



Les lâchers morphogènes : définition, expérimentations et protocole opérationnel de mise en oeuvre

Rémi Loire

► To cite this version:

Rémi Loire. Les lâchers morphogènes : définition, expérimentations et protocole opérationnel de mise en oeuvre. Géographie. Université de Lyon, 2019. Français. NNT : 2019LYSEN030 . tel-02391913

HAL Id: tel-02391913

<https://theses.hal.science/tel-02391913>

Submitted on 3 Dec 2019

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Numéro National de Thèse : 2019LYSEN030

THESE de DOCTORAT DE L'UNIVERSITE DE LYON

opérée par

l'Ecole Normale Supérieure de Lyon

Ecole Doctorale N°483

**Sciences sociales (Histoire, Géographie, Aménagement, Urbanisme,
Architecture, Archéologie, Science Politique, Sociologie,
Anthropologie)**

Spécialité de doctorat : Géomorphologie fluviale

Discipline : Géographie

Soutenue publiquement le 06/09/2019, par :

Rémi LOIRE

Les lâchers morphogènes : définition, expérimentations et protocole opérationnel de mise en œuvre

Devant le jury composé de :

GAUTIER, Emmanuèle Professeure des Universités Université Paris 1 Panthéon Sorbonne
Rapporteuse

RODRIGUES, Stéphane Professeur des Universités Université de Tours
Rapporteur

IBISATE, Askoa Professeure des Universités Université du Pays Basque
Examinatrice

MELUN, Gabriel Docteur Agence Française pour la Biodiversité
Examineur

MALAVOI, Jean-René Docteur EDF
Co-encadrant de thèse

PIEGAY, Hervé Directeur de Recherches ENS CNRS
Directeur de thèse

A Lison et Marin,

REMERCIEMENTS

RESUME

Au fil des siècles, de nombreux cours d'eau ont été régulés par des barrages pour assurer différents besoins tels que la gestion des inondations, la production d'énergie hydro-électrique, l'irrigation, l'approvisionnement en eau potable, etc. Aujourd'hui, dans le tiers nord de la planète, 77% des cours d'eau sont concernés par la présence de ces ouvrages et de très nombreux ouvrages sont en cours de construction ou prévus dans les prochaines décennies. Les impacts des barrages, notamment ceux dont les réservoirs sont les plus volumineux, sont aujourd'hui bien connus. Leur influence, plus ou moins prononcée, peut notamment affecter les crues (débits, fréquence, pointe et durée), ce qui entraîne de facto une modification de l'occurrence du « débit morphogène » naturel dans les tronçons situés en aval. Il en résulte une morphologie et une dynamique fluviales modifiées, avec des incidences sur la biologie et les usages. Afin d'améliorer, voire de restaurer le bon fonctionnement des milieux aquatiques et rivulaires, il est de plus en plus souvent demandé aux gestionnaires de barrages de générer des débits élevés, dits « morphogènes », depuis leurs ouvrages.

Ce travail de thèse s'est attaché dans un premier temps à clarifier les concepts de débits, lâchers et écoulements « morphogènes ». Il a été proposé une nouvelle terminologie s'intégrant dans le contexte plus large des débits environnementaux et des débits écologiques (*environmental et ecological flows*). Dans un second temps, les précédents travaux et les expérimentations menées sur la Durance, la Selves et l'Isère, ont fourni des éléments pour construire une méthodologie de mise en œuvre de lâchers morphogènes dans le cadre d'une gestion adaptative. Cette méthodologie opérationnelle repose sur une série d'étapes successives découlant d'un diagnostic préalable. Elle permet de déterminer les paramètres nécessaires au dimensionnement, d'identifier les contraintes et de définir les résultats attendus (compartiments visés, ordres de grandeurs des processus, etc.) pour évaluer l'efficacité de l'opération. Enfin, grâce à la mise en œuvre d'indicateurs de déclenchement, elle fournit des éléments d'évaluation pour décider de renouveler, d'améliorer ou non le lâcher.

Mots clés : barrage, débit environnemental, lâcher d'eau, lâcher morphogène, lâcher écomorphogène, transport solide, restauration morpho-écologique, gestion adaptative

ABSTRACT

Over the centuries, many rivers have been regulated by dams to meet various needs such as flood management, hydropower production, irrigation, drinking water supply, etc. Today, in the northern third of the planet, 77% of watercourses are affected by dams and a very large number are under construction or planned in the coming decades. The impacts of dams, particularly those with the largest reservoirs, are now well-known. Their influence, more or less pronounced, can affect floods (flow, frequency, peak and duration), which results in a change of the occurrence of the natural "channel morphing discharge" in the downstream reaches. The result is a modified river morphology and dynamics, with impacts on biological communities and uses. In order to improve/restore aquatic and riparian environments, dam managers are increasingly being asked to generate high flows, known as "flushing flows" or "ecomorphogenic flows", from their dams.

This thesis focuses initially on clarifying the concepts of discharge, water release, and "ecomorphogenic flows". A new terminology has been proposed that fits into the broader context of "environmental flows" and "ecological flows". In a second step, previous works and experiments carried out on the Durance River, the Selves River and the Isère River provided elements to build a methodology for implementing ecomorphogenic flow releases as part of adaptive management. This operational methodology is based on a series of successive steps resulting from a preliminary diagnosis. It makes it possible to determine the parameters necessary for designing releases, identifying constraints and defining expected results (target compartments, orders of magnitude of process, etc.) to evaluate the efficiency of the operation. Finally, through the implementation of trigger indicators, it provides evaluation information to decide whether to renew, or improve releases or to replace them with other management actions.

Keywords: dam, environmental flow, water release, flushing flow, channel maintenance flow, morphogenic flow releases, ecomorphogenic flow releases, sediment transport, river restoration, adaptive management

SOMMAIRE

REMERCIEMENTS	5
RESUME	7
SOMMAIRE	9
INTRODUCTION	13
Des enjeux scientifiques	15
Des enjeux opérationnels	16
Organisation de la thèse.....	17
1. CHAPITRE 1 : LA MISE EN ŒUVRE DES LACHERS MORPHOGENES : DEFINITION, SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES ET METHODOLOGIE	21
1.1 Introduction	22
1.2 Objectives of water releases	27
1.3 How to go about implementing ecomorphogenic flow releases?.....	29
1.3.1 Which steps to follow?	29
1.3.2 Diagnosis of the river state.....	29
1.3.3 What type of objectives?	30
1.3.4 A design to be adapted for each objective.....	34
1.3.5 What recommended characteristics for water releases?	41
1.3.6 What are the main risks and costs-benefits associated with ecomorphogenic water releases?	48
1.3.7 How to monitor and assess the success of a water release?	57
1.4 What to do if unsuccessful?.....	61
1.4.1 Reconsider initial diagnosis	61
1.4.2 Alternatives if flow release is inadequate (or unsuitable)	62
1.5 Conclusion	64
2. CHAPITRE 2 : ETUDE DE CAS N°1 - GESTION DES SEDIMENTS FINS SUR LA DURANCE	65
2.1 Introduction	66
2.2 Description of the study siteS.....	67
2.3 Materials and methods	69
2.3.1 Designing of the releases.....	69
2.3.2 Monitoring	72
2.4 Results.....	73
2.4.1 Hydrograph and SS flows recorded during the releases.....	73
2.4.2 Surface clogging.....	75
2.4.3 Gains for habitats	77
2.5 Discussion	78
2.5.1 Release duration.....	78
2.5.2 Mobilization of SS	78
2.5.3 Assessment of clogging.....	79

2.6 Conclusion	80
3. CHAPITRE 3 : ETUDE DE CAS N°2 - GESTION DES SEDIMENTS FINS ET DES SABLES SUR LA SELVES	83
3.1 Introduction	84
3.2 Site description.....	86
3.3 Material and methods.....	88
3.3.1 Designing experimental flow releases.....	88
3.3.2 Continuous monitoring of the experiment.....	90
3.3.3 Geomorphological monitoring	90
3.4 Results.....	92
3.4.1 Continuous monitoring of water levels, water velocities and SSC.....	92
3.4.2 Morphological monitoring across the bypassed reach	94
3.4.3 Station-based morphological monitoring	98
3.4.4 Bedload monitoring.....	99
3.5 Discussion and recommendations.....	100
3.5.1 Design of the flow release and impacts on SSC	100
3.5.2 Meso-habitat improvement	102
3.5.3 Sand export.....	103
3.5.4 Perspectives.....	104
3.6 Conclusion	105
4. CHAPITRE 4 : ETUDE DE CAS N°3 - GESTION DES SEDIMENTS GROSSIERS SUR L'ISERE	107
4.1 Introduction	107
4.2 Contexte de l'Isère	108
4.2.1 Présentation du bassin versant.....	108
4.2.2 Fonctionnement sédimentaire.....	109
4.2.3 Aménagements réalisés par le passé	109
4.2.4 Hydrologie	110
4.2.5 Fonctionnement morphologique passé et actuel.....	111
4.2.6 Définition des objectifs	113
4.3 Matériel et méthode.....	113
4.3.1 Dimensionnement du lâcher morphogène	113
4.3.2 Localisation des suivis	121
4.3.3 Monitoring	121
4.4 Résultats	126
4.4.1 Mesures en continu	126
4.4.2 Résultats à l'échelle des bancs	129
4.4.3 A l'échelle des tronçons.....	139
4.5 Discussion	142
4.5.1 Bilan du monitoring	142
4.5.2 Bilan économique et comparaison avec la gestion actuelle.....	144
4.5.3 Perspectives quant au dimensionnement.....	146
4.6 conclusion et Recommandations.....	149
5. CHAPITRE 5 : CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES.....	151
5.1 Clarification de la sémantique et démarche par objectifs.....	151
5.2 Une approche méthodologique objective et partagée.....	152

5.3 Des éléments opérationnels et scientifiques pour le dimensionnement de lâchers morphogènes	154
5.4 Synthèse et perspectives : vers un guide méthodologique.....	157
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	159
LISTE DES FIGURES	173
LISTE DES TABLEAUX.....	176

INTRODUCTION

La morphologie des rivières est la résultante de processus qui se déroulent à des échelles de temps très différentes, qu'il s'agisse de l'orogénèse qui s'exprime en millions d'années, des fluctuations climatiques de l'ère quaternaire ou même de l'Holocène ou encore des pressions humaines millénaires, séculaires ou décennales qui influencent la disponibilité sédimentaire et le régime des crues.

Les systèmes fluviaux, longtemps perçus comme étant en équilibre et peu réactifs au niveau morphologique, sont depuis les années 1950 (Lane, 1955) identifiés comme des systèmes sensibles car dépendant de variables de contrôles (débits solides et liquides principalement) et évolutifs par ajustement des variables de réponse (pente, largeur, profondeur et sinuosité) (Schumm, 1977).

Le concept de "débit morphogène" est fréquemment employé par les scientifiques et gestionnaires pour désigner un événement hydrologique susceptible d'avoir une influence durable sur la morphologie d'un lit fluvial. Depuis le début des recherches sur la définition du débit morphogène (Schaffernak, 1922), la plupart des auteurs lient de manière quasi univoque un débit liquide représentatif donné à une géométrie fluviale donnée qui, sur le long terme, pourrait être considérée comme stable (Shields et al., 2003). Dans de nombreux cas, ce débit morphogène correspond sensiblement au débit de plein bord ou à un débit de récurrence compris entre 1-2 ans (Andrews et Nankervis, 1995; Leopold, 1994; Leopold et al., 1964; Rosgen, 1996; Wolman et Miller, 1960) même si des écarts sont parfois notés dans certaines publications (Nash, 1994; Pickup et Warner, 1976; Williams, 1978). Ce débit dit « dominant » pour les anglo-saxons ou « morphogène » pour les francophones, souvent considéré comme étant le débit à plein bord, serait capable de transporter l'intégralité des apports solides provenant de l'amont et apporter au cours d'eau ses caractéristiques morphologiques moyennes (Dunne et Leopold, 1978). Ce débit est le plus souvent déterminé à partir de trois approches : des mesures de terrain pour calculer le débit de plein bord (Leopold et al., 1964; Wolman et Leopold, 1957), des statistiques hydrologiques (Dury et al., 1963; Williams, 1978) ou le calcul du débit dit « effectif » (débit calculé sur une longue période de temps pour lequel un maximum de sédiment est transporté) (Andrews, 1980; Wolman et Miller, 1960). C'est sur ce débit morphogène, que les opérations de restauration écologique sont souvent fondées (Shields et al., 2003).

En aval des barrages, notamment ceux disposant d'un très gros réservoir, la notion de débit morphogène telle qu'elle est conceptualisée dans la littérature sur les cours d'eau naturels ne peut s'appliquer que très partiellement. En effet, les ouvrages ont une influence sur la dynamique naturelle des crues. Cette influence, plus ou moins prononcée, peut affecter le débit, le pic de la crue, la fréquence ou la durée de celle-ci, ce qui entraîne de facto une modification de l'occurrence et de l'intensité du «débit morphogène» naturel dans le tronçon aval conduisant à des ajustements morphologiques pouvant avoir des conséquences écologiques ou sociétales fortes. Le contexte aménagé peut également être très éloigné du contexte pré-aménagement et la restauration, par exemple, du débit à plein bord ne correspond plus aux nouvelles conditions fonctionnelles (contraintes liées aux usages, ajustements observés par les cours d'eau, disponibilité sédimentaire...). Il est ainsi nécessaire de réévaluer quelle hydrologie est la mieux adaptée à ce nouveau contexte.

Les impacts hydrologiques des barrages sur le système fluvial ont déjà été très largement décrits (Brandt, 2000; Kondolf, 1997; Petts et Gurnell, 2005; Williams et Wolman, 1984 et bien d'autres). Parmi les principaux impacts recensés, ces auteurs soulignent l'exemple de dépôt excessif de sédiments, ou inversement l'interruption du transport solide, le manque de renouvellement des formes fluviales ou encore un développement important de la végétation terrestre ou aquatique.

Les modifications morphologiques observées dans les lits fluviaux en aval des barrages peuvent avoir des conséquences multiples. Elles peuvent être biologiques dans la mesure où la morphologie détermine la structure et la disponibilité des habitats (Arthington et Zalucki, 1998). Elles peuvent aussi directement affecter les biens et les personnes en favorisant les inondations dans les cas où les dépôts sédimentaires et/ou le développement de la végétation sont excessifs.

Pour faire face à ces différents impacts, des expérimentations ont été réalisées au cours de ces dernières décennies afin d'identifier des actions permettant de les atténuer. La plupart des interventions portent sur l'hydrologie (Konrad et al., 2011; Olden et al., 2014). Parmi ces expérimentations, certaines concernent le lâcher de forts débits, dits « morphogènes » à l'aval des ouvrages. Il s'agit essentiellement de « lâchers d'eau » volontaires, susceptibles d'engendrer une mobilité des sédiments et/ou l'évolution des formes fluviales. Contrairement au concept de débit morphogène présenté précédemment qui est issu d'une hydrologie naturelle, un lâcher d'eau, même s'il est « morphogène », répond à une action volontaire réalisée par le gestionnaire d'un barrage et ne correspond pas nécessairement au débit à plein bord ou au débit dominant avant aménagement. La plus ancienne référence liée à un lâcher morphogène

date de 1952 (Eustis et Hillen, 1954). L'objectif de ce premier lâcher « historique » au barrage de Granby (USA, Colorado st.) était de « nettoyer » le lit du Colorado, évacuer les sédiments fins et restaurer les habitats piscicoles. Ce n'est cependant qu'à partir des années 1980 que l'intérêt pour des lâchers morphogènes s'est manifesté de manière croissante.

La mise en œuvre des lâchers morphogènes se développent donc petit à petit à travers le monde. Le recours aux lâcher pose cependant encore de nombreuses questions tant scientifiques qu'opérationnelles.

Des enjeux scientifiques

D'un point de vue scientifique, la littérature internationale ne montre pas de sémantique universellement adoptée par les chercheurs pour désigner les lâchers morphogènes. Si deux termes reviennent souvent, *flushing flows* ou *maintenance flows*, il n'y a pas de consensus véritable sur leur champ d'action. D'autre part, avec le développement de nouvelles expérimentations et un renouvellement progressif du concept, plusieurs termes sont récemment apparus. La terminologie employée est donc en constante évolution et les termes utilisés sont une source de confusion. Il apparaît donc aujourd'hui nécessaire de faire un état de l'art de la terminologie afin de mieux préciser ce qu'elle recouvre.

Au-delà des questions propres aux lâchers morphogènes, il semble également indispensable de replacer ces lâchers dans le contexte plus large des débits environnementaux (*environmental flows*) définis comme permettant le maintien ou la restauration des fonctions écologiques des cours d'eau et/ou des services écosystémiques. Une revue bibliographique récente (Meitzen et al., 2013) souligne d'ailleurs le besoin d'une meilleure qualification et mise en œuvre de ces débits environnementaux (quantités, fréquences, durées, périodes, qualité) pour atteindre des objectifs de bonne qualité écologique et d'usage durable de la ressource en eau. La commission Européenne a également publié un guide sur le concept un peu différent *d'ecological flows* (European Commission, 2015), qui, bien qu'initialement basé sur les faibles débits et l'atteinte des objectifs de la DCE ouvre des perspectives sur la prise en compte de la géomorphologie et donc des actions sur les forts débits.

Par ailleurs, le concept de débit morphogène n'a que très peu évolué depuis les années 50 et les méthodes proposées supposent que la rivière est en équilibre avec les régimes hydrologiques et sédimentaires. Dans le cas des barrages, lorsque le recours au lâcher morphogène est préconisé, l'une ou l'autre de ces composantes voire les deux, sont susceptibles d'être fortement modifiées et peu susceptibles de s'équilibrer. Ce simple fait milite fortement en faveur d'approches qui relient les lâchers morphogènes à des objectifs spécifiques telles que la mobilisation des sédiments du lit. Il convient donc de réexplorer le concept de débit

morphogène à travers la mise en œuvre des lâchers morphogènes en proposant l'hypothèse qu'il n'existe pas un débit/lâcher morphogène lié uniquement à un débit d'une certaine occurrence mais des débits/lâchers morphogènes associés à des enjeux environnementaux et sociétaux. Les lâchers sont alors déterminés, en fonction de la typologie des rivières, de leur contexte biogéographique et anthropique et des divers objectifs de gestion des écosystèmes aquatiques.

Enfin, ces différentes approches doivent être confrontées à des études de cas qui permettront de structurer le raisonnement et de fournir des éléments de réflexion sur la méthodologie et la gestion des sites. La publication de ces études de cas permettra également d'enrichir le panel actuellement peu fourni d'études relatives aux lâchers morphogènes.

Des enjeux opérationnels

En France, le terme « débit morphogène » au sens « historique » (contexte naturel) a été introduit dans le SDAGE Rhône Méditerranée et Corse (Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux) de 1996, à la suite notamment de l'émergence du concept d'espace de liberté. Des préconisations d'actions spécifiques de restauration morphologique ont ainsi été intégrées dans les programmes de mesures, pour permettre l'atteinte du bon état écologique des masses d'eau. Les processus hydromorphologiques de transport solide et d'érosion latérale sont en effet les moteurs et les garants d'un bon fonctionnement écologique. Il est maintenant fréquent que des services de l'Etat, des syndicats de rivières ou des associations naturalistes, demandent aux gestionnaires de barrage de réaliser des « lâchers morphogènes » pour améliorer globalement le fonctionnement de la section fluviale en aval. Cependant, ces demandes concernent généralement la mise en œuvre d'un « débit morphogène naturel » et sans que les attendus de l'opération ne soient clairement identifiés. Cet aspect est d'autant plus problématique que la mise en œuvre de lâchers morphogènes peut être couteuse. D'un point de vue opérationnel, il convient donc de clarifier le champ scientifique sur lequel elles s'appuient et d'objectiver les raisons qui les motivent et les effets attendus pour pouvoir répondre à ces demandes.

Cette demande se confronte également à des questions opérationnelles complexes qu'il convient de résoudre : quelles peuvent être les conséquences positives ou négatives du lâcher ? Quelles sont les contraintes amont et aval (environnementales, techniques, sécurité, etc.) ? Comment définir le débit du lâcher ? Comment produire ce débit depuis un ou des ouvrages amont ? Comment adapter le lâcher à un ou des objectifs, parfois contradictoires ? Combien de temps doit durer le lâcher ? Quand faire le lâcher ? Combien de fois faire le lâcher ? Comment suivre scientifiquement le lâcher afin d'évaluer ses effets ? Comment

objectiver sa réussite ou son échec ? Quelles alternatives peuvent-être proposées si le lâcher n'est finalement pas une solution pertinente ?

Pour répondre à toutes ces interrogations, il a été décidé d'analyser par une démarche scientifique rigoureuse et appliquée, les principaux objectifs morphologiques et/ou environnementaux pouvant être atteints par des lâchers morphogènes. Suite à cette analyse, nous avons construit une méthode adaptative pouvant être partagée avec les gestionnaires pour la mise en œuvre de ces lâchers.

Organisation de la thèse

Le mémoire de thèse s'organise sous forme de cinq chapitres (Figure 1).

Le premier présente le contexte scientifique dans lequel s'inscrit ce travail. Il décrit l'état des connaissances acquises par les scientifiques au cours des dernières décennies. Compte tenu du cadre non seulement scientifique mais aussi opérationnel dans lequel se déroule cette thèse, la recherche bibliographique s'est principalement attachée à recenser les retours d'expérience en termes de dimensionnement des lâchers morphogènes. Ces retours d'expérience et les expérimentations menées en parallèle sur 3 sites ont contribué à définir une méthodologie de mise en œuvre de lâchers.

Le chapitre 1 correspond donc à une mise en perspective du travail de recherche au travers :

- ✓ D'une synthèse des retours d'expérience utilisés pour la mise en œuvre des lâchers morphogènes expérimentaux,
- ✓ De l'intégration du concept de « lâchers morphogènes » dans le panel d'actions concernant des lâchers d'eau depuis les barrages,
- ✓ De la proposition d'une sémantique adaptée aux lâchers morphogènes en général permettant de clarifier les multiples définitions existantes dans la littérature actuelle,
- ✓ De la proposition d'un logigramme permettant la mise en œuvre de lâchers morphogènes ou d'alternatives aux lâchers lorsque ceux-ci ne semblent pas pertinents.

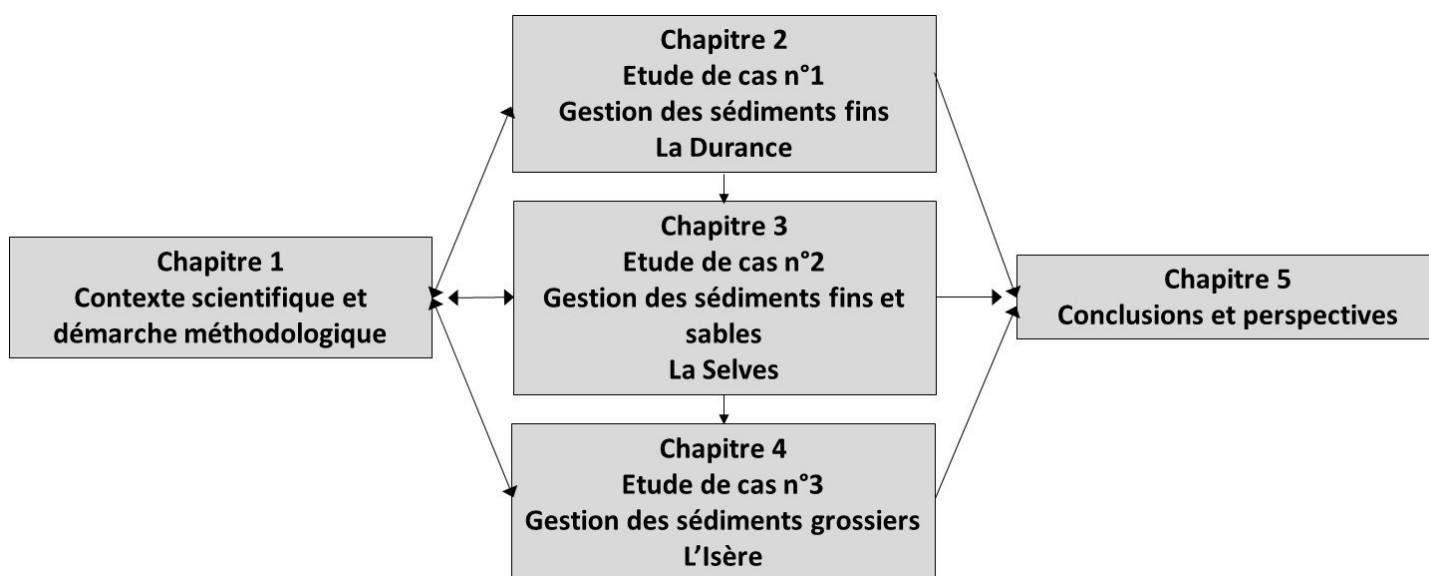


Figure 1 : Organisation du manuscrit de thèse

Les trois chapitres suivants présentent les résultats de différentes expérimentations de lâchers morphogènes conduites in situ. Les expérimentations ont été choisies pour leur complémentarité en termes d'objectifs visés, et couvrent notamment la large gamme granulométrique que l'on souhaitait traiter allant du sédiment fin au sédiment grossier.

Ainsi, le second chapitre présente une synthèse des lâchers morphogènes réalisés depuis 2014 sur la rivière Durance dans le Sud-Est de la France. Bien que la rivière soit très largement à dominante graveleuse, l'étude de cas porte principalement sur la gestion des sédiments fins (limons) pour améliorer le fonctionnement des frayères. De nombreux lâchers sont analysés sur plusieurs tronçons de la rivière et sur plusieurs années. Un tel retour d'expérience sur une même rivière est rare dans la littérature scientifique.

Le troisième chapitre concerne l'expérimentation menée sur la Selves dans le massif central. Cette rivière était fortement envasée et ensablée ce qui pénalisait lourdement le fonctionnement des biocénoses aquatiques. Trois lâchers morphogènes expérimentaux ont donc été réalisés au cours de l'année 2016 dans l'optique de déterminer quel était le débit le plus efficace pour délimoner et dessabler la rivière. Un dernier lâcher a été effectué en 2017 pour observer la réponse morphologique sur la durée.

Le quatrième chapitre décrit l'expérimentation réalisée sur l'Isère dans la Combe de Savoie s'articulant autour de la gestion de la géométrie du lit et du transport de la charge de fond grossière avec des implications associées sur le transport des fines, la mobilité des formes sédimentaires (bancs) et la végétalisation de la bande active.

Enfin, un dernier chapitre met en perspective les différentes conclusions des expérimentations réalisées sur chacun des sites et les réponses apportées par ce travail de recherche.

Ce travail de recherche est le fruit d'une collaboration étroite entre EVS, un laboratoire du CNRS et EDF. EDF est à l'origine de la thèse. Elle a été rendue nécessaire par la demande croissante de lâchers morphogènes sur ses ouvrages en concession. Il a été décidé dans cette optique de confier le travail à un agent du Centre d'ingénierie Hydraulique qui sera à même d'instruire par la suite les futures demandes. EVS apporte un soutien scientifique. La participation du doctorant a consisté à :

- ✓ Réaliser une synthèse bibliographique,
- ✓ Dimensionner et/ou ajuster les lâchers selon le retour d'expérience,
- ✓ Assurer la maîtrise d'ouvrage de l'organisation des lâchers (autorisations administratives, sécurité, coordination des intervenants, le cas échéant études d'impact...),
- ✓ Définir les différents protocoles de suivis des lâchers (suivi environnemental pendant le lâcher, suivi biologique et suivi morphologique),
- ✓ Coordonner les campagnes de suivis sur le terrain en partenariat avec des bureaux d'études en charge de la réalisation des levés,
- ✓ Assurer les liens avec les partenaires locaux pour présenter l'avancement et la stratégie des lâchers dans le cadre d'une gestion adaptative,
- ✓ Rédiger les différents articles présentés dans ce mémoire,
- ✓ Pré-rédiger un guide méthodologique permettant aux administrations et opérateurs de disposer des connaissances de base pour mettre en œuvre ce type d'expérimentation.

CHAPITRE 1 : LA MISE EN ŒUVRE DES LACHERS MORPHOGENES : DEFINITION, SYNTHESE DES CONNAISSANCES ET METHODOLOGIE

Article n°1 :

LOIRE Rémi, PIEGAY Hervé, MALAVOI Jean-René, KONDOLF G. Mathias. « **From flushing flows to (eco)morphogenic flow releases : evolving terminology, practice, and integration into regulated river management** ». Earth Science Review, in review.

Abstract:

Experiments to assess the effects of high flows downstream of dams are increasingly part of the process of defining environmental flows. Our review of scientific literature on high flow experiments reveals wide variations in the terminology used, such as 'flushing flows' and 'channel maintenance flows'. We propose a new term, morphogenic flow releases for high flows designed to interact with the channel to produce changes in channel form, and a more specific term, ecomorphogenic flow releases for those flows specifically to create aquatic and riparian habitats. We compiled approaches used to specify the dimensions of morphogenic flow releases (magnitude, duration, shape of hydrograph, seasonal variation, and recurrence), and assessed potential conflicts with environmental, socio-economic and dam-operational issues. We then propose an approach to implement morphogenic flow releases and alternative actions when such flows cannot be implemented, recognizing that flow is not the only variable of interest downstream of dams, that restoration, sediment supply, and others may also be important to mitigate effects of dams. Returning the channel to a pre-regulation state is often not possible, and it is necessary to address issues pragmatically by identifying the most efficient improvement option and what is financially feasible and socially desirable. Idealistic systematic morphogenic flow releases are not actually the best option.

Keywords: Environmental flow, flushing flow, maintenance flow, dam, adaptive management.

1.1 INTRODUCTION

Over the centuries, many rivers have been regulated to control flooding and to support other uses, such as hydroelectric power, recreational activities, irrigation and the supply of potable water. Nowadays, in the northern third of the planet, 77% of rivers are affected by dams or diversions (Dynesius and Nilsson, 1994) and many dams are under construction or planned in the Global South (Castello et al., 2013), often without their environmental impacts being well characterized. One of the main effects of dams, particularly the largest ones, is the modification of the hydrograph. This change is more or less marked depending on the size of the dam and its reservoir and can affect the peak, the frequency and/or the duration of the floods (Brandt, 2000). These hydrological changes affect the available energy to erode, transport, and deposit sediment in the river, and as a result, can cause the channel form to change. Dams also interrupt the downstream sediment transport by trapping sediment within their reservoirs, thereby altering downstream sediment loads (Kondolf, 1997).

The range of impacts that dams have on river morphology depends on the combined impacts of the dam structure on hydrology and on sediment transport, which vary widely (Brandt, 2000; Kondolf, 1997; Petts and Gurnell, 2005; Williams and Wolman, 1984). Unregulated tributaries downstream of dams can deliver sediment to the mainstem channel, where they accumulate due to insufficient energy to transport them further downstream, resulting in aggradation or clogging of gravel beds, thereby increasing the risk of flooding (Arthington and Zalucki, 1998) and reducing taxonomic diversity of the benthos due to habitat homogenisation (Waters, 1995). Another common adjustment is incision (downcutting) and narrowing of the active channel, coarsening (armoring) of gravel beds, non-renewal of the fluvial features, and the lack of lateral migration (Brandt, 2000; Williams and Wolman, 1984). The morphological changes observed in the river channel may have biological repercussions insofar as they determine the structure and availability of habitats (Arthington and Zalucki, 1998). The sediments that were formerly displaced every year or two can remain in the same place for several years. This lack of dynamism allows riparian and aquatic vegetation (often exotic) to establish in the active channel (Arthington and Zalucki, 1998; Kondolf and Wilcock, 1996; Williams and Wolman, 1984), thereby increasing the risk of flooding.

In response to the environmental degradation of rivers, many restoration actions are being developed, especially downstream of dams (Wohl et al., 2015). Among the techniques available, environmental flow releases have been implemented in many rivers, based on analysis of hydrology and ecological flow needs (Olden et al., 2014). Most such flow specifications have been for low and medium flows, but increasingly these include high flows to maintain channel form or bed sediment quality. These flows are intended to cause the mobility

of sediment downstream from the dams and changes to fluvial features and can be considered as morphogenic. This is the generic term we then propose to specify such releases. The oldest reference to a morphogenic flow release dates back to a 1952 release on the Colorado River from Granby dam (Colorado, USA) to “clean” the bed and restore fish habitats by flushing out fine sediment. In the 1980s interest in morphogenic flow releases started to grow and a number of dimensioning methods were developed (Reiser et al., 1985).

To date, a lot of terms have been proposed for morphogenic flow releases, with the most common being flushing flows and channel maintenance flows (Table 1), sometimes used interchangeably (Kondolf and Wilcock, 1996), and sometimes considered distinct (Arthington and Zalucki, 1998; Rivaes et al., 2015), with a distinction commonly based on sediment size, with fine sediment targeted by flushing flows and coarse sediment by channel maintenance flows. Recently proposed terms for such flows include small flood, larger flood (White et al., 2012), medium flow and high flow with explicit geomorphic effects but no so explicit in the terms used (Arthington and Zalucki, 1998; Cullis et al., 2015). These water releases directly target the relevant ecological environments or compartments: riparian maintenance flow (Hill et al., 1991), habitat maintenance flow (Patten et al., 2001) and valley process maintenance, beach / habitat building flows (Hill et al., 1991). The terminology is thus constantly evolving and the terms used can cause confusion.

The aim of this paper is to review the experience related to morphogenic flow releases reported in literature, the goal of clarifying the objectives of these releases (not always well defined) and to recommend a step-by-step approach to implement morphogenic flow releases, accounting for major constraints.

Reference	Terms used	Definition
(Kondolf et al., 1987)	Flushing flows	Flushing flows are releases from dams designed to remove fine sediment from downstream spawning habitat.
(Wesche et al., 1987)	Flushing flows	Objectives of these, flushing flows, high magnitude, short duration releases are to maintain channel capacity and fish habitat quality by preventing riparian encroachment and flushing accumulated fine sediments from the streambed.
(Reiser et al., 1989)	Channel maintenance Flushing flows	"Channel maintenance" or more commonly "flushing flows" can be applied to meet a variety of interrelated management goals (sediment deposition or aggradation, fish spawning, rearing habitat). Channel maintenance flows: minimum flows that maintain the channel and immediate adjacent vegetation. They also prevent encroachment of vegetation into the channel.
(Hill et al., 1991)	Riparian (or floodplain) maintenance flow Valley forming flows	Riparian (or floodplain) maintenance flow: overbank and over floodplain flows that are needed for the establishment of of-channel riparian and off-channel aquatic habitat. Valley forming flows: large, infrequent flows that are overbank, over floodplain and over terrace flows that are needed to maintain channel patterns, riparian areas and buffer hillslope infringement processes.
(Kondolf and	Flushing flows	Flushing flows are releases from dam designed to remove fine sediment

Matthews, 1991)		from downstream spawning gravels and other aquatic habitat components.
(Schälchli, 1992)	Flushing flows	Flushing flows should be prescribed (i) to flush the deposited fines, (ii) to break up the armor layer, and (iii) to transport the deposited coarse material downstream without covering layers clogged by fines
(Milhous, 1994)	Flushing flows	Flushing flows is used to remove fines and sand from the stream bed. Initially, the requirements of flushing flow were aimed at the removal of fine sediments only. These flushing flow requirements were later extended to include the removal of algal growth resulting from nutrient enrichment from upstream reservoirs.
(Karim et al., 1995)	Flushing flow	To mitigate for the lack of frequent natural floods, artificial high flows capable of mobilising the bed and transporting sediment (typically sand and finer particles) downstream may be used as a management tool. Termed "flushing flows" or "channel maintenance flows", these are commonly specified based on tractive-force calculations of flows required to mobilise the bed, or on the assumption that the Q2 is likely sufficient to achieve bed mobility.
(Kondolf and Wilcock, 1996)	Flushing flows Channel maintenance flows	The habitat maintenance flow is a normal "flushing flow", important for preventing problems of excessive siltation and accumulation of organic detritus. The channel maintenance flow is the gauged bankfull flow.
(Petts, 1996)	Habitat maintenance flow Flushing flow Channel maintenance flow	Sediment maintenance flow: removing accumulated fine sediments from the channel and loosening the gravel. Channel maintenance flow: maintain the erosional and depositional processes throughout the channel and floodplain.
(Wilcock et al., 1996b)	Sediment maintenance flow Channel maintenance flow	
(Stewardson and Gippel, 1997)	Flushing flows Channel maintenance flows High flows	"Flushing flows" which remove fine sediment from the bed surface, check vegetation encroachment and rearrange small-scale bed forms. "Channel maintenance flows" which have the capacity to maintain the overall channel form by mobilising bed and bank sediments. Flushing flows or channel maintenance flows are typically minor flood events (one to two years). High flows are also necessary for floodplain processes but, because of human use constraints, generally no provisions for these are specified. A minor flood pulse referred to as a "flushing flow" or "channel maintenance flow" is often provided for the maintenance of gravelly or sandy substrates by flushing out accumulations of fine sediments. Often the same pulse is expected to perform other functions, ranging from maintenance of channel size by scouring out encroaching vegetation to flushing salt wedges out of estuaries.
(Arthington and Zalucki, 1998)	Flushing flow Channel maintenance flow	Medium flows are often capable of entraining and transporting sand, so specification of medium flow requirements may be particularly important in sand bed rivers.
(Arthington and Zalucki, 1998)	Medium flows	High flows are generally emphasised in geomorphological assessments of environmental flow requirements, and are typically made with regard to the following environmental objectives: to maintain channel size and form, to limit vegetation encroachment, and to remove fine sediment buildups from the stream bed to maintain substrate character in gravel and sand bed streams. Flows to achieve these objectives are commonly referred to as "flushing flows" or "channel maintenance flows".
(Arthington and Zalucki, 1998)	High flows Flushing flows Channel maintenance flows	Flushing flows are high flow releases to simulate some effects of natural floods.
(Kondolf, 1998)	Flushing flows	Channel Maintenance Flow refers to the flow regime that transports a volume of bedload sediment necessary to maintain the stability of a stream channel subsequent to localized disturbances.
(Leaf, 1998)	Channel maintenance flow	Flushing flows are deliberate high-flow releases designed to mimic the action of natural floods in scouring the channel bed, removing
(Kondolf and Williams, 1999)	Flushing flows	

		accumulated fine sediment, maintaining pre-dam channel form, and, increasingly, to inundate floodplains and/or rebuild channel and floodplain features.
(Wu, 2000)	Flushing flow	Flushing flow is the programmed release of a predetermined discharge for a given duration to remove fine sediments from river gravels.
(Acreman, 2000)	Managed flood	A managed flood is defined as a controlled release of water from a reservoir to inundate a specific area of floodplain or river delta downstream to restore and maintain ecological processes and natural resources for dependent livelihoods undertaken in collaboration with stakeholders.
(Patten et al., 2001)	Habitat maintenance flows Beach/habitat-building flows	High discharges within power-plant capacity were called “habitat maintenance flows,” and discharges greater than power-plant capacity were referred to as “beach/habitat-building flows”.
(Hughes and Rood, 2003)	Maintenance flows	Maintenance flows are variable flows contained within the channel wetted perimeter and which, by lateral seepage, replenish water tables in adjacent floodplains and promote growth.
(Jakob et al., 2003)	Flushing flows	Flushing flows are used to remove fine sediments that accumulate in reaches below dams with the primary intent to improve habitat conditions and fisheries.
(Robinson et al., 2003)	Flushing flows Artificial floods	Historically, artificial floods from reservoirs were regarded simply as flushing flows for removing fine sediments in downstream receiving waters or for reservoir maintenance. The use of artificial floods to meet ecological needs in concert with economic and societal needs is a rather recent development, and is in line with current adaptive management principles
(Schmidt and Potyondy, 2004)	Channel maintenance flows	We define channel maintenance flows as non-consumptive instream flows specifically designed to maintain the physical characteristics of the stream channel. Channel maintenance defined in this manner involves more than maintaining the channel as a conduit for sediment. Essential attributes of a properly-functioning, self-maintaining channel include : moving all the mass and sizes of alluvial sediment supplied to the channel, maintaining channel capacity by preventing vegetative growth in the bed of the channel, scouring the channel bed to reshape alluvial features, providing for lateral migration within the stream corridor, periodically inundating the floodplain, and protecting and sustaining channel banks and the floodplain by maintaining healthy streamside vegetation.
(Robison, 2007)	Flushing flows Channel maintenance	In contrast to ecological trigger flows, the objective of channel maintenance or flushing flows is to provide conditions conducive to creating or maintaining stream morphology and habitat where the concern is more long term and intermittent in nature.
(King et al., 2008)	Flushing flows Overturning flows	Flushing flows are small floods of relatively high frequency, that may occur two or three times a year Overturning flows are of a higher magnitude and occur less frequently, perhaps once every one to five years.
(Wald, 2009)	Flushing flows Channel maintenance flows	Flushing flows are high flow pulses that provide sufficient flow depth and velocity for fish migration and flushing organic matter and fine sediment from the channel. Flushing flows renew spawning habitat and maintain juvenile rearing areas. Channel maintenance flows are small floods that provide geomorphic and ecological functions, such as sediment transport and maintenance of streamside vegetation, necessary for “securing favorable conditions of water flows”. They scour the channel bed to reshape alluvial features, provide lateral migration and periodic inundation of the floodplain, and protect and sustain channel banks and the floodplain by maintaining healthy streamside vegetation. Channel maintenance flows mobilise sand and larger sediments, scour streambeds and undercut banks,

(Flinders and Hart, 2009)	Pulsed flows Channel maintenance flows	relocate in-channel wood, and prevent riparian encroachment in the channel. They provide floodplain connectivity and access to important rearing areas for juvenile salmon. Pulsed flows have been employed primarily to improve riffle or pool habitats by removing fine sediments, maintain channel width by removing encroaching and establish or diversify floodplain and riparian habitat by creating bank deposits.
(Holmquist-Johnson and Milhous, 2010)	Flushing flow	A flushing flow occurs when some of the substrate is moved (more than 20–30 percent of the bed).
(Newson et al., 2012)	Flushing flows	Flushing flows are designed to remove silts and sands deposited
(White et al., 2012)	Small floods (riffle maintenance flows) Larger floods (pool or channel maintenance flows)	The Environmental Flow Guidelines are designed to protect those particular features by including flow components, such as base flows (in natural systems mostly maintained by ground water), small floods (riffle maintenance flows) and larger floods (pool or channel maintenance flows).
(Sammut and Erskine, 2013)	Flushing flows	The setting of environment flows often involves the need for flushing flows to maintain the structure and function of bedrock rivers and for removing accumulating fine-grained sediment.
(Jenkins, 2013)	Flushing flows Flood flows	Flushing flows are flows needed for algae removal from the river bed. Flood flows are flows needed for sediment transport and maintaining braided character.
(Wilcox and Shafroth, 2013)	Flushing flows Sediment maintenance flow Channel maintenance flow	Controlled releases of reservoir water can be used to mimic the action of natural floods in removing accumulated fine sediments from the channel and loosening the gravel bed. Such a sediment-maintenance flushing flow is similar to, but typically smaller than, a channel maintenance flow intended to maintain erosion and depositional processes throughout the channel and floodplain. The two types of flushing flow are broadly complementary, although their specific objectives may conflict. Flushing flow goals include removing fine sediment from pools used for rearing habitat and from gravel and cobble substrates used for spawning, juvenile cover, and invertebrate food production.
(Quesada et al., 2014)	Flushing flows	Flushing flows, which are controlled flood flows performed from a dam for a given environmental and/or engineering purpose. Flushing flows have been used typically to mitigate dam-induced impacts, mobilising accumulated sediment and scouring the channel, and maintaining large morphological features. Under appropriate conditions, they are increasingly used as a tool for the maintenance and enhancement of aquatic and riparian habitat.
(Cullis et al., 2015)	Flushing flows	Environmental flow specifications and river restoration measures therefore often include “flushing flows” to maintain channel form and/or substrate sediment conditions.
(Rivaes et al., 2015)	Reservoir outflows Flushing flows	Reservoir outflows, in the form of flushing flows, are intended to mimic the effects of natural D64flows toward the removal of fine sediment and channel maintenance, encompassing the scour of undesired vegetation, which is of great importance to channel flow conveyance.

Table 1 : Review of terms and definitions proposed for morphogenic flow releases

1.2 OBJECTIVES OF WATER RELEASES

Morphogenic flow releases are part of a set of water releases performed downstream from dams (Figure 2). Several conceptual representations of these water releases have been developed, which usually correspond to the European definition of “ecological flows” (European Commission, 2015) or to the notion of “environmental flows”, which offers a broader definition that includes water releases for tourism purposes and other water-related uses (Poff et al., 1997).

Flow releases from dams can be motivated by diverse objectives. They are required to manage dams during maintenance operations carried out on the control systems, mandatory draining for inspections or merely for operational reasons. Other types of water releases can be implemented to facilitate uses downstream from the dam: releases designed to improve drinking water through the dilution or export of pathogens, additional water yield for irrigation or water sports. Most of the time, these releases are not morphogenic insofar as they do not affect the morphology of the river bed or its substrate.

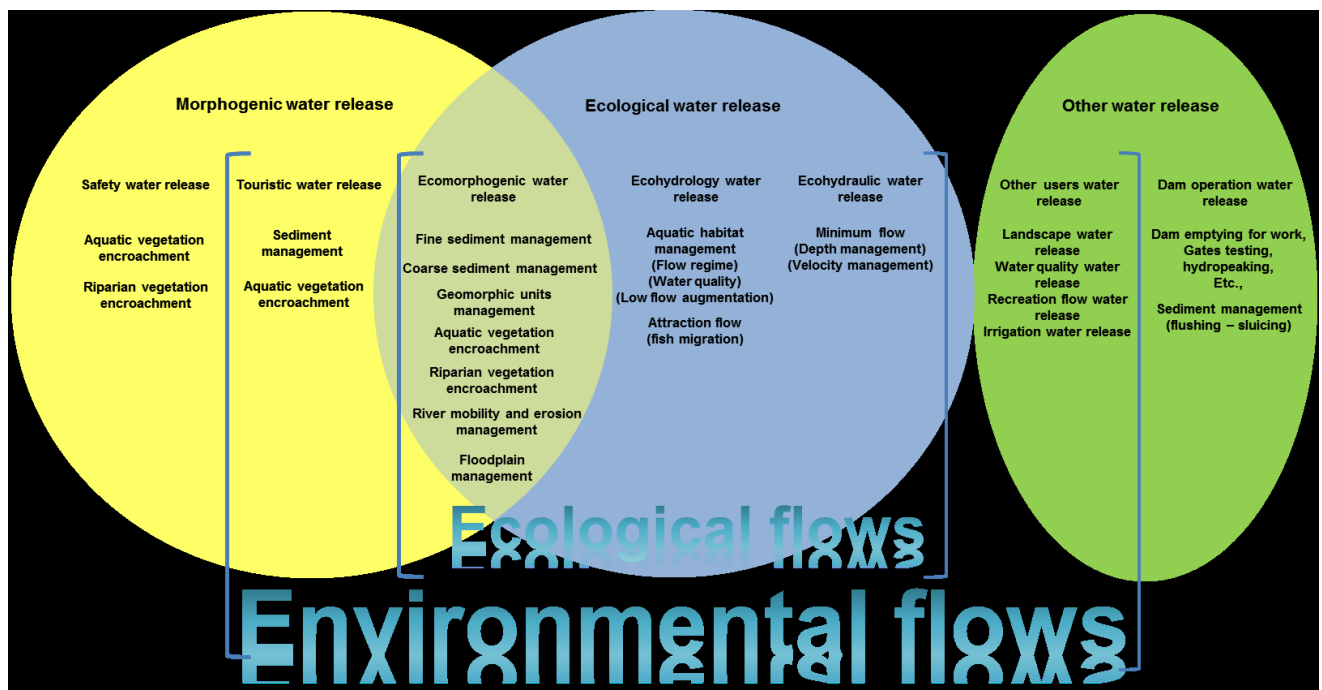


Figure 2 : Conceptual diagram of the water releases performed on dams

The environmental releases are also designed to improve the ecological state of rivers by acting as a hydrological lever. For several decades now, minimum biological flows have been implemented on reaches of rivers to maintain species at a minimum level (e.g., to prevent the channel from drying out or becoming too hot for aquatic species due to shallow or discontinuous flow). Near the end of the 20th century the concept of restoring a more natural hydrograph to improve biotic conditions became widely recognized (Poff et al., 1997; Stanford et al., 1996).

The idea was to characterise all the naturally occurring flows, ranging from baseflows to floods, including flows needed seasonally for fish migration, and to use this information to design a hydrograph that would better support aquatic life. These different flow releases, defined in ecohydrology and ecohydraulics studies, are not morphogenic for the most part as they are not designed to interact with channel sediments and create forms.

Morphogenic flow releases have also been implemented for specific goals, such as removal of algae hindering the smooth supply of cold water to the nuclear power plants along the river Ebro in Spain (Batalla et al., 2014; Batalla and Vericat, 2009; Tena et al., 2013). Morphogenic flow releases have also been implemented to restore geomorphic features needed for tourism, such as the morphogenic flow releases on the Colorado River below Glen Canyon Dam designed to rebuild sand banks needed as campsites for river rafting (Powell, 2002).

Lastly, morphogenic flow releases designed to improve the quality of aquatic environments have significantly increased in number in recent years. Of these water releases, the most prevalent by far are those designed to improve fish breeding or restore aquatic habitats. These measures have traditionally entailed de-silting or de-sanding the substrate of the fish spawning and feeding areas (Beschta et al., 1981; Jakob et al., 2003; King et al., 1998). At other sites, such as Big Cypress Creek (Konrad et al., 2011a) and the Trinity River (Gaeuman, 2014; Wilcock et al., 1996a), morphogenic flow releases have been used to improve habitats by reactivating geo-morphological processes, such as lateral erosion or flushing away sediment brought in by tributaries. The use of water releases to manage riparian vegetation has also significantly increased in recent years (Cooper and Andersen, 2012; Konrad et al., 2011a; Rivaes et al., 2015). Lastly, very high flow releases have been used to restore wetlands on floodplains in some tropical countries (Acreman, 2000).

These types of morphogenic flow releases for ecological purposes can be referred to as “ecomorphogenic flow releases”. These form the last link in the chain of hydrological management of river reaches downstream from dams. Low flows are taken into account by the minimum biological flow, hydrological variability by the notion of hydrological flow patterns, and the highest flows by ecomorphogenic flow releases. This term is preferred to the most common term of the literature since Kondolf et al., (1987) because it is explicit in terms of process-based and embrace all the potential expected effects. Flushing flow can be easily misunderstood with the flow created to remove fine from the reservoir rather than the flow supposed to remove the fine downstream. Channel maintenance is more explicit but can be also seen at the smaller scale of the whole channel form whereas ecogeomorphic flow can be viewed at multiple spatial scale.

mobility of the river, the process of re-vegetation of the river edges and sediment transport. The hydrobiological quality of the river can be studied in connection with the morphological phenomena observed by clearly and objectively assessing the causal links and by distinguishing as accurately as possible any external disruptions.

River compartment	Key morphologic elements	Key ecologic elements
Alluvial substrate	Fine sediment or organic surface clogging Sand surface clogging Fixed alluvial substrate Fine cohesive or interstitial sediment clogging	Poor reproduction of target species Poor quality and diversity of macroinvertebrates
Main to active channel	Fixed geomorphic units Poorly diversified geomorphic units	Poor quality and diversity of fish Poor quality and diversity of macroinvertebrates
Active to bankfull channel	Poorly lateral dynamic Need of sediment recharge Excess of vegetation	Need of young vegetation management Poor quality and diversity of fish Poor quality and diversity of macroinvertebrates Need of vegetation management
Floodplain	Need of flooding Lack of morphologic dynamic Management and formation of oxbow lake or avulsion Lack of fine sediment deposit	Poor quality and diversity of biocenoses Need of vegetation management

Table 2 : Main factors to be taken into account in ecomorphogenic flow release diagnoses

If we do not know the state of the river prior to the disruption, the diagnosis can be compared with a “natural” benchmark to measure deviations from natural conditions. This benchmark may be located upstream from the dam or on a nearby river that displays the same eco-geomorphological conditions. Alternatively, the deviations can be established in reference to management objectives defined by national or local policies. This approach serves to identify the areas of improvement needed to meet natural or regulatory target values.

1.3.3 What type of objectives?

1.3.3.1 Objective-based approach

Clear objectives are needed to assess the relevance of a flow release and dimensioning it (Kondolf and Wilcock, 1996; Konrad et al., 2011) since a “blind” flow release can be more damaging than beneficial as shown for aquatic environments (Reiser et al., 1989). These objectives should also be realistic. Kondolf and Wilcock (1996) show, for example, that objectives expressed in terms of maintaining “natural” hydrological and ecological conditions downstream from major dams are not realistic even though the definition of clear objectives is

possible. While river managers have long sought a single “ideal flow” that could achieve all desired functions for a given river, there is no scientific basis to assume that such an ideal flow exists. Moreover, as morphological changes downstream of dams typically result from both changes to flood hydrology and reduced sediment inputs, modifying only the hydrology can influence only some of the relevant drivers, and thus can only partially address certain impacts. In some cases, it is preferable to take action to address sediment deficit rather than hydrology itself (Rollet, 2007).

Zurwerra et al., (2016) recommend describing the objectives in terms of a “range” to be achieved rather than in terms of a fixed threshold, emphasizing that objectives are often achieved only after several ecomorphogenic flow releases have been implemented. An assessment could be made of the response of the channel to the releases to learn by an adaptive and experimental approach.

1.3.3.2 Proposed objectives

The basis of our approach has been to develop a range of step-by-step objectives based on the expected morphological results. These objectives range from the smallest morphological change (unclogging) to the most significant changes affecting the flood plain morphology, the reactivation of the bedload transport or the lateral shifting of the river (Table 3).

Targeted morphologic compartment	Alluvial substrate		Main to active channel		Active to bankfull channel	Floodplain
Targeted ecologic compartment	Micro-meso aquatic habitat		Meso-macro aquatic and terrestrial habitat			Floodplain habitat
Geomorphic action	Remove fine non cohesive s	Move coarse or fine cohesive or terstitial sediment	Activate geomorphics units and bars erosion	Activate river mobility and bank erosion		Activate floodplain
Expected key geomorphical results	Unclogging (fine + organic matter) Water depth improvement	Unclogging (sand + organic matter) Water depth improvement	Mobilization of armor and scour layer	Geomorphic units and macroforms diversification	Main and active bed mobility Lateral dynamics Recovery of alluvial debris fan Sediment recharge	Erosion Sediment deposit Meander cutoff Avulsion
Expected key ecological results	Fish habitat, spawning and benthic invertebrate improvement	Fish habitat, spawning and benthic invertebrate improvement	Diversification of aquatic biocenoses	Diversification of aquatic and riparian biocenoses	Diversification of aquatic and riparian biocenoses	Diversification of aquatic and terrestrial biocenoses in floodplain
Expected key aquatic and terrestrial vegetation results	-	-	Removal of periphyton	Removal of aquatic vegetation Removal terrestrial (<2yo) vegetation Diversification of terrestrial vegetation	Removal terrestrial (>2yo) vegetation Diversification of terrestrial vegetation	Diversification of aquatic and terrestrial vegetation floodplain

Table 3 : Desired morphological objectives and expected biological responses

The proposed key allows us to link ecological or vegetation management objectives to the desired morphological objectives. Objectives may be related to the substrate, with action focusing on fine sediment, sand and coarse sediments to unclog the river beds and thereby enhance spawning conditions for fishes or generally improve their habitats by increasing the water level. More in-depth action can also take place by generating bedload to ensure downstream transport and, more generally, diversify substrates, or contribute to reducing algal colonisation. Larger releases are likely to have sufficient energy to change the layout of the geomorphic units in the river or to erode the banks to assist with the bedload transport or scour and rejuvenate riparian vegetation. At bankfull flows, the diversification effect is even greater as a result of the lateral mobility of the river and the processes of supplying (augmenting) coarse sediment to the channel through “controlled” bank erosion (“controlled” in the sense it is considered as limited in space and time to prevent any risk situations related to lateral erosion). This is the level of water release that would be expected to be used for renewing mature vegetation. Lastly, after the river has overtopped its banks, the flood plain can experience erosion or deposition.

These major objectives remain theoretical, and there can be intermediary and/or cross-cutting of scenarios, such as the need to remobilise fine sediment on river banks. This objective, for example, would necessarily give rise to a flow that is far greater than the one sought in order to transport the fine elements on the riverbed. Moreover, the higher the ecomorphogenic flow release, the more likely it is to also fulfil the functions sought by implementing lower flows. However, there are constraints, which have to be managed.

1.3.3.3 Adaptive management strategy

Uncertainties about the physical and ecological behavior of complex riverine systems imply that habitat management and restoration should be approached with flexibility to allow modifications to observed system responses (Kondolf, 2000). Adaptive management (Walters and Hilborn, 1975) has been widely advocated by previous authors as an iterative approach to dimensioning ecomorphogenic flow releases (Melis et al., 2015; Patten et al., 2001; Scheurer and Molinari, 2003; Robinson et al., 2003). The goal is to establish a step-by-step, iterative approach to defining the problem based on scientific knowledge and actions to be implemented to solve them (Malcolm et al., 2012; Stanford et al., 1996). Indeed, there is still only a modest understanding of the relations between the physical processes and the biological functioning of hydro-systems. Accurately predicting the responses of the biocenoses to ecomorphogenic flow releases is complex and we must learn by doing. Adaptive management acknowledges uncertainty, and through targeted research, pilot projects, and ultimately large-scale

implementation, can reduce uncertainty, informing the design, implementation, monitoring and adjustment of ecomorphogenic flow releases (King et al., 2010; Konrad et al., 2011). An assessment of the effects of previous ecomorphogenic flow releases thus serves to define how to attain future objectives. The results will help river managers to define new reasonable objectives when implementing a new programme (Konrad et al., 2011). The approach of adaptive management in respect of ecomorphogenic flow releases is to dimension the flows on a step-by-step basis, thereby reducing the likelihood of adverse or undesired impacts (Failing et al., 2004).

In practical terms, a survey can be done before each water release in order to monitor changes in the success indicators, which need to be quantifiable and comparable to be able determine the effectiveness of the water release (Figure 4). The water release can be monitored in order to take in to account the environmental issues and verify the hydrograph. Post-water release monitoring is required in order to obtain tangible feedback and accurately determine its effectiveness. If the water release does not deliver conclusive results, two options are possible insofar as it is difficult to achieve perfect dimensioning with the first release action. If the water release is not effective and it is not possible to adjust its design, the approach will have to be aborted and an alternative management option sought. On the other hand, if it is not effective or only slightly effective and its dimensioning can be modified, a second water release can be considered, but with changes made to the parameters to correct the factors that contributed to the failure of the first water release. This same approach will always be iterative as the project progresses until routine functioning is achieved, with the possibility of reverting to another adaptive management cycle depending on trends in the key indicators.

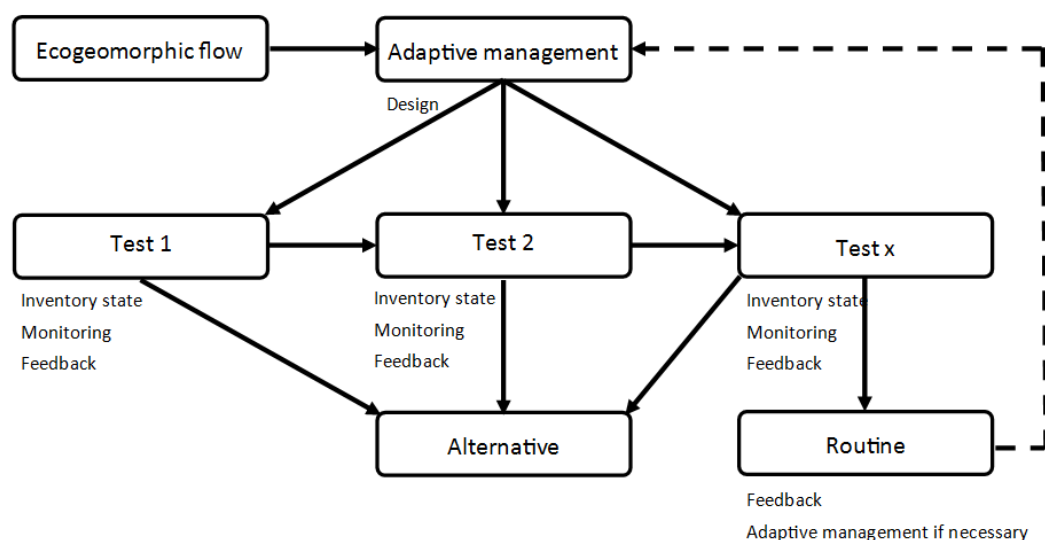


Figure 4 : Principles of adaptive management applied to ecomorphogenic flow releases.

1.3.4 A design to be adapted for each objective

The variability of the impacts of dams on hydrological flow patterns/ sediment patterns and the variability in the (bio)geomorphic response of the river reaches make it difficult, or impossible, to develop a single method for designing ecomorphogenic flow releases (Mürle et al., 2003; Reiser et al., 1989). It has been demonstrated, for example, that different designing methods applied to the same river can give rise to the definition of a broad range of flows to meet the same objectives (Kondolf and Wilcock, 1996; Reiser et al., 1989). It would therefore appear that the water releases should be studied and dimensioned on a case-by-case basis by adjusting them to the physical characteristics of the river and to the desired management objectives (Reiser et al., 1989). The main difficulty in defining the accurate ecomorphogenic flow releases arises from the complex links between hydraulics, bedload transport and the ecological response to these processes.

The different types of approaches used, as presented in the literature (Kondolf and Wilcock, 1996; Reiser et al., 1989), are usually highly empirical (trial-and-error approach) and not often described in “case study” type papers. In some cases, it was necessary to verify parameters using articles on general morphology in order to obtain orders of magnitude for the thresholds. In this paper, we have set out all these elements in summary form bearing in mind the fact that these orders of magnitude are not exhaustive and are suited to some rivers but not to others.

1.3.4.1 Remove fine non-cohesive sediment

Several authors have sought to establish orders of magnitude required to mobilise the finest sediment present in the channel substrate. It would appear necessary at the very least to “disrupt” the river bed (Beschta et al., 1981) or to use the mobilisation of a slightly coarser particle size as a basis to be more confident in achieving objectives. For example, Kondolf and Wilcock, (1996) target the mobilisation of sandy particle sizes whereas Henson et al., (2007) target the mobilisation of gravel.

Mechanistic approaches based on the mobilisation of river bed sediment can be applied to the existing channel based on its local characteristics (width and slope of the channel, particle size of the river bed materials, etc.) without systematically requiring prior calibration. For example, we can calculate the threshold flow needed to mobilise the sediment present on the relevant river bed. There are many methods for calculating this threshold flow, the best-known of which are those of Hjulstrom, (1935) and Shields, (1936). Mechanistic approaches have the advantage of providing calculations specific to each river. However, they are subject to significant uncertainty.

As designing is difficult and subject to uncertainties, flow calculations can also be based on field measurements of sediment mobility at different flows or on sampling of bedload transport. Natural high water flows are therefore studied “in real time or with a slight time lag” in order to dimension as accurately as possible the ecomorphogenic flow releases (Cullis et al., 2015). A recent example of this type of approach was carried out in Switzerland on the Petite Sarine River, where the natural high water flow had produced results deemed to be positive by water managers (including the elimination of algae and clogging in the river downstream from the dam). It was therefore possible to easily establish an effective flow to meet these objectives (Zurwerra et al., 2016). We can also use results from past high water flows if appropriate measurements were made during these events (Wald, 2009). These direct calibration methods can also be used to refine results from the statistical or mechanistic methods presented earlier (Wilcock et al., 1996).

1.3.4.2 Remove sand

Mobilisation of sands can be addressed through the use of mechanistic hydraulic calculations, including formulae for bedload transport, which are applicable for that range of particle size (Kondolf and Wilcock, 1996; Milhous, 1982). It can also be defined using a geo-morphological approach, which once again uses as a reference the larger particle size (Beschta and Jackson, 1989; Kondolf and Wilcock, 1996; Milhous, 1982; Wilcock et al., 1996b).

When the goal is to mobilise and discharge the sands stored in the alluvial channels, a far greater flow is required (Milhous, 1998). Reiser et al., (1989) state that it is necessary to produce a flow that is capable to clean the riffles in order to flush the sands from the alluvial channels while Wesche (1991) recommends producing a flow equivalent to 12 times the average annual flow and Cooper and Andersen (2012) advocate a flow equivalent to 35% of the annual average flow observed prior to construction of the dam.

1.3.4.3 Displace coarse or fine cohesive or interstitial sediment

There are fewer references to mobilising coarser particles in the literature with ecomorphogenic flow releases because, firstly, the issue has been studied less and, secondly, because there are many methods for calculating the flows needed to mobilise the particles, which are based on existing hydraulic equations or calculations of critical shear stress (Milhous, 1982). Carling (1983) and Olsen et al., (1998) indicate that, in addition to a basic calculation, it is possible to focus on the mobility of all or part of the sediments by targeting a specific particle size. When fine sediment is found in the interstices, it would appear necessary to mobilise first the gravel

particles to then remove interstitial fine sediment (Beschta and Jackson, 1989; Kondolf and Wilcock, 1996; Milhous, 1982).

It is also possible to use statistical methods to design ecomorphogenic flow releases for coarse sediments (Kondolf and Wilcock, 1996; Reiser et al., 1989). These methods are based on the assumption that the river bed downstream from the dam is always in equilibrium with the flow conditions prior to dam construction. Using statistical hydrological approaches (flood return periods, dominant flow, and effective flow), the aim is to restore the channel maintenance discharge(s) observed prior to construction of the dam. A large number of authors have thus established empirical relations between a flood return period and the width of the rivers (1.5 / 2 years for example), this return period being associated with the targeted discharge (Pruitt and McKay, 2013). These methods were not specifically developed for the purposes of ecomorphogenic flow releases but stem from studies on watercourses that are subject to no or few anthropogenic influences. They are, however, of limited use insofar as they do not take into account the geomorphological adjustments made by rivers since dam commissioning (Dollar, 2000, Kondolf and Wilcock, 1996; Wilcox and Shafroth, 2013).

In addition, hydraulic modelling or, more recently, hydro-sediment modelling can be used to numerically simulate the forces present in the watercourse, the sediment sizes present, and thus to assess the effects of an ecomorphogenic flow release. Modelling has been used to reduce the number of field tests of water releases by pinpointing the flows that could potentially achieve objectives (Konrad et al., 2011), and is being increasingly used to identify with more precision the location and potential intensity of the expected geomorphological processes (Rivaes et al., 2015; Tena et al., 2013, 2010; Wu, 2000; Wu and Chou, 2004). Model results are best approached with caution due to their uncertainties, so an adaptive approach is still required, under which modelling results are regularly evaluated and adjusted based on field validation data (Tena et al., 2013). Despite uncertainties, modelling can simulate many hydrographs (flow/duration) to determine an optimal water release as a function of the objectives and local constraints (Batalla et al., 2014).

1.3.4.4 Activate geomorphic units and bar erosion

To mobilise gravel bars and other geomorphic features, bankfull flow has most often been recommended (Hill et al., 1991; Petts, 1996; Pitlick and Van Steeter, 1998). More nuanced approaches recognize differences in mobilisation of sediment in the river bed versus bar tops (Kondolf and Wilcock, 1996) or integrate reference flood return periods in a range of 1 to 5 years (Montgomery and Bolton, 2003; Petts, 1996).

1.3.4.5 Activate river mobility and bank erosion

To erode river banks and induce lateral channel shifting, many authors have recommended bankfull flow (Dunne and Leopold, 1978; Hill et al., 1991; Olsen et al., 1998; Petts, 1996), or a flow overtopping the banks (Pitlick and Van Steeter, 1998), or a flow that mobilises the average diameter particles (Shafroth et al., 2010).

1.3.4.6 Reactivate floodplain processes

To reactivate floodplain processes of overbank sedimentation, erosion, and secondary channel dynamics, some authors have recommended at the very least an overbank flow, which could correspond to long return periods, up to 20-25 years (Petts, 1996; Hill et al., 1991, respectively), which are far greater than releases that can typically be produced from hydropower installations. As noted by (Whiting, 1998), it is necessary to first understand the processes by which floodplains are created along a given river reach to specify the flows needed to drive processes and thereby rebuild and maintain floodplains.

1.3.4.7 Managing aquatic vegetation

In recent years, there has been increasing research into ecomorphogenic flow releases designed to effectively combat algae colonization (Flinders, 2009). Considerable progress has been made in terms of knowledge of the key factors to successful and efficient operations, but many questions still remained unanswered (Flinders, 2009). As with most of the other objectives, local geomorphological and ecological characteristics predominate and “algae removal” water releases need to be tailored to each river reach (Cullis et al., 2015; Flinders, 2009).

Effective discharge for periphyton removal

To manage periphyton, Clausen and Biggs, (1997) recommended a flow at least equal to 3 to 5 times the average annual flow, whereas Flinders and Hart, (2009) recommended 10 times. Tonkin and Death, (2014), however, considered the critical flow required to mobilise the substrate, which they estimated to be 50 times the minimum flow. The processes that serve to reduce or limit algae cover were summarized by Peterson (1996) for periphyton (and can be expanded to include other types of algae, such as cyanobacteria). Three types of processes come into play depending on the flows.

Firstly, increased near-bed velocities can result in mechanical uprooting. Flinders, (2009) shows that the targeted velocity must be greater than 1m/s, but the effectiveness of increasing near-bed velocity on uprooting is non-linear and there is probably a threshold effect. In New Zealand, Biggs and Gerbeaux (1993) estimated, for example, that biofilm surface area is reduced fourfold

when it is exposed to speeds of 0.58m/s. Secondly, re-suspension or bedload traction can have an abrasive effect (primarily as a result of sand) and can be generated by a slightly higher flow. Flinders (2009), Ibáñez et al., (2012) and Jakob et al., (2003) demonstrate that the greater the suspended sediment load in the water, the lower the speeds have to be to achieve the same level of effectiveness, with the optimal suspended load being the one observed during floods. Lastly, full mobility of the alluvial substrate can be achieved with an even slightly higher flow, which usually results in burial of periphyton under the “fresh” sediment remobilised upstream.

Effective discharge for macrophyte removal

Moore et al., (2010) confirm the importance of erosion, uprooting and burying phenomena for preventing macrophyte expansion. Generally, the scientific community considers that the effective discharge for eradicating macrophytes is at least the critical flow that is sufficient to mobilise the alluvial substrate (Cullis et al., 2015) over a layer equal in thickness to the depth of the roots of the plants (Batalla and Vericat, 2009; Batalla et al., 2014). Thus, the ecomorphogenic flow releases used in the Ebro (Spain) were dimensioned on the basis of the critical mobilisation flows for the D95 of the river bed grain size (Tena et al., 2013). It is also noted that the effectiveness of the water release increases the longer the event lasts and when the concentration of suspended sediment approaches that of natural high-water flows (Ibáñez et al., 2012). The influence of paving (Tonkin and Death, 2014) and armouring also need to be studied more closely insofar as a compact and stable substrate (paved) is easier to colonize than a non-consolidated substrate (armoured), which is mobilised during small flood events (Heath et al., 2012). The effectiveness of the flow released at the dam can be analysed in situ. Batalla and Vericat (2009) demonstrate that the effectiveness of a water release can be significant over the first few kilometers and then much less so thereafter. As a result, they have been working for a number of years on the designing of several successive water releases (2 to 3) designed to uproot, then consolidate the effect of the flood, and finally entrain the macrophytes downstream.

Algae (and biofilm in general) and macrophytes are able to recolonize the aquatic environment rapidly after a natural high-water flow or an artificial water release in just a few days, hence the use of methods to dimension the recurrence of the water releases based on algae and macrophyte growth rates. Four approaches have been identified:

- ✓ The first is based on the time between two high -water flows (floods) / water releases. Cullis et al. (2015), Heath et al. (2012) demonstrate that one of the most significant control factors on recolonization is the time elapsed since the last high-water event (including ecomorphogenic flow releases),

- ✓ The second focuses on the growth rate. (Flinders, 2009) use as a basis the growth rate of periphyton. They consider that the growth rates must be sufficiently low so as not to exceed the frequency of the ecomorphogenic flow releases that are feasible from an operational point of view. This method can ultimately be assimilated with the first method. However, it entails direct measurements whereas the first method is based more on indirect feedback,
- ✓ The third method is based on a minimum number of water releases. Based on an examination of 15 rivers in New Zealand, (Riis and Biggs, 2003) demonstrated that the number of macrophytes diminished when the frequency of floods increased and that macrophytes could disappear completely if there were 13 floods or more per year,
- ✓ The fourth approach focus on achieving a certain high-water level. For example, in New Zealand (Wellington region), *Phormidium* (cyanobacteria) appears when there are no flows at least equal to three times the median flow for a period of two weeks. This is a preventive warning sign that can trigger the decision to implement a water release (Heath et al., 2011).

1.3.4.8 Managing riparian vegetation

Rivers that have been regulated for decades often display different fluvial features and types/stages of vegetation from those present prior to the construction of dams. These new river states can display considerable mechanical resistance to geodynamic processes, even if releases of identical flows to those of natural pre-dam floods are implemented periodically (Cooper and Andersen, 2012; Wilcox and Shafroth, 2013).

Ecomorphogenic flow releases can lead to mortality of the alluvial vegetation as a result of uprooting, lateral or vertical erosion of the supporting substrates, sediment burial or long-term submersion (Hughes and Rood, 2003; Jourdain, 2017). Rivaes et al., (2015) indicate, however, that the rejuvenation of alluvial vegetation is a topic that has not been sufficiently studied from an operational point of view.

Examples from the literature show contrasting results. The destruction of riparian vegetation following a water release has been clearly demonstrated on the Colorado River where the grasses and herbaceous plants have been buried under two meters of fine sediment and where the herbaceous vegetation of the strip of the river has been uprooted. Shrubs and trees were hardly impacted (Schmidt et al., 2001). Positive effects on young vegetation were also observed during a water release at a site on the Bill Williams River (USA) (Shafroth et al., 2010, Wilcox and Shafroth, 2013). On the Spöl (Switzerland), the ecomorphogenic flow releases

implemented for the purposes of several experiments only had a small effect on the vegetation both in terms of destruction and modification of the group of species (Mürle et al., 2003). This is also what was observed by (Baker, 2002) on the Cudgegong River in Australia.

The effect of ecomorphogenic flow releases can also be the opposite of the desired effect. Hughes and Rood (2003) and Stromberg (2001) show that the sediment deposits generated by flow releases (or small natural floods) can constitute areas of colonization conducive to the germination of native species, as well as of invasive plants.

To maintain the alluvial vegetation in the active strip of the river, ecomorphogenic flow releases need take into account the seasonal nature of the flows and the cycles of development of the vegetation present in the river (Stromberg and Patten, 1990).

It has also been demonstrated that releases of a flow more or less equal to the annual year return prior to the construction of the dam have no effect on the vegetation (Cooper and Andersen, 2012). In order to destroy all or part of the alluvial vegetation located in the active channel of the river, flows that wash away sediment across the whole width of the bankfull channel of the river must be sought. The flows needed to achieve this total bedload transport can equate to return periods of several years (Hughes and Rood, 2003), or even 10 to 15 years for (Kondolf and Wilcock, 1996). Jourdain (2017) argues along the same lines and demonstrates that, on the Isère River (France), for a natural ten-year return period event, a very low percentage of the total surface area vegetated with shrubs becomes mobile again and Salicaceae that are over two years old are not eliminated at all.

To prevent vegetation encroachment, it is necessary to make use of high flows that mobilise the surface of the river bed at least twice a year in order to prevent mature plants from establishing themselves with roots that are resistant to erosion (Kondolf and Wilcock, 1996). The critical constraints needed to uproot seedlings are, however, still poorly defined (Kondolf and Wilcock, 1996). Recent modelling indicates that the flows needed to curb-up vegetation are very site-specific and that alternating high-water levels with a return period of between 2 years and 10 years are needed to maintain the environments (Rivaes et al., 2015), a result confirmed by (Wilcox and Shafroth, 2013).

The effectiveness of ecomorphogenic flow releases on vegetation, as well as on morphology in general, varies depending on the distance from the dam. Erosion associated with plant mortality through uprooting is often observed close to the dam, then these processes are progressively replaced by sediment burial, which can cause mortality on the reaches furthest downstream. This effectiveness also varies laterally. Flow releases on the active river bed are more effective than on the edges. It also varies according to the granulometry: in a sandy river, the substrate

mobilisation thresholds are quickly exceeded, thereby easily reaching the critical erosion value, which does not happen with gravel rivers where these critical thresholds are much higher, and which therefore require powerful water releases (Wilcox and Shafroth, 2013).

Measures to prevent alluvial vegetation recruitment and expansion in the active channel require the implementation of very high flow releases, which are often difficult to generate from dam reservoirs. Attempts could therefore be made to control the vegetation as soon as the dam has been built using fairly large ecomorphogenic flow releases. The re-vegetation dynamic also relates to hydrological mechanisms (Mahoney and Rood, 1998) and its management entails ecohydrological rather than ecomorphogenic approaches by taking measures to influence the flow patterns or the water levels at specific times during the plant cycle, and notably during the recruitment time window.

1.3.5 What recommended characteristics for water releases?

There are 5 degrees of action that depend on objectives and specific context.

1.3.5.1 What discharge value?

The hydromorphological characteristics that have established downstream from a dam can be very different from natural conditions and it is often not relevant to replicate the intensity of natural past flows.

In most of the cases reported in literature, the operators have sought to mimic a period of natural high water Poff et al., (1997). It is therefore important to analyse the hydrological time-series data if they exist or, failing this, those for a neighboring watercourses in order to identify the characteristics of natural high-water flows (frequency, seasonality, specific intensity, etc.).

In most studies, we observe that ecomorphogenic flow releases have lower flows and last for shorter periods than those of past natural high-water flows (Cooper and Andersen, 2012). In certain cases, however, such as the Spöl river in Switzerland, ecomorphogenic flows comparable to natural flows have been delivered, but for much shorter durations than those of the natural events (Robinson et al., 2003).

The precise value of the flow to be reached in order to achieve the expected morphological processes is difficult to assess as it depends to a large extent on the geometry of the river, its slope (Cooper et al., 2012; Flinders, 2009) and the bed grain size. Thus, a flow release that generates insufficient power to mobilise the gravel layer will obviously not be able to modify the sediment composition of the sub-surface, and even less so the geometry of the river (Beschta and al., 1981; Tonkin and Death, 2014).

The flow values to be achieved therefore vary significantly depending on the river and the objectives (Milhous, 1998) and it is also possible to have several flows for the same objective, such as in the Grand Canyon, where Hazel et al., (2010) suggested implementing a strong water release to erode the sediment in tributary confluence deposits, followed by a smaller water release designed to redistribute sand to create beaches on the edges of the river channel, primarily for tourism.

The vegetation within the bankfull channel (grasses, but especially shrubs and even trees) often has a strong hydraulic effect on flows (reduction in speeds, increase in turbulence, etc.), which makes the dimensioning of ecomorphogenic flow releases complex (Stanford et al., 1996). “Post-dam” riparian ecosystems can function in such a way that they inhibit a return to the “pre-dam state” sought by some river managers, even if quasi-natural hydrological conditions are periodically re-introduced into the system. Currently there are few data relating to the existence of this type of post-dam “resistant” functioning, even though the resistance of the alluvial vegetation to high water flows has been analysed and demonstrated (Cooper and Andersen, 2012; Jourdain, 2017).

1.3.5.2 What duration?

Once the flow(s) to be released have been defined, their duration should be determined. The duration is also difficult to evaluate precisely as it depends on several parameters, such as the length of the reach, its slope, its morphology (the geomorphic units in particular), etc. (Reiser et al., 1989).

For Berchtold, (2015) in Zurwerra et al., (2016), the frequency and the duration of the flow are even more important than the peak flow itself. For example, he observes that short ecomorphogenic flow releases with high peak flows only have a limited effect on bedload transport.

The duration of the water release depends a great deal on the particle size targeted by the operation. For example, fine sediment (clays, silts, very fine sands) move approximately at the speed of the wave (Petts et al., 1985). To discharge the sediment from a reach, it is sufficient to calculate the time needed for the wave to translate downstream and to ensure a gradual flow reduction to avoid sediment deposition (Mürle et al., 2003; Zurwerra et al., 2016). The quantity (volume) of fine sediment mobilised and transported by a natural high-water flow or a flow release is unpredictable (Eder et al., 2014) and the maximum quantity may be reached before, at the same time as or after the peak high-water level (Williams, 1989, Beschta et al., 1981; Jakob et al., 2003; Petts et al., 1985; Tena et al. 2014). These differences are the result of the

many processes influencing the erosion and bedload transport, such as seasonal variations in plant cover in the active bed, etc.

Well-dimensioned ecomorphogenic flow releases may be more capable of transporting fine sediment than natural high-water flows. Their rapid rate of flow increases the energy available for erosion in the river (Batalla and Vericat, 2009). Nonetheless, as ecomorphogenic flow releases are implemented for a limited period of time, the total volume transported by natural floods is in fact greater (Tena et al., 2012).

The processes of loading coarse sediments are far slower. The time needed for the bedload to cover the desired transit distance is much more difficult to determine (Dollar, 2000; Wilcock et al., 1996; Zurwerra et al., 2016). For medium-grained and coarse sand, Collier et al., (1997) demonstrated that the duration of a release needed to remobilise sand must account for the non-linear relationship of sediment transport and flow, as illustrated at one of their sites where a doubling of flow produced an eight-fold increase in sediment transport.

1.3.5.3 What hydrograph?

Little information is available regarding the methods used to dimension hydrographs generated during ecomorphogenic flow releases. The rise and fall in the water level must be dimensioned taking into account the technical constraints imposed by the dam installations (Robinson et al., 2003), the environmental constraints, and especially the constraints linked to the safety of property and humans.

A water release hydrograph is effective over a limited space and loses energy as it moves downstream (Henson et al., 2007). The duration and volume of the flow release must therefore to be effective along the whole reach of the projected release. The effect of the same hydrograph on the same river can also deliver very different results depending on the initial state, notably the effects of and time since the last high flow (be it natural flood or dam-released) (Eder et al., 2014).

The shape of the hydrograph affects geomorphological processes including the acceleration of flow on the river bed (Petts et al., 1985). The abrupt stopping of the high-water flow (Watts et al., 2009) or a very rapid fall in the water level (Kondolf and Wilcock, 1996) also appear to influence patterns of erosion and sedimentation. Kondolf and Wilcock (1996) observe, for example, that these processes are more effective when the banks have been submerged for a sufficiently long period (strong presence of internal water) and the flow velocities on the river bed are high.

Most ecomorphogenic flow releases reported in the literature have had only a single peak flow, but in some cases, several peaks have been used to enhance erosion and removal of aquatic vegetation. For example, on the Ebro, a first peak was designed to uproot algae and a second to flush uprooted vegetation from the river reach (Batalla and Vericat, 2009). The same researchers later tested the effects of a 3rd peak (stronger than the second), designed to limit the loss of energy and to optimise the effectiveness of the water release, confirming predictions of mobilised sediment (Batalla et al., 2014).

1.3.5.4 When to implement ecomorphogenic flow releases?

Ecomorphogenic flow releases can, depending on the sites and objectives, be tailored to the ecological functioning of the river system and be implemented during certain periods of the life cycle of the biological communities present in the relevant reach of the river. The example of the unclogging of the spawning grounds prior to the breeding period of target fish species is the objective most commonly cited in literature (Kondolf and Wilcock, 1996).

Among other objectives, water releases can be timed to coincide with the natural seasonal release of willow seeds to facilitate their dissemination (Wilcox and Shafroth, 2013), and water releases could be timed to stimulate indigenous species and thwart exotic species (Power et al., 1996).

For example, the effects of ecomorphogenic flow releases are closely linked to the season in which they are implemented. The extent of fine sediment deposition in coarser alluvial substrates depends greatly on the preceding hydrological conditions and inputs from tributaries (Batalla et al., 2014; Tena et al., 2014). However, the timing of ecomorphogenic flow releases must account for multiple factors. On the Colorado River, water releases were timed to be prior to spawning and larval dispersion of an indigenous fish species, but after the rainbow trout breeding period and the migration of the hibernating birds, and prior to germination of *Tamarix* (an invasive riparian plant) and, finally, prior to the start of the summer whitewater canoeing season (Patten et al., 2001). The many factors specific to each river system constrain the window of opportunity for a successful operation.

1.3.5.5 What frequency?

As part of the implementation of ecological flows, attempts are often made to replicate natural flows, including the strongest flows (Poff et al., 1997). Several ecomorphogenic flow releases may be needed during a hydrological year to meet the needs of the biological communities present in the river (Kondolf and Wilcock 1996). This is confirmed by Mürle et al., (2003), who indicate that attenuating the impacts of river regulation can only be achieved through a high

frequency of ecomorphogenic flow releases. Scheurer and Molinari (2003) demonstrate, however, that on the Spöl River a flow release of 40 m³/s is more effective from an ecological point of view than two flow releases of 10 and 30 m³/s and that only 1 to 2 flow releases per year should be necessary in the long term.

The dimensioning of the annual or intra-annual recurrence of ecomorphogenic flow releases has not been studied to a great extent (Melis, 2011; Robinson and Uehlinger, 2003) except on the Spöl (Robinson, 2012) (Figure 5) and the Ebro (Tena and Batalla, 2017).

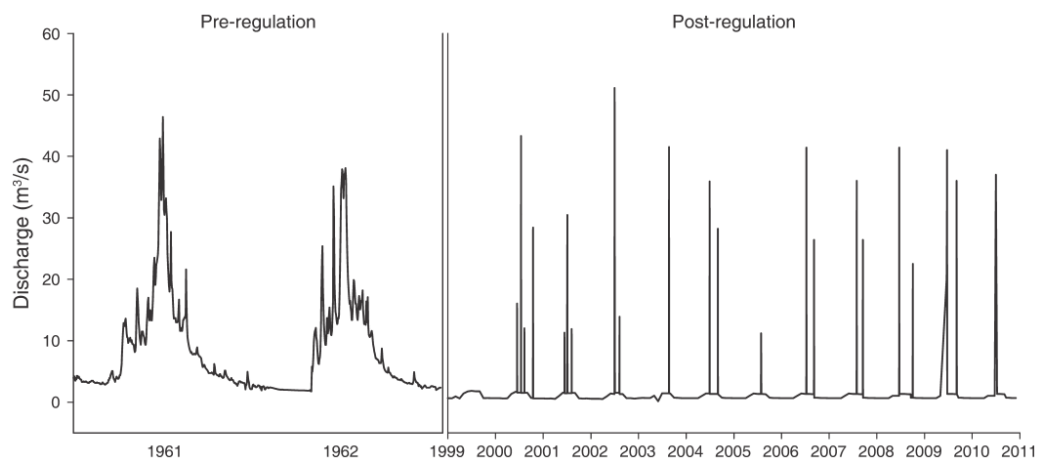


Figure 5 :Example of a series of ecomorphogenic flow releases implemented on the river Spöl compared to the natural hydrological flow pattern (Robinson, 2012)

The necessary recurrence of water releases depends on the desired objectives. On the Colorado, for example, water releases were specified based on sand inputs from downstream tributaries, with 10 years of such inputs considered sufficient to implement one ecomorphogenic flow release of a limited duration and scope (Melis, 2011), an adaptive approach fine-tuned over time. On the Spöl, Mürle et al., (2003) based the recurrence of the ecomorphogenic flow releases on the intensity of the sediment inputs from the tributaries.

To maintain or “clean” spawning areas, releases can be scheduled based on the seasonality of fish spawning and gravel bed clogging by fine sediments (Mürle et al., 2003), or minimum maintenance such as the 3-year frequency proposed by (Milhous, 1998) for spawning grounds on the Gunnison River, Colorado.

On a river subject to vegetation encroachment due to the lack of frequent scouring floods below a new dam, Kondolf and Wilcock (1996) proposed high-water releases on the same frequency as natural pre-dam flows.

Implementing an ecomorphogenic flow release depends also on the hydrological conditions observed during the year. On the rivers Jogne and Grande Eau in Switzerland, one high-water

flow per year is regarded as sufficient, so if a natural flood occurs within the year, an ecomorphogenic flow release is not implemented. Whether a water release is needed is discussed by experts each year after inspecting test sites and calculating the water balance (Zurwerra et al., 2016).

The frequency of ecomorphogenic flow releases also depends on the hydrological region. Thus, in rivers with highly variable flows, stronger and less frequent water releases will be relatively more effective (Wolman and Gerson, 1978).

In conclusion (Table 4), there are still many unknown quantities in the design of ecomorphogenic flow release hydrographs, and thus research and tests are still required to resolve many uncertainties and thereby develop efficient decision-making procedures.

Parameters	Action required	References
Discharge: remove fine non-cohesive sediment	Produce a flow that disturbs the bed surface.	(Beschta et al., 1981)
	Mobilise sand.	(Kondolf and Wilcock, 1996)
	Reorganize gravel to release fine sediment.	(Henson et al., 2007)
	Mobilise sand just before the gravel set in motion.	(Beschta and Jackson, 1989; Kondolf and Wilcock, 1996; Milhous, 1982; Wilcock et al., 1996b)
Discharge: Remove sand	Produce a bed shear stress that will entrain the sand but not the gravel on the basis of the grain size of the fine sediment and the median size of the underlying gravel.	(Kondolf and Wilcock, 1996; Milhous, 1982)
	Produce a semi bankfull flow.	(Pitlick and Van Steeter, 1998)
	Produce a flow equal to 0.66 X channel maintenance flow.	(Petts, 1996)
	Produce a higher flow rate than that required to clean the riffle to scour sand from pool.	(Reiser et al., 1989)
	Produce a flow equal to 12 times the mean annual flow is necessary to scour sand in pool.	(Wesche, 1991)
	Produce a flow equal to 35% of the average annual flow before the dam.	(Cooper and Andersen, 2012)
	Produce some motion of the gravels themselves to flush interstitial sand from a depth equal to about one coarse grain diameter.	(Beschta and Jackson, 1989)
Discharge: Move coarse or fine cohesive or interstitial sediment	Produce a critical shear stress that produces gravel entrainment.	(Milhous, 1982)
	Produce a flow that mobilises the coarsest particles (D84) to mobilise coarser sediment before the movement on the general bed.	(Carling, 1983; Olsen et al., 1998)
	Produce a 1.5/2 year recurrence flow (with limitations).	(Dollar, 2000; Kondolf and Wilcock, 1996; Pruitt and Mckay, 2013; Wilcox and Shafroth, 2013).
	Mobilise gravel to remove interstitial fine sediment.	(Beschta and Jackson, 1989; Kondolf and Wilcock, 1996; Milhous, 1982)
	Mobilise gravel throughout cross section	(Kondolf and Wilcock, 1996)
	Produce a bankfull flow (for new dam project).	(Hill et al., 1991; Kondolf

Discharge: Activate geomorphics units and bars erosion		and Wilcock, 1996; Petts, 1996; Pitlick and Van Steeter, 1998)
	Produce a bankfull flow.	(Hill et al., 1991; Petts, 1996; Pitlick and Van Steeter, 1998)
	Produce a channel maintenance flow or bankfull or 5-year recurrence flow.	(Petts, 1996)
	Produce a 5-year recurrence flow.	(Montgomery and Bolton, 2003)
Discharge: Activate river mobility and bank erosion	Produce a sufficient discharge to scour the banks.	(Kondolf and Wilcock, 1996)
	Mobilise median sediment diameter to build bar, meander cutoff and scour pool.	(Shafroth et al., 2010)
	Produce a bankfull flow.	(Dunne and Leopold, 1978; Hill et al., 1991; Olsen et al., 1998; Petts, 1996)
	Produce a 1-2-year recurrence flow.	(Pruitt and McKay, 2013)
	Produce an overbank flow.	(Pitlick and Van Steeter, 1998)
Discharge: Activate floodplain	Produce an overbank flow.	(Whiting, 1998)
	Produce a muddy over-bank flow.	(Kondolf and Wilcock, 1996)
	Produce a 1-20 year recurrence flow.	(Petts, 1996)
	Produce a 25-year recurrence flow.	(Hill et al., 1991)
Discharge: Periphyton	Produce a discharge equal to 3 to 5 times the average annual flow.	(Clausen and Biggs, 1997)
	Produce a discharge equal to 10 times the average annual flow.	(Flinders and Hart, 2009)
	Produce a discharge to mobilise the substrate.	(Tonkin and Death, 2014)
	Produce a velocity greater than 1m/s.	(Flinders and Hart, 2009)
Discharge: Macrophytes	Produce a discharge to mobilise the alluvial substrate over a layer equal in thickness to the depth of the roots of the plants.	(Cullis et al., 2015), (Batalla and Vericat, 2009; Batalla and al., 2014)
	Produce a discharge on the basis of the critical mobilisation flows for D95.	
Discharge: riparian vegetation	Produce uprooting, lateral or vertical erosion of the supporting substrates, sediment burial or long-term submersion.	(Hughes and Rood, 2003; Jourdain, 2017)
	Do not produce flow more or less equal to the annual year return prior to the construction of the dam.	(Cooper and Andersen, 2012)
	Produce a flow to achieve total bedload transport across the whole width of the bankfull channel (return periods of several years).	(Hughes and Rood, 2003)
	Produce a flow equal to 10 to 15 years or more.	(Kondolf and Wilcock, 1996), Jourdain (2017)
	To prevent vegetation encroachment it is necessary to make use of high flows with a return period of between 2 years and 10 years	(Rivaes et al., 2015), (Wilcox and Shafroth, 2013).
Duration	Fine sediments move approximately at the speed of the wave. To discharge the sediment from reach, it is sufficient to calculate the time needed for the wave to translate downstream the reach.	(Petts et al., 1985), (Mürle et al., 2003; Zurwerra et al., 2016)
	A release to remobilise sand must take into account for the	Collier et al., (1997)

	non-linear relationship of sediment transport and flow. The time needed for the bedload to cover the desired transit distance is much more difficult to determine.	(Dollar, 2000; Wilcock et al., 1996b; Zurwerra et al., 2016)
Hydrograph	Abrupt stopping of the high-water flow or a very rapid fall in the water level appear to influence patterns of erosion and sedimentation. 1 to 3 peaks: the first to enhance erosion and for aquatic vegetation the second to flush uprooted vegetation from the river reach and the last to limit the loss of energy.	(Watts et al., 2009), (Kondolf and Wilcock, 1996) (Batalla et al., 2014)
When? Which frequency?	Prior to the spawning period of target fish species. Prior to the spawning period of target fish species (minimum 3 years). Timed to meet the needs of the biocenoses present in the river Timed on sediment inputs from downstream tributaries One high-water flow per year is sufficient if a natural flood occurs within the year (specific river).	(Kondolf and Wilcock, 1996; Mürle et al., 2003) (Milhous, 1998) Kondolf and Wilcock 1996 (Melis, 2011; Mürle et al., 2003) (Zurwerra et al., 2016)
When? Which frequency? Aquatic vegetation	Based on the time between two high -water flows (floods) Timed on the growth rates Based on a minimum number of water releases Based on achieving a certain high-water level	Cullis et al. (2015), Heath et al. (2012) (Flinders and Hart, 2009) (Riis and Biggs, 2003) (Heath et al., 2011)
When? Which frequency? Riparian vegetation	To prevent vegetation encroachment it is necessary to make use of high flows that mobilise the surface of the river bed at least twice a year Timed to coincide with the natural seasonal release of seeds to facilitate their dissemination or thwart exotic species. Timed on the same scale as natural pre-dam flows for vegetation encroachment.	(Kondolf and Wilcock, 1996) (Power et al., 1996; Wilcox and Shafroth, 2013) (Kondolf and Wilcock, 1996)

Table 4 : Recommended characteristics for water releases based on previous studies

1.3.6 What are the main risks and costs-benefits associated with ecomorphogenic water releases?

1.3.6.1 Dam operational and legal constraints

The implementation of ecomorphogenic flow releases is constrained by the dam's operating safety rules and by legal constraints (Dollar, 2000; Wilcock et al., 1996). It also has impacts on the management of the human resources of dam operators. On the river Spöl, the ecomorphogenic flow release was implemented and limited to just a few hours during the working hours and days of the operators, with the company itself setting the exact time of each water release (Scheurer and Molinari, 2003).

The season can also have an influence on the available capacity. There is a greater probability of the reservoir filling (or refilling) during the wet season than during the dry season (Kondolf

and Wilcock, 1996; Wilcock et al., 1996). The duration of the hydrograph of the water release may also depend on the flow entering the reservoir, which in the Colorado River is a function of snowfall in the basin (Cooper and Andersen, 2012). Some researchers and operators draw on the natural high-water flows of tributaries downstream of dams to increase the effectiveness of the water releases (May et al., 2009; Nelson et al., 1987, Milhous, 1994). On the Colorado River, releases are timed during or just after high flows on the tributaries to benefit from their sand input and to stimulate the desired re-creation of alluvial macroforms and sandy banks. This technique is most effective during the high-flow periods in the Colorado river (Grams et al., 2013; Hazel et al., 2001). Conversely, Kondolf and Wilcock, (1996) Wilcock et al., (1996) recommend avoiding, in certain cases, implementing the water releases at the same time as the high-water flows of the tributaries to limit build-up of natural levees, which confine subsequent flows within the channel, thereby decreasing river bed complexity.

In addition to considerations of seasonality, the nominal volume available in the reservoir often proves to be insufficient to generate the flow(s) needed to achieve the objectives (May et al., 2009; Wilcox and Shafroth, 2013). The capacity of the hydraulic equipment (valves, flap gates, etc.) can also be insufficient to produce the desired flow downstream (Dollar, 2000; Rivaes et al., 2015; Wilcock et al., 1996; Wilcox and Shafroth, 2013). The design of the hydraulic works must therefore be taken into account when dimensioning ecomorphogenic flow releases, particularly for higher flows required for such objectives as preventing encroachment of riparian vegetation in the river bed (Rivaes et al., 2015).

In addition to the intrinsic hydraulic capacity of dam installations, some operators may be reluctant to use the flood spillways for ecomorphogenic flow releases (Cooper and Andersen, 2012), and technical problems may create difficulties in delivering flows (Scheurer and Molinari, 2003). On the Savannah River, the change in operations caused erosion of the reservoir banks in a recreational zone (Konrad et al., 2011).

The implementation of a ecomorphogenic flow release requires not only availability of water in a reservoir or a sufficiently wet year, but also sometimes the participation and cooperation of several hydroelectric power operators or entities managing other types of reservoirs (for irrigation, for example). This need for coordinated management can further complicate the implementation of a ecomorphogenic flow release, which can take several years, as was the case in an upstream reach of the Colorado River (Pitlick and Van Steeter, 1998).

Depending on the capacity of the dam installations and the sometimes restrictive management rules, it may be that only part of the objectives of the ecomorphogenic flow releases can be achieved (Kondolf and Wilcock, 1996).

1.3.6.2 Morphological adjustment and sensitivity

Because the downstream channel may already have adjusted to the post-dam flow regime, flow releases meant to recreate a pre-dam hydrograph can have very different geomorphological effects in the post-dam channel (Salant et al., 2006). Milhous (1994) noted a 50% narrowing between 1961 and 1994 on the Trinity River; releasing the pre-dam Q2 into such a narrowed post-dam channel may have a greater geomorphic impact due to increased depth and shear stress for a given discharge.

(Kondolf and Wilcock, 1996) consider that, downstream from the dam, when the bankfull channel has narrowed and considerable woody vegetation has developed, a return to the historical dimensions of a channel would probably require a socially unacceptable flow. Therefore, in most cases, periodical ecomorphogenic flow releases do not allow for the restoration of the initial natural state of the river. The geomorphological state to be achieved cannot therefore be the initial natural state, but instead a long-term objective that is as close to the natural conditions as possible and which can be obtained through one or more ecomorphogenic flow releases (Figure 6). The water courses that display similar natural conditions (flow, region, bio-geographical features, altitude, etc.) can be used to define the objective(s) in relation to a benchmark (Zurwerra et al., 2016).

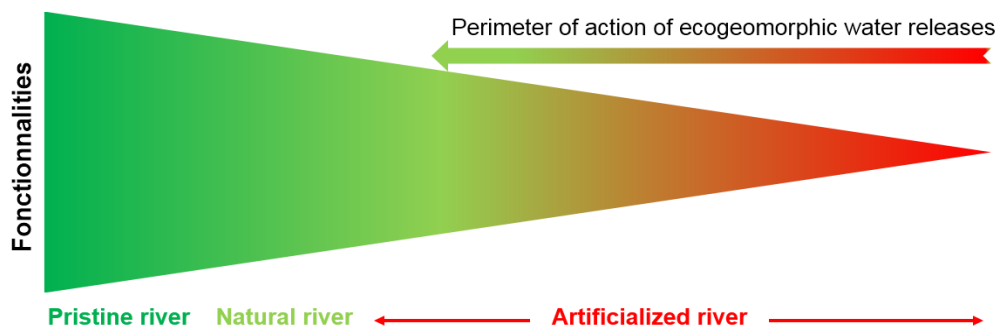


Figure 6 : Scope of action of ecomorphogenic flow releases

An ecomorphogenic flow release can be dimensioned on a case-by-case basis. Rivers respond very differently from a morphological and ecological viewpoint following the construction of a dam. These responses vary primarily depending on the transport of solid material in the bypassed reach, the frequency of the residual flood flows (inputs of tributaries for example), local geo-morphological constraints (slope of the valley, geological conditions, etc.), the type of dam installation (large dam, mobile river dam, etc.) and its management (Power et al., 1996).

Most ecomorphogenic flow releases used to be dimensioned solely on the basis of hydraulic measures, but it is now obvious that the sediment balance must be factored into calculations (Milhous, 1998). Many studies clearly show the need to take into account the bed material size

and bedload transport capacity of the river to correctly define efficient management strategies (Salant et al., 2006). Furthermore, there must actually be sediment available for ecomorphogenic flow releases to be effective (May et al., 2009). It is the size and structure of the sediment that will determine the volume of the potentially mobile materials (Henson et al., 2007). If the sediment balance, the nature of the substrates and their availability are not taken into account, geomorphological and ecological imbalances are likely to occur.

In the event of sediment discontinuity between the upstream and downstream side of a dam, strong ecomorphogenic flow releases can have very adverse morphological effects, such as river bed paving or incision. It is therefore important to evaluate the potential geomorphological responses to ecomorphogenic flow releases from the design stage onwards and to redefine them regularly based on an adaptive approach (Kondolf, 1997; Mueller et al., 2014; Tena et al., 2013).

1.3.6.3 Biological risks

Ecomorphogenic flow releases must take into account the long-term impacts on biodiversity and ecological functioning (Konrad et al., 2011).

Risk of disturbing a post-dam ecological equilibrium

Dam construction induces not only geomorphic adjustments downstream, but also ecological changes associated with disrupted migration and dispersal, altered flow regimes, and trapping of sediment and nutrients by dams. Over time, changes such as reduced flow variability and reduced sediment load can lead to establishment of new species adapted to the new conditions (or shifts in community structure), and releasing morphogenic flows could jeopardize the newly-established ecological community adapted to stable flow regime, which can sometimes be very productive (Collier et al., 1997; Schmidt et al., 1998). An analysis of the pros and cons of such ecomorphogenic flow releases is needed to inform decision makers (Schmidt et al., 1998).

The success of ecological water releases, and especially strong flows, requires a greater understanding of the links between flows, geomorphological evolution and biological responses (Shafroth et al., 2010). For example, one of the common goals of many ecomorphogenic flow releases is to maintain and/or re-stock a community of indigenous fish in a river by increasing the functionality of the spawning areas and recruitment. However, our understanding of the hydrological needs in the early life stages of fish is often limited, and it is therefore difficult to predict their response to specific artificial events (King et al., 2010). To assist with dimensioning, it is possible to construct models of the biological-physical interactions, but these are notoriously complex and difficult to model (Morais et al., 2013).

Biological risks related to release time and intensity

Many aquatic organisms use cues, such as rainfall, an increase in flow, or temperature changes to anticipate the arrival of a flood and to seek shelter. However, if ecomorphogenic flow releases occur without providing such cues, organisms can be negatively affected, e.g., by excessively abrupt increases or decreases in the flow and stage (Mcmullen and Lytle, 2012). Therefore, the choice of the date of implementation of an ecomorphogenic flow release must be evaluated correctly in order, for example, not to affect:

- ✓ The rate of survival of fish roe and embryos living in the subsurface (Collier et al., 1997; May et al., 2009; Nelson et al., 1987),
- ✓ The rate of survival of juveniles (Melis, 2011), even though it has been demonstrated by Ortlepp and Mürle, (2003) that juveniles and fry can survive powerful ecomorphogenic flow releases,
- ✓ The dissemination of invasive plant seeds (Collier et al., 1997),
- ✓ The egg-laying of nesting birds on river edges (Collier et al., 1997),
- ✓ The re-infiltration of fine sediment into the gravelly substrates after the water release (Kondolf and Wilcock, 1996).

The drifting of invertebrates during ecomorphogenic flow releases (those unable to take refuge in lentic zones) is similar to that observed during natural high flows. For example, the number of invertebrates can be halved after either a ecomorphogenic water release or a natural flood (Brooker and Hemsworth, 1978; McMullen and Lytle, 2012). On the river Spöl, the impacts of ecomorphogenic flow releases on invertebrate populations of (reduction in the number due to drift and stranding) are considerable immediately after the water release, but they recover quickly, sometimes in only ten days or so (Mcmullen and Lytle, 2012). In the long term, the degradation in the invertebrates stock is offset in some cases (Mcmullen and Lytle, 2012), while in other cases there are reductions in density and diversity (Robinson, 2012). If ecomorphogenic flow releases continue to be implemented, over time the composition of invertebrate species evolve towards taxa adapted to more frequent disturbances and thus closer to pre-dam communities (Robinson et al., 2003).

Poorly dimensioned ecomorphogenic flow releases can cause significant damage to species or life stages that cannot cope with high speeds, such as some nymphs (De Jalon and Sanchez, 1994; Nelson et al., 1987). Strong flows can also cause eggs or fish larvae to be flushed out of their incubation or feeding grounds, thereby jeopardising recruitment. This last point is particularly true for species with short breeding periods (Morais et al., 2013).

With high flows, there is also a risk of mortality to eggs or fry caught in the flow and/or from mechanical shocks. However, the often-mentioned effects of scour may be avoided by taxa such as salmonids, which systematically seek out sites and depths where their eggs are unlikely to be scoured during a “normal” year (Malcolm et al., 2012; May et al., 2009). Burial depth can be evaluated for different species and is used to design the water release so as to prevent any erosion from reaching these values (Malcolm et al., 2012). The modelling data for Oak Creek suggest that an ecomorphogenic flow release equal to half of the flow needed to destroy the armor would eliminate most of the fine sediment and would not cause any significant embryo drift. On the river Spöl, Ortlepp and Mürle (2003) have demonstrated that the fish could display visible signs of injuries in the wake of ecomorphogenic flow releases, such as abrasion of gills or of the mucous layer of the skin, and that the number of fish immediately before and after such a water release tended to fall or remain identical.

Cocherell et al. (2012) conducted laboratory studies in order to make up for the lack of field data on fish displacement. They show that high flows can cause the displacement of fish towards the sides of the rivers, where they seek refuge. These displacements are particularly significant during short-lived events when the speeds change rapidly. Drifting of fish downstream can also be observed, such as on the Colorado (Valdez et al., 2001). Rapid fall in the high-water level can cause fish to be stranded along channel margins, as shown on the Spöl, where less than 2% of the total fish stock suffered from stranding (Ortlepp and Mürle, 2003). Consequently, the fall in the high-water level can be modelled to mimic the natural hydrograph (Patten et al., 2001).

Water temperature in a ecomorphogenic flow release can also impact on the behavior of fish and macro-invertebrates (King et al., 1998).

In some cases, ecomorphogenic flow releases have even been counter-productive and have stimulated the development of non-native species because they can also profit from the overall benefits of releases (Cross et al., 2011; Dodrill et al., 2015). These different elements highlight the ecological compromises that have to be taken into account when implementing ecomorphogenic flow releases. Designing for only one objective can have adverse effects on other resources.

Risk of clogging

Ecomorphogenic flow releases can remove fine sediment from the bed, but they can also result in increased fine sediment in the subsurface, which can harm the development of certain species or stages in the development of aquatic communities (Franssen et al., 2014; Malcolm et al., 2012). The deposition of fine sediment in the river bed can therefore constitute an increased

risk for the survival of eggs and embryos by reducing hyporheic flows required for eggs to incubate, or bury the juveniles as they try to emerge from the substrate (May et al., 2009). The presence of a dam is also likely to contribute large quantities of suspended sediment when the valves are opened (Brooker and Hemsworth, 1978), which can result in low dissolved oxygen levels and exacerbate the gravel clogging downstream if a clear water isn't subsequently released.

Risk of pollution

Mobilisation of contaminated sediment from the riverbed or reservoir deposits can result in polluted water in morphogenic flow releases (Watts et al., 2009, Krein and Symader, 2000). These fractions can be mobilised by even the weakest of ecomorphogenic flow releases. There are, however, few studies on the phenomenon of pollution dispersal by suspended sediments, but it must be taken into account nonetheless (Quesada et al., 2014).

Lastly, the sum of all the biological constraints can sometimes lead to a stalemate in terms of implementation of a ecomorphogenic flow release (Collier et al., 1997).

1.3.6.4 Socio-economic considerations when designing a release

Flood/river bank protection risk

One of the main constraints to using ecomorphogenic flow releases is flooding. This is often exacerbated by the fact that, following the construction of dams, especially those that prevent floods, the flood plains have been built on (Kondolf and Wilcock, 1996; Stanford et al., 1996). Ecomorphogenic flow releases can therefore be constrained by a maximum acceptable flow for this type of risk (Batalla and Vericat, 2009; Nelson et al., 1987).

There are also risks of increased erosion of the river banks, which can give rise to legal disputes and additional costs if infrastructure or private properties are damaged during ecomorphogenic flow releases. It should be noted that this limitation inherent in ecomorphogenic flow releases resulting from the erosion risk also limits, by its very nature, the sediment reloading capacity through river bank erosion (Cooper and Andersen, 2012; Kondolf and Wilcock, 1996).

Water sharing issues and win-win strategy

The question of water uses and water sharing is crucial to the implementation of ecomorphogenic flow releases. This is a complex question, as it implies multiple interest groups (Robinson and Uehlinger, 2003). Generally, the availability of water at the right time, regardless of the use, is a major constraint (Wilcock et al., 1996).

The needs for hydroelectric power generation are those that are easiest to apprehend. On the Ebro, for example, ecomorphogenic flow releases are not generated in Riba-Roja in winter, as this is a period when hydroelectric power generation is at its peak due to high demand. The water releases are therefore scheduled in the spring and the autumn (Batalla and Vericat, 2009).

Irrigation needs are often cited as a major constraint to the implementation of ecomorphogenic flow releases due to the loss of volume that they cause (Nelson et al., 1987; Singer and Dunne, 2006). Cooperation with farmers is therefore essential (Robinson and Uehlinger, 2003; Scheurer and Molinari, 2003).

Potable water supplies and a number of recreational and cultural uses can also be affected by the use of ecomorphogenic flow releases when they cause variations in volume and wetted surface area in the reservoir or conflict with certain downstream recreational activities (fishing, rafting, etc.) (Andrews and Pizzi, 2000; Patten et al., 2001). In certain cases, such as on the Tongariro River (New Zealand), ecomorphogenic flow releases and water uses can be combined. Tonkin and Death (2014) demonstrated that water releases intended to allow for canoeing activities could have a very positive effect on reducing the proliferation of periphyton in the river. Such documented synergies, however, are rare.

Acceptance by the local stakeholders

Implementation of ecomorphogenic flow releases requires a great deal of cooperation between the various stakeholders (Melis et al., 2015), as this type of management is likely to create societal concerns (Wilcox and Shafroth, 2013). If management authorities and local stakeholders clarify their expectations of results from ecomorphogenic flow releases, this can improve understanding of feasible outcomes for a given region. (Cooper and Andersen, 2012).

A successful project will require the active cooperation of the dam operator (Patten et al., 2001). The needs for implementing one or more ecomorphogenic flow releases must be accepted by all concerned - users and management authorities alike (Acreman, 2000) in the knowledge that the dam is indeed responsible for all or part of the degradation of the aquatic environments downstream (Scheurer and Molinari, 2003). Dam operating methods can also evolve positively based on the conclusive results of ecomorphogenic flow releases (Patten et al., 2001; Robinson and Uehlinger, 2003).

1.3.6.5 Key economic and financial issues

Several authors argue that the financial and environmental costs of artificial water releases can be considerable (Bradford et al., 2011; Kondolf and Wilcock, 1996; Patten et al., 2001;

Robinson and Uehlinger, 2003; Wilcock et al., 1996; Wu and Chou, 2004). It is thus necessary to specify the ecomorphogenic flow release volumes as precisely as possible, as the water released is no longer available for storage or power generation (Kondolf and Wilcock, 1996; Wilcock et al., 1996; Wu and Chou, 2004). For example, a 1996 water release of 0.27 km³ on the Colorado River cost USD 1.5 million for the scientific research component (monitoring, studies) and USD 2.52 million in loss of power revenue for the operator (3.3% of annual total revenue), making a total cost of USD 4.02 million (€ 3.85 million). Even though the scientific issue is an important one, as are recreational activities (rafting is responsible for a turnover of USD 80 million), the costs were borne by the hydroelectric power company rather than by the federal authorities (Andrews and Pizzi, 2000; Patten et al., 2001).

In certain cases, flows are adjusted to avoid water losses generated by the water releases so as to prevent power losses. This is the case with the River Spöl in Switzerland where the instream flows have changed from 1.5 m³/s at night and 2.5 m³/s during the day to 0.7 m³/s in winter and 1.6 m³/s in summer, in exchange for annual ecomorphogenic releases, thereby rendering the project cost neutral (Robinson and Uehlinger, 2003; Scheurer and Molinari, 2003).

The loss of hydroelectric power resulting from ecomorphogenic flow releases can be offset by using other types of power plants (Stanford et al., 1996). However, replacing an energy source that does not produce greenhouse gases with another energy source that produces higher CO₂ emissions can have an overall adverse impact on the environment (Scheurer and Molinari, 2003).

The costs of a ecomorphogenic flow release do not stem only from the loss of power revenues (or other profitable use of waters) and to the cost of impact studies, but can include other costs such as the loss of gravel in the reach affected by the release and its replacement through the artificial re-injection of gravel, which advocates for the lowest possible flows to be implemented in order to meet the stated objectives (Kondolf and Wilcock, 1996; Wilcock et al., 1996). The costs for the reservoir-related uses, such as the supply of potable water (Kondolf and Wilcock, 1996), tourism or recreational uses, as well as protection of downstream infrastructure, should also be taken into account (Cooper and Andersen, 2012).

The water-related costs are often greater with this type of operation and the decision to implement an ecomorphogenic flow release must therefore be made in relation to other feasible alternatives that could achieve the same objective (Wilcock et al., 1996). The different feasible options could therefore always be determined, even though there is considerable uncertainty in terms of assessing the costs and benefits of an ecomorphogenic flow release compared to alternative solutions (Kondolf and Wilcock, 1996).

1.3.7 How to monitor and assess the success of a water release?

1.3.7.1 How to monitor a water release?

According to Konrad et al., (2011), the monitoring systems in place to monitor ecomorphogenic releases as a whole must be able to answer four essential questions:

- ✓ Have the desired ecological responses been provided?
- ✓ What were the unexpected consequences?
- ✓ What needs to be changed to the dimensioning in order to improve the results or can the same results be obtained at a lower cost (efficiency concept)? Is this for example a one-off experiment or do the water releases need to be repeated and, if so, at what frequency?

Monitoring is usually field-based. Monitoring of the main parameters can be used to verify the effectiveness of ecomorphogenic flow releases. This is costly, however, and can, in some cases, be difficult to implement. It should be noted that the monitoring must go beyond the direct environmental responses. It can also take into account the services provided by these environments, such as the supply of potable water, power generation, fishing and recreational activities, which have a tangible value (Palmer and Filoso, 2009).

The monitoring measures designed to evaluate the effects of the water release are, in general, performed before and after the event over a given period, which includes several monitoring phases depending on the compartments (Jakob et al., 2003; King et al., 1998; Malcolm et al., 2012; Robinson et al., 2003). For example, on the Bill Williams, Savannah and Cypress Rivers, repeated short-term studies have been conducted to evaluate the impact of ecomorphogenic flow releases on the environment. The ultimate goal was to benefit from swift feedback in order to meet the initial objectives more efficiently in terms of intensity, duration and frequency, and therefore in terms of water used. Long-term monitoring primarily entails monitoring changes to the biodiversity and functionality of the environments in order to validate the appropriateness of the ecomorphogenic flow release for the desired improvement to the natural environments. Long-term monitoring is also justified because assessing the biological responses to ecomorphogenic flow releases is complex as the dependent variables respond also to other natural and man-made trends (Konrad et al., 2011).

Multi-compartment monitoring is required, as the hydromorphology resulting from ecomorphogenic flow releases is expected to have an impact on several biological factors. Understand this properly requires a coordinated approach among the sciences of hydrology,

hydraulics, geomorphology and freshwater ecology, but such a coordinated approach is seldom documented in the literature (Newson et al., 2012).

The choice of monitoring stations must be made carefully, taking into account the different geomorphological units, types of river reaches and distances to the dam (Malcolm et al., 2012). If the results are not transferable from one site to another, site-specific monitoring must be conducted in order to obtain representative results, which can be used for the purposes of adaptive management (Malcolm et al., 2012).

There are several ecomorphogenic flow release monitoring benchmarks, but very little monitoring of the combined effects of these water releases over several years (Robinson and Uehlinger, 2003), the exceptions being the Colorado River in the US (Melis, 2011), the Spöl in Switzerland (Mannes et al., 2008; Robinson, 2012), and the Ebro in Spain (Tena et al., 2017).

1.3.7.2 Definition of success and trigger indicators

Evaluating the success of ecomorphogenic releases can be carried out by comparing the initial state(s) of the river with its post-release state(s). Indicators could allow for straightforward quantification of the process trends and quantifiable objectives, such as improvements in degree of fine-sediment clogging of gravels, or populations, biomass or density of target species. Because rivers are dynamic, a single initial state may not be representative of average conditions and it is strongly recommended to have a set of initial stages to capture the inherent variability of river geomorphology and response variables. Moreover, the river does not always reach a steady-state equilibrium when a water release is conducted and initial and post-treatment stages must be then properly interpreted considering the temporal trajectory of river adjustment.

The effectiveness of the hydrograph in producing change can be put in context of the hydrological year in which it was were implemented, and accounting for downstream attenuation of flow peaks with longitudinally distributed water gauge sensors. The water release can be also monitored by measuring the turbidity and the main physical and chemical parameters in order to verify that it is effective and there are no adverse consequences for aquatic communities. Regular or continuous water sampling, for example, could be implemented (Beschta et al., 1981; Cambray, 1991; Jakob et al., 2003).

Morphological parameters to be monitored could be tailored to provide evidence of achievement of desired processes and outcomes (Table 5). For fine sediments, clogging or sediment thickness indicators can be tied in with estimates of the fine sediment load in a sediment budget framework (Reid and Dunne 2016). The distance covered by the particles of different sizes can

reveal the extent to which the water release has triggered sediment mobility. For sand particles, colored tracers can be used on small watercourses, while the mobility of the coarser particles can be evaluated with painted plots. These two methods may, for example, provide an order of magnitude of the sediment balance generated by the water release. If we are studying the mobilisation and diversification of the geomorphic units, a simple quantification of the geomorphic units before and after the water release can be obtained. It can be combined with a study of bank or topographical evolution indicators. When studying the mobility of the river bed, river bank erosion (number of sites, total length of eroding bank, and estimated volume of sediment contributed from this process) and the evolution of the sinuosity index can be quantified. If the river is large enough, aerial LiDAR and satellite imagery, and aerial photographs can be used to quantify historical changes.

In the medium and long term, biological responses are probably the most relevant indicators, as they are most often the reason for implementation of the water release. Although biological parameters can be analysed over the medium-to-long term, measurements can (and should) be made before the first water release implementation. Some measurements, such as the evaluation of the number and characteristics of spawning areas, provide a potentially rapid response as to the effectiveness of the water release. The parameters relating to the density or biomass of fish or invertebrates will require longer time series data due to the life cycle durations (6 months to several years). The analyses must account for other factors that could influence results (pollution, river works, etc.).

Water release trigger criteria can also be defined on the basis of relevant success criteria. The trigger criteria can be used to quantify the state of degradation of the environments and make an objective justification for the implementation of an ecomorphogenic flow release. The trigger criteria can be morphological, such as reaching a clogging index indicating an adverse effect for breeding a few weeks prior to spawning. They can also be biological by taking into account, for example, algal density criteria or hydrological criteria based on the absence of high-water flows during a given period. In any case, the trigger criteria must be linked to a precise and directly quantifiable objective.

Based on the defined trigger criteria, as was the case with the success criteria, field measurements can be taken at several representative stations a short time before the scheduled water release date in order to determine whether the release needs to be implemented or not.

Geomorphic action	Remove fine non cohesive sediment	Remove sand	Move coarse or fine cohesive or interstitial sediment	Activate geomorphic units and bars erosion	Activate river mobility and erosion	Activate floodplain
	Discharge / Duration					
Key geomorphic indicator	- Clogging level on targeted geomorphic units - Fine sediment thickness - Water depth - SSC / Fine sediment budget	- Clogging level on targeted geomorphic units - Sand thickness - Water depth - Particule covered distance - Bed active scour layer - Sand sediment transport estimation / Sediment budget	- Same indicators as "remove fine non cohesive sediment" for cohesive fine sediment - Interstitial clogging level - Particule covered distance - Bed active scour layer - Bedload transport estimation / Sediment budget	- Geomorphic units comparison - Bank index - Bed active scour layer - Topographic change	- Riverbanks erosion index - Plan evolution - Sinuosity index - Topographic change	- Water depth on floodplain - Suspended sediment on floodplain - Topographic change
Key biologic indicator	- Number of spawning area - Fish biomass - Fish density - Fish growth - Macroinvertebrate index	- Number of spawning area - Fish biomass - Fish density - Fish growth - Macroinvertebrate index	- Number of spawning area - Fish biomass - Fish density - Fish growth - Macroinvertebrate index - Habitat diversity	- Number of spawning area - Fish biomass - Fish density - Fish growth - Macroinvertebrate index - Habitat diversity - Type, density and biomass of fauna	- Number of spawning area - Fish biomass - Fish density - Fish growth - Macroinvertebrate index - Habitat diversity - Type, density and biomass of fauna - Type, density and biomass of flora	- Habitat diversity - Type, density and biomass of fauna - Type, density and biomass of flora
Key aquatic and terrestrial vegetation indicator	-	-	- Type of aquatic vegetation - Density - Biomass - Fine and coarse sediment transport transport	- Type of aquatic vegetation - Density - Biomass - Bed active scour layer - Topographic change - Type, density and biomass of flora	- Type of aquatic vegetation - Density - Biomass - Bed active scour layer - Topographic change - Type, density and biomass of flora	- Type of aquatic vegetation - Density - Biomass - Suspended sediment on floodplain - Topographic change

Table 5 : Key success indicators used to analyse ecomorphogenic flow releases

1.4 WHAT TO DO IF UNSUCCESSFUL?

1.4.1 Reconsider initial diagnosis

As part of the adaptive management process, success criteria can provide useful information on the need to re-dimension subsequent water releases or the need for additional measures to attain objectives, such as sediment injections to offset the negative effects of a sediment imbalance.

1.4.1.1 Adapt releases

According to the result of the water release, some modifications can be made to improve the release. The first question is related to the initial state. Are the working hypotheses the right ones? Then, the design procedure must be revisited, with examination of all parameters. The release did not work because of a problem of duration (e.g. not all fine sediments were flushed), flow magnitude (e.g. targeted sediments were not mobilized), hydrograph, season (e.g. adverse effects were observed on other compartments) or is it a question of frequency (e.g. effects are too short duration)?

1.4.1.2 Good solution, but still insufficient

Sometimes, ecomorphogenic flow release may not be effective alone. It is then necessary to supplement with additional measures, some of which have been documented in the literature.

For example; mechanical operations can be considered in spawning areas prior to the breeding period in order to discharge the fine sediment that has accumulated over the year. Such operations have been carried out on the Trinity River in the past (Kondolf and Wilcock, 1996; Nelson et al., 1987).

When the problem is the preservation of downstream bedload transfer and incision control, ecomorphogenic flow releases can be accompanied by a sufficient coarse sediment input, either through river bank erosion or inputs from the tributaries (Kondolf and Wilcock, 1996; Shafroth et al., 2010), or through an artificial augmentation (Gaeuman, 2014; Humphries et al., 2012; Kondolf and Wilcock, 1996). On the Trinity River, between 2006 and 2011, re-injection operations were performed at low flow, as well as during the annual ecomorphogenic flow releases, during which 44% of the total volume of sediment injected was introduced (Gaeuman, 2014). The gravel augmentation is scheduled during the wettest years in order to avoid bringing into the river more sediment than it could mobilise. This type of dynamic reloading on the Trinity River has been estimated to be more effective than a conventional restoration operation (Gaeuman, 2014). It is also possible to improve dam transparency to enhance sediment transfer. Hydraulic works can be dimensioned for this type of operation (bottom gates, for

example) and sediment transparency operations carried out on a regular basis. As well as guaranteeing sediment continuity, this type of operation serves to maintain reservoir capacity (Power et al., 1996).

Finally, for vegetation management, in cases where natural levees have built up with riparian trees established adjacent to the post-dam low-flow channel (as on the Trinity River), the confining levees can be mechanically removed, followed by ecomorphogenic flow releases to prevent new vegetation from taking root (Kondolf and Wilcock, 1996).

1.4.2 Alternatives if flow release is inadequate (or unsuitable)

Incompatibilities between the implementation of the water release and achievement of other objectives due to constraint such as sediment balance, flooding, availability of water, or disproportionate cost of the operation, have motivated development of alternatives to ecomorphogenic flow releases, most often described in general terms only, as they are not the focal point of the research. To evaluate alternatives to the ecomorphogenic flow release, all their components must be quantified (Kondolf and Wilcock, 1996).

1.4.2.1 Act on sediment

If the river is no longer able to transport sediment supplied from upstream due to a reduction in flows, efforts can be made to reduce sediment inputs from the watershed through erosion control measures, building sediment trapping dams in the catchment and periodic dredging from the channel. This solution was implemented in the Trinity River (Kondolf and Wilcock, 1996; Nelson et al., 1987). These dredging operations may be more effective than an ecomorphogenic flow release in terms of sand discharge if the loss of gravel is minimized through screening and re-injection of the coarsest particles into the river (Wilcock et al., 1996).

Conversely, if the problem concerns a lack of sediment, several strategies can be implemented such as sediment replenishment (Arnaud, 2012; Brousse et al., 2018; Rollet, 2007) and increase sediment inputs from the watershed.

1.4.2.2 Act on symptoms

Lack of habitats

Mechanical morphological restoration of reaches located downstream from dams is an alternative to ecomorphogenic flow releases when it is not possible to improve drivers (flow and sediment transport). Morphological restoration is primarily designed to recreate different types of habitats (Gaeuman, 2014; Kondolf and Wilcock, 1996). For example, in the early 1990's, artificial spawning areas on the Bridge River (Canada) were created by injecting gravel taken from its tributaries into its main channel (Bradford et al., 2011). In order to be effective, artificial spawning areas need to be replenished regularly, as the small-sized aggregates only remain at the site for a short time, even when flows are moderate (Kondolf and Wilcock, 1996). An artificial spawning area can also be created by installing hydraulic works that foster sediment deposition (wooden or rockfill sills, dykes, etc. (Franssen et al., 2014).

For Kondolf and Wilcock (1996), the use of ecomorphogenic flow releases is only justified if a sufficient quantity of water is available to maintain the river features. Otherwise, a viable alternative could be to create a smaller channel with topographical diversity and features that are capable of evolving with lower flows.

Excessive development of riparian vegetation

The flows of ecomorphogenic flow releases may not be sufficient to achieve an alluvial vegetation eradication or control objective (flooding constraint, insufficient frequency, cost, etc.). They can therefore be supplemented (or replaced) by other options. It is therefore possible to use mechanical means (Kondolf and Wilcock, 1996; Nelson et al., 1987), or more "natural" means, such as controlled grazing (Horner et al., 2016) or prescribed fires. Other, often less ecological, methods are sometimes used, particularly in the south-west of the United States: herbicide spraying (Stromberg, 2001).

Other projects are designed to restore excessively low or poorly developed vegetation, particularly to provide habitats to terrestrial fauna (particularly birds). The use of ecomorphogenic flow releases is sometimes recommended for the natural seeding of alluvial environments. However, it would appear that planting agricultural land bordering the watercourse can be more effective in achieving this objective (Mortenson et al., 2012; Stromberg, 2001).

Excessive development of aquatic vegetation

With respect to macrophyte development, ecomorphogenic flow releases seem insufficient to prevent re-colonisation alone. It is therefore usually necessary to remove mechanically the macrophytes in the reach of river (Batalla and Vericat, 2009).

1.5 CONCLUSION

Ecomorphogenic flow releases are very effective strategies for improving and managing rivers that have been dammed. These strategies are probably amongst the most effective available, but they must be well adapted to the stated problem, as defined by a thorough initial diagnosis. However, ecomorphogenic flow releases are far from being a universal solution and are therefore to be used among a range of other solutions. For example, ecomorphogenic flows act on flow when usually both flow and bedload transport conditions are affected by the dam. Furthermore, realistic goals must be set. Attaining a pre-dam state is usually a goal too ambitious to be realistic, and it is always necessary to improve or mitigate pragmatically by identifying what is technically and financially feasible and socially desirable when maximizing ecological benefits in this context. Clearly, many idealised ecomorphogenic flow releases may not be not realistic in practice.

There are different types of ecogeomorphic flow releases that can be distinguished by different levels of ambition ranging from channel state management to geometric evolution. To implement ecogeomorphic flow releases, it is necessary to test and evaluate the success of the release. This feedback acquired, through the implementation of an adaptive management strategy, allows for learning from mistakes and improves effectiveness.

Research is still needed to dimension water releases and propose alternative or complementary measures, such as the need to perform several peak flows in order to improve outcomes. Similarly, the long-term effects are still poorly understood, even though information is available on a few rivers. To inform future flow management, comparison of experiences from diverse settings could be enhanced based on basic data such as drainage area and flow regime of rivers on which morphogenic flows have been released, along with specific results and implementation costs, including lost power revenues and monitoring study costs.

Acknowledgments: The authors would like to thank the study steering committee for their constructive suggestions: Philippe Belleudy, Stéphane Grivel, Gabriel Melun, Agnès Barillier and Leah Bêche for English proofreading.

CHAPITRE 2 : ETUDE DE CAS N°1 - GESTION DES SEDIMENTS FINS SUR LA DURANCE

Article n°2 :

LOIRE Rémi, PIEGAY Hervé, MALAVOI Jean-René, BECHE Leah, DUMOUTIER Quentin, MOSSERI Julie, KERJEAN Caroline. « **Unclogging improvement based on inter-date and inter-reach comparison of water release monitoring (Durance, France)** ». River Research and Applications, Special Issue Paper; in review RRA-19-0007.

Abstract:

Large-scale flow release experiments are becoming common for improving aquatic habitat quality downstream of dams. Because of the naturally high fine sediment load in the Durance River, France due to inputs from torrential tributaries draining badlands, unpredictable high flow events with dam overspill are not always sufficient to prevent clogging, which can lead to habitat degradation (especially spawning habitats) in bypassed reaches. Therefore, large-scale flow experiments were conducted on four reaches to test the efficacy of clear-water releases to improve aquatic habitat conditions. Continuous measurements of water depth, suspended sediment concentrations (SSC) and turbidity were conducted during twelve releases and compared on nine. Before and after each release superficial clogging was measured. The study shows that there is a link between the volume of suspended sediments (SS) carried by water releases and the initial clogging. The volumes carried were low compared to the river's annual transport. The effect on clogging can vary significantly from one release to another. In particular, the hydrological context surrounding the releases has a significant influence on clogging. Comparisons of monitoring showed that releases are more effective on reaches that are more severely regulated (high hydrological control) than on those that are less well controlled. The areas with the highest initial clogging tend to unclog more than those with lower initial clogging, however, the latter zones are most impacted by ineffective releases. Performing a release on environments with low initial clogging can therefore be environmentally damaging. To ensure that releases are successful and that intervention is warranted, initial clogging should be measured in the field and releases should only be performed if the clogging is judged to be unfavorable.

Keywords: Morphogenic flow, flushing flow; water release; river restoration, dam.

2.1 INTRODUCTION

The environmental impacts of large dams are now well documented (Brandt, 2000, Petts and Gurnell, 2005, Williams and Wolman, 1984). These structures often retain large volumes of water, which leads to downstream hydrological changes, often affecting the entire range of flows. In particular, a reduction in the frequency of small floods facilitates clogging of coarse alluvial substrates by fine sediments (Beschta et al., 1981), which can significantly disrupt biological functioning (Descoux, 2011).

There is a broad scientific consensus around the need to reintroduce aspects of the natural flow regime to minimize the ecological impacts of these hydrological changes, such as with environmental releases (Konrad et al. 2011, Poff et al. 1997). Environmental releases have often been presented as an effective means to restore river and riparian ecosystems, often by imitating natural high water levels (Kondolf et willians 1999, Konrad et al., 2011, Schmidt et al. 1998). Environmental releases can be used to redynamize geomorphic processes, but also to reduce the impact of clogging of substrates in river beds have already been described (Kondolf and Wilcock, 1996, Milhous, 1998, Mürle et al., 2003, Reiser et al. 1989).

Once the objective of the water release has been determined (significant morphogenic change and/or unclogging, for example), many factors must be considered when designing them (max flow rate, duration, etc). For example, the choice of the maximum flow rate and, indirectly, the velocities required to produce the expected morphological processes, are difficult to assess because they depend on numerous hydraulic parameters (Cooper and Andersen, 2012, Flinders and Hart, 2009).

The release duration also depends on the grain size targeted by the operation. For example, suspended sediments (SS) move largely at the speed of the water, and therefore their complete exportation from the target reach depends on the wave propagation time and the flow descent rate (Mürle et al., 2003). Ultimately, the choice of the release flow rate and duration is the result of a compromise between these different parameters, which determine both the intensity of alluvial sediment mobilization and the volume necessary to produce an efficient morphological event (Kondolf and Wilcock, 1996, Wilcock et al. 1996) without impacting the dam or its operations or river biological function (Kondolf and Wilcock 1996). Because release design is complex, most authors recommend an 'adaptive' approach (Melis et al., 2015, Patten et al. 2001) involving detailed monitoring of release trials (Beschta et al., 1981, Cambray, 1991) and their effectiveness.

Some authors have monitored a single water release but few analyze the cumulative effects of these releases over several years (Robinson et Uehlinger, 2003). Three rivers have

nevertheless been extensively monitored in the context of several morphogenic releases: the Colorado River in the USA: (Melis, 2011), dealing mainly with the sandy fraction; the Spöl in Switzerland (Robinson, 2012), producing morphological changes affecting larger grain sizes than those targeted by unclogging, and the Ebre in Spain (Tena et al., 2017) with the aim of clearing the riverbed of algae. No multi-year analysis exists of the management of clogging with fine sediments by environmental releases.

The aim of this article is thus to analyze the variability of unclogging in multiple reaches as a result of several water releases. This spatial and temporal comparative approach should enable a robust assessment of the effectiveness of environmental releases for unclogging to be assessed. It should also make it possible to provide operational guidance on the modalities (frequencies, flows) that should be recommended.

2.2 DESCRIPTION OF THE STUDY SITES

The Durance is one of the main left-bank tributaries of the Rhône River (South-East France). It flows from north to south over a length of 305 km draining a catchment basin of 14,280 km².

The Durance is highly regulated river, with a large hydroelectric chain that was built between 1950 and the late 1970s. At the top of this chain is the Serre-Ponçon dam, which has a large reservoir (maximum capacity of 1.2 billion m³) that is used to stock and divert water into a 250 km bypass channel that runs parallel to the Durance. The Durance River between Serre-Ponçon and its confluence with the Rhône is therefore a succession of bypassed reaches subject to instream flows. The Serre-Ponçon reservoir is also used for agricultural irrigation, recreation and tourism and provides drinking water to a vast area. Along the mainstem of the Durance, six other dams (Espinasses, La Saulce, Saint-Lazare, L'Escale, Cadarache and Mallemort) also collect water from the intermediate catchment basins, which transits through 16 hydroelectric power plants (Figure 7).

The reach studied here corresponds to the middle and lower Durance between Serre-Ponçon and the confluence with the Rhône, i.e. a total length of 218 km (Figure 7), a portion of the basin with Mediterranean climate influence.

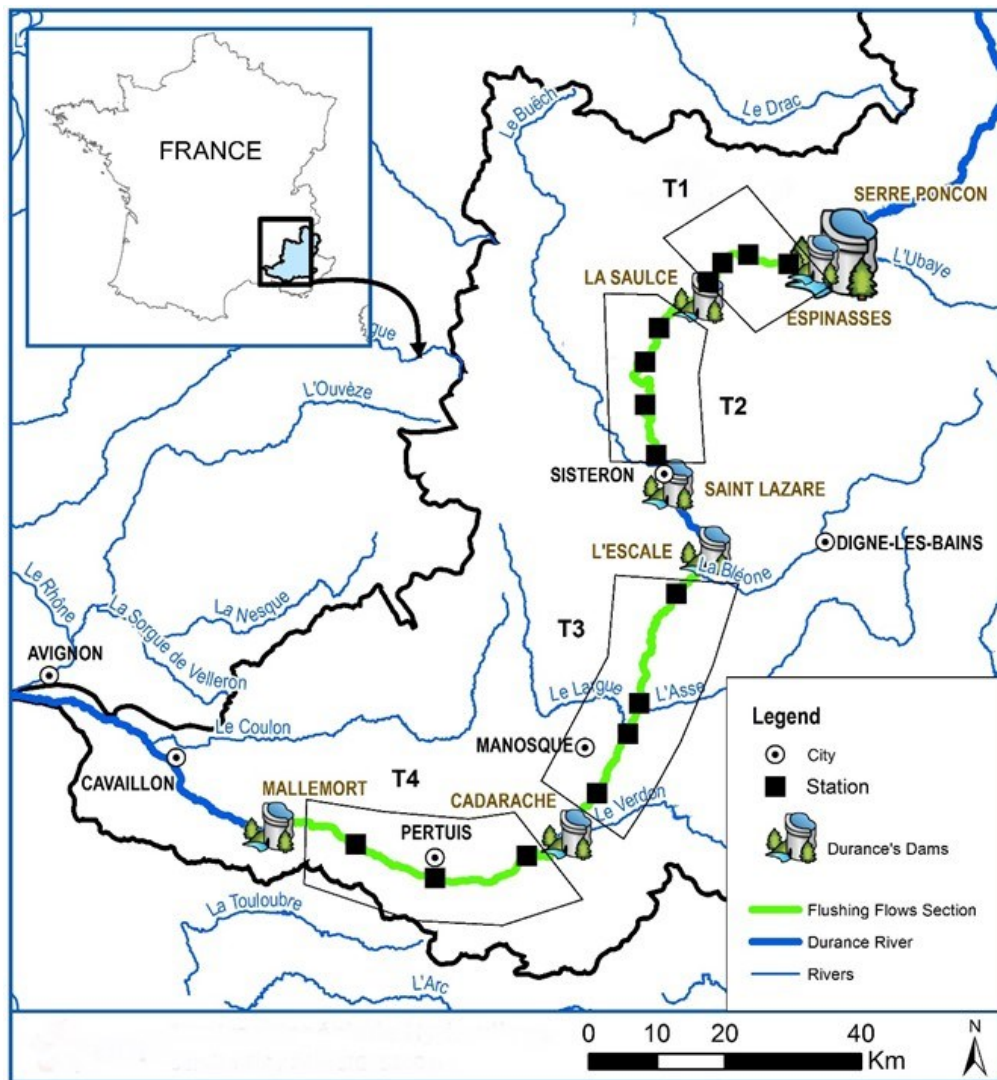


Figure 7 : Location of the reaches affected by water releases downstream of Serre-Ponçon

The geology of the catchment basin of the middle and lower Durance is mixed and fairly resistant to erosion, such as the coarser elements that come from the formations constituting the high reliefs, and the limestone formations. The fine sediments are produced mainly by the black marls present on the right bank of the Durance between the Espinasses and Sisteron dams, which are easily eroded (up to 10 mm/ year) and produce very large quantities of fine sediments (specific production is estimated to be several hundred t/km²/year, giving an annual mean of around three million metric tons at Cadarache (Poirel, 2009). Downstream of Sisteron, the main inputs are from left-bank tributaries such as the Asse and Bléone Rivers.

Although a very large quantity of sediments is retained by the Serre-Ponçon dam (2,240,000 t per year of fine sediments, Chevalier, 2010), the residual flow reaches can be subject to massive inputs of fine sediments from tributaries, which can sometimes lead to substantial

clogging. This significant and regular clogging of the river could lead to a reduction in the number and quality of spawning grounds and to a general deterioration of the habitat for aquatic fauna, fish and benthic invertebrates (Kemp et al., 2011; Pulg et al., 2013). In particular, persistent riverbed clogging can lead to local or even regional aquatic species loss through species sorting (or environmental filtering) processes (i.e. excluding species that are not tolerant to high levels of streambed clogging) (Poff et al., 1997; Wilkes et al., 2019). Furthermore, species sorting processes can lead to a positive feedback between biological and physical processes, leading to either further clogging or at the very least a stabilization of clogging conditions. For example, the reduction in abundance and /or distribution of species capable of contributing to remobilization of fine sediments (such as many rheophilic cyprinids or salmonids, filtering invertebrates) could increase the persistence of clogging conditions, as could the proliferation of certain biofilm communities that contribute to increased fine particle cohesion and deposition (Wilkes et al. 2018 and references therein).

During studies prior to the definition of the new instream flow of the Durance, unclogging of the riverbed was recommended to improve conditions for fish reproduction. It was in this context that the decision was made to implement annual water releases, with the aim of unclogging potential spawning grounds for target species (*Salmo trutta fario*, zingel, *barbus barbus* and *Chondrostoma nasus*), as their reproduction could be adversely affected by excessive clogging (Cazaubon et al., 1999; Corse et al. 2015). A test period for these water releases has therefore been in progress since 2014 and will be completed in 2019.

To improve these habitats, it was determined to be necessary to mobilize the fine sediments clogging the coarse substrates, on the geomorphic units identified as favorable for reproduction.

2.3 MATERIALS AND METHODS

Four reaches are affected by the water releases. Their main physical and hydrological characteristics are presented in Table 6 and their location is shown in Figure 7.

2.3.1 Designing of the releases

The release duration required to avoid resedimentation depends on several parameters such as the length, slope and morphology of the target reach (Reiser et al., 1989) and the targeted grain size. Since the length of the bypassed reaches is relatively short and SS mobilization is instantaneous (Petts et al. 1985), we determined that the releases on the target reaches can be performed in less than a day.

We used the recommendations of Reiser et al. (1989), Kondolf and Wilcock (1996), and Dollar (2000) to develop an empirical approach based on experience feedback from releases at the

different dams (Garonne, 2014). The threshold flow rates for avoiding coarse substrate mobilization and the constraints regarding floods and safety are therefore known. With the exception of T4, the releases are funneled into the bypass channels at the end of each reach to minimize impacts on electricity production.

The ultimate aim of the releases is biological, to improve the reproduction of several target species (Table 6). The target species vary among reaches, and the timing of their reproduction cycles is different. The releases are staggered over time and are conducted a few days before the assumed reproductive period each species as clogging can quickly reappear after a clear water release (Garonne, 2014). The timing of releases also takes account of the survival of the fish eggs and the embryos living in the subsurface (Collier et al., 1997, Nelson et al., 1987), because the substrates containing the eggs must not be remobilized during incubation and the early stages of life of these species under the gravel.

		T1	T2	T3	T4
Target species		Salmo trutta fario	Zingel	Rheophilic Cyprinidae (+zingel)	Rheophilic Cyprinidae
Mean Ecological Flow (m³/s)		4,1	4,4	6.1 – 8.7 (Oct-Mar; Apr-Sept)	9
Length of bypassed reach (km)		20	38	47	50
Intermediate watershed (km²)		519	1 490	961	950
Q₁₀ natural (m³/s)		Ungauged	Ungauged	1 700	1 100
Q₁₀ influenced (m³/s)		Ungauged	Ungauged	2 950	2 300
Main tributaries		Luye, L'Avance	Buëch, Sasse	Bléone, Asse	Maderic
Release flow (m³/s)		40	60	70	70
Average natural flow (m³/s)		81	116	122	179
Percentage of annual flow		49	52	57	39
Release duration (maximum flow / h)		10	10	10	12
Water release - 2014	Date	13-Nov	4-Feb	Canceled	Canceled
	Monitoring 1 week before	ok	ok	N/A	N/A
	Monitoring immediatly after	ok	N/A	N/A	N/A
Water release - 2015	Date	17-Nov	12-Feb	Canceled	Canceled
	Monitoring 1 week before	ok	ok	N/A	N/A
	Monitoring immediatly after	ok	ok	N/A	N/A
Water release - 2016	Date	15-Nov	2-Feb	16-Feb	26-Apr
	Monitoring 1 week before	ok	ok	ok	ok
	Monitoring immediatly after	ok	ok	N/A	ok
Water release - 2017	Date	14-Nov	31-Jan	14-Feb	25-Apr
	Monitoring 1 week before	ok	ok	ok	ok
	Monitoring immediatly after	ok	Canceled	ok	ok

Table 6 : General characteristics of the water releases

The initial plan was to do one water release per year on each reach. Some of these could not be done (Table 6) for various reasons. On T3 in 2014, a large flood occurred just prior to the planned releases and in 2015, water temperatures were too high, presaging that zingel reproduction had already commenced. The releases were not carried out on T4 in 2014 and 2015 to avoid the spread of PCB pollution observed in these reaches.

On reach T1, no discharges were observed from the dam apart from those for the water releases (Figure 8). However, the bypassed reach regularly receives water and sediments from

tributaries during the measurement periods, as evidenced by substantial rain events in the week or days surrounding each release: in 2014, >80 mm of precipitation fell the week before the release, in 2015, 20 mm fell two days before, in 2016, 20 mm fell the week prior (and 200 mm the week after) and in 2017, 40 mm fell immediately after release.

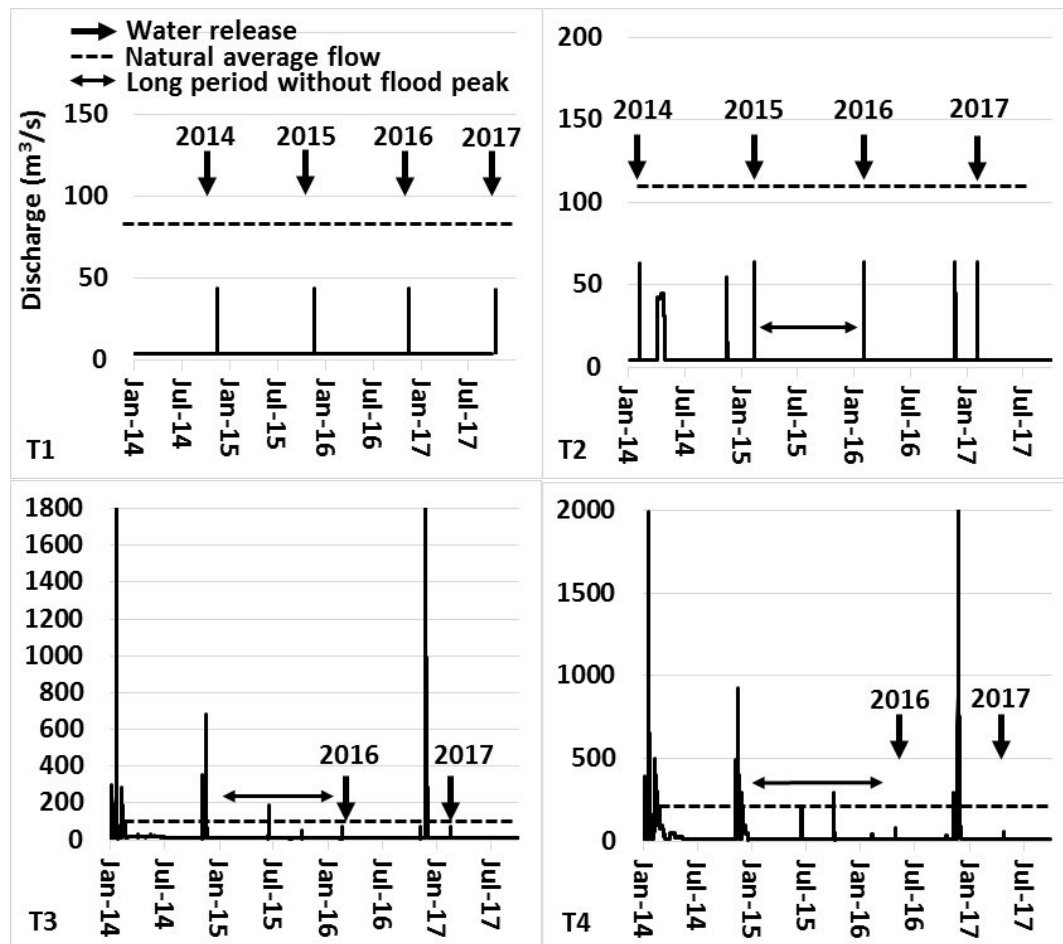


Figure 8 : Hydrology observed during the period of the releases. The natural average flow corresponds to the unregulated mean annual flow

Major precipitation events occurred during the study periods, resulting in cancellations of several post-release campaigns (T2 in 2014, T3 in 2016 and T2 in 2017, cf. Table 6); these releases could not be systematically analyzed from a before/after point of view.

In terms of hydrology, the releases are significant events on T1. The three experimental releases are the only discharges by the dam during the observation period. On T2, the releases are also significant, although three events on a similar scale were also observed during the period. Conversely, on T3, the two releases carried out during the period happened in the middle of much larger discharges from the dam, particularly the one in 2017 with a peak flow rate of nearly 1200 m³/s less than three months before the operation. The water releases at T4

are also not hydrologically significant because the 2016 release took place following a period of high water levels in 2015 with 4 natural floods of more than 200 m³/s, the last of which occurred in October 2015, six months before the experimental release. The 2017 release was performed following a flood of 1,600 m³/s only five months earlier.

2.3.2 Monitoring

3.3.2.1 Continuous monitoring

Monitoring of the SS, turbidity and water depth was carried out during each release at 15 minute intervals at riffle heads. Three (T4) to four (T1, T2, T3) measuring stations were positioned at regular intervals along the length of the reach. The most downstream station was used to determine the effect of the release of water on the SS present in the entire reach.

The turbidity measurements were calibrated in a laboratory by drying and weighing from samples taken by portable automatic samplers that can collect up to 40 samples during a water release.

3.3.2.2 On-site monitoring of surface clogging

On-site monitoring was carried out during two campaigns for each release: one week before, to describe the initial state of the river and just after the release to check its immediate effectiveness. All the campaigns were carried out by the same operator to limit bias. Given the objectives of the water releases, we aimed to characterize clogging of target species spawning habitats. Potential redds are easy to identify for salmonids (usually at the heads of riffles), whereas spawning habits are less well known for the other target species (zingel and rheophilic cyprinids; e.g. Chappaz et al. 2017). These clogging measurements were therefore carried out on a succession of lotic river geomorphic units generally consisting, from upstream to downstream and for each station, of a run, a riffle head, a riffle, a rapid and a channel. The location of the sampled plots was systematically identified by DGPS to ensure that different successive states were compared in the same location.

At each campaign, surface clogging was assessed at approximately thirty points at each station (3-4 per reach). The level of surface clogging was estimated using 5 classes defined by Archambaud et al., (2005), ranging from 1 (not clogged) to 5 (very clogged). A threshold value of <50% clogging (class 2) was to assess the impact of the water releases on habitat functionality for the target fish species (G. Archambaud personal communication, April 12, 2018). Above that class, even if the surface clogging value is considered to be average (class 3, 50-75% clogged), the habitat areas are considered to be too unfavorable.

2.4 RESULTS

2.4.1 Hydrograph and SS flows recorded during the releases

Water release duration varied between 15 and 21 hours (Figure 9) to ensure the transit of the SS downstream of the reach and flow rates ranged from 40 to 70 m³/s. Ramping rates were always gradual and lasted 1 – 2.5 hours, except at T4, where it was even slower for safety reasons. Flow descent lasted 2 – 3 hours. The hydrographs are mainly identical among years, with the exception of T2 in 2014, when the hydrograph was lengthened due to the hydraulic management of the dam.

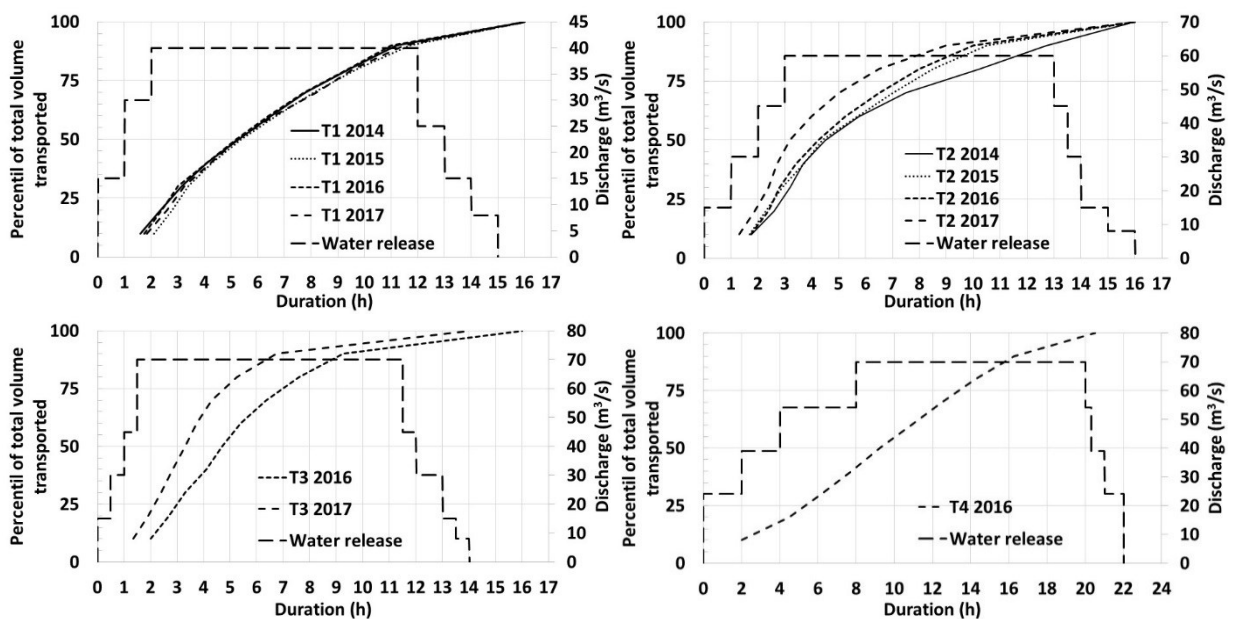


Figure 9 : Hydrographs produced in each of the reaches showing the cumulative change in the percentage of fine sediments transported, as measured at the last station

The stations at the two extremes of each reach (at the dam and at the site furthest downstream) show similar maximum flows and ramping and descent rates. For T1, the change in SSC over time is similar regardless of the water release. Half of the total volume of fine sediments mobilized during the release is exported after only 5 hours, reaching 90% in the hour before the flow descent phase. On T2, half of the total volume of fine sediments is mobilized during the releases after between 3 and 4 hours, except in 2017, which is faster than on T1. 90% of the sediments are removed in 9½ hours. Only the 2014 release differs significantly from this trend because of an episode of rainfall occurring during the release of water and continuing after it. On T3, the two releases show different behavior of the SS, with very quick removal of the sediments in 2017 (50% in 3 hours and 90% in 6½ hours) and slower removal in 2016, when the same thresholds were met after 5 hours and 9 hours. Finally, on T4, only the 2016 release can be described because the concentrations at the last station in 2017 were below the

measurement thresholds (<0.6 g/l approximately). The transfer speed of the sediments was much slower, which is probably connected to the larger steps before the discharge reaches a plateau.

The peaks in the concentration of SS vary significantly by reach and release. On T1, the peaks in SS vary during the 4 releases between 2 and 3 g/l and gradually increase going downstream. On T2, the SS values generally vary between 2 and 4 g/l. The year 2016 was the exception with a peak of more than 10 g/l downstream of the reach. The movement of silt downstream is also steady. Only two releases were performed on T3. In 2016, the SS peak just exceeded 2 g/l whereas in 2017, an identical release produced a peak of only 0.7 g/l. Reach T3 is quite different from the previous two in that no steady increase in SS is observed from upstream to downstream. In 2016, the peak value started to level out at station 3 and in 2017 at station 2. Reach T4 is characterized by particularly low SS content during the two releases in 2016 and 2017 with peaks at around 1 and 0.6 g/l respectively.

The quantities of SS removed were evaluated by integrating the turbidity curves obtained at the most downstream station of each reach (Figure 10) and considering them relative to the length of the reach. On reach T1, the quantities transported change slightly from 1,850 to 3,000 t during the releases. On T2, 2016 stands out with 300 t/km carried, or 11,400 t, compared to values of between 75 and 118 t/km, i.e. between 2,850 and 4,500 t in 2014, 2015 and 2017. On T3, the calculations show a marked dip in SS transported from 66 t/km or 3,100 t in 2016 to 5 t/km or 250 t in 2017. On reach T4, transport of SS is much smaller than on the other reaches with 65 t/km or 1,300 t in 2016 and no sediment coming out of the reach in 2017. Most of the releases mobilized and removed a mass of fine sediments generally of between 50 and 150 t/km, sometimes with exceptional variations, as for T2 in 2016.

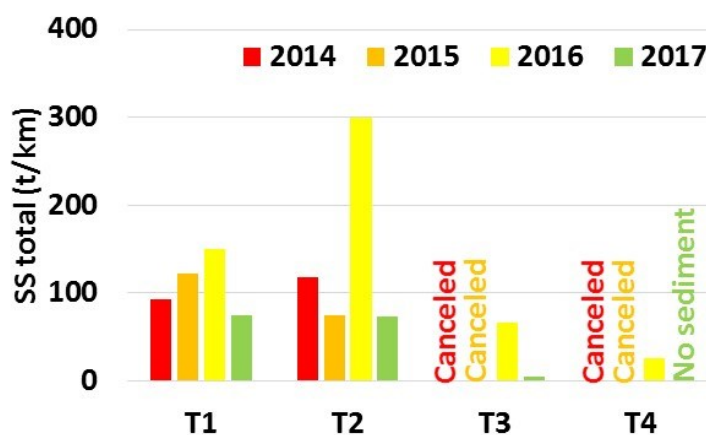


Figure 10 : Quantity of SS measured at the last station on each reach. The releases on T3 and T4 were canceled in 2014 and 2015

2.4.2 Surface clogging

3.4.2.1 Initial clogging

The mean initial clogging state varies little among years on T1 (Figure 11) but differs significantly on the other reaches. The mean initial clogging state decreases moving downstream, for example, the vast majority of the points measured on T3 and T4 fall into clogging class 3 or below.

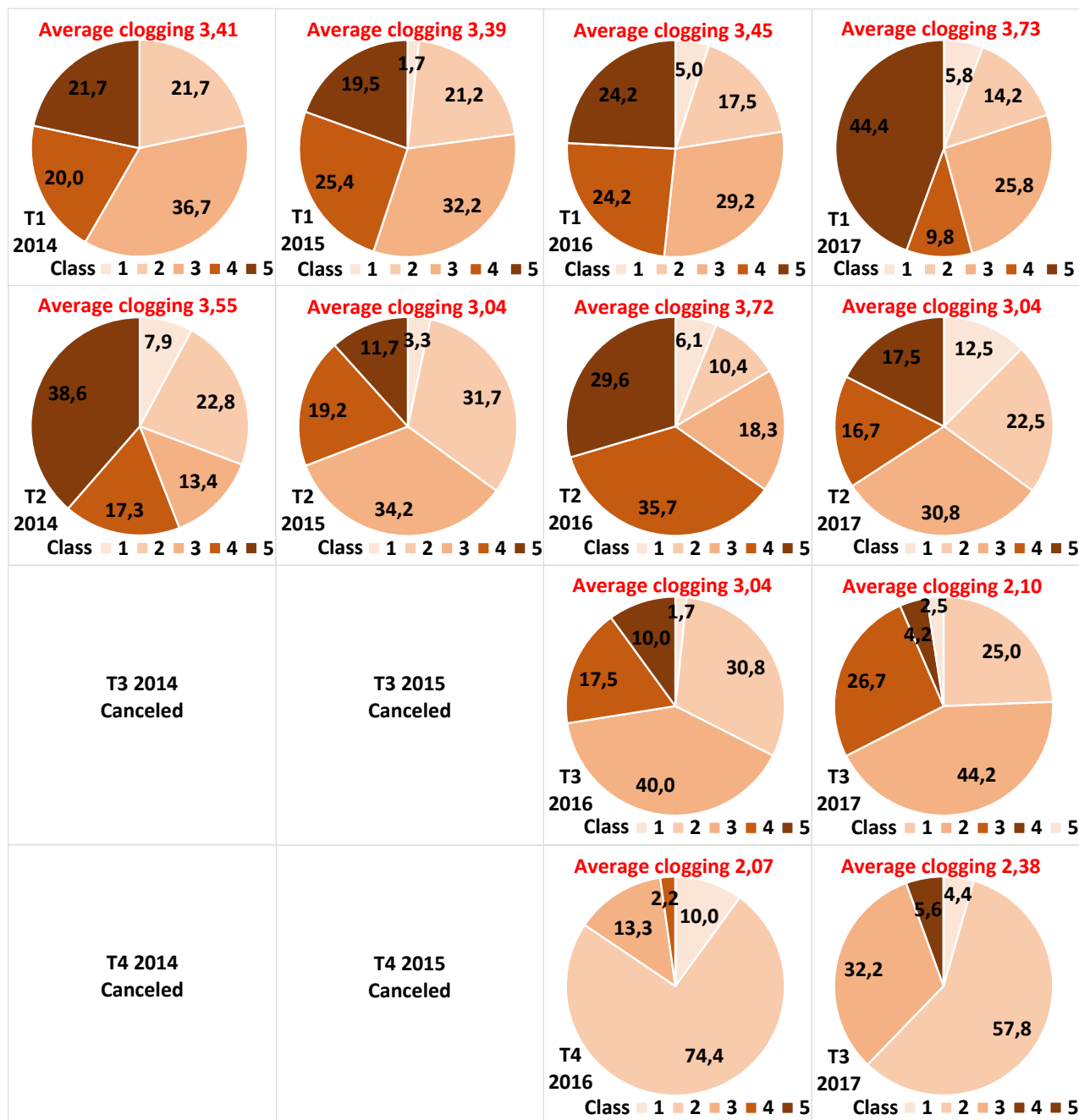


Figure 11 : Initial clogging of the reaches in each release

3.4.2.2 Release-specific effects on clogging

The results for each of the releases reveal substantial differences in their effectiveness (Figure 12). Of the four releases performed on T1, three had a positive overall effect on clogging. While the first release increased overall clogging, the results should be viewed with caution because of the rains observed immediately after the release. The other releases resulted in marked improvement in clogging (2015: +14.4%; 2016: +15.2%; 2017: +24.5%), however, the majority of points exhibited no change in clogging.

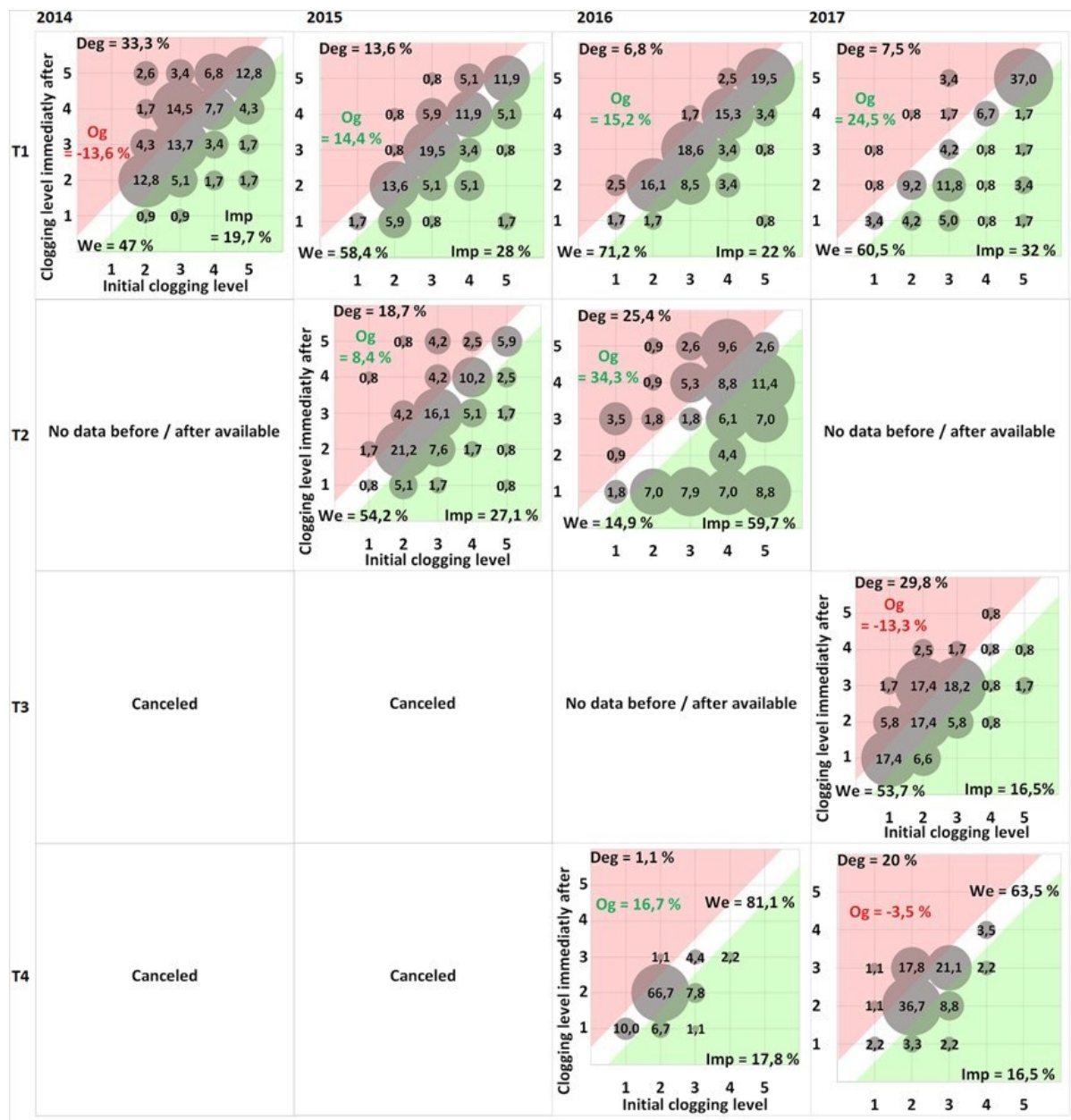


Figure 12 : Changes in clogging levels before and after the releases for each reach (all stations combined, percentage of total points, degrading points in red, improving point in green and without effects in white, WE : without effects, Deg : degradation, Imp : improvement and OG : overall gain).

On T2 in 2015 and 2016, the releases led to improvements of 8.4% and 34.4%, respectively, the latter being the greatest improvement observed of all the tests carried out. In 2016, even many of the points with the highest initial clogging were reduced to low clogging values. In contrast, the results on T3 for the only observed release (2017) are very poor, with an overall negative effect (-13.3%). Finally, the results obtained on T4 in 2016 and 2017 are also in contrast, with an improvement of 16.7% in 2016 and a degradation of 3.5% in 2017, the latter resulted in a substantial percentage of points where there was a deterioration of clogging (20% deterioration in 2017 vs. 1.1% in 2016).

2.4.3 Gains for habitats

The change in favorable habitat areas before and after the releases was studied (Figure 13) for each water release and for each year in which campaigns before and immediately after the releases are available. This analysis did not take into account the favorability of the geomorphic units for fish reproduction (e.g. hydraulic characteristics and grain size) but only the level of surface clogging in lotic habitats. There were very few favorable habitat areas available (clogging <3) on T1 and T2 before the releases. On T3 and T4, relatively favorable habitats were more common, accounting for over 50% of the lotic surfaces analyzed.

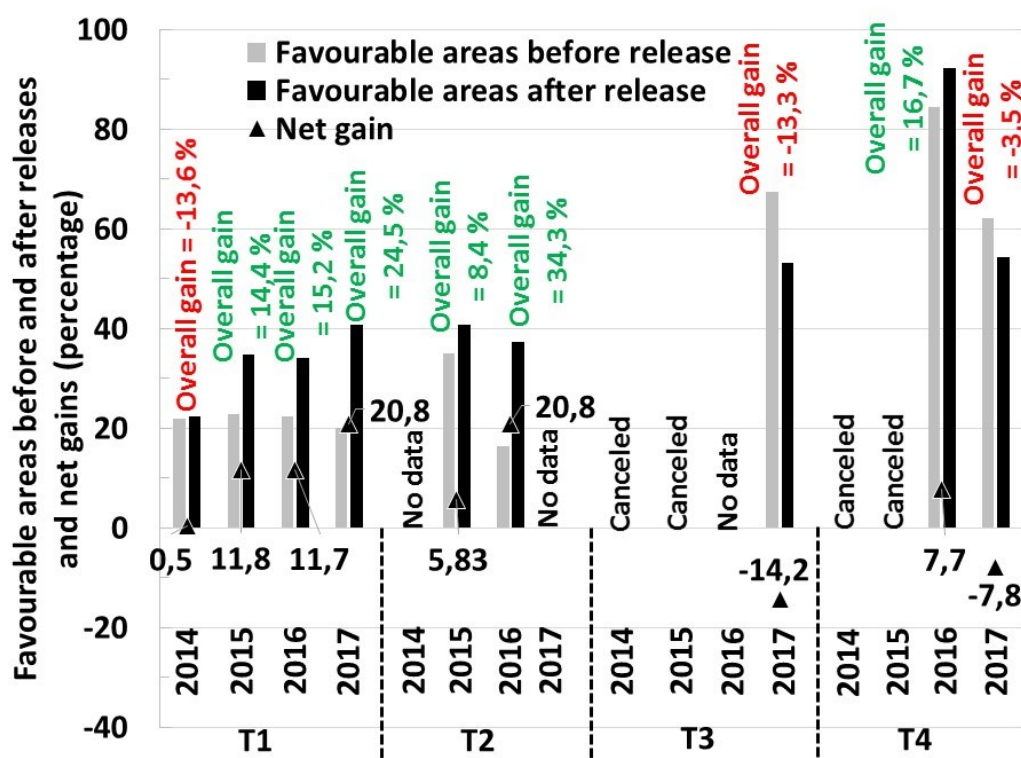


Figure 13 : Changes in favorable habitats before and after the releases (e.g. observation points where clogging is less than to 3 in lotic habitats)

The releases had overall positive effects on favorable habitats in T1 and T2, with the exception of 2014 at T1, which is likely to be an artefact of post-release rain, which resulted in the most clogged areas becoming even more clogged. On T3 and T4 in 2017, the analysis reveals that when the overall improvement is negative, favorable areas are particularly impacted by increased clogging. Where releases have a positive overall effect, a smaller relative improvement in favorable areas is to be expected. Overall, the most clogged areas (levels 4 or 5) tend to unclog less than the areas with low initial clogging.

2.5 DISCUSSION

2.5.1 Release duration

Energy loss in the upstream/downstream hydrograph distribution (Henson et al. 2007; Petts et al. 1985) did not occur in the Durance. Furthermore, the duration of the water releases is in line with the objectives. On T1 the plateau could be shortened very slightly by 1-2 hours, since mobilizing 90% of the total is sufficient and all the sediments had been eroded and only needed to be transported. Bearing in mind that the flow rates needed to transport fine sediments are much lower than those needed to mobilize them (Hjulstrom, 1935), the descent phase of the hydrograph would probably be sufficient to finish exporting the mobilized sediments out of the reach, which is the desired result. Similarly, the results show that the water releases could also be shortened by 3 hours on T3, or even by 4 hours on T2 and T4. With only one release for T4, these results need to be verified prior to implementing changes.

2.5.2 Mobilization of SS

The volume of SS exported during the releases is not constant from one release to another, except on T1. Eder, Exner-Kittridge, Strauss and Blöschl 2014 indicate that these variations are unpredictable and depend on processes affecting the sediment erosion and transport, e.g. sediment availability or soil moisture. In our case, it appears that the significance of the release within the hydrological context is very important. In the upstream reaches, the 4 releases are essentially the only events recorded over the period. On T3 and T4, the releases are not very significant in magnitude compared to other events. Here, the current hydrological regime, even when disrupted, is likely to minimize clogging.

The transport of sediments observed during the releases remains very low compared to the mean annual transport observed in the Durance. It varies from a few thousand tons to a little over ten thousand tons. By comparison, downstream of T2, the annual quantities transported by the Durance are in the order of a million tons. For example, during the 2016 flood, the volumes transported reached 2.7 million tons on T3 and 4.6 million tons on T4 (Langlais, 2018). Because

of its suddenness and the rapid increase in energy it produces in the river, releases are likely to be better at transporting sediments than natural floods (Batalla and Vericat, 2009) though, as the releases are limited in time, the total volume transported by natural floods is actually greater (Tena et al., 2012).

It is also clear that a mean initial clogging level below 3 on a reach generates a small SSC flow (Figure 14). This value would appear to correspond to a threshold beyond which the releases start to be truly effective in remobilizing fine particles. The measurements are taken on areas of the river where the clogging index is high (>3); it is likely that the whole reach is equally clogged and provides more sediments during the release.

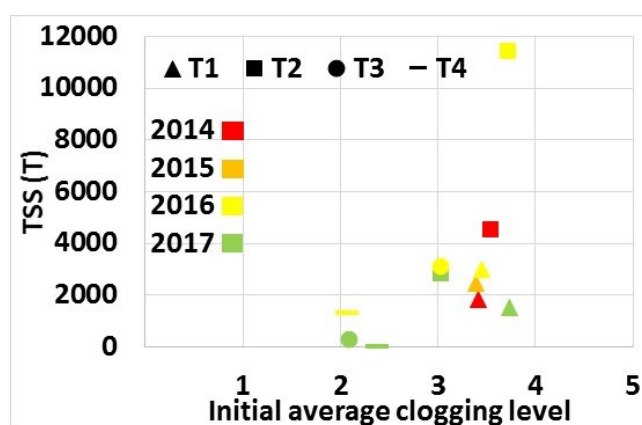


Figure 14 : Ratio between the total mass of sediments exported during the event and the initial clogging of the reaches

2.5.3 Assessment of clogging

Success in terms of unclogging varies by sector. In the upstream reaches, the results are always appear favorable. Only T1 (2014) is unfavorable, but this is probably because of the precipitation observed, which caused further deposition on the river bed from the tributaries. Downstream, positive results were recorded only for the 2016 release. The releases are less effective downstream because the environments are less clogged initially, which is linked to major inputs from tributaries and the existence of floods, which are undoubtedly still sufficient to clean the river bed. The effect of the releases can therefore be the opposite of the desired effect in this type of case, which has already been observed on the margins in other studies (Stromberg, 2001) but not in the wetted channel.

A particular pattern of unclogging with respect to initial conditions is not observed in releases on the Spöl, where Mürle et al., (2003) observe a marked reduction in clogging, regardless of the initial clogging class, but these observations were made in a different smaller river and with releases of greater intensity. In our case, favorable classes change less positively than the

other classes, and the effect can be negative if the release happens in initially unclogged environments. The unclogging effect is therefore variable and depends on initial clogging. These results also reveal that to characterize the effectiveness of the releases, it is necessary to monitor the effects of the release in situ at the start and not only to SS.

A greater flow rate would undoubtedly have tended to reduce the differences between changes in the classes, but it would have caused the remobilization of coarse sediments. On T1, the flow rate produced already remobilized the debris cones of the tributaries. On T2, flow rates are limited by constraints linked to potential flooding impacts. Downstream, there is greater margin for maneuver, but the results show that the thresholds for erosion are exceeded, particularly on T4 where the peak for SS is observed before the plateau phase. Increasing the frequency of the releases is not the solution because the aim is to unclog the spawning grounds before the fish lay their eggs, and the environments clog up again fairly quickly following a release.

This multi-event analysis sequence confirms that identical releases produce different effects (Eder et al., 2014). The important thing here seems to be the initial clogging level and the hydrological differences between the sectors. It is also affected by the annual hydrological context, as illustrated by the releases conducted in 2016 when there was no prior flood, which were among the most successful, including in the downstream reach.

2.6 CONCLUSION

Despite being hydrologically significant events for the upper reaches (T1 and T2), the sediment volumes mobilized by the releases are small in relation to the annual transit in the river. There is a clear link between the volume of SS carried by the releases and initial clogging, yet the hydrological context of the releases fundamentally influences both initial and post-release clogging. Release efficacy varies significantly among years and reaches, but is generally better for T1 and T2, where initial clogging is also the highest. Finally, the zones with the most clogging tend to unclog more than the less clogged zones, though when the release is ineffective, it is the less clogged zones that suffer most.

The issue of initial clogging conditions in the Durance matters when it comes to triggering releases. The variability of fine sediment inputs from tributaries, particularly on T1 and T2, would provide more information about the conditions leading to clogging. Furthermore, a reference state should be determined on a river of the same type. The Asse, which transports a large amount of fine sediments and is not disturbed by a dam would appear to be a good candidate. On T3 and T4, a study of the main tributaries contributing sediments would help to understand the nature of the inputs in a less disturbed hydrological context. In addition, the

variability of the clogging in the Durance on stations should be studied seasonally on the reaches to find out how the river changes in relation to the series of critical events.

Monitoring of clogging in relation to hydrology should be used to define when to intervene. Based on early feedback, in all cases it seems that below a mean clogging level of 3, releases are not effective and can even have a negative impact. Moreover, below that value, there seems to be little clogging of the reaches and they seem to be suitable for fish reproduction. It is therefore recommended that the results of the pre-release campaign be used to help decide whether to perform that release, and that systematic releases of the same intensity on all four reaches should no longer be performed.

Acknowledgments:

The authors would like to thank the SAGE Environment teams who took part in the monitoring, but also the EDF teams that ensured that the releases were correctly performed and provided comprehensive data (Sébastien Langlais). The authors would also like to thank the French Water Agency, which made a financial contribution to the implementation of the monitoring program, and the Qr2014 monitoring steering committee.

CHAPITRE 3 : ETUDE DE CAS N°2 - GESTION DES SEDIMENTS FINS ET DES SABLES SUR LA SELVES

Article n°3 :

LOIRE Rémi, GROSPRÊTRE Loïc, MALAVOI Jean-René, ORTIZ Olivier and PIEGAY Hervé.
« **What discharge is required to remove silt and sand downstream from a dam? An adaptive approach on the Selves River, France** ». Water 2019, 11, 392 ; DOI : 10.3390/w11020392, <https://www.mdpi.com/2073-4441/11/2/392>.

Abstract:

An increasing number of scientific studies are tackling the management of discharges downstream of dams for environmental objectives. Such management is generally complex, and experiments are required for proper implementation. This article presents the main lessons from a silt sand removal experiment on a bypassed reach of a dam on the Selves River (164 km²), France. Three four-hour operational tests at maximum discharge (10, 15 and 20 m³/s) were carried out in September 2016 to determine the discharge required for transporting as much silt and sand as possible without remobilizing coarser sediments. In September 2017, an additional flow release was performed over 34 hours at 15 m³/s. Suspended Sediment Concentration and water level were recorded throughout the releases. Monitoring at the reach scale was supplemented by morphological measurements. The results demonstrate that a discharge of approximately 10 m³/s enables significant transport of suspended sediments (SS), whereas a discharge of 15 m³/s enables significant sand transport. The results provide operational information on silt and sand transport applicable to other small rivers. This study represents an important contribution to the relatively sparse existing body of literature regarding the effects of water releases and sediment state. Our study also demonstrates that it is possible to successfully undertake water releases in small rivers with an adaptive management approach.

Keywords: Flushing flow, channel maintenance flow, water release, sediment transport, river restoration, dam.

3.1 INTRODUCTION

For centuries, many rivers have been regulated to limit flooding and enable a variety of uses, including hydroelectricity, leisure, irrigation and drinking water supply. In the northern third of the planet, 77% of rivers now have a dam or river diversion in place (Dynesius and Nilsson, 1994). Environmental impacts of dams have been described by many authors (Brandt, 2000; Kondolf, 1997; Petts and Gurnell, 2005; Williams and Wolman, 1984). These impacts include effects of water-storage dams on the full range of the flow regime. In absence of floods, (high) sediment supply from tributaries downstream of dams can lead to aggradation of the bypassed reach (reach immediately downstream of the dam receiving only minimum flows) (Kondolf, 1997). In particular, sedimentation of fine sediments may significantly disrupt biological functions by bed clogging or sand deposits (Kondolf, 1997).

In the light of potential ecological alterations of dams on river systems, researchers have recommended restoring a more natural flow regime (Arthington and Zalucki, 1998; Poff et al., 1997; Stanford et al., 1996). The natural river regime is variable and this variability is key to maintaining indigenous species and biodiversity in general. The hydrological regime of regulated rivers can therefore be managed through the 5 components that characterize the variability of natural flow regime: flow magnitude, frequency, and duration, as well as variations in water levels at daily or seasonal scales (Poff et al., 1997).

High flow releases (or "flushing flows") are a tool for discharge management that aims to act on the morphology of the channel downstream of dams to meet environmental objectives (Poff et al., 1997). The scientific literature largely agrees on the need to perform such releases (Konrad et al., 2011; Montgomery and Bolton, 2003; Mürle et al., 2003; Poff et al., 1997; Robinson and Uehlinger, 2003; Zahar et al., 2008) in the interest of imitating the effects of natural floods as much as possible (Kondolf and Williams, 1999; Konrad et al., 2011; Rivaes et al., 2015; Wu and Chou, 2004). By revitalizing fluvial processes along the river, high flow releases can potentially improve physical habitats more efficiently than hydromorphological restoration work (Malcolm et al., 2012) but their widespread use is relatively recent (Robinson and Uehlinger, 2003). Experiments have been conducted in a number of countries in recent years (Olden et al., 2014) and some have been presented in dedicated scientific publications in Spain (Batalla et al., 2014), Switzerland (Robinson, 2012) and the USA (Collier et al., 1997; Wilcox and Shafroth, 2013). These flushing flows have varied and sometimes multiple objectives, including reducing clogging in spawning areas (Beschta et al., 1981; King et al., 1998; Robinson et al., 2004), improving general habitat conditions (Konrad et al., 2011), controlling algae proliferation in the river channel (Batalla et al., 2014 ; Flinders et Hart, 2009, Tonkin et Death, 2014) and riparian forest maintenance (Cooper et Andersen, 2012; Konrad et al., 2011).

According to the scientific literature, displacing sediments delivered by tributaries is rarely the primary objective of flushing flows, with the exception of the Colorado River (Collier et al., 1997; Daesslé et al., 2016). Although the study of sand transport is often an integral part of research on improving clogging conditions in spawning areas, releases most often target silts and not sand. Therefore, sand is generally not monitored in this type of operation, and there are only a few studies describing the influence of flushing flows on the sand fraction, such as those conducted on the Colorado River (Hazel et al., 2010; Schmidt et al., 2001) and the Bill Williams River (Wilcox and Shafroth, 2013).

In most cases, flushing flows aim to imitate a period of natural high flows (Poff et al., 1997) and the selection of key parameters such as magnitude and duration raises a number of issues. In particular, these parameters need to be determined to account for the energy loss of releases as they travel downstream (i.e. the attenuation of peak depth magnitude), thereby resulting in reduced effectiveness along a river continuum (reduced transport capacity). (Henson et al., 2007). The choice of the flow discharge depends on the velocities and bed shear stresses required to induce the desired morphological process (Cooper and Andersen, 2012; Flinders and Hart, 2009). The required duration of a release is difficult to determine a priori as it depends on a number of parameters, such as the project reach length, slope and morphology (particularly mesohabitat units) (Reiser et al., 1989). The duration of the release also depends on the particle size targeted by the operation. Some authors have shown that the peak of the silt pulse travels slightly more slowly (Petts et al., 1985), at the same speed (Beschta et al., 1981) or slightly more quickly (Jakob et al., 2003) than the peak water pulse. The duration therefore needs to be calculated so that the release can simultaneously impact the entire reach with a discharge that falls relatively slowly. Sand travels more slowly than silt (Mürle et al., 2003); furthermore, the duration required to export sand corresponds to the length of transit desired and is more difficult to calculate than for the duration to export silt (Dollar, 2000; Wilcock et al., 1996a). In the end, the intensity and the duration of a flow release is a compromise between the required sediment transport for an effective flushing operation and the water volume available according to the reservoir dam capacity and allocations for other water uses associated with the dam or the river (Wilcock et al., 1996b). These elements highlight the fact that a priori determination of flushing flow characteristics is complex and support recommendations for using adaptive management (Melis et al., 2015; Patten et al., 2001; Robinson and Uehlinger, 2003; Scheurer and Molinari, 2003) and closely-monitored experiments (Beschta et al., 1981; Cambray, 1991; Jakob et al., 2003).

This study aims to summarize findings and recommendations from an adaptive management plan of flushing flows on the Selves River. The plan concerns a large reservoir dam whose

bypass reach is subject to significant sand and silt deposits, which are suspected of impairing reproductive habitat conditions for trout. Four experimental flushing flows were carried out in 2016 and 2017 in order to evaluate the required intensity and duration of flow releases. A set of hydraulic, geomorphological and biological parameters were monitored to observe the effects of the flushing flows on sediment grain size distribution and physical habitats in the bypassed reach. The results illustrate the effects of different discharges under very similar time and weather conditions in 2016. The results also provide operational information on silt and sand transport using an original approach potentially applicable to small rivers. Furthermore, this study represents an important contribution to the relatively sparse existing body of literature regarding the effects of water releases on streambed sediment conditions (Ellis et al., 1999).

3.2 SITE DESCRIPTION

The Selves River is a tributary of the Truyère River (Garonne Basin, France) that flows from east to west for a distance of 44.5 km through the Massif Central mountain range (Figure 15). Its source is at 1300 m altitude and it drains a catchment area of 189 km². It crosses the Aubrac plateau up to the Maury dam, then flows into gorges over the last 10 km. The river catchment area primarily consists of little fractured and highly impermeable volcanic rock. It delivers large quantities of sand, which are found in the bed of the Selves and its tributaries. The region has a montane climate with an average annual precipitation of up to 1200 mm in lower-lying areas and up to 1800 mm in the higher-altitude catchment area. The catchment area is mainly occupied by meadows and woodlands.

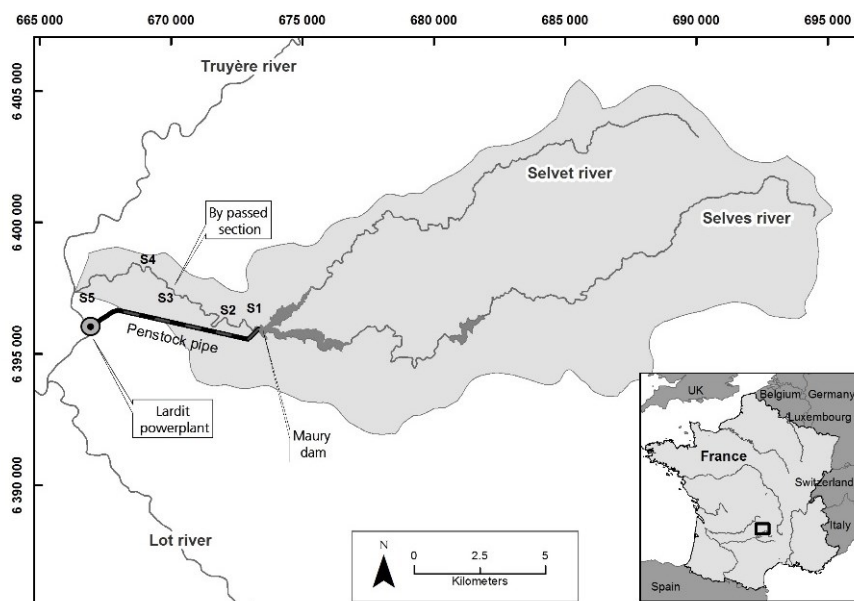
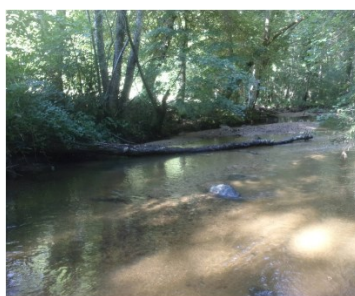


Figure 15 : Location of the Selves River, its catchment area and the bypassed reach downstream of the Maury dam

The Maury dam was commissioned in 1947 by Electricity of France (EDF) to produce electricity and is also used for tourism purposes (swimming, fishing, etc.). It is 65 m high and has a catchment area of 164 km² to create a reservoir of 166 ha with a normal storage capacity of 35 hm³. The reservoir water is diverted to the Lardit powerplant located downstream of the Selves catchment area, bypassing the last 11.3 km of the Selves River.

The natural characteristic instantaneous discharges at the Maury dam are 4.8 m³/s for the average flow, 61 m³/s for 2-year return flow and 110 m³/s for 10-year return flow. The Maury dam has greatly modified the hydrology of the downstream river course as it was designed to store a large volume of water. Since 1947, a number of major floods have been observed upstream of the dam (1965: 120 m³/s, 1981: 94 m³/s, 2003: 110 m³/s), but only one led to downstream overflows as the rain event had not been anticipated (1994: 74 m³/s). The flows observed for over 70 years in the bypassed reach are thus almost exclusively at the minimum flow (240 l/s), in addition to the small inflows from small tributaries in the gorges. The many tributaries of the bypassed reach measure just a few hundred meters in length and have a catchment area representing 13% of that of the Selves downstream the Maury dam.

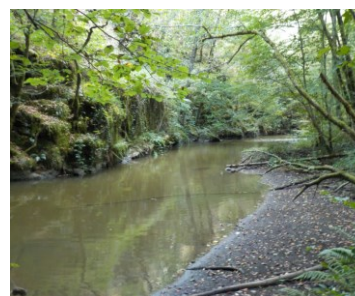
The transport capacity downstream of the dam has consequently been considerably reduced as has the sediment supply, because the reservoir traps all of the incoming sediments. In the bypass reach, the current sediment supply comes from the aforementioned tributaries, mainly arriving during storms and is dominated by sand. It is not transported further once in the bypassed reach because the minimum flow has a low transport capacity, resulting in fairly widespread sand deposits (Figure 16). Some of these deposits also contain silt due to soil erosion, decaying organic materials (mainly leaves) and dam maintenance operations (bottom gate opening and drainage).



(a)



(b)



(c)

Figure 16 : Sand deposits on a glide (a) and a gorge sector (b). Clogging of a lentic channel (c). In (a) and (b), the initial gravel substrate is no longer visible whereas in (c) silt deposits spread across the entire river bed

The bypassed reach is located in a series of gorges of varying widths and depths with an average slope of 0.027 m/m. Rocky outcrops control the bed and its lateral mobility. The bed material grain size distribution is bimodal, with a coarse fraction of boulders and cobbles (>64 mm) and a fine fraction composed of silts, sand and very fine gravel (<4 mm). In the slower portions of the river, widespread sand deposits can be observed on the bed near the main tributary mouths.

Although the aquatic invertebrate population is of high quality on the Selves River (Aygua and IDEAU, 2016), sand aggradation and bed clogging have led to a reduction in fish populations compared to the natural capacity (Regional fish agency, 2016). Electrofishing historically has demonstrated that there are larger trout populations at uninfluenced stations upstream of the dam than in the bypassed reach. A reduction in the frequency of small floods facilitates clogging of coarse alluvial substrates by fine sediments (Beschta et al., 1981), which can significantly disrupt biological function, and reduce fish populations (Cazaubon and Giudicelli, 1999; Corse et al., 2015; Descloux, 2011). Clogging and sand deposits reduce the number and size of spawning areas as well as the amount of refuge and nursery habitat, which is especially problematic on the Selves (Regional fish agency, 2016). Salmonid fish species (brown trout, *Salmo trutta fario*) inhabiting the Selves River require an unclogged substrate for reproduction. Managers from the local fish agency and EDF have observed silt and sand aggradation for many years. A joint decision was therefore taken to implement sand-removal releases downstream of the dam to improve conditions for the local trout population.

3.3 MATERIAL AND METHODS

3.3.1 Designing experimental flow releases

Two main morphological objectives were defined to improve biological functions:

- Remove a maximum of silt, sand and organic material (leaves and small woody debris) from the bypassed reach channel,
- Avoid coarse sediment transport to prevent substrate disruption that would impact aquatic fauna (as there are no natural inputs of coarse sediments).

This approach requires determining the most effective flow magnitude and duration for unclogging and removing silt and sand deposits from the river, without affecting coarser sediments. Furthermore, the releases needed to be long enough to avoid fine sediment redeposition.

Following the recommendations of (Dollar, 2000; Kondolf and Wilcock, 1996; Reiser et al., 1989), a range of potential discharges to be tested were determined empirically from flow statistics and calculation of at-a-station sediment transport thresholds (flow velocity comparisons with Hjulström diagram, (Hjulstrom, 1935)). Hydraulic modelling was not used as there are too many uncertainties regarding sand transport in rivers with large boulders and steep slopes.

An adaptive approach (Malcolm et al., 2012; Stanford et al., 1996) was therefore used to determine the most effective flow magnitude, with three different discharges being tested in 2016 (10, 15 and 20 m³/s) prior implementing a more ambitious approach. The peak flow duration, between 4 and 5 hours, was chosen based on our operational experience (transfer time observed when opening the bottom gate) (Figure 17). A gradual increase in discharge, from minimum baseflow up to 10 m³/s, was implemented to limit fish drift, followed by a one-hour stable flow at this discharge, which corresponds to the alert wave required for the safety of third parties. The hydraulic transit time for these releases was estimated at approximately 2 hours 30 minutes. However, we chose to maintain the target discharges at least 4 hours in order to ensure that the operation was successful, to enable comparison between the releases, and to identify the impact of each release on the sand transport distance. The releases were generated by the bottom gate in order to retain a temperature similar to the minimum flow.

Following these initial experiments, a 4th flow release was carried out from 19 to 20 September 2017, with a maximum discharge of 15 m³/s. The ascending and descending phases of the hydrograph were managed in the same way as previous releases, but the duration at maximum discharge was extended to 34 hours to test the effects of duration.

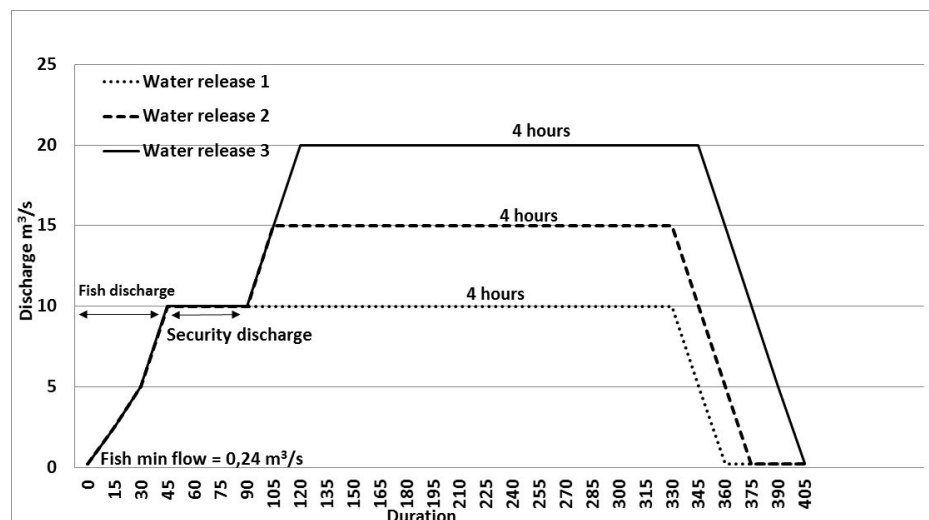


Figure 17 : Hydrographs of successive flow releases carried out on the Selves on 6, 13 and 20 September 2016

The releases were carried out on 6, 13 and 20 September 2016, to avoid conflicting with other uses or temporal constraints: i) in the summer, the reservoir needs to be kept at a high level to satisfy tourism requirements, and safety risks are at their highest because of extensive fishing in the bypass reach; ii) heavy rain is likely in autumn and could disrupt the experiment; iii) salmonid spawning, incubation and growth phases take place from November to June. Various authors (Collier et al., 1997; May et al., 2009; Melis et al., 2015; Nelson et al., 1987) have outlined the biological risks of this kind of operation on spawning, incubation or survival rate of juveniles.

3.3.2 Continuous monitoring of the experiment

Suspended Sediment Concentration (SSC) and water level were monitored at two stations. The first is located at the foot of the dam and the second is located 800m upstream of the confluence with the Truyère River (station 5 of the geomorphological monitoring). SSC was monitored at 30-second time steps using a GGUN FL30/Albillia turbidimeter and a Tetraedre TRMC 5 autonomous data logger. 24 water samples were collected at stations 1 and 5 to correlate SSC and turbidity and then total suspended sediment load transported during each release (SSL) by flux calculation (TSS concentration from turbidity measurement x water discharge). Water levels were measured using a PDR 100 probe and recorded every minute with a Vista recorder. Flow measurements were taken at station 5 to verify the flow released by the dam with ADCP RiverPro Teledyne RDI.

3.3.3 Geomorphological monitoring

Geomorphological monitoring at reach scale, i.e. from the Maury dam to the confluence with the Truyère River, was based on 116 equidistant 100-meter transects. Each transect is a cross-section within the wetted perimeter. Data collection was performed on these transects at 4 periods: i) during the summer preceding all releases (T_{0_16}); ii) in the autumn following the first three releases (T_{3_16}); iii) one week before the fourth release (T_{0_17}); iv) one week after the fourth release (T_{1_17}). Measurements of the following parameters were conducted every meter within each transect: water depth at the minimum flow, dominant sediment coverage within a 50 cm radius from the point of measurement using Wentworth's particle size classification (Wentworth, 1922), mesohabitats and thickness of fine sediments (silt, sand and fine gravel).

Similar geomorphological monitoring was undertaken at 5 stations (250 m average length), corresponding to dominant sandy bed-surface sub-reaches, and located at increasing distance downstream of the dam: 950m (S1), 1800m (S2), 4200m (S3), 5200m (S4) and 10400m (S5). They generally had much greater sand patches than other sub-reaches because of a lower bed

slope or tributary proximity, with the exception of Station 5, which was selected for its location (downstream of the bypassed reach) and easier access. Each station was described by approximately thirty transects, and the distance between two transects corresponded to its average active channel width. The parameters measured on each transect were the same as for the reach scale monitoring. In addition, cobble and pebble sediment patches were painted on the riverbed at each of the stations (from 2 to 8 patches depending on the campaign). This station scale monitoring was carried out only in 2016 to be able to assess the effect of each of the trial discharges (10, 15 and 20 m³/s; Table 7): before the first release (T_{0_16}), after the first release (T_{1_16}), after the second release (T_{2_16}) and after the third release (T_{3_16}).

Station 1 is immediately downstream of the upper tributary. This station was strategic as there were no sand supply during the releases upstream of this tributary: the upstream reach contained no sand and the tributaries were at low flows.

Year	Water release	Discharge m ³ /s	Max discharge duration (h)	Monitoring steps	Reach scale monitoring	Station scale monitoring
2016	-	-	-	T_{0_16}	X	X
2016	1	10	5	-		
2016	-	-	-	T_{1_16}		X
2016	2	15	4	-		
2016	-	-	-	T_{2_16}		X
2016	3	20	4	-		
2016	-	-	-	T_{3_16}	X	X
2017	-	-	-	T_{0_17}	X	
2017	4	15	34	-		
2017	-	-	-	T_{1_17}	X	

Table 7 : Morphological monitoring schedule

In order to monitor sand transport distance, 400 kg of fluorescent tracers (with sorted sand, 2-4mm diameter) were injected in the river bed (Figure 18) before the releases at Stations 3 (3 trials in 2016 and the 2017 trial), 2 (2017 trial only) and 5 (2017 trial only). Different colored tracers were used for each release. After each release, bulk samples (17 to 31) of approximately 5 kg of sediments were collected in sandy areas downstream from the injection points, continuing downstream until the colored sand had disappeared from the samples. Discoloration was considered to be a negligible effect (colored tracers were found 2 years after injection). Tracer concentration of the samples was determined by image analysis (automatic counting of colored sand) to report their longitudinal dispersion and define median distance of transport. This tracing technique is frequently used in coastal environments (Ingle, 1966; Teleki, 1966), but few studies have used it in rivers (Grospretre, 2011; Kennedy and Kouba, 1970). The total sand transport volume was evaluated by multiplying the active layer measured with scours

chains (Laronne et al., 1992) on the riverbed at each of the stations with the median distance of transport : (width) x (scour depth) x (median distance).

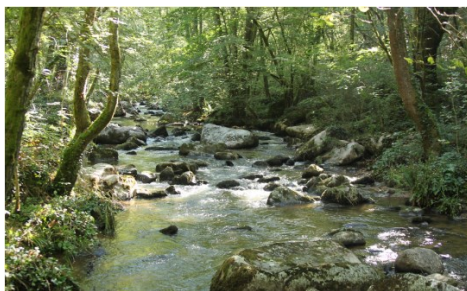


Figure 18 : Photograph of the fluorescent orange sand tracers injected in the Selves River (station 3) prior to the first release on September

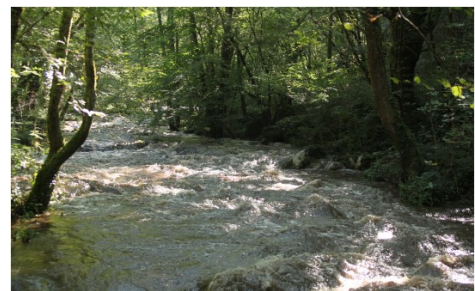
3.4 RESULTS

3.4.1 Continuous monitoring of water levels, water velocities and SSC

The various discharges tested generated substantially different hydraulic conditions (Figure 19).



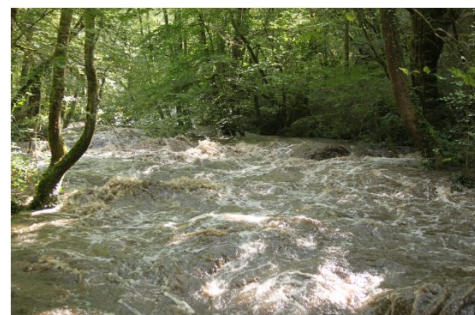
(a)



(b)



(c)



(d)

Figure 19 : View from downstream of Station 4 (see fig. 1 for location) at (a) Minimum flow (b) 10 m³/s (c) 15 m³/s (d) 20 m³/s

The hydrograph for each water release was well propagated downstream. The water velocities and depths measured by ADCP at the most downstream station for the release show that the peak discharge measured there was equal to the discharge generated by the upstream dam. However, the gradual increase to minimize the impact on aquatic fauna and provide a safety alert was not effective downstream station in either 2016 or 2017: the maximum discharge was reached in only 50 minutes.

SSC at the most upstream station, i.e. immediately downstream of the dam, was always below 0.1 g/l for 2016 releases and reached a maximum of 0.9 g/l in 2017. At the downstream station (near the confluence of the Truyère River), SSC reached 2.1 g/l, 1.6 g/l, 1.0 g/l and 2.0 g/l during the four successive releases, respectively (Figure 20). The differences between the 2 stations indicate that each release evacuated fine sediment.

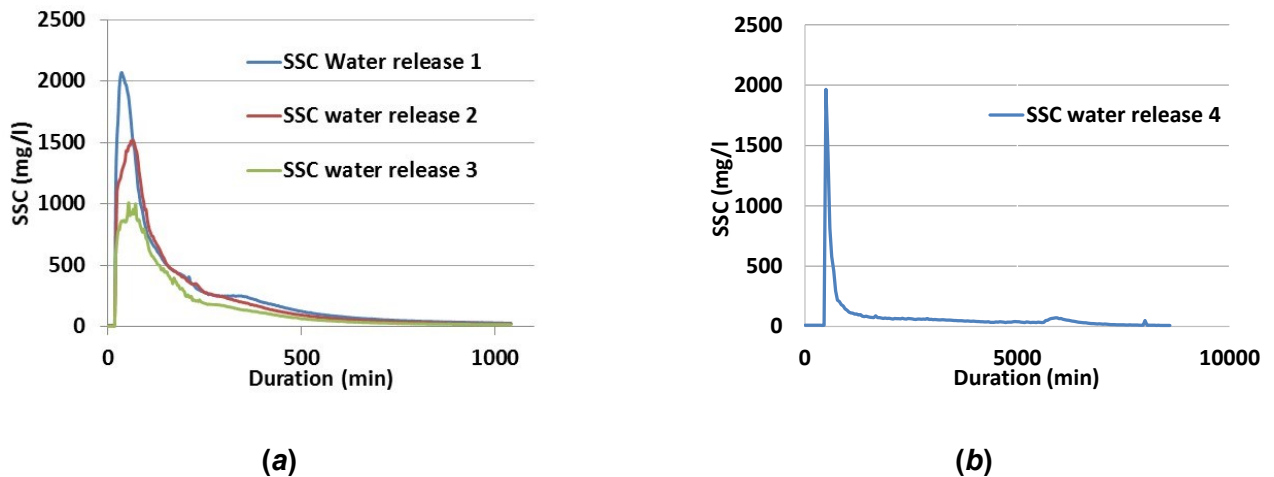


Figure 20 : SSC observed at the downstream station (station 5) for each flow release in (a) 2016 and (b) 2017

The total Suspended Sediment Load (SSL) transported at the downstream station by the first three releases, of equal duration but increasing intensity, are 140, 190 and 176 tonnes (+/- 5%, (Oustrière, 2017)) respectively. The 2017 water release was much longer, and removed an intermediate volume of 180 tonnes. In 2017, the SSL was slightly lower than that of the second release in 2016, despite having the same discharge and a much longer duration, although the reach was already well-declogged in 2017 prior to the release.

For the three water releases in 2016 with a 4-hour peak discharge, the SSC levels were substantially reduced just 2.5 h after flooding, by a factor of 4, 3 and 2 after the 3 water releases, respectively. The cumulative SSL curves (Figure 21) also demonstrate that 50% of the sediment was transported in less than 2 hours and around 90% in 5 hours. The duration of the

2016 releases was therefore sufficient to export most of fine sediment that could be transported in suspension.

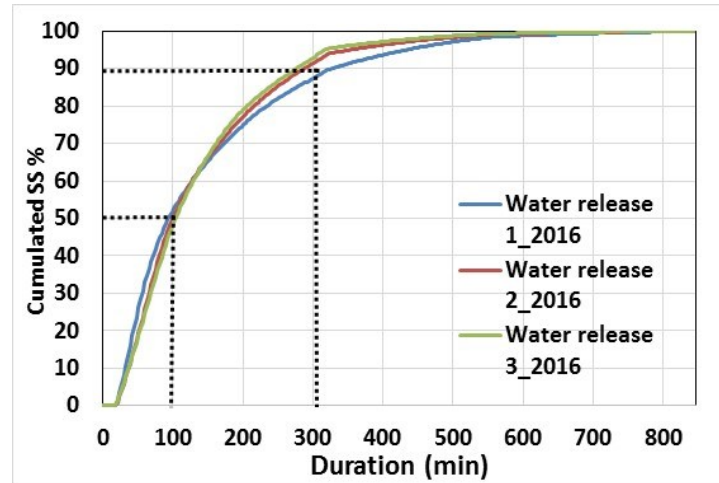


Figure 21 : Cumulative percentage of SSL of 2016 releases at the downstream station (station 5)

3.4.2 Morphological monitoring across the bypassed reach

Before the releases, large accumulations of silt and sand were observed at the confluences of tributaries and in sub-reaches where the slope was low (up to 50 cm, Figure 22). Between T_{0_16} and T_{3_16} , the majority of large fine sediment deposits observed prior to the releases (Figure 23a) disappeared, which resulted in a decrease of average fine sediment thickness and an increase of average water depth. After these three releases, no significant resedimentation was observed on the bypassed reach except at Cross-section 32. Between T_{3_16} and T_{0_17} , a period of almost one year without flow releases, some new sedimentation patches were observed around the main tributaries, particularly downstream of Station 1 and Station 4 (Figure 23b). Between T_{0_17} and T_{1_17} (Figure 23c), sediments transported from Station 1 to Station 2 were moved and deposited again. In Around station 1, water depths increased. Downstream of Station 2, sedimentation patches alternated with scoured patches. Overall changes were less marked than between T_{0_16} and T_{3_16} , showing some redistribution of fine sediments along the bypassed reach. Comparing T_{0_16} and T_{1_17} , shows that the large sand deposits near the tributary confluences prior to the releases (T_{0_16}) were generally removed and that water depths usually dropped consequently in the same sub-reaches (Figure 23d).

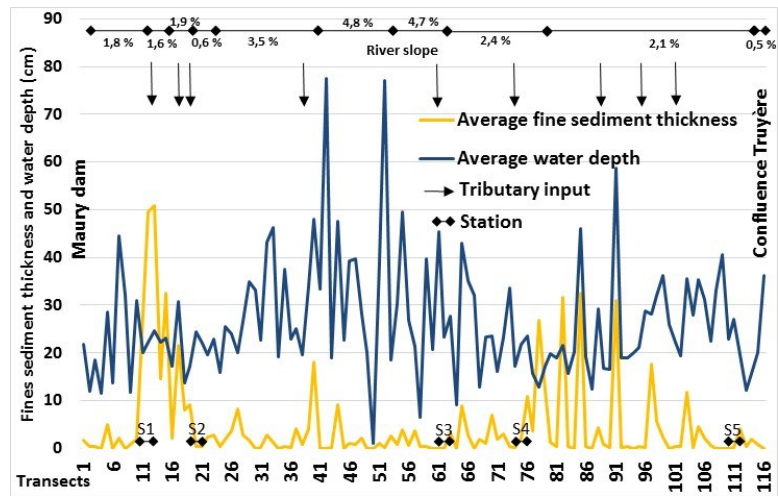
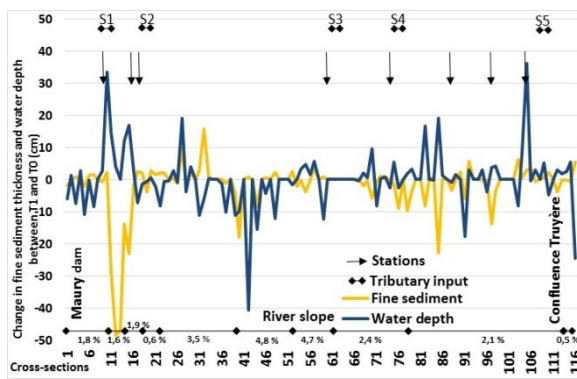
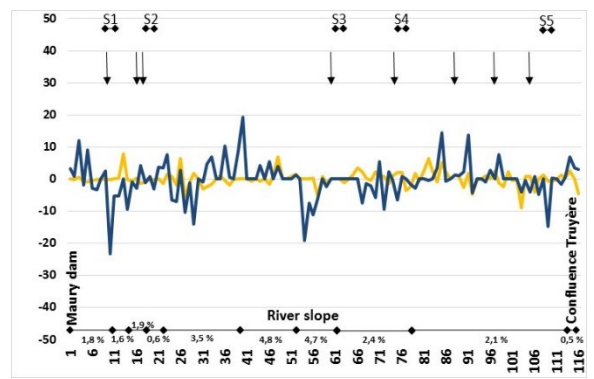


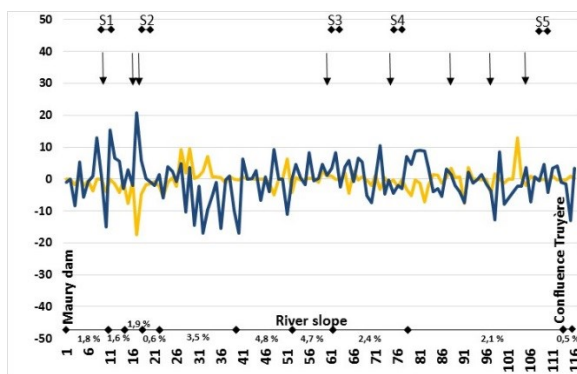
Figure 22 : Longitudinal distribution of average water depth and fine sediment thickness at T_{0_16} in the bypassed reach and position of main geomorphic units with their respective slopes



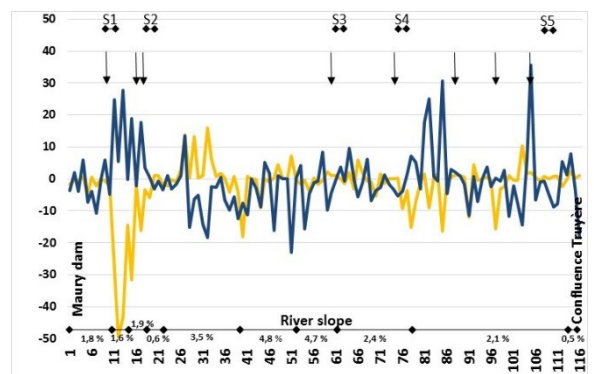
(a)



(b)



(c)



(d)

Figure 23 : Change in average water depth and fine sediment thickness on each of the cross-sections in the bypassed reach. (a) $T_{0_16}-T_{3_16}$, (b) $T_{3_16}-T_{0_17}$, (c) $T_{0_17}-T_{1_17}$ and (d) $T_{0_16}-T_{1_17}$

Average fine sediment thickness clearly dropped following the first releases (-1.8 cm between T_{0_16} - T_{3_16}) and the last release (-0.4 cm between T_{0_17} - T_{1_17}) (Table 8). The transient period between releases slightly increased the average sand deposit. The average water depth increased between T_{0_16} and T_{3_16} (+0.7cm). It then dropped during the year between releases, presumably in relation to tributary inflows (-0.5 cm between T_{3_16} - T_{0_17}). It continued to drop between T_{0_17} and T_{1_17} (-0.8cm).

	T_{0_16}	T_{3_16}	T_{0_17}	T_{1_17}
Average water depth (cm)	26.0	26.7	26.2	25.4
Average fine sediment thickness (cm)	4.8	3.0	3.1	2.7

Table 8 : Average water depth and fine sediment thickness in the bypassed reach for each of the surveys

The change in cumulated fine sediment thickness between successive releases clearly showed a drop in the sedimentary stock of fine materials in the river (Figure 24). The first 3 releases performed between T_{0_16} and T_{3_16} had a significant effect. The cumulated average fine sediment thickness reduced by a little more than 29% following the three releases. However, only a small difference is observed between T_{3_16} and T_{0_17} . A slight trend for sand to aggrade is again observed at the first tributary confluence for Station 1 and after the river gorges. The final release also contributed to a drop in sedimentary stock, but to a lesser extent. Downstream of Station 1, progressive erosion is clearly evident between T_{0_16} and T_{3_16} and between T_{3_16} and T_{1_17} . It is the clearest erosion effect observed on the reach. The downstream V-shape narrow valley reach (between station 2 and station 3 or even 4) generally seems to be in sediment balance, since sediment inflows and outflows do not seem to have any repercussions on the changes to fine sediment thicknesses between releases. This is therefore a sediment transfer reach. Erosion processes then pick up again downstream of the narrow valley, and the balance stabilizes after the valley widened (downstream from station 4).

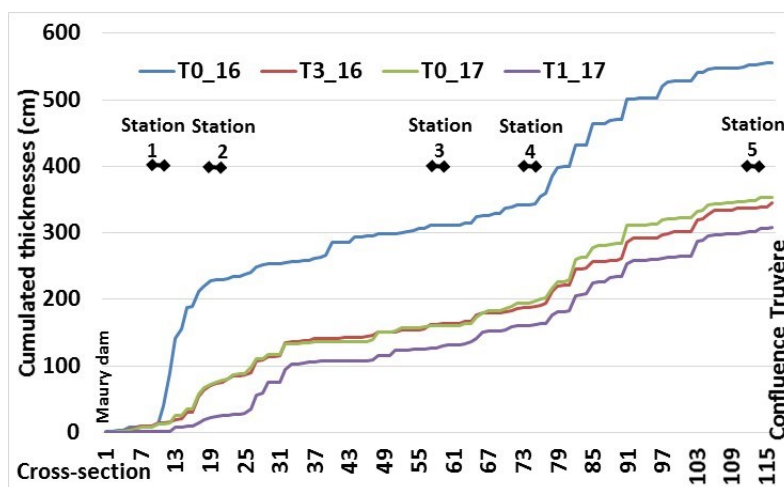


Figure 24 : Cumulative fine sediment thickness in the bypass reach

Changes in fine sediment thickness are significantly tied to the various mesohabitats units (European Commission, 2015). In particular, changes were particularly clear for glides (Figure 25), where median sediment thickness dropped considerably after each flow release (reduction by a factor of 2 or more). Faster flowing mesohabitats units (riffles, cascades and rapids) showed no change.

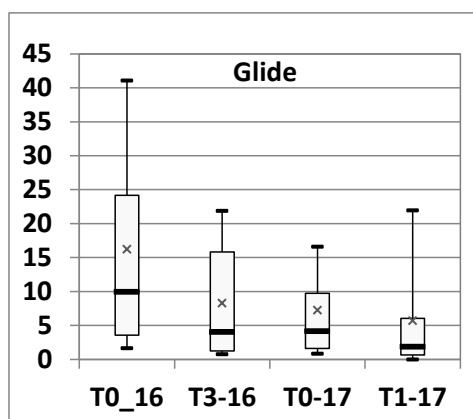


Figure 25 : Distribution of average fine sediment thickness on glide at T_{0_16} , T_{3_16} , T_{0_17} and T_{1_17} (cross = average, bars = median, 25th and 75th percentiles and min and max)

Bed sediment composition became progressively coarser during the experiments, as determined by measured grain-size distributions (Figure 26). The proportion of silt was reduced by a factor of 2.5 after the three short releases of 2016 (from 10% to 4% between T_{0_16} to T_{3_16}), and became null (1%) after the long release of 2017 (T_{0_17} to T_{1_17}). The intermediate period between the third and fourth releases led to slight silt deposits (+2%, T_{3_16} to T_{0_17}). The proportion of sand in the sediment distribution decreased very slightly after each release,

although a portion of the sand was exported to the edges (observed but not calculated). As a result of the overall decrease of fine sediments, coarse particles such as boulders, rocks and flagstones, and primarily coarse cobbles were more common after the releases.

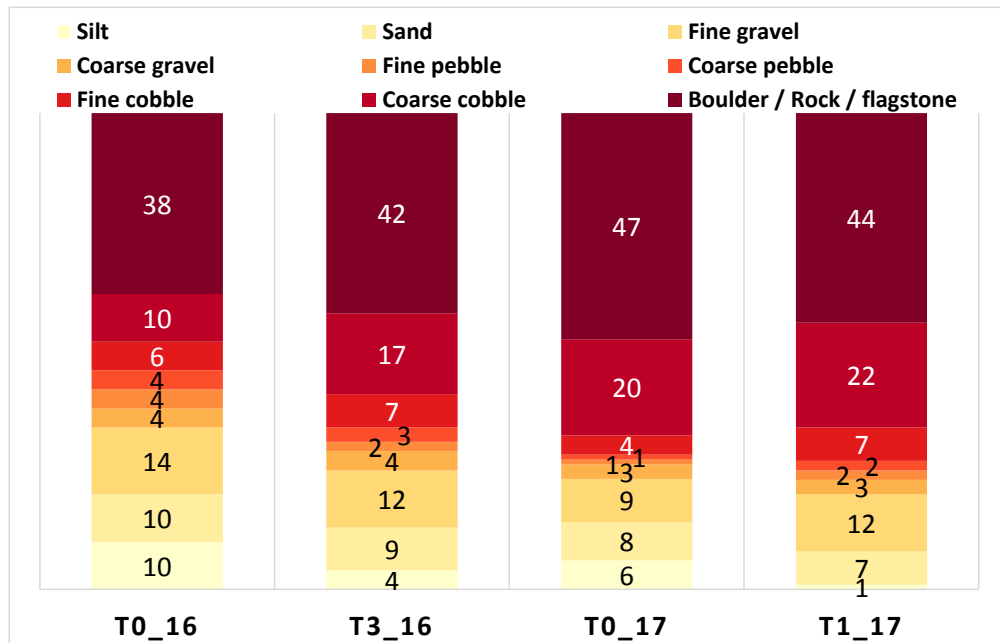


Figure 26 : Distribution (%) of particle sizes observed for the four monitoring campaigns (T_{0_16} to T_{1_17}) in the bypassed channel

3.4.3 Station-based morphological monitoring

At Station 1 (where the incoming sediment supply is low), fine sediment thickness dropped by approximately 60% following the first flow release and around 90% after the second one (Figure 27a). This translates into a sharp increase in water depth, which almost doubled after the second release (Figure 27b). The third release was less effective because the remaining fine sediments were trapped behind boulders.

At the other stations, fewer changes were observed because of the incoming fine sediment supply from upstream sub-reaches. At station 2, fine sediment thickness and water depth remained relatively constant during all of the 2016 experiments because of a strong sand supply coming from Station 1. At Station 5, water depth did not change significantly despite a decrease of fine sediment thickness after 2 releases. In fact, fine sediment thickness was already very low in this station before the experiments so that its evolution in terms of absolute value was limited. At Station 3 and 4, the first release led to insignificant changes but average water depth increased progressively as fine sediment thickness decreased after the second release.

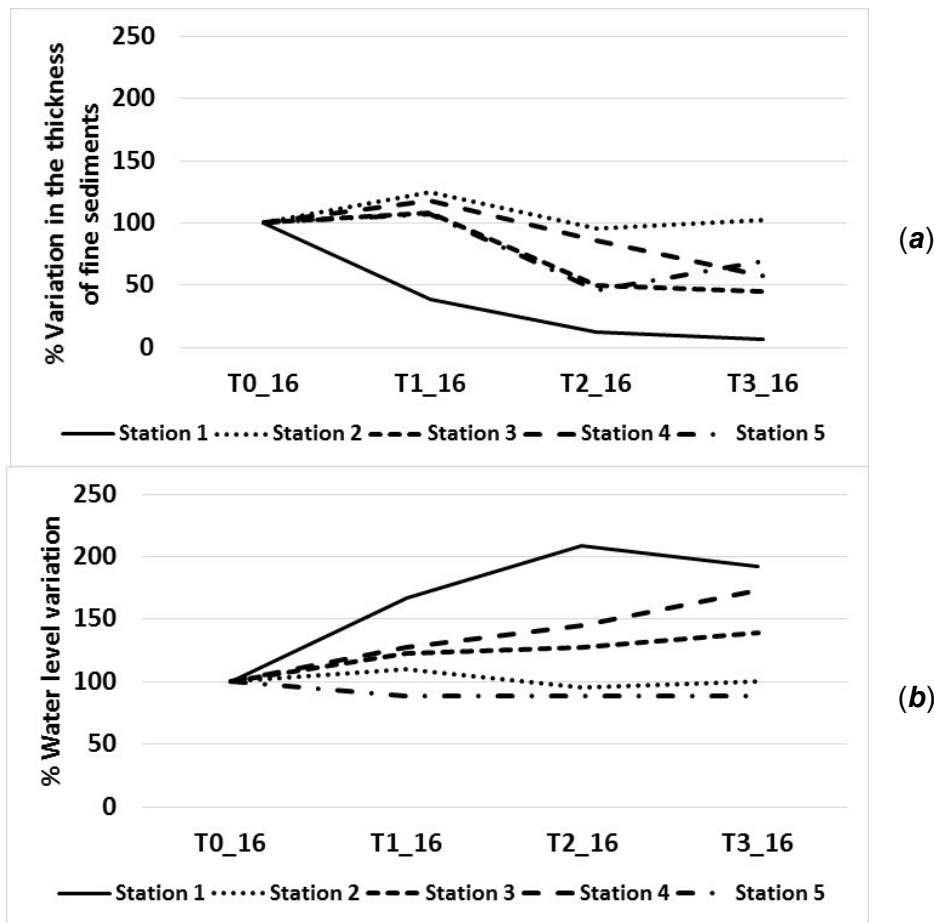


Figure 27 : (a) Evolution of average fine sediment thickness and (b) average water level before and after each 2016 release at the 5 stations (100 base level at T_{0_16}).

3.4.4 Bedload monitoring

4.4.4.1. Pebble and cobble entrainment

According to the painted particles survey, the largest particles mobilized by all releases in 2016 were small cobbles (64-128 mm) but they were few in number and transported only over short distances (less than 5 meters). Most of the painted particles transported were medium gravels (8-16 mm) during the 1st release, coarse gravels (16-32mm) during the 2nd release and very coarse gravels (32-64 mm) during the 3rd release. The discharge values of the first two releases (10 and 15 m³/s) resulted in limited entrainment of medium sized particles (required for fish spawning and to preserve the diversity of aquatic habitats). In contrast, the discharge value of the 3rd release (20 m³/s) resulted in much greater mobilization of coarser sediments, which is contrary to the initial objectives agreed upon.

4.4.4.2. Sand export

At station 3, the transport distances of fluorescent tracers (2-4 mm) increased linearly with discharge with a proportionality ratio greater than 1 (Table 9). Compared to the first release, the median transport distance was increased by a factor of 2.4 for the second release and by a factor of 3.6 for the third release. For a constant volume of water, the transport efficiency of a release should be improved if one maximizes its peak flow rather than its duration. However, the previous results showed that 20 m³/s release can be detrimental to coarse sediments necessary for fish spawning patches.

The fourth release was dimensioned in light of this last observation, keeping a flow rate of 15 m³/s but increasing its duration. At station 3, the median transport distance was only slightly more than twice that obtained for the second release despite a duration 5 times greater.

For the water releases in 2016, the total sand distance transport increased with the discharge from 30 m to 111 m. In fact, based on a similar active layer depth as measured by scour chains, the volume transported is proportional to the particle transport distance: the increase in discharge from 10 to 15 m³/s transported a volume 2.8 times greater; when the discharge doubles, i.e. for the 20 m³/s release, the transported volumes increase by a factor of 3.9.

	Flow release 1 2016 Station 3	Flow release 2 2016 Station 3	Flow release 3 2016 Station 3	Flow release 4 2017 Station 3	Flow release 4 2017 Station 2	Flow release 4 2017 Station 5
Discharge (m ³ /s)	10	15	20	15	15	15
Duration (h)	5	4	4	34	34	34
Median transport distance (m)	30	71	111	164	879	223
Total sand transport (m ³)	24	68	93	162	550	368

Table 9 : Transport distances of the fluorescent tracers

Ultimately, the estimated transported volumes ranged from approximately 100 m³ for the 2016 releases, to several hundred m³ for the 2017 releases.

3.5 DISCUSSION AND RECOMMENDATIONS

3.5.1 Design of the flow release and impacts on SSC

The attenuation of peak depth magnitude sometimes observed in the flow diffusion downstream of dams (Henson et al., 2007; Petts et al., 1985) did not occur on the Selves at maximum flow, even during the short 2016 releases: the nominal flow rate was the same from the Maury dam to the output of the bypassed reach. However, attenuation of peak magnitude was observed for

the lowest discharges, corresponding to the alert wave (for safety and fish protection). In the absence of flow measurements in the middle part of the bypassed reach, it is impossible to define where the energy loss occurred in 2016. Thanks to the installation of a water level monitoring station in 2017 at S2, it seems that this loss occurred between Stations 2 and 3. We attribute a large portion of this loss to the pronounced step-pool morphology of the bed channel between Stations 2 and 3 where the slope of the valley bottom is higher. Longitudinal variations in channel morphology must therefore be taken into account to ensure that the alert wave (for fish protection and safety) are effective along the entire reach.

SSC were closely monitored to meet regulatory requirements and to evaluate the success of the releases with respect to the export of fine sediments. The SSC peaks coincided with the flood waves and their peak values decreased for each successive release, despite their increasing intensity. Similar decreases in SSC have already been observed in other rivers following successive releases having the same peak discharge value (Davies-colley and Nagels, 2004; Eder et al., 2014; Jakob et al., 2003).

The increase in volumes between the first and second releases can be attributed to higher specific stream powers and water levels: besides the obvious influence of flow intensity on transport rate, the higher water level of the second release has remobilized more overbank fine materials. The lower SSL of the third release, despite an even greater discharge, shows that the environments was already well-leached after the second one. The example of the Selves in 2016 illustrates that the volume of fine sediment transported may increase if the flow discharge of a following release is higher than the first, even when it is undertaken relatively soon (i.e. 1 week) after the previous one. It is difficult to compare the 2017 release with the previous releases because it took place in a reach that was already well-declogged, demonstrating flow release success is highly contingent on initial conditions. However, the volume of sediment transported in 2017 shows that the environment tends to gradually reclog, requiring frequent flow releases. Thus, even if the SSC level achieved can be an indicator of release success in itself, the volumes transported should also be calculated in such cases to evaluate and compare the effects of successive releases.

The percentage of silt in the channel bed was reduced from 10% to 4% after the first release. This first result shows that regular flow releases of 10 m³/s during 5 hrs is efficient to entrain silt in the bypassed reach of the Selves River. This flow is approximately twice the pre-dam average annual flow. Tests could also be performed at slightly lower discharges to observe their efficacy.

3.5.2 Meso-habitat improvement

Unlike for silt, the 4 flow releases were not long enough to export all of the sand from the bypassed reach, however they did result in a significant decrease in the amount of sand stored in the bed channel. This decrease can be explained by a partial export to the Truyère River and by sand accumulation along the river edges (Figure 28), as also observed on the Colorado River (Schmidt et al., 2001). The latter phenomenon, which has also been documented for larger rivers (Cooper and Andersen, 2012; Hazel et al., 2010; Wilcox and Shafroth, 2013), ultimately results in improved channel mesohabitat conditions without requiring complete sand transport over the entire bypassed reach, which would require a much longer release. Lateral sand export allows for achieving habitat objectives while also minimizing gravel transport and economizing water volumes used during the releases. However, the lateral accumulation of sand could result in raising and progressively disconnects the adjacent floodplain.

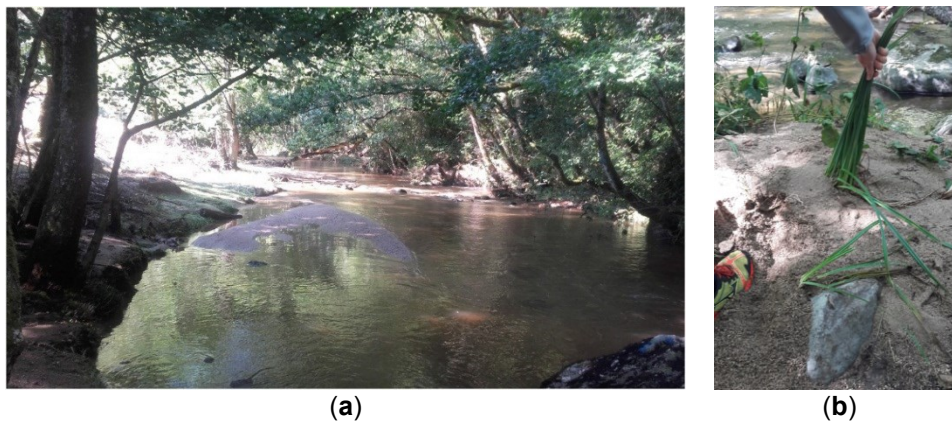


Figure 28 : (a) Creation of new sand bars and (b) sand deposition on the river banks.

The 10 m³/s discharge is likely to promote sedimentation on reaches sensitive to sand aggradation. The critical shear stress is undoubtedly not reached for this discharge in such areas. The 15 m³/s release seems the most effective as it generates a clear reduction in the percentage of silt and sand for all stations, with no exceptions, and without significant coarse sediment transport. The last 20 m³/s release had contrasting effects on sand deposits at the station scale. As the discharge was theoretically more effective than for the second release, this observation is only due to the irregularity of inflowing sediments. Diverging results between stations have already been reported by other investigators during water releases, despite those stations having a similar gradient (Wilcox and Shafroth, 2013). This diverse behavior shows the importance of monitoring sediment transfer at the reach scale to learn from experiments and

choose the most effective discharge. In addition, the release resulted in greater mobility of coarse sediments. However, as there is no natural replacement of this sediment due to upstream trapping by the dam, mobilizing the coarse sediment could work contrary to the objectives, in that these sediments are one of the major components of desired fish habitat (Dollar, 2000; Wilcock et al., 1996b).

The average thickness of silt and sand was reduced by a factor of 1.8 in the bypassed reach channel after the four releases, which is largely due to export of silt. The reduction in fine sediments below the dam had positive effects on substrates, and more generally on physical habitats, by increasing the water depth at low flow. This last effect, which is not obvious at the bypassed reach scale, is clearly positive for the monitoring stations most sensitive to fine sediment deposits. Other authors have previously reported an increase in water depth following water releases (Mürle et al., 2003), creating new habitats for fish, however for the Selves River, this is a localized effect (only very clogged stations were affected) and does not apply to the whole reach.

3.5.3 Sand export

The fluorescent tracing of sediment particles was motivated by the need to evaluate the release duration necessary to evacuate sand from the bypassed reach. According to the results from the 2016 experiment on a single station, the transport distance is linearly related to discharge magnitude with a proportionality ratio greater than 1 (see Table 9). The 2017 experimental results from three stations demonstrate that transport distances differ strongly from one site to another, even when these sites did not initially appear to have substantial morphological differences. At station 3, this result could be explained by heterogeneous hydraulic conditions within the reach, probably less favorable for transport in its downstream part. In the same way, the results obtained downstream from the two other stations are significantly different because of specific hydraulic conditions including bed slope, bankfull width and hydraulic roughness. These results confirm the need to equip several sites because responses are site-specific (Malcolm et al., 2012). Three hypotheses explain these differences among sites. The first hypothesis is that there is an attenuation of the peak depth magnitude further downstream (Henson et al., 2007; Petts et al., 1985). However, this hypothesis is highly unlikely since, the range of water depths at the most downstream station were the same as those further upstream. The second hypothesis is related to site-specific morphological and hydraulic conditions. Previous investigators have shown that the results obtained from water releases cannot necessarily be applied from one site to another (Malcolm et al., 2012). Local flow conditions are likely to be key in determining morphodynamic responses (Grams, 2013), which

create different responses for each site. The main difference between the sites is that downstream of station 1, the released water is already completely saturated with sand, thereby reducing its capacity for erosion. Finally, the last hypothesis corresponds to a measurement bias with the fluorescent tracers. For example, at station 2, some of the tracer material settled on the river banks and was not taken into account in the analyses, which leads to overestimation of the distances travelled. Given all of these uncertainties, for a 15 m³/s release, we adopted a median transport velocity of around 15 m/hr in areas conducive to sand transport and slightly less in more lentic reaches. Based on these assumptions, it would take at least 30 days and up to 45 days to fully export sand from the entire bypassed reach at a constant discharge of 15 m³/s.

For all of the 2016 water releases, which are quite similar in terms of duration, the transported volume increased with increasing discharge. An increase in discharge from 10 to 15 m³/s resulted in a transported volume around 2.8 times higher. Likewise, an increase in discharge from 15 to 20 m³/s transported a volume around 3.9 times greater. These results are similar to those made by Collier et al. (Collier et al., 1997), where the volumes of sand transported also increased significantly with discharge. However, the rate of increase given by Collier et al. (Collier et al., 1997) specifically an 8-fold increase in transported volume when discharge was doubled was not observed in our case. This difference can be attributed to the difference in size and morphology of the rivers studied.

Finally, these results show that even relatively low peak discharges can influence the physical habitat of the flow channel in rivers with a high sand load (Wilcox and Shafroth, 2013). In our case, a flow equal to three times the pre-dam mean annual flow is effective.

3.5.4 Perspectives

Our study demonstrates that it is possible to successfully undertake water releases in small rivers with an adaptive management approach. Specifically, we have shown that hydraulic modelling is not always necessary for this type of operation and that simple geomorphological monitoring is able to provide the necessary information to evaluate the effectiveness.

Although the movement of materials larger than those targeted is inevitable, it should be limited as far as possible in the absence of coarse sediment supply downstream from the dam. It is therefore strongly recommended to continue to use an iterative approach to determine this critical discharge in terms of magnitude, duration and frequency, starting with low discharges for a short duration.

For the Selves River, two discharge levels are now recommended: $10\text{m}^3/\text{s}$ for silts and $15\text{m}^3/\text{s}$ for sands. To export most silt out of the bypassed reach, the release time required is only 5 hours. For sands, the duration is not yet defined because it should be adapted to the quantity of tributary inputs. These contributions are not yet known, but could be quantified at stations to be established immediately downstream of the tributaries, using the same measurement protocol presented in this study.

Initial results show that silt aggradation can be observed between two releases one year apart. This annual silt deposit is not necessarily problematic for the environment but a target threshold should be defined beyond which a water release should be carried out. We suggest continuing the full geomorphological monitoring of the reach and to carry out new water releases when the silts reach more than 7% of the overall grain size distribution corresponding to a “good” situation for the stakeholder and also equivalent to conditions observed at T_{0_2017} . This value should be reassessed with the forthcoming biological monitoring results. For sand, monitoring events (storms) likely to transfer sediments into the Selves River from tributaries would provide useful information to quantify the effects of major storms on the volume of sediment stored into the Selves. It would then be possible to conduct a release to ensure a well-balanced sediment budget.

To evaluate the biological effects of these releases (and ultimately their ecological efficacy), biological monitoring (fish, spawning areas, macroinvertebrates) should be continued for at least 5 more years to ensure that the conditions defined by these thresholds are adequate. There is also a need to compare monitoring results (both sediment and biological responses) with reference conditions on a nearby river to objectively evaluate release success.

It is difficult to use data from other publications without at least some basic information and meta-analysis of such experiments are needed to improve release design and determine a priori potential channel responses. Therefore, in order to make these types of studies comparable, we strongly recommend that experimenters systematically state at least the following information in their publications: catchment area, historic data on flood and average discharges, average bed slope and particle size distribution of the channel and of the sediment load.

3.6 CONCLUSION

Conducting iterative water releases on the Selves River paid off with a reduction of surficial clogging, effective sand export and water depth increases, while avoiding mobility of coarser sediments, all while requiring only limited human and financial resources. Although the discharges were chosen empirically, they ultimately were in the necessary range for the

management objectives and allowed us to identify the optimum discharge for future operations. We now know that a discharge slightly below or equal to 10 m³/s enables significant transport of SSCs but not of the sand, whereas a discharge of 15 m³/s provides much greater movement of sand sediments. Higher discharges are not cost effective because of the risk of entrainment of coarse particles and because the gain in distance traveled relative to the increased discharge is smaller.

The measurements performed at station scale and at the overall bypassed reach scale provided complementary information. For example, we saw that water levels increased significantly in clogged areas but did not vary at the reach scale. The station-scale monitoring allowed us to precisely describe the effects of each release and thus to validate each step according to an adaptive management process.

The status of the watercourse and the state of its streambed sediment has been improved by transporting silt and sand out of the bypassed reach, through over bank deposition, and by increasing the water depth in sandy sectors, thereby meeting stakeholder expectations. Managers and users are now convinced of the value of this kind of operation because of visual habitat improvement with no evidence of potential ecological damage during the experiment. Water releases are therefore a management option that is now locally accepted.

Acknowledgments:

The authors would like to thank the teams from the research firms (Dynamique Hydro and Hydrogéosphère) that helped with these measurements and also the EDF teams that worked before and during the water releases (Sébastien Zanker, Pierre Oustrière, Thomas Geay, Valentin Lemaire, Yann Lemoine, Stéphane Chataigner, Luc Tabary, Gilette Guidet, Lucas Bascoul), Sebastien Menu for his expertise on the state of the river after the releases) and Leah Bêche for English proofreading. The authors would also like to thank the Olt Valley hydropower operational group (Julien Julhes and Jean François Lesade) and the operating technicians that helped carry out the releases under optimal conditions. Finally, the authors would like to thank the study steering committee for their constructive suggestions and involvement in the various water releases: Aubrac Regional Nature Park, Adour Garonne Water Agency, fishing associations, the fishing federation, the Aveyron department territories division and the municipalities in the catchment area.

4. CHAPITRE 4 : ETUDE DE CAS N°3 - GESTION DES SEDIMENTS GROSSIERS SUR L'ISERE

4.1 INTRODUCTION

La dernière étude de cas traite de l'Isère en Combe de Savoie. L'expérimentation s'articule autour de la gestion de la géométrie du lit et du transport de la charge de fond grossière avec des implications associées sur le transport des fines, la mobilité des formes sédimentaires et la végétalisation de la bande active. Cette étude de cas complète les deux premières dans la mesure où seuls les sédiments fins (limons et sables) avaient été traités.

Il existe relativement peu de références sur la mobilisation des sédiments grossiers et des formes fluviales dans la littérature pendant des lâchers. D'une part, car ce sujet n'a pas beaucoup été étudié et d'autre part parce qu'il existe de nombreuses méthodes de calculs permettant de connaître les débits nécessaires à même de mobiliser les particules grossières (Milhous, 1982). La mobilisation des formes telles que les bancs conduisent la plupart des auteurs à préconiser des débits de l'ordre du plein bord (Hill et al., 1991; Petts, 1996; Pitlick et Van Steeter, 1998) pendant que d'autres estiment qu'il est nécessaire de produire un lâcher avec une période de retour comprise entre 1 à 5 ans (Montgomery et Bolton, 2003; Petts, 1996).

Le rajeunissement de la végétation alluviale par des lâchers morphogènes est un sujet également peu étudié d'un point de vue opérationnel (Rivaes et al., 2015). Les rivières régulées depuis des décennies présentent souvent des formes fluviales et des types/stades de végétation différents de ceux présents avant la construction des barrages. Ces nouveaux états peuvent présenter une forte résistance mécanique aux processus géodynamiques, même si des lâchers de débits identiques à ceux des crues naturelles pré-barrage sont périodiquement réalisées (Cooper et Andersen, 2012; Wilcox et Shafroth, 2013). Il a été démontré dans la littérature scientifique que des lâchers d'un débit sensiblement égal à la crue annuelle avant barrage n'ont aucune efficacité sur la végétation (Cooper et Andersen, 2012). Pour parvenir à détruire tout ou partie de la végétation installée dans la bande active, les débits permettant d'atteindre le charriage des sédiments sur toute sa largeur doivent être recherchés. Les débits nécessaires pour atteindre cette emprise de charriage total peuvent représenter des temps de retour de plusieurs années (Hughes et Rood 2003), voire 10 à 15 ans pour Kondolf et Wilcock (1996) et nécessitent une disponibilité sédimentaire importante.

Sur L'Isère en Combe de Savoie, d'importants travaux de restauration ont été effectués ces dernières années. Les différents gestionnaires souhaitent les pérenniser par la mise en œuvre de lâchers morphogènes. L'expérimentation suivante constitue le premier lâcher réalisé.

4.2 CONTEXTE DE L'ISÈRE

4.2.1 Présentation du bassin versant

L'Isère est un cours d'eau du Sud-Est de la France confluant avec le Rhône à hauteur de Valence. L'Isère à l'exutoire de la Combe de Savoie draine un bassin d'une superficie de 4 970 km² (Figure 29). A l'amont de la Combe de Savoie, l'Isère reçoit les écoulements de l'Arly (686 km²) et de l'Isère en Tarentaise (1890 km²). Sur la partie médiane, l'Isère reçoit les apports de l'Arc (1980 km²) puis du Gelon (117km²). Le bassin versant de l'Isère en Combe de Savoie est très montagnard. Cependant, le linéaire situé entre Albertville (Savoie) et Pontcharra (Isère) correspond à une plaine alluviale longue d'une quarantaine de kilomètres. Elle s'étend sur 2 à 3 km de large mais le lit mineur de la rivière se trouve confiné entre deux digues. Le lit mineur présente une largeur de 80 à 100 m pour une pente moyenne d'environ 0,002 m/m.

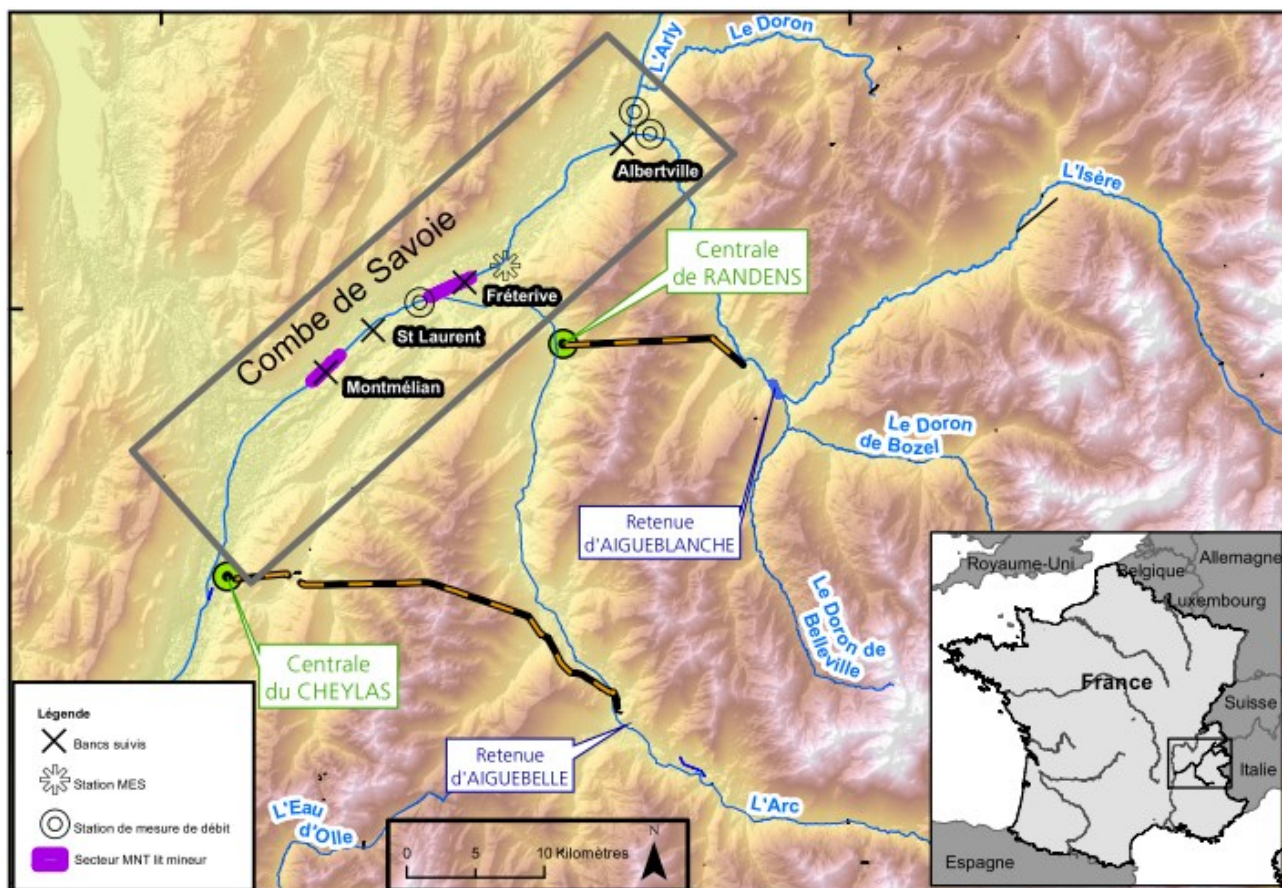


Figure 29 : Localisation de la Combe de Savoie

4.2.2 Fonctionnement sédimentaire

L'Isère en Combe de Savoie, est une rivière à dominante graveleuse associée à une grande composante d'éléments fins (limons et sables). Bien que le nombre de stations de mesure des flux de sédiments fins soit assez important sur le bassin de l'Isère, on compte peu de sites de mesures en Combe de Savoie. En amont de l'Arc, des mesures effectuées récemment (Cazilhac, 2017) montrent qu'entre 2012 et 2017, le flux de MES moyen annuel est de l'ordre de 400 000 tonnes. Les flux de MES sont très variables selon les années : de 180 000 tonnes en 2014 à 1 000 000 tonnes en 2015. Le flux moyen est de 100 mg/l et 2 % seulement sont supérieurs à 1 g/l. Les flux les plus élevés correspondent à des épisodes hydrologiques particuliers (laves torrentielles et crues de l'Isère et de ses affluents) et aux chasses du barrage d'Aigueblanche qui représentent environ 17 % du flux en moyenne sur la période. En aval de l'Arc la station historique n'est plus opérationnelle. Il est néanmoins établi que l'Arc est un très gros contributeur et que les concentrations y sont encore plus fortes.

Le transport solide des sables et graviers n'est pas du tout connu. Les études réalisées (Artelia et al., 2013; Stucky et al., 2006) montrent, grâce à des calculs théoriques, que la capacité de charriage est de l'ordre de 10 000 m³/an en amont de la confluence avec l'Arc et de 40 000 m³/an en aval. Ces données sont toutefois à prendre avec précaution car les formules sont basées sur un lit en équilibre ce qui n'est vraisemblablement pas le cas de l'Isère compte tenu des différents aménagements réalisés.

4.2.3 Aménagements réalisés par le passé

Le bassin versant de l'Isère est très aménagé. A l'échelle du bassin versant se sont succédées des périodes de déforestations massives (XVIII^{ème} siècle, pour gagner des terres agricoles) et des périodes de reboisement (programme RTM) à partir de la 2^{ème} moitié du XIX^{ème} siècle pour contrôler les arrivées sédimentaires (Peiry et al., 1994). Les travaux de reboisement ont consisté à reboiser les versants les plus sensibles à l'érosion et à stabiliser le profil en long des torrents. Plus récemment, dans les années 1980, des plages de dépôts ont été construites en aval de nombreux torrents pour protéger les zones vulnérables adjacentes (Coeur, 2017). Ces différents aménagements ont eu pour effet de réduire significativement les apports solides grossiers à l'Isère alors que les affluents étaient les principaux pourvoyeurs (Peiry et al., 1994).

A l'échelle locale, le lit mineur a été très fortement impacté par les endiguements, les extractions sédimentaires et la construction d'ouvrages hydroélectriques. Les endiguements en Combe de Savoie sont très anciens. Ils visaient à augmenter la productivité agricole et à diminuer l'insalubrité (Girel, 2010). Ils ont été réalisés dans le cadre du programme dit « sarde » entre 1828 et 1854 (Coeur, 2017). Les endiguements rectifient le tracé de l'Isère au sein d'un

chenal unique au milieu de la vallée. L'Isère s'écoule entre des digues insubmersibles et uniformes de part et d'autre du chenal avec un écartement intra-digue d'un peu plus d'une centaine de mètres (Girel, 2010). A la fin des travaux d'endiguement, la longueur de l'Isère dans la Combe de Savoie s'est retrouvée réduite de 3,4 km, ce qui a modifié la pente globale du lit mineur (Girel, 2010).

Les premières mentions d'extraction dans l'Isère datent de la seconde moitié du XIX^{ème} siècle. Les matériaux prélevés sont initialement destinés au confortement des ouvrages édifiés le long de l'Isère (Coeur, 2017). Après une période d'arrêt des extractions pendant les guerres mondiales, elles reprennent significativement en 1960 puis sont arrêtées définitivement en 1982 (SISARC, 2012).

Enfin, les aménagements hydro-électriques sur le bassin versant ont été édifiés entre 1950 et 1980. On y dénombre 101 prises d'eau. Deux types d'aménagement peuvent avoir des répercussions en Combe de Savoie. D'une part, les barrages à grand volume situés dans la partie amont du bassin versant stockent l'eau de fonte et la redistribue en fonction de la demande en énergie (Vivian, 1994). Ces barrages engendrent une modification du régime hydrologique. D'autre part, d'autres ouvrages (barrages d'Aigueblanche et Aiguebelle - Figure 29) court-circuitent les débits de l'Isère en Combe de Savoie vers l'Arc et l'Isère en aval de Pontcharra.

4.2.4 Hydrologie

Les précipitations moyennes annuelles sur le bassin versant varient entre 800 et 1800 mm aux stations de Météo France et d'EDF-DTG (Diss, 2014). L'influence du contexte montagnard est perceptible sur le régime hydrologique. La fonte de la neige contribue en effet à augmenter l'hydraulicité de l'Isère durant le printemps et l'été.

L'amont (Albertville – confluence Arc) et l'aval (Arc – Montmélian) de la Combe de Savoie font l'objet d'une hydrologie très différente en lien avec les apports de l'Arc. A leur confluence les bassins versants de l'Isère et de l'Arc sont de taille comparable. L'hydrologie à l'amont de l'Arc est mal connue car la seule station hydrométrique présente sur cette portion n'a été installée qu'en 2015. Le tronçon à l'aval est équipé d'une station depuis 1988. Les données collectées (Tableau 10) sont cependant jugées douteuses par la DREAL Rhône-Alpes qui gère la station. Le module influencé par les ouvrages hydroélectriques calculé à la station est de 121 m³/s.

Albertville			
	Débit journalier influencé	Débit instantané influencé maximal	Débit instantané naturel maximal
Module		-	-
Biennale		158**	312**
Quinquennale		-	-
Décennale		-	-
Vicennale		-	-
Montmélian			
	Débit journalier influencé	Débit instantané influencé maximal	Débit instantané naturel maximal
Module	121*	-	-
Biennale	360*	470*/467**	536**
Quinquennale	490*	630*/705**	-
Décennale	580*	740*/800**	-
Vicennale	660*	850*	-

* Données à la station de Montmélian sur la période 1988-2018 par ajustement de Gumbel
 ** Etude Artelia (2013)

Tableau 10 : Débits de crue journaliers et instantanés, reconstitués ou influencés sur la Combe de Savoie en m³/s

Les crues les plus importantes ont principalement lieu à la fonte des neiges dans un contexte de redoux marqué lorsque des pluies importantes surviennent. Le fonctionnement en crue diffère entre l'amont et l'aval du tronçon. Les débits journaliers et instantanés biennaux sont en effet très inférieurs en amont de l'Arc par rapport à aval. Ces différences proviennent de la taille des bassins versant mais aussi de l'impact des ouvrages hydro-électriques. L'étude Artelia (2013) montre ainsi qu'à Albertville, les ouvrages hydro-électriques réduisent de 50% les débits instantanés de fréquence biennale. Sur le tronçon aval, cette influence devient plus modérée mais reste perceptible : le débit biennal instantané influencé représente environ 87% du débit naturel reconstitué. L'étude démontre enfin que l'influence hydrologique des ouvrages devient négligeable pour les crues de temps de retour de 5 à 10 ans car les consignes de crue imposent une ouverture progressive des ouvrages.

4.2.5 Fonctionnement morphologique passé et actuel

Les aménagements réalisés au cours des 150 dernières années ont eu des répercussions importantes sur la dynamique morphologique et sédimentaire de la rivière, autrefois en tresse dans la Combe de Savoie (Bravard, 1989). L'endiguement notamment a très fortement modifié les conditions d'écoulement dans le lit mineur de l'Isère. On constate dès leur mise en place d'importants phénomènes d'incision, notamment dans les coupures de sinuosité ou à l'amont des sections endiguées (Girel, 2010). Des phénomènes d'exhaussement importants ont aussi été observés sur d'autres parties du tronçon (Armand, 1950; Artelia et al., 2013; Blanchard, 1928; Coeur, 2017; Girel, 2010; Miège, 1951) ayant conduit aux premiers curages dans la rivière (Coeur, 2017). Après la guerre de 1939-45, le recours massif aux extractions dans le lit

mineur de l'Isère a conduit à un enfoncement marqué et généralisé du lit du cours d'eau (Artelia et al., 2013; Girel, 2010; Peiry et al., 1994). Depuis l'arrêt des extractions au début des années 1980, le chenal a enregistré une période transitoire d'ajustement. Il est maintenant plutôt stable même si d'importants exhaussements liés au dépôt de sédiments limono-sableux sont observés sur les bancs (Artelia et al., 2013).

Suite à la réalisation des endiguements et jusqu'en 1890, les rapports des ingénieurs en charge de la gestion de l'Isère en Combe de Savoie font état d'une forte mobilité des alluvions et de l'absence de développement de la végétation (Coeur, 2017). A partir des années 1890, ils mentionnent les premières tendances à la végétalisation sur plusieurs bancs (Coeur, 2017). Cette végétalisation n'est pas généralisée à tous les bancs mais le processus est en cours sur toute la Combe de Savoie. Cette évolution est confirmée dans la première moitié du XXème siècle avec le développement d'une végétation herbacée à arbustive et le dépôt de sédiments limono-sableux en lien avec la végétalisation (Coeur, 2017; SISARC, 2012). A la même époque, des contrats de gré à gré faisant mention d'une exploitation agricole ou forestière des bancs sont passés entre les pouvoirs publics et des agriculteurs, notamment au droit des ilots de Gilly-sur-Isère. Sur ce dernier banc, des coupes de « bois » étaient autorisées indiquant la présence d'une végétation arborée. A partir de la période des extractions, la mobilité sédimentaire redevient importante (Stucky et al., 2006) et la végétation ne se développe plus jusqu'à des stades arborés avancés. L'étude (SISARC, 2012) mentionne une occupation de 15% de l'espace inter-digue par de la végétation. Après l'arrêt des extractions, la végétation a continué son développement (Gleizal, 2015; SISARC, 2012; Vautier, 2000) jusqu'à occuper 20 à 30% de l'espace intradigue selon les années entre 1996 et 2015 (Jourdain, 2017). Depuis 1985, les bancs de la Combe de Savoie sont essartés par un débroussaillage hivernal tous les 3 ans.

Wohl et al., (2015) ont recensé les principales causes anthropiques de la modification du fonctionnement des lits des rivières. Parmi ces causes, on retrouve les aménagements des bassins versants (réduction de la fourniture sédimentaire, stabilisation ou incision des chenaux), les endiguements (réduction de la largeur et incision), les extractions (incision et diminution de la largeur) et les ouvrages hydro-électriques (diminution de la fréquence des crues les plus fréquentes). La végétalisation des rivières se produit préférentiellement lorsque le chenal actif est peu perturbé par ce type d'aménagements. Sur l'Isère, toutes les perturbations présentées (aménagements de bassin versant, endiguements, extractions et ouvrages hydro-électriques) modifient durablement les variables de contrôle du système fluvial et jouent probablement un rôle qui fait débat (Jourdain, 2017; Serlet et al., 2018).

4.2.6 Définition des objectifs

La végétalisation des bancs a un impact direct sur la morphologie de la rivière. Elle conduit à une augmentation de la superficie des bancs puis à leur exhaussement par dépôts successifs de sédiments fins (Vautier, 2000). Les processus mis en œuvre ont déjà été étudiés par le passé sur l'Isère (Allain Jegou, 2002; Jourdain, 2017). La fixation et les exhaussements des bancs, dans un lit déjà endigué contraignent fortement les écoulements en crue. La section hydraulique devient de plus en plus réduite et peut engendrer d'importants dysfonctionnements sur les digues ou favoriser les inondations dans la plaine. Cette dynamique a contraint les gestionnaires locaux à définir puis à réaliser un important programme de travaux.

Le programme de travaux consiste dans un premier temps à restaurer les bancs exhausés en enlevant la couche de fines présente sur les galets pour retrouver une plus grande section hydraulique. Dans un second temps, les bancs graveleux sont remodelés sous forme de bancs ou d'îlots. Le troisième temps correspond à un entretien de l'état post travaux par la mise en œuvre de lâchers d'eau, objets de l'expérimentation. Les lâchers ont pour objectif de compenser les incidences hydrologiques des barrages. Pour ce faire, la mobilité des sédiments grossiers et la destruction de la végétation sont recherchées tout en limitant les dépôts de sables, limons et argiles sur les bancs.

4.3 MATÉRIEL ET MÉTHODE

4.3.1 Dimensionnement du lâcher morphogène

4.3.1.1 Modalités de dimensionnement

La variabilité des impacts des barrages sur le couple régime hydrologique / régime sédimentaire et la réactivité des tronçons fluviaux rend très difficile, voire impossible, le développement d'une méthode unique pour dimensionner les lâchers morphogènes (Mürle et al., 2003; Reiser et al., 1989). Il a notamment été démontré que différentes méthodes de dimensionnement appliquées à la même rivière, pouvaient conduire à proposer une large gamme de débits (Kondolf et Wilcock, 1996; Reiser et al., 1989). Il convient donc d'étudier et dimensionner les lâchers au cas par cas, en les adaptant aux caractéristiques physiques de la rivière et aux objectifs de gestion visés (Reiser et al., 1989). La difficulté majeure pour dimensionner précisément des lâchers morphogènes efficaces provient des liens complexes entre l'hydraulique, le transport des sédiments et la réponse phytoécologique à ces processus.

Les références au dimensionnement de lâchers morphogènes visant la mobilisation des particules grossières sont rares dans la littérature scientifique. Le dimensionnement du lâcher morphogène réalisé sur l'Isère s'est donc basé sur des éléments provenant de retour d'expérience d'études d'ingénierie, de recherche et sur des essais à partir d'un modèle physique. L'objectif principal est de connaître le niveau de débit permettant de mettre en mouvement les sédiments grossiers.

Approche hydrologique

Il est possible d'avoir recours à des méthodes statistiques (temps de retour des crues, débit dominant, débit effectif) pour dimensionner les lâchers morphogènes (Kondolf et Wilcock, 1996; Reiser et al., 1989). On cherche dans ce cas à rétablir le débit dit « morphogène » observé avant la construction de l'ouvrage. De nombreux auteurs ont établi des relations empiriques entre un temps de retour des crues et le gabarit des rivières (1.5/2 ans pour le débit de pleins bords par exemple), ce temps de retour étant alors associé à la « crue morphogène » idéale (Pruitt et McKay, 2013). Pour l'Isère, ce débit de récurrence 2 ans a été évalué à 312 m³/s à Albertville et 536 m³/s à Montmélian. Cette approche n'a cependant pas été développée spécifiquement pour définir des lâchers morphogènes optimaux mais est issue d'études réalisées sur des cours d'eau pas ou peu influencés. Elle montre donc rapidement ses limites dans la mesure où elle ne prend pas en compte les ajustements géomorphologiques qui se sont produits dans les rivières concernées depuis la mise en service des barrages (Dollar, 2000; Kondolf et Wilcock, 1996; Wilcox et Shafroth, 2013).

Approche hydraulique

Une estimation des débits à mettre en œuvre et de leur durée a été réalisée par EDF R&D grâce à l'apport d'un modèle physique (Claude, 2018, 2017; El-Kadi-Abderrezzak, 2015). Le modèle physique reproduit le site de Fréterive qui a été jugé représentatif par tous les partenaires du projet. Il reproduit un tronçon de 1 190 m de long situé 1 650 m en amont de la confluence avec l'Arc (Figure 30). La topographie représentée dans le modèle a été proposée par le SISARC et correspond à l'état du lit obtenu après les travaux de restauration. Elle représente des bancs centraux et des îlots entourés par le chenal principal et un large bras secondaire. Le modèle physique est non distordu, construit au 35^{ème} en conservant les similitudes de Froude et les conditions de mise en mouvement des sédiments grossiers. Le modèle mesure 31 m de long pour une largeur de 6.2 m permettant la reproduction de toute la section du lit (Figure 31). Les sédiments réels sont reproduits dans la maquette par un mélange de trois classes de sables calibrés. Les matériaux fins (sables et limons) n'ont pas pu être reproduits.



Figure 30 : Localisation du site d'étude et emprise (rectangle rouge) du tronçon représenté dans le modèle physique (Claude, 2018)



Figure 31 : Photographie du modèle physique de la Combe de Savoie pendant un essai (photographie N. Claude)

Les résultats ont mis en évidence plusieurs points :

- ✓ La morphodynamique du lit est fortement conditionnée par la disponibilité en sédiments grossiers dans la rivière. Plus l'apport solide amont est important, plus les processus sédimentaires (érosions / dépôts) deviennent intenses,
- ✓ Avec un apport sédimentaire grossier amont correspondant aux capacités de transport de la rivière, il a d'abord été observé une phase d'initialisation liée au rééquilibrage des bancs modelés par les travaux, avec un réajustement rapide et important de la géométrie des bancs lors des premières hautes eaux (dès 200 – 250 m³/s). Ces conditions de mobilité peuvent être suffisantes pour limiter l'installation de la végétation dans l'année suivant les opérations de restauration. Cependant, une fois ce phénomène achevé, la dynamique sédimentaire ralentit jusqu'à ce que le système atteigne un état d'équilibre dynamique. Les chances de voir la végétation coloniser le lit deviennent relativement importantes durant cette phase,

- ✓ Une fois, l'état d'équilibre dynamique atteint, il est nécessaire d'avoir des débits réguliers supérieurs à 300 m³/s pour intensifier l'érosion des bancs. Une mobilité des bancs suffisante limitant le développement des plantes est atteinte lorsque ces débits sont maintenus pendant au moins une dizaine de jours.

La transposition des résultats de modélisation au contexte naturel peut être néanmoins affectée par l'absence de connaissance quant au taux de charriage réel en Combe de Savoie, par les différences entre la topographie initiale du modèle et celle obtenue après travaux, et par la non représentation de la végétation et des sédiments fins dans la maquette.

Mesure in situ de la mise en mouvement des sédiments

Afin de préciser les calculs hydrauliques précédents et couvrir l'étendue de la Combe de Savoie, un suivi long terme au travers de parcelles peintes et de chaînes d'érosion a été mis en œuvre sur 4 bancs de l'Isère (Dynamique Hydro, 2017).

En amont de l'Arc (2 bancs : Albertville et Fréterive, Figure 29), l'évaluation du seuil de mobilité des particules est difficile en raison des différences inter-bancs et des travaux effectués sur Fréterive fin 2017. Les résultats montrent, qu'en dessous de 200 m³/s, la mobilité des particules est inexistante sur Albertville et faible à Fréterive. Aux alentours de 250 m³/s, la mobilité des particules est partielle à Albertville et plus généralisée à Fréterive. Par contre, dans les deux cas, la mobilité des particules concerne exclusivement la surface et les premiers centimètres de la sous-couche.

En aval de l'Arc (2 bancs : Saint-Laurent et Montmélian), les débits sont moins bien évalués depuis la mise hors service de la station de Montmélian. Les suivis montrent cependant que les débits de mise en mouvement et d'érosion de la sous-couche s'opèrent au-delà de 300 voire 400 m³/s (Dynamique Hydro, 2017; Jourdain, 2017).

Mesure in situ de la dynamique végétale

Les débits et les mécanismes les plus efficaces pour la destruction de la végétation sur l'Isère ont déjà été étudiés dans la thèse de C.Jourdain (2017). Il a été démontré au cours d'une analyse historique que les débits inférieurs à 300 m³/s ne permettent pas la destruction de la végétation. En revanche des débits entre 300 et 350 m³/s sont susceptibles d'engendrer la destruction de petites surfaces de végétation. Des débits bien supérieurs, compris entre 500 et 550 m³/s semblent particulièrement efficaces pour détruire de grandes surfaces de végétation. Cette analyse a également été complétée par un travail de terrain. Les relevés montrent qu'une crue annuelle n'est pas en mesure de générer une mobilité des bancs d'ampleur suffisante pour détruire la végétation mais qu'une crue décennale peut avoir un effet sur la végétation jeune

(Figure 32). La destruction n'a cependant pas été systématique tant sur les bancs étudiés qu'à l'échelle du linéaire.

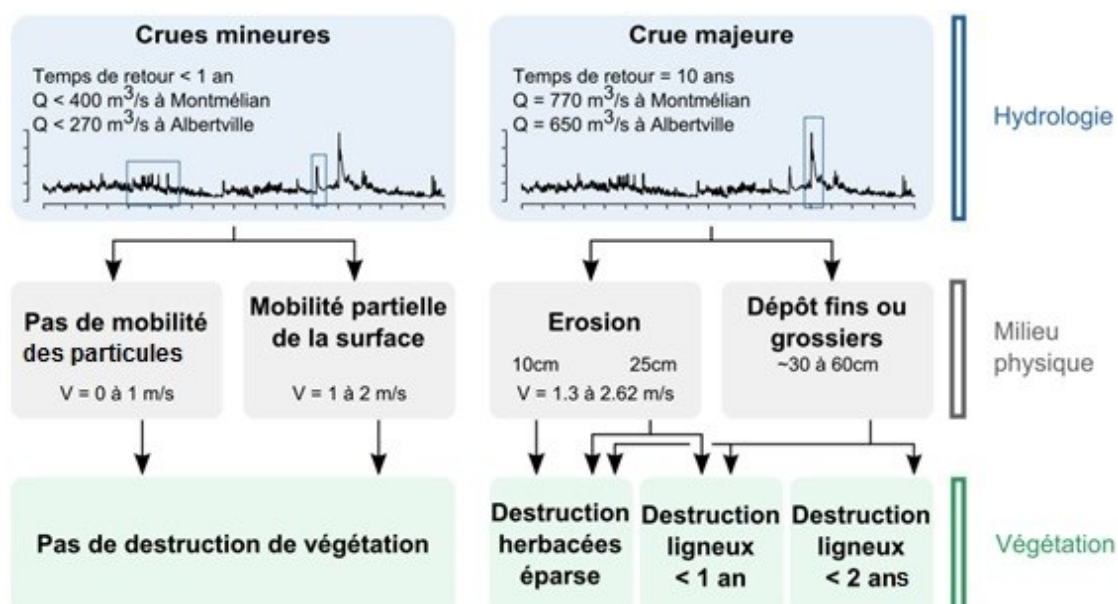


Figure 32 : Mécanismes de destruction de la végétation sur les bancs de l'Isère (Jourdain, 2017)

L'essentiel de la destruction de la végétation lors des crues est attribuée à un mécanisme d'érosion latérale. Les autres mécanismes, comme la destruction par érosion surfacique du banc ou par les processus de dépôts semblent minoritaires. La durée, évaluée par un volume d'écoulement au-dessus d'un débit-seuil, est également un facteur important à prendre en compte (Jourdain, 2017).

4.3.1.2 Contraintes à prendre en compte

Le choix du débit des lâchers morphogènes est conditionné à plusieurs contraintes.

La première est la gestion du risque inondation. D'après les indications du SISARC, le débit critique à ne pas dépasser pour éviter les inondations est de $400 \text{ m}^3/\text{s}$ en aval d'Albertville. Il s'agit d'un débit plus élevé que ceux précédemment calculés pour atteindre la mobilité des matériaux et ne posent donc a priori pas de problème. Il a été tout de même décidé, dans le cadre de la concertation, que les enjeux de sûreté et de sécurité du barrage d'Aigueblanche, en particulier en période de crue ou de chasse, seront prioritaires et primeront sur le déroulement de l'expérimentation. Aussi pour pallier au risque sûreté en Combe de Savoie pendant l'opération, le soutien EDF aux débits naturels sera interrompu si le débit en Combe de Savoie dépasse $350 \text{ m}^3/\text{s}$.

La seconde contrainte est la production des débits désirés. Deux types d'action sont envisageables sur les ouvrages pour maximiser les débits :

- ✓ Ne pas dériver l'eau de l'Isère vers un autre bassin versant. Les débits au barrage d'Aigueblanche peuvent ne pas être dérivés vers l'Arc (usine de Randens) pour soutenir d'environ 80 m³/s le débit naturel dans la rivière,
- ✓ Soutenir les débits naturels par des turbinés via les usines pouvant apporter un complément de débit (La Bathie et Malgovert). La capacité de production de ces usines est toutefois limitée et variable selon la disponibilité des moyens de production. Elle est évaluée à environ 70 m³/s.

En conséquence, le débit naturel de la rivière doit être élevé pour obtenir des débits susceptibles de mettre en mouvement les sédiments. Une période de débits naturels soutenus est donc être nécessaire. Elle correspond à la période de fonte des mois de mai et juin. En fonction des débits entrants, le débit pourra être plus ou moins soutenu pour parvenir au débit d'objectif. En revanche, si les débits naturels sont faibles, la dérivation et le soutien ne pourront pas permettre d'atteindre des débits d'objectif trop élevés. Les épisodes de crues naturelles pouvant être soutenues durent en moyenne 5 jours. C'est la durée pendant laquelle le débit peut être soutenu avec efficacité à environ 250 m³/s.

Enfin, les débits sollicités via les aménagements devront respecter l'ensemble des consignes d'exploitation associées à ceux-ci (notamment concernant le barrage d'Aigueblanche) et prendre en compte les contraintes opérationnelles nécessaire à leur mise en œuvre (disponibilité de l'exploitant, gestion des vannes...).

4.3.1.3 Définition des résultats attendus

Les lâchers morphogènes sont donc apparus comme une solution adaptée à la faible dynamique morphologique des bancs et à leur végétalisation. La définition d'objectifs clairs est le premier élément à prendre en compte dans le cadre d'un dimensionnement (Kondolf et Wilcock, 1996; Konrad et al., 2011) car un lâcher « aveugle » est susceptible d'être plus préjudiciable que bénéfique pour les milieux aquatiques (Reiser et al., 1989).

Ainsi, la notion de « mobilité suffisante » à atteindre a fait l'objet de nombreux débats entre les différents partenaires que sont le SISARC, l'Agence de l'eau RMC, la DREAL ARA et EDF. Il correspondait au départ des discussions, à un renouvellement total des bancs tous les 3 ans, c'est-à-dire à un déplacement de la macroforme par érosion frontale et latérale d'un tiers chaque année. Cet objectif, jugé ambitieux, permet toutefois d'enrayer le cycle de

développement de la végétation (voir les résultats de la thèse précédemment évoquée de Camille Jourdain, 2017).

Cependant, au final, aucun objectif quantifié n'a été validé dans le protocole de l'expérimentation, mis à part l'idée générale d'obtenir une mobilité des grossiers et de limiter les dépôts de sables, limons et argiles.

Au préalable, EDF avait cependant défini des objectifs quantifiés permettant de caractériser l'évolution géomorphologique des bancs à l'échelle de l'opération et qui seront utilisés dans le cadre de cette analyse par la suite comme référentiel :

- ✓ Mobilité spatiale de 30% de la surface émergée des bancs. Ce seuil a déjà été retenu par Holmquist et Milhous (2010) dans le cadre d'un lâcher. Il était alors destiné à mobiliser des limons et des sables,
- ✓ Erosion de 30 % de la surface d'un banc sur 30 cm d'épaisseur pour favoriser l'érosion de la végétation. Il est en effet considéré que cette épaisseur doit être atteinte si l'on souhaite arracher les jeunes semis (Bywater-Reyes et al., 2015). Nous complétons également l'analyse en considérant qu'un exhaussement de 30 cm ou plus peut entraîner la mort des semis par enfouissements (Kui et Stella, 2016),
- ✓ Bilan nul ou négatif des dépôts de matériaux fins sur les bancs,
- ✓ Disparition de 30% de la surface couverte par la végétation.

Ces choix peuvent paraître arbitraires mais ils permettent de caractériser, sur des bases factuelles, la réussite de l'opération.

4.3.1.4 Lâcher réalisé

Le choix du débit minimum à mettre en œuvre a suscité de vifs débats, certains souhaitant un minimum fixé à 300 m³/s et d'autres à 200-250 m³/s. Il a été au final décidé de réaliser une séquence morphogène avec un débit autour de 200-250m³/s pendant 5 jours. Ces niveaux de débits résultent d'un choix politique entre les différents partenaires. Ils se révèlent en effet incompatibles avec les études préalables qui concluent qu'il convient de générer des débits plus proches des 300 m³/s pour obtenir des effets morphologiques voire un recul de la végétation.

Pour des raisons opérationnelles, le lâcher a été couplé à une opération de chasse du barrage d'Aigueblanche et de lâchers d'eau claire du même barrage pour limiter la concentration en des sédiments fins issus de la chasse. A la suite de ces opérations, le lâcher morphogène a été poursuivi. La chronologie de l'expérimentation est la suivante :

- ✓ 06/05/2018 à 5 heures : Début de la chasse à Aigueblanche et du lâcher,
- ✓ 09/05/2018 à 20h30 : Fin de la chasse, poursuite du lâcher morphogène par déversement au barrage (Figure 33),
- ✓ 11/05/2018 à 11h fin du lâcher.



Figure 33 : Photographie de l'expérimentation : a) déversés au barrage d'Aigueblanche b) écoulements en amont de la Combe de Savoie c) L'Isère en Combe de Savoie

L'expérimentation a été menée à partir des écoulements naturels de l'Isère et de l'Arly et d'un arrêt de l'usine de Randens. L'arrêt de l'usine permet de conserver les écoulements, habituellement dérivés vers l'Arc pour être turbinés, dans le lit de l'Isère. Un soutien complémentaire des débits de l'expérimentation aurait pu être effectué par des turbines aux usines de la Bathie et de Malgovert mais cette option n'a pas été retenue. Une tierce partie espérait en effet conserver la possibilité de soutenir des débits naturels potentiellement plus importants plus tard dans la saison de fonte. Pour autant, les débits turbinés à la Bathie et Malgovert n'ont pas été totalement nuls en raison de la forte hydraulité de l'année 2018 et des besoins liés à la production hydroélectrique.

L'hydrogramme du lâcher à l'entrée dans la Combe de Savoie est présenté sur la Figure 34. Les débits ont été recalculés à partir des données des stations de Pont de Venihon et de Conflans. En effet, les débits à la station de Grignon ont été jugés trop incertains par la DREAL SPC.

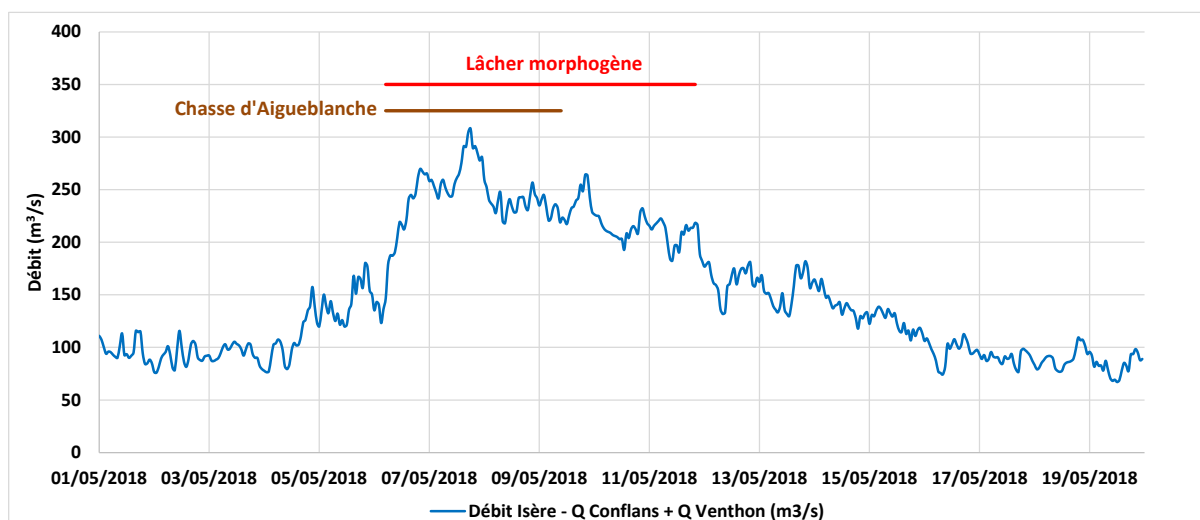


Figure 34 : Hydrogramme du lâcher réalisé à l'entrée dans la Combe de Savoie

4.3.2 Localisation des suivis

Le secteur d'études concerne toute la Combe de Savoie. Etant donné la longueur de la zone concernée, il a été décidé de concentrer les efforts en termes de suivis in situ sur 4 bancs représentatifs de l'Isère dont deux sont situés en amont et 2 autres en aval de l'Arc (Figure 29) :

- ✓ Le premier banc est celui d'Albertville, il est situé en rive gauche en aval immédiat du Pont Albertin. Il n'a pas fait l'objet de travaux récents,
- ✓ Le second est le banc de Fréterive en rive droite de l'Isère environ 1.1 km en amont de la confluence Arc/Isère. Il a fait l'objet d'importants travaux de terrassements en 2017. Il a été totalement remanié et sa morphologie était totalement artificielle suite aux travaux. Sa surface était largement dominée par des galets et graviers grossiers. Ce banc a été remanié juste avant l'expérimentation par les crues de janvier 2018,
- ✓ Le banc de Saint-Laurent se situe en aval de l'Arc. Il n'a pas été concerné par les travaux mais le sera en 2018,
- ✓ Le dernier banc est celui de Montmélian. Il a été affecté par les travaux du SISARC en 2017 car il a servi de surface de terrassement modifiant la granulométrie de surface et la végétation présente.

A l'échelle du tronçon d'étude, seules des prises de vue aériennes ont été programmées.

4.3.3 Monitoring

Le suivi a été très difficile à mettre en place car le lâcher a été réalisé pendant la période de fonte. Au-dessus de 100 m³/s les mesures sont impossibles. En conséquence, T1 (état initial) et T3 (état après expérimentation et après fonte) ont été réalisés pendant les périodes d'étiages

encadrant le lâcher. Un maximum d'effort et une gestion contrainte des ouvrages hydrauliques (arrêt des usines et dérivation) a permis la réalisation de quelques levés intermédiaires (T2) mais uniquement sur le banc de Fréterive. Il sera donc parfois difficile de distinguer l'influence du lâcher et celle de l'épisode de fonte postérieur.

L'ordonnancement des suivis est présenté dans le Tableau 11 :

	T1	T2	T3
Protocole / paramètre suivi	Avant expérimentation	Après expérimentation	Après fonte
Hydrologie	Combe de Savoie	Combe de Savoie	Combe de Savoie
MES	Amont Arc	Amont Arc	Amont Arc
Photographie aérienne	Combe de Savoie	Combe de Savoie	Combe de Savoie
Bathymétrie	Fréterive		Fréterive
Topographie	4 bancs	Fréterive	4 bancs
Parcelles peintes	4 bancs	Fréterive	4 bancs
Chaines d'érosion	4 bancs	Fréterive	4 bancs
Suivi fines	4 bancs	Fréterive	4 bancs
Evolution de la végétation	4 bancs	Fréterive	4 bancs

Tableau 11 : Ordonnancement et localisation des suivis réalisés (en vert suivis effectués sur chacun des sites, en orange suivis partiels, en rouge absence de suivi)

4.3.3.1 Mesures en continu

Les débits horaires ont été reconstitués à partir de l'étiage hivernal jusqu'à l'étiage estival à partir des stations de Conflans sur l'Isère et du pont de Venthon sur l'Arly. Les valeurs obtenues sont décalées d'1 heure pour tenir compte du temps de propagation des débits jusqu'au site d'étude. Les valeurs en aval de l'Arc sont obtenues grâce à la station de Pont Royal. Cette station fait, d'après l'exploitant, l'objet d'incertitudes. Néanmoins, les valeurs observées pendant l'opération semblent satisfaisantes par rapport au travail mené dans le cadre de ce travail. L'incertitude associée à l'estimation des débits en Combe de Savoie est estimée par EDF-DTG à au moins 10%.

En parallèle, les hauteurs d'eau ont été suivies sur chacun des 4 bancs grâce à une sonde de pression Rugged Troll 100 de la marque In-Situ. Les mesures ont été effectuées toutes les 10 minutes entre T1 et T3. La durée et les hauteurs de submersion des bancs ont été calculées de l'amont à l'aval des bancs à partir des pentes des lignes d'eau levées à plusieurs reprises au cours des suivis historiques. Afin de s'affranchir de l'influence des débits (à bas débit, les points topographiques levés sont plus nombreux et plus bas en moyenne), l'altitude moyenne des transects de référence sur les bancs est calculée à partir des points topographiques correspondant à un débit égal au QMNA. Sur le banc de Fréterive, 3 sondes de hauteurs d'eau ont été mises en place en amont, sur la partie médiane et en aval du banc permettant de connaître précisément la pente de la ligne d'eau.

Les MES ont été suivies par 2 stations de mesure de turbidité Hach Lange avec un pas de temps de 6 min. Leurs valeurs ont ensuite été étalonnées grâce à des prélèvements automatiques issus d'un préleveur ISCO. Les stations ont été installées au pont de Grésy soit quelques centaines de mètres en amont du banc de Fréterive et en aval du barrage d'Aigueblanche. Il n'existe pas de stations permettant de décrire la migration du nuage de MES vers l'aval.

D'autres mesures de flux ont été réalisées à Grésy pour estimer le transit des sédiments plus grossiers (Camenen et al., 2018; Zanker, 2018). Les résultats principaux seront présentés ici. Les mesures ont été réalisées grâce à une bouteille de Delft, par Helley-Smith et hydrophone. Ces mesures représentent des ordres de grandeurs car les méthodologies sont encore pour la plupart en développement.

4.3.3.2 Suivis à l'échelle des bancs

Plusieurs protocoles ont été mis en œuvre localement pour suivre l'expérimentation. La caractérisation de la mobilité des sédiments grossiers a été effectuée à partir de parcelles peintes et de chaînes d'érosion. La détermination du colmatage de surface par les fines a été réalisée par carroyage.

Des placettes peintes ont été placées à T1 et relevées à T3 sur tous les bancs suivis. Sur Fréterive, un suivi complémentaire permettant de suivre les périodes T1-T2 et T2-T3 a été effectué. Sur chaque banc, 15 parcelles peintes de 75 cm de côté ont été disposées pour caractériser la mobilité des sédiments. Sur chaque parcelle, une évaluation visuelle du taux de mise en mouvement (pourcentage de la surface érodée), de la taille de la plus grande particule transportée et de la distance de transport sont renseignés entre deux observations. Chaque parcelle fait l'objet d'une mesure altimétrique par GPS à chaque passage de manière à définir si une disparition totale d'une parcelle correspond à une mobilité générale ou à un recouvrement par des arrivées sédimentaires.

Sur chacun des 4 bancs, 9 chaînes d'érosion ont été suivies à la même fréquence que les parcelles peintes pour fournir des informations sur l'épaisseur du substrat érodé ou déposé entre chacun des suivis. La méthode utilisée est celle de Laronne et al., (1992).

Le suivi des sédiments fins a été effectué à partir d'un protocole par points positionnés au GPS afin d'être parfaitement comparables entre chaque observation. Un carroyage a été établi sur la surface des bancs (Figure 35) et les zones immergées adjacentes accessibles à pieds. Les carroyages ont été réalisés avec un espacement de 5X5 m entre chaque point. Au total, le nombre de points est de 428 sur Albertville, 615 sur Fréterive, 444 sur Montmélian et 534 sur

Saint-Laurent. Sur chaque point ont été mesurés : l'épaisseur de fines à la pige avec une précision de quelques millimètres (dans ce document les « fines » concerneront les limons et les sables) et le taux de recouvrement par les fines en 6 classes (0-5%, 5-25%, 25-50%, 50-75%, 75-95% et 95-100%). Les relevés ont été effectués à T1 et T3. Seul le banc de Fréterive a fait l'objet d'un relevé à T1, T2 et T3. Cependant, compte tenu du niveau d'eau et du temps limité pour effectuer les levés, le carroyage a été allégé à une maille de 10X10 m. Les données ont ensuite été comparées pour chaque point et chaque période.

Le carroyage a été initialement défini sur les différents bancs exondés à T1 mais également aux zones inondées mesurables à pieds (environ 1m de hauteur d'eau et faibles vitesses des écoulements). Certains de ces points sont inondés 90 à 100% du temps. Nous considérerons toutefois cette entité comme étant « le banc » même si la surface est supérieure au « banc émergé » *stricto-sensu*. Ce dernier est en effet difficile à définir à cause des variations de niveau d'eau.

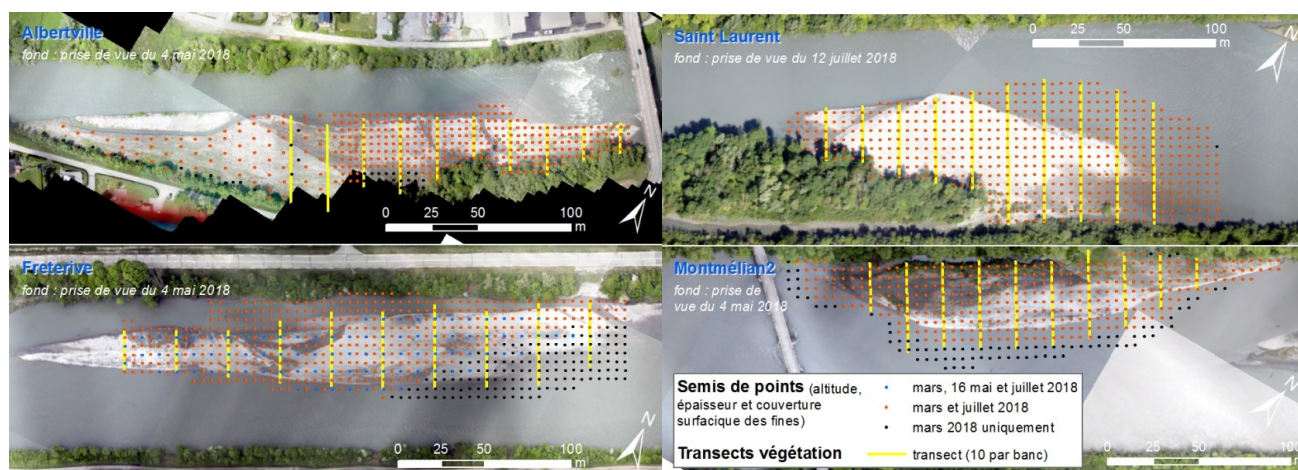


Figure 35 : Localisation des points de mesures sur les bancs et des transects de végétation

Des relevés topographiques au DGPS ont également été effectués localement sur 4 bancs avant la fonte (14/03/2018), après l'expérimentation (16/05/2018 – uniquement sur Fréterive) et après la fonte (3/07/2018). Ces mesures ont une précision altimétrique de 4-5 cm en moyenne. Les levés topographiques correspondent aux points de carroyages présentés précédemment.

L'évolution de la végétation a été étudiée à partir de 10 transects par banc (Figure 35). Les transects sont répartis de l'amont à l'aval des bancs et sont positionnés au GPS. Sur chaque transect, un point de mesure est réalisé tous les 2 m. Sur chaque point, le taux de couverture végétale en surface (6 classes ; 0-5% 5-10% 10-25% 25-50% 50-75% 75-100%) et le type de végétation dominante (aucune, herbacées, arbrisseaux, arbustes, arbres) sont relevés.

Enfin, deux bathymétries du secteur de Fréterive ont été réalisées à T1 (22/03/2018) et T3 (06/07/2018). Il n'a pas été possible de réaliser des mesures immédiatement après l'expérimentation (T2). Les relevés ont été effectués à partir de mesures au GPS via le réseau ORPHEON, à pieds sur les bordures et grâce à un sondeur mono-faisceau embarqué sur un drone dans les parties les plus profondes (Figure 36). Les précisions des mesures topographiques sont inférieures à 5 cm pour la topographie et comprises entre 5 et 10 cm pour la bathymétrie. La relative bonne précision de la bathymétrie provient du fait que des bornes géoréférencées ont été posées à proximité du site.



Figure 36 : Mesures bathymétriques réalisées par drone avant l'expérimentation

4.3.3.3 Suivis à l'échelle du tronçon

Plusieurs campagnes photographiques aériennes ont été réalisées :

- ✓ Le 15/04/2018 sur les 4 bancs à un débit de 68 m³/s,
- ✓ Le 04/05/2018 sur l'ensemble de la Combe de Savoie à un débit de 98 m³/s,
- ✓ Le 16/05/2018 sur l'ensemble de la Combe de Savoie à un débit de 99 m³/s,
- ✓ Le 12/07/2018 sur l'ensemble de la Combe de Savoie à un débit de 63 m³/s.

Les photographies ont été réalisées à partir d'un gyrocoptère. Un appareil Canon EOS 5D Mark IV a été utilisé manuellement de manière à contrôler le fonctionnement de l'auto-focus. Les photos sont également cadrées manuellement pour assurer le meilleur angle de vue possible de manière à éviter le feuillage des arbres et la réflexion du soleil. Une photographie par seconde a été prise pour une précision à 5 cm environ grâce à la mise en œuvre de près de 200 cibles référencées au DGPS sur la Combe de Savoie et entre 60 et 110 cibles sur chaque bancs. Les photographies sont ensuite traitées dans le logiciel Agisoft hotoscan Pro pour géoréférencer les points. Les mêmes points de référence sont utilisés pour toutes les campagnes pour obtenir une superposition la plus précise possible de toutes les orthophotos produites. Ces dernières ne sont cependant pas assez précises pour constituer des MNT permettant de caractériser l'évolution topographique entre deux périodes.

4.4 RÉSULTATS

4.4.1 Mesures en continu

4.4.1.1 Hydrologie

La période durant laquelle s'inscrit le lâcher est caractérisée par un étiage hivernal interrompu par des crues significatives en janvier 2018 (Figure 37). Ces crues sont marquées par des débits de pointe importants (450 m³/s à l'entrée dans la Combe de Savoie et près de 600 m³/s après la confluence avec l'Arc) plus que par des volumes conséquents. Suite à ces crues, l'étiage hivernal a repris jusqu'à une période de fonte de plus en plus prononcée jusqu'au lâcher. Le lâcher est suivi par un épisode de fonte marqué puis une décroissance régulière des débits jusqu'à l'étiage estival.

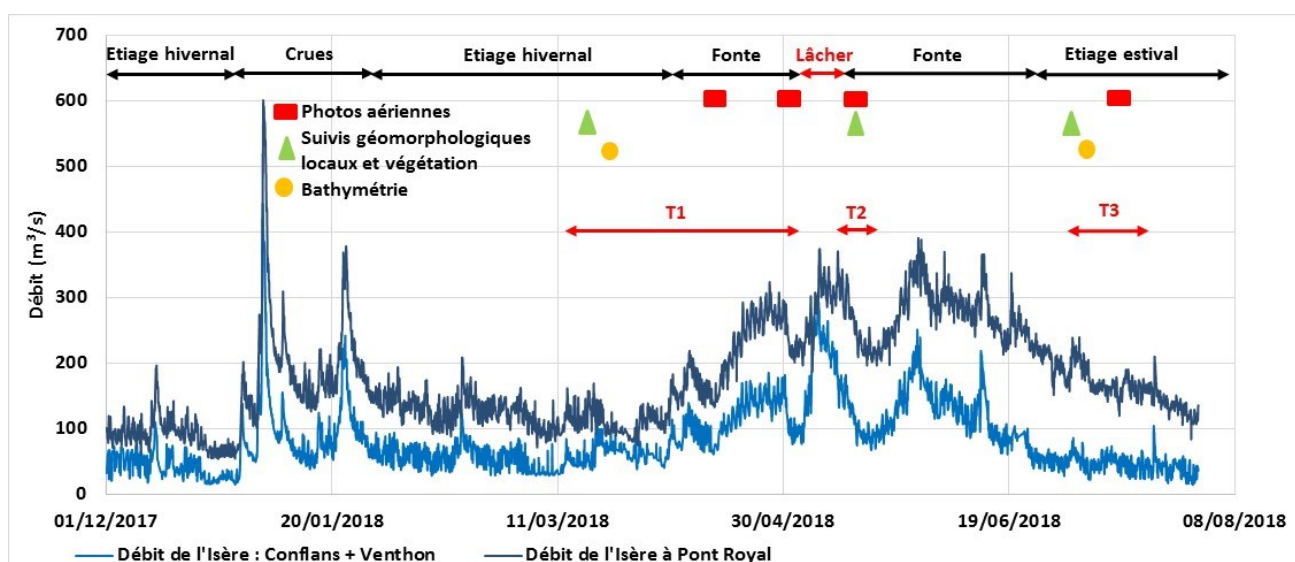


Figure 37 : Débits observés sur la Combe de Savoie avant et après l'expérimentation réalisée et son monitoring

A l'amont de l'Arc, l'expérimentation a généré des débits plus significatifs que ceux observés lors de la période de fonte, tant en termes de débit que de durée. Ce n'est pas le cas à l'aval (Tableau 12) :

Débits (m ³ /s)	Amont Arc		Aval Arc	
	Expérimentation (j)	Fonte (j)	Expérimentation (j)	Fonte (j)
<200	0,5	46	0,12	0,67
200 - 250	3,9	1,4	0,42	17,46
250 - 300	1,2	0,04	1,83	18,29
300 - 350	0,08	0	3	9,42
350 - 400	0	0	0,29	2,29

Tableau 12 : Nombre de jours de débit au-delà de 200 m³/s observés pendant l'expérimentation et la période de fonte en amont et en aval de l'Arc

En amont de l’Arc, le débit médian pendant l’expérimentation a été de 231 m³/s, du déclenchement de la chasse à la reprise des turbines à l’usine de Randens qui détourne les écoulements dans l’Arc (Figure 38). 10% des débits sont inférieurs à 200 m³/s et 22% supérieurs à 250 m³/s. D’un point de vue hydrologique, l’objectif d’atteindre un débit compris entre 200 et 250 m³/s pendant 5 jours a été atteint et même légèrement dépassé puisqu’il y a eu 1.28j d’écoulement au-dessus de 250 m³/s. A l’aval de l’Arc, le débit médian est de 268 m³/s et 10% des débits observés sont supérieurs à 328 m³/s.

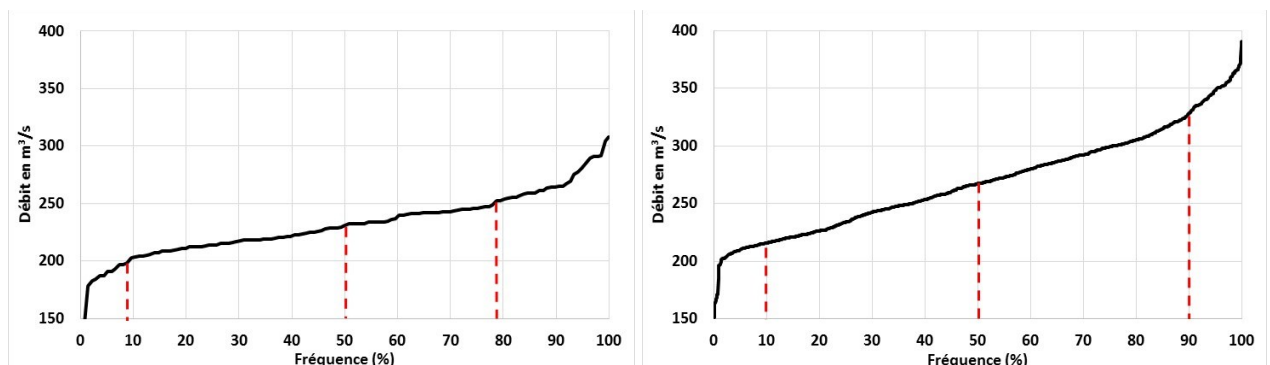


Figure 38 : Débits classés observés pendant l’expérimentation en amont (gauche) et en aval de l’Arc (droite)

4.4.1.2 Submersion des bancs

Les durées de submersion des bancs permettent de mettre en relation hydrologie et morphodynamique. Entre T1 et T2 :

- ✓ Les bancs de Fréterive et de Saint-Laurent ont été intégralement submergés mais les hauteurs d’eau au-dessus des cotes maximales sont restées faibles (15 à 35 cm),
- ✓ La cote maximale du banc d’Albertville n’a pas été atteinte même si sa cote moyenne a été submergée de plusieurs dizaines de centimètre,
- ✓ Le banc de Montmélian a été très peu submergé car sa cote moyenne n’a été dépassée que durant 5 heures.

Entre T2 et T3 :

- Les bancs de Fréterive et de Saint-Laurent ont à nouveau été intégralement submergés. La submersion du banc de Fréterive après l’expérimentation a été légèrement moins intense (hauteur d’eau maximale inférieure de 14cm) mais à peu près aussi longue,
- La cote maximale du banc d’Albertville n’a pas été atteinte. La cote moyenne a été dépassée deux fois moins longtemps que durant la phase incluant le lâcher,

- La cote maximale du banc de Montmélian n'a pas été atteinte. La cote moyenne du banc de Montmélian a été dépassée pendant 1,7 jour, avec une lame d'eau maximale de 20 cm.

Conformément aux débits respectifs observés sur les 2 tronçons, la durée et l'intensité de submersion des bancs ont globalement été plus importantes : durant l'expérimentation pour les bancs en amont de l'Arc et durant les hautes eaux pour les bancs en aval. On constate cependant de fortes différences entre les bancs d'un même tronçon : les bancs de Fréterive et de Saint-Laurent sont plus aisément inondables car ils présentent une altitude relativement faible. Les bancs d'Albertville et Montmélian ont peu été inondés, en particulier ce dernier.

4.4.1.3 Transport solide

Pendant l'expérimentation, d'après les mesures de (Zanker, 2018), on observe une reprise nette d'environ 80 000 tonnes de MES dans le tronçon entre Albertville et Grésy-sur-Isère. Les apports liés au principal affluent, l'Arly, sont négligeables pendant le lâcher (3 000 tonnes). Ce volume est significatif au regard des volumes entrants (environ 130 000 tonnes) et sortants du tronçon (210 000 tonnes). Même en considérant les incertitudes de mesure sur ces volumes, le bilan reste orienté vers une reprise de matériaux. La phase de fermeture lente du barrage a permis de transporter les sédiments jusqu'à Grésy-sur-Isère et d'éviter leur dépôt. Ainsi, le pic de MES en sortie d'Aigueblanche est déjà entièrement passé à Grésy-sur-Isère avant les déversés d'eau claire.

Entre T2 et T3, les volumes de MES repris sont faibles (45 000 tonnes à Grésy-sur-Isère). Ils proviennent vraisemblablement du lessivage des chenaux secondaires et des parties basses de bancs.

Au cours de l'année 2018 entre janvier et septembre, le volume de MES qui a transité dans l'Isère est estimé à 1 300 000 tonnes soit le triple d'une année moyenne (Zanker, 2018). La chasse puis l'expérimentation représentent donc un peu plus de 16% de ces volumes.

La contribution de la fraction sableuse dans le flux pendant l'expérimentation à Grésy-sur-Isère est estimée à 94 000 tonnes pour le sable en suspension (Camenen et al., 2018), à 35 000 tonnes pour le sable en charriage (Camenen et al., 2018) pour un flux charrié de matériaux grossiers à Grésy-sur-Isère de l'ordre de 10 000 tonnes (Zanker, 2018).

4.4.2 Résultats à l'échelle des bancs

4.4.2.1 Evolution des épaisseurs de sédiments fins

Banc d'Albertville

Entre T1 et T3, l'épaisseur moyenne de fines a diminué de 8 mm. L'épaisseur de fines a augmenté sur 18% des points, régressé sur 29% et n'a pas évolué sur 53% (classe -2 à 2.9) (Figure 39). Même si l'évolution est contrastée, le gain global est plutôt positif sur ce banc car en part relative, 11% des points se sont améliorés. Les relevés de terrain montrent que ces évolutions sont aléatoires sur le banc et ne répondent donc pas à un phénomène local. Le volume global de fines présentes sur le banc a quant à lui été réduit de 38,5%.

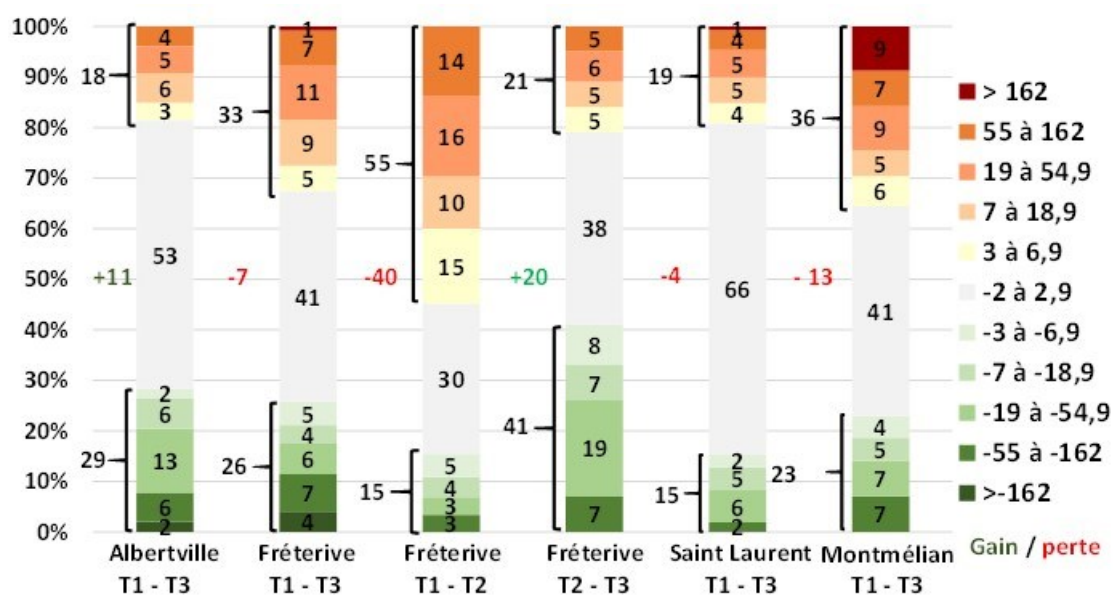


Figure 39 : Evolution de l'épaisseur moyenne des fines suivant les points du carroyage en pourcentage entre T1 et T3 et sur toutes les périodes pour Fréterive

Banc de Fréterive

Sur Fréterive entre T1 et T3, l'épaisseur moyenne de fines a globalement diminué à l'échelle du banc (-13 mm). Cependant, la part de points ayant connu une diminution de leur épaisseur de fine (26%) est inférieure à la part de points ayant connu une augmentation des fines (33%). L'épaisseur des fines a en effet fortement diminué dans le chenal secondaire de rive droite (-100 mm en moyenne) masquant une tendance marquée au recolmatage sur une surface plus vaste allant de l'extrémité amont du chenal secondaire (+13 mm en moyenne) aux parties hautes du banc (+11 mm en moyenne). Le lâcher et la fonte ont donc engendré une situation contrastée entre les secteurs de lit vif et le banc lui-même. Le volume global de fines a fortement été réduit (-39%) pendant la période.

Entre T1 et T2, des relevés ont été effectués sur 88 points comparables. L'épaisseur moyenne de fine a diminué de 13 mm. En revanche, les points avec augmentation de l'épaisseur de fines sont très majoritaires (+55%). Ils se répartissent sur la totalité de la surface du banc indiquant un colmatage généralisé. Les points où l'épaisseur de fines diminue (15%) correspondent quant à eux aux points en bordures du lit mouillé. Le lâcher a donc eu un effet positif sur les zones en marge mais fortement négatif sur les autres zones. Les points non levés au cours de T2 correspondent au lit mouillé et à la tête de banc. Ces zones comprenaient des épaisseurs de fines relativement faibles avant l'expérimentation et étaient probablement dépourvues de fines après compte tenu des vitesses d'écoulement relativement élevées dans cette zone même après l'expérimentation. Les effets sur le chenal secondaire en rive droite n'ont pas pu être relevés pendant T2.

Si l'on compare T2 à T3 en rapprochant les points communs, l'épaisseur moyenne a diminué de 8mm. La tendance s'inverse cependant en ce qui concerne les évolutions par points car la part de points ayant connu une diminution de l'épaisseur de fine est de 41% contre 21% en augmentation. Les points en diminution sont principalement localisés en tête de banc et sur les marges alors que les dépôts de fines se concentrent autour de l'axe central de la partie médiane du banc. Les hautes eaux générées par la fonte nivale ont donc favorisé l'érosion des fines sur les marges mais ont aussi contribué à une augmentation de l'épaisseur de fines sur le banc.

Banc de Saint-Laurent

Sur le banc de Saint-Laurent entre T1 et T3, l'épaisseur moyenne de fines a augmenté de 4 mm pour un accroissement du volume de fines de 22% par rapport à l'état initial. Le bilan est aussi négatif au niveau de la distribution des points (-4%) même si quelques points situés à l'amont en bord de berge ont vu leur épaisseur diminuer (-17 mm en moyenne). Les points majoritaires vont dans le sens d'un dépôt (19%) principalement en queue de banc (+14mm en moyenne) et sur les parties hautes du banc à proximité de la berge (+20 mm en moyenne).

Banc de Montmélian

Sur le banc de Montmélian entre T1 et T3, l'évolution de l'épaisseur de fines est en moyenne clairement négative (+27mm) pour un volume total supplémentaire d'environ 56% par rapport à l'état initial. Les points ayant connu une évolution négative (36%) sont très supérieurs aux points ayant enregistré une évolution positive (23%). Les épaisseurs de fines ont principalement augmenté sur le quart aval du banc (+138mm en moyenne). A l'inverse, les épaisseurs de fines ont légèrement diminué en tête de banc avec une évolution moyenne de -19mm sur le tiers amont.

4.4.2.2 Evolution du recouvrement par les fines

Sur Albertville, entre T1 et T3, la proportion de fines augmente sur 31.7% des points, est neutre sur 30.7% et diminue sur 37.6% (évolution relative +5.9% - Figure 40). La tendance globale semble donc faiblement positive. L'évolution du recouvrement montre que les classes 2, 3 et 4 ont diminué au profit principalement de la classe 1 et plus faiblement de la classe 6 (Figure 41). Le décolmatage de surface s'est produit principalement au bord du chenal vif par contre l'évolution a été plutôt négative sur les parties sommitales et proches des berges.

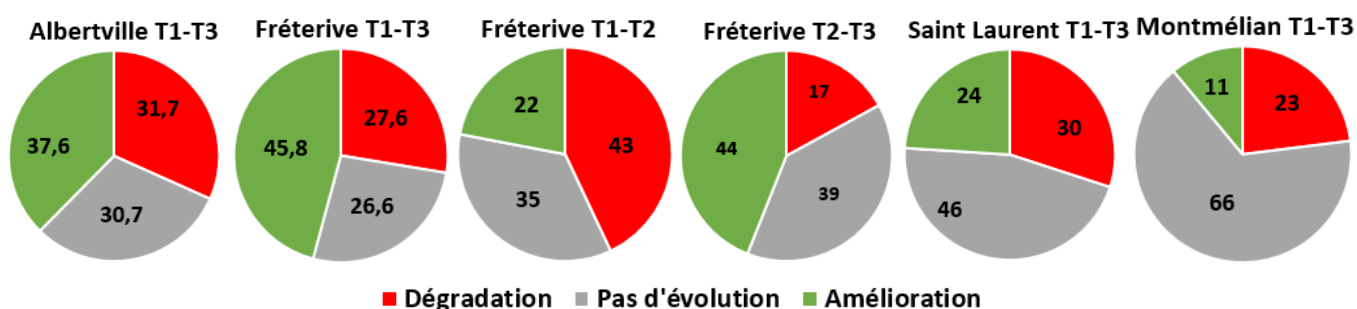


Figure 40 : Pourcentage de points ayant subi une amélioration ou une dégradation de la classe de colmatage

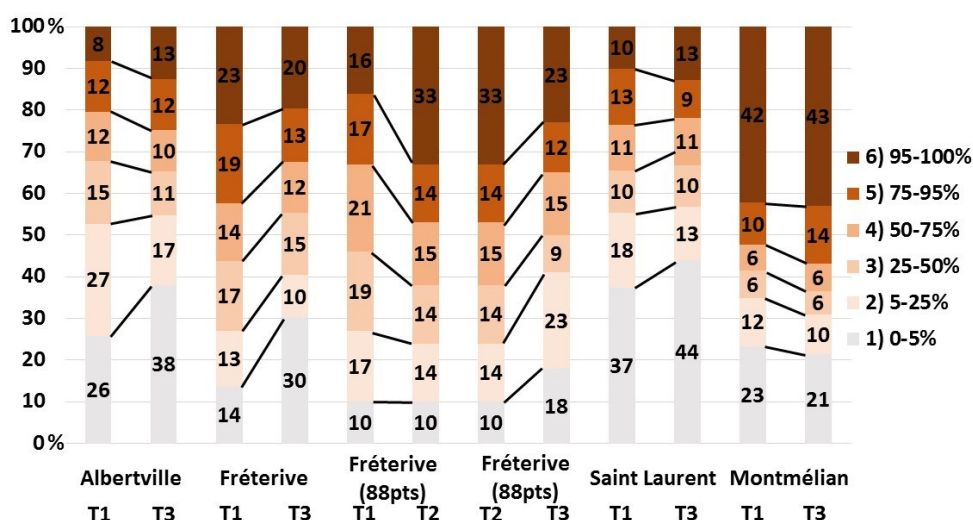


Figure 41 : Evolution par classe de colmatage du nombre de points (en pourcentage) entre T1 et T3

A Fréterive, l'évolution du recouvrement par les fines entre T1 et T3 montre une diminution globale de toutes les classes de colmatage au profit de la classe 1. L'évolution est fortement positive dans le chenal secondaire et sur les bordures du banc mais négative sur l'amont du chenal secondaire et les parties centrales. Sur cette période, 45.8% des points ont connu une amélioration de classe, 26.6% n'ont pas évolué et 27.6% se sont dégradés (gain +18.2%). L'évolution générale est donc positive.

Entre T1 et T2, l'évolution globale est fortement négative à la suite de l'expérimentation. Le nombre de points où la part de fines augmente est de 43%, conserve la même classe sur 35% des points et régresse sur 27.6% (-21%). Les diminutions sont presque exclusivement observées en limite du lit mouillé alors que les augmentations se répartissent davantage sur le banc et sur l'extrémité amont du chenal secondaire. Les zones très colmatées (classe 6) passent de moins d'1/5 du banc à 1/3 indiquant un saupoudrage du banc bien observable sur la Figure 42.

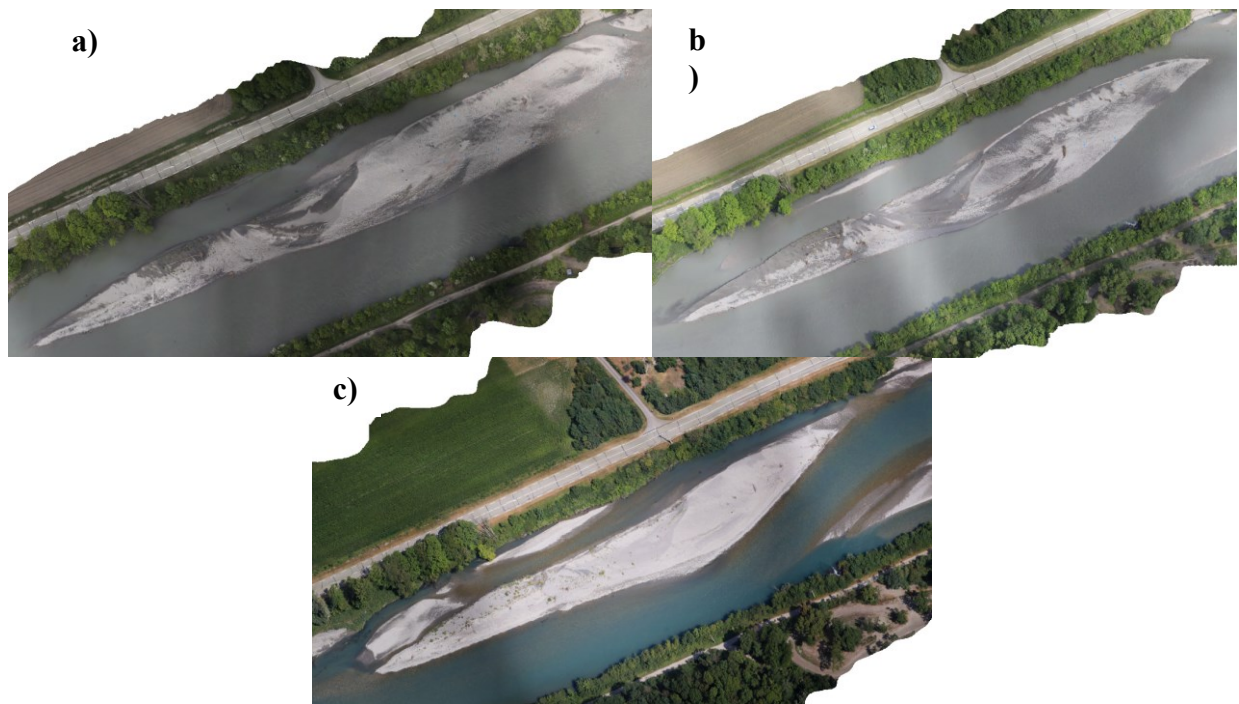


Figure 42 : Illustration de l'évolution de la couverture sédimentaire du banc de Fréterive. a) T1, b) T2 et c) T3.

Entre T2 et T3, les évolutions s'inversent : la proportion de fines augmente sur seulement 17% des points, essentiellement en aval, conserve la même classe sur 39% et régresse sur 44%. Les classes 1 et 2 sont celles qui augmentent significativement. La période de fonte a eu un effet positif sur le banc.

Sur le banc de Saint-Laurent entre T1 et T3, 30% des mesures témoignent d'une augmentation de la part de fines, principalement au centre du banc, et 24% d'une diminution, en amont et à proximité du lit vif (évolution relative -6%). Les évolutions montrent une augmentation respective des classes 1 et 6 reflétant ces deux tendances. La période a été négative pour le colmatage du banc.

Sur le banc de Montmélian, la couverture surfacique a évolué négativement. Les classes 1 et 2 ont diminué au profit des classes 5 et 6. 66% des points ne changent pas de classes, 11%

évoluent positivement et 23% négativement (évolution relative – 11%). Les augmentations sont surtout observées sur la zone centrale et les diminutions sur les marges à proximité du lit vif.

4.4.2.3 Mise en mouvement des sédiments, érosions et dépôts observés et remobilisation de 30% de la surface des bancs

Banc d'Albertville

Sur Albertville, entre T1 et T3, les parcelles peintes indiquent un taux de mise en mouvement moyen assez important de l'ordre de 90%. Les parcelles ont cependant été disposées en amont du banc, dans le secteur où les érosions étaient attendues, à proximité du lit vif ce qui explique un résultat si probant.

Les évolutions topographiques sont très faibles sur cette même période (Figure 43). Au global, les érosions ou dépôts inférieurs à 30 cm représentent 93.5% de la surface du banc. Il n'y a pas eu de dépôts supérieurs à 30 cm et les érosions supérieures à 30 cm ne concernent que 6.5% de la surface du banc. Ces évolutions sont observées à proximité du lit vif sur l'amont du banc via un processus d'érosion latérale. Les chaines mises en place sur le site montrent que ces érosions ont été de l'ordre de la dizaine de centimètres. Plus en aval, les épaisseurs d'érosion sont nulles ou négligeables au regard de l'incertitude des mesures (longueur d'un maillon de chaîne soit 2 cm). La mobilité attendue n'est clairement pas atteinte.

Evolutions topographiques (en cm)

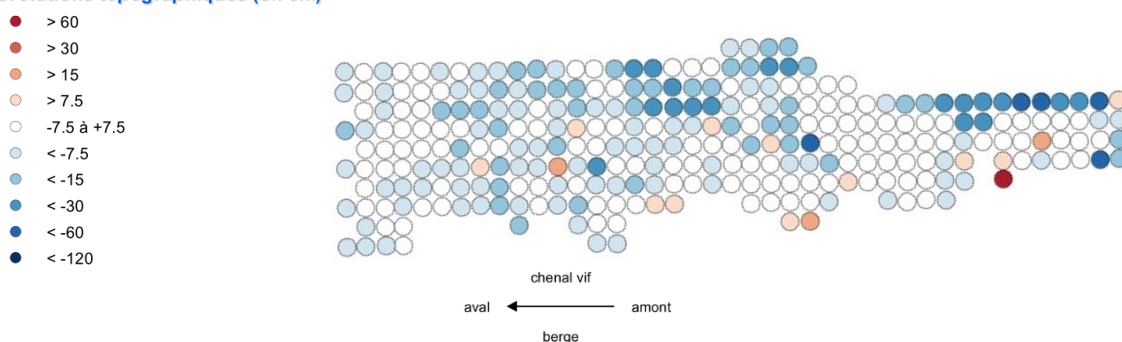


Figure 43 : Evolutions topographiques sur le banc d'Albertville entre T1 et T3

Banc de Fréterive

Entre T1 et T2, le taux moyen de mise en mouvement des particules est de 87%. Cependant de fortes disparités sont observées. En tête de banc les parcelles ont été complètement érodées. Un peu plus en aval le taux est compris en 80 et 90%. Les dernières parcelles, encore plus en aval ont été mobilisées entre 30 et 60%. Toutes ces parcelles étaient implantées dans le tiers amont du banc et ce gradient suggère que le charriage n'a pas été significatif dans les deux tiers aval. Sur cette même période, l'épaisseur moyenne d'érosion est de 5 cm. 3 chaines ont évolué (Figure 44). 2 sont situées en amont du banc (non retrouvées) et probablement

emportées ou inaccessibles car désormais trop profondes. La dernière est située en bordure du chenal secondaire (profondeur maximale d'érosion de 32 cm). Les autres chaînes réparties par transects sur le tiers amont du banc n'ont pas évolué ou alors à la marge (4cm d'épaisseur maximale d'érosion).

Entre T2 et T3, le taux moyen de mise en mouvement est de 90% sur les parcelles qui ont pu être repeintes. Pour autant, la mobilité des particules reste soit de surface soit de bordure. En effet, même si l'épaisseur moyenne d'érosion est de 15 cm, seules la tête de banc (2 chaînes non retrouvées et 54 cm), une bordure du lit vif au droit du second transect (31 cm) et une bordure du lit du chenal secondaire ont été érodées. Les autres chaînes n'ont toujours pas évoluées.

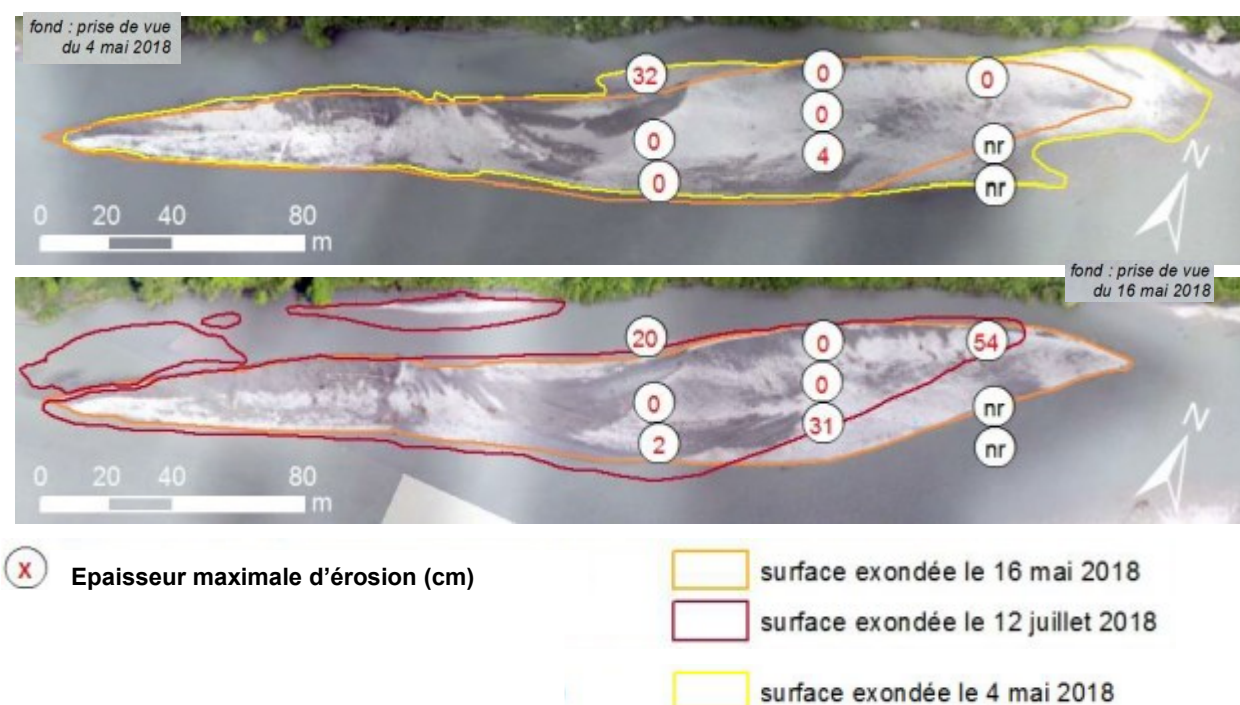


Figure 44 : Evolution des chaînes à Fréterive entre T1 et T2 (en haut) et T2 et T3 (en bas), Dynamique Hydro (2018)

Au regard de l'incertitude des mesures, il faut donc considérer que l'intensité du charriage a été approximativement la même lors de ces 2 périodes. Et au regard de l'implantation des chaînes et des parcelles peintes, il faut considérer que le charriage a été faible. Il n'a été significatif qu'au niveau de la tête de banc qui a migré vers l'aval.

La majorité du banc n'a pas connu d'évolution topographique significative (57.9%) entre T1 et T3 (Figure 45). Cependant, si les dépôts supérieurs à 30 cm sont faibles (2%), une grande part du banc a été érodée par des érosions supérieures à 30 cm (40.1%). Ces érosions concernent presque exclusivement la partie amont du banc en bordure du lit vif. Ces points sont la plupart

du temps exondés. Sur le reste du banc, les évolutions topographiques sont globalement très faibles : seuls les points à proximité immédiate du chenal secondaire de rive droite ont évolué, en général par érosion latérale. Les chaines n'indiquant par ailleurs aucune évolution, il n'y a donc pas eu d'érosion puis redépôt.

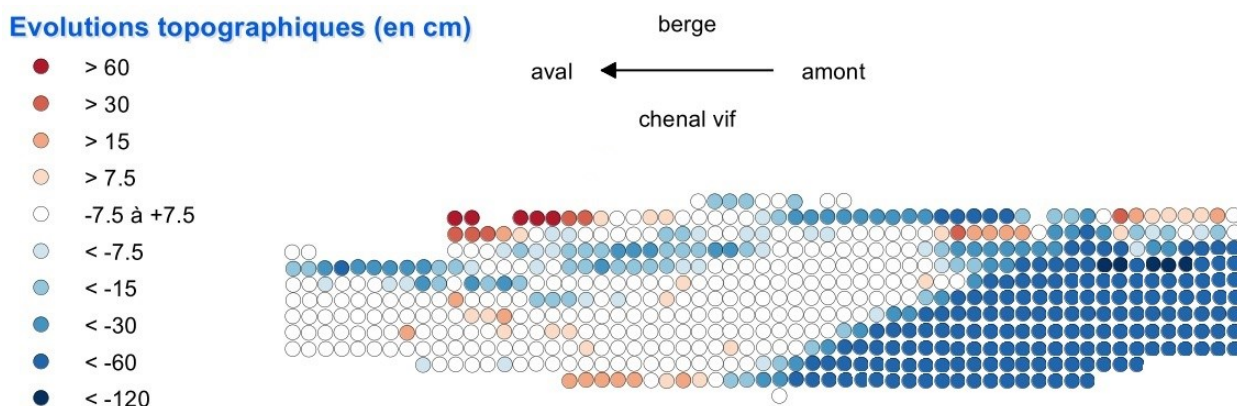


Figure 45 : Evolutions topographiques sur le banc de Fréterive entre T1 et T3

La campagne topographique intermédiaire (T2) ne permet pas d'avoir une vision objective de la migration du banc. La faiblesse de la densité des points et surtout l'impossibilité de réaliser les levés sur les bordures conduit à sous-estimer significativement l'évolution réelle du banc qui est pourtant avérée entre T1 et T2 d'après les observations de terrain. Les parties sommitales régulièrement émergées du banc n'ont donc pas évolué. En tout état de cause et sur la période T1-T3, le seuil de mobilité fixé est dépassé même s'il se manifeste en grande majorité sur une surface le plus souvent inondée.

Banc de Saint-Laurent

Sur Saint-Laurent, 65% des particules sont mises en mouvement entre T1 et T3. Les 8 parcelles localisées en amont du banc et à proximité du lit vif ont été intégralement érodées. Les taux de mise en mouvement des 5 parcelles implantées en aval du banc et/ou les plus éloignées du lit vif sont en revanche compris entre 0 et 20% seulement. Respectivement 60 et 70% des particules observées sur les 2 parcelles intermédiaires sont mises en mouvement de 60 et 70%. Si l'on se base sur la surface exondée le 21/03/2018, on peut donc considérer que la totalité des particules de surface ont été transportées sur environ la moitié amont du banc et que le charriage n'a pas été significatif dans le tiers ou le quart aval du banc.

Par ailleurs, 71.3% de la surface du banc n'a pas évolué topographiquement dans la fourchette -30cm/+30cm entre T1 et T3 (Figure 46). Les chaines placées dans les parties médianes et aval du banc montrent une érosion verticale nulle ou négligeable. Les dépôts supérieurs à 30cm sont également très faibles (0.1%). En revanche, une forte érosion est observée sur 28.7% des points. Cette évolution concerne exclusivement la partie amont qui est la plupart du

temps immergée. L'évolution est confirmée par les 3 chaines disposées dans ce secteur qui n'ont pas été retrouvées. L'érosion a pu être supérieure à 90 cm. D'après les séquences photographiques, l'érosion du banc a commencé pendant la période de chasse et s'est poursuivie lors de la période de fonte des neiges. Il n'est cependant pas possible de la quantifier car le banc n'a pas fait l'objet d'un suivi intermédiaire comme à Fréterive. Même si le seuil de mobilité des particules n'est pas dépassé, l'érosion reste importante sur les parties immergées du banc, la partie le plus souvent exondée ne varie pas. Il s'agit toujours de la même forme en juillet.

Evolutions topographiques (en cm)

- > 60
- > 30
- > 15
- > 7.5
- -7.5 à +7.5
- < -7.5
- < -15
- < -30
- < -60
- < -120

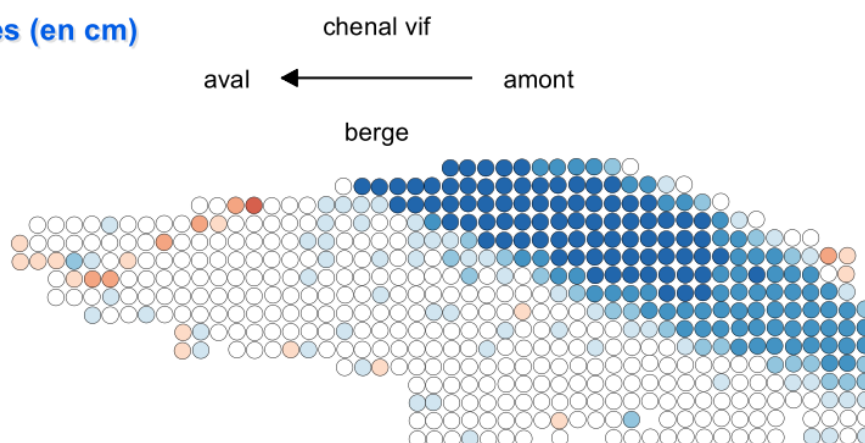


Figure 46 : Evolutions topographiques du banc de Saint-Laurent entre T1 et T3

Banc de Montmélian

La topographie du banc de Montmélian n'a pas évolué entre T1 et T3 (Figure 47). Les chaines confirment cette absence d'évolution. Le taux de mise en mouvement des particules est faible (30%) et se cantonne aux abords du lit vif.

Evolutions topographiques (en cm)

- > 60
- > 30
- > 15
- > 7.5
- -7.5 à +7.5
- < -7.5
- < -15
- < -30
- < -60
- < -120

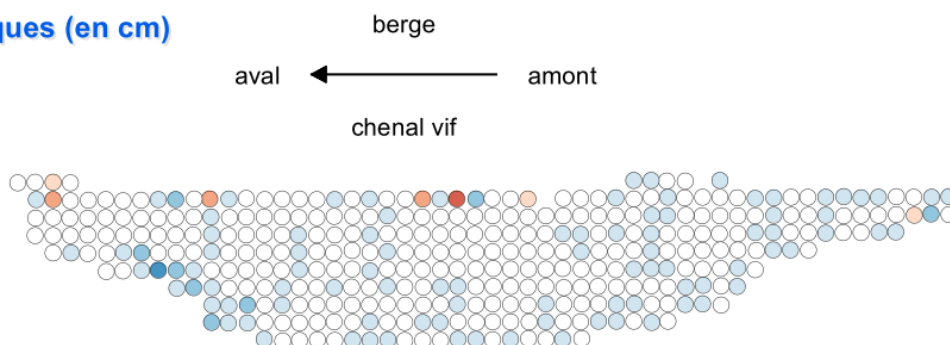


Figure 47 : Evolutions topographiques du banc de Montmélian entre T1 et T3

4.4.2.4 Evolution de la végétation

Le taux de couverture végétale était particulièrement faible (3%) à T1 sur Albertville car le banc a été essarté durant l'hiver. Le taux de couverture était bien plus important à T3 (43%). Cette augmentation est principalement liée au développement des arbrisseaux et des arbustes (Figure 48). L'augmentation est nettement plus importante sur la portion aval du banc qui est sensiblement perchée par rapport au lit vif.

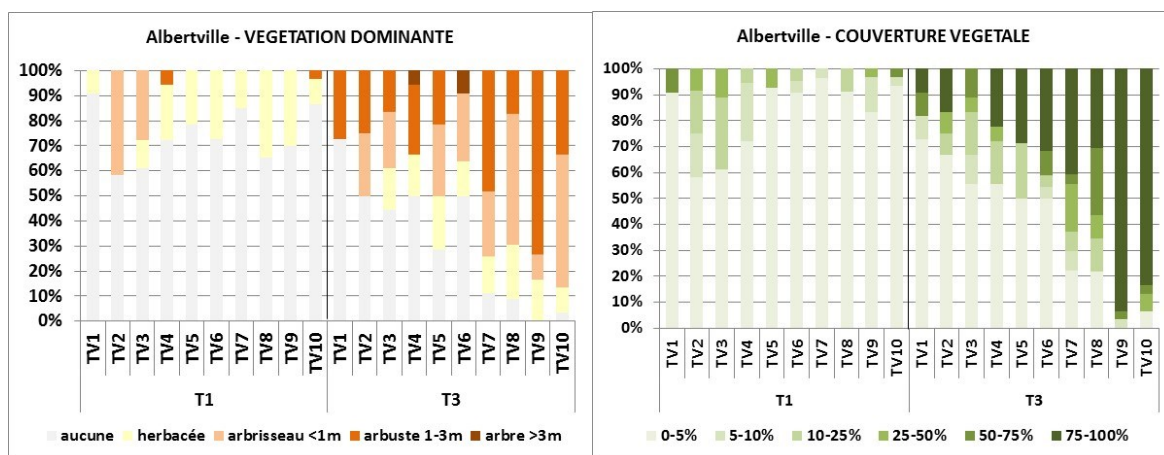


Figure 48 : Evolution de la végétation dominante et de la couverture végétale à Albertville entre T1 et T3. Les histogrammes correspondent aux transects levés d'amont en aval, Dynamique Hydro (2018)

Dans l'ensemble la végétation n'a que peu évolué sur le banc de Fréterive (Figure 49). Entre T1 et T2, le taux moyen de couverture végétale n'a augmenté que de 1%. Entre T2 et T3 il a augmenté de 5%. Les évolutions se sont concentrées sur la moitié aval du banc. Le type de végétation dominante n'a globalement pas évolué. Il est constitué de jeunes pousses de peupliers et d'herbacées.

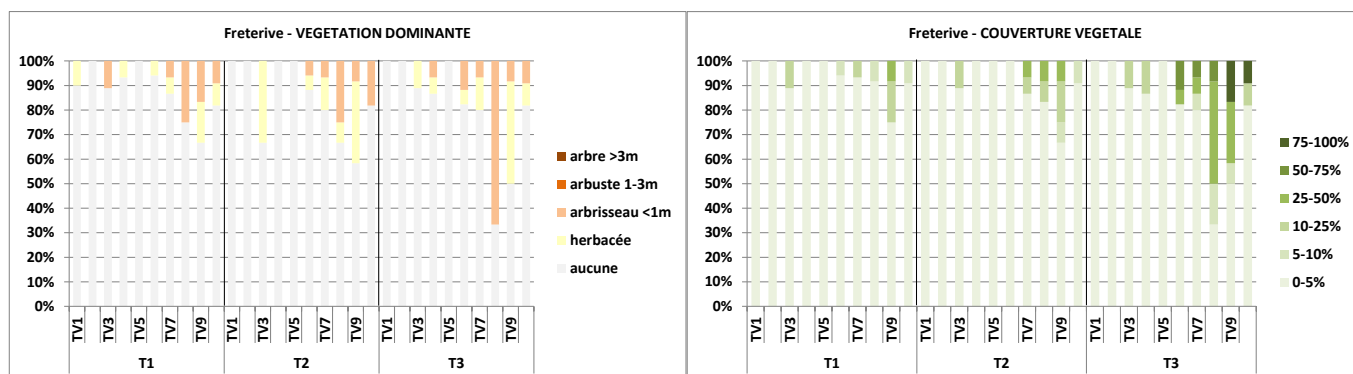


Figure 49 : Evolution de la végétation dominante et de la couverture végétale à Fréterive entre T1, T2 et T3. Les histogrammes correspondent aux transects levés d'amont en aval, Dynamique Hydro (2018)

D'après les observations visuelles, il n'y aurait pas de corrélation si évidente entre le couvert de végétation et la quantité de fines déposées (Figure 50).



Figure 50 : Photographie de l'évolution de la couverture végétale sur la partie aval du banc de Frériver

Le taux moyen de couverture végétale entre T1 et T3 a très peu évolué à Saint-Laurent, passant de 7% à 10% en moyenne sur les 10 transects suivis. Les évolutions sont globalement nulles en tête de banc comme en queue de banc dont le degré de végétalisation est resté très faible (Figure 51). Le développement de la végétation s'est limité à la partie médiane du banc, avec une augmentation moyenne de +6% sur les transects 4 à 8. Le type de végétation est resté le même, dominé par les jeunes arbrisseaux de peupliers.

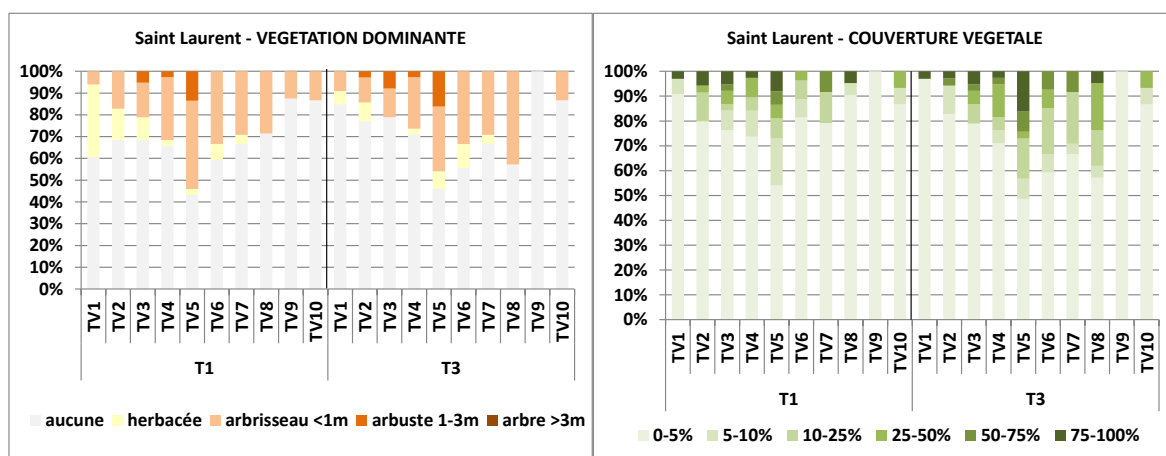


Figure 51 : Evolution de la végétation dominante et de la couverture végétale à Saint-Laurent entre T1 et T3. Les histogrammes correspondent aux transects levés d'amont en aval, Dynamique Hydro (2018)

Entre T1 et T3, la couverture végétale a évolué de 12% en moyenne sur le banc de Montmélian. L'évolution est cependant hétérogène (Figure 52). Ce sont la tête de banc (+25% TV1 à 3) et la queue de banc (+12% TV 8 à 10) qui ont connu les évolutions les plus significatives. La partie médiane du banc a peu évolué (+3%). C'est donc en tête de banc que le développement de la végétation a été maximal. Cette partie étroite du banc est haute et très rarement inondée. Elle est désormais colonisée par des robiniers. Le reste du banc reste principalement couvert de jeunes pousses de peupliers.

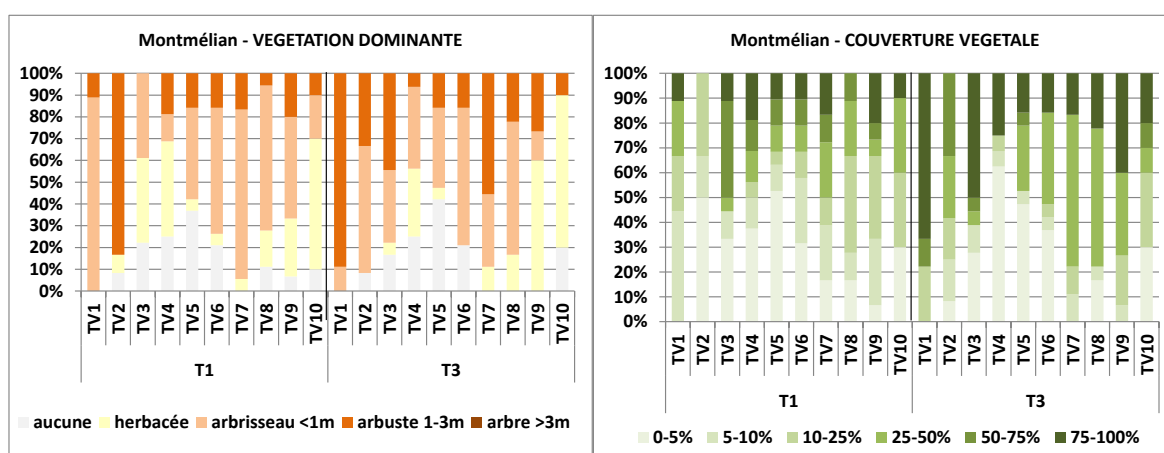


Figure 52 : Evolution de la végétation dominante et de la couverture végétale à Montmélian entre T1 et T3. Les histogrammes correspondent aux transects levés d'amont en aval, Dynamique Hydro (2018)

4.4.3 A l'échelle des tronçons

4.4.3.1 Mise en mouvement des sédiments, érosions et dépôts observés et remobilisation de 30% de la surface sur les bancs

Remobilisation des surfaces exondées

L'évolution des surfaces exondées a été calculée pour chacune des photographies aériennes. Compte tenu du temps nécessaire pour détourner précisément chaque banc, l'étude se concentre sur le secteur situé entre le pont de Grésy et la confluence avec l'Arc sur lequel tous les bancs ont été restaurés ces deux dernières années. C'est sur ces bancs que les résultats sont les plus attendus car ils doivent être entretenus uniquement par des lâchers morphogènes. Le Tableau 13 présente les résultats à T2. Il ressort que 78.6% des formes émergées n'ont pas été modifiées entre T1 et T2. 16.9% de la surface émergée des bancs ont subi une érosion avérée. Il existe par ailleurs une incertitude sur 4.5% des surfaces émergées. Elle provient du fait que les lignes d'eau sont différentes entre T1 et T2, que les fonds ont évolué et qu'il est difficile de qualifier précisément ce qu'il s'est produit sur certaines marges des bancs. Si l'on compare les surfaces déposées (nouvelles zones émergées) par rapport à la surface des bancs à T1, elles représentent 33% ce qui est conséquent. 7% de surfaces correspondent à des dépôts incertains. La surface émergée des bancs s'est donc considérablement accrue suite au lâcher.

	T1-T2
Surfaces communes (%)	78,6
Erosions avérées (%)	16,9
Erosions incertaines (%)	4,5
Total	100
Nouveaux dépôts avérés (% de la surface initiale)	33
Nouveaux dépôts incertains (% de la surface initiale)	7

Tableau 13 : Evolution des surfaces émergées entre T1 et T2 entre le Pont de Grésy et la confluence avec l'Arc

La Figure 54 montre de manière plus détaillée que les évolutions sont hétérogènes dans l'espace. Les formes initiales reconstituées selon un type « banc » à l'image de celui de Fréterive semblent avoir peu évoluées notamment dans la portion la plus à l'aval. Sur ces formes, on peut observer quelques érosions latérales ou frontales mais celles-ci ne représentent qu'une petite proportion de la surface totale des bancs. Les plus petites formes de type « îlots » sont celles qui ont le plus évoluées même si ce n'est pas systématique. Des zones de dépôts assez importantes sont situées entre les grands bancs.

Sur la période T2-T3, l'analyse précédente conduit à des incertitudes importantes car les niveaux d'eau sont très différents. Néanmoins, il semble qu'il y ait peu d'évolutions et que les surfaces soient majoritairement communes. La part d'érosions est probablement de l'ordre de quelques pourcents, tout comme celle des dépôts.

Evolution des fonds

Les levés bathymétriques réalisés à T1 et T3 montrent l'érosion de l'amont du banc de Fréterive mais surtout une importante évolution des fonds de la rivière (Figure 53). Un creusement se produit de part et d'autre des bancs laissant penser à un remodelage progressif sous forme de bancs alternés. En amont de Fréterive, le 1er banc (îlot) en amont a été érodé par l'intense érosion du lit. Au contraire, en aval de Fréterive, les bancs semblent avoir formé des points durs. La rivière semble en mesure de reprendre les petites formes mais n'est pas capable, pour ce type de débit, de remodeler un banc plus massif. Les érosions se forment alors en tête de banc et sur les parties latérales mais les forces sont majoritairement répercutées dans le lit mouillé.

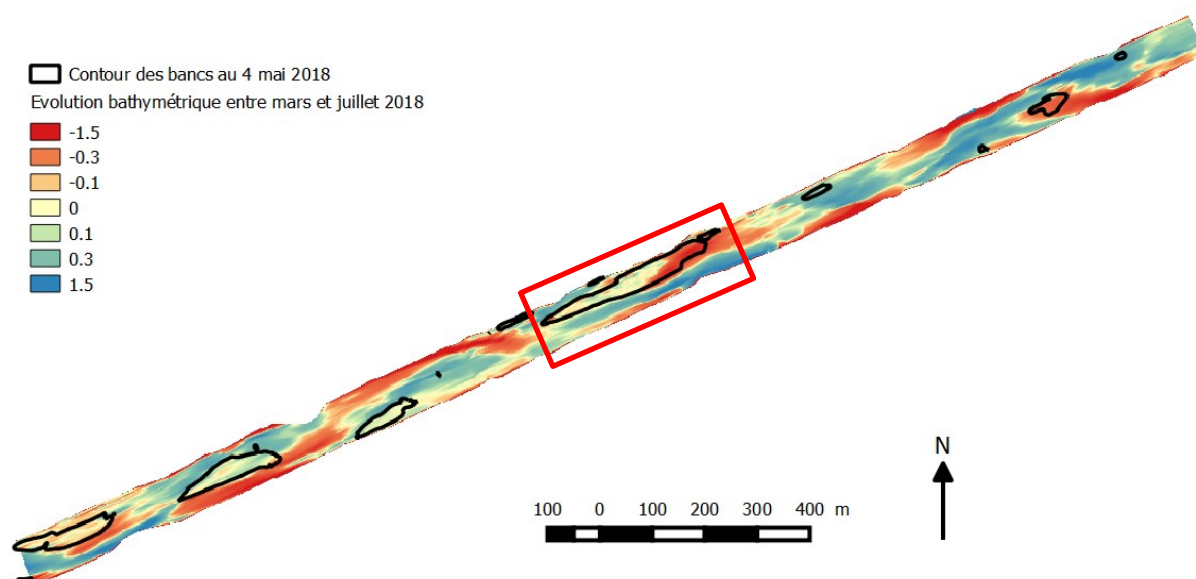


Figure 53 : Cartographie de l'évolution bathymétrique (en mètres) au droit du tronçon de Fréterive. Le banc de Fréterive est encadré en rouge.

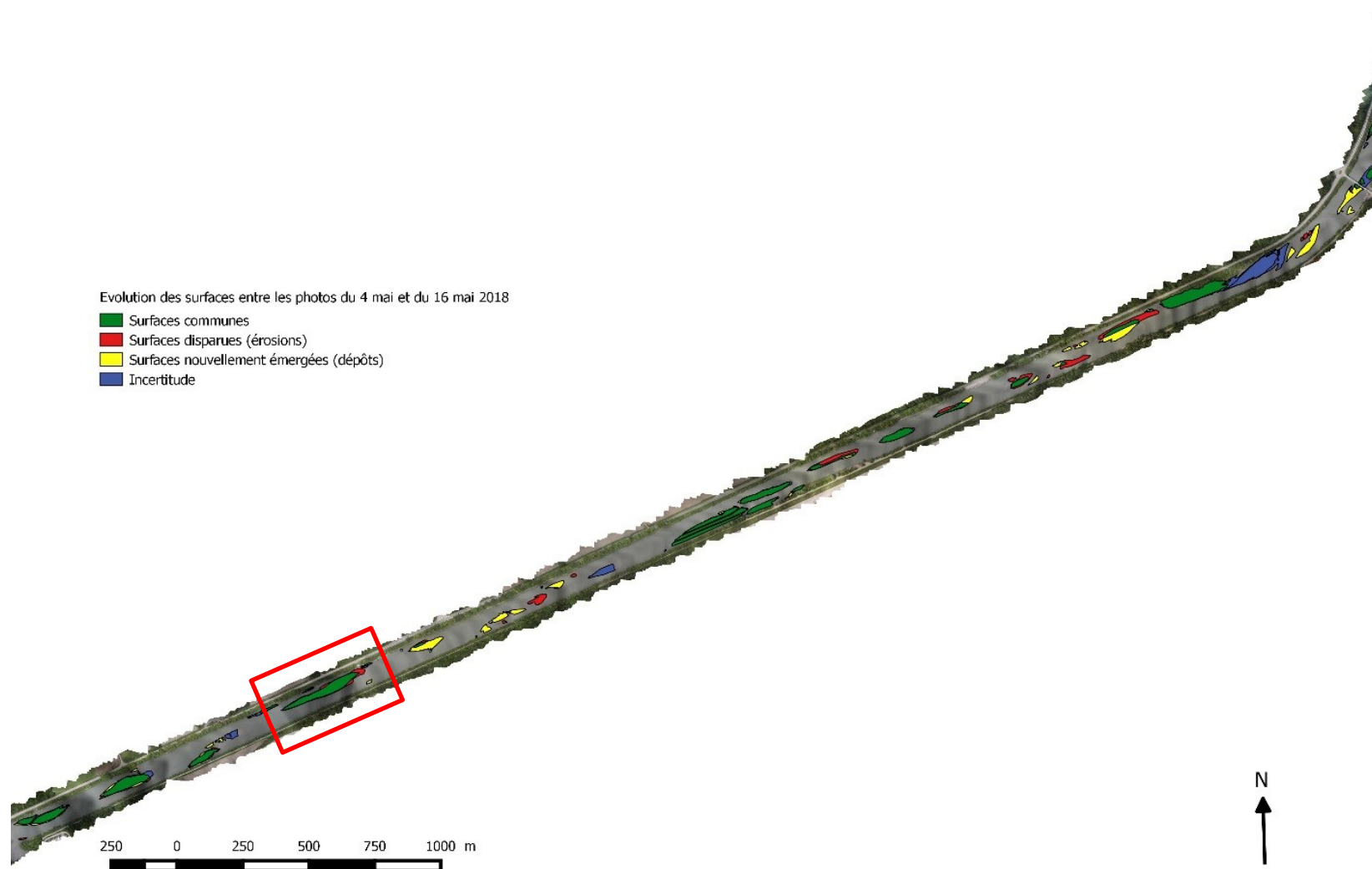


Figure 54 : Evolution des bancs sur le tronçon restauré par le Sisarc entre le 4 et le 16 mai 2018. Le banc de Fréterive est encadré en rouge.

4.5 DISCUSSION

4.5.1 Bilan du monitoring

Le lâcher devait être neutre ou permettre un décolmatage des matériaux fins sur les bancs. Les résultats sont au final très contrastés.

L'effet du lâcher morphogène sur les sédiments fins n'est observable qu'à Fréterive où des mesures ont été réalisées à T2. Le lâcher, s'il a engendré une baisse de l'épaisseur moyenne de fines sur le banc (principalement due à la prise en compte du chenal secondaire), a entraîné un saupoudrage généralisé de la partie émergée du banc. Les vitesses générées lors du lâcher ont permis un décolmatage des parties périphériques mais n'ont pas été suffisantes sur les parties sommitales. Les hauteurs d'eau sur le banc sont en effet faibles et engendrent des vitesses également faibles et favorables au dépôt. L'effet du lâcher est donc positif sur les parties proches du lit vif ou souvent immergées mais défavorables sur la plus grande partie du banc.

Au regard de ces résultats sur Fréterive entre T1 et T2, il est probable que le lâcher ait eu une incidence négative sur le colmatage des autres bancs. Nous ne pouvons cependant pas l'affirmer quantitativement.

L'effet de l'épisode de fonte (T2-T3) n'est également observable qu'à Fréterive. Cet épisode a permis une amélioration du niveau de colmatage du banc et une réduction de l'épaisseur moyenne de fines à l'échelle du banc. Cependant comme pour le lâcher, les parties sommitales ont été colmatées car les hauteurs de submersion ont été faibles confortant le diagnostic précédent.

Sur la période T1 à T3, l'évolution morphologique est clairement négative pour les bancs de Saint-Laurent et de Montmélian et plus positive sur les bancs à l'amont. Les bancs réagissent cependant en phase. Les parties les plus facilement lotiques (au bord du lit vif) se décolmatent et les parties centrales voire aval régulièrement émergées se colmatent. Même à T3, tous les bancs restent très colmatés.

Le suivi pendant l'expérimentation et la période de fonte a permis de préciser les débits de mise en mouvement des particules. En amont de l'Arc, les parcelles peintes montrent une mise en mouvement significative pour 250-300 m³/s, confirmant les estimations faites antérieurement. Les chaines montrent que la mobilité est généralement de surface. Elle peut parfois être plus prononcée sur les parties frontales (Fréterive) ou sur quelques bordures (Albertville par exemple). Des débits de cette gamme ne sont donc pas en mesure de modifier significativement la forme des bancs. A l'aval de l'Arc, la mobilisation des particules est très

partielle sauf en amont du banc de Saint-Laurent, indiquant que des débits inférieurs à 400 m³/s ne sont pas suffisants pour favoriser le remaniement des bancs en place.

Le banc de Fréterive est celui qui a le plus évolué suite au lâcher. En effet, 40.1% de la surface du banc a été érodée sur plus de 30 cm d'épaisseur. Il s'agit d'un banc fraîchement remodelé et arasé. Il n'a été remanié qu'une fois par la crue de janvier et poursuit vraisemblablement un ajustement vers un nouvel équilibre. Si l'indicateur relevé montre un effet marqué sur la mobilité du banc, la zone la plus couramment émergée n'a que faiblement évolué. Ainsi, en analysant les différentes photos aériennes, les érosions concerneraient seulement 26% de la surface strictement émergée du banc au 16/05 et 10% au 12/07.

Le second banc ayant évolué est celui de Saint-Laurent sur lequel 28.7% de la surface a été érodée sur une épaisseur de plus de 30 cm. Il n'a pas fait l'objet d'un suivi à T2. Cependant, d'après nos observations de terrain, il semble avoir évolué entre T1 et T2. En menant la même analyse photographique que sur Fréterive, la remobilisation serait de 0% sur la partie strictement émergée du banc le 16/05 et 6% le 12/07. Les principales évolutions se sont donc produites sur les surfaces le plus souvent inondées. A Fréterive comme à Saint-Laurent, l'évolution a été initiée par érosion de la partie amont des bancs. L'objectif initial était de faire évoluer les parties émergées des bancs à raison de 30% de la surface par an. Le résultat apparaît donc mitigé tant sur un banc fraîchement aménagé que sur un banc plus ancien. Sur des bancs préalablement établis, le lâcher et la fonte ne changent rien.

A l'échelle du tronçon concerné par les travaux du Sisarc, entre 16.9% et 21.4% (en sommant toutes les incertitudes) de la surface initiale des bancs a été érodée. Il n'est pas possible de quantifier les épaisseurs érodées sur les photographies aériennes. D'après les résultats obtenus à l'échelle des bancs, ces érosions sont souvent supérieures à 30 cm. Les analyses photographiques montrent par ailleurs que ce sont les petits bancs qui ont évolué a contrario des plus gros. La majorité des surfaces (78.6%) sont les mêmes entre T1 et T2. D'après les suivis topographiques, les dépôts sont faibles sur les bancs. La morphologie des formes initiales a donc peu évolué. En revanche, de nombreux dépôts (33% à 40% de la surface initiale des bancs) ont été observés dans des secteurs inondés à T1 puis exondés à T2. La surface exondée entre T1 et T2 s'est donc significativement accrue. L'objectif n'est donc qu'en partie rempli.

Les modifications morphologiques étant peu importantes en dehors des parties les plus souvent immergées des bancs et sur leurs marges amont, l'arrachement ou l'enfouissement de la végétation n'ont pas été observés. La végétation s'est même développée lors de la saison végétative qui a suivi l'expérimentation, particulièrement sur Albertville et Montmélian.

La reprise de la végétation a été moins intense sur les bancs de Fréterive et de Saint-Laurent. Il s'agit de bancs relativement bas et donc régulièrement immergés ce qui est susceptible d'empêcher la repousse. Toutefois, même si les taux de recouvrement ont faiblement évolué, la dynamique de repousse s'observe sur Fréterive (herbacés et jeunes pousses de peupliers à l'aval) et sur Saint-Laurent dans sa partie médiane pourtant non colmatée.

4.5.2 Bilan économique et comparaison avec la gestion actuelle

Le lâcher de 2018 a été réalisé dans un contexte de forte hydraullicité. L'expérimentation a donc pu être testée à moindre coût car les débits n'ont pas été fortement soutenus par les usines. Les principaux préjudices économiques sont liés aux pertes énergétiques dues à l'arrêt de la centrale de Randens et aux arrêts de production imposés sur les aménagements de la Bathie et de Montrigon pour la réalisation du suivi post expérimentation. Au total, l'expérimentation a coûté 200 000 euros. En année moyenne, d'après les statistiques hydrologiques et économiques, le coût d'une telle expérimentation peut s'élever à 1 170 000 €HT pour un prix du MW/h de 41,5€ (coût à réévaluer régulièrement au regard de la volatilité observée sur les marchés).

La mobilisation de bureaux d'études pour réaliser les mesures s'élève à environ 200 000 €HT. Les coûts liés à la mobilisation de l'ingénierie interne d'EDF (hors exploitation) à 70 000 €HT. Au total, l'expérimentation de 2018 a donc coûté 470 000 €HT. Cette même expérimentation pourrait coûter près de 1 500 000 €HT si elle venait à être reconduite sur les mêmes bases lors d'une hydrologie moyenne. Pour être tout à fait complet, il conviendrait de rajouter à ces montants ceux liés aux études préalables nécessaires au dimensionnement (modèle physique : 1 400 000€HT, suivi géomorphologique historique des bancs ; 100 000€HT et participation à la thèse (Jourdain, 2017) portant sur l'étude de la végétation : 8 000€HT. Entre 60 et 70% de ces coûts ont été supportés par EDF et l'autre partie par l'Agence de l'Eau.

Afin de comparer sur le long terme la gestion actuelle (travaux et essartements réguliers) avec une gestion par lâchers, trois scénarios ont été construits. Le linéaire pris en compte pour la simulation correspond au tronçon entre Albertville et la confluence avec l'Arc. C'est en effet sur ce linéaire de l'Isère uniquement que les lâchers sont hydrologiquement significatifs et donc potentiellement efficaces. Le premier scénario (Tableau 14) est basé sur :

- ✓ Des bancs ayant fait l'objet de travaux à l'année 0,
- ✓ Une mise en œuvre annuelle de lâchers sur la base du coût moyen annuel (lâcher et suivis : 1 500 000€HT) défini précédemment,
- ✓ L'hypothèse qu'une faible proportion (15%) de la surface des bancs ne sera jamais remobilisée par les lâchers. En effet, le bilan de cette expérimentation montre qu'une part importante des bancs n'est pas mobile et risque d'être végétalisée et donc de

devoir à terme faire l'objet de travaux d'entretien. Une estimation du coût des travaux a été effectuée par rapport au coût des travaux effectués en 2017 par le Sisarc en effectuant un rapport de coût par kilomètre sans actualisation (1 100 000€HT),

- ✓ Une périodicité de travaux fixée par sécurité à 10 ans. Dans la réalité, les précédents travaux sur la zone ont été réalisés en 1999 et 2017,
- ✓ La gestion de la végétation sur les bancs non mobiles tous les 3 ans pour éviter le stade de développement arbustif favorisant davantage la fixation et l'exhaussement des bancs.

Le second scénario prend en compte une proportion de 30% de bancs non mobiles. Seuls les coûts des travaux et des essartements sont donc modifiés.

Enfin, le dernier scénario « sans lâcher » correspond à la gestion actuelle (travaux et essartements) de la Combe de Savoie. Les essartements ont cependant actuellement lieu tous les 3 ans dans la Combe de Savoie. Dans notre calcul, les essartements sont effectués tous les ans pour maximiser la réussite de travaux. La période entre travaux est la même que pour les autres scénarios. Les travaux concernent par contre 100% des bancs.

Le coût de revient des lâchers d'eau est clairement impactant par rapport au coût des travaux sur le long terme. Le rapport est du simple au double, que les surfaces de bancs non mobiles soient faibles (15%) ou plus conséquentes (30%). En revanche, écologiquement et environnementalement (bilan carbone par exemple), le recours à des lâchers fait sens par rapport à des travaux en rivière néanmoins le corridor fluvial, endigué à l'extrême, n'offre pas une grande diversité écologique. Le gain écologique est toutefois difficile à chiffrer.

	Scénario lâcher (15%)		Scénario lâcher (30%)		Scénario sans lâcher	
Année 0	Travaux		Travaux		Travaux	90 000
Année 1	Lâcher	1 500 000	Lâcher	1 500 000	Essartements	90 000
Année 2	Lâcher	1 500 000	Lâcher	1 500 000	Essartements	90 000
Année 3	Lâcher	1 500 000	Lâcher	1 500 000	Essartements	90 000
	Essartements	15 000	Essartements	30 000	Essartements	90 000
Année 4	Lâcher	1 500 000	Lâcher	1 500 000	Essartements	90 000
Année 5	Lâcher	1 500 000	Lâcher	1 500 000	Essartements	90 000
Année 6	Lâcher	1 500 000	Lâcher	1 500 000	Essartements	90 000
	Essartements	15 000	Essartements	30 000	Essartements	90 000
Année 7	Lâcher	1 500 000	Lâcher	1 500 000	Essartements	90 000
Année 8	Lâcher	1 500 000	Lâcher	1 500 000	Essartements	90 000
Année 9	Lâcher	1 500 000	Lâcher	1 500 000	Essartements	90 000
Année 10	Travaux	1 100 000	Travaux	2 200 000	Travaux	6 586 286
Total		14 630 000	Total	15 760 000	Total	7 666 286

Tableau 14 : Comparaison des scénarios de gestion avec ou sans lâcher sur la Combe de Savoie. Les montants sont indiqués en euros hors taxes

4.5.3 Perspectives quant au dimensionnement

L'analyse hydrologique montre que le lâcher est significatif en amont de l'Arc uniquement. En conséquence, le lâcher est une action de gestion intéressante uniquement sur le linéaire situé entre Albertville et la confluence avec l'Arc.

Le lâcher et la période de fonte ont permis le décolmatage quasi généralisé des bordures des bancs. Le volume de fines sur les bancs a diminué en amont de l'Arc et augmenté en aval. Cependant tous les bancs ont été concernés par des dépôts sur leurs parties sommitales notamment Fréterive suite au lâcher. En l'état, le lâcher a donc un effet inverse à celui recherché. La présence de sédiments fins peut favoriser la repousse de la végétation et la dissémination de plantes invasives (Hughes et Rood, 2003, Stromberg, 2001). Cette situation peut mener in fine à un retour à l'état observé avant travaux. Seul un arasement plus important ou un débit plus conséquent, noyant l'intégralité du banc et générant de fortes vitesses permettrait d'écarter ce phénomène. En ce sens, le débit généré est insuffisant par rapport aux bancs en place.

Même après la période de fonte, les bancs restent très colmatés, les classes 4, 5 et 6 représentent plus de 30% de la surface des bancs. Même si l'année 2018 apparaît comme particulièrement significative en terme de production de MES, la dynamique de colmatage régulier des bancs est un processus naturel en Combe de Savoie au regard des quantités importantes qui y sont véhiculées annuellement. L'enrayer semble illusoire dans un contexte endigué.

Sur les bancs d'Albertville et de Montmélian, les résultats montrent que les débits qui ont été testés ne permettent pas de générer des érosions significatives. Les débits produits sont loin des valeurs préconisées pour favoriser la dynamique des bancs ou contrecarrer la revégétalisation. En effet, les précédents auteurs ont montré que pour que les débits soient efficaces, ils devaient atteindre au moins le débit de plein bord (Hill et al., 1991; Petts, 1995; Pitlick et Van Steeter, 1998 – à noter que le débit de plein bord n'a pas de sens sur l'Isère du fait des endiguements) voire une période de retour de 5 ans (Montgomery et Bolton, 2003; Petts, 1995). Néanmoins, les résultats de l'expérimentation conduisent à des érosions plus prononcées sur les bancs de Fréterive et de Saint-Laurent. Les bathymétries montrent cependant que la plupart de ces érosions concernent les portions des bancs le plus souvent immergées alors que l'objectif initial était de mobiliser les parties émergées. N'ayant pas de suivi dynamique fiable de l'évolution des érosions et du transport sédimentaire pendant l'évènement, il est difficile de déterminer si ces formes se sont créées lors du pic de l'évènement (égale à 300 m³/s) qui a été court ou pendant toute la durée de l'expérimentation. Ainsi, le pic de débit observé en début d'expérimentation a peut-être été l'élément déclencheur

de la remobilisation et des érosions. Ces dernières ne se seraient peut-être pas produites avec un débit constant à 250 m³/s. Dans le cas de l'Isère, cette forme de l'hydrogramme n'était pas recherchée mais peut parfois être réalisée pour répondre à un tel objectif (Batalla et Vericat, 2009). En tout état de cause, cette gamme de débit ne permet pas la remobilisation de la surface des bancs sur une épaisseur telle que définie dans les objectifs. En revanche, elle permet une certaine mobilité du lit et des érosions des parties frontales et latérales des bancs.

Le débit testé a été suffisant pour générer des érosions frontales et latérales sur les parties émergées des bancs même si leur extension a été assez réduite. Il a été démontré que la durée pouvait avoir un rôle plus important que le débit lui-même pour la gestion des matériaux grossiers (Leeks et Newson, 1989) et que c'est le temps de propagation des particules ou des érosions qui définit la durée du lâcher même si elle est complexe à déterminer (Dollar, 2000; Wilcock et al., 1996b; Zurwerra, 2016). En l'état, Sur Fréterive et Saint-Laurent, le lâcher pourrait donc ne pas avoir duré suffisamment longtemps pour propager les formes d'érosion vers l'aval. Sur les bancs où aucune évolution n'a été remarquée, l'augmentation de la durée ne changerait probablement pas significativement le résultat.

La question de la durabilité de l'opération se pose toujours, même après l'expérimentation. Sur Fréterive, la remobilisation des formes modelées artificiellement tend à se rééquilibrer vers un style d'équilibre en bancs alternés. Cette évolution du tracé en plan, prédite par la modélisation physique (Claude, 2017), peut tendre ensuite vers un nouvel état morphologique qui se manifeste à nouveau par une fixation des bancs telle qu'observée par le passé. Toute régénération des bancs nécessitera alors des débits plus importants. Une telle augmentation du débit des lâchers ne peut qu'être envisagée qu'en complément de forts débits naturels. Ces débits sont aléatoires car dépendant de l'hydraulique annuelle de l'Isère. S'il n'est pas possible de générer de plus forts débits, la question d'un abaissement complémentaire du niveau d'arasement des bancs retravaillés se pose. Ces travaux de terrassement engendreront cependant une morphologie fluviale bien éloignée de celle d'une rivière susceptible de s'auto-ajuster.

A l'échelle du tronçon restauré par le Sisarc, on observe un effet très mitigé du lâcher. D'une part, les bancs les plus importants sont très peu remobilisés. D'autre part, les érosions et les dépôts sur les bancs ne sont pas à la hauteur de ce qui était attendu. Les dépôts ne sont en effet pas assez épais pour affecter la végétation selon les seuils définis par Kui et Stella (2016) et Jourdain, (2017). Les érosions ne sont pas suffisantes pour renouveler en deux ou trois ans la surface des bancs. Enfin, la formation de nouveaux dépôts dans le lit mouillé contrecarre l'objectif recherché. Ils représentent de nouveaux espaces de colonisation pour la végétation et

peuvent donc constituer de nouveaux espaces à traiter. Ces résultats tendent à souligner que de tels lâchers ne sont pas suffisants pour traiter le problème.

La configuration initiale des bancs remodelés semble pourtant pertinente, notamment lorsqu'ils sont de petite taille et placés au milieu du lit mineur, car elle « déstructure » le schéma naturel de la rivière et allonge la durée de retour vers une morphologie de bancs alternés. Cette configuration permet ainsi de gagner du temps entre deux séries de travaux. Cependant au regard des faibles évolutions des parties émergées des bancs de plus grande taille (comme ceux entre Fréterive et la confluence avec l'Arc), on peut penser que ce temps sera toujours relativement court. En effet, les chances de voir la végétation coloniser les bancs deviennent relativement importantes dès les premières années qui suivent les travaux et augmentent ainsi le risque d'une sédimentation des particules fines. Il s'agit d'un retour à l'état initial nécessitant des débits plus élevés et vraisemblablement bien supérieurs à 300 m³/s pour renouveler alors les formes.

La végétation présente sur les bancs n'a pas été détruite car les débits qui permettent sa destruction doivent induire un charriage total (Hughes et Rood 2003, Kondolf et Wilcock 1996) ce que n'a pas été le cas sur toute la section. De ce fait, les conditions d'érosion et d'enfouissement définies par Jourdain (2017) sur l'Isère n'ont pas été observées. La destruction de la végétation en place demande donc un débit très supérieur à celui généré par le présent lâcher. Ce débit est impossible à produire par les ouvrages hydrauliques existants sans très forts débits naturels.

Sur les bancs de Fréterive et de Saint-Laurent, la dynamique de reprise de la végétation a été faible. Elle semble répondre à des mécanismes hydrologiques (Mahoney et Rood, 1998) et sa gestion passe par des démarches écohydrologiques plus qu'écomorphologiques, en intervenant sur le régime ou les hauteurs d'eau à des moments spécifiques du cycle végétal. En l'occurrence, le fait d'avoir un banc plutôt bas (Saint-Laurent) ou arasé artificiellement (Fréterive) et donc souvent noyé semble limiter la repousse. Cette configuration devra être retenue en cas de nouveaux travaux car il n'est pas possible, dans le respect des usages, de générer plus de débit pendant la germination. En revanche, même si la reprise de la végétation a été faible, le cycle végétatif semble enclenché. De jeunes pousses sont observées. L'effet des dépôts de sédiments fins engendrés par le lâcher peut entraîner des conditions favorables à la repousse puis l'exhaussement progressif des bancs. Les érosions générées par le lâcher étant également faibles, il est probable que la végétation reprenne plus ou moins rapidement et qu'un entretien régulier soit alors nécessaire pour limiter son développement. Sur les autres bancs, le développement de la végétation a été important et nécessitera rapidement un entretien.

Au final, la question de la gestion des atterrissements de l'Isère se pose depuis longtemps et se posait déjà sans doute bien avant l'édification des ouvrages hydroélectriques (Cœur, 2017). Si ces derniers contribuent à la réduction des crues courantes, le fonctionnement passé semble militer vers le fait que même avec des débits naturels, dans un milieu si aménagé (endiguement principalement), le levier hydrologique n'est pas l'unique solution.

4.6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

L'analyse montre que le lâcher est hydrologiquement significatif qu'en amont de l'Arc. Le recours à ce type de lâcher permet donc de gérer par le levier hydraulique qu'une partie de la Combe de Savoie.

Le bilan morphologique de l'expérimentation apparaît très mitigé concernant les sédiments fins. En amont de l'Arc, la hauteur moyenne de fines a diminué, traduisant un nettoyage des chenaux secondaires et des marges des bancs. En aval de l'Arc, la hauteur moyenne de fines a par contre augmenté. En revanche, tous les bancs ont été concernés par des dépôts sur leurs parties médianes et sommitales. Le niveau de colmatage de Fréterive s'est de plus considérablement aggravé suite au lâcher.

Le bilan est également très mitigé concernant l'évolution des formes. En effet, les parties émergées des bancs n'ont été que très peu sollicitées. Il s'agissait pourtant d'un des principaux objectifs. En l'état, le débit généré est insuffisant pour éroder les bancs. Il n'est sans doute aussi pas assez long. La capacité des ouvrages à générer un surcroît de débit est toutefois très faible et dépend des apports naturels. L'opération est donc susceptible d'être aléatoire et coûteuse en l'absence de production électrique.

Au final, les évolutions constatées indiquent que le cours d'eau s'oriente vers une configuration morphologique de type bancs alternés caractérisée par des bancs larges en quinconces accolés aux rives et séparés par un thalweg sinueux. La question clé à laquelle il serait nécessaire de répondre est le devenir des bancs dans une configuration alternée. En effet, va-t-on assister :

- i) à une migration suffisamment rapide des bancs, permettant une érosion et un renouvellement de ceux-ci et par la même limitant l'installation d'une végétation pérenne ?
- ii) ou à la mise en place de banc alternés peu ou pas mobiles, entraînant leur exhaussement par un dépôt des fines et une végétalisation ?

Dans le premier cas le levier hydrologique est pertinent techniquement mais les premiers résultats et l'analyse historique menée sont peu encourageants. Dans le second cas il ne l'est pas. Il apparaît même contreproductif car suite aux travaux, il accélère le retour de la configuration figée et augmente les dépôts sur les parties sommitales des bancs.

L'analyse macro-économique montre que les lâchers ne sont pas pertinents d'un point de vue financier par rapport à de l'entretien mécaniques. Si les éventuels prochains lâchers n'entraînent pas plus de modifications des surfaces émergées, le recours aux travaux sera obligatoire. Pour améliorer l'efficacité des prochains lâchers, en complément d'une augmentation significative des débits, des solutions permettant l'érosion des bancs pourraient être envisagées (épis alluvionnaires fusibles...) tout en limitant la reprise de la végétation par des essartements.

Après ce premier test, il convient également de confronter les résultats du lâcher aux alternatives envisageables (Wilcock et al., 1996b, Wilcock et al., 1996a). Idéalement, une requalification complète de la rivière (élargissement de l'espace de mobilité, destruction des digues et des protections de berge, restauration d'une plaine inondable...) pourrait être envisagée. Cette solution paraît toutefois inenvisageable tant les enjeux sont importants à proximité de la rivière (routes, autoroutes, zones habitées, zones commerciales...). Il peut être également envisagé de poursuivre la gestion actuelle par essartement et requalification des bancs. Cette gestion sera quoiqu'il arrive nécessaire sur les bancs qui n'évoluent pas. La requalification des bancs pourra être précisée grâce à ce retour d'expérience. Les essartements mécaniques pratiqués aujourd'hui pourraient également être complétés par de l'essartement par pâturage sur les bancs accessibles.

CHAPITRE 5 : CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Les principales conclusions attendues de ce travail concernent à la fois des enjeux opérationnels et scientifiques. Le travail a tout d'abord consisté à repositionner les lâchers morphogènes dans une sémantique internationale confuse puis de préciser une démarche par objectifs morphologiques. Ensuite, une méthodologie fondée sur le concept de gestion adaptative a été proposée. Cette méthodologie est basée sur le retour d'expérience issu de la bibliographie et des expérimentations menées dans le cadre de ce travail. Ces dernières ont aussi permis de bénéficier de conclusions très opérationnelles pour la gestion des sites dont EDF à la charge. Enfin, il est maintenant acquis que ce travail fera l'objet d'un guide permettant de partager ce retour d'expérience avec toutes les personnes intéressées par cette problématique.

5.1 CLARIFICATION DE LA SEMANTIQUE ET DEMARCHE PAR OBJECTIFS

D'un point de vue scientifique, l'article n°1 pourrait permettre l'intégration du terme « morphogène » dans la littérature internationale. Le terme « morphogène » dans le sens où on l'utilise en France n'existe pas. Son équivalent est le « channel morphing discharge », voire le « dominant discharge ». En France, le terme existe mais il est également lié à un seul débit souvent associé à une fréquence d'apparition. Il existe en réalité une multitude de débits que l'on peut relier à différents effets morphologiques. Pour réaliser des lâchers, on recherche alors le débit qui sera le plus adapté à (aux) l'objectif (s) recherché(s). L'approche menée permet de relier les deux et de dimensionner le lâcher afin qu'il soit le plus efficace.

La terminologie proposée s'intègre également dans les nouveaux concepts *d'environnemental* (littérature scientifique) et *ecological flows* (traduction en droit européen). Ils ont également été affinés en précisant les objectifs pour lesquels ils sont mis en œuvre. Les objectifs peuvent ainsi être relatifs à la sécurité (ex : lâcher de vérification du fonctionnement des vannes de fond), à des attentes touristiques (lâchers de désalgage en période estivale pour garantir la baignade) et encore environnementales. Dans ce dernier cas, le lâcher est alors considéré comme étant écomorphologique (*ecomorphogenic flows*) afin de le dissocier des lâchers échohydrologiques ou échohydrauliques.

5.2 UNE APPROCHE METHODOLOGIQUE OBJECTIVE ET PARTAGEE

La démarche par objectif et par étape a été construite sur la base de recommandations issues de la littérature scientifique ou des guides techniques. Elle a été enrichie par notre propre expérience acquise à la suite du suivi de 16 lâchers expérimentaux décrits dans cette thèse. Ces acquis seront un support de connaissances essentiel lorsqu'il s'agira de mettre en œuvre les prochains lâchers sur les vallées où EDF possède des ouvrages.

La clé de réussite de la mise en œuvre des lâchers morphogènes est le recours à la gestion adaptative (*l'adaptive management* des anglo-saxons). Cette approche permet de mettre en œuvre ces opérations pas à pas, depuis leur dimensionnement initial jusqu'à ce qu'ils puissent être réalisés en routine.

Sur la Selves par exemple, l'application de cette démarche a permis de réaliser un dimensionnement « chirurgical » pour garantir les équilibres environnementaux sur la rivière : le débit de lâcher devait être fort pour mobiliser et transporter les sables mais pas trop pour ne pas mobiliser les graviers grossiers nécessaires à la fraie de la truite. Il était donc intéressant de commencer par la mise en œuvre de débits plutôt trop faibles, voire inefficaces, plutôt que de lâcher un débit trop fort engendrant potentiellement une érosion des substrats que l'on souhaitait conserver. Sur la Durance, où des lâchers avaient déjà été mis en œuvre par le passé, le retour d'expérience a permis de définir précisément des critères de déclenchement à partir desquels les lâchers peuvent être alors efficaces.

La méthodologie basée sur la gestion adaptative (Figure 55) permet la prise en compte de toutes les contraintes liées aux lâchers mais également de partager avec tous les gestionnaires les objectifs et les résultats attendus. Dans le cadre des expérimentations menées au cours de ce travail, la méthodologie n'a pas été systématiquement appliquée dans toutes ses dimensions car la plupart des opérations avaient déjà été programmées avant le commencement de ce travail de recherche. Cela a posé différents problèmes, notamment pour évaluer a posteriori l'efficacité des lâchers. C'est le cas sur l'Isère où les objectifs des lâchers morphogènes demandés par les parties prenantes n'ont pas été clairement définis à priori, et encore moins quantifiés, ce qui a pu être à l'origine de désaccords.

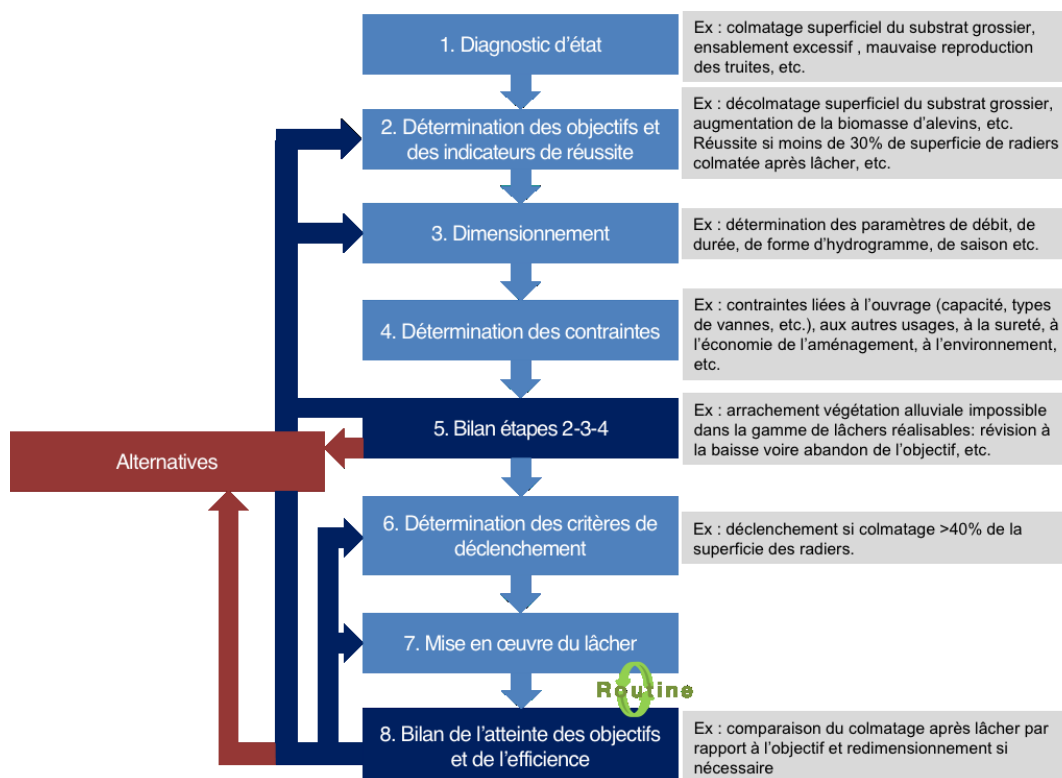


Figure 55 : Logigramme proposé pour la réalisation des lâchers morphogènes

L'implication des parties prenantes permet de discuter préalablement des effets objectivement attendus des lâchers. Très souvent en effet, les lâchers morphogènes sont considérés comme la solution « miracle » pour pallier aux dysfonctionnements observés sur les rivières. Cette vision part du fait que si l'on remet de forts débits dans une rivière qui en est sevrée depuis des décennies, tout devrait refonctionner comme avant, ce qui n'est pourtant pas le cas. A l'inverse, dans d'autres cas, comme sur la Selves, même si les lâchers étaient programmés par les partenaires depuis longtemps, ils ont engendré une certaine inquiétude selon laquelle la rivière pourrait être endommagée. Cette peur a pu être dépassée grâce à la mise en œuvre d'un dimensionnement pas à pas, sécuritaire, prenant en compte la globalité des contraintes et des attentes.

La gestion adaptative, même si elle est aujourd'hui bien structurée et efficace ne peut cependant pas uniquement porter sur le seul débit car agir sur celui-ci ne résout pas tous les types de problèmes. Ainsi, la simple définition d'un état initial peut être l'objet de longues discussions du fait de la variabilité temporelle des caractéristiques géomorphologiques et écologiques d'un cours d'eau. De même, la qualification d'un « bon » état sédimentaire est encore à ce jour un axe de recherche majeur dans le domaine.

Pour évaluer le succès, la référence à la biologie est nécessaire mais évaluer quantitativement la réponse biologique nécessite du temps et des indicateurs fiables. Le succès peut aussi être perceptif. Sur la Selves par exemple, l'état du cours d'eau est considéré comme « bon » par les gestionnaires après les lâchers car il s'est amélioré d'un point de vue sédimentaire (réduction de l'enlèvement et de l'ensablement, augmentation des hauteurs d'eau, apparition de nouvelles surfaces graveleuses pour la fraie et pour le grossissement des truites).

L'état post-lâcher pourrait également être évalué par rapport à une référence naturelle en amont. Cependant les barrages sont souvent localisés entre deux unités géomorphologiques bien distinctes et limitant les possibilités de comparaisons au sein d'un même continuum. La référence à un cours d'eau voisin est aussi souvent problématique, car on a bien souvent du mal à trouver un cours d'eau strictement comparable. Il s'agit alors de prendre en considération des indicateurs facilement quantifiables qui permettent de piloter la trajectoire définie par les objectifs fixés au préalable.

Il aurait été peut être souhaitable d'aller plus loin dans le développement de méthodes de dimensionnement des lâchers. Cependant, il s'avère extrêmement difficile de théoriser les différents types d'approches. Le dimensionnement des lâchers morphogènes répond en effet à des paramètres spécifiques aux sites (pente et largeur de la rivière, intensité du transport solide, « vitalité » de la végétation alluviale, etc). Il n'existera vraisemblablement jamais de solution unique et la confrontation de différentes approches de dimensionnement, y compris très empiriques, restera longtemps la meilleure démarche. La démarche proposée permet cependant de proposer une méthodologie applicable aux différents contextes afin d'identifier les solutions optimales.

5.3 DES ELEMENTS OPERATIONNELS ET SCIENTIFIQUES POUR LE DIMENSIONNEMENT DE LACHERS MORPHOGENES

Les lâchers morphogènes expérimentaux que nous avons réalisés montrent qu'il est nécessaire de procéder bien souvent à des ajustements. Leurs dimensionnements et leurs suivis doivent toujours être requestionnés.

Sur la Durance, l'étude détaillée de chaque lâcher a permis de mettre en lumière l'importance de l'état initial avant lâcher pour évaluer l'efficacité probable de chacun des lâchers. Ces états initiaux varient considérablement en fonction de la position des tronçons sur le continuum longitudinal et de leur histoire hydrologique récente. Ainsi, le colmatage est bien plus important et régulier sur les tronçons amont, les plus influencés au niveau hydrologique par le barrage de Serre-Ponçon. Cette forte variabilité inter-date et inter-tronçon et le constat qu'un lâcher pouvait même avoir des incidences négatives sur un milieu initialement peu ou pas colmaté, a conduit à

mettre en place une approche par « indicateurs de déclenchement » qui est aujourd'hui opérationnelle et validée par les services de l'Etat. Ainsi à l'avenir, les lâchers seront probablement réguliers sur les deux tronçons situés à l'aval immédiat de Serre-Ponçon mais réalisés occasionnellement sur les deux tronçons plus en aval. Sur la Durance, lorsque les lâchers sont réalisés sur des milieux colmatés, leur efficacité ne fait pas de doute. Les surfaces favorables à la reproduction piscicole peuvent augmenter de 10 à 50% selon les lâchers. Il manque cependant encore des éléments concrets pour faire le lien entre l'augmentation de ces surfaces potentiellement favorables et une meilleure efficacité de la reproduction. La récolte des données piscicoles en cours permettra probablement de répondre à cette interrogation dans les années à venir.

Sur la Selves l'expérimentation de lâchers morphogènes a été mise en œuvre intégralement dans le cadre de ce travail. Le dimensionnement des lâchers a été réalisé de manière très simple à partir de calculs empiriques. Compte tenu de la crainte des partenaires, notamment vis-à-vis d'éventuels impacts négatifs de ces lâchers sur les frayères à truites, il a été décidé de les réaliser de manière graduelle. Cette démarche graduelle a été très bénéfique dans la mesure où elle a permis de définir des débits permettant d'une part le délimonage ($10 \text{ m}^3/\text{s}$) et d'autre part le dessablement ($15 \text{ m}^3/\text{s}$). Les suivis dans la durée ayant montré que le milieu était susceptible de se recolmater/réensabler assez rapidement, la connaissance de ces deux valeurs de débit permettra d'intervenir dans le futur en fonction de l'un ou de l'autre de ces objectifs. La Selves a été aussi l'occasion de tester des méthodologies originales comme l'évaluation du transport solide à partir de sables colorés. Cette approche très peu courante a montré son efficacité dans ce type de cours d'eau sablo-graveleux pour suivre une classe granulométrique qui ne peut être suivie avec des transpondeurs RFID. Elle nous a permis de quantifier clairement l'effet de chaque lâcher. Cette méthodologie vient d'être adaptée à des graviers sur d'autres sites gérés par EDF, pour le suivi de la continuité sédimentaire à travers les barrages. Au-delà de cette méthodologie spécifique, le suivi effectué sur la Selves montre que des approches simples, basées sur les principales variables géomorphologiques mesurées à l'échelle d'une station ou d'un tronçon peuvent permettre de qualifier et quantifier les effets d'un lâcher. En définitive, les lâchers réalisés sur la Selves ont fait l'unanimité auprès des acteurs locaux et le cours d'eau semble avoir retrouvé un bon état sédimentaire et biologique. Il nous reste maintenant à déterminer la récurrence des futurs lâchers et valider la réponse biologique.

Le dernier site expérimental sur lequel s'appuie ce travail, sans nul doute le plus complexe, est l'Isère en Combe de Savoie. Techniquement, contrairement à La Selves ou à la Durance, le lâcher ne peut être réalisé directement à partir des barrages car ils sont situés très en amont du

bassin versant et ne disposent pas de la capacité hydraulique pour produire les débits projetés (plusieurs centaines de m³/s). Il s'agit alors de s'appuyer sur des événements naturels qui ne sont pas toujours évidents à prévoir. Le suivi des lâchers est également compliqué, la production du sur-débit lié au lâcher intervient dans une période de fonte ce qui pose des difficultés météorologiques lors de la collecte des données de terrain car les niveaux d'eau restent élevés pendant plusieurs semaines. De plus, les débits varient souvent et il est très difficile de quantifier correctement les évolutions morphologiques à partir de photos aériennes potentiellement réalisées à des débits différents. Quelques centimètres d'eau en plus ou en moins peuvent faire varier significativement la superficie des surfaces émergées et immergées. Pour l'avenir, si de nouveaux lâchers sont réalisés, il sera nécessaire de multiplier les levés de terrain et de les compléter par des levés topo-bathymétriques afin de suivre la réponse morphologique du chenal. Sur l'Isère, l'efficacité des lâchers a fait l'objet de vives discussions entre les diverses parties prenantes car les résultats attendus des opérations et les critères d'évaluation de leur réussite n'ont pas été suffisamment partagés avant. L'application rigoureuse du logigramme que nous avons élaboré aurait été fort utile pour structurer la réflexion. La mise en œuvre de lâchers morphogènes sur ce type de cours d'eau de grande taille et très artificialisé semble, au vu des résultats, très discutable d'un point de vue coût/efficacité. Certaines d'alternatives semblent plus appropriées. Dans le cas de l'Isère un entretien mécanique de la végétation et des sédiments déposés pourrait sans doute être défendu.

Une dernière problématique opérationnelle importante et souvent sous-estimée lors du recours aux lâchers morphogènes concerne la sécurité des biens et des personnes. En effet, un lâcher génère souvent des écoulements équivalents à ceux observés lors des crues alors que la météorologie peut-être extrêmement clémente. Les riverains et usagers de la rivière n'y sont pas préparés. Une communication ad hoc peut permettre de réduire une partie des risques mais inversement d'attirer un grand nombre de curieux. Le recours à une vague d'alerte est essentiel mais ne suffit pas. Sur la Selve, par exemple, des pêcheurs ont été surpris dans le cours d'eau alors que les chemins étaient fermés, surveillés et que des panneaux d'information mentionnaient clairement qu'un lâcher était en cours. L'organisation de la sécurité durant un lâcher est donc une tâche à part entière. Elle prend un temps considérable.

D'un point de vue scientifique, les différentes expérimentations réalisées lors de ce travail permettront de compléter le panel d'expériences internationales. Les lâchers morphogènes sont encore relativement peu fréquents et peu documentés scientifiquement, même s'il semble que des opérations de ce type soient réalisées de plus en plus régulièrement un peu partout dans le monde. La Suisse en est un bon exemple car il existe de nombreuses publications scientifiques

sur les lâchers morphogènes réalisés sur la rivière Spöl mais finalement assez peu sur les nombreux autres lâchers opérés dans le pays. Les expérimentations réalisées sur la Durance, l'Isère et la Selves permettront de fournir des données à d'autres auteurs, notamment des ordres de grandeur des débits nécessaires pour mobiliser un type de granulométrie.

5.4 SYNTHÈSE ET PERSPECTIVES : VERS UN GUIDE METHODOLOGIQUE

Les lâchers expérimentaux que nous avons étudiés ont été réalisés sur différents types de milieux, sur des granulométries de taille différente et des régimes hydrologiques variés. Nous avons vu qu'ils n'avaient pas les mêmes objectifs et qu'ils n'ont pas eu le même succès sur tous les sites. Si le recours aux lâchers morphogènes est potentiellement pertinent, voire même la meilleure solution lorsque toutes les conditions favorables sont réunies, ils ne sont pas la solution à tout, notamment quand on vise des objectifs morphologiques plus macro (gestion de la végétalisation d'une bande active) qui nécessitent de fournir des débits élevés qui sont parfois supérieurs à la capacité des ouvrages ou qui ne sont pas acceptables sociologiquement ou économiquement. Par ailleurs, les barrages affectent les deux variables de contrôles que sont le débit solide et le débit liquide. Or, les lâchers morphogènes ne conduisent qu'à agir sur le débit liquide. Selon le contexte observé dans la rivière, ça peut ne pas être pertinent et la question est alors plutôt d'intervenir sur le transport solide. C'est sans doute le cas de l'Isère et de beaucoup de rivières sur lesquelles la question morphologique concerne la géométrie du lit et non pas la micromorphologie où l'état sédimentaire du fond.

Certaines alternatives sont parfois plus efficaces et moins onéreuses. En tout état de cause, la référence à un état avant aménagement est bien souvent trop ambitieuse, voire idéalisée et il est nécessaire de toujours aborder les choses pragmatiquement en identifiant ce qui est faisable financièrement et souhaitable socialement. De toute évidence bien des lâchers morphogènes idéalisés ne sont pas les actions les plus pertinentes pour résoudre le problème identifié.

Les résultats de ce travail sur les lâchers morphogènes ainsi que la méthodologie préconisée feront l'objet très rapidement d'un guide méthodologique.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Acreman, M., 2000. Managed Flood Releases from Reservoirs : Issues and Guidance. World Comm. Dams 1–96.
- Allain Jegou, C., 2002. Relations végétation-écoulement-transport solide dans le lit des rivières : étude de l'Isère dans le Grésivaudan. Thèse de doctorat. Institut National Polytechnique de Grenoble.
- Andrews, E.D., 1980. Effective and bankfull discharges of streams in the Yampa River Basin, Colorado and Wyoming. J. Hydrol. 46, 311–330.
- Andrews, E.D., Nankervis, J.M., 1995. Effective Discharge and the Design of Channel Maintenance Flows for Gravel-Bed Rivers, in: Geophysical Monograph Series 89. American Geophysical Union, pp. 151–164. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/GM089p0151>
- Andrews, E.D., Pizzi, L.A., 2000. Origin of the Colorado River experimental flood in Grand Canyon. Hydrol. Sci. Journal-Journal Des Sci. Hydrol. 45, 607–627. <https://doi.org/10.1080/02626660009492361>
- Archambaud, G., Giordano, L., Dumont, B., 2005. Description du substrat minéral et du colmatage. Note technique. IRSTEA. Aix en Provence.
- Armand, G., 1950. Les crues de l'Isère en juin et septembre 1948. Rev. géographie Alp. 38, 541–554.
- Arnaud, F., 2012. Approches géomorphologiques historique et expérimentale pour la restauration de la dynamique sédimentaire d'un tronçon fluvial aménagé : le cas du Vieux Rhin entre Kembs et Breisach (France, Allemagne). Thèse de Doctorat. Université Lumière Lyon 2.
- Artelia, ETRM, Intermede, 2013. Evolution globale du lit de l'Isère. Synthèse diagnostique, contribution à l'élaboration d'un plan de gestion et accompagnement des acteurs locaux. Volet 1 – Etude globale pour la gestion du transport solide. Rapport de phase 1. Grenoble.
- Arthington, A.H., Zalucki, J.M., 1998. Comparative evaluation of environmental flow assessment techniques: Review of methods. LWRRDC Occas. Pap. Ser. 27/98 141.
- Aygua, IDEAU, 2016. Campagne d'inventaires piscicoles sur la Selves aval et inventaire des macro-invertébrés. Etat des lieux avant la mise en œuvre du protocole de désensablement de la Selves en aval du barrage de Maury.
- Baker, T., 2002. Scoping report on environmental flows in the Cudgegong River – Windamere Dam to Apple Tree Flat. Macquarie. Cudgegong River Management Committee.
- Batalla, R., Vericat, D., Tena, A., 2014. The fluvial geomorphology of the lower Ebro (2002-2013): Bridging gaps between management and research. Cuad. Investig. 40, 29–51.
- Batalla, R.J., Vericat, D., 2009. Hydrological and sediment transport dynamics of flushing flows : implications for management in large mediterranean rivers. River Res. Appl. 25, 297–314. <https://doi.org/10.1002/rra.1160>

Bêche, L., Loire, R., Barillier, A., Archambaud, G., Morel, A., 2015. Flow restoration of the Durance River: Implementation and monitoring of targeted water releases to reduce clogging and improve river function, in: REFORM International Conference on River and Stream Restoration D7.5 "Novel Approaches to Assess and Rehabilitate Modified Rivers." Wageningen, pp. 215–221.

Berchtold, T., 2015. Numerische Modellierung von Flussaufweitungen. ETH Zürich.

Beschta, R.L., Jackson, W.L., 1989. The Intrusion of Fine Sediments into a Stable Gravel Bed. *J. Fish. Res. Board Canada* 36, 204–210. <https://doi.org/10.1139/f79-030>

Beschta, R.L., Jackson, W.L., Knoop, K.D., 1981. Sediment transport during a controlled reservoir release. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* 17, 635–641. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1981.tb01270.x>

Biggs, B.J.F., Gerbeaux, P., 1993. Periphyton development in relation to macro-scale (geology) and micro-scale (velocity) limiters in two gravel-bed rivers, New Zealand. *New Zeal. J. Mar. Freshw. Res.* 27, 39–53. <https://doi.org/10.1080/00288330.1993.9516544>

Blanchard, R., 1928. Comment sauver la vallée moyenne de l'Isère ? *Rev. géographie Alp.* 16, 215–219. <https://doi.org/10.3406/rga.1928.4450>

Bradford, M.J., Higgins, P.S., Korman, J., Snee, J., 2011. Test of an environmental flow release in a British Columbia river: Does more water mean more fish? *Freshw. Biol.* 56, 2119–2134. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02633.x>

Brandt, S.A., 2000. Classification of geomorphological effects downstream of dams. *Catena* 40, 375–401. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(00\)00093-X](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(00)00093-X)

Bravard, J.-P., 1989. La métamorphose des rivières des Alpes françaises à la fin du Moyen-Age et à l'époque moderne. *Bull. la Société géographique Liège* 25, 145–157.

Brooker, M.P., Hemsworth, R.J., 1978. The effect of the release of an artificial discharge of water on invertebrate drift in the R. Wye, Wales. *Hydrobiologia* 59, 155–163.

Brousse, G., Bertrand, M., Arnaud-fassetta, G., Borgniet, L., Melun, G., Loire, R., Malavoi, J., Brousse, G., Bertrand, M., Arnaud-fassetta, G., Liébault, F., Borgniet, L., 2018. Monitoring of a sediment replenishment operation: The case of the Saint-Sauveur dam in the Buëch River (Southern Alps, France), in: *I.S.Rivers (Integrative Sciences and Sustainable Development of Rivers)*. Lyon, pp. 1–3.

Bywater-Reyes, S., Wilcox, A.C., Stella, J.C., Lightbody, A.F., 2015. Flow and scour constraints on uprooting of pioneer woody seedlings. *Water Resour. Res.* 51, 9190–9206. <https://doi.org/10.1002/2014WR016641>

Cambray, J.A., 1991. The effects on fish spawning and management implications of impoundment water releases in an intermittent South African river. *Regul. Rivers Res. Manag.* 6, 39–52. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450060105>

Camenen, B., Buffet, A., Thollet, F., Lacroix, F., Liger, L., Pénard, L., 2018. Expérience de terrain lors de la chasse de la retenue d'Aigueblanche sur l'Isère (6 au 10 mai 2018) pour l'estimation de la dynamique des particules sableuses. IRSTEA. Lyon-Villeurbanne.

Carling, P.A., 1983. Thresholds of coarse sediment transport in broad and narrow rivers. *Earth Surf. Process. Landforms* 8, 1–18.

Castello, L., Mcgrath, D.G., Hess, L.L., Coe, M.T., Lefebvre, P.A., Petry, P., Macedo, M.N., Ren, V.F., Arantes, C.C., 2013. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conserv. Lett.* 6, 217–229. <https://doi.org/10.1111/conl.12008>

Cazaubon, A., Giudicelli, J., 1999. Impact of the residual flow on the physical characteristics and benthic community (algae, onvertebrates) of a regulated mediterranean river : the Durance, France. *Regul. Rivers Res. Manag.* 15, 441–461.

Cazilhac, M., 2017. Bilan du transport sédimentaire fin en Combe de Savoie. EDF-DTG. Grenoble.

Chappaz, R., Olivari, G., Guivier, E., Dubut, V., Pech, N., 2017. IX ème rapport d'étude sur les inventaires réalisées en 2017 sur la Durance (secteurs amont et aval retenue St Lazare, secteur en aval de la retenue de l'Escale) et affluents : le Buech, l'Asse, la Bléone et le Verdon. IRSTEA. Aix en Provence.

Chester K. Wentworth, 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *J. Geol.* 30, 377–392.

Chevalier, P., 2010. Lever bathymétrique intégral Retenue de Serre-Ponçon sur la Durance Février 2008. EDF-DTG.

Claude, N., 2018. Modèle physique Combe de Savoie, Note technique. EDF-R&D.

Claude, N., 2017. Modèle physique Combe de Savoie : essais préliminaires et de calibration pour l'approche graviers, Note technique. EDF-R&D.

Clausen, B., Biggs, B.J.F., 1997. Relationships between benthic biota and hydrological indices in New Zeland streams. *Freshw. Biol.* 38, 327–342.

Cocherell, S.A., Chun, S.N., Cocherell, D.E., Thompson, L.C., Klimley, A.P., Cech, J.J., 2012. A lateral-displacement flume for fish behavior and stranding studies during simulated pulsed flows. *Environ. Biol. Fishes* 93, 143–150. <https://doi.org/10.1007/s10641-011-9894-z>

Coeur, D., 2017. L'Isère endiguée en Combe de Savoie 1850-1950 : une dynamique sédimentaire et sociale, rapport principal.

Collier, M.P., Webb, R.H., Andrews, E.D., 1997. Experimental flooding in grand canyon. *Sci. Am.* 276, 82–89. <https://doi.org/10.1038/scientificamerican0197-82>

Cooper, D.J., Andersen, D.C., 2012. Novel plant communities limit the effects of a managed flood to restore riparian forests along a large regulated river. *River Res. Appl.* 28, 204–215. <https://doi.org/10.1002/rra.1452>

Corse, E., Pech, N., Sinama, M., Costedoat, C., Chappaz, R., Gilles, A., 2015. When anthropogenic river disturbance decreases hybridisation between non-native and endemic cyprinids and drives an ecomorphological displacement towards juvenile state in both species. *PLoS One* 10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0142592>

Cross, W.F., Baxter, C. V, Donner, K.C., Rosi-marshall, E.J., Kennedy, T.A., Hall, R.O., Kelly, H.A.W., Rogers, R.S., Cross, W.F., Baxter, C. V, Donner, K.C., Rosi-marshall, E.J., Kennedy, T.A., Hall, R.O., Kelly, H.A.W., Rogers, R.S., 2011. Ecosystem ecology meets adaptive management : food web response to a controlled flood on the Colorado River , Glen Canyon. *Ecol. Appl.* 21, 2016–2033.

Cullis, J.D.S., McKnight, D.M., Spaulding, S.A., Prairier, Y., 2015. Hydrodynamic control of benthic mats of *Didymosphenia geminata* at the reach scale. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 72, 902–914. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2014-0314>

Daesslé, L.W., van Geldern, R., Orozco-Durán, A., Barth, J.A.C., 2016. The 2014 water release into the arid Colorado River delta and associated water losses by evaporation. *Sci. Total Environ.* 542, 586–590. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.157>

Davies-colley, R., Nagels, J., 2004. Flood flushing of bugs in agricultural streams. *Water*

Atmos. 12, 18–20.

De Jalon, D.G., Sanchez, P., 1994. Downstream effects of a new hydropower impoundment on macrophyte, macroinvertebrate and fish communities. *Regul. Rivers Res. Manag.* 9, 253–261.

Descoux, S., 2011. Le colmatage minéral du lit des cours d'eau : méthode d'estimation et effets sur la composition et la structure des communautés d'invertébrés benthiques et hyporhéiques. Thèse de doctorat. Université Claude Bernard Lyon 1.

Diss, S., 2014. Calcul des débits classés de l'Isère et ses affluents entre Aigueblanche et la confluence avec l'Arc, Note technique. EDF-DTG. Grenoble.

Dodrill, M.J., Yackulic, C.B., Gerig, B., Pine, W.E., Korman, J., Finch, C., 2015. Do management actions to restore rare habitat benefit native fish conservation? Distribution of juvenile native fish among shoreline habitats of the Colorado river. *River Res. Appl.* 31, 1203–1217. <https://doi.org/10.1002/rra.2842>

Dollar, E.J.S., 2000. Fluvial Geomorphology. *Prog. Phys. Geogr.* 24, 385–406.

Dunne, T., Leopold, L.B., 1978. *Water in Environmental Planning*. San Francisco.

Dury, G.H., Hails, J.R., Robbie, M.B., 1963. Bankfull discharge and the magnitude–frequency series. *Aust. J. Sci.* 26, 123–4.

Dynamique Hydro, 2017. Suivi morphologique des bancs alluviaux et annexes fluviales de l'Isère dans la Combe de Savoie et le Grésivaudan. Rapport annuel.

Dynesius, M., Nilsson, C., 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science* (80-.). 266, 753–762.

Eder, A., Exner-Kittridge, M., Strauss, P., Blöschl, G., 2014. Re-suspension of bed sediment in a small stream - Results from two flushing experiments. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 18, 1043–1052. <https://doi.org/10.5194/hess-18-1043-2014>

El-Kadi-Abderrezzak, K., 2015. Modèle physique réduit à fond mobile pour l'étude de mise en mouvement des bancs de graviers de l'Isère en Combe de Savoie, Note technique. EDF-R&D.

Ellis, L.M., Molles, M.C., Crawford, C.S., 1999. Influence of experimental flooding on litter dynamics in a Rio Grande riparian forest, New Mexico. *Restor. Ecol.* 7, 193–204. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1999.72012.x>

European Commission, 2015. Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive Guidance Document No. 31. Technical Report - 2015 - 086. <https://doi.org/10.2779/775712>

Eustis, A.B., Hillen, R.H., 1954. Stream sediment removal by controlled reservoir releases. *Progress. Fish-Culturist* 16, 30–35.

Failing, L., Horn, G., Higgins, P., 2004. Using Expert Judgment and Stakeholder Values to Evaluate Adaptive Management Options. *Ecol. Soc.* 9, 18.

Flinders, C.A., Hart, D.D., 2009. Effects of pulsed flows on nuisance periphyton growths in rivers: a mesocosm study. *River Res. Appl.* 25, 1320–1330. <https://doi.org/10.1002/rra.1244>

Flinders, H., 2009. Effects of pulsed flows on nuisance periphyton growths in rivers: a mesocosm study. *River Res. Appl.* 25, 1320–1330. <https://doi.org/10.1002/rra.1244>

Fournier, L., 2004. Modélisation de la production des apports sédimentaires dans le bassin versant de la Durance. Rapport de master. Université Pierre et Marie Curie,

Université Paris-Sud, Ecole des Mines de Paris, Ecole Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts. <https://doi.org/10.1017/S0066154600001046>

Franssen, J., Lapointe, M., Magnan, P., 2014. Geomorphic controls on fine sediment reinfiltration into salmonid spawning gravels and the implications for spawning habitat rehabilitation. *Geomorphology* 211, 11–21. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.12.019>

Gaeuman, D., 2014. High-flow gravel injection for constructing designed in-channel features. *River Res. Appl.* 30, 685–706. <https://doi.org/10.1002/rra.2662>

Garonne, C., 2014. Synthèse des études relatives au colmatage et dépôts de limons de la rivière Durance. Maison Régionale de l'Eau. Bagnols.

Girel, J., 2010. Histoire de l'endiguement de l'Isère en Savoie : conséquences sur l'organisation du paysage et la biodiversité actuelle. *Géocarrefour* 85, 41–54.

Gleizal, R., 2015. Evolution des bancs alluviaux dans un espace intra-digue de l'Isère en Combe de Savoie - approche historique conduisant au projet. Rapport de stage. Université Lyon 2. Lyon.

Grams, P.E., 2013. A sand budget for marble canyon , Arizona — Implications for long-term monitoring of sand storage change. USGS Publication., James W. Hendley II.

Grams, P.E., Topping, D.J., Schmidt, J.C., Hazel, J.E., Kaplinski, M., 2013. Linking morphodynamic response with sediment mass balance on the Colorado River in Marble Canyon: Issues of scale, geomorphic setting, and sampling design. *J. Geophys. Res. Earth Surf.* 118, 361–381. <https://doi.org/10.1002/jgrf.20050>

Grospretre, L., 2011. Etude et gestion des impacts hydrogéomorphologiques de la périurbanisation. L'exemple du bassin de l'Yzeron dans l'Ouest lyonnais. Thèse de doctorat. Lyon 2.

Hazel, J.E., Kaplinski, M., Parnell, R., Monone, M., 2001. Monitoring the effects of the spring 2000 habitat maintenance flow on Colorado River ecosystem sand bars 1999–2000.

Hazel Jr., J.E., Grams, P.E., Schmidt, J.C., Kaplinski, M., 2010. Sandbar response following the 2008 high-flow experiment on the Colorado River in Marble and Grand Canyons. *U.S. Geol. Surv. Sci. Invest. Rep.* 2010-5015 52.

Heath, M., Wood, S., Ryan, K., 2011. Spatial and temporal variability in *Phormidium* mats and associated anatoxin-a and homoanatoxin-a in two New Zealand rivers. *Aquat. Microb. Ecol.* 64, 69–79. <https://doi.org/10.3354/ame01516>

Heath, M.W., Brasell, K.A., Young, R.G., Wood, S.A., Ryan, K.G., 2012. Hutt River *Phormidium* Habitat Suitability Criteria and Hydraulic Habitat Assessment. Report No. MH01. 2012. Wellington.

Henson, S.S., Ahearn, D.S., Dahlgren, R.A., Van Nieuwenhuyse, E., Tate, K.W., Fleenor, W.E., 2007. Water quality response to a pulsed-flow event on the Mokelumne River, California. *River Res. Appl.* 23, 185–200 (2007). <https://doi.org/10.1002/rra.973>

Hill, M.T., Platts, W.S., Beschta, R.L., 1991. Ecological and geomorphological concepts for instream and out-of-channel flow requirements. *Rivers* 3, 198–210.

Hjulstrom, F., 1935. Studies of the morphological activity of rivers as illustrated by the River Fyris. *Geol. Inst. Upsala* 25, 221–527.

Holmquist-Johnson, C.L., Milhous, R.T., 2010. Channel maintenance and flushing flows for the Klamath River below Iron Gate Dam, California. Open File Report 2010-1086.

- Horner, G.J., Cunningham, S.C., Thomson, J.R., Baker, P.J., Mac Nally, R., Moreno Mateos, D., 2016. Recruitment of a keystone tree species must concurrently manage flooding and browsing. *J. Appl. Ecol.* 53, 944–952. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12601>
- Hughes, F.M.R., Rood, S.B., 2003. Allocation of River Flows for Restoration of Floodplain Forest Ecosystems: A Review of Approaches and Their Applicability in Europe. *Environ. Manage.* 32, 12–33. <https://doi.org/10.1007/s00267-003-2834-8>
- Humphries, R., Venditti, J.G., Sklar, L.S., Wooster, J.K., 2012. Experimental evidence for the effect of hydrographs on sediment pulse dynamics in gravel-bedded rivers. *Water Resour. Res.* 48, 1–15. <https://doi.org/10.1029/2011WR010419>
- Ibáñez, C., Caiola, N., Rovira, A., Real, M., 2012. Monitoring the effects of floods on submerged macrophytes in a large river. *Sci. Total Environ.* 440, 132–139. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.073>
- Ingle, J.C.J., 1966. The movement of beach sand: an analysis using fluorescent grains, *Developments in Sedimentology*. Ed. Elsevier Publishing Company, New York.
- Jakob, C., Robinson, C.T., Uehlinger, U., 2003. Longitudinal effects of experimental floods on stream benthos downstream from a large dam. *Aquat. Sci.* 65, 223–231. <https://doi.org/10.1007/s00027-003-0662-9>
- Jenkins, B., 2013. Progress of the Canterbury Water Management Strategy and sum emerging issues. *New Zeal. Agric. Resour. Econ. Soc. Conf.* 2013.
- Jourdain, C., 2017. Action des crues sur la dynamique sédimentaire et végétale dans un lit de rivière à galets : L'Isère en Combe de Savoie. Thèse de Doctorat. Université de Grenoble.
- Karim, K., Gubbels, M.E., Goulter, I.C., 1995. Review of Determination of Instream Flow Requirements With Special Application To Australia. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* 31, 1063–1077. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1995.tb03422.x>
- Kemp, P., Sear, D., Collins, A., Naden, P., Jones, I., 2011. The impacts of fine sediment on riverine fish. *Hydrol. Process.* 25, 1800–1821. <https://doi.org/10.1002/hyp.7940>
- Kennedy, V; Kouba, D., 1970. Fluorescent sand as a tracer of fluvial sediment. *Geological Survey Professional Paper* 562-E.
- King, A.J., Ward, K.A., O'Connor, P., Green, D., Tonkin, Z., Mahoney, J., 2010. Adaptive management of an environmental watering event to enhance native fish spawning and recruitment. *Freshw. Biol.* 55, 17–31. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02178.x>
- King, J., Cambray, J.A., Impson, N.D., 1998. Linked effects of dam-released floods and water temperature on spawning of the Clanwilliam yellowfish *Barbus capensis*. *Hydrobiologia* 384, 245–265. <https://doi.org/10.1023/A:1003481524320>
- King, J., Tharme, R., De Villiers, M., 2008. Environmental flow assessments for rivers: manual for the Building Block Methodology. Report to the Water Research Commission. TT 354/08. Freshwater Research Unit. University of Cape Town, Cape Town.
- Kondolf, G.M., 2000. Some Suggested Guidelines for Geomorphic Aspects of Anadromous Salmonid Habitat Restoration Proposals. *Restor. Ecol.* 8, 48–56.
- Kondolf, G.M., 1998. Lessons learned from river restoration projects in California. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 8, 39–52. [https://doi.org/10.1002/\(sici\)1099-0755\(199801/02\)8:1<39::aid-aqc250>3.0.co;2-9](https://doi.org/10.1002/(sici)1099-0755(199801/02)8:1<39::aid-aqc250>3.0.co;2-9)
- Kondolf, G.M., 1997. Hungry water: Effects of dams and gravel mining on river channels.

Environ. Manage. 21, 533–551. <https://doi.org/10.1007/s002679900048>

Kondolf, G.M., Cada, G.F., Sale, M.J., 1987. Assessing flushing flow requirements for brown trout spawning gravels in steep streams. JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc. 23, 927–935. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1987.tb02972.x>

Kondolf, G.M., Matthews, W.V.G., 1991. Management of coarse sediment in regulated rivers of California, Technical. ed. University of California Water Resources Center, Berkeley.

Kondolf, G.M., Wilcock, P.R., 1996. The flushing flow problem: Defining and evaluating objectives. Water Resour. Res. 32, 2589–2599. <https://doi.org/10.1029/96WR00898>

Kondolf, G.M., Williams, J.G., 1999. Flushing flows : A review of concepts relevant to clear creek, California. Prepared for the US Fish and Wildlife Service, Red Bluff, California. Berkeley.

Konrad, C.P., Olden, J.D., Lytle, D.A., Melis, T.S., Schmidt, J.C., Bray, E.N., Freeman, M.C., Gido, K.B., Hemphill, N.P., Kennard, M.J., McMullen, L.E., Mims, M.C., Pyron, M., Robinson, C.T., Williams, J.G., 2011. Large-scale flow experiments for managing river systems. Bioscience 61, 948–959. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.12.5>

Konrad, C.P., Warner, A., Higgins, J. V., 2011a. Evaluating dam re-operation for freshwater conservation in the sustainable rivers project. River Res. Appl. 16. <https://doi.org/10.1002/rra.1524> EVALUATING

Krein, A., Symader, W., 2000. Pollutant sources and transport patterns during natural and artificial flood events in the Olewiger Bach and Kartelbornsbach basins , Germany, in: Proceedings of a Symposium Held at Waterloo. IAHS, Waterloo, pp. 167–173.

Kui, L., Stella, J.C., 2016. Fluvial sediment burial increases mortality of young riparian trees but induces compensatory growth response in survivors. For. Ecol. Manage. 366, 32–40. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.02.001>

Lane, E.W., 1955. The importance of fluvial morphology in hydraulic engineering, in: Proceedings of the American Society of Civil Engineers, Journal of the Hydraulics Division 81, Paper N° 745. pp. 1–17.

Langlais, S., 2018. Retour d'expérience de la crue de novembre 2016 , sur la Durance et ses affluents. EDF-DTG. Grenoble.

Laronne, J.B., Outhet, D.N., Duckham, J.L., McCabe, T.J., 1992. Determining event bedload volumes for evaluation of potential degradation sites due to gravel extraction, N.S.W., Australia, in: Erosion and Sediment Transport Monitoring Programmes in River Basins (Proceedings of the Oslo Symposium, IAHS). pp. 87–94.

Leaf, C.F., 1998. An analytical framework for evaluating channel maintenance flows in Colorado. J. Am. Water Resour. Assoc. 34, 865–876.

Leeks, G.J.L., Newson, M.D., 1989. Responses of the sediment system of a regulated river to a scour valve release: Llyn Clywedog, mid-Wales, U.K. Regul. Rivers Res. Manag. 3, 93–106. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450030110>

Leopold, L.B., 1994. A View of the River. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.

Leopold, L.B., Wolman, M.G., Miller, J.P., 1964. Fluvial processes in geomorphology, W. H. Free. ed. San Francisco.

Mahoney, J.M., Rood, S.B., 1998. Streamflow requirements for cottonwood seedling recruitment - an integrative model. Wetlands 18, 634–645.

Malcolm, I.A., Gibbins, C.N., Soulsby, C., Tetzlaff, D., Moir, H.J., 2012. The influence of hydrology and hydraulics on salmonids between spawning and emergence: Implications for the management of flows in regulated rivers. *Fish. Manag. Ecol.* 19, 464–474. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2011.00836.x>

Mannes, S., Robinson, C., Uehlinger, U., Ortlepp, J., Mürle, U., Mannes, S., Robinson, C., Uehlinger, U., 2008. Les effets écologiques d'un programme de restauration hydrologique d'une rivière artificialisée. *J. Alp. Res.* 96, 0–15. <https://doi.org/10.4000/rga.437>

May, C.L., Pryor, B., Lisle, T.E., Lang, M., 2009. Coupling hydrodynamic modeling and empirical measures of bed mobility to predict the risk of scour and fill of salmon redds in a large regulated river. *Water Resour. Res.* 45. <https://doi.org/10.1029/2007WR006498>

Mcmullen, L.E., Lytle, D.A., 2012. Quantifying invertebrate resistance to floods: A global-scale meta-analysis. *Ecol. Appl.* 22, 2164–2175. <https://doi.org/10.1890/11-1650.1>

Meitzen, K.M., Doyle, M.W., Thoms, M.C., Burns, C.E., 2013. Geomorphology within the interdisciplinary science of environmental flows. *Geomorphology* 200, 143–154. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.03.013>

Melis, T.S., Walters, C.J., Korman, J., 2015. Surprise and opportunity for learning in grand canyon: The glen canyon dam adaptive management program. *Ecol. Soc.* 20. <https://doi.org/10.5751/ES-07621-200322>

Melis, T.S.E., 2011. Effects of Three High-Flow Experiments on the Colorado River Ecosystem Downstream from Glen Canyon Dam, Arizona. *U.S. Geol. Surv. Circ.* 1366, 147 p.

Miège, J., 1951. A propos de l'aménagement de l'Isère en Grésivaudan. *Rev. géographie Alp.* 39, 193–199. <https://doi.org/10.3406/rga.1951.4263>

Milhous, R.T., 1998. Modelling of instream flow needs: the link between sediment and aquatic habitat. *Regul. Rivers Res. Manag.* 14, 79–94. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199801/02\)14:1<79::AID-RRR478>3.0.CO;2-9](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199801/02)14:1<79::AID-RRR478>3.0.CO;2-9)

Milhous, R.T., 1994. Sediment balance and flushing flow analysis : Trinity river case study, in: American Geophysical Union. Hydrology days publications, Fort Collins, Colorado, p. 13.

Milhous, R.T., 1982. Effect of sediment transport and flow regulation on the ecology of gravel-bed rivers, in: *Gravel-Bed Rivers*. John Wiley & Sons, Chichester, UK, pp. 819–842.

Montgomery, D.R., Bolton, S.M., 2003. 3 . Hydrogeomorphic variability and river restoration. *Am. Fish. Soc.* 39–80.

Moore, M., Romano, S.P., Cook, T., 2010. Synthesis of Upper Mississippi River System submersed and emergent aquatic vegetation: Past, present, and future. *Hydrobiologia* 640, 103–114. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-0062-9>

Morais, P., Martins, F., Chícharo, A., Lopes, J., Chícharo, L., 2013. MOHID as a tool to evaluate the impact of water discharge from dams on the advection of estuarine fish larval stages. *Ocean Model. Coast. Manag. – cases Stud. with MOHID* 143–160.

Mortenson, S.G., Weisberg, P.J., Stevens, L.E., 2012. The influence of floods and precipitation on Tamarix establishment in Grand Canyon, Arizona: Consequences for flow regime restoration. *Biol. Invasions* 14, 1061–1076. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-0139-z>

Mueller, E.R., Grams, P.E., Schmidt, J.C., Hazel, J.E., Alexander, J.S., Kaplinski, M.,

2014. The influence of controlled floods on fine sediment storage in debris fan-affected canyons of the Colorado River basin. *Geomorphology* 226, 65–75. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.07.029>

Mürle, U., Ortlepp, J., Zahner, M., 2003. Effects of experimental flooding on riverine morphology, structure and riparian vegetation: The River Spöl, Swiss National Park. *Aquat. Sci.* 65, 191–198. <https://doi.org/10.1007/s00027-003-0665-6>

Nash, D.B., 1994. Effective Sediment-Transporting Discharge from Magnitude-Frequency Analysis. *J. Geol.* 102, 79–95. <https://doi.org/10.1086/629649>

Nelson, R.W., Dwyer, J.R., Greenberg, W.E., 1987. Regulated flushing in a gravel-bed river for channel habitat maintenance: A Trinity River fisheries case study. *Environ. Manage.* 11, 479–493. <https://doi.org/10.1007/BF01867656>

Newson, M., Sear, D., Soulsby, C., 2012. Incorporating hydromorphology in strategic approaches to managing flows for salmonids. *Fish. Manag. Ecol.* 19, 490–499. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2011.00822.x>

Olden, J.D., Konrad, C.P., Melis, T.S., Kennard, M.J., Freeman, M.C., Mims, M.C., Bray, E.N., Gido, K.B., Hemphill, N.P., Lytle, D.A., McMullen, L.E., Pyron, M., Robinson, C.T., Schmidt, J.C., Williams, J.G., 2014. Are large-scale flow experiments informing the science and management of freshwater ecosystems? *Front. Ecol. Environ.* 12, 176–185. <https://doi.org/10.1890/130076>

Olsen, D.S., Whitaker, A.C., Potts, D.F., 1998. Assessing stream channel stability thresholds using flow competence estimates at bankfull stage. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 33, 1197–1207.

Ortlepp, J., Mürle, U., 2003. Effects of experimental flooding on brown trout (*Salmo trutta fario* L.): The River Spöl, Swiss National Park. *Aquat. Sci.* 65, 232–238. <https://doi.org/10.1007/s00027-003-0666-5>

Palmer, M.A., Filoso, S., 2009. Restoration of ecosystem services for Environmental Markets. *Sci. Total Environ.* 325, 575–576. <https://doi.org/10.1126/science.1172976>

Patten, D.T., Harpman, D. a, Voita, M.I., Randle, T.J., 2001. A managed flood on the Colorado River: Background, objectives, design, and implementation. *Ecol. Appl.* 11, 635–643.

Peiry, J.-L., Salvador, P., Nougier, F., 1994. L'incision des rivières dans les Alpes du nord: état de la question / River incision in the Northern French Alps. *Rev. géographie Lyon* 69, 47–56. <https://doi.org/10.3406/geoca.1994.4237>

Peterson, C.G., 1996. Response of benthic algal communities to natural physical disturbance, in: Stevenson RJ, Bothwell ML, L.R. (eds) (Ed.), *Algal Ecology: Freshwater Benthic Systems*. pp. 375–402.

Petts, G.E., 1996. Water allocation to protect ecosystems. *Regul. Rivers Res. Manag.* 12, 353–365.

Petts, G.E., 1995. Changing river channels: the geographical tradition, in: *Changing River Channels*. Gurnell, A.M. and Petts, G.E, Chichester, UK, pp. 1–23.

Petts, G.E., Foulger, T.R., Gilvear, D.J., Pratts, J.D., Thoms, M.C., 1985. Wave-movement and water-quality variations during a controlled release from Kielder reservoir, North Tyne River, U.K. *J. Hydrol.* 80, 371–389.

Petts, G.E., Gurnell, A.M., 2005. Dams and geomorphology: Research progress and future directions. *Geomorphology* 71, 27–47.

<https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2004.02.015>

Pickup, G., Warner, R.F., 1976. Effects of Hydrologic Regime on Magnitude and Frequency of Dominant Discharge. *J. Hydrol.* 29, 51–75.

Pitlick, J., Van Steeter, M.M., 1998. Geomorphology and endangered fish habitats of the upper Colorado River: 2. Linking sediment transport to habitat maintenance. *Water Resour. Res.* 34, 303. <https://doi.org/10.1029/97WR02684>

Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E., Stromberg, J.C., 1997. The Natural Flow Regime: A paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience* 47, 769–784. <https://doi.org/10.2307/1313099>

Poirel, A., 2009. Mesures des transports solides en suspension dans la Durance sur cent-cinquante ans (1857-2007): liaisons avec les opérations de restauration écologique intervenues à l'échelle du bassin versant et de la rivière. *Ingénieries n°spécial 2009* 85–98.

Powell, K., 2002. Open the floodgates. *Nature* 420, 356–358. <https://doi.org/10.1038/420356a>

Power, M.E., Dietrich, W.E., Finlay, J.C., 1996. Dams and Downstream Aquatic Biodiversity: Potential Food Web Consequences of Hydrologic and Geomorphic Change. *Env. Manag.* 1996 Nov;20(6)887-95. 20, 887–895.

Pruitt, B.A., McKay, S.K., 2013. Integration of stream flow duration with hydraulic geometry in the southern Piedmont. *Proc. 2013 Georg. Water Resour. Conf.*

Pulg, H., 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 Res. Appl.* 29, 172–182. <https://doi.org/DOL: 10.1002/rra.1594>

Quesada, S., Tena, A., Guillén, D., Ginebreda, A., Vericat, D., Martínez, E., Navarro-Ortega, A., Batalla, R.J., Barceló, D., 2014. Dynamics of suspended sediment borne persistent organic pollutants in a large regulated Mediterranean river (Ebro, NE Spain). *Sci. Total Environ.* 473–474, 381–390. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.040>

Reiser, D.W., Ramey, M.P., Beck, S., Lambert, T.R., Geary, R.E., 1989. Flushing flow recommendations for maintenance of salmonid spawning gravels in a steep, regulated stream. *Regul. Rivers Res. Manag.* 3, 267–275. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450030126>

Reiser, D.W., Ramey, M.P., Lambert, T.R., 1985. Review of flushing flow requirements in regulated stream. Bechtel Group, San Ramon, California.

Riis, T., Biggs, B.J.F., 2003. Hydrologic and hydraulic control of macrophyte establishment and performance in streams. *Limnol. Oceanogr.* 48, 1488–1497. <https://doi.org/10.4319/lo.2003.48.4.1488>

Rivaes, R., Rodriguez-Gonzalez, P.M., Albuquerque, A., Pinheiro, A.N., Egger, G., Ferreira, M.T., 2015. Reducing river regulation effects on riparian vegetation using flushing flow regimes. *Ecol. Eng.* 81, 428–438. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.04.059>

Robinson, C.T., 2012. Long-term changes in community assembly, resistance and resilience following experimental floods. *Ecol. Appl.* 22, 1949–1961. <https://doi.org/10.1890/11-1042.1>

Robinson, C.T., Uehlinger, U., 2003. Using artificial floods for restoring river integrity. *Aquat. Sci.* 65, 181–182. <https://doi.org/10.1007/s00027-003-0002-0>

Robinson, C.T., Uehlinger, U., Monaghan, M.T., 2004. Stream ecosystem response to

multiple experimental floods from a reservoir. *River Res. Appl.* 20, 359–377. <https://doi.org/10.1002/rra.743>

Robinson, C.T., Uehlinger, U., Monaghan, M.T., 2003. Effects of a multi-year experimental flood regime on macroinvertebrates downstream of a reservoir. *Aquat. Sci.* 65, 210–222. <https://doi.org/10.1007/s00027-003-0663-8>

Robison, E.G., 2007. Calculating Channel maintenance / elevated Instream Flows when evaluating Water Right Applications for out of stream and storage water rights. Guidance Document 2007. 36.

Rollet, A.J., 2007. Etude et gestion de la dynamique sédimentaire d'un tronçon fluvial à l'aval d'un barrage: le cas de la basse vallée de l'Ain. Thèse de doctorat. Université Jean Moulin - Lyon 3.

Rosgen, D.L., 1996. Applied River Morphology. Wildland Hydrology, Pagosa Spring, CO.

Salant, N.L., Renshaw, C.E., Magilligan, F.J., 2006. Short and long-term changes to bed mobility and bed composition under altered sediment regimes. *Geomorphology* 76, 43–53. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2005.09.003>

Sammut, J., Erskine, W.D., 2013. Age and hydrological significance of lichen limits on sandstone river channels near Sydney, Australia. *Geogr. Ann. Ser. A Phys. Geogr.* 95, 227–239. <https://doi.org/10.1111/geoa.12016>

Schaffernak, F., 1922. Neue Grundlagen für die Berechnung der Geschiebeführung in Flussläufe. Leipzig.

Schälchli, U., 1992. The clogging of coarse gravel river beds by fine sediment. *Hydrobiologia* 235–236, 189–197. <https://doi.org/10.1007/BF00026211>

Scheurer, T., Molinari, P., 2003. Experimental floods in the River Spol, Swiss National Park: Framework, objectives and design. *Aquat. Sci.* 65, 183–190. <https://doi.org/10.1007/s00027-003-0667-4>

Schmidt, J.C., Parnell, R.A., Grams, P.E., Hazel, J.E., Kaplinski, M.A., Stevens, L.E., Hoffnagle, T.L., 2001. The 1996 controlled flood in grand canyon: Flow, sediment transport, and geomorphic change. *Ecol. Appl.* 11, 657–671. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[0657:TCFIGC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0657:TCFIGC]2.0.CO;2)

Schmidt, J.C., Webb, R.H., Valdez, R.A., Marzolf, G.R., Stevens, L.E., 1998. Science and values in river restoration in the Grand Canyon. *Bioscience* 48, 735–747. <https://doi.org/10.2307/1313336>

Schmidt, L.J., Potyondy, J.P., 2004. Quantifying channel maintenance instream flows: An approach for gravel-bed streams in the Western United States. USDA For. Serv. - Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR 1–36.

Schumm, S.A., 1977. The fluvial system. John Wiley and Sons, New York.

Serlet, A.J., Gurnell, A.M., Zolezzi, G., Wharton, G., Belleudy, P., Jourdain, C., 2018. Biomorphodynamics of alternate bars in a channelized, regulated river: An integrated historical and modelling analysis. *Earth Surf. Process. Landforms* 43, 1739–1756. <https://doi.org/10.1002/esp.4349>

Shafroth, P.B., Wilcox, A.C., Lytle, D.A., Hickey, J.T., Andersen, D.C., Beauchamp, V.B., Hautzinger, A., McMullen, L.E., Warner, A., 2010. Ecosystem effects of environmental flows: Modelling and experimental floods in a dryland river. *Freshw. Biol.* 55, 68–85. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02271.x>

Shields, A., 1936. Application of similarity principles and turbulence research to bed-load

movement translated by W.P. Ott and J.C. Van Uchelen. Pasadena, California.

Shields, F.D., Copeland, R.R., Klingeman, P.C., Doyle, M.W., Simon, A., 2003. Design for Stream Restoration. *J. Hydraul. Eng.* 129, 575–584. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2003\)129:8\(575\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2003)129:8(575))

Singer, M.B., Dunne, T., 2006. Modeling the influence of river rehabilitation scenarios on bed material sediment flux in a large river over decadal timescales. *Water Resour. Res.* 42, 1–14. <https://doi.org/10.1029/2006WR004894>

SISARC, 2012. Etude du lit de l'Isère en Combe de Savoie. Actualisation du diagnostic. Propositions d'actions. Rapport de présentation.

Stanford, J.A., Ward, J. V., Liss, W.J., Frissel, C., Williams, R.N., Lichatowic, J.A., Coutant, C.C., 1996. A general protocol for restoration of regulated rivers. *Regul. Rivers Res. Manag.* 12, 391–413. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199607\)12:4/5<391::AID-RRR436>3.3.CO;2-W](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199607)12:4/5<391::AID-RRR436>3.3.CO;2-W)

Stewardson, M.J., Gippel, C.J., 1997. Instream environmental flow design: A review. Unpublished draft. Melbourne.

Stromberg, J.C., 2001. Restoration of riparian vegetation in the south-western United States: importance of flow regimes and fluvial dynamism. *J. Arid Environ.* 49, 17–34. <https://doi.org/10.1006>

Stromberg, J.C., Patten, D.T., 1990. Riparian vegetation instream flow requirements: a case study from a diverstetd stream in the eastern sierra nevada, California, USA. *Environ. Manage.* 14, 185–194.

Stucky, Cidee, Sintegra, 2006. Etude hydrologique. Rapport technique.

Teleki P.G., 1966. Fluorescent sand tracers. *J. Sediment. Petrol.* 36, 468–485.

Tena, A., Batalla, R.J., Vericat, D., 2012. Reach-scale suspended sediment balance downstream from dams in a large Mediterranean river. *Hydrol. Sci. J.* 57, 831–849. <https://doi.org/10.1080/02626667.2012.681784>

Tena, A., Ksiazek, L., Vericat, D., Batalla, R.J., 2013. Assessing the geomorphic effects of a flushing flow in a large regulated river. *River Res. Appl.* 29, 876–890. <https://doi.org/10.1002/rra.2572>

Tena, A., Singer, M.B., Batalla, R.J., 2010. Sediment routing modelling: The use of FLUVIAL-12 to evaluate and re-design flushing flows in the lower Ebro., in: EGU General Assembly. Geophysical Research Abstracts. Vienna, Austria., p. 11767.

Tena, A., Vericat, D., Batalla, R.J., 2014. Suspended sediment dynamics during flushing flows in a large impounded river (the lower River Ebro). *J. Soils Sediments* 14, 2057–2069. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0987-0>

Tena, A., Vericat, D., Gonzalo, L.E., Batalla, R.J., 2017. Spatial and temporal dynamics of macrophyte cover in a large regulated river. *J. Environ. Manage.* 202, 379–391. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.034>

Tonkin, J.D., Death, R.G., 2014. The combined effects of flow regulation and an artificial flow release on a regulated river. *River Res. Appl.* 30, 329–337. <https://doi.org/10.1002/rra>

Uehlinger, U., Kawecka, B., Robinson, C.T., 2003. Effects of experimental floods on periphyton and stream metabolism below a high dam in the Swiss Alps (River Spöl). *Aquat. Sci.* 65, 199–209. <https://doi.org/10.1007/s00027-003-0664-7>

Valdez, R.A., Hoffnagle, T.L., McIvor, C.C., McKinney, T., Leibfried, C., 2001. Effects of a test flood on fishes of the Colorado river in Grand Canyon, Arizona. *Ecol. Appl.* 11, 686–

Vautier, F., 2000. Dynamique géomorphologique et végétalisation des cours d'eau endigués : l'exemple de l'Isère dans le Grésivaudan. Thèse de Doctorat. Grenoble 1.

Vivian, H., 1994. L'hydrologie artificialisée de l'Isère en amont de Grenoble. Essai de quantification des impacts des aménagements. *Rev. Géographie Alp.* 82, 97–112. <https://doi.org/10.3406/rga.1994.3753>

Wald, A.R., 2009. High flows for fish and wildlife in Washington. Olympia.

Walters, C.J., Hilborn, R., 1975. Adaptive Control of Fishing Systems. . IIASA Work. Pap. IIASA, Lax, WP-75-114.

Waters, T.F., 1995. Sediment in streams: sources, biological effects, and control, American Fisheries Society. American Fisheries Society monograph (USA).

Watts, R.J., Allan, C., Bowmer, K.H., Page, K.J., Ryder, D.S., Wilson, A.L., 2009. Pulsed flows: a review of environmental costs and benefits and best practice.

Wesche, T.A., 1991. Flushing flow requirements of mountain stream channels. Washington state University, Pullman, Washington.

Wesche, T.A., Hasfurth, V.R., Hubert, W.A., Skinner, Q.D., 1987. Recommendation and Evaluation of a Mitigative Flushing Flow Regime Below a High Mountain Diversion, in: Third International Symposium on Regulated Streams. WWRC 87-23. Regulated Streams: Advances in Ecology. pp. 1–14.

White, H.L., Nichols, S.J., Robinson, W.A., Norris, R.H., 2012. More for less: A study of environmental flows during drought in two Australian rivers. *Freshw. Biol.* 57, 858–873. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02732.x>

Whiting, P.J., 1998. Floodplain maintenance flows. *Rivers* 6, 160–170.

Wilcock, P.R., Barta, A.F., Shea, C.C., Kondolf, G.M., Matthews, W.V.G., Pitlick, J., 1996a. Observations of flow and sediment entrainment on a large gravel-bed river. *Water Resour. Res.* 32, 2897–2909. <https://doi.org/10.1029/96WR01628>

Wilcock, P.R., Kondolf, G.M., Matthews, W.V.G., Barta, A.F., 1996b. Specification of sediment maintenance flows for a large gravel-bed river. *Water Resour. Res.* 32, 2911–2921. <https://doi.org/10.1029/96WR01627>

Wilcox, A.C., Shafroth, P.B., 2013. Coupled hydrogeomorphic and woody-seedling responses to controlled flood releases in a dryland river. *Water Resour. Res.* 49, 2843–2860. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20256>

Wilkes, M.A., Gittins, J.R., Mathers, K.L., Mason, R., Casas-mulet, R., Vanzo, D., McKenzie, M., 2019. Physical and biological controls on fine sediment transport and storage in rivers 1–21. <https://doi.org/10.1002/wat2.1331>

Williams, G.P., 1978. Bank-Full Discharge of Rivers. *Water Resour. Res.* 14, 1141–1154. <https://doi.org/10.1029/WR014i006p01141>

Williams, G.P., Wolman, M.G., 1984. Downstream effects of dams on alluvial rivers. *U.S. Geol. Surv., Prof. Pap.*; (United States); J. Vol. 1286 83. <https://doi.org/10.1126/science.277.5322.9j>

Wohl, E., Lane, S.N., Wilcox, C., 2015. The science and practice of river restoration. *Water Resour. Res.* 51, 5974–5997. <https://doi.org/10.1002/2014WR016874>.Received

Wolman, M.G., Gerson, R., 1978. Relative scales of time and effectiveness of climate in watershed geomorphology. *Earth Surf. Process.* 3, 189–208.

<https://doi.org/10.1002/esp.3290030207>

Wolman, M.G., Leopold, L.B., 1957. River Flood Plains : Some Observations On Their Formation River Flood Plains : Some Observations On Their Formation, Geological survey professional paper 282-C. Washington.

Wolman, M.G., Miller, J.P., 1960. Magnitude and frequency of forces in geomorphic processes. *J. Hydrol.* 69, 54–74.

Wu, F., 2000. Modeling embryo survival affected by sediment deposition into salmonid spawning gravels: Application to flushing flow prescriptions. *Water Resour. Res.* 36, 1595–1603.

Wu, F.C., Chou, Y.J., 2004. Tradeoffs associated with sediment-maintenance flushing flows: A simulation approach to exploring non-inferior options. *River Res. Appl.* 20, 591–604. <https://doi.org/10.1002/rra.783>

Zahar, Y., Ghorbel, A., Albergel, J., 2008. Impacts of large dams on downstream flow conditions of rivers: Aggradation and reduction of the Medjerda channel capacity downstream of the Sidi Salem dam (Tunisia). *J. Hydrol.* 351, 318–330. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.12.019>

Zanker, S., 2018. Flux solide en Combe de Savoie pendant la chasse d'Aigueblanche 2018. Note technique. EDF-DTG. Grenoble.

Zurwerra, 2016. Künstliche Hochwasser. Massnahme zur Beseitigung ökologischer Beeinträchtigungen in Restwasserstrecken unterhalb von Speicherseen Auslegeordnung Grundlagen & Handlungsbedarf (Pronat & BG, 2016).

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Organisation du manuscrit de thèse	18
Figure 2 : Conceptual diagram of the water releases performed on dams.....	27
Figure 3 : Main stages in the implementation of ecomorphogenic flow releases	29
Figure 4 : Principles of adaptive management applied to ecomorphogenic flow releases.....	33
Figure 5 :Example of a series of ecomorphogenic flow releases implemented on the river Spöl compared to the natural hydrological flow pattern (Robinson, 2012).....	45
Figure 6 : Scope of action of ecomorphogenic flow releases	50
Figure 7 : Location of the reaches affected by water releases downstream of Serre-Ponçon	68
Figure 8 : Hydrology observed during the period of the releases. The natural average flow corresponds to the unregulated mean annual flow	71
Figure 9 : Hydrographs produced in each of the reaches showing the cumulative change in the percentage of fine sediments transported, as measured at the last station	73
Figure 10 : Quantity of SS measured at the last station on each reach. The releases on T3 and T4 were canceled in 2014 and 2015	74
Figure 11 : Initial clogging of the reaches in each release	75
Figure 12 : Changes in clogging levels before and after the releases for each reach (all stations combined, percentage of total points, degrading points in red, improving point in green and without effects in white, WE : without effects, Deg : degradation, Imp : improvement and OG : overall gain).....	76
Figure 13 : Changes in favorable habitats before and after the releases (e.g. observation points where clogging is less than to 3 in lotic habitats).....	77
Figure 14 : Ratio between the total mass of sediments exported during the event and the initial clogging of the reaches	79
Figure 15 : Location of the Selves River, its catchment area and the bypassed reach downstream of the Maury dam.....	86
Figure 16 : Sand deposits on a glide (a) and a gorge sector (b) . Clogging of a lentic channel (c) . In (a) and (b) , the initial gravel substrate is no longer visible whereas in (c) silt deposits spread across the entire river bed.....	87
Figure 17 : Hydrographs of successive flow releases carried out on the Selves on 6, 13 and 20 September 2016	89
Figure 18 : Photograph of the fluorescent orange sand tracers injected in the Selves River (station 3) prior to the first release on September.....	92
Figure 19 : View from downstream of Station 4 (see fig. 1 for location) at (a) Minimum flow (b) 10 m ³ /s (c) 15 m ³ /s (d) 20 m ³ /s.....	92
Figure 20 : SSC observed at the downstream station (station 5) for each flow release in (a) 2016 and (b) 2017	93
Figure 21 : Cumulative percentage of SSL of 2016 releases at the downstream station (station 5)	94
Figure 22 : Longitudinal distribution of average water depth and fine sediment thickness at T _{0_16} in the bypassed reach and position of main geomorphic units with their respective slopes	95
Figure 23 : Change in average water depth and fine sediment thickness on each of the cross-sections in the bypassed reach. (a) T _{0_16} -T _{3_16} , (b) T _{3_16} -T _{0_17} , (c) T _{0_17} -T _{1_17} and (d) T _{0_16} -T _{1_17}	95
Figure 24 : Cumulative fine sediment thickness in the bypass reach	97
Figure 25 : Distribution of average fine sediment thickness on glide at T _{0_16} , T _{3_16} , T _{0_17} and T _{1_17} (cross = average, bars = median, 25th and 75th percentiles and min and max).....	97

Figure 26 : Distribution (%) of particle sizes observed for the four monitoring campaigns (T _{0_16} to T _{1_17}) in the bypassed channel	98
Figure 27 : (a) Evolution of average fine sediment thickness and (b) average water level before and after each 2016 release at the 5 stations (100 base level at T _{0_16}).....	99
Figure 28 : (a) Creation of new sand bars and (b) sand deposition on the river banks.....	102
Figure 29 : Localisation de la Combe de Savoie	108
Figure 30 : Localisation du site d'étude et emprise (rectangle rouge) du tronçon représenté dans le modèle physique (Claude, 2018).....	115
Figure 31 : Photographie du modèle physique de la Combe de Savoie pendant un essai (photographie N. Claude).....	115
Figure 32 : Mécanismes de destruction de la végétation sur les bancs de l'Isère (Jourdain, 2017).....	117
Figure 33 : Photographie de l'expérimentation : a) déversés au barrage d'Aigueblanche b) écoulements en amont de la Combe de Savoie c) L'Isère en Combe de Savoie.....	120
Figure 34 : Hydrogramme du lâcher réalisé à l'entrée dans la Combe de Savoie.....	121
Figure 35 : Localisation des points de mesures sur les bancs et des transects de végétation.....	124
Figure 36 : Mesures bathymétriques réalisées par drone avant l'expérimentation	125
Figure 37 : Débits observés sur la Combe de Savoie avant et après l'expérimentation réalisée et son monitoring.....	126
Figure 38 : Débits classés observés pendant l'expérimentation en amont (gauche) et en aval de l'Arc (droite)	127
Figure 39 : Evolution de l'épaisseur moyenne des fines suivant les points du carroyage en pourcentage entre T1 et T3 et sur toutes les périodes pour Fréterive	129
Figure 40 : Pourcentage de points ayant subi une amélioration ou une dégradation de la classe de colmatage.....	131
Figure 41 : Evolution par classe de colmatage du nombre de points (en pourcentage) entre T1 et T3.....	131
Figure 42 : Illustration de l'évolution de la couverture sédimentaire du banc de Fréterive. a) T1, b) T2 et c) T3.....	132
Figure 43 : Evolutions topographiques sur le banc d'Albertville entre T1 et T3	133
Figure 44 : Evolution des chaînes à Fréterive entre T1 et T2 (en haut) et T2 et T3 (en bas), Dynamique Hydro (2018)	134
Figure 45 : Evolutions topographiques sur le banc de Fréterive entre T1 et T3	135
Figure 46 : Evolutions topographiques du banc de Saint-Laurent entre T1 et T3.....	136
Figure 47 : Evolutions topographiques du banc de Montmélian entre T1 et T3	136
Figure 48 : Evolution de la végétation dominante et de la couverture végétale à Albertville entre T1 et T3. Les histogrammes correspondent aux transects levés d'amont en aval, Dynamique Hydro (2018)	137
Figure 49 : Evolution de la végétation dominante et de la couverture végétale à Fréterive entre T1, T2 et T3. Les histogrammes correspondent aux transects levés d'amont en aval, Dynamique Hydro (2018)...	137
Figure 50 : Photographie de l'évolution de la couverture végétale sur la partie aval du banc de Fréterive	138
Figure 51 : Evolution de la végétation dominante et de la couverture végétale à Saint-Laurent entre T1 et T3. Les histogrammes correspondent aux transects levés d'amont en aval, Dynamique Hydro (2018)...	138
Figure 52 : Evolution de la végétation dominante et de la couverture végétale à Montmélian entre T1 et T3. Les histogrammes correspondent aux transects levés d'amont en aval, Dynamique Hydro (2018)...	139
Figure 53 : Cartographie de l'évolution bathymétrique (en mètres) au droit du tronçon de Fréterive. Le banc de Fréterive est encadré en rouge.....	140
Figure 54 : Evolution des bancs sur le tronçon restauré par le Sisarc entre le 4 et le 16 mai 2018. Le banc de Fréterive est encadré en rouge.	141
Figure 55 : Logigramme proposé pour la réalisation des lâchers morphogènes	153

LISTE DES TABLEAUX

Table 1 : Review of terms and definitions proposed for morphogenic flow releases	26
Table 2 : Main factors to be taken into account in ecomorphogenic flow release diagnoses.....	30
Table 3 : Desired morphological objectives and expected biological responses.....	31
Table 4 : Recommended characteristics for water releases based on previous studies	48
Table 5 : Key success indicators used to analyse ecomorphogenic flow releases.....	60
Table 6 : General characteristics of the water releases.....	70
Table 7 : Morphological monitoring schedule.....	91
Table 8 : Average water depth and fine sediment thickness in the bypassed reach for each of the surveys	96
Table 9 : Transport distances of the fluorescent tracers	100
Tableau 10 : Débits de crue journaliers et instantanés, reconstitués ou influencés sur la Combe de Savoie en m ³ /s	111
Tableau 11 : Ordonnancement et localisation des suivis réalisés (en vert suivis effectués sur chacun des sites, en orange suivis partiels, en rouge absence de suivi).....	122
Tableau 12 : Nombre de jours de débit au-delà de 200 m ³ /s observés pendant l'expérimentation et la période de fonte en amont et en aval de l'Arc	126
Tableau 13 : Evolution des surfaces émergées entre T1 et T2 entre le Pont de Grésy et la confluence avec l'Arc.....	139
Tableau 14 : Comparaison des scénarios de gestion avec ou sans lâcher sur la Combe de Savoie. Les montants sont indiqués en euros hors taxes	145