



Synthesebericht Schwall/Sunk

Publikation des
Rhone-Thur Projektes

Tobias Meile, Markus Fette,
Peter Baumann

September 2005

eawag
aquatic research ooo

LCH
LABORATOIRE DE CONSTRUCTIONS HYDRAULIQUES



www.rhone-thur.eawag.ch



Inhaltsverzeichnis

1. GRUNDLAGEN ZUM SCHWALLBETRIEB

1.1 Abflussschwankungen in Fliessgewässern	3
1.2 Schwallbetrieb und Flussrevitalisierung.....	4
1.3 Situation von Schwall/Sunk in der Schweiz.....	9
1.4 Schwallindikatoren	12
1.5 Massnahmen zur Verminderung oder Eliminierung von Schwall/Sunk.....	16

2. SCHWALLBETRIEB IN DER RHONE

2.1 Hydrologie und Hydraulik.....	18
2.2 Morphologie, Kolmation und Grundwasserhaushalt.....	23
2.3 Wasserqualität	26
2.4 Struktur der Lebensgemeinschaft.....	28
2.5 Funktionen der Lebensgemeinschaft und des Lebensraumes.....	36

3. ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

41

4. LITERATURVERZEICHNIS

44

Titelbild:

Rhoneufer in der Nähe von Riddes bei Niedrigwasser (Sunk) im Winter 2002. Blickrichtung flussaufwärts.

Download:

Der vorliegende Bericht kann von folgenden Internetseiten als PDF heruntergeladen werden:

www.rivermanagement.ch/schwall-sunk/welcome.php

www.rhone-thur.eawag.ch/publikationen.html

1. Grundlagen zum Schwallbetrieb

1.1 Abflussschwankungen in Fliessgewässern

Abfluss- bzw. Pegelschwankungen in Fliessgewässern können natürlich bedingt sein oder anthropogen verursacht werden und mit unterschiedlicher Häufigkeit auftreten. Als erste Annäherung können die zahlreichen Phänomene in einer einfachen Matrix zusammengefasst werden (Tabelle 1).

Das Thema dieses Syntheseberichtes sind die tagesrhythmischen Schwall- und Sunkerscheinungen, die unterhalb von Speicherkraftwerken auftreten. Diese arbeiten gespeicherte Wasser hauptsächlich zu Zeiten des höchsten Strombedarfes ab (Unfer et al., 2004), was zu künstlich erzeugten Abflussspitzen in Fliessgewässern führt. In der als Sunk bezeichneten Phase zwischen zwei derartigen Schwallwellen sinkt der Abfluss vorübergehend auf ein tiefes Niveau, das oft noch unter dem natürlichen Niedrigwasser liegt. Ein solcher Schwall-/Sunkbetrieb oder kurz Schwallbetrieb ist somit eine direkte Folge der Produktion von elektrischer Spitzenenergie, wie sie u. a. in der Schweiz sehr verbreitet ist. Notwendige Voraussetzung und gleichzeitig gut sichtbare Zeichen für diese Art der Stromerzeugung sind die Stauseen in den Alpen, die das hauptsächlich im Sommer anfallende Wasser zurückhalten und es für die kurzfristige Turbinierung während der winterlichen Spitzenzeiten überhaupt erst in so grossen Mengen verfügbar machen (Limnex, 2004).

Von natürlichen Hochwasserereignissen unterscheiden sich schwallbedingte Abflussschwankungen in einigen Punkten entscheidend (Limnex, 2004):

- Der Schwallabfluss tritt regelmässig und mit hoher Frequenz auf. Typisch ist beispielsweise ein tägliches "Hochwasser" während der Mittagszeit. Natürliche Hochwässer treten sehr viel seltener und unregelmässiger auf. An diese häufigen Störungen durch die Schwälle sind die Organismen im Gewässer nicht oder nur ungenügend angepasst.
- Der Anstieg und das Absinken des Abflusses erfolgen bei Schwallen meist viel schneller als bei einem natürlichen Hochwasser. Dieser rasche Wechsel des Abflusses übersteigt die Reaktionsfähigkeit vieler Tiere. Sie werden weggeschwemmt oder stranden beim Trockenfallen der Randbereiche des Gewässers.
- Natürliche Hochwässer können sich vorher ankündigen, beispielsweise durch ein Ansteigen des Grundwasserspiegels oder eine Veränderung des Chemismus (Brögli, 2001). Gewisse Fliessgewässer-Organismen scheinen auf diese Art und Weise das bevorstehende Ansteigen des Wasserspiegels vorzeitig zu spüren und haben so mehr Zeit, um Deckung zu suchen. Im Gegensatz dazu sind Schwälle, die vom natürlichen hydrologischen Geschehen abgekoppelt sind, für die Flussbewohner vermutlich nicht oder nur schwer vorhersehbar.
- Während des Winters wird das im Sommer zurückgehaltene Wasser aus den hochgelegenen Speicherseen abgelassen und zur Produktion von Spitzenenergie genutzt. Das hat zur Folge, dass der Schwallbetrieb im Winterhalbjahr oft am ausgeprägtesten ist. Natürlicherweise ist in vielen alpinen Gewässern aber gerade der Winter eine Niedrigwasserperiode, die sich durch gleichmässig tiefe Abflüsse auszeichnet.

Der Abfluss und dessen zeitliche Veränderung (das Abflussregime) gehören zu den wichtigsten Einflussfaktoren für die ökologische Qualität und Funktionsfähigkeit eines Fliessgewässers. Unter Schwallenfluss werden die Abfluss- und Strömungsverhältnisse (Hydrologie und Hydraulik) wesentlich verändert. Für den Lebensraum und die Lebensgemeinschaft im Gewässer stellt jeder einzelne Schwall, aber auch der Schwallbetrieb als Ganzes eine Störung dar, die natürlicherweise nicht auftreten würde. Deshalb sind auch keine Arten der Fliessgewässer-Fauna oder -Flora bekannt, welche speziell an die hydrologischen Verhältnisse des Schwallbetriebes angepasst wären. Die Stärke des Schwalls wird vom Basisabfluss des Gewässers beeinflusst. In Zeiten mit Niedrigwasserführung (in alpinen Fliessgewässern v.a. im Winter) sind die Pegelschwankungen deutlich höher als während des Sommers mit natürlicherweise höheren Abflüssen (Unfer et al., 2004).

Abgesehen vom Schwallbetrieb und von Spülungen (Tabelle 1) greifen Speicherkraftwerke auch noch auf andere Art in die Hydrologie der genutzten Gewässer ein: Zwischen Wasserefassungen und -rückgabe

wird der Abfluss gegenüber den natürlichen Verhältnissen stark vermindert. In diesen Restwasserstrecken herrscht im Gegensatz zu den Schwallstrecken oft nicht zuviel, sondern zuwenig Variation in der Wasserführung (Forstentlechner et al., 1997; Favre, 2004), weshalb etwa im Spöl künstliche

Hochwasser erzeugt werden (Scheurer und Molinari, 2003). Die Restwassermenge unmittelbar vor der Kraftwerks-Zentrale bildet in der Regel auch den Grundabfluss am Anfang der Schwallstrecke zu jenen Zeiten, in denen nicht turbinert wird (Sunk).

	Anthropogen verursacht	Natürlich bedingt
Häufig auftretend	- Schwall- und Sunkbetrieb von Speicherkraftwerken - Schwall- und Sunkerscheinungen durch Schiffsschleusen - Spülungen von alpinen Wasserfassungen (bei hoher Wasserführung)	- Tageszyklen im Abfluss von vergletscherten und schneebedeckten Einzugsgebieten - Gezeiten im Mündungsbereich von Flüssen
Selten	- Spülungen von alpinen Wasserfassungen (bei geringer Wasserführung) - Schwall- und Sunkwellen durch Notabschaltungen von Turbinen von Laufwasserkraftwerken - Spülung von Speicherseen - Spülungen von Laufwasserkraftwerken - Staudammbruch	- Hochwasser (Regen, Schneeschmelze, Kombination) - Ausbruch eines Gletschersees - Entleerung eines durch Eismassen aufgestauten Fließgewässers (ice-jam) - Erdbeben/Felssturz; Aufstau und Entleerung eines Sees

Tabelle 1: Ursachen von Abfluss- bzw. Pegelschwankungen in Fließgewässern. In Abbildung 5 sind einige unterschiedliche Arten von Abflussschwankungen dargestellt.

1.2 Schwallbetrieb und Flussrevitalisierung

1.2.1 Auswirkungen von Schwall/Sunk auf den Fließgewässerzustand

Der Fließgewässerzustand ist abhängig von der Gewässermorphologie, dem Abflussregime und der Wasserqualität, welche die Lebensbedingungen für Fauna und Flora bestimmen (Abbildung 1). Die Wasserqualität kann anhand von chemischen und physikalischen Parametern erfasst werden. Das vorherrschende Abflussregime, das bei gegebener Morphologie massgebend ist für die Wasserstände (Pegel) und Strömungsgeschwindigkeiten, kann mit Hilfe der Grundparameter "mittlerer Tagesabfluss" (Q_{mittel}), "maximaler Tagesabfluss" (Q_{max}), "minimaler Tagesabfluss" (Q_{min}) sowie der "Schwall- und Sunkraten" (dQ/dt) beschrieben werden (Kapitel 1.4.1). Sind die Morphologie und die Sohlenrauigkeit des Gewässers bekannt, können andere Größen wie maximale Pegeländerung oder -änderungsraten berechnet werden. Die Komplexität der hydraulischen Modelle zur Berechnung der abgeleiteten Größen nimmt aber mit der Vielfältigkeit der Morphologie zu. Als Alternative zu Berechnungen bieten sich in-situ Messungen an.

Im Verlaufe der letzten zwei Jahrhunderte wurden Morphologie, Abflussregime und Wasserqualität von vielen Fließgewässern in der Schweiz, wie auch weltweit, stark beeinträchtigt (Jakob et al., 1992; Kobelt, 1992; Margot et al., 1992; Weingartner und Aschwanden, 1992), was sich auch in einer Abnahme der an die Gewässer anschließenden Auengebiete um bis zu 90% widerspiegelt (Müller-Wenk et al., 2003).

Morphologie, Abflussregime und Wasserqualität stellen die abiotischen Indikatoren eines Gewässers dar. Sie können im Normalfall relativ einfach erfasst werden. Zur Beurteilung der Morphologie eignen sich zum Beispiel sogenannte Struktur- oder Vielfältigkeitsindices (Hunzinger, 1998; Schleiss, 2005; Zarn, 1997) oder das Modul-Stufen-Konzept des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL, 1998). Je näher die abiotischen Indikatoren betreffend Morphologie, Abflussregime und Wasserqualität eines Fließgewässers bei jenen eines unbeeinflussten Referenzgewässers liegen, umso gewässertypischer und in der Regel auch umso vielfältiger wird die pflanzliche und tierische Besiedlung

sein. Der tatsächliche biologische Zustand eines Gewässers kann mittels Indikatoren erfasst werden, welche strukturelle und funktionelle Merkmale von Phytobenthos, Makrozoobenthos, Fischen und Uferfauna umfassen (Kapitel 2.4 und 2.5).

Der Schwallbetrieb von Speicherkraftwerken, welche in Abhängigkeit des Strombedarfs turbinieren, führt in Fliessgewässern zu häufigen und unnatürlichen Abflussschwankungen (Kapitel 1.1). Gemäss Abbildung 1 wird dadurch in erster Linie das Abflussregime ② beeinflusst (Margot et al., 1992; Meile et al., 2005a). Die Wasserqualität ③ wird durch den Schwallbetrieb beeinträchtigt, wenn es zu raschen Änderungen der Temperatur (Meier et al., 2004) und der Schwebstoffkonzentration kommt (Portmann et al., 2004). Auch chemische Parameter wie Nähr- und Schadstoffe können durch den Schwall beeinflusst werden (BWG, seit 1917; Fette et al., 2004). Sogar die Morphologie ① kann durch den Schwall geringfügig verändert werden, falls die dabei entstehenden Schubspannungen die Sohlenoberfläche in Bewegung versetzen (Baumann und Meile, 2004; Baumann und Schälchli, 2002) oder Ufererosion verursachen. Weitaus wichtiger sind aber die Einflüsse, welche die Morphologie umgekehrt auf den Schwall ausübt:

- Einerseits ist die hydraulische Retention eines Gerinnes dank Flachwasserzonen,

niedrigeren Fliessgeschwindigkeiten und Interferenzen von Wellen umso grösser, je naturnaher dieses ausgestaltet ist. Dadurch werden die Schwall- und Sunkraten geringfügig abgeschwächt und das Verhältnis von Maximalschwall zu Minimalsunk vermindert. Diese positiven Effekte nehmen mit der Distanz flussabwärts vom Ort der Schwallerzeugung zu, wie zum Beispiel im Alpenrhein (trotz Kanalisierung; Limnex, 1994) oder im Skagit River (Hunter, 1992) gezeigt werden konnte.

- Andererseits werden aber bereits bei vergleichsweise geringen Schwallamplituden flach überströmte Bereiche von den Wasserspiegelschwankungen erfasst, was die Habitatqualität an Gleituffern vermindert (Unfer et al., 2004).

Der regelmässige rasche Wechsel zwischen Schwall- und Sunk tritt im natürlichen Abflussregime von Fliessgewässern nicht auf und stellt deshalb schon aus hydrologischer Sicht eine Störung dar. In Alpenflüssen ist der Schwall- und Sunkbetrieb von Kraftwerken besonders in den Wintermonaten von Bedeutung, wenn natürlicherweise ein niedriger, praktisch konstanter, ungetrübter Abfluss vorherrschen würde. In den Sommermonaten ist der Einfluss gering, da einerseits weniger turbiniert wird und andererseits der Basisabfluss wesentlich grösser ist.

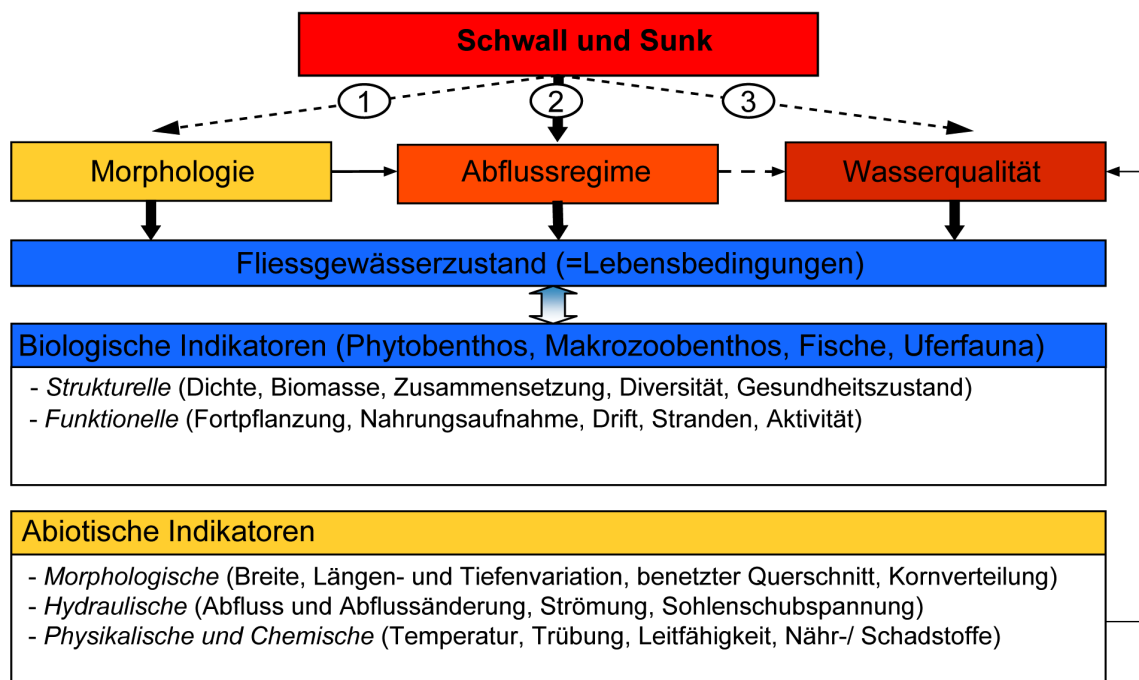


Abbildung 1: Beeinflussung des Gewässerzustandes durch Schwall und Sunk.

1.2.2 Schwall, Trübung, Kolmation und Grundwasser

Durch die Flusskorrekturen im letzten Jahrhundert wurden aus den breiten, verzweigten Flüssen allmählich die schmalen, geraden Kanäle mit hohen Dämmen, welche heute unsere Landschaft prägen (Hunzinger, 1998). Aus dieser Zeit stammen auch die Binnenkanäle. Sie waren zum einen notwendig, um den Talboden zu entwässern. Zum anderen war es aber auch nicht ratsam, überall dort, wo kleine Bäche in den Fluss mündeten, eine Dammlücke entstehen zu lassen.

In der Flussmorphologie werden drei Gerinnehauptformen unterschieden: gerade, verzweigt und mäandrierend (Hunzinger, 1998; Hunzinger, 2004):

- Gerade Gerinne werden in der Regel durch eine ebene Sohle oder eine Sohle mit Riffeln, Dünen oder Antidünen gekennzeichnet. Sie kommen in der Natur nur dort vor, wo der Flusslauf beispielsweise durch Felswände am seitlichen Ausbrechen gehindert wird. Heute herrscht diese Morphologie in vielen begradigten Flüssen vor.
- Verzweigte Gerinne zeichnen sich durch mehrere in Fliessrichtung laufende Teilgerinne aus. Diese werden durch Kiesbänke getrennt, die bei Niedrig- und Mittelwasser sichtbar sind. Die Teilgerinne verlagern sich durch Seitenerosion und Ablagerungen wodurch sich ihre Lage und Anzahl ständig verändert.
- Mäandrierende Flussläufe sind durch regelmässige Bögen mit einer geneigten Sohle charakterisiert.

Strömung, Wassertiefe und benetzte Breite werden bei Schwall erhöht. Zusammen sind diese Faktoren ein Ausdruck dafür, welche Gestalt (Morphologie) bzw. welches Angebot an Teillebensräumen (Habitaten) ein Gewässer aufweist. Für den Alpenrhein ist gezeigt worden, dass die Vielfalt der Breiten- und Tiefenverhältnisse einerseits wie erwartet von Art- und Ausmass der Flussverbauung abhängig ist, sich andererseits aber auch zwischen Schwall und Sunk beträchtlich verändern kann (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001; Limnex, 2004). Strömungs-, Tiefen- und Breitenvariabilität sollte aber in jedem Fall durch die Morphologie und nicht durch Schwall/Sunk verursacht werden.

Die Austauschrate zwischen Oberflächen- und Grundwasser wird wesentlich durch die Kolmation (Selbstdichtung) der Gewässersohle bestimmt. Darunter werden alle Vorgänge verstanden, die über eine Reduktion

des Porenvolumens und eine Verfestigung des Gewässerbettes zu einer abnehmenden Durchlässigkeit der Sohle führen (Schälchli, 2002). Die Kolmation kann als Überbegriff für das Zusammenspiel einer grossen Anzahl von hydraulischen und sedimentologischen Einflussgrössen verstanden werden. Es ist zwischen innerer Kolmation (Verstopfung des Substrats unter der Deckschicht; siehe Abbildung 2) und äusserer Kolmation (Ablagerungen von Feinpartikeln auf der Gewässersohle) zu unterscheiden (Schälchli, 1993).

Im Alpenrhein haben ausführliche Berechnungen gezeigt, dass der Eintrag von Schwebstoffen in die Sohle und daraus die innere Kolmation verstärkt werden kann. In den kolmatierten Bereichen nimmt der Austausch zwischen Fluss- und Grundwasser (Infiltration) und damit auch die Grundwasser-Neubildung ab (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001).

Massgebend für die innere Kolmation einer Flusssohle sind folgende Faktoren:

- Ein positiver hydraulischer Gradient, d.h. eine in die Sohle gerichtete Sickerströmung;
- Keine saisonale Umkehr des hydraulischen Gradienten, die eine Freispülung der kolmatierten Sohle im Winter bewirken würde;
- Ein hoher Schwebstoffgehalt des Wassers sowohl im Sommer als auch im Winter (massgebend sind insbesondere mineralische und organische Teilchen mit einem Durchmesser <0.06 mm);
- Sohlenschubspannungen, die zunehmend unterhalb des kritischen Wertes für das Aufreissen der Sohle bleiben (seltener auftretende und schwächere Sommerhochwasser).

Der Gehalt an Schwebstoffen (ungelöste Stoffe, Feinpartikel) in Gewässern kann als Massenkonzentration (in mg/L), als Volumenkonzentration (in mL/L), als Fracht (z.B. in kg/d oder t/m) oder in Form von Trübungseinheiten (TEF) beschrieben werden (Imhof et al., 2004). Gletscherwässer enthalten vor allem im Sommer suspendiertes Feinmaterial, das vom Gletscherabrieb herrührt. Ein grosser Teil dieses Materials besteht aus Ton und Schluff mit Korndurchmessern <50 μ m. In den Speicherseen setzen sich die gröberen Schwebstofffraktionen ab (Sedimentation). Die feineren Fraktionen bleiben in Schwebelage; Sie sind für die milchige Farbe vieler Speicherseen verantwortlich. In den unterliegenden Gewässern steigt die Trübung während der Schwälle v.a. im Winter oft an, weil das turbinierte Wasser auch die noch suspendier-

ten Schwebstoffe mitführt (Baumann und Klaus, 2003). Auf diese Weise nimmt die Gesamtfracht an Schwebstoffen im Winter deutlich zu, über das gesamte Jahr betrachtet wegen des zusätzlichen Rückhaltes in den Speichern hingegen ab (Portmann et al., 2004).

Bei der Exfiltration von Grundwasser ins Gewässer hinein kann sich eine innere Kolmation nicht entwickeln, und bei klarem Abfluss wird die Kolmations-Entwicklung verzögert. Bei infiltrierenden Bedingungen hingegen gelangen die Feinpartikel in den Lückenraum unter der Deckschicht, wo sie ausfiltriert und abgelagert werden (Banscher, 1975; Schälchli, 2002). Da mit zunehmender Selbstdichtung die Austauschrate zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser zurückgeht, stellt die Kolmation der Gewässersohle auch dort ein Problem dar, wo Trinkwasser aus Uferfiltrat gewonnen wird (Gutknecht et al., 1998; Regli et al., 2004) oder ufernahe Kunstbauten vor einer Veränderung des Grundwasserspiegels geschützt werden müssen (Banscher, 1975; Greco, 2001).

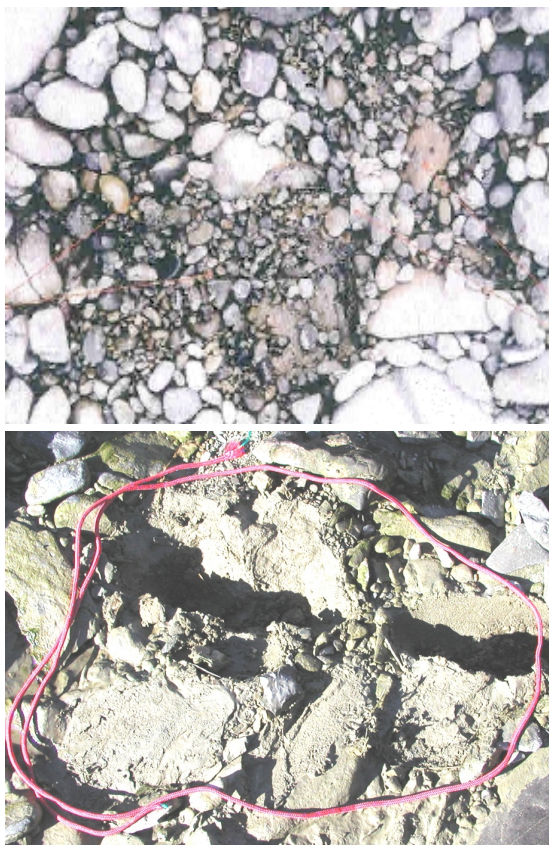


Abbildung 2: Oben: unkolmatiertes Ufer der Töss (Bild aus Schälchli, 2002; Wiedergabe mit Erlaubnis). Unten: stark kolmatiertes Ufer der Rhone bei Chippis (Bild aus Baumann, 2004).

Verschiedene Autoren zeigen auf, dass insbesondere anthropogen beeinflusste Flüsse stark zur Kolmation neigen (Bardossy und Molnar, 2004; Mürle et al., 2003). So kann der winterliche Schwallbetrieb die Kolmation verstärken, indem bei Schwall mehr Feinmaterial (Trübung) in das Substrat eingetragen und die Sedimentoberfläche bei den höheren Schwallabflüssen mechanisch stärker beansprucht wird (Vibrationseffekt). Demgegenüber führt eine über das kritische Mass hinausgehende Erhöhung der Fließgeschwindigkeit zu Erosionserscheinungen und schliesslich zu einem Aufreissen der Sohle, wodurch das eingelagerte Feinsediment wieder ausgespült wird (Dekolmation; Cunningham et al., 1987; Schälchli, 1993).

Trübung und Kolmation sind in Alpenflüssen wichtige Steuergrößen für die abiotischen und biotischen Verhältnisse im Gewässer (Kapitel 2.5.3 und 2.5.4).

1.2.3 Schwall und Sunk bei Fließgewässer-Revitalisierungen

Konzept der Gewässergüte-Isolinien

Das Konzept der Gewässergüte-Isolinien wurde im Rahmen des Rhone-Thur Projektes entwickelt und erstmals an der Veranstaltung "Atelier des projets Rhône-Thur et 3e Correction du Rhône" vom 29./30. November 2004 unter dem Namen "Courbes d'isosanté" vorgestellt.

Betrachtet man die Wasserqualität eines Fließgewässers als gegeben, kann der Fließgewässerzustand als Funktion der Morphologie und des Abflussregimes beschrieben werden (Abbildung 1). Durch die Begradigung respektive den Kraftwerksbau wurden die Fließgewässer beeinträchtigt. Dabei muss die morphologische und hydrologische Beeinträchtigung (Abflussregime) nicht zwingend simultan erfolgt sein (Abbildung 3 oben). Im Morphologie-Abflussregime-Diagramm können Kurven von gleicher Gewässerqualität definiert werden (Gewässergüte-Isolinien). Die zwei Achsen mit 0% natürlicher Morphologie bzw. 0% natürlichem Abflussregime stehen für die hypothetischen Gewässer, die keinerlei ökologische Qualität aufweisen. Dazwischen sind die Gewässergüte-Isolinien ungefähr gemäss Abbildung 3 Mitte gegeben.

Ziel von Gewässerrevitalisierungen ist es, die Qualität des Gewässers zu verbessern, d.h. von einer Gewässergüte-Isolinie auf eine Nächsthöhere zu gelangen. Konkret kann dies mittels dreier möglicher Strategien erfolgen (Abbildung 3 unten, Pfeile 1 bis 3):

1 Alleinige morphologische Aufwertung;

- 2 Alleinige Verbesserung des Abflussregimes (z. B. Verminderung oder Eliminierung von Schwall/Sunk);
- 3 Kombinierte Aufwertung von Morphologie und Abflussregime.

Möchte man die grössten morphologischen bzw. hydrologischen Defizite eines Gewässers zuerst beseitigen und es gleichzeitig ganzheitlich revitalisieren, so kann man sich an den Gradienten der Gewässergüte-Isolinien gemäss Abbildung 3 orientieren.

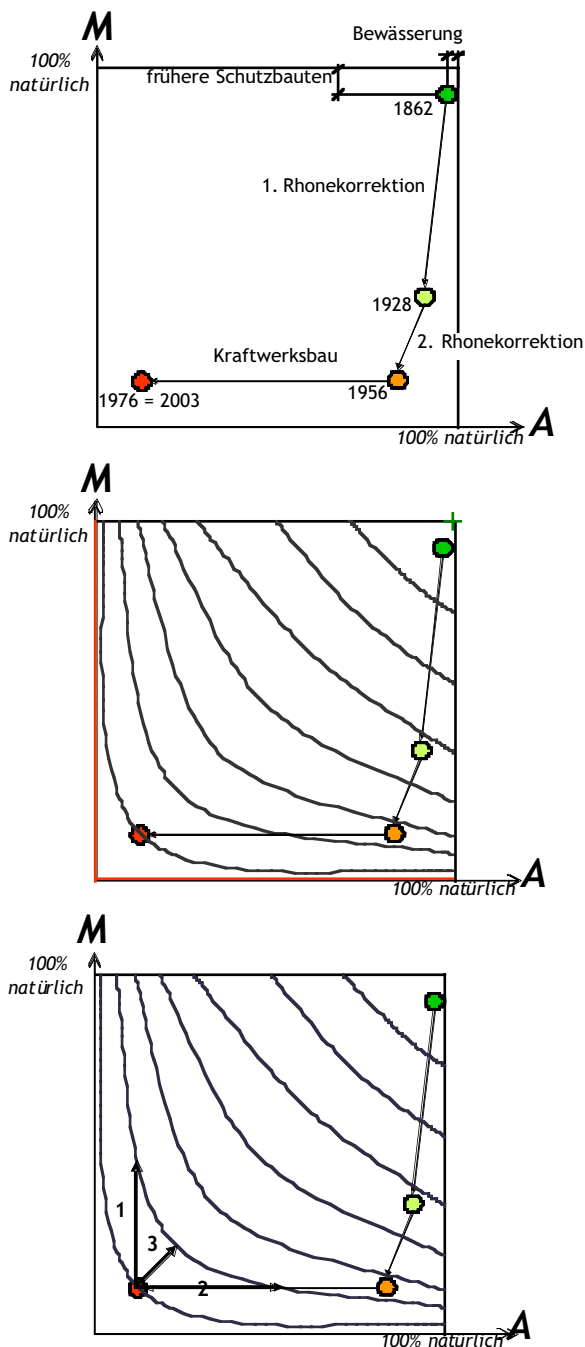


Abbildung 3: Konzept der Gewässergüte-Isolinien am Beispiel der Rhone. M: Morphologie; A: Abflussregime (abgeleitet aus Meile et al., 2005a).

Fliessgewässer-Revitalisierungen

Revitalisierungen an Bächen und Flüssen sind definiert als die "Gesamtheit der Massnahmen, mit denen durch menschlichen Einfluss veränderte Fliessgewässer in einen naturnahen Zustand zurückversetzt werden" (Bradshaw, 1996). Sie werden in erster Linie mit morphologischen Verbesserungen in Verbindung gebracht und erfordern Raum, damit das Fliessgewässer seine vielfältigen Funktionen wieder besser erfüllen kann (z.B. Transport von Wasser und Geschiebe, Bildung und Vernetzung von Biotopen, Selbstreinigung, Erholungsraum; BWG, 2000). Eine Fliessgewässer-Revitalisierung stellt zwar an sich schon ein Ziel dar; Sie ist aber dann besonders sinnvoll und wirtschaftlich, wenn im Rahmen von integrativen Hochwasserschutzprojekten die Sicherheit und die ökologischen Funktionen gleichzeitig verbessert werden (BWG, 2003; Schädler und Geiger, 2003).

Bei Fliessgewässer-Revitalisierungen stellt der Schwallbetrieb eine zusätzliche, erschwerende Randbedingung dar (www.river-management.ch/aufweitungen/welcome.php). Die Verbesserung der Schwall/Sunk-Situation wird gemäss Abbildung 1 und dem "Gewässergüte-Isolinien-Konzept" (Abbildung 3) im Normalfall eine Verbesserung der Gewässerqualität bewirken, wobei im heutigen Umfeld allerdings vermehrt auch wirtschaftliche (Kosten-Nutzen) und gesellschaftliche Randbedingungen mitberücksichtigt werden müssen.

Zur Schwalldämpfung, d.h. zur Verbesserung der Situation bezüglich Schwall und Sunk, sind verschiedene betriebliche (Kapitel 1.5) sowie wasser- und flussbauliche Massnahmen denkbar (Heller, 2005; Kantoush et al., 2005; [www.rhone-thur.eawag.ch/Modul IV deutsch.html](http://www.rhone-thur.eawag.ch/Modul%20IV%20deutsch.html)). Gewisse betriebliche Massnahmen haben dabei den grossen Nachteil, dass sie die Wirtschaftlichkeit der Energieproduktion aus erneuerbarer Wasserkraft gefährden. Gemäss einer Studie für den Alpenrhein übersteigen die Kosten der analysierten betrieblichen Einschränkungen jene der baulichen um das 3.5-fache (Wikenhäuser et al., 2005).

Falls im Zusammenhang mit morphologischen Revitalisierungen begleitende Massnahmen zur Verminderung des Schwallbetriebes vorgesehen sind, müssen diese folgende Ziele haben:

- Während der Wintermonate muss durch Festlegung eines Maximalschwalls in Abhängigkeit der Gewässermorphologie vermieden werden, dass sich die Sohle täglich bewegt (Pfeil ① in Abbildung 1). Dies gilt insbesondere für revitalisierte Gewässerabschnitte. Natürliche Hoch-

wasserereignisse sind von dieser Bedingung selbstverständlich ausgenommen.

- Die Beeinflussung des Gewässers durch Schwall und Sunk soll auf ein gewässerökologisch erträgliches Mass reduziert werden, indem die Differenz zwischen täglichem Maximalabfluss und täglichem Minimalabfluss ($Q_{\max}-Q_{\min}$) respektive das Verhältnis $Q_{\max}/Q_{\min}$ gewisse saisonale Bedingungen erfüllt. Andererseits sollen die Abflussänderungen (dQ/dt) nicht zu rasch erfolgen, sodass die aquatische und terrestrische Fauna in Ufernähe wenigstens die Chance hat, sich auf die neuen Bedingungen einzustellen (Rückzug in strömungsgeschützte Zonen, Rückzug hinter die Wasserlinie). Zur Festlegung von Grenzwerten kann ein

natürliches Referenzgewässer mit ähnlichem Jahresabflussregime und mittlerem Jahresabfluss herbeigezogen (Kapitel 2.1; Meile et al., 2005a) oder ein gewässerspezifisches Set von Grenzwerten festgelegt werden (Schälchli et al., 2003). Die Morphologie (beispielsweise die Uferneigung) des Gewässers spielt dabei eine Rolle, da sie für Wasserspiegelschwankungen, Strömungsgeschwindigkeiten und benetzte Flächen massgebend ist.

Ein morphologisch revitalisierter Gewässerabschnitt sollte nicht zur Dämpfung von Schwallen dienen, sondern soweit als möglich auch ein natürliches Abflussregime aufweisen.

1.3 Situation von Schwall/Sunk in der Schweiz

Schwallartige Abflussschwankungen in unseren Fliessgewässern werden hauptsächlich durch den intermittierenden Betrieb von Speicherkraftwerken erzeugt, welche nur zu bestimmten (Spitzen-) Zeiten Wasser aus den hochgelegenen Akkumulierbecken (Stau- oder Speicherseen) turbinieren. Dementsprechend hat der Schwallbetrieb aus Wasserkraftwerken v.a. mit dem Bau der zahlreichen grossen Saisonspeicher zwischen 1950 und 1970 stark zugenommen, wie dies exemplarisch auch für das Einzugsgebiet der Rhone gezeigt werden kann (Vivian 1989; Loizeau und Dominik, 2000, Meile et al., 2005b). In derselben Zeit wurden v.a. in Nordamerika auch erste Untersuchungen zum Einfluss des Schwallbetriebes auf die Ökologie der unterliegenden Gewässer durchgeführt (z.B. Powell, 1958). Zu diesen ersten Schwallstudien zählen aber auch die jährlichen Benthosaufnahmen, die Bouvier (1969) an den zeitweise trockenliegenden Ufern des Doubs ab 1963 durchführte.

1.3.1 Betroffene Gewässer

In einer Bestandesaufnahme von Limnex (2001) zur heutigen Verbreitung des Schwallbetriebes in der Schweiz werden 92 schwallerzeugende Kraftwerks-Zentralen erwähnt, wovon ein Grossteil in den Alpen und Voralpen sowie ein kleiner Teil im Jura liegt. Abbildung 4 zeigt jene Stationen im hydrologischen Messnetz des BWG, welche in der Zeit vom 29.1. bis 9.3.2005 an mindestens 6 Tagen schwallartige Pegel-Schwankungen um mindestens 10cm aufgewiesen haben. Aus diesem (gemesse-

nen) Pegelstand wird auch die Wasserführung (Abflussverlauf) berechnet. Es ergaben sich 44 schwallbeeinflusste Stationen, was einem Anteil von 25% des nationalen hydrologischen Messnetzes entspricht (ohne kantonale Stellen). Betroffen sind hauptsächlich die mittleren bis grösseren Talflüsse unserer Alpen- und Voralpen. In diesen Gewässern kommen auch andere anthropogene Belastungen wie starke Kanalisierung und Verbauung, Einleitungen von gereinigtem Abwasser und Abschwemmungen von landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen zusammen.

In Abbildung 5 sind die typischen, schwallbedingten Pegelschwankungen in der Orbe zwei anders gearteten Ganglinien gegenübergestellt. In der einen davon, aus der Veveyse, zeigen sich an gewissen Tagen deutliche Spitzen des Pegelstandes, deren sehr unregelmässiges Auftreten und abweichende Form aber auf andere Ursachen als den Schwallbetrieb aus Wasserkraftwerken schliessen lässt. Es handelte sich dabei um Vereisungen im Bereich der Messstelle, welche während sehr kalter Nächte (bei gleichbleibendem Abfluss) zu einem zunehmenden Einstau führten und jeweils gegen Mittag rasch wieder verschwanden. Dies ist ein Beispiel dafür, dass ein tagesperiodisch oszillierender Pegelstand nicht nur durch Wasserkraftwerke, sondern auch durch andere anthropogene oder durch natürliche Einflüsse hervorgerufen werden kann (Kapitel 1.1).

Das schweizerische Mittelland weist nur wenige schwallerzeugende Zentralen auf (Abbildung 4). Im Unterwasser von Lauf-

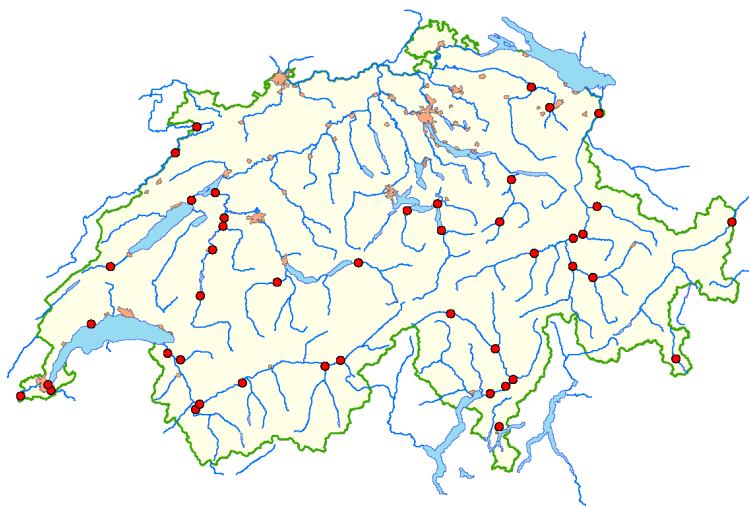


Abbildung 4: Hauptgewässernetz der Schweiz mit jenen Abfluss-Messstationen des Bundesamtes für Wasser und Geologie (BWG), welche in der Zeit vom 29.1.–6.3.2005 eindeutige Schwallerscheinungen zeigten. Die zahlreichen zusätzlichen Messstellen der Kantone wurden nicht ausgewertet. Abbildung erstellt durch die Abteilung Landeshydrologie des BWG. © 2005 swisstopo (JD052581).

Teilnahme der Schweiz am europäischen Regelenergiemarkt die kurzfristigen Produktionsschwankungen tendenziell verstärken wird. Demgegenüber machen Hauenstein et al. (2004) geltend, dass derartige Änderungen des Betriebsregimes zwar zu einem häufigeren Auftreten von Schwallen führen können, aber kaum höheren Maximalabflüsse bewirken. Für diese Schwallspitzen (und damit auch für die Amplitude von Sunk- zu Schwallabfluss) stellen sie nur dort eine Zunahme fest, wo zusätzlicher Speicherraum und/oder neue Kraftwerke entstehen. Ein jüngeres Beispiel dafür ist vorübergehender Betrieb der Zentrale Biedron an der Rhone bei Riddes im Jahr 2000 (Kapitel 1.4).

kraftwerken, deren Stauhaltungen in der Regel keine nennenswerte Speicherung ermöglichen und/oder einen ziemlich konstanten Wasserstand einhalten müssen, treten nur selten Schwall- und Sunkerscheinungen auf (Kühne, 1984). Entsprechend bleiben die Mittelland-Flüsse unterhalb der grossen, als Puffer wirkenden Alpenrandseen weitgehend schwallfrei. Auch in diesen Fliessgewässern können aber aus den Fluss-Stauhaltungen heraus Pegel- und Abflussschwankungen mit kleiner Amplitude, aber grosser Frequenz auftreten. Dieser sogenannte Schwellbetrieb aus Laufkraftwerken ist in Abbildung 5 am Beispiel der Aare bei Brugg zu sehen.

Gemäss einer Studie im Auftrag des Bundesamtes für Energie (ECONCEPT, 2004) könnten zukünftig in einzelnen Gewässern noch vermehrt Schwallerscheinungen auftreten, weil die angestrebte

1.3.2 Gewässerökologische Studien

Ökologische Untersuchungen zu den Auswirkungen des Schwallbetriebes liegen schon aus etlichen Fliessgewässern der Schweiz und des angrenzenden Alpen-

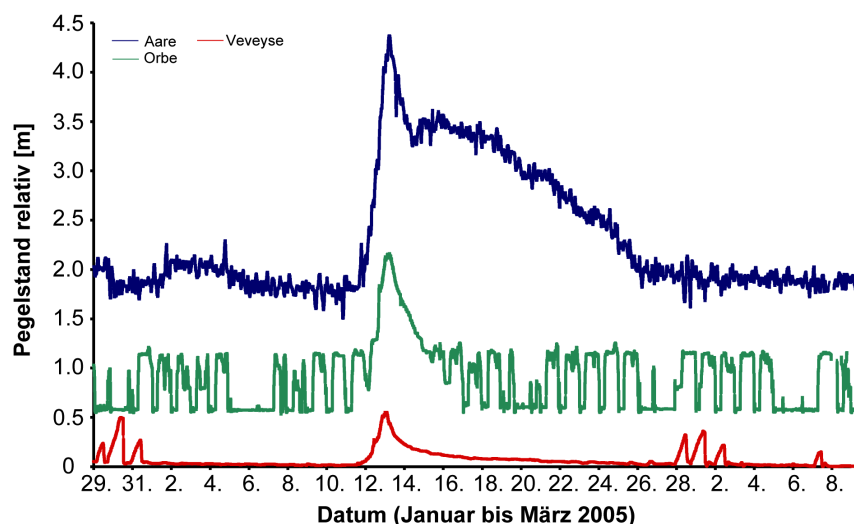


Abbildung 5: Ganglinien des Pegelstandes (Wasserspiegel) an drei Messstationen des BWG vom 29.1.–9.3.2005. Orbe: Eine typische, durch den intermittierenden Betrieb von Wasserkraftwerken verursachte Schwallganglinie mit starken Pegel- bzw. Abflussschwankungen während der Wochentage und stark reduzierten Schwankungen oder durchgehend tiefen Abflüssen während des Wochenendes. Aare: Die viel schwächer ausgeprägten Schwankungen weisen auf den Einfluss von oberliegenden Laufkraftwerken (mit Schwellbetrieb) hin. Veveyse: Ein überwiegend unbeeinflusster, sehr konstanter Pegelverlauf während einer winterlichen Niedrigwasserperiode mit einigen charakteristischen, durch Vereisung bedingten Spitzen zu Beginn und gegen Ende der dargestellten Periode. Die an allen drei Stationen auftretende Pegelspitze vom 12./13.2.05 ist natürlich bedingt (Regenereignis).

raums vor (Baumann & Klaus, 2003). Dabei handelt es sich teilweise um publizierte Resultate aus angewandten Forschungsprojekten (wie z.B. dem Rhone-Thur Projekt), teilweise aber auch um eingeschränkt zugängliche wissenschaftliche Grundlagen, welche z.B. im Zuge von Konzessionserneuerungen bei Wasserkraftwerken erstellt worden sind (graue Literatur; siehe separates Literaturverzeichnis auf www.rivermanagement.ch/schwall-sunk/welcome.php). Diese näher untersuchten alpinen Gewässer gehören nach dem hydrografischen Ordnungsprinzip von Strahler (1957) überwiegend zu den Flüssen des Mittellaufes (5. bis 7. Ordnung) und nach der biozönotischen Längsgliederung von Illies und Botosaneanu (1963) zur unteren Forellen- bis Äschenregion (Meta- bis Hyporhithral).

Baumann und Klaus (2003) haben zahlreiche Untersuchungen zu den ökologischen Auswirkungen des Schwallbetriebes ausgewertet. Die für alpine Gewässer am häufigsten genannten Auswirkungen sind in Tabelle 2 zusammengestellt. Noch nicht berücksichtigt worden sind dabei die seit 2001 im Rahmen des Rhone-Thur Projektes erarbeiteten Grundlagen (Einzelheiten siehe Kapitel 2). Weitaus am häufigsten erfasst und deshalb auch am häufigsten als schwallbeeinflusste Parameter bezeichnet worden sind im Alpenraum bisher einige Zu-

standsgrößen der tierischen Lebensgemeinschaft (Biozönose). Zu diesen strukturellen Merkmalen gehören etwa die Zusammensetzung, die Häufigkeit (Abundanz) oder die Biomasse (Frischgewicht) der Organismen aus gewissen Gruppen zu den jeweiligen Zeitpunkten der Aufnahmen. Erst ganz vereinzelt untersucht worden ist hingegen etwa die Besiedlung jenes Uferbereiches, der jeweils bei Schwall überflutet wird und bei Sunk trockenfällt. (Wasserwechselzone; Kapitel 2.4.4). Das dürfte u.a. daran liegen, dass diese Wasserwechselzone in vielen kanalisierten und mit Blockwurf verbauten Flüssen wesentlich weniger ausgedehnt ist, als dies im natürlichen oder in einem durch Revitalisierungsmassnahmen wieder naturnäher gewordenen Zustand der Fall wäre.

Von den zahlreichen funktionellen Indikatoren, welche für bestimmte Wechselwirkungen und Vorgänge innerhalb des Gewässers stehen, ist im Alpenraum bisher erst das Abschwemmen von Organismen in der fließenden Welle (Drift) mehrfach untersucht worden. Dabei wurde unter Schwall-einfluss meistens eine deutliche bis sehr starke Zunahme der Drift festgestellt, so etwa im Alpenrhein (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001), in der Urner Reuss (Marrer und Spörri, 2003) und in der Rhone (Uhlmann, 2001; siehe auch Kapitel 2.5.1).

Beeinflusste Parameter (Indikatoren)	Wirkung (überwiegend)	Betroffene Organismen
Biozönose Zusammensetzung	Veränderung generell	AF, MZB, PB
Biozönose Häufigkeit / Dichte	Abnahme	AF, JF, MZB
Biozönose Menge (Biomasse)	Abnahme	AF, MZB
Biozönose Artenzahl / Diversität	Abnahme / keine Veränderung	MZB, PB
Biozönose Abdrift / Ausschwemmung	Zunahme	BG, AF, JF, MZB, PB
Fische Reproduktion	Abnahme	AF
Fische Wachstum	Veränderung keine / generell	AF, JF
Biozönose Stranden / Trockenfallen	Zunahme	BG, AF, JF, MZB
Wassertemperatur	Veränderung generell	JF
Benetzte Breite	Zunahme	—
Strömung / Fließgeschwindigkeit	Zunahme	MZB
Wassertiefe	Zunahme	—
Chemismus / Wasserqualität	Veränderung generell	—
Sohnahe Strömung / hydraulischer Stress	Zunahme	—
Elektrische Leitfähigkeit	Abnahme	—

Tabelle 2: Mögliche Auswirkungen des Schwallbetriebes, ermittelt an alpinen Gewässern. Blau: Indikatoren für die biologische Struktur. Rot: Indikatoren für die biologische Funktion. Schwarz: Indikatoren für die abiotischen Verhältnisse. BG = Biozönose gesamt; AF = Adulte Fische; JF = Juvenile Fische und Fischeier; MZB = Makrozoobenthos; PB = Phytobenthos. Aus Baumann und Klaus (2003), verändert.

1.3.3 Gesetzliche und politische Situation

Das Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer (GSchG) enthält seit 1992 konkrete (numerische) Bestimmungen über die notwendigen Mindestrestwassermengen, welche für viele genutzten Gewässer verbindlich sind (mit wenigen und klar definierten Ausnahmen). Auf diese Weise kann indirekt auch der Sunkabfluss in einer Schwallstrecke erhöht werden, sofern diese an eine vorschriftsgemäss dotierte Restwasserstrecke anschliesst (siehe Kapitel 1.1). Explizit erwähnt oder geregelt wird der Schwallbetrieb in der eidgenössischen Gesetzgebung, speziell im GSchG und im Bundesgesetz über die Fischerei (BGF), bislang aber nicht.

Auch in den meisten anderen Ländern, deren Fließgewässer stark durch Schwallbetrieb beeinflusst werden, fehlen heute noch entsprechende gesetzliche Regelungen (Limnex, 2004). Ebenso wie in der Schweiz werden in diesen Ländern allfällige gewässerökologische Anforderungen und Auflagen an den Schwallbetrieb aus Speicherkraftwerken von Fall zu Fall festgelegt, oft im Zuge von Gewässerbetreuungs- und -bewirtschaftungsplänen oder von Bewilligungsverfahren bei Konzessionserneuerungen (Umweltverträglichkeits-Prüfungen).

Muss zur Sanierung von ökologisch unbefriedigenden Abflussverhältnissen in bestehende (laufende) Konzessionen eingegriffen werden, ist das eidgenössische Wasserrechtsgesetz (WRG) massgebend. Der Ent-

zug oder die Einschränkung eines solchen wohlverordneten Rechtes ist nach herrschender Auffassung nur dann zulässig, wenn folgende Voraussetzungen erfüllt sind: der Eingriff in die Konzession muss sich auf eine gesetzliche Grundlage stützen, im öffentlichen Interesse liegen und verhältnismässig sein. Er hat im Rahmen eines Enteignungsverfahrens stattzufinden und ist voll zu entschädigen (Hauenstein et al., 2004).

Dass eine gesetzliche Regelung des Schwallbetriebes bislang weitherum fehlt, dürfte auch mit den noch ungenügenden gewässerökologischen Grundlagen zusammenhängen. Es sind heute erst vereinzelt konkrete, wissenschaftlich abgestützte Kriterien und Richtwerte bekannt, die für eine ökologisch verträgliche Ausgestaltung des Schwallbetriebes herangezogen werden könnten (Kapitel 1.4). Dennoch sind in den letzten Jahren in einigen Ländern erste gesetzliche Bestimmungen über den Schwallbetrieb erlassen oder in Angriff genommen worden (Limnex, 2004). Auch in der Schweiz sind bereits entsprechende Initiativen lanciert (www.parlament.ch/homepage/mm-medienmitteilung.htm?m_id=2004-05-26_073_01 und www.sfv-fsp.ch/ger/leb_wasser.html).

Dass nicht nur die Fachwelt, sondern auch die Öffentlichkeit das Schwallproblem immer mehr zur Kenntnis nimmt und sich damit auseinandersetzt, schlägt sich nicht zuletzt in einer zunehmenden Zahl von Medienberichten über dieses Thema nieder (Abbildung 6).

1.4 Schwallindikatoren

Als Schwallindikatoren werden hier Kenn- und Richtwerte verstanden, die zur Beschreibung und Beurteilung des Schwallbetriebes dienen.

1.4.1 Hydrologisch/hydraulische Kennwerte

Auf welche Weise und wie stark ein Gewässer durch Schwallbetrieb beeinflusst wird, hängt in erster Linie vom verfügbaren Nutzvolumen der Speicherseen und von der Ausbauwassermenge der Zentralen in seinem Einzugsgebiet ab. Tabelle 3 zeigt die Auswirkungen dieser beiden grundlegenden Einflussfaktoren auf verschiedene abiotische Merkmale eines Alpenflusses wie z.B. der Rhone (siehe auch Kapitel 2.1).

Die theoretisch mögliche Beeinflussung eines Gewässers durch Schwall und Sunk ist mit folgenden Parametern zu erfassen:

- (1) Mittlerer Jahresabfluss MQ
- (2) Rückhaltevolumen der Stauseen V_{total}
- (3) Installierte Ausbauwassermenge der Zentralen $Q_{\text{installiert total}}$

Das Verhältnis von (2)/(1) gibt Aufschluss über die Wassermenge, die von den Sommer- in die Wintermonate verschoben werden kann. (3) erlaubt, den theoretischen Maximalschwall ab Zentralen zu bestimmen. Handelt es sich um ein grösseres Einzugsgebiet mit mehreren Seen und Kraftwerken, kann die Entwicklung der Parameter (1) bis (3) im Längsverlauf als Funktion der Flusskilometrierung bestimmt werden.

Nutzvolumen der Speicherseen	Ausbauwassermenge der Zentralen
▪ Verschiebung der mittleren Monatsabflüsse ▪ Erhöhung/Verminderung der mittleren Tagesabflüsse ▪ Verminderung der jährlichen Hochwasserspitzen ▪ Reduktion der grossen Hochwasser (Raboud et al., 2002) ▪ Verminderung der Schwebstoffmenge (Loizeau und Dominik, 2000) ▪ Rückhalt durch Stauseeverlandung (Boillat et al., 2003; Schleiss und Oehy, 2002) ▪ Einfluss auf die mittleren Jahres- und Monatstemperaturen des Wassers	▪ Einfluss auf die Tagesganglinien des Abflusses und die davon abhängigen Parameter (Fliessgeschwindigkeit, Wasserspiegel, ...) ▪ Zunahme der Schwall- und Sunkraten (dQ/dt) ▪ Einfluss auf den Tageszyklus der Wassertemperatur (Meier et al., 2004) ▪ Einfluss auf den Tageszyklus der Schwebstoffkonzentration/Trübung (Portmann et al., 2004) und die Kolmation der Sohle

Tabelle 3: Einflüsse des Nutzvolumens der Speicherseen und der Ausbauwassermenge der Zentralen auf verschiedene hydraulische und andere Parameter eines Alpenflusses.

Ausgangsgrösse	Bestimmte Parameter	Abgeleitete Schwallindikatoren
Ganglinie Abfluss $Q(t,x)$	Tägl. Maximalschwall $Q_{\max}$ Tägl. Minimalsunk $Q_{\min}$ Mittlerer Tagesabfluss Q_{mittel} Mittlerer Jahresabfluss MQ Schwall/Sunkraten dQ/dt	Schwall/Sunk-Verhältnis: $Q_{\max}/Q_{\min}$ Schwall/Sunk-Differenz: $\Delta Q = Q_{\max} - Q_{\min}$ Verhältnis $\Delta Q/Q_{\text{mittel}}$ nach Meile et al. (2005a) Verhältnis $Q_{\max}/MQ$ nach Pfandler (2005) Schwall/Sunkraten-Verteilung nach Meile et al. (2005a)
Ganglinie Pegel $P(t,x)$	Tägl. Maximalpegel $P_{\max}$ Tägl. Minimalpegel $P_{\min}$ Pegeländerungsraten dP/dt	Pegeldifferenz: $\Delta P = P_{\max} - P_{\min}$ Pegelraten-Verteilung

Tabelle 4: Parameter und abgeleitete Grössen zur Charakterisierung einer schwallbeeinflussten Ganglinie.

1.4.2 Ökologische Richtwerte

Die gewässerökologischen Auswirkungen werden soweit möglich ebenfalls an hydrologischen Schwallindikatoren gemessen. In dieser "normierten" Form können die Erkenntnisse aus einem Gewässers besser auf ein anderes übertragen werden. Solche allgemein, d.h. über eine grosse Zahl von Gewässern anwendbaren Richt- oder Grenzwerte wären auch für eine gesetzliche Regelung des Schwallbetriebes gefragt (Kapitel 1.3.3). Bisher bestehen aber erst zu wenigen Schwallindikatoren auch Vorstellungen über mögliche, gewässerökologisch begründete Grenzwerte (Limnex, 2004). Naturwissenschaftlich noch am besten abgestützt sind die Angaben, welche die maximal "vertretbare" Geschwindigkeit des Schwallrückganges betreffen. Diese Rückgangs-Raten können sowohl für den Pegelstand P als auch für den Abfluss Q angegeben werden, wobei dQ/dt zwischen verschiedenen Gewässern allerdings schon wegen deren unterschiedlicher Grösse kaum vergleichbar ist. Für dP/dt ist ein solcher Vergleich eher möglich, aber auch hier muss sich dieselbe Rate in zwei Gewässern mit stark abweichender Morphologie nicht auf dieselbe Weise auswirken. Die Ge-

schwindigkeit des Schwallrückganges ist v.a. in sehr flachen Uferbereichen von Bedeutung, wo bei allzu raschem Zurückweichen der Wasserlinie zahlreiche Organismen (z.B. Jungfische und Makroinvertebraten) trockenfallen können (als Stranden bezeichnet, siehe Kapitel 2.5.1).

Um das Stranden von Jungfischen weitgehend zu verhindern, wird in verschiedenen Studien eine Reduktion des Pegelrückganges auf Werte von bis zu 0.2 cm/min oder umgerechnet 12 cm/h empfohlen (Baumann und Klaus, 2003; Limnex, 2004). Je nach Art und Alter der Fische, Tageszeit, Wassertemperatur, Uferneigung usw. wird in gewissen Fällen auch eine noch weitergehende Verminderung des Schwallrückganges als notwendig erachtet (Monk, 1989; Pacific Corp, 2004).

Bei der Hälfte der untersuchten, schweizerischen Abfluss-Messstationen (einschliesslich jener an Rhone ab Sion, Abbildung 7) betrug ΔP zwischen Schwall und Sunk über 70cm. Wollte man den genannten Richtwert von 12 cm/h einhalten, so müsste der Schwallrückgang in diesen Fällen auf 6h oder mehr ausgedehnt werden. Das würde bedeuten, den absteigenden Ast der

Schwälle mehr jenem der natürlichen Hochwasserspitzen anzugleichen (siehe z.B. die Abflussganglinie der Orbe in Abbildung 5). Eine derart starke Dämpfung des Schwallrückganges ist in der Schweiz bis heute erst bei der Kraftwerks-Zentrale Plan-Dessous an der Aubonne verfügt und realisiert worden (Limnex, 2001).

Für die Rhone bei Porte du Scex haben Meile et al. (2005a) die Anstiegs- und Rückgangsraten des Abflusses in der Zeit vor dem Kraftwerksbau (1907) und im heutigen Zustand miteinander verglichen (Kapitel 2.1.5).

Als weiterer gewässerökologisch begründeter Richtwert ist auch das Abflussverhältnis zwischen Maximalschwall und Minimalsunk recht verbreitet. Die ökologisch noch als vertretbar eingestuften Werte bewegen sich dabei meistens im Bereich von ca. 2:1 bis ca. 5:1. Im Vergleich zu dP/dt ist dieses $Q_{\max}/Q_{\min}$ jedoch wissenschaftlich noch weniger abgestützt und deshalb auch weniger gut für die Beurteilung des Schwallbetriebes und die Abschätzung seiner mutmasslichen Auswirkungen geeignet (Baumann und

Klaus, 2003; Limnex, 2004). In Österreich wird das Schwall/Sunk-Verhältnis zudem nur für kleinere und mittlere Gewässer als allgemein gültiges Kriterium verwendet, während grosse Flüsse (wie die Rhone) gesondert zu beurteilen sind (Koller-Kreimel, 2004).

Auch andere, ökologisch relevante Richt- oder Grenzwerte müssen vorderhand an jedem Gewässer individuell bestimmt werden. Ein solch massgeschneidertes Set von Kriterien wurde beispielsweise am Alpenrhein erstellt und dazu verwendet, um verschiedene mögliche Szenarien einer Schwallregelung zu entwickeln (Schälchli et al., 2003). Für Erfolgskontrollen von Flussrevitalisierungen in Schwallstrecken (www.rivermanagement.ch/aufweitungen/welcome.php) oder von schwalldämpfenden Massnahmen (Kapitel 1.5) sind jene Untersuchungsparameter besonders geeignet, die empfindlich auf schnelle Abflusswechsel reagieren. Solche, als Indikatoren bezeichnete Messgrössen werden z.B. in Baumann und Klaus (2003) vorgeschlagen (siehe dazu auch Bunn und Arthington, 2002, Poff et al., 1997 sowie Referenzen darin).

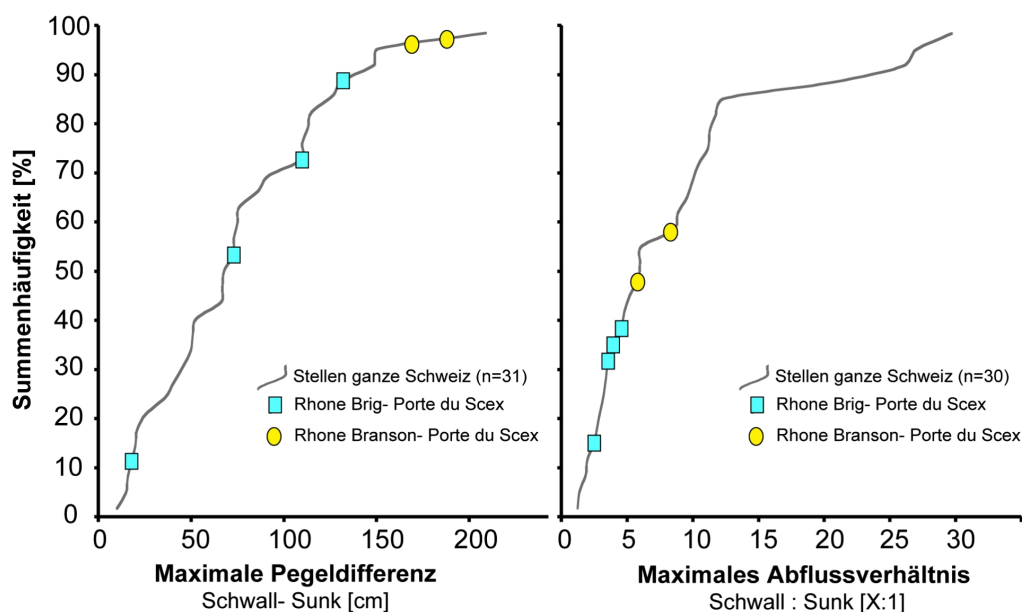


Abbildung 7: Summenhäufigkeit von zwei Kennwerten des Schwallbetriebes für verschiedene schwallbeeinflusste Messstellen des BWG (Abteilung Landeshydrologie) an schweizerischen Fließgewässern in der Woche vom 22.2.-28.2.2001. Dargestellt sind die maximale Pegeldifferenz ΔP (linkes Bild) sowie das Schwall/Sunk-Verhältnis $Q_{\max}/Q_{\min}$ (normiert auf x : 1, rechtes Bild). Blaue Vierecke: Stationen mit Schwallbeeinfluss entlang Rhone in derselben Woche. Gelbe Kreise: Die Stationen Branson und Porte du Scex in der Woche vom 10.1.-16.1.2000, als auch in der neuen Zentrale Bieudron der Kraftwerke Cleuson-Dixence turbinert wurde. Darstellung aus ARGE Trübung Alpenrhein (2001), erweitert um zusätzliche Werte aus Limnex (2004).

1.5 Massnahmen zur Verminderung oder Eliminierung von Schwall/Sunk

1.5.1 Möglichkeiten

Die Massnahmen zur Reduktion von Schwall und Sunk sind vielfältig. Sie können funktionell in drei Hauptkategorien aufgeteilt werden (Tabelle 5, abgeleitet aus Baumann und Klaus, 2003):

- Turbiniertes Wasser nicht in den Fluss leiten,
- Turbiniertes Wasser gezielter in den Fluss leiten,
- Minimierung der betroffenen Gewässerzonen.

Dabei kann zusätzlich unterschieden werden in bauliche und betriebliche Massnahmen, wobei gewisse betriebliche Massnahmen die Wirtschaftlichkeit der Wasserkraft in Frage stellen. Neben den drei Hauptkategorien sei der Vollständigkeit halber auch die Radikalvariante eines vollständigen Abbruchs von Kraftwerks-Anlagen erwähnt ("Dam removal"), wie sie in den USA gelegentlich bei kleineren Dämmen eingesetzt wird. Aber auch für grössere Dämme ist diese Massnahme gemäss Hart und Poff (2002) in Diskussion. Denkbar ist dies auch im Alpenraum, wenn z.B. Probleme wie die Verlandung oder ein zu hoher Sanierungsbedarf den wirtschaftlichen Betrieb einer Anlage verunmöglichen.

Die Realisierbarkeit schwalldämpfender Massnahmen hängt von zwei Punkten ab. Einerseits muss es möglich sein, den ökologischen Nutzen im Verhältnis zum wirtschaftlichen Verlust aufzuzeigen, andererseits sind die Wassernutzungsrechte oft noch für Jahrzehnte an laufende Konzessionen gebunden. Diese Verleihung von Wasserrechten bildet für die Gemeinden und Kantone wichtige Einnahmequellen.

1.5.2 Schwallreduktion durch Rückhalt

Um die für den Schwall und Sunk massgebenden Parameter Maximalschwall ($Q_{\max}$), Minimalsunk ($Q_{\min}$) und Abflusswechselraten (dQ/dt) entscheidend zu beeinflussen, ist in der Regel ein Rückhaltevolumen notwendig. Dieses Volumen kann grundsätzlich ausserhalb des Gewässers liegen und aus einem Speicherbecken (Ausgleichsbecken, Kaverne) oder aus einem eigenen Fliessgewässer bestehen (Parallelkanäle, ev. kombiniert mit einer Art Schleusen). Der Rückhalt kann aber auch im Gewässer selbst erfolgen, sei es durch die Gerinnemorphologie oder durch das Becken eines Laufwasserkraftwerkes (Verbund-Austrian

Hydropower, 2004). Der Rückhalt kann individuell für jedes Kraftwerk erfolgen, oder es kann für verschiedene Zentralen ein gemeinsames Volumen genutzt werden. Schliesslich kann das Volumen reguliert bewirtschaftet werden oder selbstregulierend sein (Tabelle 6). Um ein bestimmtes Rückhaltevolumen effizient bewirtschaften zu können, sind gute Vorhersagen der turbinieren Wassermengen unerlässlich.

Grundsätzlich gilt, dass das erforderliche Gesamtrückhaltevolumen abnimmt

- mit der Anzahl Zentralen, die dasselbe Volumen nutzen (nicht alle Zentralen turbinieren zwingend zur gleichen Zeit);
- mit der Möglichkeit, das Volumen zu bewirtschaften;
- mit der Qualität der Vorhersage der turbinieren Wassermengen.

1.5.3 Massnahmengrundsätze

Welche Massnahme in welchem Fall den besten Nutzen bringt und welche Mindestanforderungen an die Parameter $Q_{\max}$, $Q_{\min}$, dQ/dt zu stellen sind, kann nicht allgemeingültig gesagt werden. Platzverhältnisse, vertragliche Gegebenheiten, bestehende Gewässermorphologie, wirtschaftliches Umfeld usw. sind mitentscheidend.

Trotzdem sollten folgende Grundsätze beachtet werden:

- Die natürlichen Abflussverhältnisse sind zu berücksichtigen. Wenn möglich ist ein hydrologisch unbeeinflusstes Referenzgewässer heranzuziehen.
- Bei betrieblichen Massnahmen ist zu beachten, dass $Q_{\max}$, $Q_{\min}$, ΔQ und dQ/dt auch in einem natürlichen Referenzgewässer jahreszeitlich variieren. Betriebliche Massnahmen wären dementsprechend saisonal zu gestalten.
- Der Geschiebetrieb ist in die Überlegungen miteinzubeziehen. Gewässersohle, Kiesbänke und aufliegendes Geschiebe sollten sich in revitalisierten Gewässerabschnitten bei Niedrigwasser (oft während der Wintermonate) nicht mit jedem Schwalldurchgang bewegen.
- Morphologische (Revitalisierungs-) Massnahmen sind so zu gestalten, dass die Wasserwechselzone keine zu grosse Fläche einnimmt. Die Einhaltung dieses Punktes wird ohne schwallreduzierende Massnahmen besonders in stark beschwallten Gewässerstrecken gewisse Schwierigkeiten mit sich bringen.

Massnahmen:	Probleme, Konfliktpunkte
Turbiniertes Wasser nicht in den Fluss einleiten, sondern	
1) direkt in einen See (k)	Distanz, Kosten
2) separates Fliessgewässer für das turbinierte Wasser (k)	Landnutzung, Kosten
Turbiniertes Wasser gezielter in den Fluss einleiten	
3) Bau von Rückhaltebecken, Kavernen (k)	Landnutzung, Kosten
4) Erhöhung Minimalabfluss ab Stausee / Dotierturbine (b)	Nutzungsrechte, Wirtschaftlichkeit
5) Beschränkung der Leistung; Maximalabfluss (b)	Nutzungsrechte, Wirtschaftlichkeit, Flexibilität
6) Antizyklisches turbinieren verschiedener Zentralen (b)	Nutzungsrechte, Wirtschaftlichkeit, Flexibilität
7) Verringerung der Abflusswechselraten durch langsames, stufenweises An-, Zurückfahren der Turbinen	Nutzungsrechte, Wirtschaftlichkeit, Flexibilität
8) Turbinieren in den Stauraum eines Laufwasserkraftwerk	ev. Nutzungsrechte, ev. Wirtschaftlichkeit
Minimierung der betroffenen Gewässerzonen	
9) Morphologische Optimierung des Gewässers, Gewässerneugestaltung (k)	Landnutzung, Kosten, Wirksamkeit
10) Einbau von Hilfswehren (k)	Kosten, Wirksamkeit

Tabelle 5: Funktionelle Einteilung der Massnahmen zur Reduktion von Schwall und Sunk und mögliche Konfliktpunkte. (k) bauliche Massnahmen, (b) betriebliche Massnahmen. Beispiele: 1) Kraftwerkskette der OFIMA (www.ofima.ch) mit Einleitung direkt in den Langensee; Kraftwerke Oberhasli, Zentrale Innertkirchen 3, Vorschlag Oepeliger (2004). 3) Schweiz: Linthal (GL), Amsteg (UR); Rhone VS Studie Heller (2005). Österreich: Alberschwende & Langenegg Alberschwende (www.vkw.at), Walgauwerk (www.illwerke.at), Ramsach, Hintermuhr (Moog, 1993). 4) Schweiz: Le Châtelot (NE), Hauterive (FR), Verbois (GE), Islas (GR), Kubel (SG), Le Chalet (VD), Plan-Dessous (VD). 5) Österreich: Langenegg. 6) Österreich: Wald. 7) Schweiz: La Châtelot (NE), Kubel (SG), Plan-Dessous (VD), Verbois (GE), Islas (GR), in Österreich: Alberschwende (www.vkw.at). 8) Österreich: Kraftwerk Bodendorf (Verbund-Austrian Hydro Power, 2004).

Rückhalt	Rückhaltevolumen	
- im Fliessgewässer selbst	- individuell genutzt	- bewirtschaftet (reguliert)
- ausserhalb des Gewässers	- gemeinsam genutzt	- selbstregulierend
- in separatem Fliessgewässer		

Tabelle 6: Möglichkeiten der Schwallreduktion durch Rückhalt.

2. Schwallbetrieb in der Rhone

2.1 Hydrologie und Hydraulik

2.1.1 Einleitung

Im Verlaufe der letzten zwei Jahrhunderte hat sich die Rhone flussaufwärts des Genfersees durch die erste und zweite Rhonekorrektur morphologisch stark verändert (Peter und Weber, 2004; Service Fédéral des Routes et des Dignes, 1964). Aber auch das Abflussregime im ganzen Einzugsgebiet, das bis Porte du Scex 5'220 km² umfasst (Abbildung 8), wurde durch den Bau der grossen Speicherkraftwerke beeinflusst (Meile et al., 2005a; Meile et al., 2005b).

Insgesamt ein Fünftel des mittleren jährlichen Abflussvolumens von Porte du Scex kann im Sommerhalbjahr in den Stauseen zurückgehalten und für die Produktion von Spitzenenergie ins Winterhalbjahr verlagert werden. Die installierte Ausbauwassermenge aller Zentralen beträgt 275 m³/s, was rund 150 % des mittleren jährlichen Abflusses darstellt. Die Speicherkraftwerke turbi-

nieren in Abhängigkeit des Spitzenbedarfs, was in der Rhone insbesondere während der Wintermonate zu raschen Abflussänderungen, d.h. zu Schwall- und Sunkerscheinungen führt.

Nachfolgend wird die Veränderung des Abflussregimes der Rhone anhand einiger Indikatoren vorgestellt. Die drei folgenden Indikatoren sind Bestandteil einer Methode, mit deren Hilfe das Abflussregime eines Fließgewässers ganzheitlich erfasst werden kann:

- Die Pardéoeffizienten (PK) beschreiben die saisonale Verschiebung der Wassermengen (Kapitel 2.1.3);
- Der dimensionslose Schwallindikator *SI 1* beschreibt die täglichen Abflussschwankungen (Kapitel 2.1.5);
- Die statistische Auswertung der Schwall-/Sunkraten dQ/dt (*SI 2*) charakterisiert die Häufigkeit und Schnelligkeit der Abflusswechsel (Kapitel 2.1.5).

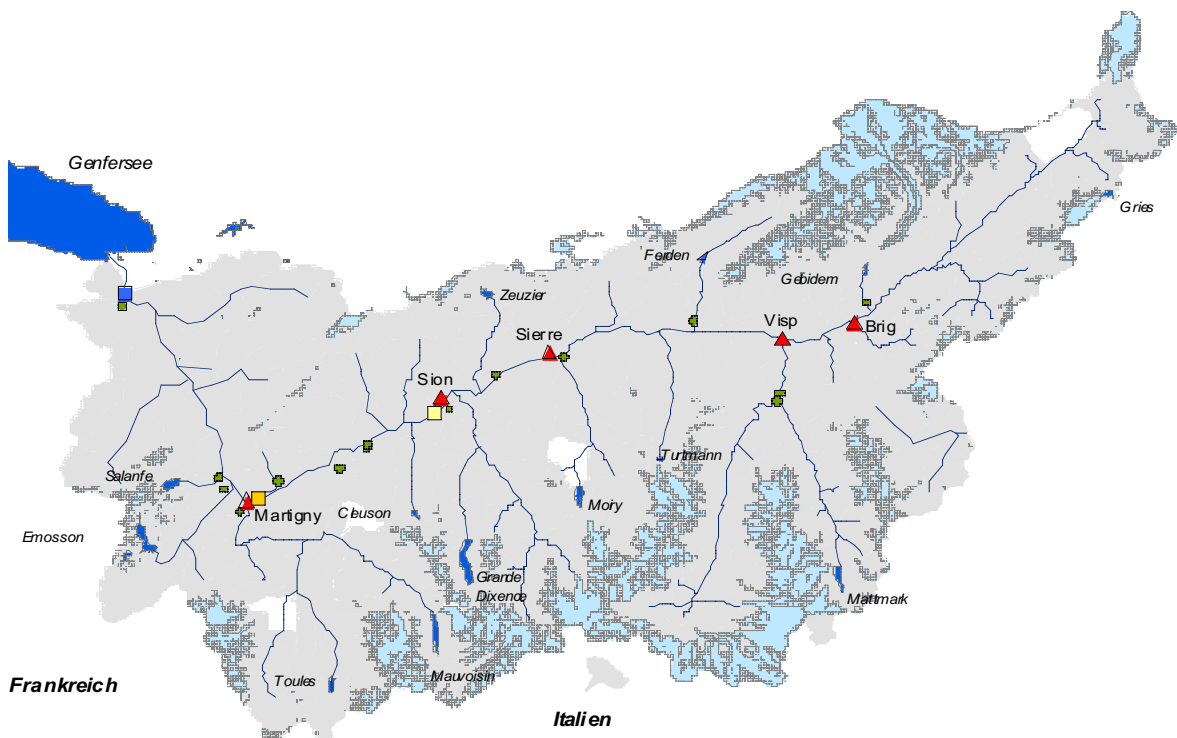


Abbildung 8: Übersicht des Rhoneeinzugsgebiets mit Gletschern (hellblau), Seen und Fließgewässern (blau), Städten (rote Dreiecke), Kraftwerkszentralen (grüne Kreise) sowie den folgenden Abfluss-Messstationen des BWG (Quadrate): Sion (gelb), Branson (orange), Porte du Scex (blau).

Untersucht wurden historische und aktuelle Abflussdaten der Landeshydrologie (www.bwg.admin.ch) von Porte de Scex (1907, 1998-2003), Branson und Sion (jeweils 1998-2003). Zusätzlich zu den Abflussdaten wurden die Kenngrößen der Wasserkraftanlagen zusammengestellt. Es handelt sich dabei um Daten der Dienststelle für Wasserkraft des Kantons Wallis (www.vs.ch).

2.1.3 Pardékoefizienten

Das Jahresabflussregime eines Gewässers kann durch die Pardékoefizienten (PK) charakterisiert werden, welche das Verhältnis der mittleren Monatsabflüsse zum mittleren Jahresabfluss und damit die Verteilung des Abflusses innerhalb des Jahres beschreiben. Die über die drei Perioden gemittelten Pardékoefizienten in Porte du Scex zeigen

die deutliche Veränderung des Jahresabflussregimes durch den Kraftwerksbau auf (Abbildung 10). Gemessen an Pardékoefizienten aus hydrologisch unbeeinflussten Einzugsgebieten war das Abflussregime der Rhone in Porte du Scex früher vom Typ "Glacio-nival (b)" bis "Nivo-glaciaire" (Weingartner und Aschwanden, 1992). Heute ist das Abflussregime am selben Ort vom Typ "Nival de transition" bis "Nivo-pluvial préalpin". Das bedeutet,

dass mehr Wasser im Winter- und weniger im Sommerhalbjahr abfließt.

Das in den Winter hinübergeführte Wasser wird zwischenzeitlich in den Walliser Stauseen gespeichert, welche gesamthaft ein Nutzvolumen von 120 Mio. m³ aufweisen. Ein Teil der Verschiebung ist aber auch kli-

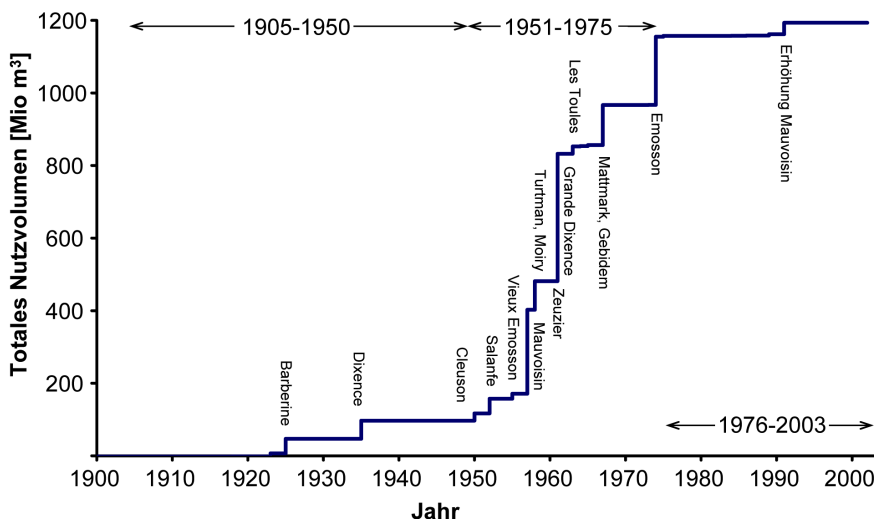


Abbildung 9: Entwicklung der Speicherkapazität der Stauseen im Wallis. Daten: Schweizerisches Talsperrenkomitee (www.swissdams.ch).

2.1.2 Rückhaltevolumen der Speicher und Ausbauwassermengen der Kraftwerke

Der Kraftwerksbau an der Rhone begann im Jahre 1902 mit der Zentrale in Vouvry. Bis 1950 blieb die Wassernutzung zur Elektrizitätsproduktion bescheiden. Von 1951 bis 1975 wurden die meisten der grossen Speicher und leistungsstarken Zentralen realisiert und in Betrieb genommen. Nach 1975 erfolgten noch der Bau und die Anpassung einiger weniger Zentralen. Diese Entwicklung ist exemplarisch am Beispiel der kumulierten Speicherkapazität der Stauseen dargestellt (Abbildung 9), wobei in drei Perioden aufgeteilt werden kann: vor (1905-1950), während (1951-1975) und nach dem stärksten Ausbau der Speicherkraftwerke (ab 1976).

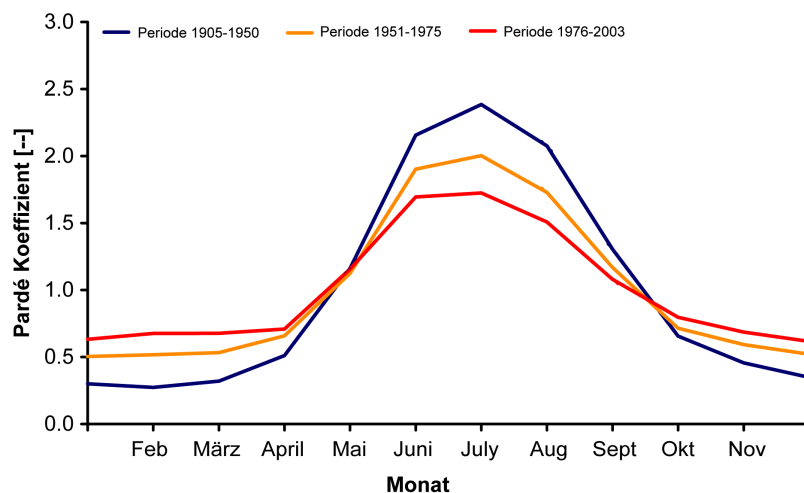


Abbildung 10: Gemittelte Pardékoefizienten in Porte du Scex. Blaue Linie: 1905-1950 (vor Ausbau der Kraftwerke). Orange Linie: 1951-1975. Rote Linie: 1976-2003 (nach Ausbau der Kraftwerke).

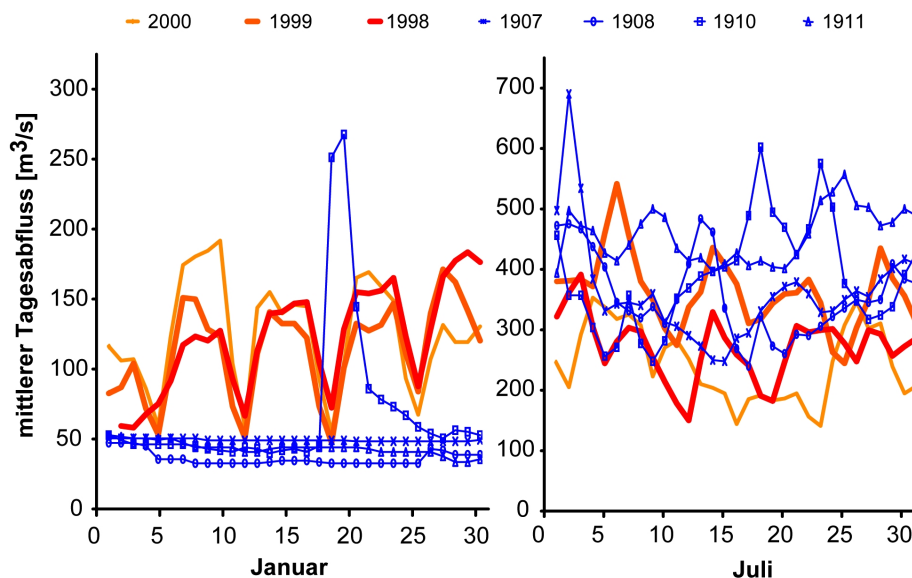


Abbildung 11: Links: Erkennbarer Wochenzyklus der Tagesmittel in Porte du Scex im Januar der Jahre 1996-2003. Die Tage 5, 12, 19 und 26 sind Sonntage. Rechts: Tagesmittel in Porte du Scex im Juli (kein identifizierbarer Wochenzyklus). Beim auffälligen Abflussmaximum im Januar 1997 handelt es sich um ein natürliches Winterhochwasser.

matischen Faktoren zuzuordnen. Birsan et al. (2004) zeigen, dass insbesondere in Einzugsgebieten mit einer Vergletscherung von über 5% die positiven Trends der Winter- und Frühlingsabflüsse signifikant sind, allerdings bei gleich bleibenden Sommer- und Herbstabflüssen.

2.1.4 Tagesmittel

Die Energienachfrage führt in den Wintermonaten zu einem Wochenzyklus in den Tagesmitteln (Abbildung 11 links). Die Kraft-

werks-Zentralen turbinieren vorwiegend an den Wochentagen im Winter. In den Sommermonaten ist der Wochenzyklus kaum mehr von Bedeutung, da weniger turbiniert wird und der Basisabfluss wesentlich höher ist (Abbildung 11 rechts).

Der Vergleich der Tagesmittel anhand von Dauerkurven der Perioden 1905-1950 und 1976-2003 hat für die Station Porte du Scex einige weitere Kraftwerksbedingte Veränderungen der Hydrologie ergeben (Meile et al., 2005a). So ist die prozentuale Abnahme des Tagesmittels während der drei Sommermonate zwischen diesen beiden Perioden mit 0% – 24% wesentlich geringer als die prozentuale Zunahme während des übrigen Jahres (0% - 113%). Aus Sicht der Gewässerökologie sind die starke relative Zunahme und v.a. die starken Schwankungen im Winter einschneidender als die Veränderungen im Sommer. Dennoch haben auch die (heute reduzierten) Sommerhoch-

wasser eine wichtige ökologische Funktion (Aufreissen der kolmatierten Deckschicht; Kapitel 1.2.2 und 2.5.3).

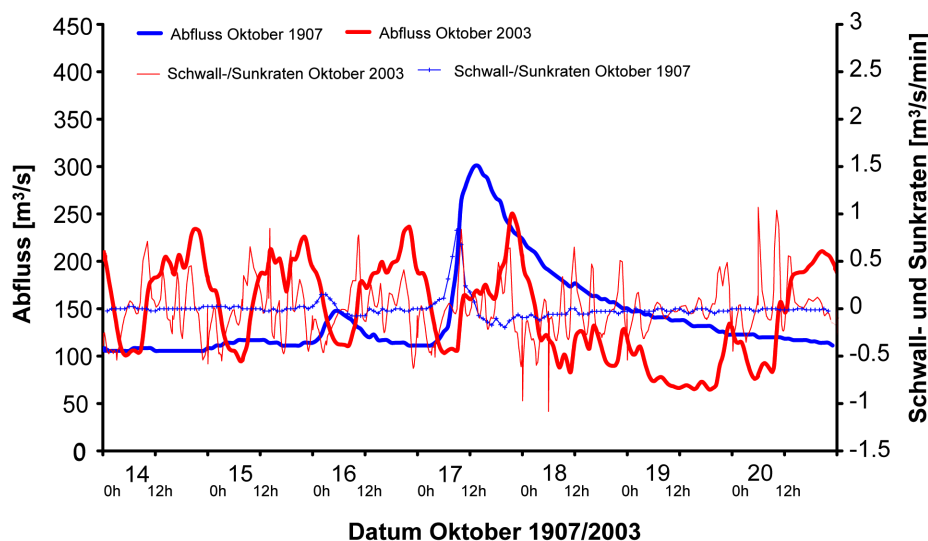


Abbildung 12: Abfluss und Schwall-/Sunkraten der Rhone bei Porte du Scex. Vergleich einer Oktoberwoche der Jahre 1907 (Herbsthochwasser) und 2003 (Turbinierzyklen).

	1907, Porte du Scex	2003, Porte du Scex
Auftreten eines Tageszyklus'	Bei Schönwetter während der Monate (Mai), Juni, Juli, Aug., Sept., (Okt.)	Während des ganzen Jahres ausser an Wochenenden / Feiertagen
Durchgang der Tagespitze	Meistens ein Maximum zwischen 3 und 6 Uhr morgens	Ein oder mehrere Maxima (15h, 18h, 21h oder 24-03h)
Gründe für den typischen Tageszyklus	Überlagerung von Schneeschmelze, Gletscherschmelze, Niederschlag	Überlagerung der Rückgabewassermengen der Zentralen, der Schnee- und Gletscherschmelze sowie der Niederschläge
Schönwetterperioden mit hohen Temperaturen ...	... führen zu hohen Tages- und Nachtabflüssen sowie zu deutlichen Tageszyklen.	... verringern den Einfluss der Rückgabewassermengen teilweise, so dass der natürliche Tageszyklus wieder dominiert.

Tabelle 7: Zusammenfassung des Vergleichs der Jahrgangslinien von 1907 mit 2003.

2.1.5 Tägliche Abflussschwankungen und Schwall-/Sunkraten

Anhand der Ganglinien der Rhone in den Jahren 1907 (unbeeinflusste Referenzsituation) und 2003 konnten die täglichen Abflussschwankung (Schwallindikator *SI 1*) und die Schwall-/Sunkraten dQ/dt (Schwallindikator *SI 2*) bestimmt werden. Abbildung 12 zeigt als Beispiel den Abfluss und die Schwall-/Sunkraten einer typischen Herbstwoche. Dabei fällt auf, dass im ansteigenden Ast eines kleinen Herbsthochwassers im Jahr 1907 für kurze Zeit ähnlich hohe Raten auftraten, wie dies heute während des Schwallanstieges täglich mehrmals der Fall ist.

Die Erkenntnisse aus dem Vergleich der Ganglinien von 1907 und 2003 für das ganze Jahr sind in Tabelle 7 zusammengefasst.

Dimensionsloser Schwallindikator *SI 1*

Der dimensionslose Schwallindikator *SI 1* ($(Q_{\max, \text{tägl}} - Q_{\min, \text{tägl}}) / Q_{\text{mittel, \text{tägl}}}$) zeigt die Schwallbeeinflussung der Rhone deutlich (Abbildung 13). Dargestellt sind die Monatsmittel aus den täglichen Werte des Indikators, welche sich heute ausnahmslos über den Werten von 1907 bewegen. Auch die täglichen Werte selbst kommen 1907 kaum an jene der Jahre 1998–2003 heran. Am ehesten ist dies noch für die Monate Mai, Juni, Juli und August der Fall. Die Abweichung des Indikators vom natürlichen Referenzzu-

stand ist somit saisonal unterschiedlich ausgeprägt.

Schwall-/Sunkratenverteilung (*SI 2*)

Für die Datenanalyse der Rhone wurden die Schwall-/Sunkraten definiert als die Abflussänderung pro Zeitdifferenz zwischen zwei Messwerten. Zur statistischen Analyse wurden sie mit den jeweiligen Beobachtungsdauern gewichtet und mit der untersuchten Zeitperiode (Monat oder Jahr) normalisiert. Dies führt zu jährlichen oder monatlichen Beobachtungswahrscheinlichkeiten bestimmter Schwall- und Sunkraten (Meile et al., 2005a).

Die Varianz der Schwall- und Sunkraten zeigt, dass der Schwalleinfluss seit 1907 deutlich zugenommen hat und in Fliessrichtung der Rhone grösser wird. Die natürliche Flussretention vermag den flussabwärts zunehmenden Schwall nicht zu kompensieren. Betrachtet man die Jahreszeiten getrennt, so zeigt der Schwallindikator *SI 2* (wie schon *SI 1*) in den Sommermonaten der Jahre 1907 und 1998–2003 vergleichbare Werte.

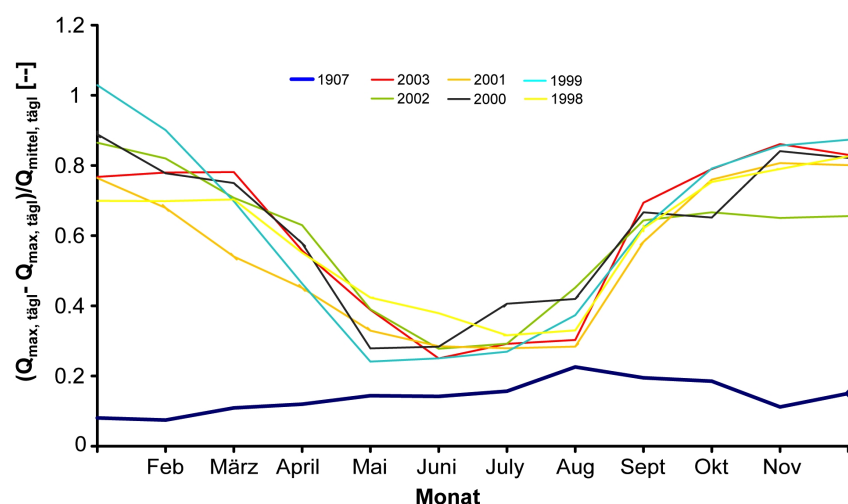


Abbildung 13: Mittlere monatliche Werte des dimensionslosen Schwallindikators (*SI 1*) für die Jahre 1907 und 1998-2003.

In den Wintermonate unterscheiden sich die beobachteten Schwall- und Sunkraten jedoch deutlich. Aus ökologischer Sicht fehlen der heutigen Rhone demzufolge insbesondere die "Ruhemonate" im Winter mit konstant niedrigem Abfluss und geringer Trübung (vgl. Kapitel 2.3.2).

Rechnet man die von Meile et al. (2005a) angegebenen Veränderungen des Abflusses in Pegelraten (dP/dt) um, so lagen diese im hydrologisch unbeeinflussten Zustand von 1907 durchwegs und deutlich unter den als vertretbar angesehenen Richtwerten (Kapitel 1.4.2). In jüngster Zeit (1998-2003) wird dieser gewässerökologisch relevante Bereich der Pegelraten in Porte du Scex durch die täglichen Schwälle jedoch erreicht. Besonders kritisch kann dies wiederum während der Wintermonate werden, wenn die Schwälle auf einen sehr tiefen Basisabfluss (Sunk) aufgesetzt sind.

2.1.6 Mögliche Vorgehensweise zur Bestimmung der Schwallbeeinflussung

Wie am Beispiel der Rhone aufgezeigt, kann das Abflussregime eines Gewässers durch die Pardéoeffizienten PK (saisonale Verlagerung), durch den dimensionslosen Schwallindikator SI_1 (tägliche Abflussschwankungen) und durch die Schwall/Sunkraten-Verteilungen SI_2 (Häufigkeit und Schnelligkeit der Abflusswechsel) umfassend und ganzheitlich beschrieben werden. Indem auf historische Abflussdaten respektive auf ein hydrologisch vergleichbares Referenzgewässer zurückgegriffen wird, erlaubt es die in Abbildung 14 vorgeschlagene Vorgehensweise, die Beeinflussung des Gewässers durch Schwall/Sunk zu erfassen und zu quantifizieren sowie die positive Auswirkung von allfälligen Massnahmen zu verdeutlichen.

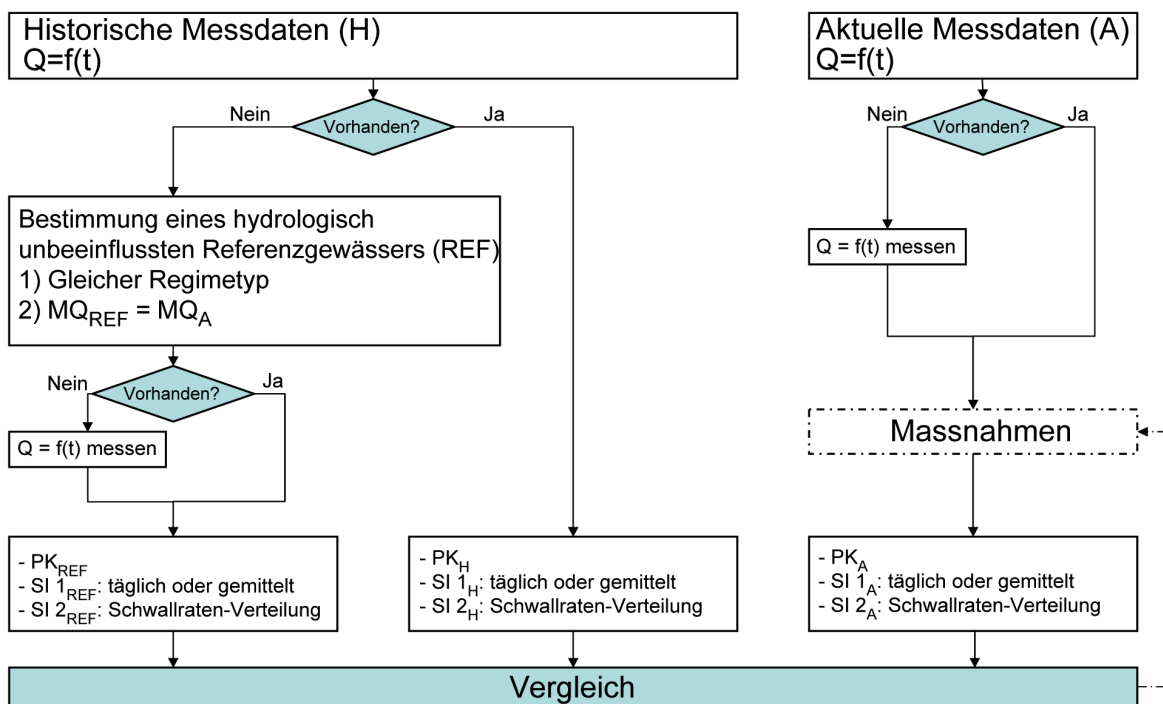


Abbildung 14: Vorgeschlagene Vorgehensweise zur Bestimmung der Schwallbeeinflussung. MQ = Jahresmittelabfluss, PK = Pardéoeffizienten, SI 1 und SI 2 = Schwallindikatoren.

2.2 Morphologie, Kolmation und Grundwasserhaushalt

2.2.1 Gerinnemorphologie

In der zweiten Hälfte des 19. und der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts ist die Rhone zwischen Brig und dem Lac Léman fast auf ihrer ganzen Länge kanalisiert und durch Dämme befestigt worden (Service Fédéral des Routes et des Dignes, 1964; Baumann, 2004; Weber et al., eingereicht). So wurde im Rahmen der ersten und zweiten Rhonekorrektur aus einem ursprünglich verzweigten Alpenfluss ein begradigter und mit Blockwürfen, Buhnen und Vorländern stark verbauter Kanal. Während bei der ersten Korrektur noch eine gewisse morphologische Vielfalt erhalten blieb, verschwanden durch die zweite Korrektur auch die meisten zuvor noch vorhandenen flussmorphologischen Strukturen wie Verzweigungen, Kiesbänke, Riffles etc. aus der Rhone (Mariétan, 1953; Sauvan, 1984). Die ursprüngliche Dynamik des Flusses lässt sich heute noch am einzigen morphologisch intakt gebliebenen Flussabschnitt zwischen Leuk und Sierre verfolgen (Bezzola, 1989; Brögli, 2001). In dieser 9.2 km langen Restwasserstrecke führen die nach wie vor auftretenden Hochwässer der Rhone, der starke Geschiebeeintrag aus dem Illgraben sowie die grosse seitliche Bewegungsfreiheit des Flusses immer wieder dazu, dass sich einerseits neue Strukturen wie Kiesbänke

und Seitenarme bilden, andererseits aber auch bestehende Strukturen sich verlagern oder verschwinden.

In den übrigen Fließstrecken wurde der Rhonelauf durch die systematische Regulierung gestreckt (Peter und Weber, 2004). So wird das uniforme Gerinne der Rhone als morphologisch stark beeinträchtigt bis naturfremd eingestuft (Tockner et al., 2004a). Die Breiten- und Tiefenunterschiede sind sehr

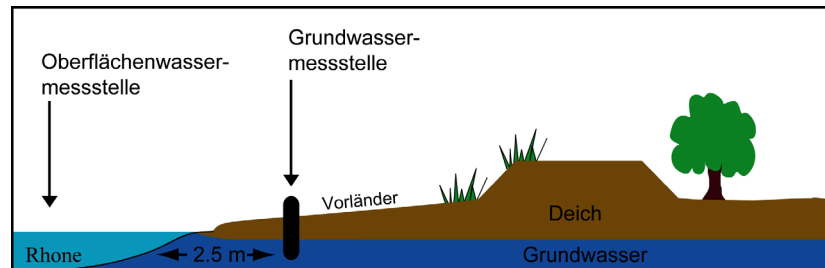


Abbildung 15: Schematischer Querschnitt durch das Rhoneufer mit den Temperatur-Messstellen.

gering. Seitenarme fehlen und Laufwindungen sind selten und minimal. Die Sohle mit einer uniformen Breite ist in weiten Teilen abgepflastert und kolmatiert (Kapitel 2.2.2), die Uferbereiche durch Blockwurf stabilisiert. Durch die Kanalisierung wurden auch die Auen stark beeinträchtigt. Wo noch Reste existieren, ist sowohl deren Längsvernetzung (Beziehung zwischen den Auenzonen) als auch deren Quervernetzung (Beziehung zwischen den Ufergesellschaften) nur noch schwach ausgeprägt (Roulier und Vadi, 2004).

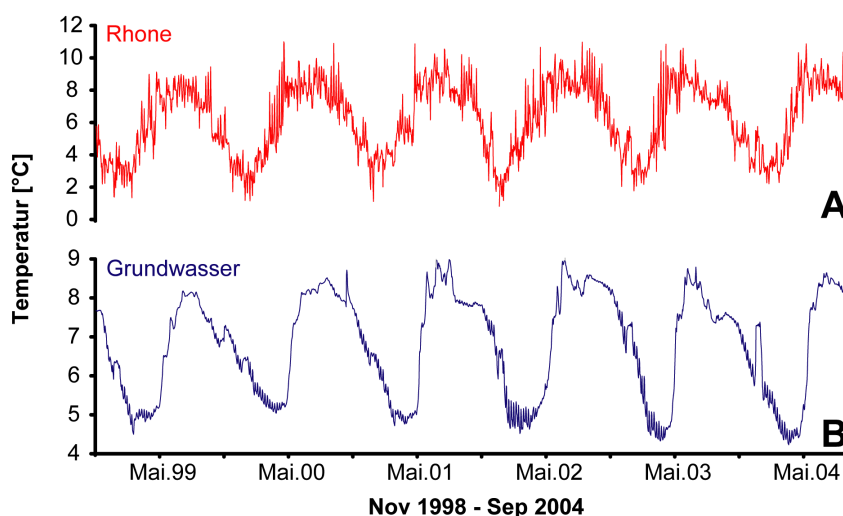


Abbildung 16: Temperaturmessungen im ufernahen Rhonewasser (A) und Grundwasser (B) bei Fully. Die Temperaturschwankungen in der Rhone werden zeitverzögert durch konvektive Wärmeübertragung an das Grundwasser weitergegeben. Dispersion verursacht eine Verschmierung des Signals im Grundwasser.

Die zwischen dem eigentlichen Gerinne und der Dammkronen liegenden Vorländer werden nur bei relativ grossen Hochwässern überflutet und fallen deshalb als aquatische oder amphibische Lebensräume ausser Betracht (Baumann, 2004). Dies gilt auch für die meisten natürlichen Zuflüsse im Talboden, welche hart verbaut und dadurch in unterschiedlichem Masse hydrologisch wie morphologisch beeinträchtigt sind (Brögli, 2001).

Das Ausmass der Kanalisierung (Verbauung) eines Fließgewässers kann entscheidend dafür sein, wie stark sich Schwälle auf seine ökologische Struktur und Funktion auswirken. Sind noch ausreichend natürliche oder naturnahe flussmorphologische Strukturen erhalten und bleibt der Schwallbetrieb innerhalb vertretbarer Grenzen, so können sich auch anspruchsvolle Organismen behaupten.

In der Rhone zeigte sich ausserdem, dass auch kleinräumige Strukturen zu einer quantitativen und qualitativen Verbesserung der benthischen Besiedlung und damit zu einer ökologischen Aufwertung des Flusses führen können. Zu den lokalen Strukturen, die in der Rhone heute über weite Strecken verschwunden sind, zählen hauptsächlich Kies- und Schotterbänke, Flussinseln, schnell und flach überströmte Schnellen (Riffles) oder Totholz (Baumann, 2004). Flussaufweitungen, die kiesige Schotterbänke oberhalb der mittleren Hochwasserlinie schaffen, können die negativen Auswirkungen des Schwallbetriebes auf die Uferfauna reduzieren und damit die Vernetzung zwischen Fluss und Umland verbessern. Dennoch sollten Massnahmen zur Aufweitung von Gerinnen mit Massnahmen zur Schwalldämpfung gekoppelt werden (Tockner et al., 2004a).

2.2.2 Sohlen-Kolmation und Grundwasser

Durch die starke Strömung in der Rhone werden Feinanteile des Substrates (Sand, Kies) aus der obersten Sedimentschicht herausgespült und abgeführt. Die Sohlenoberfläche vergrössert sich, und die verbleibenden grösseren Körner bilden eine kompakte, unbewegliche Deckschicht. Diese Abpflasterung der Sohle ist an sich eine natürliche Erscheinung, die aber durch die Einengung (Kanalisierung) des Gerinnes noch wesentlich ausgeprägter wird. In den darunterliegenden, von der Strömung weit-

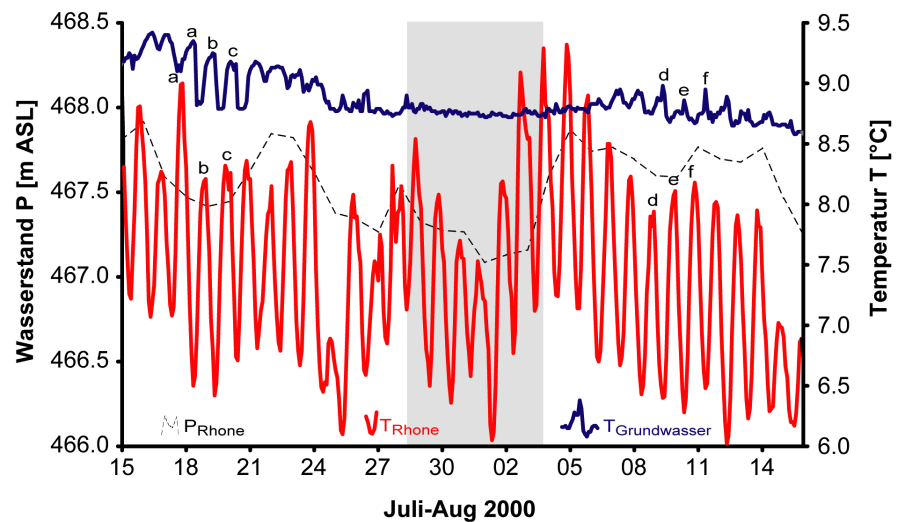


Abbildung 17: Pegel- und Temperaturmessungen in der Rhone und im Grundwasser bei Riddes. Wegen der kühlen Witterung war der Rhone-Abfluss in der dargestellten Periode hauptsächlich durch den Schwallbetrieb der Kraftwerke beeinflusst. Die Temperaturschwankungen in der Rhone werden zeitverzögert durch konvektiven Wärmeübertrag an das Grundwasser weitergegeben. Zeitverzögerungen: a) 12h, b) 10h, c) 8h, d) 10h, e) 10h, f) 12h. Bei Unterschreitung eines gewissen Wasserstandes in der Rhone (ca. 467.5 m.ü.M.) kommt dieser konvektive Transport jedoch zum Erliegen (grau hinterlegte Periode).

gehend abgeschirmten Lagen, können sich hingegen Feinanteile ablagern und verdichten. Die Korngrössenzusammensetzung wird dabei hauptsächlich vom Abfluss und vom Gefälle bestimmt. In den untersuchten Querprofilen der Rhone wird das oberflächennahe Sohlenmaterial in der Regel umso gröber (mittlere Korngrösse), je grösser das Gefälle ist. Es folgt somit dem zu erwartenden Trend (Baumann und Meile, 2004).

Der Schwallbetrieb kann die Kolmation der Flussole verstärken, indem bei Schwall mehr Feinmaterial (Trübung) in das Sediment eingetragen wird (Kapitel 1.2.2). Zudem kommt es durch die strömungsbedingte Vibration der Feinanteile zu stärkerer Verdichtung, was wiederum die Durchlässigkeit der Sohle verringert (Schälchli, 1993).

In der Rhone konnte die Kolmation auch anhand von Temperaturmessungen im Fluss und im flussnahen Grundwasser verfolgt werden (Abbildung 15; Fette et al., eingereicht-a). Bei Fully ergaben diese Messungen zeitlich versetzte Temperaturmuster, welche je nach Auflösung unterschiedlich zu interpretieren sind (Schachtschabel et al., 1998):

- Die saisonale Betrachtung (Abbildung 16) erlaubt eine Abschätzung der Kolmation in jenem Bereich der Gewässersohle, der meistens benetzt bleibt.
- Die Auswertung des Zeitversatzes der täglichen Wasserstandsschwankungen (Abbildung 17) erlaubt Aussagen über

das Infiltrationsverhalten im Uferbereich, der nur bei Schwall (Wasserwechselzone; Kapitel 2.4.4) bzw. bei natürlicherweise hohem Wasserstand benetzt wird.

Die Grenze zwischen dem permanent und dem nur zeitweise benetzten Bereich lässt sich anhand dieser Temperaturmessungen ebenfalls ermitteln. Sie liegt bei dem in Abbildung 17 gezeigten Beispiel auf der Kote von ca. 467.5 m.ü.M. und ist am konstanten, d.h. nicht mehr oszillierenden Temperatursignal in der Grundwasser-Messstelle zu erkennen (grauer Kasten).

Aus dem Vergleich von Zeitreihen der Wassertemperatur in der Rhone und im Grundwasser kann auch die advective Infiltrationsgeschwindigkeit und daraus die spezifische Infiltrationsrate als indirektes Mass für Kolmation abgeschätzt werden. Fette et al. (2004; eingereicht-a) untersuchten auf diese Weise einige entlang der Rhone einige Transekte mit mittlerem bis sehr starkem Schwallenfluss. Die Ergebnisse sind in Tabelle 8 zusammengefasst.

Zur Permeabilität des permanent benetzten Uferbereichs (Tabelle 8A) erlauben diese Untersuchungen folgende Schlüsse:

- Die gefundenen spezifischen Infiltrationsraten sind klein bis durchschnittlich im Vergleich zu den Werten, die von Hoehn (2002) in verschiedenen Flüsse der Schweiz festgestellt worden sind.
- Mit zunehmendem Schwallenfluss nehmen sowohl die spezifische Infiltration als auch die hydraulische Konduktivität ab. Aufgrund der starken Heterogenität der Bodenmatrix ist die Abnahme der hydraulischen Konduktivität K allerdings nicht signifikant, sondern vielmehr als tendenziell zu bezeichnen.

Für die nur zeitweise benetzten Uferbereiche (Tabelle 8B) kann das Infiltrationsverhalten folgendermassen charakterisiert werden:

- Im Vergleich zum permanent benetzten Bereich ist die hydraulische Konduktivität um bis zu zwei Grössenordnungen erhöht. Hinweise auf eine verstärkte Kolmation der Wasserwechselzonen hat auch die optische Beurteilung ergeben (vgl. Abbildung 2).
- Der Uferbereich scheint sich in eine untere, stark kolmatierte und eine obere, besser durchlässige Zone zu gliedern.

Ein kritischer Wert für die hydraulische Belastung, bei dem die Deckschicht aufgerissen wird und eine Dekolmation der Unterschicht einsetzt, wird während des Winters auch bei maximalem Schwall in keinem der von Baumann und Meile (2004) untersuchten Querprofile zwischen Brig und Martigny erreicht (vgl. Kapitel 2.5.3). Die Korngrössen der Deckschicht weisen darauf hin, dass die Flusssohle in diesen Profilen durchschnittlich alle zwei bis fünf Jahre einmal vollständig aufgerissen wird.

Insgesamt gilt für die Rhone, dass die im Längsverlauf durchgehende Kolmation in erster Linie der Begradigung und dem durchwegs ins Grundwasser gerichteten hydraulischen Gradienten zuzuschreiben ist. In zweiter Linie spielt aber auch der Kraftwerksschwall (erhöhte Trübung im Winter und Vibrationseffekt) eine Rolle. Und schliesslich führen die Speicher zu einer Reduktion der jährlichen Hochwasser und somit zu einer verminderten Häufigkeit der Dekolmationsprozesse (Biedermann, 1996; Loizeau und Dominik, 2000; Meile et al., 2005a).

Schwallintensität		mittel	stark	sehr stark
A permanent benetzter Uferbereich	Spezifische Infiltrationsrate q [m/d]	1.6	0.6	0.15
	Hydraulische Konduktivität K [10^{-6} m/s]	50	18	11
B Uferbereich, nur bei Schwall benetzt	Spezifische Infiltrationsrate q [m/d]	2.8	1.2	0.9
	Hydraulische Konduktivität K [10^{-4} m/s]	1.5	0.5	1.4

Tabelle 8: Berechnung der spezifischen Infiltrationsrate sowie der hydraulischen Konduktivität anhand der saisonalen (A) und täglichen (B) Temperaturfluktuationen. Werte gemittelt aus Fette et al. (eingereicht-a).

2.3 Wasserqualität

2.3.1 Temperatur der Rhone

Der Schwallbetrieb hat je nach Jahreszeit unterschiedliche Auswirkungen auf das Temperaturregime der Rhone. Der Betrieb der hydroelektrischen Kraftwerke im Wallis glättet den ursprünglichen (natürlichen) Jahresverlauf der Wassertemperatur. Im Winter liegt heute die Temperatur um bis zu 2°C über dem natürlichen Niveau, da turbiniertes Wasser aus den temperierten Stauseen die Rhone erwärmt. Im Frühling und im Sommer ist der Fluss heute ca. 1°C kühler, was vor allem auf den Entzug der Energie durch die Stromproduktion zurückzuführen ist (Meier et al., 2004). Diese Aussage deckt sich auch mit Erkenntnissen anderer Autoren. So ist die Temperatur der Hasliaare im Winter rund 1°C höher als bei vergleichbaren Flüssen, was auf die Turbinierung von wärmerem Tiefenwasser aus Speicherbecken der Kraftwerke Oberhasli zurückzuführen ist (Oppelguier, 2004).

Durch Schwall- und Sunkerscheinungen treten in der Rhone v.a. im März/April und September/Oktober kurzfristige Temperaturschwankungen von bis zu 2.4 °C h⁻¹ auf. Bei besonders stark beeinflussten Zuflüssen wie der Lonza und der Lizerne wird der tägliche Temperaturverlauf total verändert (z.B. Maxima in der Nacht statt am Nachmittag). Die Erhöhung der Wassertemperatur um 0.8 °C in den letzten 20 Jahren durch die Klimaänderung hat die kühlenden Effekte der Wasserkraftwerke teilweise kompensiert (Meier et al., 2004).

Die durch den Kraftwerksbetrieb bedingte, saisonale Temperaturveränderung ist relativ gering und aus ökologischer Sicht kaum gravierend, da sich viele Organismen an langfristige Verschiebungen anpassen können (Meier et al., 2004). Grössere Auswirkungen haben die kurzfristigen Temperatursprünge des Schwallbetriebes. Die Messungen in den verschiedenen Zuflüssen der Rhone zeigen, dass vor allem an Wochentagen, wenn die Kraftwerke kaltes Wasser aus den Stauseen turbinieren, die Temperatur in stark genutzten Bächen wie der Lonza oder der Vispa, innert kürzester Zeit um mehr als 3°C absinken kann. Auch in der Rhone bei Fully wurden Temperaturveränderungen von bis zu 2.4°C innerhalb einer Stunde gemessen (Meier et al., 2004). Im Rahmen der Kolmationsuntersuchungen in der Rhone konnten diese regelmässigen Temperaturvariationen zur Beschreibung der Interaktion zwischen Grund- und Flusswasser genutzt werden (Kapitel 2.2.2).

Rasche Temperaturschwankungen wirken sich unterschiedlich auf aquatische Organismen aus. Arten mit kurzen Reproduktionsintervallen werden weniger beeinträchtigt als solche mit einer langsameren Entwicklung. Auch jene (als kaltstenotherm bezeichneten) Arten, die wärmeres Wasser meiden, sind besser an die Bedingungen flussabwärts von kühlen Kraftwerks-Einleitungen angepasst. Empfindliche Organismen werden dagegen stärker beeinträchtigt und u.U. sogar ganz aus dem Gewässer verdrängt (Frutiger, 2004). So haben rasche Temperaturschwankungen verschiedene negative Auswirkungen auf den Metabolismus von Fischen (Kapitel 2.5.4).

Der Einfluss der Rhone-Korrekturen (Kapitel 2.2.1) auf die Wassertemperatur kann nicht quantifiziert werden, da für die Zeit davor keine Messungen vorliegen. Für eine Abschätzung können jedoch Flüsse wie der Tagliamento als Referenz dienen. So fallen etwa beim Tagliamento, dem letzten grossen und weitgehend unverbauten Alpenfluss, v.a. die grossen Temperaturunterschiede über das breite Querprofil auf: In den Schwemmebenen des Tieflandes können die Differenzen zwischen den Lebensräumen (Hauptfluss, Seitenarme, Totarme und Grundwasseraufstösse) bis zu 15°C betragen (Meier et al., 2004).

Es ist daher auch für die ursprüngliche, unkorrigierte Rhone von einer hohen Temperaturvariabilität im Quer- und Längsverlauf auszugehen. Durch die Fluss-Korrekturen wurden die Wasseroberfläche, die Aufenthaltszeit des Wassers und der Austausch mit dem Grundwasser verringert, weshalb auch der Energieaustausch mit Atmosphäre und Sediment abnahm. Die kanalisierte Rhone ist daher praktisch über den gesamten Querschnitt gleich warm bzw. kalt. Rückzugsmöglichkeiten wie Totarme und Stillwasserzonen mit abweichenden Temperaturen sind nicht mehr vorhanden oder für die Fliessgewässerorganismen nicht mehr zugänglich (Meier et al., 2004).

Um die negativen Effekte des veränderten Temperaturhaushalts in der Rhone zu vermindern, empfehlen Meier et al. (2004) folgende Massnahmen:

- Anbindung von Totarmen und Seitenbächen, damit die Fliessgewässerorganismen bei ungünstigen Temperaturbedingungen in der Rhone Rückzugsmöglichkeiten haben;

- Grossflächige Aufweitungen, bei welchen auch Stillwasserzonen entstehen;
- Schaffung von Überschwemmungszonen;
- Ausgleichsbecken unterhalb der Wasserkraftwerke, welche die schwallbedingten Abflussänderungen dämpfen und damit auch die Temperaturschwankungen verkleinern (vgl. Kapitel 1.5).

2.3.2 Trübung

In der Rhone sind der Schwebstoffhaushalt und die Trübung gegenüber dem natürlichen Zustand sowohl im Jahres- als auch im Tagesverlauf stark verändert, was hauptsächlich auf den Einfluss des Schwallbetriebes aus den Speicherkraftwerken zurückzuführen ist (Imhof et al., 2004). Die Schwebstoffe in der Rhone bestehen hauptsächlich aus anorganischen, mineralischen Teilchen (Gesteinsabrieb), während der Anteil an organischen Substanzen in der Regel unter 1% liegt.

Die hochalpinen Speicher der Kraftwerke im Einzugsgebiet der Rhone halten nicht nur das Wasser, sondern auch die darin suspendierten Partikel zurück. So lagen die Schwebstoffkonzentrationen während des Sommers 2003 im Stausee der Grande Dixence (Lac des Dix) zwischen 75 und 85 mg/L und im Lac de Mauvoisin zwischen 58 und 74 mg/L. Im Lac d'Emosson wurden zur gleichen Zeit hingegen nur gerade Werte

zwischen 3 und 5 mg/L gemessen (Frey et al., 2003).

Während der Wintermonate gelangt das gespeicherte Wasser in die Rhone, wodurch deren Schwebstoffhaushalt und Trübung stark verändert werden. Die von November bis März erfassten Schwebstoff-Frachten übersteigen die entsprechenden Werte aus der Zeit vor dem Bau der Speicher um das vier- bis zwölffache (Imhof et al., 2004). Die winterliche Schwebstoffkonzentration in der Rhone bewegt sich heute zwischen ca. 10 und 100 mg/L. Der Konzentrations-Verlauf (Abbildung 18) zeigt unter dem Einfluss der Kraftwerke normalerweise einen deutlichen Wochenrhythmus mit erhöhten Werten während der Schwallzeiten an Werktagen und tiefen Werten an den Wochenenden (Minima oft in der Nacht von Sonntag auf Montag; Portmann et al., 2004). Wie die Auswertung von Daten aus der Zeit vor dem Kraftwerks-Einfluss (1904/05) ergeben hat, schwankte die Schwebstoff-Konzentration im Winter damals ebenfalls, aber unregelmässiger und auf deutlich tieferem Niveau. Derart tiefe Werte, wie sie unter unbeeinflussten Verhältnissen noch regelmässig auftraten, werden heute in der Rhone auch in deren "klarsten" Zeiten kaum mehr erreicht (Imhof et al., 2004).

Wie stark die Schwebstoffkonzentration und die Trübung der Rhone durch die Kraftwerke bestimmt sind, zeigt der Verlauf von gesamten ungelösten Stoffen (GUS) bei Porte du Scex während einer Winterwoche (Abbildung 18).

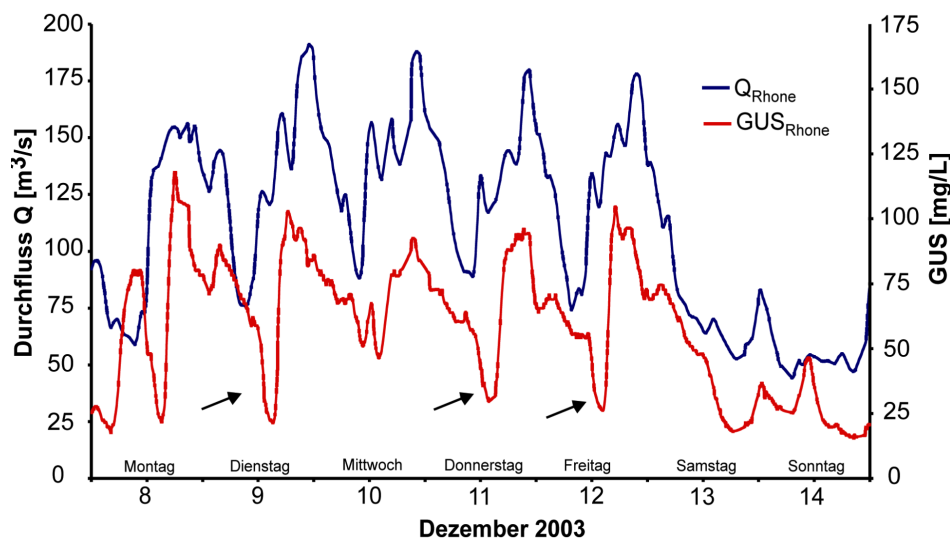


Abbildung 18: Verlauf des Abflusses (Q) sowie der Konzentration an Schwebstoffen bzw. gesamten ungelösten Stoffen (GUS) in der Rhone vor deren Mündung in den Lac Léman bei Porte du Scex während einer Winterwoche des Jahres 2003. Die GUS-Werte sind aus den kontinuierlichen Trübungsmessungen des BWG (Abteilung Landeshydrologie) an dieser Stelle umgerechnet (siehe Portmann et al, 2004). Die Pfeile markieren die werktäglichen Minima, welche vom klaren Wasser aus dem Lac d'Emosson herrühren (siehe Text).

Wenn der Abfluss an Werktagen um die Mittagszeit zu steigen beginnt, nimmt der Schwebstoffgehalt des Wassers zuerst stark ab. Für dieses ausserordentliche Phänomen, das nur im Unterlauf der Rhone auftritt, ist das turbinierete, sehr klare Wasser aus dem Lac d'Emosson (siehe oben) verantwortlich, welches in zwei Kraft-

werkszentralen flussabwärts von Martigny verarbeitet wird und zeitlich als erstes grösseres "Schwallpaket" in Porte du Scex eintrifft. Eine schwallbedingte, starke Zunahme der Schwebstoffkonzentration, wie sie z.B. auch aus dem Alpenrhein bekannt ist (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001), setzt in der Rhone erst einige Stunden später ein und erreicht ihren Höhepunkt etwa gleichzeitig mit dem Abflussmaximum während der ersten Nachthälfte. Diese Trübungsspitze markiert den Durchgang des Wassers aus den Speichern Lac de Mauvoisin und Lac des Dix, das bei Riddes in die Rhone gelangt und deshalb eine längere Fließstrecke bis Porte du Scex zurückzulegen hat.

Während der Sommermonate, die ca. 80% zur jährlichen Schwebstofffracht in der Rhone beitragen, beeinflussen natürliche Faktoren wie der Niederschlag sowie die Schnee- und Gletscherschmelze den Schwebstoffhaushalt und die Trübung stärker als der Kraftwerksbetrieb (Portmann et al., 2004). Die Schwebstoffkonzentrationen der Rhone sind im Sommer mit Werten zwischen ca. 20 mg/L und mehreren 100 mg/L deutlich höher als jene im Winter.

Wie sich bestimmte Schwebstoffkonzentrationen gewässerökologisch auswirken hängt von zahlreichen Randbedingungen ab. Zwei Faktoren spielen dabei eine zentrale Rolle (Imhof et al., 2004):

- Die Zeitspanne, während der eine bestimmte Schwebstoffkonzentration bzw. Trübung herrscht;

- Das Verhältnis oder die Differenz zur natürlichen Konzentration bzw. Trübung, die an dieser Stelle und in diesem Zeitraum ohne anthropogene Einflüsse herrschen würde.

Im Winter wird der Gehalt des Wassers an mineralischen Schwebstoffen und damit die Trübung bei Schwall erhöht. Auf diese Weise ist die Sohlenoberfläche mechanisch zusätzlich belastet, indem aufsitzende Organismen durch die feinverteilten, schnell bewegten Schwebstoffe abgeraspelt werden (Sandstrahl-Effekt). Durch die künstliche Trübung verschlechtern sich zudem die Lichtverhältnisse auf der Sohle, was zu Beschränkungen des Algenbewuchses auf weniger lichtbedürftige Arten und zu einer Verminderung der produzierten Algen-Biomasse (Primärproduktion) führen kann. Vermutlich ist die mechanische Beanspruchung durch erhöhte Wasser- und Schwebstoffführung für viele (besonders fädige) Algen aber einschneidender, als das reduzierte Lichtangebot (Baumann, 2004).

Bei Fischen kann ein erhöhter Schwebstoffgehalt des Wassers je nach Konzentration und Einwirkungsdauer zu sehr unterschiedlichen Effekten führen (Kapitel 2.5.4). Als Folge einer höheren Zufuhr von Feinpartikeln kann sodann auch eine verstärkte Kolmation der Flusssohle auftreten (Kapitel 2.2.2). Dadurch wird auch der Lebensraum von auf und in der Sohle lebenden Organismen eingeschränkt (Kapitel 2.5.3).

2.4 Struktur der Lebensgemeinschaft

Gemäss Baumann und Klaus (2003) kann der Schwallbetrieb aus Wasserkraftwerken sehr vielfältige Auswirkungen auf die ökologische Struktur der Lebensgemeinschaft (Biozönose) im und am Fließgewässer haben. Erfasst wird diese ökologische Struktur anhand von unterschiedlichen Zustandsgrößen, welche gewisse Merkmale von ausgewählten Organismengruppen zu bestimmten Zeitpunkten beschreiben. Typische und oft verwendete Zustandsgrößen sind etwa die Häufigkeit (Abundanz), die Biomasse, die Zusammensetzung oder die Artenvielfalt (Diversität).

Die wichtigsten Organismengruppen, zu denen schon Untersuchungen in Schwallstrecken vorliegen, sind die Fische, die pflanzlichen und tierischen Organismen der Flusssohle (Phyto- und Makrozoobenthos), die

höheren Wasserpflanzen (Makrophyten) sowie die Besiedler der wechselfeuchten (amphibischen) und trockenen (terrestrischen) Standorte entlang des Gewässers (Ufervegetation und -fauna). Mit Ausnahme der Makrophyten, die auf einzelne flussbegleitende Seitengewässer beschränkt bleiben (Baumann, 2004) sind in und an der Rhone im Rahmen des Rhone-Thur Projektes alle genannten Organismen-Gruppen eingehend untersucht worden. Berücksichtigt wurden dazu auch die Grundwassertiere (Stygofauna), zu deren Ökologie in Schwallstrecken bisher kaum etwas bekannt ist. Dabei zeigte sich, dass v.a. die Steinfliegenlarve *Leuctra major* als Indikator für eine offene, durchgehende Verbindung zwischen Oberflächen- und Grundwasser dienen kann (Kapitel 2.5.3).

Die Untersuchung von strukturellen Merkmalen wird schon seit längerem durchgeführt, weshalb für verschiedene Messgrößen (Parameter) ältere Vergleichsdaten zur Verfügung stehen — teilweise aus Zeiten, in denen noch kaum schwallerzeugende Kraftwerke bestanden oder in denen sogar die Kanalisierung des Flusses noch weniger ausgeprägt war. Strukturparameter vermitteln zeitlich zwar oft nur ein sehr begrenztes Bild (Momentaufnahmen), können räumlich dafür aber eine grosse Zahl verschiedener Situationen umfassen (z.B. zahlreiche Stellen im Längsverlauf eines einzelnen Gewässers oder an mehreren Gewässern). Unter günstigen Umständen ist es auf diese Weise möglich, auch unterschiedliche Kombinationen von Einflussfaktoren zu erfassen und so die Einzelfaktoren besser aufzutrennen. Nachfolgend werden einige Beispiele aus dem Rhone-Thur Projekt für ausgedehnte zeitliche und räumliche Quervergleiche angeführt, die zum Verständnis der Schwallauswirkungen beitragen können.

2.4.1 Zeitliche Veränderungen in der Rhone

Über die Fischfauna der Rhone bestehen früheste Angaben bereits für das 16. Jahrhundert, die ersten umfassenden Artenlisten von Fatio stammen aber aus der Zeit von 1880 bis 1890 (Tabelle 9). Stellt man die sie den aktuellen Erhebungen gegenüber, so sind heute etliche der einst vertretenen Fischarten aus dem Gewässersystem der Rhone verschwunden oder auf die Zuflüsse, Seitenkanäle oder spezielle Rhone-Abschnitte beschränkt. Darunter finden sich ausgesprochene Fliesswasserarten (wie die Äsche oder der Schneider) ebenso wie typische Bewohner von Stillgewässern (wie die Rotfeder oder die Schleie) und etliche eurytope Arten, die in verschiedenen Gewässertypen vorkommen können (wie die Laube oder der Flussbarsch bzw. Egli). Das deutet darauf hin, dass auch der starke Rückgang oder das Verschwinden dieser Fischarten vermutlich ganz unterschiedliche Gründe hatte (Kanalisierung, Schwallbetrieb, eingeschränkte Durchgängigkeit, Wasserqualität etc.). Wie Tabelle 9 deutlich macht, werden etliche Arten nur noch an jenen wenigen Stellen im Mittel- und Unterlauf der Rhone gefunden, an denen entweder kein Schwallbetrieb herrscht (Restwasserstrecke Lavey) oder die Auswirkungen des Schwallbetriebes durch einen künstlichen Einstau stark gedämpft werden (Stauration Lavey). Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass die Restwasserstrecke des Kraftwerks Lavey sich nicht nur hydrologisch, sondern auch morphologisch stark von den flussauf- und abwärts gelegenen Schwallstrecken unter-

scheidet. Ebenfalls als reichhaltiger besiedelt haben sich einige Stellen erwiesen, die unmittelbar bei Einmündungen von Seitenbächen liegen.

Gewisse Arten, darunter v.a. die ausgesprochenen Stillwasser-Bewohner, gingen vermutlich zum vornherein weniger wegen des Schwallinflusses zurück, als vielmehr wegen der morphologischen Verarmung und der abnehmenden Durchgängigkeit (Konnektivität) des Gewässersystems. Dabei haben sich nicht nur das Verschwinden von Strukturen im Gerinne selbst (ruhige Gewässerbereiche wie Nebengerinne, Hinterwasser, Gumpen etc.), sondern auch der fast vollständige Verlust von flussbegleitenden Seitengewässern (Altarme, Autümpel etc.) nachteilig auf die Zahl und Verbreitung der Fischarten ausgewirkt (Aarts et al., 2004; Jungwirth et al., 2003).

Ähnliche oder noch grössere Artendefizite und eine entsprechend stark reduzierte Diversität des ganzen Flusssystems wurden bei den Makrophyten (Desfayes, 1996) sowie bei gewissen Makroinvertebraten (Karaus, 2004) festgestellt. Bei diesen Organismengruppen dürfte die hydraulische Abtrennung und nachfolgende Zerstörung der Flussaue mit ihren Gewässern, ausgelöst durch die Kanalisierung und Eindämmung des Gerinnes, die Hauptursache für die Verarmung gewesen sein.

Ein Artenrückgang in der Rhone im Verlauf der letzten 50 Jahre ist auch für die Wirbellosen-Gruppe der Steinfliegen dokumentiert, deren Larven sich in Fliessgewässern entwickeln. Tabelle 10 zeigt, dass seit 1940 vermutlich einige Steinfliegenarten aus der Rhone verschwunden sind, darunter mit *Iso-perla obscura* und *Brachyptera trifasciata* zwei charakteristische Arten des Mittel- bis Unterlaufes grösserer Flüsse (Baumann, 2004). Ähnlich wie bei den Fischen scheinen auch bei den Steinfliegen einzelne der aus dem Hauptfluss verschwundenen Arten in den Seitengewässern überdauern zu können. Aus diesen noch verbliebenen Populationen heraus kann zukünftig auch die Rhone wieder neu besiedelt werden, soweit die geeigneten morphologischen und/oder hydrologischen Bedingungen dafür geschaffen werden.

Die Kanalisierung und Verbauung der Rhone begann schon im 19. Jahrhundert, erreichte ihr heutiges Ausmass aber erst mit der 2. Rhonekorrektur von 1930 bis 1960 (Kapitel 2.2.1). Fast parallel dazu, zwischen 1950 und 1970, wurde durch den Bau zahlreicher schwallerzeugender Speicherkraftwerke auch stark in die Hydrologie der Rho-

ne eingegriffen (Meile et al., 2005a). Dazu begann sich in derselben Zeit auch die Wasserqualität der Rhone zu verschlechtern, was zeitweise zu bedenklichen Zuständen führte (Baumann, 2004). Weil diese verschiedenen Belastungsfaktoren fast gleichzeitig wirksam wurden und weil die älteren biologischen Aufnahmen in der Rhone zeitlich weit auseinanderliegen, können die aquatischen Organismen nicht als Indi-

katoren für einen bestimmte Einzelfaktor verwendet werden. Einzelne Organismengruppen wie die Fische und Steinfliegenlarven, deren frühere Verbreitung in der Rhone vergleichsweise gut bekannt ist (Tabellen 9 und 10) und die recht hohe Ansprüche an ihr "Wohngewässer" stellen, eignen sich aber als Anzeiger für die ökologische Integrität bzw. Funktionsfähigkeit der Rhone insgesamt.

TAXALISTE PISCES (Fische)	Datenherkunft	Münster	Fatio	Marrer	ETEC, ECOTEC	Rhone-Thur Projekt	
		1500/50	1880/90	Zuflüsse 1983/84	Rhone 1996/00	Rhone 2001/03	Zuflüsse 2001/02
ANGUILLIDAE							
<i>Anguilla anguilla</i> L. 1758	Aal		(X)				
SALMONIDAE							
<i>Salmo trutta fario</i> L. 1758	Bachforelle	X	X	X	X	X	X
<i>Salmo trutta lacustris</i> L. 1758	Seeforelle	?	X	X	[X]		
<i>Salvelinus alpinus</i> L. 1758	Seesaibling			(X)			
THYMALLIDAE							
<i>Thymallus thymallus</i> L. 1758	Äsche	X	X	X	[X]		(X)
ESOCIDAE							
<i>Esox lucius</i> L. 1758	Hecht	X	X		[X]		(X)
CYPRINIDAE							
<i>Cyprinus carpio</i> L. 1758	Karpfen	X	X				(X)
<i>Alburnoides bip.</i> BLOCH 1728	Schneider		X				
<i>Alburnus alburnus</i> L. 1758	Laube		X		[X]		
<i>Gobio gobio</i> L. 1758	Gründling	(X)	X	X		X	
<i>Leuciscus cephalus</i> L. 1758	Alet	X	X		(X)		X
<i>Phoxinus phoxinus</i> L. 1758	Elritze		X		(X) [X]	X	X
<i>Rutilus rutilus</i> L. 1758	Rotaugen		X	X	[X]		
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> L. 1758	Rotfeder		X				
<i>Tinca tinca</i> L. 1758	Schleie	X	X	(X)	[X]		(X)
BALITORIDAE							
<i>Barbatula barbatula</i> L. 1758	Schmerle	(X)	X				(X)
GADIDAE							
<i>Lota lota</i> L. 1758	Trüsche		X	X			
GASTEROSTEIDAE							
<i>Gasterosteus aculeatus</i> L. 1758	Stichling			X	[X]	X	X
PERCIDAE							
<i>Perca fluviatilis</i> L. 1758	Egli		X	X			
COTTIDAE							
<i>Cottus gobio</i> L. 1758	Groppe	X	X	X	X	X	X

Tabelle 9: Artenliste der Fische in der Rhone für verschiedene Aufnahmen. Es sind nur die ursprünglich heimischen Arten berücksichtigt. Die Bezeichnung der Fischarten ist nach Zaugg et al. (2003) vereinheitlicht. (X) = Einzelfunde und Angaben ohne Nachweis. [X] = Nachweise nur in speziellen Abschnitten der Rhone, nämlich in der Stau- oder Restwasserstrecke des Flusskraftwerkes Lavey und/oder im unmittelbaren Mündungsbereich von Seitenbächen. Rot markiert sind jene Arten, die in den letzten ca. 20 Jahren nicht mehr oder nur noch in speziellen Abschnitten bzw. Neben-/Seitengewässern der Rhone nachgewiesen werden konnten. Datenquellen: Weber et al. (eingereicht sowie Referenzen darin), ETEC (1999), ECOTEC (1998), ECOTEC (1999), ECOTEC (2004) und Marrer (1985).

Datenherkunft	Aubert	Diverse	Rhône-Thur Projekt	
			Rhône	Nebengewässer
TAXALISTE PLECOPTERA (Steinfliegen)	1940/60	1983-2000	2000/03	2001/02
TAENIOPTERYGIDAE				
<i>Brachyptera trifasciata</i> (PICTET) 1832	X			X
<i>Rhabdiopteryx</i> sp., <i>R. neglecta</i> (ALBARDA) 1889	X	X	X	X
<i>Taeniopteryx</i> sp., <i>T. kuehntreiberi</i> AUBERT, 1950	X	X		
NEMOURIDAE				
<i>Protonemura</i> sp., mehrere Arten	X	X	X	X
<i>Amphinemura</i> sp.		X		
<i>Nemoura</i> sp., <i>N. mortoni</i> RIS, 1902	X	X	X	X
<i>Nemurella pictetii</i> KLAPALEK, 1900	X			X
LEUCTRIDAE				
<i>Leuctra</i> sp., mehrere Arten	X	X	X	X
CAPNIIDAE				
<i>Capnia</i> sp., <i>C. vidua</i> (PICTET, 1833)	X	X	X	
PERLODIDAE				
<i>Dictyogenus</i> sp., <i>D. alpinum</i> (PICTET) 1841	X	X	X	X
<i>Isoperla</i> sp., <i>I. rivulorum</i> (PICTET 1841)	X	X	X	X
<i>Isoperla obscura</i> (ZETTERSTEDT, 1840)	(X)			
PERLIDAE				
<i>Dinocras</i> sp., <i>D. cephalotes</i> (CURTIS, 1827)	X	X	(X)	
<i>Perla</i> sp., <i>P. grandis</i> RAMBUR, 1842	X	X	X	(X)

Tabelle 10: Liste der Steinfliegen-Taxa in der Rhône für verschiedene Aufnahmen. Es sind nur die Arten des Mittel- und Unterlaufes (flussabwärts von Brig) angeführt, die Nebengewässer umfassen jedoch auch Zuflüsse, Hinterwasser etc. des Oberlaufes. Die Bezeichnung ist nach Mauch et al. (2003) vereinheitlicht. (X) = Einzelfunde und Angaben ohne Nachweis. Rot markiert sind jene Arten, die in den letzten ca. 20 Jahren nicht mehr oder nur noch in Neben-/Seitengewässern der Rhône nachgewiesen werden konnten. Übrige Legende siehe Tabelle 9. Datenquellen: Baumann (2004 sowie Referenzen darin) und Karaus (2004).

2.4.2 Vergleich zwischen einzelnen Flüssen

Sowohl im Gewässer als auch an dessen Ufern verstärken sich die beiden hauptsächlichen Einflussfaktoren des Schwallbetriebes (Hydrologie) und der Kanalisierung (Morphologie) oft gegenseitig in ihren negativen Auswirkungen auf Lebensraum und Lebensgemeinschaft. Paetzold (2005) untersuchte die Besiedlung durch einige Gruppen von landlebenden Wirbellosen (terrestrische Uferfauna) entlang von hydrologisch und morphologisch unterschiedlichen Flussabschnitten. Dabei zeigte sich, dass morphologisch noch naturnahe Abschnitte mit Schwallenfluss (wie die noch verbliebenen Flussauen an Vorder-, Hinter- und Alpenrhein) eine ähnliche Gesamtartenzahl von Spinnen, Lauf- und Kurzflügelkäfern beherbergen können wie kanalisierte

Flüsse ohne Schwallbetrieb (Abbildung 19). Andere Parameter, so die Häufigkeit (Dichte) dieser Organismen, waren dagegen mehr von der Hydrologie abhängig (Paetzold, 2005; Tockner et al., 2004a). Am stärksten beeinträchtigt war die Uferfauna

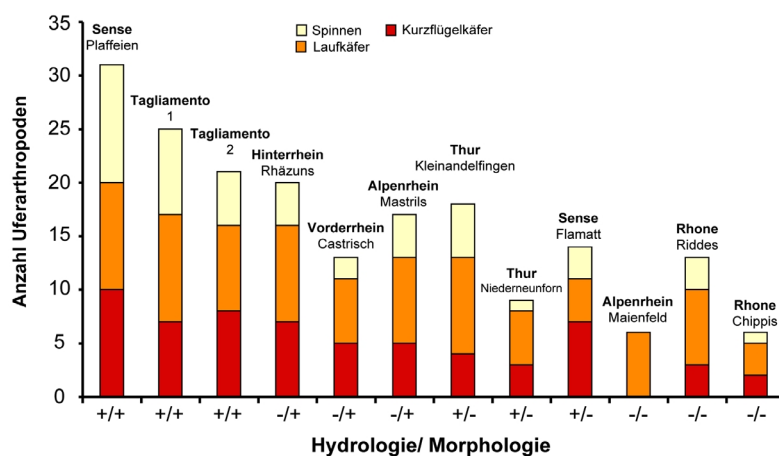


Abbildung 19: Vergleich der terrestrischen Uferfauna (Gesamt-Artenzahl ausgewählter Organismengruppen) entlang von zwölf Flussabschnitten, die morphologisch (kanalisiert) und hydrologisch (Schwallbetrieb) unterschiedlich beeinflusst sind. + = unbeeinflusst bis wenig beeinflusst, - = deutlich bis stark beeinflusst. Grafik aus Paetzold (2005), verändert.

erwartungsgemäss in den hydrologisch *und* morphologisch stark veränderten Flüssen wie der Rhone, während Referenzgewässer wie der norditalienische Tagliamento viel reichhaltiger besiedelt waren.

2.4.3 Veränderungen entlang der Rhone

Im Längsverlauf der Rhone nimmt der Schwallenfluss treppenförmig zu, wobei die vier Speicherkraftwerke Mattmark (ab Visp), Grande Dixence und Mauvoisin (ab Riddes) sowie Emosson (ab Martigny) die stärksten

Einzelchwälle erzeugen, d.h. die höchsten Treppenstufen bilden (Kapitel 2.1.2). Aus der qualitativen und quantitativen Entwicklung des Makrozoobenthos in der Rhone lässt sich diese Entwicklung teilweise ebenfalls ablesen (Abbildungen 20 und 21): In jenen Uferproben, die in regelmässigen Abständen entlang des gesamten Flusslaufes entnommen wurden, gehen die Artenzahl und die Abundanz der Makroinvertebraten vom Oberlauf bis zur Mündung fast stetig zurück. Einige besonders tiefe Werte im Mittellauf sind möglicherweise durch einen ungünstigen Probenahme-Zeitpunkt bedingt.

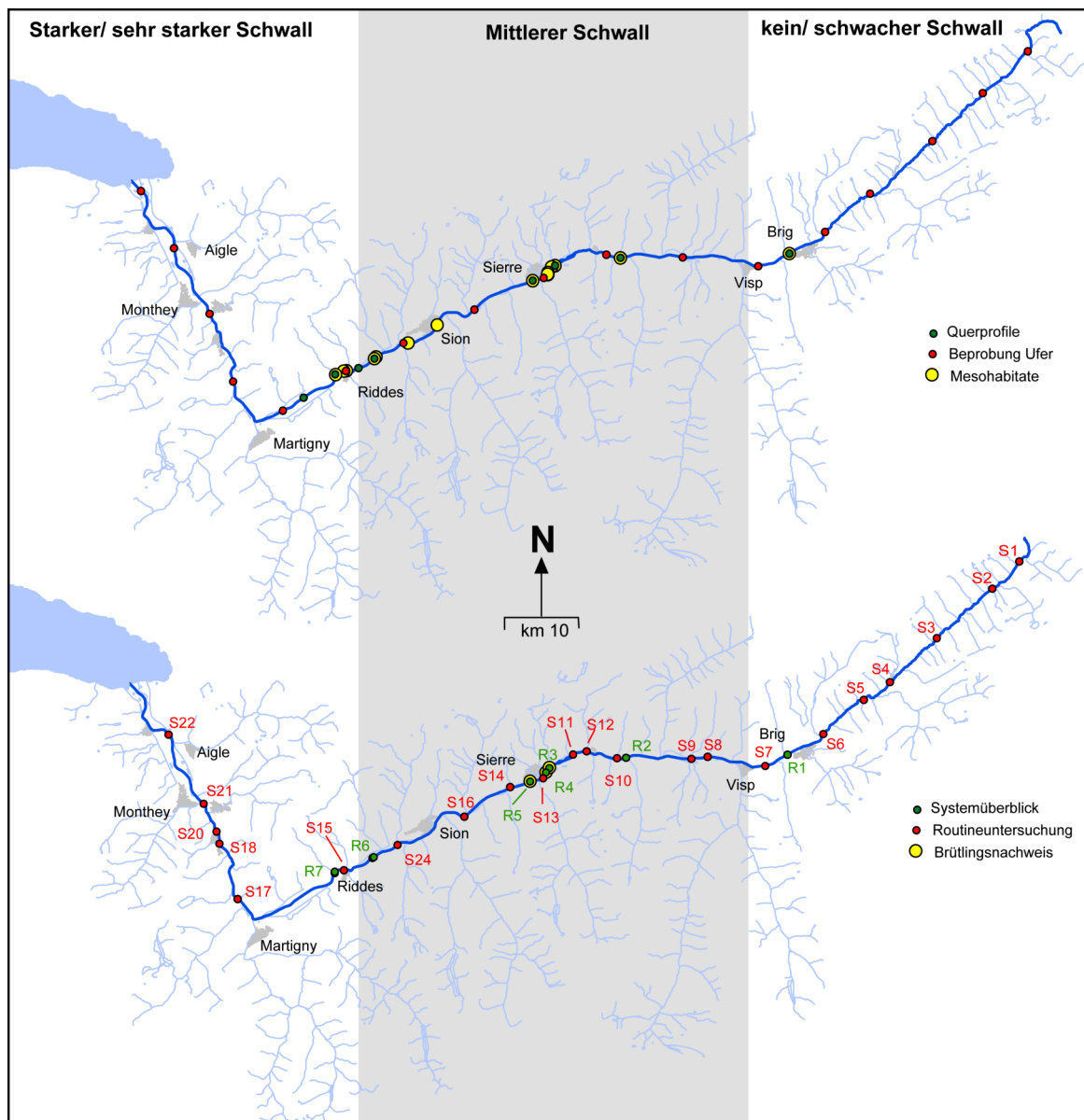


Abbildung 20: Die Rhone und ihre Seitengewässer im Wallis mit den biologischen Probenahmestellen und -strecken (PNS) verschiedener aquatischer Fachbereiche bzw. Subprojekte (SP) des Rhone-Thur Projektes. Oben: PNS Makrozoobenthos durch SP I-3 und SP I-6 (Karaus, 2004; Baumann und Meile, 2004). Unten: PNS Fischökologie und Nachweise für Naturverlaichung der Bachforelle durch SP I-7 (Peter und Weber, 2004; Peter, unpubl. Daten). Der Schwallenfluss in der Rhone ist in drei grobe Kategorien eingeteilt. Bearbeitung der Karten durch Christine Weber. © 2005 swisstopo (JD052581).

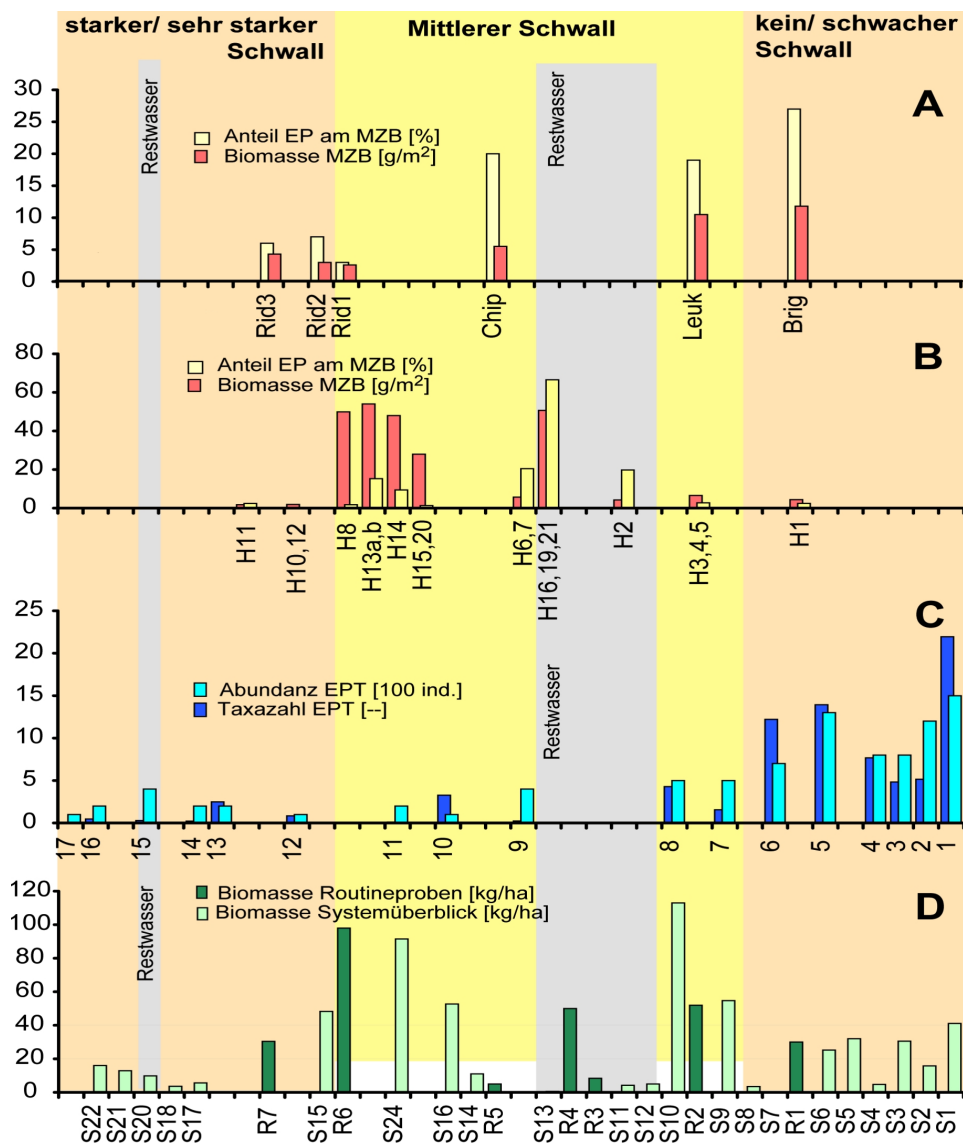


Abbildung 21: Entwicklung verschiedener Parameter des Makrozoobenthos (MZB) und der Fische an den Untersuchungsstellen im Längsverlauf der Rhone zwischen Oberwald (rechts) und Vouvy (links). A: MZB Querprofile. B: MZB ausgewählte Habitate. C: MZB Uferproben. D: Bachforellen, Systemüberblick und Routineproben. Aufgetragen sind einerseits die intensiv (Routineproben, Querprofile), andererseits die summarisch untersuchten Stellen (Systemüberblick, Meso-habitate, Uferproben). Der Schwallfluss in der Rhone ist in drei grobe Kategorien unterteilt (vgl. Abbildung 20). Grau hinterlegt: Restwasserstrecken.

In einzelnen Querprofilen, d.h. über die ganze Flussbreite betrachtet, wurden ausgewählte Strukturmerkmale des Makrozoobenthos zwischen Brig und Riddes untersucht (Lage der Profile siehe Abbildung 20). Wäre der ökologische Zustand bzw. die ökologische Integrität der Rhone hauptsächlich vom Schwallfluss abhängig, so müssten die untersuchten biologischen Indikatoren im Längsverlauf des Flusses zwischen Brig (schwacher Schwall) und Riddes 3 (starker Schwall) tendenziell ständig abnehmen. Bis zum Profil Riddes 1 (mittlerer Schwall) traf dies für einige wesentliche Indikatoren wie die Biomasse des gesamten Makrozoobenthos oder den Anteil der empfindlichen Eintags- und Steinfliegenlarven an diesem Benthos auch tatsächlich zu. Im weiteren Fliessverlauf, v.a. im untersten Querprofil Riddes 3, erholten sich diese und andere Indikatoren aber wieder leicht (Abbildung 22), obwohl während der Untersu-

chungsperiode auf dieser Strecke neben dem wesentlich stärkeren Schwall auch noch eine zusätzliche chemische Belastung durch ungenügend gereinigtes Siedlungsabwasser hinzukam. Baumann (2004) führt diese Verbesserung bei einigen Zustandsgrößen des Benthos hauptsächlich auf eine vielfältigere Struktur der Flusssohle und auf einen nahe gelegenen Zufluss zurück.

Auf andere Weise entwickelten sich im Längsverlauf der Rhone die Biomasse der Bachforellen und des Makrozoobenthos in speziellen Lebensräumen (Mesohabitate): Diese Indikatoren waren in einzelnen Flussabschnitten auffällig erhöht, wobei sich Fische und Makroinvertebraten nicht immer gleich verhielten. So erwies sich etwa das Benthos in der Restwasserstrecke der Iles Falcon zahlen- wie artenmässig als auffallend reichhaltig ("hot spot"), was vermutlich auch die flussabwärts anschliessende

Schwallstrecke bei Chippis noch günstig beeinflusste (Baumann und Meile, 2004).

Die Fische erreichten in den Iles Falcon hingegen nur geringe Dichten, obwohl gerade dort für diese Organismen ein besseres Angebot an Habitaten und mehr Belege für eine funktionierende Naturverlaichung gefunden wurden als in den meisten anderen Untersuchungsstrecken (Abbildung 20; Peter und Weber, 2004; siehe auch Kapitel 2.5.4). Von den Restwasserstrecken abgesehen, wurde die Biomasse der Fische in der Rhone aber sowohl durch morphologische als auch durch hydrologische Einflüsse bestimmt: Eine relativ hohe Forellen-Biomasse wiesen die Strecken mit dem

werden (Baumann, 2004; Peter und Weber, 2004). Ein Beispiel dafür, wie komplex die Wechselwirkungen zwischen Gewässerstruktur (Flussole) und Schwallbetrieb sein können, wird in Kapitel 2.5.3 aufgezeigt.

Trotz der manchmal unterschiedlichen Entwicklung in einzelnen Flussabschnitten stimmen die meisten untersuchten Strukturmerkmale der Fische und des Makrozoobenthos (Abundanz, Biomasse, Artenvielfalt, Anteil an Eintags- und Steinfliegen) zumindest in einer Beziehung weitgehend überein (Abbildung 21): Flussabwärts von Riddes fielen diese Indikatoren in der Regel auf sehr tiefe Werte (oft die tiefsten im Längsverlauf) und erhöhten sich bis zur Mündung

in den Lac Léman nicht mehr wesentlich. Diese starke Verarmung der aquatischen Lebensgemeinschaft im Unterlauf dürfte durch den Schwallbetrieb massgeblich mit verursacht sein. Der Schwalleinfluss in der Rhone nimmt gerade bei Riddes durch die beiden benachbarten, grossen Kraftwerke von Cleuson-Dixence und Mauvoisin ausserordentlich stark zu und bleibt im ganzen Rhone-Unterlauf bis zur Mündung auf diesem hohen Niveau.

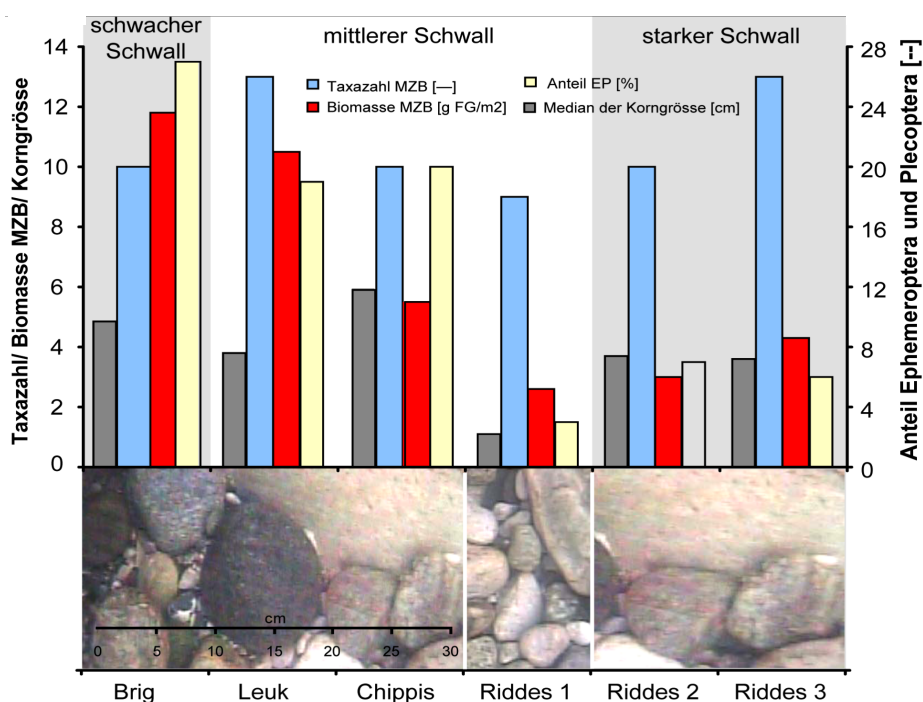


Abbildung 22: Entwicklung von Kennwerten des Substrates (Median der Korngrösse) und des Makrozoobenthos (MZB) in den von Baumann (2004) sowie Baumann und Meile (2004) näher untersuchten Querprofilen der Rhone. Die Fotografien unter dem Diagramm zeigen Ausschnitte aus der relativ feinen Flussole bei Riddes 1 und aus einer gröberen Sohle, welche stellvertretend für die übrigen Querprofile steht. EP = Ephemeroptera (Eintagsfliegen) und Plecoptera (Steinfliegen); FG = Frischgewicht. Der Schwalleinfluss in der Rhone ist in drei grobe Kategorien eingeteilt (vgl. Abbildung 20).

grössten Angebot an Fischunterständen auf, in erster Linie der Rhone-Oberlauf im Goms bis Brig (kein oder geringer Schwalleinfluss) sowie der Rhonelauf zwischen Sion und Riddes (mittlerer Schwalleinfluss). Bei mittlerem Schwalleinfluss (zwischen Visp und Riddes, ohne die "zwischengeschaltete" Restwasserstrecke Pfywald - Iles Falcon) wurden ausserdem bei anderen biologischen Kenngrössen beträchtliche Schwankungen festgestellt, die ebenfalls teils auf morphologische, teils auf hydrologisch-hydraulische Einflüsse zurückgeführt

2.4.4 Die Wasserwechselzone

Die stärksten Auswirkungen hat der Schwallbetrieb normalerweise dort, wo sich Land und Wasser treffen, also an der Uferlinie des Gewässers. Weist eine Schwallstrecke noch eine natürliche Morphologie mit gut ausgebildeten Flachuferbereichen auf, so ist sie auf die schwallbedingten Schwankungen des Wasserspiegels besonders anfällig, weil bei jedem Abflusswechsel ausgedehnte Flächen entlang des Gewässers überflutet werden bzw. trockenfallen.

Diese sogenannte Wasserwechselzone ist als Lebensraum sowohl für aquatische als auch für terrestrische Organismen nur sehr eingeschränkt nutzbar und daher oft spärlich besiedelt (Verödungszonen; Schnell, 2005). Es gibt aber vereinzelt auch Arten, welche mit den speziell harschen Bedingungen in der Wasserwechselzone vergleichsweise gut zurecht kommen und deshalb in der Uferzone von Schwallstrecken mangels Konkurrenz ansehnliche Besiedlungsdichten erreichen können (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001; Baumann und Klaus, 2003). Zu diesen toleranten Arten gehören etwa gewisse fädige Grünalgen oder die Larve der Köcherfliege *Allogamus auricollis*, welche auch in der Rhone verbreitet sind (Baumann, 2004). Karaus (2005) fand *Allogamus auricollis* in Uferproben vom Rhone-Unterlauf als eine der wenigen und teilweise sogar als einzige Vertreterin der Eintags, Stein- und Köcherfliegen (EPT).

Ein drastisches Beispiel für die Auswirkungen von kraftwerksbedingten Wasserspiegelschwankungen auf die Besiedlung eines Flussufers hat Gislason (1985) am Skagit River im US-Bundesstaat Washington dokumentiert (Abbildung 23). Der Fluss wies 1976 einen ausgeprägten Schwallbetrieb auf mit teilweise sehr ausgedehnten trockenfallenden Uferzonen. 1977 herrschten aufgrund grosser Trockenheit hingegen gleichbleibend tiefe Abflüsse, weshalb sich auch keine Wasserwechselzone ausbildete. Dank dieser besonderen Umstände wurde sichtbar, wie dicht besiedelt der benetzte Uferbereich bei konstanter Wasserführung war und in welchem Ausmass diese Areale hoher benthischer Vielfalt ("hot spots" im Querprofil) durch den Schwallbetrieb entvölkert wurden — bis hinein in den ständig be-

netzten Bereich.

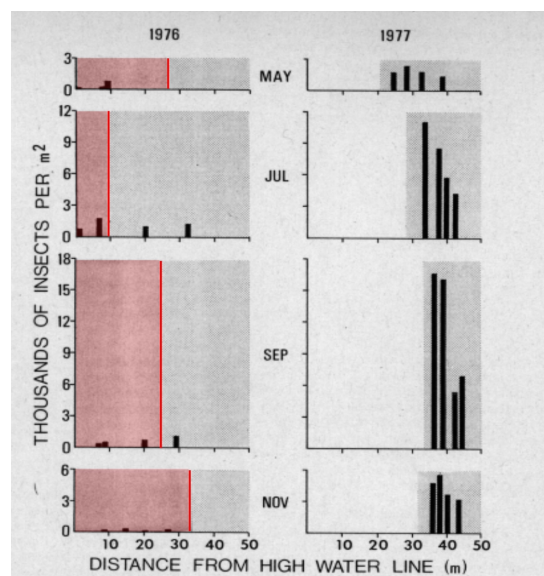


Abbildung 23: Benthos-Aufnahmen (nur Insekten) zu verschiedenen Jahreszeiten während zweier Jahre in einem Querprofil des Skagit River. Die vertikale rote Linie markiert jeweils die tiefste Lage der Uferlinie bei Sunk, der rot eingefärbte Bereich die Wasserwechselzone zwischen Schwall und Sunk während der einzelnen Untersuchungsperioden. Grafik aus Gislason (1985), leicht verändert.

In der Rhone deuten die Untersuchungen von Uhlmann (2001) an der stark schwallbeeinflussten Stelle bei Riddes in eine ähnliche Richtung (Abbildung 24). In den exponierten, bei Sunk teilweise trockenfallenden Streifen entlang der Flussufer war das Makrozoobenthos auch in der Rhone quantitativ und qualitativ stark beeinträchtigt. Bei zukünftigen Revitalisierungsmaßnahmen ist deshalb zu berücksichtigen, dass die Wasserwechselzonen mit zunehmender Verbreiterung des Flusses und Abflachung der Ufer immer ausgedehnter werden können. Je nach Ausmass des Schwallbetriebes, d.h. nach der Lage der Revitalisierungsstrecke im Längsverlauf, ist dabei mit einer mehr oder weniger stark veränderten benthischen Besiedlung zu rechnen. Durch das regelmässige Trockenfallen grösserer Uferbereiche können aber auch etliche ökologische Funktionen des Lebensraumes und der Lebensgemeinschaft beeinträchtigt werden (bzw. bleiben), welche an diese Uferzonen gebunden sind (z.B. Fortpflanzung vieler Fischarten, Emergenz von Makroinvertebraten usw.).

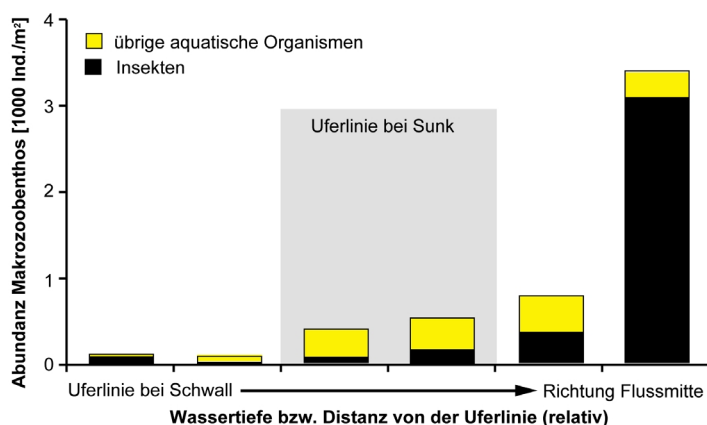


Abbildung 24: Makrozoobenthos des Rhoneufers entlang eines Gradienten von der Wasserlinie bei Schwall in Richtung Flussmitte. Aufnahme durch Uhlmann (2001) am 22./23.5.2001 bei Riddes. Die Lage der Uferlinie bei tiefem Wasserstand (Sunk) ist nur ungefähr bestimmbar und wird deshalb durch einen Bereich angegeben (graue Schattierung).

2.5 Funktionen der Lebensgemeinschaft und des Lebensraumes

Die häufig verwendeten Indikatoren für die Struktur der Lebensgemeinschaft (Kapitel 2.4) werden kaum je in so kurzen Abständen erfasst, dass die Auswirkungen eines Schwalldurchganges direkt verfolgt werden können. Demgegenüber führen Baumann und Klaus (2003) einige Indikatoren für ökologische Funktionen des Gewässers auf, welche genau diesen zeitlich hoch aufgelösten Einblick in die schwallbedingten Prozesse ermöglichen. Zu solchen funktionellen Indikatoren zählen v.a. das Abtreiben von Organismen in der fließenden Welle (Drift) bei Schwall-Anstieg sowie das Trockenfallen von Organismen in freigelegten Uferbereichen (Stranden) bei Rückgang des Wasserspiegels.



Abbildung 25: Flache Uferpartie am Snake River als Beispiel für eine Stelle, wo das Stranden von Fischen und Makroinvertebraten festgestellt und näher untersucht wurde. Aufnahme T. Holubetz. Aus Witty (1974).

2.5.1 Stranden und Drift

Das Stranden von Organismen, besonders von Jungfischen, ist eine vergleichsweise gut untersuchte, direkte Folgewirkung des Schwallbetriebes. Entsprechend bestehen auch schon recht konkrete Vorstellungen darüber, wie gross die Geschwindigkeit (Rate) des Schwallrückganges maximal sein darf, um dieses Stranden auf ein ökologisch vertretbares Mass zu reduzieren (Kapitel 1.4). Diese Richtwerte sind auch bei der zukünftigen Revitalisierung der Rhone und anderer Gewässer zu beachten; während im heutigen, stark kanalisierten Zustand der Rhone bei Schwall-Rückgang kaum grössere Flächen trockenfallen und damit kaum Organismen stranden, wird diese Gefahr mit zunehmender Verbreiterung des Flussquerschnittes grösser werden. Die regelmässi-

gen Schwankungen des Wasserspiegels betreffen zudem nicht nur die flachen Uferpartien des Hauptgerinnes, sondern auch die flussnahen oder mit dem Hauptgerinne verbundenen Tümpel, Hinterwasser, Seiten- und Altarme usw. (Schnell, 2005). Gerade diese Seitengewässer beherbergen oft eine ausserordentlich artenreiche Benthos- und Fischfauna (Baur, 2002; Karaus, 2004; Weber et al., eingereicht). Als Beispiel für eine "anfällige" Uferpartie, in der bei Schwallrückgang gestrandete Fische und Benthosorganismen gefunden wurden, zeigt Abbildung 25 einen Ausschnitt des Snake River im US-Bundesstaat Idaho. Ähnliche Situationen zeigen auch Bilder von der bernischen Saane (Abbildung 6) oder vom bayrischen Lech (Schnell, 2005).

Eine sogenannte Katastrophendrift, d.h. ein starkes, allein durch den Abflussanstieg bei Schwallbeginn verursachtes Abschwemmen von Makroinvertebraten, ist schon in zahlreichen Gewässern festgestellt worden, u.a. auch im Alpenrhein (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001) und in der Rhone (Uhlmann, 2001). Beide, in Abbildung 26 dargestellten Messungen ergaben übereinstimmend, dass die Konzentration der driftenden Invertebraten im Flusswasser (Driftdichte in Individuen/m³) während des Schwallanstieges von den tiefen Basiswerten (<10 Ind./m³ im Alpenrhein, bis 30 Ind./m³ in der Rhone) auf Werte von zeitweise >100 Ind./m³ anstieg (in der Rhone kurzfristig bis auf 650 Ind./m³). Beiden Messungen gemeinsam ist auch, dass sich die Driftdichten nach diesem anfänglichen Maximum noch während des Schwalls, also bei unvermindert hoher Wasserführung, wieder auf mittlere Werte von 40-50 Ind./m³ einpendelten. Bei natürlichen oder künstlich erzeugten Hochwasser-Ereignissen wurden noch wesentlich höhere Driftspitzen gemessen, im Spöl beispielsweise bis zu 2000 Ind./m³. Auch in diesem Fall ging die Driftdichte innert einiger Stunden trotz unverändert hohen Abflüssen wieder fast bis auf die Ausgangswerte zurück (Robinson et al., 2004).

Sowohl in der Rhone als auch im Alpenrhein trat das Driftmaximum inmitten des Tages (kurz vor oder nach Mittag) auf, wenn die Driftaktivität des Makrozoobenthos natürlicherweise gering bleibt. Im Alpenrhein konnte ausserdem gezeigt werden, dass die Drift nicht durch die mit dem Schwall verbundene Zunahme der Trübung, sondern allein durch die mechanische Einwirkung des steigenden Abflusses ausgelöst wurde.

Am höchsten stiegen die Driftdichten von Algen und Makroinvertebraten im Alpenrhein bei Erreichen jener Abfluss-Schwelle, bei der auch die Mobilisierung von Feinsedimenten (Schwebstoffe, Feinsand) auf der Flusssohle einsetzte (Abbildung 26). Es ist anzunehmen, dass auch in der Rhone ganz ähnliche Mechanismen wirksam sind.

2.5.2 Laterale Konnektivität

Andere biotische Funktionen sind in schwallbeeinflussten Gewässern bisher weniger häufig untersucht worden als das Stranden und die Drift (Baumann und Klaus, 2003). Das liegt auch daran, dass sich der Schwallbetrieb nur bei wenigen Prozessen so direkt auswirkt und deshalb auch so eindeutig als Ursache für die festgestellten Veränderungen festzumachen ist.

Von besonderer Bedeutung sind in einem Flusssystem neben der zeitlichen Dimension der einzelnen Prozesse auch die Verbindungen bzw. die Durchgängigkeit (Konnektivität) zwischen verschiedenen Lebensräumen in den drei räumlichen Richtungen (longitudinal, lateral, vertikal; Ward, 1989). So sind in einem natürlichen Alpenfluss die aquatischen und terrestrischen Habitate beidseits der Uferlinie und deren wirbellose Bewohner "funktional und räumlich eng miteinander verbunden" (Hering, 1995). Durch Schwallbetrieb wird diese laterale Konnektivität oft wesentlich beeinflusst:

- Der Schwallbetrieb beeinträchtigt die Uferfauna v.a. dadurch, dass in der periodisch überfluteten Wasserwechselzone (Kapitel 2.4.4) die Porenräume der Schotter- und Kiesbänke von Feinsediment-Ablagerungen verstopft oder überdeckt werden (Kolmation; Kapitel 2.2.2). Auf diese Weise werden den Organismengruppen der Spinnen, Lauf- und Kurzflügelkäfern wichtige Rückzugsräume (Refugien) genommen, worin sie sich zum Schutz gegen andere Räuber und teilweise auch gegen Hochwasser zurückziehen könnten. Eine verstärkte "Zementierung" der ufernahen Schotterflächen wurde auch in der Schwallstrecke der Oberen Drau bei Spittal in Kärnten festgestellt (ÖKOTEAM, 2003). In der Folge stieg der Anteil an kleinen Zwergspinnen, welche die verbliebenen Refugien noch eher nutzen können. Geringe absolute Werte und Anteile wiesen in Spittal hingegen die grossen Wolfsspinnen auf (Abbildung 27). Darunter war auch die Riesenwolfspinne *Arctosa cinerea*, die Paetzold (2005) von allen untersuchten Alpenflüssen (darunter die Rhone) nur noch im hydrolo-

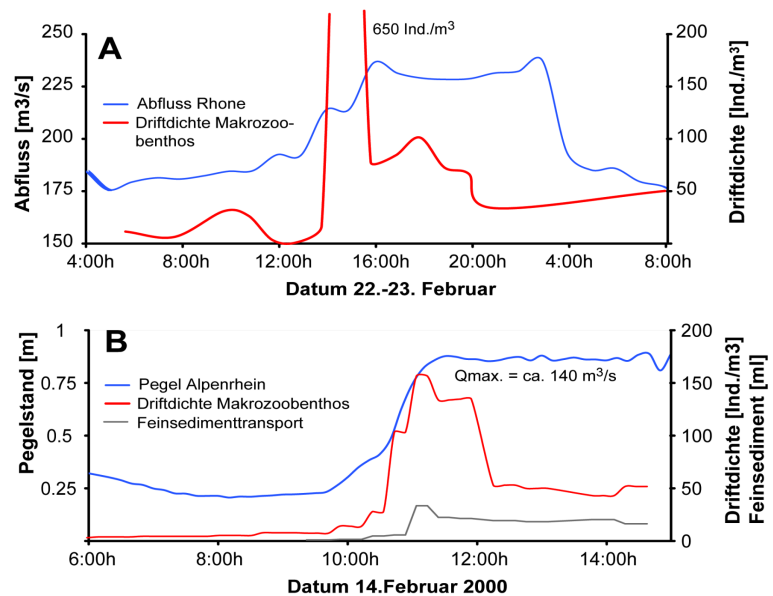


Abbildung 26: A: Driftdichte des Makrozoobenthos am 23./24.5.2001 in der Rhone bei Riddes während eines Schwalldurchganges. Die Abflussganglinie der Rhone ist aus der LHG-Messstation Sion und dem Betriebswasser der Zentrale Nendaz (Kraftwerk Cleuson-Dixence) berechnet. Rohdaten der Driftmessung aus Uhlmann (2001). B: Driftdichte des Makrozoobenthos und Volumen des transportierten Feinsedimentes im Alpenrhein bei Untervaz während eines Schwalldurchganges am 13./14.2.2000. Der Pegelstand wurde direkt bei der Drift-Messstelle erfasst. Daten aus ARGE Trübung Alpenrhein (2001).

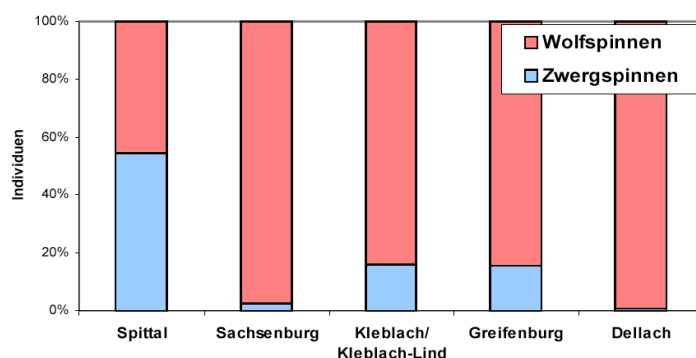


Abbildung 27: Individuen-Verhältnis von grossen Wolfsspinnen (Familie Lycosidae) zu sehr kleinen Zwergspinnen (Familie Linyphiidae) am Ufer einiger Aufweitungen an der Oberen Drau. Die Aufweitung Spittal ist als einzige durch starken Schwallbetrieb geprägt. Aus Ökoteam (2003), Wiedergabe mit Erlaubnis.

gisch und morphologisch intakten Tagliamento nachweisen konnte.

- Die meisten Vertreter der Uferfauna ernähren sich vorzugsweise von gestrandeten oder ausschlüpfenden (emergierenden) aquatischen Organismen, sind also auf eine funktionierende Verbindung zwischen Wasser und Land direkt angewiesen (Hering, 1995; Tockner et al., 2004b). Paetzold (2005) fand jedoch keine Hinweise auf einen Futtermangel an der Rhone und anderen Schwallstrecken.

2.5.3 Die Kolmation und das Benthos

Die vom Schwallbetrieb bewirkten Prozesse und Veränderungen können sehr komplex sein, so dass sie nicht oder nur unter grossem Aufwand direkt messbar oder berechenbar sind. In solchen Fällen führen manchmal auch indirekte Schlussfolgerungen weiter, z.B. über die Erfassung von Strukturmerkmalen (Kapitel 2.4) und deren räumlicher und/oder zeitlicher Veränderung. So kann eine einigermaßen funktionierende Verbindung zwischen der Rhone und dem Grundwasser (vertikale Konnektivität) etwa in jenen Flussabschnitten angenommen werden, in denen die Larve der Steinfliege *Leuctra major* vorkommt (Abbildung 28); Bei dieser Art wandert die junge Larve durch die Sohle ins Grundwasser, wo sie bis zu drei Jahre verbringt. Danach kehrt sie auf demselben Weg ins Oberflächenwasser zurück, um sich in das ausgewachsene, geflügelte Insekt zu verwandeln.



Abbildung 28: Eine Larve der Steinfliege *Leuctra major* aus dem Rhone-Grundwasser im Pfynwald. Foto Tom Gonser. Aus Walther (2002). Wiedergabe mit Erlaubnis.

Walther (2002) fand die Larven von *Leuctra major* nur in Grundwasserproben aus der morphologisch intakten Restwasserstrecke der Rhone im Pfynwald, nicht aber im kanalisierten und durch Schwallbetrieb beein-

flussten Abschnitt zwischen Sion und Riddes. Sie führte dies v.a. auf eine Kolmation der Flusssohle zurück, verursacht durch die Kanalisierung und Einengung des Gerinnes.

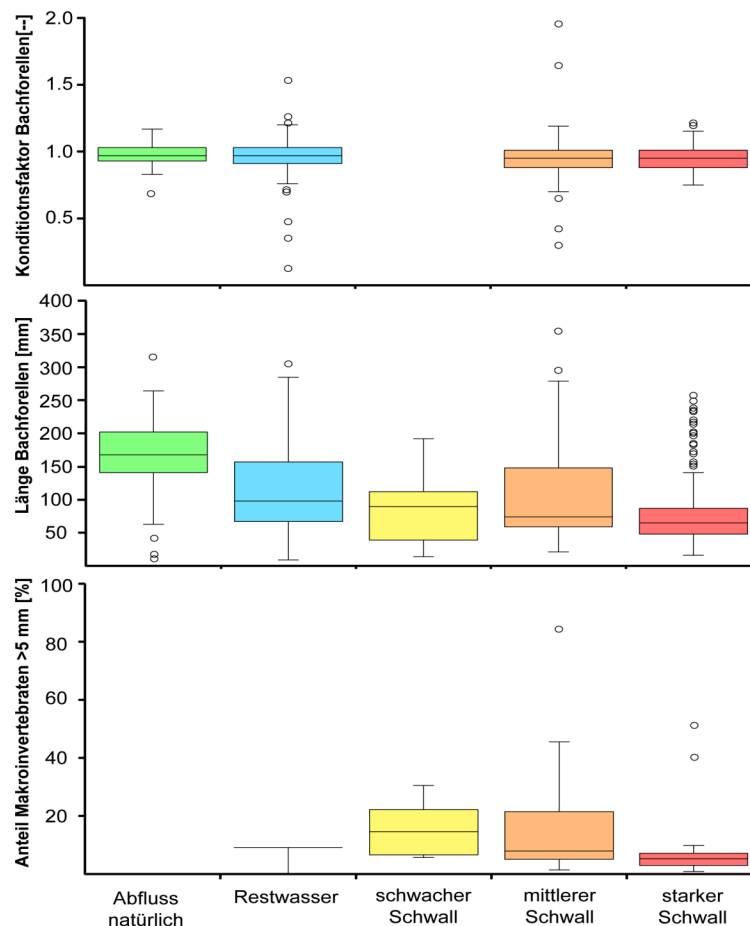
Weitere Rückschlüsse auf die Kolmation sowie andere abiotische und biotische Funktionen der Flusssohle konnten auch aufgrund von Substrat- und Benthosproben aus verschiedenen Querprofilen der Rhone gezogen werden (vgl. Kapitel 2.4.3). In einem der untersuchten Querprofile, auf einem relativ flachen Rhone-Abschnitt flussaufwärts von Riddes gelegen, bestand die Sohlenoberfläche aus deutlich feineren Körnern als in den übrigen untersuchten Profilen (Abbildung 22, Profil Riddes 1). Hydraulische Modellrechnungen deuten darauf hin, dass die Rhonesohle in diesem Profil bei Schwall instabil wird (Baumann und Meile, 2004). Auch aufgrund der benthischen Besiedlung muss angenommen werden, dass die relativ feine Oberflächenschicht an dieser Stelle tatsächlich regelmässig in Bewegung gerät und dabei jedesmal ein Teil der darin lebenden Tiere aufgerieben wird ("Kugelmühlen-Effekt").

Ein an sich denkbarer Rückzug in tiefere Sedimentschichten scheint zudem nur wenigen Organismen möglich zu sein; für diese Vermutung spricht, dass das Makrozoobenthos in der Flussmitte des Profils Riddes 1 (sowie der benachbarten Profile Riddes 2 und Riddes 3) vorwiegend aus kleinen, schlanken und beweglichen Würmern und Larven von Zuckmücken (Chironomidae) bestand (Baumann und Meile, 2004). Dies ist, neben den Beobachtungen im gewässernahen Uferbereich und dem Fehlen von *Leuctra major* (siehe oben), gleichzeitig ein weiterer indirekter Hinweis auf eine beträchtliche Kolmation der Flusssohle in diesem stark kanalisierten und schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt. Nach Wright und Szluha (1980) überleben in Gewässern, deren Sohle infolge von Abflussschwankungen häufig destabilisiert wird, auf die Dauer nur kleine Benthos-Organismen.

Dass die Tiere mit zunehmendem Schwall Einfluss im Fliessverlauf der Rhone tendenziell kleiner werden, kommt auch im Anteil von grossen Individuen (>5 mm) am gesamten Makrozoobenthos zum Ausdruck (Abbildung 29). Sieht man von einzelnen ufernahen Proben mit sehr vielen (grossen) Köcherfliegenlarven ab, so sinkt dieser Anteil zwischen Brig und Riddes im Mittel von ca. 17% auf ca. 5% (Baumann, 2004).

Abbildung 29:

Merkmale für die Grösse und Kondition der Bachforellen sowie die Grösse des Makrozoobenthos in hydrologisch unterschiedlich beeinflussten Abschnitten der Rhone. Der Schwallenfluss ist in drei grobe Kategorien eingeteilt (vgl. Abbildung 20). A und B: Individuelle Konditionsfaktoren und Längen der Forellen aus dem fisch-ökologischen Systemüberblick (Fette et al., eingereicht-b; Peter und Weber, 2004). C: Zahlenmässiger Anteil von Tieren >5mm am gesamten Makrozoobenthos in der Flussmitte einzelner Querprofile (vgl. Abbildung 22). Darstellung mit Box- und Whisker-Plots, welche den mittleren Wertebereich (25% - 75% der Werte) als Kästchen anzeigen und darin den Median als waagrechte Linie. Senkrechte Linie: gesamter Wertebereich ohne Ausreisser (Punkte). Für die Strecken mit schwachem Schwall konnten keine Konditionsfaktoren berechnet werden, da die Gewichtsangaben der Fische fehlen. Anzahl Werte pro Abflusskategorie (N>0): Makrozoobenthos = 1 – 24; Fische = 22 – 267.



2.5.4 Lebensfunktionen der Fische

Eine gewisse Tendenz zu einer geringeren Körperlänge, also zu kleineren Tieren mit zunehmendem Schwallenfluss, ist auch bei den Bachforellen in der Rhone festgestellt worden (Abbildung 29). Diese Veränderungen waren aber statistisch nicht signifikant, und eine Mehrfaktoren-Analyse hat auch keinerlei Anhaltspunkte dafür ergeben, dass die Abnahme der Fischgrösse im Unterlauf der Rhone effektiv auf die stärkeren Schwälle zurückzuführen war. Es ist vielmehr anzunehmen, dass die Ursachen dafür einerseits in der Gewässermorphologie (fehlende Unterstände für grössere Fische), andererseits aber auch im unterschiedlichen künstlichen Besatz dieser Fischart in den einzelnen Flussabschnitten lagen (Peter und Weber, 2004).

Andere individuelle Merkmale der Bachforellen erschienen im Längsverlauf des Flusses mehr oder weniger unverändert, wiesen also ebenfalls keinen offensichtlichen Bezug zum Schwallenfluss auf. Zu diesen Indikatoren gehört etwa der Konditionsfaktor (Abbildung 29), welcher das Verhältnis zwischen Fischgewicht und -länge angibt und

damit hauptsächlich ein Mass für den Ernährungszustand der Tiere darstellt.

Fische gehören zu den am höchsten entwickelten, ständigen Bewohnern unserer Flüsse. Wie ihre individuellen und kollektiven Lebensfunktionen durch den Schwallbetrieb beeinflusst werden, ist deshalb besonders aufschlussreich. Aus den Gewässern des Alpenraumes ist allgemein noch wenig bekannt über die schwallbedingten Veränderungen dieser Funktionen, wozu etwa das Individual- und Sozialverhalten, die Habitatnutzung, das Wachstum, die Ernährung sowie die Fortpflanzung gehören (vgl. Tabelle 2). In Nordamerika werden einzelne dieser funktionellen Aspekte schon länger und in teilweise sehr umfangreichen Studien berücksichtigt (Bunt et al., 1999; Hamilton und Buell, 1976; Nelson, 1986; Scruton et al., 2003; Stober et al., 1981). Aber auch in Europa, v.a. in Norwegen und Frankreich wurden in jüngerer Zeit vermehrt entsprechende Untersuchungen durchgeführt (Berland et al., 2004; Heggenes, 1988; Lagarrigue et al., 2002; Valentin et al., 1994). Dabei hat sich z.B. gezeigt, dass ein schneller Abfall der Temperatur bei Fischen zu Lethargie führen in der Folge den Ortswechsel er-

schweren kann. Bachforellen betrifft dies besonders im Winter bei Temperaturen $<4.5^{\circ}\text{C}$ (Saltveit et al., 2001).

Auch die Untersuchungen im Rahmen des Rhone-Thur Projektes haben Hinweise auf eine Beeinträchtigung einzelner Lebensfunktionen in den Schwallstrecken ergeben. Ein Beispiel dafür sind die Auswirkungen, welche die erhöhte Schwebstoff-Konzentration bzw. Trübung während der Kraftwerks-Schwälle auf die Aktivität und die Überlebensrate von Fischen haben kann (Abbildung 30). Dabei wird deutlich, dass die Trübung der Rhone während der Schnee- und Gletscherschmelze im Sommerhalbjahr natürlicherweise weit über das winterliche "Schwall-Niveau" ansteigt. Gemessen an den Verhältnissen im Sommer bleiben denn auch die biologischen Auswirkungen der schwallbedingten Trübung vergleichsweise gering; Für die Fische ergeben sich vermutlich keine direkt nachweisbaren körperlichen Schädigungen (wie z.B. das Verstopfen von Kiemen), es ist aber mit vermehrten Anzeichen von Stress und mit schleichenden Veränderungen in der Physiologie und im Verhalten der Tiere zu rechnen (Abbildung 30). Diese Auswirkungen sind allerdings nicht zu vernachlässigen, weil sie auf eine Zeit mit natürlicherweise sehr tiefem Abfluss und meist klarem Wasser fallen.

Brütlinge der Bachforelle und damit Belege für eine funktionierende natürliche Fortpflanzung (Reproduktion) dieser Fischart wurden in der Rhone flussabwärts von Brig nur an wenigen Stellen gefunden (für den Oberlauf fehlen entsprechende Angaben): Es handelt sich dabei um die morphologisch noch naturnahen Restwasserstrecken im unteren Teil des Pfynwaldes und bei Iles Falcon sowie um die unmittelbar anschließende, kanalisierte Schwallstrecke bei Chippis (Abbildung 20; Peter und Weber, 2004). Auch in diesem Fall, wie in vielen anderen, wird das untersuchte Merkmal (hier die natürliche Reproduktion der Forellen) vermutlich ebenso sehr durch die Begradigung und Verbauung (Kanalisierung) des Flusses beeinflusst wie durch den Schwallbetrieb. Diese beiden Haupt-Ursachen für die insgesamt mangelhafte ökologische Funktionsfähigkeit des Fliessgewässer-Systems Rhone verstärken sich gegenseitig und lassen sich entsprechend oft kaum auseinanderhalten.

Ob die bei Chippis nachgewiesenen Forellenbrütlinge effektiv auch dort geschlüpft waren, ist nicht bekannt. Ein ständiger Eintrag von Organismen in die Schwallstrecke von Chippis aus der flussaufwärts gelegenen, reichhaltig besiedelten Restwasserstrecke Iles Falcon wird u.a. auch für das Makrozoobenthos vermutet (Kapitel 2.4.3).

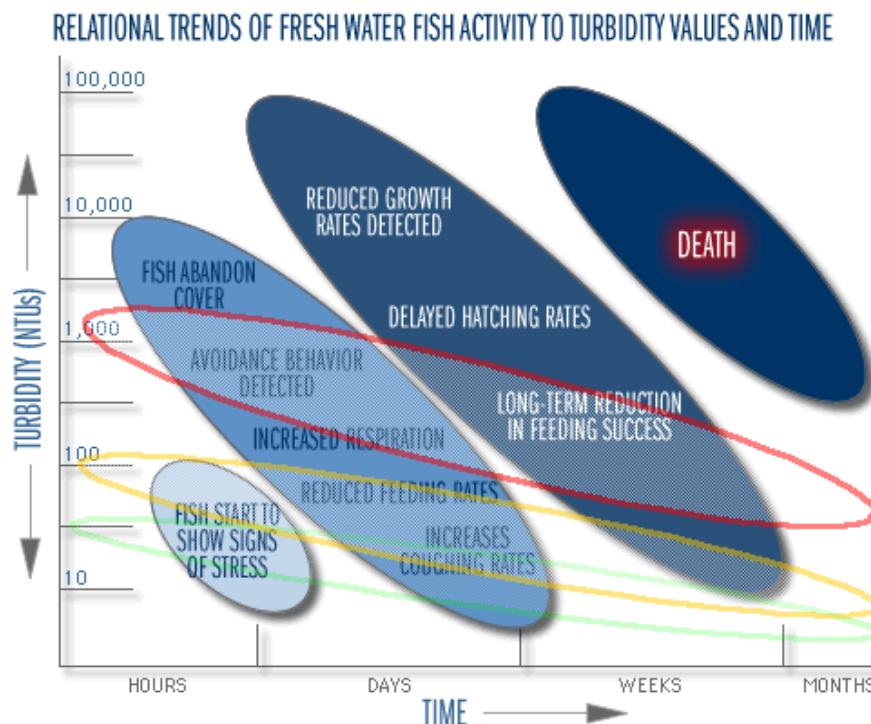


Abbildung 30:

Schematische Darstellung der Effekte zunehmender Trübung (Turbidity, in NTU-Einheiten) und zunehmender Einwirkungsdauer (Time) auf Fische. Die blauen Ellipsen bezeichnen die verallgemeinerten, dosisabhängigen Reaktionen der Fische. Die übrigen Ellipsen umgrenzen ungefähr die Einwirkungsbereiche der Trübung in der Rhone bei Porte du Scex zu verschiedenen Jahreszeiten und Perioden: Rot = Sommersituation heute (entspricht auch ungefähr der natürlichen Sommersituation); Gelb = Wintersituation heute in der Rhone flussabwärts von Riddes

(mit Schwallenfluss aus den grossen Speicherkraftwerken Cleuson-Dixence und Mauvoisin); Grün = Wintersituation vor ca. 1950 (ohne Schwallenfluss). In der Rhone flussaufwärts von Riddes herrschen tiefere winterliche Trübungswerte. Aus Portmann et al. (2004), unter Verwendung einer Grafik aus Berry et al. (2003).

3. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Der vorliegende Synthesebericht vermittelt einerseits einige allgemeine Grundlagen zum Schwall-/Sunk-Betrieb aus Wasserkraftwerken (kurz Schwall/Sunk oder Schwallbetrieb), andererseits die wesentlichen Erkenntnisse aus dem Rhone-Thur Projekt zu den Auswirkungen dieses Schwallbetriebes auf die Rhone. Schwall/Sunk ist einer von vier thematischen Schwerpunkten, welche im Rhone-Thur Projekt über die verschiedenen Fachbereiche hinweg bearbeitet worden sind (www.rivermanagement.ch). Auf der Website des Rhone-Thur Projektes zum Thema Schwall/Sunk ist neben dem vorliegenden, ausführlichen Fachbericht ausserdem noch eine verkürzte Zusammenstellung von Grundsätzen und Informationen für die Praxis in Form eines Fragenkataloges zu finden (www.rivermanagement.ch/schwall-sunk/welcome.php).

Abflussschwankungen in Fliessgewässern können die unterschiedlichsten natürlichen oder anthropogenen Ursachen haben. Der hier behandelte Schwallbetrieb entsteht durch die rasch zu- und wieder abnehmende Abgabe von (Betriebs-)Wasser aus hydroelektrischen Speicherkraftwerken bei stark schwankendem Strombedarf. Diese Produktionsweise verändert die Abflussverhältnisse in den unterliegenden Fliessgewässern einmal jahreszeitlich, indem beträchtliche Wassermengen vom Sommer in den Winter verlagert werden. Das intermittierende Turbinieren führt aber auch zu kurzfristigen, künstlichen Abfluss-Schwankungen im Wochen- und Tagesrhythmus. Dieses häufige und regelmässige Auftreten unterscheidet die von Kraftwerken erzeugten Wechsel zwischen hohem (Schwall) und tiefem Abfluss (Sunk) auch grundlegend von natürlichen Hochwasser-Ereignissen.

Von den mittleren bis grösseren Fliessgewässern der Schweiz dürfte etwa jedes vierte durch die Wasserrückgabe aus Speicherkraftwerken beeinflusst sein, wobei v.a. die Alpen- und Voralpenflüsse betroffen sind. Der Schwallbetrieb stellt damit, neben den Wasserentnahmen und -ableitungen (Restwasserstrecken) sowie den Spülungen von Kraftwerks-Anlagen (Stauseen, Fassungen, Ausgleichsbecken), eine verbreitete und schwerwiegende Folgewirkung der hydroelektrischen Nutzung auf die Fliessgewässer dar.

Ein weiterer anthropogener Eingriff beeinträchtigt die Rhone und viele andere

Schwallstrecken mindestens ebenso stark wie der Schwallbetrieb selbst: Die Begradigung, Einengung und Verbauung der Gerinne im Zuge von Fluss-Korrekturen, welche in der Regel schon vor der hydroelektrischen Nutzung erfolgten bzw. begannen. Im Nachhinein, d.h. allein aufgrund der heutigen Situation, ist es oft kaum mehr möglich, die Auswirkungen von morphologischen und hydrologischen Veränderungen noch auseinander zu halten. Im Rhone-Thur Projekt wurden deshalb einige ältere Grundlagen zur Hydrologie, Morphologie und Biologie der Rhone ausgewertet, die einen besseren Einblick in den früheren Gewässerzustand und dessen Entwicklung erlauben. Gestützt darauf wurden auch verschiedene Indikatoren entwickelt und angewandt, mit deren Hilfe die schwallbedingten Veränderungen besser beschrieben und beurteilt werden können.

Durch den Bau und die Inbetriebnahme zahlreicher Speicherkraftwerke ist die Hydrologie der Rhone v.a. in der Zeit von 1950 bis 1975 stark verändert worden. Ökologisch sind dabei besonders die wesentlich höheren Abflüsse und stärkeren Abflussschwankungen im Winterhalbjahr von Bedeutung, würde in dieser Zeit doch natürlicherweise eine konstant tiefe Wasserführung vorherrschen. Eine weitere einschneidende Folge des Schwallbetriebes ist die zunehmende Geschwindigkeit, mit der sich Pegelstand bzw. Abfluss verändern. Während des Winters erreichen diese Schwall-/Sunkraten heute Unterlauf der Rhone einen gewässerökologisch relevanten bis kritischen Bereich.

Zusammen mit dem Abfluss fluktuieren in der Rhone unter Schwalleinwirkung auch die Temperatur und die Trübung des Wassers als wichtige Parameter der Wasserqualität. Diese Schwankungen sind kaum so gross, dass aquatische Organismen akut geschädigt würden. Dennoch ist, hauptsächlich bei anfälligen Tieren und wiederum im Winter, mit Veränderungen des Stoffwechsels oder des Verhaltens zu rechnen.

Als Folge der Fluss-Korrektur und verstärkt durch einige Effekte des Schwallbetriebes (erhöhte Trübung und stärkere Vibration des Sohlenmaterials im Winter) hat in der Rhone die Verstopfung der Flusssohle (innere Kolmation) gegenüber dem natürlichen Zustand zugenommen. Damit ist auch die

Durchlässigkeit des Sohlenmaterials und der Austausch zwischen Rhone- und Grundwasser vermindert worden. Ein Aufreissen und damit verbunden ein Freispülen der Sohle (Dekolmation) findet bei der heutigen Morphologie jedoch nicht häufiger statt, weil die dazu notwendigen Grenzabflüsse auch während der grössten Schwälle bei weitem nicht erreicht werden.

Die näher untersuchten Organismengruppen, die in und unmittelbar an der Rhone leben, reagieren auf den Schwallbetrieb nicht in genau gleicher Weise. Dazu tragen neben den Unterschieden bei den Organismen selbst auch diverse, teils spezifische Faktoren bei. So werden einige Fischarten (wie alle anderen Organismen) auch massgeblich durch die Morphologie des Gewässers beeinflusst und unterliegen dazu (als einzige) einem starken künstlichen Besatz. Sowohl bei den aquatischen (Fische, Makroinvertebraten) als auch bei den terrestrischen Organismen (wirbellose Uferfauna) macht es diese Überlagerung unterschiedlichster Einflüsse sehr schwierig, die Auswirkungen des Schwallbetriebes zu isolieren und eindeutig zu identifizieren.

Trotz dieser oft ungenügenden Trennschärfe zählt der Schwallbetrieb zweifellos zu den Hauptursachen für die festgestellten biologischen Defizite in der Rhone. Als vorwiegend schwallbedingt erwiesen sich beispielsweise das übermässige Abschwemmen von Makroinvertebraten beim Abflussanstieg (Katastrophendrift) oder eine Mobilisierung von Feingeschiebe-Ablagerungen bei hohem Abfluss, welche die Gewässersohle als Lebensraum stark beeinträchtigt. Besonders grosse Defizite wurden bei allen untersuchten Organismengruppen flussabwärts von Riddes festgestellt, wo der Schwall-Einfluss durch zwei nahegelegene, grosse Kraftwerks-Zentralen stark zunimmt. Von dort bis zur Mündung in den Lac Léman bei Porte du Scex verbesserten sich die hydrologischen und biologischen Verhältnisse in der Rhone nicht mehr nennenswert.

In einigen Abschnitten der Rhone selbst (z.B. in der Restwasserstrecke Pfynwald – lles Falcon) sowie in gewissen Seitengewässern und Zuflüssen konnten sich vereinzelt Pflanzen- und Tierarten noch halten, die ansonsten aus grossen Teilen des Hauptflusses verschwunden sind. Die Rhone weist deshalb nach wie vor ein recht grosses Potential für eine zukünftige Wiederbesiedlung auf.

Für die geplante Revitalisierung einzelner Flussabschnitte stellt der Schwallbetrieb ei-

ne erschwerende Randbedingung dar. Dies trifft hauptsächlich für den eigentlichen Flussraum (aquatischer Bereich) zu, während die Massnahmen im Gewässer-Umland (z.B. Reaktivierung von Auen, Förderung der terrestrischen Pionier-Vegetation) von den kurzfristigen Abflussschwankungen weniger stark beeinträchtigt werden. Im aquatischen Bereich der Rhone, besonders in deren Unterlauf ab Riddes mit starkem Schwalleinfluss, wird der Erfolg von Revitalisierungen jedoch grundsätzlich in Frage gestellt, wenn nicht gleichzeitig wirkungsvolle schwalldämpfende Massnahmen ergriffen werden. Aber auch weiter flussaufwärts, wo der Schwalleinfluss geringer ist, sind solche Massnahmen angezeigt. Der vorliegende Bericht enthält die Grundlagen, um das Ausmass des Schwalleinflusses festzustellen sowie die grundsätzlich möglichen und die geeigneten Dämpfungsmassnahmen von Fall zu Fall zu ermitteln.

Noch sehr lückenhaft sind hingegen die Kenntnisse darüber, wie weit der Schwalleinfluss vermindert werden muss, um die angestrebte ökologische Qualität bzw. Funktionsfähigkeit des Gewässers wieder herzustellen. Diese Frage muss vorläufig noch für jeden einzelnen Fall individuell abgeklärt werden. Der vorliegende Bericht liefert hierzu aber ebenfalls Hilfsmittel und Anhaltspunkte in Form von möglichen Indikatoren und Richtwerten.

Für die Rhone und andere schwallbeeinflusste Gewässer des Alpenraumes ergibt sich aus den bisherigen Untersuchungen des Rhone-Thur Projektes heraus ein weiterer Forschungsbedarf mit folgenden thematischen Schwerpunkten:

- Der wechselseitige Zusammenhang zwischen Morphologie (Kanalisation) und Hydrologie (Schwallbetrieb) ist noch ungenügend untersucht. Weitgehend unbekannt ist z.B., wie eine Revitalisierung mittels Fluss-Aufweitung die Auswirkungen eines gegebenen Schwallbetriebes verändert. Gemäss heutigem Wissensstand kann nicht ausgeschlossen werden, dass sich einzelne schwallbezogene Parameter durch Revitalisierungsmassnahmen nachteilig verändern — auch wenn die positiven Auswirkungen auf die Ökologie des Gewässers und seines Umlandes in der Regel klar überwiegen.
- Es fehlen noch weitgehend jene Richt- oder Grenzwerte, die eine gewässerökologische Beurteilung eines gegebenen Schwallbetriebes (ev. in Abhängigkeit der Morphologie) erlauben würden. Ansätze dazu bestehen zwar schon für einige Schwallindikatoren, so für das

Abflussverhältnis von Schwall : Sunk oder für die maximalen Änderungsraten des Pegelstandes. Diese Vorschläge sind jedoch noch nicht eingehend auf ihre Tauglichkeit für schweizerische Schwallstrecken mit unterschiedlicher Morphologie geprüft worden.

- Die Auswirkungen des Schwallbetriebes auf die Kolmation der Flussole sind zwar schon in einigen Fällen berechnet und modelliert, aber noch kaum je in situ, d.h. im Gewässer selbst zuverlässig er-

fasst worden. Dazu wären wahrscheinlich auch geeignete Messmethoden zu entwickeln und zu testen.

- Die Wirksamkeit von unterschiedlichen schwalldämpfenden Massnahmen auf die Gewässerökologie ist erst an wenigen Beispielen untersucht worden. Durch weitere Erfolgskontrollen von bereits realisierten Massnahmen sollten auch in diesem Bereich bessere Grundlagen geschaffen werden.

4. Literaturverzeichnis

- Aarts, B.G.W., Van den Brink, F.W.B. und Nienhuis, P.H., 2004. Habitat loss as the main cause of the slow recovery of fish faunas of regulated large rivers in Europe: The transversal floodplain gradient. *River Research and Applications*, 20(1): 3-23.
- ARGE Trübung Alpenrhein, 2001. Trübung und Schwall im Alpenrhein. Synthesebericht. Internationale Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie, Vaduz.
- Banscher, E., 1975. Beitrag zur Beurteilung von Kolmationserscheinungen an fließenden Gewässern, Technische Universität Dresden.
- Bardossy, A. und Molnar, Z., 2004. Statistical and geostatistical investigations into the effects of the Gabeikovo hydropower plant on the groundwater resources of northwest Hungary. *Hydrological Sciences Journal - Journal des Sciences Hydrologiques*, 49(4): 611-623.
- Baumann, P., 2004. Revitalisierung und Benthos der Rhone. Schlussbericht SP I-6, Rhone-Thur Projekt, EAWAG, WSL, Limnex AG.
- Baumann, P. und Klaus, I., 2003. Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes. Mitteilungen zur Fischerei Nr. 75, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- Baumann, P. und Meile, T., 2004. Makrozoobenthos und Hydraulik in ausgewählten Querprofilen der Rhone. *Wasser, Energie, Luft - eau, énergie, air*, 96(11/12): 320-325.
- Baumann, P. und Schälchli, U., 2002. Trübung und Schwall im Alpenrhein. *Wasser, Energie, Luft - eau, énergie, air*, 94(11/12): 307-315.
- Baur, H., 2002. Habitat und Makrozoobenthosvariabilität entlang drei alpiner Flüsse. Diplomarbeit EAWAG, Dübendorf.
- Berland, G., Nickelsen, T., Heggenes, J., Økland, F., Thorstad, E.B., Halleraker, J.H., 2004. Movements of wild atlantic salmon parr in relation to peaking flows below a hydropower station. *River, Research and Applications*, 20: 957-966.
- Berry, W., Rubinstein, N., Melzian, B. und Hill, B. (Editors), 2003. The Biological Effects of Suspended and Bedded Sediment (SABS). *Aquatic Systems: A Review*. Internal report (www.epa.gov/waterscience/criteria/sediment).
- Bezzola, G.R., 1989. Rhone und Pfynwald. *Bull. Murith.*, 119: 7-19.
- Biedermann, R., 1996. Speicherkraftwerke und Hochwasserschutz. *Wasser Energie Luft - eau, énergie, air*, 88(10): 221-266.
- Birsan, M.V., Molnar, P., Pfaundler, M. und Burlando, P., 2004. Trends in schweizerischen Abflussmessreihen. *Wasser, Energie, Luft - eau, énergie, air*, 96(1/2): 29-38.
- Boillat, J.L., Oehy, Ch. und Schleiss, A., 2003. Reservoir sedimentation management in Switzerland, The 3rd World Water Forum, Challenges to the Sedimentation Mangement for Reservoir Sustainability, 143-158.
- Bouvier, J.-C., 1969. Les effets des variations journalières du niveau du Doubs sur la petite faune aquatique. *Bull. Ass. Déf. intérêts Jura* no 3.
- Bradshaw, A.D., 1996. Underlying principles of restoration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53: 3-9.
- Brögli, M., 2001. Geochemische und wasserisotopische Untersuchungen im Rhoneabschnitt zwischen Sion und Branson, Diplomarbeit EAWAG, Kastanienbaum.
- Bunn, S.E. und Arthington, A.H., 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, 30(4): 492-507.
- Bunt, C.M., Cooke, S.J., Katopodis, C. und McKinley, R.S., 1999. Movement and summer habitat of brown trout (*salmo trutta*) below a pulsed discharge hydroelectric generating station. *Regulated Rivers: Research & Management*, 15: 395-403.
- BUWAL, 1998. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer in der Schweiz: Modul-Stufen Konzept. Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 26, Bundesamt für Umwelt Wald und Landschaft, Bern.
- BWG, 2000. Raum den Fließgewässern. Faltblatt, Bundesamt für Wasser und Geologie, Bern.
- BWG, 2003. Leitbild, Fließgewässer Schweiz. Für eine nachhaltige Gewässerpoltik. Bundesamt für Wasser und Geologie, Bern.
- BWG, seit 1917. Hydrologische Jahrbücher der Schweiz, Bundesamt für Wasser und Geologie, Bern.
- Cunningham, A.B., Anderson, C.J. und Bouwer, H., 1987. Effects of sediment-laden flow on

channel bed clogging. Journal of Irrigation and Drainage Engineering (ASCE), 113(1): 106-118.

Desfayes, M., 1996. Flore aquatique et palustre du Valais et du Chablais Vaudois. Les cahiers des sciences naturelles no. 1, veröffentlicht durch das Musée Cantonal d'Histoire Naturelle und die Société Valaisanne de sciences naturelles "La Murithienne", Sion.

ECONCEPT, 2004. Windenergie und schweizerischer Wasserkraftpark. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Energie, Bern.

ECOTEC, 1998. Suivi Biologique du Rhone. Projet Hydroélectrique de Cleuson Dixence, Commission du Rhône. Rapport de Suivi, Campagne 1997-1998.

ECOTEC, 1999. Suivi Biologique du Rhône. Projet Hydroélectrique de Cleuson- Dixence, Commission du Rhône. Rapport de Suivi, Campagne 1997-1998 (version provisoire). 71.

ECOTEC, 2004. Suivi Biologique du Rhône. Projet Hydroélectrique de Cleuson Dixence, Commission du Rhône. Rapport de Suivi, saisons 2000-2001 à 2002-2003.

EETEC, 1999. 3e Correction du Rhone, Projet Général. Données de Base, Milieux Naturels., Service Cantonal des Routes et des Cours d'Eaux, Sion.

Favre, V., 2004. Evolution of the Maggia floodplain. Analysis of an aerial photographs time series from 1962 to 2001. Diplomarbeit Univ. Lausanne.

Fette, M., Hoehn, E. und Wehrli, B., 2004. Infiltration von Flusswasser ins Grundwasser. Wasser, Energie, Luft - eau, énergie, air, 96(11/12): 301-304.

Fette, M., Beer, J., Cirpka, O.A., Hoehn, E. und Wehrli, B., eingereicht-a. Temperature Fluctuations as Natural Tracer for River. Groundwater Interaction under Hydropeaking Conditions. Journal of Hydrology.

Fette, M., Weber, C., Peter, A. und Wehrli, B., eingereicht-b. Hydropower production and river rehabilitation. Journal for Nature Conservation.

Forstenlechner, E., Hütte, M., Bundi, U., Eichenberger, E., Peter, A. und Zobrist, J., 1997. Ökologische Aspekte der Wasserkraftnutzung im alpinen Raum. Vdf Hochschulverlag, Zürich.

Frey, M., Moosmann, L. und Meier, W., 2003. Bericht über die Messung in den Stauseen Grande Dixence, Mauvoisin und Emosson. EAWAG, Kastanienbaum.

Frutiger, A., 2004. Ecological impacts of hydroelectric power production on the River Ticino. Part 2: Effects on the larval development of the dominant benthic macroinvertebrate (*Allogamus auricollis*, Trichoptera). Arch. Hydrobiol., 159(1): 57-75.

Gislason, J.C., 1985. Aquatic insect abundance in a regulated stream under fluctuating and stable diel flow patterns. N. Am. J. Fish. Man., 5: 39-46.

Greco, A., 2001. Hochwasserschutz Reuss. Vernässungen entlang des linken Reussdammes in Attinghausen. 97177 AG/kh, CSD Ingenieure und Geologen AG. Im Auftrag des Kantons Uri, Amt für Tiefbau, Altdorf.

Gutknecht, D., Blaschke, A.P., Sengschmitt, D. und Steiner, K.H., 1998. Kolmationsvorgänge in Flusstauräumen. Konzeptionen und Beobachtungen. Österreichische Ingenieur- und Architekten- Zeitschrift ÖIAZ, 143(1): 21-32.

Hamilton, R. und Buell, J.W., 1976. Effects of the modified hydrology on Campell River salmonids. Environment Canada, Fisheries and Marine Service, Technical Report Series No. PAC/T-76-20.

Hart, D.D. und Poff, N.L., 2002. A special section on dam removal and river restoration. Bioscience, 52(8): 653-655.

Hauenstein, W., Wickenhäuser, M. und Zünd, B., 2004. Schwallreduktion bzw. Hochwasserspitzenminderung im Alpenrhein. Mögliche Massnahmen und deren Auswirkungen. Internationale Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Energie, Chur.

Heggenes, J., 1988. Effects of short-term flow fluctuations on displacement and habitat use by brown trout in a small stream. Transactions of the American Fisheries Society, 117: 336-344.

Heller, P., 2005. Analyse et objectifs de gestion d'un aménagement hydraulique fluvial à buts multiples., Conférence sur la recherche appliqué en relation avec la Troisième Correction du Rhone, Communication LCH No. 2 , Martigny.

Hering, D., 1995. Nahrungsökologische Beziehungen zwischen limnischen und terrestrischen Zoozönosen im Uferbereich nordalpiner Fließgewässer. Dissertation, Philipps-Universität Marburg/Lahn.

Hoehn, E., 2002. Hydrogeological issues of riverbank filtration- a review. In: C. Ray und NATO (Editors), Riverbank Filtration Understanding Contaminant Biogeochemistry and Pathogen Removal. Kluwer, Dordrecht: 17-41.

Hunter, M.A., 1992. Hydropower flow fluctuations and salmonids: a review of the biological effects,

mechanical causes and options for mitigation. State of Washington, Departement of Fisheries, Technical Report No. 199.

Hunzinger, L., 1998. Flussaufweitungen - Morphologie, Geschiebehaushalt und Grundsätze zur Bemessung. Mitteilung Nr. 159 der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der ETH, Zürich.

Hunzinger, L., 2004. Flussaufweitungen: Möglichkeiten und Grenzen. Wasser, Energie, Luft - eau, énergie, air, 96 (9/10): 243-249.

Illies, J. und Botosaneanu, L., 1963. Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées sur tout du point de vue faunistique. Mitt. Internat. Verein. Limnol., 12: 1-59.

Imhof, B., Baumann, P. und Portmann, M., 2004. Schwebstoffe in der Rhone von 1904 bis 2003. Wasser Energie Luft - eau, énergie, air, 96 (11/12): 318-320.

Jakob, A., Leuenberger, U. und Liechti, P., 1992. Veränderung ausgewählter chemischer Parameter in Fliessgewässern und Seen 1976-2000. In: Hydrologischer Atlas der Schweiz, Tafel 7.6, herausgegeben vom Bundesamt für Wasser und Geologie, Bern.

Jungwirth, M., Haidvogel, G., Moog, O., Muhar, S. und Schmutz, S., 2003. Angewandte Fischökologie in Fliessgewässern. Facultas Universitätsverlag, Wien.

Kantoush, S.A., Bollaert, E.F.R., Boillat, J.L., Schleiss, A.J., 2005. Suspended load transport in shallow reservoirs. XXXI IAHR Congress, Seoul: 1787-1799.

Karaus, U., 2004. The Ecology of Lateral Aquatic Habitats along River Corridors. Dissertation Nr. 15841, ETH, Zürich.

Kobelt, R., 1992. Entwicklung der Korrekturen an Fliessgewässern und Seen. In: Hydrologischer Atlas der Schweiz, Tafel 5.5, herausgegeben vom Bundesamt für Wasser und Geologie, Bern

Koller-Kreimel, V., 2004. Risikoabschätzung-Oberflächengewässer. Zusammenstellung des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW), Wien.

Kühne, A., 1984. Schwall- und Sunkerscheinungen in einer Flussstauhaltung. Wasser, Energie, Luft - eau, énergie, air, 76 (10): 213-219.

Lagarrigue, T., Céréghino, R., Lim, P., Reyes-Marchant, P., Chappez, R., Lavandier, P. und Belaud, A., 2002. Diel and seasonal variations in brown trout (*salmo trutta*) feeding patterns and

relationship with invertebrate drift under natural and hydropeaking conditions in a mountain stream. Aquat. Living Resour., 15: 129-137.

Limnex, 1994. Chemischer Zustand des Alpenrheins. Bericht über die on-line Messungen im Winter 1994. Bericht im Auftrag der kantonalen Ämter Graubünden und St. Gallen.

Limnex, 2001. Schwall und Sunk in schweizerischen Fliessgewässern. Grundlagenstudie im Auftrag des BUWAL, Abteilung Gewässerschutz und Fischerei, Bern.

Limnex, 2004. Auswirkungen des Schwallbetriebes auf das Ökosystem der Fliessgewässer: Grundlagen zur Beurteilung, WWF, Zürich.

Loizeau, J.L. und Dominik, J., 2000. Evolution of the Upper Rhone River discharge and suspended sediment load during the last 80 years and some implications for Lake Geneva. Aquatic Sciences, 62(1): 54-67.

Margot, A., Sigg, R., Schädler, B. und Weingartner, R., 1992. Beeinflussung der Fliessgewässer durch Kraftwerke (>300kW) und Seeregulierungen. In: Hydrologischer Atlas der Schweiz, Tafel 5.3, herausgegeben vom Bundesamt für Wasser und Geologie, Bern

Mariétan, I., 1953. La lutte contre l'eau en Valais. Griffon, Neuchâtel.

Marrer, H., 1985. Hydro-Rhône, Aménagement du Moyen et du Bas Rhône. Rapport d'Impact EIE Hydro Rhône.

Marrer, H. und Spörri, M., 2003. Erneuerung Kraftwerk Amsteg: Gewässerökologisch verträgliche Ausgestaltung des Schwallregimes. Entwurf zum Schlussbericht des Büros für Gewässer- und Fischereifragen AG, Solothurn, über die Auflagen A225 und A226 gemäss Plangenehmigungsverfahren im Auftrag der SBB-Division Infrastruktur und der Sigmaphan AG, Bern.

Mauch, E., Schmedtje, U., Maetze, A. und Fischer, F. (Editors), 2003. Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, 1/03.

Meier, W., Frey, M., Moosmann, L., Steinlin, S. und Wüest, A., 2004. Wassertemperaturen und Wärmehaushalt der Rhone und ihrer Seitenbäche. Schlussbericht von SP I-2 des Rhone-Thur Projektes, EAWAG, Kastanienbaum.

Meile, T., Schleiss, A. und Boillat, J.L., 2005a. Entwicklung des Abflussregimes der Rhone seit dem Beginn des 20. Jahrhunderts. Wasser, Energie, Luft - eau, énergie, air, 97(5/6): 133-142.

- Meile, T., Schleiss, A. und Boillat, J.L., 2005b. Entwicklung des Abflussregimes der Rhone seit dem Beginn des 20. Jahrhunderts., Conférence sur la recherche appliquée en relation avec la troisième correction du Rhone. Communication LCH No. 21, Martigny.
- Monk, C.L., 1989. Factors that influence the stranding of juvenile Chinook Salmon and Steelhead Trout. M.Sc. Thesis, Univ. of Washington.
- Moog, O., 1993. Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts. *Regulated Rivers: Research & Management* 8: 5-14.
- Müller-Wenk, R., Huber, F., Kuhn, N. und Peter, A., 2003. Landnutzung in potenziellen Fließgewässerräumen. Artengefährdung und Ökobilanzen. Schriftenreihe Umwelt Nr. 361, Bundesamt für Umwelt Wald und Landschaft, Bern.
- Mürle, U., Ortlepp, J. und Zahner, M., 2003. Effects of experimental flooding on riverine morphology, structure and riparian vegetation: The River Spöl, Swiss National Park. *Aquatic Sciences*, 65(3): 191-198.
- Nelson, F.A., 1986. Effect of flow fluctuation on brown trout in the Beaverhead River, Montana. *N. Am. J. Fish. Man.*, 6: 551-559.
- ÖKOTEAM, 2003. LIFE Projekt Obere Drau. Monitoring terrestrische Tierwelt., Endbericht im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft, Klagenfurt.
- Oppeliger, I., 2004. Schwall- und Sunkbetrieb im Oberlauf der Aare. Travail de diplôme postgrade, LCH, EPFL, Lausanne.
- PacifiCorp, 2004. Klamath River Relicensing. Environmental and Final Technical Reports (www.pacificcorp.com/Navigation/Navigation992.html).
- Paetzold, A., 2005. Life at the Edge. Dissertation Nr. 15825, ETH, Zürich.
- Peter, A. und Weber, C., 2004. Die Rhone als Lebensraum für Fische. *Wasser, Energie, Luft - eau, énergie, air*, 96(11/12): 326-330.
- Pfaundler, M., 2005. Modul- Stufen Konzept zur Untersuchung der schweizerischen Fließgewässer. Entwurf zum Modul Hydrologie, Stufe F (Stand Frühjahr 2005). Internes Manuskript, Bundesamt für Wasser und Geologie, Bern.
- Poff, N.L. et al., 1997. The natural flow regime. *Bioscience*, 47(11): 769-784.
- Portmann, M., Baumann, P. und Imhof, B., 2004. Schwebstoffhaushalt und Trübung der Rhone. Publikation des Rhone- Thur Projektes., EAWAG, Kastanienbaum.
- Powell, G.C., 1958. Evaluation of the effects of a power dam water release pattern upon the downstream fishery. *Quart. Rep. Colorado Coop. Fish. Res. Unit*. 4: 31-37.
- Raboud, P.B., Dubois, J., Boillat, J.L., Costa, S. und Pitteloud, P.Y., 2001. Projet Minerve - Modélisation de la contribution des bassins d'accumulation lors des crues en Valais. *Wasser, Energie, Luft - eau, énergie, air*, 93(11/12): 313-317.
- Regli, C., Guldenfels, L. und Huggenberger, P., 2004. Revitalisierung von Fließgewässern im Konflikt mit der Grundwassernutzung. *Gas-Wasser-Abwasser*, 4: 261-272.
- Robinson, C.T., Aebischer, S. und Uehlinger, U., 2004. Immediate and habitat specific responses of macroinvertebrates to sequential experimental floods. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 23(4): 853-886.
- Roulier, C. und Vadi, G., 2004. Erfolgskontrolle der Vegetationsdynamik Rhone: Stand der Forschung 2004. *Wasser Energie Luft - eau, énergie, air*, 96(11/12): 309-314.
- Saltveit, S.J., Halleraker, J.H., Arnekleiv, J.V. und Harby, A., 2001. Field experiments on stranding in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17(4-5): 609-622.
- Sauvan, J.-B., 1984. Le Rhone. Description historique et pittoresque de son cours depuis sa source jusqu'à Genève. Faksimile der Originalausgabe von 1829. Edition Slatkine, Genève.
- Schachtschabel, P., Scheffer/Schachtschabel, Auerswald, K. und Scheffer, F., 1998. Lehrbuch der Bodenkunde. Enke, Stuttgart.
- Schädler, B. und Geiger, W., 2003. Hochwasserschutz und Naturschutz: Gemeinsame Strategien., Vortrag im Rahmen der Veranstaltung "Die Auen der Schweiz- Raumbedarf und Perspektiven", Zürich.
- Schälchli, U., 1993. Die Kolmation von Fließgewässersohlen Prozesse und Berechnungsgrundlagen. Mitteilung Nr. 124 der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der ETH, Zürich.
- Schälchli, U., 2002. Kolmation: Methoden zur Erkennung und Bewertung. Bericht im Auftrag von Fischnetz c/o EAWAG, Dübendorf.
- Schälchli, U., Eberstaller, J., Moritz, C. und Schmutz, S., 2003. Notwendige und wünschbare Schwallreduktion im Alpenrhein. Internationale Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie, Vaduz.

- Scheurer, T. und Molinari, P., 2003. Experimental floods in the River Spöl, Swiss National Park: Framework, objectives and design. *Aquat. Sci.*, 65: 183-190.
- Schleiss, A., 2005. Flussbauliche Hochwasserschutzmassnahmen und Verbesserung der Gewässerökologie. Vorschlag eines hydraulisch-morphologischen Vielfältigkeitsindex. *Wasser, Energie, Luft - eau, énergie, air* 97(7/8): 195-199.
- Schleiss, A. und Oehy, Ch., 2002. Verlandung von Stauseen und Nachhaltigkeit. *Wasser, Energie, Luft - eau, énergie, air*, 94(7/8): 227-234.
- Schnell, A.N., 2005. Gewässerökologische Auswirkungen des Schwellbetriebes am Lech im Bereich des Naturschutzgebietes "Litzauer Schleife". Herausgegeben vom Landesfischereiverband Bayern e.V., München.
- Scruton, D.A., Ollerhead, L.M.N., Clarke, K.D., Penell, C., Alfredsen, K., Harby, A. und Kelley, D., 2003. The behavioural response of juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar*) and Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*) to experimental hydropeaking on a Newfoundland (Canada) River. *River Research and Applications*, 19: 577-587.
- Service Fédéral des Routes et des Dignes, 1964. La Correction du Rhone en Amont du Lac Léman, Département Fédéral de l'Intérieur, Bern.
- Stober, Q.J., Crumley, S.C., Fast, D.E. und Killebrew, E.S., 1981. The effects of hydroelectric discharge fluctuations on salmon and steelhead survival in the Skagit River. Report No.: FRI-UW-8127, University of Washington, Fisheries Research Institute., Washington.
- Strahler, A.N., 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Trans. Am. Geophys. Union*, 39: 913-920.
- Tockner, K., Karaus, U., Paetzold, A. und Blaser, S., 2004a. Ökologischer Zustand der Rhone: benthische Evertibraten und Uferfauna. *Wasser Energie Luft - eau, énergie, air*, 96 (11/12): 315-317.
- Tockner, K., Paetzold, A., Karaus, U. und Zettel, J., 2004b. Ecology of braided rivers. IAS Special Publication No. 51.
- Uhlmann, V., 2001. Die Uferzönosen in natürlichen und regulierten Flussabschnitten. Diplomarbeit, EAWAG, Dübendorf.
- Unfer, G., Wiesner, C. und Jungwirth, M., 2004. Auenverbund Obere Drau. Fischökologisches Monitoring – Endbericht. Universität für Bodenkultur, Wien.
- Valentin, S., Sempeski, P., Souchon, Y. und Gaudin, P., 1994. Short-term habitat use by young grayling, *Thymallus thymallus* L., under variable flow conditions in an experimental stream. *Fisheries, Management and Ecology*, 1: 57-65.
- Verbund- Austrian Hydro Power, 2004. Strom aus Enns, Mur und Teigitsch. Die steirischen Wasserkraftwerke.
- Vivian, H. 1989. Hydrological changes of the Rhône River. In Petts, G.E., Möller, H., Roux, A.L. (Editors): Historical change of large alluvial rivers: Western Europe. John Wiley & Sons, Chichester: 57–77.
- Walther, A., 2002. Comparison of the groundwater fauna of two contrasting reaches of the Upper Rhone River. Diplomarbeit, EAWAG, Kastanienbaum.
- Ward, J.V., 1989. The 4-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8(1): 2-8.
- Weber, C., Peter, A. und Zanini, F., eingereicht. Channelisation and hydropower use: the dilemma for fish in a highly degraded river system. *River Research and Applications*.
- Weingartner, R. und Aschwanden, H., 1992. Abflussregimes als Grundlage zur Abschätzung von Mittelwerten des Abflusses. In: Hydrologischer Atlas der Schweiz, Tafel 5.2, herausgegeben vom Bundesamt für Wasser und Geologie, Bern
- Wickenhäuser, M., Hauenstein, W. und Minor, H.-E., 2005. Massnahmen zur Schwallspitzenreduktion und deren Auswirkungen. *Wasser, Energie, Luft - eau, énergie, air*, 97(1/2): 29-38.
- Witty, K. und Thompson, K., 1974. Fish stranding surveys. In: K. Bayha und C. Koski (Editors), *Anatomy of a River. An Evaluation of Water Requirements for the Hell's Canyon Reach of the Snake River*: 113-120.
- Wright, L.D. und Szluha, A.T., 1980. Impacts of Water Level Fluctuations on Biological Characteristics of River Below Dams. In: Hildebrand, S.G. (Editor), *Analysis of Environmental issues related to small-scale hydroelectric development. III: Water Level Fluctuation*. Oak Ridge National Laboratory, Environmental Science Division, Oak Ridge Tennessee.
- Zarn, B., 1997. Einfluss der Flussbreite auf die Wechselwirkung zwischen Abfluss, Morphologie und Geschiebetransportkapazität. Mitteilung Nr. 154 der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der ETH, Zürich.
- Zaugg, B., Stucki, P., Pedrol, J.-C. und Kirchofer, A., 2003. Pisces- Atlas. *Fauna Helvetica* 7, Schweizerisches Zentrum für die kartografische Erfassung der Fauna (CSCF), Neuchâtel.