

Wie reagieren Fließgewässer auf künstliche Hochwasser?

Staudämme verändern das Abflussregime und haben damit oft einen grossen Einfluss auf die Zusammensetzung und Dichte der Lebensgemeinschaft, die im darunter liegenden Fließgewässer angesiedelt ist. Unsere Frage war deshalb, ob künstliche Hochwasser die ökologische Integrität der so beeinträchtigten Fließgewässer verbessern können. Zu diesem Zweck wurden drei künstliche Hochwasser im Spöl unterhalb des Lago-di-Livigno-Stausees ausgelöst. Jeweils im Anschluss untersuchten wir die Algen- und Zoobenthospopulationen. Unsere Ergebnisse weisen darauf hin, dass künstliche Hochwasser die ökologische Situation an abflussregulierten Fließgewässern verbessern können.

Viele Fließgewässer sind heute in ihrem Verlauf durch einen oder mehrere Dämme von mehr als 15 m Höhe aufgestaut [1]. Weltweit dienen ca. 40 000 grosse Staudämme der Stromproduktion, der Bewässerung, der Schifffahrt, der Wasserversorgung

sowie seit kurzem auch ökologischen Zielen [2]. Kleinere Staudämme werden immer häufiger rückgebaut, insbesondere in Nordamerika, wo im letzten Jahrzehnt ca. 180 Staudämme entfernt wurden [3]. Dennoch bleiben die meisten grossen Dämme aus den verschiedensten Gründen bestehen und jährlich werden ca. 260 neue grosse Staudämme in Betrieb genommen [4]. In den Alpen dienen die Staudämme hauptsächlich der Stromerzeugung.

Die Konsequenzen der Staudämme für die aufgestauten Fließgewässer sind enorm. Waren die Fließgewässer vor dem Bau der Staumauern durch starke Abflussschwankungen geprägt, so weisen sie nach dem Bau ein eher gleichmässiges Abflussregime auf. Hinzu kommt, dass der Abfluss unterhalb der Staumauern meist stark vermindert ist; man spricht vom so genannten Restwasserabfluss. Dadurch verändern sich nicht nur die physikalischen Eigenschaften der Gewässer, z.B. steigt die Wassertemperatur an und die Poren des Flussbettes verstopfen durch Feinsedimente [5, 6]. Auch die aquatischen Lebensgemeinschaften sind von diesen Habitatveränderungen betroffen. Beispielsweise zeigen Organismen, die gleichmässige Bedingungen bevorzugen, signifikante Zuwachsraten, während diejenigen, die an das ursprüngliche Abflussregime angepasst sind, zurückgehen [7].

Dies macht deutlich, wie notwendig es ist, den ökologischen Zustand der betroffenen Flussabschnitte zu verbessern. Dabei spielt

der Abfluss eine zentrale Rolle [1, 2]. Eine Möglichkeit in Richtung eines natürlicheren Abflussregimes wäre, die betroffenen Fließgewässer von Zeit zu Zeit mit einer grösseren Menge Wasser zu fluten. Wir wollen wissen, ob solch künstliche Hochwasser die ökologische Situation der Fließgewässer unterhalb grosser Staudämme tatsächlich verbessern können.

Das Spöl-Projekt: eine Premiere im Schweizer Hochwassermanagement

Nur die Glen Canyon Studie (Colorado River) in den USA [3] untersuchte bisher den Effekt eines künstlichen Hochwassers auf ein Fließgewässer unterhalb eines grossen Staudamms. Unsere Studie wurde am Spöl durchgeführt, einem Fluss, der an der schweizerisch-italienischen Grenze durch den Staudamm Punt da Gall zum Livigno-Stausee aufgestaut wurde und danach durch den Schweizer Nationalpark fliesst (Abb. 1). Seit der Damm 1974 in Betrieb genommen wurde, hat der Spöl einen gleichmässigen Abfluss von weniger als 2,5 m³/s. Dieser reduzierte Abfluss verursachte die Kolmation des Flussbettes durch Feinsedimente und förderte im Hauptgerinne die Entstehung von Schuttkegeln aus Erosionsmaterial von den Talhängen. Um die ökologischen Eigenschaften eines nicht-regulierten Systems zu dokumentieren, wurde ein Referenzbach, der nahe gelegene Val da l'Aqua, gewählt. Sowohl die Parkbehörden als auch die Kraftwerkbetreiber willigten ein, den Spöl durch künstliche Hochwasser zu fluten. Das Spöl-Projekt ist ein multidisziplinäres Projekt, an dem der Schweizerische Nationalpark, die Engadiner Kraftwerke, die Universität Bern, die private Ökoberatung Hydra, das Jagd- und Fischereinspektorat Graubünden und die EAWAG beteiligt sind und jeweils unterschiedliche Aspekte untersuchen. Dieser Artikel konzentriert sich auf die Reaktion von Algen und Zoobenthos, zwei wichtigen Indikatorgruppen für biologische Veränderungen, auf künstliche Hochwasser.

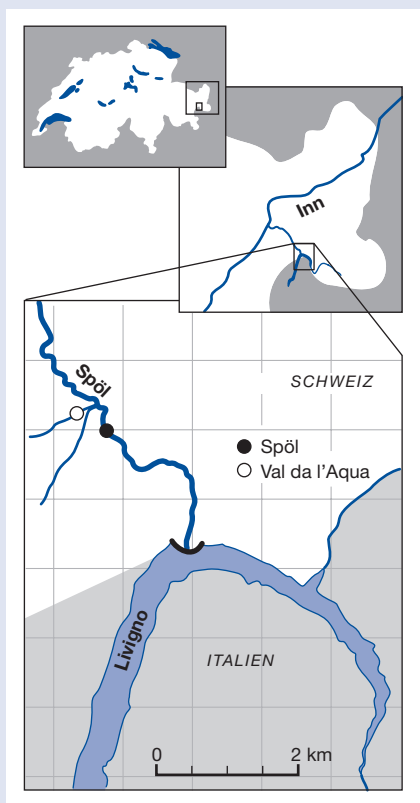


Abb. 1: Lage der Untersuchungsstelle am Spöl in der Schweiz.

Das experimentelle Hochwasserregime

Abbildung 2 zeigt das Abflussregime des Spöl in drei verschiedenen Perioden:

- drei typische Jahre (1960–1962) aus der Zeit vor dem Dammbau (Inbetriebnahme 1974),
- ein typisches Jahr nach dem Dammbau (1999),
- das erste Jahr des Experiments mit künstlichem Hochwasser (2000).

Durch die Verminderung der Restwasserdotierung ab September 1999 konnten die Hochwasserexperimente ohne zusätzliche Kosten durchgeführt werden. Die drei künstlichen Hochwasserereignisse in den

Monaten Juni, Juli und August waren in ihrer Stärke vergleichbar mit den natürlichen Hochwassern aus der Zeit vor dem Dammbau, wenn auch von kürzerer Dauer. Das vierte Hochwasser im Oktober war die Folge starker Regenfälle, die den Stausee soweit füllten, dass die Hochwasserentlastung ansprang und den Abfluss von überschüssigem Wasser erlaubte.

Generelle ökologische Auswirkungen der Hochwasser

Erstes Hochwasser: Das erste Hochwasser hatte unterschiedliche Effekte auf die aquatischen Algen und das Zoobenthos. An einigen Stellen wurde das Flussbett durch

Sohlenerosion und Gerinneverlagerungen stark verändert, was eine Verminderung der Algen, nicht aber des Zoobenthos zur Folge hatte. Andere Stellen, z.B. solche, wo grobes Sediment dominierte, wurden vom Hochwasser weniger betroffen. Möglicherweise zogen sich die Organismen dorthin zurück. Grobes stabiles Sediment war häufig stark mit Moos bewachsen, auf dem sich die Organismen halten konnten oder das ihnen als Refugium diente. Es ist wahrscheinlich, dass der Spöl ausgehend von diesen wenig gestörten Bereichen rasch wieder besiedelt wurde. Die Algen erholten sich schnell nach dem ersten Hochwasser (Abb. 3 und 4), auch wenn ihre räumliche Verteilung sehr ungleichmässig blieb. Im Val da l'Aqua, dem Referenzbach, wiesen Algen und Zoobenthos in der Untersuchungsperiode wenig Veränderungen auf.

Zweites Hochwasser: Das zweite Hochwasser war das stärkste im Untersuchungs-jahr 2000 (Abb. 2). Es mobilisierte grosse Bereiche des Flussbettes und reduzierte sowohl die Algenbiomasse als auch das Zoobenthos drastisch (Abb. 3). Manche Pools wurden mit Flusssediment aufgefüllt. Steine und Felsblöcke wiesen nach diesem Hochwasser kaum Algenbewuchs auf und der Moosbestand wurde stark dezimiert. Diesmal erholten sich die Populationen nur mit Verzögerung und weder Algen noch Zoobenthos erreichten den Bestand vor der Flutung, ehe das nächste Hochwasser kam. Die Gründe für diese verzögerte Wiederbesiedlung erscheinen vielfältig. Zum einen hängt es vermutlich mit der grösseren Intensität des Hochwassers zusammen. Zum anderen könnte es aber auch daran liegen, dass die Lebensgemeinschaften bereits durch das Hochwasser im Vormonat verändert waren und dass das Hochwasser zu einem ungünstigen Zeitpunkt im Lebenszyklus der Organismen stattfand (Abb. 5).

Drittes Hochwasser: Das Erosions- und Störpotenzial des dritten Hochwassers war stark vermindert, vermutlich weil bereits viele Feinsedimente durch das zweite Hochwasser flussabwärts transportiert worden waren. Dennoch reduzierte auch das dritte Hochwasser den Zoobenthosbestand, wirkte sich aber kaum auf den Algenbewuchs aus. Obwohl das dritte Hochwasser eine ähnliche Stärke wie das erste aufwies, erholten sich Algen- und Wirbellose langsamer (Abb. 3 und 4).

Veränderungen der Lebensgemeinschaft durch künstliche Hochwasser

Während des Untersuchungsjahres veränderte sich der Aufwuchs an der Gewässer-

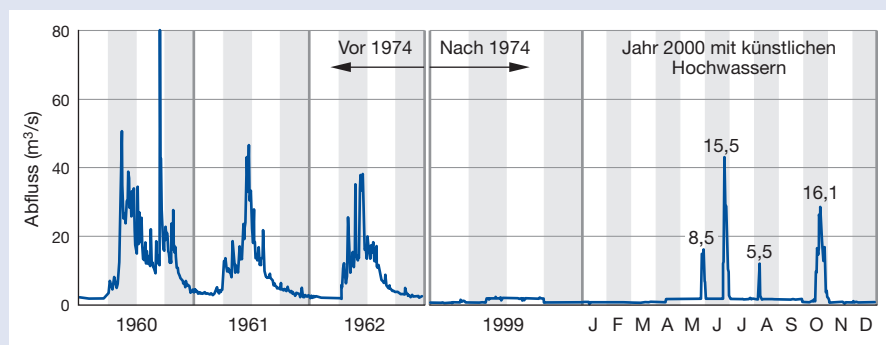


Abb. 2: Typisches Abflussregime des Spöl vor (Jahre 1960 bis 1962) und nach Dammbau (1999) sowie im Jahr 2000 mit künstlichen Hochwassern. Der Abfluss von 1999 entspricht dem Restwasserabfluss unterhalb des Staudamms, wobei überschüssiges Wasser für die Stromproduktion abgeleitet wurde. Die Zahlen über den Abflussspitzen im Jahr 2000 entsprechen den durchschnittlichen Tagesabflussmengen in m^3/s .

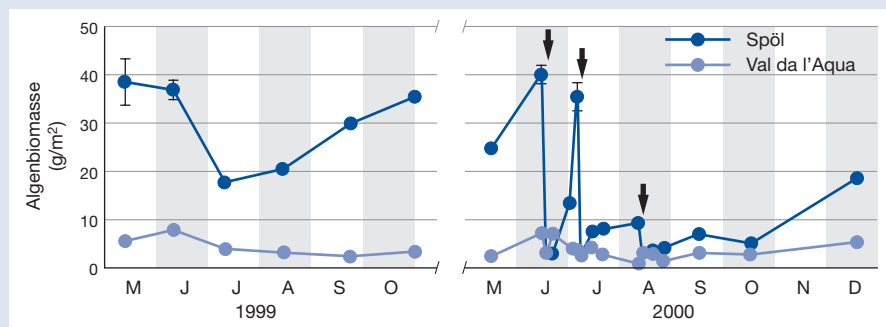


Abb. 3: Mittlere Algenbiomasse (± 1 Standardabweichung) ausgedrückt in mg aschfreier Trockenmasse pro m^2 im Spöl und im Val da l'Aqua in den Jahren 1999 und 2000. Die Pfeile weisen auf die drei künstlichen Hochwasser im Jahr 2000 hin.

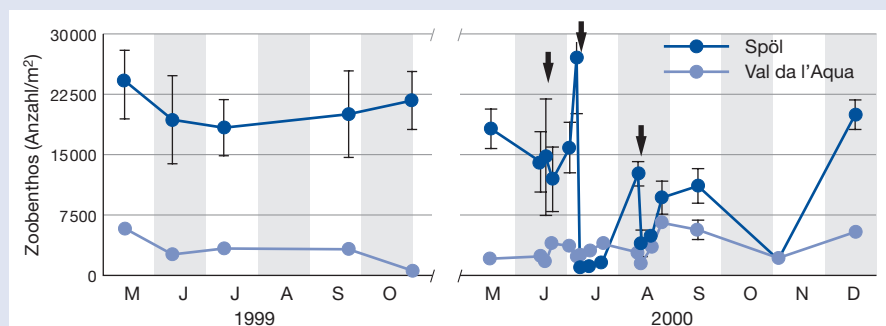


Abb. 4: Mittlere Zoobenthosdichte (± 1 Standardabweichung) ausgedrückt in Anzahl Individuen pro m^2 im Spöl und im Val da l'Aqua in den Jahren 1999 und 2000. Die Pfeile weisen auf die drei künstlichen Hochwasser im Jahr 2000 hin.



Photographs: U. Uehlinger, EAWAG



Der Spöl bei Niedrigwasser und ...

... während des starken Hochwassers im Juli 2000.

sohle von Moosen (*Fontinalis* sp.) hin zu Kiesel- und Fadenalgen, insbesondere *Hydrurus foetidus*, eine Alge, die im Winter häufig in alpinen Gewässern zu finden ist. Das für eher gleichmässige Strömungen typische Zoobenthos, z.B. die Turbellaria-Art *Crenobia alpina* und die Amphipoda-Art *Gammarus fossarum*, nahm im Untersuchungs-jahr ab (Abb. 5). Die Crenobien waren nach dem ersten Hochwasser deutlich vermindert, während die Dichte von *Gammarus* nach dem ersten Hochwasser zunahm und erst durch das zweite, stärkere Hochwasser vermindert wurde. Der Unterschied liegt wahrscheinlich darin, dass *Gammarus* ein starker Schwimmer ist, während sich *Crenobia* nur langsam kriechend

fortbewegt. Wirbellose, die an grössere Abflussschwankungen angepasst sind, reagieren positiv auf die künstlichen Hochwasser und erholten sich rasch wieder. Dazu gehörten Zuckmücken (Chironomidae), Eintagsfliegen (Baetidae) (Abb. 5) und Kriebelmücken (Simuliidae, nicht dargestellt).

Schlussfolgerungen

Das Abflussregime ist integraler Bestandteil jedes Fließgewässers. Veränderungen der Abflussmuster, unter anderem durch Beseitigung der Hochwasserereignisse, können enorme Auswirkungen auf die Fließgewässer und ihre Lebensgemeinschaften haben. Unsere Ergebnisse zeigen, dass künstliche

Hochwasser die Zusammensetzung und Dichte der Algen und des Zoobenthos verändern. Insbesondere nehmen die Arten ab, die typischerweise in regulierten Gewässern anzutreffen sind. Es sind jedoch weitere Untersuchungen nötig, um die Langzeiteffekte von künstlichen Hochwassern abzuschätzen. Ausserdem müssen wir mehr Daten zum bestmöglichen Zeitpunkt und zur Stärke der Hochwasser sammeln, denn unsere Ergebnisse weisen darauf hin, dass vergleichbare Hochwasser unterschiedliche Auswirkungen haben können.

Christopher T. Robinson (siehe Porträt Seite 9)

Co-Autoren:
U. Uehlinger und M.T. Monaghan

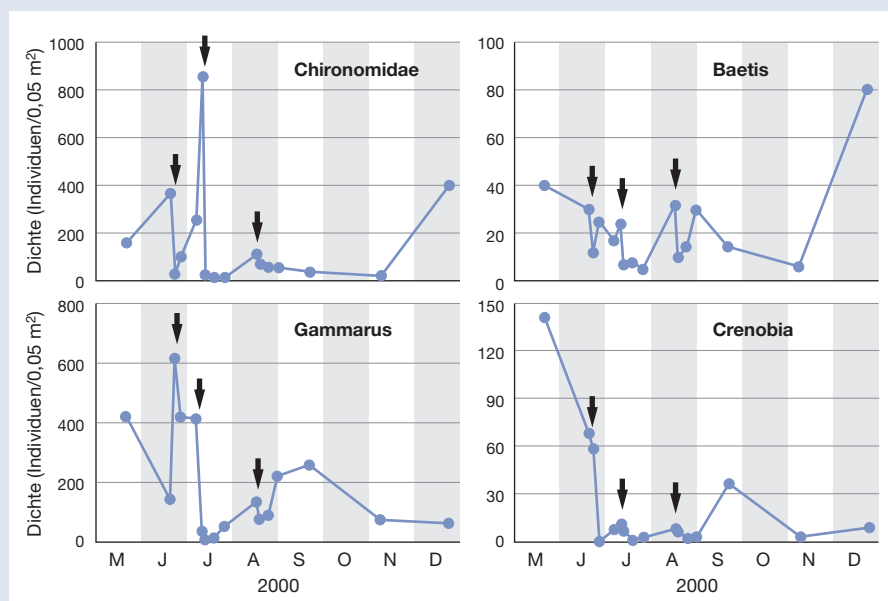


Abb. 5: Mittlere Dichte (Anzahl Individuen pro 0,05 m²) von 4 ausgewählten Makroinvertebraten-Taxa, die die unterschiedlichen Reaktionsmuster auf die künstlichen Hochwasser (Pfeile) zeigen. Fehlerbalken sind nicht dargestellt.

[1] Pringle C.M. (2001): Hydrologic connectivity and the management of biological reserves: a global perspective. *Ecological Applications* 11, 981–998.
 [2] Jackson R.B., Carpenter S.R., Dahm C.N., McKnight D.M., Naiman R.J., Postel S.L., Running S.W. (2001): Water in a changing world. *Ecological Applications* 11, 1027–1045.
 [3] Born S.M., Genskow K.D., Filbert T.L., Hernandez-Mora N., Keefer M.L., White K.A. (1998): Socioeconomic and institutional dimensions of dam removals: the Wisconsin experience. *Environmental Management* 22, 359–370.
 [4] McCully P. (1996): *Silenced rivers: the ecology and politics of large dams*. Zed Books, London, UK, 350 p.
 [5] Patten D.T., Harpman D.A., Voita M.I., Randle T.J. (2001): A managed flood on the Colorado River: background, objectives, design, and implementation. *Ecological Applications* 11, 635–643.
 [6] Ward J.V., Stanford J.A. (1979): *The ecology of regulated streams*. Plenum Press, New York, 398 p.
 [7] Vinson M.R. (2001): Long-term dynamics of an invertebrate assemblage downstream from a large dam. *Ecological Applications* 11, 711–730.