

Mesures morphologiques ponctuelles dans le cadre de l'assainissement des éclusées: quels bénéfices pour le macrozoobenthos?

Nathalie Friese, Christine Weber, Cristina Rachelly, Volker Weitbrecht, Nico Bätz; Traduction française: Laurence Frauenlob

Résumé

En Suisse, l'assainissement des éclusées dans les cours d'eau se base sur des mesures de construction et, éventuellement d'exploitation, visant à atténuer les variations de débit dues à l'exploitation par éclusées des centrales hydroélectriques. Ces mesures d'assainissement peuvent être complétées par des mesures morphologiques ponctuelles comme l'installation d'amas de bois mort, la disposition de blocs brise-lames ou la création d'anses. Dans cet article, nous nous proposons de discuter de leurs effets sur les macroinvertébrés aquatiques qui, de par leur grande diversité spécifique et la complexité de leurs cycles de vie, sont souvent très affectés par les éclusées. Nous traiterons de la façon dont les différents types de mesures peuvent atténuer localement les impacts du régime d'éclusées, que ce soit en réduisant les paramètres hydrauliques, en assurant une surface mouillée permanente ou encore en favorisant la dynamique sédimentaire.

1. Mesures d'assainissement relatives aux éclusées

Le travail de planification stratégique préalable à l'assainissement des cours d'eau en regard des éclusées a mis en évidence un devoir d'intervention au niveau de 102 centrales (BAFU 2015) qui entraînent des variations subites et artificielles de débit (éclusées) portant des atteintes graves à la faune et la flore indigènes et à leurs biotopes (art. 39a LEaux; art. 41e OEaux). Pour faciliter la tâche des détenteurs des centrales dans la mise en œuvre des mesures d'assainissement nécessaires, la Confédération met à disposition un manuel d'aide à l'exécution (Tonolla et al., 2017) ainsi qu'un budget annuel de 50 millions de francs pour tous les assainissements de la force hydraulique (concernant donc les éclusées, le charriage et la migration des poissons).

Les autorités ordonnent des mesures de construction pour empêcher ou limiter les atteintes graves dues aux éclusées (art. 39a, al., 1 LEaux). Leur principal objectif est de réduire la valeur des paramètres hydrologiques caractéristiques des éclusées (débit d'éclusée, débit plancher et taux de montée et de descente du niveau d'eau). La mesure la plus souvent envisagée est la construction d'ouvrages offrant un volume de rétention ou de compensation (bassin, galerie, etc.); c'est ainsi l'option

qui a été choisie par les Forces motrices de l'Oberhasli (KWO) (Schweizer et al., 2016, 2021). Toutefois, à la demande des détenteurs de centrales, les autorités peuvent également ordonner des mesures d'exploitation qui consistent à agir sur la manière dont les turbines sont actionnées (art. 39a, al., 1 LEaux). Pour accroître le bénéfice écologique de ces mesures de construction ou d'exploitation, des mesures morphologiques ponctuelles de construction, appelées ci-après mesures morphologiques ponctuelles, peuvent être mises en œuvre en complément dans les cours d'eau.

Dans l'aide à l'exécution, les mesures morphologiques ponctuelles sont présentées comme des interventions complémentaires et définies comme des «adaptations morphologiques modestes et localisées du lit du cours d'eau («instream») qui sont à même de «réduire les conséquences écologiques des éclusées sans modifier la morphologie du cours d'eau à grande échelle». Dans le cadre de l'assainissement des éclusées, seules des améliorations morphologiques locales peuvent être réalisées; les modifications à plus grande échelle de la morphologie du cours d'eau doivent en effet être réalisées et financées dans le cadre de la revitalisation des eaux (art. 38a LEaux).

L'aide à l'exécution cite différents types de mesures morphologiques ponctuelles:

bras latéraux inondés en permanence, mesures IRT (instream river training), pierres brise-lames, anses calmes, etc. (annexe E). Ces mesures visent en premier lieu à améliorer la qualité de l'habitat pour les poissons; c'est ainsi le cas des anses proposées par Ribbi et al. (2014) ou des abris à poissons, souches, ensembles de grandes pierres et épis employés par Schweizer et al. (2016, 2021). En revanche, il n'existe quasiment pas de mesures morphologiques ponctuelles visant spécifiquement à favoriser le macrozoobenthos. Ce dernier regroupe une grande variété de macroinvertébrés, c'est-à-dire d'invertébrés de plus de 1 mm de long: larves d'insectes, mollusques, crustacés, acariens, sangsues, vers, etc. Ces macroinvertébrés évoluent dans un espace très restreint et présentent des exigences très variées en matière d'habitat – pour la reproduction ou pour la recherche de nourriture par exemple. Les mesures d'atténuation de l'impact des éclusées conçues pour les poissons ne sont pas automatiquement bénéfiques au macrozoobenthos. En pratique, de nombreuses incertitudes persistent en ce qui concerne le fonctionnement et l'efficacité des mesures morphologiques pour les macroinvertébrés, ce qui peut entraîner des difficultés lors de leur planification (conflits potentiels avec les mesures favorisant la faune piscicole).

Dans cet article, nous nous proposons de discuter des facteurs susceptibles d'influer sur l'efficacité pour le macrozoobenthos des mesures morphologiques ponctuelles visant les éclusées. Nous avons choisi de nous concentrer sur les insectes aquatiques et leurs larves car ils ont déjà été bien étudiés et qu'une partie, au moins, de leur cycle de développement complexe s'accomplit dans l'eau (encart p. 19; figure 1). De ce fait, les insectes aquatiques jouent un rôle majeur dans la connectivité entre milieu terrestre et milieu aquatique, au niveau, notamment, du réseau trophique (Baxter et al., 2005, Sitters et al., 2015). Nous allons tout d'abord traiter, par des



a) Une femelle de plécoptère (*Baetis sp.*) descendant la tête la première dans l'eau le long d'une pierre à demi immergée pour pondre et fixer ses œufs sur la surface rocheuse.



b) Œufs de Limnephilidae (ponte entourée d'une masse gélatineuse) déposés sous une pierre près de la rive où ils peuvent facilement s'assécher durant le débit plancher.



c) Larve de trichoptère sans fourreau (*Hydropsyche incognita*) qui tend des pièges entre les pierres pour capturer ses proies. Se rencontre jusqu'à des vitesses de courant de 0,5 m/s maximum.



d) Larve de trichoptère à fourreau (*Halesus radiatus*) vivant près des rives. Ne peut quasiment pas subsister dans les tronçons à éclusées car elle est emportée par le courant durant le débit d'éclusée.



e) Larve de plécoptère (*Amphinemura sulcicollis*) vivant sur le bois mort, les plantes aquatiques ou la mousse.



f) Emergence d'un plécoptère (*Perla grandis*) la nuit, près de la rive, juste au dessus de la surface de l'eau.

Figure 1: Stades de développement des insectes aquatiques.

Larve, puppe, imago – Les stades de développement des insectes aquatiques

À quelques exceptions près, les insectes aquatiques peuvent être répartis en deux groupes, selon qu'ils accomplissent un cycle de développement complet incluant un stade pupal (insectes holométaboles) ou un cycle incomplet sans stade pupal (hémimétaboles; *Thorp et Rogers 2015, voir également figure 1*). Après que les adultes ont pondu les œufs, les larves éclosent. Pour qu'elles puissent grandir et se développer, elles effectuent plusieurs mues. Chez les insectes holométaboles, les larves forment une puppe avant de passer au stade adulte ailé (imago); chez les hémimétaboles, ce stade pupal n'existe pas. Le passage du stade aquatique (larve/puppe) au stade terrestre (imago) s'appelle l'émergence. Si le milieu présente temporairement des conditions défavorables, certaines espèces peuvent subsister sous une forme de résistance au stade d'œuf ou de puppe. Suivant les espèces et les habitats, le cycle de développement peut être effectué une ou plusieurs fois par an. Dans de rares cas, ce cycle peut s'étendre sur deux années ou plus.

exemples, des impacts des éclusées sur les insectes aquatiques. Dans un deuxième temps, nous traiterons des spécificités des mesures morphologiques ponctuelles et de leur efficacité pour réduire les effets négatifs des éclusées sur les insectes aquatiques. Enfin, nous concluons sur la question de savoir comment l'efficacité écologique des mesures morphologiques ponctuelles peut être augmentée ou garantie à long terme.

Les faits et informations présentés et commentés dans cet article proviennent de la littérature scientifique et d'entretiens avec dix spécialistes venant du domaine technique ou du milieu de la biologie et travaillant dans la recherche ou dans la pratique.

2. Impact des éclusées sur les insectes aquatiques

Les insectes présentent un cycle de développement complexe au cours duquel ils passent du stade d'œuf à celui de larve puis, éventuellement, de puppe avant de parvenir au stade adulte où ils pourront se reproduire (*encart p. 19, figure 2*). Alors que le stade d'œuf et le stade larvaire se déroulent dans l'eau, le passage au stade adulte s'accompagne généralement par une transition vers le milieu terrestre (émergence; *Thorp et Rogers, 2015*). Tous

les stades de développement s'imbriquant les uns dans les autres, il est fort probable qu'une mortalité importante à un stade ait un impact sur les stades suivants (*Encalada et Peckarsky, 2012*). Les différents stades du développement des insectes aquatiques se déroulent dans différents habitats et peuvent donc être impactés de différentes manières par les éclusées (*figure 2; tableau 1*). Les effets sur le stade larvaire sont les mieux connus. En revanche, on dispose encore d'assez peu d'informations sur leur impact sur les œufs et la ponte, le stade pupal ou l'émergence. Il semble cependant que le stade d'œuf constitue un facteur limitant ou goulot d'étranglement important pour la biomasse et la diversité des insectes aquatiques (*Kennedy et al., 2016, Lancaster et al., 2010, Miller et al., 2020*). En Suisse, une grande partie des insectes aquatiques sont impactés par les éclusées (*voir encart p. 22 pour plus de détails*).

L'impact des éclusées sur les insectes aquatiques à leurs différents stades de développement peut être décrit comme étant déterminé par deux grands facteurs d'influence directe et trois grands facteurs d'influence indirecte (*tableau 1*). Les facteurs directs sont indissociables des éclusées; ils interviennent à une intensité plus ou moins forte dans tous les tronçons à éclusées. Les facteurs indirects sont tri-

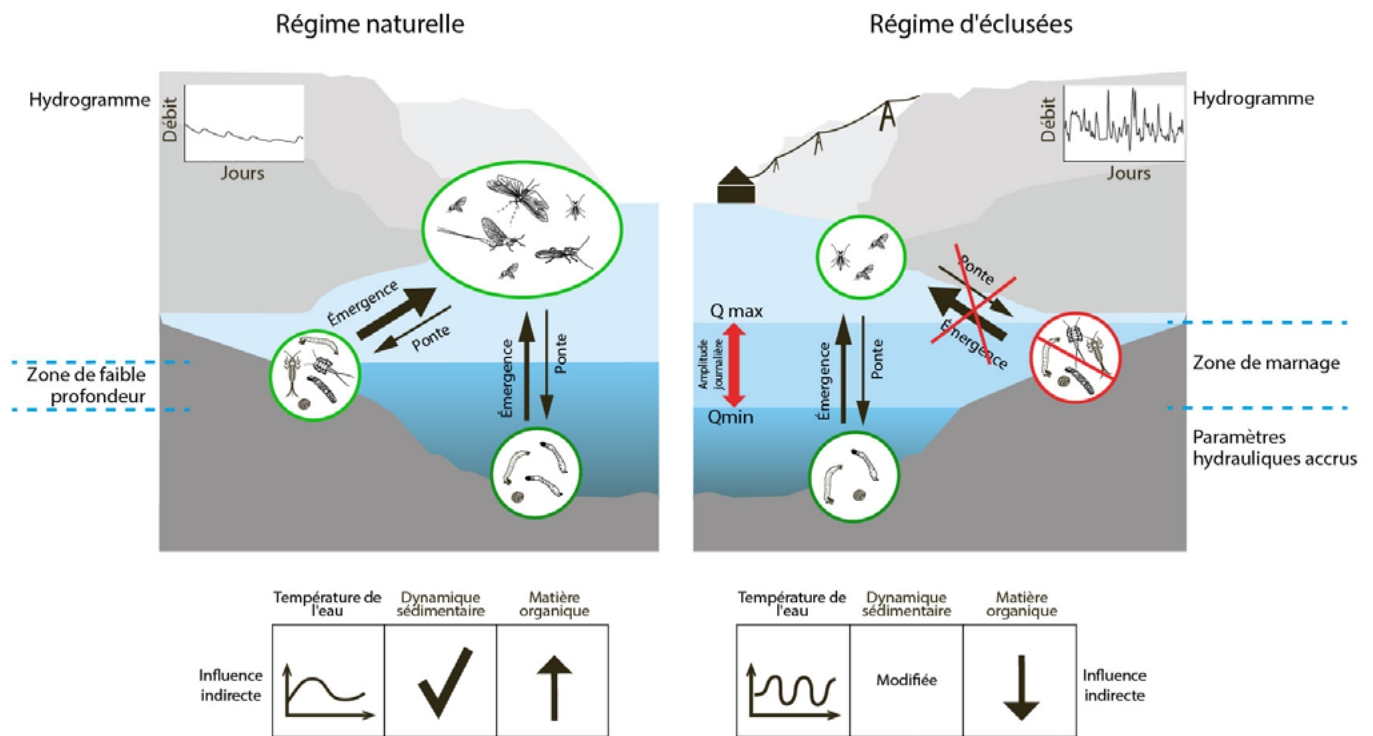


Figure 2: Comparaison des facteurs d'influence agissant sur les stades de développement des insectes aquatiques dans un tronçon aux conditions hydrologiques naturelles (à gauche) et dans un tronçon à éclusées (à droite).

Le régime d'écoulement est indiqué par un hydrogramme typique de part et d'autre. D'après Kennedy et al. (2016), modifié.

butaires des conditions locales (canalisation du cours d'eau, p.ex.) et de phénomènes à grande échelle (apports de sédiments, p.ex.) et peuvent éventuellement être accentués par les éclusées; ils n'interviennent pas dans tous les tronçons à éclusées.

Les insectes aquatiques sont directement influencés (voir également figure 2):

- (i) par l'intensification des paramètres hydrauliques (vitesse du courant, contrainte de cisaillement au fond, etc.) lors des éclusées ou du passage du débit plancher au débit d'éclusée, et
- (ii) par la mise à sec des zones de faible profondeur (zone de marnage) lors du débit plancher ou du passage du débit d'éclusées au débit plancher.

Les principaux facteurs influençant indirectement les insectes aquatiques sont (voir également figure 2):

- (iii) la modification de la dynamique sédimentaire (mobilisation du charriage, tri granulométrique du substrat, colmatage, etc.),
- (iv) la moindre rétention de matière organique particulière (feuilles mortes, algues, etc.), et
- (v) les augmentations ou baisses subites de température.

En dehors de ces trois grands facteurs, de nombreux autres effets indirects des éclusées ont été constatés: modification de la teneur en gaz (Pulg et al., 2016), modification de l'univers sonore sous l'eau (Lumsdon et al., 2017), etc. Leur implication écologique est cependant encore très mal connue.

L'intensité avec laquelle ces facteurs affectent les insectes aquatiques dépend fortement de la morphologie du cours d'eau (Greimel et al., 2018).

Facteurs d'influence directe

L'intensification soudaine des paramètres hydrauliques peut provoquer la dérive passive des larves et, dans une moindre mesure, des pupes: les individus ne pouvant se maintenir sur le substrat ou se réfugier à temps dans les interstices du gravier sont entraînés par les éclusées (ex.: figure 1c-d; Waters 1972, Gibbins et al., 2007, 2010). Les tronçons canalisés, en particulier, présentent peu de structures morphologiques naturelles ou artificielles comme des anses qui pourraient atténuer l'intensité des paramètres hydrauliques en phase de turbinage (éclusée) (Bruder et al., 2016). Associée à un régime d'éclusées, la monotonie morphologique du milieu peut rapidement faire augmenter la proportion d'espèces écologiquement adaptées aux fortes vitesses du courant (espèces rhéophiles ou rhéobiontes). En même temps, la part d'espèces préférant de faibles vitesses du courant diminue

(Cushman, 1985, Schmutz et al., 2013, Schülting et al., 2016). La question de savoir dans quelle mesure les modifications subites des conditions d'écoulement affectent l'émergence ou perturbent les adultes lors de la ponte n'a pas encore été suffisamment étudiée. Considérant ce que l'on sait sur le comportement de ponte, on peut cependant supposer que les œufs sont également susceptibles de dériver avec le courant.

Les fluctuations artificielles de débit provoquent l'apparition d'une zone de marnage dont l'étendue dépend de l'amplitude des éclusées et du profil en travers du cours d'eau et des berges. Plus la rive ou le banc de gravier est large et plat et plus l'amplitude des éclusées est forte, plus la zone de marnage est étendue. Dans cette zone, les poissons risquent de s'échouer, mais c'est aussi le cas des insectes aquatiques dont les habitats peuvent s'assécher (Tanno et al., 2021). Beaucoup d'insectes aquatiques collent leurs œufs sur des pierres, juste en dessous du niveau de l'eau et, en général, dans des zones de faible profondeur (Kennedy et al., 2016, Statzner et Beche, 2010). Les phases de turbinage prolongées, en particulier, peuvent inciter les insectes aquatiques à utiliser la zone de marnage pour la ponte (ex. figure 1a-b; Kennedy et al., 2016). S'il dure ne serait-ce qu'une seule heure, son assèchement durant le débit plancher peut provoquer la mort de plus de 80% des

	Stades de développement	Œuf	Larve	Pupe: (uniquement chez les holométaboles; cf. encart p. 19)	Émergence	Imago (comprenant l'émergence et la ponte)
Principaux facteurs d'influence	Intensification des paramètres hydrauliques		Augmentation de la dérive, en particulier au début de l'éclusee, juste après l'arrivée de la vague (Bruno et al., 2016)* Les grosses larves à fourreau sont moins entraînées par le courant; celles qui tendent des pièges perdent leur habitat (V. Lubini; com. pers.)	Une dérive se produit (Bruno et al. 2010*, par ex.); le stade pupal n'est souvent pas évoqué spécifiquement dans les publications		Entraînement des femelles déposant leurs œufs lors de l'éclusee (V. Lubini; communication personnelle) Entraînement des larves ou nymphes prêtes à l'émergence se maintenant au niveau de la ligne d'eau (V. Lubini; communication personnelle)
	Mise à sec	Mortalité accrue en situation de mise à sec du milieu (Miller et al., 2020)*	Échouage dans la zone de marnage (Tanno et al., 2021)*	Mise à sec des pupes se trouvant près des rives (V. Lubini; communication personnelle)		Problèmes d'identification visuelle d'un endroit approprié pour la ponte; le dépôt des œufs risque d'être moins abondant (V. Lubini; communication personnelle)
	Modification de la dynamique sédimentaire	Mortalité accrue suite au transport et au dépôt plus important de sédiments fins (Everall et al., 2018)	Stress aigu suite à l'enfouissement par les sédiments et forte demande d'énergie pour se dégager (Dobson et al., 2000)			Perte de substrat de granulométrie adéquate pour la ponte, encore accentuée par le colmatage, d'où baisse du succès de la reproduction (V. Lubini ; communication personnelle)
	Moindre rétention de matière organique particulaire		Réduction de la biomasse et de la qualité du biofilm recouvrant le substrat (=source de nourriture); (Cashman et al., 2017)* Manque de matériaux adéquats pour la formation des fourreaux (V. Lubini ; communication personnelle)			
	Augmentation des fluctuations de la température de l'eau	Allongement de la durée de développement à faible température. Le succès d'éclosion dépend de la température (Elliott, 1972)	Réactions variables aux éclusees en relation avec le «thermopeaking»: moindre dérive suite au refroidissement subit (Schülting et al., 2016)*, pas de perturbation du développement larvaire suite aux variations de température (Frutiger, 2004)*	Probablement effets similaires à ceux observés sur les larves. La durée de développement dépend également de la température (V. Lubini; communication personnelle)		Trop grande précocité de l'émergence suite à l'augmentation de la température (Hogg et Williams, 1996)

Tableau 1: Effet des principaux facteurs d'influence des éclusees sur les insectes aquatiques: Ce tableau montre, à partir d'exemples, comment les cinq principaux facteurs d'influence des éclusees (partie 3) peuvent agir sur les insectes aquatiques à leurs différents stades de développement; elle ne prétend pas à l'exhaustivité. Le code de couleur permet d'identifier les effets qui ont déjà été bien ou moyennement étudiés (en vert et jaune, respectivement) et ceux pour lesquels d'importantes lacunes persistent (en rouge). Les études portant explicitement sur les éclusees sont indiquées par un astérisque (*).

œufs et donc réduire considérablement le nombre de larves à éclore (Kennedy et al., 2016, Miller et al., 2020). Selon certaines observations, les larves prêtes pour l'émergence, qui se maintiennent normalement au niveau de la ligne d'eau, sont nombreuses à s'échouer et à ne pas pouvoir accomplir leur développement (ex. figure 1f; V. Lubini, communication personnelle). Étant donné que la mobilité des pupes est très limitée voire inexistante, il est fort probable que l'assèchement de la zone de marnage les affecte tout autant que les œufs. Certaines espèces d'insectes aquatiques disposent de formes de résistance qui leur permettent de survivre à de mauvaises conditions extérieures à l'état d'œuf ou de larve (Thorp et Rogers, 2015). Certains œufs peuvent ainsi être protégés d'une couche gélatineuse qui limite la mortalité en cas d'assèchement (Miller et al., 2020).

Facteurs d'influence indirecte

Associée à un manque de crues dû aux retenues d'eau, une forte charge en sédiments fins peut induire un colmatage durable des interstices du gravier des rivières (Baumann et Klaus, 2003, Schweizer et al., 2009). Sans remobilisation occasionnelle des matériaux du fond, ce colmatage compromet la disponibilité, l'accessibilité et la qualité des habitats interstitiels pour les larves de nombreuses espèces (Bo et al., 2007). Les éclusees peuvent en outre provoquer le lessivage sélectif de matériaux d'une certaine granulométrie (tri granulométrique du substrat, évolution vers une structure de plus en plus grossière, etc.), ce qui limite la disponibilité et la qualité des habitats du gravier (Vericat et al., 2020). On en sait encore assez peu sur les effets des modifications de la dynamique sédimentaire causées par les éclusees sur les in-

sectes au stade pupal ou adulte (Batalla et al., 2021).

Dans les tronçons à éclusees, l'action perpétuelle du lessivage et de l'abrasion provoque une perte de matière organique particulaire (feuilles mortes, aiguilles, films d'algues, etc.) (Mochizuki et al., 2006), perte d'autant plus forte que la morphologie du cours d'eau est altérée (par une canalisation, p. ex.). Ce phénomène a de nombreux effets négatifs sur les insectes aquatiques car beaucoup d'espèces sont directement dépendantes de la matière organique. Ainsi, certains insectes broutent les algues ou rongent les écorces, d'autres se nourrissent de feuilles mortes (figure 1e, p. ex.). Qui plus est, la matière organique particulaire sert également d'habitat, pour la reproduction ou la dissimulation face aux prédateurs, p. ex. (Hoffmann et Resh 2003, Thorp et Rogers 2015).

Effets des éclusées sur la communauté de macrozoobenthos. Observations résultant de projets menés en Suisse

On dénombre actuellement en Suisse 523 espèces d'éphémères, plécoptères et trichoptères (EPT) (*info fauna – SZKF/CSCF, 2010*), à savoir 89 éphémères, 121 plécoptères et 313 trichoptères. En se basant sur les résultats de multiples projets menés dans les tronçons à éclusées et sur les données disponibles sur la distribution et les exigences écologiques des insectes aquatiques, il est possible d'estimer le nombre d'espèces affectées par les éclusées. Selon ces estimations, au moins 146 espèces EPT, soit 28 %, sont exposées aux effets des éclusées. Sur ces 146 espèces, 41 (soit 28 %) figurent sur les listes rouges des espèces menacées (*Lubini et al., 2012*). En Suisse, le groupe le plus affecté est celui des éphémères (55 %), suivi les plécoptères (39 %) puis les trichoptères (16 %). La majeure partie des espèces affectées vit dans des cours d'eau de la région alpine ou préalpine ainsi que de l'arc jurassien.

De nombreuses études scientifiques attestent d'une perte de biodiversité, d'une réduction de la biomasse et d'une modification de la composition de la communauté sous l'effet des éclusées car seules subsistent les espèces capables de résister au déferlement fréquent de ces «crués» causées artificiellement. Cette situation de perturbation permanente pousse l'écosystème vers un état qui se distingue fondamentalement de celui d'origine. Les effets se manifestent directement par une augmentation de la dérive, mais aussi, indirectement, par une perturbation des différents stades de développement (cf. partie 2 du texte principal). Les études en cours dans le cadre de l'Observation nationale de la qualité des eaux de surface (NAWA) appuient ce constat: en 2019, 19 ± 8 espèces EPT par cours d'eau ont été observées en moyenne dans 18 rivières influencées par les éclusées; le minimum recensé était de 5 (dans la Vispa). Dans 24 cours d'eau comparables hormis le fait qu'ils n'étaient pas affectés par les éclusées, le nombre moyen d'espèces EPT par cours d'eau était de 25 ± 9 espèces EPT. Cette perte de biodiversité est également attestée de source historique: dans les années 1940, le Rhône abritait 14 espèces de plécoptères au niveau de Brigue, dont certaines très rares, alors que son cours était déjà corrigé; aujourd'hui, cette zone n'en présente plus que 7 au maximum (*info fauna – SZKF/CSCF, 2010*), dont aucune ne figure sur les listes rouges. Bien souvent, la monotonie structurelle du lit canalisé imposant une vitesse de courant uniforme sur toute la section accentue encore les effets négatifs des éclusées (*Rey et al., 2011*).

On observe de manière générale dans les tronçons à éclusées une tendance très nette à la dominance des espèces adaptées aux vitesses du courant moyennes, notamment *Baetis alpinus* et le genre *Rhithrogena* qui peuvent atteindre de très fortes densités d'individus (*Hocevar et al., 2014, Wüthrich et Birnstiel, 2019*). La situation profite également au trichoptère *Allogamus auricollis*, un filtreur passif fixé sur substrat immobile qui tolère les vitesses du courant de moins de 0.5 m/s. C'est ainsi la seule espèce à avoir été détectée dans le Rhône à Riddes (*Uhlmann, 2001*). En général, les espèces prédatrices comme celles des genres *Rhyacophila* et *Isoperla* sont également moins affectées que les autres. Les espèces des zones de bordure adaptées aux faibles courants (<0.25 m/s) comme *Cloeon*, *Centroptilum*, *Alainites muticus* et les espèces de la famille des Leptophlebiidae chez les éphémères, de même que

le genre *Sericostoma* et la plupart des espèces de la famille des Limnephilidae chez les trichoptères, sont en revanche très rares ou absentes dans les tronçons à éclusées. Pour beaucoup d'espèces, la zone de bordure qui longe les rives est un habitat important pour la ponte, le stade pupal et l'émergence. Bien souvent, les espèces occupant les habitats à fort courant (>1 m/s) comme *Epeorus* sont également absentes ou moins abondantes dans les tronçons à éclusées que dans les tronçons de référence (*Hocevar et al., 2014, Rey et al., 2011, Wüthrich, 2014*) du fait, sans doute, que les habitats qu'elles privilégient (les rochers mouillés en permanence dans le courant turbulent) se sont raréfiés sous l'effet des éclusées et que le colmatage du fond les empêche de se réfugier dans le milieu interstitiel en situation de crue.

Le colmatage du lit est certainement aussi à l'origine de la plus faible densité, par rapport aux tronçons de référence, du plécoptère *Perla grandis* constatée dans la Moesa, dans le Rhin antérieur et dans le Rhin alpin (*Hocevar et al., 2014, Lubini 2016, Wüthrich et Birnstiel, 2019*) puisqu'il prive les larves de cette espèce, qui peuvent atteindre 3.5 cm, de l'espace qui leur est indispensable sous les grosses pierres. Le colmatage affecte également les larves qui vivent profondément enfouies dans le gravier (10–50 cm) comme celles des Leuctridae, des Capniidae et des Chloroperlidae (plécoptères).

À côté des facteurs précédemment évoqués qui peuvent être problématiques pour le macrozoobenthos suite aux éclusées, de forts apports de matières en suspension, cause de turbidité, peuvent également avoir des effets négatifs. Ainsi, les éclusées que subit la Landquart sont à l'origine des plus forts apports de matières en suspension enregistrés dans le système du Rhin alpin qui présente une turbidité permanente en aval de la confluence de l'III (*Rey et al., 2011*). Les matières en suspension affectent les biofilms qui se forment sur le fond et qui constituent une source de nourriture importante pour la communauté aquatique. En effet, les larves de nombreux éphémères et trichoptères (Glossosomatidae) broutent le biofilm se développant sur les pierres à proximité des rives.

Les affluents ne contribuent pas toujours à accroître la biodiversité des fleuves et rivières qui les reçoivent parce qu'ils sont eux-mêmes impactés par l'exploitation de la force hydraulique (comme l'III ou la Landquart dans le système du Rhin alpin) ou parce qu'ils correspondent à un autre type de cours d'eau (comme le *Liechtensteiner Binnenkanal*; *Rey et al., 2011*). Il ne faut cependant pas oublier que les cours d'eau de taille modeste peuvent, eux aussi, disposer d'une communauté diversifiée et souvent spécialisée et qu'ils ne sont pas épargnés par les éclusées (*Lubini, 2013*).

Dans l'ensemble, on peut considérer que les cours d'eau influencés par les éclusées ne sont pas en mesure de déployer tout leur potentiel écologique en abritant une communauté typique du site tant en matière de diversité spécifique que de densité (*Rey et al., 2011*). En Suisse, les systèmes fluviaux riches en biodiversité comme la Thur, qui totalise 136 espèces EPT (*info fauna – SZKF/CSCF*), ou le système de la Singine, qui en totalise 160 (*Zurwerra et al., 2000*), sont ainsi extrêmement précieux pour la protection des espèces EPT.

Verena Lubini

Si la température de l'eau turbinée diffère de celle du cours d'eau, les éclusées s'accompagnent de modifications soudaines de la température (phénomène appelé «thermopeaking» en anglais) (Zolezzi et al., 2011). Selon la saison, ces modifications peuvent aller dans le sens d'un réchauffement (warm thermopeaking) ou d'un refroidissement (cold thermopeaking). En se surimposant aux éclusées, ces effets thermiques peuvent, suivant la composition en espèces des communautés et le sens du changement, accroître ou réduire la dérive des larves et accélérer ou freiner le développement des œufs (Bruno et al., 2013, Elliott, 1972, Schülting et al., 2016). De même, le développement des pupes peut être influencé par la température de l'eau (Hogg et Williams, 1996).

3. Spécificités des mesures morphologiques ponctuelles et efficacité à l'égard des insectes aquatiques

Les mesures morphologiques ponctuelles sont particulièrement efficaces pour les insectes aquatiques à leurs différents stades de développement si elles assurent les fonctions suivantes:

1. Réduction, en termes d'intensité et de variation, des paramètres hydrauliques exacerbés par les éclusées. Cette action permet de stabiliser localement les caractéristiques des habitats et de réduire la dérive.
2. Évitement de la mise à sec d'habitats clés dans les périodes cruciales d'un point de vue écologique et/ou atténuation des fluctuations du niveau d'eau. Cette action permet d'éviter l'échouage des insectes aux stades où ils sont immobiles (œufs, pupes) et permet donc à l'émergence de se produire.

Par ailleurs, les caractéristiques suivantes accroissent l'efficacité des mesures morphologiques pour les insectes aquatiques, surtout si les dysfonctionnements sur lesquels elles agissent ont été identifiés dans le projet d'assainissement:

3. Stimulation de la dynamique sédimentaire naturelle pour empêcher localement un colmatage durable du lit et permettre une mobilisation régulière des sédiments. Cette action permet de pérenniser l'accessibilité à la zone interstitielle servant d'habitat et de refuge et d'accroître la diversité en habitats du milieu.
4. Rétention accrue de matière organique particulaire pouvant servir de nourriture et d'habitat aux insectes aquatiques.

5. Atténuation des fluctuations de température et donc des effets négatifs sur les insectes aux différents stades de développement et de la dérive provoquée par la température.

L'effet local d'atténuation (aspects 1, 2 et 5) dépend fortement du degré de connexion hydraulique du lieu de la mesure avec le chenal principal recevant les éclusées (Jackson et al., 2012): le taux d'échange d'eau entre l'habitat créé par la mesure morphologique ponctuelle et le chenal principal décide de l'intensité avec laquelle les fluctuations causées par les éclusées peuvent être atténuées. Ainsi, la température d'un bras mort de grand volume peu connecté avec le chenal principal se modifiera beaucoup plus lentement et probablement moins fortement que celle d'une anse ouverte.

Il convient également de souligner que les problèmes de turbidité, et de colmatage consécutif du lit, ne peuvent être que partiellement atténués par des mesures morphologiques ponctuelles car le processus de colmatage et la resuspension constante des sédiments fins dépendent en première ligne du taux de particules fines dans l'eau et de la fréquence de fortes pointes de débit (Wharton et al., 2017). Dans les tronçons canalisés, une diversification morphologique du milieu peut même, dans certaines circonstances, renforcer le tri granulométrique du sédiment et augmenter le dépôt de particules fines dans les zones protégées du courant (Schweizer et al., 2016; Sindelar et Mende 2009). La stimulation d'une dynamique sédimentaire naturelle (par des crues naturelles ou artificielles, p. ex.), qui produit une mobilisation épisodique du charriage (1–3 fois par an) et un tri granulométrique naturel du substrat, peut juguler un colmatage durable du lit (décolmatage).

Compilation de mesures morphologiques ponctuelles potentielles



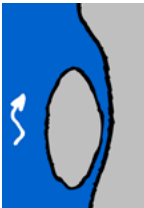

Dans ce passage, nous allons montrer, à titre d'exemple, comment différents types de mesures morphologiques ponctuelles agissent sur les facteurs d'influence des éclusées sur les insectes aquatiques. Étant donné que l'on dispose aujourd'hui de très peu d'exemples pratiques de mesures morphologiques ponctuelles prenant en compte les insectes aquatiques, le tableau 2 présente une sélection de mesures potentielles et leurs effets possibles. La liste ne prétend pas à l'exhaustivité et les exemples cités sont souvent spécifiques

de certaines situations. Considérant que les mesures morphologiques ponctuelles citées ici ont une influence très limitée sur le niveau d'eau, nous n'avons pas abordé, dans cet article, les conflits éventuels avec les objectifs de protection contre les crues.

Les structures à base de bois mort réduisent la vitesse du courant dans la zone de remous et de contre-courant qui les suit et entre les branchages (Schalko et al., 2021) et retiennent ainsi la matière organique flottante (Widmer et al., 2019). Elles offrent aussi des surfaces bienvenues pour la formation de biofilms variés composés d'algues, de champignons et autres micro-organismes (Allan et Castillo, 2007). Les biofilms servent de nourriture à certains insectes aquatiques qui les broutent (Thorp et Rogers 2015). Dans les tronçons à éclusées, le développement des biofilms est souvent limité suite à la forte charge en particules fines (abrasion, turbidité limitant la photosynthèse, etc.). Le bois lui-même constitue un habitat précieux pour les espèces xylobiontes (=vivant sur et dans le bois) et pour celles qui tendent des pièges pour capturer leurs proies. Par ailleurs, certains insectes rongent l'écorce des feuillus pour la recherche de nourriture. En règle générale, les conifères sont moins facilement exploitables par le macrozoobenthos en raison de leur moindre valeur nutritive et de leur plus forte teneur en substances végétales secondaires (Sedell et al., 1975, Hisabae et al., 2011). L'idéal est de choisir le bois à utiliser en fonction des essences qui sont ou seraient naturellement présentes sur place ou aux environs. Dans le cas des structures de bois mort, en particulier, il est conseillé d'effectuer un travail préparatif soigné pour déterminer l'emplacement garantissant à la fois la plus grande sécurité par rapport aux crues et une bonne longévité de fonctionnalité de l'édifice (Schweizer et al., 2016, Widmer et al., 2019, Mende 2018, Neuhaus et Mende, 2021). En cas de forte charge en sédiments fins, il est possible, selon l'emplacement, que la structure s'envase rapidement et se colmate, ce qui annihilerait son bénéfice en matière d'habitat.

Les structures minérales comme les ensembles de pierres brise-lames ou les épis en enrochement peuvent non seulement réduire la vitesse du courant mais surtout la diversifier (Werdenberg et al., 2014) et donc accroître localement la diversité des habitats potentiels pour les insectes aquatiques. Suivant leur positionnement par rapport au courant principal (inclinant/déclinant) et leur hauteur (sub-

Effet sur les principaux facteurs d'influence des éclusées sur les insectes aquatiques (Tab. 1)

Types de mesures	Atténuation des paramètres hydrauliques	Évitement de la mise à sec d'habitats	Stimulation de la dynamique sédimentaire:		Rétention accrue de matière organique particulaire	Atténuation des fluctuations de température	Exemples/références
			Mobilisation occasionnelle du substrat/décolmatage	Tri granulométrique du substrat			
Structures à base de bois morts 	Atténuation dans la zone de contre-courant; augmentation générale de la variabilité; exacerbation éventuelle des paramètres hydrauliques dans la partie libre de la section d'écoulement ou sur la rive opposée	Aucun effet*	Décolmatage local lors des crues; transport solide éventuellement accru localement dans la partie libre de la section d'écoulement ou sur la rive opposée	Effet de tri local dans la zone de contre-courant; dépôt éventuel de sédiments fins	Rétention accrue de matière organique grossière (feuilles mortes, par exemple)	Aucun effet	<i>Schweizer et al., 2016</i> <i>Mende 2018, 2021</i> <i>Widmer et al., 2019</i>
Épis de divers types 	Atténuation dans la zone des épis; augmentation générale de la variabilité; exacerbation éventuelle des paramètres hydrauliques dans la partie libre de la section d'écoulement	Mise à sec éventuellement accrue dans la zone des épis, suivant le type d'épis et le rapport au niveau d'eau moyen lors du débit d'éclusee et du débit plancher*	Décolmatage local lors des crues; transport solide éventuellement accru localement dans la partie libre de la section d'écoulement	Effet de tri accru; dépôt éventuel de sédiments fins dans la zone des épis	Effet très limité; rétention éventuelle de feuilles mortes et de bois morts dans la zone des épis	Atténuation éventuelle des fluctuations et réduction du gradient, suivant le volume de la zone d'épis, le type d'épis et le rapport au niveau d'eau moyen lors du débit d'éclusee et du débit plancher	<i>Werdenberg et al., 2014</i> <i>Li et al., 2019</i>
Bancs/apports de graviers 	Atténuation dans la zone de contre-courant; augmentation générale de la variabilité; exacerbation éventuelle des paramètres hydrauliques dans la partie libre de la section d'écoulement	Selon le type de mesure, la pente du talus et la hauteur par rapport au niveau d'eau moyen lors du débit d'éclusee et du débit plancher, une mise à sec est possible	Érosion latérale éventuellement accrue et plus forte disponibilité de charriage (si les rives ne sont pas bétonnées ou stabilisées)	Aucun effet (suivant la granulométrie des matériaux apportés, la composition du substrat peut se modifier)	Effet très limité; rétention éventuelle de feuilles mortes et de bois morts	Aucun effet	<i>Hauer et al., 2017</i> <i>Döring et al., 2018</i> <i>Bunte, 2004</i>
Ensemble de grandes pierres ou blocs brise-lames 	Atténuation dans la zone de contre-courant; augmentation générale de la variabilité	Aucun effet*	Aucun effet	Effet de tri local dans la zone de contre-courant; dépôt éventuel de sédiments fins	Effet très limité; rétention éventuelle de feuilles mortes et de bois morts	Aucun effet	<i>Schweizer et al., 2016</i> <i>Li et al., 2019</i>






Anses 	Atténuation dans les anses, aucun effet notable dans la partie libre de la section d'écoulement	Suivant les caractéristiques de la mesure et la situation par rapport au niveau d'eau moyen lors du débit d'éclusee et du débit plancher, une mise à sec accrue est possible suite à l'apparition de berges plates	Aucun effet	Effet de tri local dans la zone de contre-courant; dépôt éventuel de sédiments fins	Effet très limité; rétention éventuelle de feuilles mortes	Atténuation éventuelle des fluctuations suivant les dimensions de l'anse et ses liens avec le courant principal	<i>Ribi et al., 2014</i>
Bras latéral/ impasse 	Atténuation massive due au ralentissement des vitesses du courant (eaux stagnantes)	Mise à sec éventuelle suivant la situation par rapport au niveau d'eau moyen lors du débit plancher	Aucun effet	Effet de tri local dans la zone de contre-courant; dépôt éventuel de sédiments fins	Augmentation de l'effet de rétention	Atténuation éventuelle des fluctuations suivant le degré de connexion avec le courant principal	<i>Sumi et al., 2009</i>
Embouchure (semi-)naturelle des affluents 	Augmentation de la variabilité	Selon la hauteur de l'embouchure par rapport au niveau d'eau moyen lors du débit plancher, une mise à sec est possible	Aucun effet	Effet de tri éventuel	Effet très limité; rétention éventuelle de feuilles mortes et de bois morts	Atténuation éventuelle des fluctuations suivant le degré de connexion avec le courant principal	<i>Milner et al., 2019</i> <i>Vericat et al., 2020</i>
Berges creuses, sous racines par exemple 	Augmentation de la variabilité; petites zones d'eau calme entre les racines	Aucun effet*	Aucun effet	Aucun effet	Rétention accrue de matière organique grossière (feuilles mortes, par exemple)	Aucun effet	<i>Mende, 2018</i> <i>Widmer et al., 2019</i>
Succession radier-mouille 	Augmentation de la variabilité dans le sens longitudinal	Très peu d'effet	Effet éventuel de décolmatage en situation de crue	Effet de tri dans le sens longitudinal; réduction du dépôt de sédiments fins dans le radier	Aucun effet	Aucun effet	<i>Gore et al., 1998</i>

Tableau 2: Mesures morphologiques ponctuelles potentielles et leur effet possible sur les principaux facteurs d'influence des écluses sur les insectes aquatiques. L'action et l'efficacité des mesures se réfèrent à l'état stable atteint après les travaux.

* Selon le type de mesure, augmentation de la surface mise à sec.

mergées/contournées), elles provoquent la formation de successions différentes de zones d'affouillement et d'atterrissement ou favorisent le tri granulométrique du substrat (Mende, 2013). En même temps, elles créent aussi des structures potentiellement intéressantes pour la ponte (Encalada et Peckarsky, 2012) ou des zones calmes favorables aux larves. Il convient de noter qu'en cas de forte charge en sédiments fins, il est possible, selon l'emplacement, que la structure s'envase rapidement et se colmate, ce qui limite son intérêt en tant qu'habitat. De même, les structures s'asséchant régulièrement, comme c'est souvent le cas des blocs rocheux, peuvent difficilement être colonisées.

Les structures comme les anses atténuent les paramètres hydrauliques durant le débit d'éclusées et peuvent ainsi offrir un habitat protégé aux insectes aquatiques (Hauer et al., 2017, Meile et al., 2008, Ribi et al., 2014). Dans le cas de berges plates, elles peuvent cependant aussi accroître la zone de marnage, ce qui fait augmenter le risque d'échouage à la descente du niveau de l'eau (Vanzo et al., 2016). De même, ces zones risquent de s'envaser ou de se colmater si la charge en sédiments fins est élevée, ce qui cause également des pertes significatives d'habitat pour les insectes aquatiques. Si des anses se forment naturellement, en aval d'un banc de graviers, par exemple, l'envasement est évité grâce à la mobilisation récurrente du charriage lors des crues (Hauer et al., 2017). La durée de vie et de fonctionnalité de ces structures est donc directement dépendante du régime de crues et de sédiments.

Pour atténuer les fluctuations de débit causées par les éclusées, une autre possibilité consiste à reconnecter les anciennes annexes fluviales qui ont été séparées du cours d'eau. Ainsi, la reconnexion des bras latéraux offre un gain important d'habitats présentant de faibles contraintes de cisaillement au fond, ce peut contribuer à réduire la dérive des insectes aquatiques (Vanzo et al., 2016). Selon les milieux reconnectés, un risque de mise à sec durant le débit plancher n'est cependant pas exclu. Les affluents (semi-) naturels peuvent assurer une certaine recharge sédimentaire tout en absorbant une partie des fluctuations de débit (Vericat et al., 2020) et en atténuant les variations de température par effet de dilution (Feng et al., 2018, Fullerton et al., 2015). Par ailleurs, les affluents semi-naturels sont une source biologique pour la recolonisation du tronçon à éclusées par des insectes aquatiques (Kennedy et al., 2016, Milner et al.,

2019). L'aménagement semi-naturel d'une embouchure peut ainsi donner accès à des habitats potentiellement intéressants dans les secteurs soumis aux éclusées.

4. Intégration des mesures morphologiques ponctuelles dans les projets

Les mesures évoquées plus haut sont des exemples qui illustrent comment les mesures morphologiques ponctuelles peuvent être conçues en tenant compte des insectes aquatiques. Il ne peut cependant être décidé qu'au cas par cas si de telles mesures peuvent être envisagées dans un tronçon à éclusées et lesquelles. En effet, leur efficacité et leur durée de vie dépendent également de la manière dont elles sont intégrées physiquement dans le tronçon et dans le bassin versant.

Phénomènes ponctuels et processus à grande échelle

L'aide à l'exécution précise que, dans le cadre de l'assainissement des éclusées, les mesures morphologiques ponctuelles ne peuvent être mises en œuvre que localement. À l'inverse, les mesures de construction et d'exploitation d'assainissement des éclusées interviennent au niveau du régime hydrologique qui dépend naturellement des caractéristiques du bassin versant (degré d'occupation par les glaciers, utilisation des sols, saisonnalité des précipitations, etc.). En complément de ce régime hydrologique, l'écosystème fluvial est également modelé par des processus géomorphologiques et biogéochimiques qui se déroulent à différentes échelles (mésos-habitat, tronçon, bassin versant, etc.) et dont l'intensité peut fortement varier (Polvi et al., 2020). Selon l'intensité des processus et leurs interactions en jeu, il se peut que les structures mises en place dans le cadre de mesures morphologiques ponctuelles perdent rapidement leur fonctionnalité. Comme le fait remarquer l'aide à l'exécution, le régime sédimentaire du bassin versant peut avoir une influence décisive sur la pérennité d'une mesure morphologique ponctuelle (cf. p. 112 de l'aide à l'exécution). Ainsi, un déficit de charriage peut entraîner l'érosion de structures importantes dans le sédiment (Kondolf 1997, Vericat et al., 2020). Inversement, une forte charge en sédiments fins dans le cours d'eau peut provoquer l'envasement et le colmatage de structures comme les anses (Greimel et al., 2017). Pour assurer une certaine longévité aux mesures morphologiques ponctuelles,

il est donc essentiel de tenir compte des interactions entre les processus.

Potentiel pour la recolonisation du milieu

L'efficacité d'une mesure morphologique ponctuelle dépend fortement des possibilités de dispersion des insectes aquatiques. Si certaines espèces ont disparu d'un tronçon suite à l'impact des éclusées, une recolonisation peut se produire de trois façons: i) par l'arrivée de larves et d'individus à d'autres stades de développement aquatiques dérivant à partir de tronçons situés plus en amont, ii) par l'action d'insectes adultes venant pondre dans le tronçon à éclusées après s'être développés dans des tronçons voisins, pouvant également être situés en aval (Bilton et al., 2001), iii) par recolonisation à partir d'affluents se trouvant dans un état naturel ou semi-naturel (Kennedy et al., 2016, Milner et al., 2019). La distance à laquelle ces trois processus peuvent agir est cependant limitée; elle dépasse rarement cinq kilomètres (Gore, 1985, Sundermann et al., 2011).

Couplage avec d'autres mesures

Le fait de combiner les mesures morphologiques ponctuelles avec d'autres mesures peut donner lieu à des synergies. Les mesures d'exploitation visent, de manière générale, une réduction supplémentaire des descripteurs hydrauliques des éclusées (débit d'éclusées, débit plancher, taux de montée et de descente du niveau d'eau) et peuvent être mises à contribution pour adapter l'assainissement aux conditions saisonnières. En complément, la dérivation de crues naturelles ou la création de crues artificielles peut stimuler les processus écologiques dans les tronçons à éclusées. Ainsi, les crues dont le débit de pointe produit une mobilisation de la couche supérieure du lit et un déplacement des sédiments contribuent à lutter contre le colmatage du fond (Robinson et Uehlinger, 2008). Une autre possibilité serait d'assurer un débit plancher plus élevé et plus constant lors des périodes critiques d'un point de vue écologique (basé sur Kennedy et al., 2016). Ces mesures d'exploitation permettraient de s'assurer qu'une émergence quasi-naturelle puisse se produire durant le débit plancher et que les œufs ne se dessèchent pas.

5. Conclusions

L'impact des éclusées sur le stade larvaire des insectes aquatiques a déjà été bien

traité dans les publications scientifiques (*tableau 1*). En revanche, les effets sur le stade d'œuf et pupal et sur les adultes ont encore été très peu décrits. Les effets peuvent cependant être grossièrement estimés sur la base des connaissances solides déjà acquises sur la biologie et l'écologie des éphémères, des plécoptères et des trichoptères (*encart p. 22*). Des études spécifiques, menées par exemple dans le cadre du contrôle des effets ou de projets de recherche, pourront à l'avenir combler les lacunes de façon ciblée en précisant, notamment, les critères écologiques auxquels doivent répondre les mesures morphologiques ponctuelles. Le contrôle des effets aura alors un rôle particulier à jouer puisqu'une comparaison standardisée de la situation avant et après la mise en œuvre des mesures, notamment, permettra d'accroître le savoir à l'échelle d'un projet spécifique à une vue d'ensemble inter-projets (*Thomas et al., 2019*).

On connaît aujourd'hui différents types de mesures morphologiques ponctuelles visant à améliorer localement la dynamique des écoulements et des sédiments (*tableau 2*). Leurs effets sur les insectes aquatiques ou plus généralement sur le

macrozoobenthos ont cependant été peu étudiés, en particulier dans les tronçons à éclusées qui sont très affectés morphologiquement. À leur niveau, le contrôle des effets des mesures est une démarche particulièrement précieuse pour étendre notre savoir et nos connaissances. Si l'écologie du macrozoobenthos est prise en compte dès le début dans le processus d'assainissement des éclusées, les mesures peuvent être planifiées pour viser les facteurs d'influence spécifiques aux macroinvertébrés (*figure 2; tableau 1*). Cette approche présente l'avantage de pouvoir mettre en place un contrôle des effets ciblé qui permet de vérifier l'efficacité des différentes mesures morphologiques ponctuelles localement comme à l'échelle du tronçon.

Les différents types de mesures peuvent encore être perfectionnés par un travail de développement dans la recherche et la pratique afin de mieux neutraliser les principaux facteurs d'influence des éclusées sur les macroinvertébrés. L'approche expérimentale paraît prometteuse puisqu'elle permet d'évaluer le fonctionnement des mesures morphologiques ponctuelles dans différentes conditions

prédéfinies (descripteurs des éclusées, turbidité, variations de température, charriage, etc.). Il est alors indispensable de travailler dans l'interdisciplinarité (écologie et génie hydraulique, p. ex.) afin de définir de façon holistique les opportunités et les limites liées aux mesures morphologiques ponctuelles pour l'atténuation des effets négatifs des éclusées.

6. Remerciements

Les autrices et auteurs tiennent à remercier les personnes qui ont accepté de participer aux entretiens pour leur aide et leurs précieuses informations: *Lucie Lundsgaard-Hansen* (OFEV), *Lorenzo Gorla* (OFEV), *Verena Lubini* (Écologie des eaux), *Diego Tonolla* (ZHAW et eQcharta GmbH), *Steffen Schweizer* (KWO), *Matthias Mende* (IUB Engineering AG), *Michael Müller* (IUB Engineering AG), *Christoph Hauer* (BOKU Vienne), *Tobias Meile* (BG Ingénieurs Conseils SA) et *Stephanie Schmidlin* (Limnex AG). Un grand merci également à *Peter Penicka* pour la mise en forme graphique de la *figure 1*. Ce travail a été effectué sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV).

Quellen/Sources:

Allan, J. D., Castillo, M. M. (2007). Stream ecology: structure and function of running waters, Springer.
 BAFU (2015). Renaturierung der Schweizer Gewässer: Die Sanierungspläne der Kantone ab 2015. Bundesamt für Umwelt.
 Batalla, R.J., Gibbins, C.N., Alcázar, A., Brasington, J., Buendia, C., Garcia, C., Llena, M., López, R., Palau, A., Rennie, C. (2021). Hydropeaked rivers need attention. *Environmental Research Letters* 16(2): 021001.
 Baumann, P., Klaus, I. (2003). Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes. Mitteilungen zur Fischerei Nr. 75, Bern, Bundesamt für Umwelt.
 Baxter, C.V., Fausch, K.D., Carl Saunders, W. (2005). Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. *Freshwater Biology* 50(2): 201–220.
 Bilton, D.T., Freeland, J.R., Okamura, B. (2001). Dispersal in freshwater invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32(1): 159–181.
 Bo, T., Fenoglio, S., Malacarne, G., Pessino, M., Sgariboldi, F. (2007). Effects of clogging on stream macroinvertebrates: an experimental approach. *Limnologia* 37(2): 186–192.
 Bruder, A., Tonolla, D., Schweizer, S.P., Vollenweider, S., Langhans, S.D., Wüest, A. (2016). A conceptual framework for hydropeaking mitigation. *Science of the Total Environment* 568: 1204–1212.
 Bruno, M.C., Cashman, M.J., Maiolini, B., Biffi, S., Zolezzi, G. (2016). Responses of benthic invertebrates to repeated hydropeaking in semi-natural flume simulations. *Ecohydrology* 9(1): 68–82.
 Bruno, M.C., Maiolini, B., Carolli, M., Silveri, L. (2010). Short time-scale impacts of hydropeaking on benthic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy). *Limnologia* 40(4): 281–290.
 Bruno, M. C., Siviglia, A., Carolli, M., Maiolini, B. (2013). Multiple drift responses of benthic invertebrates to interacting hydropeaking and thermopeaking waves. *Ecohydrology* 6(4): 511–522.

Bunte, K. (2004). Gravel mitigation and augmentation below hydroelectric dams: A geomorphological perspective, Engineering Research Center, Colorado State University.
 Cashman, M.J., Harvey, G.L., Wharton, G., Bruno, M.C. (2017). Wood mitigates the effect of hydropeaking scour on periphyton biomass and nutritional quality in semi-natural flume simulations. *Aquatic Sciences* 79(3): 459–471.
 Cushman, R.M. (1985). Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. *North American Journal of Fisheries Management* 5(3A): 330–339.
 Dobson, M., Poynter, K., Cariss, H. (2000). Case abandonment as a response to burial by *Potamophylax cingulatus* (Trichoptera: Limnephilidae) larvae. *Aquatic Insects* 22(2): 99–107.
 Döring, M., Tonolla, D., Robinson, C.T., Schleiss, A., Stähly, S., Gufler, C., Geilhausen, M., Di Cugno, N. (2018). Künstliches Hochwasser an der Saane-Eine Massnahme zum nachhaltigen Auenmanagement. *WEL* 110: 119–127.
 Elliott, J. (1972). Effect of temperature on the time of hatching in *Baetis rhodani* (Ephemeroptera: Baetidae). *Oecologia* 9(1): 47–51.
 Encalada, A.C., Peckarsky, B.L. (2012). Large-scale manipulation of mayfly recruitment affects population size. *Oecologia* 168(4): 967–976.
 Everall, N.C., Johnson, M.F., Wood, P., Mattingley, L. (2018). Sensitivity of the early life stages of a mayfly to fine sediment and orthophosphate levels. *Environmental Pollution* 237: 792–802.
 Feng, M., Zolezzi, G., Pusch, M. (2018). Effects of thermopeaking on the thermal response of alpine river systems to heatwaves. *Science of the Total Environment* 612: 1266–1275.
 Frutiger, A. (2004). «Ecological impacts of hydroelectric power production on the River Ticino. Part 2: Effects on the larval development of the dominant benthic macroinvertebrate (*Allogamus auricollis*, Trichoptera).» *Archiv für Hydrobiologie*: 57–75.

Fullerton, A.H., Torgersen, C.E., Lawler, J.J., Faux, R.N., Steel, E.A., Beechie, T.J., Ebersole, J.L., Leibowitz, S.G. (2015). Rethinking the longitudinal stream temperature paradigm: region-wide comparison of thermal infrared imagery reveals unexpected complexity of river temperatures. *Hydrological Processes* 29(22): 4719–4737.
 Gibbins, C., Vericat, D., Batalla, R. J. (2007). When is stream invertebrate drift catastrophic? The role of hydraulics and sediment transport in initiating drift during flood events. *Freshwater Biology* 52(12): 2369–2384.
 Gibbins, C.N., Vericat, D., Batalla, R.J. (2010). Relations between invertebrate drift and flow velocity in sand-bed and riffle habitats and the limits imposed by substrate stability and benthic density. *Journal of the North American Benthological Society* 29(3): 945–958.
 Gore, J.A. (1985). Restoration of rivers and streams: Theories and Experience. Butterworth.
 Gore, J.A., Crawford, D.J., Addison, D.S. (1998). An analysis of artificial riffles and enhancement of benthic community diversity by physical habitat simulation (PHABSIM) and direct observation. *Regulated Rivers: Research & Management* 14(1): 69–77.
 Greimel, F., Neubarth, J., Fuhrmann, M., Führer, S., Habersack, H., Haslauer, M., Hauer, C., Holzapfel, P., Auer, S., Pfleger, M. (2017). SuREnMa - sustainable river management. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
 Greimel, F., Schülting, L., Graf, W., Bondar-Kunze, E., Auer, S., Zeiringer, B., Hauer, C. (2018). Hydropeaking impacts and mitigation. In: *Riverine ecosystem management: science for governing towards a sustainable future*. Springer. 91–110.
 Hauer, C., Holzapfel, P., Leitner, P., Graf, W. (2017). Longitudinal assessment of hydropeaking impacts on various scales for an improved process understanding and the design of mitigation measures. *Science of the Total Environment* 575: 1503–1514.
 Hisabae, M., Sone, S., Inoue, M. (2011). Breakdown and macroinvertebrate colonization of needle and leaf litter in

- conifer plantation streams in Shikoku, southwestern Japan. *Journal of Forest Research* 16(2): 108–115.
- Hoffmann, A., Resh, V. (2003). Oviposition in three species of limnephiloid caddisflies (Trichoptera): hierarchical influences on site selection. *Freshwater Biology* 48(6): 1064–1077.
- Hogg, I.D., Williams, D.D. (1996). Response of stream invertebrates to a global-warming thermal regime: An ecosystem-level manipulation. *Ecology* 77(2): 395–407.
- Hocevar, S., Diacon, J., Bühlmann, I., Gasser, M., Escher, M., Lubini, V., Ballmer, M. 2014. Sanierung Schwall/Sunk. Abklärungen der wesentlichen Beeinträchtigungen durch Schwall/Sunk an Moesa, Vorderrhein und Hinterrhein. Bericht im Auftrag des Kantons Graubünden.
- info fauna – SZKF/ CSCF (2010). Datenbankauszug vom 5.5.2010 (Steinfliegen), 20.1.2010 (Eintagsfliegen); 7.5.2010 (Köcherfliegen). info fauna – SZKF/ CSCF, Neuchâtel.
- Jackson, T.R., Haggerty, R., Apte, S.V., Coleman, A., Drost, K.J. (2012). Defining and measuring the mean residence time of lateral surface transient storage zones in small streams. *Water Resources Research* 48(10): W10501.
- Kennedy, T.A., Muehlbauer, J.D., Yackulic, C.B., Lytle, D.A., Miller, S.W., Dibble, K.L., Kortenhoeven, E.W., Metcalfe, A.N., Baxter, C.V. (2016). Flow management for hydropower extirpates aquatic insects, undermining river food webs. *BioScience* 66(7): 561–575.
- Kondolf, G.M. (1997). PROFILE: hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels. *Environmental management* 21(4): 533–551.
- Lancaster, J., Downes, B.J., Arnold, A. (2010). Environmental constraints on oviposition limit egg supply of a stream insect at multiple scales. *Oecologia* 163(2): 373–384.
- Li, K., Zhang, Z., Yang, H., Bian, H., Jiang, H., Sheng, L., He, C. (2018). Effects of instream restoration measures on the physical habitats and benthic macroinvertebrates in an agricultural headwater stream. *Ecological Engineering* 122: 252–262.
- Lubini, V. 2013. Dörfbach Büren: Makrozoobenthos: Auswirkungen des Schwall-Sunk-Betriebs. Gutachten im Auftrag der Dienststelle für Umwelt und Energie, Kanton Luzern.
- Lubini, V. 2016. Zusatzuntersuchung ÄUFUR Schwall-Sunk und Restwasser in der Engelberger Aa. Gutachten im Auftrag des Amtes für Umwelt, Kanton Nidwalden.
- Lubini, V., Knispel, S., Sartori, M., Vicentini, H., Wagner A. 2012. Rote Listen Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen. Gefährdete Arten der Schweiz, Stand 2010. Bundesamt für Umwelt, Bern, und Schweizer Zentrum für die Kartographie der Fauna, Neuenburg. Umwelt-Vollzug Nr. 1212.
- Lumsdon, A.E., Artamonov, I., Bruno, M.C., Righetti, M., Tockner, K., Tonolla, D., Zarfi, C. (2018). Soundpeaking – hydropeaking induced changes in river soundscapes. *River Research and Applications* 34: 3–12.
- Mende, M. (2013). Kostengünstige Bausteine zur ökologischen Aufwertung von Fließgewässern. *Ingenieurbiologie* 1: 62–66.
- Mende, M. (2018). Totholz mengen in Fließgewässern. *Ingenieurbiologie* 2: 14–20.
- Meile, T., Boillat, J.-L., Schleiss, A. (2008). Dämpfende Wirkung von grossmassstäblichen Uferbauwerken auf Schwall und Sunkerscheinungen in Flüssen. *Wasser-Wirtschaft* 98: 18–24.
- Miller, S.W., Schroer, M., Fleri, J.R., Kennedy, T.A. (2020). Macroinvertebrate oviposition habitat selectivity and egg-mass desiccation tolerances: implications for population dynamics in large regulated rivers. *Freshwater Science* 39(3): 584–599.
- Milner, V.S., Yarnell, S.M., Peek, R.A. (2019). The ecological importance of unregulated tributaries to macroinvertebrate diversity and community composition in a regulated river. *Hydrobiologia* 829(1): 291–305.
- Mochizuki, S., Kayaba, Y., Tanida, K. (2006). Drift patterns of particulate matter and organisms during artificial high flows in a large experimental channel. *Limnology* 7(2): 93–102.
- Polvi, L.E., Lind, L., Persson, H., Miranda-Melo, A., Pilotto, F., Su, X., Nilsson, C. (2020). Facets and scales in river restoration: Nestedness and interdependence of hydrological, geomorphic, ecological, and biogeochemical processes. *Journal of Environmental Management* 265: 110288.
- Pulg, U., Vollset, K.W., Velle, G., Stranzl, S. (2016). First observations of saturopeaking: Characteristics and implications. *Science of The Total Environment* 573: 1615–1621.
- Rey, P., Werner, S., Mürle, U., Becker, A., Ortlepp, J., Hürlimann, J. 2011. Monitoring Alpenrhein. –Basismonitoring Ökologie. Internationale Regierungskommission Alpenrhein (IRKA), Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie (Hrsg.).
- Ribi, J.-M., Boillat, J.-L., Peter, A., Schleiss, A. (2014). Attractiveness of a lateral shelter in a channel as a refuge for juvenile brown trout during hydropeaking. *Aquatic Sciences* 76(4): 527–541.
- Robinson, C.T., Uehlinger, U. (2008). Experimental floods cause ecosystem regime shift in a regulated river. *Ecological Applications* 18(2): 511–526.
- Schalko, I., Wohl, E., Nepf, H.M. (2021). Flow and wake characteristics associated with large wood to inform river restoration. *Scientific Reports* 11(1): 1–12.
- Schmutz, S., Fohler, N., Friedrich, T., Fuhrmann, M., Graf, W., Greimel, F., Höller, N., Jungwirth, M., Leitner, P., Moog, O. (2013). Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern. Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten. BMFLUW.
- Schültling, L., Feld, C.K., Graf, W. (2016). Effects of hydro-and thermopeaking on benthic macroinvertebrate drift. *Science of the Total Environment* 573: 1472–1480.
- Schweizer, S., Grand, R., Frei, J., Schläppi, S., Meyer, M., Döring, M., Müller, W., Flück, M., Bettler, M., Herzog, B. (2016). Instream measures in einer alpinen Schwallstrecke – eine erste Bilanz von der Hasliaare. *Ingenieurbiologie* 2016(1): 89–93.
- Schweizer, S., Lundsgaard-Hansen, L., Meyer, M., Schläppi, S., Berger, B., Baumgartner, J., Greter, R., Büsser, P., Flück, M., Schwendemann, K. (2021). Die Schwall-Sunk-Sanierung der Hasliaare. Erste Erfahrungen nach Inbetriebnahme und ökologische Wirkungskontrolle. *WEL* 113: 1–8.
- Schweizer, S., Neuner, J., Heuberger, N. (2009). Bewertung von Schwall/Sunk-Herleitung eines ökologisch abgestützten Bewertungskonzepts. *WEL* 101(3): 194–202.
- Sedell, J.R., Triska, F.J., Triska, N.S. (1975). The processing of conifer and hardwood leaves in two coniferous forest streams: I. Weight loss and associated invertebrates. *Verhandlungen der internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 19(3): 1617–1627.
- Sindelar, C., Matthias, M. (2009). Lenkbuhnen zur Strukturierung und Stabilisierung von Fließgewässern. *Wasserwirtschaft* 99(1): 70–75.
- Sitters, J., Atkinson, C. L., Guelzow, N., Kelly, P., Sullivan, L. L. (2015). Spatial stoichiometry: cross-ecosystem material flows and their impact on recipient ecosystems and organisms. *Oikos* 124(7): 920–930.
- Statzner, B., Beche, L.A. (2010). Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems? *Freshwater Biology* 55: 80–119.
- Sumi, T., Nakamura, S.-Y., Hayashi, K. (2009). The effect of sediment flushing and environmental mitigation measures in the Kurobe River. 23rd ICOLD Congress.
- Sundermann, A., Stoll, S., Haase, P. (2011). River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. *Ecological Applications* 21(6): 1962–1971.
- Tanno, D., Wächter, K., Gerber, R. (2021). Stranden von Wasserwirbellosen bei Schwallrückgang – Fallstudie am Hinterrhein. *WEL* 113(2): 89–96.
- Thomas, G., Weber, C., Sprecher, L., Åberg, U., Baumgartner, S., Haertel-Borer, S. (2019). Lernen für zukünftige Projekte. Wirkungskontrolle Revitalisierung – Gemeinsam lernen für die Zukunft. Bundesamt für Umwelt. Merkblatt 4, V1.01.
- Thorp, J. H., Rogers, D. C. (2015). Thorp and Covich's freshwater invertebrates: ecology and general biology, Elsevier.
- Tonolla, D., Chaix, O., Meile, T., Zurwerra, A., Büsser, P., Opliger, S., Essyad, K. (2017). Schwall-Sunk–Massnahmen: ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Bundesamt für Umwelt.
- Uhlmann V. 2001. Die Uferzönosen in natürlichen und regulierten Flussabschnitten. Diplomarbeit ETHZ/ Eawag.
- Vanzo, D., Zolezzi, G., Siviglia, A. (2016). Eco-hydraulic modelling of the interactions between hydropeaking and river morphology. *Ecologyhydrology* 9(3): 421–437.
- Vericat, D., Ville, F., Palau-Ibars, A., Batalla, R. J. (2020). Effects of hydropeaking on bed mobility: evidence from a Pyrenean river. *Water* 12(1): 178.
- Waters, T.F. (1972). The Drift of Stream Insects. *Annual Review of Entomology* 17(1): 253–272.
- Werdenberg, N., Mende, M., Sindelar, C. (2014). Instream river training: fundamentals and practical example. *River Flow* 2014: 1571–1577.
- Wharton, G., Mohajeri, S.H., Righetti, M. (2017). The pernicious problem of streambed colmatation: a multi-disciplinary reflection on the mechanisms, causes, impacts, and management challenges. *WIREs Water*, 4: e1231.
- Widmer, A., Haupt, S., Werdenberg, N. (2019). Planungshilfe Engineered Log Jam (ELJ). Renaturierungsfonds des Kantons Bern.
- Wüthrich, R. 2014. Auswirkungen des Schwall/Sunk-Betriebs der Kraftwerk-Zentrale Hauterive an der Saane auf die Makroinvertebraten-Fauna. Semesterarbeit ZHAW, Wädenswil.
- Wüthrich R., Birmstiel E. 2019. Faunistisches Gutachten zur Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft im Vorderrhein bei der Rheinschlucht. Gutachten im Auftrag des WWF Graubünden.
- Zolezzi, G., Siviglia, A., Toffolon, M., Maiolini, B. (2011). Thermopeaking in Alpine streams: event characterization and time scales. *Ecologyhydrology* 4(4): 564–576.
- Zurwerra, A., Bur M., Turcsanyi, B., Maier, K.J., Tomka, I. 2000. Benthische Wirbellosenfauna des Sensesystems (Kt. Freiburg). *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft* 73: 115–142.

Autorinnen und Autoren/ Autrices at auteurs:

Nathalie Frieße, Eawag: Das Wasserforschungsinstitut des ETH-Bereichs, Seestrasse 79, CH-6047 Kastanienbaum
 Christine Weber, Eawag: Das Wasserforschungsinstitut des ETH-Bereichs, Seestrasse 79, CH-6047 Kastanienbaum
 Cristina Rachelly, Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie (VAW), ETH Zürich, Höggerberggring 26, CH-8093 Zürich
 Volker Weitbrecht, Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie (VAW), ETH Zürich, Höggerberggring 26, CH-8093 Zürich
 Nico Bätz, Eawag: Das Wasserforschungsinstitut des ETH-Bereichs, Seestrasse 79, CH-6047 Kastanienbaum