

# Milieux fluviaux – dynamique sédimentaire et connectivité

Recherche axée sur la pratique en matière d'aménagement et d'écologie des cours d'eau



Schweizerische Eidgenossenschaft  
Confédération suisse  
Confederazione Svizzera  
Confederaziun svizra

Office fédéral de l'environnement OFEV

# Milieux fluviaux – dynamique sédimentaire et connectivité

Recherche axée sur la pratique en matière d'aménagement et d'écologie des cours d'eau

# Impressum

## Éditeur

Office fédéral de l'environnement (OFEV)

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

## Instituts de recherche

Institut Fédéral Suisse des Sciences et Technologies  
de l'Eau Eawag

Plateforme de constructions hydrauliques PL-LCH (EPFL)

Laboratoire d'hydraulique, d'hydrologie et de glaciologie VAW  
(ETH Zurich)

Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage WSL

## Gestion de projet

Anna Belser (coordination du projet ; OFEV),

Christoph Scheidegger (WSL), Sabine Fink (WSL),

Christine Weber (Eawag), David Vetsch (ETH Zurich),

Carmelo Juez (EPFL), Giovanni De Cesare (EPFL)

## Groupe d'accompagnement

*OFEV*

Diego Dagani, Katharina Edmaier, Rémy Estoppey, Lorenzo Gorla,

Susanne Haertel-Borer, Christian Holzgang, Andreas Knutti,

Stephan Lussi, Benoît Magnin, Antoine Magnollay, Manuel Nitsche,

Martin Pfaundler, Carlo Scapozza, Adrian Schertenleib,

Gregor Thomas

## Administrations cantonales

Norbert Kräuchi (AG), Christian Marti (ZH), Vinzenz Maurer (BE),

Erik Olbrecht (GR), Pascale Ribordy (FR), Thomas Stucki (AG)

## Instituts de recherche

Johny Wüest (Eawag), Christoph Vorburger (Eawag), Anton

Schleiss (EPFL), Giovanni De Cesare (EPFL), Robert Boes (ETH

Zurich), Christoph Hegg (WSL), Rolf Holderegger (WSL)

## Bureaux d'ingénieurs

Tamara Ghilardi (CSD Ingénieurs SA), Lukas Hunzinger

(Flussbau AG SAH), Sandro Ritler (Holinger SA)

## Autres

Roger Pfammatter (Association suisse pour l'aménagement des  
eaux [ASAE]), Andreas Stettler (ASAE), Benjamin Leimgruber  
(Aqua Viva), Tobias Walter (Aqua Viva), Esther Leitgeb  
(Aqua Viva), Stefan Vollenweider (Agenda 21 pour l'eau)

## Rédaction

Manuela Di Giulio, Natur Umwelt Wissen GmbH

## Remerciements

Les auteurs remercient les personnes suivantes pour leur contri-  
bution précieuse à l'élaboration du présent ouvrage :

Marta Antonelli (Eawag), Francesco Caponi (ETH Zurich),

Melissa Dawes (WSL), Dorothea Hug Peter (WSL), Michèle Kännel

Dobbertin (WSL), Paolo Perona (EPFL), Lucie Sprecher (Eawag),

Davide Vanzo (ETH Zurich).

## Traduction

Service linguistique de l'OFEV

## Graphiques

anamorph Visuelle Kommunikation

## Mise en page

Funke Lettershop AG

## Photo de couverture

Rivière Moesa dans le val Mesolcina (GR)

© Sabine Fink

## Téléchargement au format PDF

[www.bafu.admin.ch/uw-2302-f](http://www.bafu.admin.ch/uw-2302-f)

Il n'est pas possible de commander une version imprimée.

Cette publication est également disponible en anglais, en  
allemand et en italien. La langue originale est l'anglais.

© OFEV 2023

# Table des matières

<b>Abstracts</b>	<b>5</b>	4.3	Modélisation numérique des structures de dérivation latérale	41
<b>Avant-propos</b>	<b>6</b>	4.4	Recommandations pour des applications pratiques	44
<b>Introduction</b>	<b>7</b>	<b>5</b>	<b>Refuges aquatiques durant les épisodes de crue</b>	<b>46</b>
<b>1 Planification stratégique pour la revitalisation et la conservation</b>	<b>10</b>	5.1	Qu'entend-on par refuges ?	46
1.1 Défis de planification de la revitalisation et de la conservation	10	5.2	Fonctionnement des refuges	46
1.2 Pourquoi utiliser des modèles pour la revitalisation des eaux ?	11	5.3	Disponibilité et évaluation des refuges : trois études	49
1.3 Application de la modélisation écologique aux projets de planification à l'exemple des champignons	12	5.4	Préservation et restauration des refuges	52
1.4 Planification de la revitalisation : échelles spatiales et temporelles	12	<b>6</b>	<b>Simulation des dépôts de sédiments fins dans les lits majeurs</b>	<b>56</b>
1.5 Structure et forme des habitats	14	6.1	Introduction	56
1.6 La connectivité, élément central d'une revitalisation réussie	16	6.2	Modélisation numérique	58
1.7 Utilisation d'informations génétiques pour évaluer la connectivité	16	6.3	Processus	58
1.8 Planification de la revitalisation des milieux fluviaux : aspects à prendre en compte dans l'utilisation de modèles	17	6.4	Aspects écologiques	60
<b>2 Modélisation éco-hydrodynamique des habitats riverains</b>	<b>19</b>	6.5	Étude de cas	61
2.1 Modélisation des habitats dans les milieux fluviaux	19	<b>7</b>	<b>Impact du colmatage des substrats sur la connectivité verticale</b>	<b>65</b>
2.2 Mise en relation des modèles écologiques et hydrodynamiques	20	7.1	Colmatage	65
2.3 Étude de cas : la Moesa	21	7.2	Décolmatage	71
2.4 Utilisation en pratique	25	7.3	Changements anthropiques et leurs conséquences	72
<b>3 Flux de ressources aquatiques et terrestres</b>	<b>28</b>	7.4	Conclusions	73
3.1 Importance des flux depuis les systèmes aquatiques vers les systèmes terrestres	29	<b>8</b>	<b>Répartition de la granulométrie et cycle de vie de la truite atlantique</b>	<b>75</b>
3.2 Données suisses sur les subsides de ressources aquatiques-terrestres	31	8.1	Introduction	75
3.3 Implications pour la gestion de cours d'eau	36	8.2	Substrat préféré en fonction de l'âge et du sexe de l'individu	76
<b>4 Réaction du chenal à la dérivation des eaux de crues vers les zones alluviales</b>	<b>38</b>	8.3	Lien entre la taille des femelles à maturité et la structure du substrat	77
4.1 Introduction	38	8.4	Implications pour les stratégies de soutien aux populations de truites et d'amélioration de leurs habitats	80
4.2 Estimation du déversement latéral	39	<b>9</b>	<b>Continuité des sédiments et mesures de recharge sédimentaire</b>	<b>84</b>
		9.1	Interruption de la continuité des sédiments	84
		9.2	Mesures de recharge sédimentaire	85
		9.3	Fondamentaux des processus	87
		9.4	Évaluation des effets	90
		<b>10</b>	<b>Bibliographie</b>	<b>93</b>

# Abstracts

Riverscapes are a diverse habitat mosaic of patches ranging from wet to dry that are shaped by the hydro- and morphodynamic characteristics of the river. Sediment dynamics and connectivity are therefore two key elements influencing the flood protection and ecological functions in river restoration efforts. The interdisciplinary research project 'Riverscape – sediment dynamics and connectivity' links hydraulic engineering and ecology to evaluate measures fostering sediment dynamics and to explore functional riverscape habitats. This publication comprises a summary of the main research findings of the project, supplemented by perspectives from researchers and practitioners who were not directly involved in the project.

Les milieux fluviaux constituent une mosaïque d'habitats variés, allant des habitats très humides à d'autres complètement secs, qui se forment en fonction des caractéristiques hydrodynamiques et morphodynamiques des cours d'eau. Ainsi, la dynamique sédimentaire et la connectivité sont deux éléments influant sur la protection contre les crues et les fonctions écologiques dans les efforts de revitalisation des cours d'eau. Le projet de recherche interdisciplinaire « Milieux fluviaux – dynamique sédimentaire et connectivité » fait le pont entre l'aménagement et l'écologie des cours d'eau afin d'évaluer les mesures favorisant la dynamique sédimentaire et d'explorer les habitats fonctionnels des milieux fluviaux. La présente publication contient un résumé des principaux résultats de ce projet ainsi que des interprétations complémentaires de la part de chercheurs et de praticiens qui n'ont pas directement participé au projet.

Flusslandschaften bilden ein vielfältiges Habitatmosaik von feuchten zu trockenen Standorten, die durch die hydro- und morphodynamischen Eigenschaften des Flusses geprägt sind. Sedimentdynamik und Vernetzung sind daher zwei Schlüsselemente, die den Hochwasserschutz und die ökologischen Funktionen bei Massnahmen zur Fließgewässerrevitalisierung beeinflussen. Das interdisziplinäre Forschungsprojekt «Lebensraum Gewässer – Sedimentdynamik und Vernetzung» verbindet Wasserbau und Ökologie miteinander, um Massnahmen zur Förderung der Sedimentdynamik zu beurteilen und funktionale Lebensräume in Flusslandschaften zu erforschen. Diese Publikation fasst die wichtigsten Forschungsergebnisse zusammen und ergänzt diese durch Beiträge von Forschenden und Fachleuten aus der Praxis, die nicht direkt am Projekt beteiligt waren.

I paesaggi fluviali sono caratterizzati da un mosaico di habitat diversi, da umidi ad aridi, plasmati dalle peculiarità idrodinamiche e morfodinamiche del corso d'acqua. La dinamica dei sedimenti e la connettività sono quindi due elementi chiave per la protezione contro le piene e le funzioni ecologiche negli sforzi di rivitalizzazione dei corsi d'acqua. Il progetto di ricerca interdisciplinare «Paesaggi fluviali: dinamica dei sedimenti e connettività» unisce la sistemazione e l'ecologia dei corsi d'acqua al fine di valutare le misure che favoriscono la dinamica dei sedimenti ed esplorare gli habitat funzionali dei paesaggi fluviali. La presente pubblicazione comprende una sintesi dei principali risultati del progetto, integrata dai punti di vista di ricercatori e professionisti del settore non direttamente coinvolti nel progetto.

## Keywords:

*clogging, ecological function, flood protection, interdisciplinary research, refugia, river habitat, riparian species, river restoration*

## Mots-clés :

*colmatage, fonction écologique, protection contre les crues, recherche interdisciplinaire, refuges, habitat fluvial, espèces riveraines, revitalisation des cours d'eau*

## Stichwörter:

*Kolmation, ökologische Funktion, Hochwasserschutz, interdisziplinäre Forschung, Refugien, Lebensraum Fließgewässer, auenbewohnende Arten, Fließgewässerrevitalisierung*

## Parole chiave:

*colmatazione, funzioni ecologiche, protezione contro le piene, ricerca interdisciplinare, rifugio, ambienti fluviali, specie riparie, rivitalizzazione dei corsi d'acqua*

---

# Avant-propos

Les cours d'eau proches de l'état naturel font partie des habitats les plus riches en espèces de Suisse. De très humides à complètement secs, ils constituent une mosaïque de sites changeant constamment en raison des variations des conditions de débit et de la dynamique sédimentaire. Ils forment un corridor qui relie autant les bancs de gravier, les forêts alluviales et les étangs. La connectivité de ces habitats permet la préservation et le développement de la biodiversité.

En Suisse, à l'heure actuelle, de nombreux cours d'eau ne sont plus proches de leur état naturel. La plupart des rivières et ruisseaux sont corsetés et leur débit et leur équilibre sédimentaire ont été altérés. La biodiversité a considérablement reculé dans ces milieux fluviaux. De plus, les changements climatiques font grimper les températures des eaux et entraînent des conditions d'écoulement plus marquées. Les crues de grande ampleur et la fréquence en augmentation des étiages durant les périodes de sécheresse constituent une menace pour l'être humain et ses infrastructures. Il y a lieu de mettre en phase les mesures de protection contre les crues et celles de revitalisation afin d'améliorer la situation à long terme. Pour ce faire, il est nécessaire que les différentes disciplines collaborent étroitement.

Le projet de recherche interdisciplinaire « Milieux fluviaux – dynamique sédimentaire et connectivité » réunit les deux thématiques que sont l'aménagement des cours d'eau et l'écologie des cours d'eau. Des chercheurs des deux disciplines ont réuni leurs forces pour poser les principes fondamentaux et proposer des solutions pour rétablir la dynamique des sédiments et la connectivité des habitats. Cette publication présente les principaux résultats pertinents pour la pratique. Elle s'adresse en particulier aux experts de l'administration publique et au secteur privé.

Le projet de recherche « Milieux fluviaux – dynamique sédimentaire et connectivité » était un projet conjoint de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) et des institutions de recherche que sont l'Eawag, l'EPFL, l'ETH Zurich et le WSL. Des experts issus de la pratique au sein des administrations cantonales, de bureaux d'ingénieurs et d'organisations non gouvernementales y ont également participé.

L'OFEV tient à remercier l'ensemble des participants pour leur précieuse collaboration ainsi que les représentants des administrations cantonales et du secteur privé pour leur soutien et leur engagement.

Katrin Schneeberger, directrice  
Office fédéral de l'environnement (OFEV)

---

# Introduction

Sabine Fink, Anna Belser, Giovanni De Cesare,  
Christoph Scheidegger, Christine Weber et David Vetsch

Les processus hydrologiques et hydrauliques tels que le transport de matériaux solides influent sur les organismes aquatiques, amphibiens et terrestres et leurs habitats, bien au-delà du lit principal d'un cours d'eau. Cette zone, nommée « milieu fluvial », abrite une grande diversité d'habitats riverains, qui varient dans l'espace et le temps en fonction du débit d'eau et de la dynamique sédimentaire. La faune et la flore adaptées à la vie en ce milieu tirent parti des environnements changeants. La dynamique sédimentaire en particulier peut fournir des nutriments, promouvoir la reproduction et créer ou altérer temporairement des habitats.

Dans les milieux fluviaux proches de l'état naturel, la grande surface reliant la terre à l'eau fournit suffisamment d'espace pour atténuer les dangers dus aux crues. Cependant, dans les milieux fluviaux altérés, les infrastructures humaines et les terres agricoles sont touchées par des événements qui dépassent le débit de dimensionnement, ce qui rend nécessaires des mesures de protection et une gestion du risque résiduel. La notion de degré de connectivité revêt la plus grande importance lorsqu'il s'agit d'associer protection contre les crues et garantie des fonctions écologiques dans les milieux fluviaux. En effet, les cours d'eau proches de l'état naturel sont connectés à leur environnement dans plusieurs dimensions : dans une dimension longitudinale de la source à l'embouchure, dans une dimension latérale de l'eau aux rives (comprises) et dans une dimension verticale de l'eau de surface à l'eau souterraine. La dynamique sédimentaire impacte la connectivité dans toutes ces dimensions et l'étendue des processus impliqués peut aller du simple habitat au bassin versant entier.

Dans les milieux fluviaux connectés écologiquement, les espèces peuvent se réfugier dans des zones où l'impact des événements extrêmes (p. ex. les crues et les sécheresses) est réduit. La connectivité fonctionnelle promeut par ailleurs la biodiversité, même dans les zones de petite taille, car elle relie des habitats et permet aux organismes de se disperser et de coloniser de nouvelles zones. La recolonisation des milieux fluviaux est un processus fondamental étant donné que la dispersion des espèces riveraines est possible sur de grandes

distances le long de cours d'eau fonctionnels. La planification stratégique pour la restauration et la conservation à l'échelle du bassin versant jouit d'une perspective holistique. Les modèles permettent de représenter le potentiel des espèces à atteindre certains habitats dans les milieux fluviaux après plusieurs années, voire décennies, notamment dans des scénarios où les conditions climatiques et morphologiques sont changeantes (voir chap. 1 ; Fink et Scheidegger 2023). En outre, les espèces aquatiques et terrestres présentes dans les milieux fluviaux nécessitent des habitats spécifiques pour s'établir, croître et se reproduire. La formation de ces habitats sur des sites spécifiques dépend des facteurs climatiques et hydrologiques à l'échelle du bassin versant et de facteurs hydrodynamiques à l'échelle locale (voir chap. 2 ; van Rooijen *et al.* 2023).

Dans les milieux fluviaux proches de l'état naturel, les zones aquatiques et terrestres sont bien connectées entre elles et comprennent des réseaux trophiques où les insectes provenant de l'eau constituent des proies pour les prédateurs terrestres (p. ex. araignées et oiseaux ; voir chap. 3 ; Kowarik et Robinson 2023). Une connectivité latérale fonctionnelle entre les habitats aquatiques et terrestres est également importante pour la prévention des dangers naturels puisqu'elle permet de dévier les masses d'eau en cas de crue. Les milieux fluviaux disposant de suffisamment d'espace pour la rétention des eaux sont en mesure de réduire les pics de crue et donc d'atténuer les impacts en aval. Dans le cas d'un épisode de crue de grande ampleur, les structures de dérivation latérale dévient certes des quantités d'eau considérables, mais affectent aussi le transport de matériaux solides dans le lit principal (voir chap. 4 ; Frei *et al.* 2023). Sachant que des crues régulières sont essentielles à la végétation alluviale, la construction de structures de dérivation latérale peut également représenter une mesure écologique efficace.

Pendant les épisodes de crue de petite comme de grande ampleurs, les espèces des milieux fluviaux cherchent à s'abriter dans des refuges, qui sont des habitats aquatiques ou terrestres où l'impact des débits élevés et de la mobilisation des sédiments est réduit (voir chap. 5 ; Rachelly *et al.* 2023). La mosaïque d'habitats au sein des milieux fluviaux proches de l'état naturel crée une multitude de refuges, notamment lorsque l'apport sédimentaire – un prérequis pour que des

refuges soient disponibles et fonctionnels – est suffisant. En outre, la déposition de sédiments fins sur les zones alluviales lors de crues est importante pour la formation d'habitats riverains terrestres tels que les forêts alluviales riches en espèces. Ce processus dépend fortement de la structure au sein de l'habitat ; par exemple, les arbustes et la végétation herbacée promeuvent la déposition des sédiments. De plus, les connaissances sur les caractéristiques de déposition des sédiments fins dans les chenaux composés sont essentielles à la protection contre les crues dans les cours d'eau régulés (voir chap. 6 ; Conde *et al.* 2023).

Les sédiments en suspension peuvent également être déposés sur le substrat du cours d'eau, les particules fines étant retenues dans les espaces poreux, ce qui engendre un colmatage et réduit donc la porosité et les échanges d'eau (voir chap. 7 ; Dubuis *et al.* 2023). Lorsque le débit croît, un décolmatage se produit en raison de l'augmentation du charriage et de la resuspension des sédiments fins. Il est important de comprendre les facteurs responsables du colmatage étant donné que ce processus entrave les flux de nutriments et empêche l'eau bien oxygénée de circuler librement. Ce dernier élément est d'une importance capitale pour le développement des œufs pour les espèces de poissons frayant dans le substrat comme la truite atlantique. Par ailleurs, le type et la taille des sédiments dans le substrat des cours d'eau ont un impact sur la répartition spatiale de la truite atlantique, en fonction de l'âge et du sexe du poisson en question (voir chap. 8 ; Takatsu *et al.* 2023).

Il est crucial de parvenir à une dynamique sédimentaire proche de l'état naturel pour assurer la fonction écologique du substrat des cours d'eau. Il est possible de remédier à la discontinuité des sédiments en procédant à une recharge sédimentaire. L'approche optimale concernant les mesures de restauration du charriage dépend de l'objectif poursuivi, par exemple améliorer les habitats des poissons qui fraient, promouvoir les structures du lit des cours d'eau ou encore favoriser la dynamique de ces derniers (voir chap. 9 ; Mörtl *et al.* 2023). Pour toutes les mesures, le moment idéal ainsi que la qualité et la quantité du substrat introduit dépendent fortement des objectifs de protection contre les crues et des caractéristiques écologiques des espèces aquatiques et terrestres ou de l'habitat concerné par la recharge (p. ex. poissons et végétation sur le tronçon du cours d'eau).

La présente publication est le fruit d'un processus interactif impliquant les chercheurs travaillant sur le projet et un groupe d'accompagnement comprenant des praticiens de bureaux d'études, d'ONG ainsi que d'administrations cantonales et fédérales. Elle résume les principaux résultats de la phase de projet s'étendant de 2017 à 2021 (voir encadré 1) et inclut des explications de la part de chercheurs et de praticiens qui n'ont pas directement participé au projet (voir l'encadré « En pratique » à chaque chapitre). De plus amples informations sur le programme de recherche et sur les projets sont disponibles sur le site Internet « Aménagement et écologie des cours d'eau » : [www.rivermanagement.ch/fr](http://www.rivermanagement.ch/fr). Le site propose également des liens vers d'anciens rapports et des publications scientifiques.

### **Encadré 1 : Programme de recherche « Aménagement et écologie des cours d'eau »**

La loi fédérale sur la protection des eaux (LEaux, 1991) et l'ordonnance sur la protection des eaux (OEaux, 1998) prescrivent des cours d'eau fonctionnels dans des milieux fluviaux proches de l'état naturel qui soient en mesure d'assurer la protection contre les crues. Depuis 2011, une stratégie de revitalisation nationale a été mise en place pour répondre à cet objectif. Faisant preuve de prévoyance, l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) a lancé, il y a 20 ans, le programme de recherche interdisciplinaire « Aménagement et écologie des cours d'eau » en collaboration avec les instituts de recherche VAW (ETH Zurich), PL-LCH (EPFL), Eawag et WSL. L'objectif du programme est d'élaborer des principes scientifiques et des solutions pratiques en relation avec les cours d'eau et de les mettre en œuvre. Des chercheurs actifs dans différentes disciplines et des experts de la pratique ont participé au programme. Les résultats sont conçus pour contribuer à la mise en œuvre de la LEaux de 1991 et de la loi fédérale sur l'aménagement des cours d'eau de 1991. Ils sont disponibles pour les praticiens sous la forme d'articles scientifiques et techniques, de manuels, de rapports et d'ouvrages de la série « Connaissance de l'environnement » de l'OFEV.

« Milieux fluviaux – dynamique sédimentaire et connectivité » était le quatrième projet de recherche pluriannuel du programme « Aménagement et écologie des cours d'eau », après les trois projets « Rhône-Thur », « Gestion intégrale des zones fluviales » et « Dynamique du

charriage et des habitats ». Ce quatrième projet s'intéressait à deux thématiques de recherche principales, les deux mettant l'accent sur la protection contre les crues et l'écologie dans les cours d'eau de taille moyenne : (i) la dynamique sédimentaire et (ii) les connectivités longitudinale, latérale et verticale. Vetsch *et al.* (2018) et Fink *et al.* (2018) fournissent une description détaillée du projet de recherche avec les principaux thèmes, les sous-projets et les questions de recherche.

D'importants produits liés à la pratique sont issus du programme de recherche, notamment :

- Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fliessgewässerrevitalisierungen (Woolsey *et al.* 2005) [en allemand et en anglais]
- Integrales Gewässermanagement – Erkenntnisse aus dem Rhone-Thur-Projekt (Rohde 2005) [en allemand]
- Synthesebericht Schwall/Sunk (Meile *et al.* 2005) [en allemand]
- Manuel pour la participation et la prise de décision dans les projets d'aménagement de cours d'eau (Hostmann *et al.* 2005) [en allemand et en français]
- Recueil des fiches sur l'aménagement et l'écologie des cours d'eau. Résultat du projet de « gestion intégrale des zones fluviales » (OFEV 2012) [en allemand, en français et en italien]
- Recueil de fiches sur l'aménagement et l'écologie des cours d'eau. Dynamique du charriage et des habitats (OFEV 2017a) [en allemand, en français et en italien]

# 1 Planification stratégique pour la revitalisation et la conservation

*Les projets de revitalisation des cours d'eau doivent répondre à de nombreux besoins écologiques et sociétaux. La planification stratégique peut servir d'outil pour définir des priorités dans les objectifs de projet aux niveaux tant cantonal que local. Le présent chapitre s'intéresse aux méthodes de planification de la revitalisation fondées sur des modèles et des analyses génétiques de différents groupes d'organismes, qui permettent de reconstruire les processus de colonisation d'hier et de prévoir ceux de demain le long des cours d'eau. Les outils de planification étudiés ici aident à déterminer si les aires actuellement protégées suffiront pour conserver les espèces riveraines à long terme.*

Sabine Fink et Christoph Scheidegger

## 1.1 Défis de planification de la revitalisation et de la conservation

Sachant que le développement des habitats terrestres et aquatiques ainsi que la colonisation de ces habitats par des espèces sont tributaires de la connectivité le long des cours d'eau (fig. 1), planifier la revitalisation des eaux constitue un défi. Ce défi est reconnu par la Stratégie Biodiversité Suisse, qui souligne l'importance des échanges des individus et des gènes (OFEV 2017b) survenant dans le cadre d'une infrastructure écologique fonctionnelle regroupant différents sites en réseau. Les aires protégées telles que les sites Émeraude ou les biotopes d'importance nationale ainsi que les sites sur lesquels l'activité humaine est restreinte comme les districts francs fédéraux constituent des nœuds primordiaux au sein de ces réseaux. Ces nœuds peuvent offrir divers types d'habitats pour les espèces, notamment des zones permettant un séjour à court terme ou jouant le rôle d'abri temporaire, voire de refuge soutenant la survie à long terme malgré les fluctuations des conditions environnementales (voir chap. 5 ; Rachelly *et al.* 2023).

Pour comprendre ces réseaux d'habitats ainsi que les processus favorisant le maintien des liens entre les différents nœuds de ces réseaux, il est nécessaire de disposer de données spatiales explicites sur les occurrences actuelles et prévues des espèces, sur les répartitions des habitats ainsi que sur les capacités de dispersion des espèces. Si des données nationales sont disponibles qui définissent la niche écologique au sens large pour de nombreuses espèces, les données régionales sur la présence d'espèces cibles peuvent varier considérablement, en matière tant de disponibilité que de qualité. En Suisse, il n'est pas possible de réaliser des

études de terrain à grande échelle qui cartographieraient tous les sites où une espèce est présente. Pour garantir l'efficacité de la planification cependant, il est nécessaire de disposer à large échelle de données spatialement explicites.

**Figure 1**

*Habitat riverain diversifié le long de la rivière Moesa dans le val Mesolcina (GR). Il est possible d'étudier la connectivité des bancs de gravier ouverts entre les zones à végétation dense le long du cours d'eau au moyen d'études de terrain, d'analyses génétiques et de simulations de la dispersion entre les habitats.*



Photo : S. Fink

## 1.2 Pourquoi utiliser des modèles pour la revitalisation des eaux ?

Les modèles écologiques permettent de combler les déficits d'information concernant la répartition des espèces. Sur la base de recensements d'espèces existants, cette

approche aide les planificateurs à comprendre la corrélation entre les facteurs écologiques d'une part et la présence, la reproduction et la dispersion des espèces d'autre part (voir l'encadré 2 sur les modèles écologiques et le chap. 2 ; van Rooijen *et al.* 2023). Elle peut être employée pour réaliser des projections de la répartition des

### Encadré 2 : Modèles écologiques

Les modèles écologiques se fondent sur les informations relatives aux espèces cibles qui peuvent être obtenues auprès du Centre suisse d'informations sur les espèces ([www.infospecies.ch](http://www.infospecies.ch)) ou à partir d'études de terrain (fig. 2). Pour les espèces cibles ayant fait l'objet de recherches dans le cadre de travaux relatifs aux listes rouges, les données détaillées sur la présence et l'absence sur divers sites en Suisse constituent une base solide pour la modélisation.

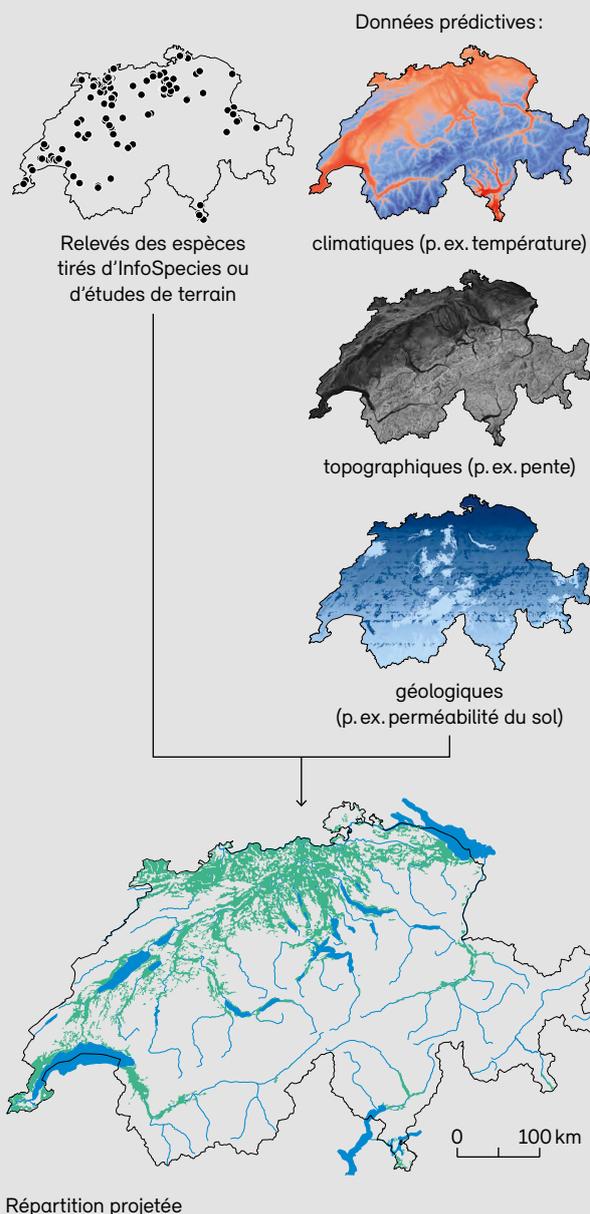
Chaque modèle nécessite un ensemble adéquat d'indicateurs (des variables environnementales utilisées pour prédire un événement ou une situation, ou d'autres variables). Dans les exemples présentés dans ce chapitre, des données prédictives climatiques, géologiques et topographiques ont été sélectionnées pour représenter la niche de l'espèce.

Pour les plantes, la température moyenne durant la période de croissance et la pente du terrain (un proxy pour la radiation entrante) peuvent représenter des facteurs importants, tandis que pour les champignons, la température annuelle moyenne et les précipitations pourraient être les principaux facteurs à considérer. Des données environnementales géoréférencées sont disponibles à l'échelle nationale. Des algorithmes de modélisation sont disponibles sous forme de progiciels en code source ouvert dans l'environnement logiciel libre R ([www.cran.r-project.org](http://www.cran.r-project.org)).

De nombreux livres sur la modélisation des habitats sont disponibles (p. ex. Guisan *et al.* 2017). Des cartes d'adéquation des habitats peuvent être transformées en appliquant un seuil aux cartes de répartition des espèces prévues.

Figure 2

Les modèles écologiques font le lien entre les relevés des espèces (en haut à gauche) et les couches de données prédictives (en haut à droite) et utilisent une approche statistique qui cartographie la répartition projetée pour une espèce donnée (en bas).



Source : WSL

espèces dans le temps et l'espace. Par ailleurs, un modèle écologique peut également être utilisé pour évaluer les facteurs les plus importants caractérisant les habitats appropriés pour une espèce et peut permettre d'effectuer des projections pour d'autres zones sur la base de leurs conditions environnementales, sans disposer de données sur la présence effective des espèces dans ces zones. Les procédés statistiques appliqués reposent sur l'idée que les processus centraux définissant la répartition des espèces dépendent des conditions écologiques (facteurs biotiques et abiotiques inclus).

### 1.3 Application de la modélisation écologique aux projets de planification à l'exemple des champignons

Les projets de revitalisation s'intéressent principalement à quelques groupes d'espèces animales et végétales. Il est rare qu'ils prennent en compte d'autres organismes tels ceux appartenant au règne fongique. Les champignons sont pourtant présents dans de nombreux habitats de la mosaïque des zones alluviales. Ils jouent un rôle important dans les processus écosystémiques comme la décomposition de matière organique et peuvent, en tant que mycorhizes, former une association symbiotique avec des plantes. Bien qu'ils remplissent ces fonctions de premier plan, les champignons sont sous-représentés dans les directives de planification. Ils contribuent largement à la biodiversité dans les forêts alluviales et d'autres écosystèmes, mais sont difficiles à localiser étant donné que leurs organes de fructification ne sont visibles qu'à certaines périodes de l'année. Ainsi, les données sur la présence d'espèces de champignons sont rares pour beaucoup de régions d'intérêt. Les modèles écologiques fondés sur des recensements d'espèces réalisés sur l'ensemble du territoire helvétique par une importante communauté de mycologues bénévoles peuvent nous aider à surmonter ces limites.

Il n'existe aucune liste de champignons typiques des zones alluviales présents en Suisse. Une étude récente (Fink *et al.* 2021) s'est servie d'informations spatiales issues de relevés individuels pour identifier des espèces dont le nombre d'occurrences était élevé à proximité des cours d'eau. La liste ainsi obtenue d'espèces abondantes à grande affinité pour les zones alluviales a été évaluée à l'aide de données

tirées de la littérature relative à leur écologie. Il a été possible notamment d'identifier des essences d'arbres hôtes qui sont également typiques des zones alluviales ainsi que des substrats des sols (p. ex. du sable) nécessaires à la croissance de l'espèce en question. Parmi les espèces typiques identifiées, on mentionnera *Morchella semilibera*, une espèce saprobie fréquemment relevée sur la tourbe ou l'humus et associée aux plantes riveraines. L'étude a ensuite utilisé un modèle écologique pour prédire quels habitats conviennent à cette espèce le long des cours d'eau (fig. 3).

Un réseau d'habitats connectés pour les espèces riveraines devrait inclure des zones existantes à haut niveau de biodiversité. Le rôle des habitats suisses actuellement placés sous protection (p. ex. les zones alluviales d'importance nationale ou les sites Émeraude) a été évalué sur la base d'une comparaison entre la quantité d'habitats appropriés au sein du périmètre protégé et la quantité d'habitats appropriés hors de celui-ci. Les projections des modèles prévoient nettement plus d'habitats adaptés aux champignons dans les zones non protégées que dans celles actuellement protégées, ce qui met en évidence l'importance d'inclure les zones non protégées à l'heure actuelle dans les plans de conservation pour les champignons riverains (fig. 3). Le rôle que ces zones candidates pourraient potentiellement jouer dans la conservation des espèces devrait également être considéré pour d'autres organismes au sein du même habitat (cf. le système des guildes, OFEV 2021a). On pourrait par ailleurs envisager que ces zones aident à compenser des intérêts concurrents entre des espèces avec des besoins opposés au sein de zones déjà protégées actuellement (Jöhl *et al.* 2020).

### 1.4 Planification de la revitalisation : échelles spatiales et temporelles

Les zones alluviales dynamiques connaissent fréquemment des changements : des populations d'espèces peuvent s'éteindre au niveau local en raison de l'érosion (p. ex. végétation pionnière), des inondations (p. ex. macrozoobenthos) ou encore de l'assèchement des habitats (p. ex. de petits étangs le long de cours d'eau, où vivent des amphibiens). Comme elles savent s'adapter aux habitats dynamiques, les espèces spécialisées peuvent également bénéficier de dynamiques telles que des inondations répétées, car ces événements leur procurent un

**Figure 3**

(a) *Morchella semilibera* a été identifiée sur la base d'une méthode qui détecte les champignons à affinité pour les milieux fluviaux comme des espèces riveraines typiques. (b) Une projection de la présence de l'espèce (zones vertes) a été réalisée sur la base de relevés de l'espèce (cercles noirs) ; cette projection montre une présence dans les aires actuellement protégées (désignées en rouge), mais plus fréquemment dans les aires aujourd'hui non protégées le long de l'Aar dans le canton de Berne.

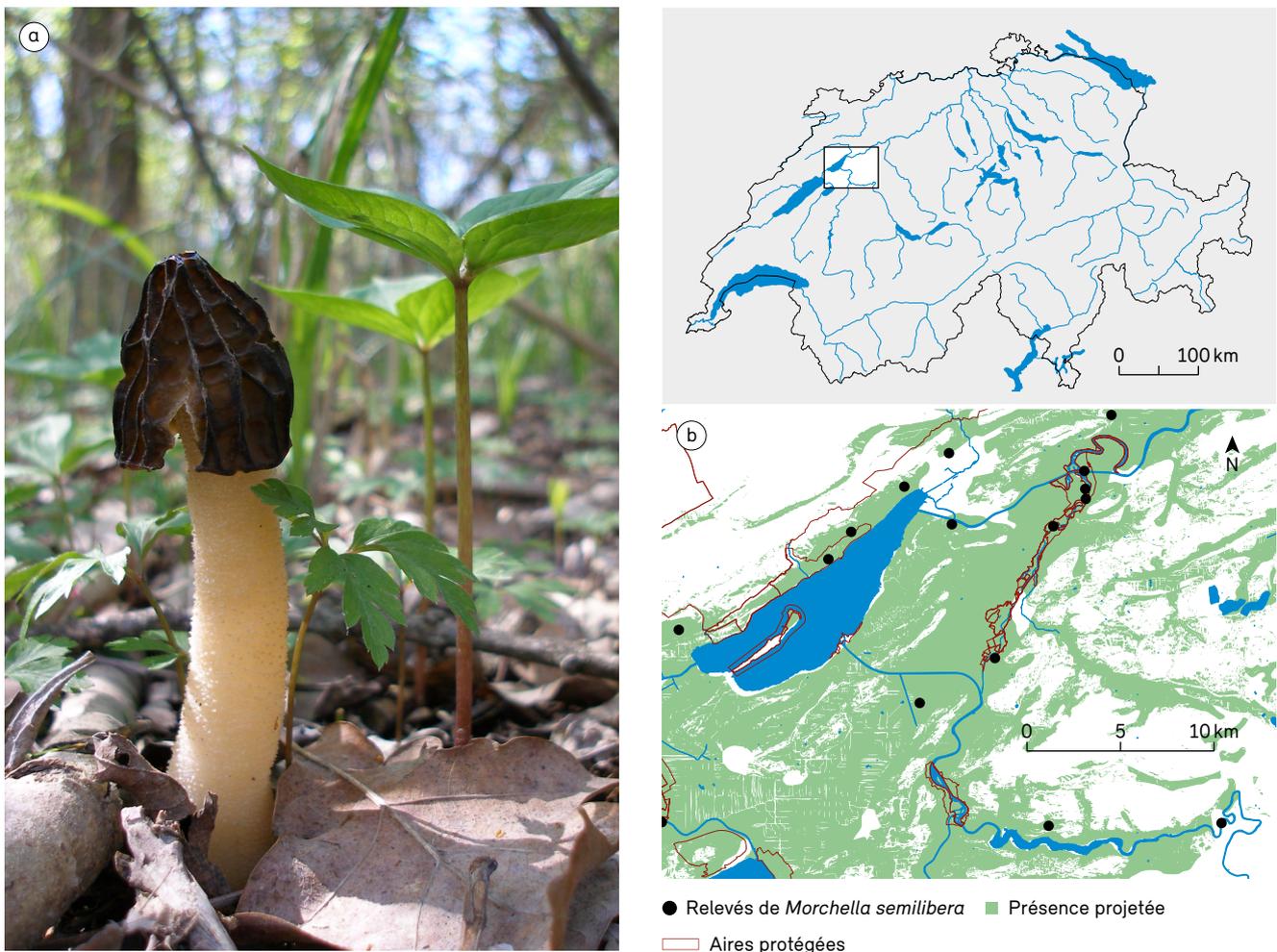


Photo : A. Gross ; figures : WSL

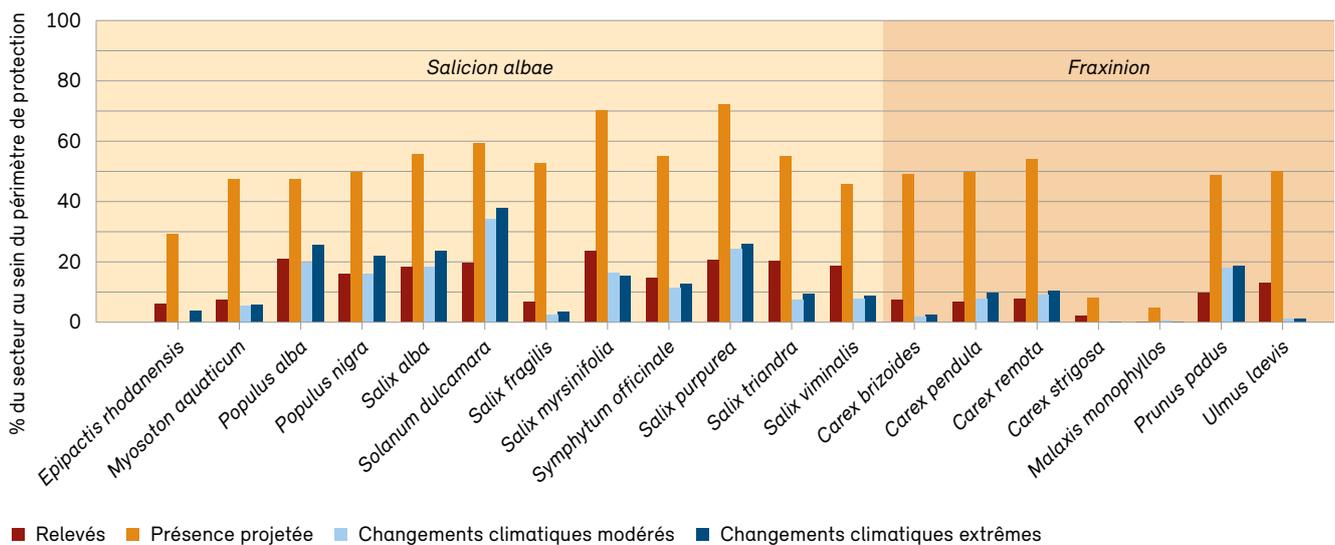
avantage par rapport à des espèces moins adaptées. Il est probable que les événements hydrodynamiques seront amenés à s'intensifier à mesure que les changements climatiques progressent, avec des inondations extrêmes plus marquées suivies par des périodes de sécheresse plus longues (Pistocchi et Castellarin 2012 ; OFEV 2021b). Il s'agit d'un aspect important dont il faut tenir compte pour planifier la conservation des habitats de zones alluviales.

Une approche par modélisation permet d'établir des projections d'avenir pour les systèmes riverains en fonction

de différents scénarios climatiques. Bien que les résultats soient grevés de nombreuses incertitudes, ils nous aident à visualiser l'ampleur des changements au sein des habitats disponibles ou la répartition des espèces prévue sur la base de l'ampleur des variations environnementales, par exemple les précipitations ou la température. Ces informations sont pertinentes dans la mesure où des changements de température ont un impact sur plusieurs habitats et espèces. Par exemple, pendant leur période de croissance, les espèces de plantes terrestres sont affectées si les conditions sont plus chaudes et plus sèches. De même, la

**Figure 4**

Les espèces de forêts alluviales des communautés de plantes *Salicion albae* et *Fraxinion* ont toutes été détectées au sein des zones alluviales d'importance nationale (barre rouge). Le secteur situé dans le périmètre de la zone alluviale dont on prédit qu'il est adéquat pour l'espèce concernée dans les conditions actuelles est généralement vaste (barre orange). Dans les scénarios de changements climatiques tant modérés (barre bleu clair) qu'extrêmes (barre bleu foncé), le nombre de cellules projeté reflétant la présence des espèces à l'avenir est considérablement plus petit (2084 - 2093).



Source : WSL

faune aquatique doit faire face à une diminution du nombre d'habitats disponibles si la température de l'eau augmente.

Les projections des modèles écologiques portant sur les futures conditions climatiques qui incluent des simulations de la propagation des espèces des sites actuels à d'autres sites aujourd'hui non occupés bien qu'adaptés soutiennent les recherches sur les réseaux spatiaux et temporels. La démonstration a été faite pour les plantes des forêts alluviales, qui forment d'importantes communautés le long des cours d'eau : les plantes du type (*Salicion albae* : saulaie blanche) stabilisent les bancs de gravier, les protégeant ainsi de l'érosion, et les forêts de type (*Fraxinion* : frênaie humide) sont importantes pour la rétention des crues. Ces habitats abritent de nombreuses espèces menacées, mais sont souvent exposés à un risque de fragmentation, car l'espace est limité dans les milieux fluviaux. Selon les prédictions, la perte d'habitats et la disparition d'espèces devraient s'accroître avec les changements climatiques. Les projections prédisent que les espèces trouveront des habitats moins adaptés à l'avenir, même dans les zones alluviales d'importance nationale actuellement protégées (fig. 4). C'est pourquoi il

faut envisager dès maintenant des stratégies de gestion (p. ex. amélioration de la disponibilité de l'eau et des sédiments) visant à éviter l'accélération des pertes et des disparitions, afin d'assurer la survie de ces communautés de plantes à l'avenir. En outre, les projets de revitalisation devraient garantir suffisamment d'espace pour l'implantation des forêts alluviales.

## 1.5 Structure et forme des habitats

Bien que les modèles puissent nous aider à arrêter des priorités concernant les sites à prioriser pour la conservation ou la revitalisation, il est nécessaire de disposer d'informations complémentaires sur la structure et la forme des habitats naturels ou proches de l'état naturel pour maximiser les chances de succès des mesures en la matière. Les forêts alluviales naturelles ou restaurées constituent des habitats pour des organismes hautement spécialisés tels que les lichens. Le regroupement d'espèces *Coniocarpon cinnabarinum*, y compris l'espèce étroitement apparentée *C. fallax*, se développe sur de jeunes frênes (*Fraxinus excelsior*) et est présent majoritairement

**Figure 5**

(a) Photo du lichen *Coniocarpon cinnabarinum* et (b) graphique comparant le nombre de relevés de cette espèce sur des arbres individuels dans des forêts alluviales soumises à l'impact anthropique (en bleu) et proches de l'état naturel (en vert) pour deux habitats différents (site A versus site B) le long de la Töss (ZH) en 2018. La différence entre les sites naturels et ceux soumis à l'impact anthropique était significative pour les deux sites (A\*\* :  $p < 0,01$  ; B\*\*\* :  $p < 0,001$ ).

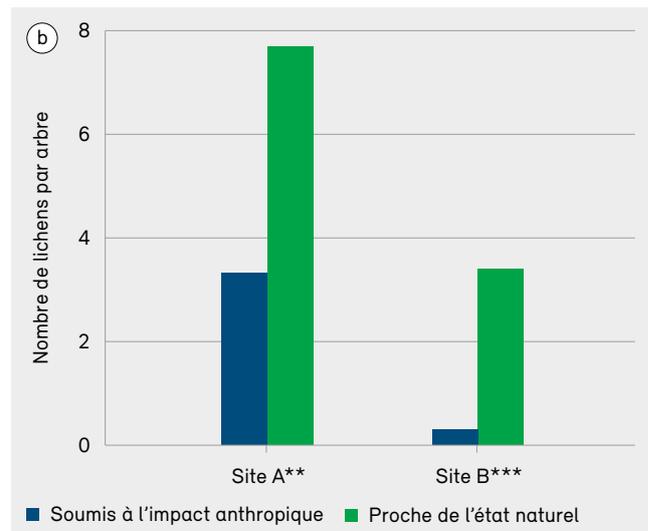


Figure adaptée de Streit (2018) ; photo : C. Scheidegger

dans les zones alluviales. Une étude de la répartition de *C. cinnabarinum* le long de la rivière Töss (ZH) a montré que les forêts alluviales dynamiques abritent davantage d'individus que les forêts non naturelles (fig. 5 ; Streit 2018). Concernant la présence du regroupement *Coniocarpon*, les rares épisodes de crue de la forêt alluviale sont importants pour les nutriments (voir aussi le chap. 6 ; Conde *et al.* 2023) et pour l'entrée de lumière dans la forêt étant donné qu'ils entraînent le dépérissement des plantes de sous-étage moins adaptées.

Une étude portant sur les lichens présents sur les aulnes dans le bassin versant de l'Albula (GR) s'était donné pour objectif de déterminer si la forme d'une zone alluviale d'aulnes blanchâtres influe sur la diversité des espèces de lichens. À cette fin, l'étude a comparé des zones alluviales carrées de 60 m de largeur et de longueur environ avec d'autres en forme de cordons boisés d'une longueur atteignant 200 m mais d'une largeur d'à peine 10 à 20 m (Breitenmoser 2014). Le nombre moyen d'espèces de lichens par arbre dans ces deux types de zones alluviales a montré que la diversité est plus élevée dans les zones alluviales carrées, car celles-ci fournissent, dans toutes

les directions, une meilleure connectivité entre les arbres de ces habitats ainsi qu'un meilleur microclimat, avec un taux d'humidité plus élevé. Cette information est importante pour planifier la revitalisation, car elle suggère qu'on peut atteindre une plus grande diversité de lichens dans les habitats des zones alluviales d'aulnes de forme carrée par rapport à celles de forme allongée.

Ces exemples prouvent que la planification de la revitalisation doit tenir compte non seulement de la disponibilité des habitats, mais aussi de leur forme. Les données sur les paramètres de forme ainsi que sur la structure au sein des habitats (p. ex. arbres vieux ou jeunes, présence ou absence d'un sous-étage ; concernant l'importance de la structure de l'habitat pour d'autres espèces, voir chap. 8 ; Takatsu *et al.* 2023) peuvent être intégrées aux modèles. C'est ce qu'ont fait Dymytra *et al.* (2016) pour les lichens, en utilisant des informations sur les peuplements forestiers.

Figure 6

La structure génétique des populations de *Myricaria germanica* le long de l'Inn et de ses affluents suggère l'existence d'un réseau d'habitats connectés. Les proportions de diversité génétique attribuées aux trois clusters principaux (orange, rouge et bleu) sont indiquées pour chaque population. La diversité de deux nouvelles populations (cercles en pointillés) le long de l'affluent relocalisé qu'est le Flaz (ligne brune) est élevée. L'attribution de plantes de ces deux populations aux différents clusters illustre la dispersion à longue distance par l'eau de graines ou de cellules de plantes à l'aval ainsi que la dispersion à courte distance par le vent ou les pollens.

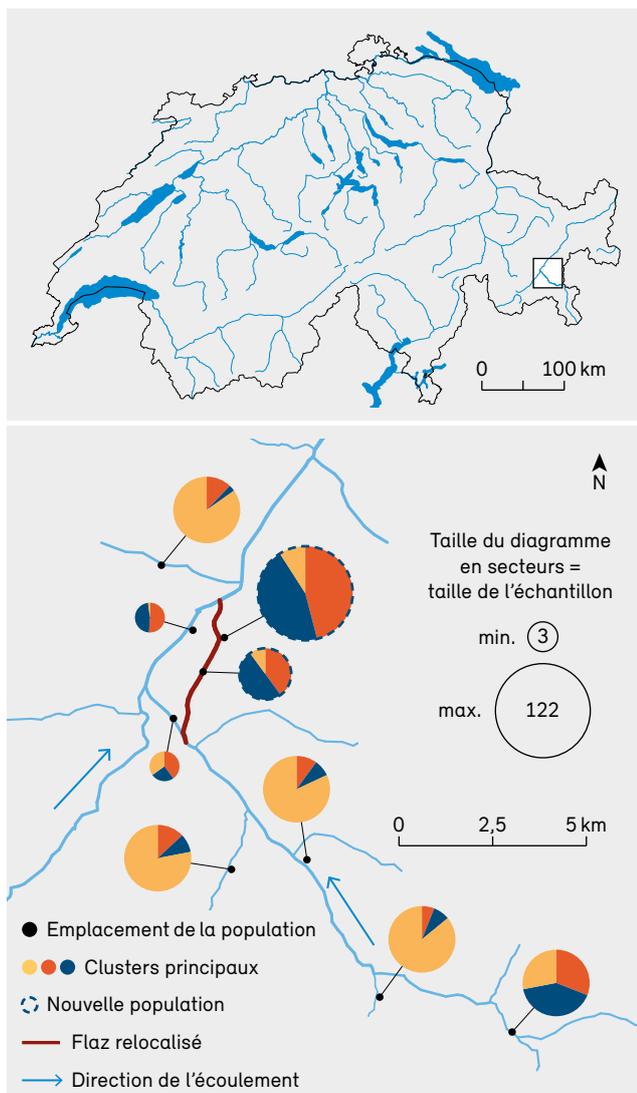


Figure adaptée de Wöllner et al. (2021)

## 1.6 La connectivité, élément central d'une revitalisation réussie

Les habitats riverains disponibles actuellement sont généralement singulièrement petits, ce qui signifie qu'il y a lieu de garantir la connectivité entre ces habitats pour que les espèces puissent se répartir entre les zones d'habitats. Pour les plantes sessiles ou les espèces avec une capacité de dispersion limitée comme les coléoptères aptères, la connectivité entre les habitats peut être maintenue uniquement si les habitats sont proches dans l'espace ou s'ils sont accessibles par l'intermédiaire d'une rare dispersion à longue distance, par exemple via les oiseaux ou l'eau. Au sein d'un réseau d'habitats le long de cours d'eau, il est primordial, pour les efforts de conservation, de disposer d'informations à la fois sur la disponibilité des habitats et sur les distances de dispersion des espèces cibles dont la mobilité est limitée.

## 1.7 Utilisation d'informations génétiques pour évaluer la connectivité

Les analyses génétiques nous aident à évaluer indirectement la connectivité des populations d'espèces riveraines, en particulier des plantes immobiles, sachant que les populations connectées se ressemblent plus sur le plan génétique que celles qui ne le sont pas. La génétique des populations a également son utilité pour comprendre les espèces cibles dans les cas où il est difficile de suivre les vecteurs de dispersion tels que l'eau ou les oiseaux. Analyser la structure génétique des populations au sein d'un réseau le long de cours d'eau implique d'évaluer la diversité génétique globale et la différenciation entre les populations. Une telle analyse tient compte de la dispersion végétative (lorsque des plantes colonisent un nouvel habitat), de la dispersion des graines et de la contribution des flux génétiques transmis par les pollens (p. ex. par des insectes qui transportent les pollens des fleurs sur une autre plante).

Des analyses génétiques du tamarin d'Allemagne (*Myricaria germanica*), une espèce d'arbrisseau se développant sur des bancs de gravier qui est représentative de la végétation pionnière, ont révélé un réseau de populations connectées le long de la rivière Inn (GR) et de ses

affluents Flaz, Ova da Bernina et Ova da Morteratsch (fig. 6 ; Wöllner *et al.* 2021). Même la relocalisation de l’affluent qu’est le Flaz près de Samedan vers l’autre côté de la vallée n’a pas perturbé la connectivité des populations de tamarins d’Allemagne : la population qui s’est établie le long de l’affluent relocalisé a contribué à la diversité génétique locale.

Les données sur la parenté génétique entre les populations aident à identifier les distances de dispersion maximales possibles le long d’un réseau de cours d’eau. Sont particulièrement instructifs les exemples de cours d’eau relocalisés et les informations sur les événements de dispersion responsables de la colonisation d’un nouvel habitat. De telles données peuvent être utilisées dans des études de simulation pour modéliser la connectivité, également dans d’autres réseaux de cours d’eau ou d’autres habitats.

### 1.8 Planification de la revitalisation des milieux fluviaux : aspects à prendre en compte dans l’utilisation de modèles

Les modèles permettent de réduire la complexité de la revitalisation des cours d’eau afin de comprendre les principaux processus susceptibles d’influer sur le succès des mesures. En tablant sur différents scénarios, ils simulent l’impact des changements climatiques ainsi que d’une dispersion restreinte. Bien que la plupart des cadres de modélisation servant à la prise de décision utilisent une espèce cible unique, il est possible de combiner les résultats de plusieurs espèces pour aider à prédire quels habitats sont les plus appropriés pour des communautés entières.

Comme la modélisation écologique repose sur une approche statistique, il est nécessaire d’adopter certaines précautions avant de l’employer. Il y a lieu de vérifier les données avant utilisation et de procéder à des évaluations des modèles fondées sur des procédés statistiques. L’interprétation écologique des résultats de la modélisation présuppose des connaissances approfondies, car il n’est pas rare de surestimer l’adéquation des habitats sachant que les modèles ne peuvent pas prendre en compte tous les facteurs à la fois (les microhabitats notamment ne sont pas définis dans le cadre de cette approche).

En comparaison des études de terrain sur un site unique, par exemple, les modèles écologiques présentent plusieurs avantages. En favorisant la compréhension des processus centraux liés aux habitats des espèces cibles, ils permettent de mettre l’accent sur une planification régionale plutôt que locale, avec des projections à plus large échelle. Il est possible de combiner des données sur de nombreux organismes et d’identifier des facteurs influant sur l’établissement de communautés. Les projections fondées sur des scénarios d’avenir peuvent servir à ajuster la planification afin que les espèces spécialisées survivent, tandis que les espèces moins adaptées et envahissantes sont maintenues à de faibles densités, en dépit des changements climatiques et de l’utilisation des terres. Par conséquent, les modèles constituent une aide à la planification stratégique régionale dans la perspective d’une bonne conservation des espèces et d’une revitalisation des habitats réussie.

#### Encadré 3 : En pratique – maximisation du potentiel de protection des habitats et des espèces

*Erik Olbrecht, Office de la nature et de l’environnement, canton des Grisons*

Les efforts de revitalisation sont généralement bénéfiques pour la biodiversité. Cependant, le degré de réalisation du potentiel d’amélioration dépend dans une large mesure de l’enquête de référence et de la définition des objectifs relatifs à la protection des habitats et des espèces. Il est primordial de gérer ces aspects à un stade précoce du projet

et de procéder, sous la forme d’une collaboration étroite entre les gestionnaires de projet et l’expert en écologie, à la planification de mesures impliquant des solutions à des objectifs contradictoires.

Les projets de revitalisation sont des éléments essentiels de tout réseau écologique. Les milieux fluviaux sont souvent des hotspots de la biodiversité et occupent d’importantes fonctions de liaison. Pour qu’ils puissent les remplir, il est essentiel qu’un expert en écologie établisse les objectifs régionaux et locaux principaux pour la protection des habitats et des espèces au début de la phase de planification

d'un projet de revitalisation. Ce travail débouche sur une liste d'espèces cibles et d'habitats cibles (tab. 1) et idéalement également sur une carte de répartition indiquant les habitats et les espèces prioritaires qui sont étroitement liés à la zone de projet. De plus, il convient de mentionner explicitement les objectifs contradictoires parmi les mesures planifiées pour l'habitat et la protection des espèces, et d'inclure des recommandations pour établir des priorités. À une étape ultérieure, les gestionnaires de projet et l'expert en écologie travaillent de concert sur les premiers stades du projet (études préliminaires ou avant-projet) pour évaluer le potentiel d'amélioration au sein du périmètre de projet et pour trouver des solutions aux conflits potentiels

concernant les objectifs en matière de protection des habitats et des espèces. Aux stades de l'avant-projet ou du dossier de la mise à l'enquête, la planification des mesures de revitalisation devrait être alignée le plus possible sur les habitats cibles et les espèces cibles, en tenant compte des exigences en matière de connectivité et en résolvant d'éventuels conflits entre les différents objectifs. Les éléments importants pour faciliter un processus de planification si bien conçu sont les suivants : spécification des objectifs en matière de protection des habitats et des espèces dans les documents de planification de projet ; développement de concepts pour canaliser les visiteurs et maintenir le site ; plan de suivi.

**Tableau 1**

Extrait d'une liste d'espèces cibles et d'habitats cibles pour la planification d'un projet de revitalisation. L'information sur les habitats est utilisée par des ingénieurs en aménagement des cours d'eau et des écologues pour une planification concertée des exigences hydrologiques et des structures morphologiques et écologiques au sein du périmètre de revitalisation. Des informations complémentaires clés pour la mise en œuvre sont listées dans la colonne « Mesures ». De plus, la colonne de pourcentage cible de superficie de chaque habitat cible au sein du périmètre de projet constitue un outil important pour les praticiens.

Espèce cible		Habitat cible			
Nom français	Nom latin	Numéro*	Habitat	Mesures	Pourcentage cible de superficie au sein du périmètre de projet
Étoile d'eau à fruits obtus	<i>Callitriche cophocarpa</i>	1.2.2	Affluent / reflux à faible écoulement	• Présence d'une dynamique hydrologique	20 %
Musaraigne aquatique	<i>Neomys fodiens</i>				
Chevalier guignette	<i>Actitis hypoleucos</i>	3.2.1.0	Dépôts d'alluvions avec gravier et aucune végétation, pas de crue en été	• Présence d'une dynamique hydrologique • Protection des espèces contre les perturbations dues aux activités humaines et aux chiens durant la saison de reproduction	10 %
Petit gravelot	<i>Charadrius dubius</i>				
Petite centaurée élégante	<i>Centaurium pulchellum</i>	3.2.1.1	Dépôts d'alluvions avec silt / matériaux fins et végétation pionnière	• Présence d'une dynamique hydrologique • Protection des espèces contre les perturbations dues aux activités humaines et aux chiens durant la saison de reproduction	20 %
Chevalier guignette	<i>Actitis hypoleucos</i>				
Petit gravelot	<i>Charadrius dubius</i>				
Musaraigne aquatique	<i>Neomys fodiens</i>	6.1.3	Forêt alluviale dynamique d'aulnes blanchâtres	• Survenue régulière de hauts niveaux d'eau • Forêts structurellement complexes utilisées comme zones de chasse et bois mort sur pied	30 %
Oreillard des Alpes	<i>Plecotus macbullaris</i>				

\*à comparer avec Delarze et Gonseth (2015)

## 2 Modélisation éco-hydrodynamique des habitats riverains

La disponibilité d'habitats pour les espèces de plantes riveraines dépend des caractéristiques climatiques et des propriétés pédologiques ainsi que des conditions hydro-morphologiques locales des cours d'eau. Un modèle écologique à large échelle a été associé à un modèle hydrodynamique à deux dimensions avec comme résultat escompté de prédire la présence d'habitats appropriés pour le tamarin d'Allemagne (*Myricaria germanica*), une espèce typique des bancs de gravier riverains. Le présent chapitre inclut une description de la modélisation et son application pratique le long de la Moesa, dans le canton des Grisons.

Erik van Rooijen, Davide Vanzo, David Vetsch, Annunziato Siviglia et Sabine Fink

### 2.1 Modélisation des habitats dans les milieux fluviaux

Les milieux fluviaux regroupent une multitude de topographies différentes, qui abritent divers habitats pour des espèces terrestres, aquatiques et amphibiens. Un habitat est le résultat de facteurs physiques et biotiques spécifiques et constitue un emplacement approprié qui favorise l'implantation, la survie et la reproduction d'une espèce (fig. 7).

L'identification et la quantification des habitats sont primordiales pour la gestion des milieux fluviaux. La quantité et la variété des habitats sont liées à la biodiversité et à la résilience écologique d'un environnement donné (voir le chap. 5 ; Rachely *et al.* 2023). L'analyse des habitats ouvre des possibilités pratiques pour les gestionnaires de cours d'eau, par exemple pour évaluer, sur des plantes ou des animaux cibles, les conséquences des changements des conditions environnementales comme le régime hydrologique (p. ex. les crues naturelles) ou les variables climatiques (p. ex. l'augmentation des

Figure 7

Le milieu fluvial hautement dynamique le long de la Moesa à proximité de Cabbio (GR) abrite des individus adultes du tamarin d'Allemagne (*Myricaria germanica*) (a) dans des zones partiellement humides (plante à fleurs au premier plan), qui survivent également au cours des périodes sèches. Les plants adultes survivent sur des bancs de gravier (b) et les jeunes individus s'implantent dans des sols humides et sableux (c).



températures). À titre d'exemples de résultats que peuvent donner des analyses des habitats des cours d'eau, on citera notamment l'identification et la quantification de zones appropriées pour l'implantation de graines ou pour le frai de poissons. De tels résultats fournissent un soutien quantitatif à la prise de décision en matière de gestion des cours d'eau, notamment pour sélectionner les meilleurs emplacements pour la conservation des espèces, où l'on pourra semer artificiellement des graines d'espèces de plantes menacées, ou pour concevoir des solutions pour relâcher plus efficacement les poissons d'élevage.

Les modèles environnementaux (voir le chap. 1 ; Fink et Scheidegger 2023) sont des représentations informatives et simplifiées de composants du monde réel. Ils permettent de mieux comprendre les éléments fondamentaux de processus complexes et peuvent être appliqués à différentes échelles spatiales, du niveau local au niveau global. Les modèles d'habitats ont été appliqués dans de nombreux contextes, par exemple pour évaluer la répartition des espèces de papillons (Maggini 2011) et la vulnérabilité des espèces d'oiseaux (Maggini *et al.* 2014) en Suisse. Dans le contexte fluvial, les modèles sont souvent utilisés pour quantifier les habitats de poissons (p. ex. MesoHABSIM ; Parasiewicz 2011), mais aussi la succession végétale dans les milieux fluviaux (CASiMiR vegetation ; Ecohydraulic Engineering GmbH 2019).

Le présent chapitre propose une modélisation de l'habitat du tamarin d'Allemagne (*Myricaria germanica*), une espèce d'arbrisseau sur liste rouge (fig. 7). Cette plante typique pionnière vit sur des bancs de gravier dans la zone fluviale dynamique et possède des exigences spécifiques en matière d'habitat en fonction des étapes de son cycle de vie. Le climat, la géologie, la topographie et l'hydraulique sont autant d'aspects importants pour les arbrisseaux adultes. Par exemple, il est nécessaire que les sédiments se renouvellent fréquemment afin que d'autres espèces pionnières telles que le saule (*Salix* spp.) ne viennent pas leur faire concurrence. Les adultes fleurissent après deux ans pour autant que la température à la fin du printemps et en été soit suffisamment élevée. Des épisodes de crue isolés peuvent emporter ou enterrer de jeunes spécimens. C'est pourquoi les conditions environnementales doivent être favorables sur plusieurs années pour que les plantes puissent entièrement s'implanter.

Les graines du tamarin d'Allemagne prennent de 24 à 48 heures pour germer sur un sol sablonneux mouillé, soit dans des zones qui ont été inondées récemment. Il existe deux exigences pour qu'un habitat soit favorable à l'implantation de jeunes plants : (i) la présence de plantes adultes durant la période de dispersion des graines (de mai à septembre) afin de garantir la production des graines et (ii) une fréquence élevée d'inondations dans les zones environnantes qui soutiennent la germination des graines.

## 2.2 Mise en relation des modèles écologiques et hydrodynamiques

Nous avons associé deux modèles afin de prédire quels habitats sont appropriés pour des espèces riveraines dans la zone fluviale dynamique : (i) un modèle écologique statistique de la répartition du tamarin d'Allemagne et

### Encadré 4 : Modèles hydrodynamiques

Les modèles hydrodynamiques résolvent un ensemble d'équations décrivant la dynamique des fluides afin de simuler l'écoulement dans les cours d'eau. De plus, les modèles hydromorphodynamiques permettent de simuler l'érosion et le dépôt de sédiments le long des cours d'eau. Ces simulations fournissent comme résultats une répartition spatiale de la profondeur de l'écoulement et de sa vitesse et, dans le cas des modèles hydromorphodynamiques, du niveau du lit. Les modèles hydrodynamiques nécessitent un ensemble de données d'entrée. Dans la présente étude, nous avons utilisé un modèle numérique de terrain (MNT), une série de données hydrologiques (soit des valeurs de débit) ainsi qu'une estimation de la rugosité du lit du cours d'eau. Pour les simulations morphodynamiques, des données détaillées sur les caractéristiques des sédiments sont nécessaires. En Suisse, des données de mesure des débits sont disponibles pour de nombreux sites, tandis que le reste des données d'entrée doivent souvent être récoltées de façon *ad hoc* pour chaque site étudié. Pour réaliser les simulations hydrodynamiques de la présente étude, nous avons utilisé BASEMENT (Vanzo *et al.* 2021), un logiciel gratuit qui permet de simuler plusieurs processus fluviaux.

(ii) un modèle hydrodynamique déterministe à deux dimensions pour simuler les conditions locales d'écoulement (voir l'encadré 4). Le modèle écologique prédit l'habitat du tamarin d'Allemagne sur la base d'indicateurs à large échelle (c.-à-d. régionaux) climatiques, géologiques et topographiques (voir chap. 1 ; Fink et Scheidegger 2023). Le résultat principal consiste en une carte spatialement explicite qui indique la probabilité que l'espèce cible puisse s'établir et rester dans différentes zones. Pour augmenter l'exactitude de la prédiction des habitats pour le tamarin d'Allemagne, qui dépend largement des conditions hydrodynamiques locales, à l'échelle locale (tronçon de cours d'eau), le modèle écologique a été mis en relation avec un modèle hydrodynamique déterministe à deux dimensions (voir l'encadré 4). La figure 8 présente le flux de travail qui en résulte, avec les étapes principales et les variables d'entrée requises.

### 2.2.1 Modélisation écologique

Le modèle écologique statistique des habitats pour les plantes adultes a généré une matrice d'adéquation des habitats à large échelle sur la base des données prédictives climatiques, géologiques et topographiques. Cette matrice a permis d'identifier des zones potentiellement adéquates à une échelle matricielle de  $1 \times 1$  km. Le modèle a utilisé un jeu de données à long terme couvrant toute la Suisse et a généré une carte d'adéquation des habitats à long terme qui prédit la présence du tamarin d'Allemagne (voir chap. 1 ; Fink et Scheidegger 2023).

### 2.2.2 Modélisation hydrodynamique

Nous avons constitué et calibré un modèle hydrodynamique bidimensionnel du site étudié (voir la section 2.3) en nous servant du logiciel gratuit BASEMENT ([www.basement.ethz.ch](http://www.basement.ethz.ch) ; Vanzo *et al.* 2021). En utilisant les résultats des simulations de BASEMENT, nous avons généré des cartes de fréquence des inondations. Nous avons ensuite estimé quelles zones sont susceptibles d'être concernées par l'érosion ou le dépôt de sédiments dans différentes conditions d'écoulement. L'encadré 4 renseigne plus en détail sur la modélisation hydrodynamique.

### 2.2.3 Mise en relation des modèles

Nous avons associé les modèles écologiques et hydrodynamiques pour réaliser une prédiction à petite échelle des emplacements adéquats où les jeunes plants de tamarin

d'Allemagne peuvent s'implanter (étant donné que cette étape de leur cycle de vie est celle où ceux-ci sont le plus vulnérables, et une implantation réussie garantit que les plantes se maintiendront au niveau local). Pour prédire la dispersion des graines et leur implantation, nous avons utilisé : (i) la matrice pour les habitats des individus adultes tirée du modèle écologique, (ii) les cartes d'inondation et (iii) les cartes d'érosion et de sédimentation du modèle hydrodynamique (fig. 8). En multipliant les probabilités pour ces trois cartes à une petite échelle spatiale (grille raster  $1 \times 1$  m avec des tuiles de la grande matrice ; voir la fig. 8 pour les détails), nous avons généré des cartes de probabilité qui indiquaient les emplacements où le tamarin d'Allemagne est susceptible de s'installer sous forme de jeunes plants.

## 2.3 Étude de cas : la Moesa

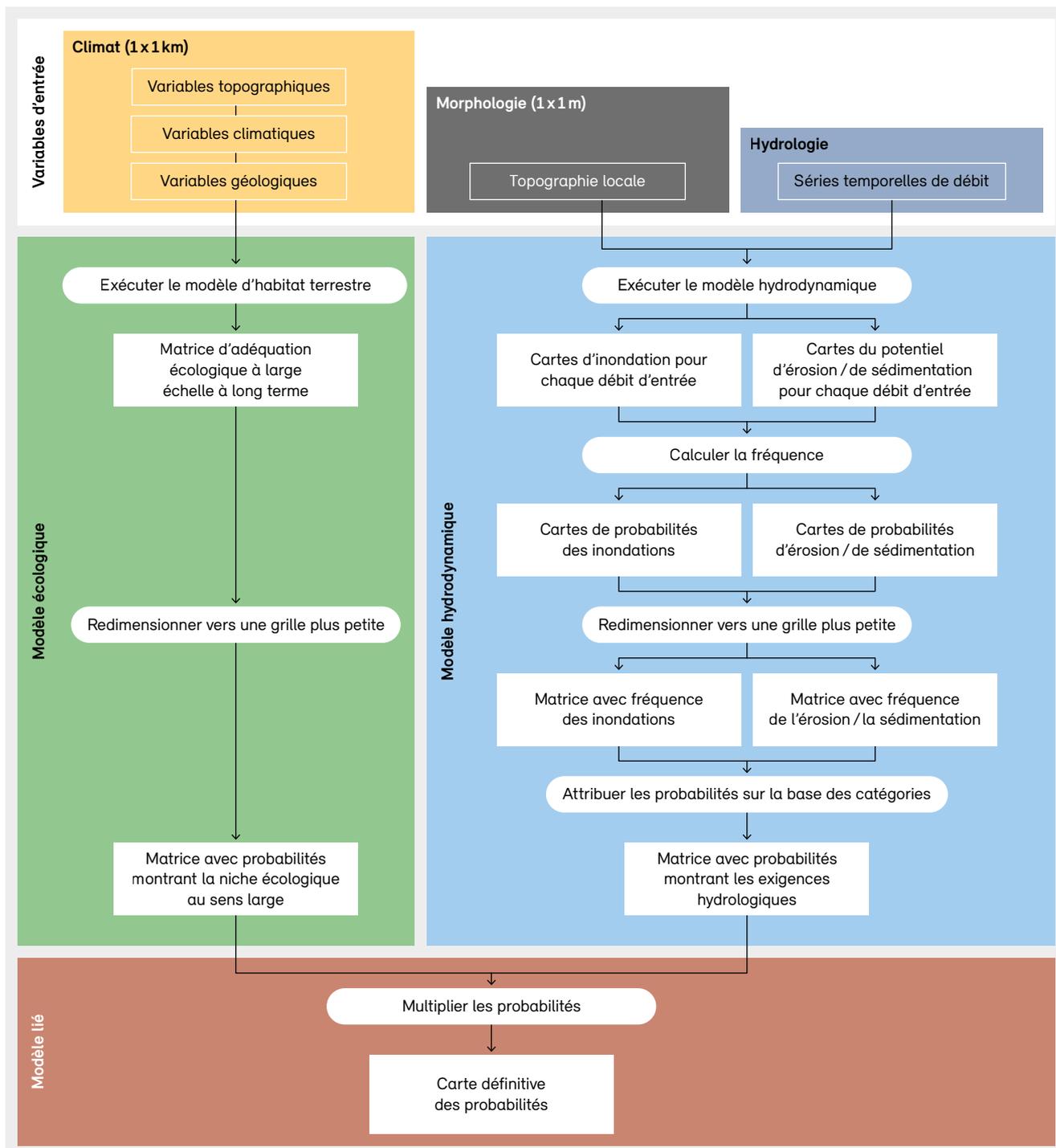
### 2.3.1 Description du site et récolte de données

Nous avons testé le modèle lié sur une petite zone alluviale de la Moesa (GR, fig. 9). Le tronçon de cours d'eau est situé à proximité du village de Cabbio, dans une zone où le cours d'eau n'a jamais été canalisé, mais où il est confiné par des digues de protection contre les crues. La zone alluviale mesure environ 800 m de long et la largeur totale équivaut à 100 à 200 m.

Nous avons effectué un suivi du site depuis le début du mois de mai jusqu'à fin septembre 2020. Au début de la période d'étude, peu de plants de tamarin d'Allemagne adultes étaient présents. Au cours de la période d'étude, deux crues, survenues le 7 juin et le 29 août respectivement, ont modifié la topographie du cours d'eau. Nous avons analysé le site avec un drone, puis numérisé la topographie en utilisant des techniques dites de *Structure-from-Motion* (SfM, structure acquise à partir d'un mouvement, Agisoft 2020). La topographie des zones submergées a été mesurée avec des appareils GPS portables. La présence du tamarin d'Allemagne a été enregistrée toutes les deux semaines, couvrant la phase reproductive de la plante à partir des premières fleurs jusqu'à la phase tardive de dispersion des graines. Les positions exactes des plants ont été mesurées avec des appareils GPS portables.

Figure 8

Flux de travail mettant en relation les modèles écologique et hydrodynamique. Les résultats des modèles écologique et hydrodynamique sont combinés pour obtenir une carte de probabilité qui prédit plus exactement les habitats des jeunes plants. Les grands blocs de différentes couleurs représentent les sous-sections de cette méthodologie. Les rectangles de petite taille représentent les jeux de données et les ovales, les actions.



Le modèle écologique était fondé sur des données géologiques et climatologiques pour la période de 1960 à 2016, la disponibilité des habitats étant modélisée sur la base de relevés des espèces du Centre national de données et d'informations sur la flore de Suisse Info Flora (Fink *et al.* 2017 ; voir également le chap. 1 ; Fink et Scheidegger 2023). Les données hydrologiques ont été obtenues auprès de l'office de la nature et de l'environnement du canton des Grisons.

### 2.3.2 Évaluation des résultats de la modélisation

Pour les individus adultes, le degré de détail du modèle écologique à large échelle pris isolément était insuffisant, car il n'indiquait pas pourquoi certains plants n'avaient pas survécu durant la période d'étude de 2020. La répartition des arbrisseaux sur le site suggère que les processus d'érosion jouent un rôle important pour déterminer la survie des plants adultes, mais ces facteurs n'ont pas été implémentés dans le modèle écologique. C'est pourquoi nous avons vérifié si les informations complémentaires issues du modèle hydrodynamique nous permettaient de prédire la survie du tamarin d'Allemagne.

Le modèle hydrodynamique s'est servi de données sur le débit datant de la période d'étude et d'informations à haute résolution sur la topographie du cours d'eau afin d'évaluer l'éventuelle érosion de graviers à une échelle spatiale restreinte. L'érosion continue de graviers début mai a entraîné une perte de plants adultes dans les zones pour lesquelles le modèle hydrodynamique avait en effet prédit qu'elles seraient sujettes à une érosion de graviers et à une sédimentation. Grâce à la mise en relation du modèle écologique et du modèle hydrodynamique, les changements d'habitats prédits ont correctement reflété l'évolution des individus adultes.

Le modèle lié a été utilisé principalement pour prédire les emplacements où il est possible pour les jeunes plants du tamarin d'Allemagne de s'implanter. Bien que le modèle écologique ait joué un rôle important pour prédire les habitats des individus adultes, ce sont les zones d'inondation, d'érosion et de sédimentation sur les périodes de deux semaines durant la phase de floraison qui ont été utilisées pour prédire où il est probable que la germination se produise. Les informations mises en lien entre les modèles écologique et hydrodynamique ont permis d'identifier des formes générales d'habitats

**Figure 9**

Image aérienne du site d'étude le long de la Moesa à proximité de Cabbio (GR). La zone alluviale est confinée par deux remblayages latéraux. La flèche blanche représente la direction de l'écoulement (du nord au sud) et le rectangle blanc, la section du site correspondant aux résultats modélisés tels que présentés à la figure 10.

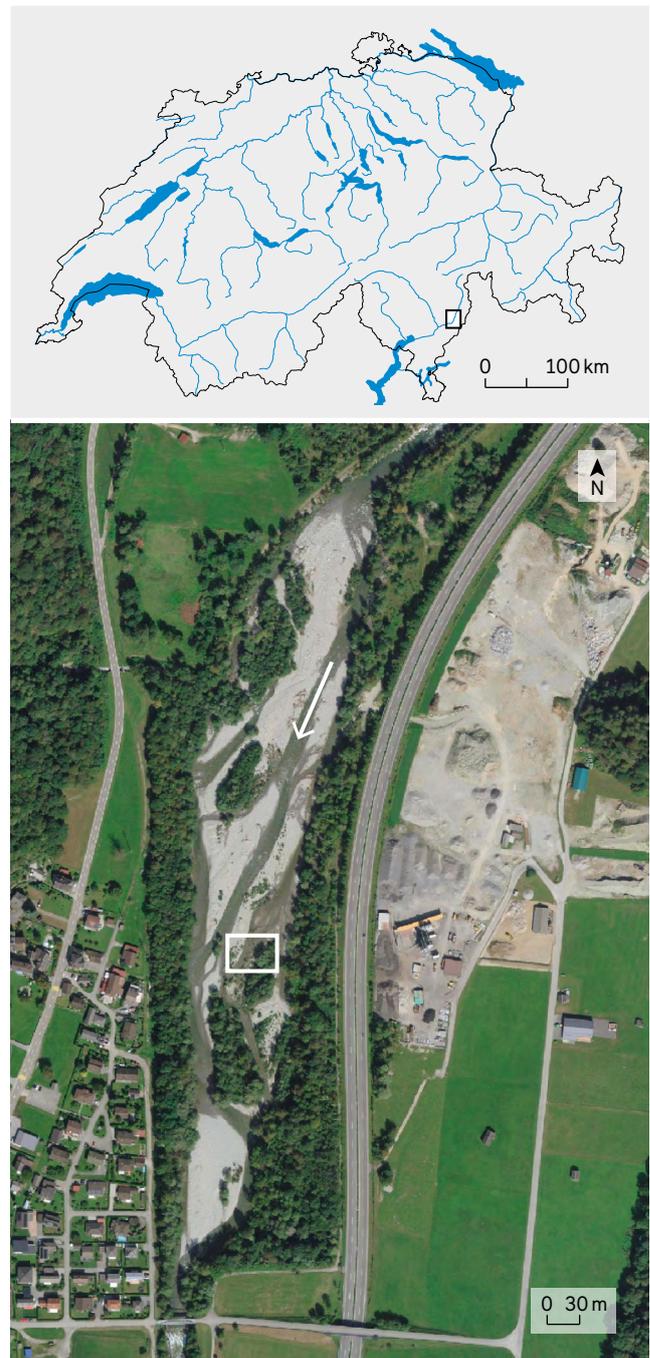


Photo : Swisstopo

adéquats pour les jeunes plants à une échelle spatiale restreinte, sachant qu'on a pu observer de jeunes individus implantés dans certaines régions prédites par le modèle lié (fig. 10).

### 2.3.3 Avantages du modèle lié

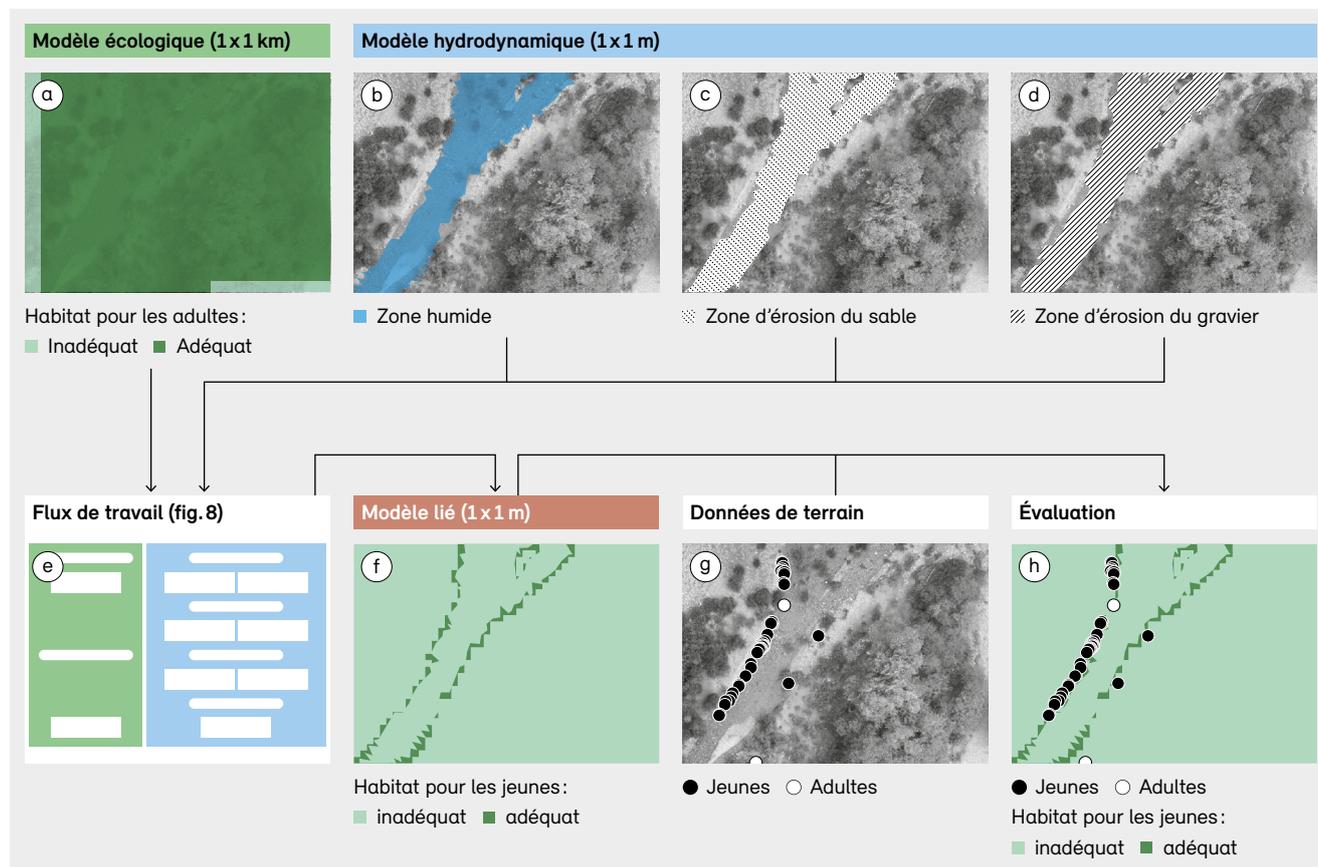
L'avantage principal du modèle lié est qu'il permet d'identifier des zones potentiellement adéquates pour la germination des graines à une petite échelle spatiale. De telles zones sont très importantes pour la recolonisation par le tamarin d'Allemagne et sa survie. L'exactitude plus élevée du modèle lié permet de prioriser les emplacements

le long de la zone alluviale pour la promotion des espèces locales ou pour des actions de gestion ciblée telles que l'élimination de plantes rivales (ou envahissantes).

L'utilisation d'outils compatibles avec un haut degré de détail (p. ex. des outils 2D de modélisation des cours d'eau) et la disponibilité croissante de jeux de données à haute résolution obtenus par détection à distance représentent une tendance en augmentation dans la pratique comme dans la recherche. Le modèle lié proposé correspond à cette tendance, car il exploite les avantages en combinant des outils de modélisation avec différentes échelles spatiales et temporelles.

Figure 10

Évaluation du modèle lié avec des données collectées sur le terrain concernant des individus adultes du tamarin d'Allemagne et des jeunes plants dans un tronçon de la zone alluviale située à proximité de Cabblo, aux Grisons (image aérienne de l'hiver 2020). Les jeunes plants étaient présents dans les zones identifiées comme adéquates par le modèle écologique (zone vert foncé sur l'image a), à proximité des lignes d'inondation modélisées (zone bleue sur l'image b) et à l'extérieur des zones d'érosion et de sédimentation modélisées (image c : sable ; image d : gravier). En appliquant le flux de travail mettant en relation les deux modèles (e), la matrice de probabilité combinée (f) cible les emplacements adéquats pour l'implantation de jeunes plants (zones vert foncé sur les images f et h) et concorde avec les données de terrain (g), comme le montre l'évaluation (h).



### 2.3.4 Limites du modèle lié

Bien que le modèle lié soit utile pour identifier des habitats d'individus adultes et de jeunes plants pour les espèces cibles, il est plus complexe du point de vue de la modélisation. Cela s'explique par la différence en matière d'échelle spatiale (grande pour le modèle écologique et petite pour le modèle hydrodynamique) et donc par le besoin de réajustement (redimensionnement, voir fig. 8). Par ailleurs, le modèle lié ne tient pas compte de tous les processus environnementaux auxquels les espèces sont exposées. Le modèle peut être affiné plus avant : il pourrait par exemple prendre en compte les interactions entre la dynamique sédimentaire et les plants (p. ex. Caponi et Siviglia 2018). En outre, le flux de travail proposé (fig. 8) nécessite l'utilisation d'une série d'outils (p. ex. BASEMENT) et certaines connaissances de programmation pour traiter les données (p. ex. dans R ou dans Python) étant donné que les données ne sont pas traitées dans un outil unique. Toutefois, le flux de travail peut être entièrement reproduit à l'aide de logiciels gratuits.

### 2.3.5 Possibilités d'extension à d'autres études de cas et à d'autres espèces

Le modèle lié peut être adapté à d'autres sites fluviaux et à d'autres espèces. Il faut souligner qu'il n'existe aucune limite concernant le type ou la taille des tronçons de cours d'eau du moment que l'approche de modélisation 2D est valable. L'utilisation de BASEMENT permet de reproduire tous les types de conditions d'écoulement (c.-à-d. à la fois sous-critiques et supercritiques), ce qui ouvre la voie à l'étude à la fois des tronçons de plaine et des tronçons alpins.

Les deux modèles, écologique et hydrodynamique, sont indispensables pour utiliser le modèle lié sur d'autres sites fluviaux. Le modèle écologique est appliqué à l'échelle nationale et les informations disponibles pour le tamarin d'Allemagne peuvent être reprises pour d'autres sites en Suisse (Fink *et al.* 2017). La charge de travail nécessaire pour le modèle hydrodynamique dépend de la disponibilité d'un modèle numérique de terrain (MNT) de haute qualité. Le générer à partir de zéro peut nécessiter un temps conséquent. Considérant cette charge de travail, nous recommandons d'employer cette approche dans des tronçons spécifiques d'intérêt (de l'ordre de quelques kilomètres), mais pas à l'échelle nationale.

Étant donné que le tamarin d'Allemagne est une espèce indicatrice de la végétation pionnière dans les zones de zones alluviales (Delarze et Gonseth 2015), le résultat présenté ici peut également être employé pour déduire des habitats pour les espèces dont les niches sont similaires (p. ex. le saule *Salix daphnoides*) ou des espèces non végétales présentes dans le même habitat (p. ex. le papillon de nuit *Istrianis myricariella*). La méthodologie pourrait également être adaptée pour modéliser d'autres types d'espèces mobiles telles que les poissons, des araignées ou des coléoptères riverains (encadré 5, voir également le chap. 3 ; Kowarik et Robinson 2023). Dans ce dernier cas, le modèle écologique devrait être adapté pour refléter les espèces cibles et le modèle hydrodynamique devrait quantifier les paramètres hydrauliques importants pour ces espèces.

## 2.4 Utilisation en pratique

Le modèle lié est un outil pratique pour évaluer le potentiel de conservation des espèces cibles au niveau local via une régénération naturelle et une croissance locale. Espèce figurant sur la liste rouge, le tamarin d'Allemagne a tendance à être battu par la concurrence que représentent les saules, qui croissent plus rapidement, ce qui crée un environnement trop ombragé pour cette espèce se développant plus lentement. Pour le tamarin d'Allemagne, la régénération le long des lignes d'inondation où la compétition est faible est primordiale ; elle aide l'espèce à survivre malgré la coprésence de néophytes tel l'arbre aux papillons (*Buddleja davidii*), une plante envahissante (Mörz 2017). La carte de probabilité des habitats de jeunes plants facilite la recherche concernant le potentiel de régénération sur des sites concernés par l'énergie hydroélectrique. De plus, elle peut être utilisée pour valider les revitalisations réussies par l'intermédiaire d'une comparaison du potentiel d'habitat prédit des zones renaturées avec des observations des jeunes plants s'étant effectivement établis.

Dans le contexte des changements climatiques, il faut s'attendre à une augmentation de la fréquence des crues, qui devraient également se produire à d'autres périodes que celles que nous connaissons. Il est essentiel pour les

gestionnaires de cours d'eau de disposer de prédictions d'un plus grand niveau d'exactitude et d'une meilleure compréhension des processus en jeu pour aborder l'évolution environnementale à venir. Le modèle lié permet de prédire de futures conditions d'habitat tout en prenant en considération les changements des températures, des précipitations et des débits, ce qui accroît la compréhension du destin d'une espèce spécifique dans notre monde changeant.

#### **Encadré 5 : En pratique – perspective d'application pour la modélisation des habitats**

*Mauro Carolli, chercheur chez SINTEF (Norvège)*

La modélisation des habitats peut considérablement aider les praticiens et les décideurs dans la gestion des systèmes fluviaux. Nous avons employé cette modélisation pour quantifier les flux environnementaux à l'aval des captages d'eau destinés aux activités humaines (p. ex. la production hydroélectrique). Les flux minimaux sont généralement définis uniquement sur la base des relations hydrologiques au sein du bassin versant, alors que la modélisation des habitats permet de prendre en compte des aspects écologiques également. En 2015, les directives européennes suggéraient d'implémenter des méthodes de modélisation des habitats pour définir des flux écologiques pour la directive cadre sur l'eau.

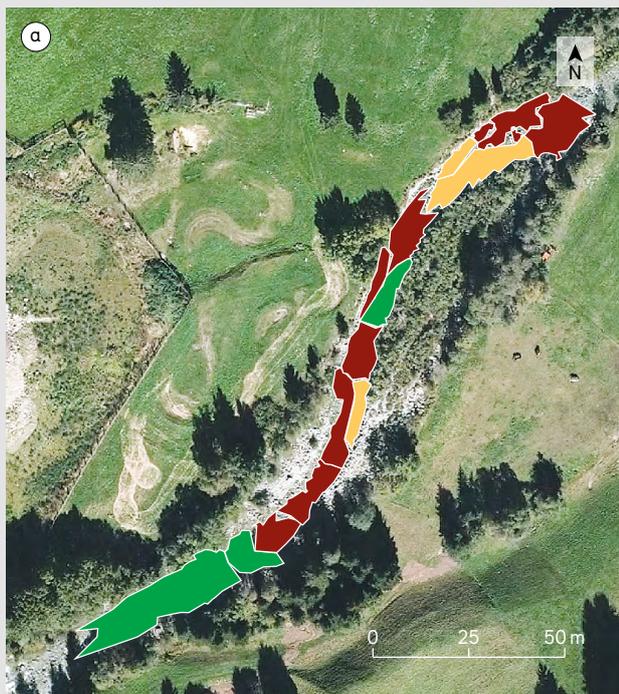
Dans le cadre d'études pilotes dans les Alpes italiennes, nous avons employé la méthode MesoHABSIM (Parasiewicz 2011) pour définir des flux environnementaux à partir d'une perspective plus écologique qu'à l'habitude, en accord avec les directives européennes. Nous avons cartographié l'habitat pour différents débits afin de construire une courbe habitat-débit et d'évaluer la qualité de l'habitat pour les deux espèces locales principales, à savoir la truite atlantique (*Salmo trutta*, fig. 11) et la truite marbrée (*Salmo trutta marmoratus*). Nous avons simulé différentes quantités de prélèvements d'eau pour des activités humaines et avons transformé les séries de données de débit d'eau en des séries d'habitats, que nous avons ensuite utilisées pour identifier les seuils d'écoulement écologique en dessous desquels

la qualité des habitats décroît rapidement. La qualité de l'habitat est évaluée sur le terrain à l'échelle du tronçon (10 à 1000 m), mais la modélisation hydrodynamique peut aider à élargir les évaluations des habitats à une échelle spatiale plus grande si pertinent (sous-bassin versant voire bassin versant). Il est également possible de calculer la transformation des séries de données de débit d'eau en des séries d'habitats à différentes échelles de temps, selon la résolution des données d'entrée. Cette approche nous aide à évaluer les effets écologiques des phénomènes qui pourraient affecter la communauté du cours d'eau, à des fréquences variant de plusieurs fois par jour (p. ex. éclusées) à des intervalles hebdomadaires ou mensuels (p. ex. sécheresses extrêmes).

Le concept de modélisation des habitats établit un lien direct entre l'hydrologie, la gestion des eaux et les communautés biotiques fluviales. En outre, il est possible d'élargir ce concept afin de quantifier d'autres services écosystémiques lorsqu'on peut établir une relation entre le débit (ou d'autres variables hydrauliques) et l'utilisation de l'eau. À titre d'exemple, on pourra citer la quantification de l'adéquation du cours d'eau pour la navigation de plaisance (rafting, kayak) à l'aval d'usines hydroélectriques dans différentes conditions d'écoulement. De manière générale, le concept de modélisation des habitats constitue un outil précieux pour la gestion des cours d'eau et renferme un potentiel énorme pour analyser d'éventuelles opportunités et synergies entre les différentes utilisations du cours d'eau et des communautés biotiques.

**Figure 11**

Adéquation des habitats pour les truites atlantiques (*Salmo trutta*) adultes à des débits ( $Q$ ) de (a)  $1,15 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  et (b)  $3,95 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .  
Ruisseau Vermigliana, Vermiglio (Italie).



Truite atlantique adulte,  $Q = 1,15 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$

■ Optimal ■ Adéquat ■ Inadéquat



Truite atlantique adulte,  $Q = 3,95 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$

■ Optimal ■ Adéquat ■ Inadéquat

Source : avec l'aimable autorisation de professeur G. Zolezzi (DICAM, Université de Trente, Italie)

### 3 Flux de ressources aquatiques et terrestres

Le présent chapitre s'intéresse aux liens étroits qu'entretiennent les cours d'eau et leurs milieux environnants ainsi qu'à l'importance des flux de ressources entre ces systèmes pour préserver la biodiversité aquatique et terrestre. Il comprend une discussion sur l'export de biomasse et de nutriments spécifiques, que sont les acides gras polyinsaturés (« polyunsaturated fatty acids » [PUFA]) d'oméga-3, en tant que service écosystémique essentiel fourni par des systèmes aquatiques sains. Les projets de gestion et de revitalisation de cours d'eau devraient prendre en compte cette connectivité latérale afin d'améliorer le taux de succès des mesures de revitalisation.

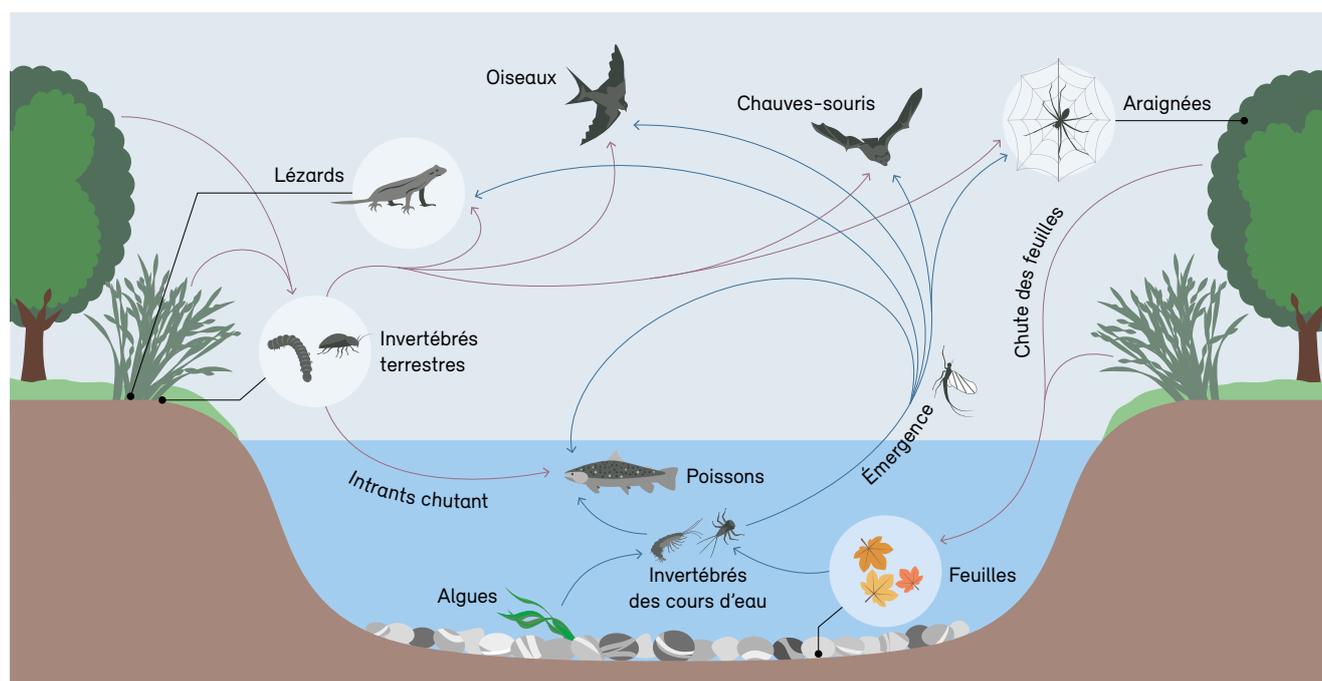
Carmen Kowarik et Christopher T. Robinson

Les cours d'eau, les zones alluviales adjacentes et les zones riveraines sont des unités ouvertes qui interagissent les unes avec les autres par différentes voies (Baxter *et al.* 2005). Nous examinons ici de plus près les flux de ressources qui impliquent, dans le présent contexte, des échanges de ressources organiques (biomasse et nutriments) entre les écosystèmes aquatiques et terrestres adjacents (fig. 12). Les

flux de ressources circulent dans les deux directions, par exemple via des feuilles mortes entrant dans les cours d'eau ou via l'émergence d'insectes aquatiques dans les systèmes terrestres, créant ainsi ce que Baxter *et al.* (2005) appellent des réseaux « intriqués » (« tangled webs »). De tels flux entre écosystèmes peuvent jouer un rôle fondamental dans le soutien des systèmes receveurs.

Figure 12

Représentation schématique des flux de ressources entre un cours d'eau et les zones environnantes.



### 3.1 Importance des flux depuis les systèmes aquatiques vers les systèmes terrestres

Le présent chapitre se concentre sur les subsides de ressources transitant d'un système aquatique à un système terrestre adjacent. Les ressources dérivées de systèmes aquatiques constituent une source supplémentaire de nourriture pour les prédateurs riverains telles les araignées, par exemple sous la forme d'insectes aquatiques émergents. De nombreux insectes aquatiques possèdent des cycles de vie où le stade larvaire se déroule dans un système aquatique tandis que le stade adulte de reproduction est terrestre. Le timing des subsides aquatiques reflète les cycles de vie des communautés locales et entraîne des subsides saisonniers. L'émergence d'insectes aquatiques, en particulier au printemps, fournit un important complément aux prédateurs riverains à une époque où la quantité de ressources terrestres disponibles est faible. Plusieurs études ont montré que les prédateurs riverains, tels que les araignées et les oiseaux, dépendent selon les saisons des subsides de ressources aquatiques (Iwata *et al.* 2003 ; Paetzold *et al.* 2005 ; Burdon et Harding 2008).

Les ressources dérivées des milieux aquatiques représentent une source supplémentaire de nourriture, mais pas seulement : elles contiennent également un nutriment important qui n'est que faiblement présent au sein des écosystèmes terrestres, à savoir l'acide gras oméga-3 EPA (tab. 2). La concentration d'EPA est élevée chez les poissons (ce qui fait d'eux une source de nourriture bénéfique pour l'humain) et dans d'autres organismes aquatiques tels que des insectes. À vrai dire, les écosystèmes aquatiques sont considérés comme étant une source majeure d'EPA (Hixson *et al.* 2015). L'EPA appartient au groupe des acides gras polyinsaturés (PUFA ; tab. 2) qui contiennent plusieurs doubles liaisons. Seuls certains groupes d'organismes spécifiques peuvent produire ce type de liaisons. Alors que plusieurs groupes d'algues, notamment les diatomées, produisent de grandes quantités d'EPA et que cet acide s'accumule ainsi dans les chaînes alimentaires aquatiques, les plantes terrestres, à l'exception de certaines mousses, sont tout à fait incapables de produire de l'EPA (Harwood 1996 ; Uttaro 2006 ; Hixson *et al.* 2015). Cela fait des organismes riches en EPA (insectes aquatiques) une ressource en très forte demande au sein des écosystèmes

terrestres. Des estimations préliminaires indiquent que la quantité de PUFA exportée à partir des systèmes aquatiques peut être considérable (fig. 13), ce qui correspond à un service écosystémique important (Gladyshev *et al.* 2013).

Mais pourquoi les PUFA sont-ils si importants ? Chez les animaux, êtres humains compris, les PUFA sont impliqués dans de nombreux processus physiologiques. Par exemple, ils constituent des composants essentiels de nos membranes cellulaires, assument d'importantes fonctions de notre système immunitaire et jouent un rôle dans la transduction des signaux dans notre corps (Stillwell et Wassall 2003 ; Stanley 2014 ; Schlotz *et al.* 2016). En résumé, les PUFA sont essentiels à la survie et sont apportés par l'alimentation. Bien que certains organismes puissent convertir d'autres PUFA en EPA, ce processus est généralement inefficace. Par conséquent, l'assimilation d'EPA par l'alimentation est assez importante. À l'appui de cette allégation, des études portant sur les prédateurs riverains ont montré, par exemple, un effet positif des flux d'EPA dérivés des milieux aquatiques sur le développement et la reproduction d'oiseaux riverains tels que les hirondelles bicolores (Twining *et al.* 2016, 2018) ainsi que sur le système immunitaire des araignées riveraines (Fritz *et al.* 2017).

L'être humain a modifié la plupart des écosystèmes aquatiques, en particulier les rivières et les ruisseaux, du point de vue tant de la morphologie que de la chimie des eaux, générant ainsi un « côté obscur des subsides » (« dark side of subsidies », Kraus 2019) par le transfert de micropolluants et de métaux lourds d'un milieu à l'autre. Les eaux douces saines soutiennent clairement le côté positif (en tant que service écosystémique) des flux de ressources vers les systèmes terrestres adjacents. À l'heure actuelle, on ne sait pas dans quelle mesure les activités humaines impactent les subsides de ressources aquatiques, que ce soit du point de vue qualitatif ou quantitatif. Environ un quart des eaux courantes helvétiques se trouvent dans un mauvais état écomorphologique. Plus précisément, il existe sur les cours d'eau suisses plus de 100 000 barrières artificielles qui bloquent les mouvements des sédiments, dégradant ainsi les conditions dans les lits des cours d'eau pour les biotes (OFEV 2018). Par ailleurs, la longueur des rives des cours d'eau s'est vue considérablement réduite du fait des corrections et des fortifications

des rives. La densité des insectes aquatiques émergents et des oiseaux insectivores est positivement corrélée avec la longueur des rives (Iwata *et al.* 2003), ce qui signifie qu'une quantité moindre de réseaux de cours d'eau naturels et donc de longueur de rives pourrait s'accompagner d'une réduction du transfert de PUFA. En modifiant à la fois les cours d'eau et les zones riveraines adjacentes, les activités humaines et

les infrastructures influencent visiblement la répartition et la quantité des échanges et des flux de ressources entre les écosystèmes (Laeser *et al.* 2005 ; Paetzold *et al.* 2011).

Bien que les subsides de ressources jouent un rôle écologique primordial dans le contexte des milieux fluviaux multidimensionnels, ceux-ci ont été largement négligés dans la gestion

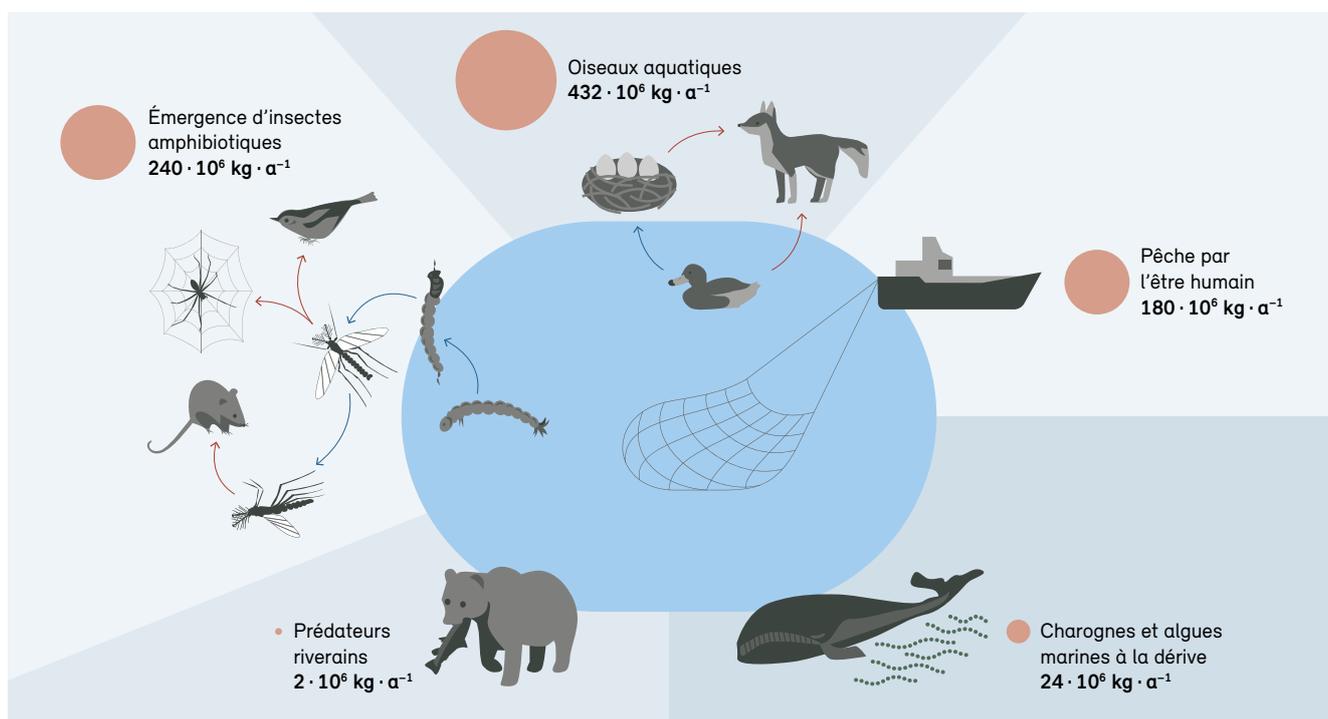
**Tableau 2**

Acides gras polyinsaturés (PUFA) oméga-3 importants.

Abréviation	Formule chimique	Nom	Producteurs primaires
ALA	C18:3n3	Acide alpha-linoléique	Produit par la plupart des algues et certaines plantes terrestres, avec des concentrations particulièrement élevées dans certaines graines et certains fruits à coque (p. ex. colza, lin, noix)
SDA	C18:4n3	Acide stéaridonique	Produit par de nombreuses algues (p. ex. beaucoup de cryptophytes et quelques algues vertes), mais seulement par quelques végétaux supérieurs (cassissier, vipérines)
EPA	C20:5n3	Acide eico-sapentaénoïque	Produit par de nombreuses algues (p. ex. diatomées et cryptophytes), mais pas par des végétaux supérieurs (à l'exception de quelques bryophytes) ; systèmes aquatiques comme source principale
DHA	C22:6n3	Acide docosa-hexaénoïque	Produit majoritairement par des algues marines (p. ex. des cryptophytes marins)

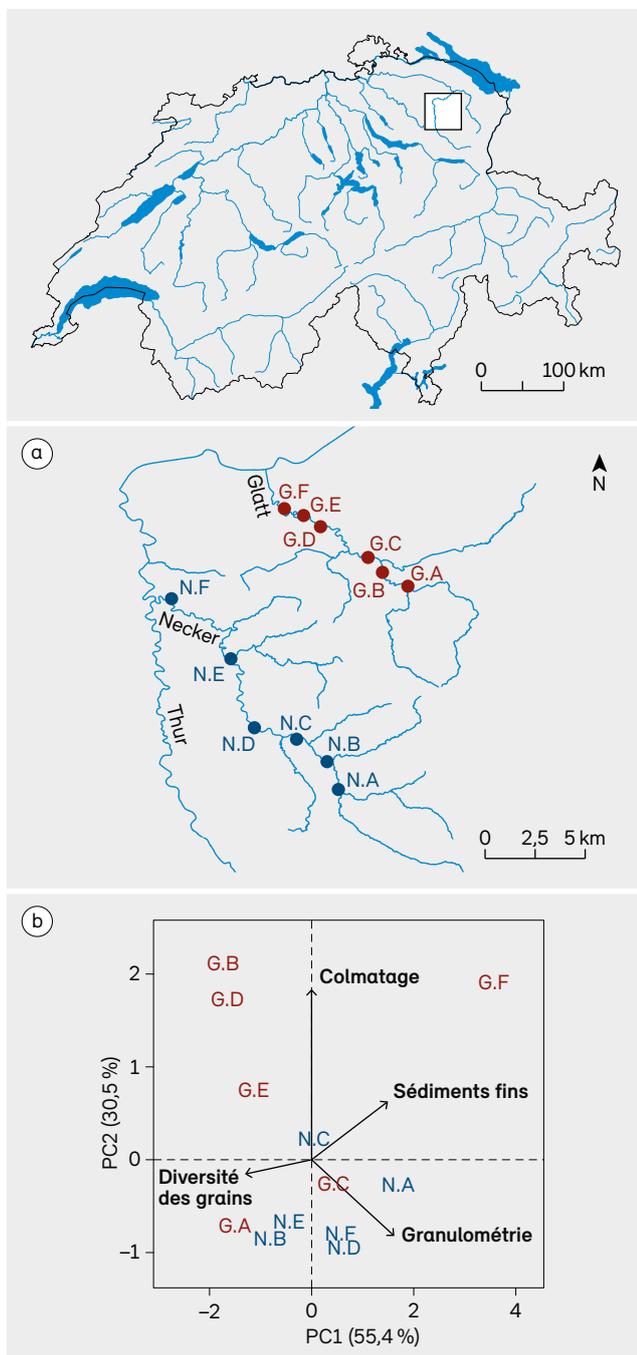
**Figure 13**

Exportation annuelle (a) estimée d'EPA et de DHA (voir tab. 2) par l'intermédiaire de différentes voies. Ce schéma illustre l'ordre de grandeur et l'importance du service écosystémique que fournissent les systèmes aquatiques.



**Figure 14**

(a) Carte des sites d'échantillonnage le long de la Glatt (G) et du Necker (N). (b) Représentation graphique de l'analyse en composantes principales (PCA) montrant les différences entre les propriétés des habitats pour les deux cours d'eau étudiés. Les deux axes représentent les dimensions 1 et 2 de la PCA ; la proportion de variance expliquée pour chaque dimension est indiquée. Les flèches représentent les variables sédimentaires que sont le colmatage, la diversité des grains (taille), la quantité de sédiments fins et la granulométrie.



Source : Eawag

pratique des cours d'eau. C'est pourquoi les futurs projets devraient concevoir les mesures de revitalisation sous l'angle de la connectivité latérale le long des cours d'eau afin d'intégrer les flux de ressources entre écosystèmes.

### 3.2 Données suisses sur les subsides de ressources aquatiques-terrestres

Nous présentons dans cette section les résultats relatifs aux subsides de ressources transitant des systèmes aquatiques aux systèmes terrestres de deux cours d'eau fort différents dans le canton de Saint-Gall (fig. 14a). Le Necker (N) est essentiellement une rivière non régulée avec un débit et un régime sédimentaire naturels, tandis que la Glatt (G), adjacente, est hautement régulée et ponctuée de nombreuses barrières qui modifient le débit et le régime sédimentaire. L'utilisation des terres diffère également d'un bassin versant à l'autre : la Glatt présente une qualité d'eau plus faible (niveaux d'azote et de phosphore plus élevés) que le Necker. Nous avons choisi six sites le long de chaque cours d'eau pour évaluer les subsides de ressources aquatiques pour les écosystèmes terrestres adjacents. Nous avons mis l'accent sur les insectes aquatiques émergents et sur l'exportation des PUFA dérivés des milieux aquatiques vers deux prédateurs riverains (araignées de sol et araignées à toile). Les araignées de sol sont des prédateurs qui rôdent dans les zones riveraines alors que les araignées à toile sont des prédateurs stationnaires, qui capturent leurs proies dans leurs toiles. Ci-après, nous nous intéressons à divers aspects relatifs aux subsides de ressources le long des deux cours d'eau en question.

#### 3.2.1 Comment la régulation influence-t-elle les gradients environnementaux le long des réseaux de cours d'eau ?

Nous avons évalué diverses caractéristiques sédimentaires telles que la répartition de la granulométrie et le colmatage interne (voir chap. 7 ; Dubuis *et al.* 2023). Nous avons observé une augmentation des sédiments fins et du colmatage à des emplacements situés sous les structures (barrières) bloquant le mouvement du lit. Le long de la Glatt, le site le plus en amont (G.A) présente une signature sédimentaire naturelle, mais la situation évolue rapidement lorsqu'on descend vers la première structure à l'aval (G.B). Ce changement des propriétés des habitats est démontré dans une analyse en composantes principales (PCA),

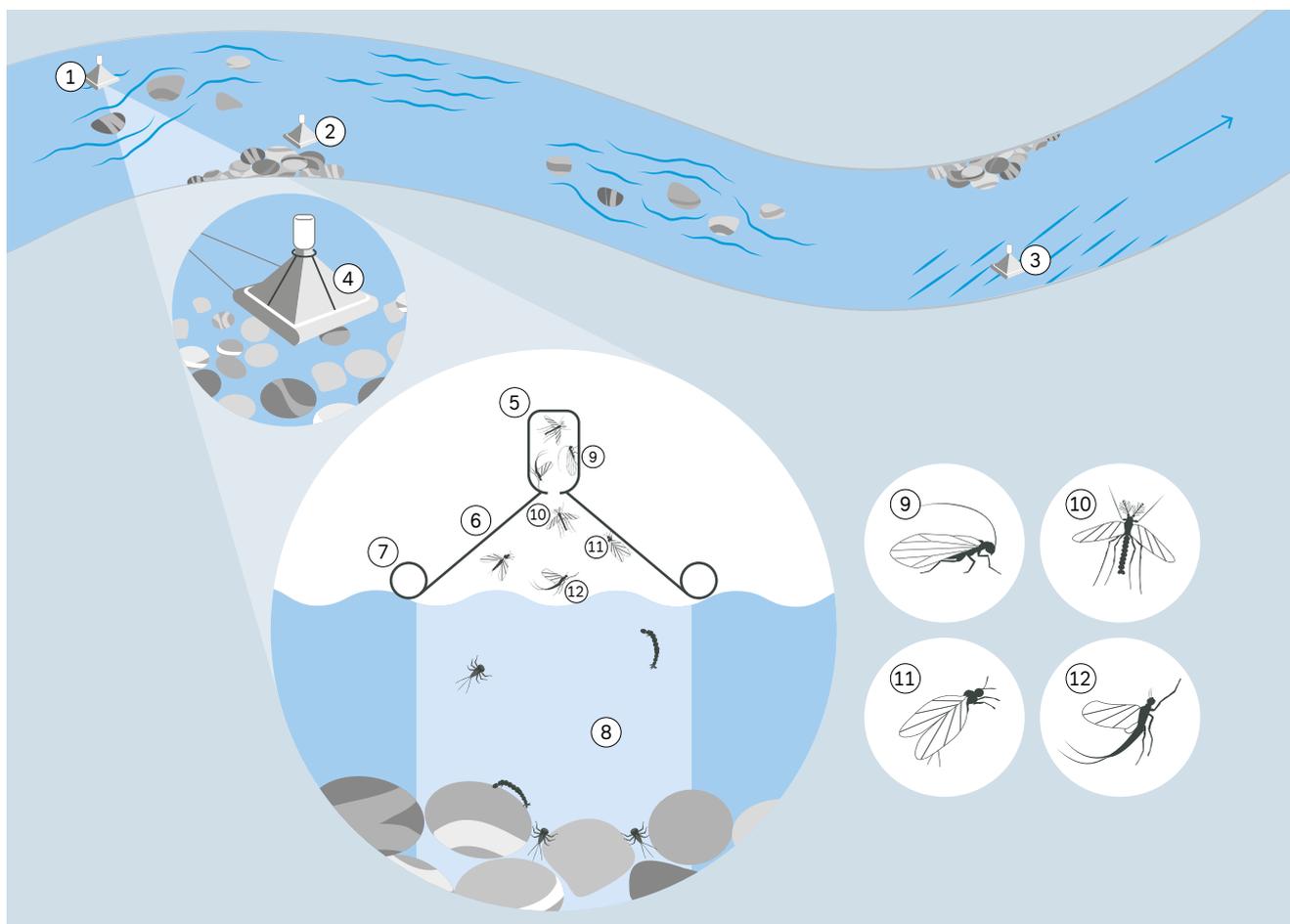
fig. 14b). Dans cette dernière, les emplacements représentés proches les uns des autres possèdent des caractéristiques similaires en matière de lit et les flèches montrent différentes raisons expliquant les écarts entre les points. Le site G.A forme un cluster avec les sites proches de l'état naturel du Necker, car il a moins de matériaux fins, tandis que G.B et d'autres sites de la Glatt sont situés plus haut sur l'image parce qu'ils présentent un degré plus important de colmatage.

### 3.2.2 Comment la dégradation des cours d'eau influence-t-elle les subsides aquatiques ?

La régulation du débit entraîne souvent une dégradation des habitats dans les cours d'eau, ce qui se traduit en général par des changements dans les communautés et dans la densité des macroinvertébrés dans les eaux régulées par rapport à celles qui ne le sont pas. Par conséquent, la qualité et la quantité de subsides de ressources transférées aux zones riveraines adjacentes diffèrent également. Nous avons comparé l'exportation de biomasse d'insectes le long d'un gradient de dégradation

**Figure 15**

*Méthode pour estimer l'exportation de biomasse sous la forme d'insectes aquatiques émergents. Trois pièges d'émergence flottants ont été utilisés pour chaque segment de cours d'eau (surface de 0,25 m<sup>2</sup>) pour couvrir différents types d'habitat : (1) seuil, (2) bordure et (3) mouille. Pièges utilisés : (4) piège d'émergence, consistant en une (5) bouteille pour récolter les insectes, (6) un filet recouvrant (dimension des mailles 100 µm), (7) des flotteurs en mousse de polystyrène et (8) une zone où les insectes émergents sont récoltés. Insectes récoltés : (9) trichoptères, (10) diptères (mouche), (11) plécoptères et (12) éphémères.*

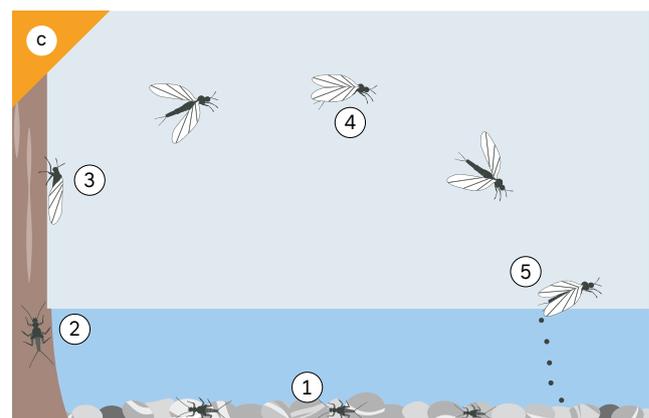
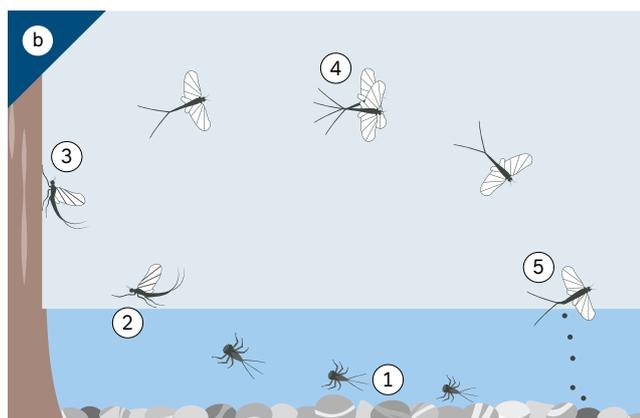


du lit dans la Glatt et le Necker en utilisant le colmatage comme proxy pour la dégradation du lit (voir fig. 15 pour la méthodologie et la fig. 16 pour les résultats). Nous n'avons observé aucune baisse générale de biomasse à mesure que le colmatage augmentait. Cependant, nous avons constaté une modification de la composition des communautés : il y avait moins de plécoptères dans la Glatt que dans le Necker. Bien qu'un pic d'émergence de plécoptères, comprenant des espèces plutôt communes (*Leuctra* sp.), ait été visible dans une certaine mesure sur

la plupart des emplacements de la Glatt à l'automne, l'important pic au début du printemps était largement absent le long de la Glatt, avec seulement de faibles niveaux d'émergence sur les sites G.A et G.C (fig. 16a). Ce pic au début du printemps consistait en des familles de plécoptères plus sensibles aux perturbations environnementales telles qu'une augmentation de la charge de sédiments fins (Extence *et al.* 2013). Le manque de plécoptères peut avoir un impact considérable étant donné que ceux-ci adoptent un comportement d'émergence différent de celui des autres

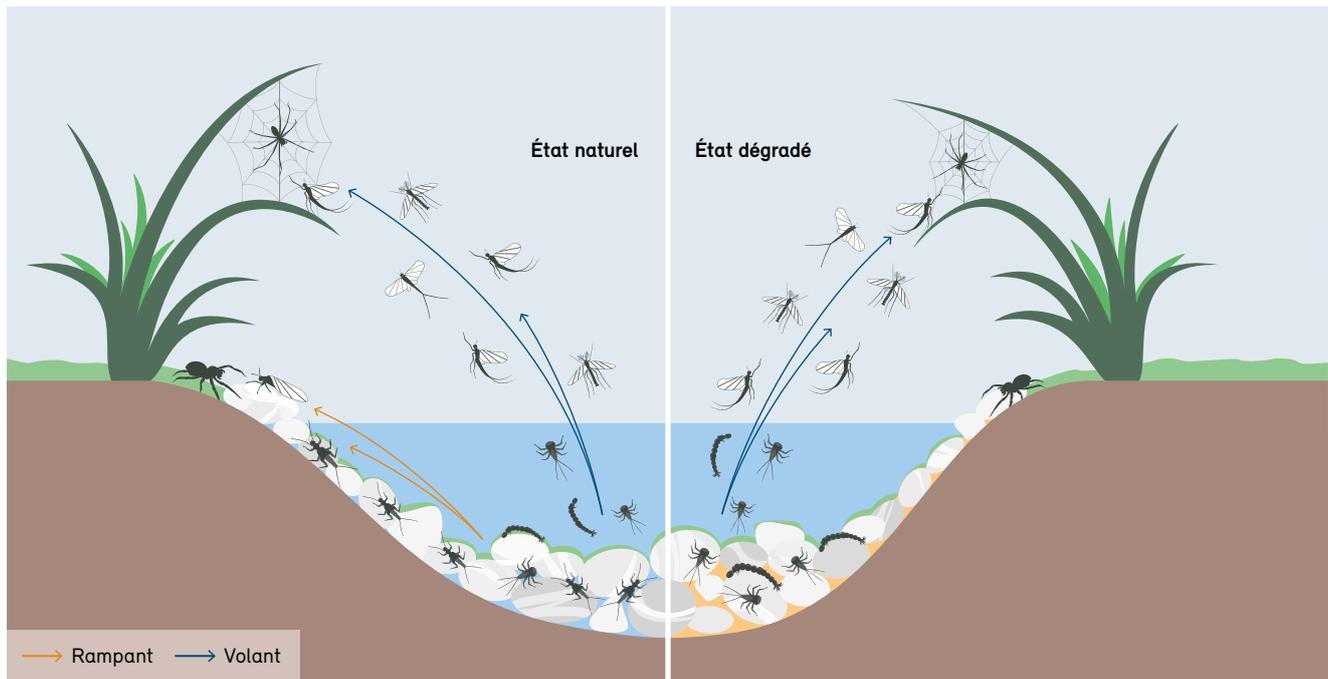
**Figure 16**

(a) Estimation de l'exportation de biomasse sous la forme d'insectes aquatiques émergents rampants (p. ex. plécoptères) et volants (p. ex. trichoptères et éphémères) le long de la Glatt (ligne du haut) et du Necker (ligne du bas). Les sites (A à F) correspondent à ceux figurant sur la carte de la figure 14. (b et c) Illustration des différents modes d'émergence : (b) volant et (c) rampant.



**Figure 17**

Illustration d'une conséquence potentielle de la dégradation des cours d'eau pour le transfert de ressources aquatiques entre écosystèmes, depuis les écosystèmes aquatiques vers les milieux riverains. La perte de plécoptères dans les cours d'eau dégradés entraîne la perte d'une voie d'accès aux ressources (flèches jaunes indiquant les connexions) vers les systèmes riverains adjacents.



Source : Eawag

insectes aquatiques comme les éphémères et les trichoptères, qui émergent en vol directement depuis la colonne d'eau (fig. 16b). Par comparaison, les plécoptères rampent vers la rive avant d'émerger (fig. 16c). Ils constituent ainsi un important chemin vers les prédateurs terrestres, chemin qui se perd dans les cours d'eau desquels les plécoptères sont absents (fig. 17).

### 3.2.3 Les insectes émergents transfèrent-ils les PUFA et y a-t-il une différence entre les systèmes ?

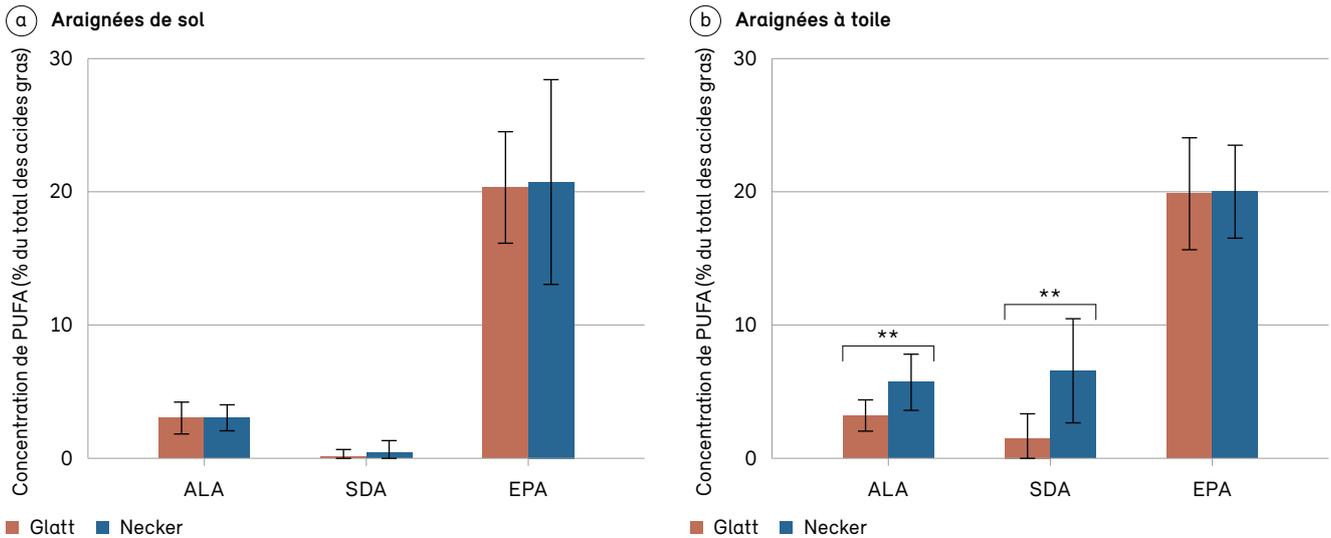
Les EPA et les autres acides PUFA (c.-à-d. les ALA et les SDA) existant majoritairement dans les environnements aquatiques étaient présents dans des concentrations considérables dans les insectes émergents (EPA : 15 à 25 % du total des acides gras) et dans les araignées riveraines le long de la Glatt et du Necker (fig. 18). Les araignées à toile et les araignées de sol présentaient une concentration d'ALA similaire (environ 4 % du total des acides gras) et une très forte concentration d'EPA (environ 15 %) par comparaison à d'autres organismes terrestres. Le taux de SDA était plus

élevé chez les araignées à toile (1,4 %) que chez les araignées de sol (0,3 %), ce qui indique que le type de prédateur a joué un rôle dans le transfert des ressources.

Nous avons comparé les concentrations de PUFA chez les araignées riveraines pour les deux systèmes au printemps. Pour les araignées de sol, nous n'avons détecté aucune différence significative. Les araignées à toile renfermaient quant à elles davantage de SDA et d'ALA le long du Necker que le long de la Glatt, bien qu'il n'y ait eu aucune différence significative dans la concentration d'EPA (fig. 18). Nous avons également mesuré les concentrations de PUFA chez les insectes émergents et récolté du périphyton à la surface des pierres ; nous avons observé des résultats similaires, en particulier pour le SDA. Il semble que la différence entre les systèmes est survenue déjà à la base de la chaîne alimentaire, potentiellement en raison du changement de conditions environnementales. Nous concluons que la production et le transfert de SDA en

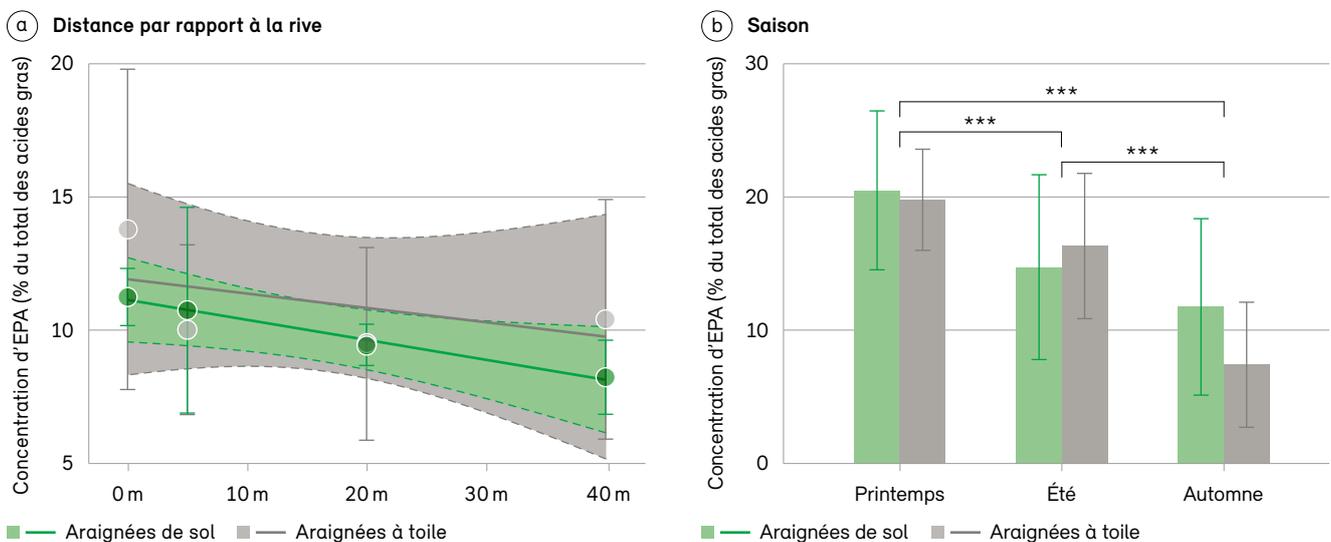
**Figure 18**

Concentration moyenne ( $\pm$  l'écart-type SD) d'acides gras polyinsaturés (PUFA : ALA, SDA et EPA ; voir tab. 2), exprimée sous forme de pourcentage du total des acides gras (FA) chez (a) les araignées de sol riveraines et (b) les araignées à toile riveraines dans la Glatt et le Necker. Les astérisques représentent les cas où la différence entre les deux rivières est significative, avec une valeur  $p < 0,01$ .



**Figure 19**

(a) Concentration moyenne d'EPA ( $\pm$  l'écart-type SD) chez les araignées de sol riveraines et les araignées à toiles riveraines (site N.F) à différentes distances depuis la rive. Les zones grisées représentent des intervalles de confiance à 95 %. (b) Différences saisonnières dans la concentration moyenne d'EPA ( $\pm$  l'écart-type SD) chez les deux types d'araignées, qui montrent l'importance de l'émergence printanière. Les astérisques représentent les différences significatives entre les saisons ( $*** p < 0,001$ ).



particulier étaient très limités le long de la Glatt tandis que l'EPA, acide important du point de vue nutritionnel, a été transféré dans des quantités comparables.

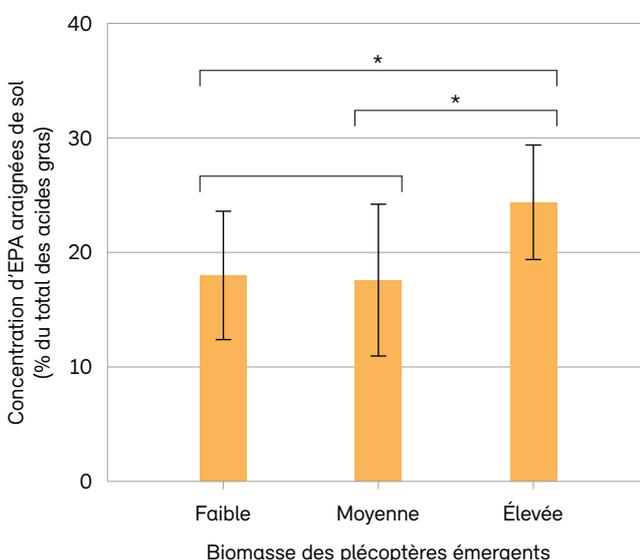
En examinant plus en détail la concentration d'EPA chez les araignées riveraines, nous avons identifié certaines tendances intéressantes. Tout d'abord, la concentration en EPA des araignées riveraines dépendait de la distance à la rive. À l'emplacement N.F, où les araignées ont été échantillonnées à diverses distances par rapport à la rive, la concentration d'EPA a baissé à mesure que la distance à la rive augmentait, avec des valeurs déjà plus faibles à des distances de 40 à 50 m du chenal, en particulier chez les araignées de sol (fig. 19a). Bien que les différences n'aient pas été significatives, car la taille de l'échantillon était relativement petite, cette tendance s'aligne sur de précédents résultats de recherche (Chari *et al.* 2020) et montre que l'accès à des insectes aquatiques est important pour le transfert et l'accumulation d'EPA. Nous nous sommes ensuite penchés sur les variations saisonnières et avons constaté que la concentration en EPA était la plus haute

au printemps pour les deux types d'araignées (fig. 19b). Ce résultat donne à penser que les insectes aquatiques émergents sont particulièrement importants pour le transfert de PUFA vers les zones riveraines au printemps.

Nous n'avons trouvé aucune différence significative concernant le total d'EPA exporté/transféré entre le Necker (cours d'eau proche de l'état naturel) et la Glatt (cours d'eau dégradé). Cependant, la différence en matière de composition des macroinvertébrés entre les cours d'eau, avec une émergence plus faible des plécoptères dans la Glatt (voir la section 3.2.2), a altéré la disponibilité de l'EPA pour différentes sortes de prédateurs riverains. Si les araignées à toile n'étaient majoritairement pas concernées par cette situation, la concentration d'EPA chez les araignées de sol riveraines était moins forte sur les sites dégradés et l'émergence des plécoptères au printemps réduite (fig. 20). Comme mentionné ci-dessus, les plécoptères ont un mode d'émergence spécifique, à savoir qu'ils rampent jusqu'à la rive. Ce comportement fait d'eux une proie facile pour les prédateurs terrestres. Par comparaison, les autres insectes émergeant en volant sont beaucoup plus difficiles à attraper. Étant donné que la concentration d'EPA chez les araignées de sol est liée à la fonction immunitaire (Fritz *et al.* 2017), une baisse de l'accès à l'EPA (dans le cas présent en raison d'une plus faible émergence des plécoptères) pourrait entraîner des conséquences négatives sur la survie des prédateurs. Il est important de souligner que le déclin des plécoptères est un problème global dans les cours d'eau dégradés. Les liens entre les milieux aquatiques et terrestres s'en voient affaiblis, pas seulement pour les araignées riveraines, mais potentiellement également pour d'autres prédateurs riverains terrestres tels les lézards et les coléoptères.

**Figure 20**

Concentration d'EPA chez les araignées de sol riveraines au printemps en fonction de la biomasse de plécoptères émergents. Catégories de biomasse de plécoptères : faible = masse sèche < 0,25 mg m<sup>-2</sup> jour<sup>-1</sup>, moyenne ≤ 1 mg m<sup>-2</sup> jour<sup>-1</sup>, élevée = masse sèche > 1 mg m<sup>-2</sup> jour<sup>-1</sup>. Les astérisques représentent les différences significatives, avec une valeur p < 0,05.



Source : Eawag

### 3.3 Implications pour la gestion de cours d'eau

Nous montrons que tant les insectes aquatiques émergents que les araignées riveraines renferment des concentrations considérables d'EPA et constituent donc un maillon central qui promeut le transfert d'EPA vers des systèmes terrestres. Les eaux, qui fournissent des subsides aquatiques, et les zones riveraines, qui constituent l'habitat principal des araignées riveraines, doivent se trouver dans de bonnes conditions écologiques pour garantir des populations saines. Dans les zones riveraines

en particulier, la densité des araignées à toile dépend de la végétation riveraine telle que les arbrisseaux et les arbres (Laeser *et al.* 2005) et la concentration de PUFA chez les araignées est plus élevée lorsqu'une zone riveraine tampon est présente (Ramberg *et al.* 2020). C'est pourquoi il est primordial de conserver la zone riveraine, et de veiller au bon état du cours d'eau, pour maintenir les flux de ressources entre écosystèmes.

Comme suggéré par Muehlbauer *et al.* (2019), la recherche sur les liens entre écosystèmes se profile comme une chance d'informer les différentes parties prenantes et d'impliquer celles-ci dans les projets de gestion riverains. Les discussions portant sur les projets de revitalisation devraient se concevoir dans une perspective plus

holistique et prendre en compte les écosystèmes à la fois terrestres et aquatiques. Par exemple, la valeur d'un projet de conservation des oiseaux pourrait être faible si les eaux à proximité sont dans un mauvais état et ne sont pas en mesure de fournir les subsides en ressources aquatiques nécessaires tels que les PUFA. Dans ce cas, l'exportation de PUFA devrait être perçue comme un service écosystémique primordial. Dans ce contexte, il est particulièrement important d'enrayer le déclin général des plécoptères, ceux-ci formant une voie d'exportation distincte facilement accessible aux prédateurs terrestres riverains. Les plécoptères ne survivent pas dans les cours d'eau dont l'état écologique est mauvais : la voie d'exportation et le flux de ressources entre les frontières des écosystèmes sont donc perdus dans les milieux fluviaux dégradés.

#### Encadré 6 : En pratique – favoriser les connexions essentielles entre un cours d'eau et les zones terrestres environnantes

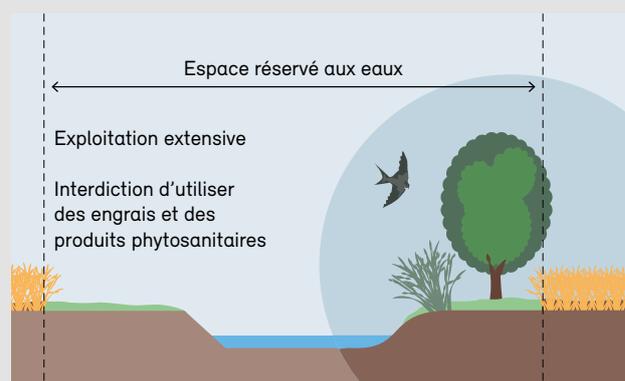
Vinzenz Maurer, Office des eaux et des déchets du canton de Berne, écologie aquatique

Les cantons et les communes suisses sont en train de fixer l'espace réservé aux eaux dans le cadre de l'aménagement du territoire (fig. 21). Dans ce contexte, des thématiques comme l'espace requis pour assurer la protection contre les crues ainsi que pour protéger les eaux et les organismes aquatiques de la pollution agricole sont essentielles. Cependant, la plupart des discussions tournent autour de la perte de terres arables. Les avantages d'une rive proche de l'état naturel pour les terres agricoles adjacentes font rarement l'objet des débats. Toutefois, les rives proches de l'état naturel et riches en structures abritent diverses communautés d'algues, de plantes aquatiques et d'animaux qui, comme l'étude le démontre habilement, produisent d'importantes substances distribuées bien au-delà des cours d'eau par l'intermédiaire d'insectes émergents. Ces substances profitent non seulement aux araignées que nous avons étudiées, mais aussi à d'autres organismes qui chassent à leur tour les nuisibles dans les zones agricoles, ce qui est bénéfique pour l'être humain.

Nous devrions saisir l'opportunité de planifier le territoire selon cette définition spatiale, en permettant aux cours d'eau de former diverses lignes de rives, de créer des habitats pour les insectes émergents et de faire pousser de la végétation riveraine riche sur le plan structurel et comprenant divers habitats pour les araignées, les oiseaux et les hérissons, qui peuvent tous profiter des insectes aquatiques comme source de nourriture. Pour terminer, nous devrions apprécier le rôle que ces organismes jouent dans la lutte naturelle contre les parasites dans les cultures.

Figure 21

Exemple d'espace réservé aux eaux, un concept largement utilisé par les gestionnaires de ressources pour définir la zone riveraine.



Source : OED (2020)

## 4 Réaction du chenal à la dérivation des eaux de crues vers les zones alluviales

Les structures de dérivation latérale dans les cours d'eau permettent de dévier une partie des volumes d'eau durant les événements de crue. Le déversement latéral réduit le débit et, par là même, la capacité de charriage dans le lit principal, ce qui entraîne un dépôt de sédiments. Le présent chapitre analyse et illustre les interactions entre le débit latéral et les changements du niveau du lit par des approches de modélisation 1D et 2D. Il propose également des recommandations pour appliquer ces modèles en pratique. Par ailleurs, il traite brièvement des aspects liés à l'inondation écologique des zones de rétention.

Seline Frei, Eva Gerke, Robert Boes et David Vetsch

### 4.1 Introduction

Les structures de dérivation latérale dans les cours d'eau telles que les déversoirs latéraux et les digues submersibles sont des mesures courantes utilisées pour dévier des parties du débit vers une zone de rétention latérale ou un corridor d'évacuation pendant les épisodes de crues importantes. Cela permet de réduire les risques d'inondation pour les zones à l'aval. Bien qu'il existe des structures de dérivation latérale régulées, la plupart des structures en Suisse sont non régulées (Bühlmann et Boes 2014).

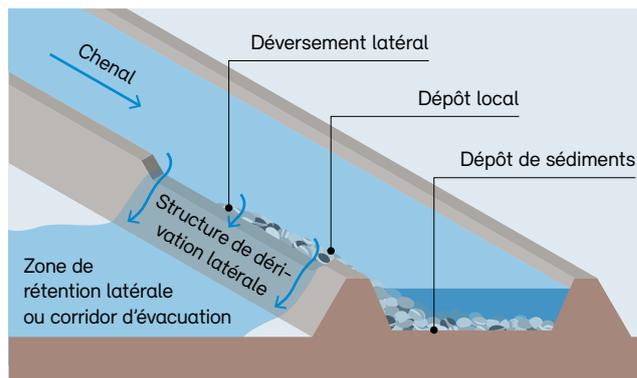
Un déversement latéral se produit dès que le niveau de l'eau atteint la crête de la digue ou du déversoir. La hauteur de la crête doit être conçue conformément aux objectifs hydrologiques et de protection contre les crues. En Suisse, l'objectif de protection est fondé sur une évaluation des risques et défini sur la base du préjudice potentiel dans la zone inondable (OFEV 2005). Le débit de déversement prévu est donc spécifique à chaque projet. Les structures de dérivation latérale sont utilisées dans la protection contre les crues, à la fois comme composantes du concept d'aménagement et pour la sécurité du système durant les événements extrêmes (scénario de surcharge). Le déversement latéral est généralement mis en œuvre en amont des zones hautement vulnérables telles que des regroupements urbains et des installations industrielles pour autant que des zones de rétention appropriées ou des corridors d'inondation soient disponibles pour accueillir les volumes d'eau ainsi déviés. Le

déversement latéral entraîne une réduction du débit et, de ce fait, de la capacité de charriage dans le lit principal. Par conséquent, il peut survenir à la fois un dépôt local à proximité des structures de dérivation et un dépôt de sédiments dans le tronçon à l'aval (fig. 22). L'augmentation du niveau du lit peut considérablement renforcer le déversement latéral par comparaison à une situation sans charriage.

À mesure que la durée de la crue augmente, le dépôt de sédiments s'étend dans la partie aval du lit principal. Ensuite, la décrue engendre de l'érosion à l'endroit où les sédiments

Figure 22

Structure de dérivation latérale avec dépôt local et dépôt distribué dû au déversement latéral durant un événement de crue. Figure adaptée sur la base de Rosier (2007).



Source : VAW, ETH Zurich

se sont accumulés. Dans la conception des structures de dérivation latérale, il ne faut cependant pas négliger l'interaction entre le déversement latéral et les changements dans la dynamique du charriage du cours d'eau. Bühlmann et Boes (2014), Giesecke *et al.* (2014) ainsi que Jäggi *et al.* (2015) proposent des lignes directrices de conception pour les structures de déversement latéral qui ne prennent pas en compte les dépôts de sédiments. Pour tenir compte de l'effet engendré par l'augmentation du niveau du lit sur le déversement latéral, Rosier (2007) a mené plusieurs expériences en laboratoire, dans un canal de la Plateforme PL-LCH à l'EPFL.

Les modèles numériques couramment utilisés pour l'aménagement des cours d'eau et pour l'évaluation des risques de crue (c.-à-d. les modèles 1D et 2D fondés sur des équations d'écoulement à faible profondeur) peuvent être employés comme outils de conception de structures de dérivation latérale qui tiennent compte des changements du niveau du lit. Le logiciel de simulation BASEMENT (Vetsch *et al.* 2020) a été appliqué pour analyser l'interaction entre le déversement latéral et les changements du niveau du lit, en utilisant les résultats des expériences en laboratoire (Rosier 2007) pour valider les résultats. Le présent chapitre montre les capacités et les exigences des modèles et fournit des recommandations.

Un autre aspect relativement novateur en Suisse est « l'inondation écologique », c'est-à-dire l'utilisation du déversement latéral pour améliorer les conditions écologiques dans les zones de rétention (voir encadré 7). Dans un tel système, l'eau est déviée vers les zones de rétention pendant les épisodes de crue non seulement majeurs, mais aussi mineurs. Cela peut

favoriser la formation d'habitats en zones alluviales dynamiques. L'Allemagne a mis en œuvre l'inondation écologique avec succès, par exemple au polder d'Altenheim le long du Rhin, qui existe depuis 1987 (Pfarr *et al.* 2014).

## 4.2 Estimation du déversement latéral

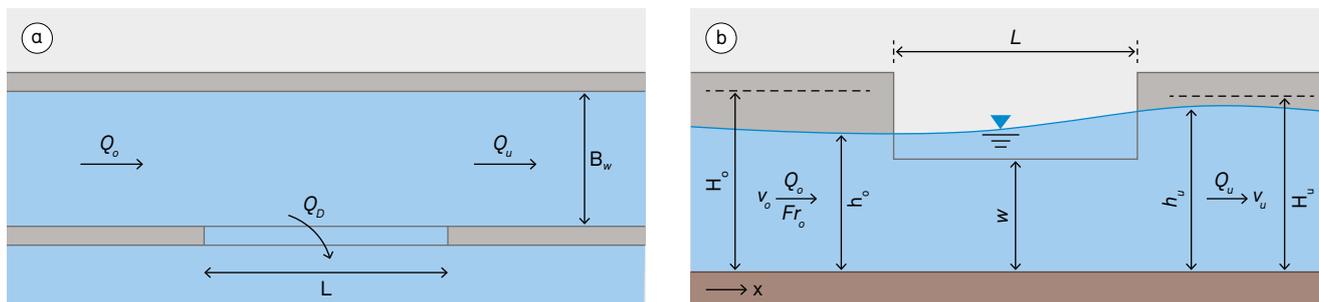
### 4.2.1 Approches courantes

Les équations de déversoir classiques utilisées pour estimer le débit d'eau se fondent sur un écoulement perpendiculaire à l'axe du déversoir. Dans le cas du déversement latéral cependant, l'angle de l'écoulement par rapport à la structure de déversement est inférieur à  $90^\circ$ . La figure 23 montre une vue en plan et une coupe longitudinale d'une telle structure dans des conditions sous-critiques où l'écoulement est dévié vers une zone de rétention latérale ou un corridor d'évacuation. Toutes les variables décrites ci-après sont représentées à la figure 23.

La profondeur d'eau le long de la structure de dérivation latérale augmente dans un régime fluvial ou sous-critique (vitesse d'écoulement < vitesse de propagation d'une onde de surface ; fig. 23b) et diminue dans un régime torrentiel ou supercritique (vitesse d'écoulement > vitesse de propagation d'une onde de surface). Par conséquent, le déversement latéral unitaire pour un écoulement supercritique est nettement plus petit que pour un écoulement sous-critique et il est presque impossible à prédire (Jäggi *et al.* 2015). Les structures de déversement latéral ne sont pas recommandées pour un écoulement supercritique (Hager 2010) et devraient être considérées uniquement

Figure 23

(a) Vue en plan et (b) coupe longitudinale d'une structure de dérivation latérale montrant la hauteur de la ligne d'eau dans un chenal présentant un régime d'écoulement sous-critique. Toutes les variables sont décrites dans le corps du texte. Figure adaptée sur la base de Bollrich (2013).



dans des tronçons de cours d'eau sous-critiques avec un nombre de Froude amont de  $Fr_o = v_o / (g \cdot A / B_w)^{0.5} < 0,75$  (Hager 2010 ; Giesecke *et al.* 2014), où  $v_o = Q_o / A$  = vitesse de l'écoulement d'approche moyennée sur la section d'écoulement,  $Q_o$  = débit d'approche,  $A$  = section d'écoulement,  $g$  = accélération de la pesanteur et  $B_w$  = largeur du chenal à la surface de l'eau. La littérature scientifique propose diverses approches pour estimer le déversement latéral  $Q_D$ , qui en général émettent l'hypothèse qu'il n'y a aucune perte d'énergie sur la structure de dérivation latérale.

Pour calculer le déversement latéral dans un chenal rectangulaire horizontal avec un déversoir latéral à paroi mince, De Marchi (1934) a proposé la formule suivante :

$$\frac{dQ_D}{dx} = \frac{2}{3} \cdot C_M \cdot \sqrt{2g} \cdot (h_w - w)^{2/3} \quad (1)$$

$\frac{dQ_D}{dx}$  taux de changement de débit le long de la structure de dérivation latérale [ $m^3 (m^{-1} s^{-1})$ ]

$C_M$  coefficient de débit pour déversoirs latéraux [-]

$Q_D$  débit de déversement latéral [ $m^3 s^{-1}$ ]

$h_w = h_w(x)$  profondeur d'eau le long de la structure de dérivation latérale [m]

$w$  hauteur de la crête de la structure de dérivation latérale [m]

$g$  accélération de la pesanteur [ $m s^{-2}$ ]

L'approche de De Marchi est fondée sur la solution d'une équation dynamique 1D pour un écoulement stationnaire, graduellement varié, avec un débit  $C_M$  non uniforme et une profondeur d'eau non constante  $h_w(x)$  le long de la structure (Di Bacco et Scorzini 2019). Pour les déversoirs à paroi mince dans les chenaux rectangulaires et trapézoïdaux en condition sous-critique, le coefficient de débit peut être déterminé selon l'approche simplifiée de Hager (1987) (équation 2). Il n'existe que peu de publications sur les coefficients de débit pour les structures de dérivation latérale à seuil épais (p. ex. Ranga Raju 1979), à crête arrondie (p. ex. Izadinia et

Heidarpour 2016) ou en forme de toit. Le coefficient de débit pour les déversoirs latéraux influence considérablement le déversement latéral calculé. On utilise ici l'approche de De Marchi avec un coefficient  $C_M$  tel que défini par Hager (1987) :

$$C_M = 0.728 \sqrt{\frac{2+Fr_o^2}{2+3Fr_o^2}} \quad (2)$$

Dans de nombreuses situations, il est possible de définir le débit à l'amont  $Q_o$ , le débit à l'aval  $Q_u$  et les conditions d'écoulement dans le chenal à l'aval (vitesse aval  $v_u$ , profondeur d'eau  $h_u$ , charge hydraulique  $H_u$  et largeur du chenal  $B$ ). En supposant qu'il n'y a aucune perte d'énergie le long de la structure de dérivation latérale, il est possible de calculer les conditions d'écoulement à l'amont (vitesse à l'amont  $v_o$ , profondeur d'eau  $h_o$  et charge hydraulique  $H_o$ ) en utilisant l'équation de Bernoulli. Di Bacco et Scorzini (2019) ont proposé l'équation suivante pour calculer la longueur nécessaire de la structure de dérivation latérale  $L$  pour réduire  $Q_o$  à  $Q_u$ :

$$L = \frac{3B}{2C_M} \cdot (\Phi_u - \Phi_o) \quad (3)$$

où  $\Phi_i = \frac{2H_i - 3w}{H_i - w} \cdot \sqrt{\frac{H_i - h_i}{h_i - w}} - 3 \cdot \arcsin\left(\frac{H_i - h_i}{h_i - w}\right)$  et  $i = o, u$

#### 4.2.2 Impact de la morphodynamique

Le déversement latéral lors d'une crue réduit la capacité de charriage dans le lit principal. Par conséquent, il peut se produire à la fois un dépôt local à proximité de la structure de dérivation latérale et un dépôt de sédiments dans le tronçon à l'aval de la structure de dérivation latérale (fig. 22). Le dépôt local commence au début de la structure de dérivation latérale (déversoir) et atteint sa hauteur maximale à l'extrémité aval du déversoir. Le débit de déversement latéral pourrait augmenter, jusqu'à tripler, en raison du dépôt de sédiments (Rosier 2007).

Rosier (2007) a proposé une méthode empirique itérative pour estimer le dépôt local dû à une structure de dérivation latérale sur la base d'expériences physiques (voir également Rosier *et al.* 2008). L'estimation itérative est relativement laborieuse et requiert la configuration d'un modèle numérique et d'une simulation hydrodynamique à chaque étape d'itération. Cependant, pour concevoir des structures de dérivation latérale, il est recommandé de réaliser, comme présenté ci-après, une estimation

détaillée du dépôt de sédiments et du déversement latéral en utilisant des simulations effectuées par des modèles numériques (en tenant compte du charriage).

### 4.3 Modélisation numérique des structures de dérivation latérale

#### 4.3.1 Approches de modélisation

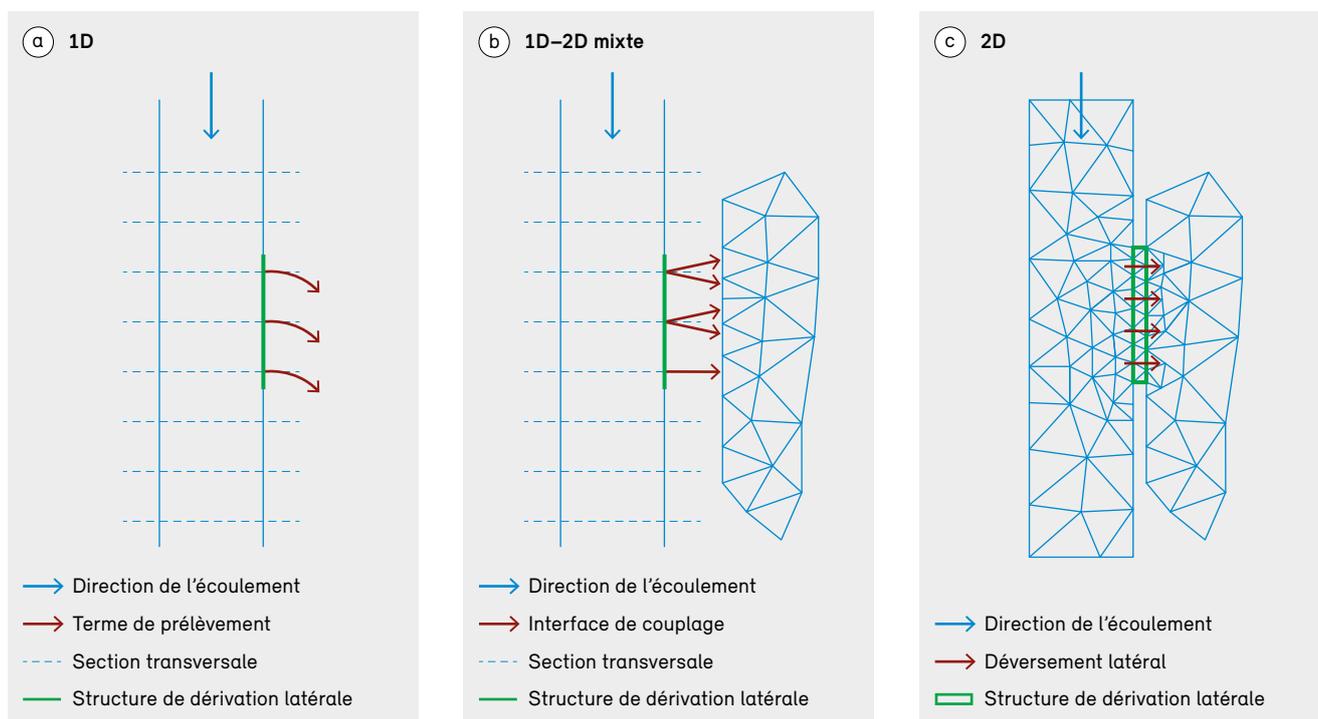
Pour évaluer l'impact de la dynamique du dépôt de sédiments sur le déversement latéral, plusieurs approches de modélisation numérique ont été évaluées au moyen de BASEMENT, version 2.8.2. Il s'agit d'un logiciel gratuit de simulation de l'hydrodynamique et de la morphodynamique des cours d'eau ([www.basement.ethz.ch](http://www.basement.ethz.ch)) développé par le Laboratoire d'hydraulique, d'hydrologie et de glaciologie (VAW) de l'ETH Zurich. Plusieurs simulations hydrodynamiques (lit fixe, aucun charriage) et morphodynamiques ont été exécutées selon les différentes approches de modélisation et les résultats ont été comparés avec des données d'observation expérimentales de Rosier (2007).

Plus précisément, des chenaux trapézoïdaux et rectangulaires avec des structures de dérivation latérale ont été simulés. Quatre approches de modélisation numérique différentes ont été testées, et les trois approches ci-dessous ont été retenues (fig. 24).

- (a) **1D** : le déversement latéral causé par la structure de dérivation latérale est implémenté dans un modèle BASEMENT à une dimension en tenant compte de la réduction du débit par des termes de prélèvement spécifiques (équation 1) à chaque section transversale le long de la structure de dérivation latérale. Des valeurs  $C_M$  spécifiques doivent être définies pour chaque terme de prélèvement. BASEMENT prend en compte les pertes de quantité de mouvement dans la direction de l'écoulement dues au débit déversé.
- (b) **1D-2D mixte** : dans BASEMENT, le modèle mixte sur le plan latéral comprend un chenal à une dimension et une zone alluviale à deux dimensions. Le déversement latéral est calculé sur la base de l'équation 1, une

Figure 24

Approches (a) 1D, (b) 1D-2D mixte et (c) 2D utilisées dans le logiciel BASEMENT pour modéliser le déversement latéral par-dessus une structure de dérivation latérale.



valeur  $C_M$  spécifique devant être définie. BASEMENT prend en compte les pertes de quantité de mouvement dans la direction de l'écoulement dues au débit déversé.

- (c) **2D** : la géométrie de la structure de dérivation latérale et la topographie de la section de déversement à proximité sont modélisées. Pour cette simulation, il n'est pas nécessaire de définir une valeur  $C_M$  spécifique.

Des exemples de ces approches sont disponibles sur le site Internet de BASEMENT ([www.basement.ethz.ch](http://www.basement.ethz.ch) > Download > Test cases).

### 4.3.2 Comparaison de différentes approches de modélisation

Les modèles 1D et 1D-2D mixtes sont les plus adéquats pour les tronçons de cours d'eau rectilignes. En général, ces modèles nécessitent moins de données topographiques et les temps de calcul associés sont courts. Aucun de ces deux types de modèles ne montre la déviation de l'écoulement dans le lit principal et la zone d'inondation. L'approche par modèle mixte 1D-2D peut être préférable lorsque le champ d'écoulement dans la zone d'inondation est important. En ce qui concerne le déversement latéral, le paramètre le plus sensible est le coefficient de débit pour déversoirs latéraux ; il est recommandé

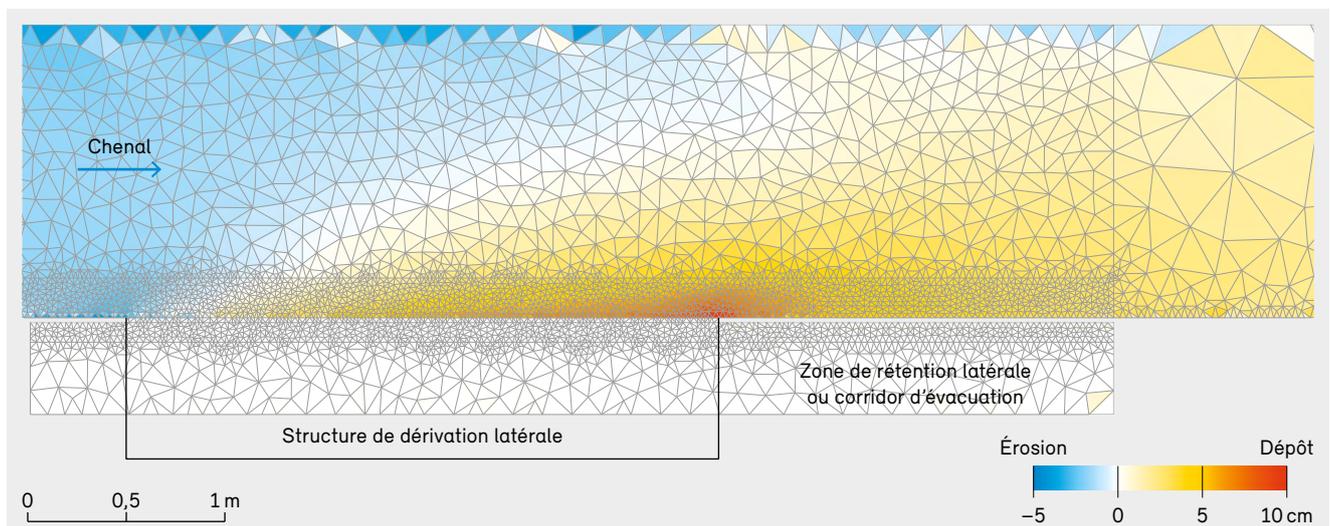
**Tableau 3**

Comparaison du déversement latéral ( $Q_D$  en  $l s^{-1}$ ) pour les simulations hydrodynamiques et morphodynamiques et l'expérience physique B02 de Rosier (2007). Le canal de laboratoire rectangulaire présente les dimensions suivantes : largeur = 1,5 m, pente du fond = 0,2 %, longueur de la structure de dérivation latérale  $L = 3$  m, hauteur du déversoir  $w = 10$  cm, débit constant  $Q_0 = 181 l s^{-1}$ .

	Hydrodynamique	Morphodynamique	Morphodynamique (avec enrochement)
Expérience physique de Rosier (2007)	–	52	–
Modèle 1D ( $C_M = 0,6$ pour l'ensemble des 11 termes de prélèvement)	33	48	43
Modèle mixte 1D–2D ( $C_M = 0,6$ )	33	47	43
Modèle 2D avec déversement	32	42	40

**Figure 25**

Dépôt local le long d'une structure de dérivation latérale et dépôts distribués à l'aval dans le chenal principal (modèle 2D tiré de l'expérience B02 de Rosier [2007], structure de dérivation latérale  $L = 3$  m).



d'effectuer une analyse de sensibilité correspondante. Il est possible d'obtenir de bons résultats pour des chenaux rectangulaires avec un déversoir à paroi mince et des chenaux trapézoïdaux avec un déversoir en forme de toit en utilisant un coefficient de débit pour déversoirs latéraux selon Hager (1987) (équation 2). Dans le tableau 3, les simulations 1D et 1D-2D mixtes sont comparées avec la simulation 2D, qui ne nécessite aucune valeur  $C_{M_s}$  et avec l'expérience physique menée par Rosier (2007).

Pour le modèle 2D, il faut fournir la topographie et préciser la rugosité de la crête du déversoir. Cependant, le déversement latéral est moins sensible à la rugosité que ne l'est le modèle 1D ou le modèle 1D-2D mixte au coefficient de débit pour déversoirs latéraux. Le modèle 2D montre quant à lui la déviation de l'écoulement dans le lit principal et la zone d'inondation.

### 4.3.3 Impact de la morphodynamique

Des simulations morphodynamiques sont recommandées pour la conception de structures de dérivation latérale dans les cours d'eau à fort charriage. Les trois approches de simulation permettent toutes de simuler le dépôt de sédiments à l'aval de la structure de dérivation latérale et le déversement latéral plus élevé qui en résulte. Cependant, le modèle 1D ne

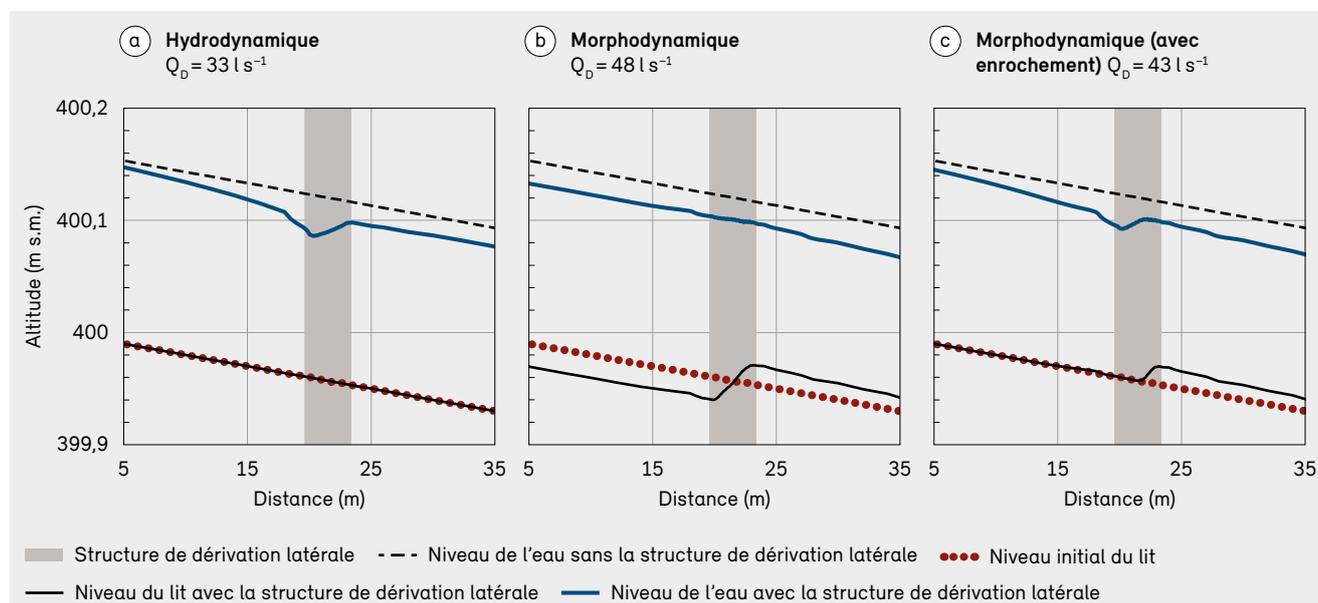
permet pas de capturer la portée spatiale du dépôt local près de la structure de dérivation latérale. Le déversement latéral, le dépôt de sédiments ainsi que la géométrie et l'emplacement du dépôt local calculés par le modèle 2D morphodynamique (fig. 25) concordent bien avec les expériences physiques menées par Rosier (2007).

Le tableau 3 compare le déversement latéral pour les simulations hydrodynamiques et morphodynamiques, en montrant également les résultats de l'expérience physique de Rosier (2007). Le déversement latéral est significativement plus élevé dans les simulations morphodynamiques qui tiennent compte du dépôt des matériaux charriés. Il se pourrait que le modèle purement hydrodynamique sous-estime le déversement latéral et que la zone de rétention ou le corridor d'évacuation soit sous-dimensionné dans ce modèle.

La figure 26 illustre le niveau de l'eau et le niveau du lit pour la simulation hydrodynamique et les simulations morphodynamiques avec ou sans enrochement pour l'approche de modélisation 1D. Les mêmes résultats sont obtenus pour les approches de modélisation 1D-2D mixte et 2D. Une quantité importante de sédiments peut se déposer à l'aval de la structure de dérivation latérale et ainsi réduire la section transversale (fig. 26b). Il y a moins d'eau dans le chenal à

Figure 26

Niveau de l'eau et niveau du lit pour l'approche de modélisation 1D, pour les simulations respectivement (a) hydrodynamique, (b) morphodynamique et (c) morphodynamique (avec enrochement). Les paramètres des simulations sont décrits au tableau 3.



l'aval de la structure de dérivation latérale ; il n'y a donc pas d'augmentation du niveau d'eau (fig. 26). En raison de la courbe de rabattement à l'amont de la structure de dérivation latérale (fig. 26a), une stabilisation du lit avec enrochement est recommandée (tab. 3 et fig. 26c). Le dépôt local et le dépôt distribué sur le tronçon s'étendent à mesure que la longueur de la structure de dérivation latérale augmente.

Contrairement au dépôt local et au dépôt distribué sur le tronçon, le déversement latéral répond rapidement aux changements de débit. L'analyse avec un hydrogramme pour une crue courte montre un dépôt local moindre, un dépôt distribué moindre ainsi qu'un déversement latéral moindre par comparaison à une simulation avec un hydrogramme pour une crue longue. Pendant la décrue, le dépôt local et le dépôt distribué sont complètement érodés et le lit du cours d'eau revient à l'état dans lequel il était avant la crue.

#### 4.3.4 Effet de la discrétisation spatiale

Dans le modèle 1D ou le modèle 1D-2D mixte, le lit principal est discrétisé en sections transversales. La profondeur d'eau, la vitesse d'écoulement et le déversement latéral peuvent être simulés à l'aide de trois ou quatre sections transversales le long de la structure de dérivation

latérale pour les simulations hydrodynamiques. Le recours à plusieurs sections transversales (jusqu'à 10) le long de la structure de dérivation latérale donne des résultats plus uniformes pour les simulations morphodynamiques.

Dans les modèles 2D, le système est discrétisé dans l'espace avec un maillage (fig. 24c et fig. 25). Dans les simulations morphodynamiques, de petites cellules de maillage proche de la structure de dérivation latérale sont nécessaires pour mieux simuler le dépôt local. En règle générale, les cellules de maillage à proximité de la structure de dérivation latérale devraient être plus petites que  $B/20$  afin de pouvoir modéliser le dépôt local correctement. Dans les simulations hydrodynamiques ainsi qu'à l'amont et à l'aval de la structure de dérivation latérale, on pourrait considérer raisonnable d'utiliser des cellules de maillages plus grandes.

#### 4.4 Recommandations pour des applications pratiques

Les approches empiriques (équation 1) peuvent être utilisées pour estimer grossièrement le déversement latéral, mais elles sont limitées à l'analyse des conditions

#### **Encadré 7 : En pratique – inondation écologique des zones de rétention**

*Eva Gerke, VAW, ETH Zurich*

L'objectif de l'inondation écologique est d'implanter des populations stables, autonomes et tolérantes aux inondations ; en d'autres termes, il s'agit d'habituer la faune et la flore aux inondations régulières (Meurer et Pfarr 2018). En comparaison, des inondations peu fréquentes, avec une période de retour de 30 ans ou plus, ne sont pas suffisantes pour un développement dynamique de la biodiversité dans les zones alluviales situées en zones de rétention.

Pour que l'inondation écologique soit efficace, il faut impérativement pouvoir dévier l'eau vers la zone de rétention à un faible débit, ce qui présuppose une structure de contrôle qui peut être aménagée séparément de la structure de dérivation utilisée pour la protection contre les crues. Il est nécessaire que l'eau puisse s'écouler librement à travers la zone de rétention. Il faut par ailleurs éviter les zones d'eau stagnante où l'oxygène serait appauvri. Par ailleurs, la dynamique des hautes eaux est bénéfique aux processus

d'érosion et de sédimentation typiques des zones alluviales. Il faut en outre s'intéresser à l'utilisation des terres. Les zones alluviales originelles et les zones alluviales séparées du cours d'eau conviennent particulièrement bien. Si la zone de rétention est déjà utilisée pour l'agriculture, l'inondation écologique n'est guère judicieuse. Cependant, dans le cas d'une utilisation mixte, on peut envisager d'utiliser une partie de la zone pour l'inondation écologique.

À titre d'exemple d'implémentation de l'inondation écologique, on citera notamment la zone de rétention des crues d'Altenheim, le long du Rhin supérieur du Bade-Wurtemberg (Allemagne). La fréquence, la durée et la quantité d'eau déviée durant une inondation écologique dépendent du débit actuel dans le Rhin. L'état de revitalisation des communautés biotiques dans les zones alluviales fait l'objet d'un suivi fondé sur un échantillonnage aléatoire. De manière générale, on a pu observer une tendance à la fois à une plus grande diversité et à une domination visible d'espèces plus tolérantes à la submersion dans les zones fréquemment inondées (Pfarr 2014).

d'écoulement stationnaires et ne prennent pas en compte les changements de niveau du fond dans le lit principal. En principe, les modèles numériques présentés ici génèrent des simulations hydrodynamiques transitoires d'événements de crue et tiennent compte de la réduction du débit par dérivation due au déversement latéral. Tous ces modèles (1D, 1D-2D mixte et 2D) montrent le dépôt de sédiments à l'aval de la structure de dérivation latérale, qui peut faire augmenter le déversement latéral et qui nécessiterait ainsi une augmentation de la capacité de la zone de rétention ou du corridor d'évacuation. Dans les approches de modélisation 1D et 1D-2D mixte, le coefficient de débit pour déversoirs latéraux est entaché d'incertitude. Il est néanmoins possible d'obtenir de bons résultats en utilisant l'approche simplifiée proposée par Hager (1987). Dans le modèle 2D, le coefficient devient obsolète et il est possible

de simuler non seulement l'écoulement dans le chenal, mais aussi l'écoulement dans la zone d'inondation ou la zone de rétention. Seuls les modèles 2D reproduisent le dépôt local, ce qui fait d'eux l'option la plus adéquate pour simuler les changements de niveau de lit à proximité de la structure de dérivation.

Les avantages (en vert) et les inconvénients (en rouge) des trois approches de modélisation pour simuler les structures de dérivation latérale sont listés au tableau 4. Nous recommandons de concevoir les structures de dérivation latérale en utilisant des modèles morphodynamiques. Le choix de l'approche de modélisation pour simuler le déversement latéral (c.-à-d. 1D, 1D-2D mixte ou 2D) dépend des exigences du modèle, de la disponibilité des données et des objectifs poursuivis.

**Tableau 4**

Avantages (en vert) et inconvénients (en orange ou en rouge) des trois approches de modélisation pour la simulation de la dérivation latérale de l'écoulement.

	Modèle 1D	Modèle mixte 1D-2D	Modèle 2D
Modèle de déversement latéral	Terme de prélèvement ; utilisation de l'équation 1	Association de modèles ; utilisation de l'équation 1	Topographie de la section de déversement
Paramètres pour le déversement latéral	Pour chaque section transversale avec déversement latéral : <i>Hauteur de la crête du déversoir</i> <i>Largeur de la crête du déversoir</i> $C_M$	<i>Hauteur de la crête du déversoir</i> $C_M$	<i>Rugosité</i> pour la crête du déversoir
<b>Résultats hydrodynamiques</b>			
Prédiction du déversement latéral	Bonne	Bonne	Bonne
Écoulement dans le chenal	Aucune déviation de l'écoulement <sup>1</sup>	Aucune déviation de l'écoulement <sup>1</sup>	Déviation de l'écoulement
Écoulement dans la zone d'inondation	Pas de zone d'inondation	Champ d'écoulement approximatif (90° à l'endroit du flux entrant)	Champ d'écoulement 2D
<b>Résultats morphodynamiques</b>			
Prédiction du déversement latéral dû aux dépôts	Bonne	Bonne	Bonne
Dépôts	Bon dépôt de sédiments à l'aval, mais aucune distinction transversale des dépôts locaux	Bon dépôt de sédiments à l'aval, mais aucune distinction transversale des dépôts locaux	Bons
Temps de calcul relatif	Court	Moyen	Long

1 L'écoulement dans le lit principal est parallèle à la structure de dérivation latérale.

## 5 Refuges aquatiques durant les épisodes de crue

*Les refuges sont des habitats dans lesquels des organismes se mettent à l'abri durant une perturbation (p. ex. crue ou sécheresse). Étant donné qu'ils présentent des conditions physico-chimiques moins sévères, les refuges permettent aux organismes de résister à une perturbation. Bien qu'ils jouent des rôles écologiques importants, peu d'études leur sont consacrées et ils sont souvent négligés dans la gestion pratique (p. ex. revitalisation des eaux). S'appuyant sur des descriptions d'expérience de terrain et de laboratoire, le présent chapitre illustre la structure et la fonction des refuges en situation de crue, en mettant l'accent sur le rôle du régime sédimentaire dans la mise à disposition d'un refuge.*

**Cristina Rachelly, Kate Mathers, Volker Weitbrecht, David Vetsch et Christine Weber**

Les systèmes de cours d'eau naturels représentent des hotspots de la biodiversité et fournissent un habitat pour une large variété de plantes, d'animaux, de champignons et de microorganismes. Un habitat est défini comme un lieu où des organismes trouvent des conditions d'existence acceptables. Durant leur cycle de vie et selon la période de l'année, de nombreuses espèces ont besoin de différents habitats pour se nourrir, se reproduire et se reposer. Les systèmes de cours d'eau naturels fournissent une large palette d'habitats sujets à des changements continus dans le temps et l'espace. La mosaïque d'habitats dans un cours d'eau spécifique dépend fortement de la morphologie du cours d'eau en question, qui dépend à son tour des processus fluviaux, des interactions avec les plantes et les animaux et de la géologie du bassin versant (Castro et Thorne 2019).

### 5.1 Qu'entend-on par refuges ?

Les refuges sont un type particulier d'habitat. Ils fournissent un espace où les organismes peuvent survivre dans des conditions difficiles (perturbations) telles que les crues et les sécheresses. Durant les perturbations, les processus biotiques et abiotiques dans les habitats résidentiels peuvent atteindre des intensités exceptionnelles auxquelles certaines espèces ne sauraient résister ; des espèces qui pourraient donc être déplacées, blessées, voire tuées. Pour prévenir ces risques, les organismes ont développé différentes stratégies. Les organismes mobiles se déplacent et trouvent un refuge pour survivre à la perturbation. Une fois celle-ci terminée, les organismes retournent à leurs habitats résidentiels ou colonisent des habitats nouvellement créés, maintenant ainsi

le pool d'espèces (Van Looy *et al.* 2019). Les refuges ont deux fonctions principales : (i) ils permettent aux organismes de survivre à une perturbation (résistance) et (ii) ils permettent aux organismes de se remettre d'une perturbation (résilience).

La figure 27 illustre schématiquement les dynamiques dans trois habitats durant une crue. L'habitat *a* représente le lit principal, où l'intensité de la perturbation (vitesse d'écoulement, profondeur de l'écoulement, contrainte de cisaillement ou transport de matériaux solides) est élevée et suit de près l'hydrogramme de crues. Plusieurs espèces de l'habitat *a*, qui est un habitat résidentiel dans des conditions de débit de base, ont besoin de trouver des zones où l'intensité de la perturbation est significativement plus basse (habitat *b*) durant un épisode de crue, par exemple un écoulement secondaire ou une rive creusée (fig. 28f et fig. 28j). Les espèces plus vulnérables se mettent à l'abri dans l'habitat *c*, où l'intensité des perturbations est encore plus faible. Dans notre exemple, l'habitat *c* représente un étang de zone alluviale (fig. 28c) qui se forme uniquement durant les crues.

### 5.2 Fonctionnement des refuges

Différents facteurs déterminent comment fonctionne un refuge, quelles espèces l'utilisent et quand et combien de temps il est utilisé.

*Caractéristiques des organismes* – Loutre, truite ou araignée : les animaux riverains diffèrent considérablement du point de vue de leur mobilité et donc de leur sensibilité aux crues. Par ailleurs, la mobilité d'un animal peut

évoluer dans le temps. Par exemple, les éphémères, tels que les *Baetis* sp., passent d'une phase immobile pendant laquelle leurs œufs sont cimentés sous des pierres à une phase larvaire plus mobile, puis à une seconde phase immobile en tant que nymphe immergée, pour terminer avec une phase finale mobile comme adulte volant. Les chances de survie d'un individu durant une perturbation dans un refuge sont par ailleurs influencées par son état de santé. Les maladies, les parasites ou une condition physique affaiblie, par exemple en raison de la quantité restreinte de nourriture, peuvent considérablement affecter sa capacité de survie.

**Caractéristiques de la crue** – Les crues se produisent sous différentes formes, des crues typiques après les orages d'été à celles plus rares se produisant en plein hiver, lors d'un réchauffement soudain provoquant la fonte des neiges. Quel que soit l'organisme, le moment où se produit une crue a son importance, par exemple parce que le niveau d'activité de l'organisme en question a un caractère saisonnier (p. ex. hivernage) ou parce que différentes étapes de vie surviennent à différents moments de l'année (p. ex. les truites frayant à l'automne). Plus la prédictibilité d'une crue est élevée (en d'autres termes, plus la crue est typique pour une période de l'année donnée), plus le potentiel pour les organismes d'être adaptés à l'environnement est élevé. L'intensité de la crue est tout aussi importante sachant que la mobilisation des substrats représente un élément de perturbation majeur. Différentes propriétés d'une perturbation telles que les modifications en matière de vibration, de son et d'hydraulique peuvent être perçues par les organismes. Elles fonctionnent ainsi comme un système d'alerte précoce qui déclenche une recherche efficace d'un refuge.

**Caractéristiques du tronçon de cours d'eau** – Différentes morphologies de cours d'eau correspondent à différents types de refuges (fig. 28), tels que des mouilles derrière des blocs et du bois flottant dans les ruisseaux à forte pente en amont ainsi que des étangs temporaires dans les zones alluviales bien connectées dans les tronçons de cours d'eau de plaine. En principe, la diversité des habitats est liée positivement à la disponibilité des refuges, tant à large échelle (p. ex. embouchures des affluents) qu'à petite échelle (p. ex. substrat hétérogène). Pour qu'un organisme puisse selon sa mobilité rejoindre un refuge à temps, la proximité entre habitat et refuge est cruciale. Par exemple,

il se pourrait que les refuges en amont soient inaccessibles pour les organismes dont la capacité à nager est faible. De plus, un refuge doit présenter des conditions constantes et fournir un habitat sûr pendant toute la durée de la perturbation, c'est-à-dire jusqu'à ce que les organismes puissent retourner en sécurité à leur habitat résidentiel.

La façon dont l'être humain a modifié les milieux fluviaux a considérablement affecté le fonctionnement des refuges ainsi que les caractéristiques des perturbations. La canalisation des cours d'eau a réduit et simplifié des habitats complexes qui seraient autrement naturellement présents dans les milieux fluviaux. L'obstruction du transport des sédiments et l'incision des chenaux ont entraîné un détachement des zones alluviales des habitats des lits

**Figure 27**

*Intensité d'une perturbation sporadique telle une crue. Les courbes (a), (b) et (c) montrent l'intensité des perturbations dans différents habitats d'un tronçon de cours d'eau. Les perturbations sporadiques surviennent soudainement, atteignent leur intensité maximale en un temps restreint et durent généralement quelques heures ou jours. L'intensité de toute perturbation dépend des habitats. Les habitats à moindre intensité de perturbation (courbes b et c) fournissent des refuges pour les espèces dont l'habitat résidentiel présente une intensité de perturbation plus élevée (courbe a). Les refuges dépendent du type de perturbation, certains refuges se forment uniquement au cours d'une perturbation (courbe c).*

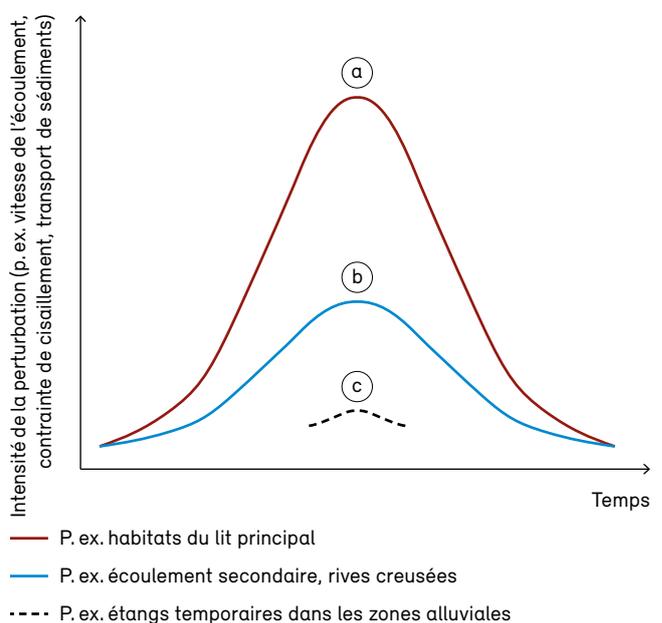
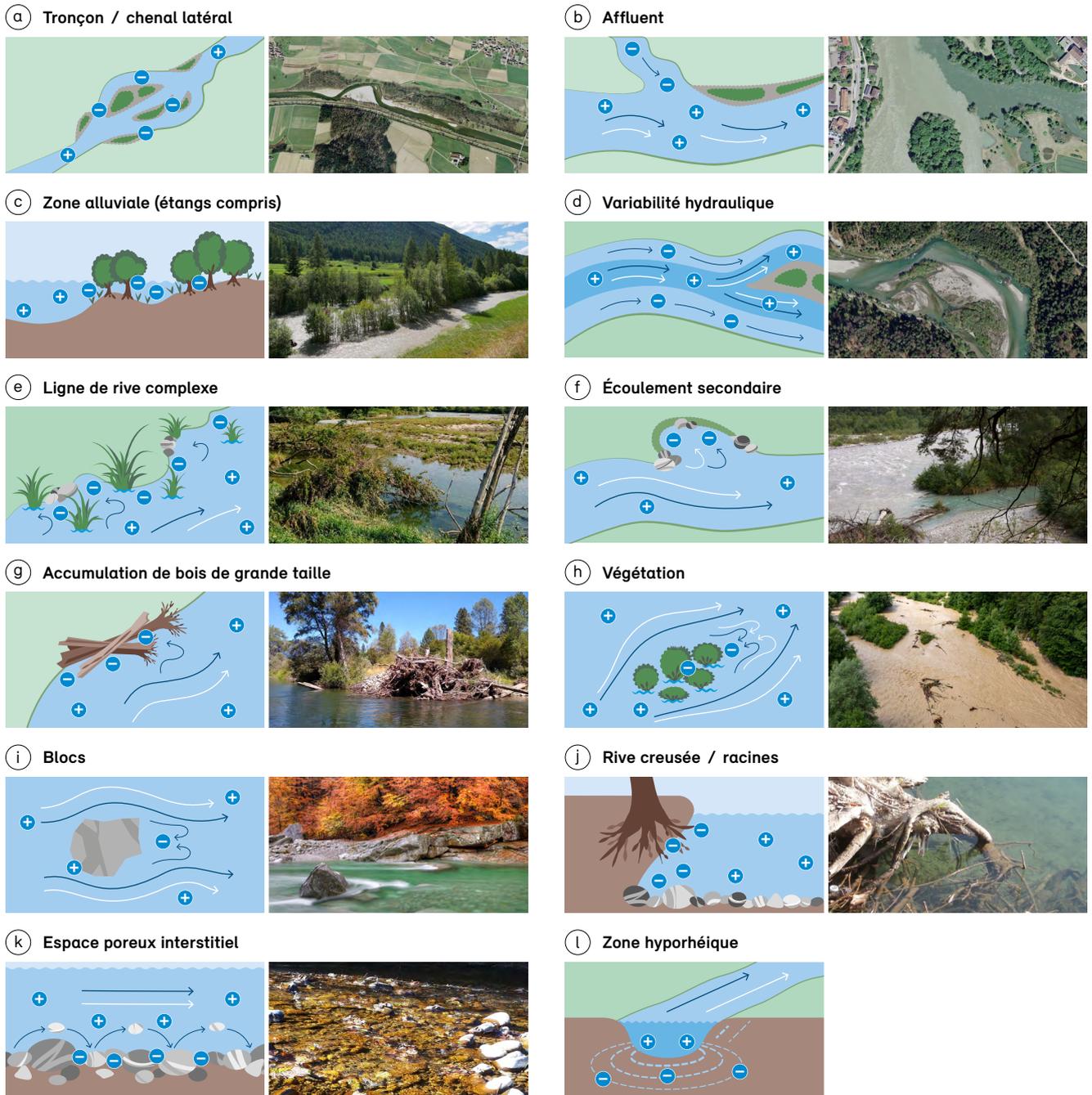


Figure adaptée de Weber *et al.* (2013)

**Figure 28**

Structures morphologiques pouvant fonctionner comme refuges dans les systèmes de cours d'eau. Source : VAW, ETH Zurich.

Crédits photos : (a) Office fédéral de topographie 2014, (b) Office fédéral de topographie 2013, (c) K. Mathers, (d) Office fédéral de topographie 2014, (e) V. Weitbrecht, (f) M. Roggo, (g) I. Schalko, (h) M. Roggo, (i) M. Roggo, (j) M. Mende, (k) K. Mathers.



→ Écoulement

→ Charriage

+ Intensité élevée

- Intensité faible

principaux. De plus, l'évolution de l'utilisation des terres et la production hydroélectrique ont profondément modifié le régime des perturbations hydrologiques. À titre d'exemple, on pourra citer l'accélération du ruissellement de surface causé par l'expansion des surfaces imperméables et la réduction de la fréquence des crues entraînée par l'exploitation de barrages. En outre, les modifications du fait de l'activité humaine peuvent avoir un impact négatif sur les organismes riverains et ainsi réduire leur résistance aux perturbations.

### 5.3 Disponibilité et évaluation des refuges : trois études

Il est difficile de réaliser une évaluation directe de la disponibilité et de l'utilisation des refuges durant les crues en raison de problèmes d'accessibilité et de sécurité et du caractère imprévisible du moment de survenue des crues et de leur intensité. Ci-après, nous décrivons un éventail d'approches méthodologiques utilisées pour étudier les refuges malgré les problèmes précités : le suivi direct de l'utilisation des

refuges après une crue artificielle (et donc prévisible) lorsque l'accès était possible (section 5.3.1), des inventaires d'invertébrés pour déduire la disponibilité des refuges pendant les crues (section 5.3.2) et une étude associant les données de laboratoire et celles numériques pour tenir compte de crues de diverses intensités (section 5.3.3).

#### 5.3.1 Utilisation des refuges durant une crue artificielle du Spöl

Nous avons étudié l'utilisation des refuges par des macroinvertébrés riverains tels que les insectes et les escargots durant une crue artificielle dans le Spöl, un cours d'eau situé dans le Parc national suisse (Mathers *et al.* 2021a ; Mathers *et al.* 2022). Notre étude a porté sur le tronçon à débit résiduel (minimal) le plus à l'aval, avant la confluence avec l'Inn. Nous avons suivi quatre tronçons sur une distance de 1,5 km. Nous avons (i) échantillonné des habitats dans le cours d'eau (fig. 28a et fig. 28f), sur les rives (fig. 28e) et dans les zones alluviales (fig. 28c) qui pourraient servir de refuges contre les crues et (ii) étudié l'utilisation de la zone hyporhéique, un habitat dynamique situé entre les sédiments de la surface et les sédiments des eaux souterraines (fig. 28l).

**Figure 29**

Boxplot illustrant (a) l'abondance totale de macroinvertébrés benthiques et (b) l'abondance benthique de *Rhithrogena* sp. en lien avec une crue artificielle dans le Spöl. L'abondance représente le nombre d'individus pour un échantillonnage par kicknet de 30 secondes (selon Murray-Bligh 1999).

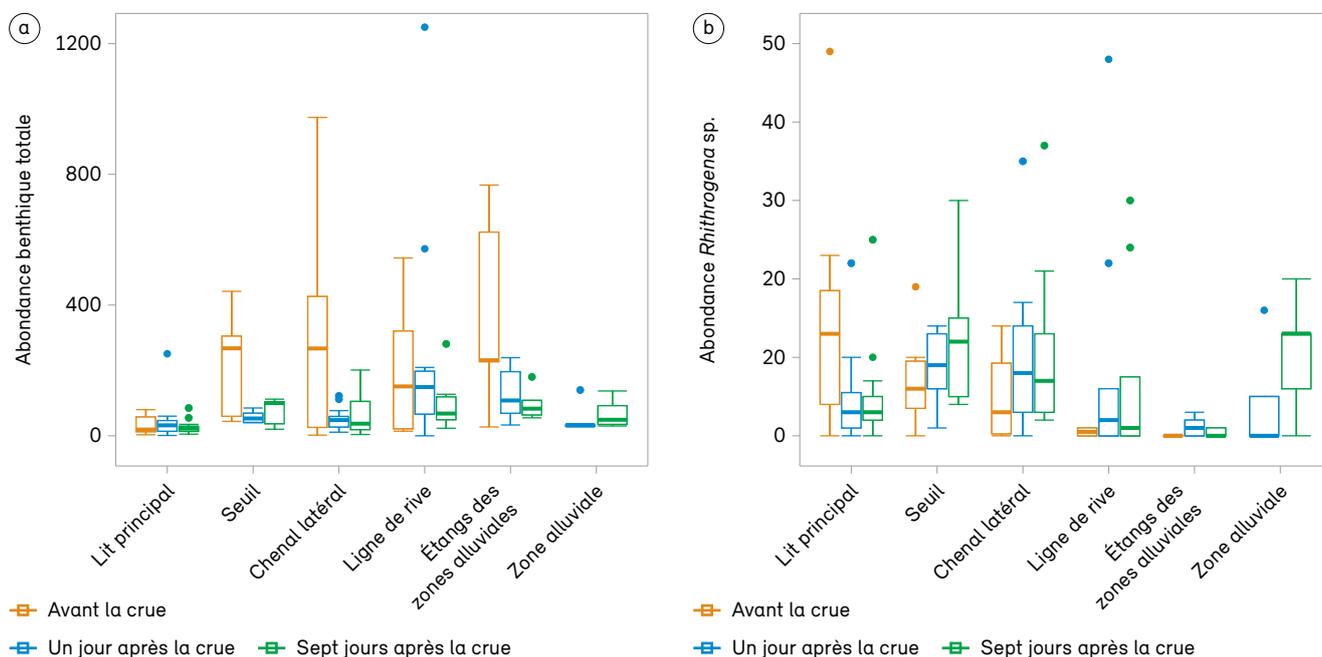
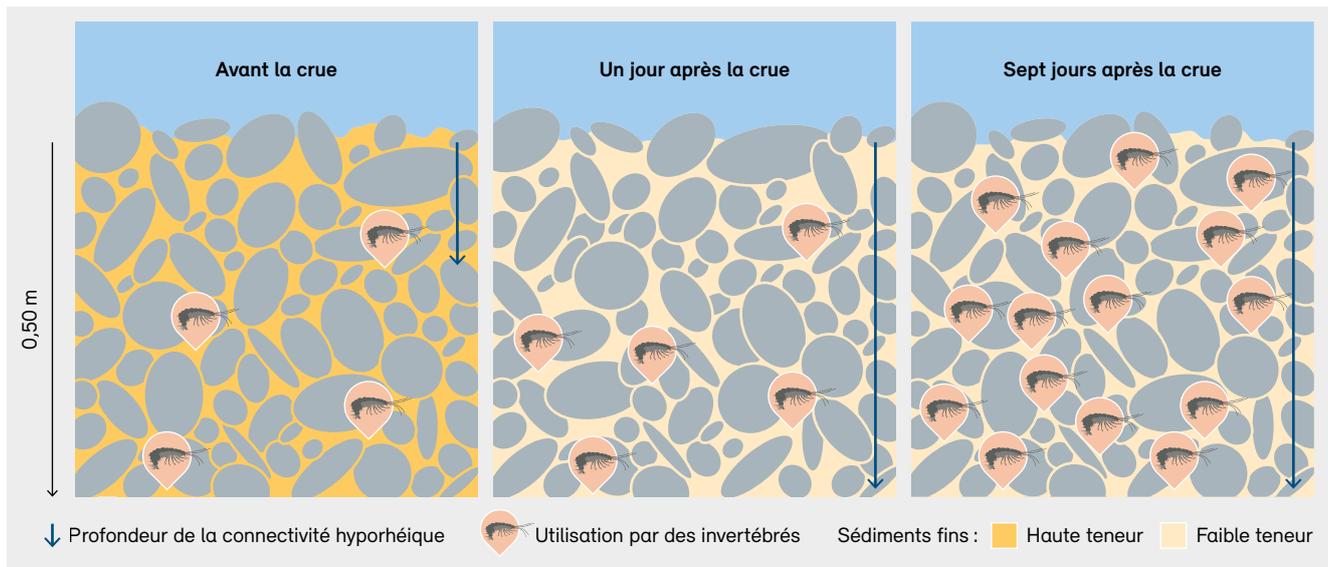


Figure 30

Représentation schématique de l'espace interstitiel des pores entre les graviers et connectivité de la zone hyporhéique pour une profondeur allant jusqu'à 0,50 m sous le lit du cours d'eau, avant et après une crue artificielle dans le Spöl.



Source : Mathers *et al.* (2021a)

#### Refuges benthiques contre les crues

Avant la réalisation d'une crue artificielle, les macroinvertébrés représentaient dans chaque tronçon des communautés séparées, reflétant probablement l'hétérogénéité des habitats en présence. Après la crue artificielle, les communautés ont gagné en similarité les unes avec les autres, avec peu de variation entre les tronçons. Cependant, le nombre de taxons (richesse) est généralement resté stable après la crue, ce qui suggère la présence de refuges qui auraient permis aux taxons plus sensibles de survivre et de contribuer à la richesse globale (fig. 29a). Les zones de rives et une zone alluviale inondée ont conservé une grande abondance d'organismes après la crue (fig. 29a), soulignant leur fonction de refuge. Par comparaison, la faible stabilité des substrats dans les seuils et les chenaux latéraux (en raison du transport de sédiments) a fait diminuer la disponibilité des refuges dans ces zones, comme l'indique la réduction de l'abondance benthique (fig. 29a). L'utilisation des refuges était évidente en particulier pour l'éphémère mobile *Rhithrogena* sp., bien que la répartition ait été inégale dans l'espace, certains échantillons ayant contenu des quantités considérables d'individus après la crue (voir les valeurs extrêmes à la fig. 29b).

#### Refuges hyporhéiques

On sait que les espaces poreux interstitiels (fig. 28k et fig. 30) entre les graviers constituent des refuges pour de nombreux organismes. Contrairement à ce que nous attendions sur la base des résultats de Dole-Olivier *et al.* (1997), nous avons observé, dans notre étude, que peu d'espèces avaient utilisé la zone hyporhéique (fig. 28l) comme refuge et que les abondances baissaient généralement ou restaient stables juste après la crue, ce qui s'explique le plus vraisemblablement par une faible stabilité du substrat dans le Spöl. Le plécoptère *Leuctra* sp. a constitué une exception, ne cherchant que de manière limitée à se réfugier dans la zone hyporhéique. Cependant, la crue artificielle a bien chassé de fines particules sédimentaires (taille inférieure à 2 mm) de la surface ainsi que des substrats sous la surface (profondeurs de 0,25 m et de 0,50 m), ce qui a reconnecté les voies interstitielles qui avaient été bloquées. Il s'en est suivi une abondance accrue et une richesse des taxons à des profondeurs de substrats de 0,25 m et de 0,50 m sept jours après la crue (fig. 30). L'utilisation accrue de substrats hyporhéiques inaccessibles auparavant et les conditions plus favorables en matière d'oxygène dissous signifient que les substrats seront très probablement disponibles à l'avenir comme refuges contre des prédateurs ou en cas

d'écoulement faible ou de sécheresse. Cependant, des crues artificielles (une ou deux fois par an) sont nécessaires pour conserver ces avantages (Robinson 2018).

### 5.3.2 L'influence des dépotoirs à alluvions sur la disponibilité des refuges

Nous avons étudié les effets des dépotoirs à alluvions sur la disponibilité des refuges dans les cours d'eau et sur les communautés de macroinvertébrés associées dans quatre cours d'eau équipés d'un dépotoir à alluvions, puis nous avons comparé les données avec celles de trois cours d'eau non équipés d'un dépotoir en Suisse centrale (Mathers *et al.* 2021b). Des relevés ont été effectués dans les cours d'eau équipés d'un dépotoir à alluvions, à deux emplacements en amont et à deux emplacements en aval du dépotoir (fig. 31a). Pour les cours d'eau sans dépotoir, les relevés ont été réalisés aux points de rupture de pente qui se trouvent entre un profond canyon et un cône alluvial à pente plus faible, le type d'emplacement où se situent généralement les dépotoirs. Nous avons sélectionné des cours d'eau aux propriétés comparables (notamment taille du chenal, géologie). Les emplacements les plus en amont et les plus en aval se situaient à quelque 50 m du dépotoir (environ huit fois la largeur du lit mouillé).

Nous avons observé une baisse de la granulométrie moyenne (fig. 31b) et de la diversité des substrats (fig. 31c) et, par là même, de la disponibilité des refuges au sein des dépotoirs à alluvions ainsi que directement à l'aval de ceux-ci, ce qui est très probablement lié à une baisse du transport des particules sédimentaires de grande taille. Dans trois des quatre cours d'eau équipés d'un dépotoir, la diversité des substrats a retrouvé des valeurs comparables à celles observées dans les cours d'eau sans dépotoir à environ huit fois la largeur du lit mouillé à l'aval du dépotoir. Dans le quatrième cours d'eau équipé d'un dépotoir, les niveaux élevés de protection artificielle des berges ont limité le retour aux valeurs préalables et la diversité des substrats a conservé une valeur moindre à l'aval du dépotoir.

La rupture dans le transport de matériaux solides a également entraîné des perturbations dans la composition longitudinale de la communauté de macroinvertébrés ainsi que dans sa capacité à résister aux perturbations. Nous avons par exemple observé une augmentation de la proportion des taxons de macroinvertébrés ne possédant aucune stratégie de résistance directement à l'aval du dépotoir à alluvions, ce

qui indique encore une fois une réduction de la disponibilité des refuges. Par comparaison, les communautés au sein du dépotoir à alluvions étaient plus susceptibles d'être dotées d'une stratégie de résistance (p. ex. dormance et cas résistants au dessèchement), ce qui pourrait refléter l'écoulement en tresses au niveau du dépotoir, conduisant à des fluctuations fréquentes des débits à l'échelle de l'habitat.

Globalement, notre étude montre que les dépotoirs à alluvions peuvent considérablement perturber le régime des sédiments, ce qui a des conséquences majeures sur l'écologie des cours d'eau et les conditions environnementales. Toutefois, ces effets peuvent être limités dans le sens longitudinal et leur gravité est susceptible de dépendre des stratégies de gestion locales.

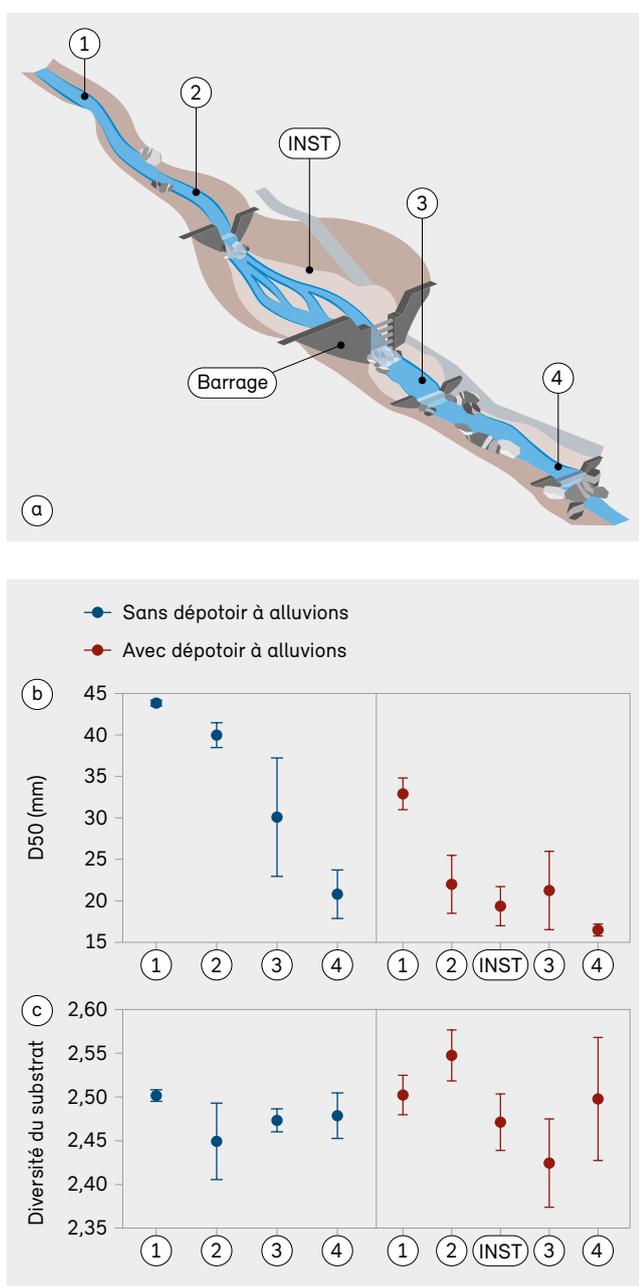
### 5.3.3 Lien entre disponibilité des sédiments et élargissement dynamique des cours d'eau

L'élargissement dynamique des cours d'eau est une mesure de revitalisation au niveau d'un tronçon destinée à rétablir l'activité morphodynamique et la connectivité latérale entre les chenaux et les zones alluviales dans les cours d'eau canalisés. Nous avons étudié comment la morphologie des cours d'eau à élargissement dynamique peut différer en fonction de l'apport sédimentaire et comment cela peut influencer la disponibilité de refuges aquatiques contre les crues (Rachelly *et al.* 2021).

Pour étudier l'élargissement du chenal, nous avons utilisé un modèle de laboratoire d'un cours d'eau au lit de gravier, canalisé à l'origine, présentant une pente de 1 % et d'une zone adjacente érodable ou alluviale sur son côté droit. L'apport sédimentaire a été configuré à 100 %, 80 %, 60 % ou 20 % de la capacité de transport (TC) du cours d'eau canalisé, en application d'un débit constant correspondant à une crue survenant environ une fois en une année et demie (débit le plus élevé  $HQ_{1,5}$ ). Nous avons associé les expériences de laboratoire avec un modèle hydronumérique 2D BASEMENT (version 3.0 ; Vanzo *et al.* 2021), en utilisant des débits allant du débit annuel moyen à celui d'une crue centennale pour évaluer le champ d'écoulement de chaque morphologie résultante à une haute résolution spatiale. La disponibilité des refuges potentiels durant les crues a été étudiée via : (i) la persistance des zones à faible contrainte de cisaillement comme mesure de l'intensité des perturbations (fig. 28d) ; (ii) la longueur des rives comme

**Figure 31**

(a) Illustration schématique des composants d'un dépotoir à alluvions et des emplacements d'échantillonnage. Les numéros 1 à 4 correspondent aux emplacements d'échantillonnage ; « INST » désigne le bassin de rétention des sédiments et « barrage » désigne le barrage perméable qui empêche le transport de matériaux solides à l'aval.  
 (b) Valeurs moyennes D50 (granulométrie moyenne) et (c) valeurs moyennes de diversité des substrats ( $\pm 1$  erreur-type SE) observées à chaque emplacement d'échantillonnage dans les cours d'eau avec ou sans dépotoir à alluvions.



Source : Mathers et al. (2021b)

mesure de la disponibilité marginale de refuges (fig. 28e) ; et (iii) la dynamique des inondations comme mesure de l'accessibilité des zones alluviales (fig. 28c).

Réduire l'apport sédimentaire à une valeur inférieure à 80 % TC a entraîné une érosion du niveau du lit canalisé (c.-à-d. une rotation lévogyre du profil longitudinal du lit vers l'extrémité aval du chenal). Durant la phase d'élargissement qui a suivi, des morphologies d'élargissement nettement différentes se sont développées pour un apport sédimentaire de 100 % et 80 % TC contre 60 % et 20 % TC. Un apport sédimentaire à 100 % ou 80 % TC a entraîné un élargissement dynamique hétérogène avec une contrainte de cisaillement variable dans l'espace (fig. 32a et fig. 32b) et une plus grande longueur des rives par comparaison à un tronçon canalisé. La connectivité latérale entre le chenal et la zone alluviale durant les crues est restée intacte, ce qui a potentiellement permis à la zone alluviale de jouer le rôle de refuge tandis que le lit principal était sujet à un fort stress hydraulique et un charriage élevé. En comparaison, un apport sédimentaire moindre (60 % ou 20 % TC) a engendré des chenaux stables et homogènes avec des intensités de crue uniformes, des rives plus courtes et une déconnexion latérale persistante (fig. 32c et fig. 32d). De manière générale, nous avons pu identifier qu'équilibrer l'apport sédimentaire en fonction de la capacité de transport du cours d'eau canalisé constituait un facteur majeur de l'élargissement progressif du chenal et des processus morphodynamiques actifs.

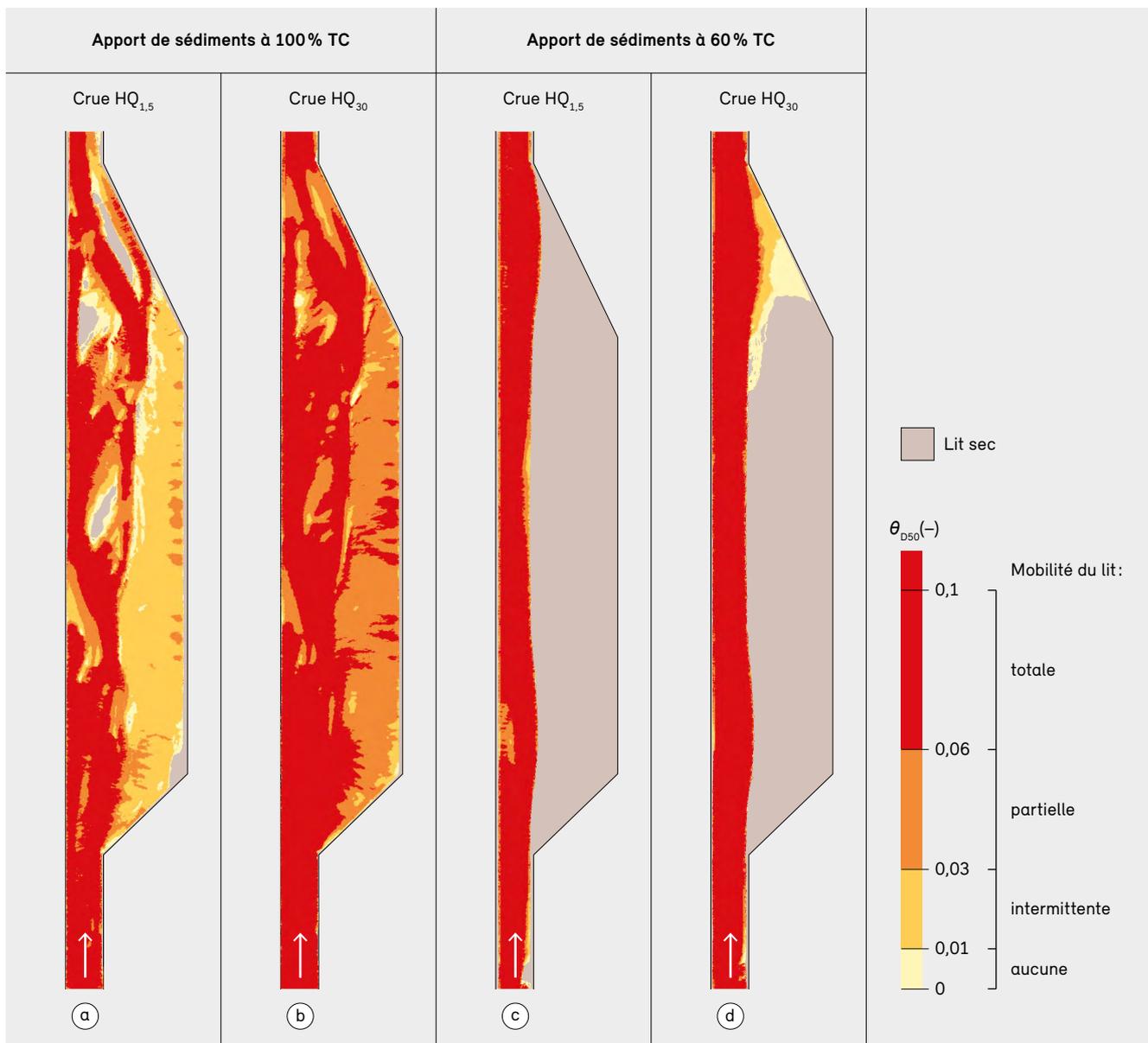
## 5.4 Préservation et restauration des refuges

À l'instar des mesures de protection contre les crues pour les êtres humains, les refuges sont essentiels à la résistance et à la résilience des organismes fluviaux. La conservation des refuges existants et l'implantation de nouveaux refuges doivent être pris en compte explicitement aux phases de planification, de construction et d'entretien des projets d'aménagement des cours d'eau.

Durant la planification, il est possible d'élargir les prélèvements morphologiques et biologiques habituels décrivant l'état actuel pour inclure des considérations spécifiques aux refuges telles que la disponibilité des habitats durant les crues (section 5.3.3) et la résistance ou les aspects de

**Figure 32**

Répartition spatiale de la contrainte de cisaillement dans les élargissements dynamiques de cours d'eau pour des apports sédimentaires respectivement de 100 % TC (a et b) du cours d'eau canalisé et de 60 % TC (c et d). Les deux morphologies ont été développées sur la base d'un débit constant correspondant à une crue HQ<sub>1,5</sub>, mais les répartitions des contraintes de cisaillement sont illustrées à la fois pour une crue HQ<sub>1,5</sub> (a et c) et une crue HQ<sub>30</sub> (b et d). Les teintes plus foncées correspondent à des contraintes de cisaillement plus élevées, illustrées en tant que contrainte de cisaillement sans dimension pour un diamètre de grain médian en relation avec des mobilités spécifiques du lit. Il convient de préciser que les résultats pour des apports sédimentaires respectivement de 80 % TC et de 20 % TC ne sont pas illustrés ici, mais sont très similaires aux cas où l'apport est respectivement de 100 % TC ou de 60 % TC (Rachelly et al. 2021).



Source : VAW, ETH Zurich

mobilité des organismes (sections 5.3.1 et 5.3.2). Utiles comme base pour des comparaisons avant-après, les résultats peuvent également servir d'indicateurs d'opportunités ou de contraintes de planification en matière de conservation ou de renforcement de la disponibilité de refuges. Connaître l'emplacement et le type de refuges disponibles peut être utile pour prévenir des impacts négatifs potentiels que pourraient avoir les travaux prévus, par exemple lors de la phase de construction.

Plusieurs aspects influant sur la disponibilité des refuges et la persistance peuvent être pris en compte dans la conception du projet. Si les sédiments sont disponibles en quantité suffisante, cela peut favoriser un réarrangement du chenal ou une érosion latérale durant les crues et ainsi rendre des refuges disponibles (section 5.3.3). Dans les cours d'eau, les structures tant naturelles (p. ex. des bois de grande taille) qu'artificielles (p. ex. des embâcles de bois, ou « engineered log jam » [ELJ]) peuvent favoriser l'implantation de refuges. Il a été constaté qu'il est important de maintenir la connectivité entre les habitats résidentiels et les refuges (section 5.3.1). La gestion des refuges requiert de comprendre : (i) que les caractéristiques des crues peuvent évoluer (p. ex. la fréquence ou l'intensité), notamment en fonction des changements climatiques et (ii) que d'autres types de perturbations (p. ex. les sécheresses) peuvent nécessiter d'autres types de refuges (section 5.2).

Effectuer un suivi des refuges préexistants ainsi que des nouveaux refuges (intentionnels ou inattendus) après la construction favorise la gestion adaptative (section 5.3.3). Les études de cas présentées ici servent d'exemples de méthodes de suivi pouvant être utilisées dans des conditions correspondant au débit de base (section 5.3.2) ou durant des événements de crues prévisibles (section 5.3.1).

Le présent chapitre montre qu'une certaine variabilité hydro-morphologique et une certaine complexité sont des conditions sine qua non en matière de disponibilité d'habitats et de fonctionnement des refuges. Ces conditions sont fortement liées au débit et au régime sédimentaire (soit les disponibilités des sédiments) ainsi qu'au transport et au réarrangement (Wohl *et al.* 2015). Si le transport de matériaux solides est un élément perturbateur pour les organismes aquatiques, il constitue également un

moteur essentiel, sur le long terme, à la variabilité et à la complexité morphodynamiques ainsi qu'à la viabilité des communautés (Lepori et Hjerdt 2006). De nombreux organismes aquatiques ont développé des stratégies de résistance et de résilience qui leur permettent de survivre aux perturbations, notamment l'utilisation de refuges. Par ailleurs, un régime sédimentaire naturel contribue de façon déterminante à la disponibilité de refuges.

### **Encadré 8 : En pratique – Bird Track Springs Fish Habitat Improvement Project**

*Phil Roni et Meghan Camp, Cramer Fish Sciences*

Le projet « Bird Track Springs Fish Habitat Improvement Project » ([www.grmw.org/data/project/478/](http://www.grmw.org/data/project/478/)) porte sur la rivière Grande Ronde (dans l'État de l'Oregon, aux États-Unis). La zone du projet a subi les effets de l'activité humaine (p. ex. piégeage des castors, exploitation forestière, canalisation, bétail aux pâturages), qui ont entraîné une perte de 70 % des mouilles, un déficit en matière de complexité des habitats (p. ex. bois de grande taille), des substrats colmatés, une augmentation de la température des eaux, un accroissement des apports sédimentaires et une diminution de la qualité des eaux.

Le projet s'était donné pour but d'améliorer l'habitat d'espèces de poissons indigènes (p. ex. le saumon Chinook). Les objectifs spécifiques de la conception étaient de réimplanter un canal tressé avec des îles ayant une connexion totale avec une zone alluviale, d'accroître la surface d'inondation de la zone alluviale, la connexion aux eaux souterraines et la diversité thermique, de créer des refuges hors du chenal et d'améliorer l'habitat riverain.

Le projet a relocalisé certaines portions du chenal afin de promouvoir son réengagement avec la zone alluviale

et la création de refuges pour les poissons (rigoles et étangs). Des chenaux latéraux et des cavités latérales ont été améliorés dans les cicatrices et les dépressions des méandres historiques du chenal à travers la zone alluviale pour promouvoir l'accès à la zone alluviale et la disponibilité des refuges pendant les crues. Les chenaux ont été construits également pour faciliter la connectivité vers les chenaux latéraux alimentés par des sources et pour fournir des refuges adéquats aux jeunes poissons et aux poissons adultes migrant vers l'amont. Des structures de bois de grande taille, telles que les arbres et les amoncellements de racines, ont été ajoutées pour diriger le débit vers la zone alluviale, augmenter la complexité du chenal, créer des mouilles d'affouillement, stocker les sédiments et fournir des refuges supplémentaires aux poissons pendant les événements à haut débit.

Le projet a obtenu les résultats suivants : 55 hectares de zone alluviale reconnectés, 2896 m de nouveau chenal, une augmentation des mouilles du lit principal et des chenaux latéraux et plus de 550 structures de bois. Le succès du projet est en train d'être estimé à travers l'évaluation des changements dans la morphologie du chenal, les habitats et les refuges de la zone alluviale, ainsi que grâce à des relevés des poissons et à un suivi du débit et de la température des eaux.

## 6 Simulation des dépôts de sédiments fins dans les lits majeurs

*Bien que le terme « cours d'eau » fasse généralement penser à celui de chenal, ce concept renvoie à une réalité plus vaste. Les lits majeurs, notamment, abritent d'importants processus hydrodynamiques et morphodynamiques en raison des crues récurrentes. Sur le plan écologique, ils soutiennent également l'implantation de nombreuses espèces devant être conservées. Le présent chapitre traite des processus de déposition de sédiments fins pertinents ainsi que des outils numériques utilisés pour prévoir les réponses fluviales, une thématique d'intérêt en particulier pour les projets de revitalisation des cours d'eau.*

Daniel Conde, Carmelo Juez, Davide Vanzo, Christoph Scheidegger, Giovanni De Cesare et David Vetsch

### 6.1 Introduction

Les cours d'eau transportent des quantités considérables de sédiments inorganiques et de matériaux organiques. Les grains plus grossiers tels que les galets et le gravier sont transportés sous forme de charriage, sur le lit et en contact étroit avec celui-ci (Van Rijn 2005). Les grains les plus fins, en général ceux dont le diamètre ne dépasse pas 2 mm, sont transportés sous forme de matières en suspension (Van Rijn 1984) et sont principalement portés par l'écoulement. Il s'agit le plus souvent d'un mélange de limon, d'argile et de sable fin. La concentration des grains fins varie en fonction de la profondeur d'écoulement : concentration élevée à proximité du lit du cours d'eau et en baisse vers la surface. Le présent chapitre s'intéresse avant tout à l'identification et à la modélisation des processus liés aux matières en suspension et à la quantification de leur impact sur l'hydrodynamique et la morphodynamique fluviales. Nous nous concentrons en particulier sur les lits majeurs (fig. 33), car ceux-ci jouent un double rôle : ils protègent contre les crues et remplissent certaines fonctions écologiques (Baptista *et al.* 2018).

En ce qui concerne la protection contre les crues, les lits majeurs offrent l'espace nécessaire pour accueillir un transport accru lorsque le débit est élevé et protègent les biens et les personnes. De plus, ils fournissent des capacités de rétention et permettent de réguler les débits de crue, de retenir le bois flottant et d'assurer les dépôts de sédiments. Pour ce qui est des fonctions écologiques, les lits majeurs jouent un rôle important en tant que connecteurs entre les écosystèmes riverains et les écosystèmes terrestres adjacents. Différentes espèces riveraines s'établissent dans ces régions,

des espèces qui sont sensibles au subtil équilibre entre la rétention de nouveaux sédiments et l'extraction de matériaux anciens. Il est essentiel de maintenir ces corridors riverains en bonne santé pour assurer la continuité écologique.

L'évolution géomorphologique du corridor d'un cours d'eau est étroitement liée à la valeur ajoutée qu'apportent les lits majeurs. Le processus dominant pourra être soit l'érosion

**Figure 33**

Exemples sur la Thur : (a) tronçon avec un chenal composé artificiel et (b) tronçon avec élargissement après revitalisation.



Photos : (a) bibliothèque de l'ETH Zurich, archives photographiques / photographe : R. Huber ; (b) VAW, ETH Zurich

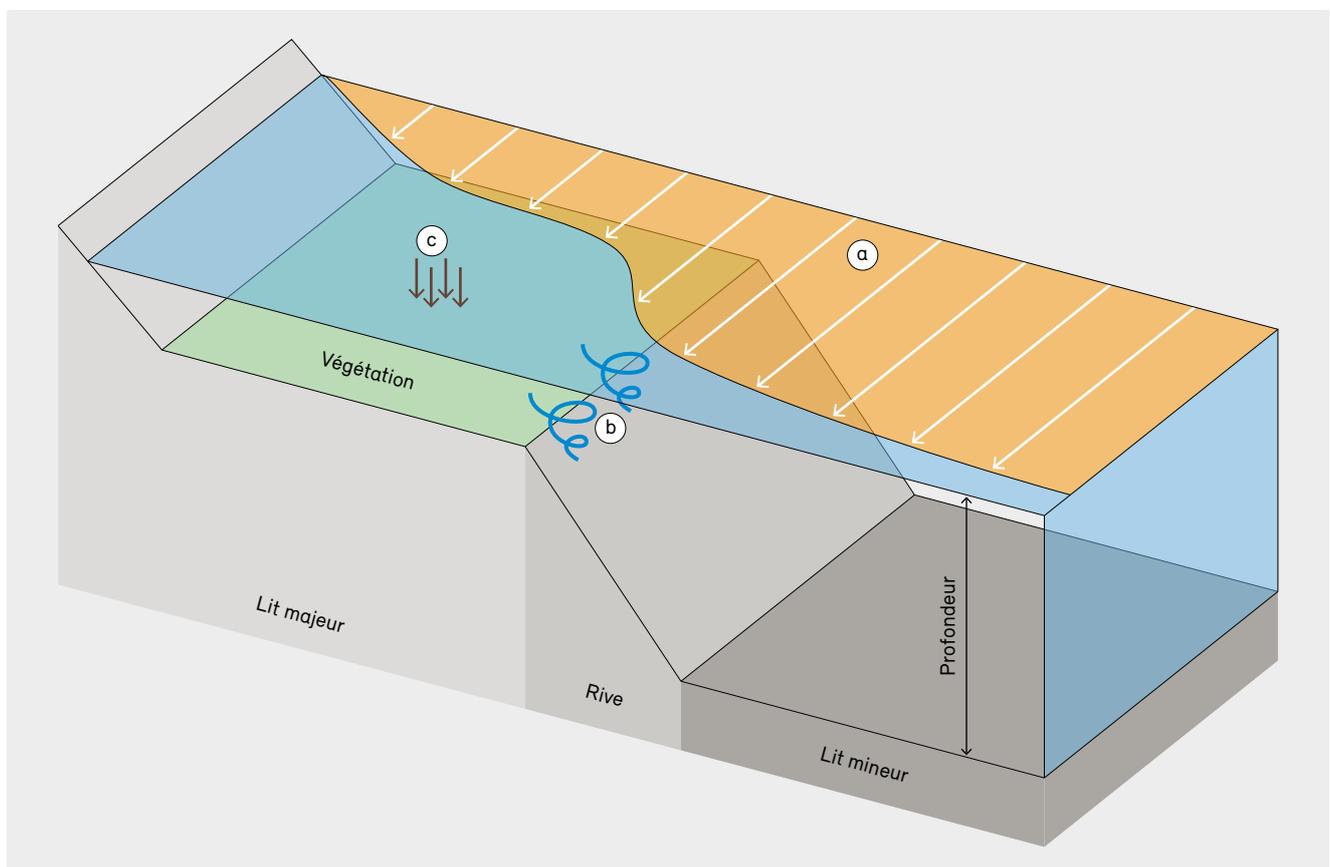
soit la sédimentation, et le facteur principal qui déterminera lequel des deux prévaudra est l'échange d'eau et de sédiments fins entre le chenal, soit le lit mineur, et le lit majeur. La présence de végétation dans le lit majeur a un impact significatif sur ces échanges hydrodynamiques étant donné que celle-ci contraint le fluide à réduire sa vitesse par rapport à la vitesse dans le lit mineur. Ce principe d'écoulement survient avec tout type de végétation, ce qui crée des forces tangentielles importantes entre l'écoulement dans le lit mineur du cours d'eau et l'écoulement dans le lit majeur, donnant lieu à une couche de cisaillement interne (fig. 34). Cette couche présente généralement plusieurs tourbillons qui créent des échanges et des mélanges latéraux. Il est fondamental de quantifier ces flux latéraux pour évaluer correctement la capacité

de débit effective du cours d'eau, en particulier lorsque l'écoulement est important, ainsi que les changements attendus des points de vue écologique et morphologique.

En vertu de la loi fédérale sur la protection des eaux (LEaux, 1991) et de l'ordonnance sur la protection des eaux (OEaux, 1998), des milliers de kilomètres de cours d'eau seront revitalisés (fig. 33) dans le cadre d'une approche associant hydromorphologie et écologie. L'objectif politique est de remettre en état les habitats pour des animaux, des plantes et des champignons caractéristiques tout en conservant, voire en améliorant, la protection contre les crues et l'équilibre sédimentaire. Pour y parvenir, des modèles robustes sont nécessaires afin de prédire correctement les comportements morphodynamiques.

**Figure 34**

Configuration typique de l'écoulement dans une section composée d'un lit mineur et d'un lit majeur : (a) répartition des vitesses, (b) tourbillons dans la couche de cisaillement et (c) déposition latérale de sédiments.



## 6.2 Modélisation numérique

En termes simples, un modèle hydrodynamique numérique fournit une représentation virtuelle de l'écoulement de l'eau. Les modèles de ce type constituent des outils largement utilisés et bien acceptés dans le domaine de l'aménagement des cours d'eau. BASEMENT (Vanzo *et al.* 2021), que nous employons ici, est un logiciel gratuit de modélisation numérique développé au Laboratoire d'hydraulique, d'hydrologie et de glaciologie de l'ETH Zurich. Au cœur du logiciel BASEMENT se trouve un module hydrodynamique capable de simuler des processus hydrodynamiques et morphodynamiques grâce à une large palette d'approches de modélisation qui tiennent compte de l'écoulement de l'eau, des forces de frottement, des turbulences et des mouvements des sédiments.

Les tourbillons jouent un rôle considérable dans la détermination des forces de résistance totales, tout comme la flottabilité des matières transportées. Des modèles de conservation de l'énergie sont utilisés pour quantifier l'énergie cinétique turbulente de l'écoulement. D'autres méthodes de calcul des turbulences plus simples et moins exigeantes sont également implémentées. Concernant la modélisation des matières en suspension, un module advection-diffusion est associé avec des formules empiriques bien établies dans la littérature scientifique (Van Rijn 1984), où une contrainte de cisaillement plus élevée dans le lit du cours d'eau entraîne une mobilité des sédiments accrue.

Tous les paramètres de BASEMENT sont implémentés dans un flux de travail intuitif qui fournit aux personnes réalisant la modélisation un outil efficace pour prédire le comportement hydrodynamique et morphodynamique à différentes échelles d'aménagement des cours d'eau (Vanzo *et al.* 2021). Le présent chapitre exploite les capacités de BASEMENT pour une modélisation des processus à petite échelle qui s'appuie sur des observations expérimentales (Juez *et al.* 2019). Une conversion à une échelle supérieure, celle d'un tronçon de cours d'eau, est ensuite effectuée via une étude de cas d'un aménagement.

## 6.3 Processus

Une série d'expériences ont été conçues et réalisées pour évaluer l'influence de la géométrie du lit mineur et de la couverture végétale du lit majeur sur le comportement hydrodynamique et morphodynamique des écoulements des chenaux composés (Juez *et al.* 2019). Ces expériences devraient contribuer au développement et à l'utilisation de modèles, notamment lorsqu'il s'agit de planifier des interventions dans les cours d'eau, et permettre ainsi d'atténuer les problèmes liés aux sédiments fins.

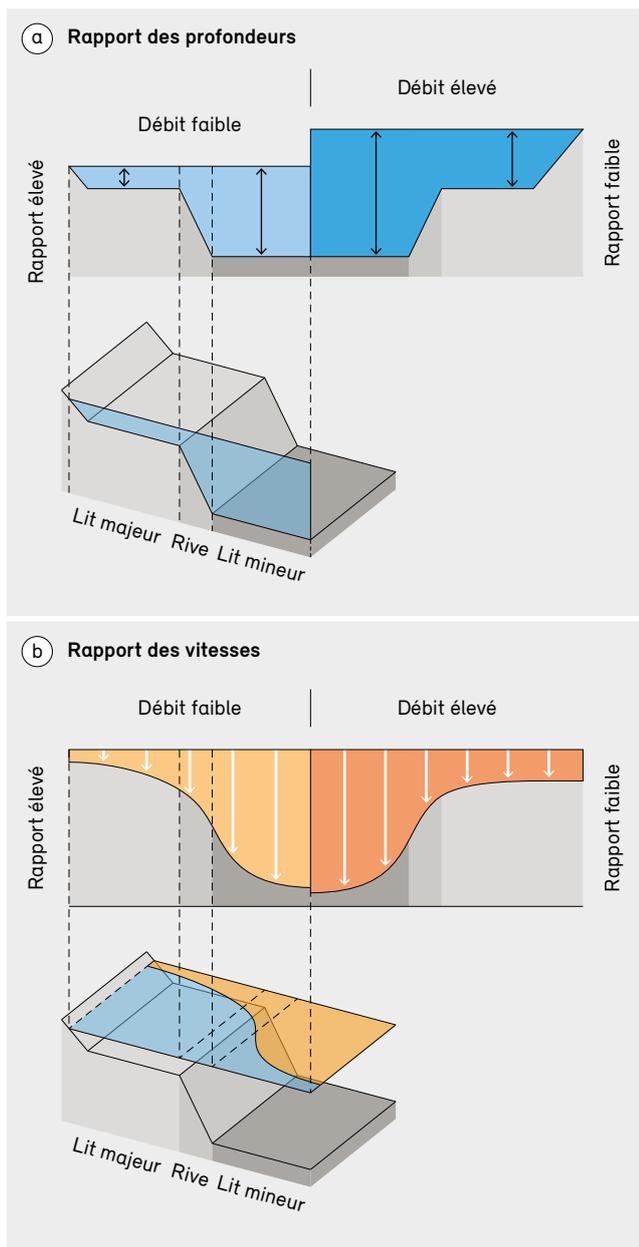
Sur le plan physique, l'écoulement dans des chenaux composés a été décrit dans le cadre de diverses expériences effectuées sur un modèle réduit situé à la Plateforme PL-LCH à l'EPFL. Ces mêmes tests ont été simulés dans l'environnement virtuel de BASEMENT pour sélectionner les paramètres à étudier et confirmer leur pertinence. Les paramètres retenus sont les suivants :

- (i) le rapport de profondeur, soit le rapport entre la profondeur d'écoulement du lit mineur et celle du lit majeur ;
- (ii) le rapport de vitesse, soit le rapport entre la vitesse moyenne d'écoulement du lit mineur et celle du lit majeur ;
- (iii) le rapport de largeur, soit le rapport entre la largeur du lit mineur et celle du lit majeur ;
- (iv) le type de couverture terrestre du lit majeur et la rugosité de celle-ci.

Le modèle réduit et son équivalent virtuel comprenaient un canal expérimental rectiligne avec un lit majeur ajustable latéralement, des couvertures terrestres de résistances variables pour les lits majeurs et des instruments pour mesurer la profondeur d'écoulement, la vitesse de surface et la concentration de sédiments en suspension. Pour garantir la cohérence des résultats, toutes les mesures ont été réalisées dans des conditions de débit constantes et uniformes, avec des profondeurs et des vitesses locales constantes dans le temps et l'espace.

Les diverses expériences ont couvert des débits à des échelles réalistes tirées de données connues sur l'hydrologie fluviale. Les résultats de ces expériences ont montré que des débits plus élevés conduisaient à des rapports de profondeur et des rapports de vitesse plus faibles (fig. 35). Par ailleurs, nous avons observé que le rapport de vitesse

**Figure 35**  
Effet des débits faible (à gauche) et élevé (à droite) sur (a) le rapport de profondeur et (b) rapport de vitesse.



Source : VAW, ETH Zurich

est sensible au rapport de largeur, les valeurs étant plus faibles dans les chenaux étroits (rapport de largeur plus élevé). Nous avons également remarqué que la différence relative de vitesse entre le lit mineur et le lit majeur couvert de végétation (fig. 36a) favorise l'apparition de tourbillons, qui sont essentiels aux échanges de masse latéraux. De

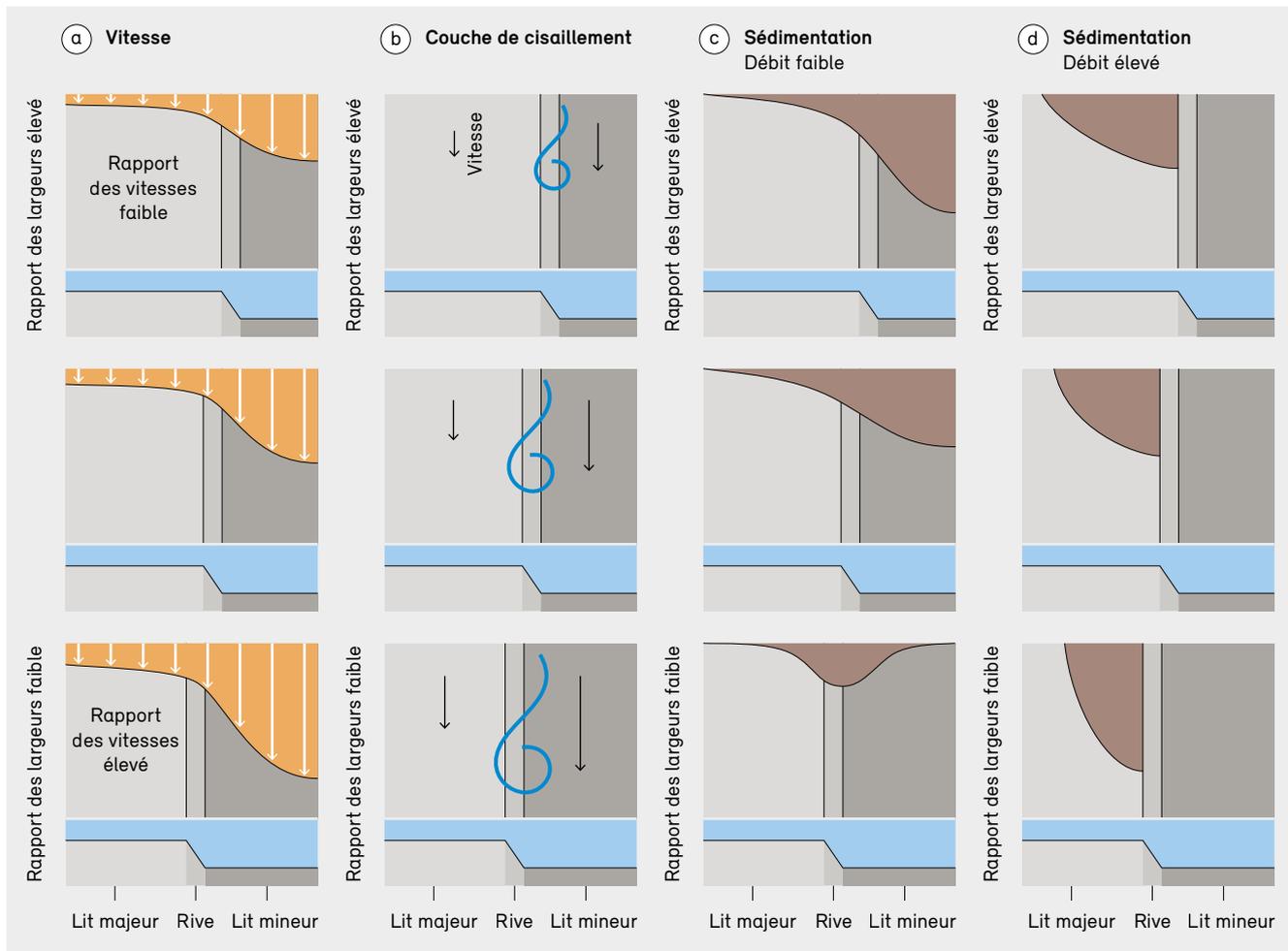
plus, des lits mineurs plus larges (rapport de largeur plus faible) sont associés à une plus grande variation de vitesse (représentée par des flèches à la fig. 36a) et à des couches de cisaillement et des vortex plus larges (fig. 36b).

Les expériences ont montré que la présence de végétation dans les lits majeurs (par comparaison à une surface terrestre à nu) entraîne des forces de friction plus importantes, ce qui contribue à faire augmenter le rapport de vitesse. Un effet secondaire a été observé dans la couche de cisaillement, où un rétrécissement de sa largeur engendre une légère augmentation de l'intensité maximale de contrainte pour des chenaux plus étroits à végétation dense. Concernant le dépôt de sédiments en suspension, les expériences ont montré que le débit et les rapports de profondeur correspondants (fig. 35) exercent également une influence notable. Pour des débits moins élevés (écoulements moins profonds avec rapports de profondeur plus élevés) dans des lits majeurs couverts de végétation, la sédimentation dans le lit mineur était largement dépendante du rapport de largeur, les géométries plus étroites entraînant une plus forte concentration de sédiments dans le lit mineur (fig. 36c). Pour les écoulements plus profonds (rapport de profondeur plus faible) à des débits plus élevés, nos résultats montrent que les sédiments se propagent plus dans le lit majeur et s'y déposent (fig. 36d) et que presque aucune sédimentation ne survient dans le lit mineur. Avec un lit majeur à nu, une plus grande diffusion latérale des sédiments est observée, en particulier dans les chenaux étroits (rapport de largeur élevé).

Enfin, les expériences ont montré que le flux latéral de l'eau et des sédiments en suspension dépend essentiellement du rapport de profondeur et du rapport de largeur, et accessoirement de la rugosité du lit majeur. Nous avons constaté qu'un lit mineur plus étroit correspond à un transport latéral de sédiments en suspension plus élevé. Cela peut s'expliquer par la dynamique turbulente dans la couche de cisaillement et conduire, à terme, à une plus forte dispersion des sédiments le long du lit majeur, en particulier pour les écoulements profonds. Selon nos recherches, le facteur dominant le plus manifeste dans le comportement à la fois hydrodynamique et morphodynamique de l'écoulement d'un chenal composé avec un lit majeur couvert de végétation est le rapport de vitesse, tandis que le facteur le plus marginal était la présence de végétation de grande taille (arbres).

Figure 36

Différents effets (vue en plan) d'un canal étroit (rapport de largeur élevé) ou large (rapport de largeur faible) : (a) répartition des vitesses, (b) couche de cisaillement et distribution des sédiments pour (c) un débit faible ou (d) un débit élevé.



Source : VAW, ETH Zurich

Cela s'applique principalement aux chenaux composés dont la géométrie est simple telle la géométrie du modèle réduit utilisée dans les expériences. Pour les géométries complexes, il conviendra d'étudier le comportement de façon spécifique, soit par calcul numérique, soit par expérimentation.

## 6.4 Aspects écologiques

En écologie, les lits majeurs sont des écosystèmes riverains qui dépendent des régimes de perturbation tels que les crues, le transport de sédiments et les variations des eaux souterraines. Les différentes granulométries de sédiments jouent un

rôle important dans la formation des habitats, essentiellement parce que la capacité des sédiments à stocker de l'eau croît à mesure que leur granulométrie décroît. Les endroits présentant de grandes proportions de sédiments fins sont des lits de germination essentiels pour des plantes, des bryophytes et des lichens, qui stimulent le renouvellement de la végétation riveraine. Les étroites relations d'interdépendance entre la morphologie des chenaux, les éléments structurels (tels que les bancs de gravier), les débris de bois flottants et les blocs créent un environnement diversifié avec une connectivité latérale qui favorise le développement d'écosystèmes variés et résilients.

L'espace disponible étant limité, la revitalisation des lits majeurs se concentre sur les écosystèmes hautement dynamiques tels que les bancs de gravier et les forêts alluviales pionnières (*Salicion elaeagni*, *Alnion incanae*). Les étapes tardives des forêts alluviales comme les étangs et les zones ouvertes particulièrement desséchées (*Psoretea decipientis*, communautés lichéniques terricoles multicolores), avec des perturbations peu fréquentes en lien avec les crues, sont des habitats actuellement sous-représentés dans les lits majeurs revitalisés. Le brouillard et une humidité de l'air élevée qui surviennent fréquemment dans ces environnements autrement secs favorisent des communautés comprenant des espèces comme le lichen *Buellia asterella*, un colonisateur fréquent de sable compact rarement inondé. Désormais éteinte en Suisse, cette espèce est menacée à l'échelle mondiale.

Selon les résultats des expériences précitées, la présence d'arbres de grande taille n'exerce pas de forte influence sur l'hydrodynamique ou la morphodynamique. En laboratoire, nous n'avons pas testé les effets des buissons, bien que

leur présence en grand nombre puisse accentuer les effets de la végétation herbacée et entraîner une sédimentation accrue. La disponibilité d'éléments structurels de grande taille constitue également un aspect pertinent pour générer une grande diversité et implanter une biodiversité caractéristique des lits majeurs. Les débris de bois grossiers jouent un rôle important à proximité de cours d'eau à bras multiples, où des sites rarement inondés peuvent également être constitués. La création de bancs de gravier et la mise en place de blocs à des niveaux rarement inondés pourraient considérablement faire grimper la diversité des habitats dans les lits majeurs revitalisés.

## 6.5 Étude de cas

Nous avons utilisé un tronçon du Rhin alpin proche de Widnau (Suisse) et de Höchst (Autriche) (fig. 37) comme étude de cas pour illustrer la simulation morphodynamique des sédiments fins dans les lits majeurs. Le Rhin alpin débute dans les Alpes suisses (canton des Grisons), puis longe la frontière avec le Liechtenstein et l'Autriche avant de se jeter dans le lac de Constance. Comme des zones densément peuplées et des activités économiques majeures sont situées le long du Rhin alpin, la protection contre les crues dans cette région est primordiale : les dégâts matériels potentiels dus à des événements de crues majeurs sont estimés à plus de dix milliards de francs. Des projets en cours cherchent à améliorer la capacité hydraulique du Rhin alpin par des mesures de revitalisation telles que l'élargissement du chenal.

Nous montrons ici un exemple d'application de BASEMENT comme outil de soutien à la conception. La zone étudiée s'étend du kilomètre 80,1 au kilomètre 82,6 du Rhin alpin (fig. 37), où les établissements urbains atteignent le bord des digues extérieures de protection contre les crues. Le cadre de modélisation comprend la plupart des modules disponibles dans BASEMENT, à savoir des modules hydrodynamiques (avec modélisation du frottement et de la turbulence ainsi que de la morphodynamique) intégrant la modélisation à la fois du charriage et des matières en suspension.

Le frottement est modélisé grâce à la formule GMS (Gauckler-Manning-Strickler) bien connue, où la contrainte de cisaillement entre le lit du cours d'eau et l'écoulement est déduite à partir d'un coefficient empirique qui dépend de la

**Figure 37**

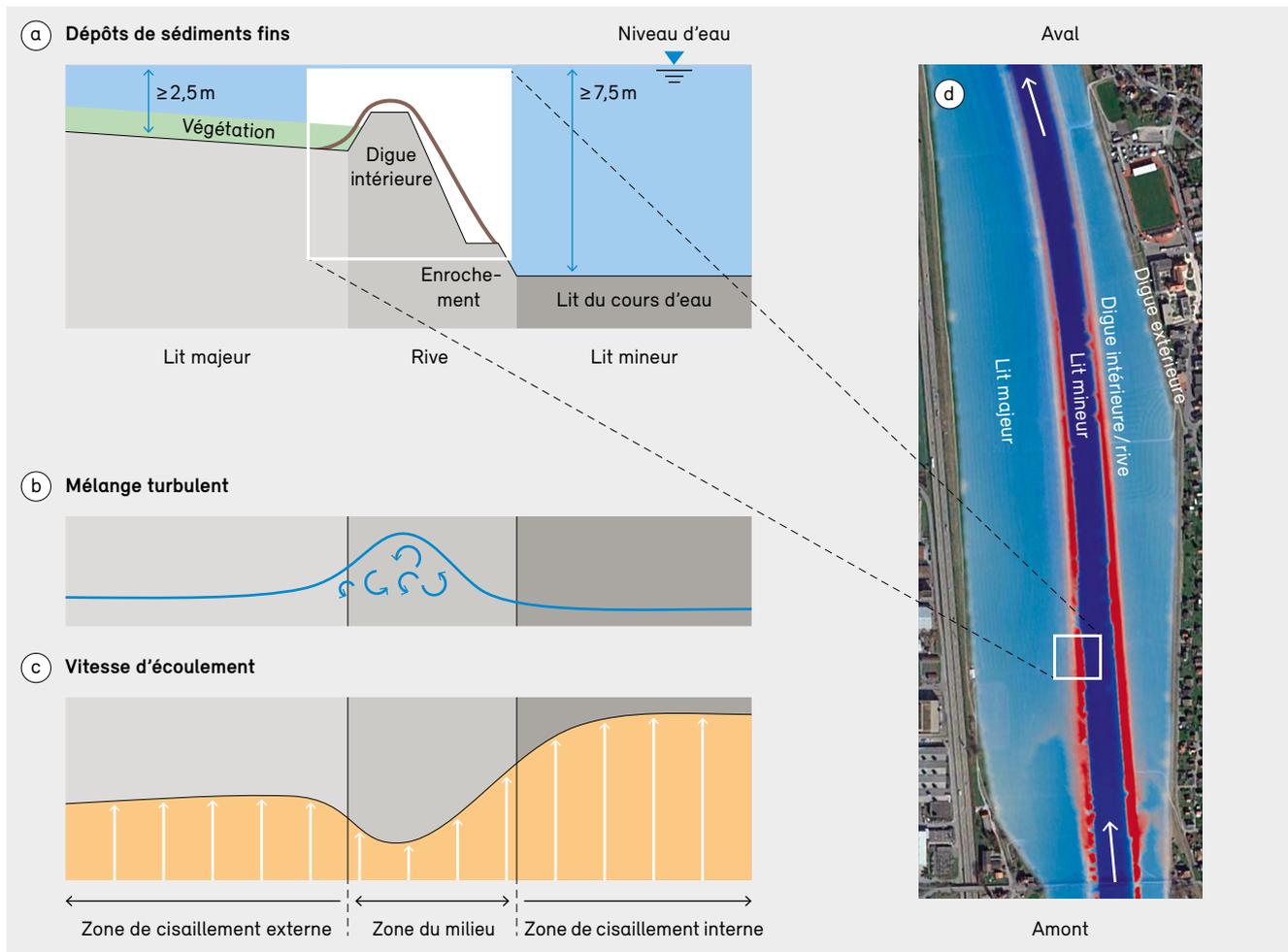
Tronçon de cours d'eau retenu pour l'étude de cas : Rhin alpin à Widnau (a) pour un faible écoulement et (b) dans des conditions de crues (vue dans la direction de l'écoulement).



Source : IRR

**Figure 38**

Représentation schématique des résultats pour la situation actuelle dans le Rhin alpin à  $2000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  : (a) vue en coupe des dépôts de sédiments (ligne brune), (b) mélange turbulent, (c) répartition des vitesses et (d) vue aérienne du tronçon étudié, les dépôts de sédiments étant représentés en rouge.



Source : VAW, ETH Zurich / photo aérienne ©swisstopo

rugosité du matériau du lit et de la sinuosité de la surface. Ce coefficient tient également compte de la présence de végétation et de sa traînée hydrodynamique, indépendamment du type concerné. Nous tenons compte de la turbulence générée par la couche de cisaillement, entre le lit mineur et le lit majeur ainsi qu'au lit du cours d'eau, en termes de résistance à l'écoulement et de dispersion des sédiments via le modèle standard «  $k-\varepsilon$  ». En ce qui concerne la dynamique sédimentaire, les taux d'échanges verticaux sont modélisés selon les formules proposées par Meyer-Peter-Muller pour le charriage et par Van Rijn pour les matières en suspension (Vetsch *et al.* 2021). Le site Internet de BASEMENT ([www.basement.ethz.ch](http://www.basement.ethz.ch)) fournit des exemples de fichiers de configuration pour ce type d'applications.

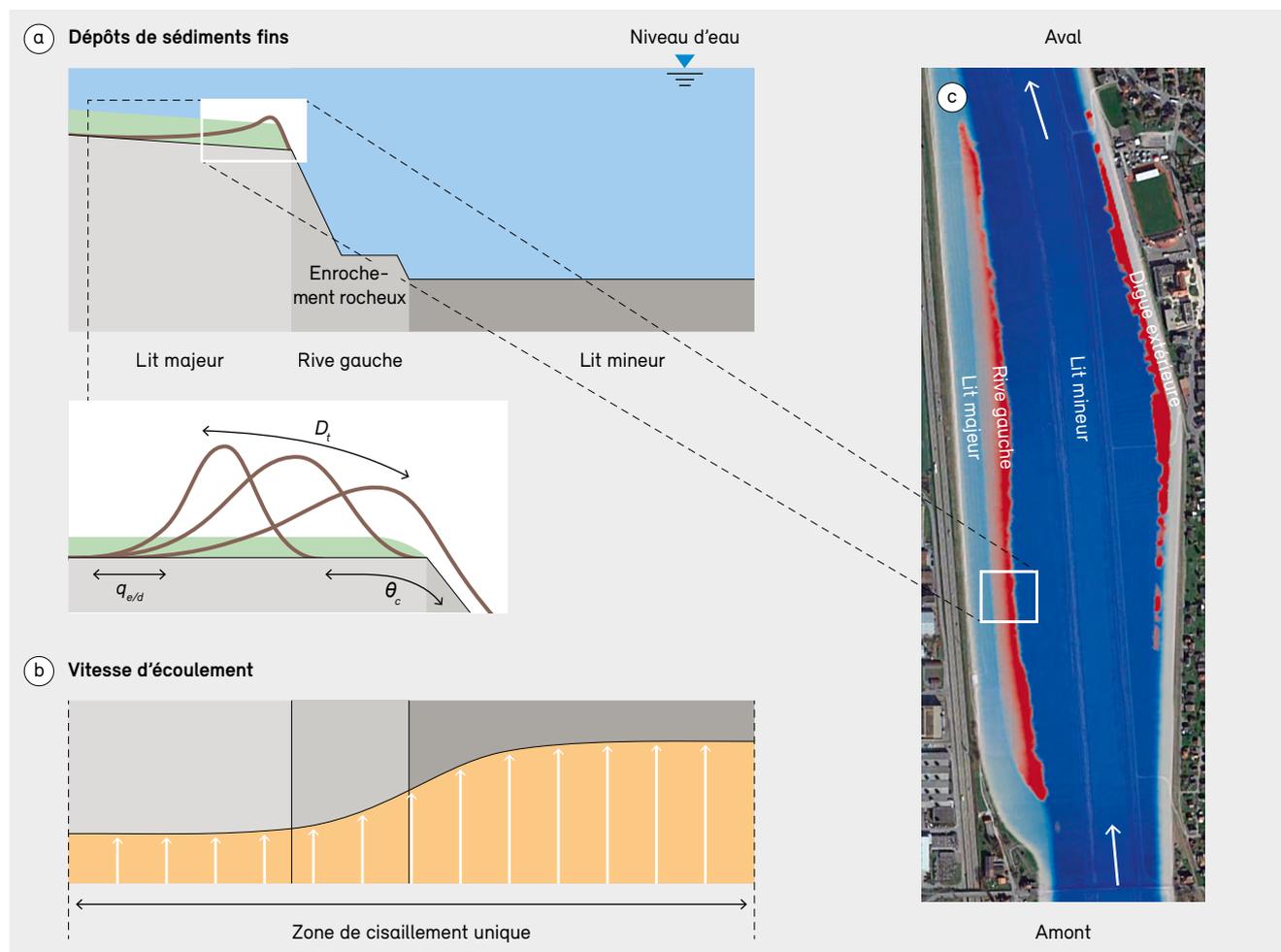
La figure 38c illustre le domaine étudié. Le modèle comprend deux conditions limites : une condition à l'amont et une condition à l'aval, toutes deux imposant un régime d'écoulement uniforme ; l'ensemble des forces agissant sur l'écoulement sont équilibrées, sans accélération ni décélération. Les coefficients de Manning sont calibrés sur la base des données d'observation hydrométriques acquises via les stations hydrologiques. Les valeurs obtenues sont compatibles avec les valeurs bien établies pour les lits majeurs couverts d'herbe (il a été démontré que la végétation de grande taille comme les arbres a un impact moindre ; les buissons n'ont pas été pris en compte), les cours d'eau au lit de gravier et les digues en enrochement.

À l'instar des résultats obtenus dans les expériences de laboratoire, l'étude de cas montre clairement l'influence des processus de turbulence. Deux zones de cisaillement distinctes se développent de chaque côté des digues intérieures (fig. 38b) et on observe une transition en douceur de la vitesse entre les zones de faible et de forte rugosité. Si ce processus n'est pas minutieusement paramétré, les couches de cisaillement ne sont pas prises en compte et la répartition transversale des vitesses peut être erronée. Les formes de dépôts de sédiments simulées ont tendance à apparaître le long des digues intérieures, du côté du lit mineur (fig. 38a), avec une sédimentation supplémentaire

(dans une plus faible mesure cependant) qui survient dans les lits majeurs dans les cas de déversement au-dessus des digues à des débits plus élevés ( $> 2000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ). Bien que la géométrie de ce système ne soit pas comparable à celle utilisée dans les expériences de laboratoire, le même comportement a été observé durant les crues de 2005 et 2009. Ce comportement est aussi réaliste en ce qui concerne les vitesses, les zones où les vitesses sont plus faibles entraînant des taux de sédimentation plus élevés (fig. 38a et 38b). Deux scénarios de débit sont pris en compte,  $1000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  et  $2000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , qui correspondent respectivement à la capacité d'écoulement du lit mineur

Figure 39

Représentation schématique des résultats pour la situation du projet de revitalisation dans le Rhin alpin à  $2000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  : (a) vue en coupe des dépôts de sédiments (ligne brune) et influence des paramètres des modèles, (b) répartition des vitesses et (c) vue aérienne du tronçon étudié, les dépôts de sédiments étant représentés en rouge. Les paramètres illustrés sont la diffusion turbulente ( $D_t$ ), la contrainte de cisaillement critique ( $\theta_c$ ) et le taux d'échanges verticaux ( $q_{e/d}$ ).



et à celui du chenal composé. La concentration annuelle moyenne de sédiments en suspension pour le Rhin alpin est appliquée à la condition limite à l'amont.

La quantité de sédiments déposés croît à mesure que le débit croît, ce qui suggère que la disponibilité des sédiments est un facteur primordial et que la probabilité que des crues subséquentes emportent de précédents dépôts dans le lit majeur baisse. Le résultat probable est un processus de dépôt continu, d'une part, dans les parties du lit majeur adjacentes aux digues lorsque celles-ci sont inondées à des débits supérieurs à  $2000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  et, d'autre part, sur les rives, même lorsque les débits sont inférieurs à  $1000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Cela entraîne une réduction du transport dans le lit mineur. Dans les scénarios de référence portant sur de brefs événements de crues (48 heures), les sédiments recouvrent entre 0,8 % et 1,6 % de l'espace disponible dans le lit majeur (volume de sédiments déposés allant de 8000 à  $16\,000 \text{ m}^3$ ).

La présente application montre comment utiliser le logiciel BASEMENT pour évaluer les besoins d'entretien actuels et futurs eu égard aux conditions régnant dans les lits majeurs. Une configuration simple telle que décrite ici peut également servir pour la planification de futurs projets liés aux cours d'eau (fig. 39c). À titre d'exemple, nous prenons une

configuration revitalisée du même segment tout en conservant les modèles et les hypothèses de la première application. Une telle configuration comprend un important élargissement du lit mineur, avec une suppression totale du lit majeur de droite et un raccourcissement de moitié environ du lit majeur de gauche. À des débits élevés ( $2000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), les résultats montrent une couche unique de cisaillement (fig. 39b) et une accumulation de sédiments principalement sur l'unique lit majeur à gauche (fig. 39a et 39c), ce qui correspond à 0,4 - 0,9 % de sa zone d'écoulement utile ( $2000$  à  $4500 \text{ m}^3$ ), en fonction de la configuration du module morphodynamique pour les sédiments fins. Pour des débits plus faibles (inférieurs à  $1000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), la sédimentation survient le plus souvent sur les rives et dans le lit mineur.

Les paramètres les plus pertinents (fig. 39a) dans cet exemple sont la diffusion turbulente ( $D_t$ ), la contrainte de cisaillement critique ( $\theta_c$ ) et le taux d'échanges verticaux ( $q_{e/d}$ ). La diffusion turbulente est le proxy principal pour l'échange de masse entre le lit mineur et le lit majeur et favorise le transport latéral des sédiments et leur dispersion sur le lit majeur. La contrainte de cisaillement critique est déterminante pour la mobilité des sédiments, qui se déposent dès lors davantage sur les zones latérales. Les paramètres restants définissent les taux d'érosion et de dépôt des sédiments en suspension sur le lit majeur.

### Encadré 9 : En pratique – élimination des sédiments fins des lits majeurs

*Daniel Dietsche et Mathias Speckle, Régulation internationale du Rhin (IRR)*

Le tronçon du Rhin alpin décrit dans le présent chapitre est placé sous la responsabilité de la Régulation internationale du Rhin (Internationale Rheinregulierung, IRR), qui stipule qu'une élimination rapide des sédiments après une crue (p. ex. curer les sédiments et les remettre dans le lit mineur) était une méthode très efficace. Les branches et les racines sont transportées vers son delta et utilisées pour des aménagements écologiques. Les sédiments déposés peuvent également être éliminés

plus tard, mais une surveillance régulière et des prévisions sont nécessaires pour garantir que la capacité d'écoulement prévue est maintenue. Il a été observé que la présence de végétation entraîne davantage de dépôts de sédiments, même lorsque les niveaux d'eau sont faibles. Cet exemple pratique illustre le besoin de disposer d'outils fiables pour prévoir la quantité de sédiments déposés et tester des solutions potentielles pour leur élimination. Qu'elles soient exploitées par les administrations publiques ou par des bureaux d'étude privés, les nouvelles possibilités numériques qu'offre le logiciel BASEMENT soutiendront un développement sûr et écologique des cours d'eau helvétiques.

# 7 Impact du colmatage des substrats sur la connectivité verticale

La connectivité entre la zone hyporhéique et l'écoulement est essentielle au développement de la faune benthique et à la bonne reproduction des poissons lithophiles. L'infiltration de sédiments fins entraîne un colmatage du lit du cours d'eau, réduisant ainsi la porosité et les échanges d'eau verticaux. Le cycle naturel de colmatage est altéré par les infrastructures et l'érosion des sols. Le présent chapitre comprend un bref tour d'horizon du processus et des facteurs entrant en jeu et illustre les propos avec quelques résultats expérimentaux. Les principes décrits sont ensuite appliqués à quelques cas courants.

Romain Dubuis, Robin Schroff et Giovanni De Cesare

## 7.1 Colmatage

Dans les cours d'eau naturels avec charriage, les pores du lit abritent une riche communauté écologique. On appelle zone hyporhéique la couche de substrats du lit qui relie les eaux superficielles et les eaux souterraines (Brunke et Gonser 1997). En général, celle-ci comporte principalement du gravier, des pierres et des blocs. Comme illustré à la figure 40, les interstices entre les grains du substrat constituent l'habitat primaire de nombreux organismes. Une bonne connectivité verticale permet des échanges actifs entre les eaux superficielles s'écoulant librement, les eaux présentes dans les pores de la zone hyporhéique et les eaux souterraines. Cette connectivité verticale peut aider le cours d'eau à s'autopurifier et à réguler l'équilibre

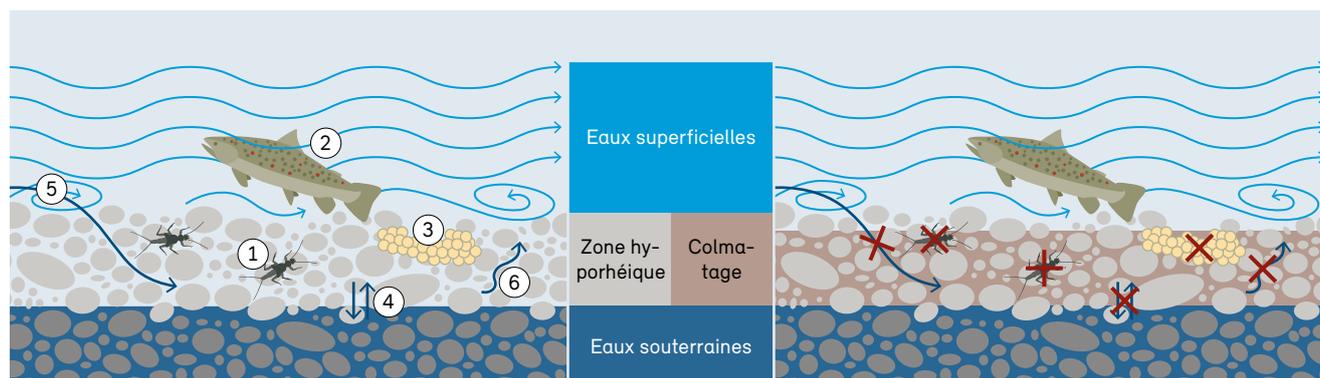
des eaux souterraines des zones alluviales. La communauté écologique indigène a besoin d'un habitat avec des flux d'eau non perturbés permettant un passage de particules, de nutriments, d'oxygène et d'autres composants dissous. Lorsque les espaces interstitiels sont colmatés par des sédiments fins, la fonction d'habitat de la zone hyporhéique est altérée (Bo *et al.* 2007).

### 7.1.1 Impacts du colmatage

Le colmatage désigne l'accumulation progressive de sédiments fins dans les espaces interstitiels du lit du cours d'eau (Wharton *et al.* 2017). Si le colmatage est un processus intrinsèquement naturel, il est souvent amplifié par l'activité humaine. La plupart du temps, les effets écologiques néfastes du colmatage excessif l'emportent. Le colmatage

Figure 40

La zone hyporhéique sert d'habitat primaire à des organismes interstitiels comme des macroinvertébrés (1). Des poissons frayant dans le gravier (2) enterrent leurs œufs (3) dans le substrat, où les conditions sont adéquates (Kondolf 2000). Des échanges (4) ont lieu entre les eaux souterraines et la zone hyporhéique (5 et 6) et entre la zone hyporhéique et les eaux superficielles. L'image à droite illustre la situation dans une zone hyporhéique colmatée.



détérioré l'habitat du lit du cours d'eau en modifiant sa composition et en perturbant ses flux (Pulg *et al.* 2013). Les changements de composition entraînent des effets dommageables directs sur les macroinvertébrés et les poissons (fig. 40 ; Sternecker *et al.* 2013). Les macroinvertébrés dépendent directement des espaces interstitiels pour leur habitat et utilisent la rugosité engendrée par les graviers pour éviter de dériver. Les poissons requièrent des substrats meubles pour construire leurs nids de frai. La perturbation des flux prive les macroinvertébrés ainsi que les œufs et les larves de poisson de nutriments et d'oxygène et altère le processus d'élimination des déchets métaboliques pendant la période d'incubation (développement des œufs). De plus, l'interruption des échanges avec les eaux souterraines, en général plus chaudes ou plus froides, perturbe un élément important sur le plan écologique, celui de la régulation de la température dans les substrats.

### 7.1.2 Le processus de colmatage

En général, on distingue trois types de colmatage différents selon le processus de formation : le colmatage physique, le colmatage biologique et le colmatage chimique. Le colmatage physique correspond à la pénétration de sédiments fins en suspension dans le substrat du lit du cours d'eau et à la formation d'une couche à faible conductivité hydraulique, à faible porosité et souvent à forte consolidation. Il en résulte une mauvaise connectivité verticale. La présence de matériaux fins et d'eau plus chaude ainsi que l'ensoleillement et l'absence d'événements perturbateurs promeuvent le développement de différents organismes tels que les algues, les diatomées et les bactéries, qui remplissent les pores et consolident le substrat, ce que l'on qualifie de colmatage biologique. Une réduction de la connectivité verticale et une consolidation du substrat peuvent également être le fait de réactions chimiques de solutés, tels que le calcium, qui précipitent et créent des liaisons. Le présent chapitre met l'accent sur le colmatage physique. Cependant, il ne faut pas négliger les effets de renforcement du colmatage biologique et du colmatage chimique dans l'analyse globale du degré de colmatage du lit d'un cours d'eau.

Le processus de colmatage et de décolmatage est cyclique et naturel. Il dépend de la fréquence des crues capables de mobiliser le lit du cours d'eau et de briser (partiellement

ou entièrement) la couche colmatée. Dès que le gravier composant le lit retrouve un état stable, une nouvelle phase de colmatage commence (Park *et al.* 2019). La figure 41 illustre ce cycle dans son intégralité. On distingue en général deux types de colmatage physique. Le colmatage de surface (fig. 43a) désigne le dépôt naturel au-dessus du substrat dans le cas d'une faible vitesse d'écoulement et d'une sédimentation naturelle (Schälchli, Abegg + Hunzinger 2001). Le colmatage interne (fig. 41 et fig. 43b) correspond quant à lui à la formation d'une couche de sédiments fins au sein de la zone hyporhéique. Ce processus fait intervenir une source de sédiments fins, une matrice de substrats comme support et de l'infiltration comme moteur.

La concentration de sédiments fins dans l'écoulement d'un cours d'eau dépend des conditions hydrogéologiques. Durant les périodes de crue et de décrue, ou dans les bassins versants comprenant un glacier, la concentration de sédiments fins est bien plus élevée (fig. 41.2 et fig. 41.3) en raison de l'érosion du sol et de la diffusion des sédiments fins piégés dans le lit. Le substrat joue le rôle de filtre en capturant au moins une partie des sédiments fins qui entrent dans la zone hyporhéique. Un haut degré de perméabilité est une condition sine qua non pour que la connectivité verticale soit fonctionnelle. À mesure que des particules se déposent, les interstices rétrécissent et seules les particules les plus fines peuvent venir se loger dans la matrice de substrats (fig. 41.1 et fig. 41.4). Une petite quantité d'eau, potentiellement chargée de sédiments en suspension, peut encore s'écouler à travers ce « filtre », si bien que la couche colmatée atteint finalement un niveau stable (fig. 41.1).

Le processus de filtration est régi par plusieurs mécanismes. Les eaux superficielles peuvent pénétrer dans la zone hyporhéique par pompage advectif (fig. 41.5), un processus généré par de faibles différences de pression à l'échelle locale (Fries et Taghon 2010). L'échange entre les eaux superficielles et les eaux souterraines joue un rôle majeur dans le processus de colmatage étant donné qu'il force ou empêche la pénétration de l'eau chargée de particules fines (Boano *et al.* 2014 ; Fox *et al.* 2018). L'infiltration et l'exfiltration (fig. 41.6) sont générées par le gradient de pression entre les eaux souterraines et les eaux superficielles ou sont le résultat de la morphologie du cours d'eau, par exemple en présence de seuils ou de cascades.

### 7.1.3 Facteurs d'influence et expériences de laboratoire

Le processus de dépôt de sédiments fins et la formation d'une couche colmatée dépendent de différents facteurs d'influence tels que : (i) le rapport entre la granulométrie des sédiments en suspension et celle des substrats du lit, (ii) les conditions d'écoulement, (iii) les échanges entre les eaux souterraines et les eaux superficielles et (iv) la concentration des sédiments fins. Ces facteurs ainsi que leurs interactions sont courants à la fois dans les cours d'eau naturels et ceux perturbés.

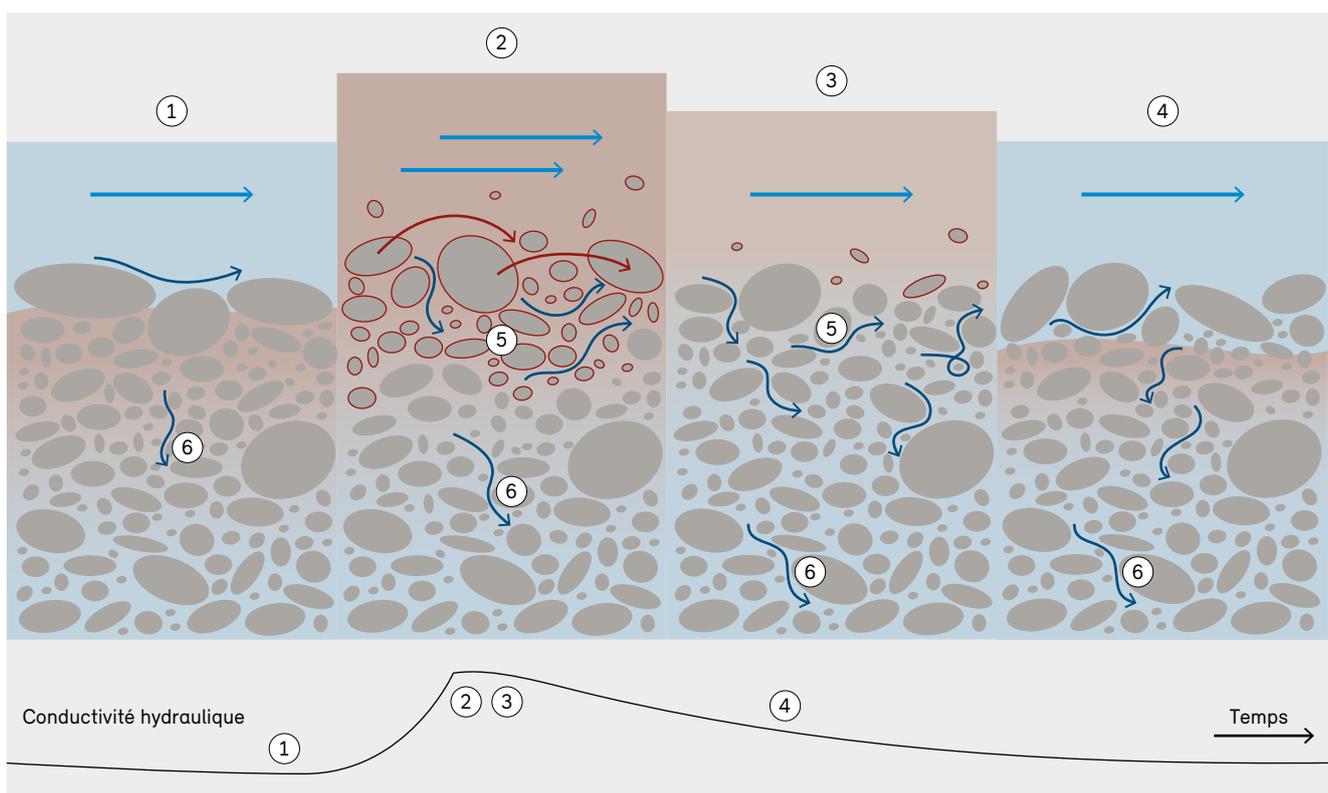
Afin de reproduire le processus de colmatage avec différents jeux de paramètres, des expériences de laboratoire ont été menées avec un canal expérimental à la Plateforme PL-LCH à l'EPFL (fig. 42). L'objectif de la recherche était d'analyser comment le degré d'infiltration et les conditions

d'écoulement influencent la conductivité hydraulique et la répartition verticale des matériaux déposés. Certains des résultats de ces expériences sont présentés aux figures 43 à 45.

(i) Le rapport entre la granulométrie des sédiments en suspension et celle des substrats du lit ainsi que le degré d'uniformité (c'est-à-dire l'écart-type de la répartition granulométrique) sont les principaux paramètres qui définissent à quelle profondeur les sédiments fins peuvent pénétrer dans la matrice de substrats. Des substrats grossiers et uniformes entraînent une augmentation de la percolation libre à travers la matrice jusqu'à ce qu'une couche imperméable ou plus fine soit atteinte. Les substrats contenant des grains à la fois grossiers et fins sont associés à une couche colmatée plus fine en raison de l'effet de filtrage du sable. La concentration de sédiments

Figure 41

Processus et cycle de colmatage. (1) Substrat colmaté avec une faible conductivité hydraulique ; (2) événement de crue accompagné d'un décolmatage, où l'écoulement pénètre sous le gravier et libère des particules fines ; (3) courbe de décrue, où le substrat présente une teneur faible en sédiments fins et la connectivité verticale est maximisée ; (4) création d'une nouvelle couche colmatée ; (5) pompage advectif ; et (6) infiltration d'eau.



fins dans les substrats suit habituellement un profil décroissant exponentiellement, avec une concentration maximale survenant à proximité du sommet de la couche colmatée, ce qui correspond à la saturation des pores (fig. 43 et fig. 45 ; Cui *et al.* 2008 ; Gibson *et al.* 2009). Cependant, la part la plus fine des sédiments en suspension peut atteindre des couches plus profondes du lit.

Des pores larges permettent une advection accrue dans le lit du cours d'eau, qui amène les particules dans des zones à faible contrainte de cisaillement où elles peuvent aisément se loger. Des expériences ont montré que du gravier grossier augmente les dépôts d'argile par comparaison à des substrats sableux (Mooneyham et Strom 2018). Ainsi, du gravier grossier situé sur du substrat plus fin (c.-à-d. une couche de pavage) peut faire augmenter les dépôts et la formation d'une couche colmatée sous la couche supérieure.

(ii) Les conditions d'écoulement impactent l'advection au sein de la zone hyporhéique ainsi que le taux de dépôt. Le dépôt de sédiments fins par advection semble engendrer une consolidation moindre par rapport à celui par infiltration (Cunningham *et al.* 1987). Cela s'explique par un forçage moindre et un plus faible différentiel de pression en l'absence d'écoulement sous-terrain. Sur le long terme, les conditions d'écoulement influencent la répartition granulométrique du substrat. À faible vitesse et donc à faible contrainte de cisaillement, des sédiments fins peuvent se déposer par gravité et rendre ainsi possible le colmatage de surface (fig. 43). Si la contrainte de cisaillement est élevée, la partie supérieure de la couche colmatée est située sous la surface du lit, à une profondeur où la remise en suspension est impossible. Cela limite l'augmentation du degré de colmatage ; en d'autres termes, la conductivité hydraulique atteint un niveau minimal (Schälchli 1993).

(iii) Des échanges entre les eaux souterraines et les eaux superficielles ont un effet considérable sur le colmatage, à travers l'infiltration et l'exfiltration. Dans le cas d'une exfiltration (ou remontée d'eau), l'écoulement moyen se fait en direction de la surface, entravant la pénétration des eaux superficielles et le dépôt de particules fines. Le colmatage est alors limité à des zones locales et dépend du caractère non uniforme de l'écoulement hyporhéique. Dans le cas d'une infiltration, une partie des eaux superficielles

**Figure 42**

*Dispositif expérimental utilisé pour étudier le colmatage du substrat d'un cours d'eau à la Plateforme PL-LCH à l'EPFL. Le canal expérimental est composé d'une couche de gravier de 30 cm d'épaisseur. Les expériences permettent de définir la direction et l'intensité de l'écoulement à travers le gravier ainsi que les conditions d'écoulement des eaux superficielles.*



Photo : R. Dubuis

chargées de particules en suspension est dirigée vers les eaux souterraines et le substrat du lit sert de filtre. Le flux d'eau dépend du degré de percolation (chute du niveau piézométrique sur une certaine distance) et de la conductivité hydraulique. Un haut degré de percolation entraîne en principe une augmentation de la profondeur de la couche colmatée (Schälchli 1993 ; voir également fig. 44). Les zones d'infiltration et d'exfiltration peuvent être liées à divers mécanismes, allant des écoulements locaux créés par les lits en forme de dunes à des échanges régionaux entre les eaux souterraines et les eaux superficielles (Tonina et Buffington 2009).

(iv) Les résultats de plusieurs études suggèrent que de hautes concentrations en sédiments fins font grimper le taux de dépôt et accélèrent le processus de colmatage (Schälchli 1993 ; Mooneyham et Strom 2018). La quantité de matériaux déposés et la baisse de conductivité hydraulique qui en résulte dépendent de la concentration de sédiments fins (fig. 45). Une couche colmatée plus fortement consolidée et plus épaisse semble se former lorsque des particules s'accumulent lentement, étant donné que davantage de particules sont en mesure de remplir les pores (Fetzer *et al.* 2017).

**Figure 43**

Comparaison entre deux expériences à la Plateforme PL-LCH à l'EPFL avec le même débit, mais des pentes et des profondeurs d'écoulement différentes, résultant en (a) du colmatage de surface et (b) du colmatage interne. Les graphiques du haut illustrent les profils de vitesse d'écoulement et ceux du bas, la teneur en sédiments fins correspondante dans le substrat à la fin des expériences, exprimé par  $m_F m_{Fmax}^{-1}$ , la masse de sédiments fins divisée par la masse maximale à saturation ;  $Z$  = profondeur verticale,  $D_m$  = diamètre géométrique moyen du substrat. Des vitesses d'écoulement faibles et la faible contrainte de cisaillement qui en découle (a), situation souvent observée dans les mouilles et sur les bancs de gravier, ont pour conséquence un colmatage de surface, visible sur la photo correspondante où la majeure partie du substrat est recouverte par les sédiments fins. Pour une vitesse d'écoulement élevée et une contrainte de cisaillement élevée en conséquence (b), des sédiments fins sont déposés uniquement sous la couche de pavage.

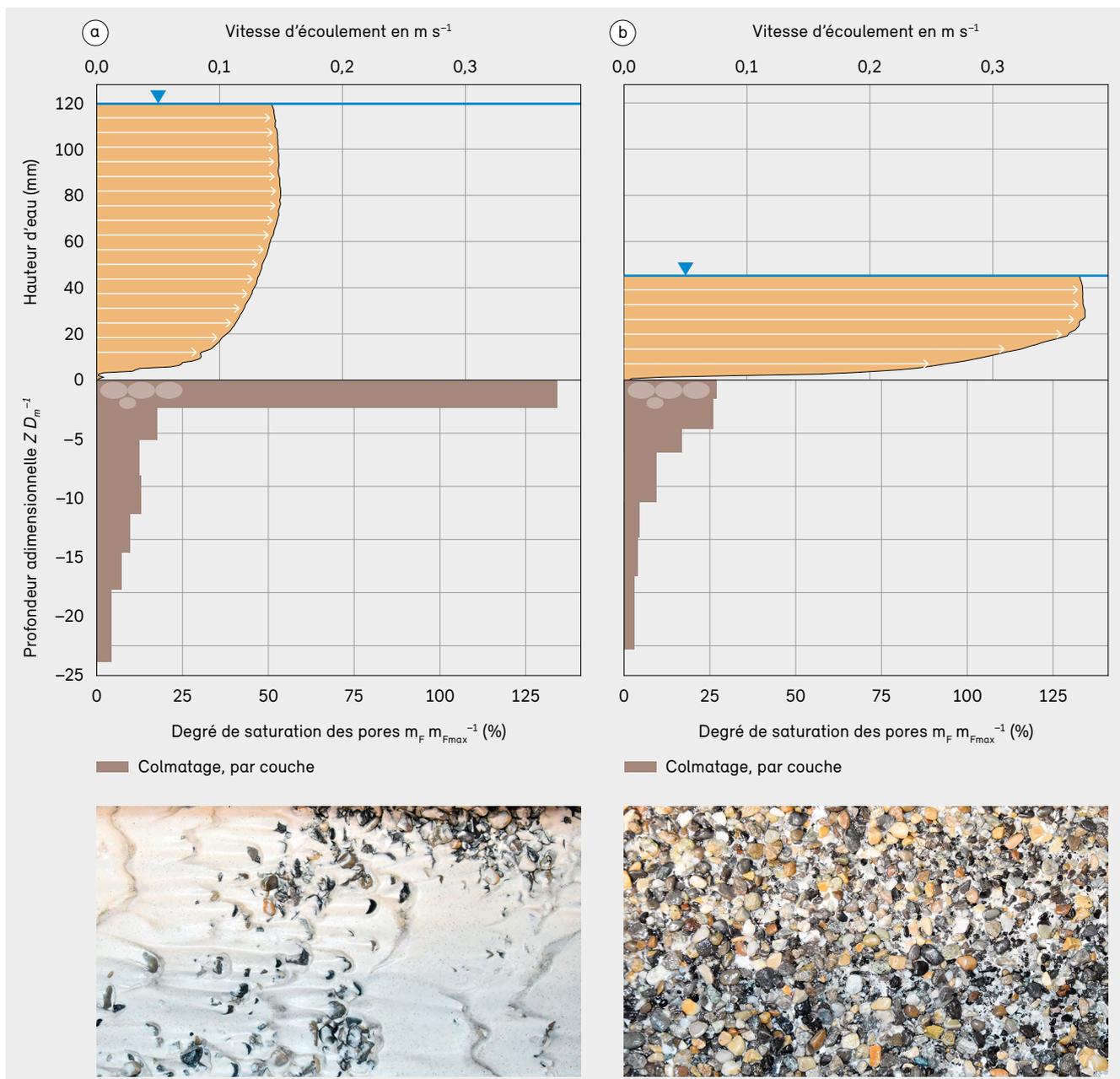
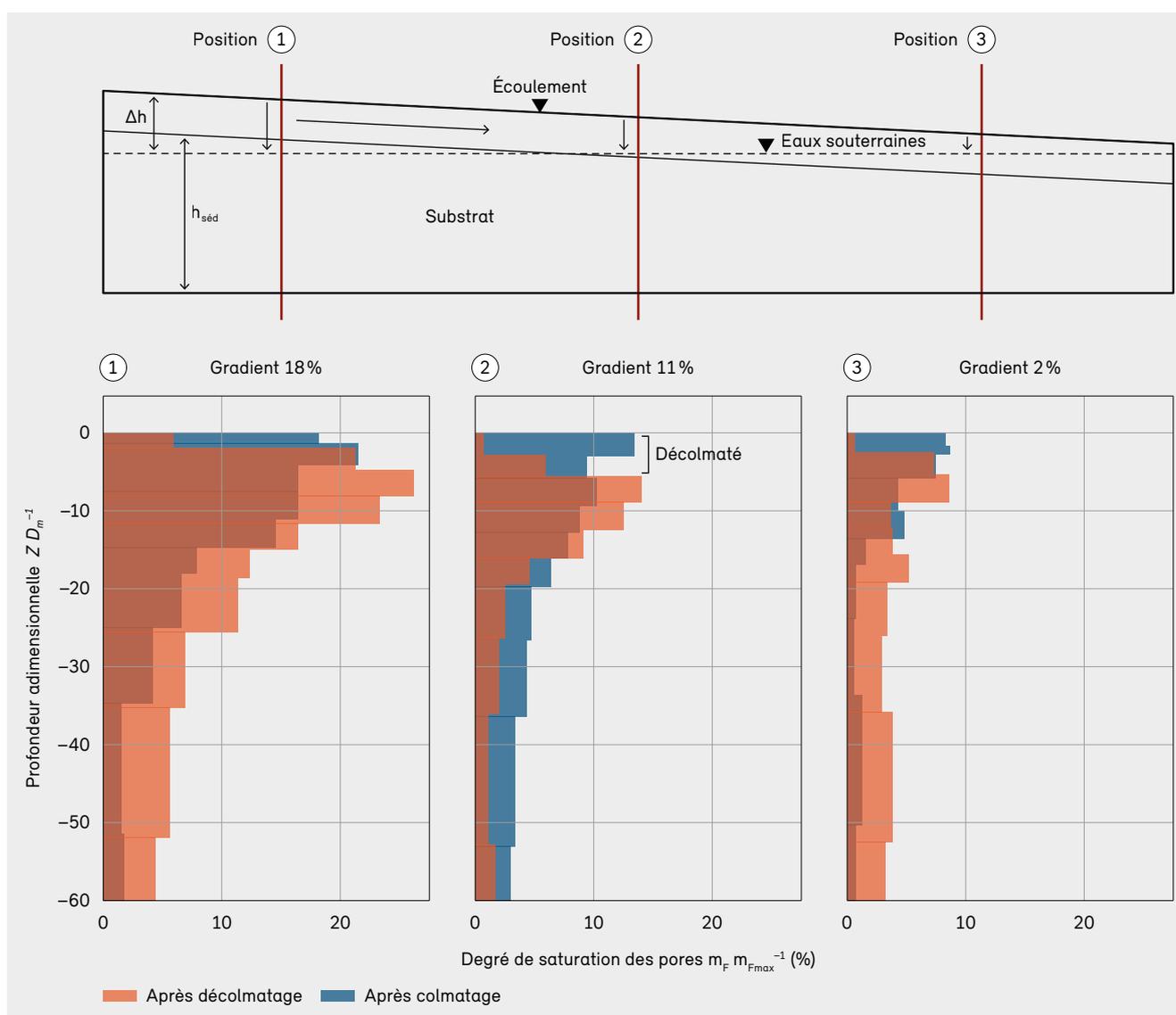


Figure 44

Effet du décolmatage sur le degré de saturation des pores sur trois sites le long du canal expérimental à la Plateformec PL-LCH à l'EPFL, qui correspondent à trois intensités d'infiltration différentes dues à la forte pente et au niveau horizontal des eaux souterraines. À l'emplacement 1, le haut degré de percolation au niveau local ( $\Delta h h_{sed}^{-1}$ ) résulte en un colmatage accru, comme le suggère le niveau de saturation en sédiments fins élevé des pores. À l'emplacement 3, le faible degré de percolation a pour conséquence une quantité moindre de sédiments fins piégée dans les pores, tandis que l'emplacement 2 présente une situation intermédiaire. Le décolmatage se produit uniquement dans la partie supérieure du substrat, où on peut observer une diminution de la saturation des pores sur une profondeur de 1 à 4  $D_m$  (diamètre géométrique moyen du substrat) aux trois emplacements.



Source : EPFL

### 7.1.4 Répartition spatiale du colmatage et dynamique du lit du cours d'eau

Les lits de cours d'eau naturels peuvent être vus comme une mosaïque de conditions hydromorphologiques variant localement sur la largeur du cours d'eau, entraînant la formation de colmatage sous diverses formes et à divers degrés au sein d'un cours d'eau. Le degré de colmatage dans un tronçon de cours d'eau doit être analysé à la fois dans l'espace et dans le temps et inclure les changements saisonniers de l'écoulement et de concentration des sédiments fins. Généralement, il est défini en fonction de la conductivité hydraulique, de la porosité et du degré de consolidation de la zone hyporhéique. Le colmatage de surface survient dans des zones où la vitesse d'écoulement est faible, c'est-à-dire dans les eaux peu profondes, dans des bancs de gravier et à proximité des rives, et éventuellement aussi dans les mouilles.

Les sédiments transportés par le cours d'eau influent sur le type de colmatage et son degré. Certains cours d'eau sont caractérisés par un transport massif de sédiments survenant uniquement lors des événements de crue mobilisant le lit, ce qui permet le décolmatage. Dans d'autres situations,

par exemple dans le Rhône canalisé dans les Alpes, on observe un transit de matériaux plus fins par-dessus du gravier grossier même lorsque la contrainte de cisaillement est faible. Le charriage n'engendre pas la destruction de la couche de pavage ni l'entraînement des sédiments fins piégés étant donné que la capacité de transport n'est en mesure de mobiliser que les matériaux de charriage fins.

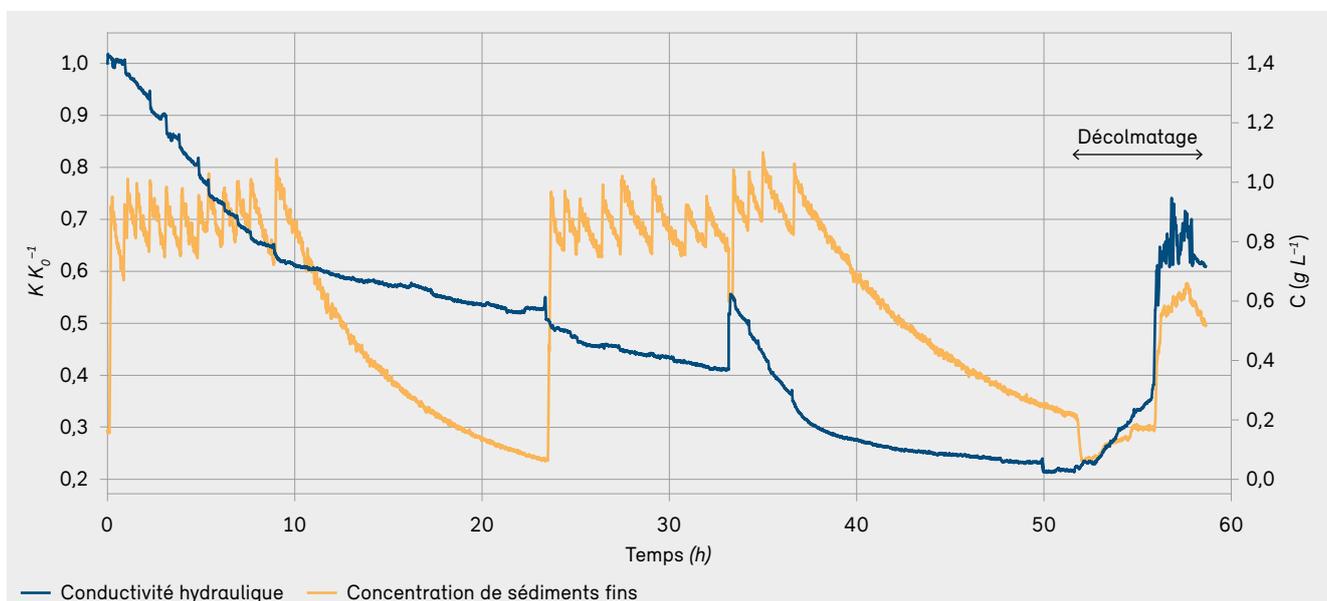
## 7.2 Décolmatage

### 7.2.1 Efficacité du décolmatage

L'efficacité du processus de décolmatage dépend de l'épaisseur de la couche mobilisée durant l'événement de crue. Dans les expériences à la Plateforme PL-LCH à l'EPFL, jusqu'à  $3 D_m$  (diamètre géométrique moyen du substrat) environ ont été mobilisés (fig. 44). La conductivité hydraulique croît en conséquence, avec un gain prononcé lorsque le lit du cours d'eau commence à être mobilisé (fig. 45). Les couches supérieures du substrat sont habituellement les plus colmatées, mais aussi les premières à être décolmatées. Le fait que le décolmatage soit visible ne signifie pas que tous les sédiments fins qui se sont infiltrés ont été emportés par l'écoulement.

Figure 45

Conductivité hydraulique globale ( $K K_0^{-1}$ , par rapport à la valeur initiale) mesurée durant un cycle de colmatage-décolmatage.  $K K_0^{-1}$  décroît plus rapidement lorsque les concentrations de sédiments fins sont élevées. Le pic à environ 33 heures est dû au prélèvement des échantillons. Le décolmatage accélère lorsque le lit commence à être mobilisé.



D'après Schälchli (1993), la contrainte de cisaillement adimensionnelle nécessaire pour que le décolmatage commence se situe autour de  $\theta_k = 0,06$  et un décolmatage complet peut être observé pour  $\theta_d > 0,07$ , ce qui correspond à un charriage très bien développé. La durée minimale dont une crue a besoin pour rincer les sédiments fins colmatés d'un segment de cours d'eau dépend de la longueur du segment et de la vitesse d'écoulement à proximité du lit (vitesse de la dérive). Ce dernier paramètre contribue à déterminer si les sédiments en suspension sont transportés le long du segment de cours d'eau dans son entier, sachant que la majeure partie de la masse suspendue reste en général proche du lit (dans les 20 % inférieurs du cours d'eau). Cette vitesse peut être estimée à partir des profils logarithmiques usuels.

### 7.2.2 Conséquences de la consolidation

Le colmatage du substrat implique sa consolidation. La première conséquence qui en découle est le fait que les poissons doivent fournir un effort considérablement plus élevé pour libérer les substrats des sédiments fins avant le frai. De la même façon, il est plus difficile pour la faune benthique de pénétrer dans la zone hyporhéique. La deuxième conséquence est qu'il est moins probable qu'un décolmatage se produise. Cette boucle de rétroaction négative réduit la possibilité de conserver des lits de cours d'eau naturellement colmatés qui suivent les cycles de crues. Cependant, des travaux de recherche ont montré que la bioturbation peut augmenter la mobilité du lit en évacuant la partie fine des sédiments et peut favoriser les habitats pour le frai (Buxton 2018). Fournir des zones adéquates aux espèces qui favorisent la bioturbation telles que les salmonidés et certains types de macroinvertébrés pourrait ainsi aider à réduire le colmatage à l'avenir.

## 7.3 Changements anthropiques et leurs conséquences

Bien que le colmatage soit un processus naturel, les changements dans l'utilisation des terres et les infrastructures modifient considérablement l'écoulement et le régime sédimentaire des cours d'eau. Ces éléments touchent principalement les concentrations de sédiments fins et la mobilisation des lits des cours d'eau.

Plusieurs facteurs influent sur la concentration de sédiments fins dans les cours d'eau. Le moment et la durée des concentrations périodiques élevées de sédiments fins déterminent directement les effets sur le colmatage. La concentration de sédiments fins dans des cours d'eau comme le Rhône, qui est caractérisé par la présence de nombreuses usines hydroélectriques et de l'eau de fontes glaciaires, se maintient à des niveaux moyens à élevés tout au long de l'année. Dans ce contexte, l'infiltration prend place sur de longues périodes et engendre un important colmatage interne. Cependant, des travaux de recherche supplémentaires sont nécessaires pour comprendre l'effet cyclique de conditions d'écoulement variables et de concentrations de sédiments élevées associées à des crues.

Dans les bassins hydrographiques proches de l'état naturel, des concentrations de sédiments moyennes ou élevées dans l'écoulement sont généralement associées à des événements de crues, et la majeure partie du processus de colmatage survient pendant les heures et les jours suivant ces événements. Dans les cours d'eau comprenant des seuils et des mouilles, les conditions dynamiques et la variété des zones d'infiltration et d'exfiltration d'eau entraînent une distribution irrégulière des sédiments fins. La configuration dynamique du cours d'eau dans le temps contribue à décolmater les bancs et à en refaire un milieu adéquat pour le frai.

Les changements anthropiques peuvent être résumés selon les points ci-après.

- Changements concernant l'utilisation des terres, la présence de sols ouverts et l'érosion en raison des activités agricoles et des constructions : un colmatage accru engendré par des concentrations plus élevées de sédiments fins peut générer une couche colmatée davantage consolidée, qui sera plus difficile à briser durant les crues naturelles.
- Changements climatiques : des températures plus élevées, une augmentation des événements de précipitations extrêmes et une fonte accélérée des glaciers entraînent un écoulement d'eau accru avec des concentrations élevées de sédiments fins.
- Canalisation des cours d'eau : des conditions d'écoulement uniformes sont associées à une faible variation

de la taille des graviers. Le taux d'infiltration peut varier le long d'un tronçon et conduire à différents degrés de colmatage. Si une couche de pavage est présente, le lit du cours d'eau est rarement mobilisé et renouvelé. Le charriage (ou une rupture occasionnelle de la couche de pavage) peut restreindre la formation d'une couche colmatée à proximité de la surface du substrat, mais une couche colmatée plus profonde peut se former.

- Écoulement régulé (résiduel) dans les cours d'eau à l'aval des barrages, discontinuité des sédiments, réduction de la fréquence des crues et mobilisation des sédiments : une obstruction du transport de sédiments peut résulter en un substrat plus grossier en raison du déficit de charriage et de l'érosion du lit du cours d'eau (Facchini 2017 ; voir également le chap. 9 ; Mörtl *et al.* 2023). Cela entraîne la formation d'une couche de pavage grossière qui est rarement mobilisée à nouveau. Le décolmatage s'en voit entravé. L'absence de crues transforme le lit en un puits pour les sédiments fins. Les colmatages biologique et chimique peuvent accentuer ces effets. La couche de pavage grossière favorise la capture de sédiments fins, un dépôt se formant sous la couche de pavage, tel qu'on a pu l'observer le long de la Sarine (canton de Fribourg). Un écoulement régulé diminue le potentiel de réponses morphogéniques en cas de crue et réduit donc les possibilités de décolmatage.
- Diffusion soudaine d'une grande quantité de sédiments fins (vidange de réservoir) : de grandes quantités de sédiments fins sont déposées sur la surface et les couches supérieures du lit du cours d'eau. Un colmatage de surface est probable dans les mouilles et dans les zones temporairement humides ou à faible contrainte de cisaillement. Une vidange avec de l'eau propre peut aider à restaurer une surface non colmatée, mais une contrainte de cisaillement suffisante est nécessaire pour libérer les sédiments fins piégés dans la zone hyporhéique.
- Éclusées : bien que l'écoulement varie, la contrainte de cisaillement créée par les régimes de crue est en général insuffisante pour permettre un décolmatage. Une couche de pavage résistante aux débits récurrents peut se former. Il a parfois été suggéré que les éclusées entraînent davantage de colmatage (Schälchli, Abegg + Hunzinger 2002). Cependant, bien que d'autres travaux de recherche soient nécessaires pour étayer ce point, une étude récente (Hauer *et al.* 2019) a montré qu'il semble n'exister aucune corrélation directe

entre l'infiltration de sédiments fins et la variabilité des débits dans les cours d'eau concernés par les éclusées. Toutefois, dans de tels cours d'eau, il y a souvent une différence entre la zone humide en permanence, sans colmatage de surface, et la zone temporairement humide, où des sédiments fins s'accumulent et rendent la surface étanche. Cela peut être dû à l'érosion et aux dépôts sur les rives causés par la haute fréquence des fluctuations de débit.

## 7.4 Conclusions

La répartition granulométrique du substrat et l'interaction entre les eaux superficielles et les eaux souterraines ont des effets significatifs sur le colmatage et le décolmatage, la remontée d'eau empêchant un colmatage à large échelle. Les activités et les infrastructures humaines modifient le processus naturel et cyclique, principalement en raison de concentrations de sédiments fins plus élevées, et changent de même le régime de crue et le transport de sédiments. Au lieu de présenter un colmatage distribué irrégulièrement et à des degrés variables à l'instar des systèmes naturels, les cours d'eau canalisés au débit régulé connaissent davantage de colmatage sur des zones de taille importante et presque aucun décolmatage saisonnier. Des événements de décolmatage, au moins partiels, devraient avoir lieu chaque année pour conserver une bonne connectivité verticale afin d'améliorer les chances de succès des poissons frayant et les habitats de la faune benthique. La réussite du décolmatage de la zone hyporhéique est largement dépendante des crues capables de mobiliser le substrat et de briser la couche de pavage. Des cours d'eau dans un état proche du naturel et connaissant davantage de crues naturelles (engendrant un décolmatage) ainsi qu'un transport accru de sédiments naturels sont nécessaires. De plus, les effets néfastes des colmatages biologique et chimique ne doivent pas être négligés, en particulier dans les systèmes où la température de l'eau est élevée.

**Encadré 10 : En pratique – évaluation du colmatage**

*Tobias Meile, BG Ingénieurs Conseils SA*

Un objectif majeur de la politique suisse de la protection des eaux est de renaturer les cours d'eau en fixant des espaces réservés aux eaux, en mettant en place des mesures de revitalisation et en réduisant les dégâts écologiques engendrés par la production hydro-électrique. Dans ce contexte, deux guides de mise en œuvre décrivent des méthodes pratiques pour analyser le colmatage interne et externe (Tonolla *et al.* 2017).

Ces méthodes d'analyse ont été utilisées dans plusieurs cours d'eau alpins et préalpins comme la Sarine, le Rhône, la Dranse de Ferret, la Dranse de Bagnes et la Matter Vispa. La méthode proposée par Schälchli, Abegg + Hunzinger (2002), qui implique d'évaluer le degré de colmatage (de nul à très élevé) en utilisant des images comparatives, est pratique et largement employée, mais elle se limite à la partie temporairement humide du cours d'eau. Dans l'idéal, l'évaluation est réalisée lorsque les niveaux d'eau sont extrêmement bas et par beau temps. La méthode développée par Guthruf (2014) (force nécessaire pour extraire une tige en acier) et la méthode des bottes (force nécessaire pour pénétrer le substrat) (Schälchli, Abegg + Hunzinger 2002 ; Pulg *et al.* 2013)

sont autant de solutions pour évaluer le colmatage dans les zones humides. Cependant, ces solutions ne conviennent pas dans les cours d'eau alpins hautement structurés à forte pente (supérieure à 1 %). Comme le substrat est relativement grossier et qu'une couche de pavage est potentiellement présente, le risque est élevé de systématiquement attribuer la classe de colmatage la plus élevée indépendamment du véritable degré de colmatage interne.

Pour obtenir des résultats solides, il y a lieu de récolter trois ou quatre échantillons par site, de comparer différentes méthodes et d'analyser des segments de cours d'eau qui ne sont pas influencés par des activités humaines. Pour l'interprétation des résultats, il est important de tenir compte du contexte, notamment (1) du colmatage naturel, souvent présent dans le cas des eaux glaciaires, (2) de la dernière crue ayant reformé le lit ou éliminé la couche de pavage et (3) d'événements particuliers tels que les coulées de débris, les glissements de terrain et les vidanges de réservoirs.

Il faut par ailleurs veiller à garantir des conditions de travail sûres dans le lit du cours d'eau, en particulier à l'aval d'installations hydroélectriques. Une planification minutieuse est un facteur essentiel pour des évaluations efficaces des sites.

## 8 Répartition de la granulométrie et cycle de vie de la truite atlantique

*Le présent chapitre utilise la truite atlantique, un poisson largement représenté dans la majorité des cours d'eau suisses, comme système d'étude. Il se concentre sur les préférences d'habitat selon l'âge et le sexe des individus et sur les spécificités locales des traits liés au cycle de vie, tels que la taille des femelles à maturité et les traits juvéniles. Le chapitre souligne l'importance de prendre en compte ces aspects durant le développement de stratégies d'atténuation des impacts liés aux changements du régime de substrat sur les espèces importantes sur les plans écologique et économique dans les cours d'eau suisses.*

**Kunio Takatsu, Marcel Michel, Darryl McLennan, Lucas Aerne et Jakob Brodersen**

### 8.1 Introduction

De toutes les composantes environnementales déterminant la qualité de l'habitat pour les organismes, le substrat est un élément particulièrement important pour la plupart des animaux vivant au sein des écosystèmes fluviaux tels que les poissons, les amphibiens et les insectes aquatiques. Lorsqu'ils présentent une taille adéquate, les substrats créent des abris, fournissent des habitats de qualité pour le frai et l'alevinage, favorisent le dynamisme des réseaux trophiques et aident à fournir des ressources alimentaires abondantes (Brown 2003 ; Jonsson et Jonsson 2011). Par conséquent, toute modification aux substrats des cours d'eau peut avoir un impact sur les animaux qui dépendent de ceux-ci. Cette réflexion est particulièrement importante aujourd'hui sachant que les perturbations touchant les substrats des cours d'eau vont croissant, en grande partie en raison des activités anthropiques telles que la construction de structures hydro-électriques (Baxter 1977 ; Chen *et al.* 2015). Cependant, pour montrer de façon probante comment atténuer de manière appropriée les perturbations des substrats des cours d'eau, il est impératif que nous étudions également comment les substrats des cours d'eau peuvent affecter certains traits individuels des organismes (p. ex. taux de croissance, développement et reproduction) ainsi que la démographie globale des cours d'eau. Dans le présent chapitre, nous utilisons la truite atlantique (*Salmo trutta*) dans les cours d'eau suisses comme système d'étude et présentons les liens entre la structure du substrat et les traits démographiques et organisationnels.

La truite atlantique dans les cours d'eau suisses constitue un excellent système pour étudier le lien entre la structure du substrat et les traits liés au cycle de vie, et ce pour plusieurs raisons. Tout d'abord, ces truites sont largement représentées à travers la Suisse : il est donc possible d'étudier des populations originaires d'habitats possédant des structures de substrats variées. Ainsi, en étudiant comment les traits liés au cycle de vie varient au sein des populations, nous pouvons mieux comprendre comment la structure du substrat peut affecter l'écologie des truites atlantiques. Plus particulièrement, la truite atlantique n'est pas seulement largement répartie à travers toute la Suisse, mais elle est aussi l'espèce de poisson dominante dans la plupart des cours d'eau helvétiques. Par exemple, sur la base des données de la collection de référence Progetto Fiumi pour les poissons des cours d'eau suisses (projet de l'Eawag de 2013 à 2018), plus de la moitié des poissons capturés étaient des truites atlantiques dans 69 % des cours d'eau échantillonnés à travers la Suisse (212 sur 308 emplacements échantillonnés ; Brodersen *et al.* 2023). De plus, les truites atlantiques sont reconnues comme une espèce importante sur les plans écologique et économique (encadré 11). Il s'ensuit que tout changement dans les populations de truites atlantiques peut avoir d'importantes répercussions sur les membres de la communauté riveraine. Par conséquent, il est essentiel de savoir comment la structure du substrat peut influencer sur l'écologie de la truite atlantique pour pouvoir prédire comment les modifications du substrat telles que la compensation pour les déficits de sable et de gravier affectent les communautés riveraines dans les cours d'eau suisses. Dans le présent chapitre, nous partageons

les résultats de relevés effectués dans le but d'examiner comment le substrat impacte les traits liés au cycle de vie de la truite. Nous nous intéressons plus spécifiquement aux deux points suivants : (i) comment la préférence pour un habitat (un substrat) varie en fonction de l'âge et du sexe de la truite et (ii) comment la taille de la femelle à maturité varie en fonction de la structure du substrat.

## 8.2 Substrat préféré en fonction de l'âge et du sexe de l'individu

La structure du substrat peut exercer une influence sur la répartition spatiale de la truite atlantique, en partie parce que cette espèce est très dépendante des proies résidant sur les surfaces du substrat et dans les espaces interstitiels et également parce qu'il s'agit d'une espèce frayant dans le substrat (Armstrong *et al.* 2003 ; Jonsson et Jonsson 2011). Il convient de préciser que les truites atlantiques modifient leur régime alimentaire au cours de leur vie (Jonsson et Jonsson 2011), à l'instar de la plupart des espèces animales (Werner et Gilliam 1984). De plus, les individus femelles creusent leurs nids dans le substrat lorsqu'elles frayent, alors que les mâles ne sont pas impliqués dans cette activité (Jonsson et Jonsson 2011). On peut donc s'attendre à ce que la préférence des truites atlantiques en matière de substrat dépende

de l'âge et du sexe de l'individu. En effet, les différences liées à l'âge et au sexe concernant la préférence des salmonidés (y compris les truites atlantiques) en matière de substrat sont bien documentées (Armstrong *et al.* 2003 ; Aas *et al.* 2011 ; Jonsson et Jonsson 2011). En nous servant d'une population de truites atlantiques dans le Latrejebach (canton de Berne, coordonnées 46°37'18" N, 7°46'04" E ; fig. 46), nous avons examiné si nous observions, dans la population des cours d'eau suisses également, des préférences en matière de substrat liées à l'âge et au sexe similaires à celles décrites dans de précédentes études (Aerne 2020). Nous avons évalué la répartition des truites atlantiques dans ce petit cours d'eau au début du mois d'octobre, quelques semaines avant le début de la période de frai. Plus précisément, l'emplacement d'échantillonnage avait une longueur totale de 210 m le long du cours d'eau, que nous avons divisée en 14 sous-sections de 11,5 à 19 m de long. Nous avons ensuite mesuré la densité des truites atlantiques dans chaque sous-section. En parallèle, nous avons mesuré des variables environnementales abiotiques dans chaque sous-section : la profondeur d'eau moyenne, la largeur du cours d'eau et la vitesse d'écoulement ainsi que la taille moyenne des galets. Nous avons ensuite mesuré la densité des proies invertébrées dans chaque sous-section, puis exploré les liens entre la répartition spatiale des truites, l'âge, le sexe ainsi que des variables environnementales biotiques et abiotiques.

Figure 46

Photo du site d'étude sur le Latrejebach (BE).

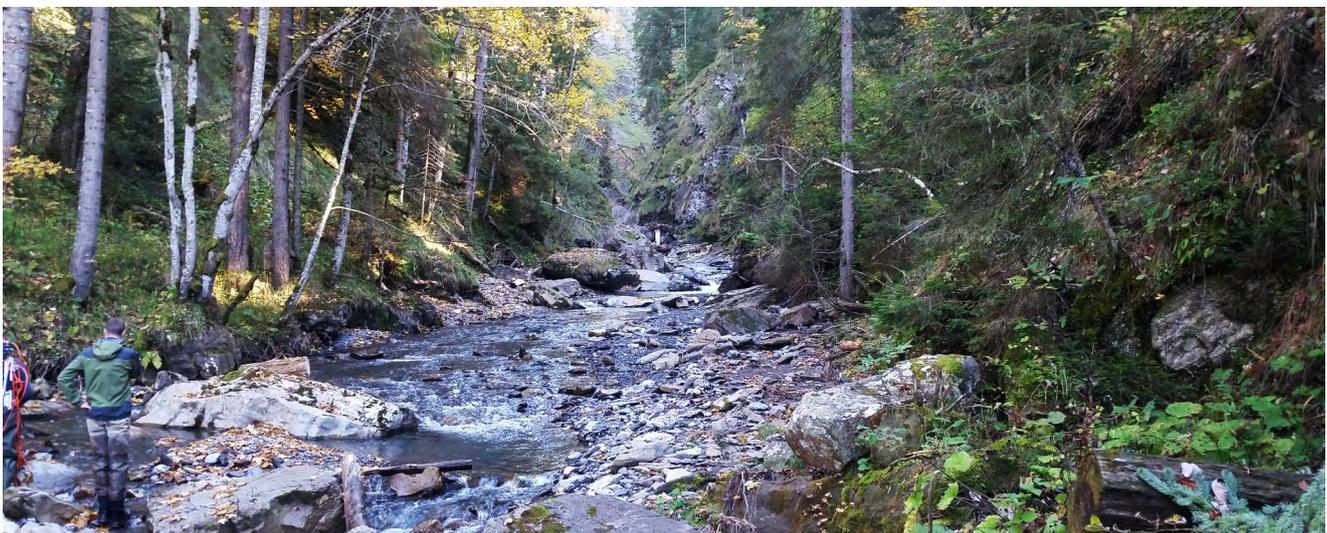


Photo : K. Takatsu

D'une sous-section à l'autre, nous avons observé de grandes variations à la fois pour la densité des truites atlantiques et des variables environnementales focales. Un aspect important est que la densité des truites a évolué en fonction de la taille moyenne des galets, mais, comme attendu, la relation a varié en fonction du stade et du sexe. Il convient de souligner ici que la plupart des relations n'ont été que légèrement significatives en raison du petit nombre de répétitions (fig. 47). Plus précisément, la densité totale des truites atlantiques a diminué à mesure que la taille moyenne des galets a augmenté (fig. 47a). Cependant, nos résultats suggèrent que cette relation d'ensemble peut dépendre de la structure du stade et du rapport des sexes au sein de la population. Tout d'abord, on mentionnera que la densité totale des individus adultes a baissé à mesure que la taille moyenne des galets a augmenté (fig. 47b) et que cette relation inverse était plus marquée pour les adultes femelles que pour les adultes mâles (fig. 47c et fig. 47d). Des analyses subséquentes ont démontré que la forte relation inverse entre la densité d'individus femelles adultes et la taille moyenne des galets était en partie influencée par le fait que les femelles préféraient une sous-section du cours d'eau où la proportion de substrat en théorie adéquat pour le frai était plus élevée (moins de 10 % de la longueur du corps de la femelle ; Kondolf et Wolman 1993). En revanche, la densité des juvéniles a augmenté à mesure que la taille moyenne des galets a augmenté (fig. 47e). Des analyses complémentaires ont montré que cette relation directe était en partie due à la préférence des individus juvéniles pour une sous-section de cours d'eau où leur nourriture était plus abondante. Globalement, ces résultats sont cohérents avec ceux d'études précédentes portant sur les préférences des truites atlantiques et d'autres espèces de salmonidés en matière d'habitat qui sont liées à l'âge et au sexe (Armstrong *et al.* 2003), ce qui montre à quel point il est important de conserver l'hétérogénéité des habitats spatiaux (substrats) dans un cours d'eau afin de préserver les populations de poissons dans leur ensemble.

### 8.3 Lien entre la taille des femelles à maturité et la structure du substrat

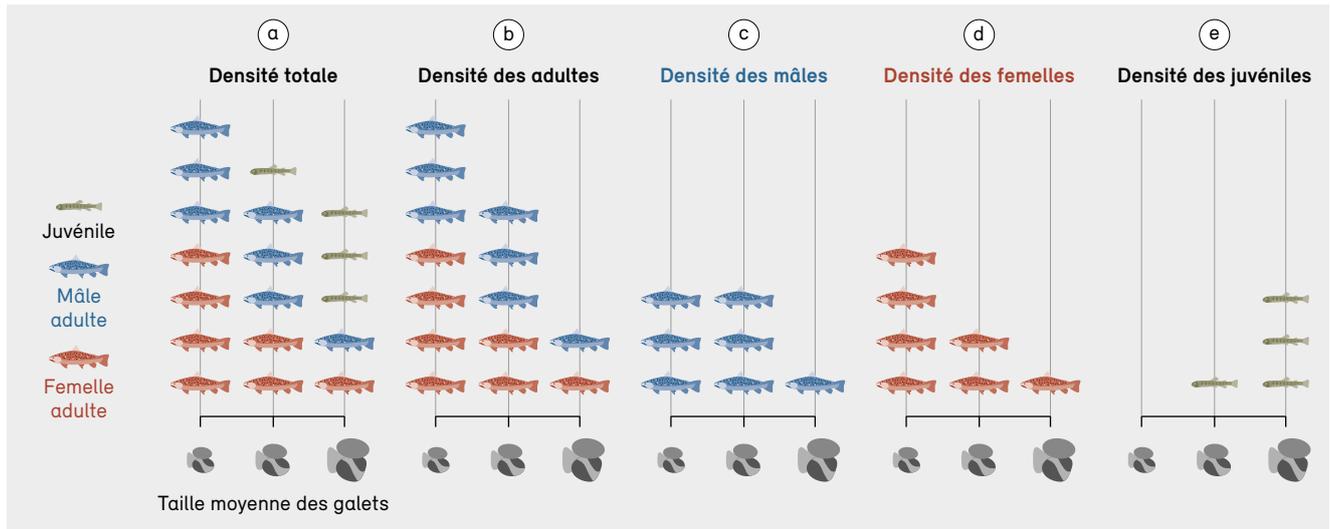
Comme l'étude portant sur la truite atlantique dans le Latrejebach mentionnée précédemment (fig. 47) l'a

montré, les truites atlantiques femelles adultes ont une préférence pour les habitats où le substrat convient au frai, ce qui est en partie conditionné par la taille du corps de la femelle (Kondolf et Wolman 1993). On peut s'attendre à ce que la préférence des femelles en matière d'habitat ait été acquise puis conservée, probablement car le fait d'occuper un habitat fournissant un substrat adéquat pour le frai peut considérablement influencer sur le succès de leur reproduction. On mentionnera que la structure des substrats varie fortement entre les différents cours d'eau de montagne suisses (fig. 48a) ainsi qu'au sein de ceux-ci. Par exemple, parmi 120 cours d'eau contenant des truites atlantiques (collection de référence Progetto Fiumi pour les poissons des cours d'eau suisses), la taille moyenne maximale des galets était environ 1,7 fois plus grande que la taille moyenne minimale des galets (fig. 48a). Ainsi, des chercheurs ont suggéré que les femelles atteignent la maturité à une taille plus grande dans les cours d'eau où la taille moyenne des galets est plus importante (Riebe *et al.* 2014). Étudier la relation entre la taille des femelles à maturité et la structure du substrat local peut fournir de précieuses informations utiles pour ajuster des stratégies visant à atténuer des effets potentiellement délétères de la modification du substrat sur les truites atlantiques (p. ex. ajouter des galets fins ou grossiers). Dans cette étude, nous avons évalué la taille corporelle et le niveau de maturité de 562 truites atlantiques femelles récoltées dans 120 cours d'eau de Suisse durant le relevé du Progetto Fiumi (fig. 48). Plus précisément, nous nous sommes intéressés au lien entre la taille moyenne des galets et la taille corporelle des femelles à maturité.

De manière générale, les femelles de grande taille avaient tendance à être désignées comme matures indépendamment de leur origine. Il y avait cependant des différences quant au niveau de maturité, même parmi les femelles de même taille. Supposons qu'un cours d'eau au substrat de grande taille favorise une plus grande taille corporelle pour les femelles à maturité. Dans un tel scénario, pour une taille de femelle donnée, on s'attendrait à ce que les truites femelles originaires d'un cours d'eau présentant une taille moyenne de galets plus élevée ne soient pas désignées comme matures tandis que les truites femelles originaires d'un cours d'eau avec une taille moyenne de galets plus petite soient désignées comme matures. Contrairement à ce que nous aurions attendu,

**Figure 47**

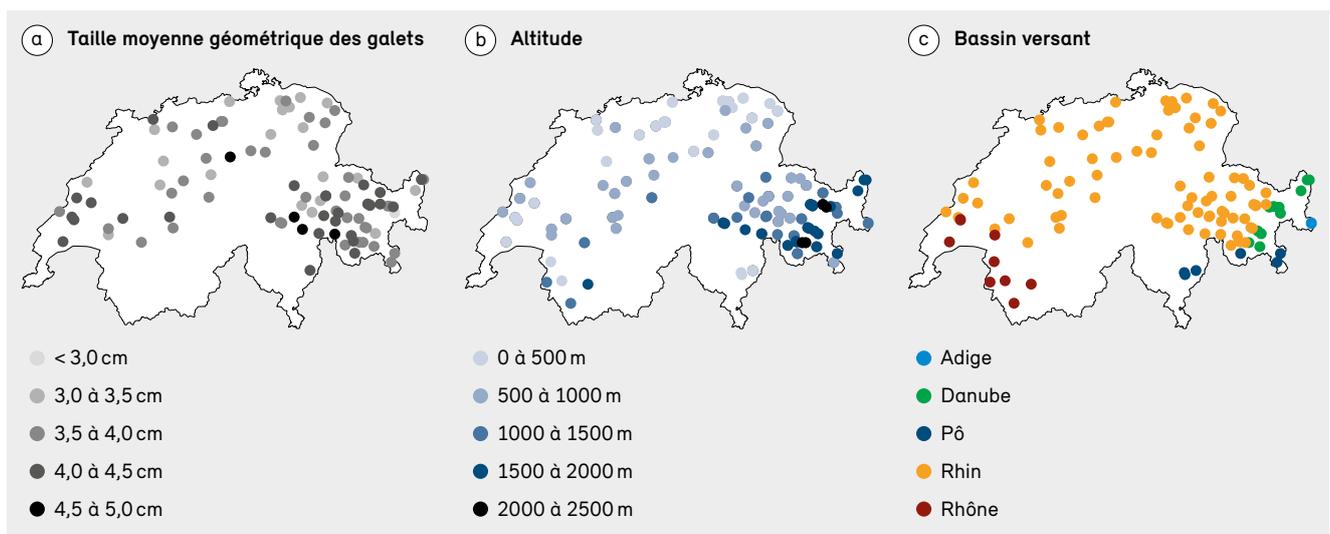
Les relations entre la taille moyenne des galets et la densité des truites atlantiques (a) totale, (b) des adultes, (c) des adultes mâles, (d) des adultes femelles et (e) des juvéniles dans le Latrejebach.



Source des données : Aerne (2020)

**Figure 48**

Cartes représentant 120 sites d'étude dans les cours d'eau suisses. Variations en matière de (a) taille moyenne géométrique des galets, (b) altitude et (c) bassin versant. La taille moyenne géométrique des galets ( $dg$ ) a été calculée sur la base de l'équation suivante :  $dg = (D84) * (D16)^{0.5}$  (Kondolf et Wolman 1993), où  $D16$  et  $D84$  représentent les diamètres des substrats respectivement au 16<sup>e</sup> et au 84<sup>e</sup> percentiles.



Source des données : Progetto Fiumi et Eawag

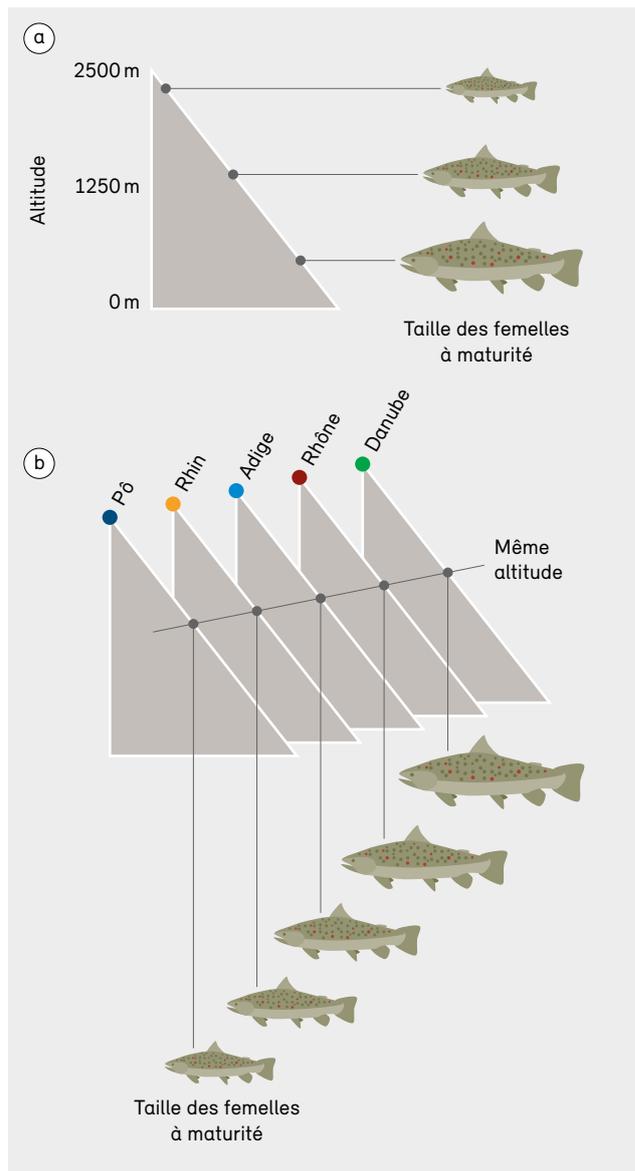
nous n'avons pas détecté de lien significatif entre la taille moyenne des galets et le niveau de maturité des femelles. Au lieu de cela, nous avons observé que le niveau de maturité des femelles variait en fonction de l'altitude des sites de relevé et parmi les bassins versants suisses (c'est-à-dire Adige, Danube, Pô, Rhin et Rhône ; fig. 49). Premièrement, pour une taille donnée, les truites femelles à haute altitude étaient désignées matures plus souvent que les femelles à une altitude moins élevée, ce qui signifie que les truites femelles à haute altitude présentent une taille plus faible à maturité que celles à des altitudes plus basses (fig. 49a). Deuxièmement, pour une taille et une altitude données, la probabilité qu'une truite femelle soit désignée mature a varié selon les bassins versants : Pô > Rhin > Adige > Rhône > Danube. Ces résultats montrent que la taille des femelles à maturité était la plus élevée dans le Danube et la plus faible dans le bassin versant du Pô (fig. 49b).

Il est intéressant de mentionner que les variations liées à l'altitude des emplacements de relevé concernaient non seulement la taille des femelles à maturité, mais aussi des traits liés aux toutes premières étapes du cycle de vie, le laps de temps jusqu'à l'émergence ainsi que la taille corporelle à l'émergence du nid dans le gravier. Dans une étude complémentaire, nous avons élevé des embryons de truite atlantique de 14 populations de différentes altitudes issues de trois bassins versants suisses (Danube, Pô et Rhin) dans le canton des Grisons. Bien que nous ayons conservé les embryons dans le même environnement d'élevage (expérience dite de « jardin commun », de l'anglais « common-garden »), le temps jusqu'à émergence était moins long et la taille corporelle plus petite pour les truites de haute altitude que pour les truites de basse altitude (fig. 50). Ces différences le long du gradient d'élévation sont dues en partie à la taille réduite des œufs des truites de haute altitude (fig. 51).

Ces résultats concernant les truites adultes et juvéniles suggèrent que des facteurs environnementaux qui varient le long d'un gradient d'élévation, par exemple la température de l'eau, la densité conspécifique, la densité des prédateurs et des proies ainsi que la composition des espèces pourraient constituer un facteur critique influençant le cycle de vie de la truite atlantique dans son ensemble. Il serait intéressant, d'une part, d'étudier

**Figure 49**

(a) Relation entre l'altitude et la taille des truites atlantiques femelles à maturité. (b) Différences liées au bassin versant en matière de taille des femelles à maturité.



Source des données : Progetto Fiumi et Eawag

l'importance en matière d'adaptation des tailles réduites des femelles à maturité et de l'émergence survenant plus tôt lorsque la taille corporelle est réduite dans les cours d'eau de haute altitude et, d'autre part, de déterminer des facteurs environnementaux essentiels qui définissent la variation des traits le long du gradient d'élévation. Une perspective intéressante serait de réaliser des études

explorant les mécanismes expliquant les spécificités des bassins versants en relation avec les traits liés au cycle de vie des truites atlantiques. Il convient de mentionner que des activités intenses d'ensemencement impliquant plusieurs millions de truites élevées en captivité pourraient avoir altéré les relations mises en évidence dans notre étude entre l'altitude, le bassin versant, la structure du substrat et les traits liés au cycle de vie de la truite (cf. Keller *et al.* 2011, 2012). Ainsi, il serait également utile d'examiner comment l'historique d'ensemencement influe sur la taille des femelles à maturité et les traits juvéniles.

Sachant à quel point la taille corporelle des femelles est importante pour déterminer la préférence de celles-ci en matière de substrat (Kondolf et Wolman 1993), on peut s'attendre à ce que la variation observée à propos de la taille des femelles à maturité soit liée à la préférence des femelles concernant les substrats. Par exemple, étant donné nos observations selon lesquelles la taille des femelles à maturité était plus petite pour les truites de haute altitude que celles de basse altitude (fig. 49a), on peut s'attendre à ce que les femelles à haute altitude présentent une préférence plus marquée pour des substrats de plus petite taille. De la même façon, étant donné que la taille à maturité des femelles du bassin versant du Pô était la plus petite de tous les bassins

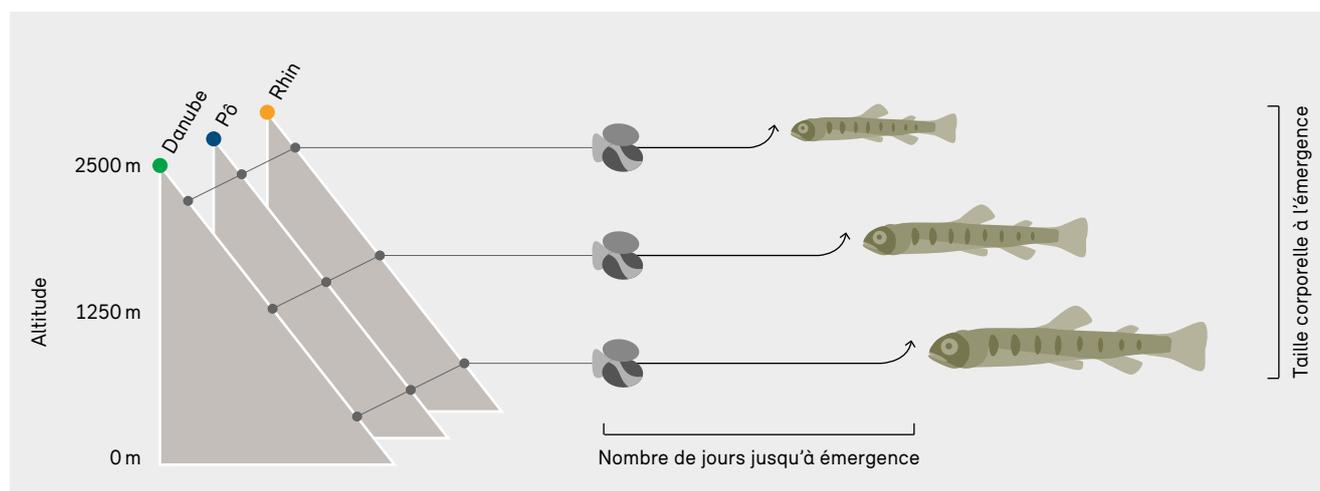
versants suisses (fig. 49b), on pourrait s'attendre à ce que les truites femelles originaires du Pô aient une préférence plus marquée pour des substrats plus petits. Par conséquent, il pourrait être important, lors de la mise au point de stratégies de modification des substrats visant à favoriser la truite atlantique, de prendre en compte les données concernant l'altitude et le bassin versant. À titre d'exemple, on mentionnera que la taille des galets fins utilisés pour compenser les substrats dans le but d'améliorer les habitats pour le frai devrait être plus petite sur des sites de haute altitude et dans le bassin versant du Pô que sur des sites de plus faible altitude et dans d'autres bassins versants.

#### 8.4 Implications pour les stratégies de soutien aux populations de truites et d'amélioration de leurs habitats

Dans le présent chapitre, nous avons présenté les résultats de nos relevés, qui montrent : (i) des différences liées à l'âge et au sexe concernant la préférence en matière de substrats (fig. 47) et (ii) l'absence de lien tangible entre la taille des femelles à maturité et la structure des substrats, mais des variations concernant la taille des femelles à maturité selon le bassin versant et l'altitude

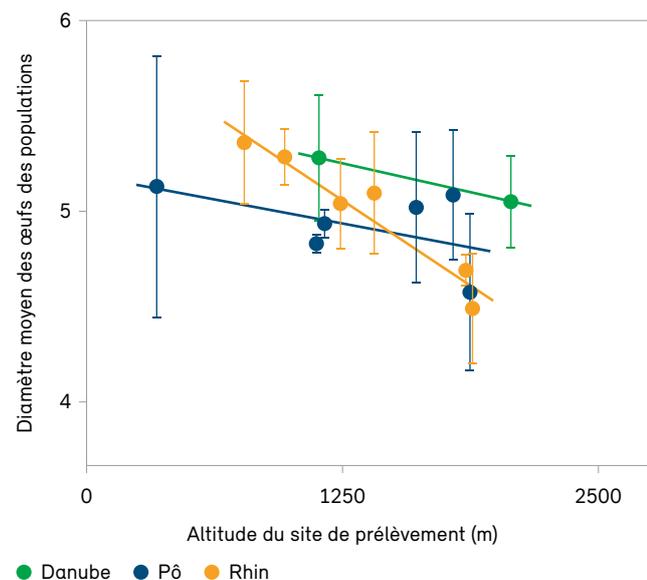
**Figure 50**

Relations entre l'altitude du site de prélèvement, le bassin versant, le nombre de jours jusqu'à émergence et la taille corporelle à l'émergence du nid dans le gravier. Indépendamment du bassin versant, les truites atlantiques à haute altitude émergeaient en principe plus tôt du nid et présentaient une taille corporelle plus petite.



**Figure 51**

Relations entre le bassin versant, l'altitude du site de prélèvement et le diamètre moyen des œufs des populations pour quatorze populations de truites atlantiques dans le canton des Grisons. Les barres d'erreur représentent l'écart-type.



Source des données : Eawag

concernés (fig. 49). Les résultats soulignent l'importance pour un cours d'eau de conserver l'hétérogénéité des substrats dans l'espace afin de préserver d'importantes espèces de poissons. Si on tient compte de la préférence des femelles pour des substrats adéquats pour le frai et du fait que la taille corporelle des femelles dépend de la préférence en matière de substrats (Kondolf et Wolman 1993 ; Riebe *et al.* 2014), les résultats suggèrent en outre que la préférence des femelles en matière de substrats dépend du bassin versant et de l'altitude. Ainsi, il y a lieu de considérer le bassin versant et l'altitude lors de la mise au point de stratégies de revitalisation des habitats pour le frai des truites atlantiques. Par exemple, si une augmentation de l'hétérogénéité des substrats dans l'espace peut améliorer la qualité de l'habitat pour la truite atlantique dans l'ensemble, il y a lieu d'instaurer des tronçons comportant des galets relativement petits dans le bassin versant du Pô étant donné que les truites femelles à maturité qui sont originaires de ce bassin sont plus petites à maturité (fig. 49). Cependant, nous n'avons pas cherché à savoir, dans notre étude, dans quelle mesure les différences de taille corporelle des femelles

à maturité selon les bassins versants et les populations à différentes altitudes sont liées à la préférence des femelles pour certains substrats. C'est pourquoi il serait important, lors d'une prochaine étape, de s'intéresser à la variation relative à la préférence en matière de substrats selon les bassins versants et les altitudes concernés. Par ailleurs, il est nécessaire de procéder à des études portant sur le lien entre le substrat et l'écologie d'autres espèces de poissons, en particulier des espèces habitant dans des cours d'eau à faible débit (chevaine, barbeau, loche franche et goujon) pour comprendre dans une perspective plus large comment la modification des substrats impacte la communauté de poissons dans les cours d'eau suisses.

De plus, notre étude fournit des indications relatives à la gestion de la pêche à la truite (encadré 11). La taille des femelles variait à maturité selon les bassins versants et les altitudes des populations (fig. 49). De la même façon, le moment de l'émergence du nid et la taille des individus à ce moment-là ont varié selon l'altitude des populations (fig. 50). Émettons l'hypothèse que la variation relative aux traits liés au cycle de vie selon les bassins versants et les altitudes a été induite, puis conservée par la sélection naturelle ainsi que des variables environnementales changeant selon les bassins versants et les altitudes. Dans ce cas, l'instauration de stratégies de gestion de la pêche uniformes pour tous les cours d'eau (y compris les réglementations relatives aux tailles de capture et les stratégies d'ensemencement) pourrait induire différentes conséquences pour les populations locales de truites, en fonction du bassin versant et de l'altitude.

Bien que des stratégies de gestion de la pêche tenant compte des spécificités locales relatives aux traits liés au cycle de vie des truites (stratégies à petite échelle) soient connues, leur implémentation constitue souvent un défi, comme l'explique l'encadré 11. D'autres études portant sur l'écologie de la truite atlantique en Suisse sont nécessaires pour élaborer des stratégies praticables. On mentionnera par exemple que s'interroger sur la variation de la taille des œufs selon le cours d'eau en Suisse (p. ex. fig. 51) pourrait fournir des informations utiles pour améliorer les stratégies d'ensemencement. Il en est ainsi, car la taille des œufs est un élément clé qui détermine les traits dans les premières phases du cycle de vie des truites, puis la croissance et la survie à des étapes ultérieures (Einum et

---

Fleming 1999). À supposer que la variation observée pour les truites suisses en matière de taille des œufs selon les bassins versants et les altitudes (fig. 51) ait été induite puis maintenue par la sélection naturelle agissant sur les premiers stades de la vie, les gestionnaires des pêches pourraientensemencer des individus juvéniles provenant d'œufs dont la taille est similaire à celle observée dans la population naturelle d'un site d'ensemencement local et d'une même unité de gestion (sachant qu'on considère que les individus au sein d'une même unité sont plus similaires sur le plan génétique que ceux provenant de différentes unités). Les caractéristiques phénotypiques des juvéniles ensemencés seraient ensuite adéquates pour ce site et leurs caractéristiques génétiques seraient similaires à celles observées en milieu naturel. Par conséquent, même s'ils ne changent en rien l'unité de gestion actuelle, relativement grossière (encadré 11), les gestionnaires de pêche pourraient efficacement compléter la truite en prenant en compte les spécificités génétiques locales. Le rassemblement des connaissances relatives à l'écologie de base des truites atlantiques en Suisse pourrait contribuer à l'instauration de stratégies de gestion pour cette espèce de poisson importante des points de vue écologique et économique tout en tenant compte de la faisabilité et de l'intégrité génétique.

### Encadré 11 : En pratique – le défi de gestion de la pêche à petite échelle

*Marcel Michel, Office de la chasse et de la pêche, canton des Grisons*

Environ un tiers des prises de truites atlantiques dans les cours d'eau suisses se font dans le canton des Grisons. La pêche sportive revêt ainsi une grande importance aux Grisons. Au cours des 160 dernières années, le canton a été seul détenteur de la régence de la pêche. Il était chargé de la gestion des pêches. Un siècle durant, les caractéristiques spécifiques des cours d'eau n'étaient que peu considérées dans la gestion des pêches. Les réglementations concernant les prises n'étaient que peu différenciées et les lignes directrices de gestion visaient l'expansion. La gestion des pêches considérait la truite atlantique comme un produit d'utilité plutôt que de prendre en compte les spécificités locales des cours d'eau.

Sur la base des résultats de la présente étude, la stratégie de gestion des pêches implémentée par le passé par l'administration cantonale devrait être décrite comme un échec. Cependant, si on tient compte de la dégénération de l'habitat que représentent les cours d'eau, du nombre croissant de pêcheurs et du manque de connaissances concernant l'intégrité génétique au cours de la même période, les décisions prises à l'époque sont tout à fait compréhensibles. Mais aujourd'hui, quelle est la position du canton des Grisons quant à la définition d'objectifs de gestion des pêches ? Le mauvais état dans lequel se trouvent les cours d'eau et la forte demande de pêche constituent toujours des conditions limitatives.

Les résultats scientifiques et les expériences de première main ont conduit à une nouvelle approche de gestion des pêches au cours des vingt dernières années. L'on a pu reconnaître les limites et les effets néfastes d'une gestion « incohérente » de la truite atlantique ainsi que le problème de la différenciation des tailles de capture autorisées. L'on a accepté le principe de « gestion de la pêche à petite échelle », mais celui-ci pose des défis considérables aux parties responsables. Par exemple, il n'a été possible d'estimer la taille des truites atlantiques au moment où celles-ci arrivent à maturité sexuelle que pour 50 segments de cours d'eau sur tout l'inventaire comprenant 1600 km de cours d'eau et environ 2500 m d'altitude. Le degré de détail avec lequel des tailles de capture limites ont pu être définies en fonction des cours

d'eau a été soumis à des contraintes relevant du temps, de la logistique et du financement. Les relevés ont permis de définir six tailles de capture minimales ou fenêtres temporelles pour environ 450 segments de cours d'eau, en fonction de l'altitude, de la taille du cours d'eau et de la pression de pêche. Les résultats de l'étude présentés ici concernant l'adaptation locale de la taille de la truite atlantique femelle à maturité sexuelle devraient gagner en importance dans les stratégies de gestion.

Il est particulièrement difficile de prendre en compte systématiquement les aspects locaux dans la gestion de la truite atlantique. Il y a encore quelques années, on conservait de grandes unités de gestion, qui se fondaient sur huit zones de bassins versants principales. À moyen terme, le canton des Grisons envisage de définir 19 régions différentes comme unités de gestion. Pour réaliser le plan d'ensemencement régional, il conviendrait d'utiliser le matériel de frai de la truite atlantique issu d'une unité de gestion spécifique uniquement au sein de cette même unité de gestion. Le même principe s'applique à la progéniture de tout géniteur. La répartition en 19 unités de gestion engendre des défis logistiques majeurs pour les sept éclosiers du canton des Grisons. Par exemple, dans une éclosierie, le poisson utilisé pour l'ensemencement mais aussi les lignées mères jusqu'à six unités de gestion doivent être gardés séparés de manière stricte. Concernant l'altitude, le canton est conscient qu'il existe un large éventail de cours d'eau au sein des 19 unités de gestion, mais distinguer en plus les unités de gestion en fonction de l'altitude n'est pas faisable actuellement. Cependant, si l'altitude (plutôt que l'unité géographique) constitue le moteur principal de l'adaptation locale, alors il serait pertinent d'envisager de diviser les unités de gestion en des secteurs basés sur l'altitude plutôt que sur les régions (sous-bassin versant).

Enfin, il y a lieu de préciser le seuil des exigences d'ensemencement, aspect qui revêt la plus grande importance. Plus spécifiquement, l'ensemencement des poissons devrait uniquement être pratiqué là où l'on peut prouver que la reproduction naturelle ne contribue pas suffisamment à la préservation d'un stock utile de truites. Le canton est tenu légalement d'assurer une utilisation durable. Pour la gestion moderne des pêches, il reste important de réaliser un ensemencement dans les règles de l'art et de réglementer les captures.

## 9 Continuité des sédiments et mesures de recharge sédimentaire

*Une altération du charriage peut entraîner différents effets néfastes sur l'hydromorpho-écodynamique du milieu fluvial. Lorsque bien conçues, les mesures de recharge sédimentaire représentent une approche d'atténuation prometteuse à différentes échelles. Le présent chapitre s'intéresse à des expériences sur un canal expérimental menées dans le but d'étudier l'influence de la recharge sédimentaire sur les structures morphologiques des lits et la persistance des formes de lit qui en résultent. Il inclut également des informations sur les critères de conception et les méthodes d'évaluation des résultats.*

Christian Mörtl, Robin Schroff et Giovanni De Cesare

### 9.1 Interruption de la continuité des sédiments

De leur source à leur delta, les cours d'eau transportent des sédiments. Lorsqu'il existe des sources naturelles de sédiments, que le débit n'est pas perturbé et que celui-ci varie en fonction des événements de crue et des saisons, un processus continu d'érosion et de sédimentation donne sa forme au cours d'eau et définit la morphologie du lit. Cette dynamique naturelle est essentielle à la diversité des habitats fluviaux (OFEV 2017a).

Dans les cours d'eau régulés, le régime naturel des sédiments est souvent perturbé par (i) une altération du régime des débits, (ii) une capacité de transport accrue résultant de la canalisation ou (iii) une réduction des volumes de transport disponibles. L'altération du régime des débits provient principalement de la régulation de l'écoulement visant la production d'énergie (débit résiduel et éclusées) ou la protection contre les crues. Cela réduit les débits de pointe pourtant nécessaires à des événements majeurs de mobilisation du charriage. En tant que modification historique d'un cours d'eau, la canalisation fait grimper la capacité de transport du cours d'eau et entraîne une incision du lit et un aplatissement progressif de la pente du canal. Il est possible de réduire les volumes de charriage disponibles en protégeant les rives ou en extrayant les sédiments alluviaux. La continuité longitudinale du transport solide peut être interrompue avec des dépotoirs à alluvions ou des structures hydrauliques telles que des centrales au fil de l'eau et des barrages à larges réservoirs, ce qui peut se traduire par l'absence totale de matériaux de charriage dans le segment aval du cours d'eau.

Sachant que l'atténuation des impacts néfastes de la production hydroélectrique sur le régime de charriage joue un rôle clé dans la révision de 2009 de la loi fédérale sur la protection des eaux (art. 43a LEaux, 1991), cette première section de chapitre est dédiée à l'impact des réservoirs sur la continuité des sédiments.

#### Impact des réservoirs

Une interruption de la continuité du transport des sédiments liée aux réservoirs peut avoir des impacts directs ou indirects à l'amont, à l'aval et sur le site du réservoir (fig. 52). À l'entrée amont de grands réservoirs, les matériaux de charriage s'accumulent en raison des vitesses d'écoulement réduites. La sédimentation peut exhausser le lit du cours d'eau et, dans certains cas, augmenter le risque de crue. À l'intérieur de grands réservoirs, les sédiments fins en suspension affluent vers le barrage, s'y déposent et contribuent ainsi à remplir progressivement le réservoir. La sédimentation des réservoirs constitue un danger pour la production hydroélectrique (Schleiss *et al.* 2010), notamment en réduisant la capacité de stockage ou en bloquant les exutoires. À l'aval de grands réservoirs, le déficit en matériaux de charriage, associé à un régime d'écoulement non naturel, peut entraîner une dégradation de l'hydromorpho-écodynamique de l'eau. Lorsque le débit est constamment faible, les fractions granulaires les plus petites du lit du cours d'eau s'érodent et laissent derrière elles une couche de sédiments grossiers et immobiles (couche de pavage ; Kondolf 1997). Au fil du temps, les sédiments fins en suspension se logent dans les espaces interstitiels et entraînent du colmatage (voir chap. 7 ; Dubuis *et al.* 2023 ; chap. 8 ; Takatsu *et al.* 2023). Le colmatage et le pavage engendrent une réduction des habitats

**Figure 52**

Problématiques liées aux sédiments dans les cours d'eau régulés concernant la discontinuité et les changements morphologiques. Discontinuité des sédiments : (1) accumulation de sédiments, (2) capture de sédiments grossiers, (3) capture de sédiments fins, (4) capture de matière organique, (6) déficit de charriage et (9) surplus de sédiments fins en suspension. Changements morphologiques : (1) exhaussement du lit du cours d'eau, (5) sédimentation dans le réservoir, (6) formation d'une couche de pavage statique, (7) incision du lit du cours d'eau, (8) perte de dynamique morphologique et (9) colmatage des espaces interstitiels (pores).

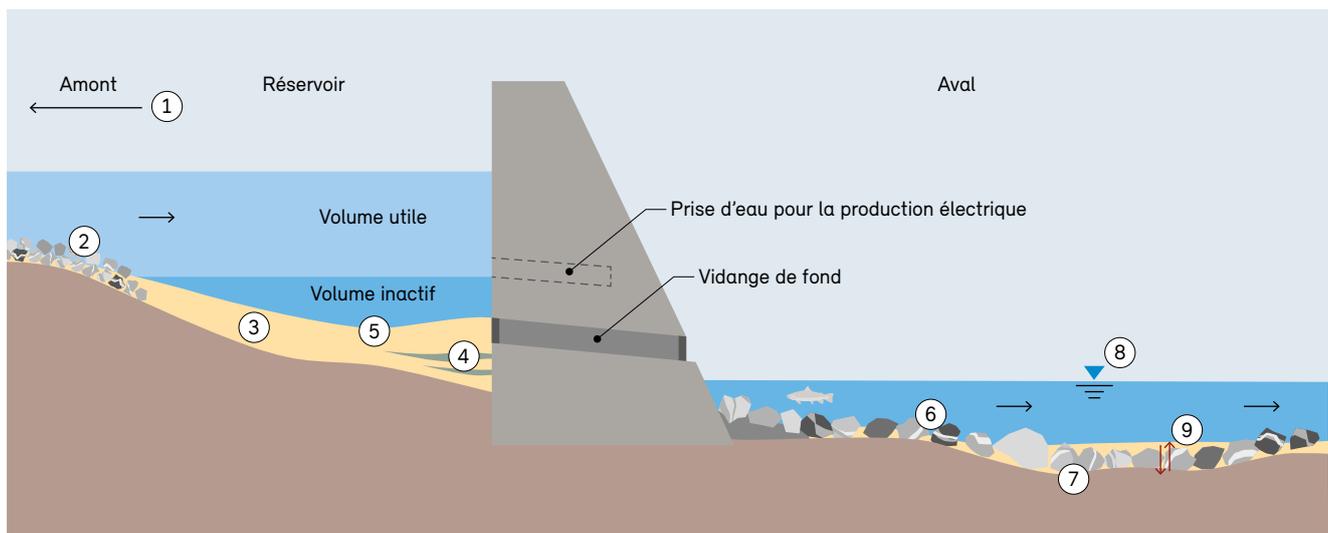


Figure adaptée de Mörtil *et al.* (2020)

pour les poissons frayant dans le gravier, une dégradation des habitats des macroinvertébrés et une perturbation de l'écoulement hyporhéique (Schälchli 1993). Lorsque les débits sont élevés, la couche de pavage peut se briser et libérer des sédiments fins stockés dans les couches inférieures. S'il y a déficit de matériaux de charriage, le lit du cours d'eau est exposé à des risques d'érosion permanente (incision du lit). À long terme, la réduction de la dynamique hydromorphologique cause un appauvrissement des zones d'habitat aquatiques et riveraines.

## 9.2 Mesures de recharge sédimentaire

### 9.2.1 Description et application

On appelle recharge sédimentaire l'apport artificiel de sédiments à un cours d'eau. Une mesure de recharge sédimentaire comprend le placement direct de sédiments sous la forme de bancs artificiels ou d'autres structures morphologiques dans un cours d'eau. Il est également possible de procéder à un apport à l'amont de sédiments en créant des dépôts érodables dans le lit ou le long des

berges qui soient conçus pour être mobilisés durant les événements de crue. Par ailleurs, si les sédiments peuvent être placés en une seule fois, ils peuvent également être ajoutés en continu lors d'une crue, par exemple à l'aide d'un tapis roulant ou d'un couloir de déversement. La recharge sédimentaire peut aussi être effectuée indirectement, en causant une érosion des berges, par exemple avec des structures de guidage ou le retrait de la protection des berges.

### 9.2.2 Cadre légal

Dans la législation suisse, la restauration des cours d'eau comprend la revitalisation, l'atténuation des effets de la production hydroélectrique et la restauration du débit résiduel. La revitalisation des cours d'eau se donne pour objectif de rétablir les fonctions fluviales naturelles en compensant les interventions humaines directes sur la morphologie des lits via des travaux d'aménagement. L'atténuation des effets de la production hydroélectrique implique de rétablir la connectivité longitudinale servant la migration piscicole, de diminuer les effets des éclusées et de revitaliser les régimes sédimentaires perturbés.

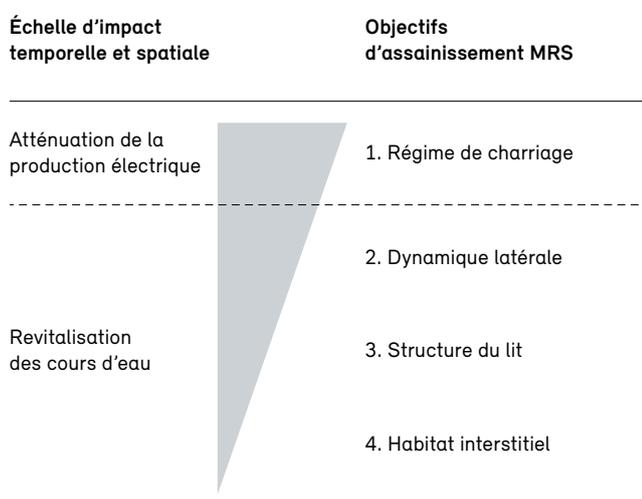
S'il n'est ni faisable ni adéquat de restaurer la continuité des sédiments dans le cadre d'une structure existante, des mesures de recharge sédimentaire peuvent être implémentées pour assainir le régime de charriage à l'aval (Schälchli et Kirchhofer 2012). La recharge sédimentaire peut aussi être utilisée dans le cadre de projets de revitalisation de cours d'eau. Elle peut s'intégrer à une mesure de revitalisation (p. ex. la création d'un habitat de frai ou l'enrichissement d'une diversité structurelle), promouvoir le fonctionnement d'une mesure de revitalisation (p. ex. l'élargissement dynamique des cours d'eau) ou encore atténuer les effets secondaires d'une mesure de revitalisation (déficit de charriage à l'aval en raison des travaux d'élargissement du cours d'eau).

### 9.2.3 Recommandations de conception en fonction des cas

Les objectifs principaux de la recharge sédimentaire sont tous liés à l'amélioration de l'hydromorpho-écodynamique, mais à différentes échelles spatiales et temporelles (Mörtl et De Cesare 2021 ; fig. 53). Par exemple, l'objectif de l'assainissement du régime de charriage est de rétablir le charriage naturel pour créer de meilleures structures morphologiques et dynamiques à tout emplacement du cours d'eau où les conditions sont favorables. Ce processus est conçu pour améliorer l'hydromorpho-écodynamique à long terme sur un tronçon.

**Figure 53**

Objectifs d'assainissement des mesures de recharge sédimentaire (MRS) selon différentes échelles temporelles et spatiales.



Source : EPFL

S'il est associé à d'autres mesures de revitalisation, telles que des régimes de crue écologiques et un espace suffisant pour le corridor du cours d'eau, il crée les conditions requises pour une évolution naturelle vers un état de référence durable. Une mesure de recharge qui se concentre sur le rétablissement d'un habitat de frai peut engendrer des effets locaux positifs à court terme. Cette mesure peut s'appliquer aux tronçons de cours d'eau limités par des restrictions hydromorphologiques, par exemple des tronçons à débit résiduel, mais les effets bénéfiques pourraient être moins durables dans ce cas.

#### Assainissement du régime de charriage

La recharge sédimentaire pour l'assainissement du régime de charriage est le plus souvent implémentée à l'amont d'un tronçon de cours d'eau long et continu, avec un potentiel écologique significatif et des processus hydromorphologiques suffisamment forts pour garantir un charriage en continu. La répartition de la granulométrie et le volume prévus doivent correspondre aux matériaux de charriage et au déficit de charriage du cours d'eau (volume de transport requis) (Schälchli et Kirchhofer 2012). Les matériaux peuvent provenir de dépotoirs à alluvions, de réservoirs ou de carrières de gravier. Ils ne devraient toutefois pas contenir une proportion élevée (supérieure à 12 à 14 %) de sédiments plus petits que du gravier fin ou de la matière organique, ce afin de prévenir une forte turbidité et le colmatage du lit (Kondolf 2000). Une méthode de recharge qui s'est montrée rentable est celle des dépôts érodables associés à la mobilisation des crues (OFEV 2017a). La morphologie du lit est un critère d'emplacement important pour une mobilisation efficace, car elle influe sur les paramètres hydrauliques comme la capacité de transport, le régime de débit ou la courbe de reflux. D'autres critères tels que la protection contre les crues, l'infrastructure et l'accessibilité peuvent mener à des restrictions supplémentaires (OFEV 2017a). Le calendrier retenu ne devrait pas coïncider avec la période de frai, mais, idéalement, avec la période précédant la pointe de crue saisonnière. Aux emplacements où le transport de sédiments a été altéré plusieurs décennies durant – et en fonction du rapport entre le volume d'apport et le déficit de charriage annuel –, il peut être nécessaire de renouveler la mesure chaque année. En fonction des restrictions spatiales relatives à l'apport sédimentaire, un renouvellement de la mesure tous les deux ou trois ans peut aussi être une solution rentable du point de vue des coûts.

### *Promotion de la dynamique latérale*

Si la sédimentation est suffisante dans le corridor actif, les taux d'apports sédimentaires peuvent se transformer en moteur de la mobilité latérale (Rachelly *et al.* 2018). Par conséquent, la recharge sédimentaire peut être utilisée pour promouvoir la dynamique latérale, par exemple dans le cadre d'efforts d'élargissement dynamique de la rivière. Lorsque suffisamment d'espace est laissé au cours d'eau (p. ex. retrait de la protection des berges), l'apport artificiel de sédiments peut augmenter le taux d'érosion des berges et donc améliorer la connectivité latérale. Les sédiments fournis artificiellement peuvent être composés d'un mélange de sédiments naturels. Des événements de crue avec un débit de pointe élevé sont nécessaires pour déclencher certains processus hydromorphologiques sous-jacents à une dynamique latérale significative.

### *Amélioration de la structure du lit*

Dans les cours d'eau naturels à graviers du Plateau suisse, la structure longitudinale du lit du cours d'eau est caractérisée par une séquence de fosses, radiers et plats. Lorsque le transport des sédiments et la dynamique du lit sont considérablement altérés, par exemple dans les tronçons à débit résiduel, la recharge sédimentaire par dépôts érodables peut favoriser la diversité structurelle des tronçons à l'échelle locale (Schroff *et al.* 2021). Il est aussi possible déposer directement en place les sédiments pour créer les formes de lit désirées. Rachelly *et al.* (2021) suggèrent que, pour les cours d'eau canalisés à lit de gravier sinueux, l'activité morphologique dépend principalement du taux d'apport de sédiments et du débit, tandis que l'impact de petits changements dans la répartition de la granulométrie des matériaux fournis sur la réponse du lit est faible. La fréquence de répétition devrait dépendre de la réponse morphologique du système de cours d'eau.

### *Création d'habitats (de frai) interstitiels*

Lorsque l'objectif principal de la recharge sédimentaire est la création directe d'habitats de frai, la conception doit être adaptée en conséquence. La granulométrie caractéristique devrait être choisie selon les exigences en matière de substrats pour le frai des espèces de poissons cibles dominantes (voir chap. 7 ; Dubuis *et al.* 2023 ; chap. 8 ; Takatsu *et al.* 2023) tout en prenant en compte le substrat naturel du type de cours d'eau concerné. Par exemple, la granulométrie préférée pour la truite atlantique (*Salmo trutta*)

est de 2 à 5 cm (Breitenstein et Kirchhofer 2010). Le volume d'apport peut être estimé sur la base du volume de substrat manquant pour le frai ; l'emplacement devrait quant à lui respecter les préférences des espèces cibles en matière de vitesse d'écoulement, de profondeur d'écoulement et de profondeur du frai. En plaçant directement les sédiments, il est possible de créer des formes de lit idéales comme des plats propices au frai (Pulg *et al.* 2013). Il est également possible de concevoir un apport indirect à partir de dépôts érodables ; cette méthode requiert uniquement de petits événements de crue étant donné que la granulométrie pour le frai est généralement petite. La planification nécessite de porter une attention particulière au transport attendu et aux processus de dépôt. Si celle-ci est bien réalisée, elle permet d'assurer un transport suffisant de substrats vers les emplacements de frai potentiels. Comme pour toute mesure de recharge sédimentaire, il convient ici d'évaluer et de réduire au strict minimum les impacts sur la protection contre les crues et sur l'équilibre des eaux souterraines. Il peut être nécessaire de procéder à des répétitions annuelles pour garantir des changements à long terme favorisant la reproduction. La période idéale pour créer un habitat de frai par recharge de graviers s'étend de la fin de l'été à l'automne, entre les périodes de reproduction des espèces de cyprinidés et de salmonidés (Breitenstein et Kirchhofer 2010). La fréquence optimale d'une mesure dépend de l'érosion des dépôts et de l'état de colmatage.

## **9.3 Fondamentaux des processus**

### **Expérience physique**

Des avancées ont été réalisées dans le cadre du projet « Dynamique du charriage et des habitats » pour optimiser la conception des mesures de recharge sédimentaire, grâce à des recherches portant sur les schémas typiques d'érosion, de transport et de déposition (Friedl *et al.* 2017). Dans la section qui suit, nous décrivons une expérience de suivi dans un canal expérimental effectuée pour étudier l'influence des structures morphologiques du lit et la persistance des formes de lit qui en résultent.

### *Description des expériences*

Un canal droit d'une longueur de 34 m et de pente variable (fig. 54 et fig. 55) a été construit pour cette expérience conduite à la Plateforme PL-LCH à l'EPFL. Ce canal

possède une section transversale trapézoïdale et deux sections où la largeur du lit diffère. La section à l'amont contient des matériaux de lit immobiles et présente un canal uniforme d'une largeur de 0,5 m. Dans la section à l'aval, le canal s'élargit pour atteindre un maximum de 0,75 m et contient des matériaux mobiles. De couleur rouge, les matériaux de lit immobiles se composent d'un mélange de sédiments grossiers (granulométrie de 4 à 16 mm) et représentent un lit pavé. Ce mélange pour le lit a été choisi en fonction de tests par scanner afin de représenter une rugosité hydraulique de  $K_{ST} = 34 \text{ m}^{\frac{1}{3}} \text{ s}^{-1}$ . Les matériaux de lit mobiles dans la section large présentent une granulométrie plus fine (de 4 à 8 mm). Les recharges sédimentaires consistent en différents mélanges et sont réparties en quatre dépôts placés de manière alternée (fig. 55b), sur la base des travaux de Battisacco *et al.* (2016). Le volume total de la recharge sédimentaire ( $0,21 \text{ m}^3$ ) correspond à 100 % de la capacité de transport des événements de crue morphogéniques simulés ( $HQ_2$ , 8 h) pour la pente moyenne du canal. La pente du canal est divisée en différentes sections linéaires, qui représentent chacune une structure de lit de cours d'eau différente (fig. 55a), conformément aux définitions du contrôle des effets de l'OFEV pour les projets de revitalisation des cours d'eau (Weber *et al.* 2019). La séquence de structures de lit suit celle identifiée sur le terrain (Schroff *et al.* 2021) à l'aval de l'emplacement de la recharge sédimentaire testée en 2016 dans le tronçon à débit résiduel de la Sarine dans le canton de Fribourg (Stähly *et al.* 2020).

L'objectif des expériences est de trouver les critères de conception optimaux pour la recharge sédimentaire par des dépôts érodables afin d'améliorer la structure du lit des cours d'eau (voir la section 9.2.3).

#### Structure du lit

Modifier la pente et la section transversale crée différentes conditions hydrauliques le long du canal. Une augmentation locale du niveau du lit crée une retenue à l'amont (chenal) où les vitesses à proximité du lit et les contraintes de cisaillement du lit (requis pour la mobilisation des sédiments) sont considérablement réduites. Lorsque le niveau du lit monte (plat), la profondeur d'eau baisse et l'écoulement s'accélère, car la taille de la zone transversale diminue. Pour un même débit de pointe élevé, les dépôts de sédiments placés au plat subissent de l'érosion

et sont transportés hors de la zone de dépôt à un taux considérablement plus élevé (89 % du volume rechargé ; fig. 55b, type 2) que les dépôts placés dans la section de type chenal à l'amont (46 % ; fig. 55b, type 1).

Avec une pente croissante à l'aval du plat (radier, pente de 5,5 ‰), les vitesses et les contraintes de cisaillement du lit continuent de croître. Le transport de sédiments et la sédimentation dans la section du radier dépendent de la magnitude, de la forme et de la durée de l'hydrogramme de crues. Durant la montée en crue d'un hydrogramme symétrique, une forte sédimentation se produit le long d'un segment correspondant à 10 fois la largeur du canal (fig. 56). Les dépôts alternés présentant un taux de blocage élevé (proportion de la section d'écoulement transversale mouillée bloquée par les dépôts, un tiers dans le cas présent) engendrent une déviation marquée de l'écoulement et un front de sédiments en direction d'un côté du cours d'eau. Pendant la courbe de décrue, de

**Figure 54**

Photo d'un canal morphologique comprenant des dépôts érodables à la Plateforme PL-LCH à l'EPFL.

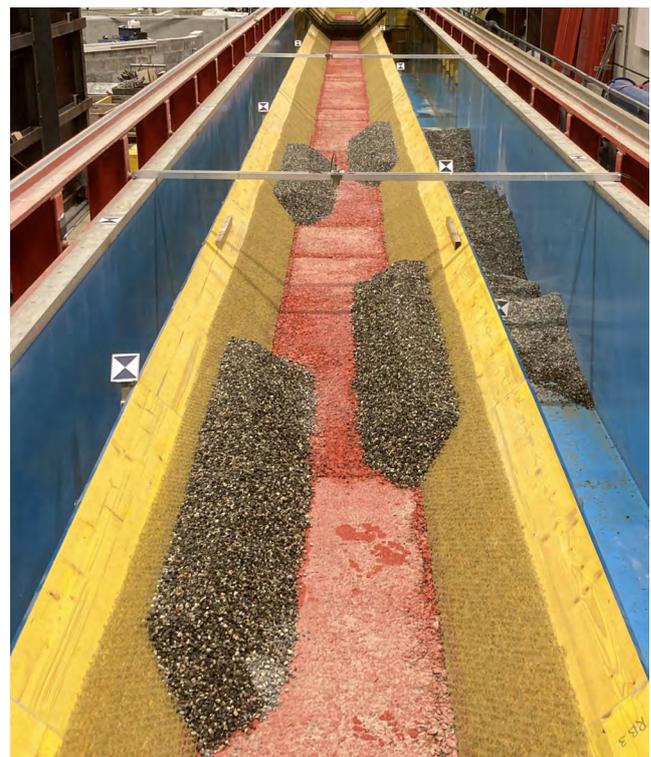
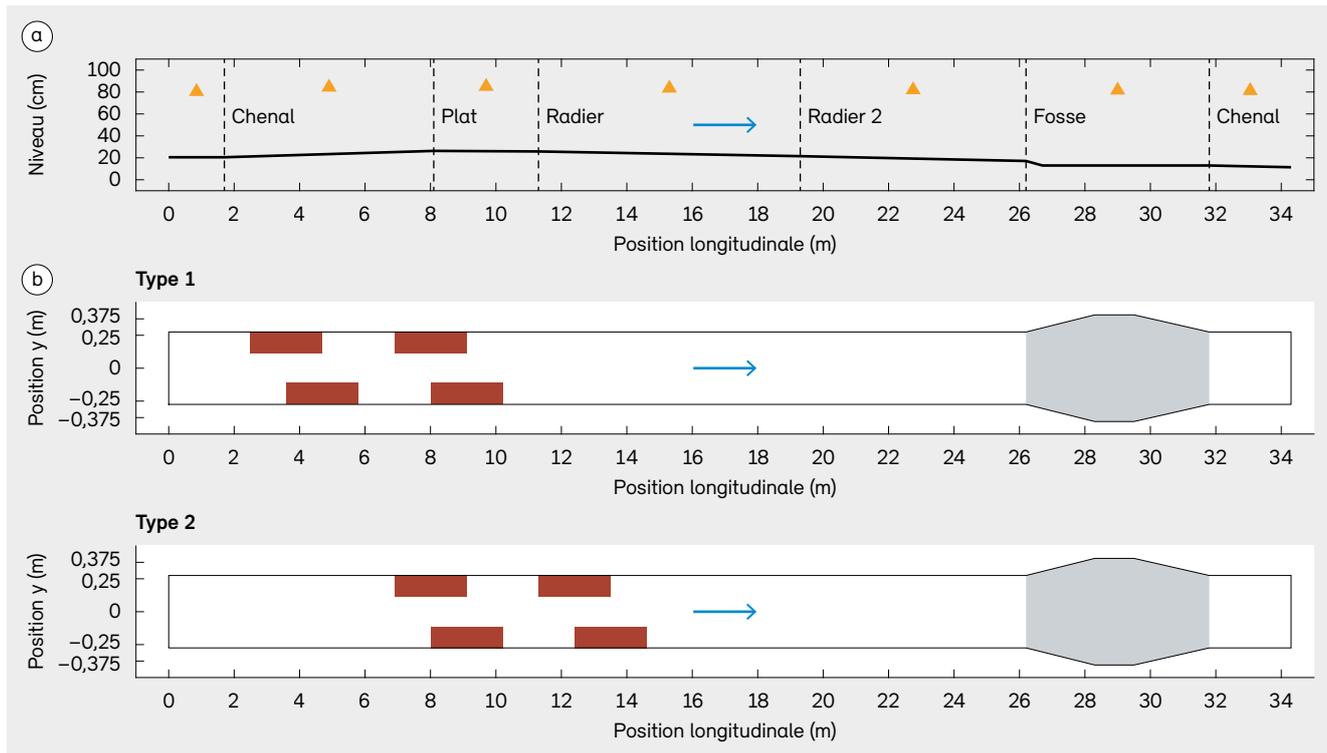


Photo : C. Mörtl © PL-LCH

Figure 55

(a) Profil longitudinal du canal expérimental, qui montre les sections de différentes structures de fond de lit et la position des limnimètres (triangles jaunes). (b) Vue en plan du canal montrant les deux emplacements des dépôts (rectangles rouges) et la zone de lit érodable (surface grise) dans le tronçon élargi.



Source : EPFL

nouvelles formes de lit se présentent à une distance de 10 à 20 fois la largeur du canal à partir de la zone de dépôt située dans la forte pente (radier 2, 7,0 ‰).

Dans une séquence typique d'un cours d'eau à lit de gravier, les fosses se forment à l'aval des radiers. Elles fonctionnent comme des bassins de rétention des sédiments qui stockent et diffusent occasionnellement des ondes de sédiments et sont considérées comme un contributeur essentiel aux séquences de remise en mouvement des sédiments (Dhont et Ancey 2018). Dans l'expérience en laboratoire, la majeure partie des matériaux mobilisés étaient déposés dans la fosse après les deux premiers événements de crue (63 % et 73 %). Dans chacun des cas, un pourcentage négligeable était transféré ou libéré plus loin à l'aval. Cependant, sur le tronçon à débit résiduel de la Sarine, les marqueurs présents dans les sédiments déposés ont montré un transport considérable à travers une large fosse ainsi qu'une sédimentation à son

aval (Stähly *et al.* 2020). Cela suggère que des caractéristiques micromorphologiques, la rugosité des berges et les hétérogénéités hydrauliques (p. ex. courants secondaires) peuvent favoriser de manière significative le transport à travers les fosses au cours d'un événement de crue unique. Toutefois, les fosses présentes à l'aval des mesures de recharge sédimentaire (< 20 fois la largeur du canal) réduisent la longueur de l'impact de la mesure jusqu'à ce que des sédiments provenant d'une recharge répétée ou d'apports naturels remplissent suffisamment la fosse pour déclencher un nouvel ajout de sédiments.

#### Persistence des formes de lit

Nous avons évalué la persistance des formes de lit nouvellement créées à partir des dépôts érodables en effectuant des tests avec des événements de crue successifs présentant des hydrogrammes identiques. Après deux événements de crue, la proportion de couverture de la couche de pavage

(8,3 %) était significativement plus faible par comparaison à la couverture après un seul événement de crue (22,5 %) (fig. 57). À l'exception d'une grande partie du dépôt situé le plus à l'amont, tous les dépôts ont subi de l'érosion et ont été mobilisés, du moins en partie, durant les deux événements de crue. La meilleure persistance des formes de lit a été atteinte à proximité immédiate des emplacements de dépôts d'origine (< 5 fois la largeur du canal). Les formes de lit longitudinales à proximité des rives étaient plus persistantes que les formes de lit transversales au centre du canal. Les résultats obtenus dans le canal expérimental suggèrent que les sédiments devraient être réapprovisionnés après tout événement de crue morphogénique majeur (~HQ<sub>2</sub>) du moment où l'objectif est d'améliorer la structure du lit du cours d'eau sur une couche de pavage statique dans le tronçon à l'aval (< 20 fois la largeur du canal). Il conviendrait de réapprovisionner les sédiments pour un volume correspondant à une quantité allant jusqu'à 100 % de la capacité de transport.

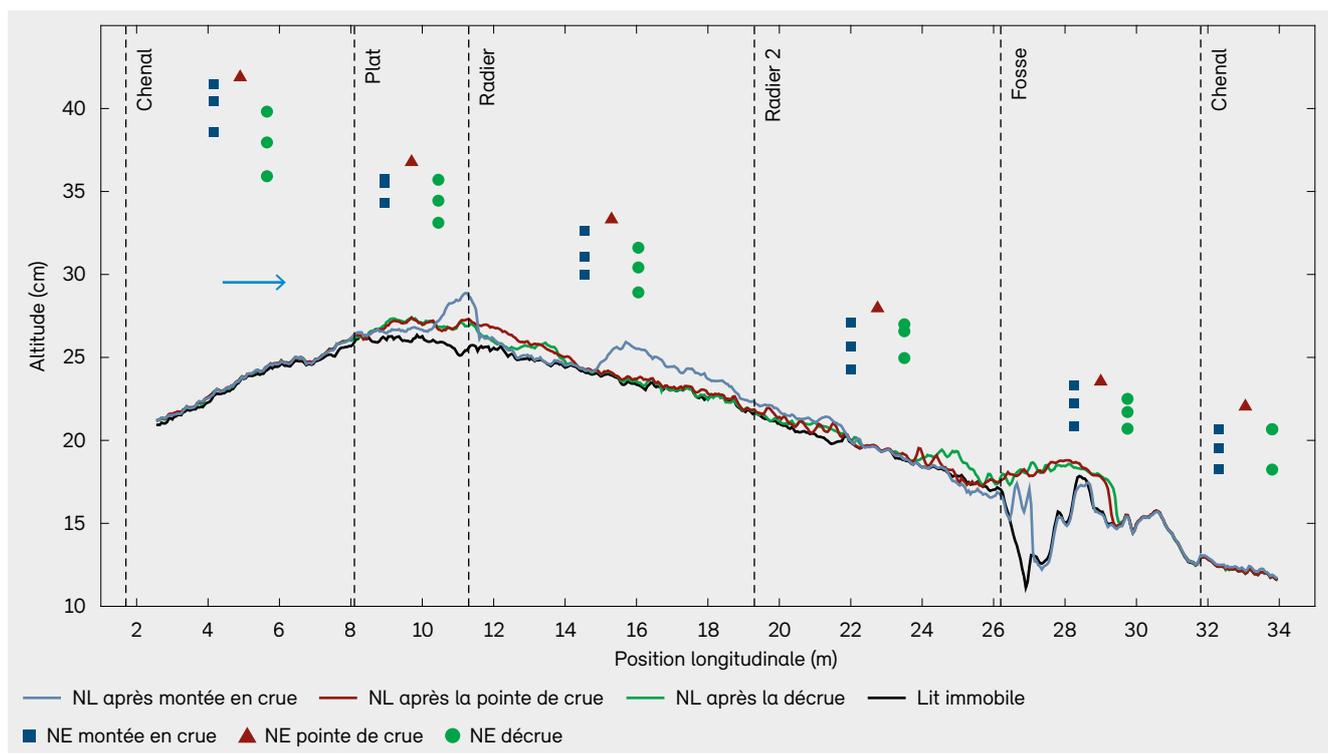
Nous avons observé que les événements avec un débit de pointe plus faible n'avaient que peu d'impact sur les formes de lit nouvellement créées.

## 9.4 Évaluation des effets

Plusieurs méthodes standardisées sont disponibles pour évaluer les effets des mesures de recharge sédimentaire en fonction des objectifs définis. Réaliser l'évaluation sur la base de lignes directrices et de méthodes standardisées garantit la comparabilité des données et facilite les apprentissages mutuels d'un projet à l'autre. Le choix de méthodes appropriées dépend du contexte de la mesure, mais aussi des objectifs d'assainissement. En Suisse, des évaluations des effets sont nécessaires pour les mesures implémentées dans le cadre d'un assainissement du régime de charriage ainsi que pour les projets de revitalisation des eaux (art. 42c et 49 de l'ordonnance sur la protection des eaux).

Figure 56

Profil longitudinal du canal expérimental avec des relevés du niveau du lit (NL) et du niveau de l'eau (NE) à différentes étapes (montée en crue, pointe de crue, décrue) d'un hydrogramme symétrique. Les relevés NL représentent l'élévation moyenne du niveau du lit sur une bande de 18 cm de large (décalage entre les dépôts) le long de l'axe central du canal.



En 2019, l'OFEV a publié une documentation pratique qui décrit une structure définie et une procédure standardisée pour le contrôle des effets des projets de revitalisation des cours d'eau (Weber *et al.* 2019). Une documentation similaire portant sur des projets d'assainissement du régime de charriage est en cours d'élaboration, déjà disponible sous forme de projet. Le principe fondamental du contrôle des effets expliqué dans les deux documents est une comparaison des caractéristiques pertinentes du tronçon de cours d'eau concerné avant et après la revitalisation.

### Effets écomorphologiques

#### Assainissement du régime de charriage

L'objectif principal de l'assainissement du régime de charriage est le rétablissement de structures morphologiques et de dynamiques typiques et proches de l'état naturel (Schälchli

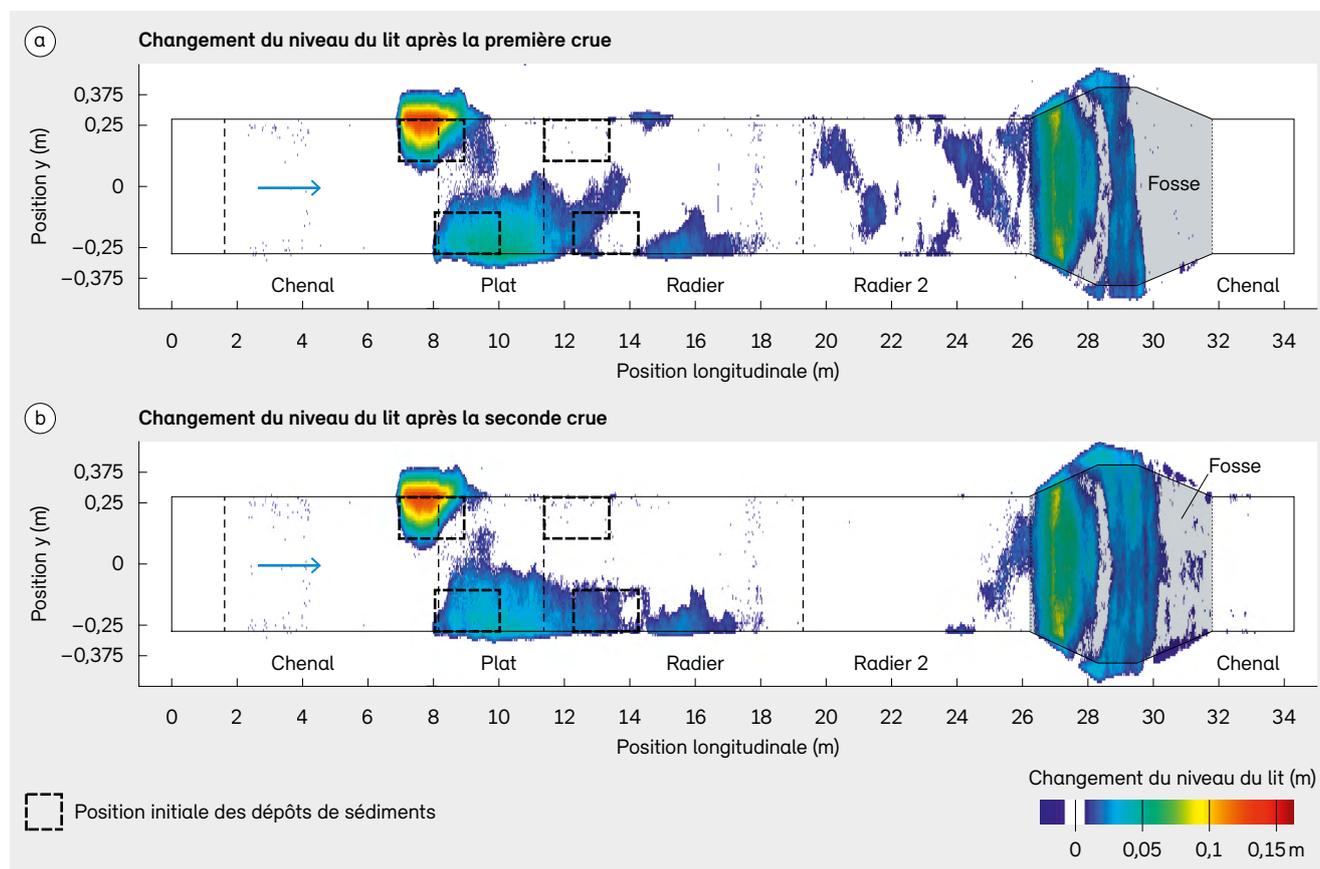
et Kirchhofer 2012). Dans le cadre du contrôle des effets des mesures d'assainissement du régime de charriage, l'évaluation des objectifs de la revitalisation se fonde sur un jeu de six indicateurs abiotiques (forme du lit, étendue des bancs de gravier, composition du substrat, colmatage interne, évolution du talweg et évolution de la position moyenne du lit). Il est possible de compléter ce jeu avec des indicateurs biotiques, en mettant un accent particulier sur la faune piscicole. En outre, il conviendrait d'estimer l'impact réel d'une mesure d'assainissement sur le régime de charriage annuel moyen du tronçon de cours d'eau.

#### Revitalisation de cours d'eau

La documentation pratique relative au contrôle des effets des mesures des projets de revitalisation des cours d'eau comprend 22 indicateurs, regroupés dans 10 jeux

**Figure 57**

Vue en plan du changement après (a) la première crue et après (b) la seconde crue pour un hydrogramme identique, à la suite d'une mesure de recharge sédimentaire unique. Les rectangles en pointillés illustrent les positions initiales des dépôts de sédiments.



d'indicateurs (Weber *et al.* 2019). Chaque jeu d'indicateurs représente un objectif de revitalisation spécifique. Le jeu d'indicateurs 1 (diversité des habitats) comprend six indicateurs écomorphologiques : structure du fond du lit, structure des rives, profondeur d'eau, vitesse d'écoulement, offre en abris et substrat. Leur évaluation constitue la base obligatoire pour le contrôle des effets d'un projet de revitalisation (Weber *et al.* 2019). Outre le jeu obligatoire d'indicateurs 1, le jeu d'indicateurs 2 (dynamique)

est également hautement pertinent et peut être un outil d'évaluation efficace pour les mesures de recharge sédimentaire. Les trois indicateurs du deuxième jeu que sont la dynamique de la structure du fond du lit, la dynamique de la structure des rives et la modification du niveau du fond du lit sont directement liés. L'adéquation des autres jeux d'indicateurs, abiotiques et biotiques, tels que le jeu 7 (poissons), peut être évaluée au cas par cas et dépend des objectifs d'assainissement retenus.

### **Encadré 12 : En pratique – définition des objectifs et questions centrales**

*Sandro Rittler, Holinger SA*

Cinq questions centrales sont essentielles pour planifier la continuité des sédiments et les mesures de recharge : où, comment et quand les sédiments devraient-ils être déposés ; quelle qualité et quelle quantité de sédiments faut-il utiliser ?

#### **Définition des objectifs**

Pour répondre à ces questions, il faut procéder à une analyse détaillée de la situation actuelle concernant la sécurité en matière de crues et l'écologie. Il faut ensuite définir l'état visé par la mise en œuvre des mesures liées aux sédiments. Les objectifs peuvent inclure un charriage proche de l'équilibre, la prévention de l'affouillement et la création de nouveaux habitats et sites de frai. Comme pour les projets de revitalisation, il convient de déterminer les espèces de poissons cibles pour lesquelles les sédiments idéaux sont sélectionnés en matière de substrat de frai.

#### **Questions centrales**

Où et comment : durant un événement de crue, les zones de resserrement existantes dans le lit ne devraient pas être réduites davantage par des dépôts de sédiments supplémentaires. En parallèle, il faut tenir compte, dans la planification de recharges sédimentaires, des

structures hydrauliques telles que les centrales hydro-électriques et d'autres contraintes comme les conduites et les usages de loisir. Une fois qu'un site adéquat a été trouvé, il y a lieu de garantir l'accessibilité au cours d'eau et le respect intégral de tous les objets naturels dignes de protection. Lors du déversement, on veillera à introduire les sédiments de façon uniforme et distribuée afin de ne pas surcharger le système. Il faut être en mesure de gérer l'emplacement des dépôts de sédiments d'un point de vue logistique.

Quantité et qualité : la quantité de sédiments nécessaire pour atteindre un état d'équilibre dépend de la capacité de transport et des sédiments disponibles. Par ailleurs, la quantité et la qualité des sédiments pourraient influencer sur la turbidité à l'aval. De manière générale, il est préférable d'introduire des quantités modestes, mais de le faire régulièrement. Pour des raisons de durabilité, les sédiments devraient provenir du même bassin versant. Quand et comment : les aspects liés à la protection contre les crues, à la faune piscicole et à la végétation doivent être pris en compte dans l'établissement du calendrier de recharge sédimentaire. Il est possible d'employer des études pilotes pour acquérir de l'expérience avec les incertitudes et les imprévus, ce afin de définir le meilleur moment pour procéder à la recharge. Finalement, les préoccupations liées à la fois à la sécurité en matière de crue et à l'écologie sont importantes et il s'agit de trouver un équilibre idéal dans la planification de la continuité des sédiments et des mesures de recharge.

## 10 Bibliographie

- Aas Ø., Einum S., Klemetsen A., Skurdal J. 2011. Atlantic salmon ecology. Wiley-Blackwell, Oxford. DOI : [10.1002/9781444327755](https://doi.org/10.1002/9781444327755)
- Aerne L. 2020. Links between substrate structure, aquatic invertebrate communities and brown trout ecology: a case study within and among Swiss streams. Mémoire de master, Université de Zurich, Zurich.
- Armstrong J. D., Kemp P. S., Kennedy G. J. A., Ladle M., Milner M. J. 2003. Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries Research*, 62(2) : 143 - 170. DOI : [10.1016/S0165-7836\(02\)00160-1](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(02)00160-1)
- Baptista M., Valcarcel R. 2018. Renaturalizing floodplains. *Journal of Water Resource and Protection*, 10 : 533 - 537. DOI : [10.4236/jwarp.2018.105029](https://doi.org/10.4236/jwarp.2018.105029)
- Battisacco E., Franca M. J., Schleiss A. J. 2016. Sediment replenishment: influence of the geometrical configuration on the morphological evolution of channel-bed. *Water Resources Research*, 52(11) : 8879 - 8894. DOI : [10.1002/2016WR019157](https://doi.org/10.1002/2016WR019157)
- Baxter C. V., Fausch K. D., Saunders W. C. 2005. Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. *Freshwater Biology*, 50(2) : 201 - 220. DOI : [10.1111/j.1365-2427.2004.01328.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01328.x)
- Baxter R. M. 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 8 : 255 - 283. DOI : [10.1146/annurev.es.08.110177.001351](https://doi.org/10.1146/annurev.es.08.110177.001351)
- Bo T., Fenoglio S., Malacarne G., Pessino M., Sgariboldi F. 2007. Effects of clogging on stream macroinvertebrates: an experimental approach. *Limnologica*, 37(2) : 186 - 192. DOI : [10.1016/j.limno.2007.01.002](https://doi.org/10.1016/j.limno.2007.01.002)
- Boano F., Harvey J. W., Marion A., Packman A. I., Revelli R., Ridolfi L., Wörman A. 2014. Hyporheic flow and transport processes: mechanisms, models, and biogeochemical implications. *Reviews of Geophysics*, 52(4) : 603 - 679. DOI : [10.1002/2012RG000417](https://doi.org/10.1002/2012RG000417)
- Boltrich G. 2013. Technische Hydromechanik 1: Grundlagen (7<sup>e</sup> édition). Beuth Verlag GmbH, Berlin. ISBN : 9783410291695
- Breitenmoser T. 2014. Flechtenvorkommen in Grauerlenauen im Kanton Graubünden. Mémoire de bachelor. ETH Zurich, Zurich.
- Breitenstein M., Kirchhofer A. 2010. Revalorisation des espèces de poissons litho-rhéophiles de Suisse. Fiches d'information sur la biologie et les mesures de revalorisation. Rapport sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV), Berne : 52 p.
- Brodersen, J., Hellmann, J., Seehausen, O. 2023. Erhebung der Fischbiodiversität in Schweizer Fliessgewässern. Progetto Fiumi. Schlussbericht.
- Brown B. L. 2003. Spatial heterogeneity reduces temporal variability in stream insect communities. *Ecology Letters*, 6(4) : 316 - 325. DOI : [10.1046/j.1461-0248.2003.00431.x](https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00431.x)
- Brunke M., Gonser T. 1997. The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology*, 37(1) : 1 - 33. DOI : [10.1046/j.1365-2427.1997.00143.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00143.x)
- Bühlmann M., Boes R. M. 2014. Lateral flood discharge at rivers: concepts and challenges. In : Schleiss A. J., De Cesare G., Franca M. J., Pfister M. (dir.). River Flow 2014 : Proceedings of the 7<sup>th</sup> International Conference on Fluvial Hydraulics. Lausanne, Suisse, 3 au 5 septembre 2014. CRC Press, Londres : 1799 - 1806. ISBN : 9781138026742
- Burdon F. J., Harding J. S. 2008. The linkage between riparian predators and aquatic insects across a stream-resource spectrum. *Freshwater Biology*, 53(2) : 330 - 346. DOI : [10.1111/j.1365-2427.2007.01897.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01897.x)
- Buxton T. H. 2018. Flume simulations of salmon bioturbation effects on critical shear stress and bedload transport in rivers. *River Research and Applications*, 34(4) : 357 - 371. DOI : [10.1002/rra.3250](https://doi.org/10.1002/rra.3250)

- 
- Caponi F., Siviglia A. 2018. Numerical modeling of plant root controls on gravel bed river morphodynamics. *Geophysical Research Letters*, 45(17) : 9013 - 9023. DOI : [10.1029/2018GL078696](https://doi.org/10.1029/2018GL078696)
- Carling P. A. 1984. Deposition of fine and coarse sand in an open-work gravel bed. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41(2) : 263 - 270. DOI : [10.1139/f84-030](https://doi.org/10.1139/f84-030)
- Castro J. M., Thorne C. R. 2019. The stream evolution triangle: integrating geology, hydrology, and biology. *River Research and Applications*, 35(4) : 315 - 326. DOI : [10.1002/rra.3421](https://doi.org/10.1002/rra.3421)
- Chari L. D., Richoux N. B., Moyo S., Villet M. H. 2020. Dietary fatty acids of spiders reveal spatial and temporal variations in aquatic-terrestrial linkages. *Food Webs* 24 : e00152. DOI : [10.1016/j.fooweb.2020.e00152](https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2020.e00152)
- Chen S., Chen B., Fath B. D. 2015. Assessing the cumulative environmental impact of hydropower construction on river systems based on energy network model. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 42 : 78 - 92. DOI : [10.1016/j.rser.2014.10.017](https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.10.017)
- Cui Y., Wooster J. K., Baker P. F., Dusterhoff S. R. 2008. Theory of fine sediment infiltration into immobile gravel bed. *Journal of Hydraulic Engineering*, 134(10) : 1421. DOI : [10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2008\)134:10\(1421\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2008)134:10(1421))
- Cunningham A. B., Anderson C. J., Bouwer H. 1987. Effects of sediment-laden flow on channel bed clogging. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 113(1) : 106 - 118. DOI : [10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(1987\)113:1\(106\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(1987)113:1(106))
- De Marchi G. 1934. Saggio di teoria di funzionamento degli stramazzi laterali. *L'Energia Elettrica*, 11(11) : 849 - 860.
- Delarze R., Gonseth Y. 2015. Lebensräume der Schweiz: Ökologie, Gefährdung, Kennarten (3<sup>e</sup> édition). Ott, Thoune. 456 p. ISBN 9783722501499
- Dhont B., Ancey C. 2018. Are bedload transport pulses in gravel bed rivers created by bar migration or sediment waves? *Geophysical Research Letters*, 45(11) : 5501 - 5508. DOI : [10.1029/2018GL077792](https://doi.org/10.1029/2018GL077792)
- Di Bacco M., Scorzini A. R. 2019. Are we correctly using discharge coefficients for side weirs? Insights from a numerical investigation. *Water*, 11(12) : 2585. DOI : [10.3390/w11122585](https://doi.org/10.3390/w11122585)
- Dole-Olivier M. J., Marmonier P., Befy J. L. 1997. Response of invertebrates to lotic disturbance: is the hyporheic zone a patchy refugium? *Freshwater Biology*, 37 : 257 - 276. DOI : [10.1046/j.1365-2427.1997.00140.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00140.x)
- Dymytrova L., Stofer S., Ginzler C., Breiner F. T., Scheidegger C. 2016. Forest-structure data improve distribution models of threatened habitat specialists: implications for conservation of epiphytic lichens in forest landscapes. *Biological Conservation*, 196 : 31 - 38. DOI : [10.1016/j.biocon.2016.01.030](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.01.030)
- Ecohydraulic Engineering GmbH. 2019. Applications of the CASiMiR Model. Consulté sur [www.casimir-software.de/ENG/veg\\_eng.html](http://www.casimir-software.de/ENG/veg_eng.html)
- Einum S., Fleming I. A. 1999. Maternal effects of egg size in brown trout (*Salmo trutta*): norms of reaction to environmental quality. *Proceedings of the Royal Society of London Series. B: Biological Sciences*, 266 : 2095 - 2100. DOI : [10.1098/rspb.1999.0893](https://doi.org/10.1098/rspb.1999.0893)
- Extence C. A., Chadd R. P., England J., Dunbar M. J., Wood P. J., Taylor E. D. 2013. The assessment of fine sediment accumulation in rivers using macro-invertebrate community response. *River Research and Applications*, 29(1) : 17 - 55. DOI : [10.1002/rra.1569](https://doi.org/10.1002/rra.1569)
- Facchini M. 2017. Downstream morphological effects of Sediment Bypass Tunnels. In : Boes R. M. (dir.). *VAW-Mitteilungen* 243. Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie (VAW), ETH Zurich, Zurich.

- Fetzer J., Holzner M., Plötze M., Furrer G. 2017. Clogging of an Alpine streambed by silt-sized particles – insights from laboratory and field experiments. *Water Research*, 126 : 60 - 69. DOI : [10.1016/j.watres.2017.09.015](https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.09.015)
- Fink S., Belser A., Juez C., Scheidegger C., Weber C., Vetsch D. 2018. « Milieux aquatiques – dynamique sédimentaire et connectivité », un projet du programme de recherche « Aménagement et écologie des cours d'eau ». *Natur + Landschaft, Inside*, 4 : 27 - 32.
- Fink S., Gross A., Senn-Irlet B., Scheidegger C. 2021. Citizen science data predict high potential for macrofungal refugia outside protected riparian areas. *Fungal Ecology*, 49 : 100981. DOI : [10.1016/j.funeco.2020.100981](https://doi.org/10.1016/j.funeco.2020.100981)
- Fink S., Lanz T., Stecher R., Scheidegger C. 2017. Colonization potential of an endangered riparian shrub species. *Biodiversity and Conservation*, 26(9) : 2099 - 2114. DOI : [10.1007/s10531-017-1347-3](https://doi.org/10.1007/s10531-017-1347-3)
- Fox A., Packman A. I., Boano F., Phillips C. B., Arnon S. 2018. Interactions between suspended kaolinite deposition and hyporheic exchange flux under losing and gaining flow conditions. *Geophysical Research Letters*, 45(9) : 4077 - 4085. DOI : [10.1029/2018GL077951](https://doi.org/10.1029/2018GL077951)
- Friedl F., Batisacco E., Vonwiller L., Fink S., Vetsch D., Weitbrecht V., Franca M. J., Scheidegger C., Boes R., Schleiss A. 2017. Recharge sédimentaire et érosion maîtrisée des berges. In : Dynamique du charriage et des habitats. Recueil de fiches sur l'aménagement et l'écologie des cours d'eau. *Connaissance de l'environnement*, UW-1708-F, OFEV, Berne : 77 - 84.
- Fries J. S., Taghon G. L. 2010. Particle fluxes into permeable sediments: comparison of mechanisms mediating deposition. *Journal of Hydraulic Engineering*, 136(4) : 214 - 221. DOI : [10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0000169](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000169)
- Fritz K. A., Kirschman L. J., McCay S. D., Trushenski J. T., Warne R. W., Whiles M. R. 2017. Subsidies of essential nutrients from aquatic environments correlate with immune function in terrestrial consumers. *Freshwater Science*, 36(4) : 893 - 900. DOI : [10.1086/694451](https://doi.org/10.1086/694451)
- Gibson S., Abraham D., Heath R., Schoellhamer D. 2009. Vertical gradational variability of fines deposited in a gravel framework. *Sedimentology*, 56(3) : 661 - 676. DOI : [10.1111/j.1365-3091.2008.00991.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-3091.2008.00991.x)
- Giesecke J., Heimerl S., Mosonyi E. 2014. *Wasserkraftanlagen. Planung, Bau und Betrieb* (6<sup>e</sup> édition). Springer-Verlag, Berlin : 940 p. DOI : [10.1007/978-3-662-10859-8](https://doi.org/10.1007/978-3-662-10859-8)
- Gladyshev M., Arts M., Sushchik N. 2009. Preliminary estimates of the export of omega-3 highly unsaturated fatty acids (EPA+DHA) from aquatic to terrestrial ecosystems. In : Kainz M., Brett M., Arts M. (dir.). *Lipids in Aquatic Ecosystems*. Springer, New York, NY. DOI : [10.1007/978-0-387-89366-2\\_8](https://doi.org/10.1007/978-0-387-89366-2_8)
- Gladyshev M. I., Sushchik N. N., Makhutova O. N. 2013. Production of EPA and DHA in aquatic ecosystems and their transfer to the land. *Prostaglandins and Other Lipid Mediators*, 107 : 117 - 126. DOI : [10.1016/j.prostaglandins.2013.03.002](https://doi.org/10.1016/j.prostaglandins.2013.03.002)
- Guisan A., Thuiller W., Zimmermann N. E. 2017. *Habitat suitability and distribution models: with applications in R*. Cambridge University Press, Cambridge : 462 p. DOI : [10.1017/9781139028271](https://doi.org/10.1017/9781139028271)
- Guthruf J. (2014) Arbeitshilfe zur Messung der inneren Kolmation. Sur mandat du Fonds pour la régénération des eaux du Canton de Berne, Berne : 14 p.
- Hager W. H. 1987. Lateral outflow over side weirs. *Journal of Hydraulic Engineering*, 113(4) : 491 - 504. DOI : [10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1987\)113:4\(491\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1987)113:4(491))
- Hager W. H. 2010. *Wastewater Hydraulics, Theory and Practice* (2<sup>e</sup> édition). Springer, Heidelberg : 660 p. DOI : [10.1007/978-3-642-11383-3](https://doi.org/10.1007/978-3-642-11383-3)
- Harwood J. L. 1996. Recent advances in the biosynthesis of plant fatty acids. *Biochimica et Biophysica Acta*, 1301(1 - 2) : 7 - 56. DOI : [10.1016/0005-2760\(95\)00242-1](https://doi.org/10.1016/0005-2760(95)00242-1)

- Hauer C., Holzapfel 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(2) : 433 - 448. DOI : [10.1002/esp.4505](https://doi.org/10.1002/esp.4505)
- Hixson S. M., Sharma B., Kainz M. J., Wacker A., Arts M. T. 2015. Production, distribution, and abundance of long-chain omega-3 polyunsaturated fatty acids: a fundamental dichotomy between freshwater and terrestrial ecosystems. *Environmental Reviews*, 23(4) : 414 - 424. DOI : [10.1139/er-2015-0029](https://doi.org/10.1139/er-2015-0029)
- Hostmann M., Buchecker M., Ejderyan O., Geiser U., Junker B., Schweizer S., Truffer B., Zaugg Stern M. 2005. Manuel pour la participation et la prise de décision dans les projets d'aménagement de cours d'eau. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ : 48 p.
- Iwata T., Nakano S., Murakami M. 2003. Stream meanders increase insectivorous bird abundance in riparian deciduous forests. *Ecography*, 26(3) : 325 - 337. DOI : [10.1034/j.1600-0587.2003.03355.x](https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2003.03355.x)
- Izadinia E., Heidarpour M. 2016. Discharge coefficient of a circular-crested side weir in rectangular channels. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 142(6) : 06016005. DOI : [10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0001025](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0001025)
- Jäggi M., Boes R., Bühlmann M., Dähler M., Huber A., Kaspar H., Schluh M., Weiss H., Stocker S., Weitbrecht V., Schmockler L. 2015. Positionspapier zu seitlichen Hochwasserentlastungen an Flüssen. Kommission für Hochwasserschutz des Schweizerischen Wasserwirtschaftsverbandes (KOHS). *Wasser Energie Luft*, 107(4) : 293 - 295. ISSN : 0377 - 905X
- Jöhl R., Martin M., Bonnard L., Huber C. 2020. Lösungswege bei überlagernden Interessen im Bereich Biodiversität. Info Habitat. Sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV), Berne : 60 p.
- Jonsson B., Jonsson N. 2011. Ecology of Atlantic salmon and brown trout: habitat as a template for life histories. Springer, Dordrecht: 708 p. DOI : [10.1007/978-94-007-1189-1](https://doi.org/10.1007/978-94-007-1189-1)
- Juez C., Schärer C., Jenny H., Schleiss A. J., Franca M. J. 2019. Floodplain land cover and flow hydrodynamic control of overbank sedimentation in compound channel flows. *Water Resources Research*, 55(11) : 9072 - 9091. DOI : [10.1029/2019WR024989](https://doi.org/10.1029/2019WR024989)
- Kato C., Iwata T., Nakano S., Kishi D. 2003. Dynamics of aquatic insect flux affects distribution of riparian web-building spiders. *Oikos*, 103(1) : 113 - 120. DOI : [10.1034/j.1600-0706.2003.12477.x](https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.12477.x)
- Keller I., Schuler J., Bezault E., Seehausen O. 2012. Parallel divergent adaptation along replicated altitudinal gradients in Alpine trout. *BMC Evolutionary Biology*, 12 : 210. DOI : [10.1186/1471-2148-12-210](https://doi.org/10.1186/1471-2148-12-210)
- Keller I., Taverna A., Seehausen O. 2011. Evidence of neutral and adaptive genetic divergence between European trout populations sampled along altitudinal gradients. *Molecular Ecology*, 20(9) : 1888 - 1904. DOI : [10.1111/j.1365-294X.2011.05067.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2011.05067.x)
- Kondolf G. M. 1997. Hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels. *Environmental Management*, 21 : 533 - 551. DOI : [10.1007/s002679900048](https://doi.org/10.1007/s002679900048)
- Kondolf G. M. 2000. Assessing salmonid spawning gravel quality. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129(1) : 262 - 281 DOI : [10.1577/1548-8659\(2000\)129%3C0262:ASSGQ%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(2000)129%3C0262:ASSGQ%3E2.0.CO;2)
- Kondolf G. M., Wolman M. G. 1993. The sizes of salmonid spawning gravels. *Water Resources Research*, 29(7) : 2275 - 2285. DOI : [10.1029/93WR00402](https://doi.org/10.1029/93WR00402)
- Kraus J. M. 2019. Contaminants in linked aquatic-terrestrial ecosystems: predicting effects of aquatic pollution on adult aquatic insects and terrestrial insectivores. *Freshwater Science*, 38(4) : 919 - 927. DOI : [10.1086/705997](https://doi.org/10.1086/705997)
- Laeser S. R. C., Baxter V., Fausch K. D. 2005. Riparian vegetation loss, stream channelization, and web-weaving spiders in northern Japan. *Ecological Research*, 20(6) : 646 - 651. DOI : [10.1007/s11284-005-0084-3](https://doi.org/10.1007/s11284-005-0084-3)

- Lepori F., Hjerdt N. 2006. Disturbance and aquatic biodiversity: reconciling contrasting views. *BioScience*, 56(10) : 809 - 818. DOI : [10.1641/0006-3568\(2006\)56\[809:DAABRC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[809:DAABRC]2.0.CO;2)
- Maggini R. 2011. Species distribution models for conservation-oriented studies in Switzerland: filling data and tools gaps. Thèse de doctorat, Université de Lausanne, Lausanne.
- Maggini R., Lehmann A., Zbinden N., Zimmermann N. E., Bolliger J., Schröder B., Foppen R., Schmid H., Beniston M., Jenni L. 2014. Assessing species vulnerability to climate and land use change: the case of the Swiss breeding birds. *Diversity and Distributions*, 20(6) : 708 - 719. DOI : [10.1111/ddi.12207](https://doi.org/10.1111/ddi.12207)
- Mathers K. L., Kowarik C., Rachely C., Robinson C. T., Weber C. 2021a. The effects of sediment traps on instream habitat and macroinvertebrates of mountain streams. *Journal of Environmental Management*, 295 : 113066. DOI : [10.1016/j.jenvman.2021.113066](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113066)
- Mathers K. L., Robinson C. T., Weber C. 2021b. Artificial flood reduces fine sediment clogging enhancing hyporheic zone physiochemistry and accessibility for macroinvertebrates. *Ecological Solutions and Evidence*, 2(4) : e12103. DOI : [10.1002/2688-8319.12103](https://doi.org/10.1002/2688-8319.12103)
- Mathers K. L., Robinson C. T., Weber C. 2022. Patchiness in flow refugia use by macroinvertebrates following an artificial flood pulse. *River Research and Applications*, 38: 696 - 707.
- Meurer S., Pfarr U. 2018. 30 Jahre gesteuerte Hochwasserrückhaltung am südlichen Oberrhein. *Natur und Landschaft*, 93(2) : 64 - 70. DOI : [10.17433/2.2018.5015354764-70](https://doi.org/10.17433/2.2018.5015354764-70)
- Meile T., Fette M., Baumann P. 2005. Synthesebericht Schwall/Sunk. Publication du « Rhone-Thur-Project ». Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ: 48 p.
- Mörtl C., Vorlet S. L., Manso P. A., De Cesare G. 2020. The sediment challenge of Swiss river corridors interrupted by man-made reservoirs. In : Uijttewaal W., Franca M. J., Valero D., Chavarrias V., Arbós C. Y., Schielen R., Crosato A. (dir.). *Riverflow 2020 : Proceedings of the 10th International Conference on Fluvial Hydraulics*. Delft, The Netherlands, 7 au 10 juillet 2020. CRC Press, Londres : 1764 - 1773. DOI : [10.1201/b22619](https://doi.org/10.1201/b22619)
- Mörz S. 2017. Einfluss des Keimsubstrats auf die Etablierung und das Konkurrenzverhalten von autochthonen Pflanzenarten sowie invasiven Pflanzenarten. Mémoire de bachelor, Weihenstephan-Triesdorf University of Applied Science, WSL Birmensdorf.
- Mooneyham C., Strom K. 2018. Deposition of suspended clay to open and sand-filled framework gravel beds in a laboratory flume. *Water Resources Research*, 54(1) : 323 - 344. DOI : [10.1002/2017WR020748](https://doi.org/10.1002/2017WR020748)
- Muehlbauer J. D., Lupoli C. A., Kraus J. M. 2019. Aquatic-terrestrial linkages provide novel opportunities for freshwater ecologists to engage stakeholders and inform riparian management. *Freshwater Science*, 38(4) : 946 - 952. DOI : [10.1086/706104](https://doi.org/10.1086/706104)
- Murray-Bligh J. 1999. Procedures for collecting and analysing macroinvertebrate samples. BT0001. The Environment Agency, Bristol : 176 p.
- OFEV (éd.) 2005. Recommendation. Aménagement du territoire et dangers naturels. *L'environnement pratique*, VU-7516-F, Office fédéral de l'environnement, Berne : 50 p.
- OFEV (éd.) 2012. Résultat du projet de « gestion intégrale des zones fluviales ». Recueil des fiches sur l'aménagement et l'écologie des cours d'eau. *Connaissance de l'environnement*, UW-1211-F, Office fédéral de l'environnement, Berne : 58 p.
- OFEV (éd.) 2017a. Dynamique du charriage et des habitats. Recueil de fiches sur l'aménagement et l'écologie des cours d'eau. *Connaissance de l'environnement*, UW-1708-F, Office fédéral de l'environnement, Berne : 85 p.

- OFEV (éd.) 2017b. Plan d'action du Conseil fédéral. Plan d'action Stratégie Biodiversité Suisse. Office fédéral de l'environnement, Berne : 53 p.
- OFEV 2018. Structure et morphologie des cours d'eau. Office fédéral de l'environnement, 20.8.2018. [www.bafu.admin.ch/bafu/fr/home/themes/eaux/info-specialistes/etat-des-eaux/etat-des-cours-deau/structure-et-morphologie-des-cours-deau.html](http://www.bafu.admin.ch/bafu/fr/home/themes/eaux/info-specialistes/etat-des-eaux/etat-des-cours-deau/structure-et-morphologie-des-cours-deau.html)
- OFEV 2021a. Sites d'intérêt pour la conservation des espèces et de leurs habitats : qualité observée, qualité potentielle et besoin en surfaces supplémentaires. Rapport méthodologique de l'analyse menée par InfoSpecies à l'échelle nationale.
- OFEV (éd.) 2021b. Effets des changements climatiques sur les eaux suisses. Hydrologie, écologie et gestion des eaux. Connaissance de l'environnement, UW-2101-F. Office fédéral de l'environnement, Berne : 134 p.
- Packman A. I., MacKay J. S. 2003. Interplay of stream-sub-surface exchange, clay particle deposition, and streambed evolution. *Water Resources Research*, 39(4) : 1097. DOI : [10.1029/2002WR001432](https://doi.org/10.1029/2002WR001432)
- Paetzold A., Schubert C. J., Tockner K. 2005. Aquatic terrestrial linkages along a braided-river: riparian arthropods feeding on aquatic insects. *Ecosystems*, 8(7) : 748 - 759. DOI : [10.1007/s10021-005-0004-y](https://doi.org/10.1007/s10021-005-0004-y)
- Paetzold A., Smith M., Warren P. H., Maltby L. 2011. Environmental impact propagated by cross-system subsidy: chronic stream pollution controls riparian spider populations. *Ecology*, 92(9) : 1711 - 1716. DOI : [10.1890/10-2184.1](https://doi.org/10.1890/10-2184.1)
- Parasiewicz P. 2011. MesoHABSIM – a concept for application of instream flow models in river restoration planning. *Fisheries*, 26(9) : 6 - 13. DOI : [10.1577/1548-8446\(2001\)026%3C0006:M%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(2001)026%3C0006:M%3E2.0.CO;2)
- Park J., Batalla R. J., Birgand F., Esteves M., Gentile F., Harrington J. R., Navratil O., López-Tarazón J. A., Vericat D. 2019. Influences of catchment and river channel characteristics on the magnitude and dynamics of storage and re-suspension of fine sediments in river beds. *Water*, 11(5) : 878. DOI : [10.3390/w11050878](https://doi.org/10.3390/w11050878)
- Pfarr U. 2014. Erfahrung mit ökologischen Flutungen der Polder Altenheim – Umweltverträglicher Hochwasserschutz im Integrierten Rheinprogramm. *Auenmagazin, Magazin des Auenzentrums Neuburg an der Donau*, juin 2014 : 9 - 13.
- Pistocchi A., Castellarin A. 2012. An analysis of change in alpine annual maximum discharges: implications for the selection of design discharges. *Hydrological Processes*, 26 : 1517 - 1526. DOI : [10.1002/hyp.8249](https://doi.org/10.1002/hyp.8249)
- Pulg U., Barlaup B. T., Sternecker K., Trepl L., Unfer G. 2013. Restoration of spawning habitats of brown trout (*Salmo trutta*) in a regulated chalk stream. *River Research and Applications*, 29(2) : 172 - 182. DOI : [10.1002/rra.1594](https://doi.org/10.1002/rra.1594)
- Rachelly C., Friedl F., Boes R. M., Weitbrecht V. 2021a. Morphological response of channelized, sinuous gravel-bed rivers to sediment replenishment. *Water Resources Research*, 57(6) : e2020WR029178. DOI : [10.1029/2020WR029178](https://doi.org/10.1029/2020WR029178)
- Rachelly C., Mathers K. L., Weber C., Weitbrecht V., Boes R. M., Vetsch D. F. 2021b. How does sediment supply influence refugia availability in river widenings? *Journal of Ecohydraulics*, 6(2) : 121 - 138. DOI : [10.1080/24705357.2020.1831415](https://doi.org/10.1080/24705357.2020.1831415)
- Rachelly C., Weitbrecht V., Vetsch D. F., Boes R. M. 2018. Morphological development of river widenings with variable sediment supply. In : Paquier A., Rivière N. (dir.). *River Flow 2018: 9<sup>th</sup> International conference on fluvial hydraulics*. Lyon-Villeurbanne, France, 5 au 8 septembre 2018. *E3 Web of Conferences*, 40 : 02007. DOI : [10.1051/e3sconf/20184002007](https://doi.org/10.1051/e3sconf/20184002007)

- Ramberg E., Burdon F. J., Sargac J., Kupilas B., Rîşnoveanu G., Lau D. C., Johnson R. K., McKie B. G. 2020. The structure of riparian vegetation in agricultural landscapes influences spider communities and aquatic-terrestrial linkages. *Water*, 12(10) : 2855. DOI : [10.3390/w12102855](https://doi.org/10.3390/w12102855)
- Ranga Raju K. G., Gupta S. K., Prasad B. 1979. Side weir in rectangular channel. *Journal of the Hydraulics Division*, 105(5) : 547 - 554. DOI : [10.1061/JYCEAJ.0005207](https://doi.org/10.1061/JYCEAJ.0005207)
- Riebe C. S., Sklar L. S., Overstreet B. T., Wooster J. K. 2014. Optimal reproduction in salmon spawning substrates linked to grain size and fish length. *Water Resources Research*, 50(2) : 898 - 918. DOI : [10.1002/2013WR014231](https://doi.org/10.1002/2013WR014231)
- Robinson C. 2018. Long-term ecological responses of the River Spöl to experimental floods. *Freshwater Science*, 37(3) : 433 - 447. DOI : [10.1086/699481](https://doi.org/10.1086/699481)
- Rohde S. 2005. Integrales Gewässermanagement – Erkenntnisse aus dem Rhône-Thur Projekt. Synthesebericht Gerinneaufweitungen. Institut federal de recherches sur la forêt, la neige et le paysage WSL, Birmensdorf : 69 p.
- Rosier B. 2007. Interaction of side weir overflow with bed-load transport and bed morphology in a channel. Thèse de doctorat, EPFL, Lausanne.
- Rosier B., Boillat J. L., Schleiss A. 2008. Berücksichtigung von morphologischen Prozessen bei der Bemessung einer seitlichen Notentlastung an Flüssen. Rhone-Thur-Projekt. *Wasser Energie Luft*, 100(1) : 1 - 6.
- Sayanova O. V., Napier J. A. 2004. Eicosapentaenoic acid: biosynthetic routes and the potential for synthesis in transgenic plants. *Phytochemistry*, 65(2) : 147 - 158. DOI : [10.1016/j.phytochem.2003.10.017](https://doi.org/10.1016/j.phytochem.2003.10.017)
- Schälchli U. 1992. The clogging of coarse gravel river beds by fine sediment. *Hydrobiologia*, 235 : 189 - 197. DOI : [10.1007/BF00026211](https://doi.org/10.1007/BF00026211)
- Schälchli U. 1993. Die Kolmation von Fliessgewässersohlen: Prozesse und Berechnungsgrundlagen. Thèse de doctorat, ETH Zurich, Zurich. DOI : [10.3929/ethz-a-001322977](https://doi.org/10.3929/ethz-a-001322977)
- Schälchli, Abegg + Hunzinger. 2001. Trübung und Schwall Alpenrhein – Einfluss auf Substrat, Benthos und Fische, Fachbericht Trübung, Strömung, Geschiebetrieb und Kolmation. Internationale Regierungskommission Alpenrhein – Projektgruppe Gewässer und Fischökologie : 101 p.
- Schälchli, Abegg + Hunzinger. 2002. Kolmation: Methoden zur Erkennung und Bewertung. Sur mandate de l'Institut Fédéral Suisse des Sciences et Technologies de l'Eau (Eawag), Dübendorf : 24 p.
- Schälchli U., Kirchhofer A. 2012. Assainissement du régime de charriage – Planification stratégique. Un module de l'aide à l'exécution renaturation des eaux. *L'environnement pratique*, UV-1226-F, Office fédéral de l'environnement, Berne : 74 p.
- Schleiss A. J., De Cesare G., Althaus J. J. 2010. Verlandung der Stauseen gefährdet die nachhaltige Nutzung der Wasserkraft. *Wasser Energie Luft*, 102(1) : 31 - 40.
- Schlottz N., Roulin A., Ebert D., Martin-Creuzburg D. 2016. Combined effects of dietary polyunsaturated fatty acids and parasite exposure on eicosanoid-related gene expression in an invertebrate model. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 201 : 115 - 123. DOI : [10.1016/j.cbpa.2016.07.008](https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2016.07.008)
- Schroff R., Mörtl C., De Cesare G. 2021. Wirkungskontrolle einer Sedimentzugabe: Habitatvielfalt und Kolmation. *WasserWirtschaft*, 111(9), 68 - 76. DOI : [10.1007/s35147-021-0896-2](https://doi.org/10.1007/s35147-021-0896-2)
- Stähly S., Franca M. J., Robinson C. T., Schleiss A. J. 2020. Erosion, transport and deposition of a sediment replenishment under flood conditions. *Earth Surface Processes and Landforms*, 45(13) : 3354 - 3367. DOI : [10.1002/esp.4970](https://doi.org/10.1002/esp.4970)
- Stanley D. W. 2014. Eicosanoids in invertebrate signal transduction systems. Princeton University Press, Princeton. ISBN : 9780691630038

- Sternecker K., Wild R., Geist J. 2013. Effects of substratum restoration on salmonid habitat quality in a subalpine stream *Environmental Biology of Fishes*, 96(12): 1341 - 1351. DOI : [10.1007/s10641-013-0111-0](https://doi.org/10.1007/s10641-013-0111-0)
- Stillwell W., Wassall S. R. 2003. Docosahexaenoic acid: membrane properties of a unique fatty acid. *Chemistry and Physics of Lipids*, 126(1): 1 - 27. DOI : [10.1016/s0009-3084\(03\)00101-4](https://doi.org/10.1016/s0009-3084(03)00101-4)
- Streit A. 2018. Vorkommen von *Arthonia cinnabarina* auf *Fraxinus excelsior* in den Hartholzauenwälder des Einzugsgebiets der oberen Töss (ZH, Suisse). Université de Berne.
- Tonina D., Buffington J. M. 2009. Hyporheic exchange in mountain rivers I: mechanics and environmental effects. *Geography Compass*, 3(3): 1063 - 1086. DOI : [10.1111/j.1749-8198.2009.00226.x](https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2009.00226.x)
- Tonolla D. 2017. Éclusées – Mesures d’assainissement. Un module de l’aide à l’exécution Renaturation des eaux. *L’environnement pratique*, UV-1701-F, Office fédéral de l’environnement, Berne : 133 p.
- Twining C. W., Brenna J. T., Lawrence P., Shipley J. R., Tollefson T. N., Winkler D. W. 2016. Omega-3 long-chain polyunsaturated fatty acids support aerial insectivore performance more than food quantity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(39): 10920 - 10925. DOI : [10.1073/pnas.1603998113](https://doi.org/10.1073/pnas.1603998113)
- Twining C. W., Shipley J. R., Winkler D. W. 2018. Aquatic insects rich in omega-3 fatty acids drive breeding success in a widespread bird. *Ecology Letters*, 21(12): 1812 - 1820. DOI : [10.1111/ele.13156](https://doi.org/10.1111/ele.13156)
- Uttaro A. D. 2006. Biosynthesis of polyunsaturated fatty acids in lower eukaryotes. *IUBMB Life*, 58(10): 563 - 571. DOI : [10.1080/15216540600920899](https://doi.org/10.1080/15216540600920899)
- Van Looy K., Tonkin J. D., Flourey M., Leigh C., Soininen J., Larsen S., Heino J., Poff N. L. R., Delong M., Jähnig S. C., Datry T. 2019. The three Rs of river ecosystem resilience: resources, recruitment, and refugia. *River Research and Applications*, 35(2): 107 - 120. DOI : [10.1002/rra.3396](https://doi.org/10.1002/rra.3396)
- Van Rijn L. C. 1984. Sediment transport, part II: suspended load transport. *Journal of Hydraulic Engineering*, 110(11): DOI : [10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1984\)110:11\(1613\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1984)110:11(1613))
- Van Rijn L. C. 2005. Principles of sedimentation and erosion engineering in rivers, estuaries and coastal seas. Aqua Publications, Blokzijl : 623 p. ISBN : 9789080035669
- Vanzo D., Peter S., Vonwiller L., Bürgler M., Weberndorfer M., Siviglia A., Conde D., Vetsch D. F. 2021. Basement v3: a modular freeware for river process modelling over multiple computational backends. *Environmental Modelling and Software*, 143 : 105102. DOI : [10.1016/j.envsoft.2021.105102](https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.105102)
- Vetsch D., Allen J., Belser A., Boes R., Brodersen J., Fink S., Franca M., Juez C., Nadyeina O., Christopher R. T., Scheidegger C., Schleiss A., Siviglia A., Weber C., Weitbrecht V. 2018. Lebensraum Gewässer – Sedimentdynamik und Vernetzung: Forschungsprogramm ‘Wasserbau und Ökologie’. *Wasser, Energie und Luft*, 110(1): 19 - 24.
- Vetsch D. F., Bürgler M., Gerke E., Kammerer S., Vanzo D., Boes R. 2020. BASEMENT – Softwareumgebung zur numerischen Modellierung der Hydro- und Morphodynamik in Fließgewässern. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, 72(7): 281 - 290. DOI : [10.1007/s00506-020-00677-6](https://doi.org/10.1007/s00506-020-00677-6)
- Vetsch D. F., Siviglia A., Bacigaluppi P., Bürgler M., Caponi F., Conde D., Gerke E., Kammerer S., Koch A., Peter S., Vanzo D., Vonwiller L., Weberndorfer M. 2021. System manuals of BASEMENT, version 3.1.1. Laboratory of Hydraulics, Glaciology and Hydrology (VAW). ETH Zurich, Zurich. [www.basement.ethz.ch](http://www.basement.ethz.ch)
- Weber C., Nilsson C., Lind L., Alfredsen K. T., Polvi L. 2013. Winter disturbances and riverine fish in temperate and cold regions. *BioScience*, 63(3): 199 - 210. DOI : [10.1525/bio.2013.63.3.8](https://doi.org/10.1525/bio.2013.63.3.8)

---

Weber C., Sprecher L., Åberg U., Thomas G., Baumgartner S., Haertel-Borer S. 2019. Résumé et contenu. In : OFEV (éd.). *Contrôle des effets des revitalisations de cours d'eau – Apprendre ensemble pour l'avenir*. Office fédéral de l'environnement, Berne : 1 - 3.

Wharton G., Mohajeri S. H., Righetti M. 2017. The pernicious problem of streambed colmation: a multi-disciplinary reflection on the mechanisms, causes, impacts, and management challenges. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 4(5) : e1231. DOI : [10.1002/wat2.1231](https://doi.org/10.1002/wat2.1231)

Wöllner R., Scheidegger C., Fink S. 2021. Gene flow in a highly dynamic habitat and a single founder event: proof from a plant population on a relocated river site. *Global Ecology and Conservation*, 28: e01686. DOI : [10.1016/j.gecco.2021.e01686](https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01686)

Wohl E., Bledsoe B. P., Jacobson R. B., Poff N. L. R., Rathburn S. L., Walters D. M., Wilcox A. C. 2015. The natural sediment regime in rivers: broadening the foundation for ecosystem management. *BioScience*, 65(4) : 358 - 371. DOI : [10.1093/biosci/biv002](https://doi.org/10.1093/biosci/biv002)

Woolsey S., Weber C., Gonser T., Hoehn E., Hostmann M, Junker B., Roulier C., Schweizer S., Tiegs S., Tockner K., Peter A. 2005. Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fließgewässerrevitalisierungen. Publication du « Rhone-Thur-Project ». Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ : 112 p.

Wooster J. K., Dusterhoff S. R., Cui Y., Sklar L. S., Dietrich W. E., Malko M. 2008. Sediment supply and relative size distribution effects on fine sediment infiltration into immobile gravels. *Water Resources Research*, 44(3) : W03424. DOI : [10.1029/2006WR005815](https://doi.org/10.1029/2006WR005815)