Roy M. Frings & Anna-Lisa Maaß

Sedimentkontinuität als Leitprinzip des Flussgebietsmanagements - Sind wir auf dem richtigen Weg?

Sediment continuity as a guiding principle for river basin management - Are we on the right track?

Flüsse transportieren neben Wasser auch große Mengen an Sediment: Ton, Schluff, Sand und Kies. Menschliche Eingriffe in Flusssysteme, wie der Bau von Querbauwerken, haben natürliche Sedimentströme gestört und zu Sedimentations- und Erosionserscheinungen mit weitreichenden wirtschaftlichen, sozialen und ökologischen Folgen geführt. Im europäischen Flussgebietsmanagement ist die Ansicht, dass diese Probleme gelöst werden können, wenn Flüsse in die Lage versetzt werden, ihr Sediment ungestört stromabwärts zu transportieren, weit verbreitet. In diesem Beitrag wird aufgezeigt, dass ein solches Streben nach einem kontinuierlichen Sedimenttransport (Sedimentkontinuität) die Probleme nur teilweise löst. Neben offensichtlichen Vorteilen bringt Sedimentkontinuität auch Nachteile mit sich, die in einigen Fällen deutlich schwerer wiegen. Außerdem stellen Missverständnisse hinsichtlich der Sedimentkontinuität in natürlichen Flüssen eine ernsthafte Bedrohung für den Erfolg von Flussrenaturierungsmaßnahmen dar. Es ist zu empfehlen, Sedimentkontinuität nicht als allgemeines Leitprinzip zu behandeln, sondern für jedes Flusssystem gesondert zu prüfen, ob die Sedimentkontinuität zu fördern oder im Gegenteil zu beschränken ist. Diese Prüfung richtet sich nach den Anforderungen, die der Mensch an den Fluss stellt. Als morphologisches Leitprinzip sollte anstatt der Sedimentkontinuität besser ein gewässertypischer Sedimenthaushalt angesetzt werden. Der Sedimenthaushalt hat nicht nur eine bessere physikalische und biologische Grundlage, sondern die lokalen Eigenschaften eines Flusseinzugsgebiets werden auch stärker berücksichtigt. Bedauerlicherweise hat die Sedimentkontinuität sich zu einem weit verbreiteten und fundamentalen Grundsatz des Flussgebietsmanagements entwickeln können. Dies ist kennzeichnend für den teilweise einseitigen Umgang mit Sedimenten im heutigen Flussgebietsmanagement, die Folge mangelnder morphologischer Systemkenntnisse, einer Unterbewertung des abiotischen Milieus und einer fehlenden interdisziplinär-wissenschaftlichen Debatte ist.

Schlagwörter: Sedimentdurchgängigkeit, Ökologie, Erosion, Sedimentation, Hydromorphologie, Wasserrahmenrichtlinie, Grundsatz

Human interventions in river systems, such as the construction of dams, have disrupted the natural fluxes of sediment and caused sedimentation and erosion phenomena lined with far-reaching economic-social and environmental impacts. In European river management, the idea has taken hold that these problems can be solved by enabling rivers to transport their sediment load downstream without disturbances. In this article, it is shown that the pursuit of sediment continuity (or sediment connectivity) only partially solves the problems. Whereas the benefits of pursuing sediment continuity are evident, its negative effects often outweigh its benefits. Moreover, persistent misconceptions with respect to the natural sediment continuity pose a serious threat to the success of river restoration operations. Instead of using sediment continuity as general objective within river management, it is better to determine for each river system individually if sediment continuity is to be promoted or to be limited, in dependence of the function the river represents for the human being. The pursuit of sediment continuity as morphological principle can better be replaced by the pursuit of a river-specific sediment budget, which not only has better physical and biological basis, but also better accounts for the local characteristics of a river basin. Unfortunately, sediment continuity has been able to become a widespread principle within river management. This is typical for the unilateral handling of sediments in contemporary river management, which is due to a lack of morphological system understanding, an undervaluation of the abiotic environment, and because of a lack of interdisciplinary scientific debate between experts of the abiotic and biotic environment.

Keywords: Sediment continuity, sediment connectivity, ecology, erosion, sedimentation, hydromorphology, Water Framework Directive, principle

1. Einleitung

Einer der Grundgedanken des heutigen europäischen Flussgebietsmanagements ist das Prinzip, dass Fließgewässer in die Lage versetzt werden müssen, ihr Sediment ungestört stromabwärts zu transportieren. Barrieren, wie zum Beispiel Querbauwerke (Talsperren, Wehre, Dämme), die für Unterbrechungen (Diskontinuitäten) im Sedimenttransport sorgen, müssen abgetragen oder anderweitig angepasst werden, damit ein kontinuierlicher Sedimentstrom entsteht. Das Streben nach einem ununterbrochenen Sedimenttransport, auch Streben nach Sedimentkontinuität genannt, dient zwei Zwecken. In erster Linie wird beabsichtigt, die wirtschaftlichen und sozialen Probleme anzugehen, die die Folge von Unterbrechungen des Sedimenttransports und der damit einhergehenden Erosions- und Sedimentationserscheinungen sind. In zweiter Linie wird anvisiert, die natürliche Sedimentdynamik in Flüssen wiederherzustellen, um das Flusssystem ökologisch zu verbessern. Das zweite Ziel spielt eine bedeutende Rolle in der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie, EG-WRRL (EC, 2000) und ist in den nationalen Gesetzgebungen der EU-Mitgliedstaaten verankert. Während in den letzten Jahren vor allem Maßnahmen zur Verbesserung der Fischdurchgängigkeit (ökologische Durchgängigkeit) umgesetzt wurden, wird in den kommenden Jahren die Verbesserung der Sedimentkontinuität (hydromorphologische Durchgängigkeit) immer wichtiger werden. Das Verständnis einer rein ökologisch anhaftenden Fischdurchgängigkeit verschiebt sich in Richtung einer umfassenden Durchgängigkeit. Im Zuge der Richtlinienumsetzung der

EG-WRRL werden die hydromorphologischen Qualitätskomponenten nur als Hilfsgrößen betrachtet, wobei die Sedimentkontinuität bisher im Mittelpunkt stand (BELLETTI et al., 2015; IKSE 2014; QUICK et al., 2014; KEUNEKE et al., 2016).

Auffällig ist, dass es auf wissenschaftlichem Gebiet praktisch keine interdisziplinäre Diskussion zum Nutzen und zur Wirkung des Strebens nach Sedimentkontinuität gegeben hat. Versuche zur Einleitung einer interdisziplinären Debatte werden häufig unter Verweis auf die Wasserrahmenrichtlinie im Keim erstickt. Die Sedimentkontinuität scheint damit unbemerkt ein weit verbreiteter, allgemeiner Grundsatz des Sedimentmanagements als Teil des Flussgebietsmanagements geworden zu sein.

Es ist Zeit für eine kritische Evaluation des Themas Sedimentkontinuität. Die Bezeichnungen Sedimentkontinuität und Sedimentdurchgängigkeit werden hier synonym verwendet und beschreiben einen kontinuierlichen Sedimenttransport im Gewässer in einem bestimmten räumlichen und zeitlichen Abschnitt. In diesem Beitrag wird untersucht, ob die Verbesserung der Sedimentkontinuität für das heutige Sedimentmanagement als Teil des Flussgebietsmanagements ein geeignetes Leitprinzip darstellt. Zur Vereinfachung wird im Folgenden vom Flussgebietsmanagement im Gesamten gesprochen, wobei hier selbstverständlich die Unterkomponente des Sedimentmanagements gemeint ist. Der übergeordnete Begriff stellt jedoch den Gesamtzusammenhang und die Relevanz von Sediment im gesamten Flusssystem dar.

Im nächsten Kapitel wird zunächst das Phänomen der gestörten Sedimentkontinuität beschrieben. Die beiden darauffolgenden Kapitel beinhalten eine kritische Evaluation der Sedimentkontinuität als Leitprinzip des heutigen Flussgebietsmanagements, zunächst aus wirtschaftlicher und sozialer Perspektive und danach aus ökologischer Perspektive. Der Beitrag endet mit einer abschließenden Betrachtung, in der untersucht wird, wie und ob sich die Sedimentkontinuität tatsächlich zu einem solch weit verbreiteten und allgemeinen Grundsatz des Flussgebietsmanagements entwickeln konnte. Außerdem werden Empfehlungen gegeben und Schlussfolgerungen gezogen.

Es ist anzumerken, dass in diesem Beitrag vorrangig die Sedimentkontinuität in Längsrichtung des Flusses betrachtet wird. Gleichzeitig interagiert der Fluss mit seinen Vorländern. Bei einer Unterbrechung der Wechselwirkungen zwischen Fluss und Vorland durch beispielsweise anthropogen verursachte Einschneidungen des Gewässers in das Substrat ist vielmehr die Kontinuität in Querrichtung beeinflusst.

2. Störungen von Sedimentströmen

Menschliche Beeinflussung von Sedimentströmen

Alle Flüsse der Erde transportieren Sediment, wobei das Grobsediment (vor allem Kies: 2 - 63 mm) in der Regel rollend, gleitend oder sprunghaft über die Gewässersohle bewegt wird (Geschiebetransport) und das Feinsediments (Ton: < 0,002 mm, Schluff: 0,002 - 0,063 mm) zumeist schwebend in der Wassersäule fortbewegt wird. Für Sand (0,063 - 2 mm) gilt beides. Er kann sowohl schwebend, als auch über die Sohle bewegt werden. Schon seit dem Neolithikum, das im Mittleren Osten vor circa 10.000 Jahren und in Mitteleuropa vor circa 7.500 Jahren begann, nimmt der Mensch Einfluss auf die Sedimentströme von Flüssen. Das Neolithikum ist durch den Übergang einer Kultur des Jagens und Sammelns hin zu einer Kultur der sedentären Landwirtschaft und Viehzucht gekennzeichnet. Für die Landwirtschaft mussten Waldgebiete gerodet werden, wodurch die Bodenerosion stark zunahm. In Europa zeigte sich dies vor allem in der römischen Zeit und im Mittelalter durch eine Zunahme der Ton- und Schlufffrachten in den Flüssen. Erst in jüngster Zeit, vor allem im 20. Jahrhundert, sorgte die Errichtung von Querbauwerken für eine drastische Abnahme der fluvialen Ton- und Schlufffrachten. Diese und andere menschliche Einflüsse auf die Ton- und Schlufffrachten von Flüssen wurden ausführlich untersucht (WALLING, 2006; HOFFMANN et al., 2007; SYVITSKI & MILLIMAN, 2007). Viel weniger bekannt ist, dass auch die Sand- und Kiesfrachten von Flüssen in starkem Maße durch menschliche Eingriffe beeinflusst werden. Deichbau, Mäanderdurchstiche, Umbau von Flussverzweigungen, Gerinneverschmälerung, Uferschutz, Einfluss von Schiffsschrauben, Dammbau, Sand- und Kiesgewinn sowie dynamisches Sedimentmanagement bringen allesamt Veränderungen der fluvialen Sand- und Kiesfrachten mit sich (FRINGS, 2015).

Sowohl in Bezug auf die Feinpartikel als auch in Bezug auf die gröberen Partikel gilt, dass menschliche Störungen der Sedimentfrachten meist einen diffusen Charakter haben. Die große Ausnahme sind Querbauwerke und insbesondere Staudämme, die eine sehr lokale Störung der Sedimentströme bewirken und trotz gesteigerter Bodenerosion den Sedimenteintrag in die Ozeane verringern (SYVITSKI et al., 2005). Staudämme sind die offensichtlichste Ursache für Diskontinuitäten in den Sedimentströmen und deshalb ein zentraler Aspekt dieses Beitrags. Allerdings sollte sich vergegenwärtigt werden, dass in Flüssen ohne Staudämme andere, oben genannte menschlichen Eingriffe den dominanten Einfluss auf die Sedimentströme darstellen.

An dieser Stelle sei bereits erwähnt, dass es menschliche Eingriffe wie Stauraumspülungen (*flushing*) oder Baggerungen gibt, die einer reduzierten Durchgängigkeit des Sediments entgegenwirken sollen. Im Endeffekt stellen sie jedoch wieder eine Beeinflussung von Sedimentströmen dar (MORRIS & FAN, 1998; WHITE, 2001; KONDOLF et al., 2014).

Die Errichtung von Staudämmen

Die Errichtung von Staudämmen beeinflusst schon seit vielen Jahrtausenden den Sedimenttransport in Wasserläufen. Staudämme dienen dazu, in Flüssen durchwatbare Stellen zu schaffen, Fischereierträge zu vergrößern, Bewässerungsanlagen, Trinkwassergewinnungsanlagen sowie Schifffahrtskanäle mit Wasser zu versorgen und eine ausreichende Wassertiefe für die Schifffahrt zu schaffen. Auch dienen sie zum Schutz vor Überschwemmungen und Sturmfluten, als Instrument von Kriegsführungen und Landverteidigungen – man denke an die berühmte Aachener Talsperre oder die Holländische Wasserlinie –, zum Schutz vor Muren in Wildbächen, um Vorräte an Bewässerungs- und Trinkwasser anzulegen und um die Räder von Wassermühlen und die hydraulischen Turbinen von Wasserkraftwerken anzutreiben. Während in den letzten Jahrhunderten Staudämme meist klein waren, sind die Bauwerke im 20. Jahrhundert immer größer geworden. Gegen Ende dieses Jahrhunderts gab es weltweit circa 45.000 Dämme mit einer Höhe von über 15 m (WCD, 2000). Die Gesamtzahl an Dämmen wird auf über 800.000 geschätzt (MCCULLY, 2001). Der bei weitem größte Damm befindet sich in China (Drei-Schluchten-Damm) und dient primär der Energieerzeugung. Im Jahr 2013 hatte die Wasserkraft an der globalen Stromversorgung einen Anteil von 16 % und noch immer wer-

den in großem Maßstab neue Wasserkraftwerke mit zugehörigen Staudämmen gebaut (WB, 2013).

Diskontinuitäten in Sedimentströmen an Staudämmen
Eine Folge der errichteten Staudämme ist, dass nicht nur die Migration wassergebundener Organismen (Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten) unterdrückt, sondern auch die Sedimentfrachten der Flüsse unterbrochen werden. Weil Staudämme das Wasser aufstauen, nimmt die Fließgeschwindigkeit oberhalb des Bauwerks ab, wodurch sich Sedimente absetzen (BRUNE, 1953). Dadurch passiert deutlich weniger Sediment die Stelle, an der das Bauwerk errichtet wurde. Die Folge ist eine drastische Abnahme der Sedimentzufuhr zu Flussdeltas und Küstenzonen (KONDOLF, 1997; VÖRÖSMARTY et al., 2003; SYVITSKI et al., 2005; WALLING, 2006). Ein anschauliches Beispiel ist der Bau des vorher erwähnten Drei-Schluchten-Damms in China. Das enorme Bauwerk wird die Sedimentfracht des Jangtsekiang voraussichtlich um über 80 % verringern (HU et al., 2009). Obwohl Nichtfachkundige es oftmals nicht so empfinden, stellt die durch Staudämme verursachte Störung der Sedimentfrachten ein großes wirtschaftliches, soziales und ökologisches Problem dar.

3. Sedimentkontinuität aus wirtschaftlicher und sozialer Perspektive

Wirtschaftliche und soziale Probleme
Die Sedimentation oberhalb von Staudämmen hat verschiedene unerwünschte wirtschaftliche und soziale Folgen (VISCHER, 1981; ANNANDALE, 1987). So nehmen die Flusswasserstände zu, wodurch sich das Risiko von Überschwemmungen vergrößert. Weiterhin sorgt die Sedimentation von Ton und Schluff in Stauseen für eine Abnahme der Wasserspeicherkapazität und damit zu einer Abnahme der Trink- und Bewässerungswasservorräte, eine Zunahme des Überschwemmungsrisikos stromabwärts des Damms und einen Rückgang der Fischereierträge des Stausees. Die Abnahme der Wasserspeicherkapazität sorgt darüber hinaus für verringerte Energieerträge aus Wasserkraft. Sehr besorgniserregend ist, dass jährlich weltweit mehr Wasserspeicherkapazität durch Sedimentation verloren geht, als durch den Bau neuer Staudämme geschaffen wird (BASSON, 2005; BASSON, 2009; SCHLEISS, 2013).

Stromabwärts von Staudämmen, wo weniger Sediment anfällt als stromaufwärts, gibt es häufig das Problem der Flussbetterosion: Das Flussbett wird weggespült. Dies hat verschiedene negative Folgen (PETTS, 1979; GÖLZ, 1994; KONDOLF, 1997; SCHMIDT & WILCOCK, 2008). So kann die Erosion dazu führen, dass Fundamente von Brücken frei gelegt werden, wodurch Brücken einstürzen. Wenn die Flusssohle nicht überall gleichmäßig abgetragen wird, entstehen darüber hinaus Hindernisse für die Schifffahrt. Die Erosion der Flusssohle führt in vielen Fällen auch zu Veränderungen des Strömungsmusters und zur Erosion der Flussufer, wodurch fruchtbares Land verloren geht. Weitere negative Folgen von Tiefenerosion infolge des stromabwärts eines Staudamms vorherrschenden Sedimentdefizits beziehen sich auf eine durch den menschlichen Eingriff ausgelöste und beschleunigte Entkopplung von Fluss und Aue mit einhergehender Absenkung der Fluss-, Auen- und Grundwasserstände (ERKENS et al., 2009; MIDDELKOOP et al., 2010).

Weiter stromabwärts in den Flussdeltas stellt die ausbleibende jährliche Ablagerung fruchtbaren Sediments eine Gefahr für die Bodenfruchtbarkeit dar. Darüber hinaus wird in vielen Flussdeltas die Bodenabsenkung nicht länger durch Zuführung neuen Sediments von oberstrom ausgeglichen, wodurch die Überschwemmungsrisiken zunehmen (SYVITSKI et al., 2009): Zwei Drittel aller großen Flussdeltas der Welt schrumpfen, vor allem durch eine Verringerung der Sedimentzufuhr und nicht primär durch einen steigenden Meeresspiegel. Auch für die Instandhaltung der Küstenlinie ist eine regelmäßige Zufuhr von frischem (Fluss-) Sediment wesentlich (INMAN, 1985; KONDOLF, 1997; GAILLOT & PIÉGAY, 1999). Das Problem besteht nicht nur auf anderen Kontinenten. In Europa sind etwa 20.000 km Küstenlinie von einer Küstenerosion betroffen, wobei die Verringerung der Sedimentzufuhr über Flüsse als eine der Ursachen gilt (SALMAN et al., 2004).

Es sollte klar sein, dass es sich nicht nur um ein wirtschaftliches Problem handelt, sondern auch um ein soziales Problem. Der Rückgang der Bewässerungs- und Trinkwasservorräte, die Ertragsrückgänge in Fischerei und Wasserkraft und die Zunahme von Überschwemmungen können früher oder später zu Krankheiten, Hungersnöten, Armut und sozialen Unruhen führen, wobei vor allem die Schwellenländer hierfür anfällig sind.

Klassische Lösungen
Die vielen nachteiligen Folgen von Staudämmen erfordern Maßnahmen zur Gefahrenabwehr.

Die Sedimentationserscheinungen stromaufwärts der Staudämme können verringert werden, indem verhindert wird, dass Sedimente das Reservoir erreichen (KONDOLF et al., 2014). Maßnahmen zur Verringerung sind beispielsweise Bodenerosion reduzierende Landnutzungsänderungen im Flusseinzugsgebiet, Verhinderung der Ufererosion oder Errichtung von Bauwerken (wie neuer Staudämme) stromaufwärts des Reservoirs, die den Sedimentstrom aufhalten.

Sollte dies nicht ausreichen, kann das Reservoirvolumen durch Erhöhung des Staudamms oder durch Entfernung der Sedimentablagerungen vergrößert werden (KNOBLAUCH et al., 2007; KONDOLF et al., 2014). Bei der Entfernung von Sedimentablagerungen gibt es verschiedene Optionen wie Stauraumspülungen oder Baggerungen (MORRIS & FAN, 1998; WHITE, 2001; KONDOLF et al., 2014). Dabei werden Umlagerungen von Sediment als Maßnahmen eingesetzt, wobei es in der Praxis auch zu Kreislaufbaggerungen kommen kann, sodass nicht nur Sediment von oben nach unten, sondern auch entgegengesetzt innerhalb einer Stauhaltung umgelagert wird. Dies wird in einigen Donau-Stauhaltungen durchgeführt. Allerdings ist es sowohl bei Trocken- als auch bei Nassbaggerungen häufig schwierig, eine geeignete Stelle für die Entsorgung des Baggermaterials zu finden. Baggergut, dass eine Umlagerung erfahren soll und hauptsächlich (> 90 %) aus Sand, Kies und Geröll besteht, wird unter der Prämisse, dass kein Verdacht auf Kontaminationen vorliegt, nicht auf Schadstoffbelastungen hin untersucht. Für alle anderen Fälle ist eine Untersuchung des Baggerguts auf Schadstoffe vorgeschrieben und eine Umlagerung des Sediments dahingehend abzuschätzen (BFG, 2000).

Im Kampf gegen die Erosionserscheinungen flussabwärts von Staudämmen kommen Ufer-, Flusssohlen- und Küstenschutzmaßnahmen zum Einsatz, aber auch Sedimentzugaben, wobei das Sediment, das das Querbauwerk nicht passieren kann, durch

flussfremden Sand oder Kies ersetzt wird. Entsprechende Zugaben erfolgen sowohl an der Küste (STIVE et al., 2013) als auch in Flüssen. Ein bekanntes Beispiel sind die Sedimentzugaben unterhalb des Iffezheim-Staudamms im Rhein (KUHL, 1992).

Die obengenannten technischen Maßnahmen sind kostspielig und in aufstrebenden Volkswirtschaften häufig nicht umsetzbar. Dazu kommt, dass die technischen Maßnahmen nicht von Dauer und nicht nachhaltig sind. Um eine Veränderung der Sedimentdurchgängigkeit zu erzielen, sind Maßnahmen direkt am Staudamm notwendig. Aufgrund des natürlichen Sedimenttransports findet auch Sedimentation in Reservoiren statt, deren Einzugsgebiete nicht durch menschliche Eingriffe geprägt sind, wie es in alpinen Gebieten der Fall ist. Bei den hier genannten Managementverfahren handelt es sich um Symptombekämpfungen, die im Allgemeinen ineffizienter und teurer sind, als die direkten Verfahren der Ursachenbekämpfung. Gleichzeitig können auch Baggerungen von Sediment in Häfen nicht zu einer Verbesserung der Durchgängigkeit führen, sondern bei extremer Entnahme von Material die Diskonnektivität weiter erhöhen.

An dieser Stelle sei erwähnt, dass die gröberen Kornfraktionen Steine und Kies sowie teilweise Sand und die feinen Fraktionen Ton und Schluff häufig als Summenparameter betrachtet werden. Eine solche Zusammenführung sollte jedoch stets überprüft werden, da eine getrennte Betrachtungsweise je nach gewässertypischen Anforderungen sinnvoll sein kann.

Das Prinzip der Sedimentkontinuität

Es ist daher nicht verwunderlich, dass immer mehr Stimmen laut werden, dass durch Staudämme verursachte Problem der gestörten Sedimentströme von den Ursachen her, anzugehen. Sollte es möglich sein, eine Unterbrechung des Sedimenttransports an den Staudämmen zu verhindern, so herrscht zum Teil die Auffassung, dass das Sedimentationsproblem sowohl flussaufwärts des Bauwerks als auch das Erosionsproblem stromabwärts des Bauwerks gelöst werden kann. Die Inangriffnahme der Diskontinuitäten des Sedimenttransports ist als Streben nach Sedimentkontinuität bekannt.

Dieses Streben kann als Bekämpfung des Problems von der Ursache her angesehen werden, stellt eine dauerhafte, zukunftsbeständige Lösung dar und passt zum Grundsatz „*Building with Nature*“ (VAN SLOBBE et al., 2013), einem Grundsatz, der seit einigen Jahren im Fluss- und Küstenmanagement zunehmend an Bedeutung gewinnt.

Die effektivste Maßnahme ist der vollständige Abriss des Staudamms, auch als *dam removal* bezeichnet. In den Vereinigten Staaten findet der Abriss in großem Umfang statt, vor allem wegen der hohen Instandhaltungskosten der Dämme und nur sekundär zur Förderung der Sedimentkontinuität (STANLEY & DOYLE, 2003).

Technische Möglichkeiten, bei Staudämmen für Sedimentkontinuität zu sorgen, werden reichlich entwickelt (KONDOLF et al., 2014). So gibt es Bypass-Systeme (Umleitungssysteme), die das Sediment um das Reservoir herum stromabwärts führen (VISCHER et al., 1997; SUMI et al., 2004) oder Pass-through-Systeme (Schleusungssysteme), die das Sediment direkt durch das Reservoir leiten (ICOLD, 1999; KNOBLAUCH et al., 2007; WANG & HU, 2009). Eine Schleusung des Sediments ist möglich durch Regulierung der Trübeströme im Reservoir oder durch Verringerung des Stauniveaus vor Hochwasserwellen und Öffnung der Grundablässe während des Hochwassers. Auch innovative, kontinuierliche Sedimenttransfermethoden, die sich absetzendes Sediment direkt wieder aufsaugen und nach unten spülen, fallen unter diese Kategorie (COFALLA et al., 2013).

Derzeit ist keine der Techniken imstande, die Sedimentation in den Reservoirs vollständig zu verhindern. Ein Teil der Sedimente kann noch nicht direkt weitergeleitet werden. Dabei spielen sowohl die Größe und Form des Stausees, als auch die Körnung der Sedimente eine Rolle (BRUNE, 1953). Es ist schwieriger, einen sehr großen Stausee passierbar zu machen als ein kleines Reservoir. Außerdem ist es einfacher, Ton und Schluff durch ein Reservoir zu führen als Kies. Kies sedimentiert wegen seiner Korngröße als erstes, häufig bereits weit oberhalb des Reservoirs im Zufluss, an der Stelle, wo die Staukurve beginnt und die Stromgeschwindigkeiten rückläufig sind.

Evaluation

Die Realisierung von Sedimentkontinuität ist eine hervorragende Lösung für die Sedimentationsprobleme flussaufwärts von Staudämmen. Das Sediment sedimentiert nicht länger im Stausee oder in den Unterläufen der Flüsse, die in den Stausee münden, sondern wird am Damm vorbeigeführt. Hierdurch vergrößern sich die Wasserspeicherkapazität von Stauseen, der Vorrat an Bewässerungs- und Trinkwasser sowie die Erträge aus Wasserkraft. Stauseen können ihre Funktion als Retentionsräume in Hochwasserphasen wieder erfüllen und so Überschwemmungsrisiken direkt unterhalb des Querbauwerks verringern. Die Sedimentkontinuität scheint derzeit die einzige Lösung zu sein, um den Fortbestand von Stauseen langfristig zu garantieren und die Funktionen von Stauseen zu bewahren.

Die Erwartungen an die Sedimentkontinuität zur Lösung der Erosionsprobleme flussabwärts der Staudämme sind genauso hoch. Weil das Sediment nicht mehr vor dem Bauwerk gestaut bleibt, sondern den stromabwärts gelegenen Flussabschnitten – und der Küste – zugutekommt, können die Erosionsprobleme flussabwärts erwartungsgemäß stark verringert oder sogar gelöst werden.

In der Tat gibt es vor allem außerhalb Deutschlands Flusssysteme, in denen die (Wieder-) Herstellung der Sedimentkontinuität im Bereich von Staudämmen einen Großteil der Erosionsprobleme flussabwärts lösen könnte. Doch es gibt andere Flusssysteme, in denen die Probleme mit der (Wieder-) Herstellung der Sedimentdurchgängigkeit im Bereich der Staudämme nicht lösbar sind. Dabei handelt es sich unter anderem um kanalisierte Flüsse (beispielsweise Rhein, Elbe und Mosel) in den Industrieländern: (1) In diesen Flüssen ist die Transportkapazität aufgrund einer Kette von Stauanlagen stark verändert, sodass ein durchgängiger Transport des Kieses verhindert wird, selbst wenn die Bauwerksebene beispielsweise durch technische Maßnahmen überwunden werden könnte. Flussbauliche Maßnahmen haben auch die Transportkapazität in freifließenden Gewässerabschnitten verändert, sodass ein wie auch immer gearteter, künstlich induzierter Durchtransport allen anfallenden Materials durch eine gesamte Staustufenkette hindurch nicht notwendigerweise zu einem ausgeglichenen Sedimenthaushalt führen muss. Obwohl es eventuell möglich ist, eine Kontinuität der Ton- und Schlufffraktion

zu erreichen, (2) wird die gesteigerte Sedimentzufuhr nicht zu einer Verringerung der Flussbetterosion führen, falls die Flusssohle flussabwärts der Staudämme hauptsächlich aus Kies oder Sand besteht. (3) In vielen dieser Flüsse wird eine Erhöhung der Ton- und Schluffzufuhr auch nicht zu einer Verringerung der Delta- oder Küstenerosion führen, weil ein großer Teil der verstärkt antransportierten Ton- und Schluffpartikel im Deichvorland oder in Hafenbecken absinken, bevor sie Gebiete mit einem Feinsedimentdefizit erreichen (FRINGS et al., 2017). In (semi-)ariden Gebieten, in denen das Flusswasser für die Bewässerung genutzt wird, passiert etwas Ähnliches: Ton und Schluff sedimentieren dort in den Bewässerungskanälen und werden praktisch nicht in das von Küstenerosion betroffene Delta gespült (zum Beispiel ins Nildelta). Dieses Beispiel zeigt, dass der Begriff der Sedimentkontinuität allumfassend zu sehen ist und nicht nur auf Staudämme reduziert werden kann.

Häufig hat die Wiederherstellung der Sedimentkontinuität auch durchweg negative Begleiterscheinungen. Dies ist zum Beispiel der Fall, wenn (1) die Sedimentation von Ton und Schluff im Deichvorland das Wasserführungsvermögen des Flusses vermindert und die Gefahr von Überschwemmungen zunimmt, (2) wenn die Sedimentation von Ton und Schluff in Hafenbecken zusätzliche Baggerkosten verursacht, (3) wenn der höhere Antransport von Feinsediment Bewässerungskanäle oder Hochwasserentlastungskanäle verschlemmt. Negative Begleiterscheinungen treten auch auf, wenn (4) Sedimente chemisch belastet sind (SALOMONS et al., 1982; SCHÜTTRUMPF et al., 2011; BRINKMANN et al., 2015) und (5) wenn Staudämme gerade deshalb gebaut wurden, um die Sedimentation und damit zusammenhängende Überschwemmungen bewohnter Gebiete flussabwärts zu verhindern. Gute Beispiele hierfür sind die Dämme in den Sturzbächen der Alpen, die die Bevölkerung von Dörfern in Talsohlen vor Muren und Überschwemmungen schützen.

Zusammenfassend hat die Wiederherstellung der Sedimentkontinuität an Staudämmen für die flussaufwärts gelegenen Flussabschnitte meist positive Folgen. Die Sedimentationsprobleme können hier deutlich verringert werden. Flussabwärts sind jedoch längst nicht immer positive Wirkungen zu erwarten. Flusssystemen, in denen mittels Sedimentkontinuität die Erosionsproblematik flussabwärts gelöst werden kann, stehen andere Flusssysteme gegenüber, in denen die Erosionsprobleme nicht abnehmen oder sogar weitere Probleme verursacht werden.

4. Sedimentkontinuität aus ökologischer Perspektive

Ökologische Probleme für das abiotische und biotische Milieu

Störungen der natürlichen Sedimentfrachten haben nicht nur negative Folgen für Wirtschaft und Gesellschaft, sie haben auch negative Folgen für das abiotische und biotische Milieu. Störungen der Sedimentfrachten sorgen für eine Veränderung des Sedimenthaushalts und damit für eine Umverteilung der Sedimente innerhalb eines Flusseinzugsgebiets. Somit gibt es einen großen Einfluss auf das abiotische Milieu. Am meisten springen die morphologischen Veränderungen ins Auge, die eine Folge der beschriebenen Erosions- und Sedimentationsprozesse sind und wertvolle natürliche und kulturhistorische Fluss- und Küstenlandschaften bedrohen. Betroffen sind zum Beispiel Wattenmeere, Küstenmoore, Flussdeltas, zerschnittene Terrassenlandschaften und Flussabschnitte mit charakteristischen Mustern aus Flussbänken und Inseln, wie *Point Bars*, *Braid Bars*, *Mid-channel Bars* und *Step-pool Sequences*. Auch ist bekannt, dass Staudämme zu Veränderungen im Strömungsmuster führen können, wie Studien am Gelben Fluss in China zeigen (JIONGXIN, 1996). Zu den morphologischen Auswirkungen von Staudämmen sollen auch die sedimentologischen Veränderungen der Flusssohle gerechnet werden. In den strömungsberuhigten Bereichen flussaufwärts von Staudämmen erfolgt eine Verfeinerung der Flusssohle durch Sedimentation von Ton, Schluff und Sand, während es flussabwärts von Staudämmen zu einer Vergröberung kommt, weil die feinen Sedimentpartikel aus der Flusssohle weggespült werden und die Anfuhr von Feinsediment von oberstrom reduziert ist. Der Prozentanteil des Flussbetts, in dem sedimentologische Veränderungen auftreten, kann bis zu 100 % betragen. Es ist nicht zu vergessen, dass sich die morphologisch-sedimentologischen Veränderungen in Flusssystemen unvermeidlich auf die Strömungseigenschaften Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit, Überflutungsfrequenzen der Vorländer, also auf die Hydrodynamik des Flusses, auswirken.

Die Veränderungen im abiotischen Milieu haben Folgen auf das biotische Milieu. Das Vorkommen von Wasserorganismen wie Pflanzen oder Tieren ist stark davon abhängig, ob sie geeignete Habitatbedingungen vorfinden. Jeder Wasserorganismus stellt eigene, besondere Bedingungen an die physikalisch-chemischen Eigenschaften des Wassers, die Strömungseigenschaften (Hydrodynamik) und die Substrateigenschaften (Morphologie), zu denen auch die Sedimenteigenschaften gezählt werden (SHELFORD, 1911; THOMPSON & HUNT, 1930; IDE, 1935; ZIEMER, 1973; VANNOTE et al., 1980; EC, 2000).

Sind die Habitatbedingungen nicht optimal, kann ein Wasserorganismus an diesem Ort nicht oder nur mit Mühe überleben. Störungen des Sedimenthaushalts können dafür sorgen, dass das Habitat einer Tier- oder Pflanzenart fragmentiert wird. Dies bedeutet, dass ein Teil der ursprünglichen Habitatfläche verloren geht oder dass eine Fragmentierung (Isolation) des (bzw. der übriggebliebenen Aufteilung des) Habitats erfolgt. Obwohl die Habitatfragmentierung nicht in allen Fällen negativ ist (FAHRIG, 2003; SCHEFFER et al., 2006), führt sie in der Regel zu einem Rückgang der Population oder sogar zum Aussterben der Art in diesem Flussabschnitt (ZWICK, 1992; ROBINSON et al., 1992; ANDREN, 1997; JANSSON et al., 2000). Hierdurch wird zwar Raum für andere Organismen geschaffen, die den Flussabschnitt natürlicherweise nicht besiedeln (Neobiota), doch dies wird in der Regel nicht als positiv bewertet und diesem wird aktiv begegnet (FRINGS et al., 2013).

Weil bei Störungen des Sedimenttransports aufgrund von Staudämmen häufig große Gebiete von sich verändernden Sedimenteigenschaften betroffen sind, nehmen die lokale Vielfalt der Sedimenteigenschaften und damit die räumliche Variation der Habitatbedingungen ab. Dadurch fühlen sich in diesem Flussabschnitt weniger Arten zuhause und die Artenvielfalt nimmt ab. Es ist bekannt, dass bei einer größeren Variation der Habitatbedingungen sich mehr verschiedene Pflanzen- und Tierarten auf derselben Fläche ansiedeln können und die Biodiversität größer ist (WARD, 1998; WARD & TOCKNER, 2001; MOYLE et al., 2010). Die genaue Beziehung zwischen der Variabilität der Habitatbedingungen und der Biodiversität ist sehr komplex (PALMER et al., 2010).

Neben der räumlichen Habitatvariabilität wird auch die zeitliche Variation der Habitatbedingungen durch Störungen der Sedimentströme beeinflusst. Es kann sich sowohl um eine Verstärkung als auch um eine Verringerung der Sedimentdynamik handeln. Beide sind aus der Perspektive der lokalen Organismen häufig unerwünscht. Eine Verringerung der Dynamik tritt in strömungsarmen Bereichen auf, in denen wenig Sediment transportiert wird. Eine Verstärkung der Dynamik gibt es an Stellen mit intensiver Sedimentation, intensiverer Erosion oder intensiverem Transport. Die dort lebenden hyporheischen Organismen (BOULTON et al., 1998) werden dann entweder von einer Sedimentschicht bedeckt, unter der sie ersticken, oder genau wie die Sedimente mit der Strömung weggespült. Auch Instandhaltungsmaßnahmen an Stauräumen gehen häufig mit einer vorübergehenden Verstärkung der Dynamik einher. Bei Stauraumspülungen (*flushing*, s. o.) werden plötzlich große Mengen an Feinsediment nach unten gespült, was flussabwärts zu Kolmationserscheinungen führen kann, wobei die Poren der Kiespartikel durch den antransportierten Ton, Schluff oder Sand verstopfen (SCHÄLCHLI, 1993). Dies hat beispielsweise auf die Laichgebiete von Salmoniden erhebliche Auswirkungen (SEAR, 1993; WOOD & ARMITAGE, 1997; SCHMUTZ, 2003; WOOSTER et al., 2008).

Es sei angemerkt, dass aus den vorstehenden Ausführungen gefolgert werden kann, dass es in der Regel keinen direkten Zusammenhang zwischen Störungen der Sedimentkontinuität und dem biotischen Milieu gibt: Störungen der Sedimentkontinuität beeinflussen das abiotische Milieu und dies hat Auswirkungen auf das biotische Milieu.

Das Prinzip der Sedimentkontinuität gemäß EG-WRRL

Der wichtigste Pfeiler der Flussrenaturierungspolitik in der Europäischen Union ist die Wasserrahmenrichtlinie, EG-WRRL (EC, 2000). Diese Richtlinie geht unter anderem davon aus, dass für Flüsse, Meere, Küstengewässer und Grundwasser ein guter ökologischer Zustand erreicht werden muss. Nach Nicht-Erreichen dieses Zustands bis 2015 wurde der Zeitraum der Zielerreichung um 6 Jahre verlängert.

In der Richtlinie wird der ökologische Zustand eines Wasserorganismus anhand biologischer, physikalisch-chemischer und hydromorphologischer Komponenten beurteilt. Ein guter hydromorphologischer und physikalisch-chemischer Zustand wird dabei als Voraussetzung zur Erreichung eines guten biologischen Zustands angesehen. Im Sinne der EG-WRRL steht das abiotische Milieu also im Dienst des biotischen Milieus.

Um einen guten hydromorphologischen Zustand zu erreichen, ist sowohl die Hydrologie als auch die Morphologie wiederherzustellen. In beiden Fällen ist nicht nur die räumliche Variation (Habitatvariabilität) wiederherzustellen, sondern auch die zeitliche Variation (Dynamik). Die EG-WRRL unterscheidet nicht zwei (Hydrologie und Morphologie), sondern drei hydromorphologische Qualitätsmerkmale von Flüssen: (1) Hydrologie, (2) Morphologie und (3) Kontinuität (EC, 2000). Der mit der EG-WRRL eingeführte Begriff der Kontinuität beschreibt, in welchem Maße die Bewegung von Organismen und Sediment durch einen Fluss möglich ist. Dabei wird die Situation, in der die Kontinuität des Flusses nicht durch menschliche Aktivitäten gestört wird und eine ungestörte Migration von Wasserorganismen und Sediment möglich ist, als optimal bezeichnet. Weil die Sedimentkontinuität nicht als morphologischer Aspekt, sondern als separates Qualitätsmerkmal angesehen wird, kommt ihr ein hoher Stellenwert zu.

Evaluation

Ist dies gerechtfertigt? Zunächst sei angemerkt, dass die Auslegung der EG-WRRL nicht eine ungeteilte Expertenmeinung reflektiert. Eine kürzlich veröffentlichte Studie der BAW und BFG (2016) fokussiert vielmehr die Sedimentdurchgängigkeit als Hilfsparameter der Qualitätskomponente Hydromorpholgie zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands bzw. Potenzials, wobei die biologischen Qualitätskomponenten maßgebend sind. Es wird in den Kernaussagen deutlich darauf hingewiesen, dass für die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) keine Notwendigkeit darin besteht, die in der EG-WRRL festgeschriebenen Ziele mithilfe einer Sedimentdurchgängigkeit an Stauanlagen zu erreichen. Die Zielerreichung kann auch auf anderem Wege erfolgen (BAW & BFG, 2016).

Für die Instandhaltung (oder Wiederherstellung) von Flusslandschaften und fluvialen Lebensräumen mit charakteristischer Ufer- und Gerinnegeometrie, Morphologie, Sedimentologie und Habitatstruktur ist in erster Linie ein gewässertypischer Sedimenthaushalt relevant (Abb. 1). Dies bedeutet, dass die Zufuhr von Flusssediment von stromaufwärts über Nebenflüsse, Ufererosion oder Hangrutschungen präzise auf den Sedimentverlust zu stromabwärts befindlichen Flussabschnitten, Nebenrinnen, Überflutungsflächen und die flussspezifischen natürlichen Erosions- und Sedimentationserscheinungen abgestimmt sein muss. Die Notwendigkeit eines gewässertypischen Sedimenthaushalts in Abhängigkeit der betrachteten Zeitskala gilt für Partikel aller Korngrößen. Eine Störung des Sedimenthaushalts sorgt für eine Veränderung der Morphologie inkl. Sedimentologie (abiotisches Milieu) und damit oft für eine Veränderung des biotischen Milieus. Anhand einer Sedimentbilanzanalyse (HILLEBRAND & FRINGS, 2017; FRINGS et al., 2017) kann beurteilt werden, ob ein gewässertypischer Sedimenthaushalt gegeben ist oder nicht (Abb. 1).

Es besteht ein direktes physikalisches Verhältnis zwischen dem Sedimenthaushalt und den abiotischen Milieumerkmalen oder

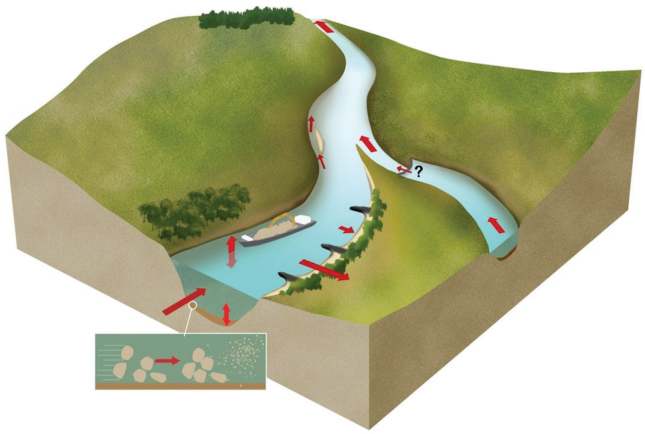

Abbildung 1
Schematische Wiedergabe des Sedimenthaushalts eines Flussabschnitts. Die Pfeile stellen Sedimentströme dar (verändert nach: FRINGS et al., 2017).
Schematic representation of the sediment budget of a river section. The arrows represent sediment fluxes (after: FRINGS ET AL., 2017).

Habitatbedingungen. Daher eignet sich der gewässertypische Sedimenthaushalt viel besser, als die davon abhängige Teilkomponente Sedimentkontinuität, um den ökologischen Zustand von Flusssystemen zu beurteilen. Dabei steht wiederum zur Diskussion, ob das Streben nach einem gewässertypischen Sedimenthaushalt als gesondertes Qualitätskriterium fungieren muss. Grundsätzlich ist der Sedimenthaushalt bereits durch das Qualitätsmerkmal der Morphologie abgedeckt. Die Morphologie erschöpft sich nämlich nicht in der bloßen Beschreibung der Form des Flussbetts und der Flusslandschaft, sondern richtet sich seit der zweiten Hälfte des zwanzigsten Jahrhunderts auch ausdrücklich auf die Sedimenttransportprozesse, durch die diese Formen zustande kommen.

Rückt man, wie in der EG-WRRL, anstelle des Sedimenthaushalts die Sedimentkontinuität in den Mittelpunkt, wird lediglich eine kleine Facette des gesamten Sedimenthaushalts beurteilt und auf diesem Niveau gibt es keinen direkten Zusammenhang zwischen der Sedimentkontinuität und den abiotischen und biotischen Milieumerkmalen, wie zum Beispiel der Biodiversität. Die meisten Wasserorganismen verhalten sich indifferent, ob das Sediment, auf das sie angewiesen sind, lokalen Ursprungs ist oder aus dem Quellgebiet des Flusses stammt. Es kommt darauf an, dass sowohl die räumlichen, als auch die zeitlichen sedimentologischen und morphologischen Habitatbedingungen naturraumtypisch sind.

Es ist Vorsicht geboten vor der Beurteilung einer geringen Sedimentkontinuität per definitionem als schlecht. Es gibt auch Fälle, in denen sich eine geringe Sedimentkontinuität ökologisch positiv auswirkt. Störungen des Sedimenttransports in kleinerem Umfang (wie durch Biberdämme) können zum Beispiel für eine Vergrößerung der Habitatdiversität sorgen und sich damit eher positiv als negativ auf den ökologischen Zustand auswirken. Sogar größere Störungen der Sedimentströme können positive ökologische Auswirkungen haben, zum Beispiel, wenn die Störungen zur Abkopplung von Teilen des Flusseinzugsgebiets führen, wodurch einzigartige Lebensgemeinschaften entstehen können (SCHEFFER et al., 2006). Eine eingeschränkte Sedimentkontinuität ist auch in Flusssystemen mit schadstoffbelastetem Sediment nicht gezwungenermaßen negativ. Die Erhöhung der Sedimentkontinuität in dieser Art von Systemen brächte ohne vorherige Sanierung des verunreinigten Sediments in ökologischer Hinsicht zweifellos mehr Nach- als Vorteile mit sich. In Flusssystemen mit einem anthropogen verursachten, erhöhten Antransport von Ton und Schluff (Kap. 2) ist eine durch Dämme eingeschränkte Sedimentkontinuität oft auch wünschenswert. Staudämme sorgen in der Regel dafür, dass große Mengen an Feinsediment stromaufwärts festgehalten werden (SYVITSKI & MILLIMAN, 2007), bevor sie die flussabwärts gelegenen Flussabschnitte und Küstenregionen erreichen und dort eine Kolmation oder Schädigung von wertvollen Küstenmilieus (z. B. Kalkriffen wie dem Great Barrier Reef, BELLWOOD et al., 2004; FABRICIUS, 2005) verursachen können. Auch hier gilt, dass die Erhöhung der Sedimentkontinuität ohne vorhergehende Verringerung der Feinsedimentzufuhr zweifellos negative ökologische Folgen haben würde.

Hieraus folgt, dass Sedimentkontinuität kein geeignetes Leitprinzip für die ökologische Qualitätsbeurteilung von Wassersystemen darstellt. Es sollte vermieden werden, eine hohe Sedimentkontinuität per definitionem als gut und eine geringe Sedimentkontinuität per definitionem als schlecht zu beurteilen. Dies schließt aber sicherlich nicht aus, dass eine Verbesserung der Sedimentkontinuität in bestimmten Fällen einen wichtigen Beitrag zur Wiederherstellung des gewässertypischen Sedimenthaushalts und damit zur Erreichung eines guten ökologischen Gleichgewichts leisten kann. Dafür ist ein gutes Verständnis des Sedimenthaushalts auf der Ebene des Flusseinzugsgebiets erforderlich und dann insbesondere der Morphodynamik und Sedimentkontinuität in natürlichen Situationen. Missverständnisse in Bezug auf die natürliche Morphodynamik und Sedimentkontinuität sind leider weit verbreitet, halten sich hartnäckig und stellen für den Erfolg von Flussrenaturierungsmaßnahmen eine ernsthafte Bedrohung dar.

Fehleinschätzungen zur Morphodynamik und Sedimentkontinuität in natürlichen Flüssen

Eine erste Fehleinschätzung ist die Auffassung, dass Sedimenttransport in natürlichen Flüssen ein räumlich-kontinuierlicher Prozess ist. Der Sedimenttransport wird in Flüssen nicht nur durch menschengemachte Bauwerke gestört, sondern es gibt auch diverse natürliche Hindernisse, die einen gleichmäßigen Sedimenttransport verhindern. Dies können biologische Hindernisse sein, wie zum Beispiel Biberdämme, hydraulische Hindernisse, wie zum Beispiel Seen und geologische Hindernisse, wie zum Beispiel Felsaufschlüsse in der Flusssohle. Ein gutes Beispiel ist der Bodensee im Rhein, der auf natürliche Weise durch eiszeitliche Gletscherbewegungen entstanden ist und dass aus den Alpen kommende Sediment aufnimmt (HINDERER, 2001). Weitere Beispiele für Flusssysteme, bei denen aus natürlichen Gründen Sediment zurückgehalten wird, sind der Tomasee und in früheren Zeiten das Binger Riff im Mittelrhein (VAN DEN BERGH, 1834) sowie der Damm im Mittelrhein, der durch einen Ausbruch des Laacherseevulkans entstanden war (PARK & SCHMINCKE, 1997). Auch in Flüssen ohne diese natürlichen Dämme ist der Sedimenttransport kein räumlich-kontinuierlicher Prozess. Bei der Entstehung neuer Mäander oder Flussgürtel (*Channel Belts*) wird kurzfristig viel Sediment freigesetzt und flussabwärts gespült. Danach beginnt eine Periode, die dutzende bis hunderte von Jahren dauern kann und während der die alte Mäanderkurve oder der alte Flussgürtel einen Großteil des von flussaufwärts antransportierten Sediments auffängt. Die Sedimentableitung flussabwärts wird hierdurch bedingt vorrübergehend viel geringer (HOBO, 2015).

Durch die Kanalisierung von Flüssen wiederum ist die laterale Migration von Flüssen zum Stillstand gekommen, wodurch sich die Sedimentkontinuität erhöht hat (FRINGS et al., 2015). Die Auffassung, dass Sedimenttransport in natürlichen Flüssen ein räumlich-kontinuierlicher Prozess ist, wäre somit nicht korrekt. Dasselbe gilt für die Auffassung, dass menschliche Eingriffe die Sedimentkontinuität auf ganzer Linie eingeschränkt haben.

Die zweite Fehleinschätzung geht von der Auffassung aus, dass sich natürliche Flüsse immer in einem morphologischen Gleichgewicht befinden. Das heißt, dass sich die dort stattfindenden Erosions- und Sedimentationsprozesse langfristig ausgleichen, was impliziert, dass unterm Strich keine Veränderungen des Sohlniveaus von Flüssen auftreten und die Sedimentbewegungen in den flussaufwärts und -abwärts gelegenen Abschnitten eines Flusseinzugsgebiets gleich groß sind. Dieser Fehlschluss scheint ein Überbleibsel ausführlicher Diskussionen zum Gleichgewicht fluvialer Systeme zu sein, die von renommierten Geomorpholo-

gen wie G.K. Gilbert (1843 bis 1918), J.H. Mackin (1905 bis 1968), A.N. Strahler (1918 bis 2002) und F. Ahnert (*1927) geführt wurden. Inzwischen weiß man, dass bestimmte charakteristische abiotische Milieus, wie zum Beispiel viele Wattengebiete, nur bei anhaltender Ablagerung (also Aufsedimentation) von (Fluss-) Sediment „überleben" können. Es ist sogar kennzeichnend für Flüsse, dass im Oberlauf netto Erosion auftritt, während im Unterlauf netto Sedimentation stattfindet. Dieser Prozess sorgt dafür, dass Gebirge abgetragen werden und sich Flussdeltas bilden. Es bedeutet auch, dass der Sedimenttransport in einem Fluss im Regelfall ab der Quelle Richtung Delta erst zunimmt und dann, bei Erreichen des Deltas, flussabwärts wieder abnimmt. Ein kontinuierlicher Sedimenttransport ohne Erosions- oder Sedimentationserscheinungen ist in Flüssen also gar nicht zu erwarten.

Eine weitere, dritte Fehleinschätzung, die v. a. auch in Deutschland verbreitet ist, ist die Auffassung, dass Feinsedimente (Ton und Schluff) überwiegend ungünstige Eigenschaften für Flusssysteme haben und deshalb lediglich eine Wiederherstellung der Sand- und Kieskontinuität angestrebt werden müsse. Es ist zwar so, dass viele Flüsse mit einer erhöhten Sedimentzufuhr in Form von Feinsediment mit negativen Folgen für das biotische Milieu zu kämpfen haben, doch dies bedeutet nicht, dass Flüsse ohne Feinsediment auskommen. Gerade die Kontinuität von Feinsediment ist in vielen Flusssystemen wesentlich für den Erhalt der Uferstabilität, den Erhalt der Deltas und die Verhinderung von Küstenerosion verantwortlich. Die Auffassung, dass Ton und Schluff für Flusssysteme ungünstige Eigenschaften haben, leitet sich möglicherweise aus der irrtümlichen Annahme ab, dass in einer natürlichen Situation durch Flüsse vor allem Sand und Kies transportiert werden. Bei Betrachtung der geologischen Ablagerungen kann man jedoch feststellen, dass z. B. aus Ton, Schluff und Sand gebildete Gesteine, wie Schiefer und Sandstein, weltweit viel häufiger vorkommen als aus Kies gebildete Gesteine (Konglomerate). Für das Einzugsgebiet des Rheins gibt es von ERKENS & COHEN (2009) eine Rekonstruktion für den Antransport von Ton und Schluff in das Delta zur Zeit des Holozäns. Dieser Rekonstruktion zufolge fand ein sehr hoher Sedimenttransport in das Delta (ca. 2,5 Mt/a) zu Beginn des Holozäns statt, als der Einfluss des Menschen noch vernachlässigbar war. Dies betraf Sedimente aus der Eiszeit, die mit Verzögerung das Rheindelta erreichten. Danach nahm die Sedimentzufuhr bis auf ca. 1,4 Mt/a ab, während im anschließenden Spätmittelalter Veränderungen in der Landnutzung für eine deutliche Erhöhung der Sedimentzufuhr auf ca. 3,3 Mt/a in das Rheindelta sorgten. Gegenwärtig beläuft sich die in das Delta transportierte Menge an Schluff und Ton auf ungefähr 2,1 Mt/a (FRINGS et al., 2015), historisch betrachtet ein sehr moderater Wert, innerhalb der Bandbreite (1,4 bis 2,5 Mt/a) des Feinsedimenttransports des natürlichen Rheins.

Aus dem vorherigen Punkt ergibt sich eine weitere, vierte Fehleinschätzung, dass in einer natürlichen Situation keine Kolmation stattfände. Flüsse transportieren von Natur aus große Mengen an Schluff und Ton. Dieses Material wird zu einem Teil als sogenannte Spülfracht direkt aus dem Quellgebiet zur Mündung transportiert, wobei es sich entweder auf Überflutungsflächen oder im Mündungsgebiet auf dem Flussbett ablagert. Große Mengen an Ton und Schluff werden jedoch nicht direkt abgeleitet, sondern lagern sich auch entlang des Flusslaufs vorübergehend in strömungsarmen Flussbereichen ab, wie in Innenkurven, auf Überflutungsflächen, in abgeschnittenen Mäanderkurven sowie hinter Inseln. Geologen erkennen diese Ton- und Schluffablagerungen in Form von Tonsteinen und Schiefern in den Überresten prähumaner Flüsse gut wieder. Angesichts der großen räumlichen Variabilität der Strömungsbedingungen in natürlichen Flüssen ist es unvermeidlich, dass sich Schluff und Ton in Niedrigwasserperioden auf der Gewässersohle zwischen Kies- und Sandkörnern absetzen und abgesetzt haben. Der so genannte Kolmationsprozess (SCHÄLCHLI, 1993) ist also zunächst einmal ganz natürlich. Auch hierfür gibt es umfangreiche geologische Belege in Form der vorgefundenen fluvialen Konglomerate. Das schließt die Wahrscheinlichkeit nicht aus, dass der Prozentsatz des Flussbetts, der einer Kolmation unterworfen ist, heute größer ist als früher und dass der Dekolmationsprozess, bei dem feine Körner aus den Poren von Kies und Sand gespült werden, in der natürlichen Situation intensiver war als heute.

Eine fünfte Fehleinschätzung gibt die Auffassung wieder, dass eine vollständige Rückkehr zum natürlichen morphologischen Zustand möglich sei. Das ist allerdings schwerlich der Fall. Selbst wenn man die ursprüngliche hydrologische Situation wiederherstellen könnte und die anthropogenen Veränderungen der Sedimentkontinuität, als Folgen von Dammbau und Kanalisation, rückgängig machen könnte, würde man dennoch nicht die ursprüngliche Morphodynamik wiederherstellen. Die menschlichen Eingriffe der Vergangenheit haben die flussmorphologischen Rahmenbedingungen bereits unwiderruflich verändert. Durch Beendigung menschlicher Eingriffe kann eventuell verhindert werden, dass sich die Flussmorphologie weiter verändert, doch damit allein wird bei weitem der ursprüngliche Zustand nicht wiederhergestellt. Der erhöhte Antransport von Feinsediment durch Landnutzungsänderungen beispielsweise hat in vielen Flussauen und Flusstälern für eine umfangreiche Ablagerung von Feinsediment gesorgt. Allein im Einzugsgebiet des Rheins, flussabwärts der Alpen, sind dies mindestens 59 Mill. t Sediment (HOFFMANN et al., 2007). Es ist klar ersichtlich unmöglich, das gesamte Feinsediment wieder Korn für Korn zurück zu den Ursprungsgebieten zu transportieren, von denen es stammt, ganz abgesehen von den wissenschaftlichen und sozio-geographischen Problemen, die dies mit sich bringen würde. Vergleichbares gilt für die Flusssohle stromabwärts von Staudämmen: Wenn diese über viele Jahrzehnte der Erosion ausgesetzt waren, während das Feinsediment weggespült wurde, sind die Flussbetten tiefer in die Überflutungsgebiete eingeschnitten und haben vielfach eine gröbere Körnung als in der natürlichen Situation. Es ist zwar möglich, die Tiefenlage des Flussbetts und dessen Kornzusammensetzung anzupassen – ein entsprechendes Vorhaben besteht zum Beispiel für einige Abschnitte der Lippe in Nordrhein-Westfalen – aber dies ist lediglich auf lokalem Niveau möglich und nicht innerhalb eines ganzen Flusssystems.

In der EG-WRRL ist u. a. bereits enthalten, dass wir die Illusion aufgeben sollten, dass wir zur ursprünglichen morphologischen Situation innerhalb von Flussgebieten zurückkehren können. Dies bedeutet auch, dass es unmöglich ist, zum exakten ursprünglichen biologischen Zustand zurückzukehren. Dieser Aspekt wird beim Entwurf von Leitbildern für die Flussrenaturierung häufig vergessen und führt dazu, dass viele Flussrenaturierungsmaßnahmen nicht die gewünschte Wirkung haben. Wir müssen akzeptieren, dass das Artenvorkommen fluvialer Biotope nicht genau dasjenige sein wird, dass es einmal war. Ist dies problematisch? – Wahrscheinlich nicht. Warum sollten wir zum ursprünglichen morphologischen und biologischen Zustand zurückkehren

wollen? Erstens kennen wir diesen ursprünglichen Zustand nicht und zweitens gibt es so etwas wie „DEN" natürlichen Zustand gar nicht, da Flusssysteme kontinuierlichen Veränderungen unterworfen waren und sind. Wir können nur anstreben, dass es andere Zustände gibt, die nahezu gleichwertig, aber realisierbar sind.

5. Sedimentkontinuität als Grundsatz des Flussgebietsmanagements

Die vorausgegangenen Kapitel haben gezeigt, dass weder das Streben nach Sedimentkontinuität noch das Streben nach einem gewässertypischen Sedimenthaushalt nur Vorteile mit sich bringen. Manchmal ist die Wiederherstellung der Sedimentkontinuität die Maßnahme der Wahl, um sedimentspezifische Probleme mit wirtschaftlichen, sozialen und ökologischen Folgen zu bekämpfen. Häufig sind andere Maßnahmen jedoch deutlich effektiver und eine Wiederherstellung von Sedimentkontinuität bereitet mehr Probleme, als hierdurch gelöst werden. Es sollte daher vermieden werden, Sedimentkontinuität als isolierten Ausgangsparameter für das Flussgebietsmanagement heranzuziehen.

Doch scheint der Sedimentkontinuität diese Rolle in vielen Managementebenen zugekommen zu sein. Dies geht sogar so weit, dass die mangelhafte Sedimentkontinuität an sich, und nicht in erster Linie deren schädliche Folgen als Problem angesehen wird. Faktisch hat sich dadurch die Sedimentkontinuität nahezu unbemerkt zu einem allgemeingültigen, weit verbreiteten Grundsatz des Flussgebietsmanagements entwickelt. Wie konnte es dazu kommen?

Die Studie der BAW & BFG (2016) und einige europäische und nationale Verfahren, in denen gewässertypische Ausprägungen bereits als Leitprinzipien verankert sind, gehen bereits darauf ein und zeigen auf, dass die Sedimentkontinuität nicht als allgemeingültige Lösung angesehen werden kann. Die einheitliche Behandlung der Sedimentkontinuität ist in erster Linie auf fehlende morphologische Systemkenntnisse zurückzuführen. Für die meisten Flusssysteme sind kaum Kenntnisse in Bezug auf den Sedimenthaushalt und die Dynamik von Sedimentströmen auf der Ebene des Flusseinzugsgebiets vorhanden. Dies gilt für die heutige Situation wie auch insbesondere für die natürliche Situation, die meist als Leitbild definiert wird. Tatsächlich ist für jedes Flusseinzugsgebiet (und zwar von der Quelle bis zur Mündung) eine detaillierte Analyse der Sedimentbilanz erforderlich, für die Quellen, Senken, Speicher und Frachten des Sediments identifiziert und quantifiziert werden (FRINGS & TEN BRINKE, 2017; FRINGS et al., 2017), bevor über größere Eingriffe in den Sedimenthaushalt durch Beeinflussung der Sedimentkontinuität beschlossen und geurteilt werden sollte. Sedimentbilanzierungen in Flussgebieten sind die notwendige Grundlage, um in den gewässertypischen Sedimenthaushalt einzugreifen. Leider sind Fehleinschätzungen auf dem Gebiet der Morphodynamik weit verbreitet und es werden Diskussionen über das Flussgebietsmanagement häufig unbewusst durch diese falschen Annahmen beeinflusst (ELSNER & PFLEGER, 2011; KERN, 2014). Erst nachdem die ökologische Durchgängigkeit für Fische in den letzten zwei Jahrzehnten angegangen wurde, rückt jetzt die Durchgängigkeit für Sediment in den Fokus. Dieses Vorgehen bei der Umsetzung der EG-WRRL erweckt den Eindruck, dass nicht die Durchgängigkeit für aquatische Organismen und Sediment als Gesamtbild im Mittelpunkt steht, sondern dass es sich vielmehr um eine Abarbeitung einer Kette von technischen Lösungen bzw. Maßnahmen an Einzelbauwerken handelt.

Die einheitliche Behandlung der Sedimentkontinuität im aktuellen Flussgebietsmanagement ist jedoch nicht ausschließlich auf fehlende morphologische Systemkenntnisse zurückzuführen. Eine weitere Ursache ist die Unterbewertung des gewässertypspezifischen abiotischen Milieus. Flussrenaturierungsmaßnahmen, bei denen das abiotische Milieu künstlich angepasst wird, um für mehr Artenreichtum zu sorgen, sind zu einer üblichen Methodik geworden (PALMER et al., 2010). Dabei wird zugleich riskiert, abiotische Milieus zu schaffen, die auf natürliche Weise niemals entstanden wären. Ein gutes Beispiel ist die Positionierung großer Felsblöcke in mäandrierenden Bächen mit langsam fließendem Wasser, um die Variation der Strömungsbedingungen zu vergrößern. Der Bach selbst kann entsprechende Felsblöcke nicht abtransportieren. Solche Maßnahmen sind als sehr kritisch zu bewerten, da es sich dabei erneut um einen menschlichen Eingriff handelt, dessen Auswirkungen auf den Fluss nicht klar abzuschätzen sind. Die Unterbewertung des natürlichen abiotischen Milieus verdeutlicht sich auch daran, dass Sedimente in Flusssystemen von vielen als kritische Situation für das biotische Milieu angesehen werden. Dabei wird völlig vergessen, dass Flusssysteme als solche ohne Sediment niemals entstanden wären. Merkwürdigerweise werden diejenigen Sedimente, die in Flusssystemen natürlicherweise am häufigsten vorkommen (Ton, Schluff, Sand) als größte Störung angesehen. Für die Unterbewertung des abiotischen Milieus ist u. a. die europäische Wasserrahmenrichtlinie (EC, 2000) mitverantwortlich. Hier werden die biologischen Qualitätskomponenten als oberstes Bewertungskriterium genannt. Dies wird jedoch von vielen so interpretiert, dass das abiotische Milieu lediglich im Dienst des biotischen Milieus steht. Dies ist eine gefährliche Fehleinschätzung, da das abiotische Milieu seinen eigenen Wert hat (BUUNK, 2013). Allem voran kommt dem abiotischen Milieu unübersehbar ein instrumenteller (funktioneller) Wert zu, auch als (*abiotische*) *Ökosystemfunktion* bekannt (JAX et al., 2013). Der Mensch selbst misst dem abiotischen Milieu diesen Wert bei. Man denke dabei zum Beispiel an ästhetische Aspekte (die Schönheit der Natur), kulturhistorische Aspekte (Kulturlandschaften lassen den Menschen begreifen, woher er kommt), naturhistorische Aspekte (urwüchsige Naturlandschaften lassen den Menschen erkennen, wie die heutige Landschaft geformt ist, und lehren ihn, künftige Veränderungen zu antizipieren), identitätsstiftende Aspekte (einen Teil der menschlichen Identität ergibt sich aus der natürlichen Lebensumgebung des Menschen), das Wohlergehen fördernde Aspekte (die Natur bietet Ruhe, Raum, Erholung, fördert geistige und körperliche Gesundheit) und wirtschaftliche Aspekte (die Natur bietet natürliche Ressourcen, hat eine selbstreinigende Wirkung und reguliert die natürlichen Kohlenstoff- und Nährstoffkreisläufe). Die ökozentristische Strömung der Philosophie geht davon aus, dass das abiotische Milieu nicht nur einen instrumentellen, sondern auch einen intrinsischen Wert hat: einen Wert, den es von selbst besitzt und der vom Menschen zu respektieren ist (VILKKA, 1997; LEE, 1999; ZIMMERMAN, 2001). Dies wird von Anthropozentristen, die lediglich den instrumentellen Wert des abiotischen Milieus anerkennen, jedoch bestritten. Daraus folgt für die Hydromorphologie, dass diese nicht im Dienst der biologischen Qualitätskomponenten stehen sollte, sondern dass dieser in ihrer Gesamtheit – und nicht nur auf Basis der Sedimentdurchgängigkeit – ein eigener Stellenwert beigemessen werden sollte.

Ein weiterer, dritter Grund für die einheitliche Behandlung der Sedimentkontinuität ist die fehlende interdisziplinäre Diskussion auf wissenschaftlicher Ebene zum Nutzen und zur Wirksamkeit der Sedimentkontinuität. Die Debatte zur Sedimentkontinuität wird stark von Experten des biotischen Milieus (u. a. Biologen, Ökologen) dominiert. Experten auf dem Gebiet des abiotischen Milieus (u. a. Geografen, Geologen, Gewässermorphologen), zu denen sich auch die Autoren dieses Artikels zählen, haben sich hierzu in der Vergangenheit zu wenig positioniert und zu wenig Einfluss genommen.

Genau wie wir heute manchmal mit Bedauern auf das zwanzigste Jahrhundert zurückschauen, in dem die meisten Flüsse kanalisiert wurden, so könnten künftige Generationen ggf. mit Bedauern auf die ersten Jahrzehnte des einundzwanzigsten Jahrhunderts zurückblicken, in denen europäische Flusssysteme mit dem Streben nach Sedimentkontinuität als Leitprinzip morphodynamisch umfassend verändert wurden, ohne die grundsätzlichen morphologischen und ökologischen Probleme anzugehen.

6. Empfehlungen für das Leitprinzip des Flussgebietsmanagements

Mit Blick auf die Zukunft drängt es daher, sich Folgendes klarzumachen:

(1) Sedimentkontinuität ist als das eine Leitprinzip des Flussgebietsmanagements ungeeignet. Sedimentkontinuität ist nicht mehr als eines von vielen Managementinstrumenten (Methoden), die dem Flussgebietsmanagement zur Verfügung stehen, um sedimentspezifische Probleme mit wirtschaftlichen, sozialen und ökologischen Folgen anzugehen. In einigen Fällen ist die Wiederherstellung der Sedimentkontinuität die Methode der Wahl, um diese Probleme zu lösen, in anderen Fällen sind andere Maßnahmen deutlich effektiver und die Wiederherstellung von Sedimentkontinuität erzeugt mehr Probleme, als hierdurch gelöst werden.

(2) Als morphologisches und ökologisches Leitprinzip sollte das Streben nach Sedimentkontinuität besser ersetzt werden durch das Streben nach einem gewässertypischen Sedimenthaushalt, da dieses nicht nur eine bessere physikalische und biologische Grundlage hat, sondern auch die spezifischen Eigenschaften eines Flusseinzugsgebiets stärker berücksichtigt.

(3) Sedimentspezifische Probleme in Flüssen sollten auf der übergeordneten Ebene des Flusseinzugsgebiets gelöst werden. Dabei ist eine gute Zusammenarbeit zwischen allen Flussmanagern und Behörden (Gemeinden, Staaten) innerhalb des Flusseinzugsgebiets erforderlich. Hierzu sollte mit einer Aufzählung aller (Ökosystem-) Funktionen begonnen werden, da sich das Flussgebietsmanagement nicht nur aus dem Sedimentmanagement, sondern aus viele Aspekten, wie dem Schutz vor Hochwasser, der Auenbewirtschaftung, dem Grundwasser u. v. a. zusammensetzt. Zur Fokussierung des Sedimentmanagements sollte eine Aufstellung vorgenommen werden, wie diese Funktionen durch Störungen im Sedimenthaushalt blockiert werden. Eine Aufstellung möglicher Managementmaßnahmen bezogen auf alle Bereiche des Flussgebietsmanagements mit Preis (Kosten) und Effektivität (Nutzen) muss dann zu einer Flussgebietsvision führen, mit der beschrieben wird, welche Funktionen das Flusseinzugsgebiet in Zukunft noch erfüllen kann und welche Maßnahmen dafür erforderlich sind. Möglicherweise muss man sich dafür entscheiden, auf bestimmte Funktionen zu verzichten, weil sie zu einer derartigen Störung des gesamten Systems führen, dass die Vorteile der Maßnahmenumsetzung nicht mehr überwiegen. Es ist eine Illusion zu denken, dass Flüsse alle Funktionen, die der Mensch von ihnen erwartet, gleichzeitig voll erfüllen können.

(4) Für Flussrenaturierungsmaßnahmen sind fundierte Kenntnisse der heutigen und natürlichen (ursprünglichen) fluvialen Morphodynamik erforderlich. Fundierte Kenntnisse des Sedimenthaushalts und der Sedimentströme in einem Flusseinzugsgebiet sind unentbehrlich. Prinzipiell ist für jedes Flusseinzugsgebiet, und zwar von der Quelle bis zur Mündung, eine detaillierte Sedimentbilanzanalyse erforderlich, für die Quellen, Senken, Speicher und Frachten des Sediments identifiziert und quantifiziert werden. Initiativen wie die jüngst erschienene Sedimentbilanz für den Rhein (HILLEBRAND & FRINGS, 2017; FRINGS et al., 2017), das jüngst erschienene Sedimentmanagementkonzept für das Einzugsgebiet der Elbe (IKSE, 2014) und die Einrichtung einer Arbeitsgruppe der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) mit dem Ziel, Hilfestellungen für ein entsprechendes integrales Sedimentmanagement auf der Ebene des Flusseinzugsgebiets zu bieten, sind ein entsprechender Schritt in die richtige Richtung.

(5) Es ist Zeit für eine Neubewertung des abiotischen Milieus. Das abiotische Milieu ist für den Menschen von wichtigem, instrumentellem und intrinsischem Wert und darf bei Flussrenaturierungsmaßnahmen nicht vernachlässigt werden. Sedimente sind nicht als Gefahr, sondern als intrinsischer, untrennbarer Bestandteil eines Flusssystems anzusehen. Dies gilt nicht nur für gröbere Sedimentpartikel (Kies, Steine), sondern auch für das Feinsediment (Ton, Schluff) und Sand. Experten auf dem Gebiet des abiotischen Milieus, wie Geografen, Geologen und Flussmorphologen, haben dabei die Pflicht, ihre Kenntnisse – stärker als dies bisher der Fall war – zu teilen und zu einer öffentlichen Flussrenaturierungsdebatte einen Beitrag zu leisten.

7. Zusammenfassung

Das Streben nach Sedimentkontinuität stellt keine angepasste Maßnahme für das Flussgebietsmanagement dar und sollte als Leitprinzip besser durch das Streben nach einem gewässertypischen Sedimenthaushalt ersetzt werden.

Betrachtet man das Problem der gestörten Sedimentströme aus wirtschaftlicher und sozialer Perspektive, kommt man zu dem Schluss, dass (1) die Umsetzung einer Sedimentkontinuität zwar eine hervorragende Lösung für die Sedimentationsprobleme stromaufwärts von Staudämmen darstellt, doch (2) diese längst nicht immer die erwartete erosionsverringernde Wirkung flussabwärts von Staudämmen hat, weil es häufig unmöglich ist, insbesondere den erosionsbeständigen Kies an einer Reihe von Stauwerken vorbeizuführen. Ton und Schluff und zum Teil auch Sand können zwar manchmal an einer Reihe von Stauwerken vorbeigeführt werden, doch sedimentieren sie häufig in kanalisierten Flusssystemen im Deichvorland, in Hafenbecken oder Bewässerungskanälen, bevor die Gebiete erreicht werden, in denen aufgrund von mangelndem Ton, Schluff und Sand eine Flussbett- oder Küstenerosion auftritt. (3) Darüber hinaus kann die Umsetzung von Sedimentkontinuität auch negative Begleiterscheinungen haben. So sorgt der erhöhte Antransport von

Ton und Schluff in das Deichvorland und Hafenbecken ggf. für steigende Überschwemmungsrisiken und Baggerkosten, insbesondere, wenn die Sedimente chemisch belastet sind. Es sollte nicht vergessen werden, dass einige Dämme mit dem einzigen Ziel gebaut wurden, die Sedimentzufuhr in flussabwärts gelegene Gebiete zu begrenzen und damit das Überschwemmungsrisiko in diesen Gebieten zu verringern. Die Wiederherstellung der Sedimentkontinuität hat dann jedoch eine kontraproduktive Wirkung.

Betrachtet man das Problem der gestörten Sedimentströme aus ökologischer Perspektive, wird deutlich, dass es keinen direkten Zusammenhang zwischen der Sedimentkontinuität und den abiotischen und biotischen Milieukriterien (wie der Biodiversität) gibt. Es ist darum auch nicht adäquat, die Sedimentkontinuität als herausgehobenes Qualitätskriterium für den ökologischen Zustand von Flüssen heranzuziehen. Es ist eine einseitige Annahme, eine hohe Sedimentkontinuität per definitionem als gut und eine niedrige Sedimentkontinuität per definitionem als schlecht zu beurteilen. Nichtsdestotrotz kann eine Verbesserung der Sedimentkontinuität über ihren Einfluss auf den Sedimenthaushalt durchaus indirekt zur Wiederherstellung des abiotischen und biotischen Milieus beitragen. Fehleinschätzungen in Bezug auf den Sedimenthaushalt und die Sedimentkontinuität in natürlichen Situationen sind leider weit verbreitet und bedrohen den Erfolg von Flussrenaturierungsmaßnahmen. So wird häufig zu Unrecht angenommen, dass: (1) Sedimenttransport in natürlichen Flüssen ein räumlich-kontinuierlicher Prozess sei, (2) sich natürliche Flusssysteme immer in einem morphologischen Gleichgewicht befänden und darum kontinuierliche Sedimentströme hätten, (3) natürliche Flüsse kaum Sand, Ton und Schluff transportierten und darum die Erhöhung der Feinsedimentkontinuität um jeden Preis zu verhindern sei, (4) in natürlichen Flüssen keine Kolmation stattfände, und (5) eine Rückkehr zum ursprünglichen morphologischen und biologischen Zustand europäischer Flüsse möglich sei.

Trotz der unverkennbaren Nachteile konnte sich das Streben nach Sedimentkontinuität zu einem weitverbreiteten und allgemeinen Grundsatz des Sedimentmanagements als Teil des Flussgebietsmanagements entwickeln. Die fehlenden morphologischen Systemkenntnisse, die Unterbewertung des abiotischen Milieus und eine fehlende interdisziplinär-wissenschaftliche Debatte unter Experten auf dem Gebiet des abiotischen und Experten auf dem Gebiet des biotischen Milieus sind dafür vor allem mitverantwortlich.

Es ergibt sich daher wie dargelegt, dass Flussmanager und Wissenschaftler ein Bewusstsein dafür bekommen, dass (1) die Sedimentkontinuität kein geeignetes Leitprinzip des Flussgebietsmanagements ist und besser ersetzt wird durch das Streben nach einem gewässertypischen Sedimenthaushalt. Dabei ist für jedes Flusssystem, in Abhängigkeit von den Funktionen, die der Fluss für den Menschen repräsentiert, separat zu entscheiden, ob die Sedimentkontinuität zu fördern oder im Gegenteil zu beschränken ist; (2) sedimentspezifische Probleme in Flüssen auf der Ebene des Flusseinzugsgebiets betrachtet und gelöst werden sollten, (3) für Flussrenaturierungsmaßnahmen fundierte Kenntnisse der heutigen und natürlichen fluvialen Morphodynamik erforderlich sind, wobei Kenntnisse in Bezug auf den Sedimenthaushalt und die Sedimentströme in Form einer detaillierten Analyse der Sedimentbilanz auf der Ebene des Flusseinzugsgebiets unentbehrlich sind und (4) das abiotische Milieu genauso wie das biotische Milieu einen nicht zu verkennenden Wert darstellen und bei der Flussrenaturierung nicht zu vernachlässigen ist. Sedimente sind deshalb auch nicht als eine Beeinträchtigung, sondern als intrinsischer, untrennbarer Bestandteil eines Flusssystems anzusehen.

Summary

The pursuit of sediment continuity is not an adapted measure of river basin management and should better be replaced as a guiding principle by the pursuit of a river-specific sediment budget.

Looking at the problem of disturbed sediment fluxes from an economic and social perspective, it can be concluded that (1) the realization of sediment continuity is an excellent solution for sediment problems upstream of dams, but (2) that this has not always the expected effect of decreasing erosion downstream of the dam. It is often impossible to pass especially gravel, which might be resistant against erosion, through a chain of dams. Clay, silt and partly sand might be passed through a chain of dams, but they often deposit in channelized river systems in embankment foreland, in harbor basins or irrigation channels, before reaching areas, where riverbed or coastal erosion occurs due to a lack of clay, silt and sand. (3) In addition, sediment continuity can have negative side effects. An increased transport of clay and silt into the embankment foreland and harbor basins might result in an increasing flooding risk und increasing dredging costs, especially, when sediment is chemically polluted. It should be kept in mind that some dams were built only with the aim to reduce sediment transport in downstream direction and to reduce flood risk of these downstream located areas. Restoring sediment continuity might have counterproductive effects in such areas.

Looking at the problem of disturbed sediment fluxes from an ecological perspective, it can be concluded that there is no direct correlation between sediment continuity and abiotic and biotic environment criteria (like biodiversity). Therefore, it is not adequate to use sediment continuity as a quality criterion of the ecological status of a river. It is a one-sided assumption to evaluate high sediment continuity generally as good and low sediment continuity generally as bad. Nonetheless, improving sediment continuity can contribute the restoration of the abiotic and biotic environment due to its effects on the sediment budget. Misjudgments of sediment budgets and sediment continuity in natural situations are widespread and threaten the success of river renaturation interventions. It is often wrongly assumed that (1) sediment transport is a spatially-continuous process, (2) natural river systems are in a morphological equilibrium and therefore have continuous sediment fluxes, (3) natural rivers transport only less sand, clay and silt, so that increasing fine sediment continuity should be prevented at any price, (4) clogging is not present in natural rivers and (5) that returning of European rivers to an initial morphological and biological state is possible.

Despite of obvious disadvantages, the pursuit of sediment continuity has developed towards a widespread and general principle of sediment management as a part of river basin management. Missing morphological system knowledge, the undervaluation of the abiotic environment and a missing interdisciplinary-scientific debate of experts of the biotic and abiotic environment are co-responsible.

As stated above, it results that river managers and researchers need to get awareness that (1) sediment continuity is not an appropriate guiding principle of river basin management and should be replaced by the pursuit of a river-specific sediment budget. It is better to determine for each river system individually if sediment continuity is to be promoted or to be limited, in dependence of the function the river represents for the human being; (2) sediment-specific problems in rivers should be considered and solved on the level of river catchments, (3) sound knowledge of todays and natural fluvial morphodynamics is required for river renaturations, whereas knowledge of sediment budgets and sediment fluxes in the form of a detailed analysis is indispensable and (4) that the abiotic and the biotic environment represent an important value and cannot be neglected during river renaturations. Therefore, sediment should not be seen as an impairment, but should be seen as an intrinsic, inseparable part of river systems.

Danksagung
Unser herzlicher Dank geht an Gudrun Hillebrand (Bundesanstalt für Gewässerkunde) und Markus Noack (Universität Stuttgart) mit denen wir zum Thema Sedimentkontinuität mehrmals Gedanken austauschen durften. Es sei betont, dass dieser Beitrag nicht notwendigerweise ihre Sichtweisen widerspiegelt. Darüber hinaus gilt unser Dank Laura Holle und Benedikt Hampe, die an der RWTH Aachen ihre Bachelorarbeit zum Thema Sedimentkontinuität geschrieben haben. Erwähnt werden sollen auch Lisa Walter und Sebastian Hudjetz (RWTH Aachen University), die die finale Version des Manuskripts noch einmal überprüft haben.

Anschriften der Verfasser
Dr. R.M. Frings & A.-L. Maaß, M.Sc. RWTH
Lehrstuhl und Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft
RWTH Aachen University
Mies-van-der-Rohe-Str. 17, 52074 Aachen,
frings@iww.rwth-aachen.de
maass@iww.rwth-aachen.de

Literaturverzeichnis

ANDRÉN, H. (1997): Habitat fragmentation and changes in biodiversity. – Ecological Bulletins 46, 171-181.

ANNANDALE, G.W. (1987): Reservoir Sedimentation. – Elsevier, Amsterdam, New York.

BASSON, G.R. (2005): Hydropower dams and fluvial morphological impacts - an African perspective. – UN Symposium on Hydropower and Sustainable Development, Beijing, China, 1-17 (online); http:/www.un.org/esa/sustdev/sdissues/energy/ op/hydro_basson_paper.pdf (letzter Zugriff: 23.10.2016).

BASSON, G.R. (2009): Sedimentation and sustainable use of reservoirs and river system. - Draft ICOLD Bulletin 147. International Commission on Large Dams (ICOLD) Sedimentation Committee.

BAW & BFG (2016): Sedimentdurchgängigkeit der Bundeswasserstraßen im Binnenbereich. Metastudie. Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) und Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Mai 2016.

BELLETTI, B., M. RINALDI, A.D. BUIJSE, A.M. GURNELL & E. MOSSELMAN (2015): A review of assessment methods for river hydromorphology. – Environment Earth Sciences 73, 2079-2100; DOI: 10.1007/s12665-014- 3558-1.

BELLWOOD, D.R., T.P. HUGHES, C. FOLKE & M. NYSTRÖM (2004): Confronting the coral reef crisis. - Nature 429, 827-833. DOI: 10.1038/nature02691.

BFG (2000): Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Binnenland (HABAB-WSV). 2. überarbeitete Fassung. Koblenz, Berlin.

BOULTON, A.J., S. FINDLAY, P. MARMONIER, E.H. STANLEY & H.M. VALETT (1998): The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. – Annual Review of Ecology and Systematics 29 (1), 59–81; DOI:10.1146/annurev.ecolsys.29.1.59.

BRINKMANN, M., K. EICHBAUM, M. REININGHAUS, S. KOGLIN, U. KAMMANN, L. BAUMANN, H. SEGNER, M. ZENNEGG, S. BUCHINGER, G. REIFFERSCHEID & H. HOLLERT (2015): Towards science-based sediment quality standards-effects of field-collected sediments in rainbow trout (Oncorhynchus mykiss). – Aquatic Toxicology 166, 50-62.

BRUNE, G.M. (1953): The trap efficiency of reservoirs. – Transactions of the American Geophysical Union 34, 407–418.

BUUNK, W. (2013): De Waardenkaart Natuur. Christelijke Hogeschool Windesheim, Windesheim. https://www.windesheim.nl/~/media/files/windesheim/research-publications/interactievewaardenkaart-natuur.pdf (letzter Zugriff: 29.10.2016).

COFALLA, C., M. DETERING, M., R.M. FRINGS, S. HENKEL, S. HUDJETZ, F. RIBBE, H. HOLLERT & H. SCHÜTTRUMPF (2013): Kontinuierliche Sedimentverlagerung zur Wiederherstellung eines natürlichen Sedimenttransports. - In: R. Weingartner & B. Schädler (Hrsg.): Tag der Hydrologie, 2013, Wasserressourcen im globalen Wandel. Hydrologische Grundlagen – von der Messung zur Anwendung. Bern, 136.

EC (2000): Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council Establishing a Framework for the Community Action in the Field of Water Policy. – The European Parliament and the Council of the European Union, Brussels, Belgium.

ELSNER,T. & F. PFLEGER (2011): Sedimentmanagement in Bayern, Vorstudie. aquasoli Ingenieurbüro & Hunziker, Zarn & Partner AG. Im Auftrag des Bayrischen Landesamts für Umwelt (LfU), Augsburg.

ERKENS, G. & K.M. COHEN (2009): Quantification of intra-Holocene sedimentation in the Rhine-Meuse delta: a record of variable sediment delivery. Nederlandse Geografische Studies 388, 117-171.

ERKENS, G., DAMBECK, R., VOLLEBERG, K.P., BOUMAN, M.T.I.J., BOS, J.A.A., COHEN, K.M.M., WALLINGA, J. & W.Z. HOEK (2009): Fluvial terrace formation in the northern Upper Rhine Graben during the last 20000 years as a result of allogenic controls and autogenic evolution. Geomorphology 10, 476-495.

FABRICIUS, K.E. (2005): Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. - Marine Pollution Bulletin 50, 125-146.

FAHRIG, L. (2003): Effects of habitat fragmentation on biodiversity. – Annual review of ecology, evolution, and systematics 34, 487-515; DOI:10.1146/annurev.ecolsys. 34.011802.132419.

FRINGS, R.M. (2015): Sand and Gravel on the Move: Human Impacts on Bed-Material Load Along the Lower Rhine River. - In: P. Hudson & H. Middelkoop (Hrsg.): Geomorphic Approaches to Integrated Floodplain Management of Lowland Fluvial Systems in North America and Europe, Springer New York, 9-26.

FRINGS, R.M. & W.B.M. TEN BRINKE (2017): Ten reasons for drawing-up channel sediment budgets for river management. – Submitted to Intl. J. River Basin Management.

FRINGS, R.M, K. BANHOLD, I. EVERS & H. SCHÜTTRUMPF (2015): Sedimentbilanz des oberen Rheindeltas, Bericht B2015.019, Aachen: Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft.

FRINGS, R.M., T. HOFFMANN, G. HILLEBRAND, N. GEHRES, K. BANHOLD, S. VOLLMER (2017): From source to mouth: basin-scale morphodynamics of the Rhine River. – Submitted to Earth Science Reviews.

FRINGS, R.M., S.C. VAESSEN, H. GROSS, S. ROGER, H. SCHÜTTRUMPF & H. HOLLERT (2013): A fish-passable barrier to stop the invasion of non-indigenous crayfish. – Biological conservation 159, 521-529.

GAILLOT, S. & H. PIÉGAY (1999): Impact of gravel-mining on stream channel and coastal sediment supply: example of the Calvi Bay in Corsica (France). – Journal of Coastal Research 15 (3), 774–788.

GÖLZ, E. (1994): Bed degradation: nature, causes, countermeasures. – Water Science and Technology 3, 325-333.

HILLEBRAND, G. & R.M. FRINGS (2017): Von der Quelle zur Mündung: Die Sedimentbilanz des Rheins im Zeitraum 1991-2010, Internationale Kommission für die Hydrologie des Rheingebietes, Bericht Nr. II-22 der KHR, ISBN: 978-90-70980-39, DOI: 10,5675/KHR-22.2017

HINDERER, M. (2001): Late Quaternary denudation of the Alps, valley and lake fillings and modern river loads. –Geodinamica Acta 14(4), 231-263.

HOBO, N. (2015): The sedimentary dynamics in natural and human-influenced delta channel belts. - Publishes PhD thesis, Utrecht University. Utrecht Studies in Earth Sciences, 097.

HOFFMANN, T., G. ERKENS, K.M. COHEN, P. HOUBEN, J. SEIDEL, & R. DIKAU (2007): Holocene floodplain sediment storage and hillslope erosion within the Rhine catchment. – The Holocene 17(1), 105-118.

HU, B., Z. YANG, H. WANG, X. SUN, N. BI & G. LI, (2009): Sedimentation in the Three Gorges Dam and the future trend of Changjiang (Yangtze River) sediment flux to the sea. – Hydrology and Earth System Sciences 13(11), 2253-2264.

ICOLD (1999): Dealing With Reservoir Sedimentation, Bull. 115, International Commission on Large Dams ICOLD, Paris, France.

IDE, F.P. (1935): The effect of temperature on the distribution of the mayfly fauna of a stream. – University of Toronto Press.

IKSE (2014): Sedimentmanagementkonzept der IKSE. Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele. – Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, Magdeburg.

INMAN, D. L. (1985): Budget of sand in southern California; river discharge vs. cliff erosion. - In: J. McGrath (Hrsg.): California's battered coast, proceedings from a conference on coastal erosion. California Coastal Commission, 10–15.

JANSSON, R., C. NILSSON & RENÖFÄLT, B. (2000): Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. – Ecology 81(4), 899-903.

JAX, K. et al. (2013): Ecosystem services and ethics. - Ecological Economics 93, 260-268.

JIONGXIN, X. (1996): Channel pattern change downstream from a reservoir: An example of wandering braided rivers. – Geomorphology 15(2), 147-158.

KERN (2014): Erfahrungen mit Sedimentmanagement in Baden-Württemberg. River Consult, Karlsruhe. Bericht im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.

KEUNEKE, R., M. DONNER & C. LINNENWEBER (2016): Erarbeitung von Klassifizierungsschemata für die Bewertung der Durchgängigkeit von Fließgewässern für Fische und Sedimente. - In: P. Rutschmann (Hrsg.): Wasserbau, mehr als Bauen im Wasser. Beiträge zum 18. Gemeinschafts-Symposium der Wasserbau-Institute TU München, TU Graz und ETH Zürich. – Berichte des Lehrstuhls und der Versuchsanstalt für Wasserbau und Wasserwirtschaft 134, München, 703-709.

KNOBLAUCH, H., S. HARTMANN & G. DE CESARE (2007): Maßnahmen gegen die Verlandung von Stauräumen im Alpenraum. - In: P. Rutschmann (Hrsg.): 14. Deutsches Talsperrensymposium/7th ICOLD European Club Dam Symposium, Beiträge zur Tagung am 17. bis 19. September 2007 in Freising, Berichte des Lehrstuhls und der Versuchsanstalt für Wasserbau und Wasserwirtschaft, TU München, 234-238.

KONDOLF, G.M. (1997): Hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels. – Environmental management 21(4), 533-551.

KONDOLF, G.M., Y. GAO, G.W. ANNANDALE, G.L. MORRIS, E. JIANG, J. ZHANG, Y. CAO, P. CARLING, K. FU, Q. GUO, R. HOTCHKISS, C. PETEUIL, T. SYMU, H.-W. WANG, Z. WANG, Z. WEI, B. WU, C. WU & C.T. YANG (2014): Sustainable sediment management in reservoirs and regulated rivers: Experiences from five continents. – Earth's Future 2(5), 256-280.

KUHL, D. (1992): 14 years of artificial grain feeding in the Rhine downstream the barrage Iffezheim, in Proceedings of the 5th International Symposium on River Sedimentation, Karlsruhe, Germany, 1121–1129.

LEE, K. (1999): The natural and the artefactual: the implications of deep science and deep technology for environmental philosophy, Lanham, MD: Lexington Books.

MCCULLY, P. (2001): Silenced rivers: the ecology and politics of large dams, enlarged and updated edition. – Zed Books, London.

MIDDELKOOP, H., ERKENS, G. & M. VAN DER PERK (2010): The Rhine delta – a record of sediment trapping over time scales from millennia to decades. Journal of Soils and Sediments 10, 628-639.

MORRIS, G.L. & J. FAN (1998): Reservoir Sedimentation Handbook: Design and Management of Dams, Reservoirs and Watersheds for Sustainable Use, McGraw-Hill Book Co., New York.

MOYLE, P.B., J.R. LUND, W.A. BENNETT & W.E. FLEENOR (2010): Habitat variability and complexity in the upper San Francisco Estuary. – San Francisco Estuary and Watershed Science 8(3), 1-24.

PALMER, M.A., H.L. MENNINGER, & E. BERNHARDT (2010): River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? –Freshwater biology 55(S1), 205-222.

PARK, C. & H.U. SCHMINCKE (1997): Lake Formation and Catastrophic Dam Burst during the Late Pleistocene Laacher See Eruption (Germany). – Naturwissenschaften 84(12), 521-525; DOI:10.1007/s001140050438

PETTS, G.E. (1979): Complex response of river channel morphology subsequent to reservoir construction. – Progress in Physical Geography 3, 329–362.

QUICK, I., K.-H. JÄHRLING, S. VOLLMER, C. ANLANGER & D. FRICKE (2014): Hydromorphologische Indikatoren als Zeiger für den Status des Sedimenthaushaltes der Elbe zwischen der deutsch-tschechischen Grenze und Geesthacht. In: Fachbeiträge zum Sedimentmanagementkonzept Elbe. – Mitteilungen der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz 30, 75-140.

ROBINSON, G. R., R.D. HOLT, M.S. GAINES, S.P. HAMBURG, M.L. JOHNSON, H.S. FITCH & E.A. MARTINKO (1992): Diverse and contrasting effects of habitat fragmentation. – Science 257(5069), 524-526.

SALMAN, A., S. LOMBARDO & P. DOODY (2004): Living with coastal erosion in Europe: sediment and space for sustainability. – EUCC: Coastal & Marine Union.

SALOMONS, W., H. KERDIJK, W. VANDRIEL & R. BOXMA (1982): Help! Holland is plated by the Rhine (environmental problems associated with contaminated sediments). Proceedings of the Exeter Symposium, July 1982. IAHS Publ. no. 139, 255-269.

SCHÄLCHLI, U. (1993): Die Kolmation von Fliessgewässersohlen: Prozesse und Berechnungsgrundlagen. - Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie an der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich 124, 1-273.

SCHEFFER, M., G.J. VAN GEEST, K. ZIMMER, E. JEPPESEN, M. SØNDERGAARD, M.G. BUTLER, M.A. HANSON, S. DECLERCK & L. DE MEESTER (2006): Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. – Oikos 112(1), 227-231; DOI: 10.1111/j.0030-1299.2006.14145.x.

SCHLEISS, A.J. (2013): Sedimentation of Reservoirs. –Encyclopaedia of Natural Hazards. Springer, 901-905.

SCHMIDT, J.C., & P.R. WILCOCK (2008): Metrics for assessing the downstream effects of dams. – Water Resources Research 44(4), W04404; DOI: 10.1029/2006WR005092.

SCHÜTTRUMPF, H., M. BRINKMANN, C. COFALLA, R.M. FRINGS, S.U. GERBERSDORF, M. HECKER, S. HUDJETZ, U. KAMMANN, G. LENNARTZ, S. ROGER, A. SCHAFFER & H. HOLLERT (2011): A new approach to investigate the interactions between sediment transport and ecotoxicological processes during flood events. –Environmental Sciences Europe 23:39; DOI: 10.1186/2190-4715-23-39.

SCHMUTZ, S. (2003): Einfluss erhöhter Schwebstoffkonzentration und Trübe auf Fische (Dissertation). Universität für Bodenkultur, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Wien.

SEAR, D.A. (1993): Fine sediment infiltration into gravel spawning beds within a regulated river experiencing floods: ecological implications for salmonids. – Regulated Rivers: Research & Management 8(4), 373-390; DOI: 10.1002/rrr.3450080407

SHELFORD, V.E. (1911): Ecological succession. I. Stream fishes and the method of physiographic analysis. – Biological Bulletin 21(1), 9-35.

STANLEY, E.H. & M.W. DOYLE (2003): Trading off: the ecological effects of dam removal. Frontiers in Ecology and the Environment 1(1), 15-22.

STIVE, M.J.F., M.A. DE SCHIPPER, A.P. LUIJENDIJK, R.W.M.R.J.B. RANASINGHE, & S. AARNINKHOF (2013): The sand engine: a solution for the Dutch Delta in the 21st century? In: Proceedings of the 35th IAHR World Congress, Chengdu, China, 8-13 September 2013.

SUMI, T., M. Okano & Y. Takata (2004): Reservoir sedimentation management with bypass tunnels in Japan, in Proceedings of 9th International Symposium on River Sedimentation, Yichang, China, ii, 1036–1043.

SYVITSKI, J.P.M., C.J. VÖRÖSMARTY, A.J. KETTNER & P. GREEN (2005): Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. – Science 308, 376–380; DOI: 10.1126/science.1109454

SYVITSKI, J.P., & J.D. MILLIMAN (2007): Geology, geography, and humans battle for dominance over the delivery of fluvial sediment to the coastal ocean. – The Journal of Geology 115(1), 1-19.

SYVITSKI, J.P.M., A.J. KETTNER, I. OVEREEM, E.W.H. HUTTON, M.T. HANNON, G.R. BRAKENRIDGE, J. DAY, C. VÖRÖSMARTY, Y. SAITO, L. GIOSAN & R.J. NICHOLLS (2009): Sinking deltas due to human activities. Nature Geoscience 2(10), 681-686; DOI: 10.1086/509246

THOMPSON, D.H., & F.D. HUNT (1930): The fishes of Champaign County: a study of the distribution and abundance of fishes in small streams. – Illinois Natural History Survey Bulletin 19(1).

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(1), 130-137.

VAN DEN BERGH, F. (1834): Die Felsen-Sprengungen im Rhein bei Bingen zur Erweiterung des Thalweges im Binger-Loche: mit zehn Steindruck-Tafeln. – Bädeker, Koblenz.

VAN SLOBBE, E., H.J. DE VRIEND, S. AARNINKHOF, L. LULOFS, M. DE VRIES, & P. DIRCKE (2013): Building with nature: in search of resilient storm surge protection strategies. – Natural Hazards 66, 1461-1480; DOI: 10.1007/s11069-013-0612-3.

VILKKA, L. (1997): The intrinsic value of nature. - Value Inquiry Book series 59, Rodopi, Amsterdam.

VISCHER, D. (1981): Die Verlandung von Stauseen. - Schweizer Ingenieur und Architekt 98(14), 1081-1086.

VISCHER, D., W.H. HAGER, C. CASANOVA, B. JOOS, P. LIER & O. Martini (1997): Bypass tunnels to prevent reservoir sedimentation. In: Proceedings of 19th ICOLD Congress, Florence, Italy, Q.74 R.37.

VÖRÖSMARTY, C. J., M. MEYBECK, B. FEKETE, K. SHARMA, P. GREEN & J. P. M. SYVITSKI (2003): Anthropogenic sediment retention: Major global impact from registered river impoundments. – Global and Planetary Change 39, 169–190; DOI: 10.1016/S0921-8181(03)00023-7

WALLING, D.E. (2006): Human impact on land-ocean sediment transfer by the world's rivers. – Geomorphology 79, 192–216.

WANG, Z.-Y., & C. HU (2009): Strategies for managing reservoir sedimentation. – Int. J. Sediment Res. 24, 369–384.

WARD, J.V. (1998): Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. – Biological conservation 83(3), 269-278.

WARD, J.V., & K. TOCKNER (2001): Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. – Freshwater Biology 46(6), 807-820.

WB (2013): World Development Indicators: Electricity production, sources, and access (online). – The World Bank, Washington DC. http://wdi.worldbank.org/table/3.7 (letzter Zugriff: 23.10.2016).

WCD (2000): Dams and Development: A New Framework for Decision-making. The report of the World Commission on Dams. – Earthscan, London.

WHITE, W.R. (2001): Evacuation of Sediment from Reservoirs, - Telford, London, U.K.

WOOD, P.J., & P.D. ARMITAGE (1997): Biological effects of fine sediment in the lotic environment. – Environmental management 21(2), 203-217.

WOOSTER, J.K., S.R. DUSTERHOFF, Y. CUI, L.S. SKLAR, W.E. DIETRICH & M. MALKO (2008): Sediment supply and relative size distribution effects on fine sediment infiltration into immobile gravels. – Water Resources Research 44(3); DOI: 10.1029/2006WR005815

ZIEMER, G.L. (1973): Quantitative geomorphology of drainage basins related to fish population. State of Alaska Dept. of Fish and Game, – Inf. Leafl. 162, 1-26.

ZIMMERMAN, M. J. (2001): The nature of intrinsic value. Rowman & Littlefield, Lanham

ZWICK, P. (1992): Stream habitat fragmentation – a threat to biodiversity. – Biodiversity & Conservation 1(2), 80-97.