUBD – VEREINIGUNG UMWELTWISSENSCHAFTLICHER BERUFSVERBÄNDE DEUTSCHLANDS E. V. (1999): Handbuch landschaftsökologischer Leistungen. Empfehlungen zur aufwandsbezogenen Honorarermittlung. – Veröffentlichungen der VUBD, Band 1 (3. Auflage), Nürnberg; 259 S.
- WESTRICH, B. (2004): Gewässermorphodynamik und Sedimentbewirtschaftung. Vorlesungsumdruck, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.
- WITTIG, R. & B. STREIT (2004): Ökologie. – Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.
- ZANKE, U. (1982): Grundlagen der Sedimentbewegung. Springer-Verlag Berlin/Heidelberg/ New York, ISBN 3540116729.
- ZINK INGENIEURE & WNB (WASSERVERBAND NEUENSTÄDTER BRETTACH) (2006): Projektinformation Hochwasserrückhaltebecken A1, A3 und A4 (Hälden). – Unveröff. Bericht.
- ZINK INGENIEURE (Hrsg.) (2001): „Hochwasserrückhaltebecken HRB A1, A3 und A4 (Hälden)“. Erläuterungsbericht und Hydraulische Berechnungen zur Entwurfs- und Genehmigungsplanung.
- ZUCCHI, H., K. ZUCCHI (2005): Zum Einfluss verrohrter Bachabschnitte auf Drift und Aufwanderung der Limnofauna unter besonderer Berücksichtigung der Flohkrebse (Gammauridae). – Natur und Landschaft 80 (12): 519-527.
- ZUMBROICH, T, A. MÜLLER & G. FRIEDRICH (Hrsg.) (1999): Strukturgüte von Fließgewässern: Grundlagen und Kartierung. – Berlin/Heidelberg: Springer.