

eQcharta SARL  
Tiefenhofstrasse 68  
8820 Wädenswil  
[www.eqcharta.ch](http://www.eqcharta.ch)

Diego Tonolla  
Téléphone +41 (0)58 934 52 41  
Téléphone portable +41 (0)78 716 17 15  
[tonolla@eqcharta.ch](mailto:tonolla@eqcharta.ch)

**eQcharta**  
oekohydrologie in anwendung



## Élaboration et évaluation de mesures d'assainissement des éclusées – Nouvelles connaissances issues de la recherche et de la pratique



**Wädenswil, le 30 septembre 2023**

**Sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV)**

# Impressum

## Mandant

Office fédéral de l'environnement (OFEV), division Eaux, CH-3003 Berne

L'OFEV est un office du Département fédéral de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication (DETEC).

## Mandataire (direction de projet et coordination)

Diego Tonolla, eQcharta SARL et Haute école des sciences appliquées de Zurich (ZHAW)

## Sous-mandataires

Steffen Schweizer (Grimsel Hydro), Stephanie Schmidlin (Limnex AG), Tobias Meile (BG Ingénieurs Conseils SA)

## Auteurs des différents chapitres

Diego Tonolla (eQcharta SARL et ZHAW), Steffen Schweizer, Jan Baumgartner et Benjamin Berger (Grimsel Hydro), Stephanie Schmidlin et David Tanno (Limnex AG), Tobias Meile, Nico Bätz (Eawag), Peter Büsser

## Accompagnement à l'OFEV

Lorenzo Gorla

## Citation proposée

Tonolla D. (Ed.). 2023. Élaboration et appréciation de mesures d'assainissement des éclusées – Nouvelles connaissances issues de la recherche et de la pratique. Rapport sur mandat de l'OFEV.

## Remarque

Le présent rapport a été établi sur mandat de l'OFEV. Le mandataire et les sous-mandataires sont seuls responsables du contenu.

## Illustrations de la page de couverture

Löntsch (GL), en aval de la centrale, à l'arrivée de l'onde positive (© Limnex AG).

Larves de trichoptères (© Groupe de recherche en écohydrologie de l'Institut de l'environnement et des ressources naturelles de la ZHAW)

## Table des matières

<b>Impressum</b> .....	<b>2</b>
<b>Table des matières</b> .....	<b>3</b>
<b>1 Contexte et but du rapport</b> .....	<b>5</b>
<b>2 Importance d'une prise en compte globale de l'écologie du cours d'eau</b> .....	<b>6</b>
2.1 Prise en compte des espaces écologiques fonctionnels .....	6
2.2 Prise en compte de la saisonnalité .....	8
2.3 Bibliographie.....	9
<b>3 Paramètres hydrologiques (D2)</b> .....	<b>10</b>
3.1 Procédure selon le module « Éclusées – Mesures d'assainissement » de l'aide à l'exécution .	10
3.2 Incertitudes possibles lors de l'application .....	13
3.3 Proposition pour l'application de l'indicateur dans le futur .....	15
3.4 Bibliographie.....	26
<b>4 Échouage de poissons (P2)</b> .....	<b>28</b>
4.1 Procédure selon le module « Éclusées – Mesures d'assainissement » de l'aide à l'exécution .	28
4.2 Incertitudes possibles lors de l'application .....	28
4.3 Proposition d'application future de l'indicateur.....	29
4.4 Bibliographie.....	36
<b>5 Frayères (P3)</b> .....	<b>38</b>
5.1 Procédure selon dans le module « Éclusées – Mesures d'assainissement » de l'aide à l'exécution	38
5.2 Incertitudes possibles lors de l'application .....	38
5.3 Proposition d'application future de l'indicateur.....	39
5.4 Exemple de cas.....	41
5.5 Bibliographie.....	46
<b>6 Habitabilité pour les poissons (P6)</b> .....	<b>47</b>
6.1 Marche à suivre détaillée dans le module « Éclusées – Mesures d'assainissement » de l'aide à l'exécution .....	47
6.2 Incertitudes possibles lors de l'application .....	47
6.3 Proposition d'application future de l'indicateur.....	48
6.4 Exemple de cas.....	50
6.5 Bibliographie.....	55
<b>7 Habitabilité pour le macrozoobenthos (B5)</b> .....	<b>57</b>
7.1 Introduction.....	57
7.2 Marche à suivre détaillée dans le module « Éclusées – Mesures d'assainissement » de l'aide à l'exécution .....	57
7.3 Incertitudes possibles lors de l'application .....	58
7.4 Proposition d'application future de l'indicateur.....	58
7.5 Exemple de cas.....	65
7.6 Bibliographie.....	69
<b>8 Température de l'eau (Q1)</b> .....	<b>71</b>
8.1 Marche à suivre détaillée dans le module « Éclusées – Mesures d'assainissement » de l'aide à l'exécution .....	71
8.2 Incertitudes possibles lors de l'application .....	71
8.3 Proposition d'application future de l'indicateur.....	72
8.4 Description des principaux effets de température à l'aide d'un exemple d'éclusee .....	74
8.5 Bibliographie.....	77
<b>9 Module Macrozoobenthos du SMG (B2)</b> .....	<b>80</b>

9.1 Marche à suivre détaillée dans le module « Éclusées – Mesures d’assainissement » de l’aide à l’exécution .....	80
9.2 Incertitudes possibles lors de l’application .....	80
9.3 Proposition d’application future de l’indicateur .....	81
9.4 Bibliographie.....	84
<b>10 Dérive (F1) .....</b>	<b>86</b>
10.1 Introduction.....	86
10.2 Nouveaux enseignements sur la dérive et l’échouage du macrozoobenthos.....	87
10.3 Valeurs seuils possibles pour la dérive du macrozoobenthos .....	90
10.4 Recommandations pratiques supplémentaires .....	91
10.5 Bibliographie.....	93
<b>11 Mesures d’adaptations morphologiques à petite échelle .....</b>	<b>96</b>
11.1 Bibliographie.....	99
<b>12 Systèmes de stockage d’énergie et autres mesures possibles .....</b>	<b>100</b>
12.1 Bibliographie.....	100
<b>13 Répercussions potentielles des changements climatiques .....</b>	<b>102</b>
13.1 Répercussions sur le bilan hydrique .....	102
13.2 Répercussions sur la température de l’eau.....	103
13.3 Répercussions sur la production hydroélectrique .....	104
13.4 Prise en compte dans les mesures d’assainissement .....	105
13.5 Bibliographie.....	105

# 1 Contexte et but du rapport

Les détenteurs de centrales hydroélectriques sont tenus de prendre des mesures d'aménagement appropriées pour éliminer ou empêcher les atteintes graves dues à des variations subites et artificielles du débit d'un cours d'eau (éclusées) (art. 39a de la loi fédérale sur la protection des eaux [LEaux]). Les plans stratégiques cantonaux (2011-2014) ont montré que, sur l'ensemble du territoire national, une centaine d'ouvrages hydroélectriques provoquent des atteintes graves dans les cours d'eau et doivent faire l'objet de mesures d'assainissement d'ici à 2030 en vertu de l'art. 83a LEaux. Le module « Éclusées – Mesures d'assainissement » (Tonolla et al. 2017) de l'aide à l'exécution publié par l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) en 2017 a montré une démarche pratique et uniformisée pour élaborer et évaluer les mesures dans le domaine des éclusées.

Le présent rapport a pour but de présenter les expériences et connaissances non seulement acquises jusqu'à présent lors de l'application du module de l'aide à l'exécution dans le cadre de projets d'assainissement, mais aussi issues de nouveaux projets de recherche menés au cours des cinq dernières années. Il expose des réflexions fondamentales et donne des explications qui peuvent être utiles pour l'élaboration et l'évaluation de projets d'assainissement et de nouvelles installations. Cela permet d'actualiser l'état des connaissances et de favoriser le processus d'apprentissage. Le rapport est destiné en premier lieu aux détenteurs de centrales hydrauliques, aux bureaux d'environnement et d'ingénieurs mandatés, ainsi qu'aux services cantonaux spécialisés en charge des ouvrages hydroélectriques.

Le rapport met l'accent sur les six indicateurs principaux :

- Paramètres hydrologiques (D2) : chapitre 3
- Échouage de poissons (P2) : chapitre 4
- Frayères (P3) : chapitre 5
- Habitabilité pour les poissons (P6) : chapitre 6
- Habitabilité pour le macrozoobenthos (B5) : chapitre 7
- Température de l'eau (Q1) : chapitre 8

Par ailleurs, des expériences et des propositions relatives à l'application de l'indicateur global « Module Macrozoobenthos du système modulaire gradué (SMG) (B2) » et de l'indicateur sensible aux éclusées « Dérive (F1) » sont abordées (chap. 9 et 10). D'autres aspects sont brièvement passés en revue : « Mesures constructives/morphologiques de petite envergure » (chap. 11), « Systèmes de stockage d'énergie et autres mesures possibles » (chap. 12) et « Répercussions potentielles des changements climatiques » (chap. 13).

Le rapport a été rédigé sur la base des expériences faites dans le cadre de projets concrets, axés sur la pratique, et de projets de recherche. Cela permet d'intégrer des connaissances précieuses, cependant il est également important d'appliquer les indicateurs en gardant un œil critique et de les utiliser au cas par cas. Ainsi, la tendance a été d'incorporer principalement les expériences acquises dans le cadre de projets de grande envergure. Pour des projets de plus petite ampleur, une simplification est possible dans certaines conditions. Quoi qu'il en soit, le module de l'aide à l'exécution et le présent rapport doivent garantir que la marche à suivre est fondamentalement comparable dans chaque projet d'assainissement et que tous les processus pertinents du point de vue écologique sont bien pris en compte.

## 2 Importance d'une prise en compte globale de l'écologie du cours d'eau

**Auteurs : Steffen Schweizer, Jan Baumgartner, Benjamin Berger, Diego Tonolla**

### 2.1 Prise en compte des espaces écologiques fonctionnels

Les espaces écologiques fonctionnels d'un réseau hydrographique peuvent être définis comme des zones géographiques délimitées qui se distinguent par certaines caractéristiques hydrologiques, morphologiques, hydrauliques et biologiques et qui, ce faisant, possèdent une pluralité d'habitats pour une variété d'espèces à divers stades de développement. Base essentielle pour décrire et apprécier les écosystèmes aquatiques, les espaces écologiques fonctionnels permettent de comprendre la fonction principale de différentes zones spatiales et temporelles.

Dans des systèmes fluviaux naturels comptant des populations stables (poissons et/ou macrozoobenthos), les divers espaces fonctionnels sont répartis de manière hétérogène entre les secteurs du cours d'eau et les affluents. Par exemple, des systèmes fluviaux disposent d'habitats faisant office de lieux d'alimentation des poissons, tandis que d'autres sont dédiés aux séjours prolongés, comme les habitats de juvéniles. D'autres encore servent de frayères ou de sites de reproduction. En migrant entre les différents espaces fonctionnels, les poissons peuvent ainsi satisfaire pleinement leurs exigences.

L'importance des espaces écologiques fonctionnels et d'une considération écologique globale était déjà soulignée dans le module « Éclusées – Mesures d'assainissement » de l'aide à l'exécution (p. ex. annexe B, p. 48, et indicateur P6, p. 75, dans Tonolla et al. 2017). Il est ressorti de l'expérience tirée de divers projets d'assainissement et des connaissances empiriques ainsi acquises que, dès la phase de l'élaboration du projet, il fallait davantage tenir compte des espaces fonctionnels (qualité, quantité et connectivité) et de leur impact sur le système global. Les espaces écologiques fonctionnels sont pris en compte à la lumière de la ou des espèces cibles ou biocénoses spécifiques et représentatives du cours d'eau, ainsi que de la complexité du système.

Au moment de mettre au point des projets visant les éclusées (assainissements, nouvelles constructions et rénovations), il faut veiller à ce que le réseau hydrographique (tronçon à éclusées et principaux affluents) comprenne les espaces fonctionnels nécessaires pour les espèces cibles représentatives et, par conséquent, à ce que la présence, le maintien et le développement de populations stables et capables de se reproduire soient garantis. Pour autant qu'il n'existe aucun autre déficit tel que des eaux et/ou une morphologie de mauvaise qualité, les mesures d'assainissement devraient se traduire par des populations stables et autosuffisantes qui sont compatibles avec le système naturel de par leur taille et la composition des espèces. Lors de l'élaboration d'un projet visant l'assainissement des éclusées, pendant l'analyse des déficits (état actuel) et des causes de l'atteinte due aux éclusées comme durant l'étude de variantes, il faut constamment chercher à avoir une vision d'ensemble du système écologique et des différents espaces fonctionnels afin de replacer les connaissances et les résultats dans un contexte général. Étant donné que les futures modifications morphologiques (p. ex. élargissements) ainsi que les variations, dues aux changements climatiques, du régime d'écoulement, du régime des sédiments et du régime des températures (chap. 13) ont un impact non seulement au niveau local mais aussi sur les espaces fonctionnels, elles doivent être prises en considération, dans la mesure du possible, dans les réflexions écologiques globales.

La prise en compte des espaces écologiques fonctionnels à des fins de prise en compte globale de l'écologie est particulièrement importante dans les étapes de travail suivantes :

- Détermination des secteurs à étudier dans le tronçon à éclusées → Tous les espaces fonctionnels pertinents sont-ils considérés ? D'une manière générale, qu'est-ce qui fait que des secteurs sont pertinents et représentatifs ? Quelle est la disposition spatiale des secteurs dans le réseau hydrographique ? Où les populations importantes se situent-elles ?

- Définition des objectifs → Quels objectifs écologiques sont pertinents dans ce réseau hydrographique ? Il s'agit de déduire les espèces cibles et les exigences abiotiques minimales ainsi que les plages de tolérance ou les courbes de préférence des espèces cibles correspondantes.
- Analyse des déficits et des causes → Quelle est l'importance des déficits constatés à l'aide des indicateurs ? À quoi ces déficits sont-ils dus ? Quels sont les synergies ou conflits par exemple avec d'autres projets, assainissements et revitalisations ?
- Étude de variantes → Quel est l'impact sur le système global de chaque variante étudiée ?
- Évaluation des effets → Qu'est-ce qui doit être étudié et quand, comment et où ?

### Exemple de cas fictif

L'exemple suivant illustre les possibilités d'interprétation et de discussion offertes lorsque, pour un cas fictif, l'habitat des truites fario (ou truites de rivière) doit être évalué à l'échelle d'un secteur de cours d'eau. Des réflexions similaires permettent d'évaluer la situation du macrozoobenthos.

La figure 1 représente différents types d'habitat des truites fario dans un secteur de cours d'eau fictif. Il convient de noter que le tronçon à éclusées (zone en bleu) ne compte que des habitats favorables pour des truites fario adultes. Il manque des zones adaptées pour le frai (indicateur P3 ; chap. 5) et des habitats pour les larves et les juvéniles (indicateur P6 ; chap. 6). Par ailleurs, le risque d'échouage dans le tronçon à éclusées provient d'une vaste zone de marnage (indicateur P2 ; chap. 4). Mais si l'on considère le tronçon à débit résiduel situé en amont (zone hachurée en bleu foncé) et le débit entrant naturel (zone en vert), on constate que des habitats pour les larves et les juvéniles ainsi que des frayères y sont présents.

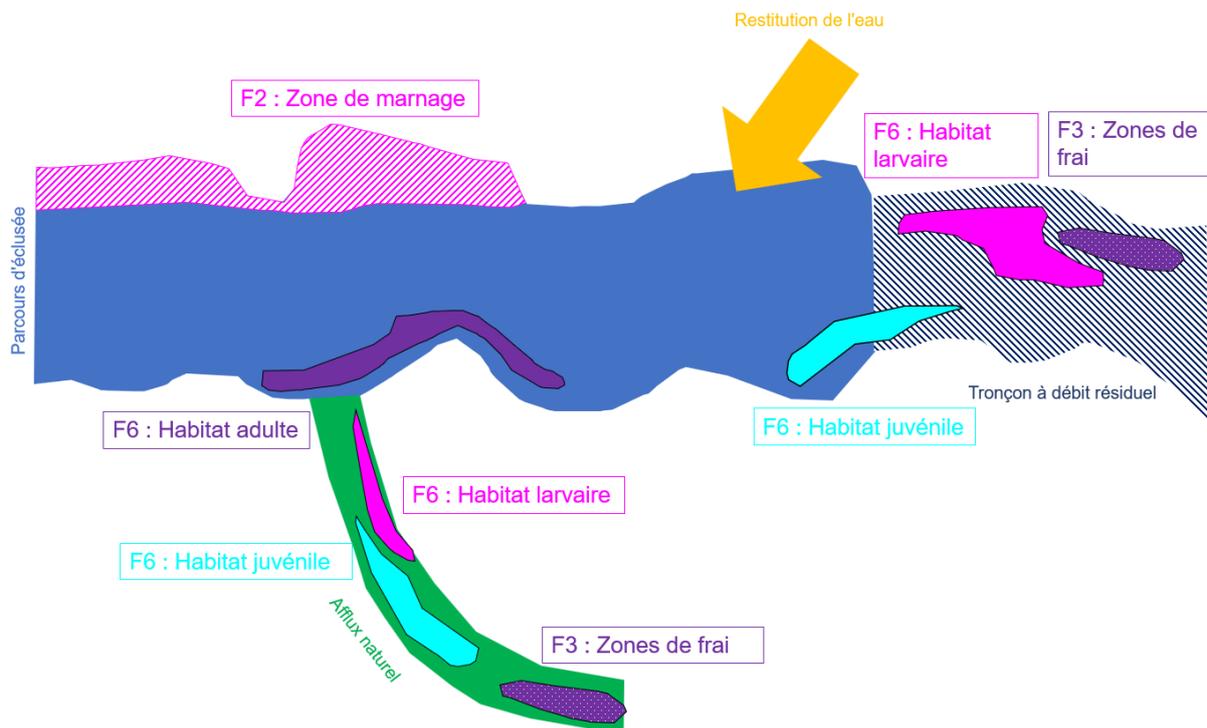


Figure 1. Exemple fictif d'espaces écologiques fonctionnels à l'échelle d'un secteur de cours d'eau

Dans cet exemple, si l'on se cantonne au tronçon à éclusées et que l'on renonce à une évaluation écologique globale du réseau hydrographique, les atteintes portées aux habitats et celles causées par l'échouage devraient être qualifiées de très graves. Des mesures d'assainissement devraient combler ces déficits pour autant qu'ils soient imputables aux éclusées.

En revanche, si l'on examine le secteur de cours d'eau sous l'angle des espaces écologiques fonctionnels, d'autres conclusions peuvent être tirées. Par exemple, le tronçon à débit résiduel et/ou les débits entrants naturels peuvent compter suffisamment de frayères adaptées et d'habitats favorables pour les larves et les juvéniles pour que l'atteinte portée au tronçon à éclusées soit relativisée. Si, dans le système global, il y a assez de zones de frai et d'habitats favorables pour les premiers stades de

développement des truites fario et que ces sites sont reliés au tronçon à éclusées, alors les déficits constatés à l'aide des indicateurs P2, P3 et P6 sont à interpréter différemment que s'il n'y avait aucun affluent et/ou tronçon à débit résiduel approprié. Mais l'inverse est également possible : par exemple, l'analyse des espaces fonctionnels peut révéler qu'à l'état de référence, les seuls habitats favorables pour les juvéniles sont situés dans le tronçon à éclusées et, par conséquent, qu'ils sont cruciaux pour le maintien de la population.

L'exemple de cas montre que si l'examen porte sur les espaces écologiques fonctionnels et que l'on a une considération écologique globale, il est possible de tirer d'autres conclusions que si l'on se limite au tronçon à éclusées. En fonction du réseau hydrographique et des espèces cibles, des réflexions similaires sont transposables à des échelles spatiales et temporelles plus grandes (fig. 2).

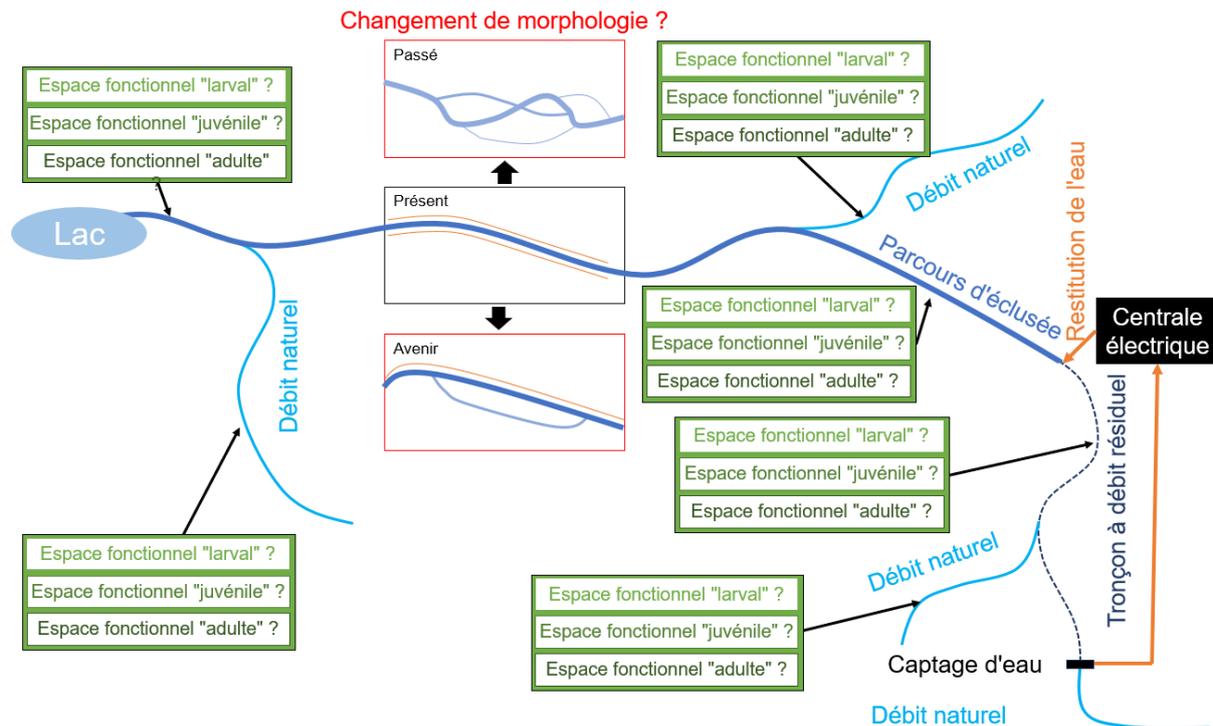


Figure 2. Exemple fictif d'espaces écologiques fonctionnels à l'échelle d'un réseau hydrographique complet

## 2.2 Prise en compte de la saisonnalité

Parallèlement à la prise en compte des espaces écologiques fonctionnels (point 2.1), il est impératif de mener une réflexion sur la saisonnalité. Dans le module « Éclusées – Mesures d'assainissement » (Tonolla et al. 2017) de l'aide à l'exécution, la prise en considération des saisons est un pilier essentiel de la méthode, tant pour l'analyse des déficits et des causes que pour l'étude de variantes et le pilotage des mesures. Par exemple, il est fait explicitement mention de l'importance d'observer les variations saisonnières du régime d'écoulement pour la définition d'hydrogrammes représentatifs et pour la fixation saisonnière de valeurs cibles (p. ex. plus ou moins strictes selon l'espèce cible et le stade de développement) (p. 27). En outre, la plupart des indicateurs du module de l'aide à l'exécution proposent de tenir compte des saisons et il est recommandé d'optimiser l'exécution des mesures selon la saison, en fonction des exigences écologiques (p. 116).

La communauté scientifique a reconnu l'importance d'une gestion saisonnière (idéalement, journalière) des débits ou des valeurs cibles pendant des périodes écologiquement sensibles afin d'assurer la protection de stades de développement spécifiques. Par exemple, Hayes et al. (2019) formulent des recommandations en fonction des saisons pour atténuer les effets des éclusées sur les stades de développement critiques des salmonidés. Comme évoqué au point 2.1, diverses espèces piscicoles sont tributaires d'une multitude d'espaces écologiques fonctionnels tout au long de leur cycle de vie. Par exemple, dans le cycle de vie de nombreux salmonidés, le dépôt des œufs fécondés dans le gravier du fond du lit fait suite à la migration vers les zones de frai à l'amont. Au cours des semaines qui suivent,

les œufs se développent dans le substrat de gravier. Après éclosion, les larves y demeurent jusqu'à l'absorption du sac vitellin. Par la suite, elles sortent du lit du cours d'eau, à la recherche de zones de grossissement, par exemple le long de la ligne de rive, où la vitesse d'écoulement et la profondeur de l'eau sont plus faibles. Ainsi, le risque de dérive est réduit et les larves sont mieux protégées des poissons plus grands (prédation), mais elles sont davantage exposées au risque d'échouage que les estivaux par exemple, qui vivent normalement déjà éloignés du rivage. Plus les poissons grossissent, mieux ils tolèrent des vitesses d'écoulement et des profondeurs élevées. En règle générale, ils colonisent alors des habitats situés à une certaine distance de la rive et dont la taille varie selon les besoins de chaque individu. Souvent, on constate une dérive active (p. ex. faute d'habitat à coloniser) ou passive (p. ex. en cas d'augmentation de la charge hydraulique du fait de l'exploitation par éclusées) de juvéniles vers l'aval (chap. 10). Dès qu'ils atteignent la maturité sexuelle, leur cycle de vie recommence (Crisp 2000 ; Quinn 2005). Chacun de ces stades de développement peut avoir une sensibilité différente aux divers aspects de l'hydrogramme des éclusées (p. ex. charge hydraulique durant le débit d'écluse, taux de descente du niveau d'eau durant le débit plancher, etc.), la reproduction et les premiers stades de développement (larves) des salmonidés semblant être les plus sensibles étant donné qu'ils préfèrent alors demeurer le long de la ligne de rive, où la profondeur de l'eau est moindre (Moreira et al. 2019). Plus les poissons grossissent/grandissent et jouissent de meilleures capacités natatoires, moins ils sont vulnérables. À cet égard, pour la période d'émergence des alevins par exemple, une « fenêtre d'émergence » est proposée. Dans ce cadre, des valeurs seuils plus strictes doivent être respectées pour les paramètres hydrologiques déterminants (chap. 3) (Hayes et al. 2019). Ceux-ci varient donc entre les différents stades de développement et il convient d'en tenir compte lors de la définition du futur hydrogramme et des mesures correspondantes. En outre, il faut prendre en considération le moment de la journée, la (variation de la) température et la morphologie étant donné qu'ils peuvent interagir avec l'exploitation par éclusées et avec les conséquences potentielles.

## 2.3 Bibliographie

- Crisp D.T. 2000 : Trout and salmon. Ecology, conservation and rehabilitation. Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford (Royaume-Uni) (en anglais).
- Hayes D.S., Moreira M., Boavida I., Haslauer M., Unfer G., Zeiringer B., Greimel F., Auer S., Ferreira T., Schmutz S. 2019 : Life stage-specific hydropeaking flow rules. Sustainability 11 : 1547 (en anglais).
- Moreira M., Hayes D.S., Boavida I., Schletterer M., Schmutz S., Pinheiro A. 2019 : Ecologically-based criteria for hydropeaking mitigation: A review. Science of The Total Environment 657 : 1508-1522 (en anglais).
- Quinn T.P. 2005 : The behavior and ecology of Pacific salmon and trout. University of Washington Press, Seattle, WA (États-Unis) (en anglais).
- Tonolla D., Chaix O., Meile T., Zurwerra A., Büsler P., Oppliger S., Essyad K. 2017 : Éclusées – Mesures d'assainissement. Un module de l'aide à l'exécution Renaturation des eaux. Office fédéral de l'environnement, Berne. L'environnement pratique n° 1701.

## 3 Paramètres hydrologiques (D2)

**Auteurs : Tobias Meile, Diego Tonolla, Steffen Schweizer, Benjamin Berger**

### 3.1 Procédure selon le module « Éclusées – Mesures d’assainissement » de l’aide à l’exécution

Dans l’annexe C du module « Éclusées – Mesures d’assainissement » (Tonolla et al. 2017) de l’aide à l’exécution, il est mentionné en introduction que l’indicateur « Paramètres hydrologiques (D2) » doit être compris comme suit :

- Il constitue une aide pour classer les déficits biotiques, également par comparaison avec des tronçons ou des états de référence.
- Il sert à formuler les objectifs spécifiques au cours d’eau pour le débit d’éclusée, le débit plancher et les taux de variation du niveau d’eau.
- Il permet d’estimer l’atteinte des objectifs et peut donc jouer le rôle d’indicateur de synthèse pour une présélection des mesures.
- Il est en interaction avec d’autres indicateurs biotiques (P2, P3, B5, P6) et abiotiques (Q1, F1, H1 et H2) (fig. C2 dans Tonolla et al. 2017).

Cela signifie en particulier que les paramètres hydrologiques ou l’indicateur D2 qui en découle ne suffisent pas, à eux seuls, pour tirer une conclusion définitive sur l’état écologique d’un cours d’eau et quant à l’existence d’une atteinte grave. Cela reste valable.

La marche à suivre détaillée dans le module de l’aide à l’exécution peut être subdivisée comme suit : travaux préliminaires, deux étapes de travail et agrégation pour une évaluation globale. Ces séquences sont décrites ci-après et illustrées par des exemples pour une meilleure compréhension de l’indicateur D2.

#### Travaux préliminaires

- Compréhension du système global : par exemple, emplacement du ou des tronçons à éclusées, du ou des tronçons à débit résiduel, du ou des tronçons de référence, de la ou des prises d’eau, du ou des lacs de retenue, du ou des réservoirs d’accumulation, de la ou des centrales, de la ou des restitutions d’eau, etc. (annexe B dans Tonolla et al. 2017 ; point 2.1, fig. 2).
- Examen et préparation des données disponibles sur le débit (stations de mesure, données d’exploitation, modèles hydrologiques).
- Choix des secteurs de cours d’eau et de la ou des morphologies à prendre en considération et justification de ce choix.
- Choix des saisons considérées et justification de ce choix (point 2.2) pour la détermination de l’hydrogramme représentatif.

#### Détermination des paramètres hydrologiques (étape de travail 1)

- Choix des paramètres hydrologiques déterminants : débit d’éclusée, débit plancher, taux de descente du niveau d’eau et taux de montée du niveau d’eau. En principe, tous les paramètres doivent être évalués. Néanmoins, dans des cas justifiés, il est possible de renoncer à certains paramètres. *Exemple* : le taux de montée du niveau d’eau peut accroître le risque de dérive pour le macrozoobenthos (chap. 10) et, par conséquent, exercer une influence indirecte sur la biomasse et sur la diversité. Si les résultats de l’analyse des déficits et des causes ne font état d’aucun déficit biotique (indicateur « Biomasse et diversité du macrozoobenthos (B1) »), il peut être justifié de renoncer à approfondir l’examen du taux de montée du niveau d’eau.
- Evaluation des paramètres hydrologiques dans l’état actuel et à l’état de référence à l’aide de courbes cumulatives (= centiles). En fonction de l’indicateur et du stade de développement, l’évaluation est saisonnière ou annuelle.
  - *Exemple 1 – Habitabilité pour les poissons adultes.* D’après le module de l’aide à l’exécution, la classification de l’habitabilité pour les poissons se fait en déterminant la perte de surface des

habitats favorables dans les conditions d'un débit d'éclusee moyen et d'un débit plancher moyen par rapport à l'état de référence  $Q_{182}$  (indicateur P6, chap. 6). Ici, toute l'année est prise en compte. Pour cet indicateur et ce stade de développement, la courbe cumulative des valeurs journalières du débit d'éclusee et du débit plancher devrait donc être évaluée sur l'année entière.

- *Exemple 2 – Développement du frai des truites fario.* Les paramètres hydrologiques déterminants pour les frayères et le développement du frai (indicateur P3 ; chap. 5) d'après le module de l'aide à l'exécution sont le débit plancher (frai, mise à sec) et le débit d'éclusee (stabilité des frayères). Il faut éviter les mises à sec et l'érosion des frayères durant le développement du frai. Dans ce cas, la courbe cumulative des valeurs journalières du débit d'éclusee et du débit plancher est examinée de manière saisonnière, sur la période pertinente. Celle-ci doit être définie en fonction du cours d'eau.
- *Exemple 3 – Échouage de larves de truite fario.* Les paramètres hydrologiques déterminants pour l'échouage de poissons (indicateur P2 ; chap. 4) d'après le module de l'aide à l'exécution sont le débit d'éclusee et le débit plancher pour les surfaces mises à sec (zone de marnage), et le taux de descente du niveau d'eau. La période pertinente (présence des larves de truite fario) doit être définie en fonction du cours d'eau. C'est la raison pour laquelle la courbe cumulative des valeurs journalières du débit d'éclusee et du débit plancher permettant de calculer les surfaces mises à sec et le taux de descente du niveau d'eau est examinée de manière saisonnière, c'est-à-dire uniquement pour la période considérée comme pertinente.

Les exemples donnés ci-avant montrent qu'il est impératif de déterminer les paramètres hydrologiques en fonction du cours d'eau, en tenant compte de l'espèce ou des espèces piscicoles cibles et des stades de développement. Une rivière alpine ou un cours d'eau des Préalpes ou du Jura peuvent se distinguer nettement en ce qui concerne l'espèce ou les espèces cibles et la saison déterminante (point 2.2).

#### **Fixation des valeurs cibles, de la fréquence de leur respect et de la classe d'état (étape de travail 2)**

- La valeur cible de chaque paramètre hydrologique est fixée en s'appuyant directement sur les interactions entre les indicateurs biotiques et abiotiques, pour chaque objectif spécifique au cours d'eau qui a été formulé d'après l'analyse des déficits et des causes (chap. 3.4 et partie III du tableau récapitulatif de l'annexe D, Tonolla et al. 2017).
  - *Exemple 1 – Habitabilité pour les poissons adultes.* L'analyse des déficits n'a révélé aucun déficit concernant le débit plancher. La perte de surface lors d'un débit plancher moyen par rapport à l'état de référence  $Q_{182}$  est inférieure à 10 % (excellent état). Il n'est donc pas nécessaire d'agir. Concernant l'éclusee, les calculs indiquent qu'à partir d'une valeur de débit inférieure à 25 m<sup>3</sup>/s, la perte de surface s'élèverait à moins de 20 % (bon état), mais le débit d'éclusee moyen est nettement plus important. Une éclusee de 25 m<sup>3</sup>/s au maximum est fixée en tant que valeur cible.
  - *Exemple 2 – Développement du frai des truites fario.* Les relevés sur le terrain et les modélisations hydronumériques ont révélé qu'à partir d'un débit plancher inférieur à 5 m<sup>3</sup>/s, les frayères potentielles ou réelles présentes dans le cours d'eau et cartographiées sont encore suffisamment inondées. Un débit plancher de 5 m<sup>3</sup>/s au minimum est fixé en tant que valeur cible. Les calculs ont aussi montré qu'à partir d'un débit d'éclusee de 30 m<sup>3</sup>/s, le substrat de frai de diamètre moyen ( $d_m$ ) bouge, ce qui menace sa stabilité générale. Un débit d'éclusee de 30 m<sup>3</sup>/s au maximum est fixé en tant que valeur cible.
  - *Exemple 3 – Échouage de larves de truite fario.* Deux critères sont importants pour le classement de cet indicateur : les surfaces mises à sec et le taux de descente du niveau d'eau lors de la mise à sec. L'analyse des déficits des habitats potentiellement adéquats pour les larves (voir « Remarque » concernant l'indicateur P2 dans le module de l'aide à l'exécution) a montré que moins de 30 % étaient mis à sec (bon état). À cet égard, aucun objectif ne doit être fixé. En revanche, d'après les modélisations hydronumériques, le taux de descente du niveau d'eau est trop élevé, avec une vitesse  $dh/dt$  supérieure à 0,5 cm/min lors de la mise à sec des habitats favorable. Un taux de descente du niveau d'eau ( $dh/dt$ ) inférieur à 0,3 cm/min est fixé en tant que valeur cible.

- La fréquence à laquelle le paramètre hydrologique concerné doit être respecté est liée aux atteintes écologiques portées au cours d'eau (fig. 3) dans la mesure où la valeur cible est dépassée (débit d'éclusee, taux de montée du niveau d'eau) ou n'est pas atteinte (débit plancher, taux de descente du niveau d'eau). Ainsi :
  - Pour les atteintes écologiques causées par des éclusées peu nombreuses mais de forte amplitude, la fréquence définie pour le respect doit être élevée. Le module de l'aide à l'exécution (Tonolla et al. 2017) propose par exemple un centile 95 % pour le débit d'éclusee (95 % des valeurs du débit d'éclusee après la mise en œuvre des mesures doivent être inférieures à la valeur cible) et un centile 5 % pour le débit plancher (95 % des valeurs du débit plancher après la mise en œuvre des mesures doivent être supérieures à la valeur cible). L'objectif d'une fréquence de respect de 95 % et non pas de 100 % est de distinguer les événements naturels des éclusées d'origine humaine.
  - Pour les atteintes écologiques causées par des éclusées récurrentes, mais peu marquées, la fréquence définie pour le respect doit être moins élevée puisque l'on part du principe que ce ne sont pas quelques événements isolés qui provoquent une atteinte écologique durable. Dans le module de l'aide à l'exécution, un centile 60 % est par exemple proposé pour le débit d'éclusee, et un centile 40 %, pour le débit plancher.
  - Dans la pratique, ces fréquences de respect requises sont indicatives, comme cela est déjà mentionné dans le module de l'aide à l'exécution. Elles doivent être précisées en fonction du cours d'eau, à l'aide des courbes cumulatives à l'état de référence, dans l'état actuel et dans l'état après assainissement (état prévisible). Cela est détaillé au point 3.3.

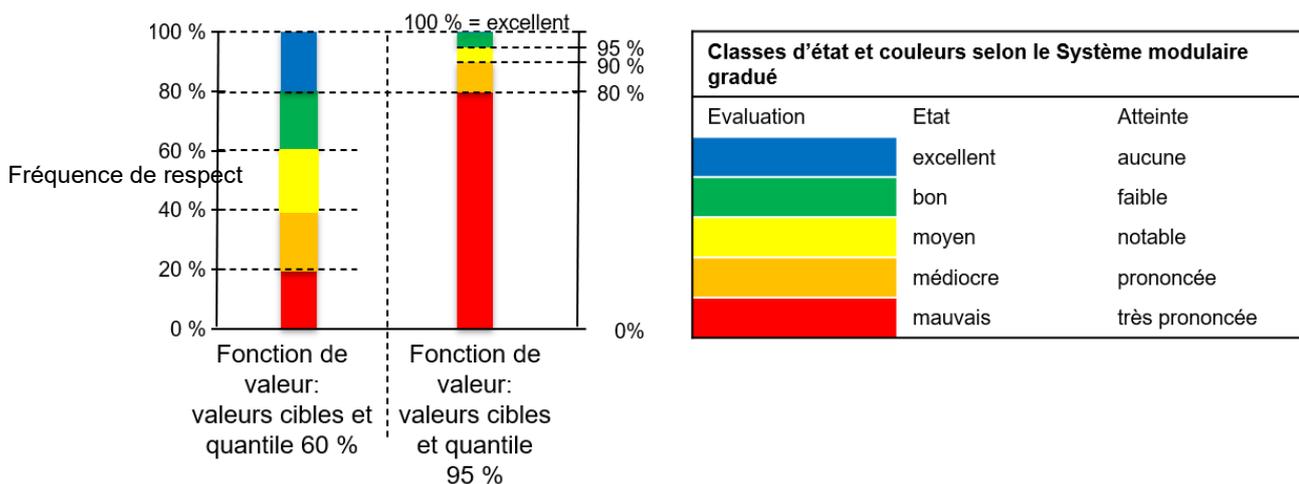


Figure 3. Fonctions de valeurs pour les paramètres hydrologiques selon la fréquence de respect, d'après la figure C3 du module « Éclusées – Mesures d'assainissement » (Tonolla et al. 2017) de l'aide à l'exécution

- La détermination de la classe d'état pour l'indicateur D2 suppose, pour chaque objectif spécifique au cours d'eau, la fixation préalable de la valeur cible et de la fréquence de respect. La classe d'état est alors déterminée à l'aide des fonctions de valeurs conformément à la figure 3, avec la fréquence cumulée pour l'état actuel, pour l'état de référence et pour l'état après assainissement (variantes).
  - **Exemple 1 – Habitabilité pour les poissons adultes.** Un débit d'éclusee maximal de 25 m<sup>3</sup>/s (indicateur P6, bon état) doit être respecté durant au moins 60 % des éclusées (jours) afin d'atteindre la classe d'état « bon » (fig. 4). Pour ce faire, dans cet exemple, différentes mesures de construction sont étudiées. Une centrale de dérivation (classe d'état D2<sub>éclusee</sub> « excellent », objectif dépassé grâce à la mesure d'assainissement), un bassin de rétention de 60 000 m<sup>3</sup> (objectif d'une éclusée inférieure à 25 m<sup>3</sup>/s respecté durant 60 % des jours, classe d'état D2<sub>éclusee</sub> « bon », mesure suffisante) et un bassin de rétention de 40 000 m<sup>3</sup> (amélioration par rapport à l'état actuel, mais objectif non respecté, classe d'état D2<sub>éclusee</sub> « médiocre », mesure insuffisante).
  - **Exemple 2 – Développement du frai des truites fario.** Un débit d'éclusee de 30 m<sup>3</sup>/s au maximum ou moins (P3, bon état) doit être respecté durant au moins 95 % des jours sur la période pertinente afin d'atteindre la classe d'état « bon » (fig. 4). La fréquence cumulée montre qu'un bassin de rétention de 60 000 m<sup>3</sup> permet de réaliser cet objectif.

En résumé, concernant les *exemples 1 et 2* (fig. 4), cela signifie que, pour les éclusées récurrentes, mais peu marquées, la zone de marnage peut être réduite et, pour les éclusées de forte amplitude, que la pointe du débit d'éclusée peut être atténuée de sorte que le lit demeure stable durant le développement du frai. Les crues naturelles qui ne sont pas visées par les mesures d'assainissement font figure d'exception. Grâce à une centrale de dérivation, l'objectif est même dépassé.

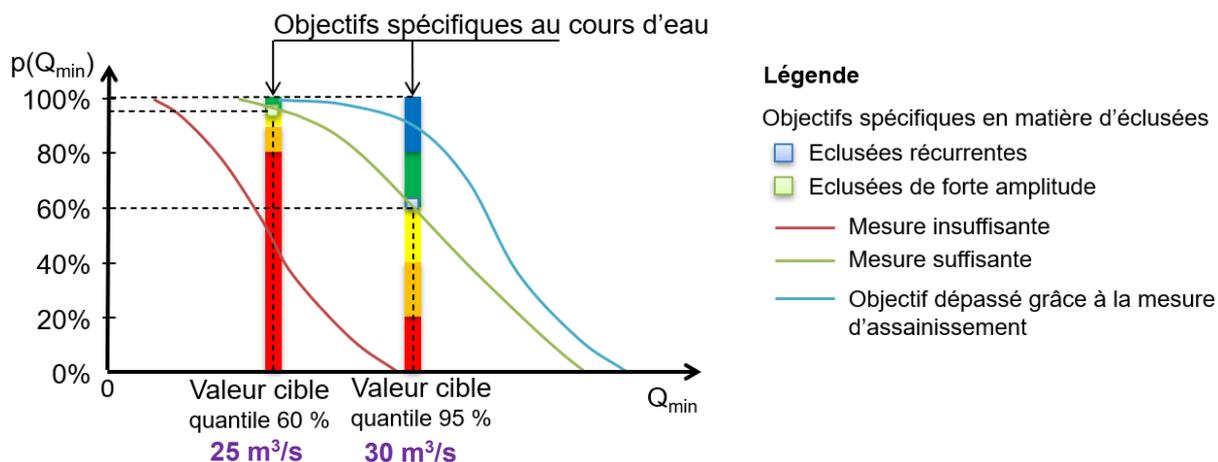


Figure 4. Respect des valeurs cibles représenté à l'aide de la fréquence cumulée du débit d'éclusée  $p(Q_{max})$  pour trois mesures, ainsi que pour l'état actuel et l'état de référence : exemple de représentation et de lecture. D'après la figure C5 du module « Éclusées – Mesures d'assainissement » (Tonolla et al. 2017) de l'aide à l'exécution

- *Exemple 3 – Échouage de larves de truite fario*. Il suffit d'un petit nombre d'échouages pour que la population de larves s'amenuise substantiellement. Par conséquent, d'après le module de l'aide à l'exécution, une fréquence de respect élevée de l'indicateur P2 est exigée. Autrement dit, l'objectif fixé pour le taux de descente du niveau d'eau, à savoir une vitesse  $dh/dt$  inférieure à 0,3 cm/min dans les zones du cours d'eau mises à sec et adéquates pour les larves, doit être respecté durant 95 % des jours.

### Agrégation pour une évaluation globale

- Afin de regrouper les différents objectifs spécifiques au cours d'eau par paramètre (débit d'éclusée, débit plancher, taux de descente du niveau d'eau, taux de montée du niveau d'eau) ou en vue d'une évaluation globale de l'indicateur D2, le module de l'aide à l'exécution propose une méthode d'agrégation analogue à celle présentée par Pfaundler et al. en 2011 (tab. C5 et C6 dans Tonolla et al. 2017).

### 3.2 Incertitudes possibles lors de l'application

L'indicateur « Paramètres hydrologiques (D2) » présenté dans le module « Éclusées – Mesures d'assainissement » (Tonolla et al. 2017) de l'aide à l'exécution s'est révélé globalement pratique pour l'élaboration de différents projets d'assainissement. Mais diverses incertitudes et un besoin d'adaptation technique ont été constatés lors de l'application de l'indicateur. Cela concerne les points suivants :

- La détermination d'un hydrogramme représentatif et la nécessité des courbes cumulatives à cet effet n'ont pas toujours été bien comprises et doivent donc être appliquées différemment.
- Le choix des centiles 5 % et 40 %, et 95 % et 60 %, est indicatif selon le module de l'aide à l'exécution, mais il doit être spécifique au cours d'eau dans chaque cas d'application. Cela n'a pas été fait ou vérifié dans les différents projets d'assainissement connus.
- La définition de la fréquence de respect peut être difficile et elle n'a pas toujours été bien comprise ou appliquée.
- La détermination des valeurs cibles et de la classe d'état par le biais de la réalisation des objectifs des paramètres hydrologiques (débit d'éclusée, débit plancher, taux de descente du niveau d'eau, taux de montée du niveau d'eau) nécessite de connaître en détail les interactions entre les

indicateurs biotiques et abiotiques et les paramètres hydrologiques. Le moment à partir duquel une classe d'état peut être attribuée à un paramètre hydrologique par suite des interactions avec les indicateurs biotiques et abiotiques doit être clair.

- Aujourd'hui, on peut se demander dans quelle mesure une agrégation des classes d'état des différents paramètres hydrologiques et l'agrégation en vue de déterminer la classe d'état globale de l'indicateur D2 apportent une valeur ajoutée. En effet, les objectifs sont fixés pour les indicateurs biotiques et mesurés sur la base de leur respect. Or, au moment de l'éventuelle agrégation, l'appréciation et l'évaluation ont déjà eu lieu au niveau des différents indicateurs.
- Diverses études arrivent à la conclusion que la fréquence des éclusées peut jouer elle aussi un rôle déterminant (Schmutz et al. 2013 ; Burman et al. 2021 ; Bätz et al. 2023 ; point 4.3). Il s'agit de la fréquence à laquelle les organismes sont exposés aux variations du débit inhérentes aux éclusées. Elle peut donc également constituer un paramètre hydrologique décisif. Mais elle n'est pas explicitement prise en considération dans le module de l'aide à l'exécution.

Par ailleurs, la question se pose de savoir s'il est possible d'atteindre un bon état par exemple en appliquant le centile 60 % en tant que valeur cible (fig. 4 ; fig. C5 dans Tonolla et al. 2017) et la fonction de valeur (fig. 3 ; fig. C3 dans Tonolla et al. 2017, bon état avec une fréquence de respect de 60 %) uniquement pendant 36 % des jours ( $60 \% * 60 \% = 36 \%$ ). Cette question est définitivement tranchée dans l'**ENCADRÉ 1** ci-après. Les autres aspects soulevés ici sont abordés au point 3.3.

**ENCADRÉ 1** – Les conditions requises pour garantir un bon état ne sont-elles atteintes que pendant 36% des jours (éclusées), si l'on considère que les centiles ne sont comptés qu'une fois et pas deux, par exemple pour le paramètre hydrologique « débit d'écluse » (actuellement centile 60 %) de l'indicateur P6 ?

La réponse à cette question est non. L'évaluation des indicateurs et la fixation des valeurs cibles sont indépendantes d'un centile, elles dépendent uniquement des interactions du débit avec l'indicateur biotique ou abiotique correspondant. C'est seulement dans un second temps, c'est-à-dire lorsqu'un état (couleur ou valeur selon la fig. 3) doit être attribué au paramètre hydrologique à l'aide d'une fonction de valeur que la fréquence de respect est déterminante.

Les *exemples 1 à 3* sont repris afin d'apporter des explications.

*Exemple 1 – Habitabilité pour les poissons adultes.* Afin que les pertes de surface des habitats favorables restent inférieures à 20 % par rapport à un débit de référence (P6, bon état selon le module de l'aide à l'exécution, Tonolla et al. 2017), le débit d'écluse ne doit pas dépasser 25 m<sup>3</sup>/s. Cette valeur de débit est le résultat purement arithmétique des modélisations hydronumériques et des modèles d'habitats. Elle est indépendante de la courbe cumulative des valeurs du débit d'écluse dans l'état actuel, à l'état de référence ou dans l'état après assainissement. Elle est reprise telle quelle en tant que valeur cible.

Même dans un état hydrologique naturel, cette valeur ne pourrait pas être respectée à 100 % (épisodes pluvieux persistants, orages, fonte des neiges, rupture de lacs glaciaires, etc.). De plus, il faut partir du principe qu'en cas de dépassements occasionnels de la valeur cible, certes l'habitabilité du cours d'eau pour les juvéniles ou pour les poissons adultes continue de diminuer, mais il demeure possible de trouver suffisamment d'habitats et de refuges. Par conséquent, d'après le module de l'aide à l'exécution, une valeur de 60 % est proposée pour la fréquence de respect. Autrement dit, le débit d'écluse qui correspond à un bon état selon l'indicateur P6 doit être entièrement respecté ou ne doit pas être atteint durant au moins 60 % des jours ou pour 60 % des éclusées.

Cela est également clair dans l'*exemple 2 – Développement du frai des truites fario*. À partir d'un débit de 30 m<sup>3</sup>/s, le substrat de frai de diamètre moyen ( $d_m$ ) bouge et le frai risque d'être emporté. De toute évidence, il s'agit ici d'une valeur de débit reposant sur des bases physiques, déterminée par calcul et totalement indépendante des courbes cumulatives et des centiles. Dans ce cas également, cette valeur de débit de 30 m<sup>3</sup>/s peut être reprise telle quelle en tant que valeur cible.

Ici aussi, la valeur ne peut pas être respectée à 100 % à l'état naturel (p. ex. crues hivernales et périodes de fonte des neiges en particulier dans les cours d'eau des Préalpes et du Jura). Concernant

l'habitabilité pour les poissons, tandis que l'on peut encore supposer qu'il existe des solutions de repli dans des habitats plus adaptés en cas d'écluse supérieure à la valeur cible, il n'en va pas de même pour le développement du frai. Pour ce cas, une fréquence de respect nettement plus élevée (95 %) a donc été proposée dans le module de l'aide à l'exécution afin que les frayères ne s'érodent pas de manière artificielle. Autrement dit, le débit d'écluse qui garantit la stabilité des frayères doit être entièrement respecté ou ne doit pas être atteint durant 95 % des jours ou pour 95 % des éclusées. Des mouvements mineurs de quelques frayères ne seraient admis que pendant des événements naturels (5 %). Un arrêt total de la reproduction peut éventuellement être évité ainsi. Mais il se peut aussi que, certaines années, à l'état naturel, la reproduction s'arrête vraiment totalement. Il est donc d'autant plus important d'adopter une approche pluriannuelle (une bonne année peut compenser un arrêt) et d'avoir une considération écologique globale (des juvéniles peuvent migrer des affluents, où la reproduction fonctionne bien, vers le cours d'eau principal ; point 2.1).

Le mécanisme est particulièrement clair dans l'*exemple 3 – Échouage de larves de truite fario*. La valeur cible  $dh/dt$  inférieure à 0,3 cm/min (critère descente du niveau d'eau, bon état) ne repose pas sur l'hydrologie d'un cours d'eau donné, mais a été calculée et fixée, d'après le module de l'aide à l'exécution, à partir d'expériences réalisées avec des larves dans des lits tests, dans des conditions contrôlées. La valeur (cible) ne dépend donc pas d'un régime d'écoulement donné (état de référence, état actuel, éclusée) et d'un cours d'eau, mais est basée sur l'écologie piscicole. La fréquence de respect est fixée à 95 % en raison de la gravité de la conséquence (échouage = mortalité), ce qui signifie que le taux de descente du niveau d'eau doit être entièrement respecté ou ne doit pas être atteint durant 95 % des jours ou pour 95 % des éclusées pendant la saison déterminante.

### 3.3 Proposition pour l'application de l'indicateur dans le futur

Afin de prendre en considération les incertitudes citées au point 3.2, différentes options ont été étudiées. Elles ont toutes des avantages et des inconvénients. Les options étudiées étaient les suivantes :

- Suppression de l'indicateur D2 et libre choix de la méthode pour établir le lien entre les hydrogrammes influencés par les éclusées et l'état des indicateurs biotiques et abiotiques.
- Application différenciée de l'indicateur D2 pour des cas simples (débit de base clairement identifiable superposé à l'écluse produite par une seule centrale, p. ex. Sarine, Muota, Doubs, Grosses Wasser) et des cas complexes (superposition de différentes éclusées dans une grande rivière du fond d'une vallée, p. ex. Rhône, Rhin, Tessin).
- Maintien de l'indicateur D2, avec des simplifications et des explications supplémentaires.

Pour l'application et l'évaluation futures de l'indicateur « Paramètres hydrologiques (D2) », les précisions et adaptations suivantes sont proposées sur la base de la dernière option.

#### Détermination d'un hydrogramme représentatif

Dans le module « Éclusées – Mesures d'assainissement » (Tonolla et al. 2017) de l'aide à l'exécution, il est question à maintes reprises d'hydrogrammes typiques ou représentatifs. En fonction de la phase de projet, le terme peut avoir une signification différente et il n'existe aucune définition exacte de l'hydrogramme représentatif, ce qui a parfois entraîné des malentendus.

Au niveau des *travaux préliminaires*, le terme s'entend comme une vérification que les données disponibles sur le débit qui sous-tendent les travaux sont représentatives du traitement de la question. Plusieurs années comprenant des périodes plus sèches et plus humides sont étudiées dans une optique annuelle, saisonnière ou éventuellement mensuelle, comparées entre elles et à la référence hydrologique.

Au niveau de l'*analyse des déficits et des causes* et pour le calcul des indicateurs abiotiques et biotiques, il ressort de ces données des valeurs de débit représentatives pour le débit d'écluse et le débit plancher, des taux de variation pour la montée et la descente du niveau d'eau et, le cas échéant, le nombre d'éclusées à l'état actuel, grâce à l'analyse des paramètres hydrologiques et de leurs centiles.

Au niveau de la *planification des mesures (étude de variantes)*, un hydrogramme représentatif, construit à l'aide des valeurs représentatives susmentionnées, peut servir à fournir un dimensionnement préliminaire, ou les valeurs représentatives peuvent à leur tour être déterminées pour l'état après assainissement.

Enfin, au niveau de l'*exploitation*, un hydrogramme représentatif peut aider à planifier différents scénarios de production, par exemple d'un bassin de rétention, permettant de respecter les valeurs cibles saisonnières, de façon à garantir une adaptation optimale aux exigences écologiques des indicateurs biotiques.

#### Remarques issues de la pratique

Au niveau de l'exploitation, il a été démontré qu'en plus de bien prévoir la production, il est indispensable de bien connaître le débit dans le tronçon à éclusées et dans le cours d'eau récepteur pour atteindre les valeurs cibles hydrologiques et pour contrôler les mesures (Schweizer et al. 2021). Pour ce faire, il est parfois nécessaire de mettre en place une station de mesure du débit et de procéder au calibrage pour toutes les plages de valeurs de débit pertinentes pour les éclusées. Il est ainsi possible de contrôler les mesures en temps réel, en fonction du débit qui peut évoluer en permanence dans le tronçon à éclusées. La précision des débits détermine en fin de compte la manière dont les indicateurs sont évalués dans le cadre de l'évaluation des effets.

Par ailleurs, lors de l'élaboration des projets d'assainissement, il a été démontré dans des cas particuliers que, pour les travaux, il avait été tenu compte à tort du débit équipé de la centrale à la place du débit d'éclusée dans le cours d'eau. Contrairement au débit équipé qui est restitué dans le cours d'eau au niveau de la centrale, le débit d'éclusée déterminant pour les interactions avec les indicateurs comprend non seulement le débit équipé mais aussi le débit déjà présent dans le cours d'eau récepteur. Ce débit peut varier selon la saison, en particulier si le régime d'écoulement a un caractère très saisonnier (fig. 6).

#### Procédure en l'absence de bases hydrologiques (absence de référence hydrologique naturelle)

En présence de plusieurs indicateurs, une référence naturelle du débit est nécessaire pour quantifier l'influence de l'hydrologie modifiée par les éclusées. Des stations de mesure du débit avaient souvent été mises en place avant la construction des centrales afin de planifier les installations hydrauliques. Il est possible d'utiliser les données disponibles. Dans d'autres cas, le manque de données impose de faire des estimations. Au niveau des indicateurs, ces estimations peuvent créer un déséquilibre entre la précision de la référence naturelle et l'état actuel. Comme il arrive que les indicateurs réagissent de manière très sensible aux débits supposés, ces incertitudes doivent être prises en considération.

Il faut voir au cas par cas comment procéder en l'absence de bases hydrologiques pour la référence hydrologique naturelle. Les données disponibles doivent éventuellement être complétées par des données issues de modèles hydrologiques, par des données provenant de bassins versants voisins dont les caractéristiques sont aussi semblables que possible (régime, surface, part englacée, etc.) ou par des données d'exploitation actuelles. À cet égard, il est important de noter ce qui suit :

- Les données historiques doivent avoir une résolution temporelle d'au moins une heure ou être elles-mêmes établies à partir de données provenant d'un bassin versant comparable et ayant cette résolution. Sur la base des moyennes journalières, le module de l'aide à l'exécution ne peut pas s'appliquer comme prévu.
- Lors de l'analyse, il faut toujours garder à l'esprit la problématique et les incertitudes. Par exemple, l'utilisation de modèles reposant sur des moyennes mensuelles (p. ex. Hydro-CH2018) ne fonctionne pas étant donné que, même à l'état non influencé, ces débits varient autour d'une valeur moyenne.
- Si des hydrogrammes d'une station de mesure de référence sont convertis, proportionnellement à la surface du bassin versant, au point de restitution (début du tronçon à éclusées), alors le débit moyen annuel doit être vérifié et éventuellement corrigé.

#### Centiles et fréquence de respect – courbes cumulatives et centiles spécifiques au cours d'eau

##### Définition

Dans le module de l'aide à l'exécution (Tonolla et al. 2017), il est question de quantiles. Il s'agit du résultat d'une division par deux, par quatre ou par un autre nombre quelconque d'unités. Le partage en deux (médiane) ou en quatre (quartiles) est particulièrement fréquent. Le découpage en cent unités égales donne des centiles. Le centile est par conséquent une sous-catégorie de quantile plus précise. Dans le présent rapport, nous parlons systématiquement de centiles qui peuvent être assimilés par analogie aux quantiles mentionnés dans le module de l'aide à l'exécution. Par ailleurs, celui-ci utilise la notion de « respect probable ». L'expression « fréquence de respect » (d'un débit conformément à la courbe cumulative du paramètre concerné), en lien avec les centiles, employée dans le présent rapport est plus appropriée.

#### Détermination des centiles spécifiques au cours d'eau

L'idée de prendre en considération les centiles est motivée par la distinction entre les événements naturels ou situations exceptionnelles, des éclusées typiques et régulières, et par l'élaboration de mesures spécifiques devant être axées sur la problématique des éclusées et efficaces face à ces événements, sans être surdimensionnées.

Pour l'indicateur P3, le module de l'aide à l'exécution propose le centile 5 % pour le débit plancher concernant la mise à sec des frayères et le centile 95 % pour le débit d'éclusée concernant la stabilité des frayères. L'utilisation de ces centiles doit toujours être remise en question en fonction du cours d'eau. Dans l'état influencé, ces centiles représentent les phases d'éclusée et les phases plancher de forte amplitude, tout en filtrant les périodes d'étiage et les crues naturelles marquées. La séparation entre les débits maximaux journaliers anthropiques et naturels dépend toutefois beaucoup de l'hydrologie et du volume de rétention. Les réservoirs journaliers et hebdomadaires sont souvent perméables aux crues, tandis que les réservoirs annuels peuvent fortement réduire les pointes de crue. Il pourrait néanmoins être nécessaire de s'appuyer par exemple sur un centile 10 % pour le débit plancher ou sur un centile 90 % pour le débit d'éclusée dans des cas particuliers, à savoir :

- Valeurs du débit d'éclusée : comparé à l'état de référence, le centile 95 % à l'état actuel est pratiquement identique ou inférieur, alors que le centile 90 % pour le débit d'éclusée est nettement supérieur à l'état actuel qu'à l'état de référence.
- Valeurs du débit plancher : comparé à l'état de référence, le centile 5 % à l'état actuel est pratiquement identique, alors que le centile 10 % pour le débit plancher est nettement inférieur à l'état actuel qu'à l'état de référence.

Pour les indicateurs P2, P6 et B5, le module de l'aide à l'exécution propose le centile 40 % pour le débit plancher et le centile 60 % pour le débit d'éclusée. L'utilisation de ces centiles doit toujours être remise en question en fonction du cours d'eau. La distribution des fréquences des débits maximaux journaliers est fortement influencée par l'exploitation par éclusées et par le nombre de turbines. Selon le système utilisé dans la centrale, certains débits reviennent relativement souvent du fait des débits équipés échelonnés pour des raisons techniques. Cela peut se traduire par des courbes cumulatives « en escalier » (courbe bleue dans la fig. 5, à gauche). Si le système utilisé dans la centrale n'est pas pris en compte lors de la fixation du centile, il se peut que le centile 60 % se situe justement au-dessus ou au-dessous d'une « marche » de la distribution des fréquences. Ici aussi, il convient de vérifier à l'aide des courbes cumulatives si le centile considéré représente le système utilisé dans la centrale et, si possible, l'écart par rapport au régime d'écoulement naturel, au vu de la distribution historique des débits.

L'exemple donné à la figure 5 (à gauche) montre que le choix du centile 60 % décrit bien – dans ce cas par hasard – l'écart par rapport au régime d'écoulement naturel (écart maximal par rapport à l'état historique). Dans le même exemple, si un centile 55 % était utilisé, les différents débits seraient pertinents pour l'application des indicateurs (p. ex. P6, B5). Le choix serait judicieux pour plus de la moitié des éclusées (de faible amplitude), mais ne le serait pas pour celles comprises entre les centiles 60% et 80 %, c'est-à-dire quand l'écart par rapport au régime d'écoulement naturel est le plus marqué.

Pour toutes ces raisons, le choix des centiles pertinents doit être axé sur les spécificités du réseau hydrographique et sur le système utilisé dans la centrale et, dans la mesure du possible, sur la

distribution historique des débits, et doit être décrit de manière compréhensible. Les centiles doivent toujours être soumis à un examen critique, fixés en fonction de la saison et adaptés en cas de besoin.

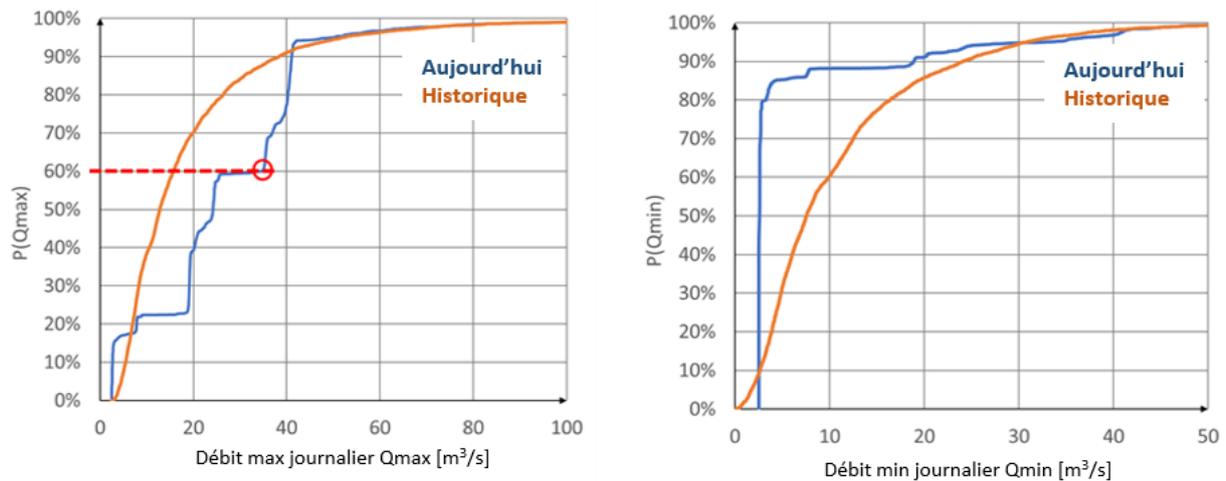


Figure 5. Exemple fictif de fréquence cumulée du débit d'éclusee (à gauche) et du débit plancher (à droite) afin de choisir les centiles. Courbe bleue : état actuel ; courbe orange : état historique (référence hydrologique)

Enfin, il est indiqué à la page 28 du module de l'aide à l'exécution (Tonolla et al. 2017) : « Selon le quantile défini, les valeurs cibles des paramètres hydrologiques peuvent être dépassées durant respectivement 5 % et 40 % des jours pendant la période considérée (exceptions). Ces dépassements doivent toujours être évalués au cas par cas, pour éviter que les exceptions admises n'anéantissent les efforts visant à éliminer ou à prévenir les atteintes dues aux éclusées. Autrement dit, le débit d'éclusee, le débit plancher et les taux de variation du niveau d'eau ne doivent s'écarter que faiblement des valeurs cibles définies durant les situations exceptionnelles. » Par exemple, il ne serait pas judicieux du point de vue de l'écologie des eaux de s'écarter nettement de la valeur cible du débit plancher pendant tout un mois et de compenser cet écart les autres mois durant afin d'atteindre la fréquence de respect. Le moindre événement (non naturel) peut avoir des conséquences écologiques terribles selon sa force et le moment de sa survenance.

#### Renonciation aux courbes cumulatives et aux centiles

Il est possible de renoncer entièrement aux courbes cumulatives et aux centiles dans des cas justifiés, par exemple lorsque le régime d'écoulement annuel est relativement équilibré (absence de fortes variations saisonnières du débit de base) ou lorsque le niveau plancher est fortement marqué par une situation de débit résiduel sur le tronçon amont sans débits entrants majeurs soumis à des variations saisonnières. L'analyse peut alors être limitée par exemple à des événements isolés survenant durant des périodes décisives pour la saison. Cela supprime la problématique du centile déterminant. En contrepartie, l'analyse des événements isolés effectivement déterminants occasionne un travail supplémentaire.

Il faut vérifier au cas par cas s'il est possible de procéder avec des événements isolés. Se limiter à des événements isolés est difficile dès lors que des éclusées de différentes centrales se superposent dans un tronçon à éclusées, que des éclusées s'additionnent aux débits entrants naturels majeurs dont le régime d'écoulement fluctue selon la saison, ou que seule une partie de l'eau peut être prélevée à certaines prises d'eau présentes dans le bassin versant.

#### Gestion du débit de base en hausse ou en baisse (régime d'écoulement au caractère fortement saisonnier)

Dans les cours d'eau au régime saisonnier marqué, un débit de base en hausse pendant la période d'observation peut entraîner des complications supplémentaires lors de l'application d'un indicateur. Par exemple, le stade larvaire des poissons coïncide souvent avec une phase de hausse des débits de base. Il se peut alors que les surfaces mises à sec calculées pour l'indicateur P2 avec un centile 95 %

pour le débit d'éclusee et un centile 5 % pour le débit plancher soient surestimées au stade larvaire (fig. 6).

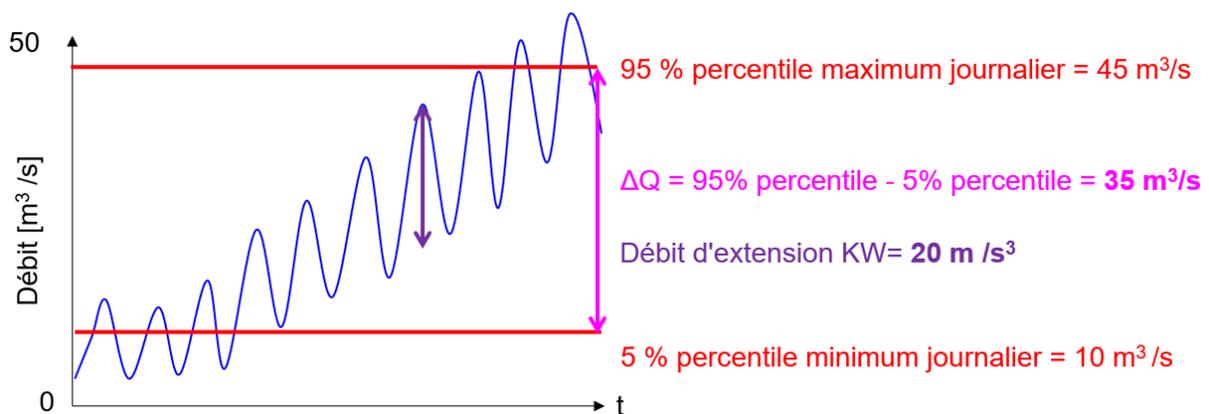


Figure 6. Centiles pour un débit de base en hausse ou en baisse selon la saison (= débit plancher)

Par conséquent, les débits servant de support aux indicateurs biotiques et choisis pour déterminer les pertes de surface (p. ex. P2, P3, P6, B5) devraient, dans la mesure du possible, ne pas dépendre du débit de base en hausse ou en baisse, ce qui requiert une vérification spécifique au cours d'eau et saisonnière.

Une approche possible pour prendre en considération ce défi posé est de procéder à un contrôle visuel, puis d'effectuer au besoin des calculs portant sur trois événements isolés au début, au milieu et vers la fin du stade larvaire ou de la saison pertinente selon l'indicateur. Une alternative consiste à calculer les paramètres hydrologiques et les indicateurs mensuellement et non pas sur plusieurs mois, comme c'est le cas pour le stade larvaire des truites fario. Cela désamorcerait aussi la problématique. Toutefois, dans une optique mensuelle, le centile 95 % perd de son importance et les événements naturels devraient être triés manuellement.

Une problématique similaire se pose pour les stades juvénile et adulte de l'indicateur P6 puisqu'ils sont considérés annuellement. Dans des bassins versants glaciaires et nivaux, la valeur  $Q_{182}$  servant à la comparaison (d'après le module de l'aide à l'exécution) peut être très éloignée du centile 60 % pour le débit d'éclusee et/ou du centile 40 % pour le débit plancher et, par conséquent, entraîner une surestimation des pertes effectives de surface des habitats sur une période spécifique.

### Fixation des valeurs cibles et de la classe d'état des paramètres hydrologiques

Les *exemples 1 à 3* présentés au point 3.1 ont montré les interactions des paramètres hydrologiques avec les indicateurs biotiques et abiotiques. La compréhension des interactions requiert donc des calculs détaillés effectués à l'aide de modèles hydronumériques unidimensionnels ou bidimensionnels et le recours à des modèles d'habitats incluant des courbes de préférence ou des plages de tolérance de la ou des espèces cibles correspondantes et des stades de développement.

Si ces calculs sont effectués, la valeur cible peut en général être définie directement ou au moins par interpolation des résultats disponibles pour les différents débits calculés. Mais cela ne permet pas encore d'attribuer la classe d'état qui nécessite, outre la valeur cible, la fixation d'une fréquence de respect. Des fréquences de respect de 100 % ne sont pas réalistes étant donné que des événements naturels peuvent survenir plus ou moins souvent selon le cours d'eau. L'association de la valeur cible et de la fréquence de respect définit l'échelle de couleurs (= classe d'état ; fig. 3 et 4). Si des centiles autres que 5 % et 40 % (plancher) et 95 % et 60 % (éclusee) étaient utilisés, il faudrait adapter l'échelle de couleurs conformément aux figures 3 et 4 et à la figure C3 du module de l'aide à l'exécution (Tonolla et al. 2017).

L'association de la valeur cible, de la fréquence de respect et de la classe d'état permet finalement de définir la classe d'état d'un paramètre hydrologique pour l'état de référence, pour l'état actuel et pour l'état après assainissement. Les effets des bassins de rétention de tailles différentes, d'une centrale de

dérivation ou d'une mesure d'exploitation (telle que la limitation du débit d'écluse) peuvent être comparés en fonction de la classe d'état d'un paramètre (*exemples 1 et 3 ; fig. 4*).

En résumé :

- Les calculs hydrauliques effectués à l'aide de modèles hydronumériques unidimensionnels ou bidimensionnels et le recours à des modèles d'habitats incluant des courbes de préférence ou des plages de tolérance permettent de fixer des valeurs cibles pour les indicateurs P2, P3, P6 et B5.
- La définition des fréquences de respect requises, d'après l'analyse du régime hydrologique actuel comparé à l'état de référence hydrologique naturel, permet de déterminer une classe d'état pour les différents paramètres.

### Proposition de renonciation à l'agrégation

Une fonction importante de l'indicateur D2 est de permettre aux spécialistes de mener une réflexion sur l'hydrogramme avec et sans mesures : la bonne saison, les valeurs de débit caractéristiques et les centiles (courbes cumulatives). Néanmoins, aujourd'hui, il est possible de renoncer tant à une agrégation au niveau d'un paramètre hydrologique (tab. C5 du module de l'aide à l'exécution) qu'à une agrégation globale (tab. C6) pour les raisons suivantes :

- Le tableau 2 du module de l'aide à l'exécution (Tonolla et al. 2017) est parlant même sans l'indicateur D2 et repose sur les indicateurs biotiques principaux et sur l'indicateur abiotique principal Q1. Dans un cas extrême, il faut accorder moins de poids à l'indicateur D2 pour apprécier l'atteinte grave.
- L'effet écologique global (tab. 2 et fig. 10 du module de l'aide à l'exécution) intègre la réalisation des objectifs de D2 qui tient déjà compte des interactions.
- L'agrégation simple ou double dilue la compréhension des interactions hydroécologiques effectives entre l'hydrologie, l'hydraulique et l'écologie, ainsi que des déficits qui subsistent dans le cours d'eau. Cette compréhension est précieuse pour l'évaluation des effets.
- Le module de l'aide à l'exécution mentionne que l'agrégation ne doit pas conduire à calculer des facteurs limitants isolés. Ceux-ci doivent être appréciés par des spécialistes lors du choix des mesures d'assainissement.
- Il ressort clairement de la pratique usuelle concernant les projets d'assainissement en cours que les échanges entre les détenteurs, les mandants, les bureaux spécialisés, les services cantonaux spécialisés et l'OFEV reposent, par exemple pour la définition des objectifs, sur l'analyse des déficits et des causes, en fonction des cours d'eau et des indicateurs (indicateurs principaux), et non pas sur la classe d'état d'une agrégation globale de l'indicateur D2.

En résumé :

- Une agrégation au niveau du paramètre ou une agrégation globale peut être effectuée pour représenter sommairement l'état après assainissement comparé à l'état actuel ou de référence.
- Mais elle n'est pas obligatoire pour comprendre l'état hydroécologique au niveau d'un indicateur ou pour choisir une mesure respectant le principe de la proportionnalité.
- Par conséquent, il est possible d'y renoncer de manière générale.

### Fréquence des éclusées

#### Importance

Par rapport à un état naturel, les variations du débit d'un cours d'eau à éclusées sont non seulement plus marquées, mais aussi plus fréquentes (p. ex. Meile et al. 2005, 2011 ; Greimel et al. 2016 ; Bätz et al. 2023). Selon Greimel et al. (2016), c'est dans l'espace alpin, dans les bassins versants marqués par la prédominance des précipitations et l'absence d'influence exercée par des centrales, que la fréquence annuelle est maximale avec de fortes variations naturelles et quotidiennes du débit, environ 50 jours par an. Dans les cours d'eau influencés par les glaciers, la fréquence annuelle peut aller de 50 à 150 jours, majoritairement durant les mois d'été (cycle quotidien de la fonte des neiges et des glaciers). Dans un cours d'eau influencé par les éclusées, à raison de deux ou plus par jour (soit plus

de 730 par an), la fréquence des variations du débit est donc d'un ordre de grandeur plus élevé que la fréquence maximale que l'on peut observer à l'état naturel, en particulier durant les mois d'hiver.

Dans une étude de cas sur l'Hasliaare (cours d'eau à éclusées) et sur la Lütschine (régime d'écoulement naturel), Bätz et al. (2023) concluent que les variations fréquentes du débit rendent les habitats soumis au régime d'éclusées instables, c'est-à-dire qu'ils se déplacent (« shifts »). Cela signifie, pour les organismes sessiles (p. ex. macrozoobenthos), que les conditions hydrauliques changent souvent au sein de leur habitat individuel (« patch ») et, pour les organismes mobiles (p. ex. poissons), que les habitats individuels adéquats ne demeurent pas au même endroit. La fréquence de ces déplacements est là aussi d'un ordre de grandeur plus élevé que celle que l'on peut observer dans des cours d'eau naturels (Bätz et al. 2023). La conséquence peut aller du stress à la mortalité accrue.

Concernant les indicateurs, le module de l'aide à l'exécution (Tonolla et al. 2017) ne fait aucune distinction entre une ou plusieurs éclusées journalières. Seuls sont déterminants les valeurs maximales et minimales journalières, l'amplitude entre les débits plancher et d'éclusée, et les taux maximaux de variation du niveau d'eau. S'agissant des indicateurs B5 et P6, une augmentation de la fréquence des conditions d'habitat défavorables peut se traduire par un stress ou par un accroissement du risque de mortalité. Pour ce qui est de l'indicateur P2, des éclusées fréquentes peuvent entraîner une nette raréfaction des larves si, au stade de développement larvaire, survient un nombre important d'événements isolés associés à un risque élevé d'échouage (point 4.3).

Comme la fréquence peut influencer sur l'évaluation des indicateurs, le présent rapport suggère la prise en compte par des spécialistes de la fréquence pour évaluer les indicateurs principaux « Échouage de poissons (P2) » (chap. 4), « Habitabilité pour les poissons (P6) » (chap. 6), « Habitabilité pour le macrozoobenthos (B5) » (chap. 7) et « Température de l'eau (Q1) » (chap. 8). Des propositions concrètes pour déterminer la fréquence des éclusées se trouvent dans le paragraphe suivant.

#### Approches possibles pour déterminer la fréquence dans le cadre de la modification hydrologique

Différents auteurs ont publié des approches utilisées pour décrire le régime d'éclusées (tab. 1). Une distinction est opérée entre les approches qui se limitent à une description ou une classification pure du régime d'écoulement et celles qui, d'une certaine manière, établissent un lien avec l'état hydroécologique du cours d'eau. Certaines approches incluent aussi des méthodes pour déterminer la fréquence des variations du débit, tandis qu'une partie des publications comporte des renvois à des outils qui, grâce à l'analyse des hydrogrammes, calculent automatiquement les paramètres hydrologiques considérés.

Les approches étudiées dans le tableau 1 diffèrent de celle présentée dans le module de l'aide à l'exécution sur un point essentiellement : il existe non pas une relation reposant sur des bases physiques ou justifiée d'un point de vue hydroécologique entre les paramètres hydrologiques déterminants et les indicateurs biotiques et abiotiques, mais seulement la possibilité d'évaluer la classification du cours d'eau avant et après assainissement à l'aide des paramètres hydrologiques. L'approche de Bakken et al. (2021) fait figure d'exception : elle détermine l'atteinte écologique potentielle en s'appuyant sur une matrice qui tient compte, d'une part, du régime d'éclusées et, d'autre part, de la vulnérabilité des populations de saumons.

Concernant Bakken et al. (2023), il convient d'ajouter qu'à partir de 146 respectivement 92 jours par an avec des éclusées, l'indicateur partiel Fréquence a la pire ou la deuxième plus mauvaise classe d'état. En général, pour les assainissements des éclusées en cours en Suisse, le nombre de jours avec des éclusées est nettement supérieur à 146 (soit plus d'une éclusée tous les deux jours et demi) et on peut en déduire que la prise en compte supplémentaire de la fréquence conformément au modèle norvégien n'entraînerait aucune modification notable de l'estimation de l'état et du besoin d'agir.

S'agissant de Greimel et al. (2016), il faut également relever qu'une distinction est opérée entre l'exploitation par éclusées classique et le fonctionnement intermittent des centrales au fil de l'eau impliquant des variations du débit très fréquentes mais de faible amplitude. Ce fonctionnement des centrales au fil de l'eau n'est pas pris en considération dans le module « Éclusées – Mesures d'assainissement » (Tonolla et al. 2017) de l'aide à l'exécution.

Tableau 1. Approches visant à décrire le régime d'écoulement qui prennent en considération la fréquence (liste non exhaustive)

Article	Type	Breve description	Outil, remarques
<i>Carrolli et al. 2015 : A simple procedure for the assessment of hydropeaking flow alterations applied to several European streams</i>	Description/ classification du régime d'écoulement	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Développement des deux indicateurs relatifs aux éclusées d'après Meile et al. (2011)</li> <li>• Classification en quatre catégories (« absent/low pressure, moderate pressure category a and b, high pressure ») avec des valeurs limites spécifiques à chaque pays (IT, CH, NO)</li> <li>• Fréquence prise en considération indirectement par le biais des courbes cumulatives et du centile 90 % pour le taux de variation du débit</li> </ul>	
<i>Greimel et al. 2016 : A method to detect and characterize sub-daily flow fluctuations</i>	Description/ classification du régime d'écoulement	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Répartition des variations journalières du débit en quatre catégories principales pour les cours d'eau autrichiens au moyen d'une analyse discriminante linéaire basée sur six paramètres hydrologiques identifiés</li> <li>• Paramètres : taux maximal de variation du débit (hausse et baisse) ; taux moyen de variation du débit (hausse et baisse) ; amplitude (<math>Q_{max}-Q_{min}</math>) ; rapport entre le débit d'éclusee et le débit plancher <math>Q_{max}/Q_{min}</math> ; durée de l'impulsion ; fréquence (nombre d'événements journaliers)</li> </ul>	Paquet R « hydropeak » (Grün et al. 2022) Remarque : l'outil identifie probablement la montée resp. la descente progressive comme une éclusée.
<i>Courret et al. 2021 : An indicator to characterize hydrological alteration due to hydropeaking</i>	Description/ classification du régime d'écoulement	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Indicateur de synthèse basé sur cinq paramètres hydrologiques identifiés au moyen d'une analyse discriminante linéaire (sur 114)</li> <li>• Répartition en cinq classes de modification hydrologique comme facteur de risque d'impact écologique</li> <li>• Fréquence, définie d'après le nombre de hausses et de baisses annuelles du débit, comme l'un des cinq paramètres hydrologiques (nombre de variations du débit par an ; centile 10 % pour le débit plancher ; centile 90 % pour l'amplitude de l'éclusee ; centile 90 % pour le taux de diminution du débit ; centile 90 % pour le taux d'augmentation du débit)</li> </ul>	Outil Excel pour la détermination automatique de cinq paramètres hydrologiques sur la base de l'hydrogramme. Remarque : l'outil identifie parfois la montée et la descente progressives comme plusieurs éclusées.
<i>Li T., Pasternack G.B. 2021 : Revealing the diversity of hydropeaking flow regimes</i>	Description/ classification du régime d'écoulement	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Classification en quatre régimes d'éclusées spécifiquement définis (« frequent, large, supplementary, regulated »)</li> <li>• D'après dix paramètres relatifs à l'ampleur (magnitude), à la fréquence, au moment (saison, jour/nuit), à la durée, aux taux de variation</li> <li>• Fréquence prise en considération par le biais de la fréquence annuelle et du nombre d'éclusées journalières</li> </ul>	Renvoi à la méthode (HEDA) utilisée par le logiciel de statistiques R pour l'identification automatisée des paramètres. Remarque : la montée et la descente progressives sont identifiées comme une éclusée.
<i>Bakken et al. 2023 : Classification of hydropeaking impacts on Atlantic salmon populations in regulated rivers</i>	Description du régime d'écoulement en relation avec l'impact hydro-écologique	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Matrice permettant de déterminer l'effet écologique sur la base du régime d'éclusées (six paramètres) et de la vulnérabilité écologique (sept paramètres) des populations de saumons</li> <li>• Classification en quatre classes pour les paramètres pour décrire le régime d'éclusées (« small, moderate, large, very large »), en trois classes pour décrire la vulnérabilité (« low, moderate, high »)</li> <li>• Paramètres des éclusées : taux maximal de descente du niveau d'eau ; surfaces mises à sec ; rapport entre le débit d'éclusee et le débit plancher <math>Q_{max}/Q_{min}</math> ; fréquence (nombre de jours par an avec des éclusées) ; moment de la survenance du régime d'éclusées au cours de l'année ; moment de la descente du niveau d'eau</li> </ul>	Renvoi à l'outil MATLAB cosh (Sauterleute et Charmasson 2014)

Outre les approches susmentionnées et les outils de calcul de fréquence, on peut aussi mentionner la détermination manuelle (par des spécialistes) au moyen d'une analyse graphique. Cela semble être l'approche la plus efficace et la plus pragmatique pour de nombreuses applications pratiques. Un exemple est présenté dans l'**ENCADRÉ 2**.

**ENCADRÉ 2** - La méthode ou l'outil Excel de Courret et al. (2021) a été appliqué aux données relatives à la Sarine. Celles-ci ont été relevées dans la station de mesure hydrologique de l'OFEV « Sarine - Broc, Château d'en bas (2160) » entre le 1<sup>er</sup> janvier 2010 et le 31 décembre 2019 avec une résolution de 10 minutes. Le nombre d'augmentations ou de diminutions du débit identifiées par l'outil est illustré dans la figure 7 (à gauche). Le nombre moyen d'augmentations du débit avoisine 220 par an. Le nombre de diminutions du débit est presque deux fois plus élevé. Si l'on y regarde de plus près, cela tient très probablement à l'arrêt progressif des groupes de turbines (pause d'une heure entre la désactivation des deux principaux groupes, de 16 m<sup>3</sup>/s chacun). Mais il ne s'agit pas d'une écluse. Le nombre d'éclusées est donc bien plus proche de 220 par an environ ou d'une écluse par jour ouvrable en moyenne. Dans l'ensemble, l'outil de Courret et al. (2021) classe la Sarine, pour la période 2010-2019, dans la catégorie 4+ ou 5 (atteinte hydrologique maximale causée par les éclusées).

À titre de comparaison, le nombre d'éclusées a été déterminé par des spécialistes pour le mois d'avril 2019 (fig. 7 à droite). Il s'agit d'un mois relativement riche en eau et marqué par la fonte des neiges. Une cinquantaine d'éclusées ont pu être identifiées, soit près de 1,6 par jour en moyenne. Sur la même période, l'outil de Courret et al. (2021) identifie 38 augmentations du débit et 58 diminutions du débit. Le nombre déterminé par des spécialistes est donc compris entre ces deux nombres. Pour comparer, en octobre 2019, il y a eu 41 éclusées identifiées par des spécialistes pour 37 augmentations du débit et 50 diminutions du débit selon Courret et al. (2021).

Année	# Dimin. débit	# Augm. débit	Classe fin. Courret
2010	343	120	4+
2011	307	168	5
2012	385	174	5
2013	390	177	5
2014	498	237	5
2015	429	214	4+
2016	444	200	5
2017	439	262	5
2018	393	236	4+
2019	597	330	5
Moyenne 2011-2019	431	222	

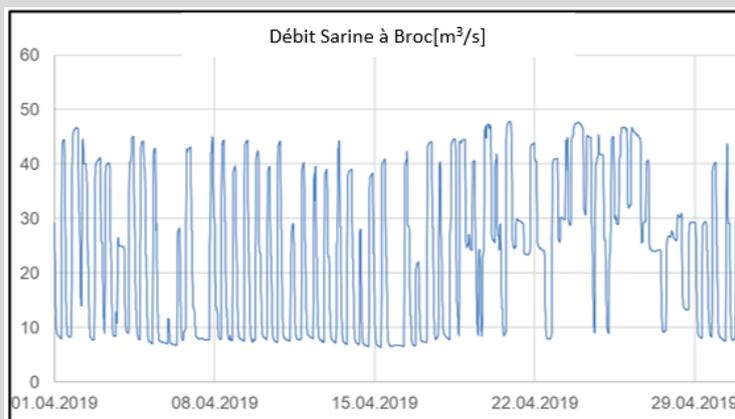


Figure 7. Analyse de la fréquence selon Courret et al. (2021) et par des spécialistes

L'exemple de cas de la Sarine montre que l'utilisation d'outils permet d'analyser un grand nombre de données en peu de temps. Mais les résultats peuvent être assortis de certaines incertitudes lors de l'application (paramétrage) et lors de l'interprétation. Il faut décider au cas par cas s'il convient de s'appuyer sur des spécialistes ou sur des outils. Mais, dans un premier temps, une analyse graphique se prête à une classification sommaire concernant la fréquence.

Le nombre resp. la fréquence des éclusées pertinentes peut différer des fréquences déterminées à l'aide d'outils ou d'analyses graphiques, et la plage de valeurs de débit déterminante n'est pas la même pour chaque indicateur. Alors que toutes les éclusées peuvent être pertinentes pour la dérive (chap. 10) par exemple, celles qui ne causent (presque) aucune zone de marnage sont insignifiantes pour l'échouage (chap. 4). Autrement dit, la fréquence déterminée par l'hydrologie peut différer de la fréquence déterminante du point de vue hydraulique et donc de la fréquence pertinente pour un indicateur, compte tenu de la morphologie (fig. 8). C'est la raison pour laquelle, lors de la détermination de la fréquence, il faudrait si possible faire la différence entre les éclusées pertinentes et non pertinentes selon l'indicateur.

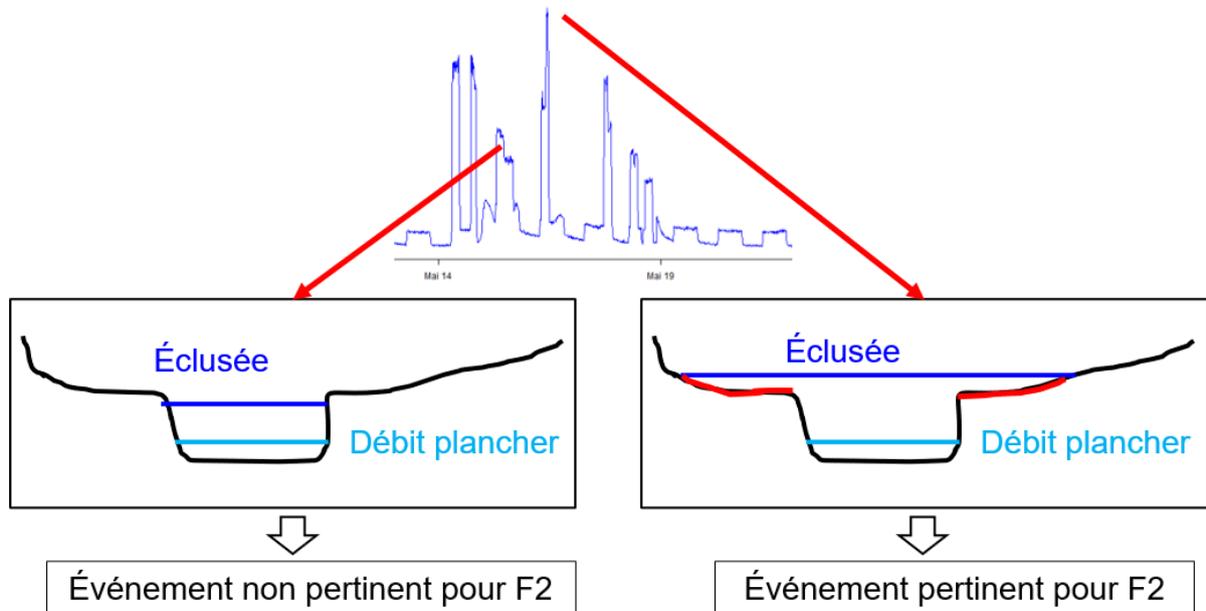


Figure 8. Plage de valeurs de débit déterminante pour les éclusées pertinentes – exemple de l'indicateur P2 (chap. 4)

#### Proposition de prise en considération de la fréquence des éclusées

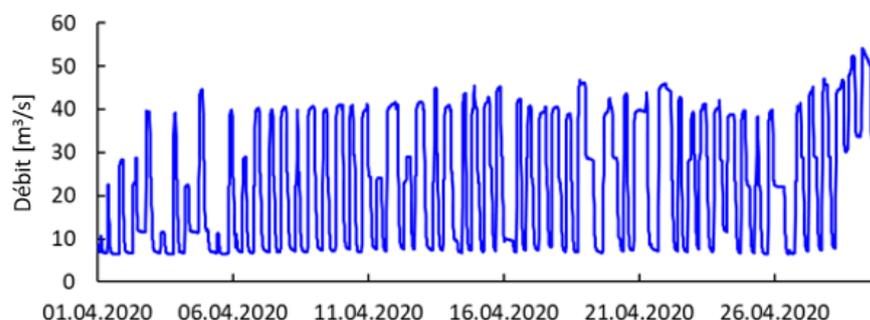
Selon le système utilisé dans la centrale, les modèles d'éclusées peuvent être complexes car les éclusées varient en fonction de l'exploitation des turbines, avec une amplitude plus ou moins forte. La méthode de l'indicateur « Paramètres hydrologiques (D2) » du module « Éclusées – Mesures d'assainissement » (Tonolla et al. 2017) de l'aide à l'exécution s'appuie sur les débits journaliers maximaux et minimaux et tient compte de la fréquence de manière indirecte uniquement, par le biais des courbes cumulatives. Plusieurs éclusées par jour ne sont pas considérées différemment qu'une seule éclusée. Si des éclusées de faible amplitude se superposent, il faut tout de même se demander si et à partir de quand il s'agit à proprement parler d'une éclusée. Il est encore plus difficile de répondre à la question de savoir comment une brève réduction du débit durant une éclusée, par exemple, se répercute sur l'écologie des eaux. Les indicateurs abiotiques et biotiques du module de l'aide à l'exécution et les indicateurs en partie modifiés du présent rapport ne sont pas conçus pour ces variations du débit très fréquentes mais faibles.

Si différents indicateurs sont appliqués, il faut tenir compte du fait que la fréquence des éclusées peut également jouer un rôle et il y a lieu de se demander quelles éclusées sont pertinentes pour la problématique en question et doivent par conséquent être prises en considération.

La figure 9 illustre différents exemples de cours d'eau influencés par les éclusées :

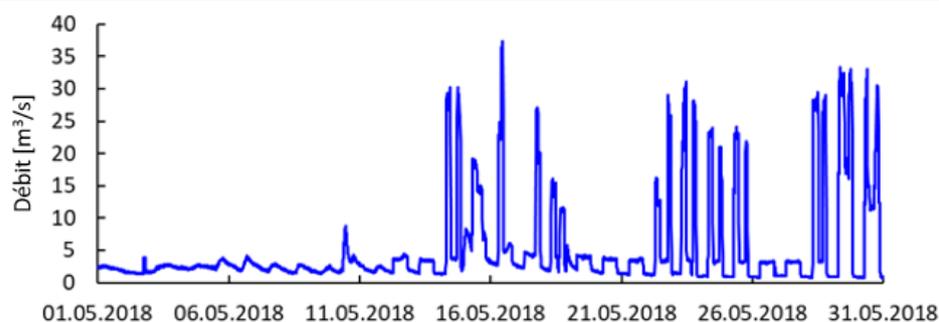
- Exemple 1 : éclusées « typiques », en général biquotidiennes. Dans la méthode existante (Tonolla et al. 2017), c'est la plus importante qui est prise en considération.
- Exemple 2 : cycles journaliers faibles et naturels jusqu'au 12 mai, puis une ou deux éclusées par jour avec un débit plancher constant. Dans la méthode existante, c'est aussi la plus forte éclusée journalière qui est prise en considération.
- Exemple 3 : superposition d'éclusées d'amplitudes différentes (en fonction des combinaisons de machines utilisées) avec un débit plancher variant entre 10 et 20 m<sup>3</sup>/s. Dans la méthode existante, sur la centaine de variations du débit observées en 30 jours, dix éclusées d'une amplitude supérieure ou égale à 20 m<sup>3</sup>/s ont été enregistrées. Les 90 autres variations du débit sont regroupées dans 20 éclusées supérieures au débit journalier minimal et maximal, ce qui ne correspond pas à la véritable problématique du débit changeant trois ou quatre fois par jour.

### Exemple 1



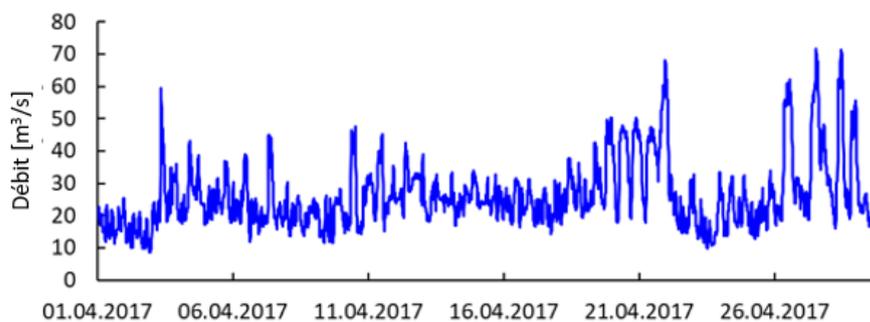
Avril 2020 → env. 50 éclusées (complètes la plupart du temps)

### Exemple 2



Mai 2018 → env. 28 éclusées (8 de faible amplitude, c'est-à-dire d'environ 3 m³/s, et 20 complètes)

### Exemple 3



Avril 2017 → env. 100 éclusées

(Aucune éclusée complète, 4 de 40-50 m³/s, 6 de 20-30 m³/s, 90 de moins de 20 m³/s)

Figure 9. Différents hydrogrammes d'éclusées dans trois cours d'eau suisses

Sur la base des réflexions susmentionnées et de la suggestion de la prise en compte de la fréquence des éclusées par des spécialistes, voici les questions centrales que l'on peut se poser pour les différentes étapes d'élaboration des projets visant les éclusées (assainissements, nouvelles constructions et rénovations).

Prise en compte par des spécialistes au niveau des travaux préliminaires

- À quelles périodes de l'année les éclusées sont-elles identifiables ?
- La situation a-t-elle évolué durant la période d'analyse (p. ex. au cours de la dernière décennie) ?
- Des éclusées caractéristiques se superposent-elles aux variations du débit très fréquentes mais faibles (p. ex. prestations de services système, fonctionnement intermittent des centrales au fil de l'eau) ?
- Y a-t-il des périodes durant lesquelles prédominent uniquement des variations du débit très fréquentes mais faibles ?

- Quelles turbines sont utilisées avec quels débits équipés et quelles machines sont combinées quand et à quelle fréquence ?
- ...

Prise en compte par des spécialistes au niveau de l'analyse des déficits et des causes

- En règle générale, le nombre d'éclusées journalières durant la saison déterminante pour un indicateur est-il inférieur ou égal à 1 ou supérieur ou égal à 2 ?
- Des déficits plus importants ou plus faibles par rapport à d'autres cours d'eau peuvent-ils éventuellement être expliqués par une fréquence accrue ou réduite ?
- Des différences de déficits d'une année à l'autre peuvent-elles éventuellement être expliquées par une fréquence accrue ou réduite ?
- Pour certains indicateurs ou dans certains secteurs du réseau hydrographique (point 2.1), est-il nécessaire d'adapter l'évaluation par des spécialistes en fonction de la fréquence (au niveau des mesures également) ?
- ...

Prise en compte par des spécialistes au niveau des mesures

- Une mesure présente-t-elle des avantages par rapport à une autre car elle peut également réduire la fréquence des éclusées (p. ex. centrale de dérivation) ?
- Une mesure présente-t-elle un avantage majeur par rapport à une autre car elle peut par exemple non seulement atténuer deux éclusées, mais aussi les convertir en une seule éclusée atténuée (p. ex. bassin de compensation avec un volume légèrement supérieur) ?
- Une mesure présente-t-elle un avantage par rapport à une autre car elle peut non seulement atténuer des éclusées, mais aussi compenser les variations du débit très fréquentes mais faibles (p. ex. bassin de compensation à la place d'une mesure d'exploitation) ?
- ...

Remarques supplémentaires sur la détermination de la fréquence par des spécialistes

- Il faut comptabiliser comme une éclusée à part entière uniquement le débit qui redescend dans la plage de valeurs du débit plancher ou se situe dans une plage de valeurs de débit pertinente du point de vue hydraulique, c'est-à-dire qui entraîne des conditions d'écoulement nettement différentes (fig. 7), et qui est pertinente pour l'indicateur (fig. 8). Cela est spécifique au cours d'eau et à l'indicateur.
- Dans la mesure où cela est utile et judicieux, les méthodes et outils mentionnés au point 3.2 peuvent être utilisés par exemple pour clarifier l'évolution de la fréquence par le passé ou pour comparer des tronçons de cours d'eau ou des mesures.
- Le nombre d'éclusées journalières (une, deux ou plus), dues incontestablement à une exploitation par éclusées, durant des périodes spécifiques se prête mieux à la prise en compte par des spécialistes que le nombre d'éclusées annuelles. Sinon, en particulier pour la Suisse qui se caractérise par un régime d'écoulement pluvial, nival et glaciaire, un problème de « dilution » et d'absence de comparabilité pourrait se poser. Par exemple, un certain nombre d'éclusées par an peut se produire dans le Rhône uniquement en hiver, tandis qu'en été, lorsque les neiges et les glaciers fondent, les pointes du débit d'éclusée ne sont visibles que dans une mesure limitée. Ce même nombre d'éclusées peut être réparti sur toute l'année dans un cours d'eau des Préalpes.

### 3.4 Bibliographie

- Bakken T.H., Harby A., Forseth T., Ugedal O., Sauterleute J.F., Halleraker J.H., Alfredsen K. 2023 : Classification of hydropeaking impacts on Atlantic salmon populations in regulated rivers. *River Research and Applications* 39 : 313-325 (en anglais).
- Bätz N., Judes C., Weber C. 2023 : Nervous habitat patches: The effect of hydropeaking on habitat dynamics. *River Research and Applications* 39 : 349-363 (en anglais).
- Burman A.J., Hedger R.D., Hellström J.G.I., Andersson A.G., Sundt-Hansen L.E. 2021 : Modelling the downstream longitudinal effects of frequent hydropeaking on the spawning potential and stranding susceptibility of salmonids. *Science of The Total Environment* 796 : 148999 (en anglais).

- Carolli M., Vanzo D., Siviglia A., Zolezzi G., Bruno M.C., Alfredsen K. 2015 : A simple procedure for the assessment of hydropeaking flow alterations applied to several European streams. *Aquatic Sciences* 77 : 639-653 (en anglais).
- Courret D., Baran P., Larinier M. 2021 : An indicator to characterize hydrological alteration due to hydropeaking. *Journal of Ecohydraulics* 6 : 139-156 (en anglais).
- Greimel F., Zeiringer B., Höller N., Grün B., Godina R., Schmutz S. 2016 : A method to detect and characterize sub-daily flow fluctuations. *Hydrological Processes* 30 : 2063-2078 (en anglais).
- Grün B., Haider J., Greimel F. 2022. Hydropeak – Detect and characterize sub-daily flow fluctuations. <https://cran.r-project.org/web/packages/hydropeak/index.html> (en anglais).
- Li T., Pasternack G.B. 2021 : Revealing the diversity of hydropeaking flow regimes. *Journal of Hydrology* 598 : 126392 (en anglais).
- Meile T., Boillat J.L., Schleiss A.J. 2011 : Hydropeaking indicators for characterization of the Upper-Rhone River in Switzerland. *Aquatic Sciences* 73 : 171-182 (en anglais).
- Meile T., Schleiss A.J., Boillat J.L. 2005 : Entwicklung des Abflussregimes des Rhone seit dem Beginn des 20. Jahrhunderts. *Eau énergie air* 97 : 133-142 (en allemand).
- Pfaundler M., Dübendorfer C., Zysset A. 2011 : Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau. Hydrologie – régime d'écoulement niveau R (région). Office fédéral de l'environnement, Berne. L'environnement pratique n° 1107.
- Sauterleute J.F., Charmasson J. 2014 : A computational tool for the characterisation of rapid fluctuations in flow and stage in rivers caused by hydropeaking. *Environmental Modelling & Software* 55 : 266-278 (en anglais).
- Schmutz S., Fohler N., Friedrich T., Fuhrmann M., Graf W., Greimel F., Höller N., Jungwirth M., Leitner P., Moog O., Melcher A., Müllner K., Ochsenhofer G., Salcher G., Steidl C., Unfer G., Zeiringer B. 2013 : Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern – Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten. Ministère autrichien de l'agriculture, de la sylviculture, de la protection de l'environnement et de la gestion de l'eau (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, BMLFUW), Vienne (en allemand).
- Schweizer S., Lundsgaard-Hansen L., Meyer M., Schläppi S., Berger B., Baumgartner J., Greter R., Büsler P., Flück M., Schwendemann K. 2021 : Die Schwall-Sunk-Sanierung der Hasliaare. Erste Erfahrungen nach Inbetriebnahme und ökologische Wirkungskontrolle. *Eau énergie air* 113 : 1-8 (en allemand).
- Tonolla D., Chaix O., Meile T., Zurwerra A., Büsler P., Oppliger S., Essyad K. 2017 : Éclusées – Mesures d'assainissement. Un module de l'aide à l'exécution Renaturation des eaux. Office fédéral de l'environnement, Berne. L'environnement pratique n° 1701.

## 4 Échouage de poissons (P2)

**Auteurs : Steffen Schweizer, Matthias Meyer, Jan Baumgartner, Benjamin Berger, Diego Tonolla**

### 4.1 Procédure selon le module « Éclusées – Mesures d’assainissement » de l’aide à l’exécution

L’indicateur « Échouage de poissons (P2) » sert à déterminer l’influence des éclusées sur l’échouage de poissons. D’après le module « Éclusées – Mesures d’assainissement » (Tonolla et al. 2017) de l’aide à l’exécution, les étapes de travail suivantes doivent être réalisées :

- Définition de la ou des espèces piscicoles indicatrices (p. ex. truite fario, ombre) et des secteurs de cours d’eau pertinents (c.-à-d. limitation aux zones où se trouvent potentiellement des larves ou des juvéniles de la ou des espèces piscicoles indicatrices et où un échouage est probable)
- Détermination des saisons pertinentes et calcul du débit d’éclusée et du débit plancher déterminants (valeurs de débit pour  $Q_{\text{éclusée}}$  et  $Q_{\text{plancher}}$ )
- Élaboration d’un modèle hydronumérique
- Calcul de la proportion des surfaces mises à sec (zone de marnage) à l’aide de simulations hydrauliques pour les débits correspondants
- Évaluation des surfaces mises à sec (tab. C7 dans Tonolla et al. 2017, y c. évaluation par des spécialistes)
- Calcul des taux de descente du niveau d’eau pour les surfaces mises à sec à l’aide de simulations hydronumériques pour les débits correspondants. Les taux de descente du niveau d’eau peuvent aussi être déterminés à l’aide des données de niveau d’eau à haute résolution temporelle (Baumann et al. 2012).
- Évaluation du taux de descente du niveau d’eau (tab. C8-C10 dans Tonolla et al. 2017, y c. évaluation par des spécialistes)
- Agrégation des évaluations des surfaces mises à sec et du taux de descente du niveau d’eau en vue d’obtenir une évaluation globale (tab. C11 dans Tonolla et al. 2017, y c. évaluation par des spécialistes)
- Pour évaluer l’état actuel et les effets, il est également recommandé de procéder à un relevé sur le terrain des poissons éventuellement échoués.

### 4.2 Incertitudes possibles lors de l’application

Dans les différents projets d’assainissement, diverses incertitudes et un besoin d’adaptation technique ont été constatés lors de l’application de l’indicateur « Échouage de poissons (P2) ». Cela concerne les points suivants :

- Une prise en compte globale de l’écologie du cours d’eau (chap. 2) et un lien avec les habitats existants (indicateur P6 ; chap. 6) ne sont pas proposés concrètement.
- La procédure est entachée d’incertitudes : dans quels secteurs de cours d’eau, à quels moments de l’année et avec quel degré de précision le taux de descente du niveau d’eau et la proportion de surfaces mises à sec doivent-ils être déterminés ?
- La fonction de valeur pour la zone de marnage est basée sur la proportion de surfaces mises à sec dans un lit. Cela implique que la distance de migration tolérable pour les poissons augmente en fonction de la largeur du cours d’eau. En revanche, pour le risque d’échouage, la distance de migration effective et les surfaces mises à sec exprimées en mètres sont décisives.
- Le taux de descente du niveau d’eau peut être calculé de différentes manières (p. ex. mesures ponctuelles, simulations hydronumériques). Les résultats ne sont pas toujours directement comparables.
- Les fonctions de valeurs pour les taux de descente du niveau d’eau sont basées sur des séries d’expériences menées avec des poissons d’un établissement de pisciculture (Auer et al. 2014). Par ailleurs, les surfaces mises à sec avoisinaient 1,6 m uniquement dans le cadre des expériences

réalisées dans un lit artificiel. On ignore dans quelle mesure les résultats des expériences se prêtent à la description et à l'évaluation de la situation dans un tronçon à éclusées.

- La méthode existante tient compte de la périodicité des éclusées uniquement sur une base journalière. La fréquence des éclusées n'est pas explicitement prise en considération.

### 4.3 Proposition d'application future de l'indicateur

Afin de prendre en considération les incertitudes citées au point 4.2, les adaptations suivantes sont proposées pour l'application et l'évaluation futures de l'indicateur « Échouage de poissons (P2) ».

#### Intégration dans la globalité du système écologique du cours d'eau

À l'aide de la méthode de prise en compte des espaces écologiques fonctionnels et de l'écologie globale du cours d'eau (chap. 2), ainsi que des réflexions sur les conditions hydromorphologiques (annexe B dans Tonolla et al. 2017), il faut déduire dans quels secteurs de cours d'eau le risque d'échouage doit être apprécié avec l'indicateur P2. Pour ce faire, il faut aussi tenir compte des résultats des relevés dans le cadre des indicateurs P3 (chap. 5) et P6 (chap. 6). Le traitement de l'indicateur P3 permet de montrer dans quels secteurs de cours d'eau le frai et le développement des œufs peuvent être attendus et dans lesquels ils ont naturellement eu lieu. S'il y a, dans l'un de ces secteurs de cours d'eau, des zones avec des habitats larvaires ou juvéniles ou adultes (indicateur P6) et des zones de marnage, le risque d'échouage doit être étudié pour ce secteur et pour le stade de développement correspondant. Il faut faire attention à la sensibilité différente des stades de développement au risque d'échouage (point 2.2). En outre, il convient d'examiner les secteurs de cours d'eau dans lesquels les poissons peuvent être emportés par le courant et où ils trouvent des habitats favorables (selon l'indicateur P6). Il faut partir du principe qu'aucun poisson ne demeure dans les secteurs de cours d'eau dépourvus d'habitats favorables et, par conséquent, qu'il n'y a aucun risque d'échouage.

#### Prise en compte des périodes pertinentes pour les larves

Dans le cycle de vie des poissons, le stade larvaire compte parmi les plus sensibles (Hayes et al. 2019 ; Moreira et al. 2019). Néanmoins, la période durant laquelle les larves sont présentes dans un cours d'eau est relativement courte, étant donné qu'elles ne tardent pas à devenir adultes après l'émergence et à acquérir des capacités natatoires. La période pertinente pour les larves issues du frai déposé dans le gravier débute au moment de l'émergence, spécifique à chaque espèce, dans un cours d'eau. Dès que les premières larves quittent le gravier, elles sont exposées à un certain risque d'échouage. La période se termine lorsque les dernières larves écloses ont acquis certaines capacités natatoires leur permettant d'échapper à des descentes rapides du niveau d'eau et de migrer.

La période pertinente pour les larves peut par exemple être définie à l'aide d'études de terrain. Dans le cadre d'expériences sur l'émergence des truites selon la méthode de Meyer et al. (2018) ou de Wagner (2024), il est possible de délimiter, en fonction du cours d'eau, la période pertinente pour l'émergence. De telles expériences montrent de manière détaillée la répartition temporelle du taux d'émergence (fig. 10). Elles permettent aussi de tirer une conclusion sur la répartition des tailles et les capacités natatoires des larves. Il est par ailleurs possible de déterminer la période d'éclosion des larves, propre au cours d'eau, au moyen de la pêche électrique (cette méthode est imprécise en raison des incertitudes relatives au quota de pêche). Cela permet de transposer la période larvaire sur les années suivantes, grâce à l'évolution de la température de l'eau au cours de l'année où les échantillons prélevés sont étudiés (Greimel et al. 2017). De même, il est possible d'observer annuellement l'échouage possible de larves et, sur cette base, de définir la période larvaire spécifique au cours d'eau. Ces études de terrain peuvent aussi servir pour les indicateurs P3 (chap. 5) et P6 (chap. 6).

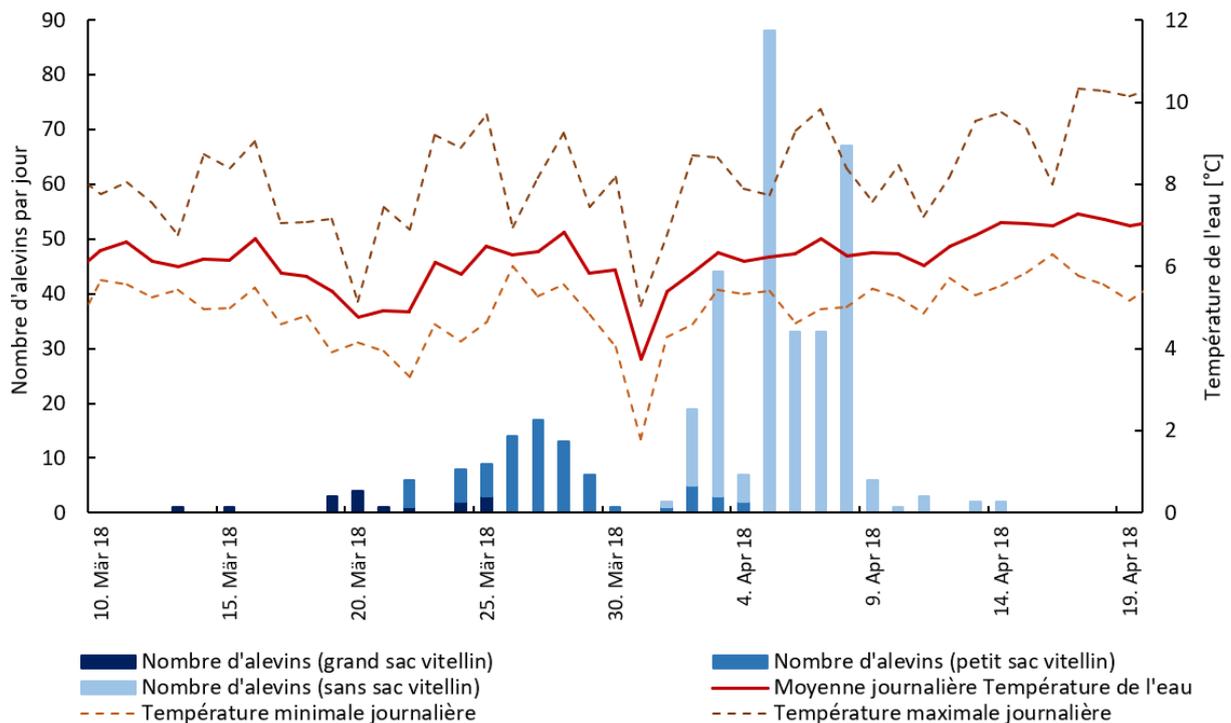


Figure 10. Évolution du taux d'émergence, réparti en trois catégories de taille de sac vitellin, en combinaison avec l'évolution de la température de l'eau aux dates considérées (d'après Meyer et al. 2018)

La période peut aussi être déduite à l'aide de la littérature spécialisée (Elliott 1994 ; Greimel et al. 2017). Le point 2.2 de l'ouvrage de Greimel et al. (2017) donne une première estimation sommaire des périodes de frai et des périodes larvaires des ombres et des truites fario. La durée de la période larvaire (première phase critique) des deux espèces piscicoles a été calculée en additionnant la période durant laquelle les larves sortent du gravier (en fonction de la période de frai et de la température de l'eau) et la période pendant laquelle les larves ont été jugées particulièrement sensibles aux atteintes portées par les éclusées. Pour les deux espèces piscicoles, une période larvaire d'une durée moyenne de 63 jours a été calculée (39 jours au minimum et 83 jours au maximum), sachant que le moment de l'émergence peut présenter une certaine variabilité interannuelle en fonction de divers facteurs, tels que le moment de l'accouplement, la température de l'eau, les différences génétiques (adaptation aux conditions locales) des populations et les crues, et diffère selon le cours d'eau. La plupart du temps, les larves de la même espèce piscicole ne sont exposées au plus gros risque d'échouage dans un cours d'eau que quelques semaines par an (p. ex. six à douze semaines pour les ombres et les truites fario selon Greimel et al. 2017), sachant que cette période peut se produire à des moments différents d'une année à l'autre et que la période durant laquelle les larves peuvent s'échouer existe bien entendu également au-delà de cette période. En règle générale, cette période relativement courte nécessite des mesures plus complètes que le reste de l'année qui compte exclusivement des stades de développement avec de meilleures capacités natatoires. Les mesures plus complètes peuvent par exemple être mises en œuvre jusqu'à ce qu'un nombre suffisant de larves puissent survivre afin que la population soit stable et capable de se maintenir. Au cas par cas, il importe de vérifier si la mise en œuvre des mesures plus complètes requises peut être résolue par des mesures de construction ou si, éventuellement, des mesures d'exploitation présentent un meilleur rapport coût-utilité.

### Prise en compte de la zone de marnage globale

Lorsque la zone de marnage s'accroît, le risque d'échouage des larves augmente (Grimsel Hydro 2022). C'est la distance de migration globale que les larves doivent parcourir qui est le paramètre déterminant et non pas, comme suggéré dans la méthode existante, la proportion de surfaces mises à sec sur l'ensemble des surfaces inondées. C'est la raison pour laquelle il est proposé de prendre en compte la zone de marnage en tant que distance globale. Comme cette distance dépend fortement de la morphologie du fond du lit et de l'amplitude de l'éclusée, elle doit être déterminée par des spécialistes à l'aide de représentations cartographiques (fig. 11).

Afin de déduire une valeur représentative pour l'évaluation, il est possible de calculer les distances de migration orthogonales le long de la zone de marnage. Comme le montre la figure 11, les distances ne sont pas identiques partout en raison de la morphologie. La valeur moyenne des distances de migration calculées peut par exemple être définie comme valeur représentative pour l'évaluation. Dans l'exemple donné à la figure 11, la valeur moyenne avoisine 18 m. Au cas par cas, il convient d'étudier et d'appliquer d'autres approches pour définir une valeur représentative pour les distances de migration (p. ex. Larrieu et al. 2021 ; Larrieu et Pasternack 2021).

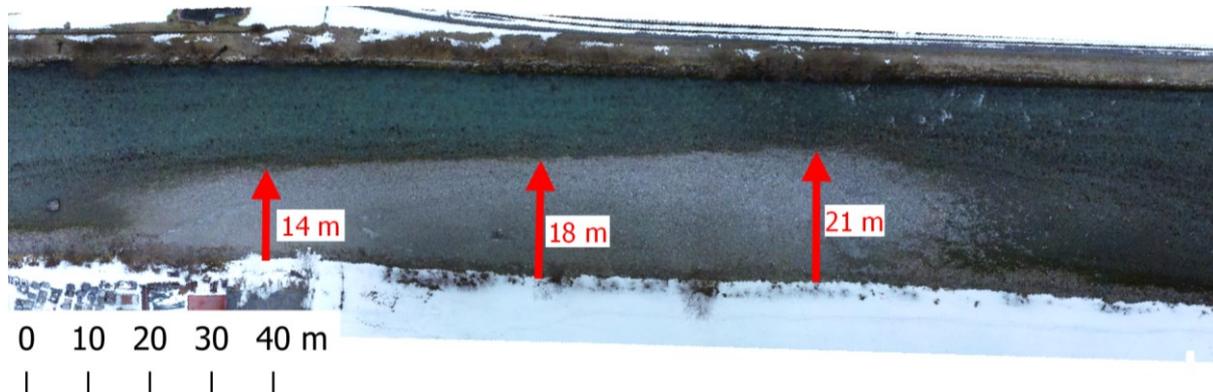


Figure 11. Distance orthogonale absolue de la zone de marnage

#### Détermination des taux de descente du niveau d'eau

Dans le cadre de la détermination des taux de descente du niveau d'eau à l'aide de simulations hydrauliques, il ne faut analyser que les points d'appui ou cellules du modèle hydronumérique qui sont effectivement mis à sec ou pour lesquels la profondeur de l'eau est inférieure à une valeur critique (fig. 12). Il y a lieu de relever des incertitudes liées au modèle lors de la détermination des surfaces mises à sec.

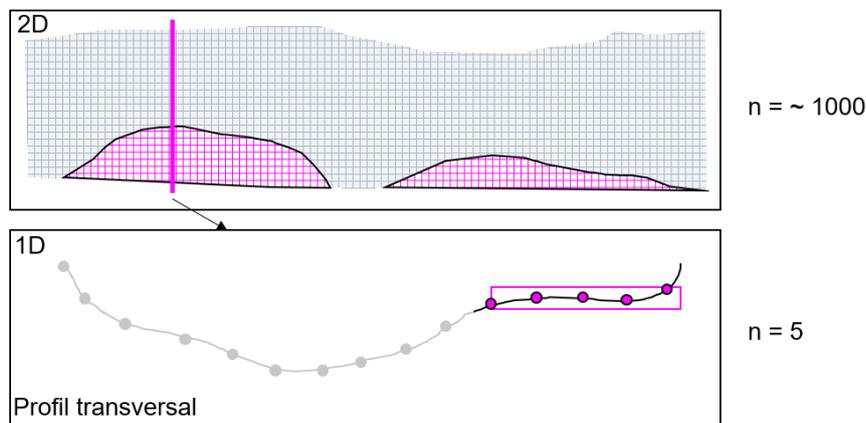


Figure 12. Points d'appui ou cellules (en rose) de modèles hydronumériques unidimensionnel et bidimensionnel pertinents pour déterminer le taux de descente du niveau d'eau

D'après le module « Assainissement des éclusées – Planification stratégique » (Baumann et al. 2012) de l'aide à l'exécution, les taux de descente du niveau d'eau des différents points d'appui ou cellules du modèle ne doivent être calculés qu'à des profondeurs de l'eau inférieures à 20 cm, puisqu'à des profondeurs plus importantes, on suppose que les poissons disposent d'assez de temps pour fuir. Au cas par cas, cette valeur limite de 20 cm doit être soumise à un examen critique en fonction de la morphologie et de la taille du substrat pour être adaptée si nécessaire, et clairement justifiée. Pour les larves notamment, on peut admettre une profondeur de l'eau nettement plus faible.

Pour chaque point d'appui ou cellule du modèle, le taux de descente du niveau d'eau est calculé en tant que taux moyen dans la plage pertinente. Afin de définir la valeur déterminante pour le taux de descente du niveau d'eau sur l'ensemble du secteur de cours d'eau, l'utilisation du centile 80 % est proposée pour tous les taux de descente du niveau d'eau calculés pour les points d'appui ou cellules du modèle.

Cela correspond à la valeur déterminante qui doit ensuite être appréciée avec la fonction de valeur d'après le module « Éclusées – Mesures d'assainissement » (Tonolla et al. 2017) de l'aide à l'exécution. L'exclusion des 20 % de taux de descente du niveau d'eau les plus élevés permet d'écartier d'éventuelles erreurs liées au modèle. Par exemple, la figure 13 montre que, dans certaines zones du modèle (principalement au niveau des ruptures de pente), les taux de descente du niveau d'eau peuvent être très élevés et atteindre 10 cm/min, ce que l'on ne peut toutefois pas observer dans la nature. Cette valeur (centile 80 %) découle des valeurs empiriques mais elle doit être soumise à un examen critique au cas par cas et être adaptée si nécessaire.

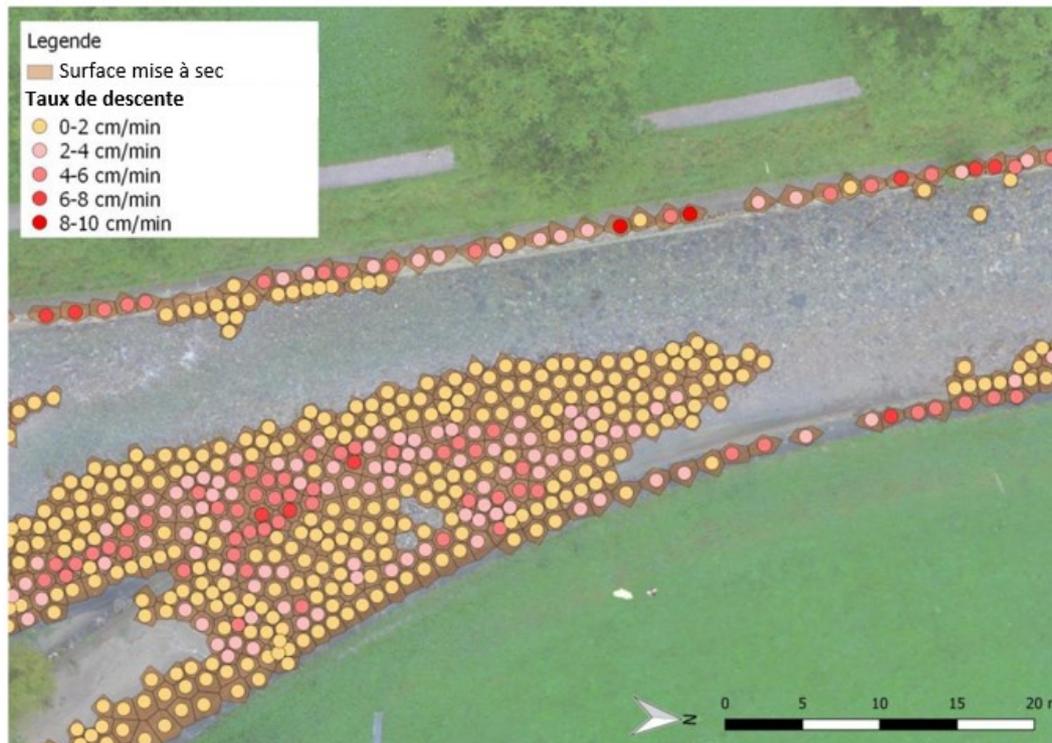


Figure 13. Exemple de valeurs aberrantes obtenues lors du calcul des taux de descente du niveau d'eau

### Vérification des fonctions de valeurs existantes à la lumière d'expériences d'échouage réalisées avec des larves de truite fario sauvages

D'après le module « Éclusées – Mesures d'assainissement » (Tonolla et al. 2017) de l'aide à l'exécution, les valeurs seuils des fonctions de valeurs reposent sur les résultats d'un projet de recherche avec des larves d'élevage (Auer et al. 2014). Pour vérifier si les poissons sauvages résistent mieux à des taux de descente du niveau d'eau plus rapides et si les valeurs seuils sont fiables, Grimsel Hydro a réalisé, sur mandat de l'OFEV, un projet de recherche sur le comportement d'échouage de larves de truite fario sauvages (Grimsel Hydro 2022).

Dans le cadre de ce projet de recherche, les thèmes généraux suivants ont été abordés :

- Détermination du moment de l'émergence des larves de truite fario
- Élaboration d'une méthode pour la recherche in situ du risque d'échouage des larves de truite fario
- Étude de l'influence de la zone de marnage et du taux de descente du niveau d'eau sur le risque d'échouage des larves de truite fario
- Étude de l'influence de divers paramètres abiotiques (vitesse d'écoulement, pente du banc de gravier, etc.) sur le risque d'échouage des larves de truite fario

Dans le cadre des séries d'expériences réalisées, 39 expériences d'échouage ont été menées dans un cours d'eau naturel (Hasliaare) avec des taux de descente du niveau d'eau compris entre 0,02 cm/min et 4,18 cm/min et des zones de marnage allant jusqu'à 11 m (le taux moyen de larves retrouvées a été de 95 %). Pour chaque expérience, les principaux résultats des mesures et les endroits où les larves ont été retrouvées ont été consignés dans une fiche technique (fig. 14).

Stranden von Fischen - Versuche 2021  
**Factsheet: Versuch Hasliaare 1**

Gewässer: Hasliaare  
 Versuchsstandort: 2°661'097/ 1°171'975  
 Datum: 16.04.2021  
 Uhrzeit: 10.32 (Fischbeigabe)  
 Anzahl beigegebene Fische: 50  
 Fischerherkunft: Gadmerwasser (Wildfische)

Wassertemperatur: 6.6 °C  
 Wasser pH-Wert: 6.5  
 Akklimatisationszeit: 60 min  
 Pegelrückgangsrate: 4 mm/min  
 Wiederfindungsrate: 92% (46 Fische)  
 Fischlänge: 22-28 mm

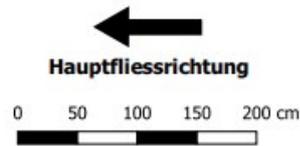
Korndurchmesser (dm): 45mm  
 Korndurchmesser (d90): 128mm  
 Sandflächenanteil: 14%  
 Gefälle in Hauptflussrichtung: 2.6%  
 Quergefälle: 2.3%

Benjamin Berger (KWO) / 28.01.2022



**Legende**

- Fischfundorte
- Beigabeort
- ▬ Driftreusen
- ▨ Mulden (>0.05 m2)
- Messsystem**
- Drucksonden
- ▲ Kameras
- ◆ Pegel
- Zonen**
- Sunkzone
- auswertbare Wasserwechselzone
- Lunzerlinie
- Längenanteile**
- Sunkzone
- auswertbare Wasserwechselzone



Beobachtungen	
<b>Drift</b>	Fischfunde: 0% (#0)
<b>Sunkzone</b>	Flächenanteil: 28% (16.4 m2) Längenanteil: 36% (4.2 m) Fischfunde: 17% (#8) Fischfunddichte: 0.5 Fische/m2 Flächenanteil Mulden: 0%
<b>Wasserwechselzone</b>	Flächenanteil: 72% (42.6 m2) Längenanteil: 64% (7.4 m) Fischfunde: 83% (#38) Fischfunddichte: 0.9 Fische/m2 Flächenanteil Mulden: 0.1%
<b>Auswertungen</b>	Versuchsmenge: 46 Fische <b>Strandungsanteil: 83%</b>

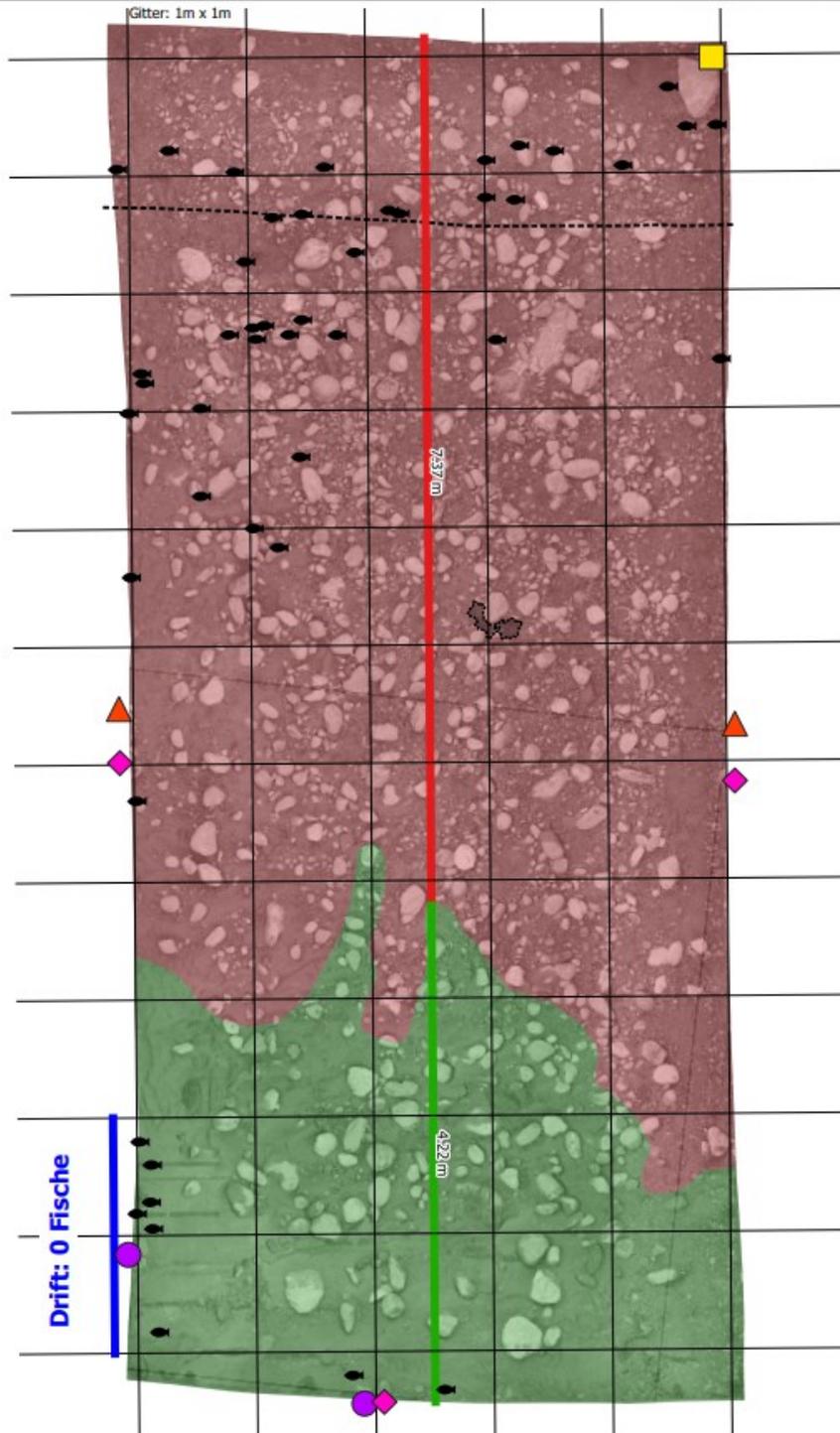


Figure 14. Exemple de fiche technique comprenant les résultats des mesures et les sites où les larves ont été retrouvées (Grimsel Hydro 2022). Dans le cadre de cette expérience, le taux de descente du niveau d'eau était de 0,04 cm/min. Les symboles de poissons noirs représentent les endroits où les larves ont été retrouvées. Un taux d'échouage de 83 % a été observé. Cette illustration et d'autres fiches techniques d'expériences figurent dans l'ouvrage de Grimsel Hydro (2022).

Les principaux résultats des expériences d'échouage sont compilés ci-après. Le risque d'échouage, indiqué par le taux d'échouage (c.-à-d. le nombre de poissons échoués dans la zone de marnage par rapport au nombre total de poissons pouvant être utilisés pour évaluer l'expérience d'échouage), s'accroît lorsque la zone de marnage et le taux de descente du niveau d'eau augmentent (fig. 15). Tandis qu'un taux d'échouage de 2 % est attendu lors d'une écluse avec une zone de marnage allant jusqu'à 1,5 m et avec un taux de descente du niveau d'eau de 0,1 cm/min, il monte à 88 % avec une zone de marnage de 12 m et avec un taux de descente du niveau d'eau de 4,5 cm/min.

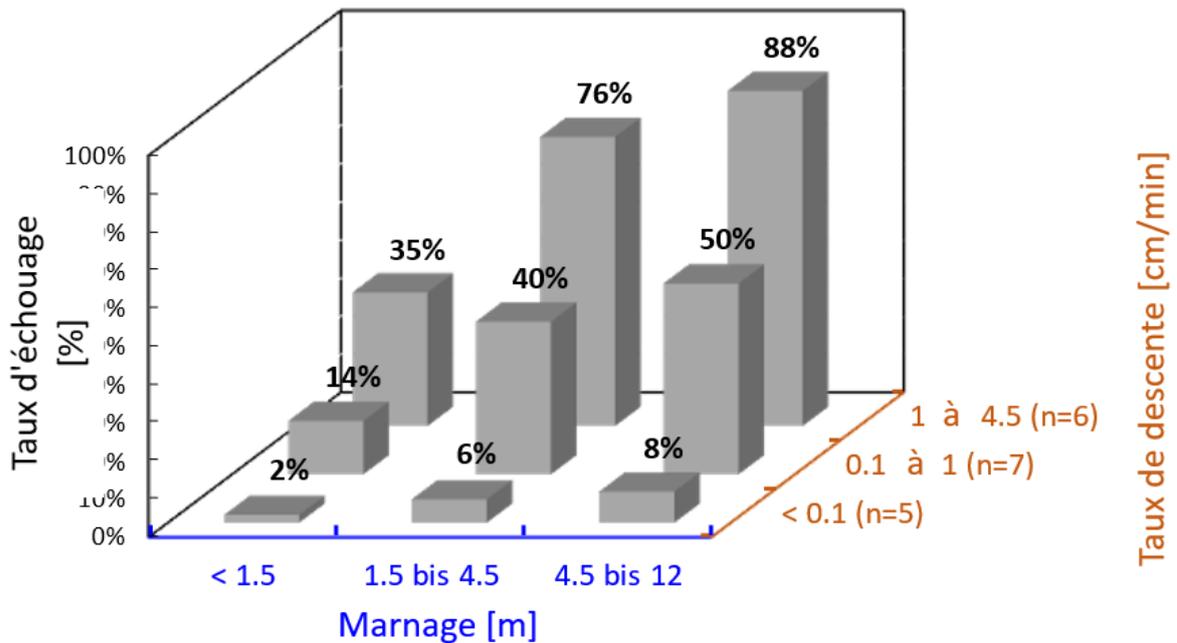


Figure 15. Taux d'échouage des larves de truite fario (valeur médiane en % par écluse, sur l'axe Z) en fonction de la zone de marnage (en m, sur l'axe X) et du taux de descente du niveau d'eau (en cm/min, sur l'axe Y). Les valeurs proviennent des expériences réalisées en 2021 (Grimsel Hydro 2022) et sont regroupées en trois classes à des fins de présentation.

De manière générale, plus la zone de marnage est grande, plus le risque d'échouage est élevé. Mais cette relation n'est pas linéaire et, avec de faibles taux de descente du niveau d'eau, l'effet de la zone de marnage est moindre (fig. 16).

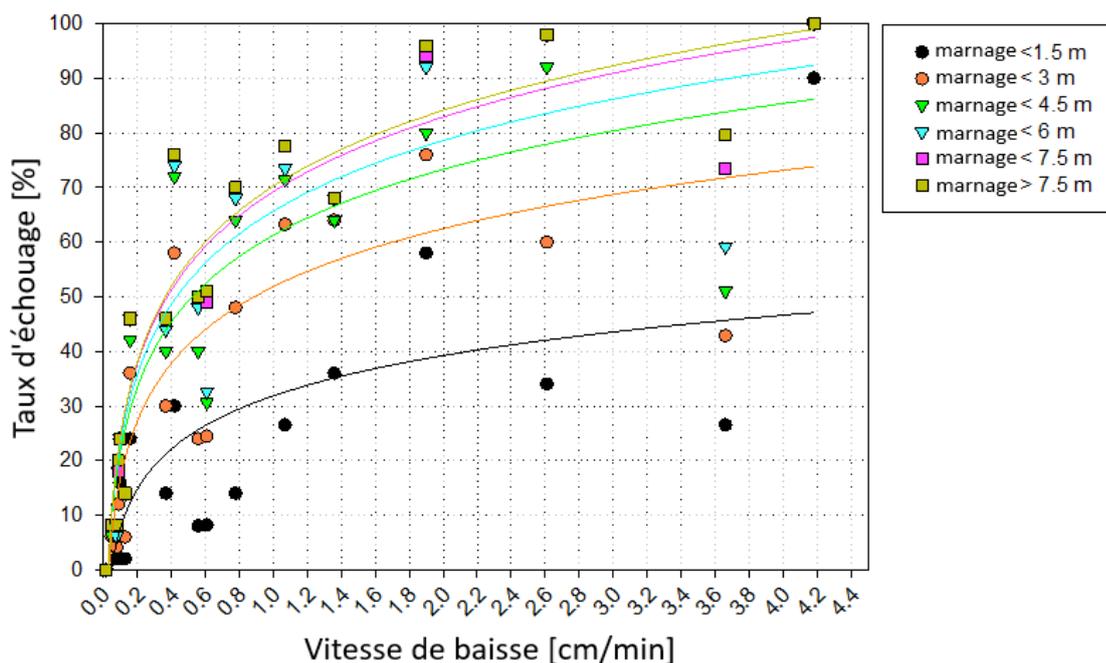


Figure 16. Taux d'échouage des larves de truite fario (valeur médiane en % par éclusée) en fonction de la zone de marnage (en m) et du taux de descente du niveau d'eau (en cm/min). Les valeurs proviennent des expériences réalisées en 2021 (Grimsel Hydro 2022).

Il ressort des expériences d'échouage avec des larves d'élevage menées par Auer et al. (2014) des taux d'échouage supérieurs à ceux observés dans le cadre des expériences d'échouage avec des larves sauvages réalisées par Grimsel Hydro (2022) (fig. 17). Dans les deux séries d'expériences, on observe un accroissement du taux d'échouage du fait de la hausse du taux de descente du niveau d'eau. La plus forte augmentation du taux d'échouage a lieu avec des taux de descente du niveau d'eau compris entre 0,1 et 0,5 cm/min, ensuite la courbe s'aplatit.

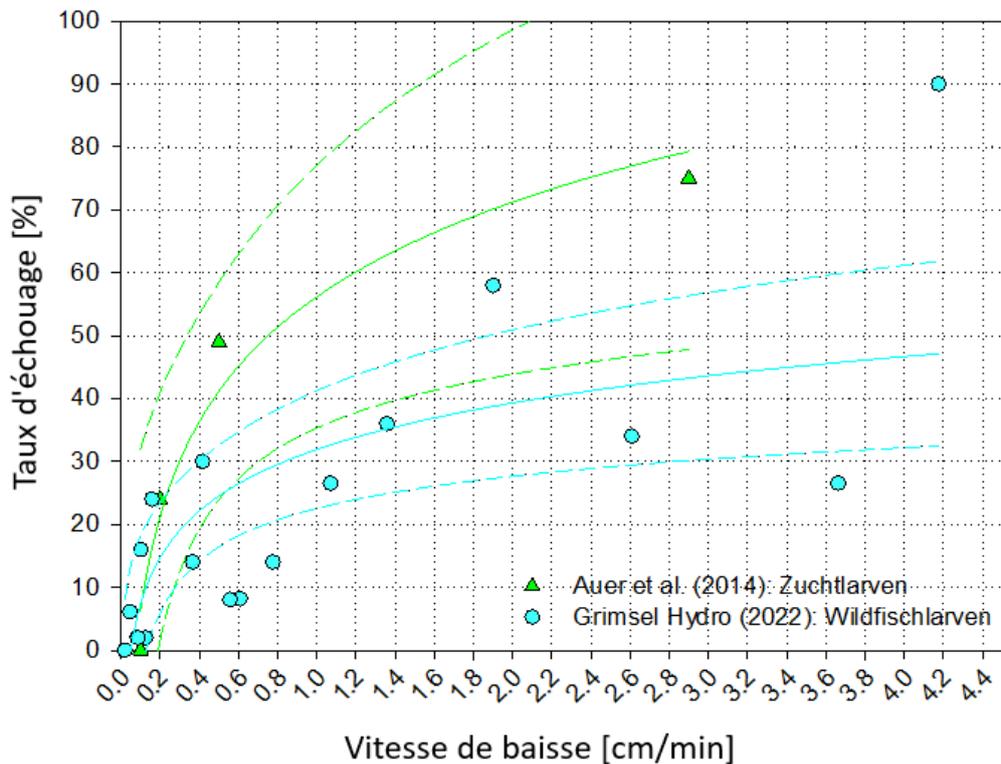


Figure 17. Comparaison des résultats d'échouage de Grimsel Hydro (2022) et d'Auer et al. (2014) concernant les larves de truite fario. Afin de pouvoir comparer les résultats d'Auer et al. (2014) et de Grimsel Hydro (2022), dans les expériences menées par Grimsel Hydro, seules ont été prises en compte les larves de truite fario qui se sont échouées dans la zone de marnage allant jusqu'à 1,56 m (la zone de marnage retenue pour les expériences réalisées par Auer et al. était de 1,56 m). Les expériences de Grimsel Hydro (2022) et d'Auer et al. (2014) diffèrent légèrement en ce qui concerne la taille des poissons (25-26 mm vs. 20-52 mm) et la pente transversale du banc de gravier (5 % vs. 1,65-2,91 %). Les courbes continues correspondent aux valeurs médianes et les lignes en pointillés, aux intervalles de confiance à 95 %. Les points représentés pour Auer et al. (2014) sont des données déjà agrégées (valeurs médianes provenant d'expériences répliquées avec le même taux de descente du niveau d'eau) tandis que, pour Grimsel Hydro (2022), chaque point représente une expérience unique avec différents taux de descente du niveau d'eau.

Les résultats montrent que le risque d'échouage dépend fortement du taux de descente du niveau d'eau et de la zone de marnage. En outre, il faut partir du principe que le risque d'échouage est plus faible chez les poissons sauvages que chez les poissons d'élevage. Mais des taux de descente du niveau d'eau relativement faibles peuvent déjà se traduire par une proportion considérable de poissons échoués, même s'ils sont sauvages. Il ressort des deux expériences d'échouage que seuls de très faibles taux de descente du niveau d'eau (< 0,1 cm/min) réduisent de manière substantielle le risque d'échouage de larves de truite fario. En cas de crues naturelles, les taux de descente du niveau d'eau sont inférieurs à 0,1 cm/min (valeurs calculées à titre d'exemple pour l'Hasliaare avec une hydrologie et une morphologie naturelles ; l'hydrologie et la morphologie ont été déduites à partir de cours d'eau de référence, puis combinées), avec des variations journalières naturelles comprises entre 0,01 et 0,02 cm/min (mesures du niveau d'eau dans des bassins versants glaciaires et nivaux). Ces taux de

descente du niveau d'eau sont inférieurs d'un facteur 10 à la meilleure classe d'état présentée dans le module de l'aide à l'exécution (tab. C8 dans Tonolla et al. 2017).

En outre, il faut tenir compte du fait que le risque d'échouage des larves et des juvéniles de truite fario ou d'ombre est nettement plus élevé la nuit que le jour, et en présence de cuvettes (Auer et al. 2014, 2017). Des pics thermiques froids peuvent aussi renforcer considérablement le risque d'échouage des ombres (Auer et al. 2023 ; chap. 8). De même, des aspects tels que la composition du substrat, la pente du banc de gravier, la température de l'eau et la turbidité, peuvent avoir une incidence sur le risque d'échouage (p. ex. Glowa et al. 2023). Ainsi, Hauer et al. (2023) montrent qu'un substrat grossier est susceptible d'aggraver le risque d'échouage.

Il est important de noter que la problématique de l'échouage nécessite une prise en compte globale de l'écologie du cours d'eau (chap. 2). Ce n'est que dans les secteurs de cours d'eau où se trouvent des habitats pour les larves ou d'autres stades de développement pertinents (ou qui pourraient s'y trouver après assainissement) et où le frai est naturellement possible que le stade de développement correspondant peut être exposé à un risque d'échouage.

Dans le cadre des expériences d'échouage, Grimsel Hydro (2022) a étudié l'échouage des larves de truite fario. Dans le module de l'aide à l'exécution (tab. C9 et C10 dans Tonolla et al. 2017), les fonctions de valeurs du taux de descente du niveau d'eau pour les juvéniles de truite fario et d'ombre s'appuient sur les résultats d'Auer et al. (2014). Il est recommandé de soumettre ces fonctions de valeurs à un examen critique, de les vérifier à l'aide des données issues de publications qui sont plus récentes (p. ex. Auer et al. 2017 ; Moreira et al. 2019 ; Führer et al. 2022, 2024 ; Bakken et al. 2023) et qui tiennent parfois compte d'autres espèces et stades de développement, et de procéder à une adaptation en conséquence.

#### Prise en compte de la fréquence

Les taux d'échouage démontrés par les études d'Auer et al. (2014) et de Grimsel Hydro (2022) et par d'autres tests (p. ex. Auer et al. 2017, 2023 ; Moreira et al. 2019) se réfèrent toujours à une éclusée unique. L'analyse de l'hydrologie doit également permettre de définir la fréquence des éclusées pertinentes et la plage de valeurs de débit déterminante (point 3.3, fig. 8). Ensuite, des spécialistes doivent prendre en compte la fréquence dans le cadre de l'évaluation de l'indicateur « Échouage de poissons (P2) », ainsi que les résultats relatifs aux taux d'échouage calculés par Auer et al. (2014) et par Grimsel Hydro (2022) (fig. 15-17) et dans d'autres études si nécessaire (p. ex. Burman et al. 2021).

## 4.4 Bibliographie

- Auer S., Fohler N., Zeiringer B., Führer S., Schmutz S. 2014 : Experimentelle Untersuchungen zur Schwallproblematik. Drift und Stranden von Äschen und Bachforellen während der ersten Lebensstadien. Université des ressources naturelles et des sciences de la vie appliquées (Universität für Bodenkultur, BOKU), Vienne (en allemand).
- Auer S., Hayes D.S., Führer S., Zeiringer B., Schmutz S. 2023 : Effects of cold and warm thermo peaking on drift and stranding of juvenile European grayling (*Thymallus thymallus*). *River Research and Applications* 39 : 401-411 (en anglais).
- Auer S., Zeiringer B., Führer S., Tonolla D., Schmutz S. 2017 : Effects of river bank heterogeneity and time of day on drift and stranding of juvenile European grayling (*Thymallus thymallus* L.) caused by hydropeaking. *Science of The Total Environment* 575 : 1515-1521 (en anglais).
- Bakken T.H., Harby A., Forseth T., Ugedal O., Sauterleute J.F., Halleraker J.H., Alfredsen K. 2023 : Classification of hydropeaking impacts on Atlantic salmon populations in regulated rivers. *River Research and Applications* 39 : 313-325 (en anglais).
- Baumann P., Kirchhofer A., Schälchli U. 2012 : Assainissement des éclusées – Planification stratégique. Un module de l'aide à l'exécution Renaturation des eaux. Office fédéral de l'environnement, Berne. L'environnement pratique n° 1203.
- Burman A.J., Hedger R.D., Hellström J.G.I., Andersson A.G., Sundt-Hansen L.E. 2021 : Modelling the downstream longitudinal effects of frequent hydropeaking on the spawning potential and stranding susceptibility of salmonids. *Science of The Total Environment* 796 : 148999 (en anglais).
- Elliott J.M. 1994 : Quantitative ecology and the brown trout. Oxford University Press, Oxford (en anglais).

- Führer S., Hayes D.S., Hasler T., Graf D.R.M., Fauchery E., Mameri D., Schmutz S., Auer S. 2022 : Stranding of larval nase (*Chondrostoma nasus* L.) depending on bank slope, down-ramping rate and daytime. *Frontiers in Environmental Science* 10 : 966418 (en anglais).
- Führer S., Hayes D.S., Coudrais-Duhamel A., Olejarz A., Stoisser F., Schmutz S., Auer S. 2024 : Variation in hydropeaking-induced stranding of *Barbus barbus* L. and *Chondrostoma nasus* L. larvae: assessing the impact of daytime and down-ramping rates (en cours d'élaboration, en anglais).
- Glowa S.E., Watkinson D.A., Jardine T.D., Enders E.C. 2023 : Evaluating the risk of fish stranding due to hydropeaking in a large continental river. *River Research and Applications* 39 : 444-459 (en anglais).
- Greimel F., Zeiringer B., Hauer C., Holzapfel P., Fuhrmann M., Haslauer M., Führer S., Höller N., Grün B., Habersack H., Schmutz S. 2017 : Technischer Bericht B – Ökologische Bewertung schwalldämpfender Maßnahmen sowie weiterführende Analysen und Modelle. Ergänzung zu Endbericht: SuREmMa, Sustainable River Management – Energiewirtschaftliche und umweltrelevante Bewertung möglicher schwalldämpfender Maßnahmen. Forschungsbericht, Vienne, Innsbruck (en allemand).
- Grimmel Hydro 2022 : Stranden von Fischen – Strandungsversuche in der Hasliaare mit wild emergierten Bachforellenlarven im Jahr 2021. Rapport final sur mandat de l'OFEV (en allemand).
- Hauer C., Schmalfluss L., Unfer G., Schletterer M., Fuhrmann M., Holzapfel P. 2023 : Evaluation of the potential stranding risk for aquatic organisms according to long-term morphological changes and grain size in alpine rivers impacted by hydropeaking. *Science of The Total Environment* 883 : 163667 (en anglais).
- Hayes D.S., Moreira M., Boavida I., Haslauer M., Unfer G., Zeiringer B., Greimel F., Auer S., Ferreira T., Schmutz S. 2019 : Life stage-specific hydropeaking flow rules. *Sustainability* 11 : 1547 (en anglais).
- Larrieu K.G., Pasternack G.B. 2021 : Automated analysis of lateral river connectivity and fish stranding risks. Part 2: Juvenile Chinook salmon stranding at a river rehabilitation site. *Ecohydrology* 14 : e2303 (en anglais).
- Larrieu K.G., Pasternack G.B., Schwindt S. 2021 : Automated analysis of lateral river connectivity and fish stranding risks. Part 1: Review, theory and algorithm. *Ecohydrology* 14 : e2268 (en anglais).
- Meyer M., Greter R., Schweizer S., Baumgartner J., Schläppi S., Büsser P. 2018 : Untersuchungen zum Emergenzzeitraum von *Salmo trutta* in der Hasliaare in 2018. Fachbericht im Auftrag des Bundesamts für Umwelt, non publié (en allemand).
- Moreira M., Hayes D.S., Boavida I., Schletterer M., Schmutz S., Pinheiro A. 2019 : Ecologically-based criteria for hydropeaking mitigation: A review. *Science of The Total Environment* 657 : 1508-1522 (en anglais).
- Tonolla D., Chaix O., Meile T., Zurwerra A., Büsser P., Oppliger S., Essyad K. 2017 : Éclusées – Mesures d'assainissement. Un module de l'aide à l'exécution Renaturation des eaux. Office fédéral de l'environnement, Berne. L'environnement pratique n° 1701.
- Wagner B. 2024 : Emergenzenerhebungen von Forellenlarven (*Salmo trutta*) an drei von Schwall und Sunk beeinflussten Fließgewässern in der Schweiz. Masterarbeit ZHAW, Wädenswil (en cours d'élaboration, en allemand).

## 5 Frayères (P3)

**Auteurs : Steffen Schweizer, Matthias Meyer, Jan Baumgartner, Benjamin Berger, Diego Tonolla**

### 5.1 Procédure selon dans le module « Éclusées – Mesures d'assainissement » de l'aide à l'exécution

L'indicateur « Frayères (P3) » sert à déterminer l'influence des éclusées sur les frayères des poissons qui déposent leur frai dans le gravier du fond du lit. D'après le module « Éclusées – Mesures d'assainissement » (Tonolla et al. 2017) de l'aide à l'exécution, les étapes de travail suivantes doivent être réalisées :

- Cartographie des surfaces de gravier potentielles pour le frai
- Déduction des courbes de préférence pour le frai (paramètres pris en compte : profondeur de l'eau, vitesse d'écoulement et substrat)
- Déduction d'un état hydrologique de référence, d'un état actuel et d'un état prévisible (étude de variantes)
- Vérification à l'aide d'un modèle hydronumérique en vue de savoir si les profondeurs de l'eau et les vitesses d'écoulement sont respectées sur les frayères potentielles, pour les différents états, pendant la période de reproduction et pendant la durée de développement des œufs, et quelles surfaces peuvent effectivement servir de frayères pour les différents états
- Évaluation de la perte de surface par rapport à l'état de référence (tab. C12 dans Tonolla et al. 2017, y c. évaluation par des spécialistes)
- Recommandations pour la réalisation d'études de terrain supplémentaires (p. ex. boîtes d'éclosion, couches de gravier coloré) permettant un meilleur classement des résultats et l'identification des causes possibles des déficits recensés

### 5.2 Incertitudes possibles lors de l'application

Dans les différents projets d'assainissement, diverses incertitudes et un besoin d'adaptation technique ont été constatés lors de l'application de l'indicateur « Frayères (P3) ». Cela concerne les points suivants :

- La méthode utilisée jusqu'à présent considère de manière isolée la problématique des frayères existantes, et sa prise en compte dans le système écologique global du cours d'eau n'est pas proposée concrètement (chap. 2). Par exemple, l'ancien indicateur ne discerne pas si des habitats pour des poissons au stade adulte ou larvaire se situent à proximité des frayères potentielles ou si d'autres sites de reproduction sont disponibles en dehors du tronçon à éclusées, par exemple dans les affluents ou en amont du point de restitution (point 2.1).
- Les courbes de préférence pour la ou les espèces piscicoles cibles sont supposées identiques sur toute la période (accouplement, développement des œufs jusqu'à l'éclosion des larves), bien que les poissons aient besoin, pour s'accoupler, d'autres conditions hydrauliques que les œufs pour se développer. Pendant l'accouplement, des conditions suffisamment favorables doivent être réunies : substrat favorable pour le frai (granulométrie), profondeurs de l'eau et vitesses d'écoulement permettant aux adultes d'utiliser les frayères (fig. 18). Pendant la durée de développement des œufs, il est essentiel que les frayères ne soient ni mises à sec (l'eau doit y circuler en permanence) ni érodées (fig. 19). Ces deux phases impliquent des exigences différentes qui doivent être prises en compte.

- La cartographie des frayères potentielles dans le lit dépend du régime d'écoulement, de la dynamique sédimentaire et de la morphologie du cours d'eau étudié. Pour l'état de référence (hydrologie naturelle) et l'état prévisible (après assainissement), les frayères potentielles ne peuvent pas être cartographiées. Aussi font-elles l'objet d'une estimation. Par conséquent, la comparabilité des surfaces cartographiées pour l'état actuel et des surfaces estimées pour l'état de référence ou l'état prévisible comporte des incertitudes.



Figure 18. Période de reproduction : les poissons adultes ont besoin de certaines granulométries de gravier, profondeurs de l'eau et vitesses d'écoulement. Source de la photographie : Grimsel Hydro.



Figure 19. Développement des œufs : les frayères ne doivent être ni mises à sec ni érodées. Source de la photographie : Grimsel Hydro.

### 5.3 Proposition d'application future de l'indicateur

Afin de prendre en considération les incertitudes citées au point 5.2, les adaptations suivantes sont proposées pour l'application et l'évaluation futures de l'indicateur « Frayères (P3) » :

- Avant d'appliquer l'indicateur P3, il convient de réfléchir aux espaces écologiques fonctionnels (point 2.1) et de décider où se trouvent resp. pourraient se trouver les frayères dans l'ensemble du réseau hydrographique (par rapport à la population piscicole qui s'y trouve). Celui-ci doit compter suffisamment de frayères pour qu'une population autosuffisante puisse exister. Cette intégration dans le système écologique global du cours d'eau permet de définir où il est judicieux d'appliquer l'indicateur P3 et comment une évaluation ultérieure doit être replacée dans ce contexte général. Les secteurs pertinents du tronçon à éclusées (et, si nécessaire, des affluents et/ou des secteurs en amont du point de restitution) sont déterminés conformément à l'étude des frayères.
- L'évaluation écologique globale est suivie d'une vérification afin de savoir si des habitats larvaires sont présents dans le secteur correspondant (cela est clarifié par l'application de l'indicateur P6, chap. 6). Des habitats larvaires à proximité immédiate des frayères sont indispensables, sinon les larves dériveraient malgré une reproduction réussie et ne pourraient pas contribuer au maintien de la population. Les frayères doivent aussi être accessibles pour les poissons adultes.
- Les incertitudes autour de la cartographie des surfaces de frai potentielles doivent être atténuées en procédant à l'estimation de celles-ci à l'aide de simulations hydronumériques, pour tous les états (y c. actuel). Les surfaces de frai potentielles doivent être calculées à l'aide de la contrainte d'entraînement au niveau du fond du lit, sans dimension, en cas d'éclusée, pour la granulométrie déterminante (en fonction de l'espèce piscicole cible) (surfaces où la contrainte d'entraînement au niveau du fond du lit, critique pour le transport de sédiments, n'est pas dépassée). Cela permet un traitement et une évaluation homogènes de tous les états d'un projet (état de référence, état actuel et état prévisible). Il faut noter que la surface qui en résulte correspond à une surface adaptée sur le plan hydraulique, du point de vue de la composition du gravier, et non pas à des surfaces effectives de gravier. L'état actuel peut aussi servir à vérifier les résultats de modélisation sur le terrain et, le cas échéant, à les calibrer (en tenant compte des crues passées et de la possible atteinte portée au régime de charriage).

- Les exigences des poissons quant aux paramètres hydrauliques (profondeur de l'eau et vitesse d'écoulement) pendant la période de reproduction et la durée de développement des œufs devront être distinguées à l'avenir. Pendant la période de reproduction, les profondeurs de l'eau et les vitesses d'écoulement doivent permettre aux poissons adultes de frayer. Ces conditions ne doivent pas être remplies tout au long de la journée, mais elles peuvent être réunies quelques heures par jour (fenêtre de frai). Les observations par Grimsel Hydro des truites fario et lacustres dans l'Hasliare et ses affluents ont montré que, dans la plupart des cas, une fenêtre de frai de quatre à douze heures, réapparaissant plusieurs fois par semaine pendant la période de frai principale pouvait être suffisante pour assurer la réussite du frai. La fenêtre de frai doit être définie en fonction du cours d'eau et de la ou des espèces piscicoles indicatrices. La fenêtre indicatrice peut même durer quelques jours pour une frayère et quelques semaines pour l'ensemble de la population (Hayes et al. 2019). Grâce à la littérature spécialisée et/ou à ses propres observations, il est possible de déterminer, pour l'espèce piscicole cible correspondante, à quel moment de la journée (jour/nuit) la fenêtre de frai est nécessaire, et pendant combien de temps et à quelle fréquence elle doit effectivement apparaître. Des plages de tolérance pour les conditions hydrauliques peuvent être utilisées à la place des courbes de préférence. Pendant la durée de développement des œufs, la condition à respecter est que les frayères ne doivent pas être mises à sec durant le débit plancher. Cela va de la période de la ponte à l'émergence des larves. D'autres réflexions intéressantes sur l'évaluation des frayères selon des critères hydrauliques et sédimentologiques figurent dans l'ouvrage de Holzapfel et al. (2023).

Pour les investigations et le traitement de l'indicateur « Frayères (P3) », il résulte des modifications proposées, le déroulement suivant. Une attention particulière doit être accordée aux première et deuxième étapes de travail.

- Étape 1 : intégration dans une prise en compte globale de l'écologie du cours d'eau à l'échelle des espaces fonctionnels et définition des secteurs de cours d'eau pertinents pour le frai (chap. 2).
- Étape 2 : étude des secteurs de cours d'eau pertinents en ce qui concerne la présence d'habitats pour les larves aux saisons correspondantes (analyse des résultats de l'indicateur P6, chap. 6).
- Étape 3 : cartographie sur le terrain des surfaces de gravier dans l'état actuel qui sont adaptées au frai (en vue de la validation du modèle). Pour ce faire, la plage granulométrique adaptée au frai de la ou des espèces piscicoles cibles doit être définie.
- Étape 4 : définition des courbes de préférence ou des plages de tolérance (profondeur de l'eau et vitesse d'écoulement) pour la reproduction des poissons adultes selon les sources bibliographiques ou les données de terrain disponibles.
- Étape 5 : déduction d'un état hydrologique de référence (régime d'écoulement naturel), d'un état actuel et d'états prévisibles (étude de variantes). Les paramètres hydrologiques requis pour chaque état comprennent un débit d'éclusee représentatif (régime d'éclusee) ou un débit maximal (régime d'écoulement naturel) pour la période allant de la reproduction à l'émergence, ainsi qu'un débit plancher (régime d'éclusee) ou un débit minimal (régime d'écoulement naturel) pour la durée de développement des œufs.
- Étape 6 : calcul des surfaces dont le substrat est adapté au frai, au moyen de la contrainte d'entraînement au niveau du fond du lit, sans dimension, avec un débit d'éclusee autrement dit maximal défini (étape 5) pour les différents états dans lesquels la granulométrie pertinente est stable. Validation et, le cas échéant, calibrage des résultats à l'aide de la cartographie sur le terrain de l'état actuel.
- Étape 7 : calcul des surfaces adéquates pendant la durée de développement des œufs, au moyen du débit plancher autrement dit minimal défini (étape 5) pour les différents états (critère : les surfaces ne doivent pas être mises à sec durant le débit plancher pendant la période de développement des œufs).
- Étape 8 : calcul des surfaces adaptées au frai, au moyen des courbes de préférence ou des plages de tolérance définies (étape 4) pour les différents états. À cette étape, les surfaces adaptées doivent être calculées avec les différents débits que l'on observe typiquement pendant la période de frai (détermination à l'aide d'hydrogrammes représentatifs).

- Étape 9 : recouplement des surfaces des étapes 6 à 8 pour chaque débit étudié pour le frai (étape 8) et calcul de la surface totale des frayères potentielles pour chaque état. Représentation des résultats sous la forme d'un graphique linéaire (abscisse : débit pour le frai, ordonnée : frayères potentielles).
- Étape 10 : analyse des hydrogrammes représentatifs de la période de frai afin de déduire les débits requis pour le frai (fenêtre de frai).
- Étape 11 : évaluation de la perte de surface par rapport à l'état de référence d'après la fonction de valeur du module « Éclusées – Mesures d'assainissement » de l'aide à l'exécution (tab. C12 dans Tonolla et al. 2017) et classement des résultats (évaluation par des spécialistes).
- Étape 12 : éventuellement, réalisation d'études de terrain supplémentaires permettant un meilleur classement des résultats et l'identification des causes possibles des déficits recensés. Pour compléter les études de terrain citées dans le module de l'aide à l'exécution (boîtes d'éclosion, couches de gravier coloré, cartographies des frayères), des expériences sur l'émergence peuvent aussi être réalisées. Elles révèlent si le développement des œufs est réussi, indiquent quelles périodes doivent être considérées, et fournissent des indications importantes pour les autres indicateurs (p. ex. P2, chap. 4 et P6, chap. 6 ; période d'apparition des larves). Meyer et al. (2018) et Wagner (2024) présentent une méthode possible pour étudier l'émergence des truites. La période pertinente pour l'émergence peut aussi être déduite à l'aide de la littérature spécialisée (Elliott 1994 ; Greimel et al. 2017), sachant que des incertitudes entourent la période d'éclosion et d'émergence (point 4.3).

## 5.4 Exemple de cas

Ci-après sont présentées les étapes de travail conformément à la nouvelle proposition d'exemple de cas anonyme dans lequel seuls un état de référence et un état actuel sont comparés (il n'y a pas d'état prévisible). La morphologie du secteur à éclusées est canalisée, mais a été revalorisée grâce à de petites mesures d'adaptations morphologiques (point 11.1). Il est supposé que l'évaluation à l'échelle des espaces écologiques fonctionnels (étape 1, point 5.3) est déjà effectué. On part du principe que la truite lacustre est l'espèce piscicole indicatrice pour l'exemple anonyme.

### Vérification de la présence d'habitats larvaires pour les truites lacustres au printemps (étape 2)

D'après les résultats de l'indicateur P6 (chap. 6), la présence d'habitats larvaires au printemps est vérifiée dans le secteur défini. Cela implique la définition des débits d'éclusée et plancher déterminants. Leur estimation peut reposer sur les analyses des indicateurs « Paramètres hydrologiques (D2) » (chap. 3) et P6. Il est possible de vérifier la présence d'habitats larvaires en les représentant dans le cours d'eau, à différents débits (fig. 20). Les habitats larvaires sont présents au printemps sur les bords du secteur à éclusées et là où de petites mesures d'adaptations morphologiques ont été prises (fig. 20). Une étude plus approfondie des frayères dans ce secteur est donc judicieuse.

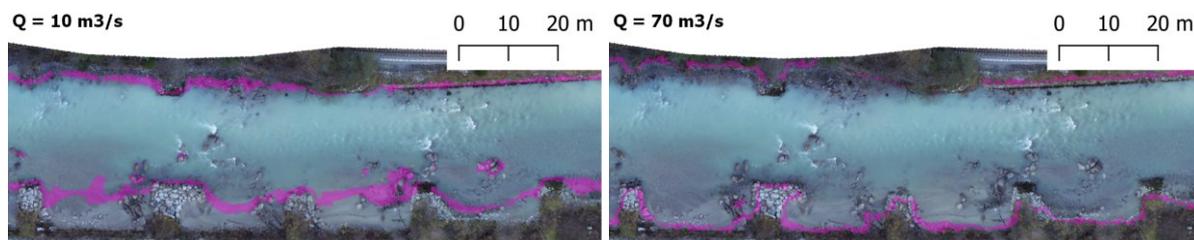


Figure 20. Représentation de la disponibilité des habitats larvaires (surfaces en rose) pour les différents types de débits (résultats de l'indicateur P6, chap. 6)

### Cartographie sur le terrain des surfaces adaptées au frai (étape 3)

Il faut définir, d'après la littérature spécialisée et les estimations d'experts, la granulométrie pertinente pour l'espèce piscicole indicatrice, à savoir la truite lacustre. Dans l'exemple, le diamètre granulométrique est compris entre 16 mm et 64 mm. La cartographie des surfaces de graviers adaptées dans l'état actuel est effectuée à l'aide d'une orthophotographie à haute résolution, durant le débit plancher, avec une faible turbidité (fig. 21). Cette cartographie peut aussi être réalisée sur le terrain. Elle doit prendre en compte les crues passées et les éventuels déficits de charriage. Si un secteur à

éclusées souffre d'un déficit de charriage connu, il faut en tenir compte dans les étapes de travail suivantes (surtout à l'étape 6).

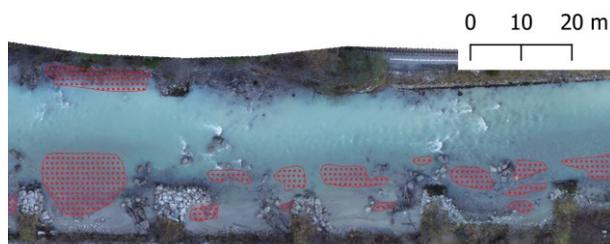


Figure 21. Cartographie des surfaces de gravier (surfaces en pointillés roses) adaptées au frai dans l'état actuel

#### Détermination des plages de tolérance pour la reproduction des poissons adultes (étape 4)

Les conditions hydrauliques qui doivent être réunies pendant le frai diffèrent en fonction de l'espèce piscicole indicatrice et doivent être définies d'après la littérature spécialisée et les estimations d'experts (des courbes de préférence peuvent aussi remplacer des plages de tolérance). Pour l'exemple de cas, il est prévu que la profondeur de l'eau soit supérieure à 0,2 m et que la vitesse d'écoulement soit comprise entre 0,2 m/s et 1 m/s pour le frai des truites lacustres (valeurs déduites de la littérature spécialisée : Shirvell et Dungey 1983 ; Heggberget et al. 1988 ; Ingendahl et al. 1995 ; Soulsby et al. 2001 ; Caviezel 2006 ; Walker et Bayliss 2007 ; Barlaup et al. 2008 ; Nika et al. 2011 ; Funk et al. 2015).

#### Détermination des paramètres hydrologiques par état (étape 5)

Les paramètres hydrologiques requis pour chaque état (état de référence, état actuel et état prévisible) comprennent un débit d'éclusee représentatif autrement dit un débit maximal (régime d'écoulement naturel) pour la période allant de la reproduction à l'émergence, ainsi qu'un débit plancher autrement dit un débit minimal (régime d'écoulement naturel) pour la durée de développement des œufs. Afin que les valeurs hydrologiques puissent être fixées, les périodes pertinentes doivent être connues. La déduction des débits d'éclusee et plancher s'effectue de la même manière qu'avec l'indicateur « Paramètres hydrologiques (D2) » (chap. 3).

Ainsi, les valeurs de débit peuvent être fixées par état (sans état prévisible dans l'exemple de cas) (tab. 2). Le débit d'éclusee ou débit maximal concerne l'ensemble de la période allant de l'automne au printemps, et le débit plancher ou débit minimal se réfère uniquement à la durée de développement des œufs (printemps).

Tableau 2. Paramètres hydrologiques fictifs pour l'exemple de cas

	Q éclusee/maximal [m <sup>3</sup> /s]	Q plancher/minimal [m <sup>3</sup> /s]
État de référence	45	4
État actuel	70	3

#### Calcul des surfaces dont le substrat est adapté au frai, y c. validation de l'état actuel (étape 6)

Les surfaces dont le substrat est adapté au frai sont calculées au moyen de la contrainte d'entraînement au niveau du fond du lit, sans dimension ( $\Theta$ ), avec un débit d'éclusee ou maximal, pour les différents états. Dans l'exemple de cas, on part du principe que la contrainte d'entraînement critique au niveau du fond du lit, sans dimension ( $\Theta_{cr}$ ), est de 0,047. En outre, la contrainte d'entraînement au niveau du fond du lit, sans dimension, ne doit pas excéder 0,047 pour une granulométrie de 64 mm afin que les frayères ne s'érodent pas. Il est éventuellement possible de tirer des conclusions sur les déficits de charriage existants (étape 3).

Les surfaces adaptées du point de vue du substrat peuvent être calculées grâce à une simulation hydronumérique des débits d'éclusee et maximaux correspondants et à l'évaluation des contraintes d'entraînement au niveau du fond du lit. Les résultats peuvent être vérifiés au moyen d'une comparaison (qualitative et quantitative) de l'état actuel avec la cartographie sur le terrain (fig. 22), et optimisés si nécessaire.

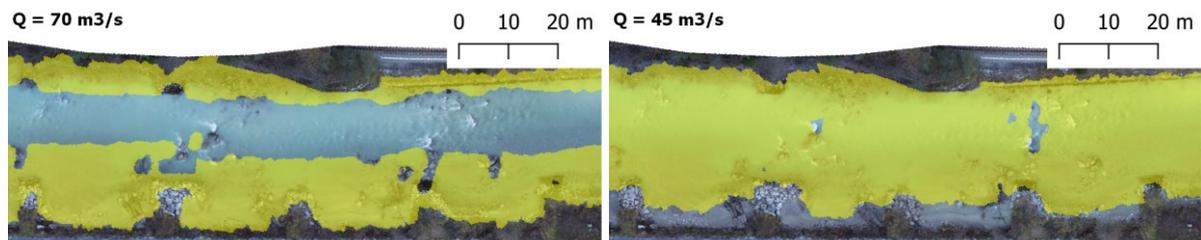


Figure 22. Potentiel du substrat dans l'état actuel (à gauche) et dans l'état de référence (à droite)

### Calcul des surfaces adaptées pendant la durée de développement des œufs (étape 7)

Les surfaces adaptées pendant la durée de développement des œufs sont calculées d'après l'analyse d'une simulation hydronumérique des débits planchers définis (étape 5, tab. 2). Sont considérées comme adaptées les surfaces qui ne sont pas mises à sec durant le débit plancher. Il n'est pas utile d'appliquer des critères supplémentaires pour la durée de développement des œufs étant donné qu'il suffit que les surfaces soient inondées pour que les œufs survivent. La figure 23 représente les surfaces adaptées dans l'exemple de cas pour les différents états (état actuel et état de référence).

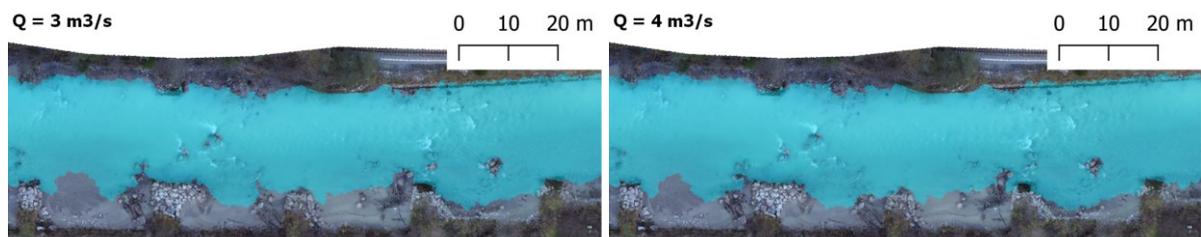


Figure 23. Potentiel hydraulique (surfaces adaptées) pour la durée de développement des œufs dans l'état actuel (à gauche) et dans l'état de référence (à droite)

### Calcul des surfaces adaptées au frai à différents débits (étape 8)

Les surfaces adaptées au frai sont calculées d'après l'analyse des simulations hydronumériques des débits pertinents pendant la période de frai, en tenant compte de la plage de tolérance ou des courbes de préférence définies (étape 4). Les débits pertinents doivent être fixés d'après des hydrogrammes représentatifs. Dans l'exemple de cas, la plage de valeurs de débit est comprise entre 5 m³/s et 50 m³/s. Un total de dix simulations hydronumériques sont effectuées avec cette plage de valeurs de débit et les surfaces adaptées au frai sont calculées pour chaque débit. La figure 24 représente les surfaces adaptées dans l'exemple de cas, à des débits de 10 m³/s et de 20 m³/s.

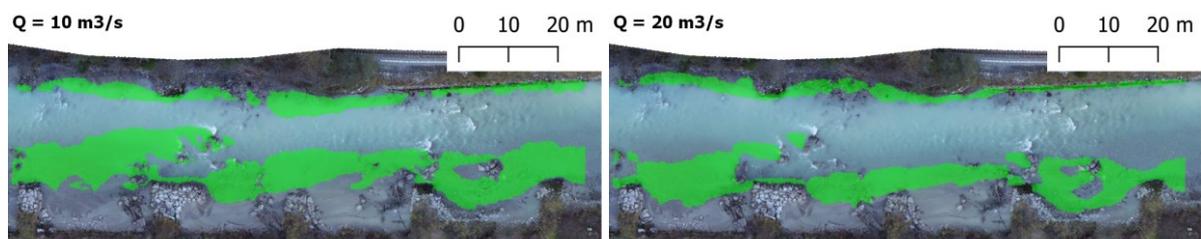
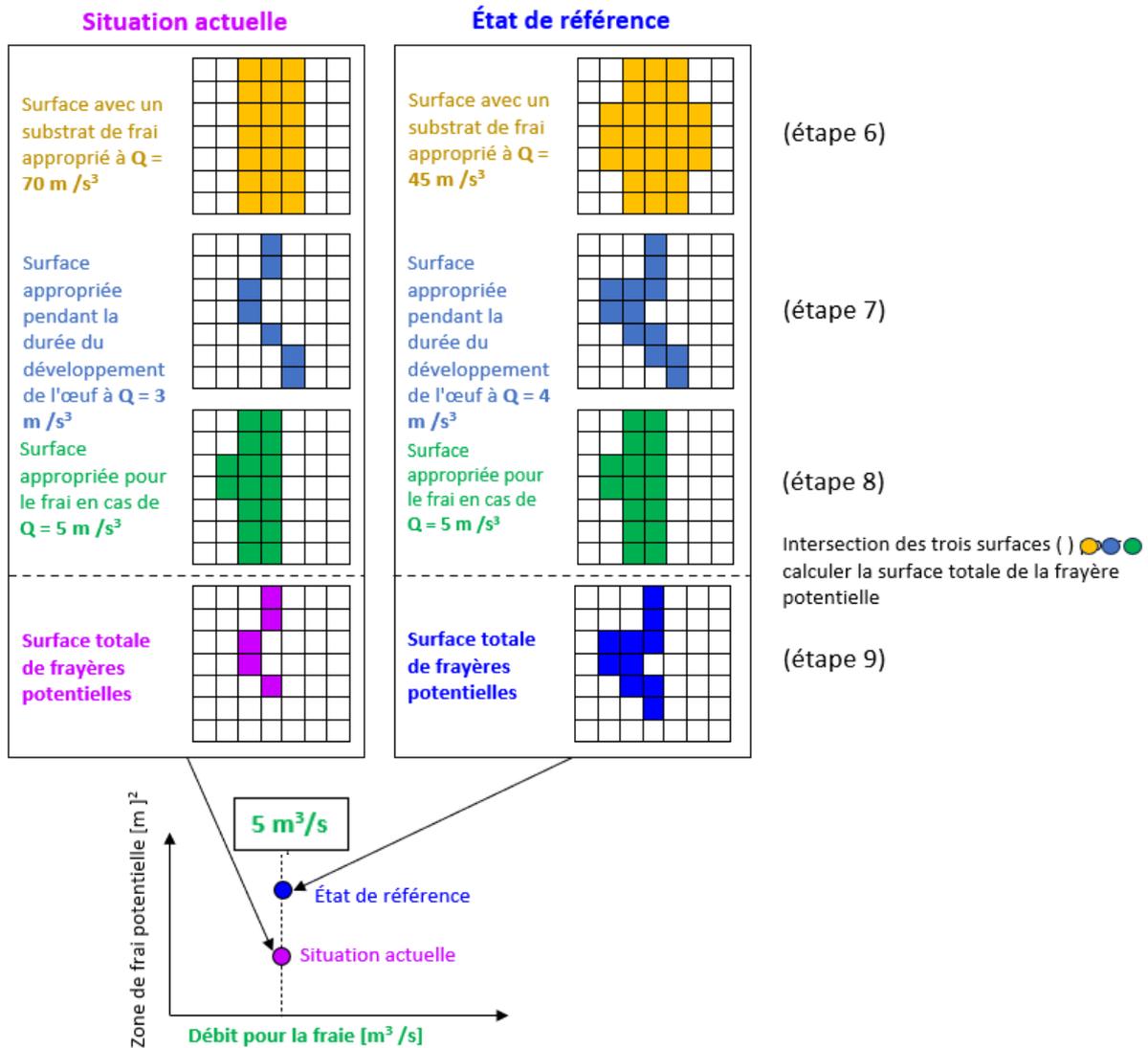


Figure 24. Surfaces adaptées au frai pendant la période de reproduction, à un débit de 10 m³/s (à gauche) et un débit de 20 m³/s (à droite)

### Calcul de la surface totale des frayères potentielles pour chaque état (étape 9)

Pour calculer la surface totale des frayères potentielles, les surfaces dont le substrat est adapté au frai (étape 6), les surfaces adaptées pour la durée de développement des œufs (étape 7) et les surfaces adaptées au frai (étape 8) sont recoupées pour chaque débit, à partir de l'étape 8. Ce recoupement est effectué pour chaque état (dans l'exemple de cas, pour l'état actuel et pour l'état de référence). La figure 25 schématise cette procédure, avec un débit pour le frai de 5 m³/s. Pour l'état actuel et pour l'état de référence, il en résulte une surface totale des frayères potentielles, avec un débit pour le frai de 5 m³/s. Pour les autres débits pour le frai (compris entre 10 et 50 m³/s), à partir de l'étape 8, la marche à suivre est identique.



Procédure pour calculer la surface totale des frayères potentielles par le recouvrement de la surface dont le substrat est adapté au frai (étape 6), de la surface adaptée pour la durée de développement des œufs (étape 7) et de la surface adaptée au frai (étape 8). La marche à suivre est indiquée à titre d'exemple avec un débit pour le frai de  $5 \text{ m}^3/\text{s}$ .

La surface totale des frayères potentielles par débit pour le frai peut être représentée dans un graphique linéaire (abscisse : débit pour le frai, ordonnée : frayères potentielles) (fig. 26).

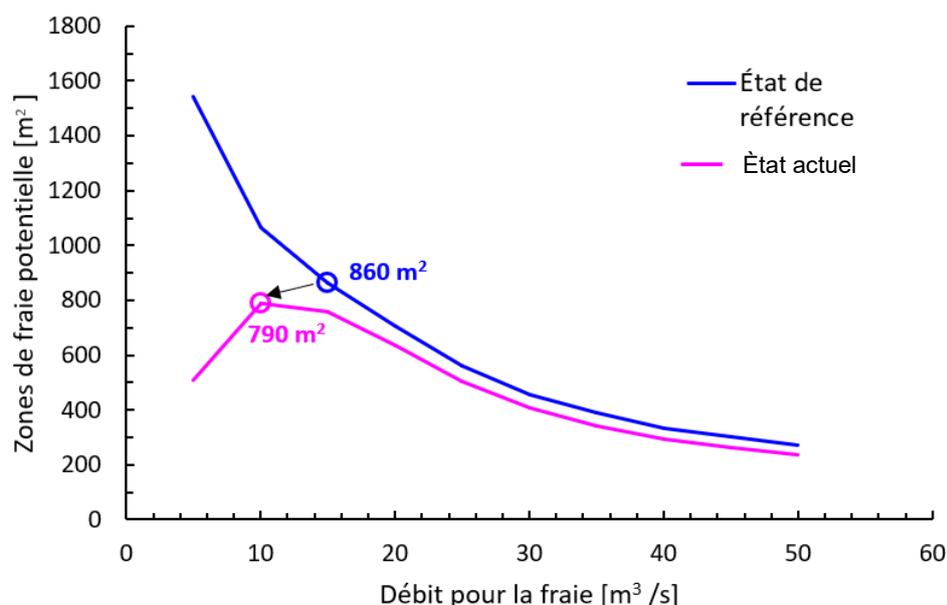


Figure 26. Frayères potentielles (surface totale) pour l'état actuel (ligne rose) et l'état hydrologique de référence (régime d'écoulement naturel, ligne bleue) en fonction du débit pour le frai. Les indications de surface renvoient à l'évaluation réalisée aux étapes 10 et 11.

### Analyse d'un hydrogramme représentatif et détermination d'un débit pour le frai (étape 10)

La durée et le moment (jour/nuit) du frai dépendent de l'espèce piscicole indicatrice et doivent être définis en conséquence. Les conditions hydrauliques nécessaires au frai (étape 4) ne doivent être réunies que pendant quelques heures étant donné que l'accouplement ne dure pas très longtemps ou est soumis à des interruptions (Grimsel Hydro a pu l'observer dans l'Hasliaare). Une fenêtre de frai doit apparaître fréquemment pendant la période de frai principale, si possible plusieurs fois par semaine. Pour l'exemple de cas, il est prévu que la fenêtre de frai dure quatre heures et apparaisse plusieurs fois par semaine pendant quatre semaines.

Pour déterminer les valeurs de débit de la fenêtre de frai, des hydrogrammes représentatifs doivent être analysés pour les différents états. De tels hydrogrammes ont été pris en considération dans l'exemple de cas. Pour l'état de référence, un hydrogramme d'un cours d'eau de référence non influencé par les éclusées a été analysé. Selon les résultats de l'analyse, des débits avoisinant 15 m<sup>3</sup>/s sont souvent enregistrés en automne (en octobre et en novembre). Ils sont relativement constants pendant plusieurs heures par jour. Pour l'état actuel, un hydrogramme actuel d'un tronçon à éclusées a été analysé. Selon les résultats de l'analyse, l'exploitation de la centrale est arrêtée plusieurs fois par semaine et, durant cette période, le tronçon à éclusées recense uniquement les débits naturels provenant du bassin versant intermédiaire. Des débits avoisinant 10 m<sup>3</sup>/s sont enregistrés de manière relativement constante dans le tronçon à éclusées. Ces deux valeurs sont définies comme débits pour le frai (tab. 3).

Tableau 3. Paramètres hydrologiques fictifs pour l'exemple de cas

	Q frai [m <sup>3</sup> /s]
État de référence	15
État actuel	10

### Évaluation de la perte de surface et classement des résultats (étape 11)

La perte de surface peut être calculée en se fondant sur les surfaces des frayères potentielles calculées pour l'état actuel et l'état de référence (fig. 26). La perte de surface est ensuite évaluée d'après la fonction de valeur du module « Éclusées – Mesures d'assainissement » de l'aide à l'exécution (tab. C12 dans Tonolla et al. 2017). Dans l'exemple de cas, la perte de surface est de 8 % (70 m<sup>2</sup>), ce qui se traduit par la mention « excellent » pour l'indicateur.

En complément de cette évaluation, les résultats relatifs à la surface dont le substrat est adapté au frai (étape 6), à la surface adaptée pour la durée de développement des œufs (étape 7) et à la surface

adaptée au frai (étape 8) doivent être cartographiés et décrits de manière compréhensible. Cela permet d'identifier d'autres déficits et problèmes possibles. Par exemple, cette analyse pourrait déceler si du substrat potentiel existe vraiment et si le débit plancher est limitant. Une coordination avec l'assainissement du régime de charriage ou avec la planification des revitalisations peut éventuellement être nécessaire.

## 5.5 Bibliographie

- Barlaup B.T., Gabrielsen S.E., Skoglund H., Wiers T. 2008 : Addition of spawning gravel – a means to restore spawning habitat of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.), and anadromous and resident brown trout (*Salmo trutta* L.) in regulated rivers. *River Research and Applications* 24 : 543-550 (en anglais).
- Caviezel R. 2006 : Reproduktion der Seeforelle im Vorderrhein. Diplomarbeit, Eawag, EPF, Zurich (en allemand).
- Elliott J.M. 1994 : Quantitative ecology and the brown trout. Oxford University Press, Oxford (en anglais).
- Funk A., Meyer M., Gremion J., Frei J. 2015 : Laichgrubenkartierung Hasliaare, Wychelbächli, Gadmer- und Urbachwasser im Seeforellenperimeter 2015. Kartierung und Dokumentation der Seeforellenlaichgruben während des Installationszeitraums der Seeforellenweiche. Rapport interne de Forces motrices de l'Oberhasli (KWO), non publié (en allemand).
- Greimel F., Zeiringer B., Hauer C., Holzappel P., Fuhrmann M., Haslauer M., Führer S., Höller N., Grün B., Habersack H., Schmutz S. 2017 : Technischer Bericht B – Ökologische Bewertung schwalldämpfender Maßnahmen sowie weiterführende Analysen und Modelle. Ergänzung zu Endbericht: SuREmMa, Sustainable River Management – Energiewirtschaftliche und umweltrelevante Bewertung möglicher schwalldämpfender Maßnahmen. Forschungsbericht, Vienne, Innsbruck (en allemand).
- Hayes D.S., Moreira M., Boavida I., Haslauer M., Unfer G., Zeiringer B., Greimel F., Auer S., Ferreira T., Schmutz S. 2019 : Life stage-specific hydropeaking flow rules. *Sustainability* 11 : 1547 (en anglais).
- Heggberget T.G., Haukebo T., Mork J., Ståhl G. 1988 : Temporal and spatial segregation of spawning in sympatric populations of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L. *Journal of Fish Biology* 33 : 347-356 (en anglais).
- Holzappel P., Schähle Z., Schletterer M., Hauer C. 2023 : Grundlagenuntersuchungen für die Revitalisierung und Erneuerung von Kieslaichplätzen in alpinen Fließgewässern. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft (en allemand).
- Ingendahl D., Marty A., Larinier M., Neumann D. 1995 : Die Charakterisierung von Laichplätzen des Atlantischen Lachses und der Meerforelle in einem Fluss der Französischen Pyrenäen. *Limnologica* 25 : 73-79 (en allemand).
- Meyer M., Greter R., Schweizer S., Baumgartner J., Schläppi S., Büsler P. 2018 : Untersuchungen zum Emergenzzeitraum von *Salmo trutta* in der Hasliaare in 2018. Fachbericht im Auftrag des Bundesamts für Umwelt, non publié (en allemand).
- Nika N., Virbickas T., Kontautas A. 2011 : Spawning site selection and redd gravel characteristics of sea trout *Salmo trutta* in the lowland streams of Lithuania. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 40 : 46-56 (en anglais).
- Shirvell C.S., Dungey R.G. 1983 : Microhabitats chosen by brown trout for feeding and spawning in rivers. *Transactions of the American Fisheries Society* 112 : 355-367 (en anglais).
- Soulsby C., Youngson A.F., Moir H.J., Malcolm I.A. 2001 : Fine sediment influence on salmonid spawning habitat in a lowland agricultural stream: a preliminary assessment. *The Science of The Total Environment* 265 : 295-307 (en anglais).
- Tonolla D., Chaix O., Meile T., Zurwerra A., Büsler P., Oppliger S., Essyad K. 2017 : Éclusées – Mesures d'assainissement. Un module de l'aide à l'exécution Renaturation des eaux. Office fédéral de l'environnement, Berne. L'environnement pratique n° 1701.
- Wagner B. 2024 : Emergenzherbungen von Forellenlarven (*Salmo trutta*) an drei von Schwall und Sunk beeinflussten Fließgewässern in der Schweiz. Masterarbeit, ZHAW, Wädenswil (en cours d'élaboration, en allemand).
- Walker A.M., Bayliss B.D. 2007 : The spawning habitat requirements of sea trout: A multi-scale approach. Dans : Harris G., Milner N. (éd.) : *Sea trout: Biology, conservation and management*. Blackwell Publishing Ltd, Oxford, pp. 327-341 (en anglais).

## 6 Habitabilité pour les poissons (P6)

**Auteurs : Steffen Schweizer, Peter Büsser, Jan Baumgartner, Benjamin Berger, Diego Tonolla**

### 6.1 Marche à suivre détaillée dans le module « Éclusées – Mesures d’assainissement » de l’aide à l’exécution

L’indicateur « Habitabilité pour les poissons (P6) » sert à déterminer l’influence des éclusées sur les habitats des poissons. D’après le module « Éclusées – Mesures d’assainissement » (Tonolla et al. 2017) de l’aide à l’exécution, les étapes de travail suivantes doivent être réalisées :

- Définition de la ou des espèces piscicoles indicatrices pertinentes (p. ex. truite fario, ombre) selon la région piscicole prépondérante (zone à truites, zone à ombres, etc.) et prise en compte de deux stades de développement (juvéniles et adultes)
- Définition des courbes de préférence. Paramètres pris en considération : profondeur de l’eau, vitesse d’écoulement et granulométrie dominante
- Déduction d’un état hydrologique de référence (défini sur la base de la valeur de débit naturel pour  $Q_{182}$ ), de l’état actuel et de l’état prévisible (étude de variantes). Ces deux derniers états sont définis en fonction d’un débit d’éclusée et d’un débit plancher moyens.
- Élaboration d’un modèle hydronumérique pour la modélisation des habitats
- Détermination de la superficie des habitats favorables disponibles pour un débit  $Q_{182}$ , un débit  $Q_{\text{éclusée}}$  et un débit  $Q_{\text{plancher}}$
- Évaluation de la variation de la superficie des surfaces disponibles à l’état de référence d’après la fonction de valeur du module « Éclusées – Mesures d’assainissement » de l’aide à l’exécution (tab. C13 dans Tonolla et al. 2017)

La classe d’état obtenue indique quel paramètre hydrologique (débit d’éclusée ou débit plancher) il importe d’améliorer dans un secteur à éclusées pour réduire les déficits existants. L’agrégation des classes d’état pour les juvéniles et pour les poissons adultes dans les différents secteurs ne s’obtient pas par un calcul, mais par une estimation d’experts.

### 6.2 Incertitudes possibles lors de l’application

Dans les différents projets d’assainissement, diverses incertitudes et un besoin d’adaptation technique ont été constatés lors de l’application de l’indicateur « Habitabilité pour les poissons (P6) ». Cela concerne les points suivants :

- La méthode utilisée jusqu’à présent prend en compte les habitats pour les juvéniles et pour les poissons adultes. La manière de définir les juvéniles demeure toujours peu claire. Pour qu’une population soit capable de se maintenir, il est indispensable que le réseau hydrographique compte suffisamment d’habitats larvaires. C’est pourquoi il est judicieux de séparer les juvéniles des larves en fonction des exigences en matière d’habitat de la ou des espèces piscicoles cibles.
- Les différents stades de développement des poissons ont des exigences spécifiques en matière d’habitat qui varient en fonction des moments de l’année. Par exemple, pour les larves de truite fario, les habitats sont principalement importants au printemps (après l’émersion) tandis que, pour les juvéniles, ils sont primordiaux en été.
- Comme le régime d’écoulement naturel des tronçons à éclusées est le plus souvent nival ou glaciaire (avec des variations saisonnières marquées), l’utilisation du débit médian  $Q_{182}$  est discutable dans de nombreux cas.
- Par souci de simplification, on suppose momentanément que la fonction de valeur est identique pour tous les stades de développement, bien qu’ils soient d’une pertinence différente pour la population.

- Des abris, primordiaux pour les salmonidés, ne peuvent être représentés par un modèle hydronumérique qu'à certaines conditions.
- La prise en compte de la granulométrie dominante dans le cadre de la définition des courbes de préférence comporte une grande incertitude.
- Avec la méthode utilisée jusqu'à présent, il manque une interprétation générale des résultats. Les effets des éclusées sont décrits et évalués uniquement sur la base du changement de la superficie exprimé en pourcentage. La dimension spatiale absolue est souvent perdue, c'est pourquoi cette perspective devrait être renforcée.
- La méthode utilisée jusqu'à présent ne propose pas une évaluation tenant compte du système écologique global du cours d'eau (chap. 2).

### 6.3 Proposition d'application future de l'indicateur

Grimsel Hydro et Büsser ont étudié dans le détail la marche à suivre actuelle (point 6.1). Elle a été perfectionnée en tenant compte des incertitudes existantes (point 6.2). Outre la prise en considération des saisons et des centiles à utiliser, différentes fonctions de valeurs ont été étudiées. La version modifiée de la marche à suivre pour appliquer l'indicateur a été testée sur différents exemples de cas en Suisse (Schweizer et al. 2021). Les adaptations suivantes sont donc proposées pour l'application et l'évaluation futures de l'indicateur « Habitabilité pour les poissons (P6) » :

- Les habitats larvaires sont à intégrer aux analyses de l'indicateur P6. L'existence de ces habitats est cruciale pour le fonctionnement de la population piscicole. L'évaluation des habitats larvaires doit aussi servir de base au traitement de l'indicateur P2 (chap. 4) et de l'indicateur P3 (chap. 5).
- L'analyse des habitats piscicoles doit tenir compte des différentes saisons (de manière adaptée au cycle de vie de la ou des espèces piscicoles cibles).
- Pour déduire les exigences en matière d'habitat, il est possible d'utiliser des plages de tolérance, à la place des courbes de préférence, en ce qui concerne la profondeur de l'eau et la vitesse d'écoulement. Lorsque cela est possible et opportun, la granulométrie dominante doit aussi être prise en considération. Si elle ne peut être déterminée avec une fiabilité suffisante (p. ex. il est difficile d'estimer la répartition granulométrique lorsque la morphologie et l'hydrologie changent), il est possible d'y renoncer.
- Les études menées par Grimsel Hydro et Büsser ont montré que, pour les paramètres hydrologiques des éclusées, l'utilisation des centiles 20 % et 80 % offrait la vue d'ensemble la plus pertinente de l'impact exercée par les éclusées. Par exemple, le recours aux centiles 5 % et 95 % donne des valeurs moins plausibles puisque, pour l'hydrologie naturelle comme pour celle qui est soumise à l'influence des éclusées, des valeurs de débit similaires sont obtenues, ce qui se traduit par des superficies d'habitats disponibles semblables. Il convient de vérifier au cas par cas la détermination et l'utilisation des centiles les plus appropriés (point 3.3). Il est recommandé aux spécialistes de prendre en compte la fréquence des éclusées lors de l'évaluation de l'indicateur P6 (point 3.3 et réflexions menées dans les ouvrages de Bätz et al. 2023 et de Burman et al. 2021).
- Les auteurs estiment que la fonction de valeur représentée dans le tableau 4 est la plus adaptée pour évaluer le déplacement des surfaces d'habitat dans le cadre de l'indicateur « Habitabilité pour les poissons (P6) ». Cette fonction de valeur a été déduite par expertise lors des études menées par Grimsel Hydro et Büsser, sachant que la fonction de valeur pour les truites fario adultes correspond à la fonction de valeur existante (tab. C13 dans Tonolla et al. 2017). La réflexion fondamentale derrière l'adaptation de la fonction de valeur est qu'avec l'âge, les poissons gagnent en importance pour la population (conformément à la probabilité de survie qui, avec l'âge, diminue de manière continue, mais pas linéaire). Ainsi, la perte d'habitats pour les poissons adultes doit peser davantage que la perte d'habitats pour les larves. Par rapport à la précédente, la nouvelle fonction de valeur est donc moins restrictive pour les larves et les juvéniles. Elle peut être une alternative à la fonction de valeur existante. Il convient de vérifier au cas par cas quelle fonction de valeur est la plus pertinente pour le cours d'eau, et de le justifier. Les deux fonctions de valeurs peuvent aussi être utilisées de façon à réaliser une analyse de sensibilité, et les évaluations peuvent être comparées et discutées.

- Si les refuges pour les salmonidés ne peuvent pas être suffisamment bien représentés à l'aide d'un modèle hydronumérique, il est recommandé qu'ils soient intégrés par des spécialistes lors de l'évaluation.
- L'interprétation générale des résultats dans le secteur de cours d'eau requiert une représentation cartographique de la répartition spatiale des habitats favorables.
- Les résultats des différents secteurs à éclusées doivent être intégrés à une prise en compte globale de l'écologie du cours d'eau (chap. 2).

Tableau 4. Proposition d'une nouvelle fonction de valeur pour le changement de la superficie des habitats favorables par rapport à l'état de référence pour les trois stades de développement. La fonction de valeur pour les truites fario adultes correspond à la fonction de valeur du module de l'aide à l'exécution (tab. C13 dans Tonolla et al. 2017).

		Critère : perte de surface (%)		
Évaluation	État	Truite fario (stade larvaire)	Truite fario (stade juvénile)	Truite fario (stade adulte)
	excellent	< 20 ou gain de surface	< 20 ou gain de surface	< 10 ou gain de surface
	bon	20 < 40	20 < 40	10 < 20
	moyen	40 < 60	40 < 50	20 < 30
	médiocre	60 < 70	50 < 60	30 < 50
	mauvais	≥ 70	≥ 60	≥ 50

Il peut par exemple résulter de ces modifications proposées le déroulement suivant pour les investigations et le traitement de l'indicateur « Habitabilité pour les poissons (P6) » :

- Étape 1 : définition des secteurs de cours d'eau à étudier, déduits des réflexions lors de l'évaluation de globale de l'écologie du cours d'eau (chap. 2).
- Étape 2 : définition de la ou des espèces piscicoles indicatrices pertinentes selon la région piscicole prépondérante (zone à truites, zone à ombres, etc.) et prise en compte de trois stades de développement (larves, juvéniles et adultes).
- Étape 3 : définition des courbes de préférence ou des plages de préférence (profondeur de l'eau, vitesse d'écoulement, éventuellement granulométrie dominante).
- Étape 4 : détermination des saisons pertinentes d'après les exigences des stades de développement de la ou des espèces piscicoles indicatrices.
- Étape 5 : déduction d'un état hydrologique de référence (hydrologie naturelle), de l'état actuel et de l'état prévisible (étude de variantes) et, par exemple, détermination du centile 80 % du débit d'éclusee (ou débit naturel) et du centile 20 % du débit plancher (ou débit naturel) en fonction de la saison à considérer. Il convient de vérifier au cas par cas la détermination des centiles les plus appropriés (point 3.3).
- Étape 6 : élaboration d'un modèle hydronumérique pour la modélisation des habitats et simulation de différents débits dans la plage pertinente de valeurs de débit (point 6.4). Pour évaluer l'habitabilité, il est recommandé d'utiliser un modèle hydronumérique bidimensionnel à haute résolution (Bürgler et al. 2023).
- Étape 7 : détermination de la superficie des habitats favorables disponibles à différents débits.
- Étape 8 : représentation cartographique des habitats favorables pour les stades de développement dans le cas du régime d'éclusées et de l'hydrologie naturelle, et représentation des relations débit-habitat (courbes d'habitat). À l'aide de ces représentations, la permanence des habitats peut par exemple être prise en compte au moyen d'une expertise, ou selon d'autres approches éventuellement.
- Étape 9 : évaluation de la variation de la superficie des surfaces disponibles à l'état de référence d'après la nouvelle fonction de valeur (tab. 4) ou la fonction de valeur existante (tab. C13 dans Tonolla et al. 2017). Les superficies minimales d'habitats favorables sont comparées par état (état de référence, état actuel et état prévisible), ce qui permet d'identifier la problématique principale (soit le débit d'éclusee soit le débit plancher est limitant).
- Étape 10 : correction de l'évaluation par des spécialistes, avec la prise en compte des abris.

- Étape 11 : classement des évaluations et analyse de la répartition spatiale des habitats dans le secteur de cours d'eau et dans le système global (s'agissant d'une population capable de se maintenir ; chap. 2) et agrégation en vue d'obtenir une évaluation globale par une estimation d'experts.

## 6.4 Exemple de cas

Ci-après sont présentées les étapes de travail, conformément à la nouvelle proposition, pour un secteur à éclusées anonyme dans lequel seuls un état de référence et un état actuel sont comparés (il n'y a pas d'état prévisible). On part du principe que le classement à l'échelle des espaces écologiques fonctionnels a déjà été effectué et que les secteurs de cours d'eau pertinents ont été définis (étape 1). Dans l'exemple, l'espèce piscicole indicatrice supposée est la truite fario (étape 2).

### Définition des plages de préférence (étape 3)

L'observation d'un cours d'eau révèle que les poissons, par exemple les truites fario, fréquentent de préférence, voire exclusivement, les zones ayant certaines propriétés (profondeur de l'eau et vitesse d'écoulement). Les exigences en matière d'habitat évoluent au cours du cycle de vie d'une espèce. L'habitat, dans un cours d'eau, d'une espèce piscicole à ses différents stades de développement est caractérisé (dans une certaine mesure) par des paramètres mesurables et modélisables, tels que la vitesse d'écoulement et la profondeur de l'eau.

Pour les trois stades de développement, des plages de tolérance sont définies pour la profondeur moyenne de l'eau et la vitesse d'écoulement moyenne d'après la littérature spécialisée et les estimations d'experts. Il est renoncé à la prise en compte de la granulométrie dominante étant donné qu'elle ne peut pas être estimée de manière fiable à l'état de référence. Les granulométries à l'état de référence dépendent entre autres de la morphologie d'origine et du régime de charriage, deux facteurs insuffisamment connus. Dans cet exemple de cas, les habitats sont déterminés conformément au tableau 5.

Tableau 5. Plages de préférence hydrauliques pour les trois stades de développement

Stade de développement	Profondeur de l'eau [m]	Vitesse d'écoulement [m/s]
Truite fario (stade larvaire)	0,02-0,3	< 0,3
Truite fario (stade juvénile)	0,1-0,7	0,05-0,3
Truite fario (stade adulte)	> 0,2	< 0,6

### Détermination des saisons pertinentes (étape 4)

Les saisons à étudier sont définies compte tenu des conditions hydrologiques (glaciaire, nival, etc.) et des températures de l'eau adaptées pour les différents stades de développement (larve, juvénile, adulte). Cette définition doit être spécifique au projet ou au cours d'eau. Elle peut reposer sur les résultats des études de terrain (chap. 5 et 8).

Dans le présent exemple de cas, seul le printemps (mars-mai) est utilisé car la marche à suivre peut être illustrée, à titre d'exemple, à l'aide d'une saison. Il est renoncé à la représentation des résultats pour les autres saisons. De manière générale, la marche à suivre doit être la même pour les autres saisons (en tenant compte des stades de développement pertinents par saison). Pour les truites fario adultes, il est recommandé d'utiliser deux à quatre saisons selon le régime d'écoulement et le régime des températures. Pour déterminer la saison pour les larves de truite fario, il est important de connaître le moment de l'émergence. Celui-ci peut par exemple être estimé à l'aide des études de terrain (p. ex. Meyer et al. 2018) ou de la littérature spécialisée (p. ex. Elliott 1994 ; Greimel et al. 2017) (points 4.3 et 5.3).

### Déduction d'un état hydrologique actuel et de référence (étape 5)

Une fois les saisons pertinentes définies, les centiles (p. ex. 20 % et 80 %) sont calculés à l'aide des hydrogrammes pour l'état de référence, pour l'état actuel et pour les différents états futurs influencés par les éclusées (étude de variantes). Il convient de vérifier au cas par cas la détermination des centiles les plus appropriés (point 3.3). Les centiles sont calculés conformément à l'indicateur « Paramètres

hydrologiques (D2) » (chap. 3). Pour le débit plancher déterminant pour l'indicateur P6, le présent exemple de cas utilise le centile 20 % des débits minimaux journaliers de la saison correspondante. Pour le débit d'écluse déterminant pour l'indicateur P6, le présent exemple de cas utilise le centile 80 % des débits maximaux journaliers de la saison correspondante. Il en va de même pour l'état de référence. Le tableau 6 présente les valeurs déterminantes pour le présent exemple de cas.

*Tableau 6. Débits déterminants pour l'état de référence et l'état actuel au printemps*

<b>État</b>	<b>Q éclusée/maximal [m<sup>3</sup>/s]</b>	<b>Q plancher/minimal [m<sup>3</sup>/s]</b>
État de référence	25,0	3,5
État actuel	45,0	5,0

### **Simulation de différents débits dans la plage pertinente de valeurs de débit (étape 6)**

Différentes simulations hydrauliques sont réalisées à l'aide d'un modèle hydronumérique dans la plage pertinente de valeurs de débit. Ainsi, la simulation concerne non seulement les débits définis dans le tableau 6, mais aussi d'autres débits. Cela permet d'évaluer l'évolution de la superficie d'habitats favorables avec un débit en hausse et d'identifier les habitats persistants ou durables (habitats permanents) (annexe F du module « Éclusées – Mesures d'assainissement » de l'aide à l'exécution ; Tonolla et al. 2017). Le nombre de simulations est décidé en fonction de la complexité de la morphologie. Pour l'exemple de cas, onze simulations entre 2,5 m<sup>3</sup>/s et 120 m<sup>3</sup>/s sont réalisées.

### **Modélisation des habitats et représentation cartographique des habitats favorables (cartes des habitats) (étapes 7 et 8)**

Sur la base des résultats des simulations hydronumériques et des plages de préférence définies pour les différents stades de développement (tab. 5), la superficie des habitats favorables disponibles peut être calculée au moyen d'une analyse spatiale (p. ex. dans un système d'information géographique) et être représentée (fig. 27). La superficie des habitats favorables et éventuellement permanents disponibles est calculée et représentée pour chaque secteur à éclusées pertinent, pour chaque débit pertinent et pour chaque stade de développement pertinent (fig. 28). Une telle représentation (cartes des habitats) montre aussi l'effet de la morphologie et permet une estimation globale des résultats par des experts.

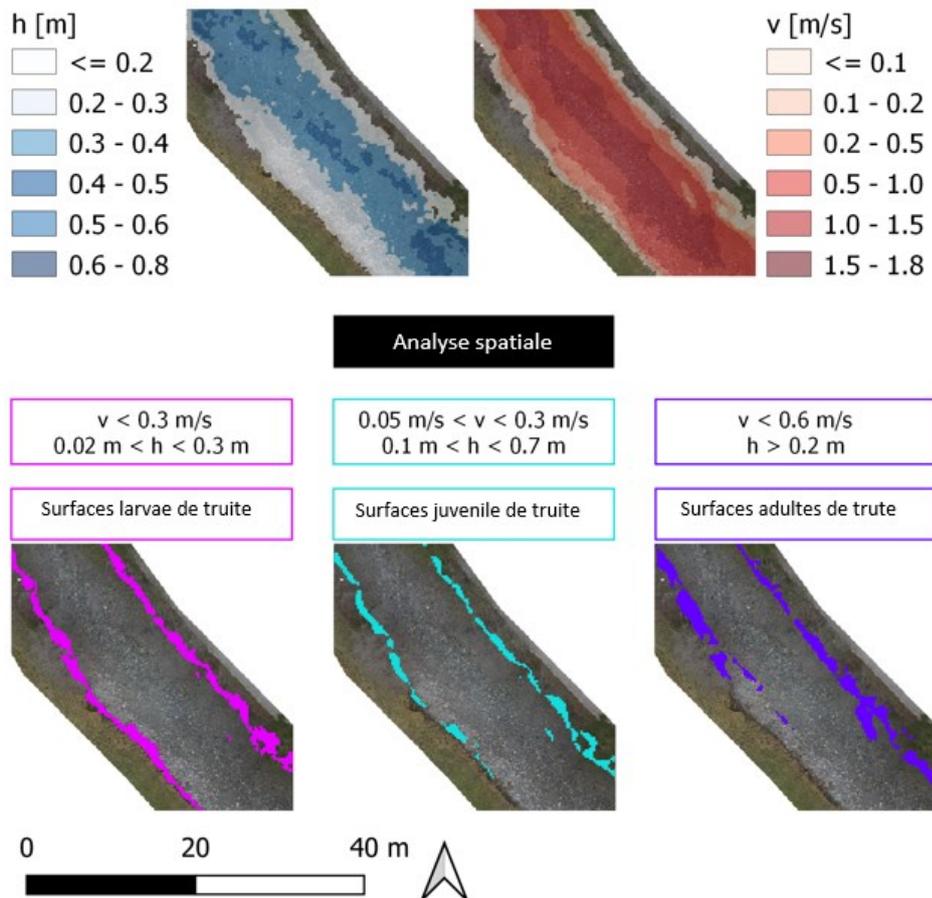


Figure 27. Exemple d'analyse spatiale permettant de calculer la superficie des habitats favorables disponibles pour les différents stades de développement

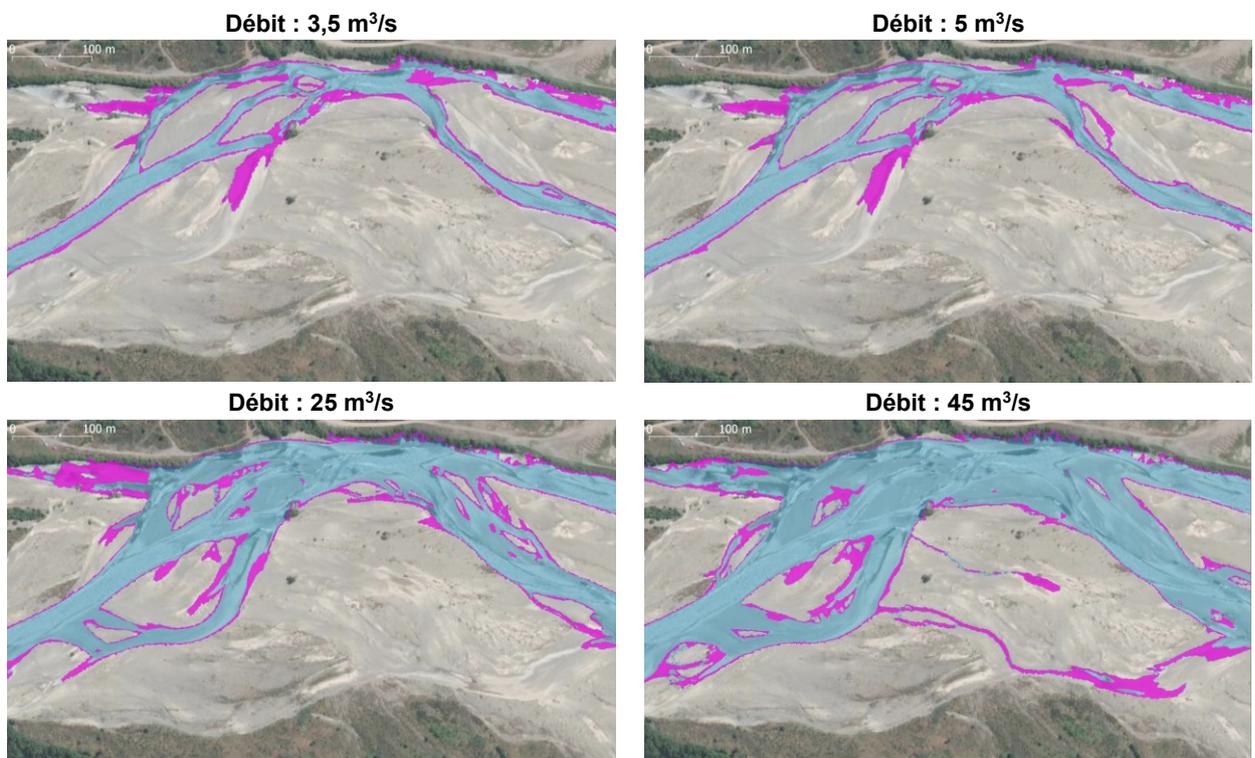


Figure 28. Représentation cartographique (cartes des habitats) de la superficie des habitats favorables disponibles pour les larves de truite fario à différents débits. Des cartes analogues doivent être établies pour les autres secteurs à éclusées, débits et stades de développement pertinents.

Outre la représentation cartographique (cartes des habitats) des habitats favorables, la superficie des surfaces disponibles (superficie d'habitats spécifiques) est calculée en tant que surface par rapport à la longueur du cours d'eau, le long du chenal principal, pour l'ensemble des débits soumis à une modélisation hydronumérique [m<sup>2</sup>/km]. La superficie des surfaces disponibles peut aussi être mise en relation avec les surfaces inondées aux différents débits. Ces résultats obtenus pour chaque secteur à éclusées sont représentés dans un graphique illustrant les relations débit-habitat (courbes d'habitat) (fig. 29). Le débit [m<sup>3</sup>/s] est représenté sur l'abscisse et la superficie des habitats appropriés disponibles [m<sup>2</sup>/km], sur l'ordonnée. Combinées à l'évaluation de l'hydrologie, ces représentations permettent déjà une interprétation, c'est-à-dire de savoir à quels débits les poissons disposent d'habitats plus ou moins favorables, et de déduire, pour les différents débits, la superficie des surfaces disponibles qui ne fait pas explicitement l'objet d'une modélisation hydronumérique (déduction par simple lecture ou par une interpolation des valeurs calculées).

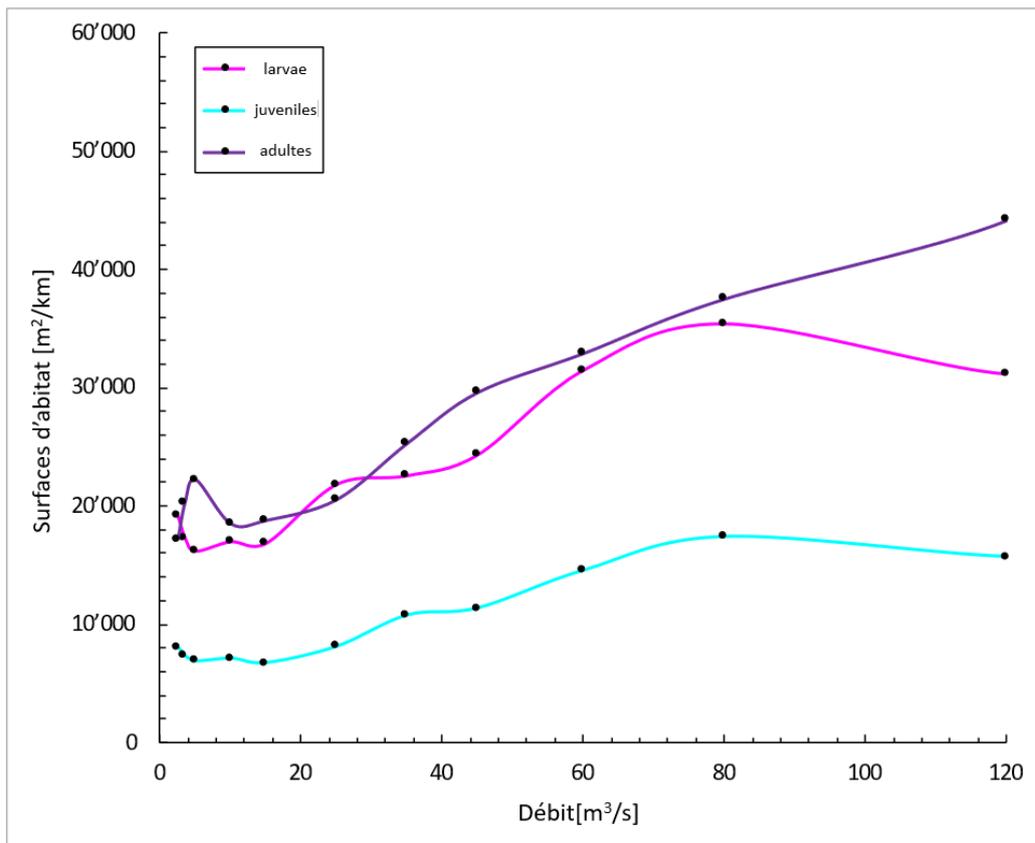


Figure 29. Graphique illustrant les relations débit-habitat d'un secteur à éclusées pour les trois stades de développement de la truite fario. Les points noirs représentent les résultats effectifs des simulations hydronumériques, tandis que les lignes colorées correspondent aux interpolations entre les simulations. L'interpolation peut être linéaire, par souci de simplification, ou reposer sur des approches plus compliquées.

### Évaluation au moyen de la nouvelle fonction de valeur – comparaison des surfaces minimales (étape 9)

Dans un premier temps, la perte d'habitats (exprimée en pourcentage) par rapport à l'état de référence est calculée pour l'état influencé par les éclusées (état actuel ou état prévisible). Pour la saison correspondante et pour le stade de développement correspondant (larve, juvénile, adulte), la superficie des habitats appropriés disponibles est déduite à la fois pour le centile 20 % et pour le centile 80 % (selon l'exemple de cas), dans des conditions de débit naturelles, en se fondant sur la relation débit-habitat. La plus petite des deux superficies sert de base de calcul. Dans cet exemple de cas, la même opération est effectuée pour le débit d'éclusée (centile 80 %) et pour le débit plancher (centile 20 %). Il en résulte une seconde superficie minimale d'habitats pour chaque saison correspondante, pour l'hydrologie soumise à l'influence des éclusées. Par la suite, la perte de surface (exprimée en

pourcentage) par rapport à l'état naturel est calculée et est évaluée selon la nouvelle fonction de valeur (tab. 4).

Dans l'exemple de cas, les surfaces pour les débits minimaux journaliers sont minimales tant à l'état de référence qu'à l'état actuel, c'est pourquoi elles sont utilisées pour le calcul de la perte de surface (tab. 7). Cela montre que la disponibilité des habitats appropriés a tendance à être limitée durant le débit plancher. Ici toutefois, les pertes de surface pour les larves et les juvéniles de truite sont faibles, s'établissant à - 6 %. Pour les truites adultes, un gain de surface (+ 9 %) est obtenu du fait du débit plancher relativement important. Dans l'exemple de cas, l'évaluation selon la nouvelle fonction de valeur (tab. 4) est « excellente » à tous les stades de développement (tab. 7).

Tableau 7. Comparaison des superficies d'habitats favorables et évaluation selon la nouvelle fonction de valeur (tab. 4) d'un secteur à éclusées pour les trois stades de développement de la truite fario. Les conditions de débits limitantes sont représentés en rouge.

Débits pertinents [m³/s]		Saison : printemps (avril et mai)				Perte de surface [%] et évaluation
		Nat20%	Nat80%	Plancher 20 %	Éclusée 80 %	
		3,5	25,0	5,0	45,0	
Larve	Surfaces [m²]	17 283	21 809	16 178	24 308	- 6
Juvenile	Surfaces [m²]	7337	8125	6889	11 369	- 6
Adulte	Surfaces [m²]	20 320	20 530	22 227	29 609	9

### Correction par des spécialistes, avec la prise en compte des refuges (étape 10)

Selon Peter (2005), « de nombreuses études ont montré le recul du nombre de salmonidés suite à la suppression des refuges ou l'augmentation de la densité piscicole après le rétablissement des refuges (Bjornn et Reiser 1991). De diverses manières, les salmonidés sont tributaires des refuges tout au long de leur cycle de vie. Les refuges situés dans le lit du cours d'eau (instream cover) assurent la protection des poissons et permettent la colonisation de zones qu'ils ne pourraient pas atteindre autrement. La superficie des refuges est une variable importante pour estimer la biomasse totale des salmonidés et la capacité d'accueil des habitats. »

Les spécialistes devraient donc inclure les refuges dans leur évaluation de l'indicateur P6. Les refuges présents à différents débits peuvent être cartographiés et évalués par expertise (p. ex. OFEV 2019). Si les refuges sont nombreux et que leur nombre reste stable à des débits différents, l'évaluation faite à l'étape 9 peut être revue à la hausse. Dans le cadre des projets d'assainissement ou de nouvelles installations, la création de refuges peut être envisagée comme une éventuelle mesure d'adaptation morphologique modeste et localisée (chap. 11). Mais de telles mesures doivent être clairement distinguées des mesures de revitalisation et viser avant tout à combler des déficits hydrologiques. Dans le présent exemple de cas, les refuges sont négligés.

### Classement des évaluations, analyse de la répartition spatiale des habitats et agrégation en vue d'obtenir une évaluation globale (étape 11)

L'agrégation globale des évaluations (ensemble des saisons, secteurs de cours d'eau et stades de développement) doit être effectuée à condition qu'il soit possible de tirer une conclusion sur la dynamique des habitats piscicoles dans les cours d'eau influencés par les éclusées. L'agrégation des classes d'état des secteurs est le résultat non pas d'un calcul mais d'une estimation d'experts devant intégrer toutes les informations à disposition. Les points suivants devraient être pris en considération (liste non exhaustive) :

- Pour chaque secteur à éclusées, aussi bien les cartes des habitats (fig. 27) et les courbes d'habitat (fig. 28) que l'évaluation doivent être analysées (tab. 7). Les observations faites et les enseignements tirés doivent être décrits de manière compréhensible.
- Les différentes descriptions des secteurs à éclusées doivent être mises en regard et comparées les unes aux autres. Les conclusions et résultats importants doivent être documentés de manière compréhensible.
- Les résultats relatifs aux différents secteurs à éclusées mais aussi ceux de la comparaison entre les secteurs doivent être intégrés dans une prise en compte globale de l'écologie du cours d'eau

(chap. 2). L'objectif est de déterminer si, dans les conditions constatées, une population est stable et capable de se maintenir. Ces réflexions doivent être décrites de manière compréhensible.

- D'autres points susceptibles de contribuer à l'évaluation globale de l'indicateur « Habitabilité pour les poissons (P6) » sont :
  - Intégration des simulations de la température de l'eau dans des modèles d'habitats afin d'évaluer l'effet des pics thermiques (chap. 8) sur la disponibilité des habitats favorables (p. ex. Antonetti et al. 2023)
  - Prise en compte des effets de la fréquence des éclusées sur la disponibilité des habitats favorables et sur leur permanence (p. ex. Burman et al. 2021 ; Bätz et al. 2023)
  - Prise en compte de la distance de migration entre les habitats favorables et du sens de nage des poissons (p. ex. Larrieu et al. 2021 ; Larrieu et Pasternack 2021 ; Jelovica et al. 2023)

Dans l'exemple de cas, aucune évaluation globale n'est déduite étant donné qu'il manque des informations contextuelles sur le réseau hydrographique, sur les autres secteurs de cours d'eau et sur les autres saisons.

## 6.5 Bibliographie

- Antonetti M., Hoppler L., Tonolla D., Vanzo D., Schmid M., Döring M. 2023 : Integrating two-dimensional water temperature simulations into a fish habitat model to improve hydro- and thermopeaking impact assessment. *River Research and Applications* 39 : 501-521 (en anglais).
- OFEV (éd.) 2019 : Jeu d'indicateurs 1 – Diversité des habitats. Dans : Contrôle des effets des revitalisations de cours d'eau – Apprendre ensemble pour l'avenir. Berne. Fiche technique 1, V1.05.
- Bätz N., Judes C., Weber C. 2023 : Nervous habitat patches: The effect of hydropeaking on habitat dynamics. *River Research and Applications* 39 : 349-363 (en anglais).
- Bjornn T.C., Reiser D.W. 1991 : Habitat requirements of salmonids in streams. *American Fisheries Society special publication* 19 : 83-138 (en anglais).
- Bürgler M., Vetsch D.F., Boes R.M., Vanzo D. 2023 : Systematic comparison of 1D and 2D hydrodynamic models for the assessment of hydropeaking alterations. *River Research and Applications* 39 : 460-477 (en anglais).
- Burman A.J., Hedger R.D., Hellström J.G.I., Andersson A.G., Sundt-Hansen L.E. 2021 : Modelling the downstream longitudinal effects of frequent hydropeaking on the spawning potential and stranding susceptibility of salmonids. *Science of The Total Environment* 796 : 148999 (en anglais).
- Elliott J.M. 1994 : Quantitative ecology and the brown trout. Oxford University Press, Oxford (en anglais).
- Greimel F., Zeiringer B., Hauer C., Holzzapfel P., Fuhrmann M., Haslauer M., Führer S., Höller N., Grün B., Habersack H., Schmutz S. 2017 : Technischer Bericht B – Ökologische Bewertung schwalldämpfender Maßnahmen sowie weiterführende Analysen und Modelle. Ergänzung zu Endbericht: SuREmMa, Sustainable River Management – Energiewirtschaftliche und umweltrelevante Bewertung möglicher schwalldämpfender Maßnahmen. Forschungsbericht, Vienne, Innsbruck (en allemand).
- Jelovica B., Marttila H., Ashraf F.B., Kløve B., Torabi Haghighi A. 2023 : A probability-based model to quantify the impact of hydropeaking on habitat suitability in rivers. *River Research and Applications* 39 : 490-500 (en anglais).
- Larrieu K.G., Pasternack G.B. 2021 : Automated analysis of lateral river connectivity and fish stranding risks. Part 2: Juvenile Chinook salmon stranding at a river rehabilitation site. *Ecohydrology* 14 : e2303 (en anglais).
- Larrieu K.G., Pasternack G.B., Schwindt S. 2021 : Automated analysis of lateral river connectivity and fish stranding risks. Part 1: Review, theory and algorithm. *Ecohydrology* 14 : e2268 (en anglais).
- Meyer M., Greter R., Schweizer S., Baumgartner J., Schläppi S., Büsser P. 2018 : Untersuchungen zum Emergenzzeitraum von *Salmo trutta* in der Hasliaare in 2018. Fachbericht im Auftrag des Bundesamts für Umwelt, non publié (en allemand).
- Peter A. 2005 : Steckbrief Nr. 11 « Fischhabitate: Unterstände und Strukturen » (en allemand) d'après Woolsey et al. 2005 : Guide du suivi des projets de revitalisation fluviale. Une publication du projet Rhône-Thur. Eawag, Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage (WSL), Laboratoire de Constructions Hydrauliques de l'École polytechnique fédérale de Lausanne (LCH-EPFL), Laboratoires de recherches hydrauliques, hydrologiques et glaciologiques de l'École polytechnique fédérale de Zurich (VAW-ETHZ).
- Schweizer S., Baumgartner J., Büsser P. 2021 : Begleitbericht zur Weiterentwicklung des Schwall und Sunk Indikators F6. Rapport technique sur mandat de l'OFEV, non publié (en allemand).

Tonolla D., Chaix O., Meile T., Zurwerra A., Büsser P., Oppliger S., Essyad K. 2017 : Éclusées – Mesures d’assainissement. Un module de l’aide à l’exécution Renaturation des eaux. Office fédéral de l’environnement, Berne. L’environnement pratique n° 1701.

## 7 Habitabilité pour le macrozoobenthos (B5)

**Auteurs : Stephanie Schmidlin, David Tanno, Jan Baumgartner, Benjamin Berger, Diego Tonolla**

### 7.1 Introduction

Les exigences du macrozoobenthos sont moins connues que celles des poissons vu la grande variété de ces organismes et leur spécialisation dans l'utilisation de l'habitat. Dans les tronçons à éclusées, l'étendue de la zone de marnage et la charge hydraulique maximale (p. ex. due au courant fort) sont les principaux facteurs qui limitent la colonisation du fond du lit par les organismes benthiques ainsi que leur répartition. Durant le débit plancher, ces organismes colonisent les surfaces où la charge hydraulique accrue provoquée par l'éclusée ne dépasse pas un seuil maximal tolérable et où la charge hydraulique ne subit pas un changement radical après l'éclusée (lors du débit plancher) (Schmutz et al. 2013). Dans les cours d'eau présentant un degré élevé d'englacement, les fortes concentrations de matières en suspension peuvent également constituer un facteur limitant dont il faut tenir compte pour évaluer l'indicateur « Habitabilité pour le macrozoobenthos (B5) » ainsi que d'autres indicateurs (p. ex. B2, chap. 9 ; F1, chap. 10). Un substrat assez peu favorable (p. ex. sable), des pics thermiques (Q1, chap. 8) et l'absence de matière organique et de croissance des plantes (surtout d'algues et de mousses) sont d'autres facteurs importants susceptibles de limiter le macrozoobenthos.

Contrairement aux questions portant sur les débits résiduels dans lesquelles la connectivité transversale et longitudinale des habitats est centrale, la thématique des éclusées met l'accent sur la stabilité hydraulique des habitats et la tolérance des organismes aux changements abrupts des conditions ambiantes (p. ex. vitesse d'écoulement, température, turbidité). Dans le cas des éclusées, les taxons particulièrement lenticques (qui préfèrent les habitats à écoulement lent, souvent à moins de 25 cm/s ; p. ex. Schülting et al. 2023) sont menacés car leur spectre de tolérance à la vitesse d'écoulement est bien moins large que celui des taxons lotiques (qui préfèrent les habitats à écoulement rapide, souvent à plus de 25 cm/s ; p. ex. Schülting et al. 2023 ; indicateurs B2 et F1). Il faut donc veiller à ce que les habitats lenticques permanents (Bätz et al. 2023) puissent être préservés même dans des conditions d'éclusée. En outre, les taxons qui vivent sur le fond du lit sont plus menacés par les éclusées que les taxons qui vivent dans le système interstitiel du gravier (zone hyporhéique) (indicateurs B2 et F1).

### 7.2 Marche à suivre détaillée dans le module « Éclusées – Mesures d'assainissement » de l'aide à l'exécution

L'indicateur « Habitabilité pour le macrozoobenthos (B5) » sert à déterminer l'influence des éclusées sur les habitats du macrozoobenthos. D'après le module « Éclusées – Mesures d'assainissement » (Tonolla et al. 2017) de l'aide à l'exécution, les étapes de travail de la figure 30 doivent être réalisées. L'indicateur B5 modélise l'habitabilité pour les espèces cibles du macrozoobenthos à différents débits d'éclusée et débits planchers. Comme pour l'indicateur « Habitabilité pour les poissons (P6) » (chap. 6), cela nécessite un modèle hydronumérique servant de base à l'évaluation de l'indicateur. Les exigences du macrozoobenthos en matière d'habitat sont formulées à l'aide des courbes de préférence spécifiques aux taxons pour les espèces cibles. Sur cette base, l'habitabilité est calculée pour une sélection de taxons à différents débits. Pour l'évaluation, la superposition des habitats (recoupement des habitats appropriés dont l'indice de qualité pour un taxon donné est supérieur à 0,5) est calculée durant le débit d'éclusée et le débit plancher. L'habitabilité saisonnière durant le débit d'éclusée et durant le débit plancher ainsi que l'habitabilité (superposition des habitats) sont calculées puis une comparaison est effectuée avec l'habitabilité à des débits saisonniers de référence (sans influence hydrologique). L'écart est apprécié au moyen de la fonction de valeur du module « Éclusées – Mesures d'assainissement » de l'aide à l'exécution (tab. C14 dans Tonolla et al. 2017).

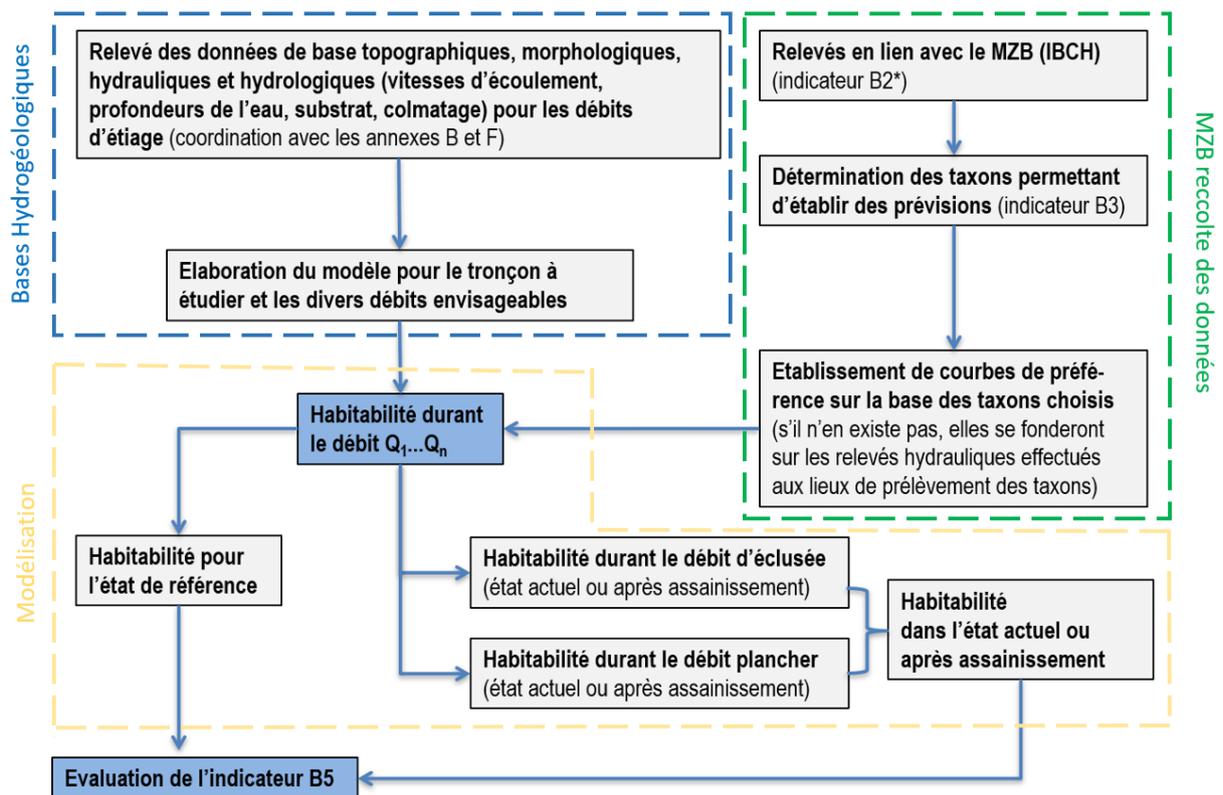


Figure 30. Marche à suivre pour évaluer l'indicateur « Habitabilité pour le macrozoobenthos (B5) » d'après le module « Éclusées – Mesures d'assainissement » (Tonolla et al. 2017) de l'aide à l'exécution. Dans la nouvelle méthode (points 7.4 et 7.5), la case « Établissement de courbes de préférence sur la base des taxons choisis » est remplacée par « Établissement d'une courbe de préférence pour l'ensemble de la biocénose du macrozoobenthos » et la case « Habitabilité saisonnière (superposition des habitats) » est supprimée. MZB : macrozoobenthos.

### 7.3 Incertitudes possibles lors de l'application

Jusqu'à présent, l'indicateur « Habitabilité pour le macrozoobenthos (B5) » d'après le module « Éclusées – Mesures d'assainissement » (Tonolla et al. 2017) de l'aide à l'exécution n'a guère été utilisé dans la pratique car son application est relativement compliquée et fastidieuse. Les incertitudes suivantes ont été identifiées :

- Les paramètres moyens, tant biologiques (p. ex. taille du corps, répartition des espèces, émergence) que physiques (p. ex. température de l'eau, turbidité, débit de base), changent avec les saisons. Il convient donc d'utiliser des courbes de préférence saisonnières propres au taxon et au cours d'eau considérés. En général, l'établissement des courbes de préférence est très coûteux (Tanno 2012 ; Kofler 2020).
- La sélection des espèces cibles repose sur une estimation d'experts, ce qui fait qu'elle peut varier fortement en fonction de l'expertise. La sélection des espèces cibles a une très grande influence sur les courbes de préférence et, en fin de compte, sur les résultats des modélisations.

### 7.4 Proposition d'application future de l'indicateur

Afin de prendre en considération les incertitudes citées au point 7.3, une version simplifiée de l'indicateur B5 actuel est proposée pour l'application et l'évaluation futures de l'indicateur « Habitabilité pour le macrozoobenthos (B5) ». Cet indicateur peut gagner en pertinence s'il est associé à l'indicateur B2 (chap. 9).

#### Marche à suivre

La marche à suivre pour traiter l'indicateur B5 comprend essentiellement les étapes de travail suivantes :

- Étape 1 : modélisations hydronumériques pour tous les débits pertinents dans les secteurs de cours d'eau pertinents (comme jusqu'à présent)
- Étape 2 : déduction d'une courbe de préférence générale pour l'ensemble de la biocénose du macrozoobenthos d'après les classes de vitesse d'écoulement et les classes d'habitabilité correspondantes
- Étape 3 : modélisation des habitats avec calcul de la surface totale et de la répartition spatiale des classes de vitesse d'écoulement pour tous les débits pertinents et représentation cartographique de l'habitabilité
- Étape 4 : calcul de la surface pondérée utile (SPU) et de l'indice de qualité de l'habitat hydraulique (hydraulic habitat suitability index = HHS)
- Étape 5 : appréciation et évaluation par des spécialistes

### Modélisation hydronumérique (étape 1)

La modélisation hydronumérique à différents débits représentatifs de l'exploitation par éclusées (débits saisonniers de référence,  $Q_{\text{plancher}}$ ,  $Q_{\text{éclusée}}$ ) est effectuée comme jusqu'à présent (annexe F du module « Éclusées – Mesures d'assainissement » de l'aide à l'exécution ; Tonolla et al. 2017). Elle requiert des modèles bidimensionnels qui représentent les vitesses d'écoulement avec une haute résolution spatiale. La modélisation hydronumérique constitue la base du traitement de l'indicateur B5. Il faut continuer d'exploiter les synergies avec l'indicateur P6 (chap. 6) en matière de relevés et de modélisations hydrauliques.

### Déduction d'une courbe de préférence générale (étape 2)

Face aux incertitudes citées concernant la sélection des espèces cibles et le coût élevé de l'établissement de courbes de préférence spécifiques aux taxons, une courbe de préférence est établie non pas pour les taxons choisis mais pour l'ensemble de la biocénose du macrozoobenthos. Le spécialiste en matière de macrozoobenthos peut alors l'utiliser.

### Classes de vitesse d'écoulement et d'habitabilité

Les cinq classes de vitesse d'écoulement issues du module « Macrozoobenthos – niveau R » de l'aide à l'exécution (OFEV 2019) sont utilisées pour déduire une courbe de préférence générale. Une classe de vitesse d'écoulement est représentative des besoins de plusieurs taxons, stades de développement et groupes fonctionnels (guildes relatives au courant). L'échelle de 1 à 5 du module « Macrozoobenthos – niveau R » de l'aide à l'exécution permet déjà d'apprécier l'habitabilité de ces classes de vitesse d'écoulement. La classe 1 correspond à l'habitabilité attendue la plus faible, la classe 5, à l'habitabilité attendue la plus forte.

Schmedtje et Colling (1996 ; base de données sur [www.freshwaterecology.info](http://www.freshwaterecology.info), Schmidt-Kloiber et Hering 2015) indiquent quelles espèces il faut s'attendre à trouver dans les classes de vitesse d'écoulement définies selon le module « Macrozoobenthos – niveau R » de l'aide à l'exécution, en raison de leurs préférences en matière de courant. Ces auteurs ont réparti les espèces du macrozoobenthos en catégories de préférences en matière de courant, sur la base de mesures d'écoulement réalisées proche du lit avec la méthode FST hémisphère (Statzner et Müller 1989). Ainsi, les espèces limnophiles préfèrent les eaux stagnantes, évitent le courant et ne rejoignent qu'occasionnellement les eaux à écoulement lent, tandis que les espèces rhéobiontes ont une prédilection pour les conditions d'écoulement rapide.

Pour l'indicateur B5, ces deux systèmes – classes de vitesse d'écoulement du module « Macrozoobenthos – niveau R » de l'aide à l'exécution et catégories de préférences en matière de courant selon Schmedtje et Colling (1996) – sont regroupés et complétés par d'autres sources bibliographiques (Ambühl 1959 ; Leitner et al. 2017) (tab. 8). Les catégories « limnobionte » et « indifférent » définies par Schmedtje et Colling (1996) sont supprimées car elles ne concernent que les eaux stagnantes ou les espèces ne montrent aucune préférence pour une classe de vitesse

d'écoulement déterminée. Dans le contexte des éclusées, deux nouvelles catégories sont apparues : d'une part, la catégorie « rhéobionte+ » englobant les taxons qui sont tributaires d'un courant très fort ou dont les habitats sont caractérisés par des vitesses d'écoulement très élevées (dans la mesure où ils sont connus des auteurs, tous les diptères : Blephariceridae ; éphéméroptères : *Rhithrogena alpestris*, *Rhithrogena degrangei*, *Epeorus alpicola* ; trichoptères : *Rhyacophila torrentium* CX) et, d'autre part, la catégorie « inapproprié » lorsque, pour des raisons purement hydrauliques, la colonisation du fond du lit n'est pratiquement plus possible. Ambühl (1959) a par exemple montré que, grâce à son aplatissement dorsoventral, l'heptagéniiidé *Ecdyonurus venosus* est capable de vivre dans des eaux dont la vitesse d'écoulement va jusqu'à 250 cm/s, sans dériver. Néanmoins, cette espèce préfère séjourner dans un habitat caractérisé par une vitesse d'écoulement lente à modérée, ainsi que dans la zone d'eaux mortes où des rochers sont rapidement submergés. Elle doit quitter cette zone de confort pour chercher de la nourriture. Pour rejoindre l'endroit où elle s'alimente, il se peut qu'elle doive résister à un courant très fort. Le *Rhithrogena*, un autre heptagéniiidé recherchant des habitats à écoulement rapide à très rapide, possède non seulement un corps aplati mais aussi des branchies ventrales qui agissent dans des ventouses en cas de charge hydraulique élevée et qui l'empêchent de dériver (Ambühl 1959). Mais même pour ce grand spécialiste du courant, il existe une limite au-delà de laquelle la charge hydraulique est trop importante. D'après les données de terrain, Leitner et al. (2017) ont déduit une vitesse d'écoulement maximale moyenne à 40 % de la profondeur de l'eau ( $v_{40}$ , mesurée à partir de la surface du fond du lit) de 225 cm/s pour la présence de *Rhithrogena*, ce qui rend plausible la classe « inapproprié » où  $v_{40} \geq 250$  cm/s.

Tableau 8. Classes de vitesse d'écoulement d'après Schmedtje et Colling (1996), le module « Macrozoobenthos – niveau R » de l'aide à l'exécution (OFEV 2019) et d'autres sources bibliographiques (Ambühl 1959 ; Leitner et al. 2017). Le tableau est classé par ordre croissant de vitesse d'écoulement. Les classes d'habitabilité 1 à 5 correspondent à l'habitabilité attendue selon l'OFEV (2019), la classe 5 étant attribuée aux habitats susceptibles d'être colonisés par la majorité des taxons lotiques, tandis que la classe 1 ne convient qu'à peu de taxons. Les classes « rhéobionte+ » et « inapproprié » ont été ajoutées par Limnex AG.  $v_{40}$ : vitesse d'écoulement moyenne à 40 % de la profondeur de l'eau, mesurée à partir de la surface du fond du lit.

	Classe de vitesse d'écoulement		Classe d'habitabilité
Limnophile (lip)	Eaux stagnantes à écoulement lent	$v_{40} < 5$ cm/s	1
Limno-rhéophile (lrp)	Écoulement lent	$5 \leq v_{40} < 25$ cm/s	3
Rhéo-limnophile (rlp) et rhéophile (rhp)	Écoulement lent à rapide	$25 \leq v_{40} < 75$ cm/s	5
Rhéobionte (rhb)	Écoulement rapide à très rapide	$75 \leq v_{40} < 150$ cm/s	4
Rhéobionte+ (rhb+)	Écoulement très rapide	$150 \leq v_{40} < 250$ cm/s	2
Inapproprié (inap)	Courant violent	$v_{40} \geq 250$ cm/s	-

#### Vitesse d'écoulement moyenne vs. vitesse d'écoulement proche du lit du cours d'eau

Les classes de vitesse d'écoulement présentées dans le tableau 8 se réfèrent à la vitesse d'écoulement environ 40 % au-dessus de la surface du fond du lit ( $v_{40}$ ), reflétant donc de manière approximative la vitesse d'écoulement moyenne dans la colonne d'eau. Toutefois, certaines études prouvent que des paramètres hydrauliques à proximité du lit (p. ex. contrainte d'entraînement au niveau du fond du lit, vitesse d'écoulement à proximité du sol) décrivent mieux les conditions d'habitat de la plupart des taxons du macrozoobenthos que la vitesse d'écoulement moyenne (p. ex. Rempel et al. 2000 ; Brooks et al. 2005 ; Hoover et Ackerman 2011 ; Becquet et al. 2023). Selon d'autres études en revanche (p. ex. Forcellini et al. 2022), la vitesse d'écoulement moyenne et les vitesses d'écoulement à proximité du sol donnent des résultats de modélisation similaires. En général, les vitesses d'écoulement à proximité du sol dépendent moins de la rugosité du fond du lit que la vitesse d'écoulement moyenne. Si l'on considère les vitesses d'écoulement à proximité du sol, l'habitabilité pour les éphéméroptères, les plécoptères et les trichoptères ne peut plus être indiquée dès 90 cm/s (Gore et al. 2001).

Il résulte des modèles hydronumériques bidimensionnels une vitesse d'écoulement pondérée en fonction de la profondeur. Les données des modèles hydrauliques sont donc largement compatibles avec les classes de vitesse d'écoulement présentées dans le tableau 8. En principe, il serait possible

de modéliser aussi la vitesse d'écoulement à proximité du sol (modèles tridimensionnels) ou d'établir une relation empirique entre la vitesse d'écoulement moyenne et la vitesse d'écoulement à proximité du sol. Mais cela nécessiterait des mesures additionnelles, le relevé de la vitesse d'écoulement à proximité du sol, ainsi que des analyses spatiales. C'est justement cette surcharge que nous souhaitons éviter avec la méthode présentée ici étant donné que l'investissement serait disproportionné par rapport au gain de précision. En outre, la modélisation des habitats pour le macrozoobenthos est la plupart du temps effectuée avec une vitesse d'écoulement  $v_{40}$  mesurée ou pondérée en fonction de la profondeur d'après un modèle hydronumérique (p. ex. Holzapfel et al. 2017 ; Leitner et al. 2017 ; Theodoropoulos 2020).

Dans ce contexte, il semble justifié de simplifier la méthode en retenant la vitesse d'écoulement moyenne  $v_{40}$ , cela facilite considérablement la marche à suivre actuelle (fig. 30).

#### Autres paramètres

De manière générale, l'association de la vitesse d'écoulement (et d'autres paramètres hydrauliques tels que la profondeur de l'eau, la contrainte d'entraînement au niveau du fond du lit et le nombre de Froude) et du substrat détermine la disponibilité potentielle des habitats favorables pour le macrozoobenthos (Statzner et al. 1988). Afin de simplifier l'indicateur B5, la courbe de préférence pour l'ensemble de la biocénose du macrozoobenthos ne repose toutefois que sur le paramètre principal qu'est la vitesse d'écoulement (tab. 8). D'autres paramètres peuvent être utilisés à des fins de plausibilisation et d'amélioration du modèle d'habitat.

Outre le paramètre principal qu'est la vitesse d'écoulement, le substrat est le second facteur qui détermine la répartition du macrozoobenthos (OFEV 2019). Dans la mesure où il existe une cartographie du substrat pour les secteurs modélisés (p. ex. du fait du traitement de l'indicateur P3, chap. 5), ces informations peuvent être utilisées pour estimer l'habitabilité du substrat (tab. 9 A1-2 « Grille d'échantillonnage IBCH » dans OFEV 2019) et contribuer ainsi à l'amélioration du modèle d'habitat. Par exemple, si l'on sait que de vastes surfaces présentent des substrats assez peu favorables au macrozoobenthos tels que des bancs de sable (dépôts de sédiments fins ; Ochsenhofer 2013) ou une roche affleurante, elles peuvent être également reportées dans la représentation cartographique et, le cas échéant, déduites de la SPU (surface pondérée utile) ou traitées comme la zone de marnage (exemple de cas au point 7.5). Le modèle d'habitat est ainsi adapté aux spécificités locales. À l'inverse, le substrat des échantillons ponctuels traités selon l'IBCH (indice biologique suisse normalisé) (indicateur B2, chap. 9) peut aussi avoir une composition différente de celui d'une cartographie de grande étendue. Par exemple, il est fréquent que sur le substrat « blocs mobiles » se trouvent des mousses ou des algues qui favorisent la présence de certains taxons ou qu'une couche de matière limoneuse recouvre les sédiments plus grossiers (souvent le long du pied de berge et/ou sur la berge ou dans la zone de marnage durant le débit plancher), empêchant ainsi une colonisation optimale. Une prise en compte de la qualité du substrat est donc importante à l'échelle de l'habitat individuel.

La profondeur de l'eau joue aussi un rôle dans la répartition du macrozoobenthos. Dans les ruisseaux et rivières de faible profondeur, le macrozoobenthos colonise généralement tout le fond du lit. Mais, dans les cours d'eau profonds, des zones ne sont plus colonisées dans la plupart des cas. Dans le Rhin alpin, cette limite a été établie à environ 1,8 m de profondeur (ezb et al. 2012). Si l'analyse des déficits révèle une profondeur limite, celle-ci permet d'affiner le modèle d'habitat : les surfaces présentant une profondeur par exemple supérieure à 1,8 m sont déduites de la SPU ou traitées comme la zone de marnage.

La surface totale potentiellement utile pour le macrozoobenthos a tendance à diminuer avec la prise en compte de vastes surfaces de substrat inapproprié et de la profondeur maximale colonisable. Il convient de décider au cas par cas dans quelle mesure l'inclusion d'autres paramètres apporte une valeur ajoutée, et de le justifier de manière compréhensible.

#### Courbe de préférence pour l'ensemble de la biocénose

Pour l'indicateur B5, les classes d'habitabilité (de 1 à 5, tab. 8) sont exprimées à l'aide de l'indice de qualité de l'habitat (IQH). Par définition, un indice comprend des valeurs entre 0 et 1. Un IQH de 0 est attribué à la classe de vitesse d'écoulement la moins habitable, et un IQH de 0,9, à la classe de vitesse d'écoulement la plus habitable (tab. 9). Pour les valeurs intermédiaires, les valeurs de l'IQH ont été subdivisées uniformément en incréments de 0,2. La raison pour laquelle la classe de vitesse d'écoulement la plus habitable n'obtient qu'un IQH de 0,9 sans atteindre 1 est que, dans un cours d'eau, il existe naturellement différentes catégories de préférences en matière de courant. Même si la classe de vitesse d'écoulement 25-75 cm/s est idéale pour la plupart des organismes benthiques présents dans un cours d'eau, il n'est pas souhaitable que seuls ces habitats soient disponibles. La colonisation d'un cours d'eau par des espèces spécialistes qui préfèrent aussi bien des courants plus forts que plus faibles est indispensable pour une composition des espèces typique de la station. Sur la base de ces réflexions, il est dérogé au principe général lors de l'attribution de l'IQH. Pour des raisons de simplicité, l'hypothèse est que la répartition de l'habitabilité selon le tableau 8 s'applique à la plupart des cours d'eau, comme c'était le cas dans le module « Macrozoobenthos – niveau R » de l'aide à l'exécution (OFEV 2019). La courbe de préférence ainsi obtenue pour l'ensemble de la biocénose correspond à la figure 31.

Cette attribution de l'habitabilité à l'IQH est affectée d'une certaine imprécision et peut être adaptée en fonction de la situation. Par exemple, dans un tronçon à éclusées abrupt où dominent naturellement les taxons rhéobiontes, une analyse de sensibilité pourrait révéler comment l'habitabilité (SPU, HHS) pour l'ensemble de la biocénose du macrozoobenthos varie lorsqu'une plus grande importance est accordée à l'IQH de la catégorie « rhéobionte » ( $75 \leq v < 150$  cm/s, tab. 9) et que la valeur de l'IQH passe de 0,7 à 0,8. Il n'est pas recommandé d'abaisser les valeurs de l'IQH des classes de vitesse d'écoulement lente, voire de les supprimer, car même les ruisseaux de montagne abrupts comptent des zones où l'eau s'écoule lentement (p. ex. dans une mouille ou un bassin, à l'abri du courant en aval de blocs mobiles ou de gros enrochements). Il appartient au spécialiste en matière de macrozoobenthos d'adapter la courbe de préférence générale proposée ici. Il doit procéder à une comparaison et justifier sa décision de manière compréhensible.

Tableau 9. Les classes d'habitabilité sont attribuées à un IQH, la classe 5 peut être colonisée par la majorité des taxons lotiques, tandis que la classe 1 ne convient qu'à peu de taxons. Par conséquent, l'IQH de la classe 5 a la valeur la plus élevée : 0,9.  $v_{40}$  : vitesse d'écoulement moyenne à 40 % de la profondeur de l'eau, mesurée à partir de la surface du fond du lit.

Classe de vitesse d'écoulement	Classe d'habitabilité	IQH
< 5 cm/s	1	0,1
$5 \leq v_{40} < 25$ cm/s	3	0,5
$25 \leq v_{40} < 75$ cm/s	5	0,9
$75 \leq v_{40} < 150$ cm/s	4	0,7
$150 \leq v_{40} < 250$ cm/s	2	0,3
$v_{40} \geq 250$ cm/s	-	0,0

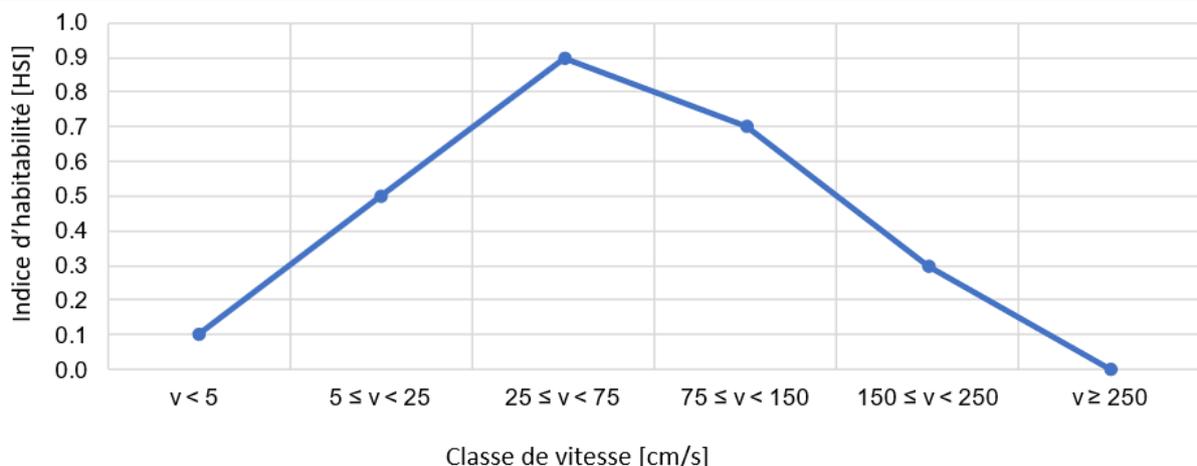


Figure 31. Courbe de préférence pour l'ensemble de la biocénose du macrozoobenthos reposant sur ses préférences pour les différentes vitesses d'écoulement et sur les classes d'habitabilité (tab. 8 et 9)

### Modélisation des habitats (étape 3)

Pour chaque débit considéré, les cellules du modèle sont attribuées à une classe de vitesse d'écoulement (p. ex.  $5 \leq v_{40} < 25$  cm/s), puis la surface totale en m<sup>2</sup> de la classe concernée est calculée par secteur de cours d'eau. Cette procédure est appliquée pour tous les états à prendre en compte (débits saisonniers de référence,  $Q_{\text{plancher}}$ ,  $Q_{\text{éclusee}}$ ) et pour les six classes de vitesse d'écoulement.

Les résultats de modélisation de la relation zone-débit sont représentés graphiquement (cartes SIG, courbes d'habitat ; exemple de cas au point 7.5). Ils permettent de procéder à une comparaison avec les données relatives au macrozoobenthos de l'indicateur B2 (chap. 9) et avec les attentes quant à un spectre de vitesses d'écoulement et de taxons spécifique au cours d'eau et proche de l'état naturel (en fonction de la saison et du débit naturel).

La représentation cartographique révèle l'endroit exact où se forment les surfaces réparties par vitesse d'écoulement, à différents débits, et où se trouvent les habitats permanents qui appartiennent à la même classe à la fois pendant le débit d'éclusee et le débit plancher et qui constituent ainsi un habitat théoriquement favorable dans des conditions d'éclusee (Bätz et al. 2023). Certes la surface occupée par une classe d'écoulement donnée peuvent être identiques à des débits différents, mais si l'on considère l'aspect spatial, on voit l'importance de la hausse, de la baisse, du déplacement des habitats et de l'étendue de la zone de marnage (fig. 32 et 33 ; exemple de cas au point 7.5).

### Calcul de la surface pondérée utile (SPU) et de la valeur d'habitat (VH) (étape 4)

L'offre d'habitats peut être calculée en tant que valeur intégrale, à partir de la courbe de préférence déduite (fig. 31) et des surfaces modélisées. Toutes les surfaces individuelles  $A_i$  des six classes de vitesse d'écoulement sont multipliées par leur  $IQH_i$  (Indice de qualité d'habitat ; „Habitat Suitability Index“ ; tab. 9), puis additionnées à la SPU selon Bovee (1982 ; „Weighted Usable Area“, WUA) (1). Si toutes les surfaces individuelles sont en théorie adaptées de manière optimale ( $IQH = 1$ ), la SPU correspond à la surface inondée totale.

$$SPU [m^2] = \sum_{i=1}^N A_i \cdot IQH_i \quad (1)$$

La VH selon Jorde (1997 ; „Hydraulic Habitat Suitability Index“, HHS) peut être calculé en tant que seconde variable. Pour ce faire, la SPU est divisée par la surface inondée totale qui peut être considérée comme la somme des surfaces individuelles  $A_i$  (2). Par conséquent, la VH représente l'offre d'habitats en tant que valeur sans dimension, éliminant ainsi l'influence de la surface inondée qui varie avec le débit. Les habitats d'excellente qualité ont des valeurs VH proches de 1, contre des valeurs proches de 0 pour les habitats de très mauvaise qualité.

$$VH [-] = \frac{SPU}{\sum_{i=1}^N A_i} \quad (2)$$

En tant que fonctions dépendant du débit, la SPU et la VH constituent des outils importants pour évaluer l'état écologique des tronçons à éclusées. La variation de l'offre d'habitats avec le débit peut ainsi être appréciée de manière uniforme et être comparée entre les tronçons et secteurs à éclusées.

### Appréciation et évaluation par des spécialistes (étape 5)

Les résultats obtenus (représentation cartographique, comparaison de la SPU et de la VH, enseignements tirés de l'indicateur B2) sont appréciés et évalués par des spécialistes. Le résultat est une affectation à des variantes plus ou moins bonnes, mais pas une définition des classes d'état comme c'était le cas jusqu'à présent avec l'indicateur « Habitabilité pour le macrozoobenthos (B5) ».

L'attribution de la VH à une fonction de valeur (p. ex. 0 = mauvais, 1 = excellent) n'a guère de sens avec la méthode sélectionnée, sur la base des réflexions suivantes :

- Contrairement à une courbe de préférence d'un taxon donné qui trouve dans un habitat avec une VH de 1 des conditions d'habitat vraiment idéales, un 1 (ou 0,9 au maximum dans le présent cas, tab. 9) dans la courbe de préférence pour l'ensemble de la biocénose du macrozoobenthos ne correspond pas à un état écologique souhaitable.

- Une VHde 1 pour l'ensemble de la biocénose du macrozoobenthos signifierait que la classe la plus habitable a supplanté toutes les autres classes. Une échelle d'évaluation linéaire pour la VH n'est donc pas judicieuse du point de vue écologique. La valeur cible n'est pas 1. Chaque cours d'eau a sa plage optimale qui peut être déduite de l'hydrologie naturelle. Les expériences pratiques passées ont montré que la VH des cours d'eau avec un lit principal non ramifié et une granulométrie dominante comprise entre 2,5 et 25 cm durant la période d'étiage allait de 0,6 à 0,8. En fonction du cas, par exemple dans les zones alluviales largement ramifiées dans lesquelles la part des habitats caractérisés par une vitesse d'écoulement lente peut être grande lorsque l'hydrologie et la morphologie ne sont pas influencées, il est possible que la VH affiche naturellement des valeurs inférieures.

Bien qu'avec la courbe de préférence générale proposée ici, la procédure soit fondamentalement la même pour tous les cours d'eau considérés et que les résultats soient ainsi comparables à l'échelle de la Suisse, il convient de tenir compte de la spécificité du cours d'eau en prenant en considération les résultats de l'indicateur B2 (données relatives au macrozoobenthos, substrat, vitesse d'écoulement moyenne, profondeur de l'eau, particularités).

Les résultats de modélisation doivent donc être comparés aux données relatives au macrozoobenthos selon l'indicateur B2 (chap. 9) dans le cadre d'un contrôle de plausibilité. La fiabilité du modèle d'habitat peut ainsi être vérifiée. Le tableau 10 relatif à l'indicateur B2 sert d'aide-mémoire. En outre, les réflexions figurant aux chapitres 10 (« Dérive »), 11 (« Mesures d'adaptations morphologiques modestes ») et 2 (« Importance d'une prise en compte globale de l'écologie ») peuvent favoriser l'intégration des résultats de l'indicateur B5 (analyse des déficits et des causes, étude de variantes) dans une évaluation globale de l'écologie du cours d'eau, ainsi que leur appréciation et leur évaluation par des spécialistes.

### Avantages et inconvénients

Le présent remaniement de l'indicateur « Habitabilité pour le macrozoobenthos (B5) » visait à simplifier la marche à suivre en prenant en compte les méthodes existantes et établies. Les avantages et inconvénients de cette proposition peuvent être résumés comme suit :

#### Avantages

- L'idée qui sous-tend l'ancienne méthode qui tient compte des exigences du macrozoobenthos en matière d'habitat est conservée.
- La nouvelle méthode repose sur les classes de vitesse d'écoulement existantes, sur les classes d'habitabilité correspondantes (OFEV 2019) et sur des indices établis relatifs à l'habitat (SPU, VH).
- L'utilisation d'une courbe de préférence générale pour l'ensemble de la biocénose du macrozoobenthos élimine le coût élevé qu'implique l'établissement de courbes de préférence spécifiques aux taxons et aux cours d'eau.
- Les résultats de modélisation reflètent le potentiel de colonisation d'un secteur à éclusées à différents débits pour l'ensemble de la biocénose du macrozoobenthos et non pas uniquement pour certains taxons.
- Cette marche à suivre uniforme permet la comparabilité des résultats à l'échelle de la Suisse.
- Différentes mesures (dans l'étude de variantes) peuvent être relativement mieux comparées les unes aux autres du point de vue de leur effet (hausse et baisse de l'habitabilité globale).
- La représentation graphique permet de voir et d'apprécier le déplacement de la localisation des classes de vitesse d'écoulement à différents débits (point 7.5). En tenant compte des données de l'indicateur B2 (chap. 9 ; analyse des déficits et des causes), l'effet du changement peut être clairement décrit au cas par cas et pour différents habitats (vitesse d'écoulement, substrat, patches), et ainsi être plus spécifique au cours d'eau.

#### Inconvénients

- La spécificité du cours d'eau est éclipsée jusqu'à un certain point avec l'utilisation d'une courbe de préférence générale pour l'ensemble de la biocénose du macrozoobenthos.

- La nouvelle méthode se concentre sur le paramètre de la vitesse d'écoulement. La suppression d'autres facteurs importants pour la colonisation, tels que le substrat ou la profondeur de l'eau, entraîne le cas échéant une surestimation de l'habitabilité globale effective.
- Les résultats ne peuvent pas être justifiés avec une fonction de valeur comme jusqu'à présent (tab. C14 dans Tonolla et al. 2017) ; ils requièrent une discussion technique approfondie par le spécialiste en matière de macrozoobenthos. L'évaluation globale de l'indicateur B5 continue d'être effectuée par expertise comme avec la précédente méthode (tab. C15 dans Tonolla et al. 2017).

## 7.5 Exemple de cas

L'exemple de cas anonyme présenté ici montre un cours d'eau des Préalpes comprenant deux secteurs à éclusées de morphologie différente. Le secteur 1 est totalement canalisé. Le secteur 2 est canalisé mais est élargi sur la rive du versant droit (lit latéral inondé en cas d'éclusée).

La marche à suivre correspond au déroulement susmentionné (point 7.4). Sur la base d'un modèle hydronumérique bidimensionnel et de la courbe de préférence pour l'ensemble de la biocénose du macrozoobenthos, les superficies d'habitats ont été calculées pour les différentes classes de vitesse d'écoulement, entre le débit plancher (0,9 m<sup>3</sup>/s, situation a) et le débit d'éclusée maximal (34 m<sup>3</sup>/s). Seule la surface inondée maximale totale (y c. zone de marnage, situation b) durant le débit d'éclusée maximal a été prise en compte, tout comme la surface inondée durant le débit plancher (surface inondée en permanence, situation c).

### Représentations cartographiques des modélisations

La représentation cartographique des modélisations correspond à la figure 32. Il est possible d'en tirer les conclusions suivantes :

- Durant le débit plancher (0,9 m<sup>3</sup>/s ; situation a dans la fig. 32), toutes les classes de vitesse d'écoulement sont représentées sauf  $v_{40} \geq 250$  cm/s (exception : classe  $150 \leq v_{40} < 250$  cm/s, secteur à éclusées 1). La classe la plus habitable ( $25 \leq v_{40} < 75$  cm/s ; tab. 9) domine. Le débit d'étiage naturellement attendu de décembre à mars (moyenne journalière), lorsque le rapport entre le débit d'éclusée et le débit plancher est maximal et que le macrozoobenthos traverse sa principale période de développement (état le plus sensible), est compris entre 1,5 m<sup>3</sup>/s et 3,5 m<sup>3</sup>/s et est donc supérieur au débit plancher. Par conséquent, dans les cours d'eau avec une hydrologie naturelle, une part de surface plus élevée des classes de vitesse d'écoulement  $25 \leq v_{40} < 75$  cm/s et  $75 \leq v_{40} < 150$  cm/s est attendue, tandis que la classe  $5 \leq v_{40} < 25$  cm/s demeure près des zones de berges dans la morphologie actuelle (résultats de modélisation non représentés). Durant le débit plancher, la répartition des classes de vitesse d'écoulement est cependant proche de celle attendue pour ce cours d'eau : les habitats qui sont submergés plutôt rapidement ( $25 \leq v_{40} < 150$  cm/s) se trouvent au milieu de la rivière alors que les habitats submergés plutôt lentement ( $5 \leq v_{40} < 25$  cm/s) sont situés près des berges et dans les zones peu profondes du milieu de la rivière (indicateur B2, chap. 9).
- Durant le débit d'éclusée (34 m<sup>3</sup>/s ; situation b dans la fig. 32), les surfaces avec une vitesse d'écoulement lente ne disparaissent pas, mais elles perdent nettement en surface (surtout dans le secteur à éclusées 1 ;  $5 \leq v_{40} < 25$  cm/s) et se déplacent vers les abords de la berge. La surface de la classe de vitesse d'écoulement  $25 \leq v_{40} < 75$  cm/s (la plus habitable, tab. 9) est celle qui diminue le plus, tandis que la classe avec des vitesses d'écoulement très rapides ( $150 \leq v_{40} < 250$  cm/s) domine sur la majeure partie du secteur à éclusées 1. Les surfaces inappropriées du fait de la vitesse d'écoulement trop élevée ( $v_{40} \geq 250$  cm/s) se trouvent à l'extrémité du secteur à éclusées 1, là où la largeur du lit mouillé durant l'éclusée augmente moins que dans le reste du secteur. Dans le secteur à éclusées 2, où le lit est élargi, l'habitat potentiel des taxons rhéo-limnophiles et rhéophiles ( $25 \leq v_{40} < 75$  cm/s) et rhéobiontes ( $75 \leq v_{40} < 150$  cm/s) est nettement plus vaste que dans le secteur à éclusées 1 non élargi. Ici aussi, les surfaces inappropriées avec des vitesses d'écoulement  $v_{40} \geq 250$  cm/s se trouvent là où le lit est fortement rétréci et en pente.

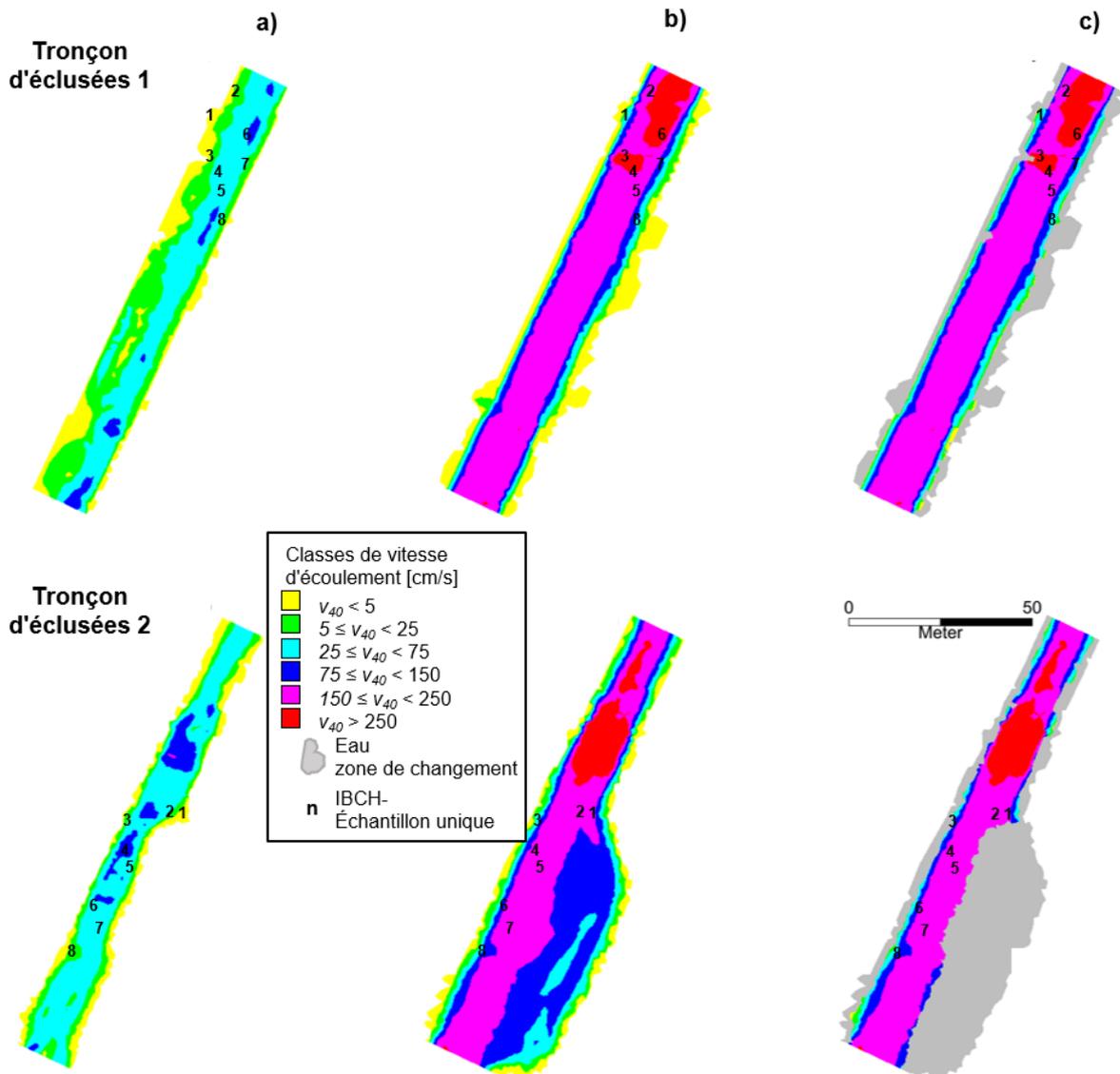


Figure 32. Répartition spatiale des classes de vitesse d'écoulement dans le secteur à éclusées 1 (haut) et dans le secteur à éclusées 2 (bas). a) Situation durant le débit plancher ( $0,9 \text{ m}^3/\text{s}$ ) ; b) situation durant le débit d'éclusee ( $34 \text{ m}^3/\text{s}$ ) avec une surface inondée maximale (c.-à-d. zone de marnage comprise) ; c) situation durant le débit d'éclusee ( $34 \text{ m}^3/\text{s}$ ), mais seule la surface inondée en permanence est représentée (c.-à-d. surface durant le débit plancher). La zone de marnage est grisée. Les chiffres désignent l'emplacement où sont prélevés huit échantillons ponctuels IBCH pour l'indicateur B2 (chap. 9).  $v_{40}$  : vitesse d'écoulement moyenne à 40 % de la profondeur de l'eau, mesurée à partir de la surface du fond du lit.

- Malgré la conservation voire l'augmentation des surfaces de colonisation pour les différentes classes de vitesse d'écoulement durant le débit d'éclusee (situation b), ces gains ne sont pas exploitables par le macrozoobenthos. Les surfaces grisées (situation c dans la fig. 32) correspondent à la zone de marnage qui est de nouveau mise à sec après l'éclusee et qui ne constitue donc plus un habitat pour le macrozoobenthos, le risque d'échouage y étant maximal. Les habitats effectivement exploitables se limitent aux habitats inondés en permanence durant le débit plancher. Dans le présent exemple de cas, on ne trouve quasiment plus de surfaces avec une vitesse d'écoulement lente ( $v_{40} < 25 \text{ cm/s}$ ) dans la zone inondée en permanence durant le débit d'éclusee. Cela représente une grande perte par rapport à l'état non influencé sur le plan hydrologique (avec la morphologie actuelle et surtout avec la morphologie naturelle). Les habitats typiques à écoulement plutôt rapide, entre 25 et 150 cm/s, ne sont plus présents que dans la zone de berge. Les surfaces effectivement colonisables diminuent encore lorsque l'on considère qu'un organisme benthique doit supporter au même endroit l'alternance brutale entre une vitesse d'écoulement rapide et une vitesse d'écoulement lente. En effet, contrairement aux poissons, la plupart des organismes benthiques ne sont pas

capables de parcourir de longues distances et de rechercher des habitats où la vitesse d'écoulement est adaptée (Bätz et al. 2023). De nombreux taxons sont même sessiles et les quelques taxons capables de rejoindre activement leur zone de confort, du point de vue de la vitesse d'écoulement, peuvent ne pas y trouver de substrat adapté. Migrer verticalement dans l'interstitiel graveleux (zone hyporhéique) si celui-ci n'est pas colmaté ou ne l'est que légèrement, ou se laisser dériver sont les réactions les plus fréquentes à la montée de l'écluse. Plus les classes de vitesse d'écoulement varient dans un habitat donné, moins il est permanent et plus la différence entre débit d'écluse et débit plancher agit de manière sélective sur le macrozoobenthos. Une variation de deux classes de vitesse d'écoulement ou plus dans un habitat donné (p. ex. habitat 1 durant le débit plancher = jaune, durant le débit d'écluse = bleu clair, différence = deux classes ; fig. 32, secteur à éclusées 1) est donc jugée plus grave pour le macrozoobenthos qu'une variation d'une seule classe. Sur la base de ces réflexions, il faut partir du principe que l'habitabilité effective est encore plus faible que celle qui ressort de la modélisation fortement simplifiée représentée ici.

L'étude des trois scénarios (a-c dans la fig. 32) révèle que, pour évaluer complètement l'habitabilité potentielle, il convient de prendre en compte non seulement la zone de marnage mais aussi la permanence des habitats.

### **Contrôle de plausibilité à l'aide des données de terrain**

Afin de lier, dans le cadre d'un contrôle de plausibilité, les résultats de modélisation aux données de terrain issues des prélèvements effectués au printemps, les principaux enseignements tirés de l'indicateur « Module Macrozoobenthos du SMG (B2) » sont résumés ici. Ils sont semblables pour les deux secteurs à éclusées :

- La densité des individus sur la berge et au milieu de la rivière était très faible. Les espèces d'éphéméroptères, de plécoptères et de trichoptères (EPT) peu sensibles se trouvaient exclusivement dans la zone des berges. Seuls les Chironomidae pouvaient être au milieu de la rivière. Cette répartition spatiale des taxons contraste clairement avec le milieu de la rivière de référence (affluent en amont, également atteint sur le plan morphologique mais avec une hydrologie naturelle) et indique un très gros déficit dans les deux secteurs à éclusées, en ce qui concerne la quantité et la diversité du macrozoobenthos. Il manquait notamment les taxons rhéobiontes typiques du cours d'eau.
- Le substrat dans le milieu de la rivière (env. 80 % de la surface durant le débit plancher) était essentiellement composé de sédiments minéraux grossiers (granulométrie entre 2,5 et 25 cm) sans croissance de plantes (p. ex. diatomées, algues vertes filamenteuses / algues jaunes-vertes, mousses). En revanche, les enrochements contenant de nombreuses fissures, présents sur la berge, étaient envahies de mousses et d'algues. Les taxons peu rhéophiles (Baetidae) étaient présents. Les taxons rhéophiles à limnophiles de la référence n'ont pas pu être décelés.

Les données de terrain confirment donc les résultats de modélisation. La majeure partie du fond du lit étant soumise à une forte charge hydraulique, le nombre de taxons et d'individus présents est très faible. Il est secondaire de savoir si cela a été occasionné par la charge hydraulique directe ou indirectement par l'absence d'offre de nourriture (p. ex. diatomées), également perturbée par les éclusées. L'atteinte portée à la morphologie (canalisation) n'est pas la raison principale de la faible colonisation des secteurs à éclusées comme l'a montré la comparaison avec le secteur de référence également atteint sur le plan morphologique.

En l'absence de référence appropriée, il convient de recourir aux expériences faites lors de projets précédents et aux études menées sur des cours d'eau peu ou pas influencés sur le plan hydrologique.

### **Calcul et représentation de la SPU et de la VH**

À partir des surfaces représentées dans la figure 32, il est possible de calculer la SPU et la VH pour toute la gamme de débits (0-34 m<sup>3</sup>/s) et de les représenter (fig. 33). L'influence de la morphologie peut ainsi être davantage mise en évidence.

Avec un débit plancher de  $0,9 \text{ m}^3/\text{s}$ , la VH dans les deux secteurs à éclusées se situe dans une fourchette similaire, comprise entre  $0,6$  et  $0,65$  (fig. 33). Dans le secteur à éclusées 1, le SPU et la VH diminuent nettement lorsque le débit augmente. Avec un débit d'écluse maximal de  $34 \text{ m}^3/\text{s}$ , la VH est encore de  $0,35$ . Cela est dû au fait que la classe d'habitabilité 2, associée à un faible IQH, domine largement dans le lit fortement rétréci. Comme il n'y a qu'une petite zone de marnage dans ce secteur, les deux courbes représentées ne se distinguent pas nettement (situations b et c dans la fig. 32).

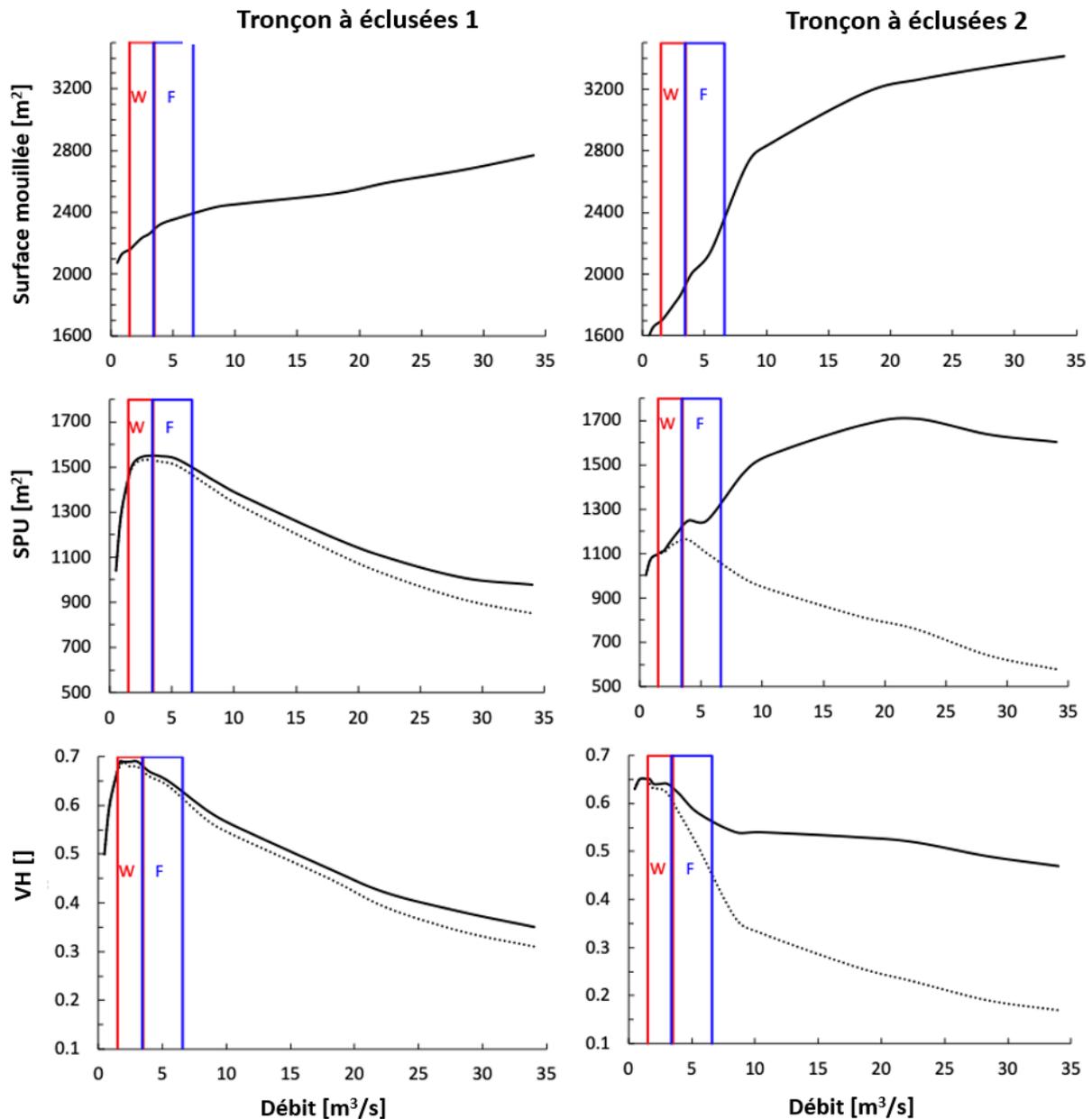


Figure 33. Représentation de la surface inondée (haut), de la SPU (milieu) et de la VH (bas) en fonction du débit dans les secteurs à éclusées 1 (gauche) et 2 (droite). Les courbes continues correspondent aux valeurs SPU et VH si l'on considère la surface inondée totale (y c. zone de marnage, situation b dans la fig. 32). Les courbes pointillées correspondent à la situation dans laquelle les valeurs sont calculées uniquement pour la surface inondée en permanence (hors zone de marnage, situation c dans la fig. 32). La barre rouge indique la plage de valeurs de débit naturelle dans des conditions d'étiage en hiver (H), de décembre à mars (centiles 5 % et 95 % des moyennes journalières minimales et maximales ; de  $1,5$  à  $3,5 \text{ m}^3/\text{s}$ ). La barre bleue indique la plage de valeurs de débit naturelle lors de la fonte des neiges au printemps (P), d'avril à mai (centiles 5 % et 95 % des moyennes journalières minimales et maximales ; de  $3,4$  à  $6,6 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

En revanche, dans le secteur à éclusées 2 présentant un élargissement sur la droite, la SPU augmente constamment en raison de l'inondation croissante du lit latéral jusqu'à un débit d'environ

20 m<sup>3</sup>/s, avant de diminuer légèrement de nouveau (ligne continue dans la fig. 33). En revanche, la VH diminue, surtout jusqu'à un débit d'environ 10 m<sup>3</sup>/s, mais la courbe est plus plate que dans le secteur à éclusées 1 car la perte de surface utile dans le canal principal est en partie compensée par l'inondation croissante du lit latéral. Ici, les valeurs SPU et VH se rapportent à la surface inondée totale (situation b dans la fig. 32). Par contre, si l'on considère uniquement la surface inondée durant le débit plancher en tenant compte des conditions de vitesse d'écoulement durant le débit d'éclusee (situation c dans la fig. 32), alors la SPU dans le secteur à éclusées 2 diminue continuellement dès 3,5 m<sup>3</sup>/s (ligne pointillée dans la fig. 33) étant donné que les classes avec des vitesses d'écoulement élevée et très élevée augmentent nettement dans le lit principal creusé. Tandis que le débit augmente entre 0,9 et 10 m<sup>3</sup>/s, la diminution de la VH est encore plus marquée. Ce n'est que lorsque le débit dépasse 10 m<sup>3</sup>/s que la courbe s'aplatit légèrement (ligne pointillée dans la fig. 33). La valeur VH de 0,17 atteinte avec un débit d'éclusee maximal de 34 m<sup>3</sup>/s doit être considérée comme très faible. La grande différence entre les deux approches (situations b et c dans la fig. 32) met en évidence l'influence des zones de marnage sur le résultat global. Certes le lit latéral inondé durant le débit d'éclusee compte des habitats potentiellement appropriés durant le débit d'éclusee maximal (en ce qui concerne les classes de vitesse d'écoulement), mais ils ne peuvent pas servir d'habitats permanents puisqu'ils sont mis à sec durant le débit plancher. Ainsi, la situation c reflète mieux la réalité que la situation b.

À partir de ces courbes, il est également possible d'estimer l'effet des mesures telles qu'une augmentation du débit plancher ou une réduction de la magnitude du débit d'éclusee. Par exemple, pour atteindre une VH d'au moins 0,5 dans le secteur à éclusées 1, le débit d'éclusee devrait être limité à 15 m<sup>3</sup>/s environ tandis que, dans le secteur à éclusées 2, le même effet pourrait être obtenu avec un débit d'éclusee avoisinant 25 m<sup>3</sup>/s grâce à la morphologie améliorée (élargissement sur la droite). Toutefois, si l'on examine la situation c (fig. 32) sans zone de marnage dans le secteur à éclusées 2 (ligne pointillée dans la fig. 33), alors une baisse de la magnitude du débit d'éclusee à 5,5 m<sup>3</sup>/s serait nécessaire pour atteindre le même objectif (VH de 0,5).

## 7.6 Bibliographie

- Ambühl H. 1959 : Die Bedeutung der Strömung als ökologischer Faktor. *Revue suisse d'hydrologie* 21 : 133-264 (en allemand).
- OFEV (éd.) 2019 : Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau en Suisse (IBCH\_2019) : Macrozoobenthos – niveau R (région). 1<sup>re</sup> édition actualisée en novembre 2019 ; 1<sup>re</sup> édition en 2010. Office fédéral de l'environnement, Berne. L'environnement pratique n° 1026.
- Bätz N., Judes C., Weber C. 2023 : Nervous habitat patches: The effect of hydropeaking on habitat dynamics. *River Research and Applications* 39 : 349-363 (en anglais).
- Becquet J., Lamouroux N., Forcellini M., Cauvy-Fraunié S. 2023 : Modelling macroinvertebrate hydraulic preferences in alpine streams. *Hydrological Processes* 37 : e14806 (en anglais).
- Bovee K.D. 1982 : A guide to stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology. *Instream Flow Information Paper 12*, USDI Fish and Wildlife Services, Office of Biology Services, Washington, DC (en anglais).
- Brooks A.J., Haeusler T., Reinfelds I., Williams S. 2005 : Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. *Freshwater Biology* 50 : 331-344 (en anglais).
- ezb, Limnex, sje 2012 : Alpenrhein D6: Quantitative Analyse von Schwall-Sunk Ganmlinien für unterschiedliche Anforderungsprofile Arbeitspaket 5: Habitatmodellierung zur quantitativen Bewertung der Grösse des Schwalleinflusses am Alpenrhein. Internationale Regierungskommission Alpenrhein (IRKA) (en allemand).
- Forcellini M., Plichard L., Dolédec S., Méricoux S., Olivier J.M., Cauvy-Fraunié S., Lamouroux N. 2022 : Microhabitat selection by macroinvertebrates: generality among rivers and functional interpretation. *Journal of Ecohydraulics* 7 : 28-41 (en anglais).
- Gore J.A., Layzer J.B., Mead J. 2001 : Macroinvertebrate instream flow studies after 20 years: A role in stream management and restoration. *Regulated Rivers: Research & Management* 17 : 527-542 (en anglais).
- Holzappel P., Leitner P., Habersack H., Graf W., Hauer C. 2017 : Evaluation of hydropeaking impacts on the food web in alpine streams based on modelling of fish- and macroinvertebrate habitats. *Science of The Total Environment* 575 : 1489-1502 (en anglais).

- Hoover T.M., Ackerman J.D. 2011 : Microdistribution of a torrential stream invertebrate: Are bottom-up, top-down, or hydrodynamic controls most important? *Limnology and Oceanography: Fluids and Environments* 1 : 147-162 (en anglais).
- Jorde K. 1997 : Ökologisch begründete, dynamische Mindestwasserregelungen bei Ausleitungskraftwerken. Dissertation, Universität de Stuttgart (Allemagne) (en allemand).
- Kofler B. 2020 : Ermittlung von Strömungspräferenzen benthischer Invertebraten zur Anwendung in der Habitatmodellierung in alpinen Fließgewässern. Masterarbeit, Universität d'Innsbruck (en allemand).
- Leitner P., Hauer C., Graf W. 2017 : Habitat use and tolerance levels of macroinvertebrates concerning hydraulic stress in hydropeaking rivers – A case study at the Ziller River in Austria. *Science of The Total Environment* 575 : 112-118 (en anglais).
- Ochsenhofer G. 2013 : Die makrozoobenthische Besiedlung von Uferhabitaten inneralpiner Flüsse unter Schwalleinfluss. Masterarbeit, BOKU, Vienne (en allemand).
- Rempel L.L., Richardson J.S., Healey M.C. 2001 : Macroinvertebrate community structure along gradients of hydraulic and sedimentary conditions in a large gravel-bed river. *Freshwater Biology* 45 : 57-73 (en anglais).
- Schmedtje U., Colling M. 1996 : Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/96 (en allemand).
- Schmidt-Kloiber A., Hering D. 2015 : [www.freshwaterecology.info](http://www.freshwaterecology.info) – An online tool that unifies, standardises and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences. *Ecological Indicators* 53 : 271-282 (en anglais).
- Schmutz S., Fohler N., Friedrich T., Fuhrmann M., Graf W., Greimel F., Höller N., Jungwirth M., Leitner P., Moog O., Melcher A., Müllner K., Ochsenhofer G., Salcher G., Steidl C., Unfer G., Zeiringer B. 2013 : Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern – Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten. BMFLUW, Vienne (en allemand).
- Schülting L., Dossi F., Graf W., Tonolla D. 2023 : Flow amplitude or up-ramping rate? Quantifying single and combined effects on macroinvertebrate drift during hydropeaking simulations, considering sensitive traits. *River Research and Applications* 39 : 412-426 (en anglais).
- Statzner B., Gore J.A., Resh V.H. 1988 : Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. *Journal of the North American Benthological Society* 7 : 307-360 (en anglais).
- Statzner B., Müller R. 1989 : Standard hemispheres as indicators of flow characteristics in lotic benthos research. *Freshwater Biology* 21 : 445-459 (en anglais).
- Tanno D. 2012 : Physical habitat modeling for the assessment of macroinvertebrate response to hydropeaking. Master Thesis, Universität de Zurich et Eawag (en anglais).
- Theodoropoulos C. 2020 : Hydrodynamic habitat modelling based on freshwater macroinvertebrates. Doctoral Thesis, Universität de Patras (en anglais).
- Tonolla D., Chaix O., Meile T., Zurwerra A., Büsser P., Oppliger S., Essyad K. 2017 : Éclusées – Mesures d'assainissement. Un module de l'aide à l'exécution Renaturation des eaux. Office fédéral de l'environnement, Berne. L'environnement pratique n° 1701.

## 8 Température de l'eau (Q1)

**Auteurs : Diego Tonolla, Steffen Schweizer, Jan Baumgartner, Benjamin Berger**

### 8.1 Marche à suivre détaillée dans le module « Éclusées – Mesures d'assainissement » de l'aide à l'exécution

L'indicateur « Température de l'eau (Q1) » a été mis au point par Dübendorfer et al. (2011) et son application a été suggérée dès le module « Assainissement des éclusées – Planification stratégique » (Baumann et al. 2012) de l'aide à l'exécution. Après de légères adaptations, cet indicateur a été repris dans le module « Éclusées – Mesures d'assainissement » (Tonolla et al. 2017) de l'aide à l'exécution.

De manière générale, la marche à suivre repose sur l'analyse d'une courbe de variation représentative de la température de l'eau sur au moins une année de mesure. Les paramètres suivants sont examinés : taux de variation de la température (centile 90 %), amplitude journalière de variation de la température (centile 90 %) et nombre de pics de température (moyenne et centile 95 %). L'analyse est effectuée à l'aide d'un modèle Excel (<https://modul-stufen-konzept.ch/fr/temperature/>) qui calcule et évalue les paramètres pertinents conformément aux prescriptions et à la fonction de valeur de Dübendorfer et al. (2011).

Dans le module « Éclusées – Mesures d'assainissement » (Tonolla et al. 2017) de l'aide à l'exécution, l'application de l'indicateur a été étendue aux prévisions des effets des mesures. Dans l'étude de variantes, les effets des différentes mesures sur la température de l'eau sont représentés à l'aide du ratio de mélange entre le débit turbiné et le débit résiduel tel que décrit par Schweizer et al. (2009).

### 8.2 Incertitudes possibles lors de l'application

Dans différents projets d'assainissement, lors de l'application de l'indicateur « Température de l'eau (Q1) », il a été constaté que le modèle Excel pouvait inciter les personnes qui l'utilisaient à ne pas plausibiliser les résultats des calculs, les examiner d'un œil critique et les placer dans le contexte global du cours d'eau. Les incertitudes et le besoin d'adaptation technique suivants ont été identifiés :

- Avec la méthode utilisée jusqu'à présent, l'amplitude journalière de variation de la température est déterminée quotidiennement à l'aide de la température maximale et de la température minimale. Aucune distinction n'est faite entre les variations de température pendant la journée induites par les éclusées ou par le réchauffement naturel au cours de la journée. La méthode de calcul actuelle de l'amplitude journalière de variation de la température n'étant pas sensible aux éclusées effectives, elle ne peut pas être utilisée aisément pour caractériser la problématique des éclusées. Pour cerner l'influence des éclusées, il faut une méthode de calcul capable de saisir les amplitudes de variation de la température effectives induites par les éclusées.
- Selon la méthode existante, le taux de variation de la température est calculé pour chaque intervalle (résolution de 10 ou 15 minutes). Les taux de variation de la température calculés sur 10 ou 15 minutes sont ensuite extrapolés sur une base horaire (°C/h). Cette extrapolation donne parfois des taux de variation de la température qui, dans l'absolu, ne sont pas observés durant les éclusées. La figure 34 illustre cette situation. Le taux maximal de variation de la température calculé toutes les 10 minutes (courbe bleue) est de 18 °C/h. Si l'on considère toute l'éclusée (courbe rose), il en résulte uniquement un taux moyen de variation de la température de 5 °C/h. En outre, l'évaluation actuelle est sensible à la résolution des mesures. Par exemple, si une variation de la température de 0,5 °C est mesurée en l'espace de 10 minutes, l'extrapolation est de 3 °C/h. Si la même variation de la température est mesurée en l'espace de 15 minutes, l'extrapolation n'est que de 2 °C/h. Autrement dit, l'évaluation est moins bonne si les données sont enregistrées avec une résolution plus élevée.

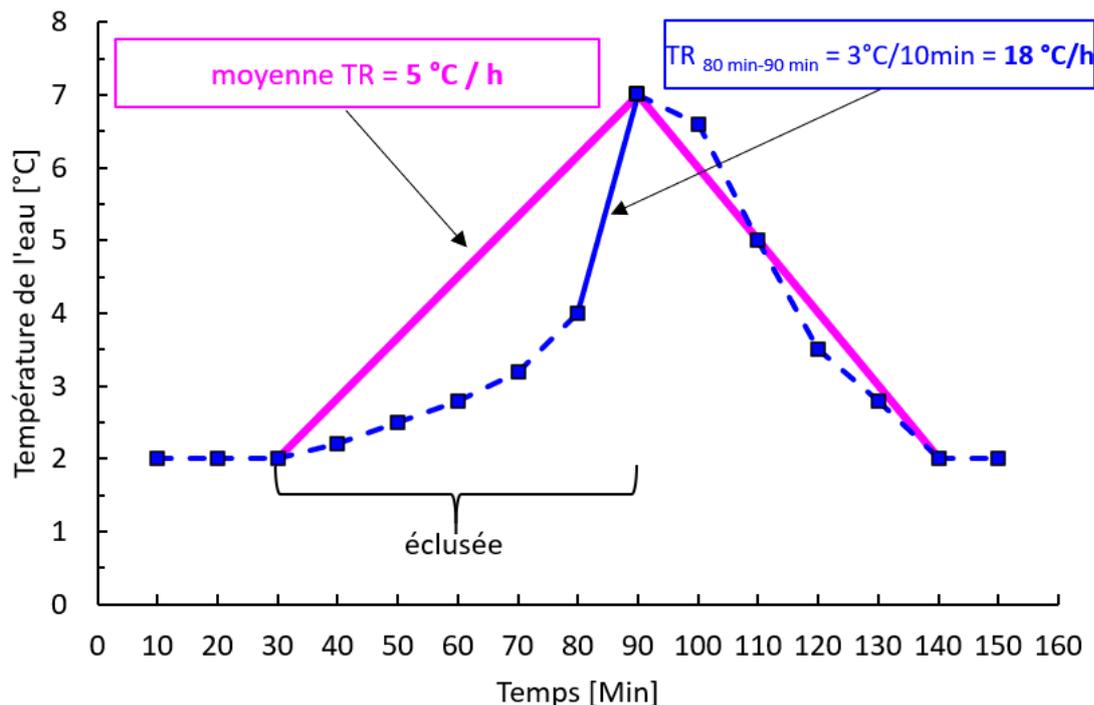


Figure 34. Illustration du problème lié à l'extrapolation du taux de variation de la température selon la méthode actuellement utilisée. La courbe bleue correspond à la série de mesures de la température de l'eau effectuées toutes les 10 minutes. Le plus fort taux de variation de la température ( $3\text{ °C}$  en 10 minutes) intervient entre 80 et 90 minutes (abscisse). Extrapolé sur une base horaire, cela donne  $18\text{ °C/h}$ . La courbe rose est le taux moyen de variation de la température durant l'écluse. Celle-ci commence à 30 minutes et se termine à 90 minutes. Cela donne un taux moyen de variation de la température de  $5\text{ °C/h}$ .

Outre les incertitudes décrites concernant la méthode de calcul actuellement utilisée, d'importants aspects écologiques ne sont pas intégrés (point 8.5). Les espèces piscicoles et les stades de développement (œufs, larves, juvéniles et poissons adultes) ont souvent des plages de tolérance différentes : la phase de développement des œufs (température du frai, température et durée de développement des œufs) est la plus sensible aux variations de température, suivie des stades larvaire, juvénile puis adulte (Van Treeck et Wolter 2021). Comme les températures de l'eau fluctuent au cours de l'année et que les poissons peuvent s'acclimater à des habitats aussi bien froids que chauds, leur plage de réaction à la température ambiante n'est pas statique, mais dépend de la température initiale (température d'acclimatation), ainsi que de la différence et de la vitesse de variation de la température (Van Treeck et Wolter 2021). Pour les organismes aquatiques qui ont une certaine plage de tolérance à la température, il est donc fondamental que l'écluse se produise par exemple à une température initiale de  $5\text{ °C}$  ou  $20\text{ °C}$ .

### 8.3 Proposition d'application future de l'indicateur

Afin de prendre en considération les incertitudes citées au point 8.2, les adaptations suivantes sont proposées pour l'application et l'évaluation futures de l'indicateur « Température de l'eau (Q1) » :

- La courbe de variation de la température de l'eau doit être décrite et analysée en se concentrant sur les éclusées effectives. Pour ce faire, il convient de représenter les futures courbes de variation de la température et hydrogrammes représentatifs à l'aide de diagrammes, et d'examiner les effets des éclusées. Les valeurs doivent être lues sur la courbe de variation de la température de l'eau pour chaque éclusée représentative. Ainsi, le taux de variation de la température ne doit pas être calculé sur la base de mesures effectuées toutes les 10 ou 15 minutes, mais le taux moyen de variation de la température doit être calculé pendant la durée de l'éclusée (fig. 34, courbe rose). L'amplitude de variation de la température découle de l'éclusée effective et non pas des températures maximale et minimale de la journée. Dans l'exemple (fig. 34), cela donne une amplitude de  $5\text{ °C}$ . Ces adaptations ou la prévention de l'erreur de calcul, comme le montre la figure 34, ont la priorité absolue.

L'évaluation peut alors continuer de reposer sur la fonction de valeur du module « Éclusées – Mesures d'assainissement » de l'aide à l'exécution (tab. C16 dans Tonolla et al. 2017).

- En seconde priorité, dans la mesure du possible, la fonction de valeur existante doit être remplacée ou complétée par une appréciation et une évaluation par des spécialistes afin que tous les aspects de la température importants et spécifiques aux cours d'eau puissent être intégrés. L'estimation d'experts doit être fondée sur des mesures et sur la littérature spécialisée (point 8.5), et justifiée de manière compréhensible. Le but est de savoir si une éclusée a altéré la température de l'eau.

En vue de la mise en œuvre de la proposition, une stratégie permettant d'obtenir une appréciation et une évaluation compréhensibles réalisées par des spécialistes est décrite ci-après (fig. 35). La stratégie requiert une large compréhension écologique et une évaluation détaillée de la courbe de variation de la température de l'eau. La réalisation des étapes de travail suivantes est suggérée :

- La marche à suivre repose sur une courbe de variation de la température de l'eau et sur un hydrogramme qui sont mesurés dans le tronçon ou secteur à éclusées et, si possible, dans un cours d'eau de référence non influencé sur le plan thermique. En l'absence de cours d'eau de référence non influencé, la température peut être mesurée dans le tronçon à débit résiduel (en amont du point de déversement) à titre de comparaison, tout en sachant que, pour interpréter les résultats des mesures, il faut tenir compte du fait que le débit dans le tronçon à débit résiduel est souvent inférieur au débit dans le tronçon à éclusées. Éventuellement, les plages de températures de l'eau au cours de l'année, non influencées sur le plan thermique, typiques des régions biocénétiques, peuvent être utilisées pour effectuer la comparaison (Dübendorfer et al. 2011 ; Müller 2011). Ces mesures peuvent aider à distinguer l'influence de la température de l'air et du rayonnement solaire de l'influence des éclusées sur la température de l'eau. Les exigences relatives aux mesures sont décrites dans le module « Éclusées – Mesures d'assainissement » (Tonolla et al. 2017) de l'aide à l'exécution.
- La prise en compte de l'écologie globale du cours d'eau (chap. 2) permet de définir quelles espèces cibles et quels stades de développement sont pertinents dans quels secteurs de cours d'eau. Selon Van Treeck et Wolter (2021), la truite fario pourrait se révéler un indicateur particulièrement significatif pour l'évaluation de nombreux cours d'eau, du fait de sa fréquence dans toutes les zones rhithrales (y c le rhithral à cyprinidés), de sa sensibilité à la température et de la phase de développement des œufs.
- Les saisons pertinentes peuvent être définies en tenant compte des exigences en matière de température de l'eau des espèces cibles et stades de développement pertinents (selon la littérature spécialisée), et d'une analyse, menée en parallèle, des effets saisonniers de température (p. ex. fonte des neiges). L'hiver est particulièrement important pour les poissons qui déposent leur frai à l'automne, comme la truite fario, – plus que pour ceux qui fraient au printemps (p. ex. ombre) ou en été – car de faibles hausses ou baisses de la température sur l'ensemble de la période de développement des œufs suffisent à décaler fortement l'éclosion (Van Treeck et Wolter 2021). En été, ce sont plutôt les températures maximales qui importent.
- Pour les saisons définies, différentes plages de tolérance à la température de l'eau doivent être définies (d'après les exigences et les tolérances en matière de température des espèces cibles et stades de développement pertinents). Pour ce faire, il convient de consulter la littérature spécialisée correspondante (point 8.5). Les plages de tolérance à définir concernent la température initiale (température d'acclimatation), l'amplitude de variation de la température et le taux de variation de la température. Pour chaque espèce cible et chaque stade de développement considérés, la plage de températures optimales (température préférée), les températures létales maximale et minimale, et les plages de températures susceptibles de causer du stress et de modifier le comportement sont fixées. En outre, l'analyse de la courbe de variation de la température de l'eau et de l'hydrogramme permet de déterminer la fréquence des éclusées pertinentes du point de vue de la température (point 3.3).
- Ensuite, pour chaque saison pertinente, les effets de température observables doivent être analysés à l'aide des courbes de variation de la température de l'eau et hydrogrammes représentatifs (p. ex. certaines semaines avec les effets les plus marqués telles que des semaines estivales chaudes

et/ou des semaines hivernales froides) et des possibles effets de température induits par les éclusées (température initiale à laquelle l'éclusee se produit, amplitude de variation de la température, taux moyen de variation de la température et fréquence, exprimée en nombre, des éclusées pertinentes du point de vue de la température au cours de la saison définie). Les courbes de variation doivent être représentées graphiquement et les effets de température, caractérisés et décrits de manière compréhensible.

- En se fondant sur cette analyse des effets de température induits par les éclusées et des exigences définies (plages de températures) pour la saison correspondante, des spécialistes peuvent procéder à une appréciation et à une évaluation des variations de température inhérentes aux éclusées. Il doit en résulter une description de la température de l'eau et une estimation quant à la variation de la température de l'eau en raison des éclusées et à l'importance des conséquences que cette atteinte peut avoir sur les organismes aquatiques.

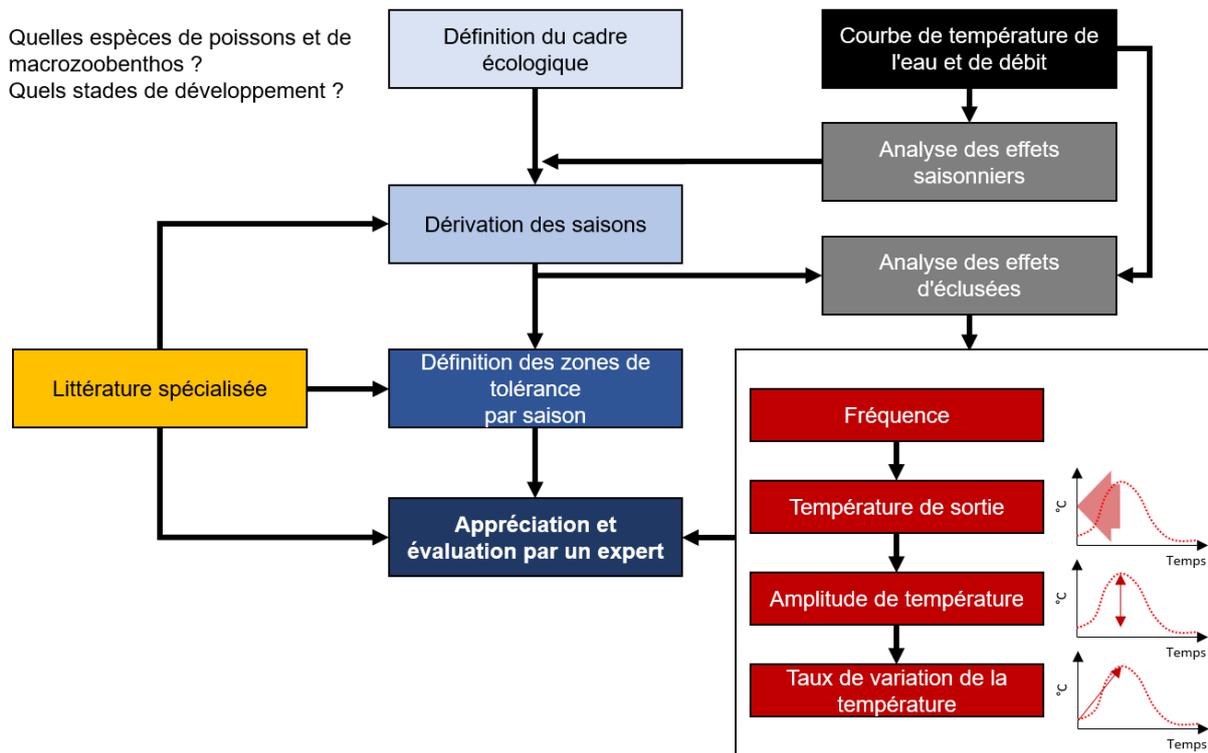


Figure 35. Stratégie d'obtention d'une appréciation et d'une évaluation, par des spécialistes, des effets de température induits par les éclusées

La stratégie décrite est destinée en premier lieu à l'appréciation et à l'évaluation de l'état actuel, et à l'évaluation des effets. Elle permet aussi d'estimer l'effet des mesures et ainsi de les affecter à des variantes plus ou moins bonnes, mais pas de définir les classes d'état comme c'était le cas jusqu'à présent avec la fonction de valeur existante (tab. C16 dans Tonolla et al. 2017). Dans l'étude de variantes, les effets des différentes mesures sur la température de l'eau peuvent continuer d'être représentés et évalués à l'aide du ratio de mélange entre le débit turbiné et le débit résiduel tel que décrit par Schweizer et al. (2009).

#### 8.4 Description des principaux effets de température à l'aide d'un exemple d'éclusée

La figure 36 représente une courbe de variation de la température de l'eau et un hydrogramme d'un cours d'eau subissant l'effet des éclusées pendant une journée hivernale. Cet exemple entend être le point de départ des réflexions possibles sur l'analyse des effets de température induits par les éclusées sur les truites fario adultes.

D'après l'analyse des effets des éclusées sur la température de l'eau, l'évolution de la température à partir de 12 h est influencée de manière notable par une éclusée (fig. 36). Le réchauffement en cours

de journée est interrompu et le cours d'eau se refroidit (pic thermique froid plutôt inhabituel étant donné que la plupart des cours d'eau subissant l'effet des éclusées font face à un pic thermique chaud en hiver). L'écluse débute à une température initiale (ou d'acclimatation) comprise entre 3 °C et 6 °C et affiche une amplitude de variation de la température d'environ 2 °C. Le taux moyen de variation de la température pendant l'écluse entre 12 h 00 et 12 h 30 est de 2 °C / 30 min. La fréquence a été déterminée par des spécialistes en tant que nombre moyen de variations de la température par jour sur une période représentative (année entière étant donné que la truite fario adulte est présente tout au long de l'année dans le cours d'eau) et est de deux par jour. La fréquence peut aussi être déterminée à l'aide du modèle Excel existant (point 8.1).

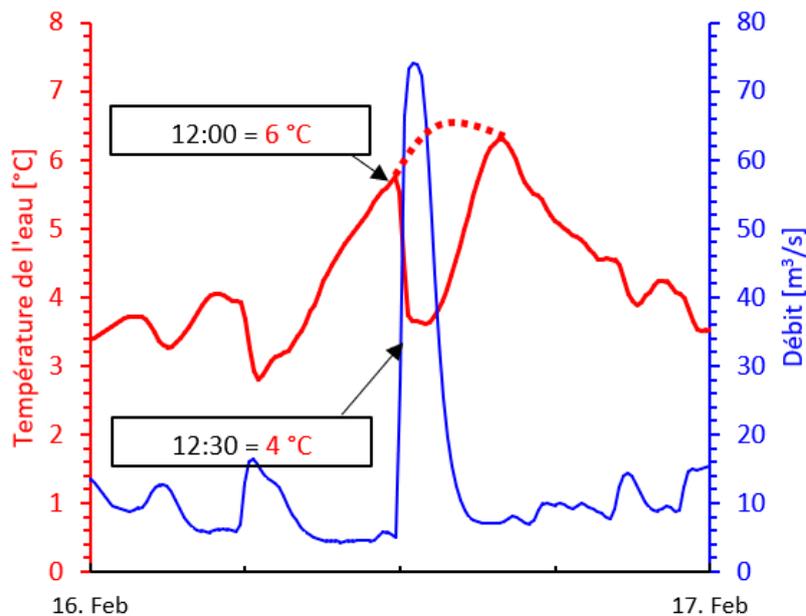


Figure 36. Exemple d'écluse (pic thermique froid). Hydrogramme (bleu) et courbe de variation de la température de l'eau (rouge) durant une journée d'hiver. La ligne pointillée rouge représente l'évolution attendue de la température en l'absence d'écluse.

La première réflexion suite à l'analyse de la figure 36 concerne la température initiale et la plage de températures de l'écluse. La température initiale observée dans l'exemple (3 à 6 °C) et la plage de températures se situent dans la plage de tolérance des truites fario adultes selon Elliott (1981) et Küttel et al. (2002) (plage de températures optimales entre 4 et 19 °C) ou légèrement en dehors selon Aquaplus (2022) (plage de températures optimales entre 5 et 18 °C). Cela ne devrait donc générer aucun stress, ou uniquement un stress léger, chez cette espèce piscicole à ce stade de développement, et la plage de températures ne représente pas un danger de mort. En général, les températures inférieures à 3 °C sont critiques pour nombre d'espèces et de stades de développement. Dans l'hypothèse où le refroidissement atteindrait une plage de températures plus basses (p. ex. jusqu'à 0 °C), cela pourrait endommager les œufs (Küttel et al. 2002) et l'exploitation par éclusées aurait des répercussions négatives sur la population de truites fario. Il est à noter que les températures optimales et limites (plages de tolérance) sont propres à chaque espèce et stade de développement et peuvent varier entre autres en fonction de la température/période d'acclimatation, de la teneur en oxygène, de la pollution des eaux, de l'apparition d'agents pathogènes ou de l'interaction avec d'autres organismes et stades de développement des poissons (Küttel et al. 2002 ; Jungwirth et al. 2003 ; Dahlke et al. 2020).

La deuxième réflexion concerne l'amplitude de 2 °C observée (fig. 36). De telles variations de température peuvent par exemple influencer sur le comportement des truites fario (Flodmark et al. 2004), causer des réactions de stress et augmenter la dérive et l'échouage. Un pic thermique froid peut par exemple entraîner un risque de dérive et d'échouage des ombres juvéniles (*Thymallus thymallus* de taille comprise entre 21 et 46 mm) plus élevé qu'un pic thermique chaud (Auer et al. 2023). Les ombres sont moins capables de résister à des vitesses d'écoulement accrues si, dans le même temps, la

température de l'eau chute rapidement. Il est possible qu'ils recherchent des habitats proches des berges durant le pic thermique froid, ce qui augmente encore le risque d'échouage. Un pic thermique froid peut aussi soumettre les larves de nases (*Chondrostoma nasus*) à une dérive plus importante par rapport à une exploitation par éclusées pour laquelle la température de l'eau est stable (Mameri et al. 2023). Cela pourrait par exemple aggraver la dérive comportementale du macrozoobenthos (Carolli et al. 2012 ; Bruno et al. 2013 ; Schülting et al. 2016). Toutefois, la hausse de la charge hydraulique (p. ex. vitesse d'écoulement, contrainte d'entraînement au niveau du fond du lit) consécutive à l'augmentation du débit aura une plus grande influence sur la dérive passive que sur la dérive comportementale induite par la température (Schülting et al. 2016). En outre, les résultats de la recherche sur l'influence des pics thermiques sur la dérive comportementale du macrozoobenthos divergent (hausse ou baisse). Concernant le pic thermique froid (comme dans l'exemple), il faut aussi noter que les chocs thermiques froids sont plus problématiques pour les poissons que les chocs thermiques chauds car ils résistent mieux à un épisode prolongé de températures létales maximales plutôt que minimales. Cela tient au fait qu'ils s'adaptent plus vite aux températures élevées qu'aux basses températures, que la tolérance à la chaleur qu'ils ont acquise dure plus longtemps que la tolérance au froid, et que les températures élevées augmentent l'activité et favorisent ainsi la réaction de fuite alors que les basses températures déclenchent plutôt des réactions léthargiques qui empêchent la fuite et allongent les périodes de développement des œufs (Van Treeck et Wolter 2021). Reid et al. (2022) ont mené des réflexions additionnelles sur les chocs thermiques froids et sur le stress dû au froid. À l'inverse, un pic thermique chaud en hiver pourrait raccourcir les périodes de développement des œufs des poissons qui fraient en automne (p. ex. truites fario) et en hiver et avancer l'éclosion des larves qui se déroulerait ainsi dans des conditions d'alimentation, d'environnement et donc de survie défavorables. Pour un bon état écologique, Van Treeck et Wolter (2021) proposent par exemple de limiter la hausse et la baisse des températures au maximum à 1,5 °C en été (de juin à septembre) et à 1 °C le reste du temps dans l'épirhithral à salmonidés, au maximum à 1,5 °C toute l'année dans le métarhithral et l'hyporhithral à salmonidés, et au maximum à 2 °C toute l'année dans le rhithral à cyprinidés. L'amplitude de variation de la température observée dans l'exemple est certes plus grande que les valeurs limites proposées mais comme elle ne dure pas longtemps et ne survient en moyenne que deux fois par jour, on peut supposer que les éventuels impacts négatifs sont limités. Si les amplitudes observées étaient plus grandes et/ou les fréquences plus élevées que celles données dans l'exemple, on peut imaginer que les conséquences pour les poissons et les autres organismes aquatiques seraient plus graves.

La troisième réflexion porte sur le taux de variation de la température de 2 °C / 30 min observé (fig. 36). Selon le module de l'aide à l'exécution (tab. C16 dans Tonolla et al. 2017), il correspond à la classe d'état « bon » mais il dépasse la limite proposée de 1 °C/h (Beitinger et al. 2000 ; Oliver et Fidler 2001) ou 2 °C/h (Elliott et Elliott 1995). Il n'est donc pas exclu que l'éclusée ait des effets dommageables. Il manque essentiellement des analyses approfondies des atteintes dûe au taux de variation de la température sur les organismes aquatiques, ce qui entache de grandes incertitudes une appréciation solide des effets. Mais des variations de température rapides sont généralement nocives pour les poissons (Beitinger et al. 2000).

La quatrième réflexion concerne le nombre d'éclusées pertinentes du point de vue de la température (fréquence), soit deux par jour en moyenne sur une année représentative. Cela ne dégrade pas la classe d'état selon le module de l'aide à l'exécution (tab. C16 dans Tonolla et al. 2017).

Lors de l'analyse des variations de la température, il convient de porter une attention particulière à la plage de températures (p. ex. plage de températures optimales, plage de températures générant du stress, plage de températures létales) étant donné que la littérature spécialisée met en évidence des corrélations relativement claires. Le moment (température initiale) et l'amplitude de la variation de température lorsque se produit une éclusée revêtent également une importance primordiale, en particulier si des plages de températures critiques (p. ex. létales) sont atteintes et/ou si l'éclusée a lieu au cours de périodes critiques (surtout durant la phase de développement des œufs). Les connaissances techniques relatives au taux de variation de la température et à la fréquence sont limitées. Néanmoins, il est possible de se prononcer sur l'atteinte portée par ces deux facteurs.

Les effets de température sont estimés à l'aide d'une appréciation et d'une évaluation, par des spécialistes, des résultats obtenus (fig. 35). Le résultat permet une répartition des variantes en mesures plus ou moins bonnes (p. ex. une réduction du taux et/ou de l'amplitude de variation de la température), mais pas une définition des classes d'état comme c'était le cas jusqu'à présent avec l'indicateur « Température de l'eau (Q1) ». Il ressort de l'appréciation et de l'évaluation, par des spécialistes, des effets de température présentés dans cet exemple que certes l'exploitation par éclusées modifie le régime naturel des températures de l'eau durant la saison considérée et peut avoir des effets dommageables sur les truites fario adultes, mais que ces dommages demeurent à un niveau acceptable. Pour une prise en compte globale de l'écologie du cours d'eau, les autres saisons, espèces cibles et stades de développements pertinents devraient de la même manière faire l'objet d'une appréciation et d'une évaluation par des spécialistes.

## 8.5 Bibliographie

En complément de la bibliographie susmentionnée, diverses sources bibliographiques relatives à la température de l'eau sont énumérées ci-après. Elles peuvent être utilisées dans le cadre du traitement de l'indicateur « Température de l'eau (Q1) » et de l'appréciation et de l'évaluation, par des spécialistes, des éventuels effets de température induits par les éclusées d'après la stratégie présentée dans la figure 35. Cette liste n'est pas exhaustive. D'autres études doivent être consultées en cas de besoin.

- Antonetti M., Hoppler L., Tonolla D., Vanzo D., Schmid M., Döring M. 2023 : Integrating two-dimensional water temperature simulations into a fish habitat model to improve hydro- and thermopeaking impact assessment. *River Research and Applications* 39 : 501-521 (en anglais).
- Aquaplus 2022 : Mesures de protection des poissons en cas de canicule. Guide de travail. Projet pilote F.13 dans le cadre du programme pilote d'adaptation aux changements climatiques.
- Auer S., Hayes D.S., Führer S., Zeiringer B., Schmutz S. 2023 : Effects of cold and warm thermopeaking on drift and stranding of juvenile European grayling (*Thymallus thymallus*). *River Research and Applications* 39 : 401-411 (en anglais).
- Baumann P., Kirchhofer A., Schälchli U. 2012 : Assainissement des éclusées – Planification stratégique. Un module de l'aide à l'exécution Renaturation des eaux. Office fédéral de l'environnement, Berne. L'environnement pratique n° 1203.
- Beitinger T.L., Bennett W.A., McCauley R.W. 2000 : Temperature tolerances of North American freshwater fishes exposed to dynamic changes in temperature. *Environmental Biology of Fishes* 58 : 237-275 (en anglais).
- Bondar-Kunze E., Kasper V., Hein T. 2021 : Responses of periphyton communities to abrupt changes in water temperature and velocity, and the relevance of morphology: A mesocosm approach. *Science of The Total Environment* 768 : 145200 (en anglais).
- Bruno M.C., Siviglia A., Carolli M., Maiolini B. 2013 : Multiple drift responses of benthic invertebrates to interacting hydropeaking and thermopeaking waves. *Ecohydrology* 6 : 511-522 (en anglais).
- Carolli M., Bruno M.C., Siviglia A., Maiolini B. 2012 : Responses of benthic invertebrates to abrupt changes of temperature in flume simulations. *River Research and Applications* 28 : 678-691 (en anglais).
- Casas-Mulet R., Saltveit S.J., Alfredsen K.T. 2016 : Hydrological and thermal effects of hydropeaking on early life stages of salmonids: A modelling approach for implementing mitigation strategies. *Science of The Total Environment* 573 : 1660-1672 (en anglais).
- Céréghino R., Lavandier P. 1998 : Influence of hypolimnetic hydropeaking on the distribution and population dynamics of Ephemeroptera in a mountain stream. *Freshwater Biology* 40 : 385-399 (en anglais).
- Comte L., Olden J.D. 2017 : Evolutionary and environmental determinants of freshwater fish thermal tolerance and plasticity. *Global Change Biology* 23 : 728-736 (en anglais).
- Dahlke F.T., Wohlrab S., Butzin M., Pörtner H.O. 2020 : Thermal bottlenecks in the life cycle define climate vulnerability of fish. *Science* 369 : 65-70 (en anglais).
- Deutsch K., Haunschmid R., Kreuzinger N., Prinz H. 2015 : Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRRL: Allgemein physikalisch-chemische Parameter in Fließgewässern. BMLFUW, Vienne (en allemand).
- Dübendorfer C., Moser D., Kemptner T., Egloff L., Müller V., Wanner P., Baumann P., Kirchhofer A. 2011 : Rapport d'experts en vue d'un module Température pour le système modulaire gradué. Rapport d'experts établi sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement, Berne.
- Elliott J.M. 1981 : Some aspects of thermal stress on freshwater teleosts. Dans : Pickering A.D. (éd.), *Stress and fish*, Academic Press, Londres, p. 209–245 (en anglais).

- Elliott J.M., Elliott J.A. 1995 : The effect of the rate of temperature increase on the critical thermal maximum for parr of Atlantic salmon and brown trout. *Journal of Fish Biology* 47 : 917-919 (en anglais).
- 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 (en anglais).
- Fey J.M. 1977 : Die Aufheizung eines Mittelgebirgsflusses und ihre Auswirkungen auf die Zoozönose – dargestellt an der Lenne (Sauerland). *Archiv für Hydrobiologie* 53 : 307-363 (en allemand).
- Fey J.M. 1978 : Die Beeinflussung der Lenne durch die Abwärme des Kohlekraftwerkes Elverlingsen. *Natur und Landschaft in Nordrhein- Westfalen* 14 : 53-60 (en allemand).
- Flodmark L.E.W., Vøllestad L.A., Forseth T. 2004 : Performance of juvenile brown trout exposed to fluctuating water level and temperature. *Journal of Fish Biology* 65 : 460-470 (en anglais).
- Frutiger A. 2004 : Ecological impacts of hydroelectric power production on the River Ticino. Part 1: Thermal effects. *Archiv für Hydrobiologie* 159 : 43-56 (en anglais).
- Hari R.E., Güttinger H. 2004 : Temperaturparameter von 25 Flüssen in den 2 Perioden 1978-1987 und 1988-2002 und der Vergleich mit dem optimalen Temperaturband für Bachforellen. *Fischnetz Schlussbericht, Eawag, Dübendorf* (en allemand).
- Hauer C., Unfer G. 2021 : Spawning activity of European grayling (*Thymallus thymallus*) driven by interdaily water temperature variations: Case study Gr. Mühl River/Austria. *River Research and Applications* 37 : 900-906 (en anglais).
- Heggenes J, Stickler M., Alfredsen K., Brittain J.E., Adeva-Bustos A., Huusko A. 2021 : Hydropower-driven thermal changes, biological responses and mitigating measures in northern river systems. *River Research and Applications* 37 : 743-765 (en anglais).
- Jungwirth M., Haidvogel G., Moog O., Muhar S., Schmutz S. 2003 : Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. *Facultas UTB Biologie, Ökologie*, 2113 (en allemand).
- Jungwirth M., Winkler H. 1984 : The temperature dependence of embryonic development of grayling (*Thymallus thymallus*), Danube salmon (*Hucho hucho*), Arctic char (*Salvelinus alpinus*) and brown trout (*Salmo trutta fario*). *Aquaculture* 38 : 315-327 (en anglais).
- Küttel S., Peter A., Wüest A. 2002 : Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fließgewässer. *Rhone-Thur Projekt, Publikation Nr. 1, Eawag, Kastanienbaum* (en allemand).
- Mameri D., Hayes D.S., Führer S., Fauchery E., Schmutz S., Monserat A., Hasler T., Graf D.R.M., Santos J.M., Ferreira M.T., Auer S. 2023 : Cold thermopeaking-induced drift of nase *Chondrostoma nasus* larvae. *Aquatic Sciences* 85 : 56 (en anglais).
- McCullough D.A., Bartholow J.M., Jager H.I., Beschta R.L., Cheslak E.F., Deas M.L., Ebersole J.L., Foott J.S., Johnson S.L., Marine K.R., Mesa M.G., Petersen J.H., Souchon Y., Tiffan K.F., Wurtsbaugh W.A. 2009 : Research in thermal biology: burning questions for coldwater stream fishes. *Reviews in Fisheries Science* 17 : 90-115 (en anglais).
- Mejia F.H., Ouellet V., Briggs M.A., Carlson S.M., Casas-Mulet R., Chapman M., Collins M.J., Dugdale S.J., Ebersole J.L., Frechette D.M., Fullerton A.H., Gillis C.-A., Johnson Z.C., Kelleher C., Kurylyk B.L., Lave R., Letcher B.H., Myrvold K.M., Nadeau T.-L., Neville H., Piégay H., Smith K.A., Tonolla D., Torgersen C.E. 2023 : Closing the gap between science and management of cold-water refuges in rivers and streams. *Global Change Biology* 29 : 5482-5508 (en anglais).
- Müller V. 2011 : Erarbeitung eines anthropogen unbeeinflussten, typischen Jahresgangs der Wassertemperatur nach biozönotischen Regionen. *Masterarbeit, EPF, Zurich* (en allemand).
- Nolan D.T., Hadderingh R.H., Spanings F.A.T., Jenner H.A., Wendelaar Bonga S.E. 1999 : Acute temperature elevation in tap and Rhine water affects skin and gill epithelia, hydromineral balance, and gill Na<sup>+</sup>/K<sup>+</sup>-ATPase activity of brown trout (*Salmo trutta*) smolts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57 : 708-718 (en anglais).
- Olden J.D., Naiman R.J. 2010 : Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: Modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology* 55 : 86-107 (en anglais).
- Oliver G.G., Fidler L.E. 2001 : Towards a water quality guideline for temperature in the Province of British Columbia. *Ministry of Environment, Land and Parks, Victoria, BC* (en anglais).
- Pottier P., Burke S., Zhang R.Y., Noble D.W.A., Schwanz L.E., Drobniak S.M., Nakagawa S. 2022 : Developmental plasticity in thermal tolerance: Ontogenetic variation, persistence, and future directions. *Ecology Letters* 25 : 2245-2268 (en anglais).
- Reid C.H., Patrick P.H., Rytwinski T., Taylor J.J., Willmore W.G., Reesor B., Cooke S.J. 2022 : An updated review of cold shock and cold stress in fish. *Journal of Fish Biology* 100 : 1102-1137 (en anglais).
- Reinartz R. 2007 : Auswirkungen der Gewässererwärmung auf die Physiologie und Ökologie der Süßwasserfische Bayerns, Bayerisches Landesamt für Umwelt (en allemand).

- Schülting L., Feld C.K., Graf W. 2016 : Effects of hydro- and thermopeaking on benthic macroinvertebrate drift. *Science of The Total Environment* 573 : 1472-1480 (en anglais).
- Schweizer S., Neuner J., Heuberger N. 2009 : Bewertung von Schwall/Sunk – Herleitung eines ökologisch abgestützten Bewertungskonzepts. *Eau énergie air* 101 : 194-202 (en allemand).
- Sidler D., Michalec F.G., Holzner M. 2018 : Behavioral response of the freshwater cyclopoid copepod *Eucyclops serrulatus* to hydropeaking and thermopeaking in a laboratory flume. *Journal of Freshwater Ecology* 33 : 115-127 (en anglais).
- Tonolla D., Chaix O., Meile T., Zurwerra A., Büsser P., Oppliger S., Essyad K. 2017 : Éclusées – Mesures d’assainissement. Un module de l’aide à l’exécution Renaturation des eaux. Office fédéral de l’environnement, Berne. L’environnement pratique n° 1701.
- Van Treeck R., Wolter C. 2021 : Temperaturempfindlichkeiten der Fischgemeinschaften in deutschen Fließgewässern – Überprüfung der Orientierungswerte für die Temperatur. Bericht im Auftrag von Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser. Leibniz Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (en allemand).
- Vanzo D., Siviglia A., Carolli M., Zolezzi G. 2016 : Characterization of sub-daily thermal regime in alpine rivers: quantification of alterations induced by hydropeaking. *Hydrological Processes* 30 : 1052-1070 (en anglais).
- Zolezzi G., Siviglia A., Toffolon M., Maiolini B. 2011 : Thermopeaking in Alpine streams: event characterization and time scales. *Ecohydrology* 4 : 564-576 (en anglais).

## 9 Module Macrozoobenthos du SMG (B2)

**Auteurs : Stephanie Schmidlin, David Tanno, Diego Tonolla**

### 9.1 Marche à suivre détaillée dans le module « Éclusées – Mesures d’assainissement » de l’aide à l’exécution

Le module « Macrozoobenthos – niveau R » de l’aide à l’exécution (OFEV 2019a) est utilisé dans toute la Suisse pour la surveillance des cours d’eau afin de définir leur état biologique général. L’état ainsi déterminé est exprimé à l’aide de l’IBCH. Cette valeur d’indice n’est pas spécifique aux éclusées, il s’agit d’un indicateur global. Néanmoins, la méthode sert de base à tous les autres indicateurs liés au macrozoobenthos (B1, B3, B4 et B5). Le module « Éclusées – Mesures d’assainissement » (Tonolla et al. 2017) de l’aide à l’exécution propose, pour le prélèvement d’échantillons et l’évaluation, une marche à suivre élargie et plus détaillée que celle du module « Assainissement des éclusées – Planification stratégique » (Baumann et al. 2012) de l’aide à l’exécution. La méthode étendue prévoit le prélèvement et l’évaluation de huit prélèvements individuels et distincts prélevés dans la surface mouillée en permanence et un huit autres prélèvements distincts, d’un seul échantillon à chaque fois, dans la zone de marnage. Cette approche augmente nettement la pertinence en ce qui concerne les éclusées. Le module Macrozoobenthos du SMG a été remanié en 2019 et adapté aux conditions suisses (OFEV, 2019a).

Ces dernières années, une expérience considérable a pu être accumulée dans le domaine du macrozoobenthos et des éclusées (p. ex. Salmaso et al. 2021). Outre la méthode proposée dans le module de l’aide à l’exécution pour l’indicateur « Module Macrozoobenthos du SMG (B2) », d’autres procédures de détermination de l’impact des éclusées sur le macrozoobenthos ont été testées dans la pratique (p. ex. Tanno et al. 2016, 2021 ; Schmidlin et Gerber 2020). Les connaissances sur l’indicateur B2 acquises dans le cadre de ces études pilotes sont présentées dans les chapitres suivants.

### 9.2 Incertitudes possibles lors de l’application

Dans les différents projets d’assainissement, diverses incertitudes et un besoin d’adaptation technique ont été constatés lors de l’application de l’indicateur « Module Macrozoobenthos du SMG (B2) ». Cela concerne les points suivants :

- S’agissant de l’échantillon composite, la valeur IBCH\_2019 (OFEV 2019a) surestime souvent l’état biologique du cours d’eau dans les tronçons à éclusées (avantages et inconvénients au point 9.3). La prise en compte des échantillons individuels permet de mieux saisir l’état actuel et indique où se trouve une éventuelle atteinte. Ainsi, dans différents tronçons à éclusées de faible profondeur, il a été constaté à plusieurs reprises que le macrozoobenthos n’était plus présent que dans une étroite zone riveraine, tandis que la majeure partie du fond du lit n’était guère colonisée (Schmidlin 2020 ; Schmidlin et al. 2017, 2022a, 2022b). Mais dans ces cas, la valeur IBCH de l’échantillon composite indiquait un bon état et entraînait une surestimation de l’état effectif du cours d’eau.
- L’analyse supplémentaire de la densité des taxons importants (p. ex. taxons EPT ou taxons présentés dans le tab. 10) et de leur répartition dans les échantillons individuels prélevés dans le profil du cours d’eau ainsi que la composition taxonomique de la diversité décrivent l’état de manière plus réaliste que l’IBCH et ses sous-indices.
- Dans les secteurs de cours d’eau subissant des atteintes dues aux éclusées, les espèces particulièrement sensibles (p. ex. taxons EPT) sont sous-représentées dans la majeure partie du fond du lit par rapport aux zones proches des berges. Cela était plus évident dans des secteurs à

éclusées étroites et canalisés que dans des secteurs à éclusées larges et peu atteints sur le plan morphologique.

- Les taxons lentiques (qui préfèrent les habitats à écoulement lent, souvent à moins de 25 cm/s ; p. ex. Schülting et al. 2023) sont en partie présents dans la zone proche des berges des secteurs canalisés malgré les graves atteintes portées par les éclusées, même si leur densité y est faible. L'aménagement des berges (type d'endiguement et croissance de plantes) semble être ici un facteur important. En général, les taxons lentiques sont plus sensibles aux éclusées que les taxons lotiques (qui préfèrent les habitats à écoulement rapide, souvent à plus de 25 cm/s ; chap. 10).
- S'il y a un secteur de référence pour pouvoir effectuer une comparaison, l'analyse des causes portant sur les éclusées pourra être plus précise que sans secteur de référence.
- Dans la plupart des cas, la colonisation de la zone de marnage est très faible, voire inexistante. Les organismes trouvés y sont principalement échoués et n'y vivent pas de manière permanente. Il est prouvé que de nombreux invertébrés aquatiques meurent échoués (p. ex. Ochsenhofer 2013). En l'état actuel des connaissances, l'échouage est en partie corrélé à la dérive lors de la montée de l'éclusée (Tanno et al. 2021 ; Tonolla et al. 2023). La valeur ajoutée d'un prélèvement dans la zone de marnage est donc faible, surtout si des échantillons pris dans le courant sont également disponibles.

### 9.3 Proposition d'application future de l'indicateur

Afin de prendre en considération les incertitudes citées au point 9.2 et les modifications dues à l'actualisation de l'indice (IBCH\_2019), les adaptations suivantes sont proposées pour l'application et l'évaluation futures de l'indicateur « Module Macrozoobenthos du SMG (B2) » dans les études sur les éclusées. Ces propositions d'adaptation ne concernent que l'application dans les tronçons à éclusées, y c. dans les tronçons de référence, et la méthode du module Macrozoobenthos du SMG (OFEV 2019a) ne change pas.

- Pour évaluer l'IBCH\_2019, le régime d'écoulement théorique du cours d'eau (régime IBCH-Q) est pris en compte à l'aide d'une valeur de correction. Ainsi, l'évaluation est mieux adaptée aux conditions locales (OFEV 2019a).
- Le protocole de laboratoire de l'IBCH\_2019 compte plus de valeurs qu'avant. Elles fournissent des informations supplémentaires pour affiner l'évaluation :
  - Le paramètre partiel « groupe indicateur » (GI) renseigne sur la polluo-sensibilité. Les valeurs indicatrices ont été adaptées pour les différents groupes indicateurs en fonction de leur sensibilité.
  - Quant au paramètre partiel « classe de variété » (VT), il repose sur la somme des taxons IBCH. Il s'agit d'un indicateur de la diversité structurelle des habitats. Il permet de mettre en évidence les possibles influences d'origine humaine telles qu'une morphologie ou une hydrologie modifiée.
  - Dans le cadre du test de robustesse (IBCH\_2019\_R), la valeur est obtenue en supprimant le taxon indicateur le plus sensible de la liste faunistique et en recalculant l'indice. La fiabilité de l'indice est ainsi vérifiée.
  - Le nombre de familles EPT sensibles indiqué peut être directement utilisé pour évaluer l'indicateur « Familles EPT du macrozoobenthos » (B4).
  - L'indice SPEAR (SPECies At Risk, espèces menacées), qui mesure la concentration en micropolluants, est également recalculé par défaut.
- À la place des valeurs IBCH allant de 1 à 20, l'évaluation est faite au moyen d'une échelle métrique (de 0 à 1), 1 correspondant à un excellent état général des cours d'eau et 0, à un très mauvais état. Cette échelle d'évaluation s'applique également aux deux paramètres partiels de l'IBCH « groupe indicateur » et « classe de variété ».
- À la place du protocole de laboratoire pour les échantillons composites (module du SMG ; OFEV 2019a), il est recommandé d'appliquer, pour les huit prélèvements ponctuels, le protocole de laboratoire qui figure dans la documentation pratique « Contrôle des effets des revitalisations de cours d'eau » (OFEV 2019b) et qui calcule les mêmes valeurs que le protocole de laboratoire IBCH normal.

- Le prélèvement d'échantillons dans la zone de marnage n'est recommandé que dans des cas exceptionnels, par exemple dans une zone alluviale avec un lit ramifié qui n'est pas complètement mis à sec.
- Une analyse écologique doit impérativement être effectuée pour plausibiliser l'IBCH\_2019. Elle comprend les points relatifs au traitement des données cités dans le module « Éclusées – Mesures d'assainissement » (Tonolla et al. 2017) de l'aide à l'exécution (la densité des taxons importants, leur répartition dans les échantillons ponctuels prélevés dans le profil du cours d'eau et la composition taxonomique de la diversité) compte tenu de l'aide à l'interprétation présentée ci-après (tab. 10).

### Avantages

- L'IBCH\_2019 (OFEV 2019a) est mieux adapté aux conditions locales que l'ancien indice en raison de la prise en compte du régime d'écoulement.
- L'IBCH\_2019 se compose des deux paramètres « groupe indicateur » et « classe de variété ». Dans le cadre de l'analyse des déficits et des causes, l'évaluation séparée de ces deux paramètres permet de mieux faire la distinction entre l'influence des pollutions éventuelles et le possible effet des éclusées.
- Dans le cadre de l'analyse des déficits, l'évaluation de la classe de variété permet de conclure à la disponibilité des habitats. D'une manière générale, plus il y a d'habitats différents (courant et substrat), plus il faut s'attendre à un nombre élevé de taxons IBCH.
- L'application du protocole de laboratoire Excel figurant dans la documentation pratique « Contrôle des effets des revitalisations de cours d'eau » (Jeu d'indicateurs 6 : Macrozoobenthos ; OFEV 2019b) convient également au traitement des données des huit échantillons individuels prélevés dans le cadre des études menées sur les éclusées. Pour obtenir les valeurs des échantillons individuels, une seule colonne est complétée. Cela permet de voir la répartition de la diversité et de la fréquence dans la section transversale du cours d'eau. En outre, un formulaire permettant de documenter les espèces EPT est disponible.
- La charge de travail est allégée par la suppression de l'étude de la zone de marnage.

### Inconvénients

- La plupart des tronçons à éclusées se trouvent dans les Alpes et les Préalpes et ont des régimes IBCH-Q qui, par rapport à des altitudes plus basses, obtiennent de bonnes valeurs IBCH avec un nombre plus faible de taxons IBCH. Si l'exploitation par éclusées entraîne la disparition de certains taxons IBCH, cela pèse moins dans l'évaluation des cours d'eau avec un régime IBCH-Q faible (p. ex. 1 à 6, influence des glaciers) que dans celle des cours d'eau avec un régime IBCH-Q élevé.
- De nombreux tronçons à éclusées ne sont que faiblement pollués chimiquement (p. ex. forte teneur en nutriments) ou ne sont pas pollués du tout. Du fait de la bonne qualité de l'eau, des espèces avec une valeur indicatrice élevée sont présentes. Indépendamment de leur répartition et du reste de la biocénose, il suffit de trois individus d'une famille indicatrice avec une valeur indicatrice élevée pour que le groupe indicateur obtienne une (très) bonne évaluation.
- Pour l'analyse des causes, la classe de variété n'est pas suffisamment parlante. L'absence de taxons IBCH typiques du cours d'eau ne peut pas toujours être attribuée de manière univoque à l'atteinte portée par le régime d'éclusées. La morphologie et le régime de charriage exercent eux aussi une grande influence sur la disponibilité des habitats.
- Dans certains cas, des espèces supplémentaires par rapport à la zone inondée en permanence ont été constatées dans la zone de marnage. Cette information additionnelle est supprimée. La suppression de la zone de marnage pour l'indicateur « Biomasse et diversité du macrozoobenthos (B1) » signifie que la biomasse et la biodiversité des EPT se rapportent exclusivement à la zone inondée en permanence durant le débit plancher.
- L'IBCH\_2019 ne convient pas, ou seulement à certaines conditions, aux grands cours d'eau profonds tels que le Rhône (OFEV 2019a). Il est d'autant plus important d'adopter une approche différenciée.

### Déroulement conformément aux modifications proposées

Il résulte de ces modifications proposées le déroulement suivant pour les investigations et le traitement de l'indicateur « Module Macrozoobenthos du SMG (B2) ».

- De manière générale, le relevé de l'indicateur B2 est maintenu tel que décrit dans le module « Éclusées – Mesures d'assainissement » (Tonolla et al. 2017) de l'aide à l'exécution. La méthode du module « Macrozoobenthos – niveau R » (OFEV 2019a) est appliquée, avec les huit échantillons individuels traités séparément, mais sans tenir compte de la zone de marnage.
- S'agissant de l'indicateur B5 (chap. 7), la vitesse d'écoulement moyenne, la profondeur de l'eau et le substrat continuent d'être enregistrés pour chaque échantillon.
- Les échantillons sont prélevés dans les fenêtres d'échantillonnage prévues par le SMG en fonction de l'altitude. Idéalement, le prélèvement des échantillons individuels précède la fonte des neiges afin qu'il soit possible sur toute la largeur du cours d'eau. En règle générale, la fenêtre d'échantillonnage du SMG en fonction de l'altitude coïncide à peu près avec l'état le plus sensible à la fin de la période d'étiage hivernale. Si des éclusées de forte amplitude ont lieu durant une autre période, il est recommandé de procéder à un second prélèvement à ce moment-là.
- Le traitement des données et la représentation des résultats sont effectués conformément au module « Éclusées – Mesures d'assainissement » (Tonolla et al. 2017) de l'aide à l'exécution et en appliquant le protocole de laboratoire figurant dans la documentation pratique « Contrôle des effets des revitalisations de cours d'eau » (OFEV 2019b).
- Bien que le traitement des données et la représentation des résultats soient effectués pour les échantillons ponctuels, l'évaluation de l'indicateur B2 est souvent réduite dans la pratique à la valeur IBCH de l'échantillon composite malgré la quantité et la composition des échantillons individuels et leur répartition spatiale dans le fond du lit. Par conséquent, l'indicateur B2 est souvent trop bien noté. C'est pourquoi il est nécessaire de plausibiliser l'état indiqué par l'IBCH au moyen de l'évaluation séparée des huit échantillons individuels.
- Après avoir bien pris en compte toutes les informations disponibles sur la diversité (outre le nombre de taxons, surtout les groupes de caractéristiques ou traits, c.-à-d. un groupe de taxons avec des caractéristiques morphologiques, phénologiques, physiologiques et/ou comportementales similaires ; p. ex. préférence en matière de courant ou type d'alimentation ; Dawson et al. 2021), sur la quantité (fréquence, biomasse ; indicateur « Biomasse et diversité du macrozoobenthos (B1) ») et sur la répartition dans le fond du lit, l'état indiqué par l'IBCH\_2019 doit être corrigé le cas échéant. C'est le cas si la composition (diversité, quantité) et la répartition du macrozoobenthos diffèrent notablement de l'état attendu du cours d'eau et/ou de la référence. Il appartient au spécialiste en matière de macrozoobenthos de décider d'une correction. L'évaluation est spécifique au secteur et au cours d'eau.

### Aide à l'interprétation

Pour faciliter l'analyse de l'état écologique, une liste des principaux aspects a été établie sous forme de mots clés (tab. 10). Celle-ci va au-delà de la simple comparaison du nombre de taxons IBCH ou du nombre de taxons EPT, et doit simplement compléter l'évaluation en vertu de l'IBCH\_2019.

Tableau 10. Aide à l'interprétation pour la réalisation d'une analyse écologique de l'indicateur « Module Macrozoobenthos du SMG (B2) » dans les secteurs à éclusées et de référence

Critères ou propriétés des taxons	Fournit des informations sur...
Modèle de présence (fréquence et position dans le secteur étudié) des taxons avec des préférences en matière de courant typiques du cours d'eau. L'habitabilité en raison de la préférence en matière de courant est un aspect central pour l'indicateur B5 (chap. 7).	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Modifications et/ou atteintes en raison de l'hydrologie et/ou de la morphologie</li> </ul>
Colonisation des habitats lenticques (plutôt près des berges) et lotiques (plutôt au milieu de la rivière) ou présence de taxons plutôt lenticques et plutôt lotiques	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Modifications/atteintes en raison de l'hydrologie et/ou de la morphologie</li> <li>• Dérive</li> </ul>
Répartition des types de régime alimentaire typique du cours d'eau	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Perturbations possibles dues à des causes diverses</li> </ul>
Présence de larves de plus d'un an	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Stabilité des habitats et colmatage interne</li> </ul>

Présence d'insectes dans le gravier (p. ex. Leuctridae et Chloroperlidae)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Colmatage interne</li> </ul>
Présence de taxons qui colonisent essentiellement la surface du substrat et/ou sont tributaires de la croissance des algues (p. ex. Simuliidae, Blephariceridae, Heptageniidae)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Abrasion</li> <li>• Prévention de la croissance des algues</li> <li>• Colmatage externe possible</li> <li>• Dérive</li> </ul>
Structure de dominance des individus et espèces sensibles par rapport à ceux qui sont plutôt tolérants aux perturbations	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Perturbations possibles dues à des causes diverses</li> </ul>
Colonisation continue du fond du lit par des espèces typiques du cours d'eau en fonction de la période (saison) considérée	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Charge hydraulique inhérente à l'écluse</li> </ul>

Lors de l'interprétation des données, il faut également prêter attention aux possibles facteurs d'influence d'origine humaine ou naturelle qui peuvent nettement accentuer ou atténuer les effets des éclusées. Exemples (liste non exhaustive) : déclivité, morphologie du cours d'eau, nature du substrat, profondeur de l'eau, cours d'eau profonds, turbidité, colmatage, eaux souterraines, émissaires des lacs (p. ex. Meile et al. 2005 ; ezb et al. 2012).

La publication de Friese et al. (2022) comprend une vue d'ensemble actuelle de l'influence des éclusées sur le macrozoobenthos et précise de quelle manière quels taxons peuvent être concernés. D'autres indications figurent dans les chapitres 7 et 10.

## 9.4 Bibliographie

- OFEV (éd.) 2019a : Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau en Suisse (IBCH\_2019) : Macrozoobenthos – niveau R (région). Office fédéral de l'environnement, Berne. L'environnement pratique n° 1026.
- OFEV (éd.) 2019b : Contrôle des effets des revitalisations de cours d'eau – Apprendre ensemble pour l'avenir.
- Baumann P., Kirchofer A., Schälchli U. 2012 : Assainissement des éclusées – Planification stratégique. Un module de l'aide à l'exécution Renaturation des eaux. Office fédéral de l'environnement, Berne. L'environnement pratique n° 1203.
- Dawson S.K., Carmona C.P., González-Suárez M., Jönsson M., Chichorro F., Mallen-Cooper M., Melero Y., Moor H., Simaika J.P., Duthie A.B. 2021 : The traits of "trait ecologists": An analysis of the use of trait and functional trait terminology. *Ecology and Evolution* 11 : 16434-16445 (en anglais).
- ezb, Limnex, sje 2012 : Alpenrhein D6: Quantitative Analyse von Schwall-Sunk Ganglinien für unterschiedliche Anforderungsprofile Arbeitspaket 5: Habitatmodellierung zur quantitativen Bewertung der Grösse des Schwalleinflusses am Alpenrhein. IRKA (en allemand).
- Friese N., Weber C., Rachely C., Weitbrecht V., Bätz N. 2022 : Kleinräumige baulich-morphologische Massnahmen in der Schwall-Sunk Sanierung: Wirksamkeit für das Makrozoobenthos? *Eau énergie air* 114 : 9-17 (en allemand).
- Meile T., Fette M., Baumann P. 2005 : Synthesebericht Schwall/Sunk. Publikation des Rhone-Thur Projekts. Eawag, WSL, LCH-EPFL, Limnex (en allemand).
- Ochsenhofer G. 2013 : Die makrozoobenthische Besiedlung von Uferhabitaten inneralpiner Flüsse unter Schwalleinfluss. Masterarbeit, BOKU, Vienne (en allemand).
- Salmaso F., Servanzi L., Crosa G., Quadroni S., Espa P. 2021 : Assessing the impacts of hydropeaking on river benthic macroinvertebrates: A state-of-the-art methodological overview. *Environments* 8 : 67 (en anglais).
- Schmidlin S. 2020 : Wirkungskontrolle Ausgleichsbecken KWO an der Hasliaare. Makrozoobenthos-aufnahmen. PPT-Bericht im Auftrag der KWO (en allemand).
- Schmidlin S., Gerber R. 2020 : Methodentest – Beurteilung Schwall-Sunk und Restwasser mit Makrozoobenthos. Im Auftrag der Umweltämter der Kantone Nidwalden, Obwalden und Uri (en allemand).
- Schmidlin S., Tanno D., Gerber R., Vogel U. 2017 : DÜFUR – Dauerüberwachung der Fliessgewässer in den Urkantonen und Luzern. Kanton Schwyz 2017. Im Auftrag vom Amt für Umwelt und Energie, Kanton Schwyz (en allemand).
- Schmidlin S., Weissert N., Gerber R., Vogel U. 2022a : DÜFUR – Dauerüberwachung der Fliessgewässer in den Urkantonen und Luzern. Kanton Schwyz 2021. Im Auftrag vom Amt für Umwelt und Energie, Kanton Schwyz (en allemand).

- Schmidlin S., Weissert N., Vogel U. 2022b : DÜFUR – Dauerüberwachung der Fliessgewässer in den Urkantonen und Luzern. Kanton Obwalden 2022. Im Auftrag vom Amt für Landwirtschaft und Umwelt, Kanton Obwalden (en allemand).
- Schülting L., Dossi F., Graf W., Tonolla D. 2023 : Flow amplitude or up-ramping rate? Quantifying single and combined effects on macroinvertebrate drift during hydropeaking simulations, considering sensitive traits. *River Research and Applications* 39 : 412-426 (en anglais).
- Tanno D., Wächter K., Gerber R. 2021 : Stranden von Wasserwirbellosen bei Schwallrückgang – Fallstudie am Hinterrhein. *Eau énergie air* 113 : 89-96 (en allemand).
- Tanno D., Wächter K., Schmidlin S. 2016 : Stranden von Wasserwirbellosen bei Schwallrückgang – Ergebnisse einer Pilotstudie. *Eau énergie air* 108 : 277-284 (en allemand).
- Tonolla D., Chaix O., Meile T., Zurwerra A., Büsser P., Oppliger S., Essyad K. 2017 : Éclusées – Mesures d’assainissement. Un module de l’aide à l’exécution Renaturation des eaux. Office fédéral de l’environnement, Berne. L’environnement pratique n° 1701.
- Tonolla D., Dossi F., Kastenhofer O., Döring M., Hauer C., Graf W., Schülting L. 2023 : Effects of hydropeaking on drift, stranding and community composition of macroinvertebrates: A field experimental approach in three regulated Swiss rivers. *River Research and Applications* 39 : 427-443 (en anglais).

## 10 Dérive (F1)

**Auteurs : Diego Tonolla, Nico Bätz, Stephanie Schmidlin**

### 10.1 Introduction

#### Définition de la dérive et principaux processus

La dérive est le transport, par le courant, d'organismes aquatiques en direction de l'aval (Waters 1972 ; Brittain et Eikeland 1988). La dérive naturelle du macrozoobenthos dans les cours d'eau a une influence considérable sur la dissémination et la propagation des organismes (Palmer et al. 1996 ; Matthaei et al. 1997). La dérive du macrozoobenthos comprend trois processus fondamentaux (fig. 37). D'abord, le macrozoobenthos se détache du substrat : c'est le début de la dérive (« drift entry » ; A). Vient ensuite la dérive dans la colonne d'eau (transport par dérive ; flèches AB, AC, AD, AE). Enfin, c'est la fin de la dérive (« drift exit ») du fait de la prédation (B), de la redescente passive sur le fond du lit (C), du déplacement actif vers de nouvelles zones ou de l'échouage (D), ou de l'émergence, c'est-à-dire la sortie de l'habitat aquatique (phase adulte ; E).

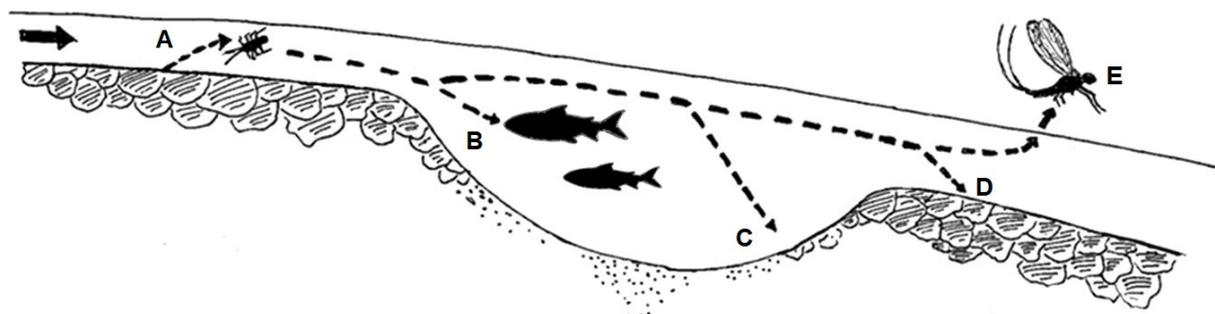


Figure 37. Représentation schématique des principaux processus de dérive : début de la dérive (A), fin de la dérive du fait de la prédation (B), de la redescente passive sur le fond du lit (C), du déplacement actif vers de nouvelles zones ou de l'échouage (D), de l'émergence (E). Source : d'après Naman et al. (2016).

#### Facteurs susceptibles d'influencer la dérive

La dérive du macrozoobenthos en tant que comportement volontaire est généralement appelée « dérive active », « comportementale » ou « volontaire ». En revanche, si les organismes sont contraints de dériver en raison du détachement mécanique du substrat, il s'agit d'une « dérive passive », « aléatoire » ou « involontaire » (Waters 1972 ; Brittain et Eikeland 1988 ; Wilzbach et al. 1988 ; Gibbins et al. 2007a ; Naman et al. 2016). La dérive active sert généralement à la dissémination des organismes et est souvent déclenchée par des facteurs biotiques tels que la prédation, la concurrence inter- et intraspécifique, la disponibilité de l'alimentation ou le stade de développement (fig. 38). Par contre, la dérive passive est la plupart du temps due à des facteurs abiotiques, surtout à des paramètres hydrauliques comme la vitesse d'écoulement et la contrainte d'entraînement au niveau du fond du lit (Minckley 1964 ; Brittain et Eikeland 1988 ; Naman et al. 2016). Par ailleurs, la « dérive de catastrophe » est causée par des perturbations extrêmes, par exemple par des événements qui provoquent une mobilisation du fond graveleux ou des matières organiques (Minckley 1964 ; Wilzbach et al. 1988). Le macrozoobenthos peut aussi dériver fortement si les sédiments tourbillonnent sans pour autant se déplacer vers l'aval (Gibbins et al. 2007a). Toutefois, comme les facteurs des deux catégories « dérive active » et « dérive passive » s'influencent mutuellement le plus souvent, il n'est pas toujours évident de savoir si la dérive est active ou passive. Ces catégories sont donc controversées (Waters 1972).

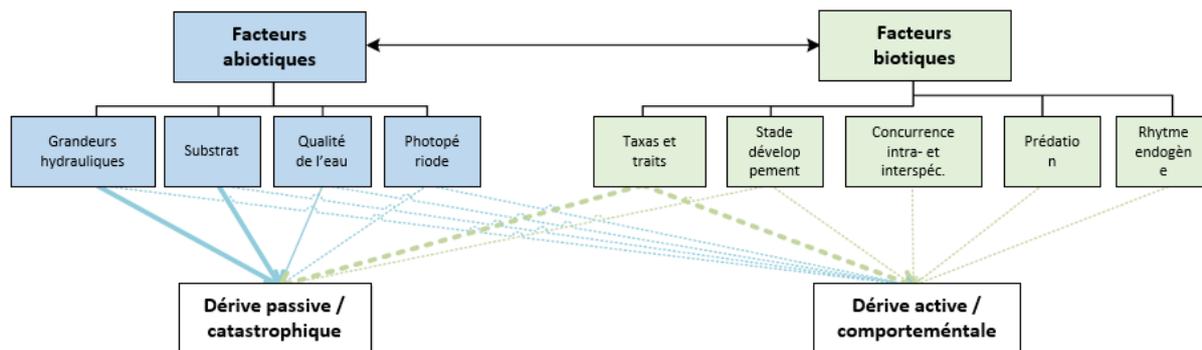


Figure 38. Représentation schématique des facteurs (liste non exhaustive ; à l'échelle de l'habitat individuel) qui influencent le détachement du macrozoobenthos du substrat (A dans fig. 37). L'épaisseur des flèches indique la force de la relation : plus la flèche est épaisse, plus la relation est forte. Les facteurs susceptibles d'être influencés par des mesures d'assainissement sont représentés par des flèches continues ; les facteurs qui ne peuvent pas être influencés par les mesures sont représentés par des flèches en pointillés.

L'exploitation par éclusées entraîne souvent une hausse brutale du débit et, par conséquent, une augmentation générale de la charge hydraulique (p. ex. vitesse d'écoulement, contrainte d'entraînement au niveau du fond du lit) dans le cours d'eau. En fonction de la composition taxonomique spécifique à l'habitat et de la sensibilité au stress hydraulique, la charge hydraulique accrue provoque le détachement mécanique du macrozoobenthos du substrat (dérive passive ; A dans fig. 37). Des éclusées fréquentes, quotidiennes, peuvent causer des pertes qui souvent ne peuvent être compensées que de manière limitée par la migration vers l'amont, par le vol de compensation et par la dérive naturelle du macrozoobenthos en amont du point de restitution.

## 10.2 Nouveaux enseignements sur la dérive et l'échouage du macrozoobenthos

Les enseignements présentés ci-après reposent essentiellement sur trois projets de recherche récemment achevés :

1. Expériences sur la dérive du macrozoobenthos dans des canaux en plein air avec quinze dispositifs expérimentaux, soit une combinaison de trois débits d'éclusee et cinq taux de montée du niveau d'eau (Schülting et al. 2023).
2. Expériences de terrain sur la dérive et l'échouage du macrozoobenthos dans trois cours d'eau à éclusées (Hasliaare, Linth et Sitter ; Tonolla et al. 2023). Les expériences consistaient en une hausse combinée de l'amplitude du débit et du taux de montée du niveau d'eau ; six expériences ont été menées par cours d'eau à éclusées.
3. Expériences de terrain sur la dérive du macrozoobenthos au moyen d'un canal expérimental amovible dans le cours supérieur de l'Emme, non influencée par les éclusées (Friese et al. 2024). Au total, 45 passages expérimentaux (à différents endroits) ont été effectués afin d'évaluer l'effet de l'élévation de la vitesse d'écoulement à l'échelle de l'habitat individuel.

### Effets significatifs des éclusées sur la dérive générale et l'échouage

L'exploitation par éclusées a des effets significatifs sur la dérive passive et sur l'échouage du macrozoobenthos, sur la composition de la biocénose benthique et sur la dérive des matières organiques à particules fines et grossières. Par rapport au débit plancher et au débit résiduel en amont, le débit d'éclusee accroît généralement la dérive du macrozoobenthos. La dérive est maximale pendant la phase de montée et au début du débit d'éclusee, lorsque la charge hydraulique change dans les habitats (Imbert et Perry 2000 ; Miller et Judson 2014 ; Bruno et al. 2010, 2016 ; Timusk et al. 2016 ; Schülting et al. 2018, 2023 ; Aksamit et al. 2021 ; Tonolla et al. 2023 ; Friese et al. 2024). En outre, l'étude de Tonolla et al. (2023) étaye en partie les résultats de Tanno et al. (2021), selon lesquels le risque d'échouage augmente lorsque la dérive du macrozoobenthos s'accroît. Un autre facteur d'accentuation de la dérive du macrozoobenthos est la mobilisation des matières organiques (surtout des algues filamenteuses) présentes dans le substrat (Miller et Judson 2014 ; Bruno et al. 2016 ; Timusk

et al. 2016 ; Aksamit et al. 2021) comme de nombreux taxons se servent de matières organiques en tant qu'habitat ou source de nourriture.

### **Amplitude et magnitude de l'éclusee, première cause de dérive**

La hausse, inhérente aux éclusées, des amplitudes et des magnitudes du débit et de la charge hydraulique (surtout accroissement de la vitesse d'écoulement) doit être considérée comme la principale cause de la dérive accrue de la plupart des taxons et des groupes de caractéristiques (ou traits, c.-à-d. un groupe de taxons avec des caractéristiques morphologiques, phénologiques, physiologiques et/ou comportementales similaires ; Dawson et al. 2021) (Schülting et al. 2023 ; Tonolla et al. 2023 ; Frieze et al. 2024). Les habitats et taxons particulièrement lenticques (qui préfèrent les habitats à écoulement lent, souvent à moins de 25 cm/s ; p. ex. Schülting et al. 2023) sont très sensibles aux hausses du débit.

L'effet du taux de montée du niveau d'eau sur la dérive du macrozoobenthos est moins marqué que celui du débit d'éclusee et n'augmente que si certaines valeurs seuils relatives au débit (p. ex. conditions hydrauliques dans des habitats sensibles) sont dépassées (Tonolla et al. 2019 ; Schülting et al. 2023 ; tab. 11). Ce sont surtout les taxons qui vivent sur le fond du lit et qui ne sont pas adaptés aux courants forts qui réagissent de manière exacerbée au taux de montée du niveau d'eau (Schülting et al. 2023). Par conséquent, une diminution du taux de montée du niveau d'eau peut réduire la dérive étant donné que le macrozoobenthos vivant sur le substrat a plus de temps pour trouver un abri dans l'interstitiel graveleux (zone hyporhéique) pendant l'augmentation du débit (Imbert et Perry 2000 ; Timusk et al. 2016 ; Schülting et al. 2022). Toutefois, le plus efficace demeure la diminution de l'amplitude et de la magnitude de l'éclusee : de manière générale, elle réduit la charge hydraulique maximale dans les habitats sensibles.

### **Rapport entre le débit d'éclusee et le débit plancher, première cause d'échouage**

Bien que cela ne soit pas évident, l'échouage du macrozoobenthos induit par les éclusées dépend du taux de descente du niveau d'eau (Kroger 1973 ; Perry et Perry 1986 ; Tonolla et al. 2023) et du rapport entre le débit d'éclusee et le débit plancher (Tanno et al. 2016 ; Tonolla et al. 2023). Une hausse du rapport entre le débit d'éclusee et le débit plancher entraîne une augmentation de l'échouage chez la plupart des taxons, éventuellement en raison d'une dérive accrue (autrement dit, davantage d'organismes susceptibles de s'échouer) et d'une zone de marnage plus étendue (c.-à-d. une surface plus vaste sur laquelle des organismes peuvent s'échouer).

### **Magnitude de la dérive, très spécifique aux taxons et aux traits**

La tendance à la dérive passive, comme réaction aux éclusées, est spécifique aux taxons et aux traits (voir ci-avant) puisqu'elle est liée au degré d'adaptation aux conditions de courant fort et/ou à la capacité à rejoindre des habitats refuges (p. ex. interstitiel graveleux) (Céréghino et al. 2002). En général, les taxons nageurs dont le corps est profilé sont moins sensibles à des conditions de courant plus fort, tandis que les taxons sessiles et/ou à coquille sont inévitablement exposés aux conditions de courant plus fort et donc plus sujets à la dérive (Rader 1997). Les taxons rampants présentent différentes adaptations morphologiques qui améliorent par exemple l'adhérence au substrat. Toutefois, ils se déplacent activement, par exemple pour chercher de la nourriture, ce qui augmente la probabilité de dérive passive en cas de charge hydraulique accrue. En revanche, des taxons nageurs (p. ex. Baetidae) aux taxons capables d'une adhérence temporaire (p. ex. Simuliidae), en passant par les taxons rampants (p. ex. Heptageniidae), la probabilité de dérive active diminue (Rader 1997).

Les Limnephilidae, les Nemouridae et les Leuctridae sont souvent plus nombreux dans les tronçons à débit résiduel que dans les tronçons à éclusées (Tonolla et al. 2023). Les Limnephilidae sont également exposés à un risque élevé de dérive et d'échouage (Tonolla et al. 2023). Par exemple, l'*Allogamus auricollis* et l'*Halesus* sp. sont particulièrement sujets à la dérive (Schülting et al. 2023). Les Limnephilidae vivent sur le fond du lit, dans des habitats lenticques à écoulement lent, et résistent bien au courant du fait de leur taille et de leur forme (Rader 1997). Ce taxon quitte donc son habitat de manière légèrement passive. En outre, leur mode de déplacement lent fait que les Limnephilidae sont moins rapides à coloniser de nouveaux habitats que d'autres taxons, ce qui pourrait être une explication supplémentaire à la sensibilité particulièrement élevée aux éclusées (Graf et al. 2013 ; Leitner et al.

2017 ; Schülting et al. 2023 ; Tonolla et al. 2023). Les Simuliidae préfèrent les habitats à écoulement rapide et possèdent des adaptations (p. ex. griffes et filaments) à même de réduire une dérive passive (Rader 1997). Bien que ce taxon puisse être présent en nombre dans les tronçons à éclusées (Tonolla et al. 2023), il est souvent sujet à la dérive (Bruno et al. 2013, 2016 ; Imbert et Perry 2000 ; Tonolla et al. 2023 ; Friese et al. 2024) et à l'échouage (Perry et Perry 1986 ; Tanno et al. 2021). Comme il vit en surface, il est par nature exposé à un fort courant, ce qui explique probablement sa forte tendance à la dérive même dans des conditions naturelles (Elliott 1967). Schülting et al. (2023) ont aussi détecté une grande vulnérabilité à la dérive chez les taxons suivants : *Asellus aquaticus*, *Micrasema minimum*, Polycentropodidae et *Elmis* sp. En général, les taxons qui préfèrent les habitats à écoulement lent (souvent à moins de 25 cm/s ; p. ex. Schülting et al. 2023) et les taxons qui vivent sur le fond du lit comme *Allogamus auricollis*, *Halesus* sp., *Ephemerella mucronata* ou *Nemoura* sp./*Nemurella pictetii* sont plus sensibles et plus vulnérables à des augmentations soudaines du débit et à la charge hydraulique associée (Schülting et al. 2023).

Contrairement aux Limnephilidae, les Heptageniidae semblent plus résistants aux effets des éclusées (Moog 1993 ; Bruno et al. 2013 ; Graf et al. 2013 ; Schülting et al. 2018, 2023 ; Tonolla et al. 2023 ; Friese et al. 2024). Même si des taxons de la famille des Heptageniidae peuvent réagir différemment aux éclusées, ils préfèrent généralement les habitats à écoulement rapide sur le fond du lit et se distinguent par une grande agilité (Elliott 1971). Ainsi, ils peuvent coloniser de nouveaux habitats plus rapidement que d'autres taxons. Les Heptageniidae présentent aussi diverses adaptations morphologiques qui assurent une meilleure fixation (p. ex. corps profilé, tarse acérés et branchies ventrales faisant ventouse) et améliorent la résistance au courant (Rader 1997). Comme les Heptageniidae sont des brouteurs, ils sont toutefois tributaires de la croissance des diatomées à la surface du substrat.

Dans l'étude de Tonolla et al. (2023), les Nemouridae et les Leuctridae n'étaient pas exposés à une dérive et à un échouage particulièrement importants. Cela peut s'expliquer par la faiblesse relative de la densité des populations initiales. Schülting et al. (2023) ainsi que Friese et al. (2024) ont noté une dérive importante pour les Nemouridae (*Nemoura* sp. / *Nemurella* sp.), tandis que les Leuctridae (*Leuctra* sp.) avaient une réaction comparativement faible. Généralement, les Leuctridae réagissent faiblement aux éclusées (Moog 1993 ; De Jalon et al. 1994 ; Graf et al. 2013), étant donné qu'ils vivent essentiellement enfouis dans l'interstitiel graveleux (zone hyporhéique) et que le courant fort les fait rarement dériver.

### **Prudence lors de l'utilisation de la dérive générale et de l'échouage en tant qu'indicateurs**

Souvent, l'abondance des taxons tels que les Chironomidae et les Baetidae résistants (surtout *B. rhodani* et *B. alpinus*) dans les cours d'eau à éclusées n'est pas réduite par rapport à l'abondance dans les tronçons à débit résiduel correspondants (Tonolla et al. 2023). Il est fréquent que ces taxons soient avantagés par le régime d'éclusées et qu'ils dominent la composition de la biocénose du macrozoobenthos bien que, du fait des éclusées, ils réagissent relativement fortement à la dérive (Moog 1993 ; Imbert et Perry 2000 ; Bruno et al. 2010, 2013, 2016 ; Gibbins et al. 2016 ; Timusk et al. 2016 ; Schülting et al. 2018, 2023 ; Tanno et al. 2016, 2021 ; Tonolla et al. 2023 ; Friese et al. 2024) et à l'échouage (Perry et Perry 1986 ; Tanno et al. 2016, 2021 ; Tonolla et al. 2022). Par conséquent, certaines espèces de Chironomidae et de Baetidae sont résistantes aux éclusées et leurs exigences en matière d'habitats sont très probablement flexibles. En raison de la grande densité-dépendance de la dérive (Waters 1972), les Chironomidae et les Baetidae sont souvent fortement représentés dans les échantillons prélevés pour analyser la dérive et l'échouage. On peut en conclure qu'un échouage et/ou une dérive passive notable, en particulier de taxons abondants, n'est pas forcément un indicateur de forte sensibilité aux éclusées. C'est pourquoi la prudence est de mise lorsque la dérive générale ou l'échouage sont utilisés comme indicateurs. Il est recommandé de mettre en relation la dérive et l'échouage avec la densité benthique (p. ex. en tant que propension à la dérive, « drift propensity ») et d'effectuer les évaluations en fonction des taxons et de leurs traits écologiques.

### **Autres aspects susceptibles d'influencer la biocénose du macrozoobenthos dans les cours d'eau à éclusées**

Outre la dérive et l'échouage, la composition de la biocénose benthique est influencée par l'évolution des conditions d'habitat hydromorphologiques dans les cours d'eau à éclusées (Cushman 1985 ; Bretschko et Moog 1990 ; Kjærstad et al. 2018). Une hétérogénéité morphologique est décisive pour la présence d'habitats variés (surtout lentiques) et de refuges hydrauliques pour le macrozoobenthos, ainsi que pour la rétention des matières organiques durant le débit d'écluse (Bruno et al. 2016 ; Hauer et al. 2017 ; Friese et al. 2022). Lorsque le débit augmente, la charge hydraulique s'accroît moins fortement dans les cours d'eau à la morphologie proche de l'état naturel, avec une grande diversité structurelle et des rives à la déclivité moyenne, que dans les cours d'eau canalisés et structurellement monotones (Naman et al. 2017). Ainsi, la principale cause d'une dérive passive est atténuée. Toutefois, une grande variété structurelle et des rives à la déclivité moyenne augmentent la zone de marnage, ce qui réduit la permanence des habitats et oblige les organismes à changer de lieu (Bätz et al. 2023). Dans ces circonstances, le risque d'échouage est renforcé. Par ailleurs, certaines études ont pu montrer que les habitats lentiques (p. ex. mouilles) étaient plus sensibles (c.-à-d. dérive accrue) à une augmentation de la charge hydraulique (p. ex. hausse de la vitesse d'écoulement) que les habitats lotiques (p. ex. radiers) (Aksamit et al. 2021 ; Friese et al. 2024).

À long terme, l'interaction complexe de la dérive, de l'échouage et de l'évolution des conditions d'habitat due à l'exploitation par éclusées peut contribuer à réduire l'abondance et la biomasse et à modifier la composition de la biocénose du macrozoobenthos (Moog 1993 ; Céréghino et Lavandier 1998 ; Céréghino et al. 2002 ; Leitner et al. 2017 ; Elgueta et al. 2021). Le cas échéant, cela peut se répercuter négativement sur la métacommunauté et sur la diversité fonctionnelle du cours d'eau (Kjærstad et al. 2018 ; Ruhi et al. 2018).

De soudaines variations de la température de l'eau (pics thermiques ; chap. 8) peuvent aussi déclencher une dérive comportementale du macrozoobenthos (Carolli et al. 2012 ; Bruno et al. 2013 ; Schülting et al. 2016). La remobilisation et la remise en suspension de sédiments fins qui augmentent la turbidité et le colmatage (Hauer et al. 2019) peuvent également avoir un impact sur la dérive du macrozoobenthos. Une turbidité accrue peut accentuer l'abrasion du macrozoobenthos et des sources de nourriture potentielles (p. ex. diatomées et algues filamenteuses), tandis que le colmatage restreint l'accès à l'interstitiel graveleux (zone hyporhéique) qui est à la fois un habitat et un refuge (Bo et al. 2007 ; Crosa et al. 2010 ; Jones et al. 2012 ; Bruno et al. 2023).

Il est probable que la fréquence des éclusées et donc le nombre de dérives et d'échouages influencent considérablement la diversité et l'abondance du macrozoobenthos dans les tronçons à éclusées (Bätz et al. 2023). Une écluse qui se produit après une période prolongée sans éclusées a par exemple tendance à provoquer une forte dérive, tandis que les conséquences des éclusées suivantes sont moindres (Bruno et al. 2016 ; Irvine 1985). Cela est dû au fait que les pertes de macrozoobenthos causées par les éclusées ne peuvent être compensées que de manière limitée par la recolonisation.

### 10.3 Valeurs seuils possibles pour la dérive du macrozoobenthos

À partir des résultats des trois projets de recherche (point 10.2), il a été tenté d'identifier les valeurs seuils appliquées à la dérive du macrozoobenthos à l'échelle des habitats individuels (Tonolla et al. 2019 ; Schülting et al. 2023 ; Friese et al. 2024). Les expériences avec les canaux expérimentaux amovibles menées par Friese et al. (2024) ont montré que la dérive du macrozoobenthos réagissait bien plus fortement à l'augmentation de la charge hydraulique dans les habitats à écoulement lent à modéré ( $\leq 0,5$  m/s) que dans les habitats à écoulement rapide ( $> 0,5$  m/s). Dans les zones lentiques, les vitesses d'écoulement sont normalement faibles pendant le débit plancher ( $< 0,2$  m/s). Les expériences réalisées dans des canaux en plein air (Tonolla et al. 2019) ont révélé que, dans les zones proche des berges où la vitesse d'écoulement est lente à modérée, le risque de dérive était faible avec un débit d'écluse inférieur ou égal à  $0,5$  m/s. Les deux expériences sont en accord avec la valeur seuil établie à  $0,5$  m/s par Graf et al. (2013) qui ont montré qu'un dépassement de cette vitesse d'écoulement entraînait une baisse du nombre d'*Allogamus auricollis* (qui préfèrent les berges en pente douce et un faible courant). Schülting et al. (2023) ont fixé une valeur seuil encore plus basse pour cette espèce : environ  $0,25$  cm/min. Sur la base du rapport de Tonolla et al. (2019), des résultats obtenus par Friese et al. (2024) et des réflexions susmentionnées, les valeurs seuils sont proposées dans le tableau 11. À

l'échelle des habitats individuels, des vitesses d'écoulement entre 0,4 et 0,7 m/s augmentent modérément le risque de dérive. À des vitesses d'écoulement supérieures ou égales à 0,7 m/s, le taux de montée du niveau d'eau joue un rôle. Lorsque la vitesse d'écoulement durant le débit d'écluse se situe entre 0,7 et 1,0 m/s et que le taux de montée du niveau d'eau est supérieur ou égal à 1,0 cm/min, le risque de dérive est élevé tandis qu'il demeure modéré si le taux de montée du niveau d'eau est inférieur à 1,0 cm/min. Aucun des trois projets de recherche n'a testé des vitesses d'écoulement excédant 1 m/s. Mais si l'on tient compte des relations entre la vitesse d'écoulement et la dérive, il faut s'attendre à ce que le risque de dérive soit très important (tab. 11). De précédentes expériences dans des canaux en plein air ont aussi montré que, lorsque l'activité benthique était intense (après le coucher du soleil, pendant la nuit ou quand la température de l'eau était élevée), le taux de montée du niveau d'eau gagnait en importance étant donné que davantage d'individus se trouvaient sur le fond du lit (Schülting et al. 2018). Si le substrat et/ou des matières organiques sont mobilisés, un risque de dérive nettement plus élevé doit être escompté (« dérive catastrophique » ; Minckley 1964 ; Wilzbach et al. 1988 ; Gibbins et al. 2007b).

Tableau 11. Proposition de classes de risque de dérive du macrozoobenthos et de valeurs seuils correspondantes pour la vitesse d'écoulement pendant le débit d'écluse (dans une zone lentique inondée en permanence durant le débit plancher proche des berges) et pour le taux de montée du niveau d'eau.  $v_{40}$  : vitesse d'écoulement moyenne à 40 % de la profondeur d'eau, mesurée à partir de la surface du fond du lit. D'après Tonolla et al. (2019) et compte tenu des résultats de Friese et al. (2024).

Vitesse d'écoulement	Taux de montée du niveau d'eau	Classe de risque
$v_{40} \leq 0,4$ m/s	Non pertinent	Risque faible
$0,4 < v_{40} < 0,7$ m/s	Non pertinent	Risque modéré
$0,7 \leq v_{40} \leq 1$ m/s	< 1,0 cm/min	Risque modéré
	$\geq 1,0$ cm/min	Risque élevé
$v_{40} > 1$ m/s	Pas de données	Risque très élevé

Malgré ces résultats prometteurs, la fixation d'une valeur seuil exacte et généralisable pour les cours d'eau à éclusées sur la base de nos connaissances actuelles ne serait pas justifiée étant donné que de nombreux facteurs des dispositifs expérimentaux n'ont pas pu être suffisamment analysés (p. ex. caractéristiques spécifiques de la morphologie fluviale comme la composition du substrat ou la déclivité des rives, l'influence de la saison et du moment de la journée, la dépendance de la taille des organismes dans le cadre de la dérive). Par conséquent, les valeurs seuils proposées actuellement ne peuvent être considérées que comme une première estimation sommaire du risque de dérive. Elles doivent donc être interprétées et utilisées comme telles. En outre, les résultats présentés dans le tableau 11 reposent sur la dérive générale et ne tiennent pas compte de la réaction de certains taxons ou traits (point 10.2) qui peuvent varier d'un cours d'eau à l'autre et, ainsi, rendre plus difficile la généralisation de cette valeur seuil. Il faut aussi prendre en considération le fait que le tableau 11 n'intègre pas l'influence de la fréquence des dérives, alors que cela constitue probablement un autre facteur essentiel pour rétablir le bon fonctionnement d'une biocénose du macrozoobenthos (Bätz et al. 2023).

## 10.4 Recommandations pratiques supplémentaires

### Propositions relatives à la mise en œuvre des mesures

Dans l'ensemble, les résultats des études menées entre autres par Schülting et al. (2023), Tonolla et al. (2023) et Friese et al. (2024) montrent que la composition du macrozoobenthos (la sensibilité varie en fonction des taxons et des traits) et le contexte physique spécifique au cours d'eau (p. ex. intensité de l'écluse, complexité et diversité morphologique, distance par rapport aux populations sources potentielles) exercent une influence essentielle sur la magnitude de la dérive et de l'échouage. Comme le début de la dérive (processus A dans la fig. 37) a lieu à l'échelle local de l'habitat (« Patch »), il est recommandé d'élaborer les mesures visant à atténuer les effets négatifs des éclusées de telle sorte qu'elles soient efficaces à cette échelle (Bätz et al. 2023). Autrement dit, les mesures de construction et/ou d'exploitation devraient être pensées de manière à réduire la charge hydraulique liée à l'exploitation par éclusées qui pèse sur les habitats sensibles. Pour atteindre plus facilement cet objectif, des mesures morphologiques de petite ampleur peuvent venir compléter des mesures de construction

et/ou d'exploitation visant à diminuer l'amplitude et la magnitude de l'éclusee ainsi que les taux de montée et de descente du niveau d'eau (Friese et al. 2022 ; chap. 11). L'association de mesures de construction et/ou d'exploitation et de mesures de nature morphologique doit augmenter localement la permanence des habitats sensibles (Bätz et al. 2023) de façon à minimiser ponctuellement le processus de détachement passif du macrozoobenthos (début de la dérive ; processus A dans la fig. 37). Ce sont surtout les taxons et les groupes de caractéristiques (traits) sensibles au courant ainsi que les habitats lenticques correspondants, à écoulement lent, qui semblent réagir de manière particulièrement forte à une hausse de la charge hydraulique.

Outre l'augmentation de la permanence des habitats, les mesures dans le domaine des éclusées et les éventuelles mesures de revitalisation et d'assainissement du régime de charriage devraient viser la prévention du colmatage et des déficits en substrat (Hauer et al. 2019 ; Friese et al. 2022), afin de permettre à l'interstitiel graveleux (zone hyporhéique) de rester un habitat et un refuge potentiel pendant l'exploitation par éclusées (Bruno et al. 2010, 2020 ; Stubbington 2012). Par ailleurs, la reconnexion d'affluents et/ou de débits entrants ayant un régime d'écoulement et sédimentaire naturels, ainsi que l'amélioration de la morphologie en amont des tronçons concernés par l'exploitation par éclusées (p. ex. dans le tronçon à débit résiduel) peuvent permettre l'apparition d'habitats refuges et de populations sources et donc favoriser une recolonisation plus rapide en aval des centrales hydroélectriques (Bruno et al. 2016 ; Hauer et al. 2017 ; Kennedy et al. 2016 ; Milner et al. 2019 ; Aksamit et al. 2021 ; Friese et al. 2022). Des recommandations concernant la conception de mesures morphologiques à petite échelle, localisées dans les tronçons à éclusées et destinées au macrozoobenthos sont détaillées au chapitre 11 et dans l'ouvrage de Friese et al. (2022).

#### **Prélèvement d'échantillon de dérive sur le terrain et choix d'indicateur pour la dérive**

Les recommandations pour les relevés sur le terrain de la dérive du macrozoobenthos figurent par exemple dans l'ouvrage de Tonolla et al. (2019), dans le rapport méthodologique de Pegel (1980) et dans différents rapports établis par des bureaux spécialisés (p. ex. Limnex 2006, 2009 ; BGF 2009 ; Consorzio D.R.I.F.T. 2011). Il convient avant tout de noter que le détachement du macrozoobenthos du substrat (début de la dérive ; processus A dans la fig. 37) peut se produire plusieurs mètres en amont du filet de dérive, où peuvent régner des conditions hydrauliques et d'habitat complètement différentes de celles observées au niveau du filet (Gibbins et al. 2016). C'est la raison pour laquelle une corrélation directe entre la dérive et la vitesse d'écoulement (le plus souvent mesurée devant le filet de dérive) est entourée de nombreuses incertitudes. En outre, le choix du paramètre de réponse (p. ex. densité de dérive, taux de dérive, intensité de la dérive, propension à la dérive) est déterminant. Par exemple, l'utilisation de la densité de dérive (c.-à-d. du nombre d'organismes emportés par le courant divisé par le volume d'eau) en tant qu'indicateur réduit artificiellement l'impact des essais avec éclusées de grande amplitude et vitesses d'écoulement correspondantes, étant donné que la dérive du macrozoobenthos n'augmente généralement pas proportionnellement à la hausse du volume d'eau et crée, par conséquent, un effet de dilution (Pegel 1980 ; Naman et al. 2017). Selon Pegel (1980), un doublement de la vitesse d'écoulement se traduit par une division par deux de la densité de dérive, pour autant que le même nombre d'individus soient susceptibles de dériver (fig. 39). Naman et al. (2017) ont montré que la densité de dérive était négativement corrélée au volume d'eau, tandis que c'était l'inverse pour le flux de dérive (c.-à-d. le nombre total d'organismes benthiques emportés par le courant). C'est la raison pour laquelle par exemple Tonolla et al. (2023) et Friese et al. (2024) ont exprimé la dérive en tant qu'intensité de la dérive (c.-à-d. nombre d'individus emportés par le courant rapporté à la surface du filet de dérive et à la durée de l'exposition : indiv./m<sup>2</sup>min) car celle-ci n'est pas influencée par des effets de dilution. En raison de la grande densité-dépendance de la dérive (Waters 1972), la propension à la dérive (c.-à-d. le rapport entre le nombre d'individus emportés par le courant et le nombre total d'organismes benthiques) doit être considérée comme un autre indicateur important. Elle renseigne sur la sensibilité et la résistance à la dérive de certains taxons et traits écologiques.

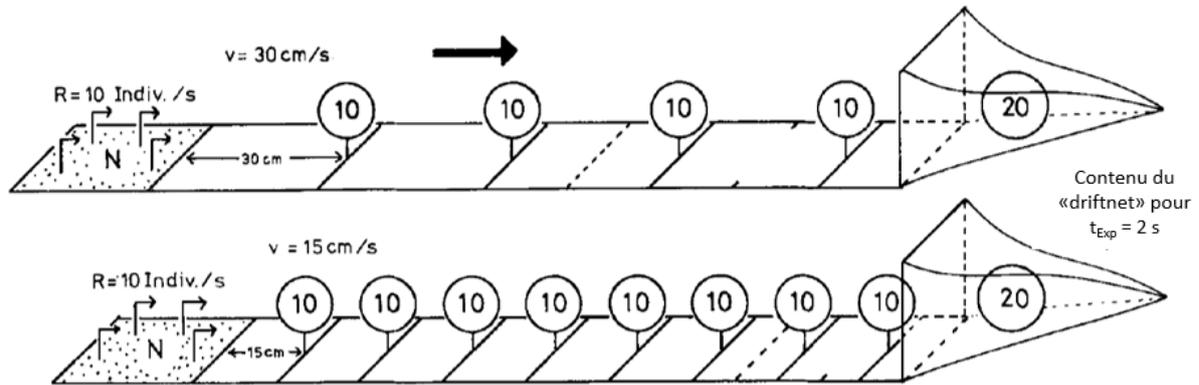


Figure 39. Modèle simplifié permettant de décrire l'influence de la vitesse d'écoulement sur la densité de dérive. La même population est exposée successivement à différentes vitesses d'écoulement. Dans les deux cas, chaque seconde, dix organismes se détachent du substrat ( $R = 10$  indiv./s). Ils sont emportés dans le sens du courant. La vitesse d'écoulement détermine à quel intervalle les organismes se succèdent. Un filet de dérive couvrant toute la section transversale du cours d'eau est exposé pendant deux secondes ( $t_{Exp} = 2$  s). À une vitesse d'écoulement  $v = 30$  cm/s, une masse d'eau d'une longueur de 60 cm met deux secondes pour traverser le filet. Cette masse d'eau contenait 20 individus qui se trouvent à présent dans le filet de dérive. À une vitesse d'écoulement  $v = 15$  cm/s, seule une masse d'eau d'une longueur de 30 cm est filtrée. Mais elle contenait également 20 individus. L'intensité de la dérive est la même dans les deux cas. Toutefois, la densité de dérive est doublée lorsque la vitesse d'écoulement est divisée par deux. Source (illustration et texte) : Pegel (1980).

## 10.5 Bibliographie

- Aksamit C.K., Carolli M., Vanzo D., Weber C., Schmid M. 2021 : Macroinvertebrate recovery to varying hydropeaking frequency: A small hydropower plant experiment. *Frontiers in Environmental Science* 8 : 602374 (en anglais).
- Bätz N., Judes C., Weber C. 2023 : Nervous habitat patches: The effect of hydropeaking on habitat dynamics. *River Research and Applications* 39 : 349-363 (en anglais).
- BGF 2009 : Erneuerung Kraftwerk Amsteg. Gewässerökologisch verträgliche Ausgestaltung des Schwallregimes. z.H. SBB (en allemand).
- Bo T., Fenoglio S., Malacarne G., Pessino M., Sgariboldi F. 2007 : Effects of clogging on stream macroinvertebrates: An experimental approach. *Limnologica* 37 : 186-192 (en anglais).
- Bretschko G., Moog O. 1990 : Downstream effects of intermittent power generation. *Water Science & Technology* 22 : 127-135 (en anglais).
- Brittain J.E., Eikeland T.J. 1988 : Invertebrate Drift – A Review. *Hydrobiologia* 166 : 77-93 (en anglais).
- Bruno M.C., Cashman M.J., Maiolini B., Biffi S., Zolezzi G. 2016 : Responses of benthic invertebrates to repeated hydropeaking in seminatural flume simulations. *Ecohydrology* 9 : 68-82 (en anglais).
- Bruno M.C., Doretto A., Boano F., Ridolfi L., Fenoglio S. 2020 : Role of the hyporheic zone in increasing the resilience of mountain streams facing intermittency. *Water* 12 : 2034 (en anglais).
- 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). *Limnologica* 40 : 281-290 (en anglais).
- Bruno M.C., Siviglia A., Carolli M., Maiolini B. 2013 : Multiple drift responses of benthic invertebrates to interacting hydropeaking and thermopeaking waves. *Ecohydrology* 6 : 511-522 (en anglais).
- Bruno M.C., Vallefuoco F., Casari A., Larsen S., Dallafior V., Zolezzi G. 2023 : Moving waters to mitigate hydropeaking: A case study from the Italian Alps. *River Research and Applications* 39 : 570-587 (en anglais).
- Carolli M., Bruno M.C., Siviglia A., Maiolini B. 2012 : Responses of benthic invertebrates to abrupt changes of temperature in flume simulations. *River Research and Applications* 28 : 678-691 (en anglais).
- Céréghino R., Cugny P., Lavandier P. 2002 : Influence of intermittent hydropeaking on the longitudinal zonation patterns of benthic invertebrates in a mountain stream. *International Review of Hydrobiology* 87 : 47-60 (en anglais).
- Céréghino R., Lavandier P. 1998 : Influence of hypolimnetic hydropeaking on the distribution and population dynamics of Ephemeroptera in a mountain stream. *Freshwater Biology* 40 : 385-399 (en anglais).
- Consorzio DRIFT 2011 : Studio degli effetti delle variazioni di portata indotti dalla regimazione idroelettrica lungo il fiume Ticino. À l'intention du canton du Tessin (en italien).

- Crosa G., Castelli E., Gentili G., Espa P. 2010 : Effects of suspended sediments from reservoir flushing on fish and macroinvertebrates in an alpine stream. *Aquatic Science* 72 : 85-95 (en anglais).
- Cushman R.M. 1985 : Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. *North American Journal of Fisheries Management* 5 : 330-339 (en anglais).
- Dawson S.K., Carmona C.P., González-Suárez M., Jönsson M., Chichorro F., Mallen-Cooper M., Melero Y., Moor H., Simaika J.P., Duthie A.B. 2021 : The traits of “trait ecologists”: An analysis of the use of trait and functional trait terminology. *Ecology and Evolution* 11 : 16434-16445 (en anglais).
- De Jalón D.G., Sanchez P., Camargo J.A. 1994 : Downstream effects of a new hydropower impoundment on macrophyte, macroinvertebrate and fish communities. *Regulated Rivers: Research and Management* 9 : 253-261 (en anglais).
- Elgueta A., Górski K., Thoms M., Fierro P., Toledo B., Manosalva A., Habit E. 2021 : Interplay of geomorphology and hydrology drives macroinvertebrate assemblage responses to hydropeaking. *Science of The Total Environment* 768 : 144262 (en anglais).
- Elliott J.M. 1971 : The distances travelled by drifting invertebrates in a Lake District stream. *Oecologia* 6 : 191-220 (en anglais).
- Friese N., Tonolla D., Weber C., Bätz N. 2024 : Einfluss von Hydraulik und Habitattyp auf die Drift von Makroinvertebraten unter Schwall-Sunk: Ein Feldexperiment. *Eau énergie air* (en cours d'élaboration, en allemand).
- Friese N., Weber C., Rachely C., Weitbrecht V., Bätz N. 2022 : Kleinräumige baulich-morphologische Massnahmen in der Schwall-Sunk Sanierung: Wirksamkeit für das Makrozoobenthos? *Eau énergie air* 114 : 9-17 (en allemand).
- Gibbins C., Vericat D., Batalla R.J. 2007a : When is stream invertebrate drift catastrophic? The role of hydraulics and sediment transport in initiating drift during flood events. *Freshwater Biology* 52 : 2369-2384 (en anglais).
- Gibbins C., Vericat D., Batalla R.J., Buendia C. 2016 : Which variables should be used to link invertebrate drift to river hydraulic conditions? *Fundamental and Applied Limnology* 187 : 191-205 (en anglais).
- Gibbins C., Vericat D., Batalla R.J., Gomez C.M. 2007b : Shaking and moving: low rates of sediment transport trigger mass drift of stream invertebrates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64 : 1-5 (en anglais).
- Graf W., Leitner P., Moog O., Steidl C., Salcher G., Ochsenhofer G., Müllner K. 2013 : Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern – Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten. *Vienne (Autriche). Datenerhebung und Analyse Benthische Invertebraten* (en allemand).
- Hauer C., Holzappel 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 (en anglais).
- Hauer C., Holzappel P., Tonolla D., Habersack H., Zolezzi G. 2019 : In situ measurements of fine sediment infiltration (FSI) in gravel-bed rivers with a hydropeaking flow regime. *Earth Surface Processes and Landforms* 44 : 433-448 (en anglais).
- Imbert J.B., Perry J.A. 2000 : Drift and benthic invertebrate responses to stepwise and abrupt increases in non-scouring flow. *Hydrobiologia* 436 : 191-208 (en anglais).
- Irvine J.R. 1985 : Effects of successive flow perturbations on stream invertebrates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42 : 1922-1927 (en anglais).
- Jones J.I., Murphy J.F., Collins A.L., Sear D.A., Naden P.S., Armitage P.D. 2012 : The impact of fine sediment on macro-invertebrates. *River Research and Applications* 28 : 1055-1071 (en anglais).
- 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 : 561-575 (en anglais).
- Kjærstad G., Arnekleiv J.V., Speed J.D.M., Herland A.K. 2018 : Effects of hydropeaking on benthic invertebrate community composition in two central Norwegian rivers. *River Research and Applications* 34 : 218-231 (en anglais).
- Kroger R.L. 1973 : Biological effects of fluctuating water levels in the Snake River, grand Teton National Park, Wyoming. *The American Midland Naturalist* 89 : 478-481 (en anglais).
- Leitner P., Hauer C., Graf W. 2017 : Habitat use and tolerance levels of macroinvertebrates concerning hydraulic stress in hydropeaking rivers – A case study at the Ziller River in Austria. *Science of The Total Environment* 575 : 112-118 (en anglais).
- Limnex 2006 : Schwallversuche in der Linth: ökologische Auswirkungen von schwalldämpfenden Massnahmen. Bericht zuhanden des kantonalen Amtes für Umweltschutz, Glaris (en allemand).
- Limnex 2009 : Schwall-Sunk in der Hasliaare. Bericht zuhanden der Kraftwerke Oberhasli AG (en allemand).
- Matthaei C., Uehlinger U., Frutiger A. 1997 : Response of benthic invertebrates to natural versus experimental disturbance in a Swiss prealpine river. *Freshwater Biology* 37 : 61-77 (en anglais).

- Miller S.W., Judson S. 2014 : Responses of macroinvertebrate drift, benthic assemblages, and trout foraging to hydropeaking. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71 : 675-687 (en anglais).
- 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 : 291-305 (en anglais).
- Minckley W.L. 1964 : Upstream movements of *Gammarus* (Amphipoda) in Doe Run, Meade County, Kentucky. *Ecology* 45 : 195-197 (en anglais).
- Moog O. 1993 : Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts. *Regulated Rivers: Research & Management* 8 : 5-14 (en anglais).
- Naman S.M., Rosenfeld J.S., Richardson J.S. 2016 : Causes and consequences of invertebrate drift in running waters: from individuals to populations and trophic fluxes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 73 : 1292-1305 (en anglais).
- Naman S.M., Rosenfeld J.S., Richardson J.S., Way J.L. 2017 : Species traits and channel architecture mediate flow disturbance impacts on invertebrate drift. *Freshwater Biology* 62 : 340-355 (en anglais).
- Palmer M.A., Allan J.D., Butman C.A. 1996 : Dispersal as a regional process affecting the local dynamics of marine and stream benthic invertebrates. *Trends in Ecology & Evolution* 11 : 322-326 (en anglais).
- Pegel M. 1980 : Zur Methodik der Driftmessung in der Fließgewässerökologie unter besonderer Berücksichtigung der Simuliidae (Diptera). *Journal of Applied Entomology* 89 : 198-214 (en allemand).
- Perry S.A., Perry W.B. 1986 : Effects of experimental flow regulation on invertebrate drift and stranding in the Flathead and Kootenai Rivers, Montana, USA. *Hydrobiologia* 134 : 171-182 (en anglais).
- Rader R.B. 1997 : A functional classification of the drift: traits that influence invertebrate availability to salmonids. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54 : 1211-1234 (en anglais).
- Ruhi A., Dong X., McDaniel C.H., Batzer D.P., Sabo J.L. 2018 : Detrimental effects of a novel flow regime on the functional trajectory of an aquatic invertebrate metacommunity. *Global Change Biology* 24 : 3749-3765 (en anglais).
- Schülting L., Dossi F., Graf W., Tonolla D. 2023 : Flow amplitude or up-ramping rate? Quantifying single and combined effects on macroinvertebrate drift during hydropeaking simulations, considering sensitive traits. *River Research and Applications* 39 : 412-426 (en anglais).
- Schülting L., Feld C.K., Graf W. 2016 : Effects of hydro- and thermopeaking on benthic macroinvertebrate drift. *Science of The Total Environment* 573 : 1472-1480 (en anglais).
- Schülting L., Feld C.K., Zeiringer B., Hušek H., Graf W. 2018 : Macroinvertebrate drift response to hydropeaking: An experimental approach to assess the effect of varying ramping velocities. *Ecohydrology* 12 : e2032 (en anglais).
- Stubbington R. 2012 : The hyporheic zone as an invertebrate refuge: A review of variability in space, time, taxa and behaviour. *Marine & Freshwater Research* 63 : 293-311 (en anglais).
- Tanno D., Wächter K., Gerber R. 2021 : Stranden von Wasserwirbellosen bei Schwallrückgang – Fallstudie am Hinterrhein. *Eau énergie air* 113 : 89-96 (en allemand).
- Tanno D., Wächter K., Schmidlin S. 2016 : Stranden von Wasserwirbellosen bei Schwallrückgang – Ergebnisse einer Pilotstudie. *Eau énergie air* 108 : 277-284 (en allemand).
- Timusk E.R., Smokorowski K.E., Jones N.E. 2016 : An experimental test of sub-hourly changes in macroinvertebrate drift density associated with hydropeaking in a regulated river. *Journal of Freshwater Ecology* 31 : 555-570 (en anglais).
- Tonolla D., Dossi F., Kastenhofer O., Döring M., Hauer C., Graf W., Schülting L. 2023 : Effects of hydropeaking on drift, stranding and community composition of macroinvertebrates: A field experimental approach in three regulated Swiss rivers. *River Research and Applications* 39 : 427-443 (en anglais).
- Tonolla D., Schülting L., Dossi F., Di Cugno N., Hauer C., Döring M., Graf W. 2019 : Assessment of hydropeaking impacts on the drift of aquatic macroinvertebrates – Flume and field experiments. Final report for the Swiss Federal Office for the Environment (FOEN) (en anglais).
- Waters T.F. 1972 : The drift of stream insects. *Annual Review of Entomology* 17 : 253-272 (en anglais).
- Wilzbach M., Cummins K., Knapp R.A. 1988 : Toward a functional classification of stream invertebrate drift. *Internationale Vereinigung für Theoretische Und Angewandte Limnologie: Verhandlungen* 23 : 1244-1254 (en anglais).

## 11 Mesures d'adaptations morphologiques à petite échelle

**Auteurs : Diego Tonolla, Nico Bätz**

Pour réduire les conséquences des éclusées, il est possible d'apporter au lit du cours d'eau de petites adaptations morphologiques localisées (annexe E du module « Éclusées – Mesures d'assainissement » de l'aide à l'exécution ; Tonolla et al. 2017). Ces mesures mises en œuvre dans le lit du cours d'eau peuvent améliorer l'efficacité écologique des mesures de construction et d'exploitation et ne visent pas directement à modifier les hydrogrammes en aval du point de restitution. Il est à noter que des mesures morphologiques à petite échelle ne modifient pas la morphologie du cours d'eau à grande échelle comme cela peut être le cas dans le cadre des revitalisations.

Friese et al. (2022) décrivent la manière dont différentes structures peuvent influencer les dynamiques locales d'écoulement et des sédiments (fig. 40). Des structures en bois mort, des épis, des anses ou des groupes de rochers peuvent par exemple être utilisés en tant que petites mesures morphologiques permanentes et, par conséquent, créer des zones structurées, calmes sur le plan hydraulique, et augmenter la diversité hydromorphologique. Des petites mesures morphologiques mobiles, telles que des déflecteurs (Bartoň et al. 2023), pourraient aussi être mises en œuvre pour influencer localement la charge hydraulique (p. ex. courant fort) pendant des périodes écologiquement sensibles. Friese et al. (2022) ont détaillé les relations entre les mesures d'adaptations morphologiques modestes et le macrozoobenthos. Les enseignements tirés sur les mesures morphologiques à petite échelle pour les poissons figurent par exemple dans les ouvrages de Ribí et al. (2014), de Costa et al. (2019) et de Boavida et al. (2023).

De manière générale, les petites mesures morphologiques doivent viser une augmentation ponctuelle de la persistance temporelle des conditions d'habitat appropriées (Bätz et al. 2023). Dans la plupart des cas, cela implique de diminuer localement la hausse de la charge hydraulique pendant la phase de montée et durant le débit d'écluse et/ou de réduire ponctuellement la mise à sec de la zone de marnage pendant la phase de descente et durant le débit plancher. Pour garantir l'efficacité de telles mesures, les conditions d'habitat à créer et les permanences nécessaires devraient être alignées sur les besoins des espèces cibles et de leurs stades de développement.

Des mesures morphologiques à petite échelle devraient non pas altérer la protection contre les crues mais permettre une mobilisation régulière du substrat pour empêcher un colmatage durable. Si cela est identifié comme un problème, ces mesures pourraient aussi être axées sur l'absorption des variations de la température et/ou sur l'amélioration de la rétention des matières organiques (importantes en tant qu'habitat et source de nourriture pour les organismes). En outre, ces mesures devraient être adaptées de manière à ce qu'elles favorisent le démarrage de processus de développement autonome, tout en respectant le régime de charriage et d'écoulement du bassin versant. Ainsi, leur longévité peut être maximisée et la charge de leur entretien, minimisée.

**Effet sur les principaux facteurs d'influence de l'exploitation par éclusées sur les insectes aquatiques (macrozoobenthos)**

Type de mesure	Réduction de la charge hydraulique	Inondation permanente	Réduction des variations de la température	Stimulation de la dynamique naturelle des sédiments		Rétention des matières organiques	Exemples/références
				Mobilisation du substrat / décolmatage	Tri renforcé du substrat		
<b>Structures en bois mort</b> 	Réduction dans la zone de courant remontant. Globalement, hausse de la variabilité. Éventuellement, hausse dans le profil transversal dégagé du cours d'eau et sur la rive opposée	Aucun effet*	Aucun effet	Décolmatage local en cas de crue. Éventuellement, transport localement accru dans le profil transversal dégagé du cours d'eau et sur la rive opposée	Effets de tri localement accrus dans la zone de courant remontant. Éventuellement, dépôt de sédiments fins	Hausse de la rétention de matières organiques grossières (p. ex. feuilles)	Schweizer et al. 2016 Mende 2018, 2021 Widmer et al. 2019
<b>Divers types d'épis</b> 	Réduction dans le champ d'épis. Globalement, hausse de la variabilité. Éventuellement, hausse dans le profil transversal dégagé du cours d'eau	Selon les types d'épis et le rapport avec le niveau d'eau moyen en cas d'éclusee, mise à sec éventuellement forte dans le champ d'épis*	Selon le volume du champ d'épis, du type d'épis et le rapport avec le niveau d'eau moyen en cas d'éclusee. Éventuellement, réduction des variations et atténuation des gradients	Décolmatage local en cas de crue. Éventuellement, transport localement accru dans le profil transversal dégagé du cours d'eau	Effets de tri accrus. Éventuellement, dépôt de sédiments fins dans le champ d'épis	Effet minime. Éventuellement, rétention de feuilles et de bois mort dans le champ d'épis	Werdenberg et al. 2014 Li et al. 2019
<b>Anses</b> 	Réduction dans les anses, influence minime dans le profil transversal dégagé du cours d'eau	Selon la mise en œuvre et le rapport avec le niveau d'eau moyen en cas d'éclusee, mise à sec éventuellement forte du fait de l'apparition de rives plates	Selon la taille et le raccordement ou non au courant principal, éventuellement atténuation des variations	Aucun effet	Effets de tri localement accrus dans la zone de courant remontant. Éventuellement, dépôt de sédiments fins	Effet minime. Éventuellement, rétention de feuilles	Ribi et al. 2014

<b>Groupe de rochers / blocs de pierre</b> 	Réduction dans la zone de courant remontant. Globalement, hausse de la variabilité	Aucun effet*	Aucun effet	Aucun effet	Effets de tri localement accrus dans la zone de courant remontant. Éventuellement, dépôt de sédiments fins	Effet minime. Éventuellement, rétention de feuilles et de bois mort	Schweizer et al. 2016 Li et al. 2019
---	---	--------------	-------------	-------------	---	---	---

Figure 40. Exemples de petites mesures morphologiques et de leur possible effet sur les principaux facteurs d'influence de l'exploitation par éclusées sur le macrozoobenthos. \* Selon la structure, augmentation de la surface mise à sec. La liste complète et les sources figurent dans l'ouvrage de Friese et al. (2022).

## 11.1 Bibliographie

- Bätz N., Judes C., Weber C. 2023 : Nervous habitat patches: The effect of hydropeaking on habitat dynamics. *River Research and Applications* 39 : 349-363 (en anglais).
- Bartoň D, Sajdlová Z., Kolařík T., Kubečka J., Duras J., Kortan D., Šmejkal M. 2023 : Use of a flow deflector to protect rheophilic fish spawning grounds during hydropeaking. *River Research and Applications* 3 : 561-569 (en anglais).
- Boavida I., Costa M.J., Portela M.M., Godinho F., Tuhtan J., Pinheiro A. 2023 : Do cyprinid fish use lateral flow-refuges during hydropeaking? *River Research and Applications* 39 : 554-560 (en anglais).
- Costa M.J., Fuentes-Pérez J.F., Boavida I., Tuhtan J.A., Pinheiro A.N. 2019 : Fish under pressure: Examining behavioural responses of Iberian barbel under simulated hydropeaking with instream structures. *PLoS ONE* 14 : e0211115 (en anglais).
- Friese N., Weber C., Rachely C., Weitbrecht V., Bätz N. 2022 : Kleinräumige baulich-morphologische Massnahmen in der Schwall-Sunk Sanierung: Wirksamkeit für das Makrozoobenthos? *Eau énergie air* 114 : 9-17 (en allemand).
- Ribi J.M., Boillat J.L., Peter A, Schleiss A.J. 2014 : Attractiveness of a lateral shelter in a channel as a refuge for juvenile brown trout during hydropeaking. *Aquatic Sciences* 76 : 527-541 (en anglais).
- Tonolla D., Chaix O., Meile T., Zurwerra A., Büsser P., Oppliger S., Essyad K. 2017 : Éclusées – Mesures d’assainissement. Un module de l’aide à l’exécution Renaturation des eaux. Office fédéral de l’environnement, Berne. L’environnement pratique n° 1701.

## 12 Systèmes de stockage d'énergie et autres mesures possibles

**Auteur : Diego Tonolla**

Les conséquences hydrologiques des éclusées peuvent être atténuées en premier lieu par des mesures de construction. À la demande du détenteur d'une centrale hydroélectrique, des mesures d'exploitation peuvent également être prises (art. 39a, al. 1, LEaux). Jusqu'à présent, la planification des mesures privilégiait la construction souterraine ou à l'air libre de volumes de rétention, éventuellement en combinaison avec des mesures d'exploitation et/ou des mesures d'adaptations morphologiques à petite échelle (p. ex. arbres en épi, souches, groupes de blocs de pierre, épis ; chap. 11). Le tableau E1 de l'annexe E du module « Éclusées – Mesures d'assainissement » (Tonolla et al. 2017) de l'aide à l'exécution présente une liste non exhaustive de mesures de construction possibles pour assainir les éclusées. Outre ces mesures, d'autres méthodes, procédés et systèmes de stockage d'énergie peuvent être utilisés pour réduire les effets hydrologiques des éclusées (Greimel et al. 2021 ; Hayes et al. 2022).

Il s'agit, par exemple, des systèmes de stockage d'énergie basés sur la pesanteur (p. ex. <https://www.energyvault.com/ldes>) et de la compression d'air dans des cavernes souterraines (« air cushion underground cavern »). L'air comprimé stocké sous terre est utilisé pour déclencher la distribution d'eau (Storli et Lundström 2019). Comme alternative aux volumes de rétention, Anindito et al. (2019) proposent d'utiliser des systèmes de stockage d'énergie sous forme de batteries. Ces auteurs partent du principe que l'utilisation de batteries au lithium-ion jusqu'en 2025 est envisageable pour concurrencer la construction de volumes de rétention. Il est effectivement supposé que des accumulateurs d'énergie et des systèmes solaires abordables suffisent à éviter une forte exploitation par éclusées dans les systèmes d'énergies renouvelables du futur (Haas et al. 2019). Les systèmes de stockage d'énergie sous forme de batteries jouent dès aujourd'hui un rôle majeur dans le secteur énergétique : ils occupent la deuxième place mondiale au classement des accumulateurs d'énergie derrière les centrales à pompage-turbinage et sont la technologie de stockage qui connaît la croissance la plus rapide (Wyss et al. 2022). Ils peuvent constituer une mesure combinée intéressante, en particulier pour réduire les volumes de rétention tels que les bassins ou cavernes de compensation (Höfkes et al. 2022 ; Wyss et al. 2022), et devraient être envisagés comme des mesures possibles (dans l'étude de variantes).

En outre, des soupapes by-pass automatiques sont proposées dans la « European library of mitigation measures » (bibliothèque européenne de mesures d'atténuation ; Commission européenne 2020) en tant que mesures efficaces sur le plan écologique pour réduire le risque d'échouage dû aux éclusées et à des arrêts imprévus des centrales (Halleraker et al. 2023). À ce jour, on connaît aussi des mesures visant à atténuer les effets négatifs des pics thermiques (chap. 8), par exemple des arrivées d'eau dynamiques dans les réservoirs (« reservoir intakes ») imitant les températures naturelles de l'eau en aval du point de restitution (Halleraker et al. 2022). À cet égard, les nouveaux ouvrages hydroélectriques sont de plus en plus souvent équipés de structures d'arrivée d'eau sélective (« selective intake structures ») afin de répondre aux exigences en matière de température (Olden et Naiman 2010 ; Svoboda et al. 2019 ; Heggenes et al. 2021 ; Kim et Choi 2021).

### 12.1 Bibliographie

- Anindito Y., Haas J., Olivares M., Nowak W., Kern J. 2019 : A new solution to mitigate hydropeaking? Batteries versus re-regulation reservoirs. *Journal of Cleaner Production* 210 : 477-489 (en anglais).
- Commission européenne 2020 : European commission guidance document No. 37. Steps for defining and assessing ecological potential for improving comparability of heavily modified water bodies (en anglais).
- Greimel F., Neubarth J., Fuhrmann M., Zoltan L., Zeiringer B., Schülting L., Führer S., Auer S., Leitner P., Dossi F., Holzapfel P., Pflieger M., Leobner I., Sumper R., Pazmandy J., Graf W., Hauer C., Schmutz S. 2021 : SuREmMa+: Entwicklung einer Methode zur ökologischen und energiewirtschaftlichen Bewertung von Maßnahmen zur Minderung von negativen schwall- und sunkbedingten ökologischen Auswirkungen. *Forschungsbericht*, Vienne (en allemand).

- Haas J., Nowak W., Palma-Behnke R. 2019 : Multi-objective planning of energy storage technologies for a fully renewable system: Implications for the main stakeholders in Chile. *Energy Policy* 126 : 494-506 (en anglais).
- Halleraker J.H., Kenawi M.S., L'Abée-Lund J.H., Bakken T.H., Alfredsen K. 2022 : Assessment of flow ramping in water bodies impacted by hydropower operation in Norway – Is hydropower with environmental restrictions more sustainable? *Science of The Total Environment* 832 : 154776 (en anglais).
- Halleraker J.H., Natvik E.V., Vaskinn K., L'Abée-Lund J.H., Alfredsen K. 2023 : By-pass valves in hydropower plants: An ecologically important measure to mitigate stranding in rivers due to emergency turbine flow shutdown. *River Research and Applications* 39 : 588-601 (en anglais).
- Hayes D.S., Schülting L., Carolli M., Greimel F., Batalla R.J., Casas-Mulet R. 2022 : Hydropeaking: Processes, effects, and mitigation. Dans : Mehner T., Tockner K. (éd.), *Encyclopedia of Inland Waters* (Second Edition), Elsevier, pp. 134-149 (en anglais).
- Heggenes J., Stickler M., Alfredsen K., Brittain J.E., Adeva-Bustos A., Huusko A. 2021 : Hydropower-driven thermal changes, biological responses and mitigating measures in northern river systems. *River Research and Applications* 37 : 743-765 (en anglais).
- Höfkes G., Evers F.M., Hohermuth B., Boes R. 2022 : Schwall-Sunk-Sanierung mit hybriden Ausgleichsbecken-Batterie-Systemen. *Eau énergie air* 114 : 167-174 (en allemand).
- Kim S.K., Choi S.U. 2021 : Assessment of the impact of selective withdrawal on downstream fish habitats using a coupled hydrodynamic and habitat modeling. *Journal of Hydrology* 593 : 125665 (en anglais).
- Olden J.D., Naiman R.J. 2010 : Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology* 55 : 86-107 (en anglais).
- Storli P.T., Lundström T.S. 2019 : A new technical concept for water management and possible uses in future water systems. *Water* 11 : 2528 (en anglais).
- Svoboda C., Einhellig R., Vermeyen T. 2019 : Review of temperature control options for reservoir release flows. Bureau of Reclamation, U.S. Department of the Interior. Hydraulic Laboratory Report PAP-1184 (en anglais).
- Tonolla D., Chaix O., Meile T., Zurwerra A., Büsler P., Oppliger S., Essyad K. 2017 : Éclusées – Mesures d'assainissement. Un module de l'aide à l'exécution Renaturation des eaux. Office fédéral de l'environnement, Berne. L'environnement pratique n° 1701.
- Wyss C.R., Haas J., Vollenweider S. 2022 : Können Batterien zur ökologischen Sanierung von Schwall-Sunk einen Beitrag leisten? *Eau énergie air* 114 : 161-166 (en allemand).

## 13 Répercussions potentielles des changements climatiques

Auteur : Diego Tonolla

### 13.1 Répercussions sur le bilan hydrique

Les changements climatiques exercent une influence capitale sur le bilan hydrique des cours d'eau suisses. Le rapport « Effets des changements climatiques sur les eaux suisses » (OFEV 2021) fournit des données régionales détaillées à résolution fine et décrit les modifications prévisibles du bilan hydrique. Le [Hydro-CH2018 web atlas](#) renseigne quant à lui sur les débits et les températures enregistrés dans différentes stations de mesures en Suisse, pour toutes les saisons, toutes les périodes futures et tous les scénarios d'émissions, et est complété en permanence. Les principales modifications prévisibles du bilan hydrique sont condensées ci-après (toutes les déclarations proviennent du rapport de l'OFEV publié en 2021).

#### Hausse du débit en hiver, baisse en été

- Les débits resteront relativement stables en moyenne pluriannuelle dans la plupart des bassins versants (tab. 12).
- Les débits saisonniers vont changer, avec de lourdes conséquences en termes d'utilisation de l'eau.
- À l'avenir, presque tous les cours d'eau charrieront davantage d'eau l'hiver et moins l'été. Les débits hivernaux augmentent de manière particulièrement forte dans les régimes niveaux actuels. Les changements les plus faibles concernent les bassins versants du Plateau dans lesquels le manteau neigeux contribue déjà peu au débit, ainsi que les bassins versants situés à très haute altitude dans lesquels, à l'avenir également, les précipitations tomberont principalement sous forme de neige.
- Si aucune mesure de protection du climat n'est prise, les débits hivernaux augmenteront de 10 à 50 % d'ici à la fin du siècle (tab. 12). À l'inverse, les débits estivaux et automnaux diminueront de 30 à 50 % par rapport à aujourd'hui, voire jusqu'à 60 % dans les ruisseaux glaciaires actuels.
- Toutes les altitudes et toutes les régions sont concernées par la baisse des débits en été. Il faut escompter une forte réduction sur le Plateau, dans le Jura et dans les Préalpes, en particulier à la fin de l'été. Le Tessin doit également tabler sur une nette diminution. Les débits estivaux enregistreront aussi un recul marqué dans les régions encore englacées aujourd'hui. Ces changements se reflètent aussi dans le NM7Q annuel et dans le  $Q_{347}$ .
- À l'avenir, les précipitations augmenteront en hiver et tomberont plus souvent sous forme de pluie, même à haute altitude. À l'inverse, elles diminueront en été. Les fortes précipitations gagneront en fréquence et en intensité. Cela se traduira alors par un ruissellement plus intense et par la multiplication des crues localisées.
- En été, les températures élevées engendreront une fonte plus rapide des glaciers. Les eaux qui s'alimentent à partir de ces glaciers gagneront donc en volume. Ce phénomène est cependant temporaire, car la quantité d'eau de fonte diminue aujourd'hui déjà dans les petits glaciers, et les glaciers de grande taille connaîtront un destin similaire au plus tard à partir de 2050.
- Aux débits généralement moindres en été et à l'automne s'ajoutent des périodes de sécheresse plus fréquentes et plus longues.
- La quantité totale d'eaux souterraines restera stable, mais le renouvellement des eaux souterraines sera accru en hiver et réduit en été.
- L'évapotranspiration s'accroît en toutes saisons.

#### Tableau nuancé : Alpes et Préalpes

Dans les Alpes et les Préalpes, les scénarios hydrologiques brossent un tableau plus nuancé (fig. 41). Entre 1500 et 2000 m d'altitude, les débits d'étiage hivernaux augmenteront dans un avenir proche en raison du temps plus doux et plus humide. Mais sans mesures de protection du climat, les débits estivaux diminuent si fortement en raison de la quantité réduite d'eau de fonte (tab. 12) que la saison

des étiages se décale de l'hiver à l'automne ou à l'été dans certaines régions. L'étiage n'y est alors causé non plus par les basses températures, mais par le manque de précipitations.

Tandis que toutes les régions situées à moins de 1500 m d'altitude affichent une nette baisse du  $Q_{347}$  d'ici la fin du siècle sans mesures de protection du climat, les zones comprises entre 1500 et 2000 m d'altitude ne connaissent que des changements mineurs et le  $Q_{347}$  peut y être en légère baisse comme en légère hausse. Au-delà de 2000 m d'altitude, tous les scénarios indiquent également une augmentation des débits d'étiage  $Q_{347}$  dans un avenir lointain et donc des situations d'étiage moins prononcées en hiver.

Tableau 12. Changements de débit attendus pour 2070-2099 par rapport à 1981-2010 (plage des valeurs possibles sur l'ensemble des simulations). Valeurs moyennes sur 30 ans pour l'ensemble de la Suisse avec une précision de 5 %. Changements de température attendus pour 2081-2090 par rapport à 1991-2000. Valeurs moyennes sur 10 et 30 ans pour l'ensemble de la Suisse avec une précision de 0,5 °C. Source : [brochure Hydro-CH2018](#).

	Avec mesures de protection du climat Fin du siècle	Sans mesures de protection du climat Fin du siècle
Débit annuel	- 5 à + 5 %	- 0 à - 20 %
Débit hivernal	- 0 à + 20 %	+ 10 à + 50 %
Débit estival	- 0 à - 20 %	- 30 à - 50 %
Débit lié à la fonte des neiges	- 0 à - 30 %	- 30 à - 60 %
Débit d'étiage dans les zones situées en dessous de 1500 mètres d'altitude	- 0 à - 30 %	- 10 à - 50 %
Température des cours d'eau en été	+ 1,5 à + 3 °C	+ 3 à + 9 °C

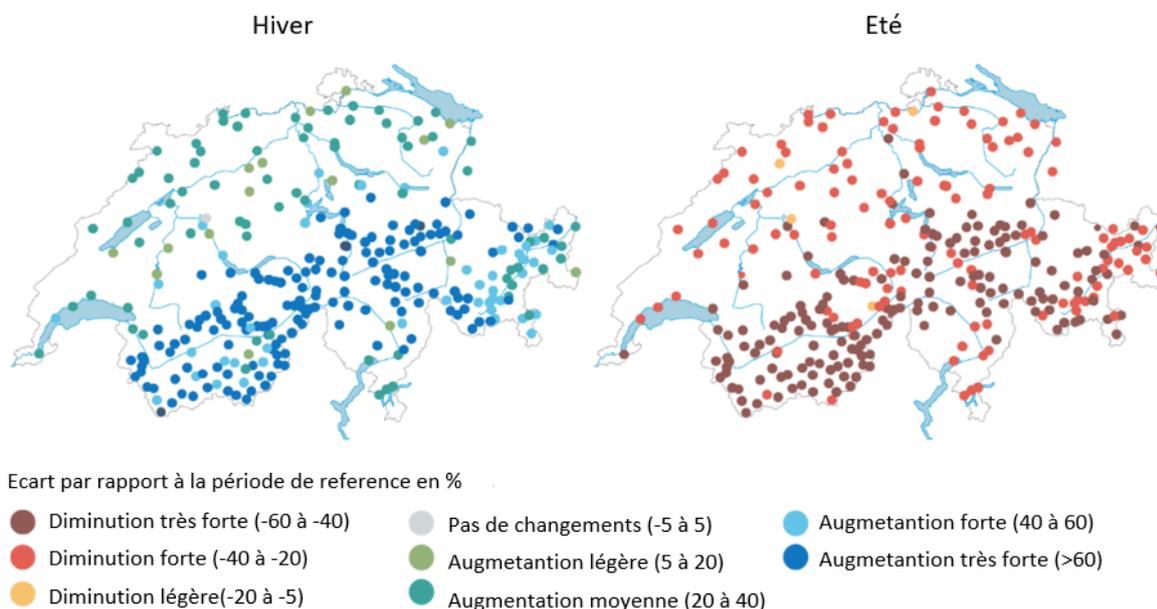


Figure 41. Les cartes montrent les modifications probables des débits saisonniers pour différents bassins versants d'ici à la fin du siècle (de 2070 à 2099) par rapport à la période de référence (de 1981 à 2010) si aucune mesure de protection du climat n'est prise. Source : [brochure Hydro-CH2018](#).

## 13.2 Répercussions sur la température de l'eau

L'influence thermique exercée sur les eaux par les changements climatiques et par l'utilisation anthropique croissante constitue un défi de taille du point de vue de la protection des eaux, du maintien de la biodiversité et de l'utilisation des eaux (Herold et al. 2018). Une étude réalisée sur 52 cours d'eau a montré qu'entre 1979 et 2018, la température moyenne de l'eau avait augmenté de 0,33 °C en moyenne par décennie, voire de 0,58 °C en été (Michel et al. 2020). Des événements extrêmes tels que les canicules de 2003, 2005, 2018 et 2022 peuvent avoir des conséquences d'une grande ampleur pour

les réseaux trophiques et les interactions écologiques. Par exemple, en 2018, 19 cantons ont dû procéder à des pêches de sauvetage sur une distance totale d'environ 400 km (OFEV 2019). La température continuera d'augmenter dans tous les fleuves, rivières et ruisseaux de Suisse (OFEV 2021).

- Sans mesures de protection du climat, les températures des cours d'eau pourraient, en été, afficher trois à neuf degrés Celsius supplémentaires d'ici à la fin du siècle (OFEV 2021). Avec des mesures de protection du climat, la hausse est contenue entre 1,5 et 3 °C (tab. 12 ; fig. 42).
- Une augmentation des températures moyenne et maximale de l'eau est attendue, ce qui les rapproche des limites supérieures de la plage de préférence et de la plage de tolérance des poissons (Van Treeck et Wolter 2021). Par ailleurs, le dépassement des températures critiques pour les organismes aquatiques est plus fréquent (OFEV 2021). De nombreux organismes aquatiques sont capables de s'adapter aux changements climatiques en se déplaçant vers des eaux plus froides, en général à plus haute altitude. Cela présuppose cependant l'absence d'obstacles tels que des centrales hydroélectriques ou des seuils. De plus, les espèces exotiques envahissantes peuvent bénéficier de ces nouvelles conditions pour s'installer et se propager plus facilement.
- À l'avenir, les eaux seront moins capables d'absorber la chaleur supplémentaire générée par les processus anthropiques sous forme de déversements d'eau chaude (p. ex. pic thermique chaud ; chap. 8) (Van Treeck et Wolter 2021). Du fait des périodes de sécheresse plus longues, des débits plus faibles dans les cours d'eau et des amplitudes des variations de température plus grandes, il pourrait devenir nécessaire de vérifier les quantités de déversement, les flux de chaleur ou les débits volumiques fixés, et de les adapter le cas échéant. Dans le cadre de l'adaptation aux changements climatiques, les températures et volumes de déversement maximaux devraient être non seulement couplés de manière dynamique aux débits variables, mais aussi réglés cumulativement pour tous les déversements effectués dans un cours d'eau et les autres atteintes (Van Treeck et Wolter 2021).



Figure 42. Les deux graphiques illustrent l'évolution probable des températures moyennes des cours d'eau suisses en été, avec (vert) et sans (rouge) mesures de protection du climat. Les surfaces claires représentent la plage des modélisations. Source : [brochure Hydro-CH2018](#).

### 13.3 Répercussions sur la production hydroélectrique

- L'exploitation de la force hydraulique est elle aussi touchée par les changements climatiques. Comme il faut s'attendre à un recul des débits en été, les centrales devraient produire moins d'électricité durant les mois chauds. À l'inverse, en hiver, lorsque les besoins en énergie sont élevés, elles pourront fournir davantage de courant, car les cours d'eau charrieront plus d'eau (OFEV 2021).
- Les lacs de retenue alpins continueront à se remplir, et leurs volumes de stockage seront en grande partie en mesure d'amortir les évolutions saisonnières des débits (OFEV 2021). Pour ce faire, il faudra cependant adapter les modes de stockage. À long terme, comme les glaciers disparaîtront, les quantités d'eau disponibles pour les lacs de retenue dont les bassins versants sont fortement englacés diminueront. Par ailleurs, le ruissellement superficiel de matériaux meubles augmentera. Des mesures spécifiques seront nécessaires afin d'éviter que les dépôts ne fassent baisser les volumes de stockage (OFEV 2021).

- Si des mesures d'atténuation des changements climatiques sont prises, la production annuelle d'électricité hydraulique restera presque constante à long terme. Elle pourrait tout au plus légèrement diminuer. Si toutefois aucune mesure n'est mise en œuvre, les quantités d'énergie produites pourraient connaître une diminution allant jusqu'à 7 % d'ici à la fin du siècle (OFEV 2021).
- D'ici à 2050, il est prévu que la capacité de stockage d'énergie des centrales à accumulation suisses augmente de 1,2 TWh, soit 20 % de la capacité de stockage actuelle (Boes et al. 2021).

### 13.4 Prise en compte dans les mesures d'assainissement

La prise en compte des changements climatiques et des éventuelles modifications du mode d'exploitation et du marché a pour but d'inclure les évolutions futures, sur la base des connaissances actuelles, dans le dimensionnement et la mise en oeuvre de mesures, comme cela était déjà mentionné à l'annexe E (p. 119) du module « Éclusées – Mesures d'assainissement » (Tonolla et al. 2017) de l'aide à l'exécution. Par exemple, lors de l'élaboration et de l'évaluation des mesures, les potentielles variations futures du débit devraient être soumises à un examen critique et ces réflexions devraient être intégrées à la détermination des hydrogrammes à titre de comparaison (ou modélisées). En outre, lors de l'application des indicateurs dans le cadre de l'analyse des déficits et des causes, de l'étude de variantes et de l'évaluation des effets, les répercussions possibles des changements climatiques devraient être estimées et prises en considération. Un exemple figure dans la fiche de l'indicateur « Frayères (P3) » (p. 72-73) du module de l'aide à l'exécution.

Brosse et al. (2022) ont comparé les effets directs (p. ex. hausse de la température) et indirects (p. ex. augmentation de la force hydraulique due au tournant énergétique) des changements climatiques sur l'écologie et sur la qualité des eaux dans les régions des Alpes et des Préalpes. Ces auteurs ont constaté que les effets indirects des changements climatiques pouvaient non seulement renforcer les effets directs, mais aussi les dépasser à court terme. C'est la raison pour laquelle, dans la mesure du possible, ces effets indirects devraient également être pris en compte dans la planification des mesures.

Une autre étude a montré les répercussions des changements climatiques, en interaction avec la régulation des débits, sur les caractéristiques structurelles (p. ex. préférence en matière de température de l'eau, composition taxonomique, diversité) et fonctionnelles (traits, dispersion, redondance) de la biocénose du macrozoobenthos (Bruno et al. 2019). En s'appuyant sur les résultats de cette étude et d'autres encore, il est possible de mieux apprécier les répercussions possibles des changements climatiques sur certains indicateurs et, par conséquent, de les intégrer à l'évaluation.

### 13.5 Bibliographie

- OFEV (éd.) 2019 : La canicule et la sécheresse de l'été 2018. Impacts sur l'homme et l'environnement. Office fédéral de l'environnement, Berne. État de l'environnement n° 1909.
- OFEV (éd.) 2021 : Effets des changements climatiques sur les eaux suisses. Hydrologie, écologie et gestion des eaux. Office fédéral de l'environnement (OFEV), Berne. Connaissance de l'environnement n° 2101.
- Boes R., Burlando P., Evers F.M., Farinotti D., Felix D., Hohermuth B., Schmid M., Stähli M., Münch-Alligné C., Weigt H., Avellan F., Manso P. 2021 : Swiss potential for hydropower generation and storage. Synthesis report. EPF de Zurich (en anglais).
- Brosse M., Benateau S., Gaudard A., Stamm C., Altermatt F. 2022 : The importance of indirect effects of climate change adaptations on alpine and pre-alpine freshwater systems. *Ecological Solutions and Evidence* 3 : e12127 (en anglais).
- Bruno D., Belmar O., Maire A., Morel A., Dumont B., Datry T. 2019 : Structural and functional responses of invertebrate communities to climate change and flow regulation in alpine catchments. *Global Change Biology* 25 : 1612-1628 (en anglais).
- Herold T., Schaffner M., Chaix O. 2018 : Temperaturmonitoring der Fliessgewässer, Anpassung an zukünftige Herausforderungen. *Aqua & Gas* 12 : 54-59 (en allemand).
- Michel A., Brauchli T., Lehning M., Schaeffli B., Huwald H. 2020 : Stream temperature and discharge evolution in Switzerland over the last 50 years: annual and seasonal behaviour. *Hydrology and Earth System Sciences* 24 : 115-142 (en anglais).

- Tonolla D., Chaix O., Meile T., Zurwerra A., Büsser P., Oppliger S., Essyad K. 2017 : Éclusées – Mesures d’assainissement. Un module de l’aide à l’exécution Renaturation des eaux. Office fédéral de l’environnement, Berne. L’environnement pratique n° 1701.
- Van Treeck R., Wolter C. 2021 : Temperaturempfindlichkeiten der Fischgemeinschaften in deutschen Fließgewässern – Überprüfung der Orientierungswerte für die Temperatur. Bericht im Auftrag von Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser. Leibniz Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (en allemand).