Zeitschrift: Wasser Energie Luft = Eau énergie air = Acqua energia aria

Herausgeber: Schweizerischer Wasserwirtschaftsverband

Band: 98 (2006)

Heft: 3

Artikel: Schwemmgut als Ausbreitungsmedium : das Innenleben eines unterschätzten Naturstoffs

Autor: Trottmann, Niklaus / Langhans, Simone D. / Tockner, Klement

DOI: https://doi.org/10.5169/seals-939347

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Mehr erfahren

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. En savoir plus

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. Find out more

Download PDF: 10.07.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, https://www.e-periodica.ch

Schwemmgut als Ausbreitungsmedium

Das Innenleben eines unterschätzten Naturstoffs

■ *Niklaus Trottmann, Simone D. Langhans, Klement Tockner*

Zusammenfassung

Naturnahe Fliessgewässer sind stark frequentierte Migrationsachsen. Flottierende Geniste aus Totholz und anderen Pflanzenteilen bilden mobile Refugien, in denen lebende terrestrische Kleintiere grosse Distanzen überwinden. Da im Schwemmgut Vertreter derselben Tierarten konzentriert auftreten, können sich lebensfähige Populationen an neuen Standorten etablieren. Die bestehende Artenvielfalt in Gewässerkorridoren wird durch den steten Zustrom lebender Organismen aus flussaufwärts gelegenen Gebieten aufrechterhalten. Verbauungen und Entnahmen von Schwemmgut stören die hydrochore Ausbreitung und führen so zu einer Reduktion der terrestrischen Artenvielfalt entlang von Fliessgewässern. Durch eine veränderte Schwemmgutbewirtschaftung an Wasserkraftwerken, im Sinne einer Wiedereinspeisung des Rechengutes ins Unterwasser, könnten anthropogen geprägte Flüsse strukturell und funktionell aufgewertet werden.

1. Flüsse und Bäche als Migrationsachsen

Fliessgewässer sind effiziente Transport- und Vernetzungselemente in der Landschaft. Mit der fliessenden Welle werden neben Geschiebe und Schwemmgut *(Box 1)* grosse Mengen lebender Organismen transportiert (Rapoport & Sanchez 1963; Katenhusen 2001; Tenzer 2003). Die Ausbreitung auf dem Wasserweg (Hydrochorie) ist sowohl in naturnahen *(i)* als auch in naturfernen Gewässerkorridoren *(ii)* essentiell für das langfristige Überleben auetypischer Tier- und Pflanzenarten:

(i) In dynamischen Auen werden durch Überschwemmung und Umlagerung von Sedimenten periodisch Tier- und Pflanzenpopulationen dezimiert oder ausgelöscht (z.B. Plachter 1998). Solche Verluste werden über den Eintrag von Individuen aus flussaufwärts gelegenen Gebieten kompensiert («rescue-effect», Brown & Kodric-Brown 1977).

(ii) Entlang anthropogen veränderter Flüsse sind meistens nur noch vereinzelte Reste von Auengebieten mit scheinbar isolierten Lebensgemeinschaften vorhanden. Faktisch sind letztere aber über einen Strom fortpflanzungsfähiger Individuen miteinander verbunden (Arter 1990; Akcakaya & Baur 1996; Bill 2000). Dadurch werden kleine Populationen geringer genetischer Variabilität mit Genen aus flussaufwärts gelegenen Populationen gespeist (Metapopulationsdynamik), was ihre Überlebenschancen erhöht (Malanson 1993; Naiman et al. 1993). Am Beispiel pflanzlicher und tierischer Gebirgsschwemmlinge (Boettger 1929; Peetz 1937; Czógler & Rotarides 1938; Ellenberg 1988; Bill 2000) kann gezeigt werden, dass Genfluss auch zwischen räumlich weit entfernten Populationen wirksam ist.

Die Hydrochorie gilt als besonders effizient für wenig mobile Tiere (Dörge et al. 1999). Gegenüber der aktiven Ausbreitung auf dem Landweg und im Vergleich zu anderen Vektoren (Wind, Vierbeiner usw.) bietet die Ausbreitung über Fliessgewässer eine Reihe von Vorteilen: Periodisch auftretende Hochwasser bewirken, dass in relativ kurzen Abständen grosse Mengen Organismen transportiert werden. Ungeeignete Lebensräume und Ausbreitungsbarrieren wie Strassen und Siedlungen werden auf dem Wasserweg umgangen (Borchert 1992). Die Ausbreitung erfolgt in einer gerichteten Bewegung. Dabei ist die Chance in einem geeigneten Habitat zu landen gross, da entlang von Fliessgewässern die selben Lebensraumtypen wiederkehren (Bonn & Poschlod 1998; Dörge et al. 1999).

2. Ausbreitung im Schwemmgut von Fliessgewässern

Der Wassertransport von Diasporen (pflanzliche und tierische Ausbreitungseinheiten) kann auf zwei Arten erfolgen: Frei driftend im Wasser oder gekoppelt an Schwemmgut. Untersuchungen zeigen, dass, assoziiert mit Totholz und anderen Pflanzenteilen, terrestrische Wirbellose in signifikant höheren Dichten transportiert werden als im Freiwasser (Langhans 2000,

Begriffsbestimmung

Schwemmgut (syn. Treibgut, Getreibsel, Geschwemmsel) ist durch Wasser transportiertes oder abgelagertes überwiegend organisches Material wie Holz, Laub, Gras u.ä.. Im wasserbaulichen Sinne benennt der Begriff die schwimmfähigen Anteile des Feststofftransportes, die «Schwimmstoffe» (vgl. Vischer & Huber 1985). Aggregiertes oder verflochtenes Schwemmgut wird von einigen Autoren als Genist bezeichnet (u.a. Gerken et al. 1998).

Bild 1. Schwemmgutteppich am Rechen des Wasserkraftwerks Bannwil an der Aare (CH) während eines Hochwassers 2002; Foto: Fritz Grogg, bkw-fmb Energie AG.

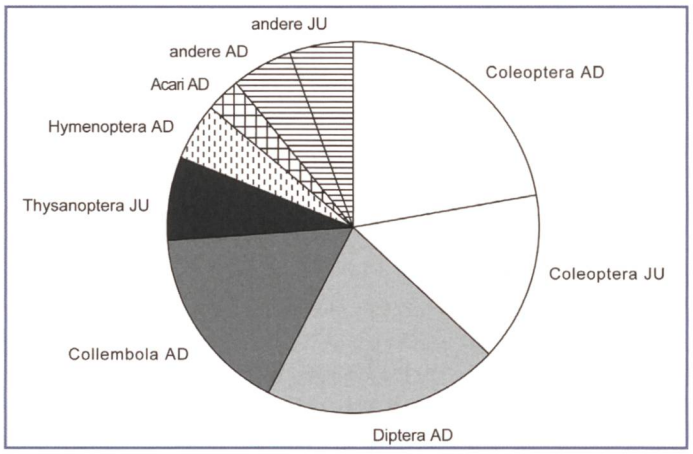

Bild 2. Relative Taxazusammensetzung der lebenden terrestrischen Wirbellosen im Schwemmgut der Aare (CH) am Rechen des Wasserkraftwerks Beznau; AD: adult, JU: juvenil; n = 19.

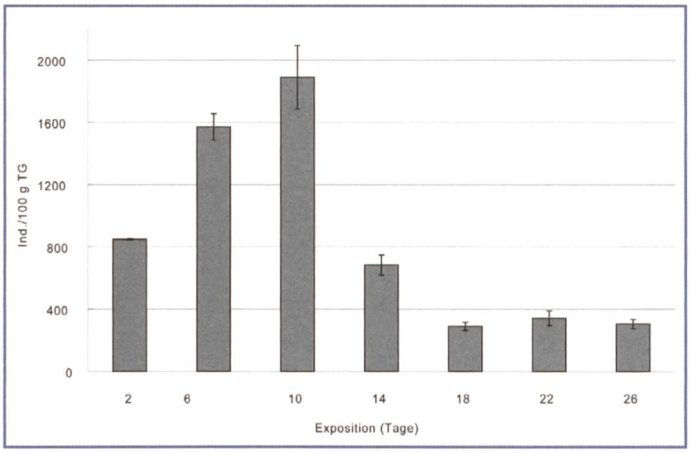

Bild 3. Mittlere Individuenzahlen (Mittelwerte ± 1 SE) der aus Schwemmgut der Aare emergierten terrestrischen Wirbellosen in 4-Tages-Intervallen; n = 3.

zitiert in Tockner et al. 2002; Braccia & Datzer 2001). Deshalb wird im vorliegenden Artikel zwar vom Wasser als Transportmedium, aber vom Schwemmgut als Ausbreitungsmedium gesprochen.

Die Ausbreitung über Schwemmgut ist ein passiver Prozess, der modellhaft in drei Schritte unterteilt werden kann: Eintritt ins Ausbreitungsmedium, Transport und Besiedlung des neuen Standortes. Schwemmgut hat dabei nicht nur eine direkte Funktion als Vektor. Es wirkt gleichsam als Filter, Anker, Lebensraum und Diasporenbank. Wie nachfolgend erläutert wird, verstärken diese indirekten Funktionen das Potenzial von Schwemmgut als Ausbreitungsmedium.

2.1 Eintritt ins Ausbreitungsmedium

Wesentliche Anteile der im Schwemmgut transportierten Kleintiere nutzen das organische Material vor dem Wassertransport als Lebensraum (Gerken et al. 1998; Braccia & Datzer 2001) und werden mit diesem in die Gewässer gespült (Tockner & Waringer 1997). *Bild 2* zeigt die Zusammensetzung der Wirbellosenfauna im Schwemmgut der Aare. Die Dominanzverhältnisse sind typisch für Lebensgemeinschaften der Streuschicht in Waldböden (vgl. Abbot & Crossley 1982; Dunger 1983). Streu zählt zu den individuenreichsten Mikrohabitaten überhaupt (Dunger 1983; Mühlenberg 1993). Wie *Tab. 1* zeigt, bewegen sich die Individuendichten terrestrischer Wirbelloser im Schwemmgut in der selben Grössenordnung. Eine weitere Konzentration von Tieren im Schwemmgut kommt zu Stande, wenn Auwälder grossflächig überschwemmt werden. Auf der Gewässeroberfläche treibendes Holz und andere Pflanzenteile werden von zahlreichen Tieren als «Hochwasserrefugien» aktiv aufgesucht (Gerken 1988; Siepe 1994; Braccia & Datzer 2001). Wird ein überschwemmter Auwald von einer zweiten, grösseren Hochwasserwelle durchflutet, gelangen solche schwimmenden Inseln samt ihrer Organismenfracht in die Flüsse.

Versuche belegen, dass terrestrische Gehäuseschnecken fähig sind, sogar in der Strömung (!) auf schwimmende Holzstücke zu gelangen (Tenzer 2001; Tenzer 2003). Verhaltensweisen wie diese lassen die Vermutung zu, dass sich auetypische Tiere im Evolutionsprozess an das Ausbreitungsmedium Schwemmgut angepasst haben. In marinen Systemen existieren Beispiele morphologischer und physiologischer Anpassungen terrestrischer Kleintiere an den Wassertransport (Jokiel 1990; Houle 1998; Coulson et al. 2002).

2.2 Transport

Ungefähr die Hälfte der terrestrischen Wirbellosen im Schwemmgut von Fliessgewässern werden in Form von Eiern oder juvenilen Stadien transportiert (Boness 1975; Trottmann, nicht publiziert). Dabei sind offen liegende Larven und Puppen vielfach beschädigt und nicht mehr lebensfähig. Im Inneren von morschem Holz, Pflanzenstängeln, Früchten und Gallen hingegen überstehen sie den Transport meist unbeschadet (Boness 1975).

Schwimmfähige Tiere wie adulte Käfer, Spinnen, Springschwänze und Schnecken sind im Prinzip nicht auf Schwemmgut als Ausbreitungsmedium angewiesen (z.B. Rapoport & Sanchez 1963; Gettmann 1978; Siepe 1994; Dörge et al. 1999). Es existieren aber Hinweise darauf, dass auch bei adulten Tieren die Verlustraten in der freien Drift höher sind als beim Transport im Schwemmgut. So zeigten Versuche mit Gehäuseschnecken, dass die Individuenzahlen frei driftender Tiere mit zunehmender Distanz exponentiell abnehmen, während die Verlustraten bei der Verfrachtung im Schwemmgut geringer ausfallen (Tenzer 2003).

Schwimmende Geniste sind mobile Lebensräume, in denen Kleintiere einen Wassertransport während Tagen und Wochen überleben können und dabei grosse Distanzen überwinden (Junk 1973; Houle 1998). Es gilt beispielsweise als sehr wahrscheinlich, dass die Wiederbesiedlung der Vulkaninsel Krakatau (nach dem Ausbruch von 1883) u.a. durch Tiere erfolgte, die auf schwimmenden Inseln aus Pflanzenteilen dorthin verfrachtet wurden (Thornton 1996; Gathorne-Hardy & Jones 2000). Für die maximalen Ausbreitungsdistanzen terrestrischer Wirbelloser über mitteleuropäische Fliessgewässer während einzelner Hochwasserereignisse werden Werte zwischen 20 km und 300 km angegeben (Zusammenstellung bei Tenzer 2003).

2.3 Besiedlung

Das Verlassen der fliessenden Welle ist schwieriger als der Eintritt. Viele frei driftende Tiere schaffen den Sprung zurück an Land vermutlich nicht. Dem gegenüber haben Individuen, die assoziiert mit Pflanzenteilen transportiert werden, aufgrund ihres sperrigen Vehikels, eine höhere Chance, an Strukturen im Uferbereich hängen zu bleiben. Von strukturierten Ufern profitieren aber auch frei driftende Organismen. In Schwemmgutteppichen an Strömungshindernissen ordnen sich Schwimmstoffe ihrer Grösse nach ein. Auf diese Weise entsteht ein natürlicher Filter, der zum distalen Rand hin kontinuierlich feiner wird *(Bild 1)*. Auf der Oberfläche driftende Organismen werden davon aufgehalten (Fittkau 1976) und erhalten so die Möglichkeit an Land zu gelangen.

	*Boden**	Schwemmgut		Bemerkungen	Gewässer	Referenz
	Ind./100L	Ind./100L	Ind./100gTG			
Aranea	*100*	48		lebende Tiere	Lahn (D)	Tenzer (2003)
		204	2.5	lebende Tiere	Aare (CH)	Trottmann (nicht publ.)
Coleoptera	*300*	600-800		k. A. über Anteile lebender Tiere	Oberrhein (D)	Siepe (1989)
		779		„	Lahn, Weschnitz (D)	Tenzer (2000)
		1'214		„	Lahn, Weschnitz (D)	Tenzer (2000)
		2'181	26.8	lebende Tiere	Aare (CH)	Trottmann (nicht publ.)
		1'962		„	Lahn (D)	Tenzer (2003)
		2'960		„	Oberweser (D)	Gerken (1998)
		5'000		„	Rhein, Wupper (D)	Boness (1975)
Diptera	*500*	1'213	14.9	„	Aare (CH)	Trottmann (nicht publ.)
		5'000		k. A. über Anteile lebender Tiere	Rhein, Wupper (D)	Boness (1975)
Hymenoptera	-	93		lebende Tiere	Lahn (D)	Tenzer (2003)
		293	3.6	„	Aare (CH)	Trottmann (nicht publ.)
		25'000		k. A. über Anteile lebender Tiere	Rhein, Wupper (D)	Boness (1975)
Gastropoda	*500*	1'724		lebende Tiere	Rhein (D)	Tenzer (2003)
		[2'500]**	30	k. A. über Anteile lebender Tiere	Tagliamento (It)	Langhans (2000)

Tabelle 1. Individuendichten terrestrischer Wirbelloser im Schwemmgut von Fliessgewässern; * Vergeichswerte Bodenfauna: Individuendichten für Optimalhabitat in einem Bodenblock mit 1 m² Grundfläche und beliebiger Tiefe (aus Dunger 1983). Die Tabellenwerte wurden für eine nutzbare Tiefe von 0,2 m berechnet; ** umgerechnet von Ind./gTG auf Ind./L (Umrechnungsfaktor nach Schälchli et al. 1997).

Bei sinkenden Wasserständen bleiben Akkumulationen von Schwemmgut auf den Uferbänken zurück. Im Innern bleiben solche Hochwassergeniste noch lange feucht und bilden Bruträume für die transportierten Eier, Larven und Puppen. Geschützt vor Austrocknung und UV-Strahlung können sich diese über Tage und Wochen zu adulten Tieren entwickeln. Abgelagertes Schwemmgut hat so die Funktion einer Diasporenbank, von der über längere Zeiträume Besiedlungsprozesse ausgehen *(Bild 3)*. Nicht alle Tiere haben jedoch Anlass, ihr Ausbreitungsmedium am neuen Standort zu verlassen. Wie erwähnt dient ihnen das betreffende organische Material bereits vor der Ausbreitung als Habitat (vgl. 2.1) und es erfüllt ihre Lebensraumanforderungen auch nach dem Wassertransport. Panek & Siegl (1996) konnten zeigen, dass ältere Hochwassergeniste sogar höhere Individuendichten aufweisen als flottierendes oder frisch abgelagertes Schwemmgut. Dies zeigt, dass Hochwassergeniste nicht nur Ausgangsorte von Besiedlungsprozessen sind, sondern, dass sie ihrerseits von Tieren aus angrenzenden Habitaten besiedelt werden. Auf diese Weise findet eine Durchmischung der angeschwemmten und der ansässigen Fauna statt.

2.4 Fazit

Schwemmgut hat ein grosses Potenzial als Ausbreitungs- und Etablierungsmedium für auetypische Tiere und Pflanzen, da es gleichzeitig Lebensraum, Vektor und Diasporenbank ist. Weil im Schwemmgut Vertreter derselben Tierarten in grossen Konzentrationen transportiert werden, können sich lebensfähige Populationen an Standorten etablieren, an denen zuvor noch keine Artgenossen vorkamen. Schwemmgut ist damit eine Keimzelle der Neu- und Wiederbesiedlung von Auenstandorten (Gerken et al. 1998; Gerken & Dörfer 2002). Hydrochore Ausbreitung kann nur dann effizient sein, wenn alle drei der geschilderten Schritte (Eintritt, Transport und Besiedlung) von möglichst vielen Individuen erfolgreich absolviert werden. Entscheidend für den Ausbreitungserfolg ist, neben der Verfügbarkeit von geeigneten Lebensräumen, eine intakte Schwemmgutdynamik (Andersson et al. 2000). Motor der Schwemmgutdynamik in Fliessgewässern sind steigende und fallende Wasserstände. Als intakt kann sie dann bezeichnet werden, wenn organisches Material einen zyklischen Phasenwechsel zwischen Wasserpassage und Anlandung durchläuft und dabei etappenweise flussabwärts transportiert wird *(Bild 4)*. Dies bedingt einerseits, dass Uferbereiche und Auen periodisch überschwemmt werden (hydrologische Konnektivität) und andererseits, dass die longitudinale Durchgängigkeit der Flüsse und Bäche gewährleistet ist. Die ökologischen Folgen von Gewässerverbauungen und Entnahmen von Schwemmgut an Wasserkraftwerken müssen deshalb auch mit Fokus auf die hydrochore Ausbreitung terrestrischer Organismen diskutiert werden (Kibele 2002; Tockner et al. 2002). Diese Diskussion findet bisher noch kaum statt.

3. Forschungsbedarf

Während mit der Erforschung der strukturellen und funktionellen Wirkungen des Schwemmgutes auf aquatische Lebensgemeinschaften bereits Mitte der 80er Jahre begonnen wurde (u.a. Harmon et al. 1986), gewinnt seine Bedeutung für terrestrische Organismen erst seit einigen Jahren an Aufmerksamkeit. Das bisherige Wissen über die hydrochore Ausbreitung von Tieren und Pflanzen mit Schwemmgut basiert hauptsächlich auf Fallbeispielen; systematische Untersuchungen fehlen dagegen weitgehend (Robinson et al. 2002). In der Naturschutzpraxis besteht grosses Interesse an vertieften Kenntnissen über die Funktion von Schwemmgut als Lebensraum und Ausbreitungsmedium (Gerken et al. 1998; Gerken & Dörfer 2002). Offene Fragen sind beispielsweise:

- Welche Anpassungen an die hydrochore Ausbreitung sind bei auetypischen Tier- und Pflanzenarten vorhanden?
- Welchen Einfluss hat eine intakte Schwemmgutdynamik auf die Ausbreitung invasiver Tier- und Pflanzenarten entlang von Fliessgewässern?
- Welchen Stellenwert haben Diasporenbanken für die Beständigkeit von Tier- und Pflanzenpopulationen in dynamischen Auen?

Grosse Erkenntnisgewinne könnten wissenschaftlich begleitete Pilotprojekte zur Wiedereinspeisung von Schwemmgut an Wasserkraftwerken liefern. Hierbei wäre direkt messbar, welche Effekte eine Erhöhung der Durchgängigkeit auf die Lebensgemeinschaften entlang von Fliessgewässern hat. Im letzten Teil dieses Artikels machen wir Vorschläge, wie ein entsprechendes Schwemmgut-Management-System konkret aussehen könnte.

4. Behandlung von Schwemmgut an Wasserkraftwerken

4.1 Kontraproduktive Gesetzgebung

Die Gewässerschutzgesetze Österreichs, Deutschlands, der Schweiz und anderer europäischer Länder schreiben vor, dass an Wasserkraftwerken entnommenes Schwemmgut nicht mehr in die Gewässer zurückgeführt werden darf. Die Betreiber der Anlagen sind verpflichtet, ihr Rechengut auf eigene Kosten fachgerecht zu entsorgen. Einen Überblick über die europäische Gesetzgebung bezüglich Schwemmgut gibt Kibele (2002).

Die ersten Gesetzesartikel zum Gewässerschutz wurden zu einer Zeit erlassen, als die Gewässerverschmutzung gravierende Ausmasse angenommen hatte. Aufgrund der damals hohen Anteile an Zivilisationsmüll wurde Schwemmgut pauschal als Abfall betrachtet, den es aus den Gewässern zu entfernen galt (Beyeler

Schwemmgut als strukturelles und funktionelles Vernetzungselement

Eingebunden in die Abflussdynamik durchläuft natürliches Schwemmgut im Wechsel stationäre und mobile Phasen (Bild 4). Es initiiert und katalysiert dabei grundlegende hydrologische, morphologische und biologische Prozesse (Tab. 2). Eine Gesamtschau der ökologischen Funktionen von Schwemmgut in Fliessgewässern lässt erkennen, dass es – je nach Phase und Grössenklasse – lateral, vertikal oder longitudinal vernetzend wirkt.

Laterale Vernetzung

Grobes Schwemmholz fördert Erosions- und Akkumulationsprozesse der Gewässerufer (Kail & Hering 2003). Die damit verbundene Dynamisierung der Uferlinie erhöht die hydrologische Konnektivität zwischen Fluss und Aue (Tockner et al. 2002). Letztere ist eine Grundvoraussetzung für laterale Austauschprozesse (Amoros & Roux 1988; Heiler et al. 1995).

Flottierende Schwemmgutteppiche im Uferbereich von Fliessgewässern werden durch terrestrische und aquatische Organismen besiedelt. Dies führt zu Verknüpfungen in den Nahrungsketten über die Grenze Land/Wasser hinweg (Braccia & Datzer 2001; Tockner et al. 2002).

Vertikale Vernetzung

Akkumulationen von grobem Schwemmgut auf der Gewässersohle erhöhen lokal das Fliessgefälle, was zu einer verstärkten Durchstömung der Sedimente führt (Pusch et al. 1998). Über diesen vertikalen Wasseraustausch gelangen partikuläre und gelöste Stoffe aus dem Flusswasser tief in die Kiessohle, wo sie mikrobiell abgebaut werden. Dies hat einen positiven Effekt auf die Selbstreinigungskraft eines Gewässers (Pusch et al. 1999b). Flüsse ohne Totholz haben dagegen eine monotone Bodenstruktur. Die Sedimente kolmatieren und mikrobieller Abbau findet nur noch in den obersten Zentimetern der Gewässersohle statt. In Gewässern akkumuliertes Schwemmholz wird rasch besiedelt (France 1997; Lemly & Hilderbrand 2000). Seine feste Matrix bietet mehr Halt als die Steine der Gewässersohle (Hoffmann & Hering 2000). Zu stationären Genisten aufgetürmt, macht Schwemmholz die Wassersäule vertikal zugänglich für filtrierende Organismen und schafft so vielfältigere Nahrungsnetze.

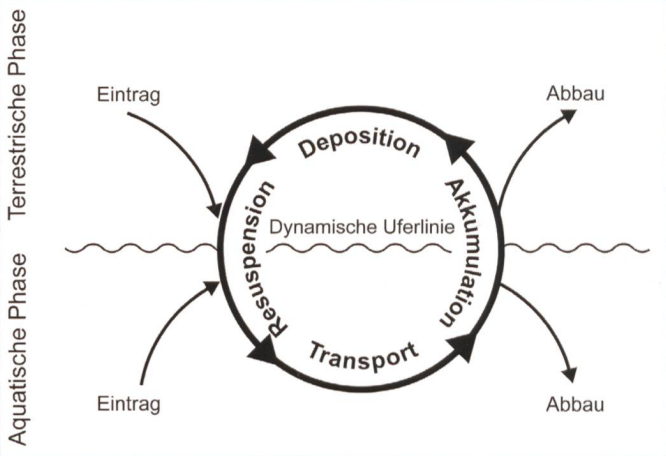

Bild 4. Schwemmgutdynamik in Fliessgewässern (verändert nach Tockner & Langhans 2003).

Hydro-morphologische Funktionen	Ökologische Funktionen
STRÖMUNGSWIDERSTAND ↑	
Diversifizierung der Fliessgeschwindigkeit [1]	**Habitatvielfalt ↑ [1]**
Durchströmung der Sedimente ↑ [2]	**Abbaurate organischer Stoffe ↑ [2]**
Vertikaler Wasseraustausch ↑ [2]	
Temperatur-Heterogenität ↑ [3]	Habitatvielfalt ↑ [1]
Sedimentumlagerung ↑ [1]	
Neubildung von Kolken [1, 4]	Refugium für Fische u. Makrozoobenthos [6, 7]
Diversifizierung der Sedimentzusammensetzung [1]	Struktur- u. Habitatvielfalt ↑ [1]
Ufererosion/-stabilisierung ↑ [1]	
Breitenvarianz ↑ [1]	Struktur- u. Habitatvielfalt ↑ [1]
Remäandrierung ↑ [1, 5]	Struktur- u. Habitatvielfalt ↑ [1]
FESTSTOFFRÜCKHALT ↑	
Sohlenanhebung [1]	**Vernetzung mit terrestrischem Umland ↑ [8]**
Neubildung von Kiesbänken ↑ [1]	**Struktur- u. Habitatvielfalt ↑ [1]**
Neubildung von Genist ↑ [1]	*positive Rückkopplung auf hydro-morphologische Funktionen*

Tabelle 2. Zusammenstellung der Funktionen von grobem Schwemmholz in Fliessgewässern. Die Pfeile stehen stellvertretend für «Erhöhung» oder «Verstärkung» durch die Präsenz von grobem Schwemmholz.
1 (Harmon et al. 1986; Maser & Sedell 1994; Gurnell et al. 1995), 2 (Pusch 1996; Pusch et al. 1998), 3 (Evans & Petts 1997; Claret et al. 2002), 4 (Abbe & Montgomery 1996), 5 (Gunkel 1996), 6 (Bunt et al. 1999; Solazzi, et al. 2002), 7 (Smock 1989; Borchardt 1993), 8 (Tockner et al. 2002).

Longitudinale Vernetzung

Die Systemkreisläufe entlang von Flüssen werden über das fliessende Wasser mit organischem Material und Organismen aus dem Einzugsgebiet gespeist. Auf diese Weise vernetzt Schwemmgut Produzenten im Oberlauf mit Konsumenten im Unterlauf (Vannote et al. 1980) und sorgt für einen Gentransfer von flussaufwärts gelegenen Populationen hin zu solchen flussabwärts (Arter 1990; Akcakaya & Baur 1996). Aquatische und terrestrische Lebensgemeinschaften sind an diesen steten Zustrom angepasst. Wird er unterbrochen, beispielsweise durch Staustufen, entwickeln sich die Ökosysteme im Oberlauf und im Unterlauf auseinander, flussabwärts nimmt die Artenvielfalt ab (Andersson et al. 2000).

1997). Mit der Einführung von Recycling-Systemen hat die Belastung der Gewässer mit Feststoffen stark abgenommen. Zivilisationsmüll macht heute in Österreich, Deutschland und der Schweiz im Durchschnitt nur noch 5% des Schwemmgutes aus (Giesecke & Heimerl 2000; Hauenstein 2003; ÖAWAV 2004). Der grosse Rest ist pflanzliches Material, vor allem Totholz. Daraus ergibt sich eine paradoxe Situation: Im Namen des Gewässerschutzes werden jährlich Tausende Tonnen von Bäumen, Wurzelstöcken und anderen pflanzlichen Materials aus den Flüssen entfernt und vernichtet. Die Kraftwerksbetreiber müssen dafür grosse Summen aufwenden (vgl. *Box 3,* oben), trotz übereinstimmender Belege, dass v.a. grobes Totholz für die ökologische Qualität der Gewässer von hervorragender Bedeutung ist (*Box 2*). In mitteleuropäischen Gewässerökosystemen herrscht heute ein Mangel an natürlichem Schwemmgut (Hering et al. 2000).

4.2 Anthropogene Abfälle als Herausforderung

Das Haupthindernis für eine Wiederein-

Beispiele

Exkurs in die heutige Entsorgungspraxis

In Österreich wird das Rechengut der 9 Donaukraftwerke in der Biomasseanlage Aschach zur Wärmeenergiegewinnung verbrannt. In Deutschland und der Schweiz wird Rechengut ebenfalls thermisch genutzt. Alternativ dazu wird kompostiert. Diesen Entsorgungswegen ist gemeinsam, dass vorgängig eine Abtrennung der anthropogenen Abfälle erfolgen muss. Längst nicht alle Kraftwerke machen dies selber. Viele lassen ihr Rechengut von Entsorgungsfirmen abholen und verwerten. Der Transport erfolgt auf der Strasse, z.T. über grosse Distanzen. Wurzelstöcke können, aufgrund eingewachsener Steine, nur mit schweren Häckslern zerkleinert werden. Solche Spezialgeräte sind rar, was die Entsorgung verteuert. Ein Beispiel: Im Juni 2004 entsorgten die Kraftwerke Flumenthal, Ruppoldingen und Gösgen an der Aare (CH) während eines Hochwassers, das statistisch einmal jährlich auftritt, in fünf Tagen 502 Tonnen Schwemmgut. Das entspricht ca. 62 Lastwagenladungen. Die Transport- und Entsorgungskosten beliefen sich auf rund 50 000 Euro (Daten: U. Hofstetter, Atel).

Der Etappenplan des Verbandes Aare-Rhein-Werke

Die Kraftwerksgesellschaften der vier grossen Flüsse im Kanton Aargau schlossen 1973 gemeinsam mit den Behörden eine Vereinbarung über die Entsorgung von Rechengut ab, den Etappenplan (Beyeler 1997). Dieser befreit einzelne Kraftwerke innerhalb einer Kette von der Entsorgungspflicht. Sie dürfen ihr Rechengut weiterspülen. Entnommen wird dieses vom nächsten entsorgungspflichtigen Werk. Die Auflagen des Gewässerschutzgesetzes sind damit erfüllt. Ein Ausgleichsschlüssel regelt die gerechte Verteilung der Kosten zwischen den Gesellschaften. Am Rhein wurde der Etappenplan inzwischen durch bilaterale Verträge abgelöst, die auf derselben Grundidee basieren.

Einfache technische Lösung zur Abtrennung von Zivilisationsabfällen

Beim Wasserkraftwerk Beznau an der Aare wird das Rechengut über die Schwemmrinne in ein Auffangbecken gespült, das durch einen Senkbalken vom Fluss getrennt ist (Bild 5). Der Balken hält die schwimmfähigen Anteile des Rechengutes zurück, darunter erhebliche Mengen an PET-Flaschen und Kunststoffverpackungen. Gleichzeitig erlaubt die Konstruktion, dass diejenigen Anteile des Rechengutes, welche sich mit Wasser vollsaugen und allmählich nach unten sinken, unter dem Balken hindurch zurück in den Fluss geschwemmt werden. Das sind vor allem Blätter, Gras, Wasserpflanzen und morsches Holz. Zivilisationsabfälle dagegen sind kaum dabei.

Bild 5. Senkbalken beim Ausfluss eines Geschwemmselbeckens.

speisung des aus betrieblichen Gründen entnommenen Schwemmgutes ins Unterwasser der Kraftwerke sind die beigemengten anthropogenen Abfälle – trotz ihres relativ geringen Anteils. Kunststoffverpackungen und PET-Flaschen in Flüssen sind zwar nicht umweltgefährdend, werden aber als ästhetische Beeinträchtigung wahrgenommen. Zur Zeit liegen noch keine Publikationen darüber vor, wie eine Reinigung und Rückführung des Rechengutes in die Gewässer rationell gehandhabt werden könnte. Zur Reduktion der Zivilisationsabfälle wären sowohl technische Lösungen denkbar (*Box 3*, unten) als auch sporadische Reinigungsaktionen der Uferbereiche durch den Gewässerunterhalt, das Kraftwerkspersonal oder Dritte. Im Nationalpark Donau-Auen hat man damit bereits Erfahrung. Mitarbeiter, Fischereivereine und freiwillige Helfer reinigen laufend Teile des Gebietes. Dadurch werden Zivilisationsabfälle – trotz unmittelbarer Nähe zur Millionenstadt Wien – kaum mehr als Problem empfunden (C. Baumgartner, mdl. Mitteilung).

4.3 Entwicklung von Schwemmgut-Management-Systemen

Der erste Schritt hin zu einem umweltverträglichen Umgang mit Schwemmgut besteht in einer Reinterpretation des Verbots, Rechengut wieder einzubringen. Die entsprechenden Paragraphen schreiben vor, dass feste Stoffe nicht zu dem Zweck in ein Gewässer eingebracht werden dürfen, sich ihrer zu entledigen – hingegen ist das Einbringen von Feststoffen zwecks ökologischer Aufwertung erlaubt und wird bereits praktiziert. Ein Beispiel: Das Wasserkraftwerk Bannwil an der Aare (CH) lässt angeschwemmte Wurzelstöcke durch ein Unternehmen abholen, welches diese zur naturnahen Gestaltung von Bachläufen einsetzt (F. Grogg, mdl. Mitteilung). Die Rückführung von Schwemmgut in die Gewässer ist hier Realität, wenn auch auf einem Umweg. Im Sinne der grundlegenden Zielsetzung der Gewässerschutzgesetze, der Erhaltung der natürlichen Funktionsfähigkeit, sollten Behörden, Kraftwerksgesellschaften und Naturschutzfachleute gemeinsam Lösungen entwickeln, die der ökologischen Bedeutung des Schwemmgutes Rechnung tragen. Aus einer solchen Zusammenarbeit könnten Pilotprojekte zum Management von Schwemmgut an hydroelektrisch genutzten Flüssen entstehen *(Bild 6)*.

Eine wesentliche ökologische Aufwertung der Gewässer könnte rasch realisiert werden, indem die groben Anteile des Rechengutes, wie Baumstämme und Wurzelstöcke, ins Unterwasser der Kraftwerke eingespeist, bzw. auf den konzessionierten Strecken gezielt zur Ablagerung gebracht würden (Pusch et al. 1999a). Zivilisationsabfälle sind hierbei kein Hindernis, da grobes Totholz nicht mit dem restlichen Geschwemmsel gezogen (Rechenreinigungsmaschine), sondern manuell vom Rechen entfernt wird und damit frei von Verunreinigungen ist.

4.4 Ausblick

Bei den Kraftwerksgesellschaften ist ein über Jahrzehnte gewachsenes Know-how im Umgang mit Schwemmgut vorhanden. Bereits heute existieren innovative Lösungen (*Box 3*, Mitte). Wenn die gesetzliche

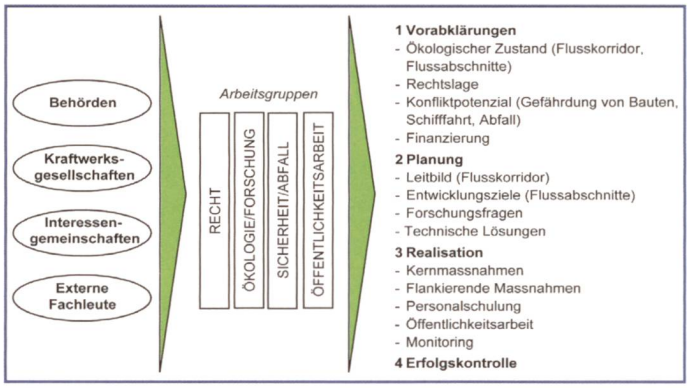

Bild 6. Organisationsskizze und möglicher Ablauf eines Pilotprojektes zur Wiedereinspeisung von Rechengut an Wasserkraftwerken.

Hürde einmal überwunden ist, werden die Werke alles Interesse daran haben, vor Ort kostengünstige Methoden zur Abtrennung anthropogener Abfälle zu entwickeln. Vor kurzem gründete die Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (ATV-DVWK) die Arbeitsgruppe «Rechengutbehandlung an Gewässern» (Heimerl et al. 2003). Von dieser sind in Zukunft weitere konkrete Vorschläge für einen umweltverträglichen Umgang mit Schwemmgut zu erwarten.

Literatur

Abbe, T. B. & D. R. Montgomery (1996). Large woody debris jams, channel hydraulics and habitat formation in large rivers. Regulated Rivers: Research and Management 12: 201–221.

Abbot, D. T. & D. A. Crossley (1982). Woody litter decomposition following clear-cutting. Ecology 63: 35–42.

Akcakaya, H. R. & B. Baur (1996). Effects of population subdivision and catastrophes on the persistence of a land snail metapopulation. Oecologia 105: 475–483.

Amoros, C. & A. L. Roux (1988). Interaction between waterbodies within the floodplain of large rivers: function and development of connectivity. Connectivity in Landscape Ecology, Proceedings of the 2nd International Seminar of the International Association of Landscape Ecology. K.-F. Schreiber. Münster. 29: 125–130.

Andersson, E., C. Nilsson, & M. E. Johansson (2000). Effects of river fragmentation on plant dispersal and riparian flora. Regulated Rivers: Research and Management 16: 83–89.

Arter, H. E. (1990). Spatial relationship and gene flow paths between populations of the alpine snail Arianta arbustorum (Pulmonata: Helicidae). Evolution 44: 966–980.

Beyeler, P. C. (1997). Der Etappenplan des Verbandes Aare-Rheinwerke. Entsorgung von Geschwemmsel. Verbandsschrift des Schweizerischen Wasserwirtschaftsverbandes. 58: 35–46.

Bill, H.-C. (2000). Besiedlungsdynamik und Populationsbiologie charakteristischer Pionierpflanzen nordalpiner Wildflüsse. Dissertation. Philipps-Universität, Marburg.

Boettger, C. R. (1929). Untersuchungen zur Entstehung eines Faunenbildes. Zur Zoogeographie der Weichtiere Schlesiens. Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere, Abteilung A 6: 333–414.

Boness, M. (1975). Arthropoden im Hochwassergenist von Flüssen. Bonner zoologische Beiträge 26: 383–401.

Bonn, S. & P. Poschlod (1998). Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. Grundlagen und kulturhistorische Aspekte, Quelle & Meyer, Wiesbaden.

Borchardt, D. (1993). Effects of flow and refugia on drift loss of benthic macroinvertebrates: implications for habitat restoration in lowland streams. Freshwater Biology 29: 221–227.

Borchert, J. (1992). Flusskorridore als überregionale Verbundstrukturen. Natur und Landschaft 67: 413–418.

Braccia, A. & D. P. Datzer (2001). Invertebrates associated with woody debris in a southeastern U.S. forested floodplain wetland. Wetlands 21: 18–31.

Brown, J. H. & A. Kodric-Brown (1977). Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. Ecology 58: 445–449.

Bunt, C. M., S. J. Cooke, C. Katopodis & R. S. McKinley (1999). Movement and summer habitat of brown trout (Salmo trutta) below a pulsed discharge hydroelectric generating station. Regulated Rivers: Research and Management 15: 395–403.

Claret, C., J. V. Ward, & K. Tockner (2002). Temperature heterogeneity of interstitial water in island-associated water bodies of a dynamic flood plain. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie 28: 345–351.

Coulson, S. J., I. D. Hodkinson, N. R. Webb & J. A. Harrison (2002). Survival of terrestrial soil dwelling arthropods on and in seawater: implications for trans-oceanic dispersal. Functional Ecology 16: 353–356.

Czógler, K. & M. Rotarides (1938). Analyse einer vom Wasser angeschwemmten Molluskenfauna. Arbeiten des Ungarischen Biologischen Forschungsinstituts 10: 8–43.

Dörge, N., C. Walter, B. Beinlich & H. Plachter. (1999). The significance of passive dispersal for distribution and persistence in terrestrial snails (Gastropoda, Pulmonata). Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 8: 1–10.

Dunger, W. (1983). Tiere im Boden. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.

Ellenberg, H. (1988). Vegetation ecology of central Europe. Cambridge University Press, Cambridge.

Evans, E. C. & G. E. Petts (1997). Hyporheic temperature patterns within riffles. Hydrological Sciences-Journal-des-Sciences Hydrologique 42: 199–213.

Fittkau, E. J. (1976). Kinal und Kinon, Lebensraum und Lebensgemeinschaft der Oberflächendrift am Beispiel amazonischer Fliessgewässer. Biogeographica 7: 101–113.

France, R. L. (1997). Macroinvertebrate colonization of woody debris in Canadian shield lakes following riparian clearcutting. Conservation Biology 11: 513–521.

Gathorne-Hardy, F. L. & D. T. Jones (2000). The recolonization of the Krakatau island by termites (Isoptera) and their biogeographical origins. Biological Journal of the Linnean Society 71: 251–267.

Gerken, B. (1988). Auen – verborgene Lebensadern der Natur. Rombach Verlag, Freiburg.

Gerken, B., H. Böttcher, F. Böwingloh, K. Dörfer, C. Leushacke-Schneider, A. Robinson & M. Wienhöfer (1998). Treibgut und Genist – Landschaftsmüll oder Quelle und Antrieb dynamischer Lebensvorgänge in Auen? Auenregeneration, Fachbeiträge 1: 1–24.

Gerken, B. & K. Dörfer (2002). Auenregeneration an der Oberweser. Angewandte Landschaftsökologie 46: 91–97.

Gettmann, W. W. (1978). Untersuchungen zum Nahrungsspektrum von Wolfsspinnen (Lycosidae) der Gattung Pirata. Mitteilungen der deutschen Gesellschaft für allgemeine angewandte Entomologie 1: 63–66.

Giesecke, J. & S. Heimerl (2000). Treibgut an Wasserkraftanlagen – ist die vollständige Entnahme heute noch zeitgemäss? Wasserwirtschaft 90: 294–299.

Gunkel, G. (1996). Renaturierung kleiner Fliessgewässer. Gustav Fischer Verlag, Jena.

Gurnell, A. M., K. J. Gregory & G. E. Petts (1995). The role of coarse woody debris in forest aquatic habitats: implications for management. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 5: 143–166.

Harmon, M. E., J. F. Franklin, F. J. Swanson, P. Sollins, S. V. Gregory, J. D. Lattin, N. H. Anderson, S. P. Cline, N. G. Aumen, J. R. Sedell, G. W. Lienkaemper, K. Cromack Jr. & K. W. Cummins (1986). Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. Advances in Ecological Research 15: 133–302.

Hauenstein, W. (2003). Entsorgungspflicht

versus Nutzen von Totholz im Gewässer – ein Interessenkonflikt für die Wasserkraft. Wasser Energie Luft 11/12: 363–366.
Heiler, G., T. Hein, F. Schiemer & G. Bornette (1995). Hydrological connectivity and flood pulses as the central aspects for the integrity of a river-floodplain system. Regulated Rivers: Research and Management 11: 351–361.
Heimerl, S., J. Giesecke, & K. Kibele (2003). Neuinterpretation der Schwemmgutbehandlung an Wasserkraftanlagen in der Bundesrepublik Deutschland? Wasser Energie Luft 11/12: 363–366.
Hering, D., J. Kail, S. Eckert, M. Gerhardt, E. I. Meyer, M. Mutz, M. Reich & I. Weiss (2000). Coarse woody debris quantity and distribution in central European streams. International Review of Hydrobiology 85: 5–23.
Hoffmann, A. & D. Hering (2000). Wood-associated macroinvertebrate fauna in central European streams. International Review of Hydrobiology 85: 25–48.
Houle, A. (1998). Floating islands: a mode of long-distance dispersal for small and medium-sized terrestrial vertebrates. Diversity and Distribution 4: 201–216.
Jokiel, P. L. (1990). Long-distance dispersal by rafting: reemergence of an old hypothesis. Endeavor 14: 66–73.
Junk, W. J. (1973). Investigations on the ecology and production-biology of the floating meadows (Paspalo-Echinochloetum) of the middle Amazon. Part II. The aquatic fauna in the root zone of floating vegetation. Amazoniana 4(1): 9–102.
Kail, J. & D. Hering (2003). Renaturierung von Fliessgewässern mit Totholz. Wasser Energie Luft 95: 355–357.
Katenhusen, O. (2001). Die Ausbreitung von Pflanzen durch Hochwasser in norddeutschen Flusslandschaften. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 9: 225–236.
Kibele, K. (2002). Eine gestörte Beziehung: Die Juristen und das Rechengut. Wasserwirtschaft 92: 30–33.
Langhans, S. D. (2000). Schwemmgut: Indikator der ökologischen Integrität einer Flussaue. Diplomarbeit. EAWAG/ETH Zürich.
Lemly, A. D. & R. H. Hilderbrand (2000). Influence of large woody debris on stream insect communities and benthic detritus. Hydrobiologia 421: 179–185.
Malanson, G. P. (1993). Riparian Landscapes, Cambridge University Press, Cambridge.
Maser, C. & J. R. Sedell (1994). From the forest to the sea – the ecology of wood in streams, rivers, estuaries and oceans, St. Lucie Press, Delray Beach.
Mühlenberg, M. (1993). Freilandökologie. Quelle & Meyer, Wiesbaden, Heidelberg.
Naiman, R. J., H. Décamps & M. Pollock (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. Ecological Applications 3: 209–212.
ÖAWAV (2004). Liste aus Betreiberangaben und Literaturangaben zu Kohlenstoffgehalten und biogenen Anteilen von Ersatzbrennstoffen. Österreichischer Abfall- und Wasserwirtschaftsverband, Wien.
Panek, K. & W. Siegel (1996). Auswirkungen von Schwemmgutentnahmen am Beispiel des Donaukraftwerks Altenwörth. DGL Tagungsbericht 1996 (Schwedt/Oder), 1: 107–111.
Peetz, F. (1937). Käfer im Hochwassergenist. Decheniana 95b: 71–82.
Plachter, H. (1998). Die Auen alpiner Wildflüsse als Modelle störungsgeprägter ökologischer Systeme. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 56: 21–66.
Pusch, M. (1996). The metabolism of organic matter in the hyporheic zone of a mountain stream and its spatial distribution. Hydrobiologia 323: 107–118.
Pusch, M., C. Feld & A. Hoffmann (1999a). Schwemmgut – kostenträchtiger Müll oder wertvolles Element der Flussökosysteme? Wasserwirtschaft 89: 280–284.
Pusch, M., D. Fiebig, I. Brettar, H. Eisenmann, B. K. Ellis, L. A. Kaplan, M. A. Lock, M. W. Naegely & W. Traunspurger (1998). The role of micro-organisms in the ecological connectivity of running waters. Freshwater Biology 40: 453–495.
Pusch, M., H. Fischer & A. Sachse (1999b). The microbial metabolism in the riparian zones and sediments of running waters, and its significance for water quality management. Jahresforschungsbericht 1998, Berichte des IGB. 8: 39–46.
Rapoport, E. H. & L. Sanchez (1963). On the epineuston or the superaquatic fauna. Oikos 14 (1): 6–109.
Robinson, C. T., K. Tockner & J. V. Ward (2002). The fauna of dynamic riverine landscapes. Freshwater Biology 47: 661–677.
Schälchli, U., A. Baumgartner & P. Baumann (1997). Geschwemmsel bei Kleinwasserkraftwerken. Schriftenreihe DIANE 10. Bundesamt für Energiewirtschaft, Bern.
Siepe, A. (1989). Untersuchungen zur Besiedlung einer Auen-Catena am südlichen Oberrhein durch Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) unter besonderer Berücksichtigung der Einflüsse des Flutgeschehens. Dissertation. Universität Freiburg (D).
Siepe, A. (1994). Das Flutverhalten von Laufkäfern (Coleoptera: Carabidae), ein Komplex von öko-ethologischen Anpassungen an das Leben der periodisch überfluteten Aue – I: Das Schwimmverhalten. Zoologisches Jahrbuch für Systematik 121: 515–566.
Smock, L. A., Metzler, G. M. & Gladden, J. E. (1989). Role of debris dams in the structure and functioning of low-gradient headwater streams. Ecology 70: 764–775.
Solazzi, M. F., T. E. Nickelson, S. L. Johnson & J. D. Rodgers (2002). Effects of increasing winter rearing habitat on abundance of salmonids in two coastal Oregon streams. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 57: 906–914.
Tenzer, C. (2000). Passive Ausbreitung terrestrischer Wirbelloser über Fliessgewässer unter besonderer Berücksichtigung der Landgehäuseschnecken. 30. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie 30: 74.
Tenzer, C. (2001). Passive Ausbreitung terrestrischer Wirbelloser über Fliessgewässer. 31. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie 31: 218.
Tenzer, C. (2003). Ausbreitung terrestrischer Wirbelloser durch Fliessgewässer. Dissertation. Philipps-Universität, Marburg.
Thornton, I. (1996). Krakatau – The destruction and reassembly of an island ecosystem, Harvard University Press, Cambridge.
Tockner, K. & S. D. Langhans (2003). Die ökologische Bedeutung des Schwemmgutes. Wasser Energie Luft 95: 353–354.
Tockner, K., A. Paetzold & U. Karaus (2002). Leben in der Flussdynamik zwischen Trockenfallen und Hochwasser. Rundgespräche der Kommission für Ökologie 24: 37–46.
Tockner, K. & J. A. Waringer (1997). Measuring drift during a receding flood: results from an Austrian mountain brook (Ritrodat-Lunz). International Review of Hydrobiology. 82: 1–13.
Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell & C. E. Cushing (1980). The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37: 130–137.
Vischer, D. & A. Huber (1985). Wasserbau. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.

Dank
Für vielfältige Unterstützung und Bereitstellung von Daten bedanken wir uns bei Andreas Kieser, WKW Beznau, NOK; Fritz Grogg, WKW Bannwil, bkw-fmb Energie AG; Urs Hofstetter, Atel, Dr. Walter Hauenstein, Schweizerischer Wasserwirtschaftsverband, Dr. Christian Baumgartner, Nationalpark Donauauen und Simone Blaser, eawag.

Anschrift der Verfasser
Niklaus Trottmann, Simone Langhans
Dr. *Klement Tockner*
Abteilung für Aquatische Ökologie, eawag,
CH-8600 Dübendorf
klement.tockner@eawag.ch