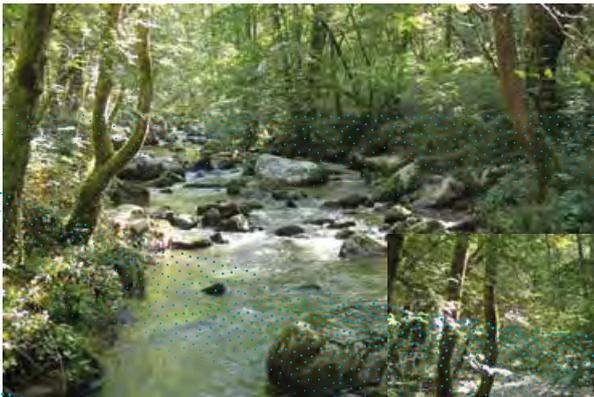


Lâchers d'eau morphogènes

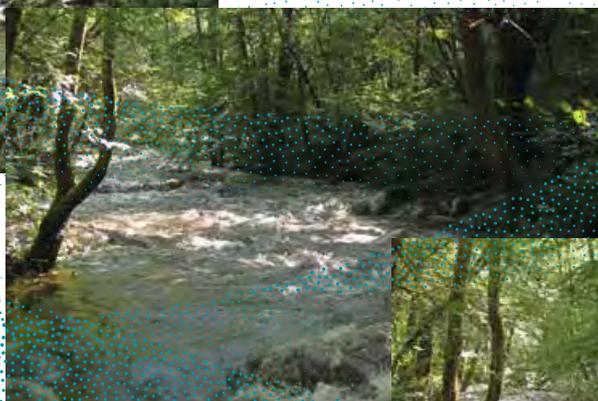
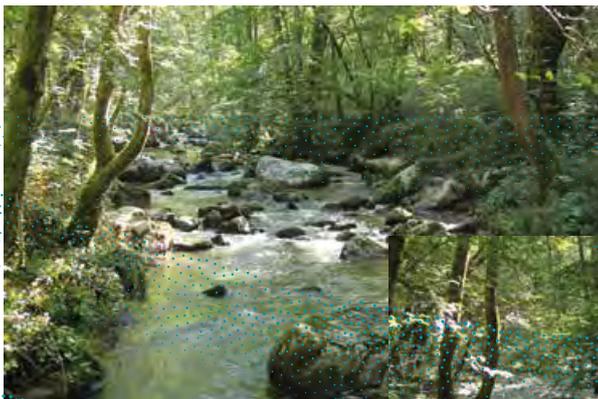
Guide de mise en œuvre



Ce guide est téléchargeable sur le portail technique de l'OFB (<https://professionnels.ofb.fr/fr/node/1233>) ainsi que sur le portail documentaire partenarial Eau et biodiversité (www.documentation.eauetbiodiversite.fr).

Lâchers d'eau morphogènes

Guide de mise en œuvre



Rémi Loire, George Mathias Kondolf, Jean-René Malavoi, Gabriel Melun, Hervé Piégay



Auteurs, contributeurs et remerciements

AUTEURS

Rémi Loire (1), G. Mathias Kondolf (2), Jean-René Malavoi (1), Gabriel Melun (3), Hervé Piégay (4)

1 - EDF Hydro – Centre d'Ingénierie Hydraulique (CIH)
Savoie Technolac, 4 allée du Lac de Tignes,
73290, La Motte Servolex, France.

2 - University of California Berkeley,
Dept Landscape Architecture and Environmental Planning,
202 Wurster Hall, Berkeley, USA

3 - Office français de la biodiversité
Direction de la recherche et de l'appui scientifique
5 allée Felix Nadar 94300 Vincennes, France

4 - Université de Lyon, CNRS UMR5600,
Site ENS, 15 Parvis R. Descartes, 69007, Lyon, France

CONTRIBUTEURS

Stéphane Grivel (5), Leah Beche (1), les services juridiques de l'OFB
et d'EDF Hydro pour les aspects concernant l'encadrement réglementaire

5- Service de la recherche. Mission Climat, observation et évolution du système Terre.
Hydrosystèmes continentaux. Ministère de la Transition écologique.
CGDD /DRI/ SR – Tour Séquoia 18.51 - 92055 La Défense cedex

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier ici Agnès Barillier, Denis Aelbrecht, Eric Valette et Sébastien Menu (EDF HYDRO, CIH) ainsi que Philippe Belleudy (Professeur émérite Université Grenoble-Alpes) qui ont grandement contribué à la réflexion sur les lâchers morphogènes ainsi qu'aux relecteurs Stéphane Tripoz et Leah Bêche. Nous remercions aussi les personnels d'EDF qui ont participé à la mise en œuvre des lâchers expérimentaux sur la Selves, la Durance et l'Isère ainsi que les bureaux d'études Dynamique Hydro, Hydrogéosphère et Sage Environnement qui ont effectué une grande partie des observations de terrain. Nous remercions également Pierre Sagnes, Sylvain Richard et Dominique Courret de l'OFB, pour leurs relectures et conseils.

Ce travail s'inscrit dans le cadre d'une démarche transdisciplinaire inscrite dans l'EUR H2O'Lyon (ANR-17-EURE-0018) de l'Université de Lyon ; programme « Investissements d'Avenir » opéré par l'Agence nationale de la recherche (ANR).



Résumé et mots clés

Nous proposons dans ce guide une nouvelle approche méthodologique pour évaluer la pertinence et mettre en œuvre des « lâchers morphogènes » en aval de barrages.

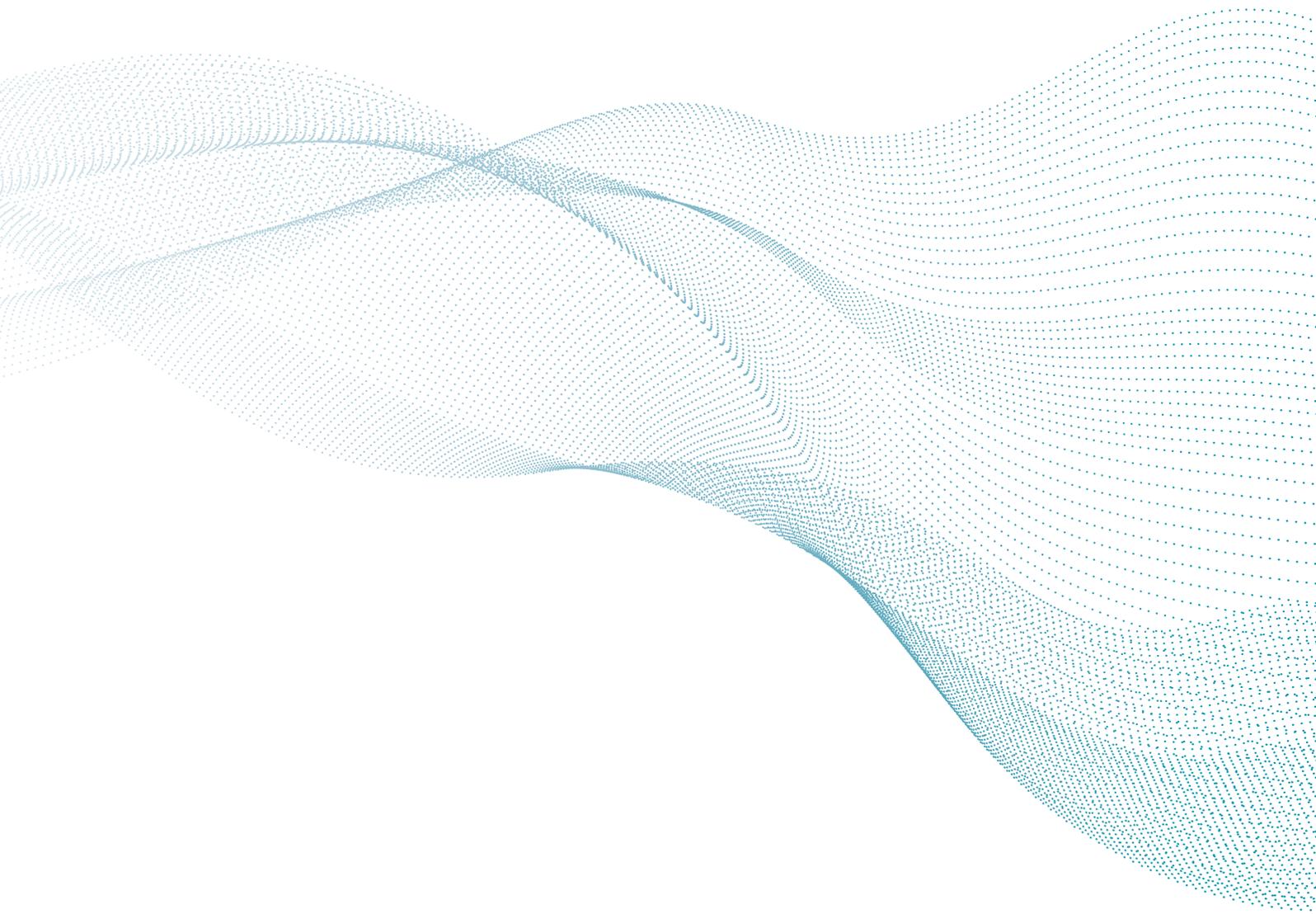
Ces lâchers correspondent à des débits relativement élevés lâchés par les barrages afin de générer des changements dans les caractéristiques physiques des lits fluviaux (p. ex., décolmatage, désensablement, élargissement des bandes actives alluviales, augmentation de la charge sédimentaire grossière, gestion de la végétation riveraine...) et créer ou améliorer les habitats aquatiques et rivulaires. La méthodologie proposée repose sur une analyse de la littérature scientifique et sur nos propres expériences. Nous introduisons quelques méthodes de dimensionnement de ces lâchers (intensité, durée, forme de l'hydrogramme, variation saisonnière et récurrence), et évaluons les conflits potentiels avec divers enjeux environnementaux, socioéconomiques et opérationnels associés aux barrages.

Nous proposons également des solutions alternatives lorsque ces lâchers ne peuvent être mis en œuvre, car les contraintes sont trop lourdes ou cette solution n'est pas adaptée aux problèmes rencontrés (nécessitant par exemple d'agir sur le déficit sédimentaire plutôt que sur l'hydrologie). La procédure d'évaluation et de mise en œuvre des lâchers morphogènes se veut rigoureuse, itérative et basée sur plusieurs étapes, dont la plupart doivent être validées par les diverses parties prenantes : un diagnostic préliminaire quantifiable, la définition d'objectifs clairs, la prise en compte des contraintes présentes sur les sites, le dimensionnement du lâcher et sa mise en œuvre.

Une phase d'évaluation est également proposée pour tirer des leçons des expériences et améliorer les actions ultérieures.

MOTS CLÉS

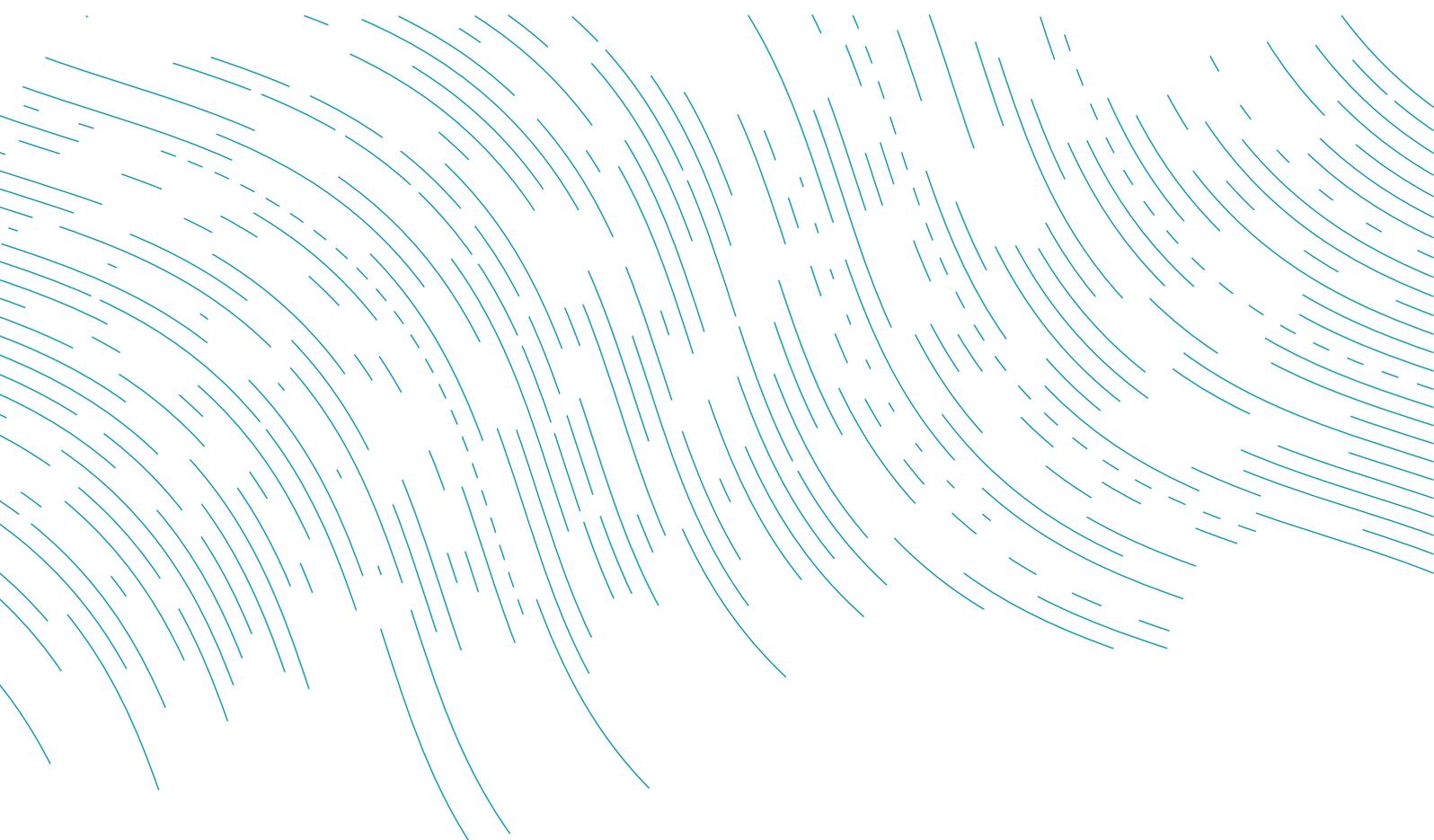
Débit écologique – débit environnemental – lâcher morphogène – débit de maintenance – barrage – gestion adaptative





Sommaire

Auteurs, contributeurs et remerciements	2
Résumé et mots clés	3
Introduction	7
1 CONCEPTS ET SÉMANTIQUE ASSOCIÉE	12
1.1 Synthèse bibliographique	
1.2 Le contexte actuel	
2 PROTOCOLE DE MISE EN ŒUVRE DE LÂCHERS MORPHOGÈNES	24
Déroulé général	
2.1 Étape 1 - Diagnostic d'état	
2.2 Étape 2 - Définition et partage d'objectifs et d'indicateurs de réussite	
2.3 Étape 3 - Dimensionnement du/des lâchers(s)	
2.4 Étape 4 - Premier bilan au filtre des contraintes	
2.5 Étape 5 - Procédure de déclenchement	
2.6 Étape 6 - Mise en œuvre du lâcher	
2.7 Étape 7 - Bilan général de l'efficacité du lâcher	
2.8 Étape 8 - Solutions complémentaires ou alternatives	
Références bibliographiques	94





Introduction

Les impacts des grands barrages sur les tronçons fluviaux immédiatement aval sont aujourd'hui bien documentés (Williams & Wolman 1984 ; Kondolf, 1997 ; Brandt, 2000 ; Petts & Gurnel, 2005, notamment).

Ces auteurs notent que dans certains cas, ces ouvrages peuvent influencer le régime des crues. Ils peuvent en affecter le débit de pointe, la fréquence ou la durée, ce qui entraîne *de facto* une modification de l'occurrence des « débits morphogènes » naturels dans le tronçon en aval. Ce concept de « débit morphogène » est apparu dans les années 20 (Schaffernak, 1922) pour décrire la dynamique de cours d'eau naturels. Il relie de manière quasi univoque un débit liquide donné, correspondant généralement à une crue d'une certaine fréquence (souvent la crue journalière de récurrence 1 à 3 ans), à une morphologie « d'équilibre » (notamment la largeur et la profondeur d'un lit unique à pleins bords). En aval des grands barrages « capacitifs » (c'est-à-dire capable de stocker une grande partie du volume d'eau apporté annuellement par le bassin versant), le concept de « débit morphogène » tel qu'il a été développé pour des cours d'eau naturels, s'applique donc très difficilement dans la mesure où ces ouvrages ont notamment une influence sur les crues et particulièrement leur fréquence et leur intensité. C'est pour cette raison que le terme que nous utiliserons désormais pour désigner une action visant à rétablir une certaine morphogénèse dans les tronçons situés en aval de barrages sera celui de « lâcher » et non plus de « débit » morphogène.

Parmi les principaux **impacts géomorphologiques** recensés en aval des grands barrages, les auteurs ont notamment constaté une altération des processus sédimentaires, tels que des dépôts importants de sédiments fins ou grossiers, ou au contraire, l'absence totale de transport solide, l'absence de renouvellement des formes fluviales ou encore un développement marqué de la végétation terrestre ou aquatique. Ces altérations (bio)géomorphologiques peuvent elles-mêmes engendrer différents types d'impacts : des impacts « écologiques » au sens large, en entraînant notamment une altération de la structure et/ou de la disponibilité des habitats aquatiques et rivulaires nécessaires au bon fonctionnement des biocénoses (Arthington & Zalucki, 1998) ; des impacts « sociétaux » en affectant les biens et les personnes, du fait par exemple de l'augmentation de la fréquence des inondations sous l'effet de dépôts sédimentaires excessifs ou de l'augmentation de la rugosité résultant du développement excessif de la végétation alluviale dans le lit mineur.

Face à ces différents impacts et pour tenter de les réduire, de nombreux chercheurs et organismes gestionnaires de cours d'eau ont réalisé, au cours des dernières décennies, différentes expérimentations. La plupart d'entre elles se concentraient sur l'un des facteurs les plus affectés par la mise en service de grands barrages à savoir l'hydrologie (Konrad *et al.*, 2011 ; Olden *et al.*, 2014). Parmi ces expérimentations, une partie concernait le lâcher depuis les barrages situés en amont, de débits élevés potentiellement « morphogènes », afin de générer une mise en mouvement des sédiments et renouveler ainsi les formes



fluviales. La plus ancienne référence à un « lâcher morphogène » est l'article d'Eustis et Hillen publié en 1954. L'objectif de ce lâcher réalisé au barrage de Granby (USA, État du Colorado) était de « nettoyer » le lit de la rivière Colorado de ses sédiments fins pour restaurer les habitats piscicoles composés de substrats plus grossiers. Ce n'est cependant qu'à partir des années 1980 que l'intérêt des « lâchers morphogènes » s'est manifesté de manière croissante.

L'un des problèmes rencontrés lors de notre revue de la littérature scientifique sur les lâchers d'eau morphogènes, c'est que la sémantique y est aussi fluctuante que le sujet. Même si deux termes reviennent souvent et depuis de nombreuses années, les *flushing flows* et les *maintenance flows*, il n'y a pas de consensus sur leur champ d'action. D'autre part, avec le développement de nouvelles expérimentations ces dernières années, plusieurs termes et concepts sont apparus tels que *riparian maintenance flow* (Hill et al., 1991), *habitat maintenance flow* (Petts, 1996), *sediment maintenance flow* (Wilcock, et al., 1996), *high flows* (Stewardson & Gippel, 1997), *managed flood* (Acreman, 2000), *beach/habitat-building flows* (Patten et al., 2001), *artificial floods*, (Robinson, 2003), *overturning flows* (King, 2008), *pulsed flows* (Flinders & Hart, 2009), *small floods, larger floods* (White et al., 2012), *flood flows* (Jenkins, 2013). La terminologie employée est donc en constante évolution et les termes utilisés sont souvent sources de confusion. Il apparaît aujourd'hui nécessaire de faire un état de l'art sur cette terminologie et les concepts qu'elle recouvre et proposer des définitions que l'on puisse partager.

Il nous a également semblé indispensable de replacer les « lâchers morphogènes » dans le contexte plus large de nouveaux concepts tels que les **débites environnementaux** (*e-flows* ou *environmental flows*, Bergkamp et al., 2005 (UICN) ; Poff, 1997) ou les **débites écologiques** (European Commission, 2015).

En France, le terme de « débit morphogène » au sens « historique » (contexte naturel) a été introduit dans les Schéma directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (Sdage) à la fin des années 90, à la suite notamment du développement du concept d'espace de liberté. Il est en effet couramment admis que les processus géomorphologiques liés aux débits de crue (transport solide et érosion latérale) sont les moteurs et les garants d'un bon fonctionnement écologique, objectif majeur des Sdage, particulièrement depuis la mise en œuvre de la DCE (directive cadre européenne sur l'eau, 2000). Le concept de « débit morphogène » est depuis de plus en plus utilisé pour définir des règles de gestion d'ouvrages (barrages principalement) ayant des effets marqués sur l'hydrologie et il est fréquent aujourd'hui que des services de l'État, des syndicats de rivières ou des associations naturalistes, demandent aux gestionnaires de ce type d'ouvrage de garantir régulièrement un ou des « débit(s) morphogène(s) » pour améliorer globalement le fonctionnement de la rivière en aval. La philosophie générale de ces demandes, frappée au coin du bon sens, est simplement de dire que si l'on réintroduit des crues dans le système, il ne pourra aller que mieux. Cependant, ces demandes sont le plus souvent formulées sans objectifs

« concrets », c'est-à-dire sans que les résultats attendus de l'opération ne soient précisément définis.

La mise en œuvre de ces « lâchers morphogènes » présente un nombre important de contraintes et pourrait même dans de nombreux cas être contre-productive, voire génératrice d'impacts plus préjudiciables que ceux que l'on souhaite résorber (par exemple, envoyer des débits forts dans un tronçon ne disposant plus d'apports solides peut générer une disparition des quelques zones encore couvertes d'alluvions voire entraîner une érosion progressive).

L'impact énergétique et économique de la mise en œuvre de « débits morphogènes » est potentiellement très élevé. Outre la perte brute de production hydroélectrique, la flexibilité de l'aménagement et son optimisation financière (placement de l'énergie de pointe) peuvent aussi être affectées.

Ces demandes de plus en plus fréquentes de « débits morphogènes » se confrontent à des aspects opérationnels complexes :

- Quelles peuvent en être les conséquences positives ou négatives ?
- Quelles sont les contraintes à prendre en compte en amont et en aval (environnementales, techniques, en termes de sureté, etc.) ?
- Comment définir le débit à délivrer ? Sa durée ? Sa saisonnalité ? Sa récurrence ?
- Comment générer ce débit depuis un ou des ouvrages amont ?
- Comment adapter le débit lâché à un ou des objectifs, parfois contradictoires ?
- Comment objectiver la réussite ou l'échec de l'opération ?
- Quelles alternatives peuvent-être proposées si la délivrance d'un « débit morphogène » n'est finalement pas si pertinente ?

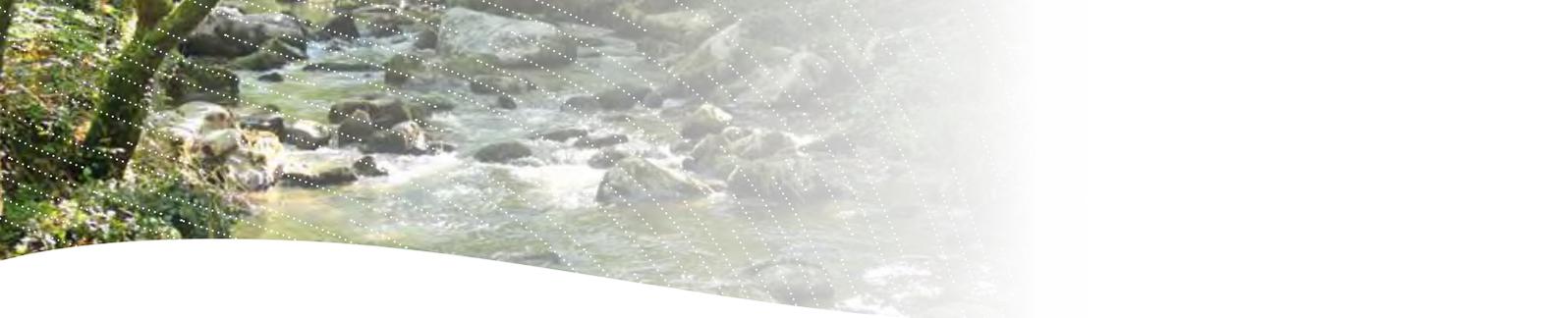
La réponse à l'ensemble de ces questions est l'objectif principal de ce guide, fruit d'une collaboration étroite entre EDF, le laboratoire Environnement ville société (EVS) du CNRS et un comité de pilotage composé de chercheurs et d'experts de divers organismes. Les propositions qui sont faites, tant sur le plan des concepts que des méthodes de dimensionnement, sont basées à la fois sur une revue très complète de la littérature scientifique sur le sujet et sur des expérimentations *in situ* sur trois cours d'eau français : la Selve, la Durance et l'Isère (Loire 2019 ; Loire *et al.*, 2019 a et b).



1

CONCEPTS ET SÉMANTIQUE ASSOCIÉE

1.1	Synthèse bibliographique	12
1.1.1	Les concepts hydrauliques et géomorphologiques « classiques » : débit critique - débit morphogène - débit dominant - débit de pleins bords, etc.	
1.1.1.1	Le débit de début de mouvement ou débit critique	12
1.1.1.2	Le débit de charriage	12
1.1.1.3	Le débit morphogène <i>sensu stricto</i> (<i>channel forming discharge</i>)	13
1.1.1.4	Le débit dominant ou débit efficace (dominant ou <i>effective discharge</i>)	13
1.1.1.5	Le débit de crue rare	13
1.1.1.6	Remarques générales	14
1.1.2	Des débits morphogènes aux lâchers morphogènes	14
1.1.2.1	Lâchers de décolmatage : <i>flushing flows</i>	14
1.1.2.2	Lâchers d'entretien : <i>maintenance flows</i>	15
1.1.2.3	Concepts associés	15
1.2	Le contexte actuel	16
1.2.1	Les différents types de lâchers d'eau depuis un barrage	16
1.2.1.1	Les lâchers morphogènes <i>sensu stricto</i>	17
1.2.1.2	Les lâchers écologiques <i>sensu stricto</i>	17
1.2.1.3	les lâchers écomorphogènes	17
1.2.1.4	Autres types de lâchers	18
1.2.2	Périmètre et objectifs des lâchers d'eau morphogènes	18



1.1 SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

1.1.1 Les concepts hydrauliques et géomorphologiques « classiques » : débit critique - débit morphogène - débit dominant - débit de pleins bords, etc.

Débit critique, débit morphogène, débit dominant, débit de pleins bords, etc. sont des concepts de base de l'hydraulique du transport solide et de la géomorphologie fluviale (Figure 1). Ils ont été pour la plupart développés depuis les années 50 dans le contexte de cours d'eau « naturels » et sont peu adaptés, nous le verrons, à celui de cours d'eau influencés par des barrages.

1.1.1.1 Le débit de début de mouvement ou débit critique

C'est le débit à partir duquel on commence à observer les **premières mises en mouvement des particules élémentaires du substrat alluvial** du lit mineur. De nombreux auteurs ont pu établir les valeurs de ce type de débit grâce à diverses méthodes de mesures *in situ* tels que le marquage de particules (peinture, aimants, RFID passifs et actifs) ou l'utilisation d'hydrophones ou de géophones etc. (Milhous 1973 ; Helland-Hansen *et al.*, 1974). Il est aussi possible de calculer ce débit à partir de données physiques, mais avec une forte incertitude (Hjulström [1935], Shields [1936], etc.).

La valeur de ce débit de début de mouvement est très variable selon les cours d'eau mais une dichotomie très nette existe entre les rivières à sable (où il peut être très bas en fréquence, en tout cas bien inférieur au module) et les rivières à gravier (où il est plutôt situé au-dessus, voire très au-dessus du module).

Ce débit est faiblement morphogène dans la mesure où il ne mobilisera, modérément, qu'une partie de la fraction la plus fine des alluvions disponibles dans le lit du cours d'eau.

1.1.1.2 Le débit de charriage

On désignera par ce terme le débit à partir duquel le substrat alluvial est mobilisé sur une épaisseur supérieure à la seule couche de surface (armure). Sur les rivières à sable le charriage total se produit une grande partie de l'année (sur des rivières dont l'hydrologie est naturelle), dès que le débit permet d'atteindre des valeurs de vitesse au fond de l'ordre de 20 à 30 cm/s (Hjulström, 1935). L'ordre de grandeur peut être de plusieurs dizaines de jours par an. Sur les rivières à gravier, le charriage généralisé est moins fréquent. L'ordre de grandeur n'est plus que de quelques jours à quelques dizaines de jours par an et très dépendant de la saisonnalité des débits sur les rivières dont l'hydrologie est naturelle.

Ce débit, bien que permettant la mobilité généralisée de différentes classes granulométriques des sédiments grossiers constituant le lit mineur des cours d'eau, n'a généralement pas encore la capacité à déplacer en masse les macroformes alluviales (bancs, dunes) ni à arracher les végétaux se développant sur les bancs alluviaux exondés la plus grande partie de l'année, si ce n'est les salicacées et herbacées pionnières de l'année situées à proximité du chenal, mais il est déjà en partie « morphogène ».

1.1.1.3 Le débit morphogène sensu stricto (channel forming discharge)

Il s'agit là d'un débit ayant à la fois la capacité de mobiliser et de faire transiter la charge de fond alluviale (migration des dunes et des bancs), mais aussi d'arracher une partie des végétaux pionniers croissant sur les bancs alluviaux exondés une partie de l'année et de générer des processus d'érosion latérale active.

C'est ce débit qui est considéré actuellement comme « morphogène » au sens où il entretient (ou restaure) sur le long terme (plusieurs dizaines d'années) la « morphologie moyenne » en travers, en long et en plan du cours d'eau. On considère généralement que ce débit correspond sensiblement aux « **pleins bords** » du lit mineur et à un débit courant dont la fréquence de retour est de 1 à 3 ans.

Le niveau de pleins bords correspond au débit pour lequel la « maintenance » du lit mineur est la plus efficace, c'est-à-dire le débit pour lequel se produit le déplacement en masse des sédiments, la formation ou l'érosion des bancs alluviaux, la formation ou la modification des sinuosités et des méandres, et plus généralement le « travail » donnant au cours d'eau ses caractéristiques morphologiques moyennes (Dunne & Leopold, 1978).

La morphogénèse induite par ce type d'évènement sera d'autant plus forte que sa durée sera importante.

N.B. Le concept de débit morphogène initialement développé pour des rivières à lit unique n'est pas adapté aux rivières à chenaux multiples ou à fort transport solide (pour plus de précisions, voir le guide « rivières en tresses », AERMC, 2019). Il semble que sur les rivières en tresses, le débit morphogène, capable par exemple de générer des changements de bras dominant au sein de la bande de tressage, se situe bien en deçà du débit de pleins bords ; il est plus près du débit de crue annuelle, voire biannuelle que du débit biennal. Par contre le débit morphogène permettant de renouveler la bande de tressage et limiter sa végétalisation est lui de l'ordre de la crue décennale.

Le concept de débit morphogène initialement développé pour des rivières à lit unique n'est pas adapté aux rivières à chenaux multiples ou à fort transport solide (pour plus de précisions, voir le guide « rivières en tresses », AERMC, 2019).

On peut noter que certains barrages écrêteurs de crue, par exemple celui de Villerest sur la Loire, sont exploités de manière à n'écrêter que les crues au-delà de la fréquence biennale (1 000 m³/s), afin de préserver les petites crues morphogènes.

1.1.1.4 Le débit dominant ou débit efficace (dominant ou effective discharge)

Ce concept est très proche (voire semblable) du précédent car le débit à pleins bords est considéré comme un débit de crue fréquent (1 à 3 ans), c'est-à-dire un débit dominant ou fréquent. Il est souvent défini comme le débit le plus efficace en termes de transport de sédiments et de « travail » morphogénique (Wolman & Miller, 1960, Benson & Thomas, 1966). Certaines approches conduisent à comparer le débit de pleins bords et le débit dominant et à considérer que l'écart entre les deux est un signe d'altération morphologique.

1.1.1.5 Le débit de crue rare

Au-delà du débit de « pleins bords », soit sensiblement à partir de la crue de fréquence 1 à 3 ans sur des lits uniques peu affectés par les aménagements ou certains usages, le surplus de débit s'écoule dans la plaine alluviale.

Lors d'évènements rares (débit supérieur à celui de la crue décennale par exemple) et de longue durée (plusieurs jours), des modifications hydromorphologiques importantes peuvent avoir lieu dans le lit mineur et dans la plaine alluviale (rescindement de plusieurs méandres d'affilée, reprise d'anciens lits abandonnés depuis des décennies, avulsions locales ou régionales). Ce type d'évènement peut être très morphogène, particulièrement s'il est accompagné d'apports solides importants. Il faut alors plusieurs années aux petites crues plus fréquentes pour restaurer les caractéristiques hydromorphologiques moyennes observées antérieurement à cet évènement rare. Cette durée de réajustement

est proportionnelle à l'intensité de la crue rare et à la durée/fréquence des « petites » crues qui suivent.

1.1.1.6 Remarques générales

Il est important de noter qu'un même débit brut peut se traduire par une activité morphogénique plus ou moins forte selon **l'intensité et la fréquence des évènements hydrologiques survenus lors des mois ou des années précédentes et du volume de charge alluviale disponible dans le bassin versant et le lit mineur**. Par exemple, un débit de $n \text{ m}^3/\text{s}$ survenant après 5 ans de faible hydraulité aura une moindre efficacité morphogénique que le même débit survenant 1 an après une crue décennale ayant arraché toute la végétation alluviale, rompu l'armure de surface et érodé des kilomètres de berges sablo-graveleuses.

Il faut souligner aussi que la durée de l'évènement est fondamentale. 1 jour de débit n sera probablement moins « morphogène » que 5 jours de débit correspondant à 0.7 ou $0.8 n$.

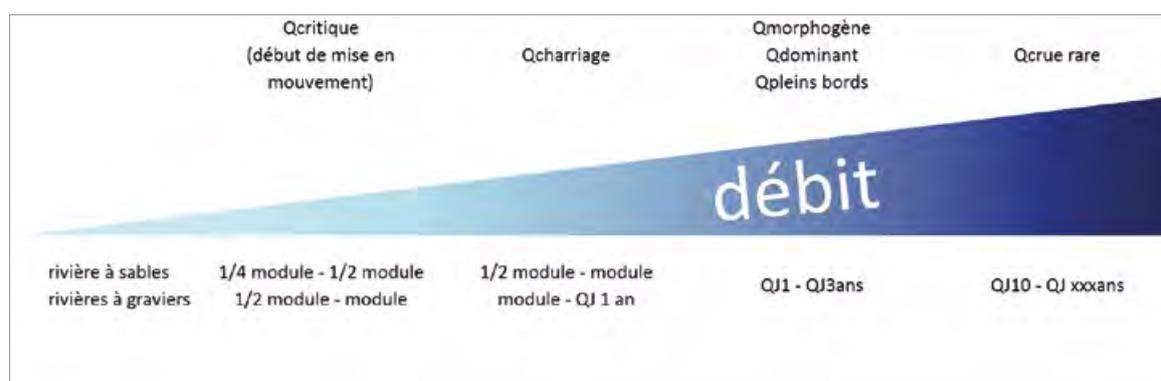


Figure 1. Illustration schématique des divers types de débits « morphogènes ».



ATTENTION

Ces éléments de connaissance très générale ne sont pas applicables en l'état au dimensionnement précis des lâchers morphogènes.

1.1.2 Des débits morphogènes aux lâchers morphogènes

Contrairement aux différents concepts présentés précédemment, un lâcher



IMPORTANT

Outre le « lâcher » volontaire d'un volume d'eau disponible dans la ou les retenues situées en amont, on considérera également comme « lâcher morphogène », une **transparence hydraulique** (par ex. pour des travaux pontuels de maintenance ou de gestion sédimentaire) du barrage car le gestionnaire devrait théoriquement dériver le débit vers une centrale hydroélectrique ou le stocker dans la retenue pour une exploitation future. Le principe est alors de laisser transiter dans le tronçon court-circuité, tout ou partie du débit entrant.

d'eau est une **action volontaire** réalisée par le **gestionnaire d'un ouvrage stockant de l'eau**.

Nous avons synthétisé les principaux concepts de « lâchers morphogènes » que l'on trouve actuellement dans la littérature scientifique.



ATTENTION

Il ne faut pas confondre *flushing flows* avec *flushing* ou *reservoir flushing*. Ces deux derniers termes correspondent en effet à des modes de gestion des barrages visant à vider les retenues de tout ou partie des sédiments qui s'y sont déposés afin de préserver la capacité du réservoir et non à générer des processus géomorphologiques dans le tronçon en aval. En français, on utilise alors le terme de « chasse ».

1.1.2.1 Lâchers de décolmatage : flushing flows

Flushing flows est le terme le plus couramment employé pour désigner un type de lâcher d'eau agissant sur les sédiments fins déposés dans le chenal à l'aval de l'ouvrage. Il est par exemple souvent utilisé pour décrire un lâcher destiné à décolmater les frayères avant la période de reproduction des poissons. Certains auteurs utilisent cependant parfois ce terme pour couvrir toute la gamme des lâchers morphogènes.

1.1.2.2 Lâchers d'entretien : maintenance flows

Le terme *maintenance flows* est généralement employé pour désigner une gestion des débits visant la mobilité des sédiments plus grossiers (processus d'érosion/dépôt), afin d'entretenir la géométrie du chenal par mobilisation des bancs alluviaux et maîtriser le développement de la végétalisation alluviale riveraine qui tend à coloniser les bancs.

1.1.2.3 Concepts associés

D'autres concepts, peu répandus cependant, apparaissent parfois dans la littérature scientifique. Ils peuvent être liés à la préservation/restauration des habitats aquatiques ou rivulaires : *habitat maintenance flows*, *beach-habitat-building flows*, *riparian maintenance flows*, au "bon" transit sédimentaire *sediment maintenance flows* ou encore simplement à une préservation de certaines caractéristiques hydrologiques, sans plus de précision : *small floods*, *medium floods*, *larger floods*, *flood flows*, *high flows*... D'autre part, la mise en œuvre de lâchers d'eau visant les plaines alluviales et les estuaires fait l'objet de plus en plus d'études, notamment dans les pays tropicaux. On parle alors de *flood pulse concept* (Junk et al., 1989 ; Junk & Wanzen, 2004).

1.2 LE CONTEXTE ACTUEL

Les demandes relatives à la réalisation de « débits morphogènes » à l'aval de barrage sont exprimées par diverses parties prenantes avec l'espoir qu'ils résoudront tous les dysfonctionnements hydromorphologiques et écologiques observés. En réalité, les « lâchers morphogènes » qu'il est possible de produire à l'aval des ouvrages ne sont pertinents que pour certains types de dysfonctionnements et leur mise en œuvre présente de nombreuses contraintes techniques, réglementaires, environnementales et sociétales.

1.2.1 Les différents types de lâchers d'eau depuis un barrage

Le schéma ci-dessous (Figure 2) présente de manière quasi exhaustive, les différents types de lâchers d'eau qu'un gestionnaire de barrage, hydroélectrique ou non, peut être amené à réaliser volontairement, pour satisfaire différents objectifs. Ils relèvent de deux concepts qui ont émergé récemment : les débits écologiques (*ecological discharge*) et les débits environnementaux (*environmental discharges*) les deux étant souvent regroupés sous le terme générique d'*e-flows*.

Les **débits écologiques**, particulièrement en Europe dans le cadre de la mise en œuvre de la DCE, désignent tout débit, délivré en permanence, nécessaire à la préservation de la diversité des biocénoses aquatiques. Afin de traiter tous les différents modes de restitution d'eau à l'aval des ouvrages, il a été décidé dans le cadre de ce guide d'intégrer ces débits écologiques aux « lâchers », bien que ces débits écologiques s'intègrent plus dans une démarche de réduction d'impact que d'amélioration de l'état.

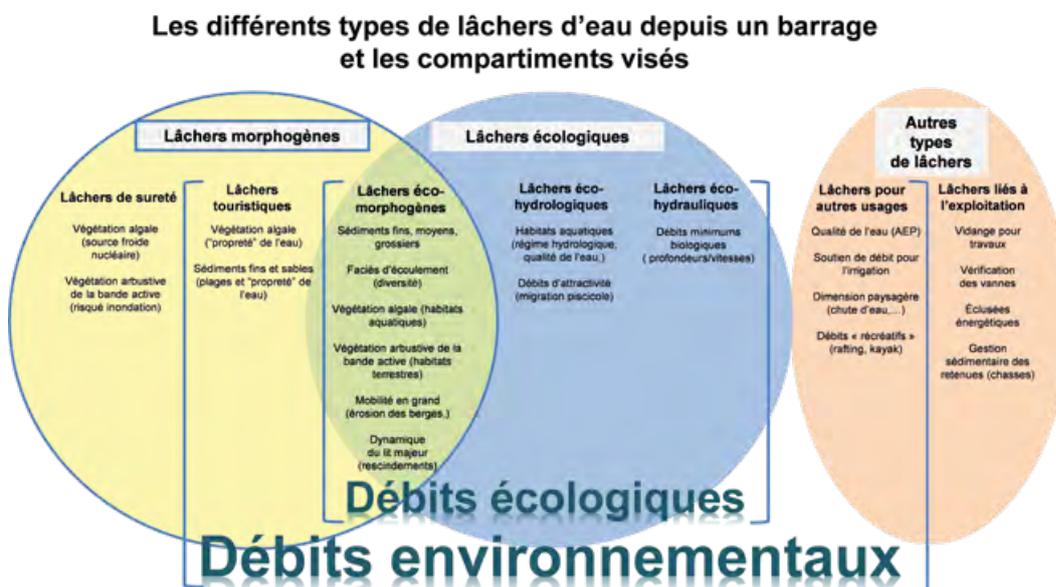


Figure 2. Les différents types de lâchers d'eau depuis un barrage.

Les **débits environnementaux** intègrent les précédents et répondent également à des objectifs plus larges tels que la qualité paysagère, les loisirs liés à l'eau, etc.

On distingue deux grands types d'objectifs des lâchers : morphogènes et écologiques, les deux présentant un champ commun qui constitue l'objet principal de ce guide. Une troisième catégorie regroupe divers objectifs liés à l'exploitation ou à la sûreté des ouvrages, des biens et des personnes.

1.2.1.1 Les lâchers morphogènes sensu stricto

Certains lâchers morphogènes sensu stricto (c'est-à-dire ayant des effets sur la morphologie du cours d'eau en aval) sont réalisés pour assurer des objectifs non strictement « écologiques ».

- Les lâchers de sûreté

Un exemple récent concerne le programme de lâchers morphogènes visant la réduction des volumes d'algues et/ou de macrophytes présentes sur la rivière Ebre en Espagne, volumes qui empêchent notamment la bonne alimentation en eau froide des centrales nucléaires présentes le long du cours d'eau (Batalla *et al.*, 2014).

- Les lâchers à des fins touristiques

Des lâchers morphogènes peuvent également être réalisés pour des besoins touristiques. Par exemple, sur le Colorado (Powel, 2002), même si les lâchers réalisés ont plusieurs objectifs, l'un des principaux est de permettre la re-création de bancs de sable disparus depuis des années suite à la rétention sédimentaire dans les barrages amont. Les lâchers doivent favoriser hydrauliquement la remise en suspension des sables apportés par les affluents et leur redépôt sur les parties hautes des marges fluviales, pour permettre aux touristes de bénéficier de plages lors de leur descente en raft.

1.2.1.2 Les lâchers écologiques sensu stricto

Certains types de lâchers, **sans qu'ils soient morphogènes**, visent directement à réduire les impacts liés à l'artificialisation de l'hydrologie, et *in fine* à tenter de favoriser un meilleur fonctionnement écologique en aval des barrages.

- Les lâchers éco-hydrauliques

Depuis plusieurs décennies déjà, des débits minimums biologiques sont délivrés par les barrages sur les tronçons de rivières court-circuités par des dérivations hydroélectriques. Ils visent à restaurer la gamme de hauteurs d'eau et de vitesses d'écoulement au niveau des habitats du chenal.

- Les lâchers éco-hydrologiques

C'est à partir de la fin des années 1990 que l'idée de la restauration globale d'un régime hydrologique (et non plus seulement de débits minimums) a progressivement vu le jour. L'objectif est ici de restaurer les processus écologiques dans la rivière et sur ses marges, ainsi que les habitats aquatiques dans leur ensemble. Le principe est de se rapprocher des gammes de débits naturels, de l'étiage aux événements de crue en passant par la mise en œuvre de « débits d'appel » favorisant la montaison des poissons. Les lâchers éco-hydrologiques agissent sur le régime du débit, sa variabilité saisonnière notamment.

1.2.1.3 Les lâchers écomorphogènes

Enfin, certains types de lâchers, dits morphogènes, de plus en plus fréquents au cours des dernières décennies, visent à réduire les impacts morphologiques à l'aval des ouvrages, et *in fine* à améliorer la qualité globale des milieux aquatiques, en agissant sur la morphologie du chenal. Ceux visant la restauration de la reproduction piscicole ou la restauration des habitats aquatiques sont de loin les plus nombreux. Certains visent à « délimoner » ou dessabler le substrat graveleux des zones de reproduction ou de grossissement de certaines espèces piscicoles. Petit à petit ont été envisagés d'autres objectifs tels que l'amélioration des habitats via la réactivation de processus géomorphologiques : érosion des berges, reprise des sédiments apportés par les affluents, maîtrise du développement de la végétation aquatique ou rivulaire. Enfin, certains lâchers, de plus forte intensité encore, sont parfois réalisés pour restaurer des zones humides en lit majeur, voire régénérer la forêt alluviale (Acreman, 2000).

Nous appellerons donc « **lâchers écomorphogènes** », les lâchers morphogènes répondant à des objectifs principalement écologiques.

1.2.1.4 Autres types de lâchers

Certains types de lâcher d'eau sont parfois réalisés pour répondre à d'autres objectifs.

- Les lâchers répondant à d'autres usages

Ces lâchers correspondent à des opérations assez « classiques » destinées à améliorer la qualité de l'eau en aval (pour l'eau potable notamment), soutenir l'irrigation ou le refroidissement de centrales nucléaires, conserver assez d'eau sur une chute d'eau naturelle (dimension paysagère), fournir des conditions de débit permettant la pratique des sports d'eau vive, etc..

- Les lâchers d'exploitation

Ces lâchers d'eau relèvent de la gestion des barrages.

On distingue notamment des lâchers préalables à des opérations de maintenance des organes de contrôle (on parle alors généralement de vidanges), des vidanges obligatoires pour les inspections, des lâchers énergétiques (éclusées).

Ces lâchers ne sont pas ou peu morphogènes dans la mesure où ils n'affectent que rarement la morphologie du lit ou son substrat mais il arrive que certains le soient, sans intention initiale (les lâchers pour les sports d'eau vive notamment), générant parfois des vitesses qui mobilisent certaines classes granulométriques du substrat alluvial.

1.2.2 Périmètre et objectifs des lâchers d'eau morphogènes

Si l'on s'en réfère aux dernières données fournies par la France dans le cadre de la mise en œuvre de la DCE (2015), plus de 55 % des masses d'eau de surface sont dans un **état écologique** dégradé ou très dégradé. Pour un grand nombre de ces masses d'eau de surface, le principal obstacle au bon état écologique est un problème de **dysfonctionnement hydromorphologique** et donc de **qualité des habitats aquatiques et rivulaires**.

Rappelons qu'un bon fonctionnement hydromorphologique est caractérisé par une grande diversité de faciès d'écoulement, des berges naturelles, des bancs alluviaux mobiles, une ripisylve variée, des annexes hydrauliques fonctionnelles et, surtout, une **dynamique fluviale la plus libre et active possible**, conduisant à une grande diversité d'habitats aquatiques et rivulaires indispensable aux biocénoses fluviales. C'est par l'intermédiaire de ces habitats notamment, que l'hydromorphologie influence positivement le compartiment biologique.

L'hydrologie, et particulièrement le régime des crues, est l'un des composants majeurs du « **moteur hydromorphologique** ».

La mise en œuvre de « lâchers morphogènes » à l'aval de certains ouvrages doit permettre de réduire les impacts ou de restaurer, lorsque cela est possible et pertinent, ce composant du « moteur hydromorphologique ». Attention cependant, de nombreux autres compartiments de l'hydrosystème peuvent être altérés par d'autres actions anthropiques (chenalisation, extractions de granulats, etc.). Par conséquent, les « lâchers morphogènes » ne peuvent avoir comme ambition maximale que de rechercher les fonctionnalités écologiques encore atteignables dans un contexte multi-pressions donné (Figure 3).



Figure 3. Schéma conceptuel du périmètre d'action des lâchers morphogènes.





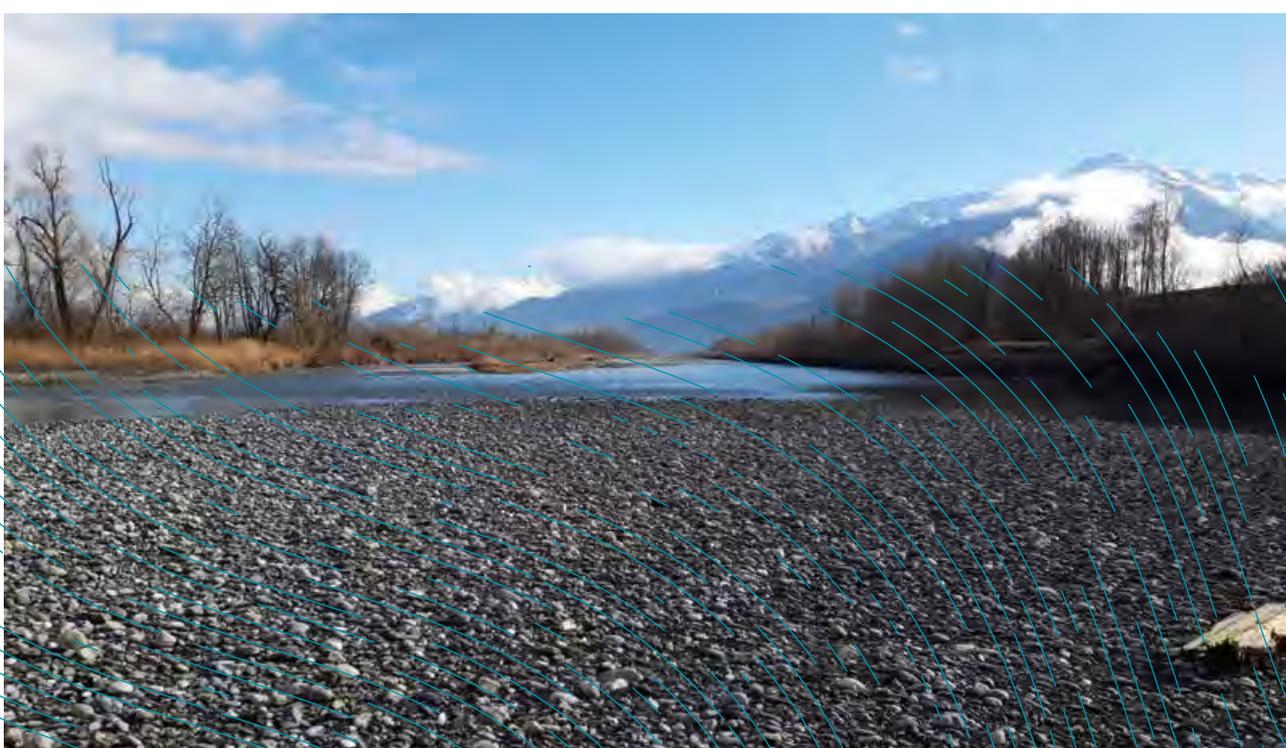
© G. Melun - OFB

2

PROTOCOLE DE MISE EN ŒUVRE DES LÂCHERS MORPHOGÈNES

	Déroulé général	24
2.1	Étape 1 : diagnostic d'état	28
	2.1.1 Les principaux dysfonctionnements hydromorphologiques et écologiques potentiellement atténuables par des lâchers morphogènes	30
	2.1.1.1 Le substrat alluvial grossier (micro habitats)	30
	2.1.1.2 Le lit mineur et la bande active	37
	2.1.1.3 Le lit majeur	39
	2.1.2 Synthèse des dysfonctionnements potentiels les plus fréquents	39
2.2	Étape 2 - Définition et partage d'objectifs et d'indicateurs de réussite	40
	2.2.1 Objectifs les plus fréquemment recherchés	40
	2.2.2 Évaluation de la réussite d'un lâcher morphogène	41
	2.2.2.1 Généralités concernant le suivi	41
	2.2.2.2 Exemples d'indicateurs géomorphologiques	43
	2.2.2.3 Exemples d'indicateurs biologiques	48
2.3	Étape 3 - Dimensionnement du/des lâchers(s)	52
	2.3.1 Généralités	52
	2.3.1.1 Nécessité d'une gestion adaptative	52
	2.3.1.2 Les différents paramètres à dimensionner	53
	2.3.2 Méthodes de dimensionnement	53
	2.3.2.1 Décolmatage superficiel	54
	2.3.2.2 Dessablement	56
	2.3.2.3 Désalgage du périphyton	58
	2.3.2.4 Mobilité des substrats grossiers	60
	2.3.2.5 Désalgage des macrophytes, hélophytes, etc.	61
	2.3.2.6 Arrachement de la végétation alluviale	63
	2.3.2.7 Mobilité des macroformes / érosion des berges	66
	2.3.2.8 Dynamique fluviale à l'échelle d'un corridor - rescindements de méandres – inondation de la plaine alluviale	68
2.4	Étape 4 - Premier bilan au filtre des contraintes	70
	2.4.1 Encadrement réglementaire	70
	2.4.1.1 L'encadrement des lâchers d'eau morphogènes pour les installations sous le régime de l'autorisation	70
	2.4.1.2 L'encadrement des lâchers d'eau morphogènes pour les installations sous le régime de la concession	72
	2.4.1.3 Dispositions communes aux lâchers d'eau morphogènes	72
	2.4.2 Contraintes techniques au niveau du barrage et de son réservoir	73
	2.4.2.1 Règles d'exploitation et ressources humaines	73

2.4.2.2	Disponibilité du volume d'eau	73
2.4.2.3	Contraintes environnementales et sociétales au niveau de la retenue	74
2.4.2.4	Contraintes dimensionnelles des organes de délivrance du débit de lâcher	75
2.4.3	Contraintes environnementales en aval de l'ouvrage	75
2.4.3.1	Contraintes géomorphologiques	76
2.4.3.2	Contraintes biologiques	76
2.4.4	Contraintes sociétales et socioéconomiques	79
2.4.4.1	Risque inondation / érosion	79
2.4.4.2	Le partage de l'eau	80
2.4.4.3	L'acceptation par les acteurs des territoires... et les exploitants des barrages	80
2.4.4.4	Enjeux financiers	80
2.5	Étape 5 - Procédure de déclenchement	82
2.5.1	Description de l'état initial	82
2.5.2	Détermination des critères de déclenchement	82
2.6	Étape 6 - Mise en œuvre du lâcher	84
2.6.1	Organisation du lâcher	84
2.6.1.1	Analyse de risque	84
2.6.1.2	Procédure d'information	85
2.6.1.3	Logistique du lâcher	86
2.6.2	Mesures effectuées pendant le lâcher	86
2.7	Étape 7 - Bilan général de l'efficacité du lâcher	87
2.8	Solutions complémentaires ou alternatives	88
2.8.1	Solutions complémentaires	88
2.8.2	Solutions alternatives	88
2.8.2.1	Décolmatage superficiel	89
2.8.2.2	Dessablement	89
2.8.2.3	Désalgage périphyton	90
2.8.2.4	Mobilité des substrats grossiers et décolmatage interstitiel, désalgage macrophytes	90
2.8.2.5	Arrachage de la végétation pionnière de moins de deux ans	90
2.8.2.6	Mobilité des macroformes	92
2.8.2.7	Arrachage de la végétation alluviale de plus de deux ans	92



DÉROULÉ GÉNÉRAL

La procédure d'élaboration d'un projet de lâcher morphogène à l'aval d'un barrage comprend **sept étapes principales présentées ci-après** sous la forme d'un logigramme (Figure 4).

Ces différentes étapes doivent être réalisées **en concertation étroite** avec toutes les parties prenantes. Il est fondamental de noter ici que **le passage aux étapes 2, 3, 5, et 6 ne sera possible que si l'étape précédente a été discutée et validée par tous**. De même, le bilan de l'étape 7 et le passage soit à une routine, soit à un retour à certaines des étapes précédentes devra être partagé et validé par toutes les parties prenantes.

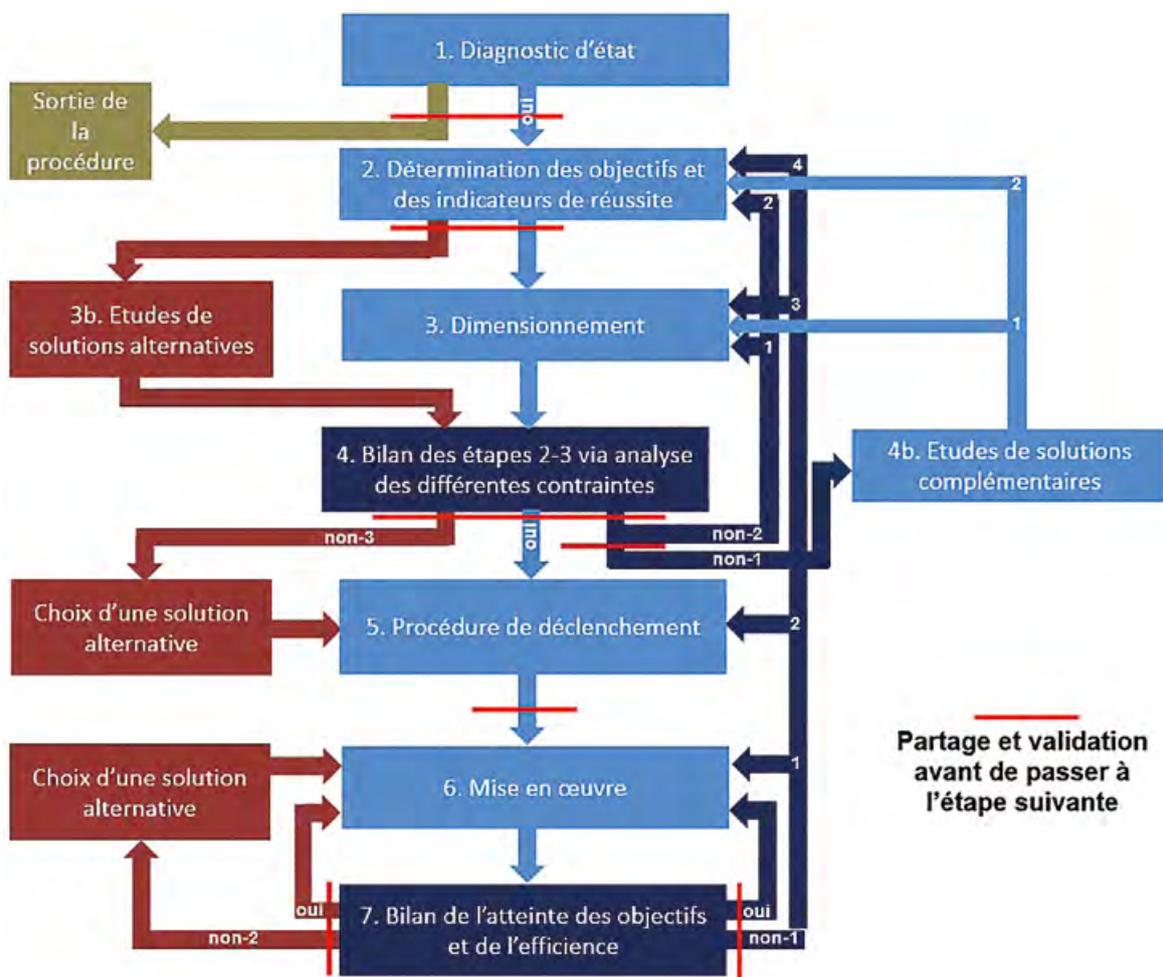


Figure 4. Logigramme conceptuel des 7 étapes d'élaboration d'un projet de lâchers morphogènes.

Le principe de mise en œuvre du logigramme est décrit ci-après.

Étape 1 - Diagnostic d'état.

On réalise un diagnostic de l'état hydromorphologique et écologique général du tronçon concerné par le projet de lâchers morphogènes. Au terme de ce diagnostic d'état, celui-ci est partagé et validé par toutes les parties prenantes. Trois objectifs sont assignés à ce diagnostic d'état :

- identifier tous les dysfonctionnements hydromorphologiques et écologiques présents dans le tronçon concerné (il sera indispensable de décrire les indicateurs utilisés pour ce travail) ;
- évaluer quelle part des dysfonctionnements observés est imputable aux modifications hydrologiques et sédimentaires induites par le barrage ;
- déterminer parmi les dysfonctionnements observés, et au regard du contexte hydrosédimentaire local, ceux qui pourraient être atténués, voire résorbés par des lâchers d'eau morphogènes.

N.B. Au terme de cette étape de diagnostic, il peut être décidé par toutes les parties que les dysfonctionnements observés ne sont pas liés à la modification de l'hydrologie ou du transport solide induite par la présence du barrage et qu'aucune amélioration ne peut être attendue par la mise en œuvre de lâchers morphogènes. On sort alors de la procédure pour aller vers une étude de solutions techniques visant à remédier à ces dysfonctionnements.

Étape 2 – Détermination des objectifs et des indicateurs de réussite.

Le diagnostic d'état étant validé, on détermine quels sont les objectifs visés par le lâcher morphogène (ex : décolmatage du substrat, arrachement des jeunes pousses de végétation alluviale, etc.). **Les objectifs sont, dès cette étape, quantifiés via des indicateurs de réussite** (ex : on vise le décolmatage d'au moins 30 % de la superficie du lit, le dessablement d'au moins 50 % du tronçon, l'arrachement d'au moins 50 % des jeunes pousses de l'année de salicacées dans la bande active, etc.). Le partage et la validation de ces indicateurs de réussite sont primordiaux car ce sont eux qui vont déterminer le dimensionnement « idéal » du lâcher réalisé lors de l'étape 3 et également permettre de vérifier si ces objectifs sont atteints ou non suite à l'opération (étape 7).

Étape 3 :

Étape 3.a - Dimensionnement. Il s'agit, pour la première mise en œuvre de cette étape 3, de déterminer (par calculs simples, modélisations diverses, REX de cas similaires, etc.) le dimensionnement d'un lâcher « idéal » qui permettrait d'atteindre les objectifs fixés en 2. À ce stade, on ne tient compte d'aucune contrainte (ex. pour atteindre les objectifs quantifiés fixés en 2, il faut $n \text{ m}^3/\text{s}$ pendant n heures).

Étape 3b - Étude de solutions alternatives.



ATTENTION

Ce dimensionnement est généralement entaché d'une assez grande incertitude prédictive car ni les calculs ni même la modélisation numérique ou physique de processus tels que le transport solide ou l'arrachement des végétaux ne sont à ce jour fiables à 100 %. L'objectif est de fournir ici des ordres de grandeur des processus attendus.

Outre l'étude de dimensionnement de lâchers d'eau, on s'attachera à évaluer si des solutions alternatives peuvent éventuellement permettre d'atteindre les objectifs fixés en 2 ou sont nécessaires en complément de lâchers pour assurer leur réussite (ex. : un arrachage mécanique de la végétation alluviale, un pâturage des milieux riverains concernés par des animaux, etc.).

N.B. Il faut noter ici que les solutions alternatives ont pour défaut de n'être souvent que "sectorielles" (c'est-à-dire n'agissant que sur un seul compartiment) là où un lâcher peut être plus « intégrateur » (il peut par exemple à la fois arracher la végétation pionnière ET contribuer à la recharge sédimentaire par érosion latérale...)

Étape 4 - Bilan des étapes 2 et 3 via l'analyse des contraintes et des coûts.

C'est le premier des deux bilans de la procédure. Il vise notamment à valider ou non le dimensionnement déterminé en 3a ou éventuellement la solution alternative proposée en 3b. (ex: il n'est pas possible d'atteindre le débit du lâcher « idéal » car la taille des vannes ne le permet pas, il n'est pas possible d'atteindre la durée du lâcher « idéal » car le volume du réservoir n'est pas suffisant, etc.). En plus des diverses contraintes techniques, sociétales, environnementales, de sécurité des personnes, etc. ce bilan permet aussi de vérifier le **niveau d'efficacité** (rapport cout/efficacité) de l'opération de lâcher par rapport à une éventuelle solution alternative.

Au terme de ce bilan, 4 solutions sont envisageables. En dehors de l'option OUI, les 3 autres options doivent être mises en œuvre dès l'étape précédente. Les itérations peuvent être réalisées plusieurs fois jusqu'à l'obtention d'une solution adaptée qui permette de passer à l'étape 5 :

- OUI. Passer à l'étape 5 si le dimensionnement « idéal » est réalisable et si l'analyse de l'efficacité du lâcher par rapport à des solutions alternatives est confirmée ;
- NON-1. C'est la première option à analyser, sauf cas particulier (voir NON-3). Déterminer quelles **mesures complémentaires** au dimensionnement initial permettraient d'atteindre les objectifs fixés en (2) tout en intégrant les différentes contraintes (ex. : arrachage mécanique de la végétation sur certains sites où les débits seuls seraient insuffisants). Repasser au dimensionnement (3) ou remonter à l'étape (2) ;
- NON-2. Revenir à l'étape 3 et déterminer si un autre dimensionnement, compte tenu des contraintes, permettrait néanmoins d'atteindre les objectifs fixés en 2. Sinon, revenir à l'étape 2 et réviser à la baisse les objectifs puis à l'étape 3 pour redimensionner le lâcher avec ces nouveaux objectifs ;
- NON-3. Choisir une solution alternative parmi celles recensées en 3b. Si cette option est choisie, les étapes 5, 6 et 7 sont réalisées sur la base de cette solution alternative, d'où la flèche qui part vers l'étape 5.

N.B. Cette solution alternative peut être proposée comme première option s'il est avéré que celle-ci présente des contraintes (environnementales, de sécurité, financières, etc.) notablement plus faibles que la solution d'un lâcher. Cette décision doit être prise en étroite collaboration avec toutes les parties prenantes.

Étape 5 - Procédure de déclenchement de l'opération (un lâcher ou une solution alternative).

Cette phase doit permettre de déterminer, sur la base de critères objectifs, à quel moment l'opération doit être mise en œuvre. Il s'agira principalement de critères quantitatifs directement associés aux dysfonctionnements observés (ex.: on déclenche si le niveau de colmatage moyen des radiers atteint 3 sur une échelle de 1 à 5, si la superficie végétalisée par de jeunes pousses de salicacées atteint 30 % du lit moyen, etc.).

Cette étape repose sur :

- la description d'un état initial ;
- la détermination des critères de déclenchement : choix des indicateurs et des seuils de déclenchement ;
- leur réévaluation si nécessaire car il n'est pas rare que les critères de déclenchement soient réévalués au terme de l'étape 7.

Étape 6 - Mise en œuvre.

À ce stade de la procédure, on passe à la mise en œuvre de l'opération, qu'il s'agisse d'un lâcher ou d'une solution alternative.

Étape 7 - Bilan de l'atteinte des objectifs et évaluation de l'efficacité de l'opération.

Cette deuxième étape de bilan va permettre de faire le point sur la réussite de l'opération, via l'analyse des indicateurs de réussite.

Au terme de ce bilan, 3 solutions sont envisageables :

- OUI. Le bilan est positif, les objectifs sont atteints avec une efficacité acceptable. On passe alors à une « **routine** » de mise en œuvre récurrente basée sur les critères de déclenchement définis en 5 ;
- NON-1. La mise en œuvre du lâcher (ou de la solution alternative) n'a pas permis d'atteindre les objectifs fixés en 2. On peut alors revenir à certaines étapes précédentes, depuis une nouvelle mise en œuvre (étape 6), si par exemple il est avéré que la première a été mal réalisée ou l'a été dans des conditions qui n'étaient pas optimales et qui expliquent la non atteinte des objectifs, jusqu'à la redéfinition d'objectifs et d'indicateurs de réussite (étape 2) ;



ATTENTION

Le processus d'itération doit être limité en nombre, notamment pour ce qui concerne la mise en œuvre. Ce point doit être débattu avec les parties prenantes lors du bilan mais il est couramment admis que 1 à 3 mises en œuvre expérimentales suffisent pour avoir une idée assez précise de l'efficacité de l'opération.

- NON-2. S'il n'est toujours pas possible d'atteindre les objectifs fixés, même révisés à la baisse, on retient une autre solution opérationnelle et à sa mise en œuvre.



2.1 ÉTAPE 1 - DIAGNOSTIC D'ÉTAT

Cette étape est **fondamentale** car elle doit mettre en lumière les dysfonctionnements observables dans le tronçon de rivière potentiellement affecté par un ouvrage hydroélectrique et en particulier ceux que l'on soupçonne d'être liés, plus ou moins directement, aux modifications de l'hydrologie et du transport solide induites par la présence et le mode de gestion de l'ouvrage. Les indicateurs du diagnostic d'état permettent en outre de caractériser l'état initial pour le suivi post-lâcher.



ATTENTION

Ce diagnostic d'état doit être partagé et validé par les parties prenantes impliquées dans le projet de lâcher morphogène car c'est sur la base des impacts observés, et si possible quantifiés, que seront définis les objectifs et résultats attendus du lâcher.

- Périmètre géographique du diagnostic

Le diagnostic d'état doit être réalisé sur le linéaire du cours d'eau en aval du barrage potentiellement impacté par une modification importante du régime hydrologique et sédimentaire, et notamment des crues naturelles. Il est difficile de donner une limite aval théorique de ce périmètre qui soit générique mais nous proposons de considérer qu'elle peut se situer au niveau de la confluence d'un affluent « significatif » (selon expertise locale), c'est-à-dire contribuant à *minima* à au moins 30 % du débit de crue annuel naturel à la confluence (pour simplifier on peut prendre le premier affluent dont la surface de bassin versant représente au moins 30 % de la superficie totale du bassin à la confluence).

- Objectifs de cette étape de diagnostic

L'objectif du diagnostic est d'identifier les dysfonctionnements hydromorphologiques et écologiques du cours d'eau qui seraient principalement liés à des modifications de l'hydrologie du cours d'eau, et éventuellement de son transport solide, et qui pourraient être potentiellement résorbés ou réduits par des lâchers morphogènes.



RAPPEL

Les barrages sont à l'origine d'une altération des débits liquides (hydrologie) et solides (sédiments) pouvant entraîner des dysfonctionnements. Un grand nombre de ces dysfonctionnements hydromorphologiques et écologiques constatés aujourd'hui sur les rivières ne relèvent cependant pas de l'unique présence des barrages (voir l'introduction) mais sont dus à un contexte de pressions multiples.

- À l'échelle des bassins versants :
 - modification de l'hydrologie liée aux variations climatiques anciennes (fin du petit âge glaciaire au milieu du 19^e siècle) et en cours ;

– réduction des apports solides grossiers liée aux mêmes causes climatiques que ci-dessus, souvent couplées à une forte déprise agro-sylvo-pastorale dans les montagnes qui a favorisé la reprise de la végétalisation naturelle et la réduction drastique des processus d'érosion producteurs de charge grossière. On peut y ajouter les travaux importants réalisés par les services RTM (restauration des terrains en montagne) pour bloquer volontairement tant les processus d'érosion (végétalisation active de certains bassins versants) que les processus de transfert (« corrections » torrentielles, pièges à sédiments etc.).

- Dans les cours d'eau eux-mêmes

Deux grands types d'interventions anthropiques réalisées dans les lits fluviaux ont généré des impacts hydromorphologiques encore très prégnants sur de nombreux cours d'eau français : la **chenalisation** et l'**extraction massive de matériaux alluvionnaires**.

Ces impacts hydromorphologiques, et indirectement écologiques, observables sur de nombreux cours d'eau qui sont aussi concernés par la présence de barrages, ne seront pas résorbés, voire seront aggravés (si un déficit sédimentaire lié aux extractions est déjà présent) par des lâchers morphogènes.

> La chenalisation (endiguements, protection de berges, rectification du lit mineur, rescindement de méandres, etc.)

Suite à des décennies, voire des siècles, de chenalisations excessives, souvent à vocation agricole (remembrement, réduction de la fréquence de débordement, facilitation de l'exploitation par linéarisation des parcelles), des dizaines de milliers de kilomètres de cours d'eau français ne présentent plus aujourd'hui un bon fonctionnement hydromorphologique (Figure 5). Chaque type d'intervention a induit une grande variété d'altérations et de dysfonctionnements morpho-écologiques selon le type de cours d'eau touché, le linéaire affecté, l'ancienneté et l'ampleur des travaux. De plus, de nombreux tronçons sont caractérisés par des interventions « multiples » : rectification **plus** recalibrage **plus** endiguement, etc (Figure 5).



Figure 5. Exemple de rivières chenalisées (ici rectifiées, recalibrées et dont les berges sont protégées).

> Les extractions anciennes de granulats en lit mineur/majeur

Si les extractions de matériaux alluvionnaires dans les lits mineurs des cours d'eau existent depuis des siècles, la période d'après-guerre (à partir de 1950 environ) a connu une explosion industrielle de ce type d'exploitation. Des millions de m³ de sables, graviers, galets (soit souvent des décennies, voire des siècles d'apports sédimentaires grossiers naturels) ont été extraits des cours d'eau, pour la reconstruction initialement puis dans le cadre de l'urbanisation intensive consécutive à l'exode rural. Cette exploitation de la « manne » alluviale dans la bande active des cours d'eau n'a cessé que lorsque celle-ci a été totalement épuisée (comme sur la Loire dans le Forez) ou que la réglementation locale (certains arrêtés préfectoraux comme sur l'Orb ou l'Hérault dans les années 70) ou nationale (arrêté ministériel de septembre 1994) l'a interdite (Figure 6).



Figure 6. Exemples d'extractions de granulats en lit mineur.



ATTENTION

Les mesures *in situ* réalisées à l'aval d'un ouvrage hydroélectrique lors de l'étape du diagnostic d'état, puis lors des campagnes de description de l'état initial peuvent être dangereuses (montées des eaux, fortes vitesses d'écoulement, etc.). Elles nécessitent une **procédure de sécurité particulière liée au fonctionnement des ouvrages hydroélectriques**. Celle-ci est détaillée au chapitre « mise en œuvre du lâcher ».

2.1.1 Les principaux dysfonctionnements hydromorphologiques et écologiques potentiellement atténuables par des lâchers morphogènes

L'objectif de ce chapitre est de lister les principaux dysfonctionnements hydromorphologiques et écologiques observables en rivière et dont l'atténuation, voire la résorption, pourraient être possibles via des lâchers morphogènes. Ce sont ces dysfonctionnements que l'on retrouve le plus souvent dans la littérature scientifique sur le sujet (Tableau 1).

Ces dysfonctionnements sont présentés en différenciant 3 grands compartiments morphologiques ou morpho-écologiques (c'est-à-dire la morphologie traduite en habitats pour les biocénoses aquatiques ou riveraines), qui représentent 3 échelles emboîtées du fonctionnement des cours d'eau. Plus on va vers le lit majeur et les processus géomorphologiques associés, plus les débits et les durées des lâchers devront être élevés.

Un certain nombre de méthodologies de description et de quantification de ces dysfonctionnements est présenté au chapitre concernant le suivi scientifique des lâchers morphogènes et l'évaluation de l'atteinte des objectifs visés, via des indicateurs de réussite.

2.1.1.1 Le substrat alluvial grossier (*micro habitats*)

Le substrat alluvial (soit le niveau micro-habitat en termes de morpho-écologie) est le compartiment qui a historiquement été le plus souvent concerné, et continue à l'être, par les expérimentations et études diverses sur les lâchers morphogènes. Il a été subdivisé en trois sous-compartiments qui se traduiront généralement par des gammes de débits/durées croissantes de lâchers morphogènes car ils concernent trois grandes catégories de sédiments :

- les argiles et surtout les limons pour les dysfonctionnements liés au colmatage interstitiel ;
- les sables pour l'ensablement ;
- les graviers pour tout ce qui concerne les problématiques de stabilité de l'armure, de colmatage interstitiel et de surdéveloppement du périphyton.

Tableau 1. les compartiments à analyser et les dysfonctionnements potentiels les plus « classiques »

Compartiment morphologique visé	Substrat alluvial grossier			Lit mineur et bande active	Lit majeur
Compartiment morpho-écologique visé	Micro habitats			Méso habitats aquatiques et rivulaires + végétation alluviale	Habitats aquatiques et terrestres du lit majeur
Principaux dysfonctionnement morphologiques	Colmatage superficiel des substrats grossiers	Enlèvement du lit mineur	* Stabilisation excessive des sédiments grossiers (armure + sous-couche) * colmatage interstitiel	Simplification des macroformes, fixation des bancs, fixation en plan du cours d'eau	Perte des processus morphogéniques en lit majeur
					
Principaux dysfonctionnement morpho-écologiques associés	Perte de fonctionnalité des frayères. Remplacement des habitats graveleux par des habitats limoneux.	Perte de fonctionnalité des frayères et des habitats benthiques. Remplacement des habitats graveleux par des habitats sableux.	* Mauvais échanges hyporhéiques * perte d'habitabilité des substrats	sur-végétalisation de la bande active, vieillissement des formations végétales, réduction des apports solides liés à l'érosion latérale.	vieillessement voire disparition des annexes fluviales.
Principaux dysfonctionnement écologiques associés	Perte de reproduction des espèces lithophiles, développement de bioécènes limicoles.	Perte de reproduction des espèces lithophiles, développement de bioécènes psammophiles.	* Perte/non régénération des bioécènes des substrats graveleux modales * perte des capacités d'autopurification * développement excessif du périphyton et des macrophytes.	perte de biodiversité végétale et animale (uniformisation des communautés, perte de richesse), perte de résilience des communautés. Développement excessif de la végétation alluviale terrestre.	perte de biodiversité végétale et animale, perte de zones refuges (donc de résilience des écosystèmes), perte de diversité spécifique aux annexes hydrauliques, réduction de productivité.
Autres enjeux ou risques associés			dégradation des relations nappe/rivière. Perte de qualité AEP.	aggravation des risques d'inondation par surcharge sédimentaire (apports affluents) ou sur-végétalisation du lit.	

Le colmatage superficiel fin des substrats grossiers

- Définition – processus géomorphologiques

Les apports massifs de sédiments fins (argiles, limons, sables très fins), d'origine minérale ou organique (vases), sont un phénomène universellement observé et reconnu comme une source majeure de perturbation des cours d'eau (Waters, 1995, Descloux et al., 2010). Ces apports intenses peuvent être liés à des processus naturels d'érosion de versants géologiquement fragiles (terres noires des Alpes du sud par exemple) mais aussi à l'érosion de terres agricoles, à l'extraction de granulats en rivière, aux exploitations minières (comme cela est observé en Guyane actuellement) etc. Lorsque ces apports sont excessifs par rapport à la capacité des cours d'eau récepteurs à les évacuer, ils se déposent dans les lits mineurs et dans la bande active et viennent colmater les substrats alluviaux préexistants, généralement plus grossiers.

Les barrages, à vocation hydroélectrique ou non, par la modification du régime hydrologique qu'ils induisent généralement et la perturbation du flux sédimentaire, peuvent contribuer à accentuer cette sédimentation fine ou favoriser son stockage en fond de lit.

On distingue deux types de colmatage (Figure 7). Lorsque le dépôt de sédiments fins reste en surface ou dans les interstices entre les grains les plus grossiers du substrat alluvial en place, on parle de **colmatage externe ou superficiel** (Figure 8). Lorsqu'ils s'infiltrent plus profondément dans l'épaisseur des alluvions grossières (dans la sous-couche), on parle de **colmatage interne ou interstitiel**, qui est un phénomène plus grave d'un point de vue écologique (voir *Stabilisation excessive des sédiments grossiers colmatage interstitiel, développement excessif du périphyton*, p.33).

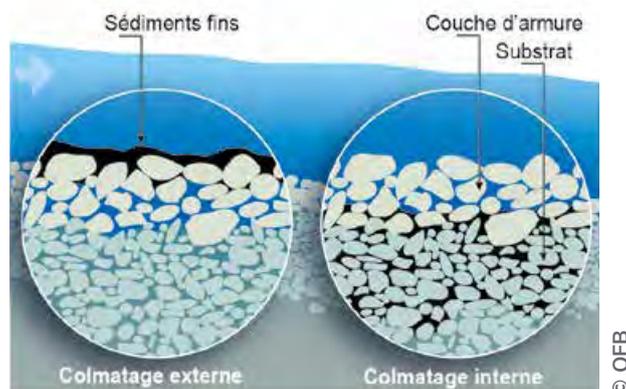


Figure 7. Les deux types de colmatage.



ATTENTION

L'intensité du colmatage peut être très variable dans l'espace (le long d'un tronçon de cours d'eau) et dans le temps (saisonnalité naturelle plus événements liés à la gestion des barrages amont. Il est donc **très** important dans le cadre du diagnostic, de mener plusieurs campagnes de reconnaissance.

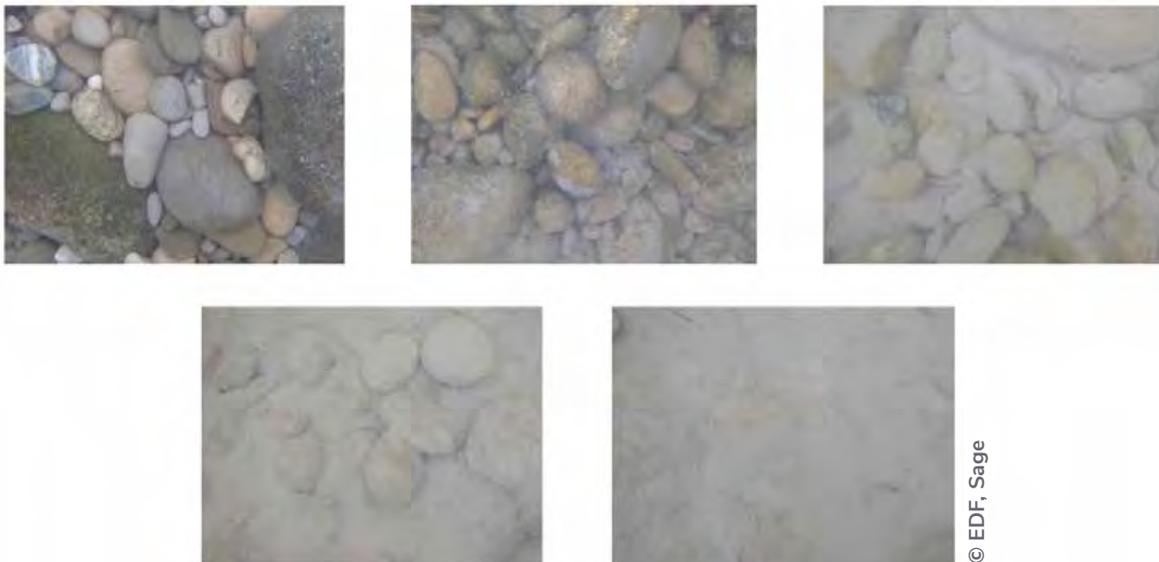


Figure 8. Exemples de niveaux de colmatage minéral superficiel.

- Dysfonctionnements morfo-écologiques associés

Le dysfonctionnement principal est ce que nous appelons le **colmatage superficiel**. Il se traduit par un dépôt plus ou moins épais de sédiments fins qui laisse toutefois généralement apparaître encore les alluvions grossières sous-jacentes.

- Dysfonctionnements écologiques associés

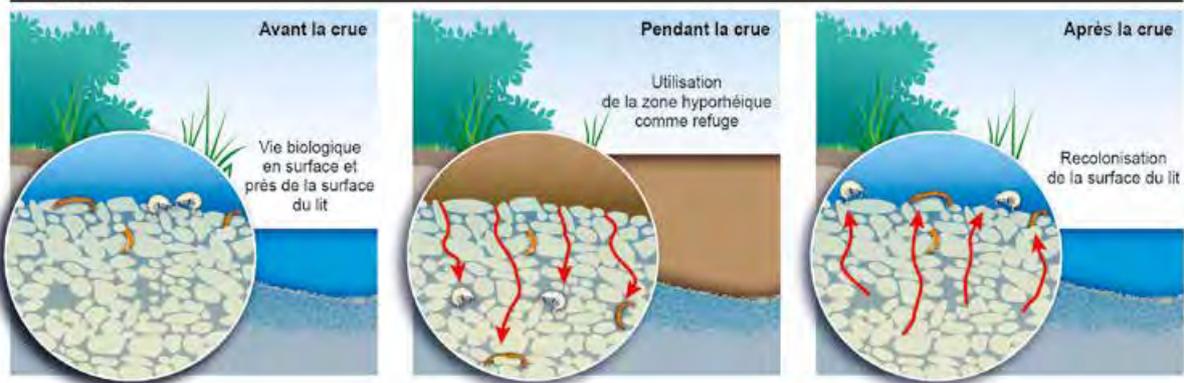
Ce **colmatage superficiel** a pour impact principal de limiter l'accès aux substrats graveleux sous-jacents (Figure 9). C'est un problème majeur pour les biocénoses aquatiques et notamment les poissons qui se reproduisent dans ces substrats graveleux. Le colmatage superficiel affecte le périlithon, les (macro)invertébrés et finalement l'ensemble de la chaîne trophique.

Lorsqu'il est plus épais, mais sans toutefois pénétrer dans l'épaisseur de la sous-couche alluviale, ce **dépôt superficiel** se traduit par le glissement typologique caractérisé par le remplacement d'un habitat graveleux par un habitat limono-argileux et donc par une modification plus ou moins durable des biocénoses en place.

Lorsque le colmatage est plus profond encore, il contribue à la réduction des échanges avec le milieu hyporhéique et réduit les possibilités naturelles d'autoépuration. Ceci participe à la modification/réduction des peuplements macroinvertébrés et plus généralement à la diminution de la richesse et de la diversité spécifique (réduction des biocénoses en place).

© EDF, Sage

Lit non colmaté



Lit colmaté



© OFB

Figure 9. Exemples d'impacts écologiques du colmatage.

L'ensablement

- Définition - processus géomorphologiques

La différence entre l'ensablement et le colmatage superficiel est uniquement liée à la nature des alluvions qui se déposent. On parlera d'ensablement pour des dépôts dont le diamètre médian (D_{50}) est supérieur à $125 \mu\text{m}$; c'est à dire supérieur aux sables fins.

Comme pour le colmatage superficiel, l'ensablement est lié à un excès d'apports de sables par rapport à la capacité d'évacuation par le cours d'eau (Figure 10).

- Dysfonctionnements morfo-écologiques associés

L'ensablement, comme le colmatage par les fines, peut être fin (on distingue encore les éléments grossiers du substrat) ou épais. Habituellement, les deux formes d'ensablement ne sont pas distinguées mais un ensablement sur plusieurs centimètres d'épaisseur est généralement plus impactant qu'une simple pellicule sableuse de surface.

- Dysfonctionnement écologiques associés

Comme pour le colmatage superficiel, l'ensablement se traduit par une perte d'accès aux habitats alluviaux graveleux pour les biocénoses qui leurs sont inféodées. Si cet ensablement est très épais, on observe un changement de type d'habitat (glissement typologique) et les biocénoses psammophiles ou arénophiles remplacent les lithophiles.

Stabilisation excessive des sédiments grossiers (armure + sous-couche), colmatage interstitiel, développement excessif du périphyton

- Définition - processus géomorphologiques

Les alluvions grossières charriées par les rivières sont généralement composées d'un matériel de granulométrie non uniforme, souvent très étendue. Quand ces sédiments sont soumis à certaines gammes de vitesses de courant, les éléments fins à moyens sont mis en mouvement tandis que les plus gros restent en place. Si cette ségrégation des particules dure assez longtemps, cela peut aboutir à la concentration d'éléments grossiers à la surface du lit. Cette accumulation stable et protégeant temporairement les couches sous-jacentes est appelée **armure**. Poussé à l'extrême, le même processus aboutit à un **pavage**, d'une stabilité beaucoup plus pérenne.



© R. Loire - EDF

Figure 10. Exemples d'ensablement excessif sur la Selves. Le substrat graveleux naturel n'est plus visible sur toute la largeur de la rivière.

Les définitions suivantes sont celles proposées par Bray et Church (1980).

- **L'armure** : l'armure peut être définie comme une couche de surface grossière, résultat de l'exportation des éléments fins pendant et après chaque période de mouvement de tout ou partie de l'éventail granulométrique disponible au transport. Elle est donc remaniée par des phases épisodiques de transport de charge de fond au cours desquelles toutes les classes granulométriques sont actives. Pour la plupart des auteurs, **le remaniement de cette couche de surface est un événement fréquent, qui se produit au moins quelques jours par an**. D'autres auteurs indiquent que le débit critique de remaniement de l'armure est celui de la crue de fréquence annuelle ou biennale. En fait, il est probable que les conditions soient très variables d'un cours d'eau à un autre mais il semble communément admis que **la rupture de l'armure est un événement fréquent**.
- **Le pavage** : les particules constituant la surface des lits pavés ne sont mises en mouvement que lors d'épisodes hydrologiques exceptionnels (très fortes crues) si toutefois elles sont encore susceptibles d'être mobilisées par le régime hydrologique actuel (Figure 11). Il s'agit du même processus ségrégatif que pour l'armure mais il est plus accentué en raison de conjonctures particulières : blocage de la charge de fond par des barrages ou par des retenues naturelles (critère de Kellerhals, 1967), réduction des débits de crue qui auraient permis le remaniement du substrat, exhumation du fait de l'incision, d'une paléo-surface composée d'éléments dépassant la compétence actuelle de la rivière.



© F. Arnaud - CNRS

Figure 11. Exemple d'un pavage.

- Dysfonctionnements morpho-écologiques associés

Si l'armure (et sa sous-couche) sont des caractéristiques naturelles des lits fluviaux des rivières à graviers, une non-remobilisation suffisamment fréquente de cette couche armurée, même sans atteindre les caractéristiques d'un pavage, peut être considérée comme un dysfonctionnement. Il est couramment admis en effet que la mobilité des alluvions grossières est indispensable à la **régénération** de ce type d'habitat. Elle permet notamment de « nettoyer » la sous-couche qui peut parfois être le siège d'un **colmatage interstitiel** la rendant impropre au développement de processus hyporhéïques et aux échanges verticaux nappe/rivière, essentiels au bon fonctionnement écologique des rivières à graviers. Le colmatage interstitiel est dû à la pénétration de sédiments fins (argiles, limons, sables fins) dans l'épaisseur de la sous-couche alluviale.



ATTENTION

Il est très souvent observé qu'il n'y a **pas de relation entre le colmatage superficiel** et le colmatage interstitiel car les deux phénomènes ont des causes différentes (Figure 12). La description, souvent aisée, du premier type ne renseigne donc absolument pas sur la présence de l'autre. Par exemple, sur la Durance, après 3 années de lâchers destinés à réduire le colmatage superficiel, les résultats ont montré une efficacité sur les particules présentes en surface et aucun effet sur celles présentes dans les interstices. Il est donc clair que les mécanismes de décolmatage interstitiel du substrat nécessitent *a minima* des remaniements de la couche d'armure.

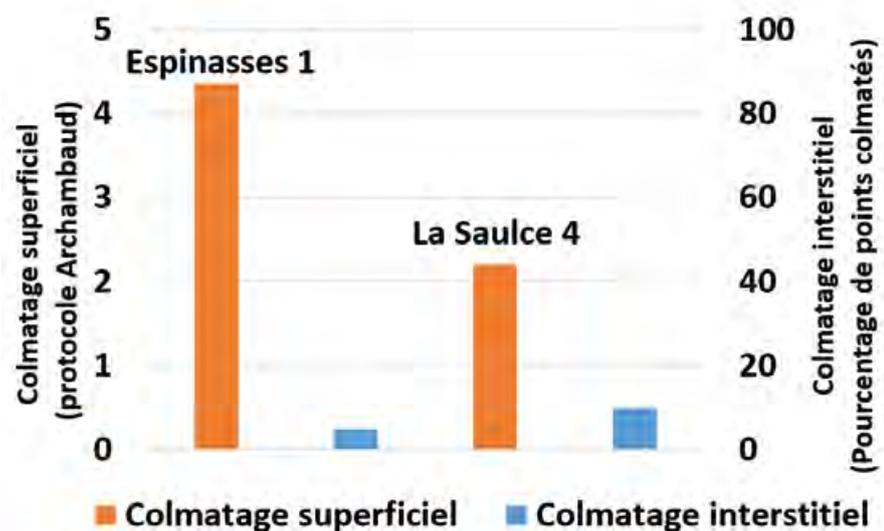


Figure 12. Illustration de l'absence de relation systématique entre le colmatage superficiel et le colmatage interstitiel (deux stations sur la Durance).

- Dysfonctionnements écologiques associés

La plupart des éléments présentés ci-dessous sont extraits de Malavoi *et al.*, 2011.

> Perte de qualité des habitats pour la faune benthique

La « qualité » du sédiment, qui peut être exprimée en termes de porosité (volume des interstices) et/ou de conductivité hydraulique (capacité du sédiment à laisser transiter les flux d'eau) est un facteur déterminant pour le développement de la faune benthique et la réalisation des processus biologiques auxquels elle participe (dégradation de la matière organique et cycles biogéochimiques associés). L'importance du volume des interstices favorise le piégeage de matières végétales et de détritiques qui constituent la base de la chaîne alimentaire et assurent ainsi une colonisation et un développement optimal de certaines espèces d'invertébrés aquatiques,

notamment les déchiqueteurs. Plus l'épaisseur d'un substrat alluvial d'une granulométrie favorable sera importante, plus les possibilités de refuge seront élevées et plus la faune d'invertébrés sera capable de résister à une modification brutale des caractéristiques environnementales. La présence d'alluvions grossières, mobiles et « propres » assure donc une meilleure résilience de la faune benthique, notamment après les épisodes de crue. Ces épisodes, et c'est ce qu'essaieront de reproduire d'une certaine façon les lâchers morphogènes, peuvent remanier plus ou moins fortement les alluvions sur une épaisseur variable. Différentes études ont permis de démontrer que les plus fortes diversités d'invertébrés étaient observées dans des tronçons où le substrat alluvial présentait une **mobilité moyenne**. Les faibles mobilités liées à l'absence de crue et/ou de transit de sédiments grossiers sont très souvent associées à de faibles porosités et des conditions physicochimiques dégradées (faiblesse des teneurs en oxygène). Elles conduisent à des densités et des diversités de faune benthique relativement faibles. Les très fortes mobilités, liées à des substrats de taille très inférieure à la capacité de transport du cours d'eau ou à des transports solides très intenses, sont elles aussi caractérisées par une diversité spécifique plus faible (cas des portions actives des rivières en tresses notamment).

> Dégradation de la qualité des supports de ponte pour la faune piscicole
Les substrats alluviaux grossiers sont aussi le support de ponte de nombreuses espèces de poissons (25 sur les 80 présentes en France par exemple ; Keith & Allardi, 2001). Certaines espèces enfouissent leurs œufs en construisant des structures particulières par déplacement des matériaux (nids ou frayères : salmonidés, barbeau commun et méridional, toxostome, blageon, lamproies, etc.). D'autres viennent simplement déposer leurs œufs sur les substrats (vandoise, vairon, goujon, chabot, loche...) qui y adhéreront grâce à leur capacité de fixation. D'autres encore, comme la grande alose, se regroupent la nuit sur des frayères situées en amont de radiers constitués d'alluvions grossières et libèrent œufs et sperme qui dérivent alors dans l'écoulement et se déposent progressivement dans les interstices entre les sédiments grossiers du radier aval. D'un point de vue qualitatif, la granulométrie des alluvions doit permettre le creusement du nid par certains poissons. Le pavage ou la présence d'une armure colmatée va limiter les possibilités de mise en mouvement des matériaux et donc la construction d'un nid. Inversement, des observations ont permis de constater que les salmonidés colonisaient peu les substrats trop mobiles. Les alluvions doivent aussi présenter une porosité satisfaisante afin d'assurer une bonne circulation des écoulements interstitiels garantissant l'oxygénation des œufs et l'évacuation des déchets azotés. Cette porosité est très liée à la quantité de sédiments fins présents dans les zones de graviers et de petits galets. Des teneurs en particules fines supérieures à 30 % dans le nid conduisent à une mortalité quasi totale des œufs. Au-delà de 10 %, la moitié des œufs meurent dans une frayère de truites (Malavoi *et al.*, 2011).

> Développement excessif du périphyton

Il a souvent été constaté que c'est la mobilité de la couche armurée qui va permettre de limiter le développement du **périphyton** (algues filamenteuses notamment) dans le lit mineur, dont l'excès peut être pénalisant, tant d'un point de vue écologique que paysager (problématique touristique principalement). Les débits ne permettant pas d'atteindre cette mobilité de l'armure n'ont généralement pas d'effets sur le périphyton.

> Développement excessif des macrophytes

Contrairement au périphyton qui s'installe à la surface des alluvions grossières et qu'une mobilité de l'armure peut limiter, une grande partie des **macrophytes** dispose d'un système racinaire assez profond qui pénètre sur plusieurs centimètres dans la sous-couche alluviale. Si les macrophytes sont, comme le périphyton, indispensables au bon fonctionnement des hydrosystèmes aquatiques, leur surabondance peut aussi être pénalisante, notamment dans les cours d'eau soumis à une forte eutrophisation en raison d'un apport, lui aussi excessif, de nutriments. Leur arrachage nécessitera des débits encore plus importants que ceux conduisant à limiter le développement du périphyton.

N.B. La faible mobilité de la couche d'armure va souvent de pair avec un tarissement du flux sédimentaire et une atténuation du régime de crue qui entraînent alors un développement plus facile et plus durable de la végétation pionnière terrestre (herbacée mais surtout arbustive, voire arborée). Or, si cette végétation n'est pas arrachée régulièrement par les crues, elle force une fixation des formes fluviales (îles, bancs) pouvant à terme contraindre la section d'écoulement. Nous verrons cependant que les lâchers visant à limiter le développement de la végétation arbustive pionnière (voir 2.8.2.5) nécessitent des valeurs de débit/durée supérieures, voire très supérieures à celles permettant de mobiliser la couche d'armure.

2.1.1.2 Le lit mineur et la bande active

Les principaux dysfonctionnements qui touchent le lit mineur et la bande active sont liés à une simplification des macroformes, notamment sous l'effet d'un pavage des sédiments grossiers et d'un **développement significatif de la végétation pionnière alluviale** conduisant en définitive, à la fixation de la géométrie du cours d'eau.

- Définition - processus géomorphologiques

Schématiquement, les deux principaux milieux de fond de vallée qui sont les supports physiques des écosystèmes étroitement liés à la rivière sont constitués (Figure 13) :

- du **lit mineur** qui est la partie du lit en eau pour des débits inférieurs aux « pleins bords ». Une partie de la végétation basse, localisée sur les surfaces hautes des bancs de convexité, peut être inondée avant débordement par dessus la berge concave généralement abrupte. Cette végétation pionnière se situe donc dans le lit mineur. Le lit mouillé d'étiage et les bancs alluviaux mobiles non ou peu végétalisés permettent de définir la bande active. Celle-ci est généralement remaniée et rajeunie par des événements hydrologiques de fréquence moyenne à forte (entre la crue annuelle et la crue biennale environ). Sur les rivières mobiles à galets, la bande active peut intégrer ou non les unités végétales les plus pionnières ;
- du **lit majeur** (notion hydrologique si l'on considère l'espace de submersion) ou « **plaine d'inondation** », mis en eau lors de crues de fréquence moyenne à rare (on constate souvent que la plaine d'inondation pour les crues centennales ou légèrement plus fréquentes, correspond à la **basse terrasse holocène**, le « Fz » des cartes géologiques). Au sein des lits majeurs, il est souvent possible de distinguer des unités spatiales constituées de formes relictuelles, témoignant de l'activité dynamique passée du cours d'eau, tels que les bras morts plus ou moins reliés au lit vif actuel, les marais (anciens bras morts comblés), etc. ;



Figure 13. Visualisation des lits mineur/moyen et majeur au sein d'un fond de vallée. N.B. : les définitions des auteurs varient en intégrant ou pas les milieux les plus pionniers comme par exemple la zone de transition entre le lit mouillé / courant et le lit majeur.

- au-delà du lit majeur, certaines vallées présentent des terrasses plus anciennes que les basses terrasses holocènes (notées Fy à Fv, sur les cartes géologiques, ou FG lorsque ces terrasses sont d'origine fluvioglacière) qui ne sont généralement pas submergées, y compris par les crues les plus rares.

Sur les rivières présentant une dynamique géomorphologique active, les crues naturelles garantissent une certaine mobilité des macroformes fluviales (les bancs notamment mais aussi les faciès d'écoulement) et une érosion des berges (Figure 14). Ces deux processus vont permettre, pour le premier, une régénération des substrats alluviaux au sein du corridor fluvial et un arrachement d'une partie de la végétation alluviale pionnière, pour le second une réinjection dans le circuit sédimentaire de la rivière, de sédiments stockés depuis des millénaires, si celui-ci dispose de terrasses alluviales érodables.



Figure 14. Exemple de rivière à dynamique active. Les méandres s'érodent et les bancs alluviaux sont régulièrement remobilisés.

- Dysfonctionnements morpho-écologiques associés

Il est couramment admis aujourd'hui que les processus physiques régissant la dynamique fluviale, et par conséquent la morphologie des cours d'eau et leur évolution spatio-temporelle, régissent aussi, directement ou indirectement, la dynamique des écosystèmes qui leur sont associés.

La biodiversité d'un milieu étant très fortement fonction de la diversité des habitats, si ceux-ci sont faiblement diversifiés, ou non régénérés, du fait d'une altération des débits de crues capables de les créer ou de les revitaliser, il s'en suivra une inhérente détérioration de la qualité écologique du corridor fluvial dans son ensemble.

L'érosion des berges notamment, par les apports sédimentaires qu'elle génère et le renouvellement des habitats qu'elle induit, peut être le principal moteur de la diversité des habitats alluviaux dans un tronçon de rivière ; le processus peut perdre fortement en intensité lorsque le transit sédimentaire ou le régime de crues sont perturbés par la présence d'un barrage en amont.

- Dysfonctionnements écologiques associés

Les principaux dysfonctionnements écologiques associés à cette échelle spatiale sont :

- une perte de diversité des habitats qui se traduit par une **perte de biodiversité des biocénoses** tant aquatiques (invertébrés, poissons) que terrestres (insectes, oiseaux, batraciens, amphibiens etc.) ;
- on observe aussi souvent un vieillissement de la **végétation alluviale** et une extension de cette couverture dans le corridor fluvial au détriment des bancs, voire même du chenal en eau. Les espèces arbustives pionnières telles que les salicacées par exemple, si elles ne sont pas arrachées par les crues avant d'atteindre leur deuxième année, voient leur système racinaire devenir si puissant que seule une crue longue et de très forte intensité sera capable de les mobiliser.

- Autres enjeux et risques associés

Dans le cas des cours d'eau présentant des bancs exondés en basse eau, un **risque fort** peut émerger du fait des dysfonctionnements précédents et notamment la perte de mobilité des macroformes alluviales et la végétalisation marquée de la bande active. Il s'agit du risque d'**aggravation des inondations** (notamment une augmentation de la fréquence de débordement) dans les secteurs concernés, sous l'effet de la réduction de la débitance du lit à pleins bords en crue en raison de l'emprise de la végétation arbustive ou arborée et d'une forte sédimentation associée du fait de la rugosité induite par celle-ci.

En outre, un certain nombre de tronçons de cours d'eau court-circuités par des barrages reçoivent des **apports sédimentaires d'affluents qui peuvent parfois être massifs et brutaux**. Si cela est souvent bénéfique du point de vue du transport solide et de la création d'habitats alluviaux, cela peut générer un risque accru d'inondation, tant en fréquence qu'en intensité, si ces dépôts alluviaux ne sont pas évacués en raison de la modification du régime des crues liée au barrage amont.

2.1.1.3 Le lit majeur

Les lits majeurs sont également touchés par divers aménagements réalisés pour les besoins de l'agriculture, de l'urbanisation, de la prévention des inondations, etc. Or la réduction de la fréquence et/ou de la durée d'inondation du lit majeur peut avoir des conséquences négatives sur le fonctionnement des écosystèmes. De nombreuses zones humides dépendent par exemple des inondations périodiques qui assurent leur régénération et l'apport en nutriments. Ces inondations permettent également au biote de se déplacer entre le chenal de la rivière et les habitats de la plaine inondable et d'assurer certaines de leurs fonctions vitales (alimentation, reproduction, croissance, protection contre les crues...). La réalisation de lâchers morphogènes à cette fin pose cependant de nombreuses difficultés du fait des volumes d'eau nécessaires et des contraintes associées (inondation de zones à enjeux, sûreté des personnes...). Il y a eu cependant quelques exemples de mises en œuvre dans certains pays (la plupart tropicaux, Afrique notamment) avec l'objectif de recréer une véritable inondation du lit majeur (Acreman, 2000). Ce type de lâcher n'est cependant probablement pas un sujet en France et n'est donc pas développé dans le guide.

2.1.2 Synthèse des dysfonctionnements potentiels les plus fréquents

Les principaux dysfonctionnements présentés précédemment sont listés synthétiquement ci-dessous, en fonction d'un niveau d'action de plus en plus ambitieux en termes de débit/durée/fréquence des lâchers éventuels. Cette liste servira de base à la détermination des objectifs d'un lâcher morphogène, qui en seront finalement le miroir :

- colmatage superficiel ;
- ensablement ;
- surdéveloppement du périphyton ;
- surstabilisation des substrats grossiers et colmatage interstitiel ;
- surdéveloppement des macrophytes ;
- survégétalisation et stabilisation par une végétation pérenne de la bande active ;
- faible mobilité, voire immobilité, des macroformes et faible dynamique fluviale à l'échelle du corridor ;
- vieillissement des formes et milieux aquatiques du lit majeur.



2.2 ÉTAPE 2 DÉFINITION ET PARTAGE D'OBJECTIFS ET D'INDICATEURS DE RÉUSSITE

2.2.1 Objectifs les plus fréquemment recherchés

La liste des objectifs les plus fréquents justifiant des lâchers morphogènes répond aux dysfonctionnements listés précédemment. Ils sont présentés ci-après dans le même ordre que les dysfonctionnements, selon un niveau d'ambition croissant en termes d'échelle d'intervention, d'intensité et de durée du lâcher :

- décolmatage superficiel ;
- dessablement ;
- désalgage (périphyton) ;
- remobilisation des substrats grossiers et décolmatage interstitiel ;
- désalgage et suppression de la végétation (macrophytes) du lit mineur ;
- lutte contre la survégétalisation de la bande active ;
- remobilisation des macroformes et amélioration de la dynamique fluviale à l'échelle du corridor (mobilité fluviale/érosion des berges et recharge sédimentaire) ;
- amélioration des fonctionnalités du lit majeur.



ATTENTION

L'atteinte d'un objectif nécessitant la mise en œuvre d'un lâcher important en termes d'intensité et de durée aura par définition des répercussions sur tous les niveaux scalaires d'intervention qui seraient affectés par des débits et/ou durées plus faibles (Figure 15). Par exemple, si l'on vise la remobilisation des substrats grossiers, le lâcher engendrera nécessairement une remobilisation des classes de tailles plus petites et par exemple une diminution de la surface (voire une disparition) de certaines frayères, ce qui peut être préjudiciable. Cette logique multiscalaire des réponses morphologiques constitue l'une des principales contraintes que l'opérateur doit prendre en compte lors des lâchers morphogènes.

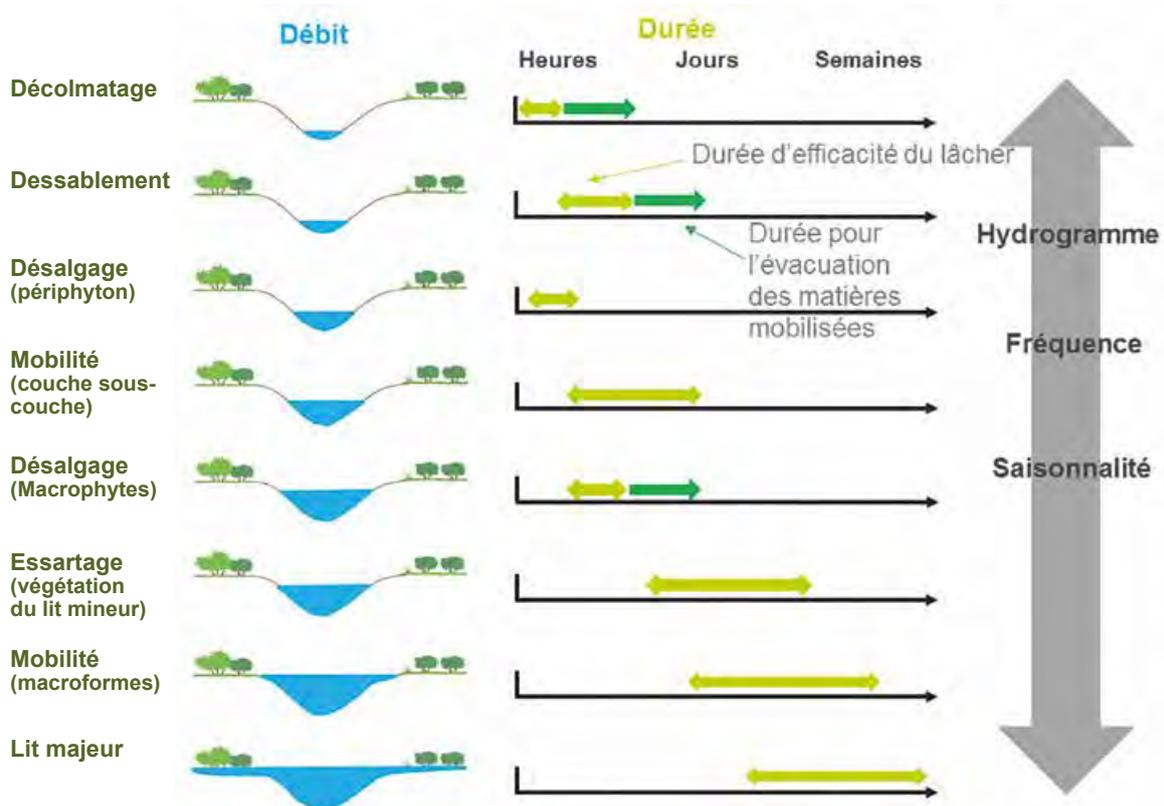


Figure 15. Schéma de principe des couples débit/durée en fonction des grands types d'objectifs visés.

2.2.2 Évaluation de la réussite d'un lâcher morphogène

La réussite d'un lâcher ne peut pas être définie *a priori* par une démarche de modélisation. De fait, il est aujourd'hui nécessaire d'évaluer *a posteriori* la réponse du chenal et des biocénoses associées pour confirmer ou infirmer la réussite d'une telle action. Dans ce cadre, il est nécessaire de définir des indicateurs permettant de mesurer la réponse et de définir le succès de l'action ainsi que les caractéristiques du suivi proprement dit, un suivi étant en effet une des seules stratégies permettant d'évaluer le succès d'une telle action.

2.2.2.1 Généralités concernant le suivi

Caractéristiques du lâcher

Avant toute analyse, des indicateurs et critères de réussite présentés précédemment, les caractéristiques hydrologiques d'un lâcher doivent être vérifiées après sa réalisation, en particulier son intensité relative par rapports aux événements naturels de l'année ainsi que la diffusion de l'hydrogramme dans l'espace (temps de montée, durée du plateau, débit maximum, etc.). La vérification doit commencer dès l'amont du tronçon visé (débit lâché par l'ouvrage) et jusqu'en en aval de celui-ci via l'installation de capteurs de hauteurs d'eau.

Indicateurs et critères de réussite

Au-delà des objectifs eux-mêmes (décolmatage, dessablement, désalgage, etc.), la définition d'indicateurs et de critères de réussite doit permettre de préciser quantitativement les résultats attendus d'un lâcher morphogène.

Nous entendons par **indicateur** un paramètre qu'il est intéressant de mesurer avant et après un ou des lâchers morphogènes pour en évaluer les effets. C'est ainsi un paramètre porteur d'une indication du succès de l'opération. Cet indicateur peut être mesuré au moyen de diverses méthodes plus ou moins complexes, coûteuses, etc. Par exemple, l'indicateur de remobilisation du substrat grossier sur les bancs alluviaux peut correspondre à « l'épaisseur moyenne de ce substrat grossier mobilisé ». Cette épaisseur peut être mesurée par différentes approches qui peuvent être réalisées sur le terrain (levé topographique,

installation de chaînes d'érosion ou de colonnes de pit-tags actifs) ou à partir des moyens aéroportés (photogrammétrie par drone, acquisition lidar etc.).

Nous entendons par **critère de réussite**, le fait qu'un indicateur dépasse un certain seuil ou qu'il se réduise ou augmente selon un certain pourcentage. Par exemple, pour l'indicateur de décolmatage du lit « superficie de lit colmatée sur le linéaire d'un tronçon de rivière », le critère de réussite d'un lâcher peut être une réduction d'au moins 30 % de la surface colmatée. On peut aussi proposer des « **classes** » de réussite. Par exemple, dans l'état actuel (état initial pré-lâcher), 70 % de la superficie du lit du tronçon est colmatée superficiellement par des limons :

- le lâcher est considéré comme réussi si la superficie colmatée des radiers post-lâcher devient inférieure à 30 %
- sa réussite est mitigée si la superficie colmatée reste comprise entre 30 et 50 %
- l'action a échoué si la superficie colmatée reste supérieure à 50 %

N.B. Les caractéristiques du suivi doivent être déterminées en fonction des indicateurs choisis pour bien prendre en compte leur variabilité naturelle à différentes échelles spatio-temporelles et le niveau d'effet attendu (critère de réussite). Il est important que les indicateurs et critères de réussite soient déterminés avant le premier lâcher et avant le début du suivi (état initial).

État initial et suivi post-lâcher

Pour évaluer la réussite ou l'échec d'un lâcher et pour vérifier qu'il n'a pas eu d'effets négatifs sur des caractéristiques morphologiques non ciblées (si on ne suit par exemple que le dessablement et non les surfaces de graviers que l'on souhaite préserver, on ne pourra pas dire si elles ont été impactées), un **état initial** (voire même plusieurs dans certains cas) doit systématiquement être réalisé avant la mise en œuvre du lâcher. Les mêmes indicateurs doivent ensuite être mesurés immédiatement après. Une deuxième campagne post-lâcher peut être effectuée un peu plus longtemps après pour vérifier la pérennité des effets positifs du lâcher.

- Pour le **compartiment géomorphologique**, l'état initial doit être réalisé un peu avant le lâcher, sauf si le diagnostic global (étape 1 de la procédure) a été lui-même effectué un peu avant et que des indicateurs de suivi adaptés ont bien été relevés à cette occasion.
- Pour le **compartiment biologique** (invertébrés et peuplements piscicoles notamment), l'état initial doit être déterminé sur une plus longue durée (si possible, sur au moins 3 ans avant le premier lâcher), pour bien en cerner la variabilité temporelle (interannuelle) des peuplements. Une campagne peut néanmoins être réalisée juste avant le lâcher. Dans ce cas, il faut caractériser, par d'autres moyens, la variabilité naturelle des compartiments afin d'améliorer la probabilité de détection des effets du lâcher sur les compartiments biologiques et écarter d'autres facteurs. Pour pallier un manque de recul temporel dans la caractérisation de l'état initial, un suivi de plusieurs stations, dont des stations témoins – impactées de manière similaire mais pas affectées par le lâcher et/ou des stations de référence (qui ressemblent à l'état post-lâcher recherché) peut être proposé. Ce type d'approche permettrait également de distinguer des effets observés dus au lâcher et ceux dus à d'autres facteurs régionaux (par exemple climatiques).

Suivi sur le moyen et long terme

Les lâchers morphogènes doivent également faire l'objet d'un suivi pendant au moins 2 à 3 ans pour répondre à un certain nombre de questions (Konrad *et al.*, 2011) :

- Les réponses environnementales souhaitées ont-elles été apportées (évaluation de la réussite ou de l'échec global de l'opération sur le moyen terme) ?

- A-t-on observé des conséquences inattendues et éventuellement dommageables ?
- Que faudrait-il changer dans le dimensionnement des lâchers pour en améliorer les résultats (débit, durée, fréquence) ?
- Pourrait-on obtenir les mêmes résultats à moindres coûts ou au moyen de solutions alternatives (concept d'efficacité) ?
- Est-il nécessaire de répéter le lâcher et selon quelle récurrence ?

Selon les indicateurs retenus, le suivi peut être plurithématique (hydrologie, hydraulique, géomorphologie fluviale, écologie des eaux douces, voire sociologie) ; il est donc potentiellement coûteux.



ATTENTION

La question de l'**échelle spatiale** à laquelle sera réalisé le suivi, **globale** (sur tout le linéaire) ou **stationnelle** (sur quelques stations « représentatives »), se pose. Cette démarche doit être réfléchie et déclinée au cas par cas. La logique globale semble plus appropriée dans le cadre d'un lâcher morphogène car celui-ci a potentiellement des effets sur tout un linéaire. Cependant, le suivi correspondant à une telle logique peut être coûteux. Il convient alors d'adapter le suivi en fonction des enjeux liés au lâcher. Par exemple, sur la Durance où l'amélioration des substrats de reproduction des poissons était recherchée, une logique stationnelle a été retenue pour vérifier l'efficacité du lâcher au droit des zones de reproduction (Loire *et al.*, 2019). À l'inverse, sur la Selves où l'opération consistait à décolmater et dessabler le lit mineur, une logique linéaire a été adoptée pour vérifier sur tout le cours d'eau l'évolution des zones présentant des limons et des sables. Des stations ont été installées en complément dans les secteurs les plus ensablés afin de mieux comprendre la dynamique sédimentaire à l'échelle locale (Loire *et al.*, 2019).

2.2.2.2 Exemples d'indicateurs géomorphologiques

Nous proposons ci-après un certain nombre d'indicateurs qui nous semblent pertinents pour les principaux types d'objectifs visés, et **pour certains**, quelques méthodes ou protocoles de mesure existants (rubrique « métrologie possible »).

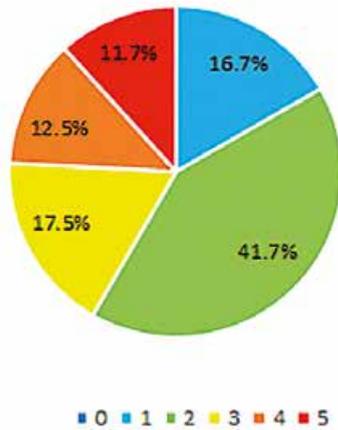
Ces indicateurs peuvent être calculés à l'échelle de tout le linéaire d'un cours d'eau, ou sur des faciès particuliers (ex. radiers) ou encore à l'échelle des habitats (ex. surfaces favorables à la fraie des poissons) spécifiques.

Nous ne donnerons pas d'exemple de critères de réussite, le principe ayant été exposé précédemment. Les indicateurs ainsi que les critères de réussite devront obligatoirement être déterminés et validés au cas par cas par les parties prenantes avant de passer à la phase suivante.

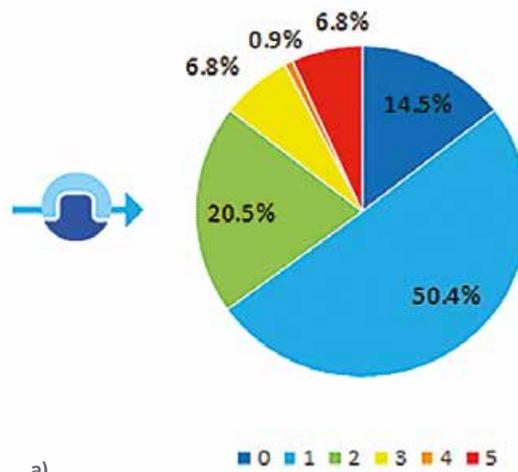
Indicateurs de décolmatage superficiel

- Indice de colmatage superficiel (Figure 16)
 - > Métrologie possible : protocole Archambaud *et al.* (2005), protocole RCS (GA T90-733, 2012)
- Surfaces colmatées
- Épaisseurs et localisation du colmatage
- Profils de hauteur d'eau dans les mouilles et chenaux lenticulaires (reliée à l'amélioration du potentiel d'habitat (ou capacité d'accueil) pour certaines espèces/stades de poissons).
- Volume de MES (matières en suspension) exporté pendant le lâcher.
 - > Métrologie possible : suivi en temps réel des MES en différents points du tronçon

Campagne 1



Campagne 2



b)



c)



© EDF, Sage

Figure 16. Exemple de quantification des surfaces colmatées sur les radiers du tronçon de l'Espinasses de la Durance avant un lâcher (campagne 1) et après un lâcher (campagne 2) en 2017 (a). Les classes représentent l'importance du colmatage selon le protocole Archambaud (2005). L'exercice a montré une forte réduction de la classe 3 « jaune : colmatage moyen » (b) au profit des classes 1 « bleu : absence de colmatage » et « vert : peu colmaté » (c). On voit aussi que la classe la plus colmatée (5) n'évolue que très peu.

Indicateurs de dessablement ou de faible ensablement

- Superficies et localisation des zones ensablées
- Épaisseurs d'ensablement (Figure 17).
- Profils de hauteur d'eau dans les mouilles et chenaux lenticues (reliée à l'amélioration de la capacité d'accueil pour certaines espèces/stades de poissons).

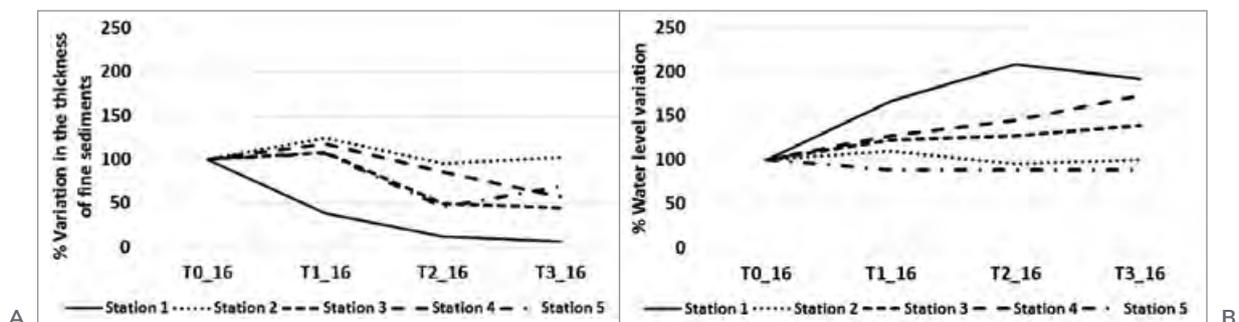


Figure 17. Exemple de suivi des variations de l'épaisseur des sables et de la hauteur d'eau sur la Selves au droit de 5 stations après 3 lâchers successifs (T0 : état initial, T1 : après le 1er lâcher, T2 : après le 2e lâcher et T3 : 3e lâcher). Les gains de hauteur d'eau mesurés pour un même débit sont faibles sur les stations 2 et 5 et plus significatifs sur les autres stations.

- Distances parcourues par les masses sableuses.
 - > Métrologie possible : des volumes de sables colorés peuvent être injectés dans le tronçon et leurs caractéristiques de transport (linéaire parcouru et vitesse de transit notamment) peuvent être évaluées via les distances moyennes parcourues (Figure 18).

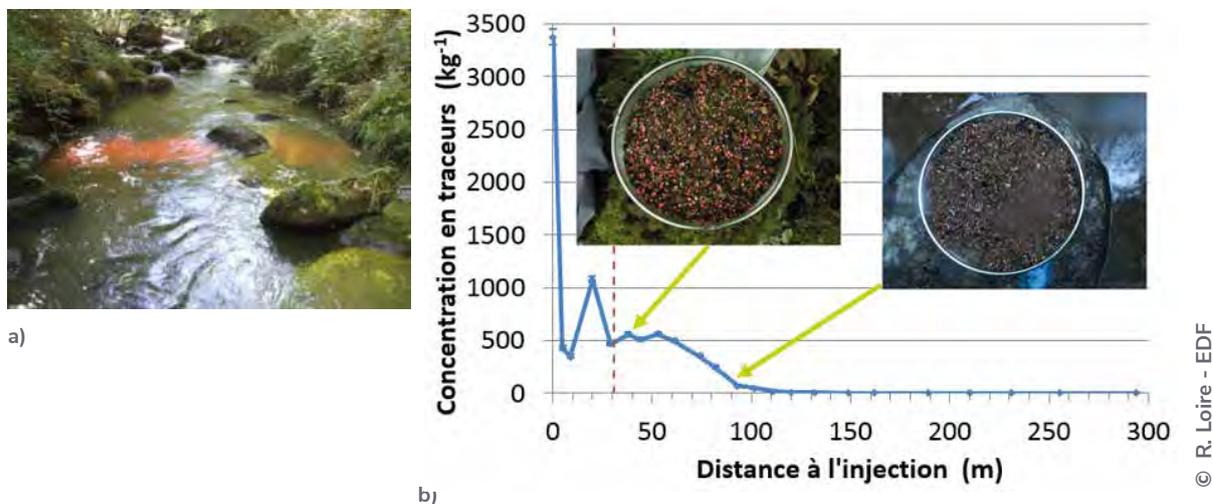


Figure 18. Photographie de sables colorés injectés sur la Selves avant un lâcher (a) et représentation de la diffusion des particules en aval (b).

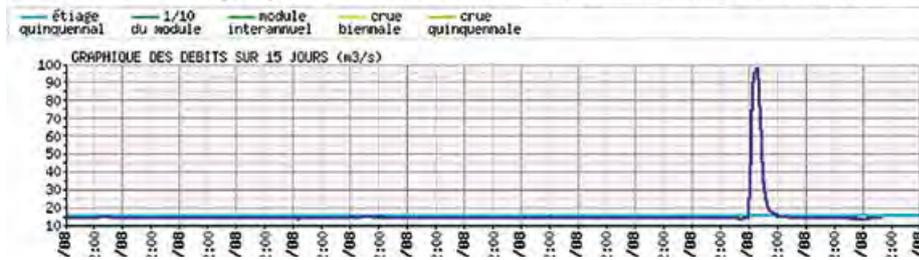
- Mobilisation et exportation des apports sableux des affluents.
 - > Métrologie possible : topographie des cônes au droit des confluences les plus chargées, chaînes d'érosion/colonnes de RFID actifs

Indicateurs de désalgage (périphyton + algues)

- Évolution de la densité ou biomasse végétale
 - > Métrologie possible : transects décrivant la végétation aquatique sur plusieurs stations
- Quantification du transport de sédiments fins (pour qualifier le rôle abrasif).
 - > Métrologie possible : Installation de préleveurs manuels ou automatiques des échantillons sableux
- Évaluation de la mobilité du fond du lit
 - > Métrologie possible : installation de pit tags ou de chaînes d'érosion / colonnes de RFID actifs dans le lit mineur.
 - > Analyse de présence de biofilm sur substrat avant/après lâcher. Celle-ci peut souvent permettre une première évaluation de sa mobilité pendant le lâcher (Figure 19).

a)

(Pont-d'Ain) Graphiques des **DEBITS en m³/s** , dernière valeur 14.0 m³/s le 23



b)



c)



© J.R. Malavoi - EDF

Figure 19. Disparition du périphyton suite à un lâcher de désalage de 2 h à 100 m³/s (a). On distingue bien la partie du chenal qui a été mobilisée et celle qui n'a pas bougé (b). À droite 2 galets de même taille prélevés dans les deux zones (c).

Indicateurs de mobilisation des substrats grossiers et de décolmatage interstitiel

- Mobilité des particules grossières de l'armure
 - > Métrologie possible : zones en eau : injection de galets équipés de Pit-Tag et relevé des positions avant et après le lâcher. Zones hors eau : placettes peintes « témoin » relevées après lâcher (Figure 20, Figure 21).



Figure 20. exemples de suivi de placettes peintes avant et après une crue (Jourdain, 2017).

- Épaisseur remobilisée
 - > Métrologie possible : mise en place de chaînes d'érosion ou de colonnes de tags actifs ;

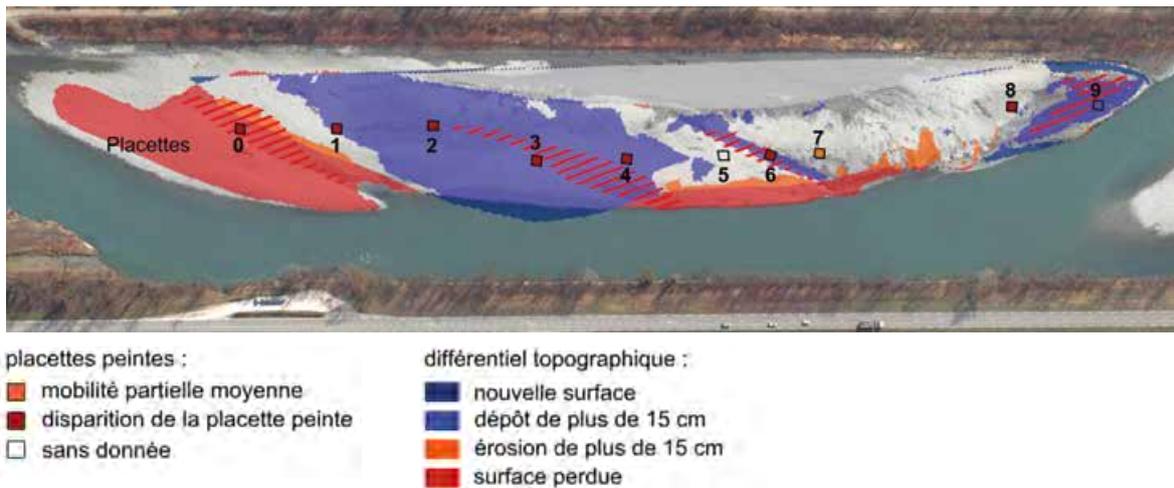


Figure 21. Évolution d'un banc alluvial. (Jourdain, 2017)

- Intensité du colmatage interstitiel
 - > Métrologie possible : mesures de conductivité hydraulique (Datry *et al.*, 2011 ; Datry *et al.*, 2015 ; Descloux 2011).

Indicateurs de mobilité des macroformes

- Évolution des faciès d'écoulement
 - > Métrologie possible : cartographie des faciès sur le tronçon à restaurer avant et après le lâcher ; profil en long du talweg, profils en travers du lit mineur.
- Évolution des bancs
 - > Métrologie possible : nombre, superficie, volume de bancs créés/disparus/translatés ; indice de bancs avant/après (Figure 22).
- Évolution topographique des macroformes
 - > Métrologie possible : différentiel topographique (DGPS, Lidar) des macroformes ciblées avant/après (Figure 21).

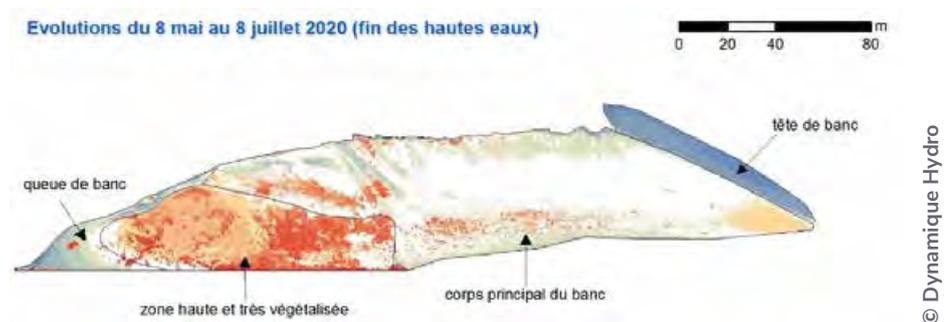


Figure 22. Représentation de l'évolution topographique d'un banc avant et après un lâcher morphogène.

- Distances parcourues par les macroformes et leur vitesse de transit
 - > Métrologie possible : des particules sédimentaires équipées de pit tags actifs ou passifs peuvent être injectées dans le tronçon et la distance/vitesse des macroformes peut être approchée par les distances moyennes

ou médianes parcourues par les particules marquées.

Indicateurs d'évolution de la végétalisation de la bande active

- Évolution de la densité ou de la biomasse végétale
 - > Métrologie possible : mise en œuvre de transects de végétation sur plusieurs stations décrivant la végétation alluviale (herbacée, arbustive, arborée) dans la bande active (Figure 23) ; analyse surfacique à partir de

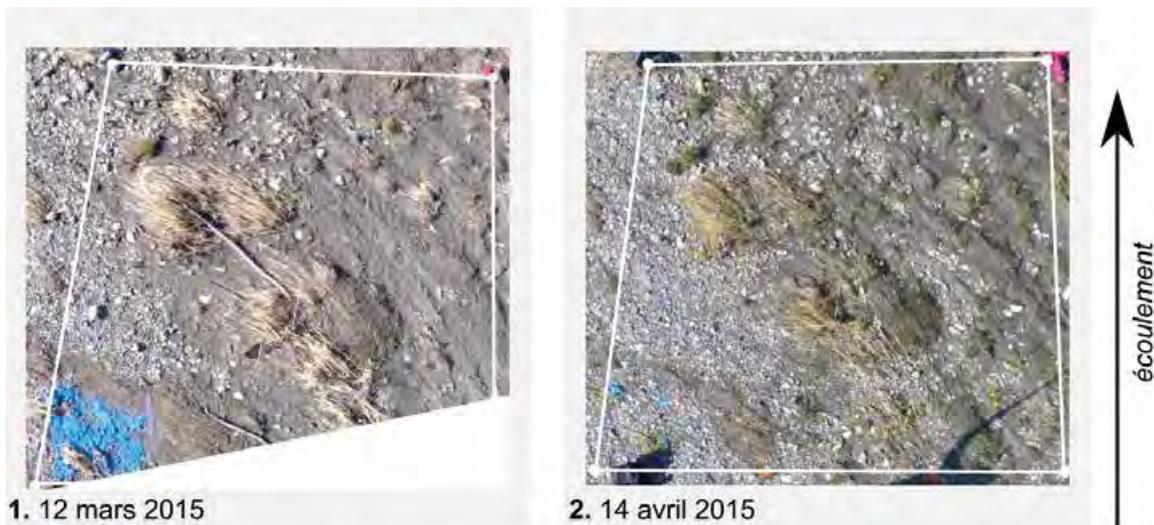


Figure 23. Exemple de comparaison de photographies avant et après une crue naturelle de fréquence annuelle. Celle-ci a permis la mobilisation de l'armure (placette peinte en bas à gauche) mais pas l'arrachement des herbacées présentes (Jourdain, 2017).

prises de vue aériennes (par drone par exemple).

- Épaisseur remobilisée (à caler en fonction de la profondeur des racines)
 - > Métrologie possible : mise en place de chaînes d'érosion ou de colonnes de tags actifs.

Indicateur d'amélioration des processus en lit majeur

- Inondation du lit majeur : part de la superficie inondée, hauteur d'eau, durée
- Mise en eau des bras morts : nombre de bras mis en eau, durée de la mise en eau
- Taux de sédimentation fine en lit majeur

2.2.2.3 Exemples d'indicateurs biologiques

Sur le moyen/long terme (3-10 ans), **les réponses biologiques** (qu'elles concernent les milieux aquatiques ou rivulaires) **sont les plus attendues** car ce sont elles qui sont le plus souvent **à l'origine de la mise en œuvre de lâchers morphogènes** (c'est-à-dire un constat de dysfonctionnement écologique en lien avec un dysfonctionnement morphologique).

Plusieurs éléments doivent être pris en compte dans le choix des indicateurs biologiques et dans le dimensionnement du suivi de ces compartiments, qui peut être différent de celui mis en œuvre pour suivre la géomorphologie. On peut également **faire la distinction entre un paramètre** (par exemple la richesse taxonomique), **un protocole de mesure** (par exemple le protocole terrain IBG-RCS) et **une méthode d'analyse conduisant à la formulation d'indicateurs** (par exemple analyse multivariée de la composition taxonomique). Un même protocole de mesure peut être utilisé pour mesurer plusieurs paramètres biologiques à l'origine de plusieurs indicateurs (par exemple en analysant les listes taxonomiques pour les invertébrés, ou en analysant la distribution des classes de taille des poissons).

En priorité, les indicateurs de suivi biologiques doivent être choisis pour leur lien étroit avec les objectifs du lâcher et avec les questions posées (lien identifié entre la modification morphologique et la réponse biologique) et doivent être *a priori*

sensibles aux modifications morphologiques provoquées par le lâcher (Roni *et al.*, 2013). Pour un même type de modification de l'habitat, le décolmatage superficiel des substrats par exemple, plusieurs effets directs et indirects sur différents groupes biologiques peuvent être attendus : sur le biofilm, les invertébrés, les poissons, et dans certains cas sur d'autres groupes (oiseaux, plantes rivulaires, etc.).

Pour faciliter le choix des indicateurs biologiques, on peut se référer aux exemples de liens entre les dysfonctionnements morphologiques et les réponses biologiques présentés dans le Tableau 1 page 31, mais le choix peut également être appuyé par la construction d'un modèle conceptuel permettant de visualiser les liens directs et indirects entre les conditions d'habitat susceptibles d'être modifiées et les compartiments biologiques d'intérêt pour identifier les liens de cause à effet. Plus il y a un effet direct entre un indicateur biologique et la modification morphologique attendue suite au lâcher, plus l'indicateur sera pertinent et donc plus la capacité à détecter un changement sera améliorée.

Les indicateurs biologiques peuvent être groupés en quatre grandes familles (indépendamment du groupe taxonomique) :

- les indicateurs basés sur **la qualité de l'habitat** (qui peuvent être aussi classés comme des indicateurs géomorphologiques) et/ou de son utilisation (nombre, surface et qualité des frayères potentielles et observées, diversité des faciès et leur taux d'occupation...);
- les indicateurs de **populations ou de communautés** : indicateurs d'état au niveau de la population (densité, biomasse, distribution des classes de taille) ou au niveau de la communauté. Pour ces derniers, on peut souligner les indicateurs basés sur la composition taxonomique, tels que la richesse et la diversité de toute la communauté (d'invertébrés par exemple), ou d'un sous-ensemble de la communauté jugé comme plus sensible aux modifications d'habitat engendrées. Par exemple, les indices basés sur les « EPT » (éphéméroptères, plécoptères et trichoptères) sont souvent utilisés ;
- les indicateurs « **fonctionnels** » basés sur des traits biologiques et écologiques censés représenter la fonctionnalité de l'écosystème (guildes trophiques, diversité fonctionnelle, etc.), ou des réponses fonctionnelles spécifiques à des conditions d'habitat (par ex. Statzner and Bêche 2010). Ces indicateurs basés sur les traits sont calculés au niveau des communautés : basés par exemple sur les travaux de Tachet *et al.* (2010) pour les invertébrés, ou de Blanck et Lamouroux (2006) pour les poissons ;
- les indicateurs basés sur des **indices multi-métriques**, qui peuvent être généraux (I2M2, IPR et la nouvelle version IPR+, IBD), spécifiques à un type d'application donnée (ex. indices de colmatage par les sédiments fins, par exemple Doretto *et al.*, 2018). Certains indices (I2M2 et l'outil diagnostique associé, Mondy *et al.*, 2013 ou IPR+) permettent d'identifier les pressions potentiellement exercées sur les biocénoses.

Souvent, plusieurs types d'indicateurs sont utilisés en parallèle car ils peuvent être complémentaires (avec l'inclusion d'indicateurs pour plusieurs groupes taxonomiques par exemple) et aussi parce que les objectifs fixés sont multiples (amélioration du recrutement d'une espèce piscicole ET amélioration de l'état écologique de la masse d'eau par exemple). Dans ce dernier cas, des indicateurs DCE seraient suivis pour évaluer l'amélioration de l'état écologique de la masse d'eau et des indicateurs sur le recrutement (inventaires frayères, densité d'alevins...) seraient suivis pour quantifier l'atteinte de l'objectif « recrutement ».

De façon générale, on peut noter dans la littérature que les indicateurs biologiques utilisés pour évaluer la réussite de restaurations morphologiques (au sens général) donnent souvent des résultats mitigés (par exemple Feld *et al.*, 2011, dos Reis Oliveira *et al.*, 2020). Dans certains cas, ces résultats peu encourageants sont liés aux mesures de restauration elles-mêmes (choix mal adapté, échelle spatiale trop petite...) ou à la présence d'autres pressions qui limitent les réponses biologiques. Cependant, il arrive très souvent que le suivi biologique soit mal adapté (objectifs biologiques mal définis, design de l'étude mal adapté, réplication spatiale et temporelle insuffisante, choix des paramètres / indicateurs pas adéquat).

Le choix des indicateurs porte souvent sur ceux qui sont trop génériques, ayant trop de variabilité naturelle, étant utilisés pour des applications qui sont hors de

leur champ d'utilisation, et/ou n'ont pas de lien avec les objectifs biologiques fixés. Pour pallier ces problèmes, certains auteurs plaident pour des indicateurs encore plus spécifiques à certains types de perturbation (par exemple, pour les sédiments fins: Wilkes *et al.*, 2017, ou pour l'altération hydrologique: Theodoropoulos *et al.*, 2020).

D'autres facteurs peuvent aussi contribuer aux résultats parfois mitigés des évaluations biologiques post-lâcher. Ainsi, le dimensionnement du lâcher peut n'engendrer d'effets qu'à une échelle très locale et donc assez peu significative au niveau biologique, notamment au regard de la variabilité naturelle des peuplements (et d'autres facteurs les influençant). Dans ce cas, l'absence de réponses détectées par les indicateurs peut être utilisée dans la démarche de gestion adaptative pour revoir le dimensionnement des lâchers et/ou du suivi qui est peut être mal adapté (souvent défailant en termes d'étendue temporelle, d'effort d'échantillonnage, d'échelle spatiale).

En raison des résultats mitigés de beaucoup de suivis post-restauration, plusieurs auteurs soulignent l'importance des phases de planification et de dimensionnement des suivis pluriannuels (Woolsey *et al.*, 2007 ; Feld *et al.*, 2011 ; Roni *et al.*, 2013). Idéalement, le suivi biologique doit être dimensionné afin de détecter une évolution des indicateurs **clairement** imputable aux lâchers. Or, cela est rarement le cas. Certaines réponses écologiques sont plus rapides que d'autres, en fonction de la durée/cycle de vie des organismes (par ex. macro invertébrés versus poissons) ainsi que du niveau de relation entre les organismes et les modifications de l'habitat. Par exemple, Roni *et al.* (2013) ont montré que la pression d'échantillonnage nécessaire pour détecter un effet sur la qualité d'habitat et sur les invertébrés aquatiques est moins forte que celle qui est nécessaire pour détecter une réponse des communautés de poissons (densité de différentes cohortes).

D'autres facteurs peuvent peser dans le choix des indicateurs biologiques, tels que la variabilité temporelle et spatiale intrinsèque (par exemple dans l'abondance), l'échelle spatiale pertinente (suivi sur le moyen et long terme page 42). Par exemple, des lâchers morphogènes peuvent être mis en œuvre pour réduire le colmatage superficiel et interstitiel des substrats et ainsi améliorer le recrutement des poissons qui était réduit à cause d'une qualité médiocre des zones de fraie potentielles. Dans ce cas, l'objet de suivi serait à la fois d'évaluer la réponse de l'habitat (indicateurs géomorphologiques), des peuplements piscicoles et de la qualité et quantité des zones de fraie et des frayères actives.

Vérifier que l'on retrouve bien les caractéristiques de densité ou de biomasse des poissons ou des invertébrés inféodés aux habitats, que l'on cherche à restaurer via les lâchers, prendra du temps et nécessitera donc d'envisager des suivis assez longs (3 à 5 ans) pour pouvoir le déterminer.

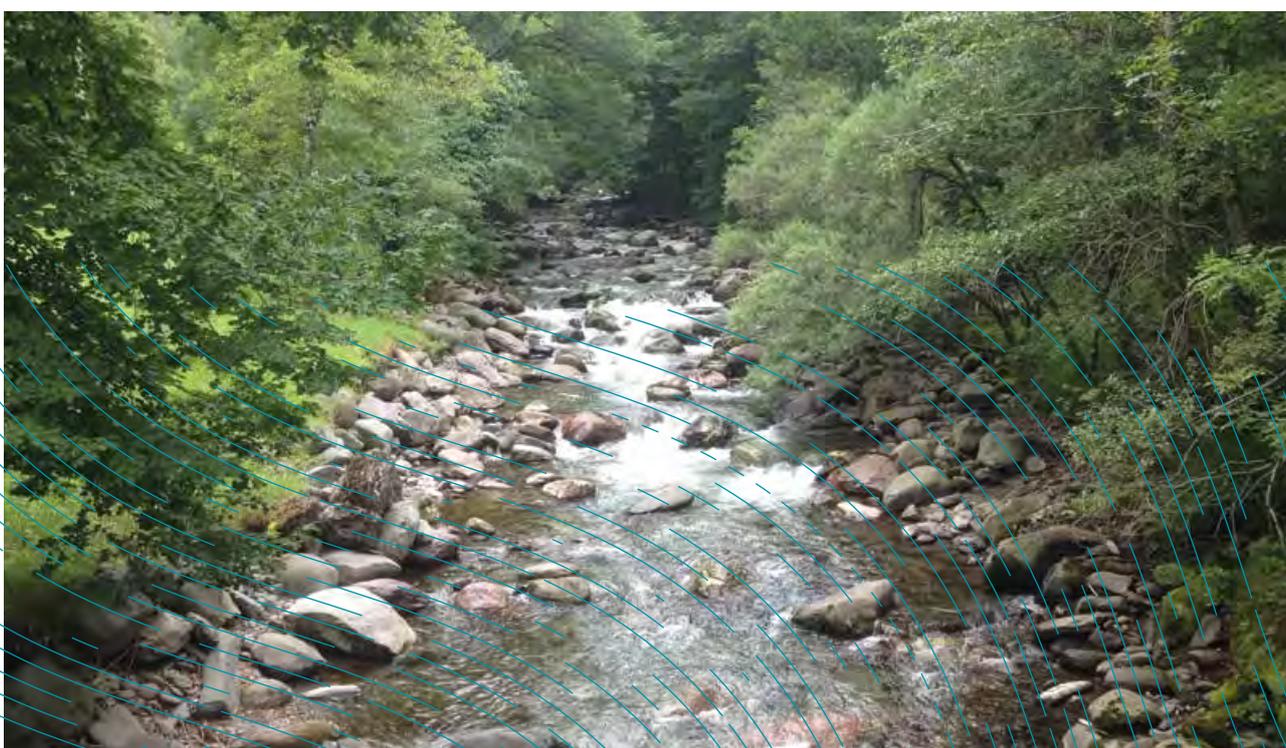
Au-delà du choix des indicateurs biologiques, l'étendue temporelle et spatiale du suivi et l'effort d'échantillonnage doivent être adaptés au temps de réponse attendu et au niveau de variabilité spatio-temporelle. En particulier, notamment quand des protocoles standardisés sont utilisés, l'effort d'échantillonnage n'est pas dimensionné avant les opérations de lâchers pour permettre de détecter des effets (par ex. Roni *et al.*, 2013 ; Vaudor *et al.*, 2015), or cela est un élément très important à considérer, même si des analyses statistiques ne seront pas mises en œuvre.



N.B. Après retour d'expérience, les suivis peuvent être allégés et ne cibler que quelques paramètres permettant d'évaluer en routine sa réussite et donc sa pertinence.

ATTENTION

Le suivi devra intégrer d'autres paramètres susceptibles d'affecter l'état physique et biologique du cours d'eau, indépendamment des effets du lâcher (températures, turbidité, pollutions diverses, travaux en rivière, pêche, etc.). La démarche de suivi avant-après telle que préconisée ici peut s'appuyer également sur une ou plusieurs stations de contrôle situées en dehors du tronçon cible (amont de l'ouvrage, affluents) afin de s'assurer que les états et changements observés sont bien liés à la pression et à l'action réparatrice (approche BACI - Before-After-Control-Impact ou MBACI - Multiple-Before-After-Control-Impact).



2.3 ÉTAPE 3 DIMENSIONNEMENT DU/DES LÂCHER(S)

La variabilité des impacts des barrages sur le régime hydrologique et sédimentaire ainsi que la réactivité des tronçons fluviaux rend très difficile, voire impossible, le développement d'une méthode unique pour dimensionner les lâchers morphogènes. Il a été démontré (Kondolf & Wilcock, 1996 ; Reiser *et al.*, 1989) que différentes méthodes de dimensionnement appliquées à la même rivière, pouvaient conduire à préconiser une large gamme de débits... les mêmes débits pouvant d'ailleurs aboutir à des résultats différents d'un lâcher à l'autre.

Il convient donc de **dimensionner les lâchers morphogènes au cas par cas** en les adaptant aux caractéristiques physiques de la rivière, au contexte amont et aval du bassin-versant et aux objectifs visés. La difficulté majeure pour dimensionner des lâchers morphogènes de manière optimale provient des liens complexes entre l'hydraulique, le transport des sédiments et la réponse écologique à ces processus. **Il n'existe de ce fait pas de lâcher « idéal ».**



ATTENTION

Il existe des divergences parfois importantes dans la littérature concernant les paramètres de dimensionnement des lâchers (débit, durée, fréquence, saisonnalité). Nous avons donc fait le choix, pour alléger la lecture, de limiter les références scientifiques et de proposer nos propres recommandations, basées sur cette littérature mais aussi sur nos retours d'expérience. Toutes ces références sont disponibles dans les différents articles publiés par Loire *et al.* (2019) et dans la thèse de Loire (2019).

Les méthodes de dimensionnement proposées sont présentées ci-après par grands types d'objectif des lâchers (2.2.1).

2.3.1 Généralités

2.3.1.1 Nécessité d'une gestion adaptative

Le concept de gestion adaptative (*adaptive management* de Walters & Hilborn, 1975, Walters, 1986) avait pour ambition initiale d'aider à la gestion des systèmes complexes et dont l'évolution est incertaine. Le recours à la gestion adaptative est prôné par de nombreux scientifiques dans le cadre de la mise en œuvre de lâchers morphogènes, car les connaissances scientifiques évoluent chaque année et les caractéristiques écologiques d'un cours d'eau varient avec le temps. Il s'agit, pour ce qui concerne les lâchers morphogènes, de mettre en place une **approche itérative et progressive** pour bien cerner, sur des bases objectives et partagées, les dysfonctionnements observés et les actions à mettre en œuvre pour les résorber.

En effet, la compréhension des processus physiques (hydraulique, transport solide) à l'origine de la dynamique et de la morphologie des rivières et plus encore les relations entre ces processus et le fonctionnement biologique des

hydrosystèmes est encore parcellaire. Il est déjà difficile de prévoir les évolutions morphologiques d'un cours d'eau suite à un lâcher morphogène, il l'est plus encore de prédire les réponses des biocénoses. Afin de limiter cette incertitude, une gestion adaptative itérative, fonction de l'avancée des connaissances, doit être préconisée lors de la conception, la réalisation, le monitoring et l'ajustement des lâchers.

2.3.1.2 Les différents paramètres à dimensionner

Le dimensionnement d'un ou plusieurs lâchers morphogènes passe par la détermination de deux principaux paramètres :

- **le débit**, qui va permettre l'atteinte des seuils critiques conduisant à la mise en mouvement des particules sédimentaires, des macroformes du lit, à l'arrachement des jeunes pousses de végétation, etc. ;
- **la durée du lâcher** qui est fondamentale pour garantir l'intensité des processus (érosion, transfert et dépôt des sédiments par exemple) et donc un changement significatif dans la morphologie de la rivière.

N.B. La forme de l'hydrogramme, bien qu'encore peu étudiée, joue aussi un rôle important, notamment dans le déclenchement des processus de mobilité des sédiments ou d'arrachement de la végétation et le transfert de ceux-ci vers l'aval (vitesse de montée et durée du « plateau » de débit notamment).

En complément de ces deux principaux paramètres, deux autres éléments de dimensionnement sont également considérés :

- **la fréquence ou récurrence du lâcher**. S'agit-il par exemple d'un « one shot » pour « nettoyer » un tronçon colmaté suite à un évènement ponctuel ? Doit-on au contraire prévoir des lâchers réguliers pour en garantir l'efficacité sur le long terme ? On comprend généralement qu'une fréquence insuffisante n'aura que peu ou pas d'effet. À l'inverse, une fréquence trop élevée aura des effets indésirables sur le milieu.

N.B. La fréquence est intrinsèquement liée au **critère de déclenchement** qui sera présenté dans un chapitre spécifique. Les deux facteurs dépendent de **seuils critiques** (de colmatage, d'ensablement, de végétalisation, etc.) à ne pas dépasser. Ceux-ci justifieront le déclenchement, donc la fréquence, des lâchers.



ATTENTION

Nous verrons ci-après que pour la plupart des lâchers envisagés, même si des approches calculatoires simples (formules de seuils de mise en mouvement par exemple) ou plus complexes (modèles hydrauliques ou hydrosédimentaires) peuvent être mises en œuvre pour le dimensionnement, **il faudra quasi systématiquement passer par des expérimentations *ex situ*** pour trouver les valeurs optimales de débit/durée/fréquence.

2.3.2 Méthodes de dimensionnement

Nous rappellerons ci-dessous les **objectifs génériques** visés par les lâchers à dimensionner mais sans entrer dans le détail des critères de réussite attendus (ex. : décolmatage du tronçon et non décolmatage de 30 % du linéaire du tronçon) qui relèvent du cas par cas.

Pour chaque objectif visé, nous proposons **nos recommandations** en termes de débit/durée/fréquence et saisonnalité, précédées dans certains cas de **généralités** trouvées dans la littérature, s'il en existe et qu'elles sont pertinentes.

2.3.2.1 Décolmatage superficiel

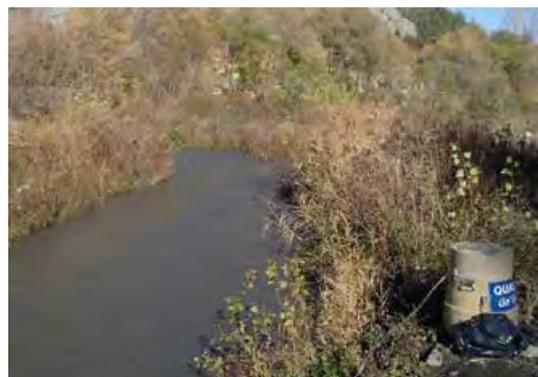
Il s'agit de décolmater tout ou partie d'un tronçon de rivière ayant subi ou subissant régulièrement un fort colmatage sous l'effet de diverses altérations liées à la présence d'un barrage amont : vidanges ou chasses ayant apporté des quantités importantes de limons, débit réservé trop faible pour exporter régulièrement les matériaux fins apportés depuis l'amont ou par les affluents, etc.

Débit

- Généralités

Plusieurs auteurs ont cherché à donner des ordres de grandeur pour mobiliser les éléments les plus fins déposés sur le fond du lit (généralement des limons aux sables fins). Beschta *et al.* (1981) indiquent par exemple qu'il faut *a minima* « perturber » le lit mineur. Pour d'autres il faut atteindre la mise en mouvement d'une taille de particule légèrement plus grossière que celle visée pour être un peu plus confiant dans l'atteinte des objectifs. Kondolf & Wilcock (1996) recherchent la mise en mouvement de la granulométrie sableuse alors que Henson *et al.* (2007) visent directement la mobilité des graviers.

- Nos recommandations :
 - détermination des débits critiques de mise en mouvement des fines via des formules simples (Hjulstrom [1935] et Shields [1936] par exemple) ou à partir de REX récents d'évènements hydrologiques naturels ayant permis de déterminer ces débits ;
 - réalisation d'un premier lâcher sur la base de ce dimensionnement « simple » puis ajustement du dimensionnement après analyses post lâcher (Figure 24) ;
 - démarche itérative jusqu'à obtention du débit optimal ou révision des objectifs.



© R. Loire - EDF

Figure 24. Photographies d'un lâcher sur la Durance. L'eau se charge en sédiments fins suite à la production d'un débit permettant leur mobilisation. La teneur en MES doit en parallèle être vérifiée par des prélèvements.

Durée

- Généralités

Les sédiments fins (argiles, limons, sables fins et très fins) se déplacent sensiblement à la vitesse du flux liquide (Petts *et al.*, 1985). Pour que ce type de sédiment soit totalement évacué du tronçon visé, il suffit donc de calculer le temps de propagation de la vague liquide au débit maximum et d'en assurer une descente de débit assez lente pour éviter que les sédiments se déposent de nouveau (Mürle *et al.*, 2003). D'autre part, un hydrogramme de lâcher présente une efficacité qui s'atténue vers l'aval (Henson *et al.*, 2007). La durée (et donc le volume) du lâcher doit donc être suffisante pour qu'il soit efficace sur l'ensemble du linéaire concerné (Figure 25). Enfin, l'effet d'un même hydrogramme sur la même rivière peut aussi donner des résultats très différents en fonction de l'état initial du milieu, par exemple si la dernière crue morphogène naturelle ou le dernier lâcher morphogène est récent ou ancien (Eder *et al.*, 2014).

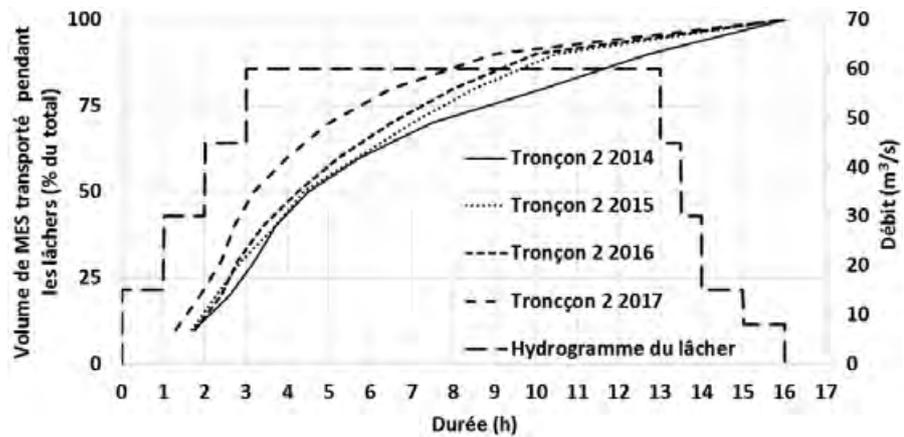


Figure 25 : Exemple d'hydrogramme réalisé sur la Durance pour le décolmatage de frayères. La montée est progressive les 3 premières heures. Une longue phase de plateau à débit maximum est ensuite maintenue jusqu'à une évacuation presque totale des sédiments fins hors du tronçon visé. Une descente progressive, par paliers successifs est ensuite assurée.

- Nos recommandations :
 - calculer le temps de propagation de la vague liquide et dimensionner sur cette base la valeur (qui dépend aussi de la granulométrie visée) et la durée de débit maximum ;
 - assurer une montée et une descente progressive dont les gradients doivent être déterminés précisément dans le cadre de l'étude.

Fréquence

- Généralités

Les lâchers de décolmatage sont dans la plupart des cas réalisés dans l'objectif d'entretenir ou de nettoyer les frayères avant la période de reproduction des poissons lithophiles. Ils peuvent être programmés annuellement si le niveau de colmatage des substrats de reproduction est de nature à affecter la réussite de la fraie. Un entretien minimum est parfois recommandé. Milhous (1998) a par exemple dimensionné la récurrence des débits d'entretien des frayères sur la Gunnison River avec une périodicité d'au moins une fois tous les 3 ans quel que soit l'état de surface du lit.



ATTENTION

Notre propre expérience montre que réaliser un lâcher morphogène sur un milieu peu ou pas colmaté peut avoir des effets contraires à ceux recherchés (exemples sur la Durance dans Loire *et al.*, 2019).

- Nos recommandations :
 - déterminer les valeurs critiques de colmatage vis-à-vis des objectifs visés ;
 - ne déclencher le lâcher que si ces valeurs sont atteintes (voir 2.5).

Saisonnalité

- Généralités

Les lâchers visant le décolmatage du lit sont généralement programmés en fonction du calendrier de reproduction des poissons.

- Nos recommandations :
 - réaliser le lâcher au plus tôt dans le mois précédent la période de reproduction pour éviter un recolmatage qui pourrait se produire avant la fraie.



ATTENTION

Il est néanmoins parfois risqué de réaliser un lâcher immédiatement avant la période « théorique » de fraie car certaines années, notamment lorsque la température de l'eau atteint un seuil critique, la fraie peut survenir plus précocement qu'en année moyenne. Il y aurait alors un risque pour la survie des œufs si la fraie a commencé. Ce risque doit donc être évalué par analyse des températures de l'eau et/ou une reconnaissance de terrain peu avant la période programmée pour la lâcher.

2.3.2.2 Dessablement

Comme pour le décolmatage, ce type de lâcher vise à évacuer un excès de sables dans le lit mineur d'un cours d'eau lié à la présence et au mode de gestion d'un barrage amont (volumes importants de sables apportés par les affluents et non évacués par le débit réservé du tronçon, vidanges ou chasses ayant apporté une forte quantité de sables, etc.).

Débit

- Généralités



ATTENTION

Lorsque les sables sont visés par un lâcher morphogène en aval d'un barrage, la contrainte environnementale principale est souvent de ne pas engendrer de mobilité de la fraction granulométrique immédiatement supérieure (graviers), car c'est elle qui est le support de fraie des poissons. Le dimensionnement doit alors être prudent et précis (augmentation du débit pas à pas). Dans cette optique, sur la Selves, la valeur du « bon débit » après calculs sommaires de débits critiques via les formules classiques pour déterminer les ordres de grandeur (ici entre 10 et 20 m³/s), a été déterminée en faisant des essais *in situ* à 10, 15 et 20 m³/s sur une courte durée. Il en est ressorti qu'un débit de 10 m³/s était efficace pour le délimonage, un débit à 15 m³/s était efficace pour dessabler et qu'un débit à 20m³/s engendrait une mobilité trop importante des graviers que l'on souhaite préserver pour la fraie (Loire et al., 2019 Selves).

- Nos recommandations :
 - détermination des débits critiques de mise en mouvement des sables via des formules simples (Hjulstrom [1935] et Shields [1936] par exemple) ou à partir du REX récent d'évènements hydrologiques naturels ayant permis de déterminer ces débits ;
 - réalisation d'un premier lâcher sur la base de ce dimensionnement « simple » puis ajustement du dimensionnement après analyses post-lâcher ;
 - démarche itérative jusqu'à obtention du débit optimal ou révision des objectifs (Figure 26).



Figure 26. Illustration des débits de lâcher testés sur la Selves. a) débit réservé (0.24 m³/s), b) 10 m³/s, c) 15 m³/s et d) 20 m³/s. Le module de la Selves est de 4,8 m³/s et le débit de crue biennale (Q2) est de 61 m³/s.

© R. Loire - EDF

Durée

- Généralités

La durée d'un lâcher permettant une action efficace sur les sables est difficile à évaluer car contrairement aux fines, leur vitesse de transit en masse (par charriage notamment) est bien inférieure à celle de l'eau (plusieurs centaines à plusieurs milliers de fois moindre). Collier *et al.* (1997) montrent que le dimensionnement de la durée d'un lâcher visant à remobiliser puis exporter du sable doit aussi tenir compte du fait que la quantité de sable transporté varie fortement en fonction du débit. Sur l'un de leurs sites, le flux de sables transporté a par exemple été multiplié par huit lorsque le débit liquide a été doublé. Le même type de constat a été fait sur la Selves (Loire *et al.*, 2019), où le volume de sable transporté a été multiplié par 4 pour un débit multiplié par 2 (10 à 20 m³/s).

- Nos recommandations :

- la méthode la plus précise à l'heure actuelle (pour un cours d'eau de moins de 15 m de large) pour dimensionner la durée d'un lâcher visant à évacuer les sables d'un tronçon de rivière consiste à mesurer, au moyen de traceurs par exemple (sables colorés), la vitesse de progression des masses sableuses pour différents débits puis d'en déduire la durée de lâcher nécessaire pour les évacuer d'un tronçon de longueur donnée. Ainsi, sur la Selves, les vitesses moyennes de transit des masses sableuses sous un débit de 15 m³/s sont de l'ordre de 15 à 20 m/h. Pour désensabler totalement le TCC de 11 km, il faudrait donc théoriquement un ou plusieurs lâchers d'une durée cumulée de l'ordre de 650 heures, soit un volume d'eau nécessaire de 35 millions de m³... ;
- à défaut (cours d'eau > 15 m de large), une approche par modélisation hydrosédimentaire (1D ou 2D) peut permettre d'obtenir des ordres de grandeurs des vitesses de propagation des masses sableuses ;
- enfin, sur de plus grands cours d'eau peu turbulents, le suivi des macroformes en temps réel par écho sondeur (*dune tracking*) peut aussi apporter des éléments d'information. C'est cependant un type de mesure complexe à mettre en œuvre.

Fréquence

- Généralités

La fréquence de réalisation de lâchers de dessablement est à déterminer en fonction des critères ci-après.

> L'état initial des milieux

Si le milieu est très ensablé et que l'on souhaite exporter tout le sable hors du tronçon concerné, il sera généralement nécessaire, tant pour des raisons de volume disponible pour le lâcher, que pour des raisons économiques et écologiques, de réaliser plusieurs lâchers. Les premiers lâchers peuvent être courts pour déterminer précisément le débit puis un (ou plusieurs) lâcher plus long peut être réalisé pour exporter la totalité des sables en excès.

> Les apports sableux du bassin versant

On peut aussi dimensionner la récurrence des lâchers pour éviter un nouvel ensablement généralisé du cours d'eau. Il faut alors se baser sur une évaluation des apports des affluents et essayer de se rapprocher d'une fréquence de lâcher permettant un bilan sédimentaire équilibré à une échelle annuelle ou biennale. Sur le Colorado par exemple, les chercheurs ont dimensionné la récurrence des lâchers en fonction des apports sableux des affluents présents en aval des barrages. Ils estiment ainsi qu'un lâcher morphogène d'une durée et d'une ampleur limitée est à préconiser tous les 10 ans pour évacuer les apports des affluents (Melis, 2011).

- Nos recommandations :

- faire un ou plusieurs lâchers expérimentaux pour obtenir les valeurs de débit critique et les vitesses de transit des masses sableuses ;
- évaluer les apports annuels des affluents ;
- déterminer un « ensablement critique » à ne pas dépasser sur un certain linéaire ;
- ajuster la fréquence des lâchers sur ces bases

Saisonnalité

- Nos recommandations

Si le lâcher a pour objectif un dessablement visant à améliorer l'habitat de reproduction des poissons, la mise en œuvre s'apparente à celle du décolmatage superficiel. Si le dessablement vise des objectifs d'amélioration plus étendus, il peut intervenir immédiatement suite à l'arrivée massive de sables (apports d'affluents suite à une crue, manœuvre de gestion des ouvrages amont ayant entraîné des apports sableux) sous réserve de la compatibilité avec les diverses contraintes (voir 2.4).

2.3.2.3 Désalgage du périphyton

L'objectif visé est le « nettoyage » de la surface des alluvions grossières colonisées par le biofilm, principalement en période estivale. Les enjeux peuvent être écologiques (exemple : consommation excessive d'oxygène) mais aussi touristiques (un développement excessif de périphyton fait « sale », rend le cours d'eau glissant etc.) ou de salubrité (cyanobactéries).

Les recherches se multiplient ces dernières années autour de lâchers morphogènes visant à lutter contre le développement de la végétation aquatique (Cullis *et al.*, 2015 ; Flinders, 2009). La connaissance des éléments clés à respecter pour réussir de telles opérations a progressé mais de nombreuses questions restent encore en suspens.

Débit

- Généralités

La littérature fournit des ordres de grandeur de débit permettant l'export du périphyton. Ils sont en général basés sur le module annuel. Clausen & Biggs (1997) affirment ainsi qu'il est nécessaire d'atteindre un débit au moins égal à 3

à 5 fois le débit moyen annuel alors que Flinders & Hart (2009) proposent plutôt 10 fois. D'autres auteurs se basent sur l'atteinte d'une vitesse/débit critique permettant la mobilité du substrat grossier support du périphyton (*a minima* la couche d'armure).

Trois types de processus entrent potentiellement en jeu dans la régulation du périphyton :

- l'**arrachement mécanique du biofilm grâce aux vitesses** d'écoulement près du fond du lit. Flinders (2009) montre par exemple que les vitesses à atteindre doivent être supérieures à 1m/s mais que leur efficacité est non linéaire. Biggs & Gerbeaux (1993) ont quant à eux évalué que la superficie du biofilm était divisée par 4 lorsqu'il était exposé à des vitesses d'environ 0,6 m/s ;
 - la **mise en mouvement** (suspension près du fond ou charriage) d'une quantité importante de sédiments pouvant jouer un rôle abrasif (sables principalement) ;
 - la **mobilité complète du substrat alluvial**, qui est sans doute le processus le plus efficace mais qui nécessite généralement un débit plus conséquent (voir plus loin).
- Nos recommandations

Nous préconisons d'appliquer la méthode visant à mobiliser *a minima* la couche d'armure, pour être certain d'avoir une action efficace de destruction du biofilm et notamment du périphyton (voir 2.3.2.4).

Durée

- Nos recommandations

Lorsque la mobilité de la couche d'armure est recherchée, la durée de l'évènement à débit maximum peut être courte (quelques heures) car il suffit que la couche d'armure soit retournée pour que le biofilm disparaisse (voir Indicateurs de désalgage [périphyton + algues] page 45).

Fréquence

- Généralités

La vitesse de recolonisation du périphyton et des algues en général après une crue naturelle ou un lâcher artificiel se compte en jours, d'où des méthodes de dimensionnement de la récurrence des lâchers basées sur le temps de croissance. Deux approches ont été recensées :

- la première est basée sur le temps écoulé entre deux crues ou lâchers qui est l'un des facteurs de contrôle le plus significatif, en lien avec le taux de croissance des algues (Cullis *et al.*, 2015 ; Heat *et al.*, 2012 ; Flinders & Hart, 2009) ;
- la seconde est axée sur l'atteinte d'un certain niveau de crue. Par exemple, en Nouvelle Zélande, l'apparition du *Phormidium* (cyanobactérie) est conditionnée par l'absence de crue d'un débit égal à 3 fois le débit médian pendant deux semaines. Il s'agit donc d'un indicateur d'alerte préventif qui peut permettre de prendre la décision de réaliser un lâcher (Heath *et al.*, 2011).

- Nos recommandations

Les approches mentionnées ci-dessus sont à adapter au niveau local en fonction du contexte géomorphologique et du type de végétation aquatique ciblé.

En complément de ces deux approches, on peut déterminer un seuil critique de recouvrement et ajuster la fréquence en fonction. D'une manière générale, il faudrait probablement plusieurs lâchers pendant la saison estivale pour maintenir un substrat de qualité.

Saisonnalité

- Nos recommandations

La réalisation de lâchers morphogènes pour la gestion du périphyton doit intervenir lorsque celui-ci se développe en prenant en compte les autres contraintes, écologiques notamment.

2.3.2.4 Mobilité des substrats grossiers

L'objectif de ce type de lâcher est de mobiliser les alluvions grossières présentes dans le lit de la rivière (chenal principal et éventuellement bande active) pour permettre notamment un décolmatage interstitiel et leur régénération. On vise donc généralement la rupture de la couche d'armure et une mobilisation de quelques centimètres à dizaines de centimètres de la sous-couche. On ne vise pas encore à ce stade, une propagation significative de ces alluvions vers l'aval.

Débit

- Généralités

On trouve peu de références à ce type d'objectif dans la littérature sur les lâchers morphogènes. Les méthodes de dimensionnement sont principalement basées sur trois approches :

- une référence à des débits morphogènes naturels (débits de pleins bords, débit de fréquence 1,5/2ans). Cette approche n'a pas été développée spécifiquement pour les besoins de dimensionnement de lâchers morphogènes mais est issue de la littérature géomorphologique classique, basée sur l'étude de cours d'eau pas ou peu anthropisés ;



ATTENTION

Cette méthode montre rapidement ses limites dans le contexte de cours d'eau influencés par des barrages, notamment s'ils sont anciens, car elle ne prend pas en compte les ajustements géomorphologiques réalisés par la rivière depuis leur mise en service.

- l'évaluation sommaire de débits critiques de mise en mouvement via les formules « classiques », puis des tests *in situ* pour caler le « bon » débit ;
 - la mise en œuvre de modélisations hydrauliques ou hydrosédimentaires permettant de simuler numériquement les caractéristiques hydrauliques du cours d'eau pour différentes gammes de débits et l'évolution morphologique associée. Cette approche est généralement mise en œuvre pour réduire le nombre de tests *in situ* en permettant d'encadrer un peu mieux les débits nécessaires pour atteindre les objectifs fixés. Les résultats d'une modélisation doivent cependant être traités avec précaution en raison des fortes incertitudes qui subsistent dans le domaine, malgré les progrès de ces dernières années.
- Nos recommandations :
 - une évaluation sommaire de débits critiques de mise en mouvement des particules de l'armure via les formules « classiques », puis mise en œuvre de tests *in situ* pour déterminer le débit optimal (même principe que pour le dessablement) ;
 - la mise en œuvre d'un modèle hydraulique (1D ou 2D) si l'on cherche à mieux spatialiser les vitesses critiques de mobilité sur l'ensemble de la bande active. Il permettra notamment d'identifier les débits critiques en fonction des zones que l'on souhaite activer (Figure 27).

Durée

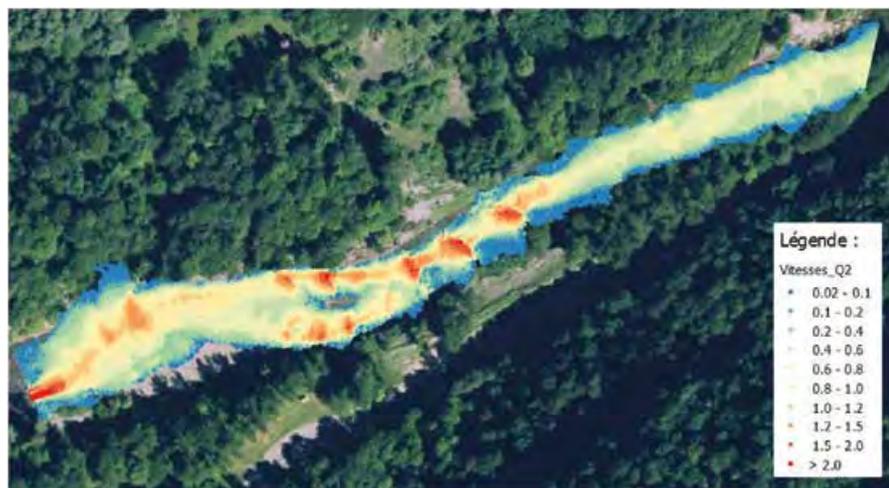
- Nos recommandations

Lorsque l'on ne recherche que la mobilité du substrat grossier sans engendrer de mobilité plus globale des macroformes, la durée du lâcher peut ne pas dépasser quelques heures après l'atteinte du débit seuil de mise en mouvement des particules. C'est le retour d'expérience après quelques tests qui permettra d'évaluer la bonne durée à retenir.

Fréquence

- Généralités

La fréquence nécessaire pour ce type d'objectif est souvent liée aux conditions hydrologiques observées pendant l'année. Par exemple, sur les rivières Jogne et Grande Eau en Suisse, une crue par an est jugée suffisante. Par conséquent, si



© ECOGEA 2017

Figure 27. Exemple de cartographie 2D présentant les vitesses d'écoulement modélisées dans un tronçon de rivière en aval d'un barrage

une crue naturelle se produit dans l'année, et qu'elle n'est pas trop atténuée par le barrage lui-même, il n'est pas nécessaire de réaliser un lâcher. La nécessité de réaliser un lâcher est discutée chaque année par des experts après visite de sites représentatifs et l'établissement de bilans hydrologiques. Le nombre de lâchers peut évoluer en fonction de cet état.

N.B. Il existe un compromis à trouver entre l'intensité du lâcher et sa fréquence. Ainsi, Scheurer & Molinari (2003) montrent que sur la Spöl un lâcher à 40 m³/s est écologiquement plus efficace que deux lâchers de 10 et 30 m³/s et que 1 à 2 lâchers par an peuvent être envisagés sur le long terme.

- Nos recommandations

Réaliser un état initial sur n stations témoins et déterminer un niveau de colmatage critique sur lequel sera basée la fréquence de déclenchement (voir chapitre correspondant)

Saisonnalité

- Nos recommandations :

- pour ce type d'objectif, on entre dans une gamme de débit/durée qui commence à être importante ; on aura intérêt à réaliser les lâchers pendant une période de hautes eaux naturelles (fonte printanière par exemple) pour s'appuyer sur des écoulements déjà relativement importants. C'est finalement la somme des contraintes qui indiquera la fenêtre temporelle pendant laquelle le lâcher sera le plus efficace et/ou le moins pénalisant.

2.3.2.5 Arrachage des macrophytes, hélrophytes, etc.

Ce type de lâcher vise l'arrachage puis l'exportation vers l'aval de macrophytes en excès dans le cours d'eau.

Débit

- Généralités

Le débit efficace pour éradiquer les macrophytes semble être *a minima* le débit critique permettant de mobiliser le substrat alluvial support (voir objectif précédent ; Cullis *et al.* 2015 notamment), sur une épaisseur égale à la profondeur d'enracinement des plantes (Batalla & Vericat, 2009 - Figure 28 ; Batalla *et al.*, 2014 - Figure 29). Ainsi, les lâchers morphogènes mis en œuvre sur l'Ebre ont été dimensionnés sur la base des débits critiques de mise en mouvement du D₉₅ du lit mineur (Tena *et al.*, 2013).

L'influence du pavage et de l'armure sont aussi à étudier de près dans la mesure où un substrat compact et stable (pavé) est plus facile à coloniser qu'un substrat

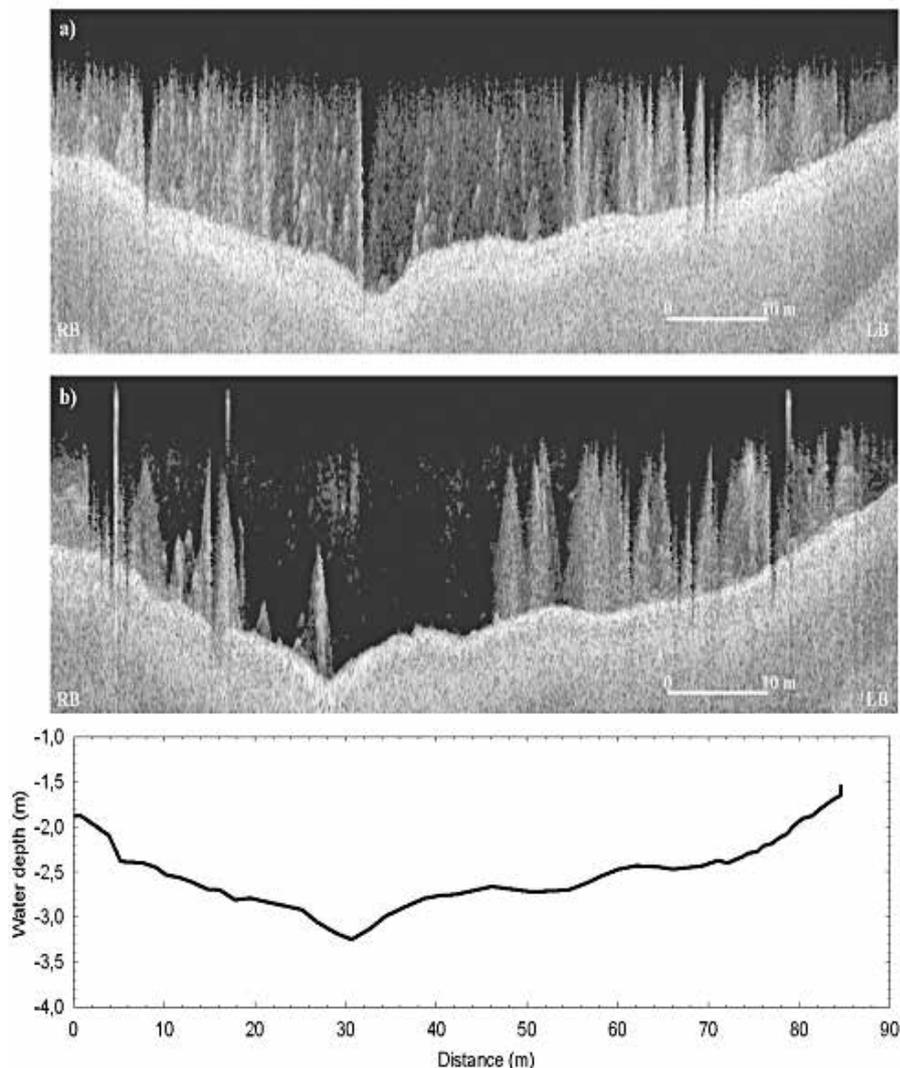


Figure 28. Exemple de l'emprise de macrophytes sur un profil de l'Ebre avant et après un lâcher morphogène (Batalla et Vericat, 2009).

seulement armuré, potentiellement mis en mouvement lors de petites crues.

L'efficacité du lâcher doit être analysée à l'échelle du linéaire concerné. Batalla & Vericat (2009) montrent en effet que l'efficacité peut être très importante sur les premiers kilomètres puis nettement plus faible en aval. De ce fait ils travaillent depuis quelques années sur le dimensionnement de plusieurs pics successifs (2 à 3) visant à arracher, puis renforcer la compétence de la crue et enfin évacuer les macrophytes vers l'aval (figure 29).

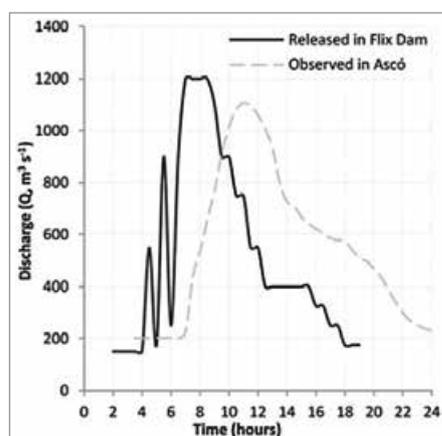


Figure 29. Exemple d'hydrogramme réalisé sur l'Ebre (Espagne) pour la gestion des macrophytes (Batalla *et al.*, 2014).

- Nos recommandations :
 - si le lit est pavé, on visera des débits permettant l'arrachage mécanique direct des végétaux (par la force de traction) ;
 - si le lit n'est qu'armuré, on évaluera au moyen des formules classiques (voir plus haut), le débit critique de mise en mouvement du D_{95} de l'armure ;
 - là encore des lâchers test avec un suivi approprié permettront d'affiner le dimensionnement ;
 - si l'on cherche à mieux spatialiser les vitesses critiques de mobilité sur l'ensemble de la bande active, la mise en œuvre d'un modèle hydraulique (1D ou 2D) peut être intéressante. Il permettra notamment d'identifier les débits critiques en fonction des zones que l'on souhaite activer.

Durée

- Généralités

Il convient de distinguer la durée nécessaire à la mise en mouvement des sédiments et/ou à l'arrachage direct des algues mais aussi la durée nécessaire à l'exportation des végétaux arrachés (vitesse de transit de ceux-ci jusqu'à l'aval du tronçon visé). Celle-ci est plus longue que le temps de propagation de la vague liquide mais nettement plus rapide que la vitesse de déplacement des particules sédimentaires (voir plus haut).

- Nos recommandations :
 - évaluer au moyen d'un modèle hydraulique, la vitesse moyenne de la masse d'eau pour différents débits, qui multipliée par la distance à traiter, sera donc la durée minimale du plateau de l'hydrogramme au débit approprié pour le transit des algues ;

N.B. Ce débit de plateau n'est pas nécessairement le débit maximum permettant l'arrachage des algues ou la déstructuration de l'armure.

- valider/amender cette durée au moyen de tests *in situ*.

Fréquence

Se reporter à la gestion du périphyton (voir paragraphe 2.3.2.3).

Saisonnalité

Se reporter à la gestion du périphyton.

2.3.2.6 Arrachage de la végétation alluviale

L'objectif de ce type de lâcher est de limiter le développement de la végétation alluviale dans la bande active du cours d'eau (herbacées et végétation arbustive pionnière notamment) en l'arrachant avant que son système racinaire ne devienne trop puissant (soit au maximum avant 2 saisons végétatives).

N.B. La suppression totale de la végétation alluviale pionnière n'est cependant pas à rechercher systématiquement car ces milieux présentent un intérêt écologique fort (habitat pour l'avifaune, etc.). D'autre part, il est important de considérer le risque éventuel d'accumulation des végétaux arrachés (embâcle de bois) sous des ponts, dans des vannages, etc., au sein ou en aval de la zone concernée.

Débit

- Généralités

Les lâchers morphogènes peuvent engendrer une mortalité de la végétation alluviale sous l'effet de cinq processus (Hughes & Rood, 2003 ; Jourdain *et al.*, 2017) :

- l'arrachage direct ;
- l'érosion latérale des surfaces alluviales sur lesquelles elle pousse (bancs, berges) ;
- l'érosion verticale des substrats supports ;
- l'ensevelissement sédimentaire ;
- la submersion de longue durée.

La gestion de la végétation alluviale par lâchers morphogènes est actuellement peu étudiée d'un point de vue opérationnel (Rivaes *et al.*, 2015 ; Jourdain *et al.*, 2017) et les résultats sont souvent contrastés. La destruction de la végétation suite à un lâcher a par exemple été clairement démontrée sur le Colorado où les graminées et les herbacées ont été enfouies sous deux mètres de sédiments fins et où la végétation herbacée de la bande active a été arrachée. En revanche, les arbustes et les arbres n'ont été que peu impactés (Schmidt *et al.*, 2001). Des effets positifs sur une végétation jeune ont également été observés au cours d'un lâcher sur un site de la Bill Williams River (USA) (Shafroth *et al.*, 2010 ; Wilcox & Shafroth, 2013). Sur la Spöl (Suisse), les lâchers morphogènes réalisés au cours de plusieurs expérimentations n'ont eu que peu d'effets sur la végétation, tant en termes de destruction que de modification du cortège d'espèces (Mürle *et al.*, 2003). C'est aussi ce qu'observe Baker (2002) sur la Cudgegong River en Australie.

L'effet des lâchers morphogènes peut parfois être contraire à celui recherché. Hughes & Rood (2003) et Stromberg (2001) montrent ainsi que les dépôts sédimentaires générés par les lâchers ont constitué de nouveaux espaces de colonisation favorables à la germination des espèces natives, mais aussi de plantes invasives. Sur l'Isère, un lâcher réalisé en 2018 a généré le même type de phénomène. Ainsi, par rapport à la surface initiale des bancs, 33 % de nouveaux dépôts ont été observés (Figure 30). Au-delà des espaces de colonisation, la fragmentation d'individus ou le fait de favoriser la dérive de propagules lors des lâchers peut favoriser la colonisation aval par des espèces invasives.

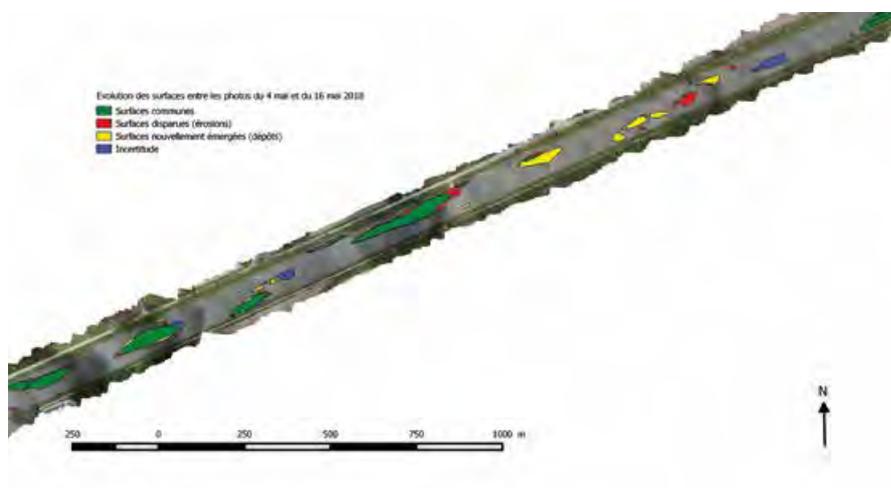


Figure 30. Extrait cartographique de l'évolution des surfaces sur l'Isère suite à un lâcher morphogène. Les surfaces en jaune (nouveaux dépôts post-lâcher) témoignent d'une augmentation de 33% de la surface totale de bancs.

Il a aussi été démontré que des lâchers d'un débit sensiblement égal à la crue annuelle avant barrage n'ont aucune efficacité sur une végétation alluviale mature (Cooper & Andersen, 2012). Pour parvenir à détruire tout ou partie de la végétation alluviale de la bande active, les débits permettant d'atteindre le charriage des sédiments sur toute la largeur de la section doivent être recherchés. Les débits nécessaires pour atteindre cette emprise de charriage total peuvent représenter des temps de retour de plusieurs années (Hughes & Rood (2003), jusqu'à 10 à 15 ans pour Kondolf & Wilcock (1996). Jourdain (2017) montre cependant que sur l'Isère, sur un événement naturel de fréquence décennale, un très faible pourcentage de la surface végétalisée par des stades arbustifs de salicacées est remobilisé et que les salicacées de plus de 2 ans ne sont pas du tout éliminées (Figure 31).



© J.R. Malavoi - EDF

Figure 31. Vue de la racine d'un saule blanc de 1 an environ (a) et du système racinaire d'une herbacée pionnière, le *phalaris* (b). Notons que les individus photographiés ont résisté à une crue décennale de l'Isère en 2015.

Pour la végétation jeune, les contraintes critiques nécessaires à l'arrachage des plantules restent encore mal définies (Kondolf & Wilcock, 1996). Les modélisations réalisées dernièrement par Rivaes *et al.* (2015) montrent que la définition des contraintes d'arrachement est très spécifique aux sites et que des crues alternées de fréquence naturelle de 2-3 ans à 10 ans sont nécessaires pour entretenir les milieux.

L'efficacité des lâchers morphogènes sur la végétation, comme sur la morphologie en général d'ailleurs, varie en fonction de la distance au barrage. Des érosions associées à des mortalités végétales par arrachement sont souvent observées près du barrage puis ces processus sont progressivement remplacés par des enfouissements sédimentaires qui peuvent générer de la mortalité sur les tronçons plus en aval. Cette efficacité varie également latéralement, les lâchers étant plus efficaces près du lit actif que sur les marges. Elle varie enfin selon la composition granulométrique du substrat : sur une rivière à sables, les seuils de mobilisation du substrat sont rapidement dépassés permettant d'atteindre facilement les valeurs critiques d'érosion ce qui n'est pas le cas des rivières à graviers où ces seuils critiques sont bien plus hauts, nécessitant des débits de lâchers importants.

- Nos recommandations :

- ne viser qu'un objectif atteignable, c'est-à-dire les végétaux d'un âge inférieur à 2, voire 1 an ;
- définir l'emprise du lit que l'on souhaite entretenir : toute la bande active ? une bande d'au moins n mètres, etc. Cela dépendra beaucoup de l'objectif d'entretien : purement écologique (rajeunissement des formations végétales), sûreté (réduire le risque d'inondation), etc. ;
- ne pas forcément rechercher un débit d'arrachement. Il est plus efficace selon nous de rechercher la mobilité des substrats supports et dans ce cas, comme pour les macrophytes, atteindre les vitesses critiques de mobilité du D_{90} ou D_{95} de l'armure, la question étant jusqu'où dans le lit moyen doit-on atteindre ces vitesses. Si c'est sur toute la largeur, les débits peuvent être très élevés (Q_{10} ou supérieur), si l'on ne vise que la partie la plus basse des bancs alluviaux, ils seront moindres ;
- si besoin, mettre en œuvre un modèle numérique hydrosédimentaire couplé à un modèle de croissance de la végétation.

Durée

- Nos recommandations :

- si l'on atteint bien les débits de mobilité de l'armure, c'est la durée du lâcher qui va permettre d'éroder la sous-couche sur une épaisseur suffisante pour atteindre sensiblement la profondeur du chevelu racinaire des végétaux visés ;

- cette durée peut être évaluée par une modélisation numérique hydrosédimentaire mais là encore, seuls des lâchers test suivis correctement pourront permettre d'affiner le couple débit/durée.

Fréquence

- Généralités

Pour prévenir l'installation de la végétation, il serait nécessaire de recourir à des lâchers mobilisant la surface du lit au moins tous les 2 ans pour éviter l'installation de plantes matures dont les réseaux racinaires deviennent rapidement très résistants à l'érosion (Kondolf & Wilcock, 1996).

Corenblit *et al.*, (2007) définissent 4 étapes d'évolution temporelle de la végétation dans la bande active d'un cours d'eau, qui peuvent nous aider à organiser saisonnièrement les lâchers :

1. une période initiale dans laquelle les processus géomorphologiques dominent ;
2. une seconde période au cours de laquelle la végétation s'implante sur des surfaces nues (bande active « vraie ») ;
3. une troisième période où la végétation est capable d'interagir mécaniquement avec les processus morphologiques pendant les crues ;
4. une dernière période durant laquelle la végétation est assez mature et dense pour imposer sa structure aux processus géodynamiques.

- Nos recommandations :

- la logique impose donc d'agir avant le stade 4, voire si possible avant le stade 3, ce qui correspond sensiblement à un âge de 1 à 2 ans ;
- agir sur les débits au moment de la germination afin de limiter l'installation des plantules et anticiper le problème (voir rubrique « saisonnalité » ci-dessous). Ceci relève de lâchers lorsque ceux-ci sont préconisés à la suite de l'arrachage de la végétation afin de prévenir sa réinstallation.

Saisonnalité

- Généralités

Pour limiter le développement de la végétation alluviale de la bande active, les lâchers morphogènes doivent tenir compte de la saisonnalité des débits et des cycles de développement des biocénoses végétales (Stromberg & Patten, 1990). Le lâcher peut être alors préconisé non pour arracher des plants déjà bien établis lors d'épisodes de crue mais pour évacuer les graines ou arracher les plantules tout juste en phase de germination en s'appuyant sur un épisode de hautes eaux. Lors de ces lâchers, le caractère invasif des espèces relevées lors du diagnostic initial devra être envisagé afin de prévenir toute dispersion.

- Nos recommandations

Pour ce type d'objectif, on est dans une gamme de débit/durée importante :

- on aura intérêt à réaliser les lâchers pendant une période de hautes eaux naturelles (fonte des neiges par exemple) pour s'appuyer sur des écoulements déjà relativement importants ;
- le chargé d'étude devra se rapprocher de phyto-écologues pour optimiser les périodes qui doivent suivre la phase de dispersion des graines dans le corridor fluvial, très variables d'une espèce à l'autre ;
- c'est finalement la somme des contraintes qui indiquera la fenêtre temporelle pendant laquelle le lâcher sera le plus efficace et/ou le moins pénalisant.

2.3.2.7 Mobilité des macroformes / érosion des berges

L'objectif des lâchers est ici de remobiliser complètement les macroformes de la bande active et de permettre leur migration vers l'aval. Dans certains cas, on visera aussi la réactivation de l'érosion des berges, notamment pour apporter par ce processus géodynamique, une certaine quantité d'alluvions « fraîches » le long du cours d'eau. On espère aussi par ces lâchers, avoir une action forte (plus forte que la précédente) sur la végétation alluviale de la bande active. Dans certains cas, des lâchers sont aussi réalisés pour mobiliser les apports sédimentaires des affluents majeurs qui s'accumulent à leur confluence (deltas, cônes torrentiels) car ils ne sont plus régulièrement repris du fait de la réduction de la fréquence des crues naturelles. C'est notamment le cas en montagne où ces apports non repris par le cours d'eau collecteur peuvent générer des risques d'inondation (Figure 32).



Figure 32. Exemple de deux zones de confluence de tributaires très chargés en sédiments susceptibles de réduire fortement la débitance du cours d'eau collecteur (source : Google Earth).

Débit

- Généralités

La mobilité des faciès d'écoulement ou des macroformes alluviales est généralement observée pour un débit de pleins bords. C'est d'ailleurs celui-ci qui est le plus souvent conseillé (Pitlick & Steeter, 1998 ; Petts, 1995 ; Hill *et al.*, 1991 ; Olsen *et al.*, 1997 ; Dunne & Leopold, 1978). Pour Shafroth *et al.* (2010), il est nécessaire de produire un débit mobilisant le diamètre moyen. On trouve aussi quelques références en termes de temps de retour des crues, généralement dans une gamme de 1 à 5 ans (Petts, 1995, Montgomery & Bolton, 2003), ce qui rejoint la première approche puisque les débits de pleins bords sur de nombreuses rivières naturelles ont une fréquence comprise entre 1 et 3 ans.

- Nos recommandations :

- la fréquence des crues ayant généralement été fortement réduite par la présence d'un barrage amont, il est difficile, voire risqué, de se baser sur les débits pré-aménagement. Il convient donc plutôt de se référer, via des calculs hydrauliques simples ou un modèle hydraulique, à des débits permettant d'atteindre les vitesses critiques de charriage total sur toute la largeur de la bande active que l'on souhaite mobiliser ;
- si besoin, mettre en œuvre un modèle numérique hydrosédimentaire.

Durée

- Généralités

Les processus de charriage d'alluvions grossières sont beaucoup plus lents que pour les sédiments fins. Il est donc nécessaire d'atteindre des durées de plusieurs jours pour cet objectif, notamment sur les grandes rivières. La durée nécessaire pour que la charge solide atteigne la distance de transit souhaitée est aussi beaucoup plus complexe à déterminer (Dollar, 2000 ; Wilcock *et al.*, 1996). Cette difficulté provient de la dépendance de plusieurs paramètres tels que la longueur du tronçon visé, sa pente, sa morphologie (les faciès d'écoulement notamment), etc.

Pour obtenir une mobilité sur tout un tronçon, il est nécessaire de maintenir une durée conséquente. Leeks et Newson (1989) ont en effet montré que sur un même site, un lâcher avec un débit élevé, générerait moins d'érosion des berges qu'un débit plus faible mais réalisé sur une plus longue durée. De nombreux chercheurs considèrent également que la forme de l'hydrogramme joue un rôle majeur dans l'atteinte des processus géomorphologiques visés. L'arrêt brutal du lâcher (Watts *et al.*, 2009) ou une baisse très rapide du niveau d'eau (Kondolf & Wilcock, 1996) semblent notamment augmenter l'efficacité de l'érosion latérale. Kondolf & Wilcock (1996) observent aussi que les processus de mobilisation/transit des macroformes sont plus efficaces lorsque les bancs ont été submergés assez longtemps (forte présence d'eau interstitielle).

N.B. Ces modifications brutales de l'hydrogramme peuvent toutefois ne pas être compatibles avec les contraintes environnementales et les contraintes de sûreté.

- Nos recommandations :
 - envisager des lâchers sur plusieurs jours ;
 - évaluer l'intérêt (tests *in situ* ou modélisation) de réaliser des fluctuations de débit (alternance rapide de pics et de creux) pour activer les processus d'érosion.

Fréquence

- Nos recommandations

Fréquence à déterminer au cas par cas en fonction des enjeux (risque inondation lié à des apports sédimentaires massifs d'affluents par exemple)

Saisonnalité

- Nos recommandations

C'est la somme des contraintes qui déterminera la fenêtre temporelle pendant laquelle le lâcher pourra être réalisé. Ce type de lâcher demande un volume eau très important qui nécessitera de s'appuyer sur des hautes eaux voire des crues naturelles que l'on laissera passer (transparence) au lieu de les stocker.

2.3.2.8 Dynamique fluviale à l'échelle d'un corridor - rescindements de méandres – inondation de la plaine alluviale

L'objectif de ce type de lâcher, qui correspond au couple débit/durée le plus important, est principalement l'inondation du lit majeur, voire son « rajeunissement ». C'est un type d'objectif qui n'est pas visé à ce jour en Europe (pas de références bibliographiques). Il ne sera donc pas développé dans ce guide.





2.4 ÉTAPE 4 PREMIER BILAN AU FILTRE DES CONTRAINTES

L'objectif de ce premier bilan de la procédure est de valider le dimensionnement du lâcher optimal ou, dans le cas contraire, de réviser ce dimensionnement, ce qui nécessitera le plus souvent une révision, à la baisse, des objectifs et/ou des critères de réussite. Ce bilan sera aussi l'occasion de proposer les **solutions alternatives** qui auraient été étudiées parallèlement pour répondre aux objectifs visés. Il amènera enfin dans certains cas à l'étude de **solutions complémentaires** qui permettraient de réduire à la baisse le dimensionnement optimal (débit/durée/fréquence) tout en conservant les objectifs et les critères de réussite attendus.

Ce bilan sera établi sur la base de **l'analyse des contraintes** qui obligerait à réduire à la baisse ce dimensionnement.

Nous précisons ci-dessous l'encadrement réglementaire applicable aux opérations de lâchers, puis recensons les contraintes les plus « classiques » et les principales solutions à mettre en œuvre pour les éviter ou les résorber.

2.4.1 Encadrement réglementaire

On distingue deux cadres juridiques pour les installations hydroélectriques selon leur puissance maximale brute, qui vont conduire à des contraintes différentes :

- les installations de moins de 4,5 MW, qui nécessitent l'obtention d'une autorisation environnementale, délivrée par le préfet ;
- les installations de plus de 4,5 MW, qui sont classées sous le régime de la concession, également délivrée par le préfet.

2.4.1.1 L'encadrement des lâchers d'eau morphogènes pour les installations sous le régime de l'autorisation

Les lâchers d'eau morphogènes peuvent être encadrés juridiquement par :

- l'arrêté préfectoral d'autorisation, qui peut annexer ou intégrer un règlement d'eau ;
- l'arrêté de prescriptions techniques générales (APTG relatives à la rubrique 3.1.1.0 de la nomenclature IOTA) de 2015 ;
- ou par les consignes d'exploitation de l'ouvrage (fixées par arrêté ou non).

Règlement d'eau dans le cadre de l'arrêté préfectoral

Un règlement d'eau peut être joint à l'arrêté préfectoral d'autorisation. Avant l'entrée en vigueur de l'autorisation environnementale en 2017, ce règlement était établi sur la base d'un modèle de règlement d'eau prévu à l'article R.214-85 du code de l'environnement.

Il convient donc de se reporter aux dispositions de chaque arrêté préfectoral, qui intègre ou annexe un règlement d'eau, afin de vérifier notamment les règles relatives aux débits d'eau, qui peuvent encadrer la possibilité de réaliser des lâchers morphogènes.

Arrêté de prescriptions techniques générales (APTG)

Un arrêté ministériel de prescriptions techniques générales (APTG) du 11 septembre 2015² est applicable à l'ensemble des ouvrages faisant obstacle à la continuité écologique et fixe notamment les modalités d'exploitation des ouvrages.

Cet APTG est applicable automatiquement :

- aux installations nouvelles ;
- aux renouvellements d'autorisation ;
- sauf précision contraire, aux modifications d'un ouvrage ou d'une installation existant,
- sauf précision contraire, au confortement, à la remise en eau ou la remise en exploitation des ouvrages fondés en titre ou autorisés avant le 16 octobre 1919 pour une puissance hydroélectrique inférieure à 150 kW.

Un arrêté complémentaire à une autorisation préexistante, intervenant postérieurement à cet APTG, peut également organiser l'application de tout ou partie des prescriptions de cet APTG.

L'article 13 de l'arrêté APTG encadre la réalisation de lâchers morphogènes :

« **Article 13.** - Dans le cas des barrages réservoirs et afin de réduire l'effet de l'artificialisation des débits et du blocage du transport solide sur la dynamique hydromorphologique en aval, le pétitionnaire peut être amené à réaliser des lâchers d'eau périodiques de manière combinée aux éventuelles dispositions de rétablissement du transport des sédiments. Ces lâchers sont destinés à réduire l'impact de l'absence de crues morphogènes naturelles de fréquence biennale, en créant des conditions de débit favorables à la restauration d'une dynamique hydromorphologique équilibrée. Ces lâchers ne doivent pas engendrer d'incidences négatives sur les peuplements (lâchers en période de reproduction, destruction des habitats abritant des pontes...).

Dans certains cas, ces lâchers pourront également favoriser les migrations de certaines espèces de poissons.

Un suivi de l'impact de ces lâchers est mis en œuvre. Les modalités précises de ces lâchers d'eau sont portées à la connaissance du préfet et peuvent être adaptées en fonction des résultats des suivis. Ces lâchers font l'objet de la part du pétitionnaire d'une information adaptée des riverains et usagers aval concernés.

Les modalités de mise en œuvre de ces lâchers d'eau à effet morphogène sont, le cas échéant, précisées par arrêté préfectoral. »

Ainsi, il ressort clairement de cet arrêté que :

- les lâchers ne doivent pas engendrer d'incidences négatives sur les peuplements (lâchers en période de reproduction, destruction des habitats) ;
- les modalités précises des lâchers d'eau doivent être portées à la connaissance du préfet, et le cas échéant, précisées par arrêté préfectoral ;
- le lâcher doit faire l'objet d'une information adaptée des riverains et usagers à l'aval ;
- un suivi de l'impact de ces lâchers doit être mis en œuvre.

Consignes d'exploitation

Les consignes d'exploitation, propres à chaque installation hydraulique, ont pour objet notamment de prévoir « son entretien et sa surveillance en toutes circonstances » (article R.214-122 du code de l'environnement).

Ces consignes d'exploitation peuvent définir les enjeux de sécurité de l'installation, et les étapes à respecter pour effectuer le lâcher.

² Arrêté du 11 septembre 2015 fixe les prescriptions techniques générales (APTG) aux installations, ouvrages, épis et remblais soumis à autorisation ou à déclaration en application des articles L. 214-1 à L. 214-3 du code de l'environnement et relevant de la rubrique 3.1.1.0. de la nomenclature annexée à l'article R. 214-1 du code de l'environnement.

Ainsi, la réalisation des lâchers morphogènes peut être encadrée par des règles d'exploitation ou de sécurité du barrage telles que :

- des règles de conduite de l'ouvrage en fonction des côtes et débits ;
- des cotes minimales et maximales à ne pas dépasser dans la retenue ;
- des règles de surveillance des ouvrages lors des crues ou des forts débits.

2.4.1.2 L'encadrement des lâchers d'eau morphogènes pour les installations sous le régime de la concession

Les installations sous le régime de la concession sont encadrées par le cahier des charges de concession, le règlement d'eau et les consignes d'exploitation.

Les cahiers des charges ne prévoient généralement pas de dispositions spécifiques relatives aux lâchers morphogènes. En revanche, il convient de se reporter au règlement d'eau de la concession (s'il en existe un) ou aux consignes d'exploitation.

Règlement d'eau

En application de l'article R.521-8 du code de l'énergie, le règlement d'eau, pour les installations concédées, « fixe en particulier les conditions techniques applicables à l'exploitation des ouvrages hydrauliques dans toutes les hypothèses connues et prévisibles et portant sur :

- les débits minimaux applicables, prise d'eau par prise d'eau, dans le respect de la plage ou des plages de débits fixée (s) dans le cahier des charges ;
- le mode de restitution des eaux prélevées et la qualité des eaux restituées, notamment leur oxygénation.

Ainsi, les règlements d'eau fixent des limites en termes de niveau d'eau et de débits. »

Consignes d'exploitation

Le concessionnaire doit également établir des consignes d'exploitation pour les installations concédées. Ces consignes, qui doivent être respectées, peuvent prévoir des dispositions spécifiques pour les lâchers d'eau morphogènes.

2.4.1.3 Dispositions communes aux lâchers d'eau morphogènes

Protection des frayères

La réglementation relative à la protection des frayères, prévue aux articles L. 432-3 et R.432-1 et suivants du code de l'environnement, est applicable aux ouvrages hydroélectriques. Ainsi, la destruction de frayères est interdite, à moins qu'elle ne résulte d'une autorisation ou d'une déclaration dont les prescriptions ont été respectées ou de travaux d'urgence exécutés en vue de prévenir un danger grave et imminent.

Dans l'hypothèse où les lâchers engendreraient un risque de destruction de plus de 200 m² de frayères, il conviendrait d'obtenir l'autorisation préfectorale au titre de la rubrique 3.1.5.0 « Installations, ouvrages, travaux ou activités susceptibles de détruire les frayères, les zones de croissance ou d'alimentation des poissons, des crustacés et des batraciens » de la nomenclature IOTA annexée à l'article R.214-1 du code de l'environnement.

Dans le cas contraire, il convient seulement de faire une déclaration au préfet. Un arrêté ministériel du 30 septembre 2014 fixe les prescriptions techniques générales applicables en cette matière.

Espèces protégées

Dans l'hypothèse où l'exploitation d'un ouvrage hydroélectrique serait de nature à engendrer un risque significatif de perturbation intentionnelle, d'altération ou destruction d'espèces protégées notamment aquatiques, l'exploitant hydroélectrique s'assurera être titulaire d'une dérogation préfectorale à l'interdiction légale de destruction d'espèces protégées, prévue par les articles L.411-1, L.411-2 et R.411-1 et suivants du code de l'environnement.

Information de l'administration et du public

Les services de l'administration doivent être tenus informés bien en amont de la procédure de lâchers d'eau en aval d'un ouvrage hydroélectrique. Le préfet peut prescrire des mesures à prendre pour assurer la sécurité lors du lâcher et la protection de l'environnement. De même, les lâchers font l'objet de la part du pétitionnaire d'une information adaptée des riverains et usagers aval concernés dans un souci de sécurité publique, afin d'éviter strictement toute situation de mise en danger des usagers de la rivière en amont ou en aval de l'ouvrage.

2.4.2 Contraintes techniques au niveau du barrage et de son réservoir

2.4.2.1 Règles d'exploitation et ressources humaines

Les règles d'exploitation

La réalisation de lâchers morphogènes est limitée par les règles d'exploitation ou les règles de sécurité du barrage comme par exemple :

- des cotes minimales et maximales à ne pas dépasser dans la retenue ;
- des règles d'utilisation des organes permettant de délivrer le débit nécessaire ;
- des règles de conduite de l'ouvrage en fonction des cotes et des débits ;
- des règles de surveillance des ouvrages lors des forts débits ;
- des règles liées à la délivrance du débit de lâcher : au-delà de la restitution du débit réservé et du débit nécessaire à la production électrique, il est par exemple obligatoire pour la sécurité de procéder à une montée progressive des niveaux d'eau.

Les ressources humaines

L'application de ces règles d'exploitation peut avoir des impacts importants sur la gestion des ressources humaines des exploitants des barrages. Elles peuvent notamment nécessiter la mobilisation de plusieurs personnes jour et nuit pour la surveillance et la conduite des ouvrages pendant le lâcher. Il convient alors de trouver le meilleur compromis entre l'optimisation du lâcher et la gestion des ressources humaines. Sur la Spöl par exemple, le lâcher morphogène a été limité à quelques heures pendant les heures et jours de travail des opérateurs. C'est la compagnie elle-même qui a fixé l'heure exacte de chaque lâcher (Scheurer & Molinari, 2003) sur la base de ces contraintes humaines.

Les ressources humaines de l'entreprise et des acteurs partenaires de l'opération seront aussi souvent fortement mobilisées pour gérer la sécurité des personnes le long du cours d'eau concerné lors du lâcher ; et aussi, le cas échéant, pour les suivis environnementaux en temps réel (suivi des paramètres physico-chimiques, échouages post-lâchers, etc.).

2.4.2.2 Disponibilité du volume d'eau

Cela semble évident mais la disponibilité de la ressource en eau est l'un des facteurs clé d'un lâcher morphogène suffisant. Elle varie principalement en fonction de la capacité (volume) du réservoir et de la saison. Le retour d'expérience montre en effet que le volume d'eau nominal disponible dans le réservoir s'avère souvent insuffisant pour générer les débits/durées nécessaires à l'atteinte des objectifs fixés (May *et al.*, 2009; Wilcox & Shafroth, 2013).

Quand le volume nominal du réservoir est suffisant, c'est souvent la saison qui va jouer un rôle majeur dans la disponibilité de l'eau. On a plus de chances d'avoir un réservoir plein en fin de saison humide qu'en fin d'été...

Pour limiter cette dépendance au volume disponible dans la retenue, il est intéressant de réaliser le lâcher pendant une période de hautes eaux voire de crue naturelle (May *et al.*, 2009; Nelson *et al.*, 1987, Milhous, 1994). L'ouvrage est alors mis en transparence hydraulique et un débit complémentaire est produit en utilisant la réserve disponible dans l'ouvrage ou dans des ouvrages situés en amont sur le réseau hydrographique. La durée du lâcher et son

hydrogramme sont alors directement dépendants de l'hydrologie naturelle (Cooper & Andersen, 2012). Sur le Colorado, ce sont les crues des affluents en aval du barrage qui sont utilisées pour permettre l'atteinte du débit objectif et, éventuellement bénéficier et propager vers l'aval leurs apports sédimentaires (Grams *et al.*, 2013; Hazel *et al.*, 2001). Tout n'est pas si simple car d'autres auteurs (Kondolf & Wilcock, 1996; Wilcock *et al.*, 1996) conseillent inversement d'éviter, dans certains cas, la simultanéité avec les crues des affluents afin de limiter les dépôts de fines sur les bancs (la turbidité n'étant plus contrôlée) et perdre ainsi une partie de la diversité du lit mineur.



ATTENTION

Vouloir réaliser un lâcher avec un volume d'eau insuffisant pour assurer le couple débit/durée dimensionné, peut avoir plus d'impacts que d'effets positifs sur le tronçon aval (érosion et reprise de fines dans la retenue si l'on descend la cote trop bas, colmatage plus important en aval, etc.).

2.4.2.3 Contraintes environnementales et sociétales au niveau de la retenue

Contraintes environnementales

Il convient de vérifier s'il existe des milieux naturels qui pourraient être impactés par le marnage de la cote du réservoir lors du lâcher.

Contraintes sociétales

La question des usages de l'eau et de son partage est centrale dans la mise en œuvre des lâchers morphogènes. C'est une question complexe car elle implique différents groupes d'intérêts :

- les besoins pour la production hydroélectrique sont souvent très dimensionnants. Sur l'Ebre par exemple, les lâchers morphogènes ne sont pas générés en hiver car la production d'énergie hydroélectrique est alors maximale en raison de la forte demande. Ils sont donc programmés plutôt au printemps et à l'automne (Batalla & Vericat, 2009) ;
- les besoins pour l'irrigation sont souvent cités aussi comme une contrainte majeure dans la mise en œuvre de lâchers morphogènes en raison de la perte de volume qu'ils entraînent. La concertation avec les agriculteurs bénéficiaires de volumes d'eau provenant des réservoirs est donc indispensable ;
- l'alimentation en eau potable ainsi que certains usages récréatifs et culturels peuvent être également affectés par la mise en œuvre de lâchers, s'ils entraînent des variations de volume et de surface mouillée dans le réservoir ou l'arrêt nécessaire de certaines activités récréatives (pêche, rafting...) en aval ;
- certaines retenues sont exploitées pour les loisirs, auquel cas des contraintes de cote touristique sont souvent déterminantes pour le choix de la période de réalisation des lâchers (Figure 33) ;
- il est possible aussi qu'une baisse des niveaux favorise les processus d'érosion des berges du lac de retenue. Sur la Savannah River, la modification des conditions d'exploitation du réservoir par rapport aux consignes historiques (stockage plus tôt dans la saison, plus longtemps) a par exemple occasionné une érosion du rivage de la retenue dans une zone récréative (Konrad *et al.*, 2011).



Figure 33. Exemple d'un camping au bord de la retenue de Maury sur la Selves, générant une contrainte de cote touristique en été.

2.4.2.4 Contraintes dimensionnelles des organes de délivrance du débit de lâcher

La capacité des organes hydrauliques de l'ouvrage (vannes de fond, de surface, clapets, etc. - Figure 34) peut s'avérer insuffisante pour générer le débit objectif. C'est avec le volume d'eau mobilisable dans le réservoir, la contrainte technique majeure à l'échelle de l'ouvrage. Au-delà même de la capacité hydraulique intrinsèque des organes régulateurs, certains opérateurs peuvent se montrer réticents à l'idée d'utiliser les déversoirs de crues pour la réalisation des lâchers (Cooper & Andersen, 2012). Dans certains cas, des contraintes réglementaires existent qui limitent ce type de manœuvre.



Figure 34. Photographies de deux lâchers morphogènes, a) sur la Selves par une vanne de fond et b) droite sur la Durance par vannes de surface.

2.4.3 Contraintes environnementales en aval de l'ouvrage

Les contraintes environnementales dans le tronçon de rivière qui sera soumis aux lâchers morphogènes sont nombreuses. La liste ci-après n'est pas exhaustive mais présente celles qui sont régulièrement recensées. Il est impératif de les évaluer précisément lors des études préalables.

2.4.3.1 Contraintes géomorphologiques

Prise en compte du nouvel équilibre géomorphologique du tronçon aval

Il est primordial de prendre en compte les nouvelles caractéristiques géomorphologiques et écologiques qui se sont établies dans le cours d'eau depuis la mise en service de l'ouvrage hydraulique. En effet, la construction d'un barrage a souvent pour conséquence l'établissement d'un nouvel équilibre entre la capacité de transport et la fourniture sédimentaire. Une crue biennale dans un cours d'eau qui s'est morphologiquement réajusté après la construction d'un barrage aurait probablement un effet équivalent à une crue de fréquence beaucoup plus faible. Milhous (1994) indique par exemple que la réduction de largeur de la bande active de 50 % entre 1961 et 1994 sur la Trinity River rend impossible l'utilisation des débits de pleins bords antérieurs à l'aménagement.

L'état géomorphologique à atteindre ne peut donc *a priori* plus être l'état initial avant la construction de l'ouvrage, mais plutôt un état d'équilibre à long terme favorisant au maximum les fonctionnalités de l'hydrosystème.

Prise en compte des apports sédimentaires dans le tronçon aval

Si la disponibilité sédimentaire dans le tronçon aval est limitée (absence ou faible continuité au droit du barrage, pas ou peu d'affluents contributeurs, pas ou insuffisamment d'érosion de berges), les lâchers morphogènes peuvent avoir des effets géomorphologiques (puis écologiques) très défavorables comme l'incision du lit, son pavage ou simplement la disparition progressive des alluvions encore présentes dans le tronçon ainsi que les méso-habitats associés. Si de tels lâchers doivent être envisagés, notamment dans la gamme débit/durée mobilisant les alluvions grossières, ils devront quasi-systématiquement être accompagnés d'apports alluviaux externes.

Ces apports peuvent être générés par :

- la réinjection de sédiments. Par exemple, sur la Trinity River, entre 2006 et 2011 des opérations de réinjection ont été réalisées à bas débit mais également pendant des lâchers morphogènes annuels. 44 % du volume total de sédiments injectés ont ainsi été introduits pendant ces lâchers. Ce type de recharge dynamique a d'ailleurs été estimé plus efficace qu'une opération de restauration classique (Gaeuman, 2014) ;
- l'activation de l'érosion des berges sur le cours d'eau lui-même, sous réserve d'avoir, par exemple, obtenu une maîtrise foncière de certaines terrasses alluviales ;
- l'activation de l'érosion des berges sur les affluents qui à leur tour fourniront des sédiments au cours d'eau récepteur, objet des lâchers.

Si aucune de ces solutions d'apport sédimentaire n'est envisageable, il faut alors se limiter à des lâchers morphogènes dans la gamme de débit/durée ne mobilisant pas les alluvions grossières que l'on souhaitait préserver. On peut, par exemple, mettre en œuvre des lâchers de décolmatage ou de dessablement (correctement dimensionnés).

2.4.3.2 Contraintes biologiques

Les études préalables aux lâchers morphogènes doivent nécessairement prendre en compte leurs effets à long terme vis-à-vis de la biodiversité et du fonctionnement écologique (Konrad *et al.*, 2011). Il arrive aussi que la prise en compte de toutes les contraintes biologiques conduise à l'abandon de projets de lâcher morphogène (Collier *et al.*, 1997).

Prise en compte du nouvel équilibre écologique du tronçon aval

Comme pour ce qui concerne les caractéristiques géomorphologiques, un nouvel état écologique s'installe généralement suite à la mise en service de barrages. Certaines espèces d'oiseaux, de mammifères, d'insectes, ont ainsi parfois pu s'installer dans le corridor fluvial où des conditions hydrosédimentaires plus stables ont pu favoriser leur implantation. Le recours à des lâchers morphogènes peut remettre en cause ce nouvel équilibre (Collier *et al.*, 1997 ; Schmidt *et al.*,

1998). Un débat entre les gestionnaires doit nécessairement avoir lieu, si possible juste après la réalisation de l'étape de diagnostic d'état, pour cerner les avantages et inconvénients d'une gestion par lâchers morphogènes (Schmidt *et al.*, 1998).

Influence du lâcher sur les organismes

Les lâchers morphogènes sont susceptibles d'affecter le comportement des organismes biologiques. Ces derniers utilisent généralement des indices comme les précipitations ou une légère augmentation du débit pour anticiper l'arrivée d'une crue et s'en protéger. Si le lâcher morphogène ne respecte pas la forme des hydrogrammes de crues naturelles du tronçon de rivière visé (augmentation trop soudaine du débit par exemple), les organismes peuvent être perturbés (Mcmullen & Lytle, 2012). La mise en eau dans le tronçon en aval du barrage doit donc être progressive et respecter des gradients adaptés aux espèces présentes (voir état initial). La rapidité de la décrue en fin de lâcher peut aussi favoriser l'échouage des poissons sur les marges (Nelson *et al.*, 1987). C'est une thématique bien connue dans le domaine de l'étude de l'impact des éclusées énergétiques. Sur la Spöl, le nombre d'échouages, étudié dans le cadre de lâchers morphogènes (Ortlepp & Mürle, 2003), est resté faible (inférieur à 2 % du stock total de poissons).

Des lâchers morphogènes avec un fort débit et donc des vitesses importantes peuvent causer de sévères dommages aux espèces intolérantes aux vitesses élevées comme par exemple certains invertébrés (De Jalon & Sanchez, 1994 ; Nelson *et al.*, 1987). Sur la rivière Spöl, Ortlepp & Mürle (2003) ont par ailleurs montré que, suite à des lâchers morphogènes, les poissons pouvaient présenter des signes visuels de blessures telles que l'abrasion des branchies ou de la couche muqueuse de la peau.

La dérive des invertébrés liée aux lâchers est assez proche de celle observée au moment de crues naturelles. Certains auteurs ont ainsi constaté que le nombre d'invertébrés pouvait être réduit de moitié après un lâcher morphogène ou une crue naturelle (Brooker & Hemsworth, 1978 ; McMullen & Lytle, 2012). Sur la rivière Spöl, les effets des lâchers morphogènes sur les populations d'invertébrés sont importants immédiatement après le lâcher (perte par dérive et échouage) mais se résorbent rapidement, parfois en une dizaine de jours (Mcmullen & Lytle, 2012). Sur le long terme, la perte d'invertébrés (nombre et biomasse) est parfois compensée (Jakob *et al.*, 2003) ou, inversement, réduite en densité et en richesse (Robinson, 2012). Si la réalisation de lâchers morphogènes se poursuit dans le temps, une évolution de la composition des peuplements d'invertébrés est généralement observée. On retrouve notamment des taxons adaptés aux perturbations hydrauliques que connaissait le cours d'eau avant la construction des barrages (Robinson *et al.*, 2003).

Une dérive vers l'aval des poissons a parfois été constatée, comme sur le Colorado (Valdez *et al.*, 2001). Il est donc important de vérifier l'existence de zones de refuge dans le tronçon visé (ainsi que leur bonne connectivité) avant de réaliser des lâchers générant de fortes vitesses d'écoulement.

Influence de la saisonnalité des lâchers sur les biocénoses aquatiques et rivulaires

Le choix de la date de réalisation d'un lâcher morphogène doit être bien évalué afin notamment de ne pas affecter :

- le taux de survie des œufs et des larves des poissons résidant dans la sous-couche alluviale (Collier *et al.*, 1997 ; May *et al.*, 2009 ; Nelson *et al.*, 1987). De forts débits peuvent en effet provoquer l'évacuation des œufs ou des larves hors de leurs milieux d'incubation ou de grossissement et ainsi compromettre fortement le recrutement. Ce dernier point est particulièrement vrai pour les espèces dont la période de reproduction est courte (Morais *et al.*, 2013).
- le taux de survie des alevins et des juvéniles de poissons (Melis, 2011),

même s'il a été démontré par Ortlepp & Mürle, (2003) que les alevins de salmonidés pouvaient survivre à des lâchers morphogènes importants sur la Spöl ;

- la reproduction (ponte, nourrissage) des oiseaux nicheurs des bords de cours d'eau (sternes, gravelots, etc. Collier *et al.*, 1997).

N.B. Les effets négatifs liés à l'érosion verticale des substrats ne sont pas systématiques. Les grands salmonidés notamment, enfouissent leurs œufs à 15-20 cm sous la couche d'armure ce qui permet de les préserver pour les gammes « basses » de lâchers morphogènes (Malcolm *et al.*, 2012 ; May *et al.*, 2009). Cette profondeur d'enfouissement peut être évaluée pour différentes espèces et permettre de dimensionner le lâcher pour éviter que d'éventuelles érosions atteignent ces valeurs (Malcolm *et al.*, 2012). Pour les espèces qui n'enfouissent pas leurs œufs (déposés entre les graviers/galets ou simplement collés à la surface du lit), l'érosion de cette surface peut être plus problématique. Les données de modélisation sur l'Oak Creek suggèrent qu'un lâcher morphogène égal à la moitié du débit nécessaire à la destruction de l'armure éliminerait la plupart des sédiments fins et ne causerait pas de dérive importante des embryons.

N.B. La saisonnalité du lâcher doit aussi être définie de façon à éviter la diffusion de germes de plantes invasives (Collier *et al.*, 1997 ; Cross *et al.*, 2011 ; Dodrill *et al.*, 2015).

D'autre part, la température de l'eau du lâcher peut également avoir une influence sur le comportement, voire la survie, des poissons et des macro-invertébrés du tronçon aval (King *et al.*, 1998). Si le lâcher a lieu en été, la température de l'eau risque d'être élevée dans la couche superficielle du réservoir par rapport à celle de la rivière. Pour limiter les risques liés à une augmentation de la température, il est plutôt conseillé de lâcher le débit par une vanne de fond plutôt que par un déversoir de surface. L'inconvénient peut être cependant de favoriser une reprise des sédiments fins présents dans la retenue à proximité de la vanne ainsi qu'une difficulté de fermeture de la vanne (embâcles, sédiments). Une analyse comparative des deux approches et des risques associés doit donc si possible être réalisée. Lorsque la disposition de l'ouvrage le permet, une restitution "mixte", par le déversement et vanne de fond, peut également être envisagée.

Risque de colmatage

Il arrive, même si l'on trouve peu d'études sur le sujet, que les lâchers favorisent l'apparition d'un volume plus important de sédiments fins, tant en surface que dans la sous-couche et parfois sur la totalité du lit (Franssen *et al.*, 2014 ; Malcolm *et al.*, 2012 ; May *et al.*, 2009).

Cela peut être le cas par exemple si l'eau est lâchée par les vannes de fond et qu'un volume important de sédiments fins stockés est érodé à leur amont immédiat (Brooker & Hemsworth, 1978). Ce phénomène est envisageable aussi si le lâcher remobilise de fortes quantités de fines présentes dans les faciès lenticulaires, dans la sous-couche alluviale du lit mineur, sur les bancs et les zones de bordure du tronçon.

Risque de pollution

L'apport de polluants pendant les lâchers morphogènes est généralement associé à celui des sédiments fins (voir ci-dessus) (Henson *et al.*, 2007 ; Krein & Symader, 2000). Il existe peu d'études sur la dynamique de transport des polluants via les sédiments en suspension mais elle doit impérativement être prise en compte, avec des **campagnes de mesures préalables au lâcher dans les dépôts de sédiments fins présents dans la retenue et susceptibles d'être mobilisés** (Quesada *et al.*, 2014). Nous n'avons pas trouvé dans la littérature de problèmes de désoxygénation du fait des débits généralement importants et turbulents.

2.4.4 Contraintes sociétales et socioéconomiques

2.4.4.1 Risque inondation / érosion

L'une des principales contraintes liées aux lâchers morphogènes est le risque d'inondation dans le tronçon aval concerné. Cette contrainte est parfois renforcée par le fait que, suite à la construction de barrages, notamment ceux écrétant les crues, les lits majeurs ont souvent été urbanisés ou occupés par des activités à risque vis-à-vis de la submersion (zones de loisirs notamment).

Les débits morphogènes « optimaux » peuvent donc être contraints par un débit maximal acceptable vis-à-vis de ce type de risque, par les riverains de l'aval. Ce débit est à évaluer à partir d'études hydrauliques croisées avec une évaluation des enjeux concernés (Figure 35). Une concertation doit ensuite être menée avec les riverains pour savoir quelles zones ils accepteraient de laisser inonder (des prés, des champs, par exemple) avec quelle durée et quelle fréquence. Si aucun compromis n'est trouvé, les débits optimaux sont alors nécessairement revus à la baisse, et les résultats attendus aussi...

Une attention particulière doit être accordée au risque d'embâcles qui pourraient être créés par le lâcher (remobilisation de troncs dans le tronçon).

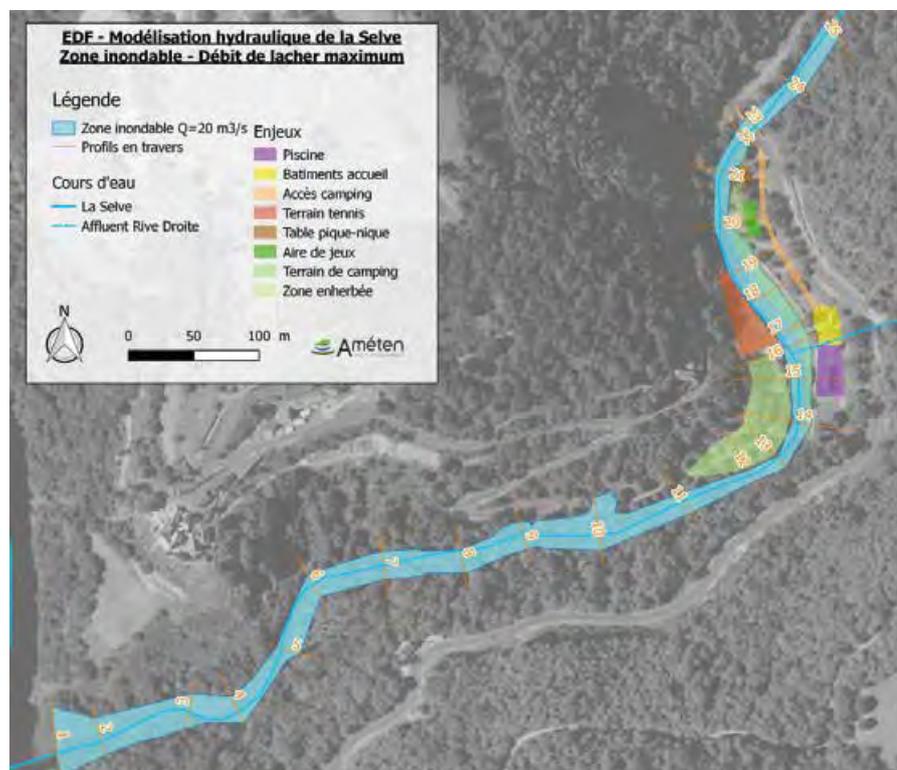


Figure 35. Exemple de cartographie des zones inondables pour un débit de lâcher de 20 m³/s sur la Selve au droit d'une zone à enjeux (camping notamment).

Les lâchers engendrent parfois des risques accrus d'érosion des berges du cours d'eau, ce qui peut entraîner des coûts supplémentaires, voire des contentieux juridiques avec les riverains de l'aval. Ces risques doivent être évalués grâce à une étude hydromorphologique à réaliser lors de la phase de dimensionnement. Rappelons que si cette activation de l'érosion latérale peut être un objectif de certains lâchers, dans la gamme haute des débits/durée (voir plus haut) (Cooper & Andersen, 2012 ; Kondolf & Wilcock, 1996), elle n'est pas souvent souhaitée par les riverains.

2.4.4.2 Le partage de l'eau

Dans certains cas comme sur la Tongariro River (Nouvelle Zélande), des lâchers morphogènes peuvent se combiner à certaines pratiques. Tonkin & Death (2014) ont ainsi montré que les lâchers d'eau destinés à la pratique du canoë pouvaient avoir un effet très positif sur la réduction de la prolifération du périphyton dans la rivière. Ces exemples ne sont toutefois pas nombreux.

2.4.4.3 L'acceptation par les acteurs des territoires... et les exploitants des barrages

La mise en œuvre de lâchers morphogènes nécessite une forte concertation entre les différents acteurs du projet car ce type d'opération suscite souvent des craintes (Wilcox & Shafroth, 2013). Au-delà de la question des usages de l'eau et des « risques » potentiellement liés aux lâchers, il est donc primordial pour les gestionnaires et les populations locales de clarifier leurs attentes vis-à-vis des lâchers morphogènes afin de bien cerner ce qu'il est possible de faire ou ne pas faire sur un territoire donné.

Pour qu'un projet réussisse, il convient également d'obtenir une adhésion de l'exploitant en charge de l'aménagement (Patten *et al.*, 2001). Il faut notamment que la nécessité de réaliser des lâchers morphogènes soit partagée et validée par tous, usagers et gestionnaires (Acreman, 2000) notamment au travers du constat objectif que le barrage est bien responsable de tout ou partie de la dégradation des milieux aquatiques à son aval (Scheurer & Molinari, 2003). Certaines études montrent d'ailleurs que les méthodes d'exploitation des barrages ont évolué positivement suite à des résultats probants de lâchers morphogènes (Patten *et al.*, 2001 ; Robinson & Uehlinger, 2003).

2.4.4.4 Les enjeux financiers

La littérature scientifique montre que les coûts financiers des lâchers morphogènes peuvent être très importants (Bradford *et al.*, 2011 ; Kondolf & Wilcock, 1996 ; Patten *et al.*, 2001 ; Robinson & Uehlinger, 2003 ; Wilcock *et al.*, 1996 ; Wu & Chou, 2004). Il est donc fondamental d'évaluer précisément les volumes d'eau destinés au(x) lâcher(s) car les coûts liés à la « perte » d'eau (pour la production hydroélectrique, l'irrigation, l'AEP, etc.) sont souvent les plus importants dans ce type d'opération. Le choix de réaliser un lâcher morphogène plutôt que de mettre en œuvre une solution alternative sera donc souvent basé sur ce critère.

Sur le Colorado, le retour d'expérience de Collier *et al.* (1997) montre qu'en 1996, un lâcher de 0,27 km³ a coûté 1,5 million US\$ pour la partie recherche scientifique (suivis, études) et 2,52 millions US\$ pour la perte de revenu pour l'exploitant (3,3 % du total annuel) soit un coût total de 4,02 millions US\$ (3,85 millions €). Ce lâcher a donc affecté l'économie de la concession, même si ces coûts ont été minorés car le barrage a continué à produire de l'électricité. Sur la Bridge River (Canada), chaque lâcher coûte 1,7 à 2,8 millions C\$ par an (1,2 à 2 millions € environ) (Bradford *et al.*, 2011).

Dans certains cas, des ajustements de débits réservés permettent de générer des lâchers sans perte énergétique majeure. C'est le cas sur la rivière Spöl, en Suisse, où les débits réservés sont passés de 1,5 m³/s la nuit et 2,5 m³/s le jour à des débits de 0,7 m³/s en hiver à 1,6 m³/s l'été rendant le projet neutre en terme de coûts (Robinson & Uehlinger, 2003 ; Scheurer & Molinari, 2003). Notons d'ailleurs qu'en Suisse, la perte d'exploitation liée à des lâchers morphogènes peut être indemnisée sous certaines conditions.

Les coûts induits par les lâchers morphogènes vont parfois au-delà des « simples » pertes d'exploitation. Par exemple, l'évacuation des fractions graveleuses hors du tronçon concerné par le lâcher peut nécessiter une réinjection sédimentaire mécanique dont les coûts sont eux-mêmes souvent élevés. Il convient également d'intégrer les coûts liés aux pertes d'usages associés au réservoir comme par exemple l'alimentation en eau potable (Kondolf & Wilcock, 1996).





2.5 ÉTAPE 5 PROCÉDURE DE DÉCLENCHEMENT

La procédure de déclenchement d'un lâcher se base généralement sur la réalisation d'un état initial qui va permettre de confirmer (ou pas) le besoin de lâcher (sur-colmatage, sur-ensablement, sur-développement algal, etc.).

N.B. Dans certains cas, et notamment après quelques années de mise en œuvre et de suivis de lâchers sur la même rivière, un simple indicateur hydrologique (absence de débit de $n \text{ m}^3/\text{s}$ pendant n/mois par exemple) peut suffire à proposer le déclenchement d'un lâcher. Ainsi sur la Durance où des lâchers morphogènes ont été réalisés et suivis pendant plusieurs années, on a pu constater que le niveau de colmatage du lit restait acceptable si un débit journalier de l'ordre du module avait été observé dans les 6 mois précédents la période du lâcher envisagé. Si tel a été le cas au moment de la prise de décision du déclenchement, le lâcher n'est pas réalisé.

Notons aussi que l'état initial « pré-lâcher » n'est pas obligatoire si le diagnostic global (étape 1 de la procédure) a été réalisé peu avant la période envisagée pour le lâcher.

2.5.1 Description de l'état initial

L'évaluation de l'état initial se basera sur **des indicateurs qui permettront ensuite l'évaluation de la réussite du lâcher** (voir étape 1).

2.5.2 Détermination des critères de déclenchement

Les parties prenantes devront choisir les critères permettant de valider la réussite, ou l'échec, d'un lâcher morphogène (ex : réussite si le colmatage des radiers passe de 70 % à 30 % de leur superficie) et fixer des seuils justifiant le déclenchement d'un lâcher. En reprenant le cas précédent, on déclenchera par exemple un lâcher morphogène si, 1 mois avant le début de la reproduction des espèces de poissons « cibles », plus de 50 % de la superficie des radiers est colmatée. Par définition le seuil de déclenchement correspond à un état du cours d'eau qui n'est pas celui de l'objectif visé ou trop proche de l'objectif visé. Le retour d'expérience sur la Durance montre que la réalisation d'un lâcher, si les critères de déclenchement sont mal dimensionnés, peut avoir les effets inverses de ceux attendus.

Nous ne reprendrons pas ici la liste des critères de déclenchement qui est sensiblement la même que celle des critères de réussite présentée précédemment.

Nous présentons ci-après quelques exemples fictifs de critères de déclenchement :

- décolmatage superficiel : $n\%$ des faciès lotiques favorables à la fraie très colmatés ;
- désablage : dépassement de n cm de hauteur moyenne de sables ;
- etc.

Ces critères de déclenchement sont encore à dire d'expert mais ils devront être affinés ensuite au fur et à mesure de l'avancée des connaissances des réponses biologiques aux modifications hydromorphologiques et de l'expérience acquise dans le domaine. La mise en œuvre de lâchers doit ainsi s'appuyer sur une stratégie adaptative qui soit partagée et un retour d'expérience qui soit structuré à partir d'un reporting qui soit normalisé afin de faciliter les comparaisons et permettre ainsi des méta-analyses permettant de mieux définir les critères et notamment les seuils. **L'information doit ainsi être bancarisée.**

2.6 ÉTAPE 6 MISE EN ŒUVRE DU LÂCHER

La mise en œuvre d'un lâcher morphogène est une étape délicate car elle est susceptible, nous l'avons vu, de générer des risques pour les biens et les personnes. Elle doit donc être élaborée puis réalisée avec la plus grande attention.

2.6.1 Organisation du lâcher

Même si l'opération ne consiste le plus souvent qu'à ouvrir une simple vanne, l'organisation générale d'un lâcher est complexe et très chronophage. Notre expérience montre qu'elle peut prendre jusqu'à plusieurs mois si les débits/durées à délivrer sont importants et si le cours d'eau aval est l'objet de nombreux usages ou d'une forte fréquentation.

2.6.1.1 Analyse de risque



ATTENTION

Chaque site est unique et doit faire l'objet d'une analyse de risque spécifique. Toutes les étapes et réflexions doivent être partagées avec le responsable de l'exploitation des ouvrages.

L'analyse de risque en lien avec les ouvrages hydrauliques doit impérativement être abordée en répondant aux questions ci-après.

- Quels sont les aménagements hydrauliques liés à l'intervention et quel est leur fonctionnement?

Ces aménagements peuvent être de différentes natures : la retenue elle-même, le barrage, l'usine hydroélectrique, divers réseaux (conduites, canaux, etc.). Le risque « sureté » principal d'un lâcher est lié à la mise en eau, souvent assez rapide, du tronçon court-circuité et l'apparition brutale de conditions de vitesse ou de hauteur d'eau potentiellement critiques pour les opérateurs. Le responsable de l'étude de risque devra ainsi se renseigner sur les conditions de déversements des ouvrages, de déclenchement des usines (arrêt brusque de l'usine pouvant conduire à une remise en eau soudaine du tronçon court-circuité), d'exploitation des usines (variations du débit en aval due à des éclusées) ainsi que sur les possibilités d'arrêt rapide des opérations de lâchers.

- Un essai de ce type a-t-il déjà été réalisé au cours des dernières années ?

Si un lâcher de même type que celui envisagé ou une manœuvre au barrage de même intensité ont été mis en œuvre dans le passé, un retour d'expérience doit être effectué, ce qui permettra de reprendre ce qui a bien fonctionné et d'améliorer ce qui peut l'être. S'il y a eu des incidents et/ou des accidents, ils devront faire l'objet d'une analyse spécifique.

- Quelles sont les procédures utilisées par l'exploitant ?

L'exploitant d'un ouvrage hydroélectrique met généralement en place en interne des procédures de prévention des risques. Par exemple, s'il y a un risque de déversement dans le tronçon court-circuité, il procède en général à une augmentation progressive du débit par vagues d'alertes qu'il convient de connaître pour les repérer. Il est également possible de demander une indisponibilité de certains ouvrages pour permettre de parcourir en sécurité un tronçon en aval d'une usine risque (Figure 36). Ces différentes procédures sont formalisées au travers de documents officiels (conventions d'information réciproque ou plans de prévention) signés entre l'exploitant et les différents intervenants. La remise de ces documents à l'exploitant au moment des études de terrain est l'occasion d'échanger avec un partenaire qui connaît bien les sites : Comment évacuer en cas de problème ? Est-il nécessaire de mettre en place une surveillance des ouvrages ? Quels sont les accès au tronçon court-circuité ? Faut-il poser des repères en berge ? Quelle procédure mettre en œuvre en fonction de la météo (questions à se poser le jour de l'intervention avec renoncement éventuel mais aussi pendant les suivis – rocher glissant, risque de neige, verglas...) ? Quels sont les équipements de protection individuels nécessaires ? Y a-t-il des risques d'interférences avec d'autres entreprises ? Quels moyens de communication mettre en place pour assurer la diffusion rapide de l'information dans des vallées souvent escarpées ou les signaux GSM ne passent pas toujours ? Comment organiser l'alerte (qui prévient, qui doit-on prévenir) ?...



© R. Loire - EDF

Figure 36. Exemple d'affichage pour prévenir d'un lâcher au droit d'un chemin sur la Selves et talkie-walkie performant pour parer au déficit des réseaux mobiles.

N.B. La mise en œuvre des procédures de sécurité peut dans certains cas nécessiter le recours à des entreprises spécialisées. Il conviendra dans tous les cas de désigner des personnes référentes.

2.6.1.2 Procédure d'information

Toutes les informations concernant la mise en œuvre du lâcher morphogène doivent être communiquées aux partenaires du projet qui peuvent jouer un rôle important lors de sa mise en œuvre. On ajoutera à ces partenaires, si elles ne sont pas déjà incluses dans le projet, les collectivités locales concernées (communes ou communautés de communes).

Les services de secours locaux (SDIS, gendarmerie...) doivent être prévenus très en amont de l'opération afin que les interventions, si elles s'avèrent nécessaires, soient rapides et efficaces. Les informations à fournir concernent la nature du projet, les différents risques engendrés par l'opération, la localisation des différents sites concernés et des accès, les listes des responsables dédiés à la sécurité, le nombre de personnes présentes sur les sites, etc...

L'information des populations locales peut faire l'objet de débats : est-il préférable de prévenir largement la population locale de ce qu'il va se produire afin de diffuser une information préventive via les médias locaux ou une procédure

d'affichage public ? Ou est-il préférable de ne rien dire pour éviter que certains curieux prennent des risques sur les sites pour « voir » ce qu'il se passe ? Dans tous les cas, il est conseillé de garantir la présence de personnes ressources sur les principaux sites et accès pouvant être concernés afin d'expliquer l'opération en cours (objectifs, modalités opérationnels...) et la conduite à tenir en fonction des risques.

2.6.1.3 Logistique du lâcher

La logistique est un point important lors des lâchers qui ne doit pas être négligée. Il convient par exemple de prévoir des véhicules tout terrain, l'approvisionnement pour les repas, le couchage, des trousse de secours...

2.6.2 Mesures effectuées pendant le lâcher

Il est nécessaire lors du lâcher lui-même de mesurer le débit, la turbidité et les principaux paramètres physico-chimiques (température, oxygène dissous, Ph) afin d'en contrôler l'efficacité et de s'assurer de l'absence de dommages pour les biocénoses aquatiques. Il est également recommandé de suivre l'ammonium et la conductivité hydraulique. Les mesures doivent être réalisées en continu ou sur un pas de temps court (quelques minutes au début du lâcher à quelques dizaines de minutes sur la durée). En routine et après un bon retour d'expérience, les mesures peuvent être allégées.



2.7 ÉTAPE 7 BILAN GÉNÉRAL DE L'EFFICIENCE DU LÂCHER

Cette dernière étape de bilan, qui est aussi la dernière étape de la procédure, va permettre de faire le point sur la réussite ou l'échec de l'opération, via l'analyse des critères de réussite.

Au terme de ce bilan, 3 solutions sont envisageables :

- OUI. Le bilan est positif, les objectifs sont atteints avec une efficacité acceptable. On passe alors à une « **routine** » de mise en œuvre récurrente basée sur les critères de déclenchement définis en 5 ;
- NON-1. La mise en œuvre du lâcher (ou de la solution alternative) n'a pas permis d'atteindre les objectifs fixés en 2. On peut alors revenir à certaines étapes précédentes, depuis une nouvelle mise en œuvre (étape 6.) si par exemple il est avéré que la première a été mal réalisée ou l'a été dans des conditions qui n'ont pas été optimales et qui peuvent expliquer la non atteinte des objectifs, voire la redéfinition d'objectifs et critères de réussite (étape 2) ;

ATTENTION

Le processus d'itération doit être limité en nombre, notamment au niveau de la mise en œuvre. Ce point doit être débattu avec les parties prenantes lors du bilan mais il est couramment admis que 1 à 3 expériences suffisent pour avoir une idée assez précise de l'efficacité de l'opération.

- NON-2. S'il n'est toujours pas possible d'atteindre les objectifs fixés, même révisés à la baisse, on passe au choix d'une solution alternative et à sa mise en œuvre.



2.8 SOLUTIONS COMPLÉMENTAIRES OU ALTERNATIVES

Pour un certain nombre de dysfonctionnements hydromorphologiques que l'on souhaite résorber via des lâchers morphogènes, il peut être envisagé de recourir à des solutions complémentaires (si le lâcher seul ne suffit pas ou pour pallier une contrainte du lâcher) ou alternatives (si le lâcher seul couplé à des solutions complémentaires ne suffisent pas, ou si les contraintes associées au lâcher sont trop importantes).

2.8.1 Solutions complémentaires

Ces solutions sont à mettre en œuvre si le lâcher à lui seul ne permet pas, ou imparfaitement, d'atteindre les objectifs fixés.

Deux exemples pour illustrer cette approche :

- si le critère de réussite fixé pour l'objectif « arrachage de la végétation salicacée pionnière » est de 30 % de la superficie nouvellement colonisée pendant l'année n mais que le lâcher ne permet d'atteindre que 20 % car une partie des bancs visés est perchée ou présente une configuration particulière qui ne permet pas l'atteinte de vitesses critiques d'arrachement, on peut envisager une mesure complémentaire d'arrachage mécanique sur ces zones ;
- si un lâcher morphogène avec un débit/durée permettant d'atteindre les objectifs fixés a pour conséquence probable la mobilisation puis la disparition de granulométrie favorable à la reproduction des truites (graviers, cailloux fins) sur de nombreuses zones, on peut proposer une mesure complémentaire visant à associer au lâcher d'eau une réinjection sédimentaire d'un volume et d'une granulométrie adaptée (voir *Prise en compte des contraintes sédimentaires dans le tronçon aval*, page 76).

Hormis ce deuxième exemple, **la majorité des actions complémentaires sont les mêmes, à une échelle généralement plus locale, que celles que nous proposons dans les solutions alternatives.** Nous les détaillerons donc au chapitre suivant.

2.8.2 Solutions alternatives

Rappelons que l'intérêt majeur des lâchers morphogènes réside avant tout dans leur capacité à avoir une **action sur un linéaire important**. Les solutions alternatives sont à envisager si les linéaires ou les superficies à traiter sont modestes, ou si, même dans des configurations spatiales étendues, les contraintes associées sont notablement plus faibles que celles d'un lâcher.

Le second intérêt des lâchers est aussi de permettre parfois de répondre à plusieurs objectifs sur un même linéaire (décolmatage superficiel + désalgage du périphyton par exemple). Ceci est moins le cas pour les approches alternatives, plus souvent mono-objectif (arrachement de la végétation pionnière).

2.8.2.1 Décolmatage superficiel

Il existe depuis plusieurs années des retours d'expérimentations de décolmatage mécanique d'habitats alluviaux, notamment de frayères à salmonidés. Ces expérimentations sont souvent initiées et mises en œuvre par des fédérations ou associations locales de pêche.

Le principe du décolmatage superficiel mécanique est simple : il s'agit de remettre en suspension mécaniquement les fines déposées en surface ou dans les interstices de l'armure afin que le courant les emporte et les disperse en aval puis les redépose dans des faciès où elles ne sont pas, ou moins, pénalisantes (les mouilles et chenaux lenticules notamment).

Les exemples les plus classiques sont le décolmatage au moyen d'une herse tirée par un cheval de trait (Figure 37) ou le raclage manuel du substrat avec des outils de type fourche ou râteau complétés par une motopompe permettant de faciliter la remise des fines en suspension puis leur reprise par le courant. On a même vu récemment des exemples de décolmatage au moyen de « souffleurs » thermiques.

Notons que les exemples présentés ici concernent à ce jour uniquement de petites rivières (moins de 20 m de large) sur de courts tronçons.

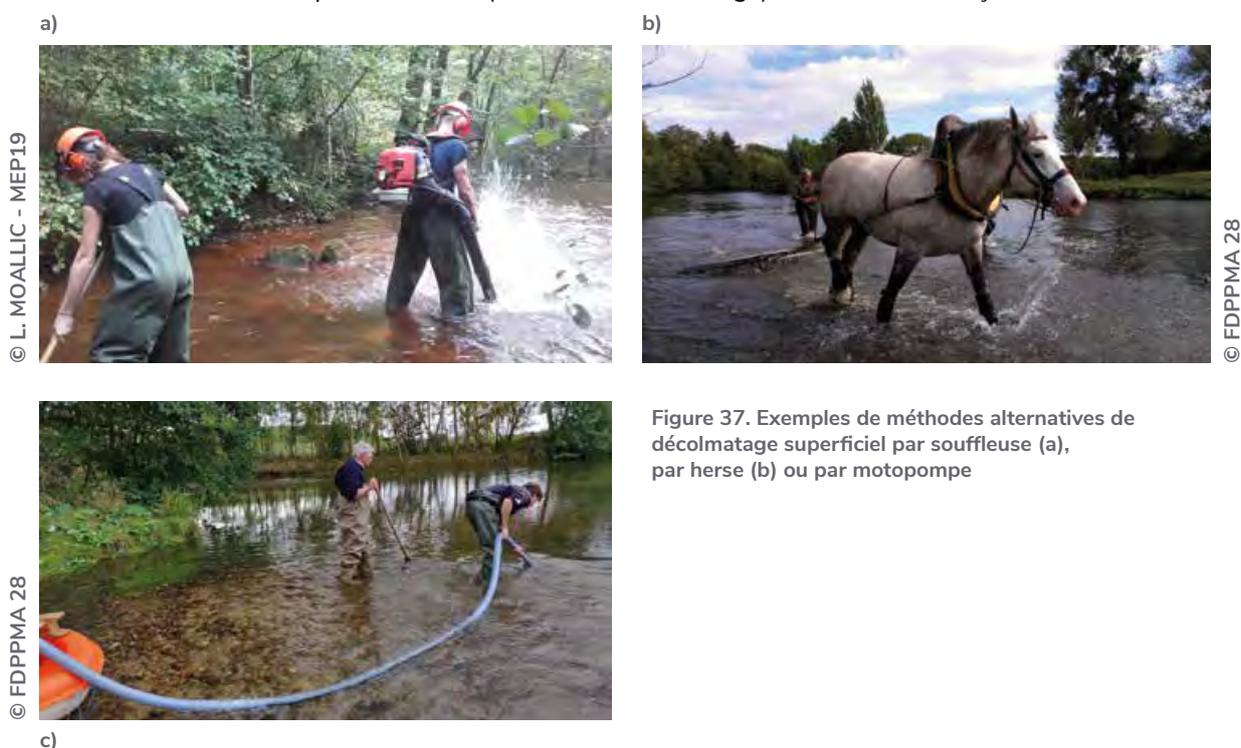


Figure 37. Exemples de méthodes alternatives de décolmatage superficiel par souffleuse (a), par herse (b) ou par motopompe

2.8.2.2 Dessablement

Contrairement au décolmatage superficiel, pour lequel il s'agit « simplement » de remettre en suspension les fines, le dessablement d'un lit mineur nécessite d'évacuer les sables car les vitesses disponibles au moment où les travaux dans le lit mineur sont possibles, c'est-à-dire en étiage, sont généralement insuffisantes pour prendre en charge les sables remobilisés et les emporter vers l'aval. Il n'est cependant pas nécessaire de les emmener loin du cours d'eau, un simple redépôt sous forme de régalage assez loin de la rive peut éventuellement être envisagé si cela ne perturbe pas des habitats riverains de qualité.

Notons aussi que la grande majorité des travaux de décolmatage superficiel mécanique dont nous avons connaissance n'est mise en œuvre que sur des faciès particuliers correspondant aux zones favorables pour la reproduction des espèces lithophiles. Il n'en va pas de même pour le dessablement qui, même s'il vise souvent aussi en priorité les zones favorables à la reproduction, s'attache souvent à dessabler les autres faciès, y compris les faciès lenticules.

Nous n'avons pas d'exemple d'opérations de dessablement alternatives aux lâchers mais on peut imaginer, si l'objectif est principalement orienté frayères, de les dessabler avec des engins de type pelle mécanique, en touchant le moins possible aux substrats grossiers sous-jacents. La mise en œuvre opérationnelle de ce type de solution reste complexe.

2.8.2.3 Désalgage périphyton

On peut considérer que le désalgage du périphyton nécessite des opérations du même type que celles mises en œuvre pour le décolmatage superficiel. Cependant, contrairement aux opérations de décolmatage de frayères qui peuvent être assez localisées, les opérations de désalgage du périphyton visent en général des linéaires importants qui semblent difficiles à traiter mécaniquement. Là encore, la mise en œuvre opérationnelle reste complexe.

2.8.2.4 Mobilité des substrats grossiers et décolmatage interstitiel, désalgage macrophytes.

De la même façon que pour le décolmatage superficiel et le désalgage du périphyton, des actions mécaniques sont envisageables si les linéaires concernés sont faibles ou si les contraintes de mises en œuvre sont moindres que celles de lâchers morphogènes.

Globalement, les actions mises en œuvre pour nettoyer le périphyton par mobilisation mécanique de la couche d'armure peuvent aussi être employées pour décolmater la sous-couche à condition que la profondeur des herse soit suffisante. Nous estimons qu'un décolmatage interstitiel sur 20 à 30 cm est nécessaire pour rendre fonctionnelles des frayères à salmonidés par exemple.

L'arrachage mécanique des macrophytes peut aussi être envisagé. Il consiste généralement à utiliser des engins flottants de divers types qui faucardent la végétation. Certains faucardages peuvent être réalisés manuellement (Figure 38).



© M. Bramard - OFB

Figure 38. Illustration d'un faucardage manuel.

2.8.2.5 Arrachage de la végétation pionnière de moins de deux ans

L'arrachage mécanique de la végétation pionnière de moins de deux ans est une alternative relativement aisée à mettre en œuvre car pour cette végétation, qu'elle soit herbacée ou arbustive, les profondeurs d'enracinement sont généralement inférieures à une vingtaine de cm.

Notons que ce type d'action est mené depuis de nombreuses années sur un grand nombre de cours d'eau, en France et à l'étranger, concernés ou non par des aménagements hydroélectriques. La Compagnie nationale du Rhône (CNR) sur les bras court-circuités du Rhône a par exemple des procédures bien établies (labours, fauche, arrachage).

Deux méthodes décrites ci-après peuvent être facilement mises en œuvre.

- L'arrachage mécanique au moyen d'engins de chantier (méthode la plus courante).

Pour ce qui concerne les végétaux de moins de 2 ans, une simple scarification des bancs alluviaux avec une pelle hydraulique munie d'un godet à griffe ou d'une herse suffit généralement car il n'est pas nécessaire de mobiliser une



© EDF

Figure 39. Exemples d'engins utilisés pour les essartements en rivière. A droite, pelle à scarifier fabriquée spécifiquement pour extraire aussi les racines.

grande épaisseur de substrat (Figure 39). La vraie problématique est de gérer les jeunes pousses arrachées. Si elles sont laissées sur place, elles risquent de rejeter très rapidement (salicacées notamment) mais les exporter hors du lit moyen présente un coût très élevé.

Notons que la scarification permet, outre l'arrachement des jeunes pousses de salicacées et herbacées, une remobilisation plus facile des matériaux alluvionnaires lors des crues suivantes.

- Le pâturage par des ovins, caprins, voire bovins (Figure 40).

> Avantages : coûts modérés, solution « écologique ».

> Inconvénients : les animaux broutent sans arracher les racines, ce qui peut se traduire, pour certaines espèces végétales, par une reprise de la croissance dès le printemps suivant. Pour d'autres espèces, le broutage suffit à tuer la plante.

Une troisième approche pourrait être envisageable, consistant à noyer les graines pendant la période de germination des espèces problématiques. Il s'agit cependant d'une alternative qui mobilise d'importants volumes d'eau car il faut submerger les bancs alluviaux pendant plusieurs semaines, voire plusieurs mois. On entre alors dans le domaine des lâchers échohydrologiques.



© EDF, Société d'économie alpestre

Figure 40. Test de pâturage caprin réalisé en Combe de Savoie sur l'Isère.

2.8.2.6 Mobilité des macroformes

Il est envisageable de mettre en œuvre des actions de recharge sédimentaire ou des actions mécaniques de grande ampleur pour mobiliser de larges macroformes alluviales, voire pour créer ou recréer des faciès d'écoulement diversifiés. Ce type d'action est cependant généralement mené dans le cadre d'opérations de restauration locales et rarement sur de grands linéaires.

N.B. Dans bien des cas, les lâchers morphogènes ne sont pas forcément pertinents car le régime de crue à l'aval de l'ouvrage est moins affecté que le flux sédimentaire lui-même. C'est le cas par exemple de l'Ain ou de la Dordogne. Recréer davantage d'événements critiques contribuerait à augmenter encore le déséquilibre créé par l'aménagement entre la disponibilité sédimentaire et le régime de crue.

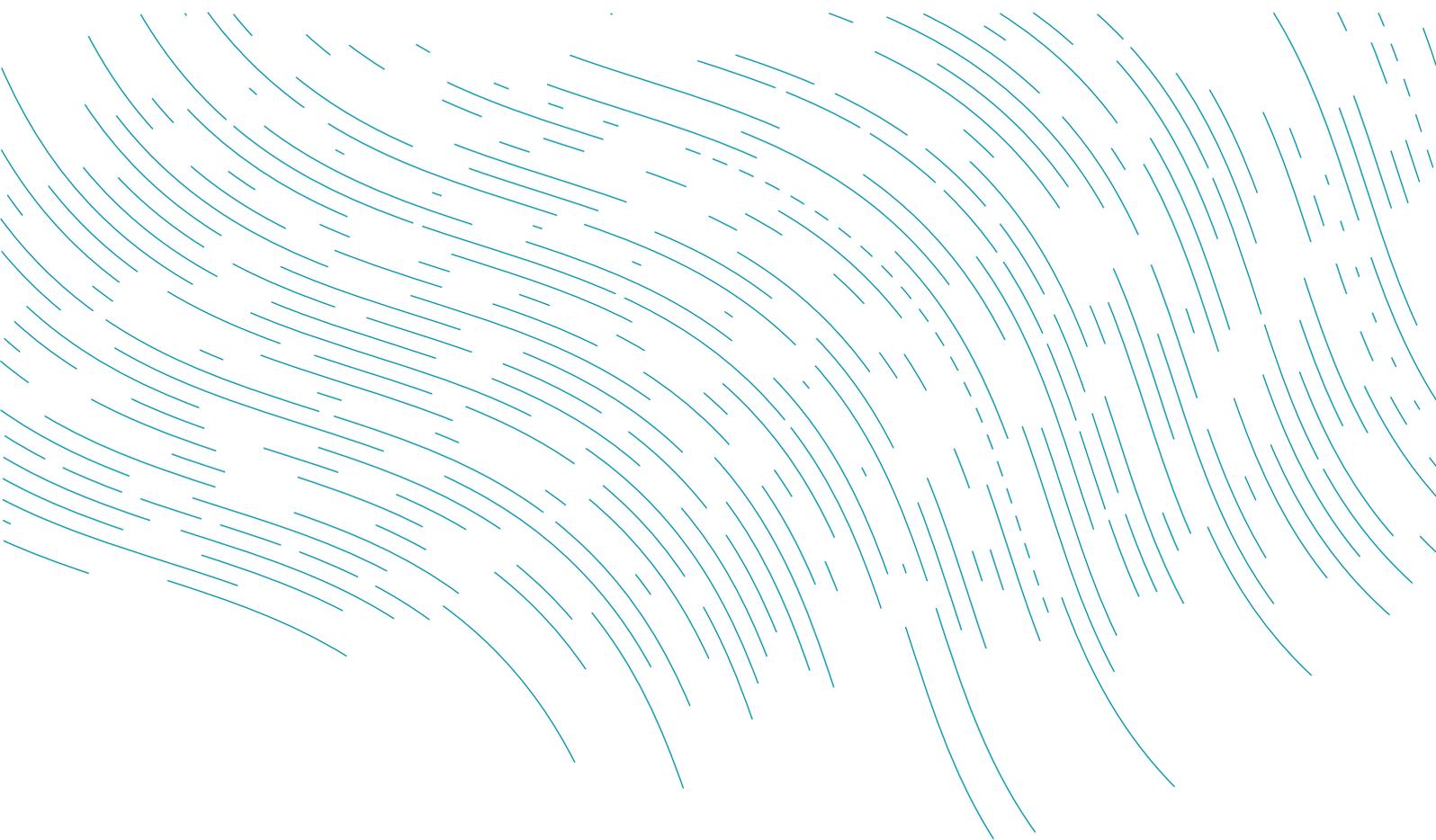
De fait, il peut être judicieux dans ces cas-là d'accompagner la rivière dans son nouvel état en s'assurant qu'elle puisse disposer de ressources alluviales potentiellement transportables en injectant mécaniquement des sédiments et/ou en favorisant des érosions de berge... Des lâchers morphogènes peuvent éventuellement alors être envisagés mais une fois seulement que le déficit en sédiment est lui-même pris en compte.

2.8.2.7 Arrachage de la végétation alluviale de plus de 2 ans

Les opérations de gestion de la végétation de plus de 2 ans sont appelées essartement ou essartage. Deux modes d'intervention sont généralement mis en œuvre :

- l'essartement simple, qui consiste à couper la végétation au ras de la surface du sol ;
 - l'essartement avec dessouchage et enlèvement des souches, qui a un effet plus durable.
-

N.B. Il existe de nombreux guides techniques sur le sujet tant au niveau national qu'à l'échelle régionale ou émanant de syndicats de rivières. Ils sont généralement disponibles sur internet.





Références bibliographiques

Acreman, M., 2000. Managed Flood Releases from Reservoirs : Issues and Guidance. World Comm. Dams 1-96

Agence de l'eau. Bassin Rhône méditerranée. 2019. Les rivières en tresses. Eléments de connaissance. Guide Eau et Connaissance.

Archambaud, G., Giordano, L., Dumont, B., 2005. Description du substrat minéral et du colmatage. Note technique. IRSTEA. Aix en Provence.

Arthington, A.H., Zalucki, J.M., 1998. Comparative evaluation of environmental flow assessment techniques: Review of methods. LWRRDC Occas. Pap. Ser. 27/98 141.

Baker, T., 2002. Scoping report on environmental flows in the Cudgong River – Windamere Dam to Apple Tree Flat. Macquarie. Cudgong River Management Committee.

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>

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.

Benson, M. A., Thomas, D. M. A definition of dominant discharge. *Hydrological Sciences Journal*, 1966, vol. 11, no 2, p. 76-80

Bergkamp, G., Dyson, M., Scanlon, J. (Eds.). 2005. Débit: les débits environnementaux: ce qu'il faut savoir. Union Internationale pour la conservation de la nature et de ses ressources, UICN. 149p. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2003.WANI.2.fr>

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>

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)

Blanck, A., & Lamouroux, N. 2007. Large-scale intraspecific variation in life-history traits of European freshwater fish. *Journal of Biogeography*, 34(5), 862-875.

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>

Bray, D. I., Church, M. 1980. Armored versus paved gravel beds. *Journal of the Hydraulics Division*, 106(11), 1937-1940.

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.

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

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>

Corenblit, D., Steiger, J., Gurnell, A. M., Tabacchi, E. & Roques, L. 2009. Control of sediment dynamics by vegetation as a key function driving biogeomorphic succession within fluvial corridors. *Earth*

Surface Processes and Landforms. Vol. 34. no. 13, p. 1790-1810. (p. 52, 112).

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>

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.

Datry T., Baudoin J.M., Thivin G. version juillet 2013 sous presse. Diagnostiquer le colmatage interstitiel du lit des cours d'eau. Synthèse des connaissances, principes méthodologiques et protocole standardisé d'évaluation de l'intensité du phénomène en rivière. Partenariat IRSTEA-ONEMA.

Datry, T., Lamouroux, N., Thivin, G., Descloux, S., Baudoin, J. M. 2015. Estimation of sediment hydraulic conductivity in river reaches and its potential use to evaluate streambed clogging. *River Research and Applications*, 31(7), 880-891.

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.

Descloux, 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.

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.

Doretto, A., Piano, E., Bona, F., & Fenoglio, S. 2018. How to assess the impact of fine sediments on the macroinvertebrate communities of alpine streams? A selection of the best metrics. *Ecological Indicators*, 84, 60-69.

Dos Reis Oliveira, P. C., van der Geest, H. G., Kraak, M. H., Westveer, J. J., Verdonschot, R. C., Verdonschot, P. F. 2020. Over forty years of lowland stream restoration: Lessons learned?. *Journal of Environmental Management*, 264, 110417.

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

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>

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.

Feld, C. K., Birk, S., Bradley, D. C., Hering, D., Kail, J., Marzin, A., Pont, D. 2011. From natural to degraded rivers and back again: a test of restoration ecology theory and practice. In *Advances in ecological research* (Vol. 44, pp. 119-209). Academic Press.

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>

Franssen, J., Lapointe, M., Magnan, P., 2014. Geomorphic controls on fine sediment infiltration 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>

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>

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.

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>

Helland-Hansen, E., Klingeman, P.C., Milhous, R.T. 1974. Sediment transport at low Shields-parameter values, *J. Hydr. Div.*100, 261 1974

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.

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>

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 some 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.

Junk, W.J., Bayley, P.B. and Sparks, R.E. (1989) The flood-pulse concept in river-floodplain systems. In: Dodge, D.P., Ed., *Proceedings of the International Large River Symposium (LARS)*,

Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences Special Publication 106, NRC research press, Ottawa, 110-127.

Junk, W.J., Wantzen, K. M. 2004. The flood pulse concept: new aspects, approaches and applications-an update. In : Second international symposium on the management of large rivers for fisheries. Food and Agriculture Organization and Mekong River Commission, FAO Regional Office for Asia and the Pacific, 2004. p. 117-149.

Keith P., Allardi J., 2001. Inventaires des poissons d'eau douce de France. Patrimoines Naturels 47, 387 p.

Kellerhals, R. 1967. Stable channels with gravel-paved beds. Journal of the Waterways and Harbors Division, 93(1), 63-84.

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>

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., 1997. Hungry water: Effects of dams and gravel mining on river channels. Environ. Manage. 21, 533–551. <https://doi.org/10.1007/s002679900048>

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>

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.

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>

Loire, R., Grosprêtre, L., Malavoi, J.R., Ortiz, O., Piégay, H. 2019. What Discharge Is Required to Remove Silt and Sand Downstream from a Dam? An Adaptive Approach on the Selves River, France. Water, vol. 11, no 2, p. 392. doi:10.3390/w11020392

Loire R, Piégay H, Malavoi J-R, Bêche, L., Dumoutier, Q., Mosseri, J., Kerjean, C. 2019. Unclogging improvement based on interdate and interreach comparison of water release monitoring (Durance, France). River Res Applic. 35:1107–1118. <https://doi.org/10.1002/rra.3489>

Loire, R. 2019. Les lâchers morphogènes : définition, expérimentations et protocole opérationnel de mise en oeuvre . Thèse de doctorat, ENS Lyon.

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>

Malavoi, J. R., Garnier, C. C., Landon, N., Recking, A., Baran, P. 2011. Eléments de connaissance pour la gestion du transport solide en rivière. Onema, pp.219.

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>

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>

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.

Mondy, C. P., & Usseglio-Polatera, P. 2013. Using conditional tree forests and life history traits to assess specific risks of stream degradation under multiple pressure scenario. *Science of the total environment*, 461, 750-760.

Milhous, R.T., Klingeman, P.C. 1973 Sediment transport in a gravel-bottomed stream. *Proc 21st ann. Speciality conf. hydraulic. Div., A.S.C.E.*, 293-303.

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., 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)

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

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.

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>

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>

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>

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.

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

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>

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. *N. Bioscience* 47, 769–784. <https://doi.org/10.2307/1313099>

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

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>

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., 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., 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>

Roni, P., Liermann, M., Muhar, S., Schmutz, S. 2013. Monitoring and evaluation of restoration actions, In : *Stream and Watershed Restoration: A Guide to Restoring Riverine Processes and Habitats*, First Edition. P. Roni & T. Beechie, Editors. John Wiley & Sons, Ltd.

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>

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

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, 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)

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.

Statzner, B., & Beche, L. A. 2010. Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems? *Freshwater Biology*, 55, 80-119.

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 diversted stream in the eastern sierra nevada, California, USA. *Environ. Manage.* 14, 185–194.

Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., Usseglio-Polatera, P. 2010. *Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie* (Vol. 15). Paris: CNRS éditions.

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>

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>

Theodoropoulos, C., Karaouzas, I., Yourka, A., Skoulikidis, N. 2020. ELF–A benthic macroinvertebrate multi-metric index for the assessment and classification of hydrological alteration in rivers. *Ecological Indicators*, 108, 105713.

Valdez, R.A., Hoffnagle, T.L., Mclvor, 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, 686–700.

Vaudor, L., Lamouroux, N., Olivier, J. M., & Forcellini, M. 2015. How sampling influences the statistical power to detect changes in abundance: an application to river restoration. *Freshwater Biology*, 60(6), 1192-1207.

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.

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

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

Walters, C., 1986, *Adaptive management of renewable resources*: New York, Macmillan, 374 p.

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>

Wilcock, P.R., Kondolf, G.M., Matthews, W.V.G., Barta, A.F., 1996. 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., 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>

Wolman, M.G., Miller, J.P., 1960. Magnitude and frequency of forces in geomorphic processes. *J. Hydrol.* 69, 54–74.

Woolsey, S., Capelli, F., Gonser, T. O. M., Hoehn, E., Hostmann, M., Junker, B., Tockner, K. 2007. A strategy to assess river restoration success. *Freshwater Biology*, 52(4), 752-769.

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>

Citation

Loire R., Kondolf G.M., Malavoi J.R., Melun G. et Piégay H., 2021.

Lâchers d'eau morphogènes : guide de mise en œuvre.

Office français de la biodiversité. Collection Guides et protocoles. 102 pages

Édition

Béatrice Gentil-Salasc

Création et mises en forme graphiques

Et d'eau fraîche

Photos de couverture

R. Loire - EDF

Gratuit

Dépôt légal à parution

ISBN web : 978-2-38170-086-1

ISBN print : 978-2-38170-087-8

Impression

Cloître

Imprimé sur du papier issu de sources responsables

© OFB, Septembre 2021

Les lâchers morphogènes sont une solution technique potentiellement très efficace pour améliorer le fonctionnement de rivières dont les forts débits sont contrôlés par des barrages situés en amont. Cette stratégie ne doit cependant être mise en œuvre qu'après un **diagnostic d'état complet** (compartiments géomorphologiques et écologiques) **et partagé**, qui doit évaluer si les dysfonctionnements observés sont bien liés à des modifications hydrologiques et si les lâchers morphogènes sont bien la solution la plus pertinente.

Si au terme de cette première étape de la procédure que nous proposons ici, le choix de réaliser un ou plusieurs lâchers morphogènes est effectué, la mise en œuvre des étapes suivantes va permettre de définir des objectifs précis et réalistes, de dimensionner les lâchers, de les mettre en œuvre et de suivre leur efficacité sur le court, moyen et long terme.

Il est important de noter que de nombreuses contraintes peuvent potentiellement contrecarrer les objectifs et dimensionnements initiaux et que la procédure est donc très souvent itérative, avec parfois pour conséquence, la révision à la baisse des objectifs initiaux.

Il faut noter aussi l'importance du suivi scientifique de ces opérations, au moins les premières années, pour valider leur efficacité et l'intérêt de les poursuivre dans le temps.

Notons enfin que la compréhension des processus géomorphologiques et plus encore des relations entre ces processus et le fonctionnement écologique des cours d'eau est encore très largement du domaine de la recherche. L'approche itérative et le suivi de l'efficacité des opérations peuvent participer à l'amélioration de nos connaissances dans ces domaines.



www.ofb.gouv.fr  @OFBiodiversite

Office français de la biodiversité

12 Cours Lumière - 94300 Vincennes - Tél. : 01 45 14 36 00