Impacts des prises d'eau alpines sur les écosystèmes : le rôle-clé de la gestion sédimentaire

Autor(en): **Gabbud, Chrystelle / Lane, Stuart**

Objekttyp: **Article**

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

Band (Jahr): **108 (2016)**

Heft 4

PDF erstellt am: **28.05.2024**

Persistenter Link: https://doi.org/10.5169/seals-939536

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.
Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.
Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

Haftungsausschluss

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

Ein Dienst der *ETH-Bibliothek*
ETH Zürich, Rämistrasse 101, 8092 Zürich, Schweiz, www.library.ethz.ch

http://www.e-periodica.ch

Impacts des prises d'eau alpines sur les écosystèmes – le rôle-clé de la gestion sédimentaire

Gabbud Chrystelle, Lane Stuart

Resumé

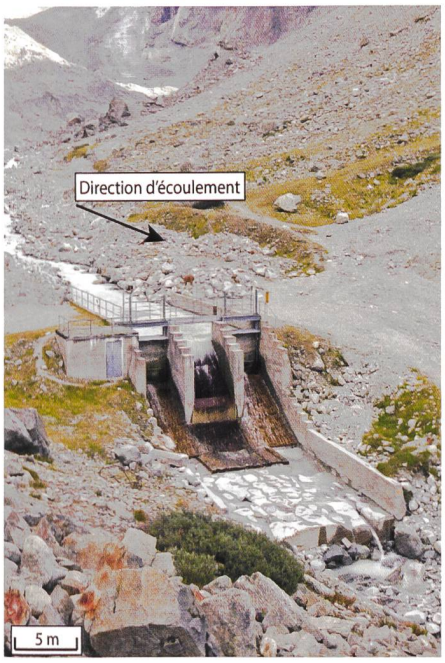
Les régimes naturels d'écoulement alpins peuvent être fortement modifiés par les installations de production hydroélectrique, qui affectent à la fois le débit de l'eau et le transfert sédimentaire, ce qui a d'importantes conséquences sur la faune et la flore en aval. Ces impacts sont bien connus pour les rivières régulées par des barrages, contrairement aux cas des prises d'eau, où l'eau est transférée soit dans une vallée voisine pour le stockage, soit dans la même vallée en altitude dans un but de libération (chute) en aval. Comme pour les barrages, des bassins piègent les sédiments, mais étant donnée leur petite taille, ils doivent être vidangés fréquemment (purges), parfois jusqu'à plusieurs fois par jour. Ainsi, en aval, alors que le régime d'écoulement est sensiblement modifié, la livraison de sédiments est conservée. Les impacts de ces purges sur les écosystèmes ont rarement été considérés.

Cet article vise à énoncer quelques-unes des principales questions de recherche qui devront être adressées afin de modifier la philosophie de la gestion de tels systèmes pour parvenir à réduire les impacts écologiques en aval. Il semble clair que la simple introduction d'un débit minimum résiduel d'eau ne sera pas suffisant pour rétablir un régime sédimentaire naturel et efficace à l'aval. D'autres pistes doivent désormais être explorées afin de garantir des rivières écologiquement plus durables, tout en assurant également la viabilité économique des ouvrages de production hydroélectrique.

1. Introduction

Les régimes d'écoulement alpins naturels sont fortement impactés par les installations de production hydroélectrique, qui modifient à la fois le débit de l'eau et le transfert sédimentaire, ce qui a d'importantes conséquences sur la faune et la flore en aval. Ces impacts sont bien connus pour les rivières régulées par des barrages, où les sédiments sont retenus derrière un mur pour de longues périodes de temps et où les impacts écologiques sont usuellement gérés par l'introduction de débits (minimums) résiduels.

Ces impacts sont cependant moins activement examinés dans le cas de systèmes avec prises d'eau *(Figure 1a)*. Ces aménagements, bien que de taille largement inférieure à celle d'un barrage (en moyenne 10 m de haut), n'en sont pas moins des acteurs essentiels dans les modifications des cours d'eau. Les prises d'eau sont même dominantes dans les Alpes. En particulier, ces systèmes doivent faire face à une gestion quotidienne des sédiments. Celle-ci s'effectue généralement via l'intervention de deux trappes avec bassins *(figure 1b)*, la première servant à la retenue des sédiments grossiers et la seconde à la décantation des sédiments fins. Etant donnée leur faible capacité de stockage, ces réservoirs doivent être vidangés avec une fréquence bien plus élevée que pour les barrages. La fréquence de ces purges peut être particulièrement importante dans les bassins versants de haute montagne, où elles peuvent avoir lieu jusqu'à plusieurs fois par jour à la mi-été, en réponse à la libération de stocks considérables de sédiments livrés directement aux prises d'eau en aval suite au retrait des glaciers (*Lane et al.*, 2016). Ce taux de livraison a d'ailleurs considérablement augmenté depuis le début des années 90 en réaction à l'accélération du réchauffement climatique (*Lane et al.*, 2016).



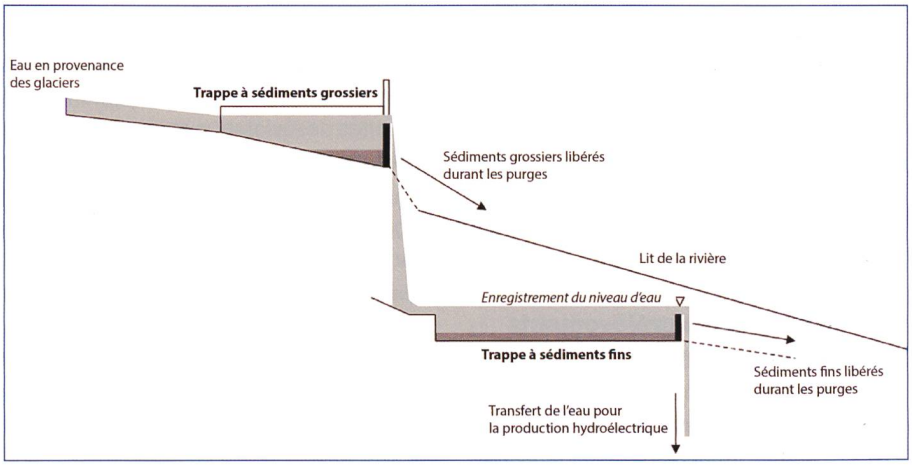


Figure 1a. Exemple d'une prise d'eau (ici Bertol Inférieur, Arolla, VS). Figure 1b.) Schéma classique d'une prise d'eau avec deux bassins de gestion des sédiments (modifié d'après Lane et al., 2016).

En aval, ces purges alimentent la rivière en matériel solide, alors que la capacité de transport est considérablement diminuée suite à l'abstraction de l'eau. La connectivité sédimentaire n'est ainsi pas éliminée mais réduite, ce qui peut conduire à une aggradation de sédiments en aval (*Castella et al.*, 1995; *Wood* et *Armitage*, 1999). Les purges ultérieures peuvent remobiliser ces dépôts, avec néanmoins une durée et un débit bien inférieurs à ceux d'une crue naturelle, ce qui peut avoir pour conséquence la migration progressive en aval de la zone d'aggradation, dans un mouvement similaire à une vague sédimentaire (*Lane et al.*, 2014).

Ces inondations de courte durée contiennent des charges sédimentaires exceptionnelles, ce qui provoque des changements hydrogéomorphiques profonds en aval. Il est connu que les mécanismes d'érosion, de dépôt et de transport des sédiments déterminent la structure, la répartition spatiale et la dynamique des habitats des rivières (*Wohl et al.*, 2015). De trop fortes perturbations de ces habitats peuvent causer un déclin tant de la productivité que de la diversité écologique des rivières (*Bunn* et *Arthington*, 2002). Ces perturbations peuvent rendre les débits minimums ou les crues artificielles largement inefficaces.

Ce n'est que très récemment que la législation visant à redéfinir des rivières écologiquement plus durables a commencé à considérer la gestion des sédiments et du charriage comme déterminante pour les systèmes alpins avec prises d'eau. Néanmoins ces derniers n'ont fait l'objet de quasi aucune expérience ou suivi. Ce manque clair de bases scientifiques révèle l'absence de références permettant de définir les types des débits d'eau et de sédiments nécessaires pour assurer une gestion adéquate et garantir la viabilité des écosystèmes en aval de ces prises d'eau.

Ainsi, cet article cherche à établir les impacts hydrologiques, géomorphologiques et écosystémiques des prises d'eau alpines soumises à des purges sédimentaires régulières afin de souligner l'importance et les difficultés d'introduire une gestion sédimentaire pour les cours d'eau alpins.

2. Impacts des prélèvements d'eau au travers des prises d'eau

Les rivières régulées par des prises d'eau subissent des impacts à deux niveaux: d'abord par le prélèvement d'eau qui interrompt les débits naturels, ensuite par les relâches de sédiments sous la forme de purges ponctuelles qui modifient de façon majeure le cours d'eau.

Le principal impact physique de l'abstraction de l'eau est un changement dans le régime en raison d'une diminution de la disponibilité en eau. Les chenaux qui étaient précédemment en permanence ou occasionnellement inondés deviennent généralement secs, sauf en cas d'apport en eau provenance de la fonte des neiges, des précipitations et des eaux souterraines (*Gurnell*, 1983) ou lors de l'application de débits résiduels. Une diminution du débit induit une diminution de la vitesse de l'eau, de la profondeur du chenal et du périmètre mouillé (*Kraft*, 1972; *Bickerton et al.*, 1993; *Dewson et al.*, 2007). Ces prélèvements d'eau provoquent également une augmentation de la température de l'eau (*Cazaubon* et *Giudicelli*, 1999; *Rader* et *Belish*, 1999) et de la concentration en sédiment fins qui aura tendance à baisser par recharge depuis les eaux de fonte ou les eaux souterraines (*Caruso*, 2002; *Bond*, 2004). Une augmentation de la proportion d'eau souterraine peut avoir lieu (*Caruso*, 2002), induisant des quantités inférieures ou supérieures de nutriments selon la géologie (*Rader* et *Belish*, 1999), un renforcement de la conductivité électrique et une basification du pH (*Woodward et al.*, 2002). Ces effets s'appliquent autant aux barrages qu'aux prises d'eau.

L'altération du régime d'écoulement induit alors une modification des habitats en aval et potentiellement une dégradation de ceux-ci, ce qui est souvent revendiqué comme la menace la plus grave et continue sur les écosystèmes fluviaux (*Naiman et al.*, 1995; *Ward et al.*, 1999; *Bunn* et *Arthington*, 2002; *Malmqvist* et *Rundle*, 2002). Ces impacts peuvent avoir lieu à tous les stades de vie et à toutes les échelles spatiales (*Vannote et al.*, 1980; *Bunn* et *Arthington*, 2002). Tant la végétation que les macroinvertébrés ou les poissons sont touchés. Des stratégies d'adaptation des organismes sont possibles selon leurs capacités de résistance et résilience (*Bunn* et *Arthington*, 2002). Toutefois, la rapidité des changements physiques du cours d'eau peut être problématique car ces changements se produisent couramment à des taux supérieurs à ceux de l'adaptation des organismes.

Il est régulièrement souligné dans la littérature que les perturbations ont un effet positif sur les écosystèmes aquatiques car ils déclenchent le passage de certains stades de vie (*Nuttall*, 1972; *Sparks*, 1995; *Poff et al.*, 1997) et provoquent le brassage de la matière organique et des nutriments (*Fisher*, 1983; *Moore* et *Gregory*, 1988; *Ryan*, 1991). Si la perturbation peut conduire à une balance inclinée dans le sens d'un taux d'érosion légèrement supérieur au taux de dépôt, alors elle permet de: (1) rincer les sédiments fins qui gênent la visibilité et la respiration des poissons; (2) balayer les limons et les sables qui rendent la ponte difficile; (3) évacuer les graviers qui remplissent les refuges; (4) distribuer la matière organique et les nutriments; et (5) creuser le lit pour former de nouvelles zones d'habitat et en assurer la connectivité (*Wood* et *Armitage*, 1997; *Milhous*, 1998).

Toutefois, ces affirmations sont généralement issues de l'étude de systèmes avec barrages, ce qui explique pourquoi l'intérêt de la gestion de l'eau dans les vallées avec barrages s'est fortement développé depuis l'introduction des débits résiduels, en particulier sous la forme de crues morphogènes. Très peu d'études établissent par contre les réponses des écosystèmes dans des cours d'eau régulés par des prises d'eau utilisées pour la production hydroélectrique, exception faite de *Petts* et *Bickerton* qui identifièrent en 1994 que les impacts découlant des prélèvements d'eau étaient contrecarrés par la recharge de macroinvertébrés en provenance des tributaires.

3. Impacts des purges de sédiments

Etant donnée leur faible capacité de stockage, les bassins de rétention de sédiments liés aux prises d'eau doivent être vidangés régulièrement. Ces relâches induisent des modifications incessantes du lit et provoquent une aggradation de matériel en aval. Les conséquences peuvent se lire tant à court qu'à long terme.

3.1 À court terme

Dans les Alpes, les vidanges sont plutôt rares au printemps, puis augmentent drastiquement durant l'été, jusqu'à plusieurs fois par jour, avant de se réduire considérablement à l'automne. La figure 2 illustre une comparaison-type des débits entre un cours d'eau nival et un cours d'eau glaciaire. Ce dernier met en évidence les tendances suivantes: (1) une augmentation progressive de la magnitude du pic de débit; (2) une importante densité de purges durant l'été; (3) la non-linéarité du transport sédimentaire et donc de la livraison sédimentaire; (4) l'hypothèse du développement d'un système de drainage sous-glaciaire plus efficace durant l'été

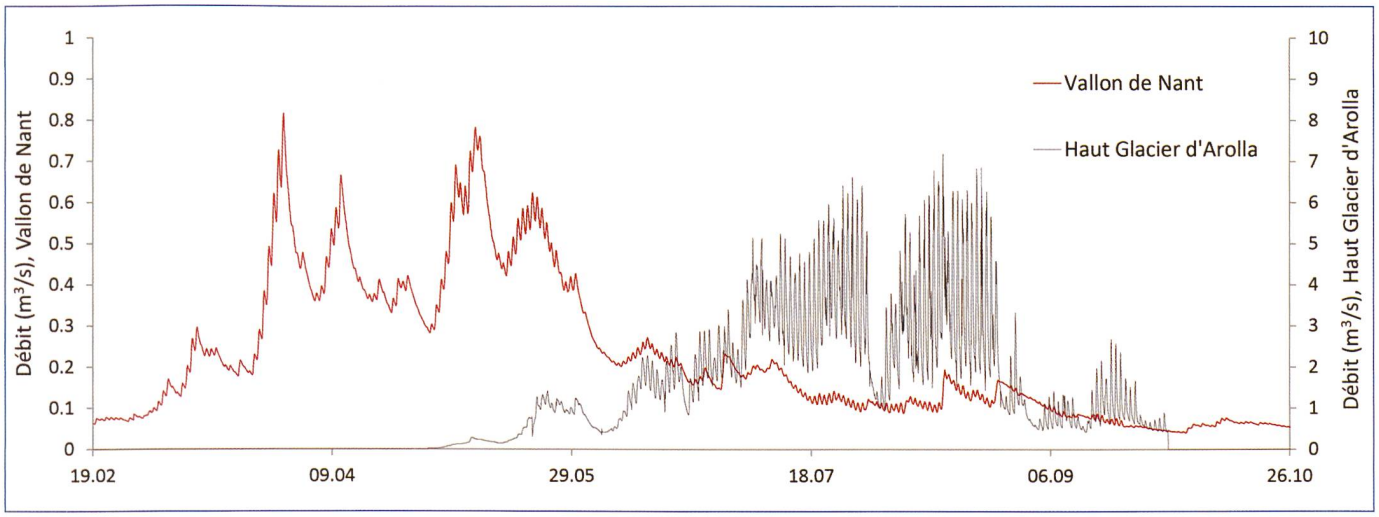


Figure 2. Exemple d'un hydrographe pour un bassin versant nival (Vallon de Nant, 1350 m) et un bassin versant glaciaire (Haut Glacier d'Arolla, 2505 m) (données glaciaires fournies par Grande Dixence SA) en 1989.

(de distribué à canalisé) améliorant l'évacuation des sédiments depuis le lit; (5) l'influence des conditions météorologiques saisonnières qui, en fonction des périodes de refroidissement ou d'humidification, peuvent substantiellement modifier le taux de vidange.

Ces purges ponctuelles de courte durée s'approchent à la fois en termes de magnitude et de taux de changement d'une crue naturelle subie par la rivière. Toutefois, les concentrations sédimentaires sont très différentes. Lors de l'abstraction de l'eau, elles tendent à diminuer, comme l'affirment *Petts* et *Bickerton* en 1994 qui démontrent que la charge en suspension d'un cours d'eau passe d'une moyenne de 2000 mg/l en situation standard à 20–100 mg/l à l'aval d'une prise d'eau, mais qu'elle peut atteindre jusqu'à 6500 mg/l lors de relâches extrêmes. La charge en suspension élevée peut provoquer une diminution de la pénétration de la lumière et une destruction des habitats (*Milner* et *Petts*, 1994; *Gíslason et al.*, 2001), amenant à une réduction conséquente de la diversité et de l'abondance des écosystèmes (*Layzer et al.*, 1989; *Munn* et *Brusven*, 1991; *Cobb et al.*, 1992; *De Jalon et al.*, 1994). Par ailleurs, au vu de la courte durée de ces relâches, c'est principalement le tronçon de rivière le plus proche de la prise d'eau qui est impacté. Ainsi, les variations de débits, de charges sédimentaires et de la morphologie du cours d'eau s'atténuent avec la distance. Néanmoins, les recharges en eau et en sédiments de par les tributaires tout au long du cours d'eau réduisent ce contraste vers l'aval (*Petts* et *Bickerton*, 1994; *Brittain* et *Milner*, 2001; *Saltveit et al.*, 2001; *Ferguson et al.*, 2006).

3.2 À long terme

Dans les environnements alpins, le retrait des glaciers libère une quantité conséquente de matériel solide charrié jusqu'aux prises d'eau (*Lane et al.*, 2016). Ainsi, la livraison de sédiments est maintenue en aval, alors que la capacité de transport est drastiquement réduite par abstraction de l'eau (*Bezinge*, 1989; *Lane et al.*, 2014).

Le matériel se dépose donc sur une courte distance, d'abord en remplissant les chenaux verticalement, puis en imposant une expansion latérale jusqu'à la saturation de l'espace d'accumulation (*Lisle et al.*, 2001; *Cui et al.*, 2003; *Ferguson et al.*, 2006; *Venditti et al.*, 2010). Les purges ultérieures pourraient remobiliser ce matériel (*Church*, 2006), mais étant donné leur courte durée, elles ne provoquent une remobilisation que sur une petite distance. Par conséquent, la zone d'aggradation de matériel migre en aval, de façon non uniforme et est susceptible d'être soumise à un décalage en espace et en temps, à l'image d'une vague sédimentaire se propageant (*Madej* et *Ozaki*, 1996).

Ainsi, contrairement aux rivières régulées par des barrages, la connectivité sédimentaire de ces systèmes n'est pas complètement éliminée, mais son intensité est réduite, ce qui provoque des changements hydrogéomorphologiques profonds. En particulier, la zone impactée est continuellement remodelée et instable, et cette dynamique provoque une modification incessante des refuges, de la structure spatiale et des habitats, ce qui provoque un déclin clair de la productivité et de la diversité écologique. C'est pourquoi mieux comprendre et contrecarrer les conséquences à la fois à court terme mais aussi à long terme de ces dépôts sédimentaires est crucial pour déterminer des stratégies de gestion permettant la viabilité des écosystèmes aquatiques alpins.

4. Le défi d'introduire un régime sédimentaire plus naturel

Il est courant aujourd'hui de chercher à réintroduire un régime d'écoulement plus naturel dans les rivières régulées. En particulier, la variation temporelle des débits est régulièrement prescrite (*Richter et al.*, 1996; *Poff et al.*, 1997). Toutefois, un régime sédimentaire plus naturel est rarement associé à cette pratique (*Wohl et al.*, 2015). Dans les systèmes contrôlés par une prise d'eau, le problème critique réside dans le ratio capacité-approvisionnement (capacity-supply ratio – CSR), le rapport de la capacité de transport de sédiments intégrée dans le temps avec le taux d'approvisionnement intégré dans le temps (*Soar* et *Thorne*, 2001), qui devient très faible, conduisant à une accumulation de sédiments considérable.

L'introduction d'un débit résiduel ou minimum, à l'instar d'un 5 % du flux, ne changera que peu, voire pas du tout ce CSR, car le transport des sédiments est généralement une fonction non-linéaire de l'excès de flux (p. ex. le débit) au-delà d'une valeur critique (p. ex. le débit critique). Le comportement des valeurs de débit critique est fonction à la fois de la taille des grains et de la pente du lit. Ainsi, rétablir un débit minimum sur la base de valeurs critiques utilisées comme standard pour d'autres rivières n'améliorera pas forcément la capacité de transport car ce débit minimum reste souvent trop faible. Parfois même un débit résiduel à hauteur de 50 % du flux peut ne

pas balancer suffisamment le CSR (*Soar* et *Thorne*, 2001). De plus, les effets d'une augmentation dans la capacité de transport peuvent rapidement être interrompus en aval suite à des changements dans la granulométrie ou la pente.

Introduire un régime sédimentaire plus naturel va donc au-delà de la simple combinaison d'un débit minimum avec des purges occasionnelles de matériel solide. Ce type de stratagème peut également affecter la viabilité économique des aménagements hydroélectriques ainsi que conduire à de graves impacts en aval où les effets à long terme du faible ratio résultent en un taux d'accumulation sédimentaire considérable (*Lane et al.*, 2014). Etant donné le stock sédimentaire mis à disposition en amont par les glaciers, ces impacts ont peu de chances d'être limités par un arrêt de la livraison.

Au vu de ce qui précède, il est probable que la réintroduction d'un régime sédimentaire plus naturel au travers de la gestion des débits soit susceptible d'être inconcevable dans ce genre des systèmes. Ainsi, il peut être plus approprié de réfléchir à une série d'autres objectifs pour en améliorer la gestion, en travaillant en particulier avec l'héritage de sédiments («legacy sediment», *James*, 2013) en amont et autour de l'identification de régimes d'écoulement qui pourraient fournir d'autres types d'améliorations.

Parmi les pistes à suivre, une tendance actuelle se focalise sur des crues morphogènes qui sculptent les chenaux. En réalité, ce processus est déjà mis en place lors de chaque purge qui modifie le positionnement du chenal principal et le taux d'érosion et de dépôt en raison de la charge sédimentaire qu'elle contient. Ainsi, une possibilité serait de provoquer des crues d'eau claire, sans sédiments, afin de balayer les sédiments fins accumulés et de réduire la cimentation du lit (*Zeug et al.*, 2013; *Riebe et al.*, 2014). Toutefois, au vu de la quantité de purges de sédiments quotidiennes requises, d'une part de nouveaux sédiments seraient rapidement déposés et d'autre part le coût économique d'une telle pratique peut rapidement devenir accablant.

Un second objectif pourrait se baser sur l'utilisation de certaines zones en tant que puits artificiels où le dépôt serait limité alors que d'autres zones du paysage seraient destinées à l'accueil des sédiments, par exemple des plaines inondables en aval. Cette mosaïque paysagère dépend néanmoins de l'espace d'accumulation disponible et du but écologique visé. Il serait également possible de stocker les sédiments en amont de la prise d'eau, aux environs de la marge proglaciaire, afin de réduire le nombre de vidanges journalières de la prise. Cette option devient particulièrement intéressante lorsqu'elle favorise l'établissement d'écosystèmes en aval par la réduction du taux de perturbations (stabilisation) en assurant une température plus élevée et une concentration en sédiments en suspension plus basse (colonisation). Cela pourrait également diminuer les coûts d'entretien des prises d'eau pour les producteurs d'hydroélectricité. Evidemment, la viabilité de ces solutions dépend du volume de stockage disponible et risque de n'être une réussite qu'à court voire moyen terme, surtout au vu du changement climatique actuel.

Actuellement, ces types d'objectifs doivent être soutenus par des projets de recherche permettant de quantifier les impacts des régimes actuels sur les écosystèmes. Quelle que soit la solution envisagée, sa viabilité économique et sa faisabilité technique devront être testées au préalable.

5. Conclusion: le défi de la gestion sédimentaire pour les systèmes alpins régulés par des prises d'eau

Il est aujourd'hui reconnu que de nouvelles mesures doivent être prises pour améliorer la gestion des rivières en aval des prises d'eau. L'imposition de débits minimaux résiduels en fait partie afin de garantir à la fois les besoins humains et les besoins des écosystèmes (*King et al.*, 2003). Cependant, ces besoins sont peu susceptibles d'être atteints par le biais du maintien d'un débit constant, c'est pourquoi il est important d'essayer de reproduire un régime d'écoulement le plus proche d'une situation naturelle possible (*Poff* et *Ward*, 1989) dans la mesure où les contraintes de la production hydroélectrique le permettent.

La restauration d'un régime d'écoulement naturel se traduit généralement par la réintroduction de la variabilité dans les débits, couramment déterminée à l'aide de cinq paramètres-clés (amplitude, fréquence, durée, temps et taux de changement) (*Poff et al.*, 1997). L'influence positive d'un régime variable pour les écosystèmes a été démontrée par un grand nombre d'études (*Junk et al.*, 1989; *Richter et al.*, 1996; *Postel* et *Richter*, 2003; *Richter* et *Thomas*, 2007; *Petts*, 2009; *Yin et al.*, 2010; *Yin et al.*, 2012). Notre examen ne vise pas à remettre en cause ces conclusions.

Cependant, beaucoup moins d'attention a été accordée à la conception de débits optimaux dans des systèmes où les sédiments représentent également un enjeu. En milieux alpins, où les taux de livraison sédimentaire peuvent être élevés et où la connectivité sédimentaire est maintenue, bien qu'à une intensité plus faible, les problèmes liés à la gestion des sédiments sont susceptibles d'être importants.

Un défi plus important encore se rapporte donc à la gestion des impacts négatifs des sédiments dans ce type de systèmes, notamment la sédimentation, en aval d'une prise d'eau. Cet article a voulu démontrer que les impacts des sédiments sur les écosystèmes peuvent être significatifs sur le court terme et le long terme, notamment dans les bassins versants avec un fort taux d'englacement. Les taux élevés de production de sédiments conduisent à une fréquence importante du taux de rinçage des bassins associés aux prises d'eau, parfois jusqu'à plusieurs fois par jour. Ces inondations de courte durée contiennent des charges sédimentaires exceptionnelles et provoquent un taux d'érosion et de dépôt conséquent en aval, créant une grande instabilité des chenaux. Comme la livraison de sédiments est maintenue alors que la capacité de transport est fortement réduite, l'effet à long terme sur le système sera la migration d'une vague sédimentaire en aval (*Lane et al.*, 2014) qui peut avoir d'importantes conséquences sur l'écologie.

Cette question du régime de sédiments a rarement été prise en compte dans les projets de recherche visant à la diminution des impacts des prises d'eau sur les écosystèmes. La présente étude a pour but de souligner l'importance d'identifier un régime de gestion des sédiments approprié comme partie intégrante de la conception de débits écologiquement durables dans les systèmes alpins régulés par une prise d'eau. Néanmoins, il réside l'interrogation de savoir quel type de régime est le plus adapté. Prendre en référence le système naturel sans impacts permet d'optimiser la valeur écologique du cours d'eau mais peut également devenir économiquement très lourd pour les producteurs hydroélectriques qui pourraient se voir amputer d'une grande quantité d'eau sans garantie de résultats. Il est très probable que restaurer les fonctions écologiques de ces systèmes devra se pencher sur des solutions en

relation avec la gestion en amont du stock de sédiments en provenance des glaciers, c'est-à-dire devra considérer l'héritage de sédiments dans le cadre d'une stratégie plus large de gestion des cours d'eau alpins soumis à des prises d'eau.

Bibliographie

Bezinge, A. (1989). The management of sediment transported by glacial melt-water streams and its significance for the estimation of sediment yield. Annals of Glaciology, 13:1–5.

Bickerton, M., Petts, GE., Armitage, PD., Castella, E. (1993). Assessing the ecological effects of groundwater abstraction on chalk streams: three examples from eastern England. Regulated Rivers: Research and Management, 8:121–134.

Bond, NR. (2004). Spatial variation in fine sediment transport in small upland streams: the effects of flow regulation and catchment geology. River Research and Applications, 20:705–717.

Brittain, JE., Milner, AM. (2001). Ecology of glacier-fed rivers: current status and concepts. Freshwater Biology, 46:1571–1578.

Bunn, SE., Arthington, AH. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. Environmental Management, 30:492–507.

Caruso, BS. (2002). Temporal and spatial patterns of extreme low flows and effects on stream ecosystems in Otago, New Zealand. Journal of Hydrology, 257:115–133.

Castella, E., Bickerton, M., Armitage, PD., Petts, GE. The effects of water abstractions on invertebrate communities in UK streams. Hydrobiologia, 308:167–182.

Cazaubon, A., Giudicelli, J. (1999). Impact of the residual flow on the physical characteristics and benthic community (algae, invertebrates) of a regulated Mediterranean river: the Durance, France. Regulated Rivers: Research and Management, 15:441–461.

Church, M. (2006). Bed material transport and the morphology of alluvial river channels. Annual Review of Earth and Planetary Sciences, 34:325–354.

Cobb, DG., Galloway, TD., Flannagan, JF. (1992). Effects of discharge and substrate stability on density and species composition of stream insects. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 49:1788–1795.

Cui, Y., Parker, G., Lisle, TE., Gott, J., Hansler-Ball, ME., Pizzuto, JE., Allmendinger, NE., Reed, JM. (2003). Sediment pulses in mountain rivers: 1. Experiments. Water Resources Research, 39:1239, 1–12.

De Jalon, DG., Sanchez, P., Camargo, JA. (1994). Downstream effects of a new hydropower impoundment on macrophyte, macroinvertebrate and fish communities. Regulated Rivers: Research and Management, 9:253–261.

Dewson, ZS., James, ABW., Death, RG. (2007). A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates. Journal of the North American Benthological Society, 26:401–415.

Ferguson, RI., Cudden, JR., Hoey, TB., Rice, SP. (2006). River system discontinuities due to lateral inputs: generic styles and controls. Earth Surface Processes and Landforms, 31:1149–1166.

Fisher, SG. (1983). Succession in streams. In: Barnes JR, Minshall GW, eds. Stream Ecology: Application and Testing of General Ecological Theory. New York: Plenum Press, 7–27.

Gíslason, GM., Adalsteinsson, H., Hansen, I., Ólafsson, JS., Svavarsdóttir, K. (2001). Longitudinal changes in macroinvertebrate assemblages along a glacial river system in central Iceland. Freshwater Biology, 46:1737–1751.

Gurnell, AM. (1983). Downstream channel adjustments in response to water abstraction for hydro-electric power generation from alpine glacial melt-water streams. The Geographical Journal, 149:342–354.

James, LA. (2013). Legacy sediment: definitions and processes of episodically produced anthropogenic sediment. Anthropocene, 2:16–26.

Junk, WJ., Bayley, PB., Sparks, RE. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 106:110–127.

King, J., Brown, C., Sabet, H. (2003). A scenario-based holistic approach to environmental flow assessments for rivers. River Research and Applications, 19:619–639.

Kraft, ME. (1972). Effects of controlled flow reduction on a trout stream. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 29:1405–1411.

Lane, SN., Bakker, M., Balin, D., Lovis, B., Regamey, B. (2014). Climate and human forcing of Alpine River flow. In: Schleiss AJ., De Cesare G., Franca MJ., Pfister M., eds. River Flow 2014. London: Taylor & Francis Group, 7–15.

Lane, SN., Bakker, M., Gabbud, C., Micheletti, N., Saugy, JN. (2016). Sediment export, transient landscape response and catchment-scale connectivity following rapid climate warming and Alpine glacier recession. Geomorphology. 10.1016/j.geomorph.2016.02.015.

Layzer, JB., Nehus, TJ., Pennington, W., Gore, JA., Nestler, JM. (1989). Seasonal variation in the composition of drift below a peaking hydroelectric project. Regulated Rivers: Research and Management, 3:305–317.

Lisle, TE., Cui, Y., Parker, G., Pizzuto, JE., Dodd, AM. (2001). The dominance of dispersion in the evolution of bed material waves in gravel-bed rivers. Earth Surface Processes and Landforms, 26:1409–1420.

Madej, MA., Ozaki, V. (1996). Channel response to sediment wave propagation and movement, Redwook Creek, California, USA. Earth Surface Processes and Landforms, 21:911–927.

Malmqvist, B., Rundle, S. (2002). Threats to the running water ecosystems of the world. Environmental Conservation, 29:134–153.

Milhous, RT. (1998). Modelling of instream flow needs: the link between sediment and aquatic habitat. Regulated Rivers: Research and Management, 14:79–94.

Milner, AM., Petts, GE. (1994). Glacial rivers: physical habitat and ecology. Freshwater Biology, 32:295–307.

Moore, KMS., Gregory, SV. (1988). Response of young-of-the-year cutthroat trout to manipulations of habitat structure in a small stream. Transactions of the American Fisheries Society, 17:162–170.

Munn, MD., Brusven, M. (1991). Benthic macroinvertebrate communities in nonregulated and regulated waters of the clearwater river, Idaho, USA. River Research and Applications, 6:1–11.

Naiman, RJ., Magnuson, JJ., McKnight, DM., Stanford, JA. (1995). The Freshwater Imperative: A Research Agenda. Washington, DC: Island Press; 181.

Nuttall, PM. (1972). The effects of sand deposition upon the macroinvertebrate fauna of the River Camel, Cornwell. Freshwater Biology, 2:181–186.

Petts, GE. (2009). Instream-flow science for sustainable river management. Journal of the American Water Resources Association, 45: 1071–1086.

Petts, GE., Bickerton, MA. (1994). Influence of water abstraction on the macroinvertebrate community gradient within a glacial stream system: La Borgne d'Arolla, Valais, Switzerland. Freshwater Biology, 32:375–386.

Poff, NL., Allan, JD., Bain, MB., Karr, JR., Prestergaard, KL., Richter, BD., Sparks, RE., Stromberg, JC. (1997). The natural flow regime – a paradigm for river conservation and restoration. BioScience, 47:769–784.

Poff, NL., Ward, JV. (1989). Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 46:1805–1818.

Postel, S., Richter, B. (2003). Rivers for Life: Managing Water for People and Nature. Washington, DC: Island Press; 220.

Rader, RB., Belish, TA. (1999). Influence of mild to severe flow alterations on invertebrates in three mountain streams. Regulated Rivers: Research and Management, 15:353–363.

Richter, BD., Baumgartner, JV., Powell, J., Braun, DP. (1996). A method for assessing hydrological alteration within ecosystems. Conservation Biology, 10:1163–1174.

Richter, BD., Thomas, GA. (2007). Restoring environmental flows by modifying dam operations [Online]. Ecology and Society, 12:1–26. http://

www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art12/. (accédé en février 2015).
Riebe, CS., Sklar, LS., Overstreet, BT., Wooster, JK. (2014). Optimal reproduction in salmon spawning substrates linked to grain size and fish length. Water Resources Research, 50:898–918.
Ryan, PA. (1991). Environmental effects of sediment on New Zealand streams: a review. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 25:207–221.
Saltveit, SJ., Haug, I., Brittain, JE. (2001). Invertebrate drift in a glacial river and its non-glacial tributary. Freshwater Biology, 46:1777–1789.
Soar, PJ., Thorne, CR. (2001). Channel Restoration Design for Meandering Rivers. Vicksburg, MS: Coastal and Hydraulics Laboratory, ERDC/CHL CR-01-1, US Army Corps of Engineers, Engineer Research and Development Center, Flood Damage Reduction Research Program, 454.
Sparks, RE. (1995). Need for ecosystem management of large rivers and floodplains. BioScience, 45:168–182.
Vannote, RL., Minshall, GW., Cummins, KW., Sedell, JR., Cushing, CE. (1980). The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 37:130–137.
Venditti, JG., Dietrich, WE., Nelson, PA., Wydzga, MA., Fadde, J., Sklar, L. (2010). Effect of sediment pulse grain size on sediment transport rates and bed mobility in gravel bed rivers. Journal of Geophysical Research: Earth Surface, 11:F3039, 1–19.
Ward, JV., Tockner, K., Schiemer, F. (1999). Biodiversity of floodplain ecosystems: ecotones and connectivity. Regulated Rivers: Research and Management, 15:125–139.
Wohl, E., Bledsoe, BP., Jacobson, RB., Poff, NL., Rathburn, SL., Walters, DM., Wilcox, AC. (2015). The natural sediment regime in rivers: broadening the foundation for ecosystem management. BioScience, 10:1–12.
Wood, PJ., Armitage, PD. (1997). Biological effects of fine sediment in the lotic environment. Environmental Management, 21:203–217.
Wood, PJ., Armitage, PD. (1999). Sediment deposition in a small lowland stream-management implications. Regulated Rivers: Research and Management, 15:199–210.
Woodward, G., Jones, JI., Hildrew, AG. (2002). Community persistence in Broadstone Stream (UK) over three decades. Freshwater Biology, 47:1419–1435.
Yin, XA., Yang, ZF., Petts, GE. (2012). Optimizing environmental flows below dams. River Research and Applications, 28:703–716.
Yin, XA., Yang, ZF., Yang, W., Zhao, YW., Chen, H. (2010). Optimized reservoir operation to balance human and riverine ecosystem needs: model development, and a case study for the Tanghe reservoir, Tang river basin, China. Hydrological Processes, 24:461–471.
Zeug, SC., Sellheim, K., Watry, C., Rook, B., Hannon, J., Zimmerman, J., Cox, D., Merz, J. (2013). Gravel augmentation increases spawning utilization by anadromous salminds: a case study from California, USA. River Research and Applications, 30:701–718.

Informations supplémentaires

Cet article est directement issu de la publication *Gabbud, C., Lane, SN.* (2016). Ecosystem impacts of Alpine water intakes for hydropower: the challenge of sediment management. WIREs Water 3(1), 41–61, doi:10.1002/wat2.1124.

Remerciements

Cette recherche n'aurait jamais vu le jour sans le soutien du Fonds National Suisse (FNS) pour le projet PNR 70 – «Optimizing environmental flow releases under future hydropower «Optimizing ... operation» chapeauté par les chercheurs Burlando (ETHZ, responsable du projet), Lane (UNIL), Perona (EPFL), Molnar (ETHZ) et Robinson (EAWAG) – et l'Institut des Dynamiques de la Surface Terrestre (IDYST) de l'Université de Lausanne.

Adresse des auteurs

Gabbud Chrystelle
Institut des Dynamiques de la Surface Terrestre (IDYST), Faculté des Géosciences et Environnement, Université de Lausanne
CH-1015 Lausanne
chrystelle.gabbud@unil.ch