



ATTÉNUER LES IMPACTS ÉCOLOGIQUES DES ÉCLUSÉES HYDROÉLECTRIQUES

TOME 1 : ÉTAT DES CONNAISSANCES ET RETOURS D'EXPÉRIENCE

BASSIN RHÔNE-MÉDITERRANÉE

Mai 2026

IMPORTANT

Le SDAGE Rhône-Méditerranée, dans sa disposition 6A-10, appelle à réduire les impacts des éclusées hydroélectriques sur les cours d'eau pour une gestion durable des milieux et des espèces. Ceci doit se faire dans un cadre concerté, avec l'ensemble des acteurs et usagers du territoire et en tenant compte des enjeux socio-économiques et énergétiques.

Le contenu de ce guide présente un état des connaissances poussé, arrêté à fin 2023, sur les impacts d'un fonctionnement par éclusées sur les écosystèmes aquatiques, les méthodes d'évaluation de ces impacts et les mesures pouvant être mises en œuvre pour les atténuer. Il n'a pas vocation à traiter de l'intérêt des ouvrages hydrauliques et des éclusées afférentes dans le cadre de la décarbonation et de l'équilibre du réseau électrique. Il propose une méthode pour établir un diagnostic, définir des objectifs partagés de réduction des impacts, identifier et dimensionner les mesures d'atténuation adaptées au contexte local et suivre leur mise en œuvre. Les éléments méthodologiques proposés peuvent être adaptés au contexte local dans le cadre d'une concertation entre les parties prenantes. Un retour d'expérience de la mise en œuvre de cette méthode sur plusieurs sites aux caractéristiques variées pourra permettre de l'améliorer.

Ce guide technique s'adresse principalement aux maîtres d'ouvrages des aménagements hydro-électriques fonctionnant par éclusées, aux structures compétentes pour la gestion des milieux aquatiques et la prévention des inondations (GEMAPI) sur des cours d'eau concernés par ce type d'aménagement mais aussi aux bureaux d'étude et aux services de l'État et ses établissements publics. Il est mis à disposition sur le site internet du bassin Rhône-Méditerranée : www.rhone-mediterranee.eaufrance.fr.

Les guides du secrétariat technique de bassin Rhône-Méditerranée sont des documents méthodologiques visant à accompagner les parties prenantes à mettre en œuvre les préconisations du SDAGE afin de préserver ou de restaurer le bon état et le bon fonctionnement des milieux aquatiques, dans le cadre de démarches concertées, en tenant compte des caractéristiques physiques et des enjeux sociaux et économiques locaux. Ils s'appuient sur l'état des connaissances disponibles lors de leur édition.

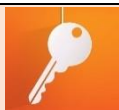
Les guides du secrétariat technique de bassin n'ont pas de valeur prescriptive ni réglementaire.

Le contenu de ce document a été rédigé par Philippe Baran (ECOGEA), Jean-René Malavoi (AERMC) et Benoit Terrier (AERMC), en collaboration avec un comité technique que nous remercions vivement pour les échanges fructueux qui ont largement contribué à son élaboration. La méthode proposée est le fruit de réflexions et d'arbitrages collégiaux qui n'engagent pas individuellement les membres du comité technique. La mise en forme finale a été réalisée par l'Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse.

Membres du comité technique :

- Administrations : OFB Lyon : Pascal Roche, Marion Langon ; Pôle écohydraulique OFB-IMFT : Dominique Courret ; DREAL Auvergne-Rhône-Alpes délégation de bassin : Pierre-Jean Martinez.
- Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse (AERMC) : délégation de Besançon : Vincent Porteret ; délégation de Montpellier : Fabrice Cathelin ; délégation de Marseille : Isabelle Chouquet ; délégation de Lyon : Florence Javion.
- Union des Fédérations de pêche du bassin Rhône-Méditerranée et Corse : Fabien Chiri.
- Electricité de France (EDF) : Agnès Barillier, Flora Insulaire, Marie Papadopoulou, Rémi Loire.
- Universités et laboratoires de recherche : INRAE Lyon : Hervé Capra, Maria Alp, INRAE Aix-en-Provence : Yann le Coarer.

Quelques éléments de lecture : 5 types de mise en évidence de texte.



Point clé



Point de vigilance

ENCADRE TECHNIQUE

Paragraphe technique plus développé hors texte sur un point particulier

ENCADRE METHODOLOGIQUE

Présentation d'un protocole ou d'une méthodologie

EXEMPLES DIVERS

Retours d'expérience ; Application méthodologique ; Autres exemples

SOMMAIRE

1. CONTEXTE GENERAL ET ENJEUX	8
1.1. Qu'est-ce qu'une éclusée ?	8
1.2. Textes juridiques applicables aux éclusées	9
1.3. Les éclusées dans le bassin Rhone-Mediterranée	10
1.4. Enjeux environnementaux relatifs aux aménagements fonctionnant par éclusées	11
2. ALTERATIONS ET IMPACTS INDUITS PAR LES ECLUSEES : ETAT DES CONNAISSANCES	12
2.1. Altérations de l'hydrologie	13
2.1.1. Métriques descriptives d'une éclusée	13
2.1.2. Variabilité des types d'éclusées	14
2.1.3. Variabilité infra-hebdomadaire et infra-journalière	17
2.1.4. Variabilité saisonnière et annuelle des régimes d'éclusée	18
2.1.5. Variabilité longitudinale des régimes d'éclusées	18
2.1.6. Comparaison des éclusées avec des évènements hydrologiques naturels	19
2.1.7. Synthèse sur les altérations de l'hydrologie dues aux éclusées	21
2.2. Altérations morphoécologiques et impacts biologiques	22
2.2.1. Mobilité des substrats alluviaux et effets sur la biologie	22
2.2.2. Variations des conditions hydrauliques et effets sur la biologie	24
2.2.3. Phénomène d'inondation et exondation et effets sur la biologie	31
2.2.4. Phénomène de piégeage-échouage et effets sur la biologie	39
2.2.5. Infranchissabilité des obstacles à l'écoulement par les poissons	46
2.2.6. Synthèse	46
2.3. Altérations de la qualité physico-chimique et impacts biologiques	48
2.3.1. Altérations des régimes thermiques et effets sur la biologie	48
2.3.2. Altérations de la qualité des eaux et effets sur la biologie	51
2.4. Impacts biologiques des éclusées vs impacts biologiques des évènements naturels	51
3. ETAT DES CONNAISSANCES SUR LES METHODES D'EVALUATION DES ALTERATIONS ET DES IMPACTS INDUITS PAR LES ECLUSEES	54
3.1. Modèles pression/impact et application aux éclusées	54
3.2. Méthodes pour la quantification des IMPACTS DE TYPE "ALTÉRATIONS HYDROLOGIQUES"	55
3.2.1. Méthode de l'Indicateur de Niveau de Perturbation Hydrologique	56
3.2.2. Autres méthodes	57

3.3. Méthodes pour la quantification des IMPACTS DE TYPE “ALTÉRATIONS MORPHOecOLOGIQUES “	59
3.3.1. Descripteurs et indicateurs utilisés pour quantifier les altérations des habitats	59
3.3.2. Evaluation de la sensibilité des habitats aux éclusées par modélisation	64
3.4. Méthodes d'évaluation des impacts biologiques directs	67
3.4.1. L'exondation	67
3.4.2. Le piégeage-échouage	69
3.4.3. La dérive forcée	69
4. ETAT DES CONNAISSANCES SUR LES MESURES D'ATTENUATION DES ALTERATIONS ET DES IMPACTS INDUITS PAS LES ECLUSEES	70
4.1. Typologie des mesures existantes	70
4.1.1. Mesures hydrologiques	71
4.1.2. Mesures morphologiques	71
4.1.3. Mesures constructives	73
4.2. Méthodes de choix et de dimensionnement des mesures d'atténuation	75
4.3. Suivi de l'efficacité des mesures	75
4.3.1. Effets biologiques des mesures hydrologiques	76
4.3.2. Effets biologiques des mesures morphologiques	80
4.4. Evaluation du ratio coût/efficacité des mesures	83
5. Bibliographie	84
6. ANNEXE 1 : TEXTES JURIDIQUES APPLICABLES AUX ECLUSEES	100
6.1. Réglementation nationale	100
6.2. Réglementation relative aux objectifs de qualité des cours d'eau	102
6.3. Réglementation relative aux habitats et à la biodiversité	104
7. ANNEXE 2 : La thématique des éclusées dans la littérature scientifique	105
7.1. Prises en compte de l'hydrologie dans le fonctionnement des hydrosystèmes	105
7.2. Premières publications scientifiques sur les éclusées	106
7.3. Montée en puissance de la thématique	107

INTRODUCTION GENERALE

Le fonctionnement par éclusées de certains ouvrages hydro-électriques peut affecter le fonctionnement des cours d'eau et perturber les communautés biologiques.

L'état des lieux réalisé en 2019 sur le bassin Rhône-Méditerranée, préalablement à l'élaboration du Schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) 2022-2027 et de son programme de mesures ont permis d'identifier les cours d'eau à risque de non atteinte du bon état écologique en raison du fonctionnement par éclusées. Plus de 1 200 km de cours d'eau appartenant à 73 secteurs de rivières sont concernés par un fonctionnement par éclusées sur le bassin Rhône-Méditerranée et 47 masses d'eau sont en risque de non atteinte du bon état écologique. Dans le cadre du SDAGE 2022-2027 et son programme de mesures, il est demandé que, sur ces secteurs, des études soient conduites pour préciser les causes du risque et les impacts potentiels puis dimensionner, le cas échéant, les mesures à mettre en œuvre pour réduire ces impacts.

Jusqu'à présent, en France, aucun document technique public ne propose de cadre méthodologique sur le type d'études à mener. S'il reste encore de nombreuses connaissances techniques et scientifiques à acquérir pour améliorer notre compréhension des impacts écologiques liés aux éclusées, Hayes et al. (2023) constatent néanmoins « *qu'il existe déjà une bonne compréhension de l'impact écologique des éclusées et des techniques d'atténuation efficaces pour soutenir une hydroélectricité durable. Cependant, un décalage subsiste dans leur mise en œuvre opérationnelle* ».

Ce document permet de décliner opérationnellement la disposition 6A-10 du SDAGE 2022-27 : « Réduire les impacts des éclusées sur les cours d'eau pour une gestion durable des milieux et des espèces » sur les sites identifiés par le programme de mesures comme devant faire l'objet d'une mesure d'atténuation des impacts des éclusées en raison du risque de non atteinte du bon état écologique. Il est structuré en deux tomes.

Le Tome 1, objet du présent document, rassemble un état des connaissances scientifiques et techniques des impacts des éclusées hydro-électriques sur le fonctionnement des hydrosystèmes d'eau courante. Il mentionne ensuite des retours d'expériences sur les méthodes utilisées pour établir des diagnostics d'impacts liés aux éclusées, ainsi que sur les mesures d'atténuation et leurs suivis dans le temps.

Le Tome 2 propose une méthode et des outils pour la réalisation d'études de tronçons de rivière soumis à un fonctionnement par éclusées. Ces études visent à établir des diagnostics de fonctionnement, à proposer des objectifs d'atténuation des altérations, si altération il y a, et à déterminer les mesures d'atténuation les plus adaptées, dans un cadre concerté, en tenant compte des enjeux socio-économiques et des autres usages locaux.

1. CONTEXTE GENERAL ET ENJEUX

1.1. QU'EST-CE QU'UNE ECLUSEE ?

Pour répondre aux variations de la demande en énergie électrique, aux pertes brutales de moyens de production (par exemple en lien avec un arrêt de centrale), aux variations de production des énergies intermittentes (solaires et éoliennes) ou au maintien de la fréquence du réseau, les installations hydroélectriques disposant de réserves d'eau sont capables, en quelques minutes, de mobiliser une importante capacité de production. Cette mobilisation se traduit, à l'échelle de chaque aménagement, par le turbinage d'un débit donné qui est ensuite restitué en aval, soit dans la retenue d'un autre aménagement (cas des chaînes de centrales hydroélectriques), soit dans un bassin de compensation, soit directement au cours d'eau.

Ces variations de débits dans les cours d'eau sont appelées éclusées hydroélectriques. Elles conduisent à des conditions d'écoulement instationnaire dans le cours d'eau. Ces conditions se distinguent des variations naturelles de débits par des gradients de hausse et de baisse beaucoup plus forts, ainsi que par des fréquences nettement plus élevées (Figure 1) (Courret, 2014).

Les caractéristiques des éclusées sont extrêmement variables entre les différents aménagements selon leur capacité de stockage et de production mais également au sein d'un même aménagement selon la demande en énergie ou les besoins associés à d'autres usages (irrigation, sports d'eaux vives, etc.).

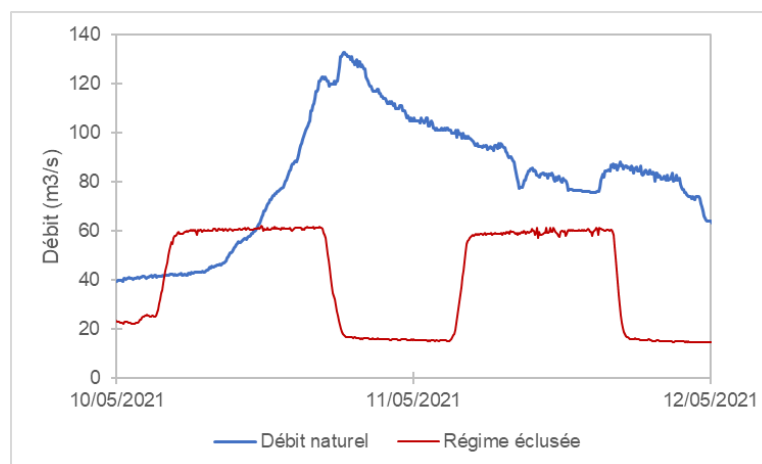


Figure 1 : Comparaison d'une série d'éclusées avec un évènement naturel de variation des débits (données Hydroportail – La Romanche au Bourg-d'Oisans [Pont de la Romanche]).

Les aménagements hydrauliques et notamment les volumes stockés dans les retenues peuvent satisfaire des usages variés, parmi lesquels la production d'eau potable, l'irrigation, les activités de tourisme et de loisirs. Ainsi, d'importants volumes, par exemple 1,5 milliards de m³ sur la Durance, 200 millions de m³ sur le Verdon (source SMAVD), sont directement dérivés pour des usages agricoles et de production d'eau potable via des canaux. Sur l'Aude ou l'Ardèche, des volumes sont libérés en aval en été et transitent via les centrales hydroélectriques dans le cours d'eau afin de garantir un soutien d'étiage ainsi que les prélèvements agricoles. Ces volumes peuvent également bénéficier aux pratiques de sports d'eau vive comme sur l'Ardèche, l'Aude, ou la Dranse.

1.2. TEXTES JURIDIQUES APPLICABLES AUX ECLUSEES

Le détail des textes juridiques est présenté en annexe I.

Les ouvrages hydroélectriques sont encadrés par un ensemble de dispositions législatives et réglementaires spécifiques aux installations hydroélectriques. Ces dispositions sont rassemblées dans le livre V du code de l'énergie et applicables au régime de concession quand la puissance maximale brute de l'installation dépasse 4,5 MW et au régime d'autorisation pour une puissance inférieure à 4,5 MW. Ils sont également soumis aux dispositions de code de l'environnement et notamment à celles des rubriques de la nomenclature de la loi sur l'eau.

Pour les ouvrages concernés, les modalités de fonctionnement par éclusée sont prescrites dans les articles des règlements d'eau pour les concessions hydroélectriques ou des arrêtés d'autorisation pour les ouvrages fonctionnant sous le régime de l'autorisation.

Parmi ces modalités, seules celles relatives au débit minimal à laisser dans un cours d'eau en aval d'un ouvrage de captage ou de dérivation des eaux sont encadrées réglementairement (article L214-18 du code de l'environnement). Il n'existe pas de disposition dans les codes de l'environnement ou de l'énergie cadrant les autres paramètres des éclusées.



Les cahiers des charges des concessions et les règlements d'eau ont « force de loi » et c'est dans ce cadre que des prescriptions sont définies au cas par cas.

En complément de cet encadrement juridique propre aux ouvrages hydroélectriques, l'exploitation de ces ouvrages est soumise à un cadre réglementaire général qui fixe les objectifs de préservation et de restauration de la ressource en eau et des écosystèmes aquatiques.

Ce cadre général est décliné à plusieurs niveaux :

- Niveau Européen : La Directive cadre sur l'eau (DCE) donne la priorité à la protection de l'environnement et à une utilisation durable de l'eau, en demandant de veiller à la non-dégradation de la qualité des eaux ;
- Niveau grand bassin hydrographique : Le Schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) est un document de planification, institué par la loi sur l'eau de 1992 et régi par les articles L. 212-1 à L. 212-2-3 du code de l'environnement. Actualisé tous les six ans, il définit les objectifs et orientations permettant de satisfaire les grands principes d'une gestion équilibrée et durable de la ressource en eau pour atteindre le bon état des eaux en application de la DCE. Plus particulièrement, sur le bassin Rhône-Méditerranée :
 - l'orientation OF6A - agir sur la morphologie et le décroisement pour préserver et restaurer les milieux aquatiques - est déclinée en deux dispositions qui concernent les éclusées hydroélectriques : 6A-10 Réduire les impacts des éclusées sur les cours d'eau pour une gestion durable des milieux et des espèces et 6A-11 Améliorer ou développer la gestion coordonnée des ouvrages à l'échelle des bassins versants ;
 - le programme de mesures associé au SDAGE identifie les masses d'eau sur lesquelles des mesures d'atténuation, en application du SDAGE, sont attendues pour maintenir ou restaurer le bon état. Il s'agit de la mesure : mettre en œuvre des actions de réduction des impacts des éclusées générés par un ouvrage (nomenclature : MIA0305).
- Niveau d'un bassin-versant : le Schéma de gestion et d'aménagement des eaux (SAGE), outil de planification institué par la loi sur l'eau de 1992 et régi par les articles L212-3 à L212-11 du code de l'environnement, vise la gestion équilibrée et durable de la ressource en eau et constitue une déclinaison du SDAGE à une échelle plus locale.

1.4. ENJEUX ENVIRONNEMENTAUX RELATIFS AUX AMENAGEMENTS FONCTIONNANT PAR ECLUSEES

A l'échelle du bassin Rhône-Méditerranée, il est possible d'identifier deux enjeux environnementaux susceptibles d'être affectés par les éclusées :

- **Les fonctionnalités écologiques :**
 - Les fonctionnalités physiques au travers des processus de construction et de renouvellement des habitats en lien avec la variabilité hydrologique et le transport de matériaux et de végétaux ;
 - Les fonctionnalités biologiques relatives à la transformation de la matière organique au travers des cycles biogéochimiques et des chaînes alimentaires ainsi qu'à la réalisation des cycles biologiques des espèces aquatiques et semi-aquatiques.
- **La conservation des espèces :**
 - Conservation des espèces piscicoles holobiotiques avec notamment 12 espèces dans le bassin bénéficiant d'un statut particulier de conservation ;
 - Conservation des espèces piscicoles amphihalines et notamment de l'anguille européenne, de la grande alose et de la lamproie marine ;
 - Conservation des mammifères semi-aquatiques (loutre, desman des Pyrénées, castor) qui bénéficient d'un statut de protection ;
 - Conservation des insectes aquatiques notamment les espèces colonisant les bancs alluviaux, les annexes fluviales ou les utilisant comme zones de ponte ;
 - Conservation des formations végétales telles que les petits et grands gazons amphibies ;
 - Conservation de l'avifaune notamment des espèces de Laridés et de Limnicoles utilisant les bancs alluviaux comme zones de ponte (sterne pierregarin, sterne naine, petit gravelot, chevalier guignette, œdicnème criard) ;
 - Conservation des amphibiens utilisant les annexes fluviales pour la ponte et le développement des jeunes stades.

Le maintien et la reconquête des fonctionnalités écologiques et la conservation des espèces concourent à l'atteinte du bon état écologique, ou du bon potentiel écologique pour les masses d'eau fortement modifiées, objectif de la directive cadre européenne sur l'eau.

2. ALTERATIONS ET IMPACTS INDUITS PAR LES ECLUSEES : ETAT DES CONNAISSANCES

Les éclusées hydroélectriques génèrent, par l’artificialisation du régime des débits, une succession d’altérations physiques et physico-chimiques qui vont potentiellement se traduire par des impacts directs et indirects sur les biocénoses (communautés d’organismes vivants) aquatiques.

Dans les régimes d’éclusées, on distingue deux types de situations hydrologiques dont l’intensité, la durée et la fréquence peuvent être très différentes de celles rencontrées en régime naturel et susceptibles de générer des altérations des habitats et potentiellement des impacts biologiques :

- des périodes de bas et de forts débits ;
- des périodes d’instationnarité, c’est-à-dire de fortes variations des débits.

On parle de chaîne de causalité d’altérations/impacts (Figure 3).

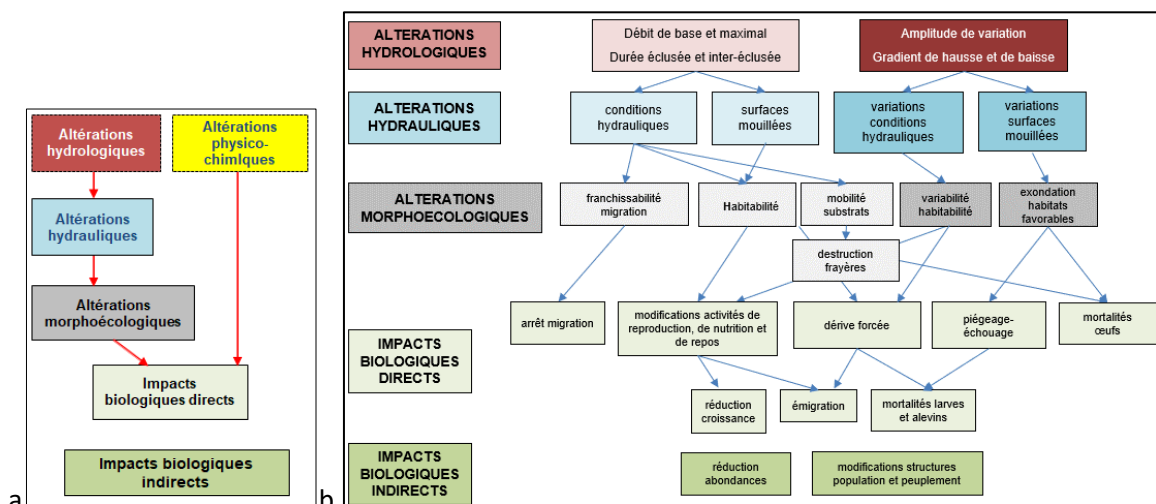


Figure 3 : La chaîne de causalité des altérations et des impacts liés aux éclusées,
a) vue générale et b) détail de la chaîne de causalité hors physico-chimie.

Dans le détail de la chaîne de causalité, les éclusées hydroélectriques se traduisent en premier lieu par des modifications, généralement brutales, des débits dans la rivière influencée (altérations hydrologiques). Ces modifications induisent des changements tout aussi brutaux des caractéristiques des écoulements (altérations hydrauliques) qui se traduisent eux même par des altérations des conditions d’habitats pour la faune et la flore aquatiques (altérations morphoécologiques). S’ensuivent des effets négatifs directs sur les biocénoses (impacts biologiques directs) qui peuvent alors affecter totalement le fonctionnement de l’hydrosystème (impacts biologiques indirects). Ces effets sont complexes à évaluer et réclament des connaissances sur le long terme.

Dans les chapitres suivants, nous verrons que ces altérations et leurs impacts écologiques sont documentés dans la littérature scientifique.

Notons qu’en parallèle à la chaîne des impacts physiques peuvent se propager aussi des impacts liés à la modification, lors d’une éclusée, des caractéristiques physico-chimiques de l’eau (qualité et thermie) voire les caractéristiques sonores (Lumsdon et al., 2018), même si la littérature scientifique les a moins étudiées.

Ce document n’évoque que les impacts sur les cours d’eau en aval des ouvrages, mais il peut également exister des impacts biologiques sur les retenues de ces ouvrages du fait des phénomènes de marnage.

2.1. ALTERATIONS DE L'HYDROLOGIE

Les aménagements hydroélectriques fonctionnant par éclusées sont susceptibles de générer deux types d'altérations hydrologiques (Figure 4) :

- **Des altérations induites par le stockage** de volumes d'eau destinés à être turbinés à certains moments entraînant une réduction des débits de base, une modification de l'hydrologie de crue et une modification générale du régime hydrologique ;
- **Des altérations induites par le déstockage** de volumes d'eau sous forme d'éclusées hydroélectriques, entraînant des variations brutales de débits à la hausse lors de l'ouverture des vannes de l'ouvrage, puis à la baisse lors de leur fermeture.

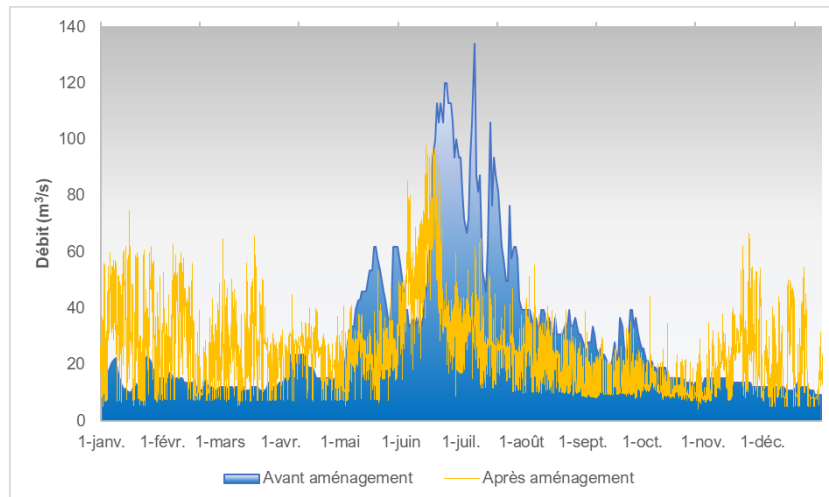


Figure 4 : Comparaison d'un régime hydrologique non influencé (avant aménagement) et d'un régime d'éclusées (après aménagement) sur l'Isère à Moutiers (données Hydroportail).

Le stockage/déstockage des eaux aux échelles saisonnière et annuelle peut conduire à des modifications des régimes hydrologiques qui peuvent être très importantes, notamment en matière de crues, d'étiages et de la prévisibilité des débits et induire de profondes perturbations des écosystèmes d'eaux courantes (Benke 1990 ; Dynesius et Nilsson, 1994 ; Vitousek et al., 1997, MacCartney, 2009).

2.1.1. METRIQUES DESCRIPTIVES D'UNE ECLUSEE

Les éclusées peuvent être caractérisées par plusieurs métriques (Zolezzi et al., 2011 ; Bieri et Schleiss, 2011 ; Meile et al., 2011 ; Baumann et al., 2012 ; Courret, 2014 ; Sauterleute et Charmasson, 2014 ; Carolli et al., 2015 ; Greimel et al., 2016 ; Bejarano et al., 2017) (Figure 5) :

- **Un débit de base** (Q_{base}) correspondant au débit en rivière dans le tronçon de cours d'eau concerné avant le début de l'éclusee et après le passage du débit turbiné ;
- **Un débit de pointe** (Q_{max}) correspondant au débit de base additionné du débit turbiné ;
- **Une amplitude** ($Q_{max} - Q_{base}$) ;
- Un ratio (Q_{max} / Q_{base}) ;
- **Des gradients de hausse et de baisse**, qui sont le plus souvent exprimés en unités d'augmentation ou de baisse de débit par unité de temps ($m^3/s/mn$ par exemple) ou en unité métriques de hausse ou de baisse des niveaux d'eau (cm/mn par exemple, plus intéressantes d'un point de vue biologique) ;
- **Des durées** d'éclusées et d'inter-éclusées ;
- **Un bilan journalier** des pics, des hausses et des baisses de débits.

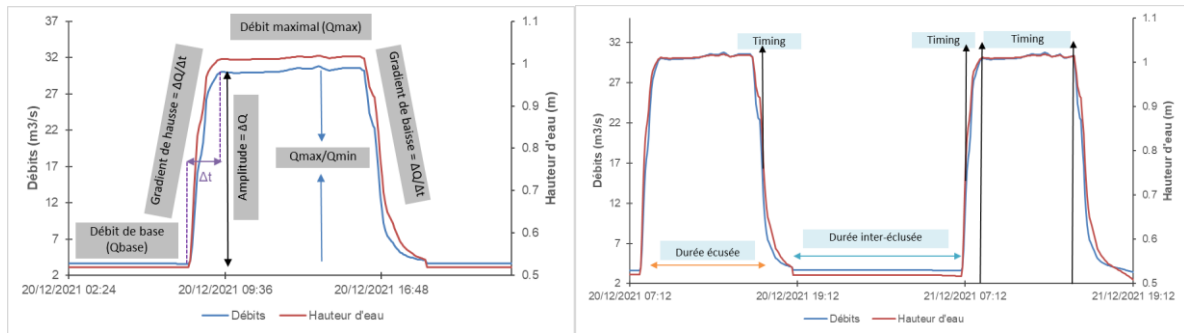


Figure 5 : Métriques descriptives d'un évènement d'éclusee.

Sur un tronçon de rivière influencé, il convient de parler de régime d'éclusee (Li et Pasternack, 2021 ; Courret et al., 2021) qui se caractérise par (Figure 6) :

- **Un nombre d'éclusées** sur l'année ;
- **Les caractéristiques de ces éclusées** (débits de base, débits maximaux, amplitudes, gradients et durées) ;
- **Leur saisonnalité.**

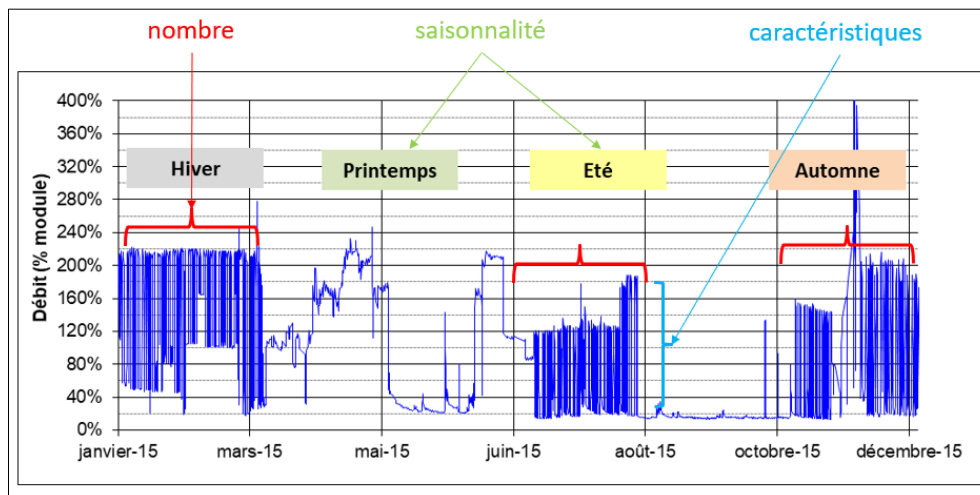


Figure 6 : Exemple d'un régime d'éclusee sur la Têt au Pla des Aveillans (données Hydroportail)

2.1.2. VARIABILITE DES TYPES D'ECLUSEES

Les régimes d'éclusées présentent souvent de fortes variabilités temporelles et spatiales (Figure 7).

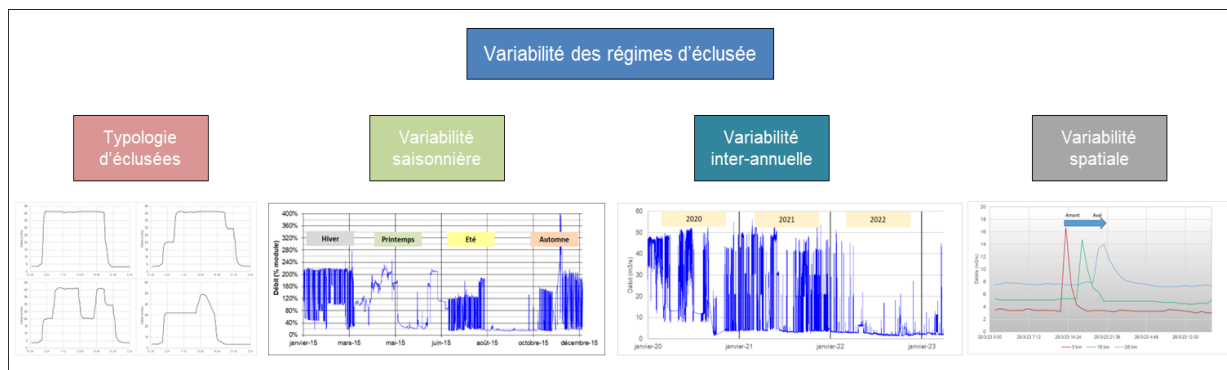


Figure 7 : Les différentes sources de variabilité des régimes d'éclusées.

Il existe de nombreux types d'éclusées qui varient selon les aménagements, mais également au sein d'une même centrale (Tableau 1).

Tableau 1 : Caractéristiques des éclusées et facteurs de contrôle

Caractéristiques de l'éclusée	Facteurs de contrôle
Débit de base	Obligations réglementaires (article L214-18 du code de l'environnement), configuration de l'aménagement hydroélectrique (restitution sous un barrage, tronçon court-circuité, importance du bassin versant intermédiaire), éloignement à la restitution, caractéristiques des turbines.
Débit maximal et amplitude	Caractéristiques de l'aménagement, demande énergétique
Gradients hausses et baisses	Caractéristiques des turbines, modalités de gestion de l'aménagement (rôle et pilotage de la centrale vis-à-vis de la gestion du réseau électrique),
Durées des éclusées et des périodes inter-éclusées	Gestion de l'aménagement, capacités de stockage, type de demande (énergétique, irrigation, eaux vives)

Fong et al. (2016) ont identifié sur une rivière de la Sierra Nevada, 5 types de variations basées sur la présence de paliers ou de créneaux de débit plus ou moins longs et positionnés à différents moments des éclusées. En Espagne, sur deux rivières des Pyrénées centrales (Cinca et Esera), Tena et al. (2022) ont identifié 7 types d'éclusées différentes (Figure 8).

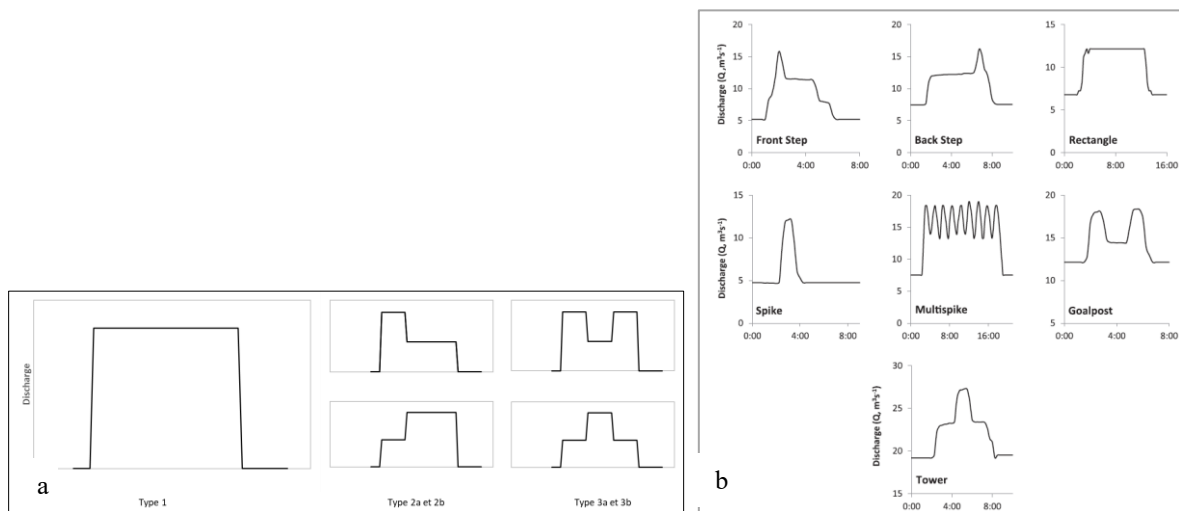


Figure 8 : Présentation de différentes typologies d'éclusée observées a) sur une rivière de Sierra Nevada (in Fong et al., 2016) et b) sur 2 rivières Espagnoles (in Tena et al., 2022).

A l'échelle du bassin Rhône-Méditerranée et du bassin de Corse, nous proposons une classification en trois catégories (Courret, 2014) :

- Des régimes que l'on peut qualifier de « simple » avec des éclusées qui interviennent sur des débits de base très stables avec majoritairement deux à trois valeurs de débits maximaux turbinés (Figure 9) ;

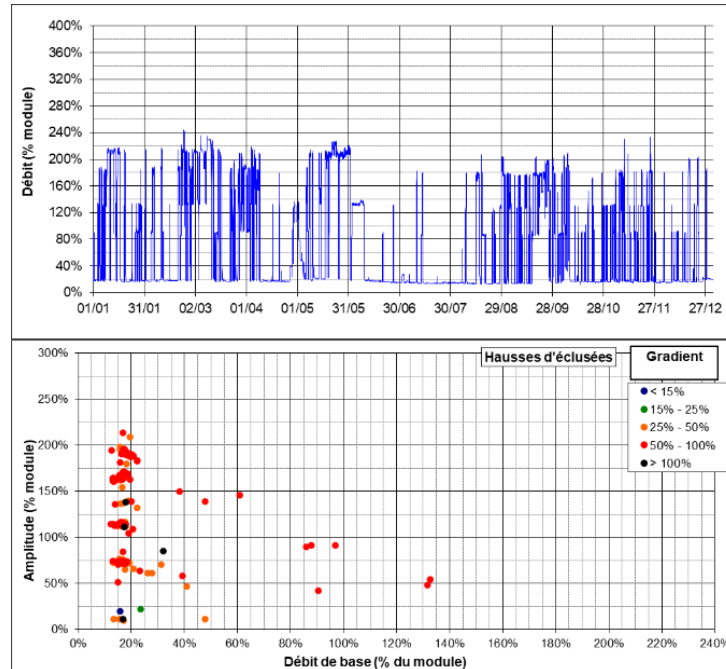


Figure 9 : Exemples de régimes « simples » avec peu de variabilité d'éclusée (Verdon à Vinon sur Verdon) (données Hydroportail v3.1.2). Dans le graphique du bas chaque point indique une éclusée positionnée selon l'amplitude et le débit de base exprimés en pourcentage du module.

- Des régimes que l'on peut qualifier de « variables » avec deux à trois gammes de débits de base et deux à trois valeurs de débits maximaux turbinés (Figure 10) ;

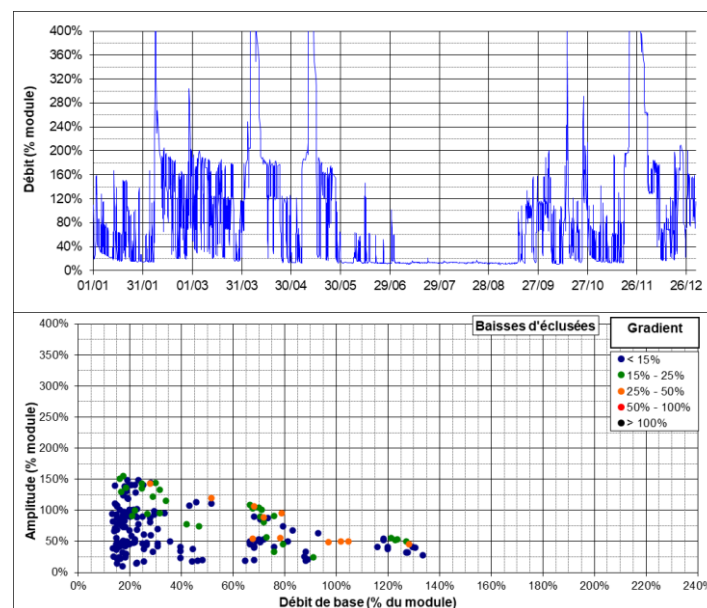


Figure 10 : Exemples d'un régime « variable » avec plusieurs gammes de débits de base et de débits maximaux (Chassezac à Berrias-et-Casteljau)(données Hydroportail v3.1.2). Dans le graphique du bas chaque point indique une éclusée positionnée selon l'amplitude et le débit de base exprimés en pourcentage du module.

- Des régimes que l'on peut qualifier de « complexes » avec une très forte diversité d'éclusées tant au niveau des débits de base que des débits maximaux (Figure 11).

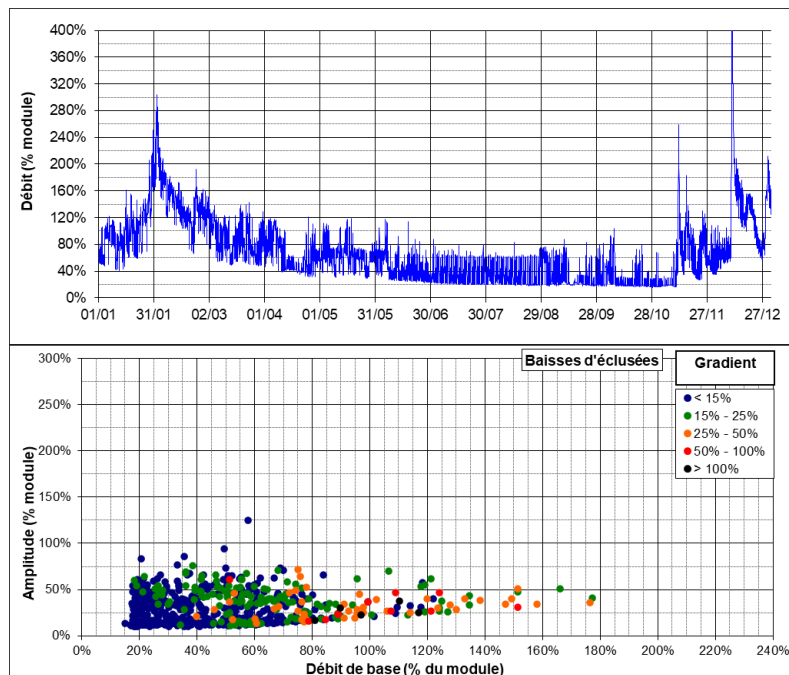


Figure 11 : Exemple de régime « complexe » avec des éclusées très différentes les unes des autres (l'Aude à Belvianes et Cavirac)(données Hydroportail v3.1.2).

L'analyse des 51 stations hydrométriques du bassin Rhône-Méditerranée (Baran et Ville, 2018) a montré que les régimes complexes étaient très majoritaires.

2.1.3. VARIABILITE INFRA-HEBDOMADAIRE ET INFRA-JOURNALIERE

Dans son analyse de 85 stations hydrométriques sur l'ensemble du territoire national, Courret (2014) a identifié les régimes à variabilité infra-hebdomadaire (Dordogne) et les régimes, plus nombreux, à variabilité infra-journalière. L'analyse des 51 stations hydrométriques du bassin Rhône-Méditerranée (Baran et Ville, 2018) a également confirmé cette dichotomie avec une très forte proportion de régime à variabilité infra-journalière.

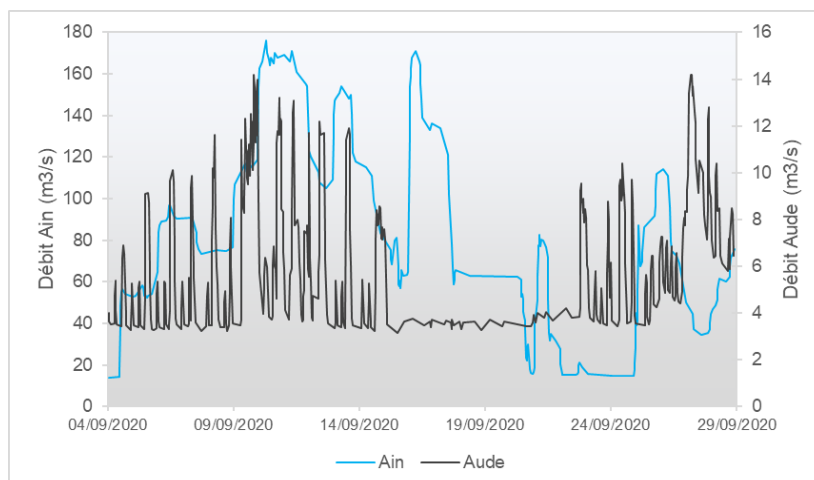


Figure 12 : Exemples de régime à variabilité infra-journalière (Aude à Belvianes et Cavirac) et infra-hebdomadaire (Ain à Pont d'Ain) (données Hydroportail v3.1.2).

Les régimes à variabilité infra-hebdomadaire sont surtout observés sur l’Ain (Figure 12) ou sur la Durance en aval de grandes chaînes d’aménagements. Dans une étude sur 400 sites aux Etats-Unis sur la période 1920-2019, Dery et al. (2021) ont observé une forte baisse des régimes d’éclusee à variabilité infra-hebdomadaire : ils s’élevaient à 17 % en 1963 pour chuter à 3 % en 2019. Ils attribuent cette évolution aux changements des besoins en électricité, avec des différences moins importantes entre la semaine et le week-end depuis les années 1990, ainsi qu’aux évolutions des volumes de précipitations.

2.1.4. VARIABILITE SAISONNIERE ET ANNUELLE DES REGIMES D’ECLUSEE

La variabilité des régimes d’éclusee s’exprime également à l’échelle saisonnière. En effet, elle dépend de la saisonnalité de l’hydrologie naturelle, des besoins énergétiques de pointe et des besoins liés à d’autres usages (irrigation, eaux vives, maintien de cotes de lignes d’eau dans les retenues). Dans de nombreux régimes hydrologiques nivaux, les éclusées seront beaucoup plus nombreuses en hiver qu’au printemps. Dans les régimes pluviaux, hormis dans les situations de soutien d’étiage, les éclusées seront peu nombreuses en été. Dans les bassins Rhône-Méditerranée et de Corse (Baran et Ville, 2018), cinq grands types de saisonnalité de régime d’éclusee ont été caractérisés (Figure 13).

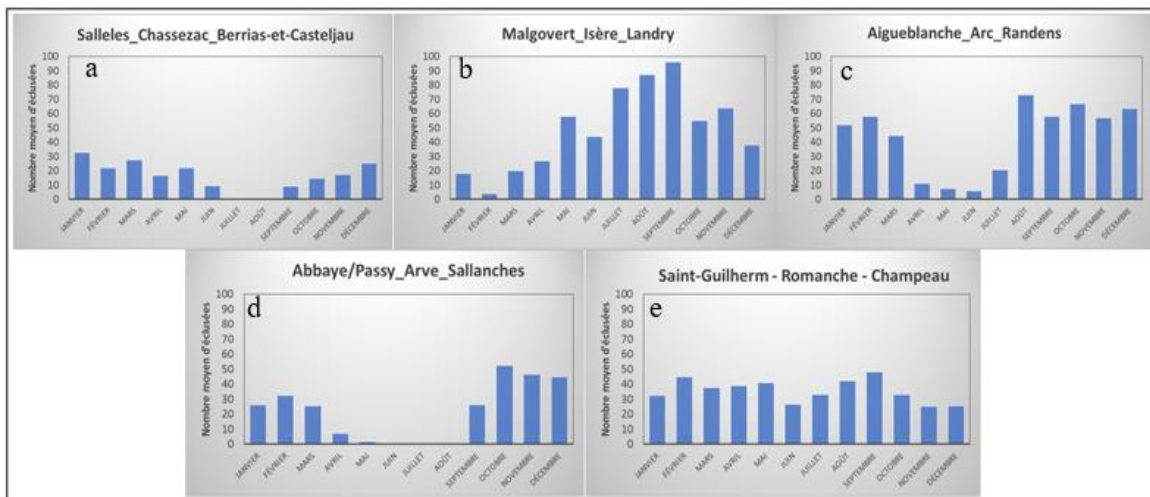


Figure 13 : Illustration des 5 types de régime d’éclusee identifiés sur les bassins Rhône-Méditerranée et de Corse (peu d’éclusées en été (a), peu d’éclusées hivernales (b), peu d’éclusées printanières (c), peu d’éclusées au printemps et en été (d), peu de variations saisonnières du nombre d’éclusee (e)) (Baran et Ville, 2018).

2.1.5. VARIABILITE LONGITUDINALE DES REGIMES D’ECLUSEES

Au sein d’un même cours d’eau, les régimes d’éclusee peuvent varier d’amont en aval en fonction de caractéristiques naturelles (augmentation de la taille du bassin versant, présence de confluences majeures, caractéristiques géomorphologiques du cours d’eau avec la pente et la largeur du lit) mais également de la présence d’autres aménagements hydroélectriques fonctionnant au fil de l’eau, comme observé par Courret (2014) sur la Dordogne et le Doubs.

Hauer et al. (2016) montrent que sur la rivière Drau en Autriche, les impacts hydrauliques des éclusées s’atténuent assez vite en aval des restitutions (5 km). Greimel et al. (2022) montrent que les gradients de hausse et de baisse diminuent plus rapidement en aval des restitutions que les amplitudes.

Dans l’étude relative à l’état des lieux du SDAGE (Baran et Ville, 2018), on observe que le niveau d’altération hydrologique appréhendé par le score de « l’indicateur éclusée » (Courret et al., 2021, voir 3.2.1) diminue d’amont en aval sur l’Ain, l’Ardèche, l’Orb ou l’Isère (Figure 14). Pour autant, la présence de centrales hydroélectriques fonctionnant au fil de l’eau peut, comme sur le fleuve Aude, modifier voire aggraver le régime d’éclusee.

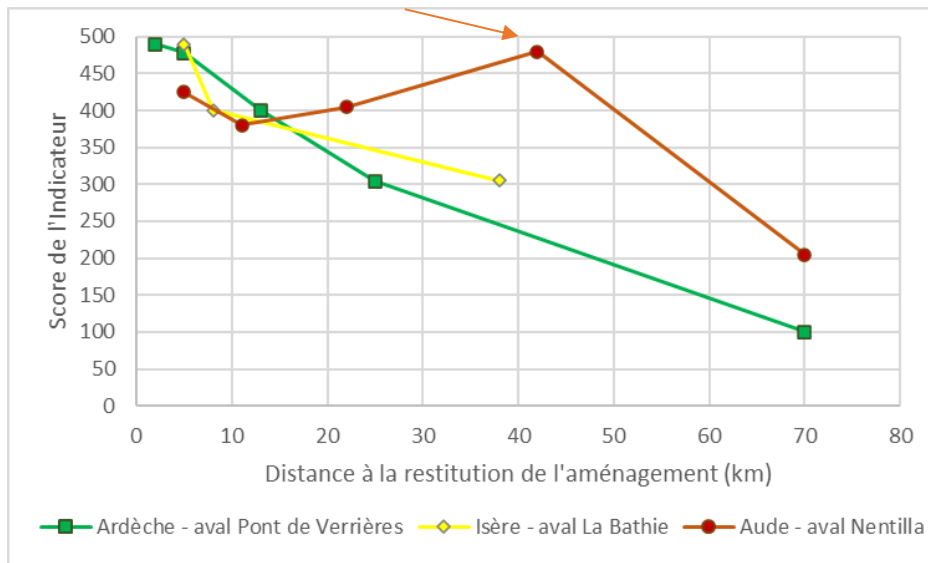


Figure 14 : Evolution du score de l'indicateur éclusée (Courret, 2014) en fonction de la distance à la restitution de différents aménagements des bassins Rhône-Méditerranée et de Corse. La flèche indique une aggravation du régime d'éclusées sur l'Aude.

2.1.6. COMPARAISON DES ECLUSEES AVEC DES EVENEMENTS HYDROLOGIQUES NATURELS

Dans la plupart des cas, les variations rapides et brutales de débit que provoque une exploitation par éclusées n'ont pas d'équivalent dans un régime naturel (Baumann et Klaus, 2003). Les perturbations fréquentes et imprévisibles provoquées par les éclusées peuvent rendre les conditions de vie dans le cours d'eau très inhospitalières (Poff et al. 1997).

La perturbation hydrologique dépendra du milieu récepteur. Par exemple, l'arrivée d'un affluent important au voisinage de la restitution pourra atténuer les variations de débits liées aux éclusées.

Les régimes d'éclusées se caractérisent par trois métriques ayant des valeurs beaucoup plus fortes que celles observées en régimes naturels (Courret, 2014) :

- **Le nombre de variations annuelles, mensuelles et journalières de débit.** Par exemple, en valeur médiane (Figure 15), les régimes d'éclusées étudiés par Courret (2014) (sur 85 sites sur tous les bassins Français) et Baran et Ville (2018) (sur 49 sites dans les bassins Rhône-Méditerranée et de Corse) présentent 20 fois plus de variations annuelles de débits (médiane : 220 éclusées/an) que les régimes non influencés (médiane : 10 variations/an) ;

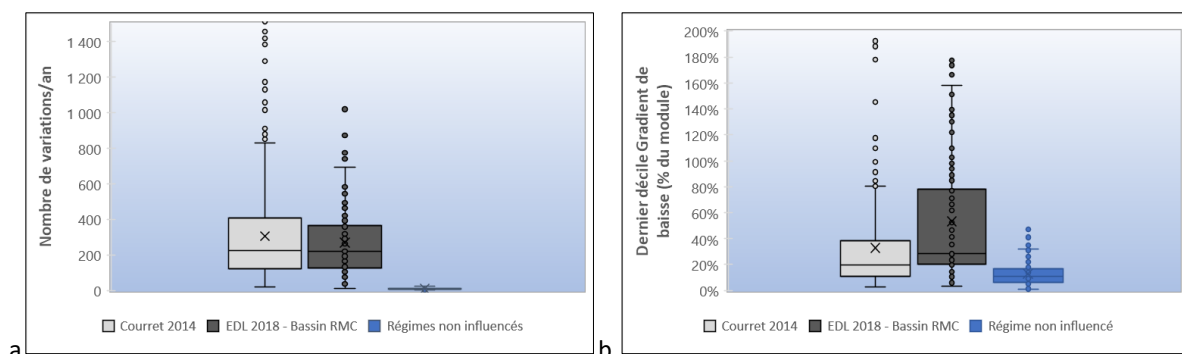


Figure 15 : Comparaison entre des régimes d'éclusées (données de la thèse de Courret 2014 et les données de Baran et Ville, 2018 (état des lieux 2019-bassins Rhône-Méditerranée et Corse) et 16 régimes non influencés du bassin (données Hydroportail), a) nombre de variations par an et b) gradients de baisse.

- Les gradients de hausse et de baisse de ces variations.** Les derniers déciles des gradients de hausse sont beaucoup plus forts en régime d'éclusée que ceux observés pour des crues en régime naturel, avec des valeurs supérieures à 50 % du module par heure, valeurs très rarement observées en régime naturel. Les observations sont similaires pour les gradients de baisse (Figure 15) même si de fortes valeurs peuvent aussi être observées en régime naturel, lors d'épisodes de crue notamment (Courret, 2014). Spindler et al. (2002) comparent sur l'Inn (au Tyrol) les variations journalières moyennes du niveau d'eau dans des conditions hydrologiques naturelles (de 1931 à 1940) et dans le cas d'une exploitation par éclusées (de 1999 à 2000). En période de fraie et de vie sous gravier des œufs, les variations naturelles de hauteur d'eau étaient inférieures à 5 cm alors qu'elles atteignaient 50 cm dans le régime d'éclusée. Au printemps, les variations naturelles n'excédaient pas 25 à 30 cm sur l'ensemble de la saison contre 30 à 40 cm chaque jour pour le régime d'éclusée. De même, les hausses journalières de débit liés à la fonte des neiges printanière sur un cours d'eau des Alpes (La Dranse de Morzine) varient entre 7 % et 17 % du module par heure (Figure 9) alors que la grande majorité des gradients de hausse des éclusées sont supérieurs à 25 % du module par heure (Courret, 2014). L'analyse de ce type de régime hydrologique via l'Indicateur de niveau de perturbation hydrologique INPH (Courret et al., 2021) aboutit à la détection de 2 à 3 variations infra-journalières de débit considérées comme « non naturelles » dans cette rivière ;
- Une variabilité infra-journalière (amplitude de variation).** Les valeurs de débits médians des conditions hydrologiques que peuvent rencontrer les organismes aquatiques en régime naturel sont des valeurs qui n'existent pas en régime d'éclusée où les organismes sont soumis alternativement aux débits de base et au débit maximal turbiné comme l'illustre l'exemple ci-dessous de la Dranse en Haute-Savoie (Figure 16).

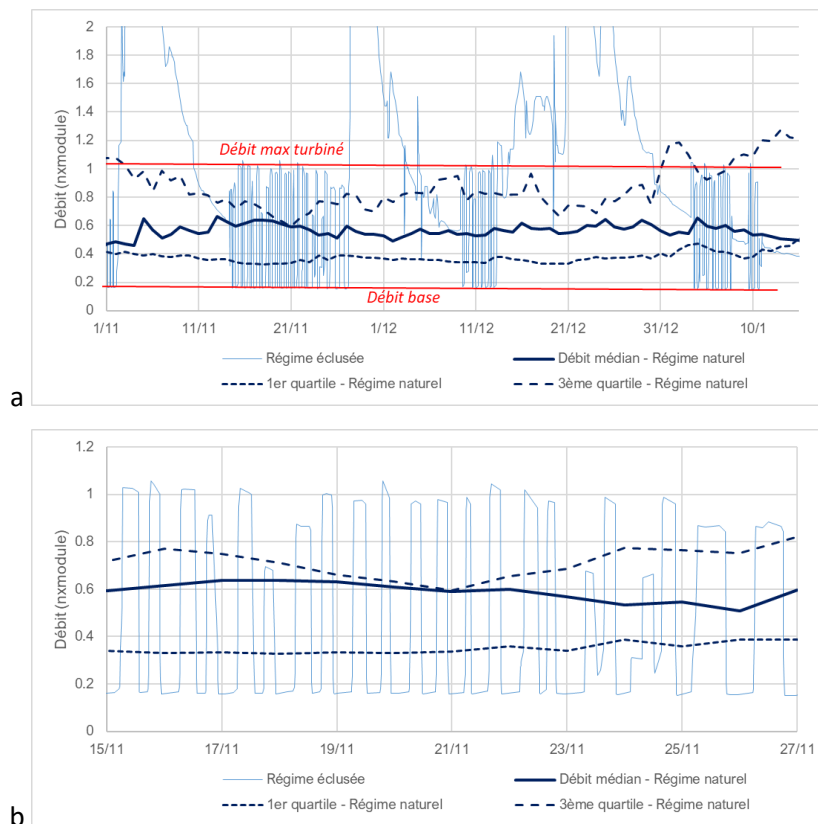


Figure 16 : Comparaison entre un régime d'éclusée et des valeurs caractéristiques d'un régime naturel sur la Dranse (données Hydroportail) : a) vision sur 3 mois et b) zoom sur 12 jours en novembre

En revanche, les amplitudes et les débits maximaux ne sont pas différents de ceux rencontrés en régime naturel. Ils sont même, en général, plus faibles que les valeurs de crue annuelles de la majorité des cours d'eau (Courret, 2014). Pour les débits de base, les situations peuvent être très variables selon les contextes, notamment la valeur du débit réservé au barrage, la taille du bassin versant intermédiaire et la distance à la restitution.

2.1.7. SYNTHÈSE SUR LES ALTERATIONS DE L'HYDROLOGIE DUES AUX ECLUSEES

Il existe une grande variabilité de types et de régimes d'éclusées. Il n'existe pas de « typologie » normalisée à l'échelle internationale. Les régimes d'éclusées présentent une variabilité saisonnière liée à l'hydrologie, aux besoins énergétiques de pointe et aux besoins liés à d'autres usages.

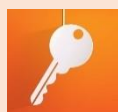
Les effets des régimes d'éclusées évoluent longitudinalement en fonction des caractéristiques naturelles du bassin et de la présence d'autres aménagements hydroélectriques. Ces évolutions conditionnent la longueur du cours d'eau influencée par les éclusées.

Les régimes d'éclusées se définissent par trois caractéristiques hydrologiques qui peuvent être très différentes de celles observées en régime naturel, avec des valeurs beaucoup plus fortes en régimes d'éclusées :

- **Les nombres de variations annuelles, mensuelles, journalières de débit ;**
- **Les gradients de hausse et de baisse** de ces variations ;
- **Une variabilité infra-journalière.**

Les débits médians, qui représentent les conditions hydrologiques naturelles que peuvent rencontrer les organismes aquatiques, sont peu représentatifs des débits en régimes d'éclusée où les organismes sont soumis alternativement aux débits de base et au débit maximal turbiné.

2.2. ALTERATIONS MORPHOÉCOLOGIQUES ET IMPACTS BIOLOGIQUES



Dans cette partie, nous avons analysé la bibliographie concernant les cinq altérations morphoécologiques principales selon une hiérarchisation reflétant leurs impacts potentiels, directs et indirects, sur les biocénoses aquatiques et rivulaires :

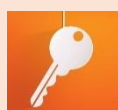
- La mobilité des substrats alluviaux ;
- Les altérations des conditions d'habitabilité des milieux ;
- La forte variabilité temporelle de cette habitabilité ;
- L'inondation et l'exondation d'habitats importants pour les biocénoses aquatiques ;
- L'infranchissabilité de certains obstacles à l'écoulement.

2.2.1. MOBILITE DES SUBSTRATS ALLUVIAUX ET EFFETS SUR LA BIOLOGIE

Mobilité des substrats lors des éclusées

En dehors des modifications morphologiques induites par la présence des barrages et les changements dans la saisonnalité des débits, les éclusées sont susceptibles de générer des effets sur le transport sédimentaire.

Sur la rivière Cinca, le suivi de placettes peintes de substrat alluvial (D50³ : 4-7 cm, D84 : 9-15 cm) a montré que la mobilité dans le tronçon soumis à des éclusées était significative pour les fractions comprises entre 3 et 11 mm et qu'elle était moins importante pour les fractions supérieures à 20 mm (Lopez *et al.*, 2020). Sur une autre rivière espagnole, la Noguera Pallaresa, Véricat *et al.* (2020) ont suivis des particules par Pit-tag⁴ (D50 de 90 mm) installés le long de transects et des placettes peintes (D50 de 9-18 mm) pendant des éclusées. L'essentiel des particules de moins de 30 mm étaient mobiles, avec un déplacement pouvant atteindre 10 m. Un suivi de 188 petits galets (D84 : 46 mm) sur quatre sites de la rivière Vicdessos dans les Pyrénées soumis à des éclusées de 16 m³/s (deux fois le module) a permis de détecter des mouvements pour 16,5 % des particules avec des distances médianes de déplacements de 4 m (Baran *et al.*, 2017). Dans cette expérimentation, à la différence de celles de Véricat *et al.* (2020), les galets marqués ont été positionnés sur des zones particulièrement favorables à la reproduction de la truite commune. Spiller *et al.* (2014) étudient en laboratoire les forces s'exerçant sur un galet pour trois gradients différents de hausse de débits. Les galets se déplacent plus pour les gradients les plus élevés. Les auteurs concluent que les phases instationnaires des éclusées ont des impacts sur le transport de matériaux.



Il semble qu'en première analyse, un débit de l'ordre de 200 % du module puisse être considéré comme déclencheur des premiers mouvements importants de substrat (Figure 17) dans la gamme des granulométries favorables à la reproduction des poissons lithophiles (de 2 à 5 cm), en particulier de la truite fario.

³ D50 : 4-7 cm signifie que 50 % de l'échantillon a un diamètre compris entre 4 et 7 mm.

⁴ Grâce à des transpondeurs RFID implantées dans les sédiments grossiers.

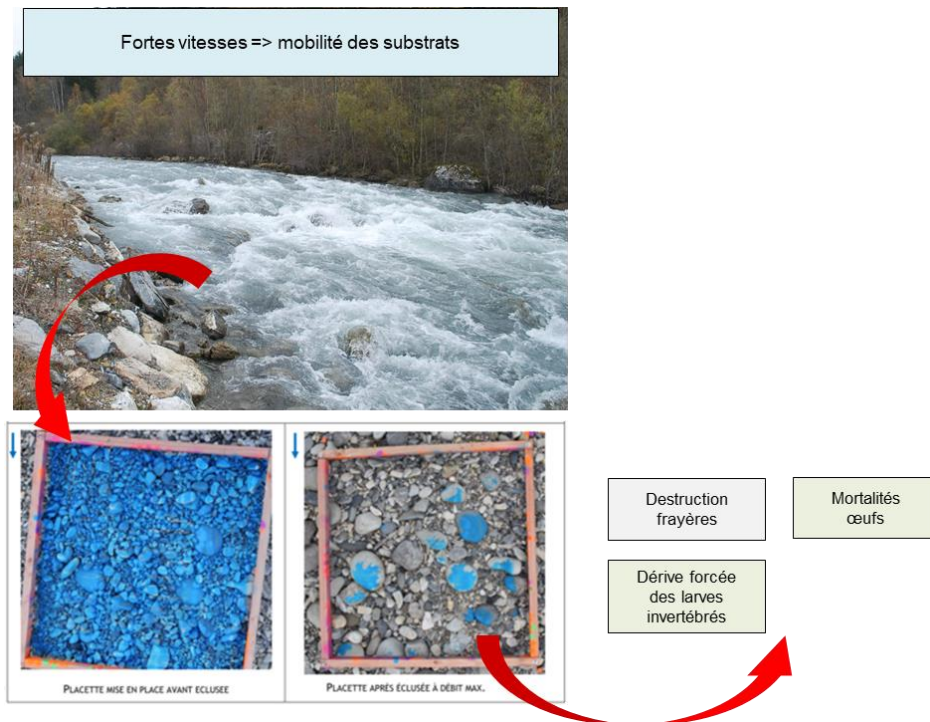


Figure 17 : Illustrations de la mobilité du substrat alluvial et de ses impacts biologiques potentiels © Ecozea et © Veodis 3D.



L'observation d'une mobilité des substrats alluviaux lors des éclusées dépend beaucoup du transport sédimentaire grossier dans le tronçon. Dans de nombreux cours d'eau français, les extractions massives de matériaux entre les années 1950 et 1990 conjuguée à la présence des grands barrages piégeant les apports solides amont, ont fortement altéré le transport solide, générant d'importants déficits sédimentaires, en particulier pour les fractions granulométriques graveleuses. En l'absence d'apports de matériaux dans un tronçon soumis depuis plusieurs années à un régime d'éclusée, il est tout à fait possible de n'observer aucune mobilité des graviers et petits cailloux car ils ne se trouvent plus qu'en bordure de lit, dans des zones moins soumises aux fortes vitesses.

Effets sur la biologie

La mobilité des substrats lors des éclusées peut affecter les zones à granulométrie favorable pour la reproduction des poissons lithophiles (SGF) (Véricat *et al.*, 2020). Cette mobilité, si elle est intense et fréquente, peut à terme toucher la zone d'enfouissement des œufs, située entre 5 et 30 cm sous la cote du fond original avant construction de la frayère par la femelle, et engendrer une mortalité (Figure 18). L'arrachage des supports végétaux aura, lui, un impact vis-à-vis des espèces phytophiles qui pondent sur des supports végétaux.

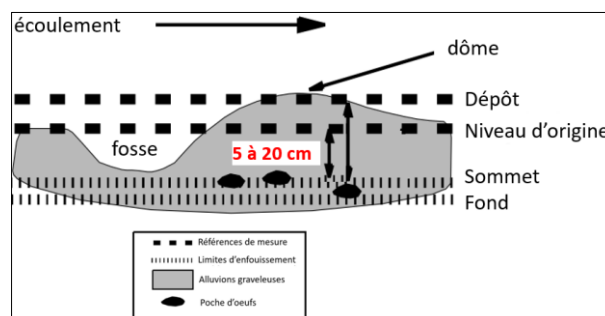


Figure 18 : coupe longitudinale d'une frayère à salmonidé (DeVries, 1997)

La destruction des frayères lors de crues est fréquemment observée dans les rivières de montagne (Schuett-Hames et al., 1996 ; Milner *et al.*, 2012 ; George *et al.*, 2015). May et al. (2009) observent une mobilité des zones de frayères de saumons du Pacifique lors de crues artificielles et naturelles en aval d'un grand barrage. La mobilité des substrats ainsi que les profondeurs de sédiments remaniés varient en fonction du débit et du positionnement des zones de frayères. Des mobilités de 30 à 40 cm d'épaisseurs de petits galets-graviers sont observées pour les plus forts débits.

A la différence des crues, l'impact des éclusées se traduira plutôt par une déstructuration légère mais très fréquente des substrats pouvant éventuellement conduire à la remise en suspension des œufs enfouis. Gostner et al. (2011) considèrent ainsi que si le lit de la rivière est mobilisé à chaque cycle d'écluse, les macro- invertébrés et les œufs de poissons de la zone hyporhéique sont déplacés. Par conséquent, dans ces tronçons de rivière, l'activité de reproduction des poissons est à peine possible. Certaines espèces enfouissent leurs œufs à plusieurs cm de profondeur (Figure 18), telles que les salmonidés (de 5 à 20 cm selon DeVries, 1997), le hotu (de 5 à 20 cm selon Duerregger et al., 2018), le barbeau (de 20 à 30 cm selon Hancock et al., 1976 et Baras, 1994), Certaines espèces comme la vandoise déposent leurs œufs à la surface des substrats. Les pontes des espèces enfouissant leurs œufs seront plus protégées lors des événements hydrologiques responsables d'une mobilité des matériaux du fond que celles dont les œufs adhèrent simplement à la surface des substrats.

Au-delà de la mobilité des substrats, les éclusées génèrent une répétition d'événements qui peuvent conduire à l'arrachage d'œufs et d'algues fixés sur des supports végétaux ou minéraux. Dans une étude portant sur l'aspe (*Leuciscus aspius*) en République Tchèque, Bartoň *et al.* (2021) ont montré que les œufs déposés en surface des frayères étaient arrachés et emportés lors des éclusées à partir de vitesses supérieures à 70 cm/s conduisant à une diminution des densités d'œufs d'un facteur 10.

2.2.2. VARIATIONS DES CONDITIONS HYDRAULIQUES ET EFFETS SUR LA BIOLOGIE

Variations des conditions hydrauliques



Figure 19 : Vues de la rivière Verdon en aval de Castellane (04) dans deux conditions de débits différentes (a : sans éclusée, b : pendant une éclusée).

Les éclusées peuvent entraîner une modification importante des conditions d'habitat (on parle d'habitabilité) (Figure 19), notamment les conditions de vitesse (Figure 20) pour les biocénoses aquatiques et en particulier les poissons.



Figure 20 : Illustration de pertes d'habitabilité pour la reproduction, les alevins, juvéniles et adultes de poissons lors des éclusées.

Les variations de débit dans un régime d'éclusee conduisent également à une forte variabilité infra-hebdomadaire, voire infra-journalière, des conditions hydrauliques, donc de l'habitabilité des milieux aquatiques. Cette variabilité peut être séparée en deux composantes :

- Les caractéristiques des phases de débit stabilisé (minimal et maximal) et le rapport entre ces deux phases ;
- Les caractéristiques des phases de variation de débit (phase instationnaire).

Dans une rivière à régime hydrologique naturel (sauf les rivières à régime glaciaire, nivo-glaciaire, voire nival, qui connaissent des variations cycliques de débit liées à la fonte de la neige pendant la saison estivale, comme le montre la Figure 21), les conditions d'écoulement restent généralement assez constantes au cours d'une journée, d'une semaine voire d'une saison (Newson et Newson, 2000), les crues étant souvent considérées comme des perturbations temporaires (Lake, 2000; Tockner *et al.*, 2010).

Dans un régime d'éclusée, la gamme de variabilité usuellement observée à l'échelle d'une saison ou d'une année va s'exprimer à l'échelle journalière voire parfois jusqu'à deux fois par jour (voir l'exemple ci-dessus de la Dranse Figure 21).

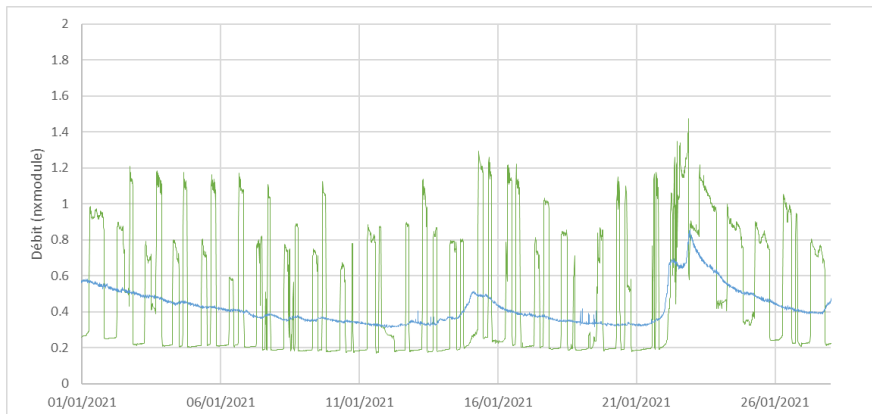


Figure 21 : Comparaison des variations naturelles et artificielles des débits (exprimées en n fois le module) sur un cours d'eau de montagne (la Dranse) en saison hivernale de part et d'autre de l'aménagement de Bioge (en bleu en amont et en vert à l'aval) (données Hydroportail).

Effets sur la biologie

Concernant les poissons, beaucoup d'espèces se reproduisent sur des supports végétaux et minéraux spécifiques et dans des conditions hydrauliques particulières (Mann, 1996). De nombreuses études ont montré que l'activité de reproduction pouvait être impactée à la fois par les variations de débits ainsi que par les conditions observées au débit maximum ou minimum.

L'activité de reproduction peut être interrompue par des variations rapides du débit (Hunter, 1992, Haas et al., 2016 ; Vollset et al., 2016). Bauersfeld (1978b) a observé 46 % de « fausses » frayères de saumon coho sur un tronçon à éclusée de la rivière Columbia, c'est-à-dire des nids creusés mais dans lesquels les géniteurs n'avaient pas eu le temps de déposer leurs œufs. Tiffan et al. (2010) ont montré que des augmentations rapides du débit entraînaient l'arrêt de l'activité de frai du saumon kéta (*Oncorhynchus keta* Walbaum 1792). De même, lors de baisses rapides des débits, Haas et al. (2016) ont montré que les truites communes cessaient leur activité de fraie. En hydrologie naturelle, peu d'études ont caractérisé l'absence d'œufs dans les frayères (Elliott, 1995 ; Delacoste, 1991).

De plus, les fortes vitesses en débit d'éclusée dans les habitats de bordure génèrent des pertes d'habitat et une dérive forcée des alevins (Figure 22).



Figure 22 : Vue de la rivière Isère en aval de l'aménagement de Malgovert lors d'éclusées. On note les fortes vitesses d'écoulement sur la grande majorité du lit mouillé, modifiant drastiquement les conditions d'habitat (©ECOGEA).

La figure suivante illustre la disparation des habitats favorables aux truites (en bleu et vert) lorsque le débit passe de 3,75 m³/s (50 % du module) à 15 m³/s (200 % du module). Dans la Dranse, les truites adultes sont soumises, à l'échelle d'une journée, à des variations de surfaces favorables importantes : alors que ces surfaces s'élèvent à 31 % en débit de base, elles sont réduites à 10 % en débit d'éclusee (SAGE Environnement et FDAAPPMA 74, 2010). En régime naturel la qualité des habitats reste relativement stable. Même en période de fonte de neige, les variations infra-journalières des débits n'excèdent pas 50 % du module, induisant des variations de qualité des habitats ne dépassant pas 5 % de surfaces favorables.



Figure 23 : Cartographies des habitats favorables aux truites adultes (VHA) sur une rivière des Pyrénées, de 7,5 m³/s de module et 1,4 % de pente, à 50 % et 200 % du module (données ECOGEA pour EDF-CIH).

La dérive des alevins et des larves de poissons est un processus naturel chez de nombreuses espèces d'eau courante notamment les salmonidés (Northcote, 1992 ; Bardonnnet et al., 1993, Lechner et al., 2016). Elle concerne surtout les alevins émergeant des frayères et, dans une moindre mesure, ceux qui utilisent les habitats à faibles vitesses à proximité des berges. En effet, les très jeunes stades possèdent des capacités de nage très limitées (Ottaway et Forrest, 1983 ; Heggnes, 1990 ; Crisp et Hurley, 1991; Daufresne et al., 2005). Humphries et King (2004) ont classé les espèces en fonction de la pertinence de la dérive pour leur cycle de vie : espèce à dérive obligatoire, facultative ou non-dérivante. L'assignation à un groupe spécifique semble indépendante du degré de rhéophilie des adultes. Une espèce comme la bouvière, limnophile à l'état adulte, dérive à l'état larvaire et utilise le courant pour se disperser (Jurajda 1998), tandis que les alevins de certaines espèces normalement plus rhéophiles en tant qu'adultes (par exemple le chevaie ou le goujon) évitent de dériver (Brown et Armstrong 1985; Reichard *et al.* 2001). Selon le mode de ponte (libération des œufs dans la colonne d'eau, enfouissement dans le substrat ou dépose sur des supports), les comportements de dérive des alevins et des larves seront très différents.

Dès la sortie des frayères, la majorité des alevins de salmonidés et de cyprinidés lithophiles vont subir une dérive vers les zones aval. Plus les vitesses de courant sont élevées et plus la dérive est importante. La sensibilité à la dérive va évoluer en fonction du développement des poissons et notamment le passage de stades de vie peu nageants à des stades de vie nageants (Harvey 1987 ; Persat et Olivier 1995 ; Sempeski et Gaudin, 1996). Chez la truite, juste après la sortie des frayères et la première dérive, les alevins de truites choisissent des habitats plutôt peu profonds (20-30 cm) et à faible courant (0-10 cm/s) (Hubert *et al.* 1994, Liebig, 1998). On observe ensuite des mouvements au cours du nyctémère avec des poissons qui gagnent les zones courantes la nuit pour se nourrir et retournent le jour près des berges (Greenberg *et al.*, 1996, Harris *et al.*, 1992 ; Roussel et Bardonnnet 1999). Durant cette phase, la sensibilité des poissons aux variations de débits et aux fortes valeurs de vitesse est très forte. Les cyprinidés sont potentiellement plus sensibles à la dérive forcée que les salmonidés (Young *et al.* 2011).

Les éclusées constituent un aléa supplémentaire qui s'ajoute aux conditions hydrologiques naturelles pour créer des événements de dérive des poissons. Comme lors des crues, les fortes vitesses de courant au moment du pic conduiront à une dérive forcée des alevins enfouis dans le gravier avant la résorption du sac vitellin (Liebig, 1998) et de ceux présents dans les habitats à faibles vitesses par rapport au débit de base, le long des berges.

Cette dérive peut conduire à une mortalité si les larves et les alevins ne retrouvent pas rapidement des habitats propices lors des hausses de débits (Baumann et Klauss, 2003). Elle peut également favoriser la prédation.

La caractérisation de la dérive forcée induite par des variations non naturelles de débit a surtout été réalisée en chenal expérimental. Des études portant sur l'effet de hausses de débit sur des alevins de truite post-émergents (taille moyenne : 25,3 mm) ont montré que la dérive forcée avait lieu dès les premières minutes de montée des eaux (66 % de poissons dévalent au cours des 2 premières minutes (Liebig *et al.*, 1998)). Ces études ont mis en évidence le rôle du ratio entre débit de base et débit maximal dans l'intensité de la dérive. Le doublement du ratio (de 5 à 10) a conduit à un doublement de la dérive (Liebig *et al.*, 1998). De même, pour des alevins d'ombre commun (taille moyenne : 17-20 mm), des variations de débit d'un facteur 5 ont provoqué un doublement de la dérive (Dessislava, 2016) et ceci majoritairement au début de la montée des eaux. En revanche, les expérimentations conduites sur des poissons plus grands (34 à 41 mm) et des ratios de débit plus faibles (4 à 6) ont montré un faible taux de dérive (Valentin, 1995). Les études sur les salmonidés ont montré des dérives plus fortes la nuit que le jour (Heggenes et Traen, 1988).

La dérive forcée étant une réponse aux conditions de vitesses d'écoulement, tous les facteurs augmentant les vitesses d'écoulement dans le chenal et à proximité des berges sont pénalisants. Ainsi, la réduction du gabarit des lits par des endiguements étroits, la rectification du tracé en plan et la disparition des structures naturelles de diversification des habitats (embâcles, blocs, rochers, etc.) seront autant d'éléments aggravant le risque de dérive des jeunes stades de poissons (Dessislava, 2016).

Plusieurs études portant sur le comportement de nutrition des truites ont montré que l'activité des poissons est fortement influencée par les éclusées. Par exemple, lors des hausses de débits, les augmentations de la dérive des invertébrés, proies des truites, induisent une activité alimentaire accrue chez la truite (Lagarrigue *et al.*, 2002). Généralement, si le débit de base est suffisamment élevé (c'est-à-dire si un débit biologique correct a été déterminé et mis en œuvre) l'altération majeure de l'habitabilité pour les activités de nutrition et de repos des alevins et des adultes est due aux débits de pointe.

Les éclusées peuvent affecter les activités de nage des poissons. Sur la rivière Columbia, Taylor et al. (2014) ont montré que l'activité de nage des ombles à tête plate était liée aux éclusées avec une augmentation des vitesses de nage à chaque événement. Un suivi vidéo de truites et de saumons adultes dans une rivière norvégienne a révélé des augmentations d'activité de nage lors des hausses et baisses de débits et une réduction de l'activité de reproduction durant les pics d'éclusées (Haas et al., 2016).

Les éclusées peuvent induire un stress physiologique. En chenal expérimental, Flodmark *et al.* (2002) ont mis en évidence des augmentations rapides de cortisol, hormone impliquée dans la réponse au stress, chez des alevins de truites soumis à des variations de débits. Ces augmentations sont très significatives pour des poissons subissant pour la première fois un événement hydrologique de forte intensité. Après plusieurs répétitions, les variations ne sont plus significatives, ce qui peut être lié à une accoutumance, un poisson ne répondant plus du tout au facteur de stress, ou à une compensation, une adaptation physiologique ou comportementale au facteur de stress. La compensation peut représenter un coût énergétique supérieur à une situation hydrologique stable. L'augmentation rapide du taux de cortisol en réponse à un stress peut causer des effets délétères sur la glycolyse, l'osmorégulation et la maturation des gonades (Pankhurst, 2011 ; Mommsen *et al.*, 1999).

Les éclusées peuvent également influencer les migrations des poissons en dehors de la dérive forcée. Des études ont montré que les saumons du Pacifique évitaient de migrer lors de variations de débits (Jones et Petreman, 2015). A l'opposé de ces résultats, le suivi de 25 barbeaux ibériques avant et après construction d'un aménagement hydroélectrique fonctionnant par éclusée au Portugal n'a pas révélé de différence de comportement migratoire entre les deux situations (Oliveira *et al.*, 2020).

Concernant les invertébrés, la dérive des larves est un mécanisme naturel essentiel dans le fonctionnement des populations d'invertébrés aquatiques (Brittain et Eikeland, 1988). Il faut distinguer trois types de dérive :

1. La dérive comportementale. Elle comprend la dérive due à deux comportements : une dérive liée directement à l'activité des larves lorsqu'elles recherchent de la nourriture et peuvent perdre leur point d'appui, ou une dérive dite active lorsque les larves se déplacent dans la colonne d'eau pour coloniser de nouveaux habitats ou échapper à des prédateurs.
2. La dérive distributionnelle, qui correspond au comportement de dispersion en particulier dans les très jeunes stades, peu après l'éclosion de l'œuf (Müller, 1973).
3. La dérive dite catastrophique. Elle est généralement associée à des conditions de forts débits (crue ou éclusée) pendant lesquelles le substrat est physiquement perturbé.

De nombreuses études ont montré que les éclusées provoquaient des dérives catastrophiques pour les larves d'invertébrés (Bruno et al., 2010 ; Cereghino et al., 2004 ; Cereghino & Lavandier, 1998 ; Imbert et Perry, 2000 ; Perry et Perry, 1986). Sur la rivière Colorado en aval du barrage de Glenn Canyon, Kennedy et al. (2014) observent de fortes dérives accidentelles de gammarés (crustacés) et de simuliés (insectes) lors de chaque éclusée. Sur une période de 3 mois, ils estiment que 80 % du stock de chironomidae (insectes) ont été exportés hors du secteur d'étude. Miller et Judson (2014) montrent une corrélation significative entre l'intensité des débits d'éclusée et les biomasses d'invertébrés dérivant. La biomasse dérivante passe de 0,6 mg/m³ filtré pour un débit de 30 m³/s à 3 mg/m³ pour un débit de 60 m³/s.

Ces phénomènes peuvent aboutir à une réduction des densités de larves (Céréghino et al., 2002 ; Bruno et al. 2009 ; Schülting et al., 2016). Sur une rivière Autrichienne soumise à des éclusées de 60 m³/s d'amplitude, Parasiewicz et al. (1998) observent des biomasses d'invertébrés variant de 1,3 à 5,5 g/m² dans les tronçons soumis à éclusées contre 10 g/m² pour les tronçons de référence. Les dérives catastrophiques ne génèrent pas les mêmes impacts selon les traits biologiques des taxons. Les taxons limnophiles seront beaucoup plus impactés que les rhéophiles (Ruhi et al., 2018 ; Mit et al. 2022). Ces derniers observent des seuils de vitesses de dérive forcée autour de 1,3 m/s pour les limnophiles.

EXEMPLE : QUANTIFICATION DES HABITATS CROISANT EXIGENCES DES POISSONS ET DISPONIBILITES DES INVERTEBRES PROIES

Holzapfel et al. (2017) ont développé et appliqué sur trois rivières alpines (deux en Autriche et une en Suisse) soumises à des éclusées, une approche de quantification des habitats disponibles pour les truites en intégrant la disponibilité en proies et en s'appuyant sur les variations entre le débit minimum et le débit maximum des éclusées. Ils croisent sur les mêmes surfaces des indices traduisant les potentialités d'accueil hydrauliques pour les truites (surface pondérée utile pour les zones de nutrition : Weighted epi-Benthic Feeding Area (WBFA)) et celles pour les invertébrés constituant les proies des truites (S_{i_min}) (Figure 24).

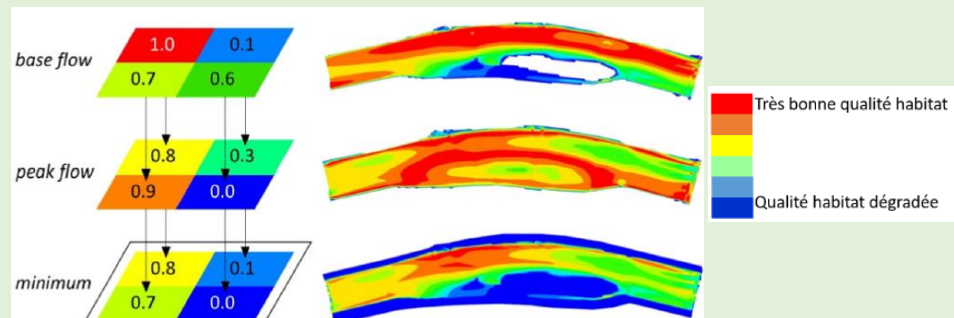


Figure 24 : Génération de l'indice S_{i_min} pour les macroinvertébrés proies des truites. La couche supérieure montre les indices d'adéquation pendant le débit de base. La couche intermédiaire montre les indices d'adéquation pendant le débit de pointe. La couche inférieure montre les indices d'adéquation les plus bas (S_{i_min}) résultant du débit de pointe et du débit de base.

Outre les aspects novateurs de cette approche croisant invertébrés et poissons, cette étude montre la forte réduction des surfaces favorables aux alevins en situation de débits maximums d'éclusée (réduction d'un facteur 5 à 10).

Pour autant, ce résultat n'est pas systématique : certains tronçons soumis à des éclusées ne présentent pas de déficits d'abondances d'invertébrés (Vernby, 2021). Ceci s'explique par la diversité des régimes d'éclusées mais également par la présence, dans de nombreux cours d'eau, d'une abondante dérive d'invertébrés souvent supérieure aux capacités d'accueil du milieu et permettant ainsi de compenser rapidement des déficits (Smith et Brown, 2006).

Outre leur fréquence, c'est la vitesse à laquelle se produisent ces modifications d'habitat qui génère des impacts sur les biocénoses (Bätz et al. 2022). Selon les capacités des organismes aquatiques et notamment leurs aptitudes au déplacement, les impacts des variations hydrauliques rapides seront plus ou moins forts (Hitchman et al., 2018; Pringle et al., 1988 ; Capra et al., 2017).

Des espèces à capacité de déplacement faible ou nulle (invertébrés et plantes) auront plus de difficultés à s'adapter aux changements rapides des habitats que les poissons. Cela dépend bien évidemment de l'intensité des modifications. Pour des espèces vivant à l'abri des substrats grossiers, les variations hydrauliques seront nettement moins importantes que pour celles vivants en pleine eau ou à la surface des substrats (Lancaster et Hildrew, 1993). A ce titre, il semble que les rivières à substrat très rugueux présentant de nombreux blocs et rochers ou disposant de nombreux embâcles de bois, puissent fournir plus d'abris hydrauliques (on parle aussi « d'habitats refuges ») permettant ainsi d'atténuer les impacts liés à la variabilité hydraulique.

2.2.3. PHENOMENE D'INONDATION ET EXONDATION ET EFFETS SUR LA BIOLOGIE

L'exondation et l'inondation

Les variations de débits génèrent des variations de surface mouillée (Figure 25 et Figure 26) dont l'intensité dépend à la fois des amplitudes de débits et de la morphologie du cours d'eau, notamment la pente transversale des bancs alluviaux (Hauer et al., 2014).



Figure 25 : la Durance à Cavillon (05) dans deux conditions de débits différentes. a) au débit de base, b) pendant une éclusée (@ECOGEA).



Figure 26 : la Maronne dans deux conditions de débits différentes. a) au débit de base, b) pendant une éclusée (@ECOGEA).

Ces variations, souvent brutales, ont deux types d'incidences (Figure 27) :

- Une mise en eau puis une exondation d'habitats plutôt « aquatiques », ce qui peut induire des impacts biologiques directs sur les biocénoses aquatiques ;
- Une inondation brutale et fréquente d'habitats plutôt « terrestres » qui habituellement sont hors d'eau durant des périodes assez longues, ce qui peut induire des impacts biologiques directs sur les biocénoses terrestres.

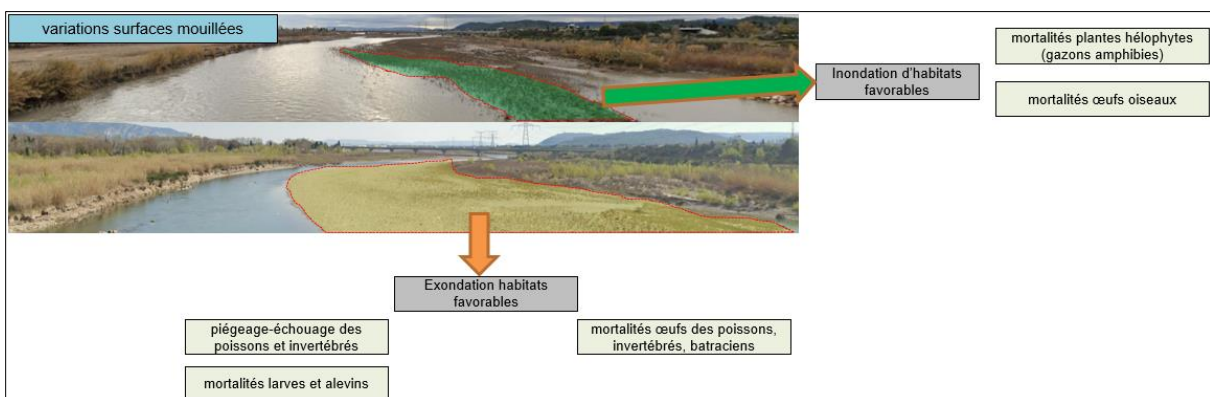


Figure 27 : Illustrations des altérations et impacts biologiques liées aux variations brutales de surface mouillée lors des éclusées

Parmi les habitats les plus fragiles vis-à-vis de ces processus d'exondation/inondation d'habitats, on recense les zones de frayères et les habitats des alevins et des juvéniles de poissons, les habitats de pontes et de développement des alevins d'invertébrés et de batraciens souvent situés en bordure de lit mouillé et donc les premiers touchés par les baisses de débit.

Pour ce qui concerne les habitats terrestres, les plus sensibles sont les bancs alluviaux sur lesquels s'établissent les gazons amphibies et ceux où se reproduisent certaines espèces d'oiseaux lithophiles (chevalier guignette, petit gravelot notamment).

Effets sur la biologie

Les exondations/inondations affectent les espèces (larves d'invertébrés, macrophytes) et les stades de vie (œufs) peu ou pas mobiles.

Concernant les poissons, l'exondation de frayères se traduit par la mise en assec de pontes fixées ou enfouies sur et dans des supports végétaux ou minéraux (Figure 28 à Figure 30). Les exondations de frayères de poissons ont été étudiées dès les premiers travaux sur les impacts des éclusées dans l'ouest américain (Fraser, 1972 *in* Hunter, 1992 ; Bayha et Koski, 1974 *in* Becker et Neitzel, 1983). De nombreuses espèces de poissons peuvent être concernées, tant les lithophiles qui fraient dans ou sur des substrats alluviaux (salmonidés, cyprinidés d'eaux vives (vandoise, barbeau...), chabot) que les phytophiles qui fraient dans ou sur des végétaux (brochet, perche commune).



Figure 28 : Illustrations de l'exondation de 2 frayères de grands salmonidés avec mortalité des œufs enfouis lors de baisses artificielles de débits sur la Maronne (©ECOGEA). Les zones délimitées en rouge montrent les zones d'exondation.



Figure 29 : Illustrations de l'exondation de 3 frayères de grands salmonidés lors de baisses artificielles de débits en 2020 sur la Dordogne (©ECOGEA). Les flèches rouges indiquent les zones d'exondation.

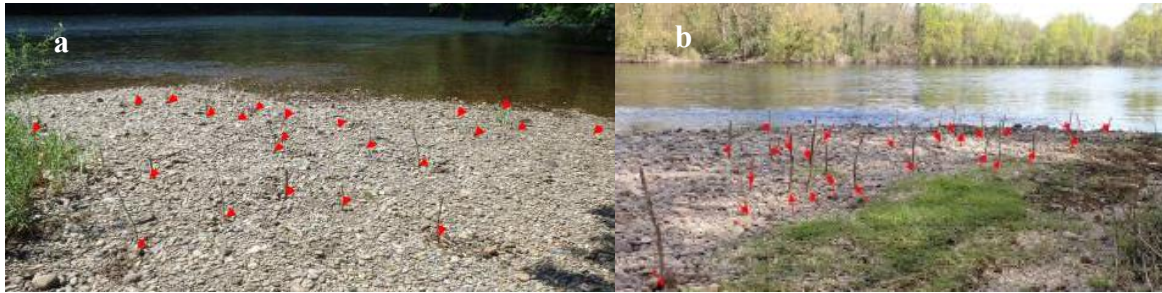


Figure 30 : Illustrations de l'exondation de frayères de barbeaux (a) et d'ombre commun (b) (les drapeaux rouges indiquent les zones d'exondation) lors de baisses artificielles de débits sur la Dordogne (©ECOGEA).

Dans la rivière Missouri en aval du barrage de Hauser, Spoon (1985) a évalué qu'avec des débits entre 140 m³/s (débit moyen de la période de pointe) et 70 m³/s, 34 % des frayères de truite commune et 60 % des frayères de truite arc-en-ciel étaient exondées et que des débits de 38 m³/s généraient une exondation de plus de 85 % des frayères.

Dans le cadre d'un suivi de 19 années sur la rivière Bjoreio en Norvège, dont le régime hydrologique est profondément modifié, Skoglund et al., (2023) ont recensé 2 360 frayères effectives dont de 9 % à 37 % avaient été exondées. Les périodes présentant les plus faibles débits de base sont celles pour lesquelles la mortalité des œufs est la plus élevée (Figure 31).

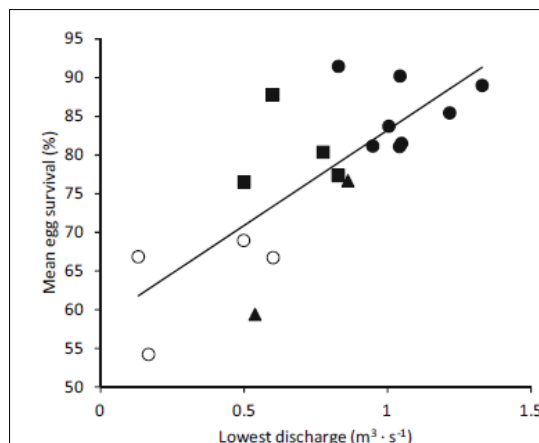


Figure 31 : Relation entre la survie moyenne des œufs et le débit hebdomadaire moyen le plus faible enregistré au cours des différentes années de la période d'étude. Les symboles indiquent les années avec différents débits de base observés pendant l'hiver ; (○) 2004-2007 : 0,3 m³/s, (■) 2008- 2011 : 0,5 m³/s, (▲) 2012-2013 : 0,4 m³/s, (●) 2014- 2022 : 0,7 m³/s (Skoglund et al. (2023)

Sur la Dordogne en 2020, 16 % des sites de reproduction des ombres ont été exondés lors d'une baisse artificielle printanière des débits, tandis que sur la Cère, ce sont 37 % des sites, représentant 120 nids exondés (ECOGEA, 2021) (Figure 32 et Figure 33).



Figure 32 : Illustrations des pontes de vairon (a) et de vandoise (b) exondées lors de baisses artificielles de débits sur la Dordogne (©ECOGEA).



Figure 33 : Illustrations des pontes de chevesne (a), de perche commune (b) et de brochet (c) exondées lors de baisses artificielles de débits sur la Dordogne (©ECOGEA).

La mise en assec des pontes enfouies dans le substrat et des stades post-éclosion va conduire à une mortalité qui varie en fonction de différents facteurs environnementaux et du stade de développement (Reiser et White, 1983, Malcom *et al.*, 2012). Les capacités de survie des œufs de poissons en situation d'exondation sont relativement bien connues chez les salmonidés (Figure 34). Chez ces derniers, le stade larvaire post-éclosion est beaucoup plus sensible que l'œuf lui-même (Becker et Neitzel, 1983 ; 1985). Des mortalités de 100 % pour des alevins en fin de résorption de vésicule pour des exondations de 6 heures et pour des alevins vésiculés pour des exondations de 48 heures ont pu être observées. En revanche, les mêmes auteurs constatent de très faibles mortalités de stade œufs, et ce pour des exondations de 15 à 20 jours. Casas-Mulet *et al.* (2016) comparent les taux d'éclosion et d'émergence des alevins de truites entre des tronçons soumis à éclusées et d'autres à débit stable. Ils trouvent peu de différences en matière d'émergence d'alevins, tandis que les taux d'éclosion sont plus faibles en situation d'éclusée.

Sur la rivière Columbia, la survie estimée des œufs et des alevins de saumon Chinook d'automne a varié de 17 % à 67 % (moyenne de 29 %) pour des nids exondés environ 3 % du temps pendant la période de vie intra-gravellaire post-éclosion (McMichael *et al.*, 2005). Dans une rivière de Norvège, Skoglund *et al.* (2023) observent des survies de 54 % à 92 % des œufs de saumons et de truites dans des frayères soumises à des exondations. Une survie de 57 % a été observée pour des œufs de saumon dans des frayères exondées, alors qu'elle a été de 91 % dans les frayères restées en eau (Saltveit *et Brabrand*, 2013).

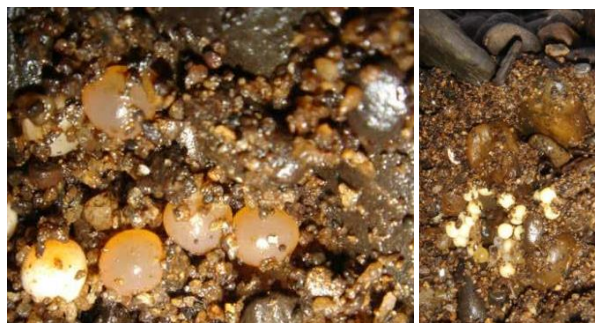


Figure 34 : Illustrations de 2 poches d'œufs de frayères de truites exondées présentant des mortalités très différentes (œufs blancs=œufs morts) (©ECOGEA).

Pour les cyprinidés, les observations sont plus parcellaires (Figure 35). Les expérimentations conduites sur une espèce proche du barbeau commun aux Etats-Unis ont montré que des exondations de 24 h et 48 h provoquaient des mortalités d'œufs et qu'après l'éclosion, les exondations entraînaient des mortalités de 100 % des alevins (Fisk *et al.*, 2012).



Figure 35 : Alevins de barbeau commun (a), de chabot (b) et d'ombre commun (c) morts dans des frayères exondées sur la Dordogne et la Maronne lors d'une baisse artificielle de débit (©ECOGEA).

La survie des œufs dépend des conditions intra-gravellaires (Becker et Neitzel, *ibidem*, Casas-Mulet et al., 2014). Les facteurs assurant la survie des œufs en situation d'exondation sont :

- **Le maintien d'un écoulement hyporhéique dans le substrat**, qui dépend lui-même de la perméabilité du substrat et de la proximité avec des écoulements de surface. La survie des œufs ne dépassera pas 5 h dans une frayère positionnée en sommet de banc, à une altitude de plus de 10-15 cm par rapport au niveau de la ligne d'eau. A l'opposé, les œufs pourront survivre plus de 24 h, voire plusieurs jours, dans une frayère proche du lit mouillé et à une cote inférieure à 10 cm de la cote de la ligne d'eau. Ainsi, en conditions de sous-écoulements suffisants et de bonne qualité des eaux interstitielles, les taux de mortalité des œufs de saumons dans des frayères exondées ont été inférieurs à 30 % malgré des durées d'exondation importantes (Casas-Mulet et al., 2014) ;
- **L'absence ou la faible quantité de sédiments fins** qui favorisent la désoxygénation de l'eau et l'accumulation des dérivés azotés toxiques. Par exemple, Reiser et White (1983), en milieu contrôlé, n'enregistrent des différences de survie d'œufs que dans des frayères exondées avec des taux de sédiments fins élevés empêchant les échanges gazeux avec le milieu environnant ;
- **L'absence d'exposition aux variations de température de l'air** qui peuvent conduire à des valeurs léthales (proche de 0°C ou supérieur à 13°C) pour les œufs et les alevins ;
- **L'absence de prédateurs** (oiseaux, mammifères) à proximité.

Concernant les invertébrés, l'exondation de pontes est fréquemment observée (Figure 36). Sur la Dordogne, des exondations de ponte de trichoptères déposées sur des supports végétaux ou minéraux sont fréquentes (Cazeneuve et al., 2011, 2012 et 2013).

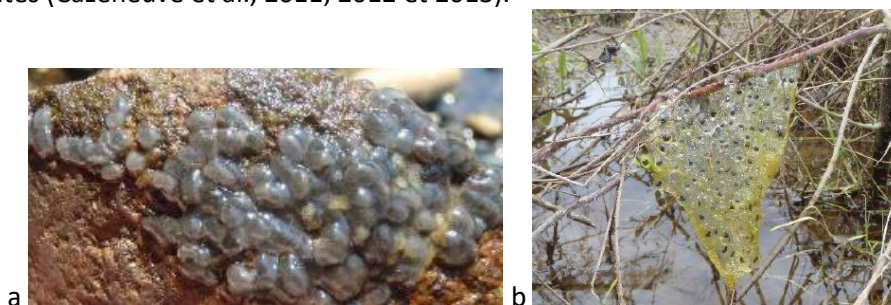


Figure 36 : Illustrations des pontes de trichoptères (a) et d'amphibiens (b) exondées lors de baisses artificielles de débits sur la Dordogne (©ECOGEA).

Les exondations de substrats favorables aux pontes d'invertébrés peuvent entraîner des mortalités. Chez les invertébrés, il a été montré des mortalités de 100 % au-delà de 4 heures d'exondation chez *Baetis*, *Brachycentrus* et *Hydropsyche* (Kennedy et al., 2016) (Figure 37). De même, Miller et al. (2020) ont montré que les pontes de *Baetis sp.* et *Hydropsyche occidentalis* présentaient des mortalités de 100 % après 2 heures de dessiccation.

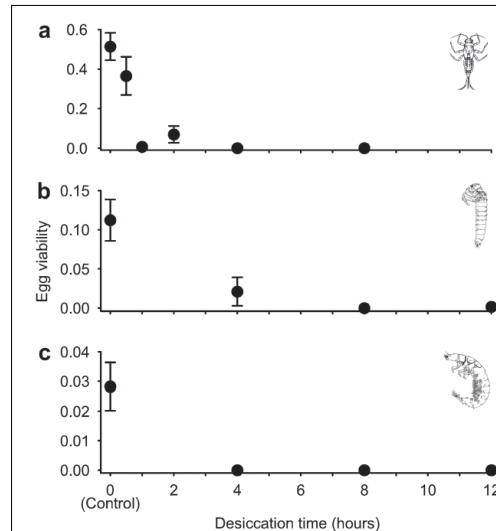


Figure 37 : Taux d'éclosion (nombre d'œufs éclos/total des œufs) après dessiccation pour les genres (a) *Baetis*, (b) *Brachycentrus*, et (c) *Hydropsyche*. Les points représentent la viabilité moyenne des œufs au cours de 12 à 20 expériences répétées (Kennedy et al., 2016).

L'exondation de larves d'invertébrés est également très fréquemment observée (Perry & Perry, 1986 ; Robinson et al., 2004). Les habitats exondés lors des éclusées présentent des richesses et des abondances d'invertébrés significativement inférieures à celles des zones restant toujours en eau. Sur la rivière Magpie dans l'Ontario, Jones (2011) a montré que les abondances des différents ordres d'invertébrés (éphéméroptères, diptères, coléoptères et trichoptères) sont significativement plus faibles dans les zones régulièrement exondées par les éclusées.



Figure 38 : Vues de larves d'invertébrés et de crustacés exondés (éphéméroptères, trichoptères, gammarus) sur la Maronne et la Dordogne à la suite d'une baisse des débits liés à une éclusée (©ECOGEA).



Figure 39 : Vues de mollusques exondés (*Unio* et *Anodonta*) sur la Dordogne à la suite d'une baisse des débits liés à une éclusée (©ECOGEA).

Lorsque les habitats favorables sont concentrés dans les zones de bordure et les annexes, la sensibilité aux exondations est plus forte. Ce type de configuration s'observe souvent dans des cours d'eau dont la morphologie ou le transport solide ont été modifiés. C'est le cas de la Dordogne, avec la construction des barrages et des extractions de matériaux qui ont à la fois réduit les apports sédimentaires vers les tronçons situés à l'aval et modifié les régimes de débit (Boutault, 2020). De même, les espèces utilisant des petits graviers, souvent situés dans des zones marginales de bordure, seront d'autant plus sensibles aux variations de débit que ces zones seront exondées les premières lors des baisses des éclusées.

Concernant le périphyton, les exondations répétées d'habitat générées par les éclusées peuvent avoir des impacts sur les communautés (Biggs, 2000). Bergey et al., (2010) ont montré que l'exondation des habitats favorisait le développement des algues filamenteuses vertes mais réduisait la production des cyanobactéries à chlorophylle *a*.

Concernant les amphibiens, on observe également fréquemment des exondations de pontes et d'alevins (Figure 40). Sur la Dordogne, plus de 180 exondations de pontes de grenouille agile et de grenouille rousse ont été observées en 2021 dans des annexes fluviales, à la suite de variations artificielles du débit (Cazeneuve et al., 2021). Des exondations de têtards de crapauds communs ou de grenouilles agiles ou rousses sont également observées tous les ans (ECOGEA, 2017, 2018, 2019). Toutefois, les observations restent ponctuelles et aucune étude dédiée n'a pour le moment été conduite que ce soit en France ou dans d'autres pays.



Figure 40 : Vues de têtards piégés et exondés (alyte accoucheur et crapaud commun) sur la Dordogne à la suite d'une baisse des débits liés à une éclusées (©ECOGEA).

Concernant les inondations, les successions végétales peuvent être très différentes entre un cours d'eau à l'hydrologie naturelle et un cours d'eau soumis à un régime d'éclusée (Bejarano et al. 2017) (Figure 41). L'inondation répétée des marges peut pénaliser la germination de certaines plantes, germination qui peut également être impactée par l'érosion répétée des sédiments lors d'éclusées (Alvarez et Schmeekle, 2013). De nombreuses espèces du genre *Carex* ou les saules sont plus tolérants aux inondations provoquées par les éclusées que des espèces du genre *Hélianthus* (aster) ou que les bouleaux.

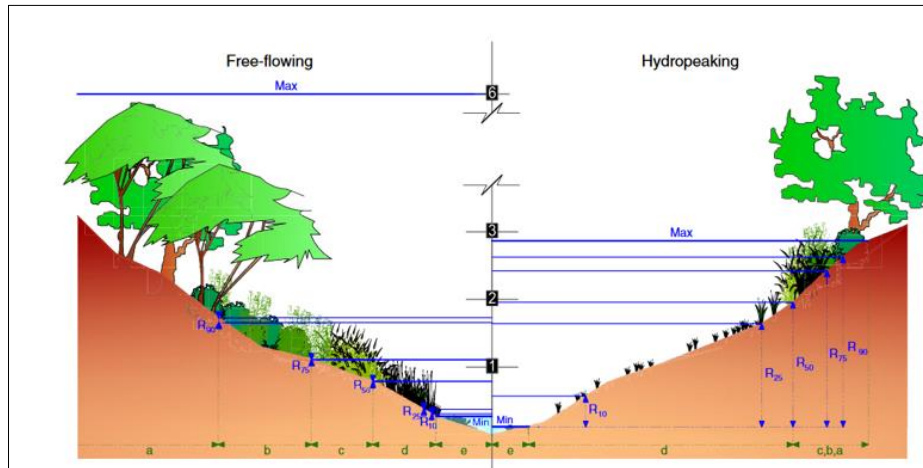


Figure 41 : Illustration schématique de la zonation verticale des communautés végétales à travers une marge fluviale abritée d'une rivière à courant libre (rivière Vindel, à gauche) et d'une rivière affectée par les éclusées (rivière Ume, à droite) dans le nord de la Suède. Les lignes verticales vertes en pointillés et les flèches horizontales correspondantes indiquent l'emplacement des communautés végétales : (a) forêt riveraine ; (b) saules arbustifs ; (c) plantes herbacées et graminoides ; (d) plantes à feuilles étroites ; (e) plantes à feuilles larges ; (f) plantes à feuilles larges.

Les éclusées peuvent affecter le fonctionnement des formations végétales composant un habitat d'intérêt communautaire, les gazons amphibies oligotrophes à mésotrophes (code Natura 2000 : 3130). Ces formations de pelouse colonisant les habitats sablo-vaseux de bordure et composées de plantes telles que la lindernie couchée, les joncs des vasières et des crapauds, l'éléocharide ovale, les élantines et certains scirpes sont très sensibles aux inondations en fin d'été. Les observations conduites sur la Dordogne (Figure 42) ont montré que la reprise des éclusées en septembre pouvait entraîner une réduction de 20 % à près de 100 % des surfaces occupées par ces formations végétales (ECOGEA, 2017, 2018, 2019).



Figure 42: Gazons amphibies sur la Dordogne en août 2018 et septembre 2018 après la reprise des éclusées (@ECOGEA).

Les inondations peuvent affecter la nidification de certaines espèces d'oiseaux utilisant des habitats aquatiques exondés. C'est le cas des espèces se reproduisant sur les bancs d'alluvions (sable, graviers ou galets) telles que les espèces de la famille des sternes ou des gravelots, ou celles utilisant des supports végétaux dans des annexes fluviales telles que la poule d'eau, le foulque macroule et les grèbes. Des pontes de petit gravelot ou de cygne inondées (Figure 43 et Figure 44) ont été régulièrement observés sur la rivière Dordogne (Cazeneuve et al. 2021, 2022) sans que des données quantitatives ni de survie des pontes n'aient pu être collectées.



Figure 43: ponte de cygne inondée lors d'une éclusée sur la Dordogne (@ECOGEA).



Figure 44: Illustration d'une ponte de petit gravelot inondée lors d'une éclusée sur la Dordogne (@ECOGEA).

2.2.4. PHENOMENE DE PIEGEAGE-ECHOUAGE ET EFFETS SUR LA BIOLOGIE

Le piégeage-échouage est plus fréquent en régimes perturbés qu'en conditions naturelles. Ce phénomène a fait l'objet d'une synthèse bibliographique complète (Nagrodski *et al.*, 2012) reposant sur 116 articles scientifiques, rapports techniques et conférences dont 80 % concernaient l'impact d'activités anthropiques (64 % pour les éclusées hydroélectriques) et 20 % l'effet de facteurs naturels (crue, prise en glace...).

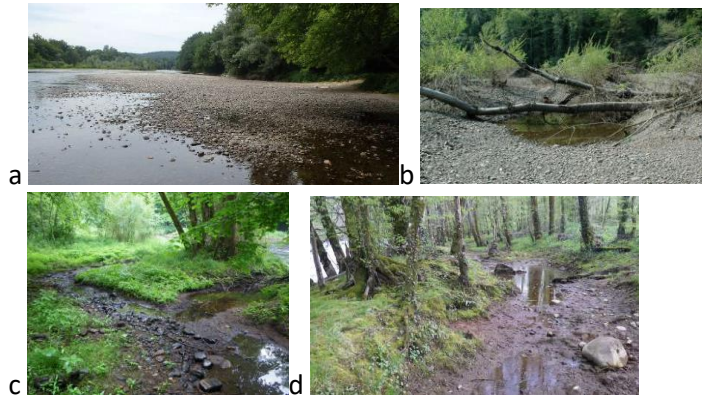
Description du phénomène

Le piégeage-échouage s'observe sur des zones qui sont alternativement immergées et exondées lors des éclusées. Le piégeage consiste en l'isolement des poissons dans les poches d'eau résiduelles en fin d'éclusée, après retour au débit de base (Hunter, 1992). Le piégeage peut ne pas être létal si la poche d'eau subsiste assez longtemps, jusqu'à l'éclusée suivante, si les conditions de température et d'oxygène restent favorables et s'il n'y a pas de prédation.

L'échouage, qui apparaît généralement à la suite du piégeage, lorsque la poche d'eau résiduelle s'est asséchée, est beaucoup plus grave car le poisson est hors de l'eau à la surface du substrat et il meurt généralement très rapidement, par asphyxie ou prédation. Trois conditions sont nécessaires pour considérer que des habitats sont propices au piégeage-échouage (Figure 45) :

- Que la zone soit, pendant l'éclusée, favorable d'un point de vue hydraulique à l'installation des jeunes stades de poissons ;
- Que la baisse du niveau d'eau sur cette zone soit rapide ;
- Qu'il existe une topographie ou une granulométrie des substrats conduisant à la présence de dépressions sur le fond.

Figure 45 : Illustrations de différents types d'habitat piégeant (bancs d'alluvions (a), vasque dans un banc (b), chenaux secondaires avec vasques (c et d). A noter que sur les bancs, les échouages vont être très rapides en suivant le retrait de l'eau.



Les zones de piégeage-échouage sont majoritairement constituées par 3 types de macro-structures :

- Des bancs d'alluvions ;
- Des chenaux secondaires dans le lit mineur ou dans la ripisylve ;
- Des bordures constituées de substrats grossiers ou d'hélophytes.

Les zones propices au piégeage-échouage sont potentiellement plus nombreuses dans les lits en tresses que dans ceux à méandres et ceux à chenal unique (Hunter, 1992). La topographie générale des bancs et notamment leur pente latérale est considérée comme un facteur explicatif du piégeage selon des études *in situ* (Olson et Metzgar, 1987 ; Halleracker et al. 1999 ; Irvine et al. 2008) ou des études en laboratoire (Halleracker et al. 2003, Zeiringer *et al.* 2014). Des pentes supérieures à 4-6 % limitent les piégeages d'alevins de salmonidés (Bauersfeld, 1978a ; Bradford et al., 1995). Au sein des macro-structures, les micro-zones constituées de dépressions plus ou moins marquées constituent les microhabitats les plus piégeants (Phinney, 1974, Woodin, 1984 ; Olson et Metzgard, 1988 ; Hauer et al., 2014). La présence de granulométrie grossière ou de bois morts constituent également des caractéristiques favorisant le phénomène (Becker et al., 1981, Satterthwaite, 1987).

Certaines caractéristiques morphologiques constituent des facteurs aggravant le piégeage ou les mortalités :

- Les modifications morphologiques liées à des perturbations anthropiques :
 - La réduction du transport solide qui a tendance à favoriser des substrats plus grossiers ainsi que la présence de dépressions dans les substrats, bien que ces phénomènes puissent aussi réduire par le pavage et l'armage⁵ les interstices dans les substrats grossiers et donc le potentiel d'abris des alevins (Hillman et al., 1987).
 - La réduction des crues générant un envahissement des bancs par des structures végétales plus favorables au piégeage du fait des microchenaux et dépressions qu'elles génèrent à leur pourtour.
- La porosité du substrat, qui peut favoriser les infiltrations rapides de l'eau dans les dépressions des bancs alluviaux et donc la mortalité des poissons piégés dans ces structures (May et Lee, 2004), ou au contraire garantir le maintien d'un renouvellement des eaux fraîches dans les micro-dépressions (Saltveit et al., 2001).

⁵ Armurage : couche de surface grossière résultant de l'exportation des éléments fins pendant et après des phases de transport de charge de fond, au cours desquelles toutes les classes granulométriques sont actives.

Pavage : un lit pavé est constitué en surface de sédiments très grossiers pratiquement immobiles, uniquement mis en mouvement lors d'épisodes hydrologiques exceptionnels. A l'inverse de l'armure, le pavage est non ou peu biogène.

Les effets des caractéristiques morphologiques du cours d'eau sur le piégeage-échouage sont à l'origine d'une hétérogénéité spatiale du phénomène. Une étude complète des piégeages-échouages de saumons sur 82 km de la Columbia River en aval du barrage des Rapides de Priest a ainsi montré qu'un seul secteur de 5 km (PK 590-595 sur la Figure 46) pouvait concentrer plus de 60 % des alevins piégés (*entrapped en jaune sur la figure*) (16 000 poissons sur 24 000 au total, Hoffarth, 2004). On peut voir sur la même figure que c'est un autre secteur (PK 560-565) qui échoue le plus (5 500 alevins sur 7 500, soit 75 % des poissons échoués (*stranded en bleu sur la figure*)), alors que paradoxalement ce même secteur piège assez peu. Ce suivi montre également que l'intensité du piégeage ou de l'échouage des alevins est corrélée à l'abondance des alevins échantillonnés dans les habitats de bordure (*nearshore en vert sur la figure*). Une autre étude réalisée sur la rivière Columbia sur 19 sites d'échouage a montré que 80 % des poissons échoués étaient observés sur seulement deux sites (Gloder Associated, 2018).

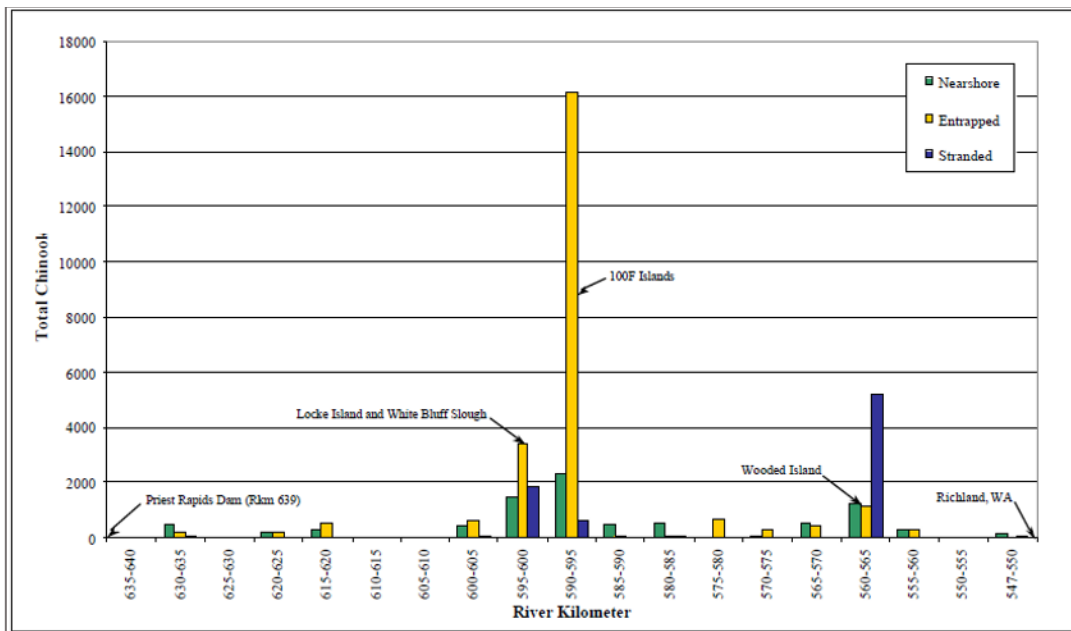


Figure 46 : Nombre de saumons Chinook piégés ou échoués le long du tronçon de Hanford sur la Columbia River en 1988 (Hoffarth, 2004).

Sur la Dordogne (Figure 47), 58% des effectifs de poissons piégés l'étaient sur un seul type d'habitat, à savoir de petits chenaux surcreusés au sein de la ripisylve qui représentent pourtant des surfaces assez faibles (Cazeneuve *et al.*, 2009). La Figure 48 illustre un autre type d'habitat végétalisé exondé au débit de base très piégeant sur la Dordogne.



Figure 47 : Illustration de petits chenaux implantés au sein de la ripisylve et exondés régulièrement lors des éclusées sur la Dordogne (©ECOGEA).



Figure 48 : Illustration d'habitats végétalisés s'exondant régulièrement lors des éclusées sur la Maronne (©ECOGEA).

L'identification de zones particulières présentant de fortes probabilités de piégeage tant par leurs caractéristiques morphologiques que par leur contexte biologique (proximité de zones de frayères par exemple) est essentielle, tout en prenant en compte la représentativité de ces sites.

Effets sur la biologie

Les espèces colonisant les habitats de bordure et les annexes fluviales sont particulièrement sensibles, ainsi que les espèces développant des comportements de recherche d'abris dans le substrat (cas des alevins de truites) plutôt que de nage (cas de l'ombre commun) lors de changements de débits (Heggenes, 1988 ; Heggenes et al., 1999 ; Valentin et al, 1994 ; Adams et al., 1999 ; Cattaneo et al, 2014) (Figure 49).



Figure 49 : Illustrations d'alevins de salmonidés (saumons et truites) (a), de vairons et loches franches (b) et de lamproies (c) piégées et échouées lors d'une baisse artificielle de débit sur la Maronne et la Dordogne (©ECOGEA).

Les stades concernés sont essentiellement les très jeunes stades de salmonidés (Figure 50) ou de cyprinidés de grande taille (larves et alevins <5-7 cm) (Bauersfeld 1977, Hvidsten, 1985 ; Olson et Metzgar 1987, Beck et al. 1989, Olson 1990, Hoffarth, 2004) ainsi que les adultes des espèces de petite taille (vairon loche, chabot). Des adultes de salmonidés et de grands cyprinidés peuvent être concernés dans des configurations très particulières de chenal secondaire avec des dépressions de grandes dimensions et des baisses très brutales des débits (Hamilton et Buell, 1976) ou dans des grandes dépressions situées sur des bancs.



Figure 50 : Illustrations des différents stades de développement pouvant subir des piégeage-échouage chez la truite commune (a : alevins ; b : juvéniles) (©ECOGEA).

Plus la vitesse de variation des hauteurs d'eau ou des surfaces mouillées est élevée et plus les piégeages sont importants (Hunter, 1992 ; Bradford, 1997 ; Halleraker *et al.*, 2003). Des relations entre piégeage-échouage d'alevins et débit maximal d'écluse ont été observées (Figure 51), avec de nombreux piégeages lorsque les débits maximaux sont élevés et génèrent des inondations d'habitats végétalisés en bordure de lit (Cazeneuve *et al.*, 2009).

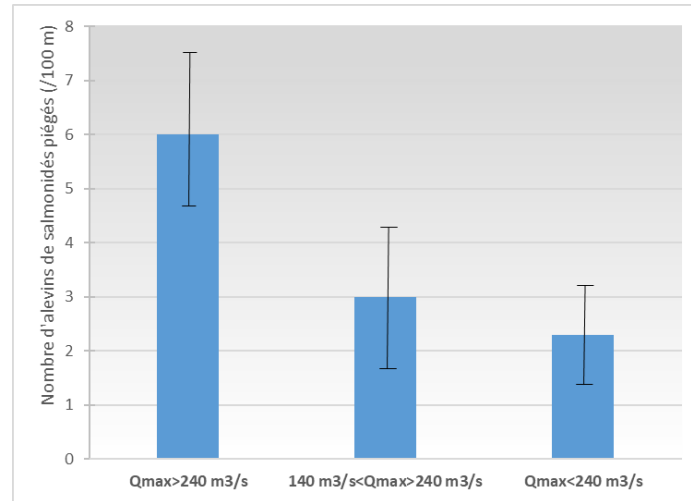


Figure 51 : Nombre d'alevins piégés-échoués par linéaire de 100 m dans 8 habitats suivis sur le Dordogne en fonction du débit maximal turbiné (Cazeneuve *et al.*, 2009).

Plus la durée de submersion sera importante (durée d'éclusee >24 h) et plus le nombre d'alevins piégés sera élevé (Hvidsten, 1985, Hunter 1992). La répétition d'événements, même de petite intensité, va aggraver le phénomène (Bauersfeld 1978), bien que Friedl et Naesby (2014) ont montré un comportement adaptatif avec une réduction des piégeages d'ombres au fur et à mesure des éclusées. Toutefois, ces adaptations semblent disparaître lorsque les éclusées sont espacées de plus de 24 h.

Le piégeage-échouage peut se traduire par des mortalités des jeunes stades qui se retrouvent échoués lorsque le débit baisse brutalement (Bradford *et al.*, 1995) ou par un stress physiologique si les poissons piégés parviennent à se maintenir dans une dépression restant en eau (Cunjak *et al.* 1998, Scruton *et al.* 2008 ; Korman et Campana, 2009). Les poissons piégés peuvent également être soumis à la prédation aviaire ou des mammifères.

Les mortalités directes et indirectes liées au piégeage-échouage peuvent être importantes. Sur la Dordogne et la Maronne, 4 750 piégeages-échouages d'alevins appartenant à 13 espèces de poissons ont été comptabilisés sur 15 sites et 27 éclusées suivies pendant trois ans (Lascaux et Cazeneuve, 2008b) (Figure 52). Lors d'un suivi de 10 ans sur la rivière Columbia au Canada, Irvine *et al.* (2015) ont comptabilisé des échouages pour 28 % des éclusées et pour 10 % de ces événements plus de 50 poissons ont été comptabilisés. Sur cette même rivière, lors du suivi réalisé sur la période 2017-2018 de 14 baisses d'éclusées sur 19 sites, près de 12 000 poissons échoués appartenant à 15 espèces différentes ont été comptabilisés (Gloder Associated, 2018). Sur l'Ain, en aval de l'aménagement d'Allement, des piégeages-échouages ont été observés dans 100 % des campagnes de suivis (36 sites sur trois années) avec des nombres d'alevins variant de quelques individus à plus de 1 000 (Aubert *et al.*, 2013).



Figure 52 : Illustrations d'alevins piégés et morts lors d'une baisse artificielle de débit sur la Dordogne (©ECOGEA).

Le piégeage-échouage n'entraînera pas les mêmes effets selon la saison. En effet, le piégeage-échouage est plus intense pour les jeunes alevins post-émergents. En France, le phénomène sera ainsi plus intense de la fin de l'hiver au milieu de l'été. De même, grâce à un suivi temporel sur la Sacramento River, Revnak et al. (2017) ont montré que les piégeage-échouages se concentraient sur une courte période de baisse des débits.

Sur la Maronne, le bilan des piégeages-échouages de 2005 à 2020 fait apparaître un effet temporel avec 80 % des piégeages-échouages sur une période 5 semaines (de la semaine 15 à la semaine 20). Les stades piégés sont essentiellement de très jeunes alevins émergents.

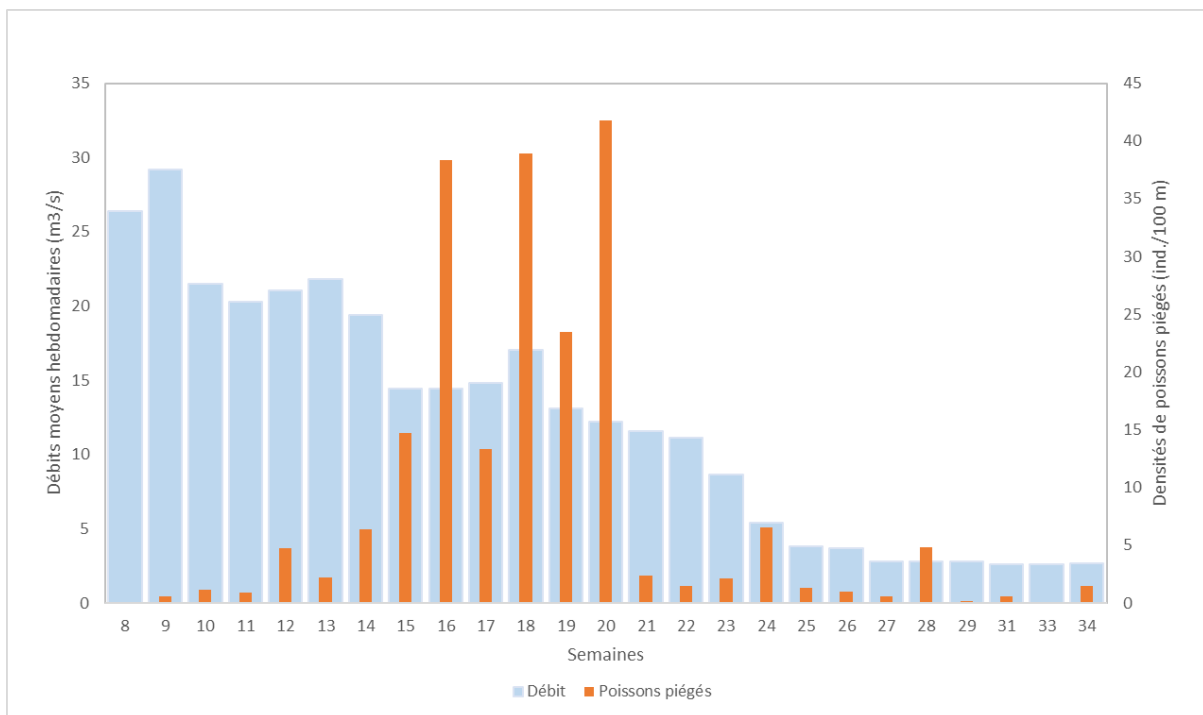


Figure 53 : Évolution du nombre d'alevins de salmonidés piégés et du débit à l'échelle hebdomadaire sur la rivière Maronne (données ECOGEA pour EPIDOR et Hydroportail). On voit clairement que la majorité des piégeages-échouages se concentrent sur les semaines 15 à 20.

Les débits de base jouent un rôle dans le piégeage-échouage. Dans leur synthèse sur la Columbia River (7 500 m³/s de module), Irvine et al. (2015) montrent que la probabilité de piégeage est très liée à la valeur du débit de base. Elle est quasiment nulle pour des débits de base supérieurs à 30 % du module et augmente pour des valeurs inférieures à 20 % du module.

Les gradients de variations de débits jouent un rôle majeur. Sur la rivière Sacramento, les suivis effectués par Revnak et al. (2017) montrent l'impact de la valeur maximale de débit atteinte ainsi que l'intensité de la baisse sur les piégeages-échouages de juvéniles de poissons (Figure 54). Pour une même valeur de débit de base, les piégeages sont plus forts pour les gradients de variation de débits élevés. Sur la rivière Maronne, les densités de poissons piégés sont proportionnelles au gradient de baisse des débits avec des valeurs jugées peu pénalisantes à partir de 2,5 % du module par heure (Cazeneuve et al., 2018). Quelques valeurs seuils de gradients de hauteur sont fournies dans la littérature : 10 cm/h pour des salmonidés en Norvège (Halleraker et al. (2003) ; 15 cm/h pour des cyprinidés en Autriche (Schmutz et al. (2015) ; 18 cm/h pour la truite et l'ombre en Suisse (Tonolla et al. 2017). Selon la topographie, les gradients vont se traduire par des évolutions plus ou moins rapides des surfaces en eau qui conditionnent en partie le piégeage (Le Coarer et al., 2023).

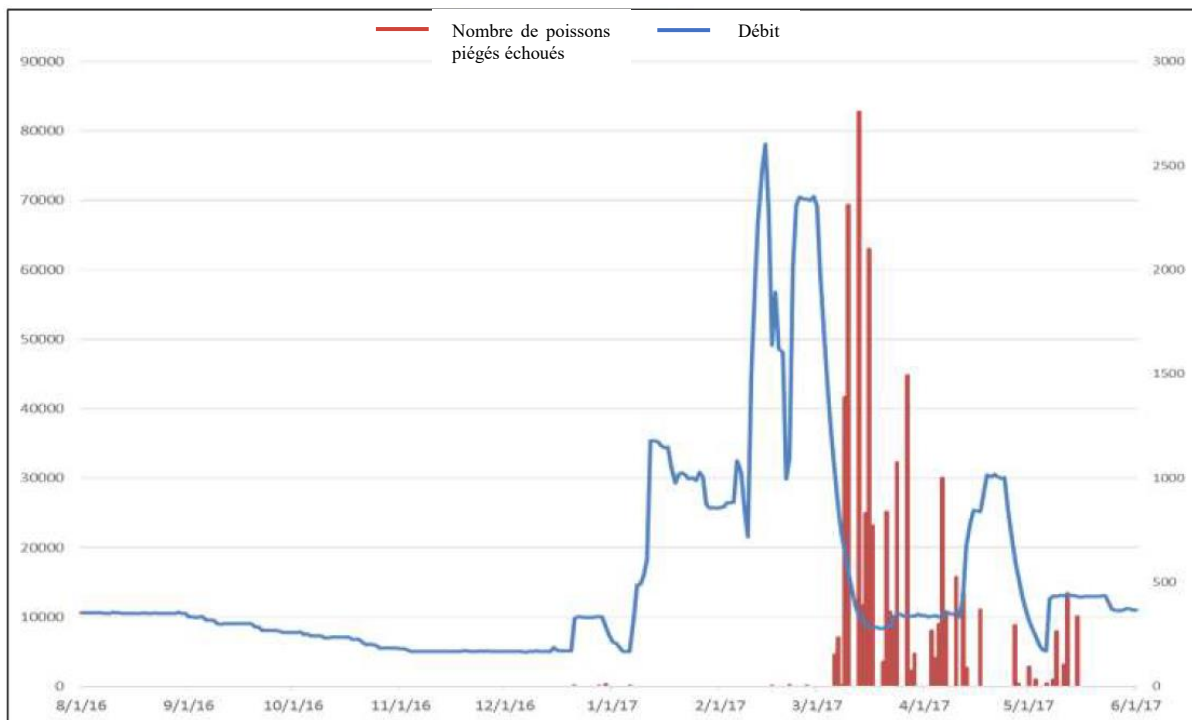


Figure 54 : Comparaison du nombre d'alevins de salmonidés piégés selon le débit dans la Sacramento River en 2016-2017 (Revnak et al., 2017). En bleu, le débit de la rivière et en rouge, le nombre de poissons piégés-échoués.

Selon les espèces, la température peut également jouer un rôle avec des piégeages-échouages plus importants pour des températures plus froides (Saltveit et al., 2001). En effet, les températures froides vont limiter les capacités de nage des alevins et donc leur capacité à se déplacer lors des baisses de débit.

Enfin, le piégeage-échouage peut différer entre le jour et la nuit. Cela dépend de l'écologie des espèces et notamment du rythme d'activité de nutrition. Si l'écluse intervient pendant la période de repos des poissons, la probabilité de piégeage sera plus élevée (Olson, 1990 ; Saltveit et al., 2001 ; Bradford et al., 1995). Des expérimentations sur des alevins d'ombre commun ont montré des piégeages nettement plus forts de nuit que de jour (Dessislava, 2016).

2.2.5. INFRANCHISSABILITE DES OBSTACLES A L'ECOULEMENT PAR LES POISSONS

On peut identifier deux types d'infranchissabilité liée aux, ou aggravée par les, éclusées :

- L'infranchissabilité des obstacles naturels, c'est-à-dire les faciès torrentiels et peu profonds (cascade, rapides, voire certains radiers). Dans ce cas, ce sont les conditions d'écoulement à divers stades de l'écluse (montée/plateau/baisse) qui peuvent rendre ces faciès non ou difficilement franchissables ;
- L'infranchissabilité des obstacles artificiels, tels que les seuils de prise d'eau ou les seuils de stabilisation du profil en long :
 - Non équipés de dispositifs de franchissement. Dans ce cas ce sont les conditions hydrauliques en aval (fosse d'appel), sur le seuil et en amont de celui-ci qui rendent impossible le franchissement à certains stades de l'écluse ;
 - Équipés de dispositifs de franchissement. Dans ce cas, ces dispositifs généralement conçus pour des gammes de débit spécifiques (entre l'étiage et 1,5 à 2 fois le module selon Larinier et al., 1994), peuvent être inefficaces au cours de l'écluse (Figure 55).



Figure 55 : Illustration d'une passe à poissons dont l'entrée et les premiers bassins à l'aval sont hydrauliquement non fonctionnels pour le franchissement piscicole lors du passage d'une éclusée (©ECOGEA)

2.2.6. SYNTHÈSE

Les éclusées, notamment leurs débits de pointe, peuvent générer une mobilité des substrats alluviaux, en particulier ceux de granulométrie moyenne qui sont les plus favorables à la reproduction des poissons lithophiles. Ceci peut se traduire par la déstructuration, certes légère mais fréquente, des substrats de ponte de poissons ou d'invertébrés.

Les variations des conditions hydrauliques liées aux éclusées entraînent fréquemment une perte d'habitats favorables pour certains stades de développement de différentes espèces de poissons. Ceci peut perturber l'activité de reproduction et conduire à une dérive forcée des alevins de poissons, des œufs et des invertébrés aquatiques.

Les inondations/exondations d'habitats favorables, dépendant des amplitudes de débits et de la morphologie du cours d'eau, peuvent également générer des impacts écologiques majeurs.

L'exondation de frayères de poissons et de pontes d'invertébrés se traduit par la mise en assec de pontes fixées ou enfouies, ce qui peut conduire à leur mortalité. Chez les salmonidés, le stade larvaire post-éclosion est beaucoup plus sensible à l'exondation que l'œuf lui-même.

Le piégeage-échouage des poissons s'observe dans des zones qui sont alternativement immergées et exondées lors des éclusées. Le piégeage consiste en l'isolement des individus dans des poches d'eau en fin d'écluse, après retour au débit de base. Le piégeage peut ne pas être léthal si la poche d'eau subsiste assez longtemps, jusqu'à l'écluse suivante par exemple, si les conditions de température et d'oxygène restent favorables, et qu'il n'y a pas de prédation directe. L'échouage est beaucoup plus grave car l'individu est véritablement échoué hors de l'eau à la surface du substrat et il meurt généralement rapidement, par asphyxie ou prédation.

Les éclusées peuvent générer au niveau des obstacles naturels et artificiels, des conditions hydrauliques qui ne correspondent pas aux capacités de nage des poissons, ce qui peut se traduire par des blocages ponctuels de la migration.

Pour conclure, à l'aune de la synthèse bibliographique réalisée, les effets potentiels des éclusées peuvent être résumés comme suit (Tableau 2).

Tableau 2 : les caractéristiques hydrologiques des éclusées pouvant entraîner des altérations plus ou moins fortes des habitats piscicoles et des peuplements associés (++ correspond à un effet modéré ; +++ correspond à un effet fort)

Caractéristiques du régime d'écluse	Effets sur les peuplements piscicoles
Nombre d'éclusées	+++ dérive forcée des alevins à l'émergence ++ activité de reproduction ++ intensité de l'échouage-piégeage ++ habitat des alevins, juvéniles et adultes ++ activité migratoire
Débit de base	+++ exondation des frayères +++ intensité de l'échouage-piégeage ++ activité de reproduction +++ habitat des alevins, juvéniles et adultes
Amplitude de variation	+++ exondation des frayères +++ intensité de l'échouage-piégeage ++ dérive forcée des alevins à l'émergence ++ activité de reproduction
Débit maximal des éclusées	+++ dérive forcée des alevins à l'émergence +++ activité de reproduction +++ habitat des alevins, juvéniles et adultes ++ intensité de l'échouage-piégeage ++ exondation des frayères ++ stabilité des substrats ++ franchissabilité des obstacles ++ ennoisement des formations végétales de berge
Durée des périodes d'écluse et inter-écluse	+++ intensité de l'échouage-piégeage ++ habitat des alevins, juvéniles et des adultes ++ activité de reproduction ++ ennoisement des formations végétales de berge
Gradient de hausse et de baisse	+++ dérive forcée des alevins à l'émergence +++ intensité de l'échouage-piégeage

2.3. ALTERATIONS DE LA QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE ET IMPACTS BIOLOGIQUES

Le régime thermique d'un cours d'eau constitue, avec l'hydrologie, l'élément essentiel de son fonctionnement biologique (Hynes 1970 ; Caissie 2006). Pour autant, les altérations liées au stockage de l'eau par les retenues sont moins documentées que celles relatives à l'hydrologie (Olden et Naiman, 2010 ; Vanzo, 2015).

2.3.1. ALTERATIONS DES REGIMES THERMIQUES ET EFFETS SUR LA BIOLOGIE

Le fonctionnement par éclusées des aménagements hydroélectriques peut induire des modifications des régimes de température de l'eau (Ward and Stanford, 1979). Les modifications sont liées à la stratification thermique verticale naturelle des plans d'eau, aux modalités de dérivation des eaux turbinées, notamment la profondeur de la prise d'eau, et aux modalités de restitution (McCartney, 2009). Elles se caractérisent par des variations non naturelles de la température dans le cours d'eau récepteur au cours d'un cycle nyctéméral, variations nommées « thermopeaking » (Ward et Stanford, 1979 ; Webb et Walling, 1996 ; Steel et Lange, 2007 ; Zolezzi et al., 2011). Dans de nombreuses situations de grands barrages stratifiés, ce sont les restitutions d'eau froide par le fond qui sont responsables des altérations les plus fortes du régime thermique (Sherman, 2000).

Altérations observées

Les altérations des amplitudes décrites ci-après sont caractéristiques des aménagements dérivant les eaux à partir de retenues situées en haute altitude ou à partir de prises d'eau situées en profondeur. Dans ces situations, les gradients de hausse ou de baisse sont différents de ceux observés naturellement lors d'un cycle journalier.

Dans les Alpes italiennes, Zolezzi et al. (2011) ont analysé les modifications d'un régime de température en aval d'un aménagement fonctionnant par éclusée en le comparant avec une situation amont non influencée. Ils identifient des variations non naturelles de température liées à la restitution au printemps et en été d'eau plus froide en aval de la centrale, variations qu'ils nomment « thermopeaking froid » et en automne et hiver d'eau plus chaude qu'ils nomment « thermopeaking chaud ». Les refroidissements lors des éclusées peuvent atteindre 3 à 5°C tandis que les réchauffements sont de 2 à 3°C (Figure 56).

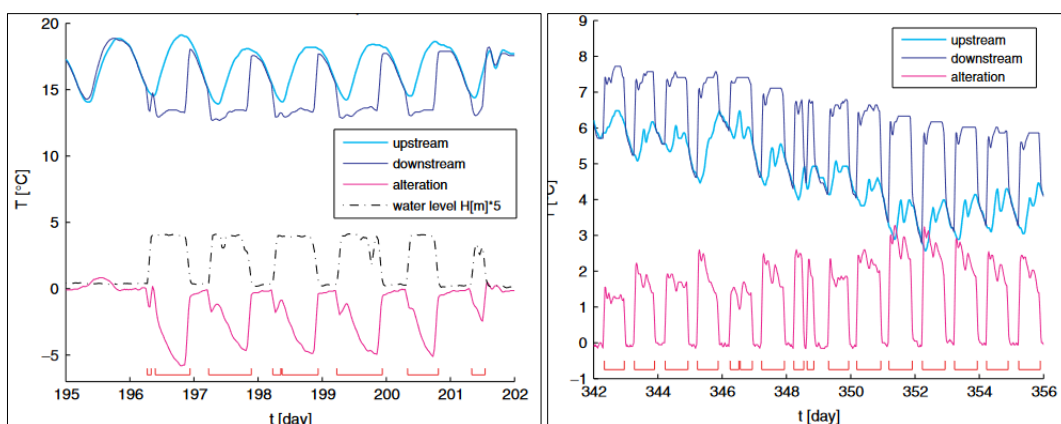


Figure 56 : Température de l'eau en amont (ligne cyan) et en aval (ligne bleue) de la centrale hydroélectrique de Mezzocorona du jour 195 au jour 202 (à gauche) et du jour 342 au jour 356 (à droite). La différence de température (ligne magenta) distingue les événements de thermopeaking froid ou chaud, qui sont cohérents avec les événements d'éclusées (ligne noire en pointillés) décrits par les fortes fluctuations du niveau de l'eau (cette hauteur est indiquée sur l'axe des températures en mètres multipliés par 5). La durée des événements de thermopeaking froid ou chaud est indiquée par les segments rouges proches de l'axe horizontal (extrait de Zolezzi et al., 2011).

De même, sur d'autres cours d'eau des Alpes Italiennes (Siviglia et al., 2009) ou Suisse (Furtiger, 2004) des refroidissements estivaux de 5 à 8°C en aval des restitutions ont été observés. Sur la rivière Oriège dans les Pyrénées, Cereghino et Lavandier (1997) montrent un réchauffement hivernal des eaux en aval de la restitution de 1,5 à 3°C et un refroidissement estival pouvant atteindre 6 à 7°C lors des éclusées.

Impacts biologiques

Il n'existe pas, en France, d'outils de quantification des perturbations thermiques induites par les éclusées. Vanzo (2015) propose une démarche reposant sur la comparaison entre des régimes thermiques non influencés et des régimes en aval de restitution d'aménagements fonctionnant par éclusée. La difficulté de mise en œuvre est grandement liée à la disponibilité de données thermiques de régimes thermiques non influencés.

Le cycle de vie des organismes vivants est dépendant de la température de l'eau (Figure 57).

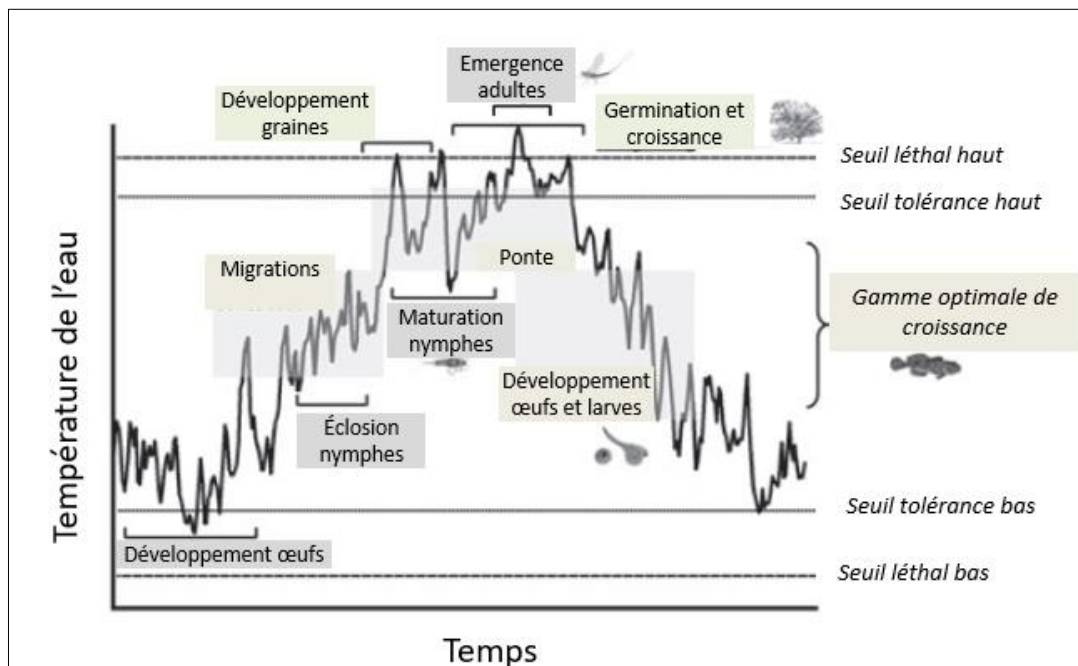


Figure 57 : Exemples d'influence de la température sur la bioénergétique et le cycle de vie des poissons, des insectes et des plantes riveraines (in Olden et Naiman, 2010).

Il est important de différencier l'impact des altérations du régime thermique lié au stockage d'eau dans les retenues et à leur modalité de restitution (fond ou surface) de celles liées au fonctionnement par éclusées (variations infra-journalières de la température, appelées thermopeaking).

Les impacts biologiques des restitutions d'eau froide en aval de grands barrage sont bien documentés. Ces situations s'observent en France notamment sur la Dordogne, le Verdon aval ou l'Yonne (Lascaux et al., 2000 ; MRE, 2019 ; Judes et al., 2021). Ces restitutions modifient les communautés biologiques de poissons et d'invertébrés (Olden et Naiman, 2010). Les espèces d'eau froide comme les salmonidés sont avantagées au détriment des espèces d'eau chaude (Brooker, 1981 ; Krause et al., 2005). Ces modifications de température agissent sur la reproduction des espèces nécessitant une eau relativement chaude pour se reproduire (Preece et Jones, 2002) et peut limiter la croissance et la survie des alevins (Clarkson et Childs, 2000). Le développement d'une espèce comme le barbeau commun est bloqué à des températures inférieures à 12°C (Kamler, 2002), les températures optimales pour le développement des alevins se situent entre 16,0 et 20,5 °C (Penaz, 1973) et la reproduction ne peut avoir lieu qu'à des températures supérieures à 13,5°C (Baras et Philippart, 1999).

Les incidences du thermopeaking chaud ou froid lié aux éclusées sont différentes des impacts précédemment cités.

Les variations non naturelles de température modifient la dérive d'invertébrés (Carolli et al. 2011 ; Bruno et al. 2012 ; Schülting et al. 2016). Carolli et al. (2011) montrent qu'en chenaux artificiels, des variations rapides de températures de 2 à 3°C, à la hausse ou à la baisse, génèrent des dérives de larves d'invertébrés. A l'opposé, Schülting et al., (2016), toujours en chenaux artificiels, observent une baisse de la dérive lorsqu'une variation de débit est associée à un refroidissement important (-9°C). Les réponses varient en fonction des taxons. Céréghino et Lavandier (1998) sur la rivière Oriège montrent que les thermopeaking froids peuvent modifier la croissance des alevins d'éphémères et les patrons d'émergence.

Chez les poissons, les baisses brutales de températures sont susceptibles de générer un stress avec des réponses physiologiques dépendant de l'amplitude de la variation, de sa vitesse et de la température initiale (Donaldson et al., 2008). La majorité des exemples concernent des espèces d'eau chaude (carpe, carassin, poisson-chat) et les amplitudes thermiques auxquelles les poissons ont été exposés sont souvent fortes (>10-15°C). Dans la majorité des situations, les chocs thermiques provoquent des réponses physiologiques avec des pics de cortisol notamment. Plusieurs auteurs soulignent que les chocs thermiques peuvent jouer un rôle dans la baisse des défenses immunitaires (Engelsma et al., 2003). Des études montrent également un effet significatif chez beaucoup d'espèces, et notamment les salmonidés, sur les capacités de nage (Smith et Hubert, 2003). Michie et al., (2020) ont étudié l'impact de chocs thermiques (de -4 à -10°C) sur le développement d'alevins de plusieurs espèces endémiques des cours d'eau australiens. Ils observent des effets significatifs sur la survie et les capacités de nage.

Auer et al. (2022) ont soumis, en chenal semi-naturel, des alevins d'ombre commun à des variations de débits accompagnées de thermopeaking froid (-2 à -4°C). La dérive des alevins est significativement plus élevée lors des éclusées avec un refroidissement des eaux. Les alevins parcourent également de plus longues distances. L'échouage sur les bancs de galets est également plus important avec le refroidissement des eaux. Mameri et al. (2023) observent des résultats similaires sur des alevins de hotus.

Concernant la hausse brutale des températures, Slama et al. (2021) n'observent pas de mortalités d'œufs de truite commune lorsque les températures varient à la hausse de 1 à 11°C même sur des temps très courts. Neitzel et Becker (1985) font la même observation sur des œufs de saumons du Pacifique. Réalis-Doyelle et al. (2016) indiquent que les températures optimales de développement des œufs et des alevins de truites se situent entre 6 et 8°C. Comme dans la majorité des situations de rivière à truites soumises aux éclusées, celles-ci génèrent plus souvent des thermopeaking chaud en hiver avec une température de l'eau qui dépassent rarement les 8°C, les impacts sur le développement des œufs et des alevins de cette espèce apparaissent limités.

Il existe peu d'observations sur le stade adulte. Si les limites de tolérance vis-à-vis de la température sont bien documentées pour de nombreuses espèces (Tissot et Souchon, 2010), les valeurs d'amplitudes journalières maximales sont très peu renseignées. Dans une analyse de la distribution de la truite commune dans le Wisconsin et le Michigan, Wehrly et al. (2007) montrent que l'espèce peut supporter des amplitudes journalières allant jusqu'à 15,8°C, la tolérance aux amplitudes dépendant beaucoup de la température initiale. Spigarelli et al. (1982) ont soumis des truites communes à différents régimes de températures (fluctuants : 9-18°C et 4-11°C et stables : 13°C). Les taux de croissance sont plus élevés dans la situation avec des fluctuations de températures qu'avec un régime stable. A l'opposé, Meeuwig et al. (2004) montrent que des régimes thermiques avec de fortes variations (+10-12°C) réduisent la croissance et la survie des truites fario par rapport à des régimes thermiques plus stables.

2.3.2. ALTERATIONS DE LA QUALITE DES EAUX ET EFFETS SUR LA BIOLOGIE

Altérations observées

Les éclusées peuvent modifier certaines caractéristiques de la qualité des eaux. Par exemple, lorsque les eaux proviennent de lacs de haute altitude, la conductivité électrique peut fortement diminuer lors des éclusées. Pulg et al. (2016) observent, en aval d'une usine hydroélectrique en Norvège, des sursaturations ponctuelles en gaz dissous à chaque pic d'éclusée. Ces sursaturations demeurent modérées par rapport à une situation de référence.

Les dégradations de la qualité physico-chimique des eaux en aval d'aménagements fonctionnant par éclusée, notamment des paramètres du cycle de l'azote ainsi que de la concentration en oxygène dissous, ne sont pas directement liées aux variations de débit mais à la qualité des eaux des réservoirs et aux modalités de fonctionnement des prises d'eau.

Effets sur la biologie

Sur l'Oriège, Lauters (1995) et Liebig (1998) observent des valeurs de conductivité qui passent de 70-80 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 30-40 $\mu\text{S}/\text{cm}$ lors d'une éclusée. Ces variations ne sont pas de nature à générer des impacts biologiques directs, notamment sur les poissons.

2.4. IMPACTS BIOLOGIQUES DES ECLUSEES VS IMPACTS BIOLOGIQUES DES EVENEMENTS NATURELS

Si de nombreuses études ont pu identifier des impacts biologiques des éclusées notamment vis-à-vis du peuplement piscicole, il est toujours difficile de repositionner ces impacts en regard de la variabilité naturelle inter-annuelle des communautés biologiques et notamment des poissons.

Impacts biologiques des événements naturels

Chez les salmonidés, l'hydrologie lors de la reproduction (Capra et al., 1995) ou de l'émergence des alevins (Hayes, 1995 ; Jensen et Johnsen, 1999 ; Cattaneo et al., 2002 ; Lobón-Cerviá, 2004 ; Gouraud et al., 2008) conditionnent l'abondance des jeunes stades. L'abondance des alevins au printemps et en été est très souvent négativement corrélée au débit maximal journalier (Figure 58) observé durant la période de vie sous gravier et d'émergence (Unfer et al., 2010 ; Baran et al., 2014 ; Bret et al. 2015 ; Judes et al. 2023). Le débit maximal peut agir directement sur les alevins au moment de l'émergence (dérive catastrophique ou perte d'habitat favorable) ou par l'intermédiaire de la mobilité des substrats durant la période de vie sous gravier.

Les crues naturelles jouent un rôle sur le recrutement des truites. Les différents suivis réalisés dans les Pyrénées et les Alpes (Baran et al., 2014) identifient le rôle des débits de crues sur les alevins de truite (Figure 58) avec des effets marqués pour des valeurs de débit maximum journalier supérieures à 5-6 fois le module, avec de fortes différences selon les cours d'eau. Dans les Pyrénées, les crues supérieures à 5-6 fois le module correspondent à des probabilités de retour de 3 à 5 ans. Cela signifie que le recrutement en truites peut être affecté assez fortement entre 1 année sur 3 et 1 année sur 5.

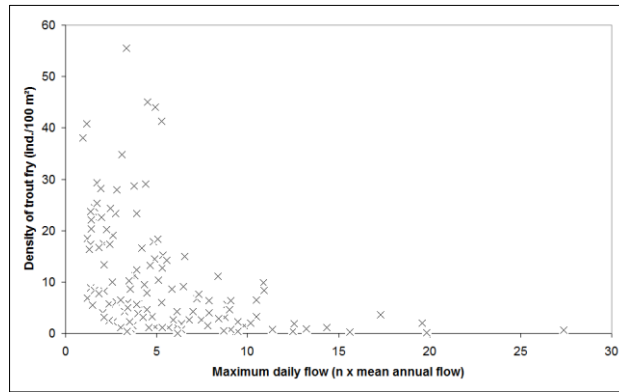


Figure 58 : Relation entre les densités numérique d'alevins de truites de plusieurs rivières des Pyrénées et des Alpes et le débit maximal journalier de la période février-avril (Baran et al., 2014).

EXEMPLE : COMPARAISON DU RECRUTEMENT EN ALEVINS DE TRUITES ENTRE REGIME NATUREL ET REGIME D'ECLUSEES DANS LES PYRENEES

Cours d'eau : Lez (09) soumis à des éclusées – Arac (09) hydrologie naturelle

Données : réseau contrôle de surveillance – 1995-2004 (OFB)

Les densités d'alevins sont significativement plus faibles dans le tronçon soumis aux éclusées (en vert sur la Figure 59) (d'un facteur 4,5 en moyenne) et elles sont moins variables dans le temps (coefficient de variations de 60 % contre 90 % en régime naturel).

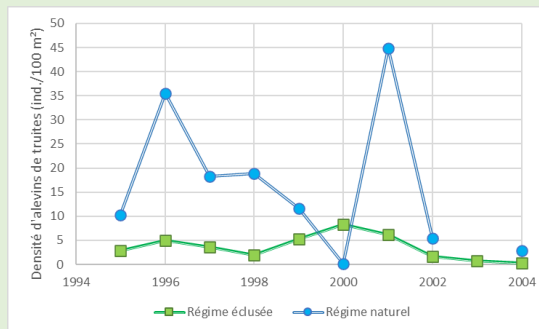


Figure 59 : Comparaison des variations de densités d'alevins de truites entre deux cours d'eau proches : en bleu régime naturel et en vert régime éclusées.

Dans le contexte à hydrologie naturelle (en bleu sur la Figure 60), la variabilité des densités d'alevins est fortement liée au débit de crue. En revanche, dans le contexte en éclusée (en vert sur la Figure 60), les densités restent faibles malgré des conditions hydrologiques favorables.

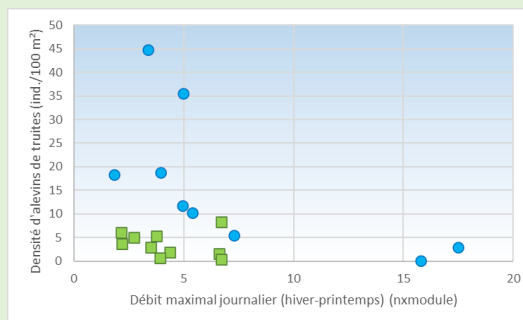


Figure 60 : Comparaison des relations entre le débit maximal journalier hiver-printemps et les densités d'alevins de truites dans deux cours d'eau proches : en bleu régime naturel et en vert régime éclusées.

Les analyses réalisées sur l'Ain chez l'ombre commun montrent une relation similaire à celle observée chez la truite avec des densités d'alevins plus faibles pour les forts débits hivernaux et printaniers (Charles et al., 2006) (Figure 61). Chez l'ombre commun, des études en cours d'eau à faible pente en Angleterre mettent en évidence l'effet des débits d'étiage sur la survie des alevins et juvéniles (Bašić et al., 2018).

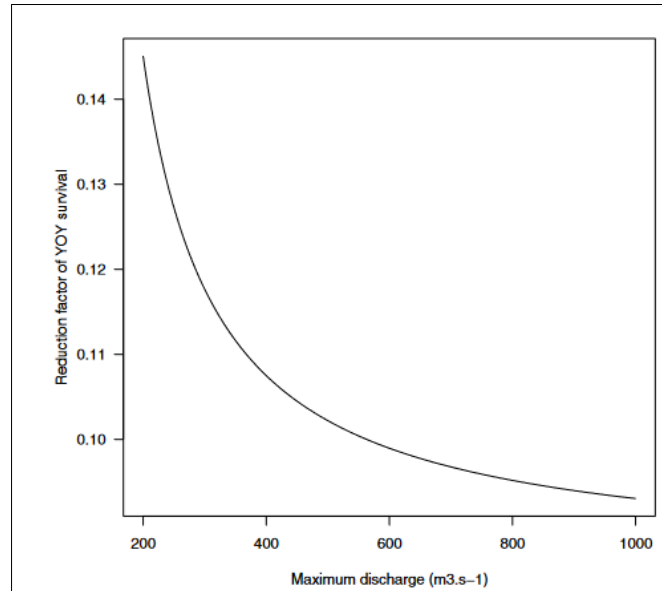


Figure 61 : Facteur de réduction du taux de survie des alevins d'ombre commun en fonction du débit maximal pendant les 150 jours suivant la ponte (Charles et al., 2006).

Concernant les cyprinidés, sur le Rhône, Cattaneo et al. (2001) ont démontré sur 16 années de suivi que les hydrologies soutenues en période printanière étaient favorables à la reproduction du barbeau et de la brème bordelière tandis que les années de faible débit avantageaient le gardon, le rotengle et le hotu. Ces auteurs ont également noté qu'une crue automnale de fréquence de retour 110 ans avait entraîné une augmentation du succès de la reproduction de nombreuses espèces les années suivantes ceci en raison du remaniement et du décolmatage des substrats.



Les valeurs extrêmes de débit naturels (en particulier les crues), malgré leurs effets parfois dévastateurs à court terme, constituent également un facteur de dynamisation du fonctionnement des communautés biologiques (Poff, 2009). En effet, lors des crues, le décolmatage des interstices du substrat alluvial ou l'exportation de la matière organique stockée, favorisent la productivité de la faune d'invertébrés. De plus, le transport puis le dépôt du bois mort permet la création d'habitats intéressants pour les poissons (Keller et al., 1979). Enfin, le remaniement des fonds et des berges contribue à la limitation des espèces végétales invasives au profit des espèces autochtones (Moyle et al., 1996).

A l'opposé, les éclusées, avec des valeurs maximales de débit beaucoup moins fortes que les crues vont induire des altérations certes de moindre intensité mais qui, avec l'effet de répétition peuvent générer des impacts biologiques plus marqués à terme.

3. ETAT DES CONNAISSANCES SUR LES METHODES D'EVALUATION DES ALTERATIONS ET DES IMPACTS INDUITS PAR LES ECLUSEES

3.1. MODELES PRESSION/IMPACT ET APPLICATION AUX ECLUSEES

Le modèle pression-impact

Depuis la mise en œuvre de la directive cadre européenne sur l'eau, les évaluations environnementales et la mise en œuvre de mesures d'atténuation ou de restauration s'appuient sur une démarche reposant sur des modèles pression/impact. Wasson et al. (2005) proposent un cadre conceptuel qui s'appuie sur les relations de cause à effet entre les différents compartiments d'un ensemble (Figure 62).

Il repose sur une caractérisation :

- des forces motrices et des pressions sur l'environnement, liées aux structures (c'est-à-dire aux usages) anthropiques ;
- des altérations des paramètres abiotiques (impacts), induites par ces forces motrices ;
- des effets de ces impacts sur l'état des compartiments biologiques mesurés via des bioindicateurs.

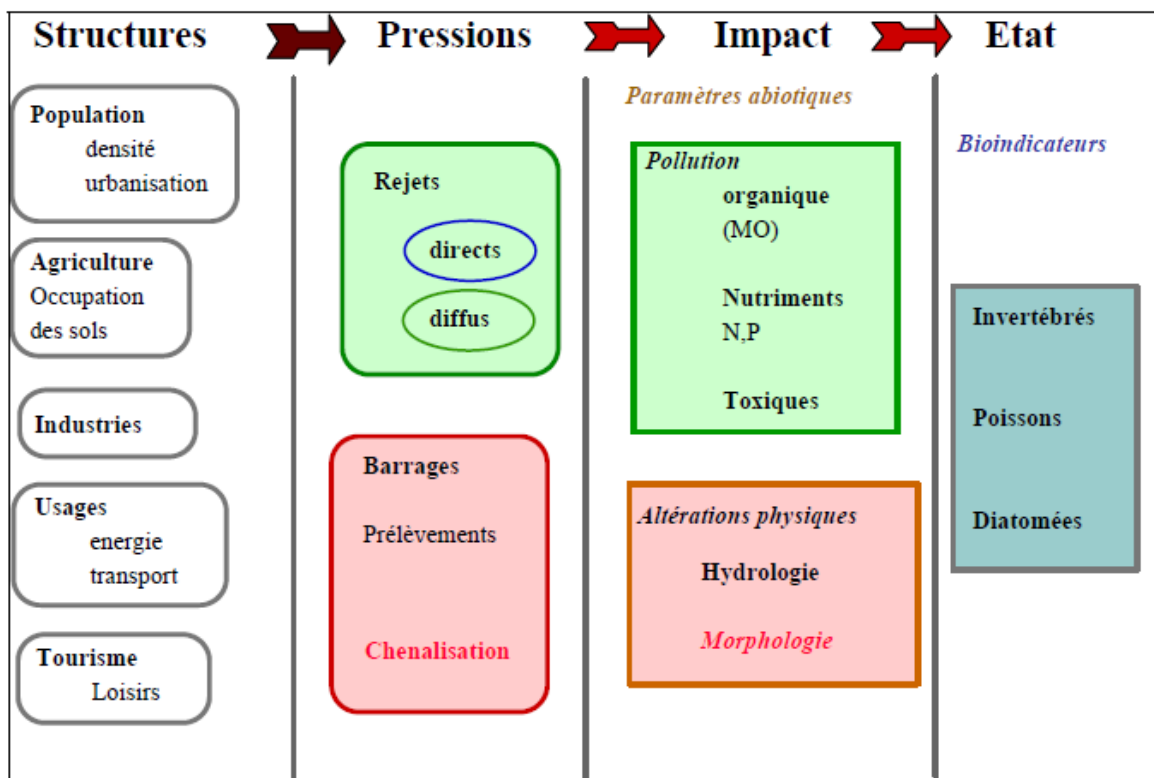


Figure 62 : Cadre conceptuel des relations entre les pressions/altérations/impacts et l'état des milieux aquatiques (extrait de Wasson et al. 2005).

Application du modèle pression-impact aux éclusées

Dans le cas des éclusées, l'activité de production d'énergie génère des pressions liées au stockage d'importants volumes d'eau, à leur dérivation et à leur restitution intermittente. Ces pressions vont induire des altérations de différents paramètres abiotiques qui auront des impacts sur les communautés biologiques (chapitre 2).

Plusieurs auteurs proposent des démarches reposant sur des modèles pression-impact pour évaluer les impacts des éclusées (Barillier et al., 2021 ; Charmasson et Zinke, 2011). Melcher et al., (2017) proposent une approche reposant sur le modèle conceptuel DPS (Forces motrices-pression-état) pour décrire la chaîne des impacts liés aux éclusées. Dans cette approche, les auteurs proposent une étape qui repose sur une quantification des altérations de l'hydromorphologie et de la qualité des eaux. Ils introduisent également une étape de contextualisation des résultats en fonction d'autres altérations et des caractéristiques naturelles du cours d'eau. Ces approches conceptuelles ne permettent toutefois généralement pas de dimensionner des mesures d'atténuation des éclusées.

La majorité des approches proposées dans la littérature pour quantifier les impacts des éclusées et proposer des mesures d'atténuation ne se base pas sur un diagnostic de l'état biologique (Guide OFEV, Tonolla et al., 2017 ; Melcher et al., 2017 ; Kuriqi et al., 2020). En effet, l'Indice poisson rivière (IPR), utilisé dans le cadre de la directive européenne sur l'eau est peu sensible pour les cours d'eau soumis à éclusées, du fait de nombreuses situations de peuplement quasi monospécifique, de sa faible sensibilité aux altérations de l'hydrologie et surtout de la difficulté à discriminer le rôle des éclusées par rapport aux autres altérations (Marzin et al., 2014). L'accès à des données biologiques quantitatives fiables est également difficile pour les cours d'eau de taille moyenne à grande. Enfin, l'obtention d'un consensus entre les différents interlocuteurs de la gestion des milieux aquatiques sur la qualification des états biologiques peut parfois se révéler délicate (Barillier et al., 2021).

Dans la littérature, seule l'approche de Bakken et al. (2021) pour les salmonidés, reprise par Godinho et al. (2022) pour des cyprinidés ibériques, propose de compléter l'analyse des impacts des éclusées sur les habitats par certains critères d'états biologiques, tels que le nombre de femelles et la quantité et la distribution des frayères.

Afin de quantifier l'intensité de la pression des éclusées, plusieurs méthodes proposent d'évaluer la sévérité de la perturbation hydrologique.

3.2. METHODES POUR LA QUANTIFICATION DES IMPACTS DE TYPE "ALTÉRATIONS HYDROLOGIQUES"

Il faut distinguer les méthodes de quantification des perturbations hydrologiques induites par le fonctionnement par éclusées, d'une part, et les méthodes d'évaluation des impacts morphoécologiques, d'autre part.

Les méthodes de détection de la présence d'éclusées et de caractérisation de celles-ci se sont développées depuis une dizaine d'années. Leurs principes et leur fonctionnement sont relativement similaires à savoir :

- Premièrement, une détection et un dénombrement des variations de débits ;
- Deuxièmement, une caractérisation des grandeurs représentant ces variations ;
- Troisièmement, une qualification d'un niveau de perturbation.

Pour la majorité des méthodes disponibles, la détection des variations repose sur les gradients ou taux de variation. L'enjeu est de différencier les variations naturelles des variations induites par les éclusées (Meile et al. 2011 ; Courret, 2014 ; Sauterleute et Charmasson 2014 ; Carolli et al., 2015 ; Courret et al., 2021 ; Sauterleute et al., 2016). Certaines méthodes ajoutent un critère d'amplitude (Meile et al. Ibidem ; Carolli et al. 2015) ou de débit maximal (Courret, 2014).

3.2.1. METHODE DE L'INDICATEUR DE NIVEAU DE PERTURBATION HYDROLOGIQUE

Cette méthode (Courret, 2014 ; Courret et al., 2021) permet de caractériser le régime des baisses et des hausses qualifiées de non naturelles selon plusieurs critères :

- Nombre de hausses / baisses ;
- Débit de base (m^3/s) ;
- Amplitude (m^3/s) ;
- Gradient ($m^3/s/h$) ;
- Rapport (débit max/débit de base) ;
- Amplitude rapportée au débit de base ;
- Gradient comparé à la référence naturelle.

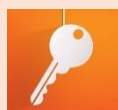
Elle permet de définir annuellement un niveau de perturbation hydrologique due aux variations non naturelles de débit au droit d'une station hydrométrique. Les cinq statistiques retenues dans le calcul de l'indicateur sont les suivantes :

- Nombre de hausses et de baisses non naturelles ;
- Valeur du débit de base non dépassée par 10 % des baisses ;
- Valeur d'amplitude non dépassée par 90 % des baisses ;
- Valeur de gradient non dépassée par 90 % des baisses ;
- Valeur de gradient non dépassée par 90 % des hausses.

L'utilisation du 1^{er} décile des débits de base et des 9^{èmes} déciles des amplitudes et des gradients est liée à la volonté de cibler les variations fortes. Le calcul de l'indicateur utilise ces cinq statistiques qui permettent d'obtenir une note de 0 à 5 qualifiant le niveau de perturbation du régime (Tableau 2).

Tableau 2 : Qualification du niveau de perturbation hydrologique associé à chaque classe. (Courret, 2014).

Classe	Code couleur	Niveau de perturbation hydrologique due aux éclusées
0		Hydrologie naturelle ou peu perturbée
1	Bleu	Perturbation hydrologique sensible.
2	Vert	Perturbation hydrologique marquée.
3	Jaune	Perturbation hydrologique très marquée.
4	Orange	Perturbation hydrologique sévère.
5	Rouge	Perturbation hydrologique très sévère.



C'est cette méthode qui est actuellement la plus utilisée en France et qui sert de base de travail à l'état des lieux des documents de planification (SDAGE) sur les bassins Rhône-Méditerranée et de Corse (Baran et Ville, 2018).

3.2.2. AUTRES METHODES

Méthode des indicateurs HP1 et HP2

Cette méthode a pour objectif de quantifier un niveau de perturbation hydrologique induit par un fonctionnement en éclusée (Meile et al., 2011 ; Carolli et al., 2015). Elle a été mise en place grâce à l'analyse de 105 stations en Suisse, en Autriche et en Norvège.

Deux indicateurs sont calculés, l'un repose sur les amplitudes de variation (HP1) et l'autre sur les gradients (HP2). Des seuils de détection de la pression liée aux éclusées sont définis en s'appuyant sur des séries hydrologiques non influencées. Le niveau de perturbation d'un régime est évalué en comparant la valeur des deux indicateurs HP1 et HP2 avec les seuils. Cinq classes de perturbation sont proposées.

L'outil Cosh-Tool

Cet outil permet d'identifier et de quantifier les fluctuations rapides de débit et de niveaux d'eau qui résultent d'un fonctionnement en éclusées (Sauterleute et Charmasson, 2014). Les éclusées sont identifiées grâce au calcul du taux de variation sur le signal de la chronique de débit/hauteur d'eau. Si ce taux dépasse un seuil maximal ou minimal fixé, l'événement est considéré comme une fluctuation non naturelle. Pour chaque série de débits étudiés, l'opérateur doit saisir des paramètres d'entrée (période, valeur minimale et maximale des événements à détecter, paramètre de lissage, seuils définissant une variation non naturelle, durée minimale d'un pic de variation). L'outil Cosh-Tool fournit une description statistique des paramètres et des illustrations graphiques permettant, par année, saison ou cycle biologique, d'analyser les amplitudes de variations, la durée et la vitesse des fluctuations et la fréquence des événements.

L'outil Cosh-Tool a été appliqué dans différents contextes et notamment au Portugal (Boavida et al., 2020). L'analyse d'une chronique de huit années de données a permis de quantifier le nombre de variation (de 0 à 80/an), la variabilité saisonnière et leurs caractéristiques (gradient de hausse et baisse de 10 à 160 % du module/h, l'amplitude maximale de 4,8 fois le module et un débit minimal proche de zéro.

Cet outil ne donne pas de seuil de gravité des perturbations hydrologiques.

Analyse des variations de débits infra-journaliers

Bejarano et al. (2017) ont développé un outil reposant sur une analyse des variations de débits horaires sur deux rivières suédoises. Ils proposent un indice de variation journalière utilisant 16 métriques caractérisant les fréquences de variation, les gradients, les amplitudes et les valeurs de débit maxima et minima.

Ashraf et al. (2022) proposent une méthode de détection des éclusées reposant sur l'analyse du signal en utilisant la transformée en ondelettes continue, une fonction mathématique provenant de la transformée de Fourier. L'analyse porte sur la caractérisation d'un niveau de variation de débit infra-journalier. Cette méthode a été appliquée de manière comparative à 12 stations hydrométriques influencées par des éclusées et 24 stations non influencées en Finlande. L'analyse des 24 stations non perturbées a permis de définir des niveaux de variation infra-journalière correspondant à des situations naturelles ceci pour différentes saisons. La méthode permet donc de caractériser une intensité de perturbations de l'hydrologie en référence à des situations naturelles.

Analyse des altérations liées aux éclusées et au stockage-déstockage

Très souvent, les perturbations hydrologiques induites par les éclusées s'ajoutent à celles liées au stockage-déstockage saisonnier des volumes par les réservoirs. Il existe différentes méthodes pour qualifier des niveaux d'altérations globales (voir tableau ci-après).

Ces méthodes reposent sur une analyse des cinq composantes principales du régime hydrologique influençant le fonctionnement morphologique et écologique des cours d'eau : i) amplitude, ii) saisonnalité, iii) durée, iv) fréquence et v) gradients (Richter et al., 1996 ; Poff et al., 1997 ; Junk et al., 1989 ; Arthington, 2012 ; Rinaldi et al., 2013).

La méthode la plus utilisée est l'indice d'altération hydrologique (IHA) (Richter et al. 1996). Elle repose sur une analyse comparative de régimes de débits avant et après la construction d'un aménagement ou de part et d'autre d'un barrage. Il peut être difficile de qualifier les modifications globales des régimes car les données historiques pré et post construction des barrages sont rarement disponibles. Ces méthodes ne permettent pas d'appréhender les altérations induites par des variations infra-journalières comme les éclusées (Courret et al., 2021).

Les approches spécifiques aux éclusées ne permettent pas, quant à elles, de qualifier les changements de régimes liés aux déplacements saisonniers de volumes d'eau. Dans le cas de stockages importants de volume d'eau, il est essentiel de pouvoir conduire une analyse des deux niveaux de perturbation (éclusées et stockage-déstockage).

Tableau 3 : Méthodes d'évaluation des altérations globales (éclusées et stockage d'eau) des régimes hydrologiques (Rinaldi et al., 2013).

Méthode	Code	Pays	Référence
The Indicators of Hydrologic Alteration	IHA	Etats-Unis	Richter <i>et al.</i> (1996 ; 1998)
Hydrological Condition Assessment	HCA	Etats-Unis	OWEB (2000)
Hydrology driver Assessment Index	HAI	Afrique du Sud	Kleynhans <i>et al.</i> (2005)
Dundee Hydrological Regime Alteration Method	DHRAM	Ecosse	Black <i>et al.</i> (2005)
Hydrologic Index Tool	HIT	Etats-Unis	Henriksen <i>et al.</i> (2006)
	QM – HIDRI	Espagne	Munné <i>et al.</i> (2006)
Histogram Matching Approach	HAI	Taiwan	Shiau et Wu (2008)
Indices de Alteración Hidrológica en Ríos - Indicators of Hydrologic Alteration in Rivers	IAHRIS	Espagne	Fernandez Yuste <i>et al.</i> (2008)
Indice di Alterazione del Regime Idrologico	IARI	Italy	Ispra (2011)

Evaluer la pression générée par les éclusées en se basant uniquement sur la quantification de la perturbation hydrologique n'est pas suffisant. L'effet des perturbations hydrologiques peut être très différent en fonction de la morphologie de la rivière. Plusieurs travaux ont ainsi proposé des méthodes quantifiant les altérations morphoécologiques.

3.3. METHODES POUR LA QUANTIFICATION DES IMPACTS DE TYPE “ALTÉRATIONS MORPHOÉCOLOGIQUES “

Tonolla et al. (2017), dans la continuité des travaux de Bauman et al. (2012), ont proposé pour le territoire Suisse, un ensemble de méthodes de quantification des altérations morphoécologiques.

Bakken et al. (2021) proposent également une approche de quantification des altérations morphoécologiques des éclusées et de l'état piscicole basée sur un ensemble de paramètres dont des métriques représentant les habitats aquatiques. L'approche de Bakken utilise les surfaces de frayères, la température estivale, les modifications des événements de crue, des caractéristiques physico-chimiques et le linéaire de rivière impacté par les éclusées. Godinho et al. (2022) proposent une adaptation des grilles de Bakken au contexte des cyprinidés ibériques (le barbeau ibérique, le hotu à bouche droite, *squalius sp.*, *achodnstroma sp.*).

Au-delà de ces deux approches suisse et norvégienne, la littérature scientifique ne fournit que des éléments méthodologiques au cas par cas pour aborder cette question de la quantification des altérations morphoécologiques et des effets sur les populations piscicoles.

3.3.1. DESCRIPTEURS ET INDICATEURS UTILISÉS POUR QUANTIFIER LES ALTERATIONS DES HABITATS

Descripteurs et indicateurs existants⁶

Tonolla et al. (2017) proposent quatre descripteurs et indicateurs qui concernent les habitats (Tableau 4).

Tableau 4 : Descripteurs et indicateurs de quantification des altérations des habitats liées aux éclusées proposés par Tonolla et al. (2017) pour les cours d'eau suisses.

	Descripteurs	Indicateurs
Échouage de poissons	Surfaces mouillées Gradients de baisse des niveaux d'eau	% de surfaces mise en assec entre le débit de base et le débit maximal des éclusées
Frayères	Habitat de frai (surface de granulométrie favorable) avec un tirant d'eau >20 cm	% de pertes d'habitat de frai par rapport au débit naturel de la période de reproduction
Habitabilité pour les poissons	Surfaces favorables sur la base du croisement des paramètres hydrauliques (hauteur, vitesse) et du substrat avec les préférences des espèces de poissons	% de pertes d'habitats favorables (indice d'habitabilité >0.5) lors des éclusées et au débit de base par rapport au débit médian annuel
Habitabilité pour le macrozoobenthos	Surfaces favorables sur la base du croisement des paramètres hydrauliques (hauteur, vitesse) et du substrat avec les préférences des espèces de poissons et les invertébrés	% de pertes d'habitats favorables (indice d'habitabilité >0.5) lors des éclusées et au débit de base par rapport aux débits médians des différentes saisons

⁶ Un descripteur est une métrique descriptive d'un compartiment ou d'un processus de l'hydrosystème fluvial, par exemple la surface d'habitat favorable pour telle espèce et tel stade de développement de poisson. Un indicateur est une transformation, généralement mathématique ou statistique, de cette métrique afin d'évaluer un fonctionnement ou un dysfonctionnement. L'indicateur : % de perte d'habitats favorables lors d'une éclusée par rapport au débit médian naturel de la période va donc indiquer un certain fonctionnement (ou dysfonctionnement).

Bakken et al. (2021) proposent, quant à eux, de n'utiliser que la variation de surfaces mouillées entre le débit maximal et minimal des éclusées comme indicateur d'altération des habitats.

Les études spécifiques des habitats sensibles aux piégeages-échouages utilisent très souvent des descripteurs des surfaces d'habitats favorables aux alevins post-émurgents qui correspondent aux habitats de faibles profondeurs et présentant des vitesses faibles (<10-20 cm/s) (Moreira et al., 2019 ; Burman et al., 2021). De même, les habitats de fraie sont décrits soit par des surfaces granulométriquement favorable, soit par ces mêmes surfaces pondérées par les préférences hydrauliques des espèces (Burman et al., 2021).

Grilles d'évaluation des niveaux d'altération

Il existe peu de propositions de grilles d'évaluation de niveaux d'altération morphoécologique liée aux éclusées.

Nous avons recensé les démarches proposées pour les cours d'eau suisses (Tonolla et al., 2017), norvégiens (Bakken et al., 2021) et Ibériques (Godinho et al., 2022) et certaines approches ciblées sur certains descripteurs particuliers comme les gradients (Moreira et al., 2020).

Le guide de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) suisse propose 5 classes de gravité reposant sur des niveaux de pertes de surfaces favorables à la croissance des poissons par rapport au débit médian (Tableau 5) (Tonolla et al., 2017).

Tableau 5 : Extrait des grilles d'évaluation des niveaux d'altération des habitats de croissance et de reproduction des poissons (Guide OFEV, Tonolla et al., 2017).

Evaluation	Etat	Critère : perte de surface (%)
	Excellent	Inférieure à 10 ou gain de surface
	Bon	Entre 10 et 20
	Moyen	Entre 20 et 30
	Médiocre	Entre 30 et 50
	Mauvais	Supérieure à 50

A cela l'OFEV propose aussi 5 classes de gravité reposant sur des niveaux de pertes de surfaces mouillée ou de surfaces de frayères potentielles (Tableau 6).

Tableau 6 : Extrait de la grille d'évaluation des niveaux d'altération liée aux pertes de surface mouillée ou de surfaces de frayères lors des éclusées (Guide OFEV, Tonolla et al., 2017).

Evaluation	Etat	Critère : surfaces mises à sec (sur l'ensemble de la surface inondées) (%)	Critère : perte de surface de frayères adéquates par rapport à l'état de référence (%)
	Excellent	Inférieures à 10 ou gain de surface	Inférieure à 10
	Bon	Entre 10 et 30	Entre 10 et 30
	Moyen	Entre 30 et 40	Entre 30 et 50
	Médiocre	Entre 40 et 50	Entre 50 et 70
	Mauvais	Supérieures à 50	Supérieure à 70

Par ailleurs, pour les rivières norvégiennes, Bakken et al. (2021) proposent une grille d'évaluation reposant sur les variations de surfaces mouillées entre les débits maximaux des éclusées et les débits minimaux ainsi que sur les amplitudes de variation des débits lors des éclusées (Tableau 7). Cette grille a été adaptée par Godinho et al. (2022) au contexte des cyprinidés ibériques (Tableau 8).

Tableau 7 : Extrait de la grille d'évaluation des niveaux d'altération liée aux pertes de surface mouillée et aux amplitudes de variation des débits lors des éclusées adaptée aux salmonidés (Bakken et al., 2021).

Indicateurs	Classes d'altération			
	Faible	Moyen	Fort	Très fort
Variation de surface mouillée entre Q_{\max} éclusée et Q_{\min}	<5%	5-10%	10-20%	>20%
Amplitude entre Q_{\max} éclusée et Q_{\min}	1.5	1.5-3	3-5	>5

Tableau 8 : Extrait de la grille d'évaluation des niveaux d'altération liée aux pertes de surface mouillée lors des éclusées adaptée aux cyprinidés ibériques (Godinho et al., 2022).

Indicateurs	Classes d'altération		
	Faible	Moyen	Très fort
Variation de surface mouillée entre Q_{\max} éclusée et Q_{\min}	<10%	10-40%	>40%

Les gradients de baisse constituent probablement l'indicateur d'altération ayant fait l'objet du plus grand nombre de proposition de grilles d'évaluation de la gravité des altérations vis-à-vis du piégeage-échouage. Ainsi, **Le guide de l'OFEV propose 5 classes de gravité reposant sur des valeurs de gradients de baisse** en cm/min en différenciant à la fois les stades de développement (alevins et juvéniles) et les espèces (truite et ombre) (Tableau 9).

Tableau 9 : Extrait des grilles d'évaluation des niveaux d'altération liés aux valeurs des gradients de baisse des éclusées vis-à-vis du piégeage-échouage des jeunes stades de développement des truites et des ombres communs (d'après le guide OFEV, Tonolla et al., 2017).

Évaluation	État	Critère : taux de descente du niveau d'eau pour les larves d'ombre et de truite fario durant la journée (cm / min)	Critère : taux de descente du niveau d'eau pour les juvéniles d'ombre durant la journée (cm/min)	Critère : taux de descente du niveau d'eau pour les juvéniles de truite fario durant la journée (cm/min)
Excellent	Excellent	Inférieur à 0,2	Inférieur à 1	Inférieur à 1,5
Bon	Bon	Entre 0,2 et 0,3	Entre 1 et 1,2	Entre 1,5 et 3
Moyen	Moyen	Entre 0,3 et 0,4	Entre 1,2 et 2	Entre 3 et 4,5
Médiocre	Médiocre	Entre 0,4 et 0,5	Entre 2 et 3	Entre 4,5 et 6
Mauvais	Mauvais	Supérieur à 0,5	Supérieur à 3	Supérieur à 6

Par ailleurs, pour les rivières norvégiennes, Bakken et al. (2021) proposent une grille d'évaluation reposant sur des gradients de baisse en cm/h (Tableau 10) et Godinho et al. (2022) l'ont adaptée pour les cyprinidés ibériques (Tableau 11).

Tableau 10 : Extrait de la grille d'évaluation des niveaux d'altération liée aux gradients de baisse des débits lors des éclusées adaptée aux salmonidés (Bakken et al., 2021).

Indicateur	Classes d'altération			
	Faible	Moyen	Fort	Très fort
Gradient de baisse entre Qmin et Qmax éclusée	<5 cm/h	5-13 cm/h	13-20 cm/h	>20 cm/h

Tableau 11 : Extrait de la grille d'évaluation des niveaux d'altération liée aux gradients de baisse des débits lors des éclusées adaptée aux cyprinidés ibériques (Godinho et al., 2022).

Indicateur	Classes d'altération		
	Faible	Moyen	Très fort
Gradient de baisse entre Qmin et Qmax éclusée	<5 cm/h	5-15 cm/h	>15 cm/h

Seuls Bakken et al. (2021) (Tableau 12) repris par Godinho et al. (2022) (Tableau 13) proposent une grille de quantification d'altération reposant sur le nombre d'événements ou la fréquence

Tableau 12 : Extrait de la grille d'évaluation des niveaux d'altération liée à la fréquence des éclusées adaptée aux salmonidés (Bakken et al., 2021).

Indicateur	Classes d'altération			
	Faible	Moyen	Fort	Très fort
% de jours avec des éclusées	<10%	10-25%	25-40%	>40%

Tableau 13 : Extrait de la grille d'évaluation des niveaux d'altération liée à la fréquence des éclusées adaptée aux cyprinidés ibériques (Godinho et al., 2022).

Indicateur	Classes d'altération		
	Faible	Moyen	Très fort
Gradient de baisse entre Qmin et Qmax éclusée	<25%	25-75%	>75%

Analyses croisées de différents indicateurs

Certaines approches proposent une évaluation de la gravité reposant sur le croisement de plusieurs indicateurs. Le guide de l'OFEV (Tonolla et al., 2017) croise les 5 classes de gravité relatives aux pertes de surfaces mouillées avec celles relatives aux gradients de baisse (Tableau 14).

Tableau 14: Grille d'évaluation des niveaux d'altération liée aux croisements des pertes de surface mouillée (« surfaces mises à sec » en pourcentage de l'ensemble de la surface inondée) et des gradients de baisse (« taux de descente du niveau d'eau ») lors des éclusées (d'après le Guide OFEV, Tonolla et al., 2017).

		Critère : Pourcentage de perte de surface mouillée				
		Excellent	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
Critère : gradient de baisse	Mauvais	Moyen	Médiocre	Médiocre	Mauvais	Mauvais
	Médiocre	Bon	Médiocre	Médiocre	Médiocre	Mauvais
	Moyen	Bon	Moyen	Médiocre	Médiocre	Médiocre
	Bon	Bon	Bon	Bon	Bon	Moyen
	Excellent	Excellent	Bon	Bon	Bon	Bon

Moreira et al., 2020 proposent le croisement de 4 critères pour évaluer les impacts des éclusées sur le piégeage-échouage : i) le ratio des débits d'éclusées (débit max/débit min), ii) le gradient de baisse, iii) la pente des bancs, iv) la présence de dépression sur les bancs d'alluvions. Pour chaque critère, deux classes d'intensité sont utilisées. Ceci permet de déterminer cinq classes de potentiel de piégeage-échouage ; de très faible à très fort (Figure 63).

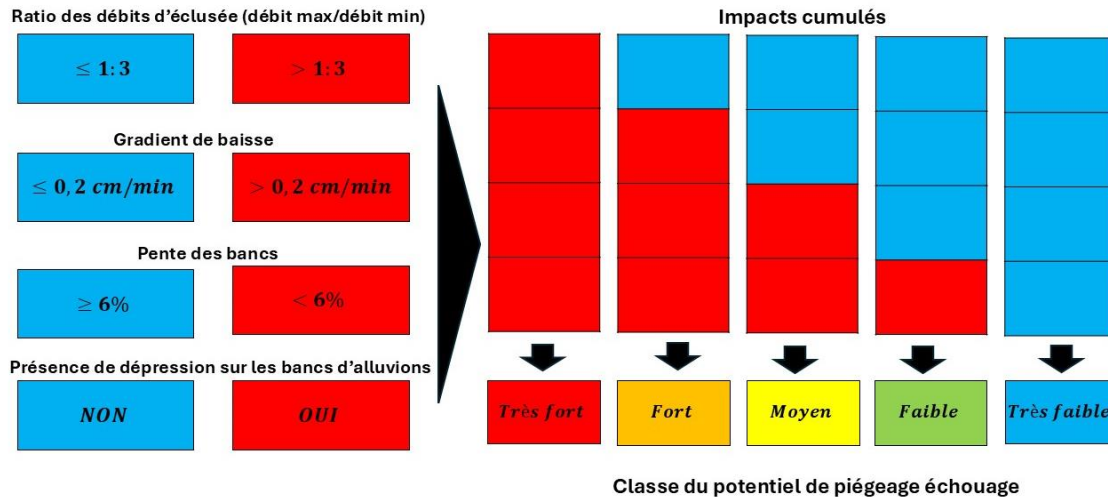


Figure 63 : Grille d'évaluation des impacts des éclusées sur le piégeage-échouage (Moreira et al., 2020).

3.3.2. EVALUATION DE LA SENSIBILITE DES HABITATS AUX ECLUSEES PAR MODELISATION

L'évaluation de la sensibilité des habitats aquatiques, en particulier les habitats piscicoles, par le croisement de données hydrauliques modélisées à différents débits avec des préférences d'espèces est une pratique développée dans le cadre de la méthode des microhabitats depuis la fin des années 1970 (Baran, 2010). D'abord utilisée pour déterminer les débits minimums à laisser en rivière, en utilisant essentiellement des modèles hydrauliques unidimensionnels 1D, cette approche a évolué dans son champ d'application (restauration des habitats, éclusées...).

Prost et al., (2014), dans leur synthèse sur les nouvelles générations de modèles numériques d'habitat, soulignent que les modèles hydrauliques bidimensionnels 2D représentent une opportunité pour l'amélioration de l'évaluations des habitats aquatiques en fonction du débit. Ils soulignent que « *Les exemples d'utilisations du 2D pour des projets de réhabilitation de cours d'eau (Brown and Pasternack 2009 ; Dørge et Windolf 2003 ; Jay Lacey et Millar 2004 ; Pasternack et al. 2004) ou pour des études d'impact de gestion des éclusées (Boavida et al. 2013 ; Hauer et al. 2013) sont nombreux. Cette utilisation du 2D se fait soit par l'intermédiaire de modèles classiques d'hydraulique (RMA2 [USA], SRH-2D [USA], Mike 21 [Danemark]), soit par l'emploi de modèles (...) combinant une modélisation hydraulique et une modélisation biologique (River2D)* ». Dans cette même synthèse, les auteurs indiquent clairement que les modèles numériques d'habitat sont « *un enjeu pour les régimes d'éclusée* » et « *qu'il Il faut donc développer en France la culture de tels outils tant pour la recherche que pour les chargés d'études* ». Höller et al., (2023) ont montré que pour qualifier les impacts des altérations hydrologiques et notamment celles liées aux éclusées, sur 37 études ayant utilisé une modélisation, 24 se sont appuyées sur un modèle 2D.

Au cours des 10 dernières années, l'utilisation de ces modèles a été facilitée par les progrès en termes d'acquisition et de traitement de données topographiques (LIDAR, photogrammétrie drone...) ainsi qu'en termes de capacité de calcul des outils informatiques (Mandlbürger et al., 2015 ; Lague et al., 2016).

De nombreux chercheurs et techniciens de bureaux d'étude s'appuient aujourd'hui, tant pour l'analyse des altérations et des impacts que pour la proposition de mesures d'atténuation, sur des modèles hydrauliques couplés à des modèles d'habitat.

Les modélisations hydrauliques utilisées s'appuient sur des modèles 1D (ECOGEA et al., 2008 ; Courret, 2014) ou 2D (Halleraker et al., 2007 ; Capra et al., 2011 et 2012 ; Person, 2013 ; Hauer et al. 2016 ; Kopecki et Schneider, 2016 ; Holzapfel et al., 2016 ; Pragana et al., 2016 ; Vanzo et al., 2016 ; Juárez et al., 2019 ; Larrieu et al. 2021 ; Burman et al., 2021 ; Bürgler et al., 2022 ; Glowa et al., 2023 ;

Le Coarer et al., 2023). Ces approches permettent de quantifier l'évolution des surfaces en eau en fonction des débits, notamment pour des habitats particuliers que sont les zones de frayères (USFWS, 2010 ; Courret, ibid ; Burmann et al., ibid ; Noakes et al. 2015). En règle générale, les simulations sont utilisées pour définir les plages de débits à maintenir ou à ne pas dépasser pour optimiser la fraie et l'incubation sur le tronçon.

EXEMPLE : MODELISATION HYDRAULIQUE ET QUANTIFICATION SPATIALISEE DES HABITATS DE REPRODUCTION

Evolution des habitats favorables à la truite commune sur une rivière de l'Ariège (le Salat) dans les Pyrénées : la modélisation a été réalisée à l'aide du croisement d'un modèle hydraulique 2D (Telemac) avec les préférences de la truite, en matière de hauteur d'eau et de surface granulométrique favorable à la fraie – SGF, via la plateforme HABBY⁷. Ce type de modélisation permet d'identifier les habitats favorables à une espèce et à un stade de développement et donc d'identifier si les éclusées en affectant ces habitats pourraient affecter la population de poissons. Dans le cas présenté, les surfaces de reproduction favorable (SFR) à la truite ont été déterminées. Il pourrait être intéressant de croiser ces sorties de modèle avec les cartographies des frayères avérées.

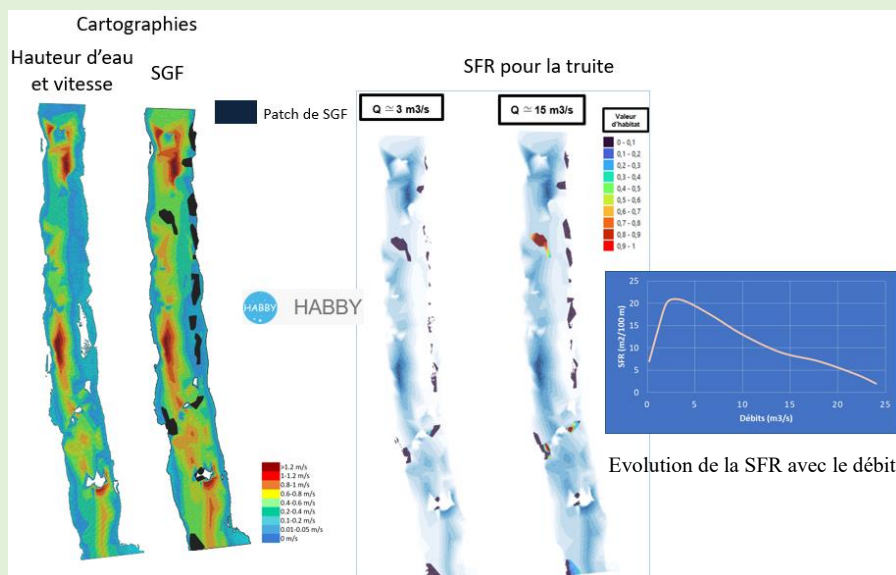


Figure 64 : Modélisation spatialisée des surfaces favorables à la reproduction de la truite (SFR) à 2 débits caractéristiques d'éclusee (données FDAAPPMA 09-ECOGEA).

Pour le piégeage-échouage ou les risques de dérive forcée, les modélisations hydrauliques sont très souvent couplées à des modèles d'habitat permettant d'évaluer l'évolution des surfaces d'habitat favorable et de les spatialiser à travers la méthode des microhabitats (Tuhtan et al., 2012 ; Person, 2013 ; Hauer et al., ibidem ; Premstaller et al., 2017). Plus récemment, des approches utilisant des modèles individu-centré calculant des taux de croissance et de survie reposant notamment sur la disponibilité en habitat ont été utilisés (Hajiesmaeili et al., 2022).

⁷ HABBY est une interface de modélisation de l'habitat hydraulique qui permet de coupler une large gamme de modèles hydrauliques (numériques ou statistiques) avec une bibliothèque de modèles de réponses biologiques pour simuler l'impact de la gestion des cours d'eau sur la qualité de l'habitat hydraulique des espèces d'eau courantes (<https://habby.wiki.inrae.fr/>).

Les préférences d'habitat des espèces utilisées dans les modélisations sont liées à la fois à leur besoin vital (se nourrir et se reproduire) et à leur capacité de nage. Cette dernière dépend de l'espèce, de la taille et de la température de l'eau. Concernant les habitats d'alevins, toutes les études conduites sur les salmonidés ou les cyprinidés ont montré qu'ils utilisaient des vitesses <20 cm/s du fait de leurs très faibles capacités de nage.

La modélisation des habitats de poissons à des valeurs de 1,5 fois, 2 fois voire 3 fois le module pose des questions vis-à-vis de la validité des courbes de préférence des poissons utilisées. En effet, ces courbes ont été majoritairement établies à partir d'observations réalisées en conditions proches de l'étiage.

Il semble que les courbes de préférences de la truite commune utilisées actuellement présente une variabilité suffisante pour s'adapter à des modélisations à forts débits. En effet, dans le cas de la truite arc-ciel, on constate que la variabilité des préférences exprimées dans l'étude *in situ* de Pert et al. (1994) entre totalement dans l'enveloppe des préférences de l'espèce généralement utilisées en modélisation. Il en est de même dans l'étude de Macura et al. (2016) dans une rivière de Slovaquie.

EXEMPLE : MODELISATION HYDRAULIQUE ET QUANTIFICATION SPATIALISEE DES HABITATS FAVORABLES AUX ALEVINS

Modélisation des habitats exondés d'alevins de saumon chinook entre les débits d'écluse de 14 et 56 m³/s sur la rivière Yuba en Californie (Larrieu et al., 2021).

Cette modélisation repose sur le croisement d'un modèle hydraulique 2D avec les préférences d'alevins de saumon chinook permettant de calculer des indices d'adéquation (HSI). Cette modélisation permet d'identifier les habitats d'alevins potentiellement affectés par les éclusées, en rouge sur la Figure 65.

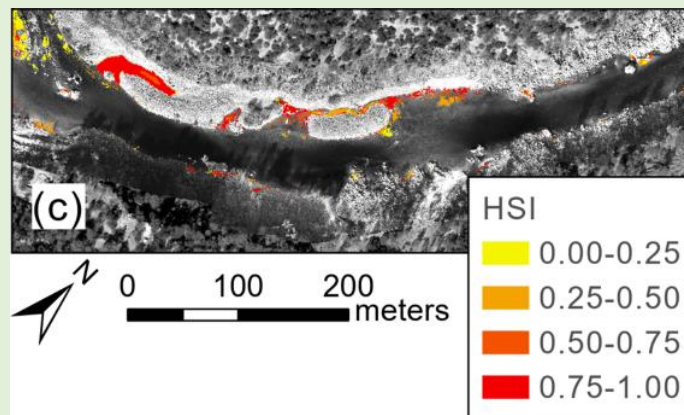


Figure 65 : Surfaces d'habitat favorables aux alevins de saumon chinook exondées entre des débits d'éclusées de 14 et 56 m³/s (Larrieu et al. 2021).

Rivière Salat (09) : Evolution des surfaces favorables aux alevins de truites reposant sur une modélisation hydraulique 2D et la plateforme HABBY en fonction du débit d'éclusées.

Cette modélisation met en évidence des situations particulièrement défavorables pour deux débits d'éclusées, avec une réduction drastique des habitats favorables aux alevins à 15m³/s et à 22m³/s (Figure 66).

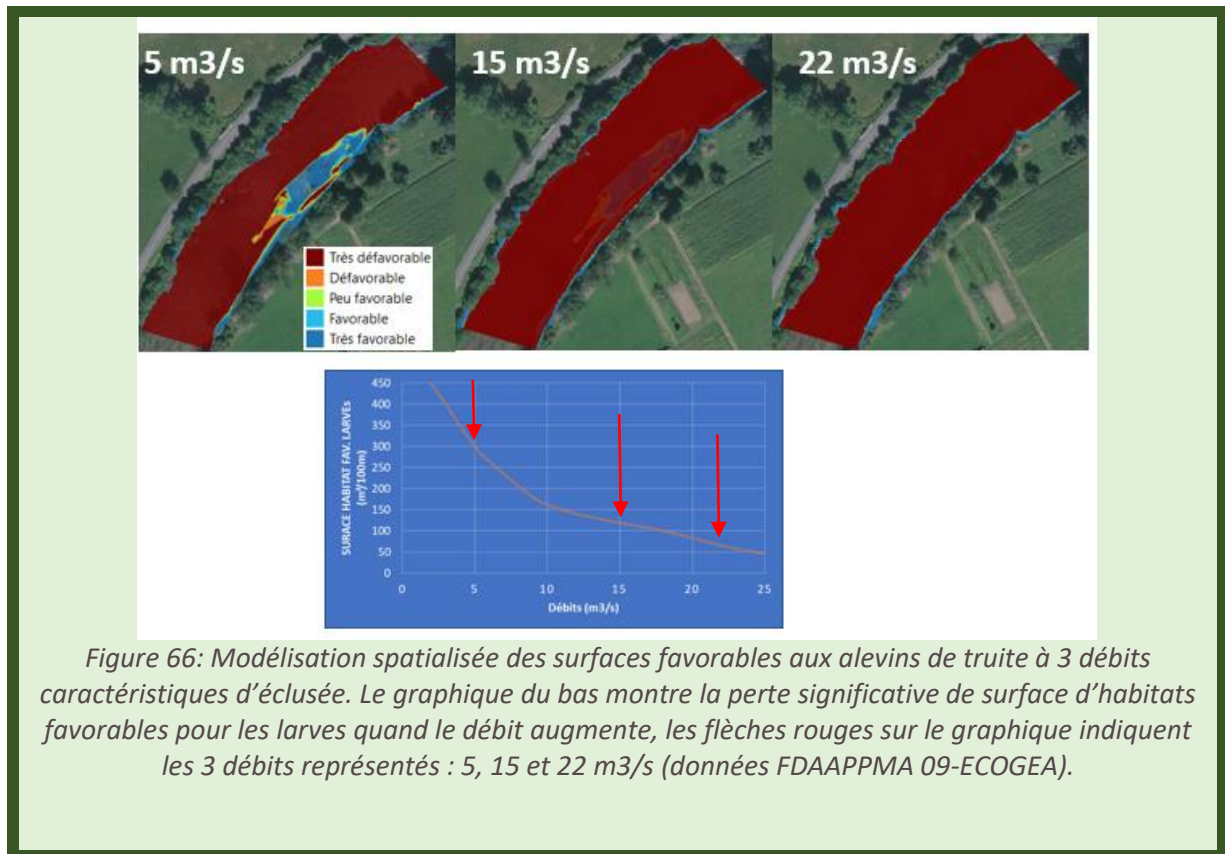


Figure 66: Modélisation spatialisée des surfaces favorables aux alevins de truite à 3 débits caractéristiques d'éclusee. Le graphique du bas montre la perte significative de surface d'habitats favorables pour les larves quand le débit augmente, les flèches rouges sur le graphique indiquent les 3 débits représentés : 5, 15 et 22 m³/s (données FDAAPPMA 09-ECOGEA).

3.4. METHODES D'EVALUATION DES IMPACTS BIOLOGIQUES DIRECTS

3.4.1. L'EXONDATION

Il est possible de quantifier l'activité de reproduction de certaines espèces de poissons (essentiellement les salmonidés) par l'intermédiaire du comptage des frayères actives (nids) creusées par les femelles (Delacoste, 1995, Gallagher et al., 2007). Des campagnes de suivis successifs pendant la période de reproduction et pendant la période de vie sous graviers peuvent permettre de quantifier la fraction de nids exondés lors des retours aux débits de base (Figure 67).

Si ce type de suivi permet d'observer la réalité d'un impact biologique (exondation de ponte), sa quantification sur l'ensemble de la période de sensibilité (reproduction et vie sous graviers) n'est pas simple car elle peut réclamer de nombreux suivis si les débits de base sont variables et s'ils ont tendance à diminuer au cours du temps. Ces longs suivis posent également la question de la pérennité visuelle des nids notamment après le passage de débits soutenus. Il est tout à fait possible que les nids ne soient plus visibles 4 à 5 semaines après la ponte. Il est donc fortement conseillé d'établir une cartographie des nids avec des relevés des coordonnées géographiques afin de pouvoir les reporter lors des observations à bas débit.

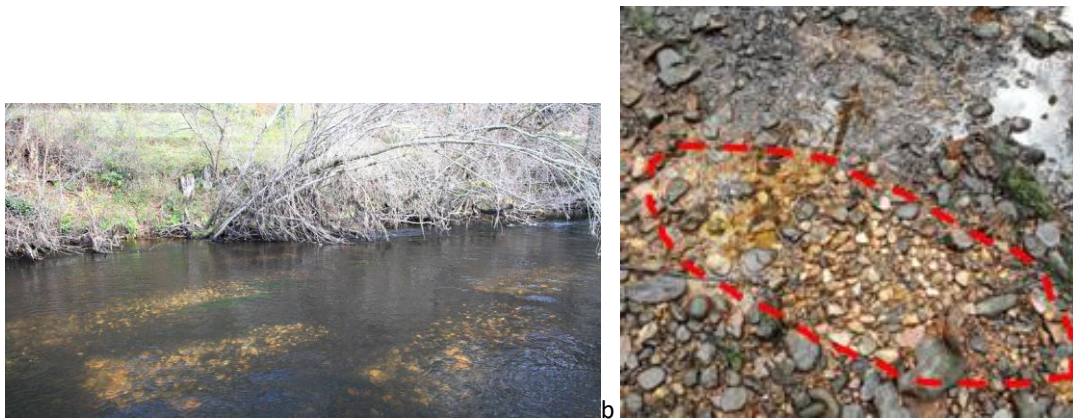


Figure 67 : Illustration d'observation et de dénombrement de frayères actives en eau (a) et exondée (b) (@ECOGEA).

STRATEGIE D'OBSERVATIONS DE FRAYÈRES EFFECTIVES EXONDEES

Dans l'exemple ci-dessous d'une rivière soumise à des éclusées hebdomadaires, l'analyse du régime de débit permet de définir des périodes d'observations de potentielles exondations de frayères (Figure 68). Dans le cas présent, les truites ont pu construire leur nid dans 4 gammes de débits (2,5 m³/s, 5-6 m³/s ; 10-12 m³/s, 14-16 m³/s).

Des exondations peuvent donc avoir lieu pour tous les débits <16 m³/s. Il convient de cibler des observations pour toutes les périodes de la vie sous graviers où les débits reviennent à des valeurs <16 m³/s. Si au cours de cette période, il est possible d'observer un débit <2,5 m³/s comme c'est le cas fin novembre-début décembre 2019 et deux fois, fin janvier 2020 dans l'exemple ci-dessous, cela permet de pouvoir quantifier l'exondation maximale de tous les nids.

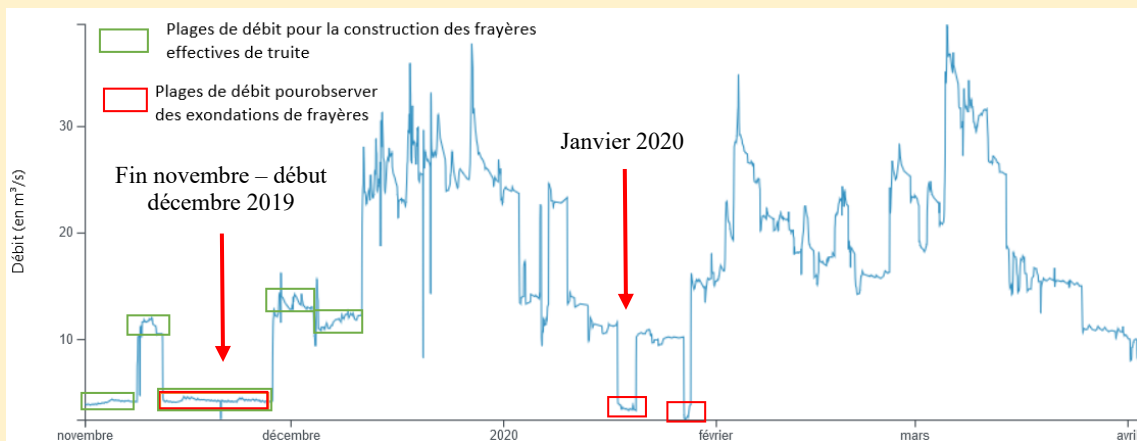


Figure 68 : Identification des événements hydrologiques propices à l'observation d'exondation de frayères. Les rectangles rouges indiquent les périodes d'exondations de toutes ou parties des frayères construites dans les périodes favorables à la création de frayères. Les frayères construites début novembre le sont en période de bas débit donc elles ne sont pas susceptibles d'être exondées.

3.4.2. LE PIEGEAGE-ECHOUAGE

Il est possible d'observer des alevins de poissons piégés et échoués lors de baisse de débits. Toutefois, la quantification de ce phénomène reste difficile à réaliser du fait de :

- La taille des individus piégés (2-3 cm), qui les rend difficilement observables notamment dans les granulométries grossières et dans la végétation ;
- La prédation des poissons piégés (par des oiseaux piscivores notamment) ;
- La forte hétérogénéité spatiale des piègeages avec des difficultés de représentativité des secteurs d'observation ;
- L'effectivité du phénomène biologique, qui dépend beaucoup de l'intensité de l'activité de reproduction ainsi que des autres impacts sur les zones de frayères.

Aussi, il peut se révéler difficile d'utiliser un descripteur reposant sur une densité de poissons piégés (Figure 69) pour quantifier l'intensité de cet impact. Ce type d'approche n'est d'ailleurs pas proposé dans les différentes méthodes utilisées en Suisse ou en Norvège pour quantifier les impacts des éclusées.



Figure 69 : Illustration d'observations et de dénombrements d'alevins de poissons échoués (©ECOGEA).

3.4.3. LA DERIVE FORCEE

La mesure de dérive forcée de larves d'invertébrés ou de poissons est très difficile à mettre en œuvre. Elle nécessite l'installation de filets filtrants en aval des zones de frayères pour le compartiment piscicole (Figure 70), filets qui doivent résister lors des forts débits et qui ne doivent pas générer eux-mêmes de mortalité des alevins récupérés par plaquage (Gale et Mohr, 1978 ; Bagenal et Nellen, 1980 ; Couch et al., 2016).



Figure 70 : Illustration de l'installation d'un dispositif de contrôle de la dérive des alevins émergents de poissons (a) et de son comportement au débit d'éclusée (©ECOGEA).

4. ETAT DES CONNAISSANCES SUR LES MESURES D'ATTENUATION DES ALTERATIONS ET DES IMPACTS INDUITS PAS LES ECLUSEES

4.1. TYPOLOGIE DES MESURES EXISTANTES

Charmasson et Zinke (2011) différencient deux grands types de mesures d'atténuation des altérations dues aux éclusées: les mesures hydrologiques qui touchent directement la gestion des débits au niveau des centrales hydroélectriques, et les mesures constructives qui reposent sur la construction d'aménagements plus lourds (bassin tampon, dérivation aval). Ces mesures qui touchent aux régimes hydrologiques sont appelées par Greimel et al., (2018), des mesures directes. A ces mesures, s'ajoutent des mesures indirectes touchant à la morphologie du cours d'eau.

Nous proposons de décrire les mesures d'atténuations à travers trois types de mesures :

- **Les mesures hydrologiques**, touchant directement aux régimes hydrologiques (Tableau 15) ;
- **Les mesures morphologiques**, touchant à la morphologie du cours d'eau (Tableau 15);
- **Les mesures constructives** (construction d'ouvrages de démodulation, de dérivation etc.).

	Altération hydrologique à atténuer	Altération morphoécologique associée					Mesures hydrologiques
		Mobilité (+ dérive forcée)	Habitabilité	Variabilité	Exondation (frayères + P/E)	Franchissabilité	
Intensité	Qmax trop haut	x	x			x	↘ Qmax
	Qbase trop bas		X			x	↗ Qbase
	Ratio Qmax/Qbase trop fort			x			↘ ratio Qmax/Qbase
	Amplitude trop forte			x	x		↘ amplitude
	Gradient hausse trop fort	x		x			↘ gradient
	Gradient baisse trop fort			x	x		↘ gradient
Fréquence	Fréquence trop forte	x	x	x	x	x	↘ fréquence

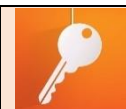
Tableau 15 : Les altérations hydrologiques liées aux éclusées, les altérations morphoécologiques associées et les mesures hydrologiques et morphologiques permettant de les atténuer

						Mesures morphologiques
Qmax trop haut, Qbase trop bas, ratio Qmax/Qbase trop fort, amplitude trop forte, gradient hausse trop fort, fréquence trop forte		x	x			Amélioration des refuges/abris
Amplitude trop forte, gradient baisse trop fort, fréquence trop forte				x		Réduction des zones piègeantes
NC		x		x		Augmentation des SGF
Qmax trop haut, fréquence trop forte					x	Modification ouvrage de franchissement

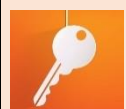
4.1.1. MESURES HYDROLOGIQUES

Les mesures hydrologiques s'appuient sur une modification directe de la gestion des débits turbinés (Bruder et al., 2016) :

- Réduction de la fréquence de turbinage ;
- Réduction des débit maximums turbinés ;
- Réduction de la vitesse de montée en charge ou de baisse de charge des turbines ;
- Suspension des éclusées durant des périodes ciblées pour leur sensibilité vis-à-vis de la biologie (période de reproduction, éclosion, émergence...). Cette suspension est envisageable, soit en revenant à une gestion de l'aménagement au fil de l'eau, soit en restant en situation de débit minimum et en stockant les apports supplémentaires du cours d'eau (hors événements de crue).
- Exploitation anticyclique de plusieurs centrales successives : cette mesure n'est envisageable que sur les tronçons ayant plusieurs centrales proches. Le principe est de faire fonctionner les centrales de manière anticyclique afin de maintenir un débit plus élevé que le débit minimum dans le tronçon le plus aval durant une période ciblée. Cela nécessite une coordination dans la gestion des centrales et a pour effet de faire baisser la capacité de production de pointe.



Ce type de mesures a l'avantage de profiter à l'intégralité du tronçon soumis aux éclusées, parfois sur plusieurs dizaines de kilomètres.



Pour l'exploitant, le coût des mesures hydrologiques est essentiellement lié à une perte de production ou à une désoptimisation pouvant avoir de fortes conséquences financières (perte du « bon » placement des pointes). Il peut aussi y avoir des répercussions sur le réseau électrique du fait de perte de flexibilité (perte de service système) et il faudra alors parfois recourir à d'autres usines hydroélectriques ou au démarrage d'usines à prise de charge rapide (ex : une centrale thermique à cycle combiné gaz).

Notons que la prise en charge des coûts est variable selon les pays. En Suisse par exemple, dans le cadre du « programme d'assainissement des éclusées », les exploitants des centrales hydroélectriques sont indemnisés par la Confédération pour l'élaboration et la mise en œuvre de telles mesures. Ils sont également dédommagés pour la réalisation de contrôles d'efficacité. Les indemnités sont financées par les consommateurs via un supplément payé pour le transport de l'électricité sur les réseaux haute tension. Le produit de cette taxe, perçue depuis 2012, se monte à près de 50 millions de CHF par an. En France, au-delà de phases expérimentales de mises en œuvre de mesures d'atténuation qui peuvent bénéficier d'aides publiques, c'est à la charge de l'exploitant, au périmètre de la concession ou de l'autorisation.

La mise en œuvre de ces mesures opérationnelles peut parfois nécessiter des améliorations de certains organes, automates de régulation, etc.

4.1.2. MESURES MORPHOLOGIQUES

Ce type de mesure consiste à agir sur le compartiment morphoécologique (l'habitat physique) du cours d'eau (Charmasson et Zinke, 2011). Il s'agit en général de réaliser des modifications dans le lit mineur afin d'adapter le cours d'eau aux altérations hydrologiques auxquelles il est exposé. Ce type de mesures peut être intéressant dans le cas de cours d'eau chenalés.

Il existe peu d'exemples dans la littérature de ce type de mesures morphologiques réalisées dans un objectif d'atténuation d'altérations liées aux éclusées.



Ce type de mesures morphologiques, souvent réalisé localement pour des raisons de coûts ou d'accessibilité, a l'inconvénient de ne profiter qu'à la partie du tronçon ainsi « adaptée », souvent très courte en regard du linéaire total impacté. En outre, ces mesures ne sont généralement pas pérennes. Sur des rivières dont la morphologie est régulièrement remaniée au gré des crues, il est nécessaire de refaire des travaux régulièrement. Elles sont à réserver aux cas où les mesures hydrologiques seraient impossibles à mettre en œuvre ou insuffisantes pour atteindre les objectifs d'atténuation.

Les actions sur la morphologie consistent principalement à remodeler les surfaces piégeantes pour les rendre moins pénalisantes, à augmenter les superficies de granulométrie favorables à la reproduction (SGF), à augmenter les abris hydrauliques dans le cours d'eau (blocs, amas de bois mort, ou le long des berges, anses latérales), etc. Il peut s'agir aussi d'améliorer la connectivité avec des tronçons du cours d'eau ou des affluents non soumis à éclusée ; par exemple en supprimant ou en aménageant des obstacles à l'écoulement entravant la libre circulation des poissons vers ces affluents.

EXEMPLES : MESURES SUR LA MORPHOLOGIE

Dordogne (France) – aval usine du Sablier : Travaux d'aplanissement de la topographie des bancs afin de limiter la présence de microformes piégeantes et de modifications des prises d'eau de chenaux secondaires pour garantir leur maintien en eau au débit minimal des éclusées (Figure 71 et Figure 72).



Figure 71 : Illustration des travaux conduits sur la Dordogne visant à aménager la topographie des bancs sur le site du Chambon (©ECOGEA)

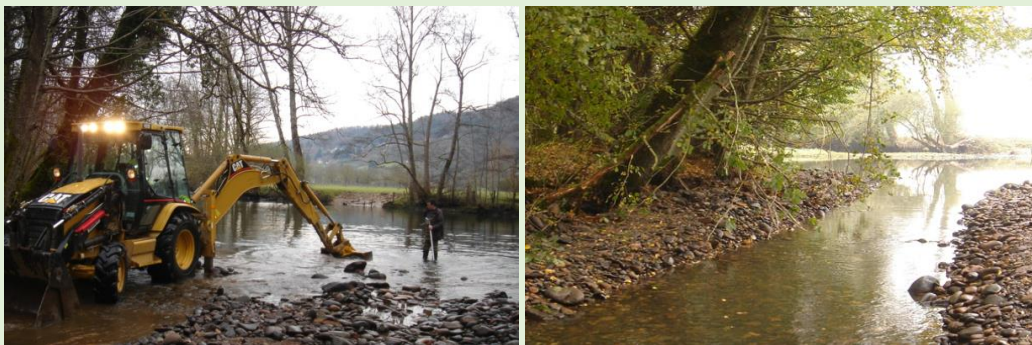


Figure 72 : Illustration des travaux conduits sur la Dordogne visant à aménager la prise d'eau d'un chenal secondaire (©ECOGEA).

4.1.3. MESURES CONSTRUCTIVES

Ces mesures impliquent des travaux, notamment la construction d'ouvrages. Elles sont de deux types :

- **Déporter vers l'aval ou vers un lac le point de restitution des débits turbinés** (Parasiewicz et al., 1998) : le principe repose sur la dérivation des débits turbinés vers un tronçon de rivière situé plus en aval, en un point où le débit naturel de base a été notablement augmenté par les apports du bassin versant intermédiaire, ce qui atténue notablement les effets d'amplitude et de ratio Q_{max}/Q_{base} .
- **Construire un bassin de démodulation** (Bruder et al, 2016 ; Tonolla et al., 2016 ; Anindito et al., 2019) : on trouve dans la littérature scientifique et technique un grand nombre de termes pour désigner un ouvrage construit dans la rivière ou dans sa vallée dans le but de recevoir les débits d'éclusee et de les « démoduler », c'est-à-dire d'atténuer un certain nombre de leurs caractéristiques (principalement les gradients de hausse ou de baisse et le débit maximum). Si le volume de cet ouvrage est très important et les éclusées pas trop puissantes, ni trop longues, ni trop fréquentes, il peut même faire disparaître complètement l'éclusee, mais cela demeure rare. Les termes que l'on retrouve le plus souvent pour désigner ces ouvrages en France sont : bassin de démodulation, bassin tampon, bassin de compensation, bassin de régulation et bassin de rétention. Le seul texte juridique qui évoque ce concept en France, l'article R.213-48-14 (VI) du code de l'environnement, utilise le terme d'ouvrage de régulation du débit. Il est difficile de trouver des définitions précises permettant de discriminer ces termes mais d'une manière générale on peut considérer que les « bassins tampon » sont de plus petit volume que les autres et ont pour vocation principale d'atténuer les gradients de hausse dans un souci de sécurité des personnes se trouvant dans ou sur les bords du lit mouillé au moment de l'éclusee. L'implantation de ce type d'ouvrage, notamment de bassins de démodulation d'assez grand volume, présente un certain nombre de contraintes : i) difficulté pour trouver des sites d'implantation de l'ouvrage à proximité immédiate de la restitution, ii) coût très élevé, iii) constitution d'un nouvel obstacle à la continuité longitudinale et iv) ennoïement d'une nouvelle portion de cours d'eau. Il s'agit donc de peser les avantages et inconvénients de ce type d'ouvrage au cas par cas. Certains ouvrages peuvent être construits en dehors du cours d'eau (dans le lit majeur ou sur des terrasses alluviales), mais il s'agit généralement de bassins de petit volume de type « tampon » (exemple de la Bathie sur l'Isère).



Il existe dans le parc hydroélectrique du bassin Rhône-Méditerranée de nombreux ouvrages de démodulation, ou en tout cas prévus comme tels à l'origine, qui aujourd'hui ne démodulent pas ou très peu les éclusées qu'ils reçoivent. Il paraît donc intéressant de réévaluer leur fonctionnement actuel pour comprendre pourquoi leur fonction de démodulation n'est pas ou mal assurée.

DIMENSIONNEMENT, EFFICACITE ET ACCEPTABILITE D'OUVRAGES DE DEMODULATION

L'estimation du volume d'un bassin tampon est primordiale pour déterminer la possibilité de l'intégrer dans un espace donné. Cette estimation nécessite de disposer d'un jeu de données sur l'hydrologie du cours d'eau et sur les hydrogrammes types d'éclusées ainsi que sur les objectifs d'atténuation (débits de base, débit d'éclusee, gradients, fréquence, etc.). Oberrauch et Terrier (2013) détaillent une méthode d'aide au dimensionnement d'un bassin tampon à travers une simulation numérique. Ils montrent que les principaux paramètres influençant le volume sont le débit minimum à maintenir et les objectifs sur les gradients à atteindre.

Dans les trois cas recensés dans la bibliographie de simulations numériques pour étudier la faisabilité de la construction d'un bassin, le but est de maintenir une production par éclusées sans contrainte de gestion. Pour ces trois cas, avec des débits d'éclusées variant entre 60 et 200 m³/s, la conception d'un bassin de taille raisonnable permet de répondre aux objectifs sur l'hydrologie. Aucune estimation des effets de la construction des bassins sur la biologie n'est réalisée. Pour deux cas, il s'agit d'un bassin tampon de petite taille (Bieri et al. 2014, Galland et al. 2014), et pour l'ouvrage avec le débit d'éclusée le plus fort il s'agit d'un ouvrage de démodulation de grande taille construit sur le cours d'eau (Heller et Schleiss 2011). Pour ce dernier cas, les auteurs insistent sur la nécessité d'adjonction d'usages supplémentaires (production d'énergie, loisirs nautiques sur la retenue, intégration paysagère) afin d'améliorer l'acceptabilité de l'aménagement.

EXEMPLE : LE BASSIN DE DEMODULATION DE CHAUDANNE SUR LE VERDON (04)

Le barrage de Chaudanne, exploité par EDF, a été construit en 1953 sur le Verdon pour démoduler les éclusées du barrage de Castillon situé immédiatement en amont (construit en 1948, 72 m³/s en pointe). L'ouvrage de Chaudanne fonctionne lui aussi par éclusées et les eaux turbinées par sa centrale hydroélectrique (40 m³/s en pointe) sont restituées au pied du barrage. Le linéaire concerné par les éclusées s'étend jusqu'à la queue de la retenue de Sainte Croix, environ 38 km en aval (Figure 73).



Figure 73 : Le tracé en bleu indique le linéaire impacté par les éclusées entre la retenue de démodulation de Chaudanne, en aval du barrage de Castillon et le lac de Sainte Croix sur le Verdon (soit environ 38 km).

Même si la retenue de Chaudagne atténue notablement les éclusées générées par la centrale de Castillon, on constate que l'INPH à l'aval de Chaudagne reste fort, ainsi que les risques d'altération associés au piégeage et échouage et à l'instabilité hydraulique (Figure 74). On peut donc conclure que la démodulation est insuffisante.

PERTURBATION HYDROLOGIQUE - ALEA (calcul sur 3 années)					
Période	Indicateur	Aléa	Type de calcul	ESTIM	
Annuel	5	Fort	Commentaires: Aléa estimé sur la base des caractéristiques de fonctionnement de l'aménagement et de suivis ponctuels de niveau d'eau. Plus de 350 éclusées/an. Amplitude très forte (350% du module). Débit de base assez faible (12% du module)		
Automne	5	Fort			
Hiver	5	Fort			
Printemps	5	Fort			
Eté	3	Moyen			
EVALUATION DU RISQUE					
Exondation de frayères		Echouage/Piégeage		Instabilité hydraulique	
Vul.	Faible	Vul.	Moyen	Vul. Print.	Fort
Aléa Aut.	Fort	Aléa Print.	Fort	Vul. Eté	Fort
Aléa Hiver	Fort	Aléa Eté	Moyen	Aléa Print.	Fort
Risque	Faible	Risque	Fort	Aléa Eté	Moyen
				Risque	Fort
					Risque Alevin (EP * IH)
					Fort
					Risque éclusées
					Fort

Figure 74 : fiche CHAUDANNE issue de l'état des lieux des bassins Rhône-Méditerranée et Corse (Baran et Ville, 2018)

4.2. METHODES DE CHOIX ET DE DIMENSIONNEMENT DES MESURES D'ATTENUATION

La proposition de mesures d'atténuation des altérations liées aux éclusées s'appuie majoritairement sur des études *in situ* conduites en amont. Ces études portent généralement sur les compartiments hydrologique et hydraulique et utilisent de plus en plus fréquemment des modèles hydrauliques bidimensionnels couplés à des modèles d'habitats, notamment piscicoles (voir 3.3.2).

Certaines études de mesures d'atténuation reposent sur des expérimentations en fluvium ou en rivière contrôlée. Le principe est de tester différents types de mesures d'atténuation portant soit sur la gestion des débits (Auer et al., 2017), soit sur les aménagements de la morphologie (Ribi, 2011; Costa et al., 2019). La majorité des études portent sur ce dernier aspect, avec des tests de structures ayant pour objectif la conservation ou la création d'abris hydrauliques lors des éclusées. Les observations montrent que les juvéniles ou les alevins utilisent préférentiellement les abris lors des hausses de débits, que ce soient des truites (Ribi, 2011) ou des barbeaux ibériques (Moreira et al., 2020). La transposition des résultats en milieu naturel n'est pas toujours évidente, du fait notamment de problèmes de différences d'échelle hydraulique et, surtout, de complexité biologique.

4.3. SUIVI DE L'EFFICACITE DES MESURES

Les études recensées dans la littérature portent sur les effets de mesures d'atténuation appliquées au niveau d'un aménagement ou d'un tronçon soumis aux éclusées sur différents compartiments de l'écosystème. La comparaison est souvent réalisée sur le même milieu avant/après application de la ou des mesures ou par comparaison avec un cours d'eau de référence.

Douze publications ont été référencées traitant de dix cas d'études. Les mesures d'atténuation les plus étudiées sont les mesures hydrologiques. A notre connaissance, aucune mesure constructive n'a fait l'objet de suivis biologiques.



La majorité des études portent sur les poissons et la moitié de ces cas concerne les salmonidés. Les autres cas se focalisent sur l'étude des populations en place sans se concentrer sur une espèce en particulier. Les invertébrés sont présents dans quatre cas, la dynamique d'érosion dans deux cas et les végétaux dans un cas seulement.

4.3.1. EFFETS BIOLOGIQUES DES MESURES HYDROLOGIQUES

Les mesures d'atténuation pour réduire les altérations de la fonctionnalité des frayères portent sur trois caractéristiques :

- La préservation de l'activité de reproduction. Les mesures principales que l'on trouve dans la littérature sont :
 - L'arrêt des éclusées pendant une période donnée ;
 - La limitation du débit maximal afin d'offrir des conditions hydrauliques compatibles avec les préférences des poissons.

Sur la rivière Vicdessos, l'arrêt des éclusées pendant 3 semaines a permis de conserver une activité de reproduction identique à une situation sans éclusée. Durant les 2 années de suivis avec éclusées, 75 et 83 % de l'activité de reproduction a eu lieu pendant les 3 semaines d'arrêt (Baran et al., 2023). Notons que le choix de la période d'arrêt a été fait en fonction du pic de reproduction connu, ce qui explique ce pourcentage élevé.

- L'atténuation des processus d'inondation/exondation des frayères. Les mesures principales que l'on trouve dans la littérature sont :
 - La limitation des amplitudes entre le débit maximal ou médian lors de la période de reproduction ;
 - La mise en place d'un débit minimal pendant la période d'incubation des œufs.

Sur la Columbia River⁸ en Amérique de nord, Harnish et al. (2014) ont montré que la productivité en alevins de saumons augmente de 217 % avec la mise en œuvre de mesures limitant l'exondation des frayères. Sur la Skagit River⁹, une réduction des amplitudes de débits (de 29 à 50 %) durant les phases de reproduction et d'incubation des œufs de différentes espèces de saumons du Pacifique a permis de fortement limiter l'exondation des frayères avec une augmentation de 57 % des densités de frayères de saumons sur certains secteurs (Connor et Pflug, 2004). Les auteurs indiquent que les fortes augmentations de géniteurs de saumons après la mise en œuvre des nouvelles modalités de gestion hydrologique sont en grande partie liées à l'amélioration de la survie des œufs et des alevins par limitation de l'exondation des frayères ainsi que par une meilleure stabilité des substrats liées à une réduction des forts débits pendant la période d'incubation. Sur la Rogue River, la réduction par un facteur 2 des débits maximaux durant la fraie et le développement des œufs a permis d'augmenter la survie dans les frayères de 30 % pour les populations de saumon Chinook (Satterthwaite et al., 1987).

- L'atténuation de la mobilité du substrat avec entraînement éventuel des œufs et des alevins. Les mesures principales que l'on trouve dans la littérature sont :
 - La réduction des débits maximaux ;
 - La réduction des gradients de hausse.

Nous ne disposons pas de suivis permettant de quantifier l'effet de mesures hydrologiques (réduction des gradients ou du débit maximal) sur la stabilité des frayères. Seules des modélisations hydrauliques en 3D durant la phase d'augmentation du débit sur un tronçon de

⁸ Module du cours d'eau d'environ 2000m³/s, le débit d'éclusée maximum est de 5000m³/s, débit minimum de 1000m³/s.

⁹ Module du cours d'eau d'environ 130m³/s, débit d'éclusée maximum de 550m³/s, débit minimum de 28,3m³/s.

La Smith River¹⁰ réalisée par Shen et Diplas (2010) montrent que l'adoption d'un hydrogramme d'atténuation permet de diminuer la surface potentielle d'érosion des nids de truite par 7 pendant la phase de montée du débit. Cela est lié au fait que les forces tractrices maximales ne sont pas nécessairement atteintes lorsque le débit est maximal, mais peuvent se produire durant la phase instationnaire d'augmentation du débit.

Egerrup et Koehnken (2014) ont étudié l'effet d'une mesure de limitation du gradient de baisse sur l'érosion de bancs alluviaux de la Gordon River. Ils mettent en évidence que le niveau de la surface piézométrique sous les bancs joue un rôle prédominant dans le processus d'érosion et que les mesures de limitation du gradient de baisse sont insuffisantes. Ils mettent alors en place de nouvelles mesures sur le gradient de baisse prenant en compte le niveau de saturation des bancs alluviaux à l'aide d'un modèle prédictif reposant sur des données de piézomètres installés *in situ*. Le suivi de ces nouvelles mesures est en cours.

Dans un contexte d'instabilités hydrologique et hydraulique non naturelles comme les éclusées, les processus de mobilité des substrats sont complexes et peuvent différer selon les structures morphologiques concernées (frayères en eau, bancs exondés, berges). Des travaux sont nécessaires pour approfondir les connaissances afin d'adapter les mesures d'atténuation.

Les mesures d'atténuation visant à réduire les altérations de la capacité d'accueil des habitats aquatiques (conditions hydrauliques) portent principalement sur les valeurs des débits minimums ou maximums.

A la suite d'une augmentation significative d'un débit de base (de 0 à 34 m³/s), Tranche et al. (1995) observent des changements significatifs dans les populations piscicoles à mettre en relation avec les changements d'habitats qui passent d'habitats lenticques à des habitats lotiques.

Deux études comparent un cours d'eau soumis aux éclusées avec atténuation et un cours d'eau de référence non aménagé (Patterson et Smokorowski 2011, Smokorowski et al. 2011). Les auteurs notent un impact positif l'été de l'augmentation du débit minimum sur les populations de macro-invertébrés, qui se maintiennent mieux dans le cours d'eau soumis aux éclusées et bénéficiant d'un soutien d'étiage. En revanche, des différences sont observées dans la répartition des espèces avec des individus présents essentiellement dans le chenal principal dans le cours d'eau soumis aux éclusées (habitats toujours en eau) et plutôt en bordure dans le cours d'eau naturel.

Il n'existe à notre connaissance dans la littérature, aucune mesure visant à atténuer l'altération des conditions d'habitat liée à la forte variabilité des débits, qui est pourtant une source d'altération importante.

Les mesures d'atténuation des processus de piégeage/échouage sont variables selon le niveau de « risque » des contextes morphologiques (présence de bancs alluviaux, de cordons rivulaires, de bras secondaires...). Les différentes mesures concernent essentiellement les alevins de salmonidés :

- Maintien d'un débit minimum pour assurer la mise en eau permanente des habitats des alevins ;
- Limitation de l'amplitude des éclusées afin de réduire la mise en eaux de zones piégeantes ;
- Limitation du gradient de baisse afin de permettre aux individus de suivre la baisse de niveau d'eau ;
- Modification du timing et de la fréquence des éclusées afin d'éviter d'effectuer des baisses pendant les périodes de faible activité des poissons et de limiter leur nombre.

La mise en œuvre de plusieurs mesures d'atténuation (diminution des gradients de baisse, réduction de la fréquence des éclusées et réduction du nombre de baisses en journée, où les juvéniles sont très vulnérable à l'échouage) sur le piégeage-échouage de saumons en Amérique du Nord (Connor et Pflug

¹⁰ Débit minimum d'environ 1,8m³/s pour un débit d'éclusee de 38m³/s.

2004, Pflug et al. 2007, Harnish et al. 2014) a conduit à une augmentation de 130 % de la production de saumons. Concernant les gradients, Halleraker et al. (2007) et Schmutz et al. (2015) indiquent qu'une réduction des gradients de baisse à des valeurs inférieures à 10-15 cm/h entraînent une diminution des échouages. Des valeurs limites de 14-19 cm/h, de 12 cm/h et de 6 cm/h sont mentionnées dans la littérature pour limiter les piégeages-échouages (Saltveit et al. 2001 ; Halleraker et al. 2003 ; Hayes et al. 2019).

La mise en place d'une « baisse d'alerte » (appelée « conditioning flows ») consistant à effectuer une baisse rapide du débit pendant une heure suivie d'un retour au débit initial pendant 24h avant une baisse programmée de débit. Elle a été testée par Irvine et al. (2008). L'hypothèse sous-jacente est que les poissons, grâce à la première baisse rapide, pourraient adapter leur comportement lors de la deuxième baisse. Les auteurs montrent que cette procédure diminue le risque d'échouage dans les dépressions du lit de la Columbia River pendant la période estivale. Des tests complémentaires ont été effectués par Irvine et Hildebrand (2010) et Irvine et al. (2015). Lors de ces expérimentations l'effet de cette procédure sur l'échouage a été bien moindre que lors des tests précédents. Il a été observé des mortalités directes sur certaines espèces moins de 20 minutes après la première baisse. La procédure de « baisse d'alerte » pouvant causer des mortalités importantes n'est donc pas préconisée comme moyen d'atténuation du piégeage/échouage.

Plusieurs mesures ont été étudiées dans le but de réduire la dérive forcée lors des épisodes d'éclusées :

- Définition d'un débit de base pour garantir certaines conditions d'utilisation de l'habitat. Liebig et al. (1998) ont mis en évidence qu'un débit de base élevé modifie le comportement des alevins. Ils ont tendance à rester plus près du substrat, ce qui a pour conséquence de diminuer le phénomène de dérive lors de l'arrivée de l'éclusée.
- Limitation du gradient de hausse pour permettre aux individus d'avoir le temps de trouver des abris hydrauliques.

Parasiewicz et al. (1998) étudient l'effet de paliers de hausses et baisses des débits sur les populations de poissons et d'invertébrés, ainsi que sur les conditions d'habitat. Une première augmentation a lieu 24 heures avant le début de l'éclusée, cette augmentation est fonction du débit de l'éclusée. Ceci vise à limiter le gradient de hausse en générant un palier 24h avant le début de l'éclusée. Les auteurs, qui effectuent une comparaison avant et après la mise en place de la mesure, constatent des effets sur les populations d'invertébrés avec une augmentation significative de l'abondance des taxons sensibles à la dérive. Aucun effet n'est constaté sur les poissons dont les biomasses étaient déjà très faibles avant la mise en place des mesures.

Effet global de plusieurs mesures d'atténuation

Sur la rivière Dordogne, des mesures d'atténuation des éclusées ont été mises en œuvre depuis 2004 avec EDF, tout d'abord dans le cadre du « Défi Eclusée » puis avec des mesures plus ambitieuses à partir de 2008 au travers d'une « Convention éclusée » (Lascaux et Cazeneuve, 2008a).

Des suivis biologiques portant sur les alevins et juvéniles de salmonidés ont été réalisés avant et après la mise en œuvre des mesures (Figure 75). A la suite de la mise en œuvre de l'ensemble des mesures d'atténuation (post 2008), les abondances d'alevins de truites augmentent sur la Dordogne d'un facteur 5. Sur la Maronne, affluent de la Dordogne, les abondances augmentent quant à elles d'un facteur 3,5.

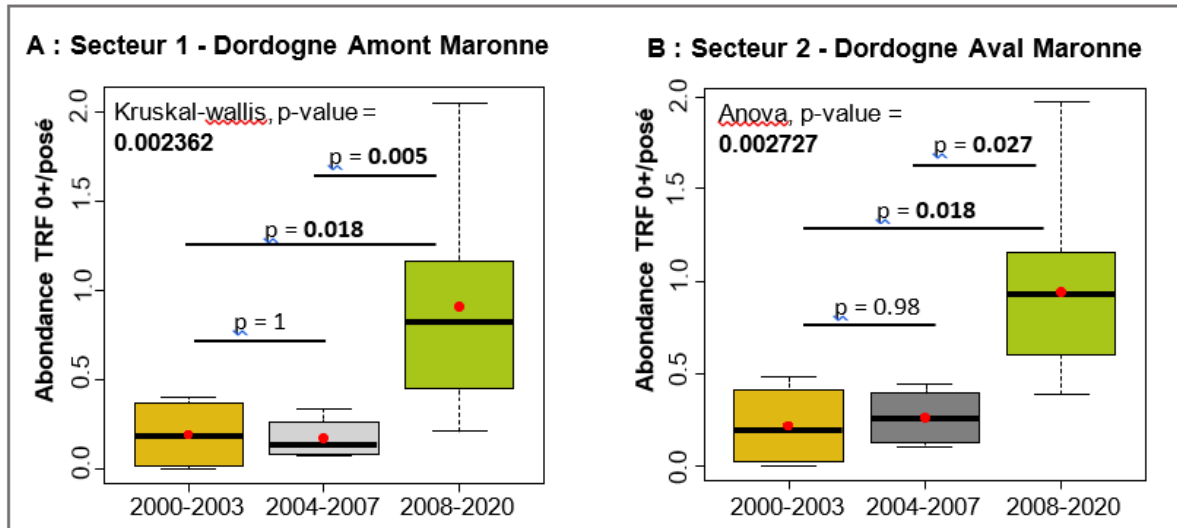


Figure 75 : Boxplots¹¹ des abondances moyennes en truites farios (TRF 0+/posé) sur le secteur 1 - Dordogne amont Maronne (A) et sur le secteur 2 - Dordogne aval Maronne (B) en fonction des périodes de gestion (Ladoux, 2021). Le boxplot en vert correspond aux abondances observées après la mise en œuvre de mesures d'atténuation.

Ces évolutions du recrutement en truites sont corrélées aux modifications du régime d'éclusee et notamment à la réduction du nombre de baisses, à la réduction de leur amplitude (

Figure 76) ainsi qu'à l'augmentation des débits de base. Les crues peuvent également influencer le recrutement mais leur effet n'est significatif que sur 3 à 5 années sur les 21 années de suivi.

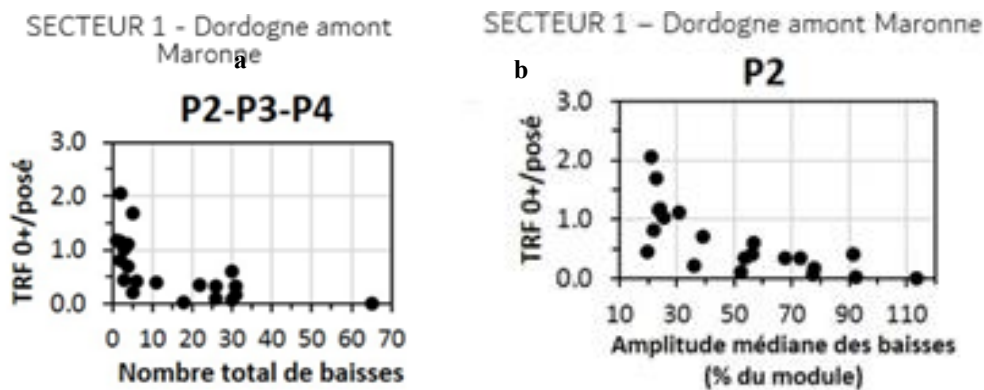


Figure 76 : Relation entre le nombre de baisses d'éclusées(a) ou l'amplitude médiane des baisses(b) et l'abondance d'alevins de truites (TRF 0+/posé). (Ladoux, 2021)(P2 : 15 mars- 15 mai ; P3 : 16 mai-30 juin ; P4 : 01 juillet-15 septembre).

¹¹ Le trait en gras de chaque boxplot représente la valeur médiane, l'extrémité inférieure correspond au premier quartile et l'extrémité supérieure correspond au troisième quartile. Les extrémités des moustaches sont calculées en utilisant 1.5 fois l'espace interquartile (la distance entre le 1^{er} et le 3^{ème} quartile). Si les données ne s'étendent pas jusqu'à l'extrémité des moustaches, les moustaches s'étendent jusqu'aux valeurs de données minimales et maximales. Le point rouge représente la moyenne des abondances observées.

Sur le Doubs Franco-Suisse, des mesures d'atténuation des éclusées reposant sur une augmentation des débits de base ont été mises en œuvre entre 2004 et 2017. Des suivis biologiques piscicoles sont conduits depuis plus de 30 ans (Périal et Richard, 2023). Ces suivis montrent des augmentations d'abondance pour certaines espèces après les changements de règlement d'eau (vairon, loche franche) (Figure 77). La situation reste en revanche assez stable pour la truite. Pour cette espèce, des augmentations significatives de frayères effectives ont été observées passant de 700 m² en 2017-2018 à 1 600 m² en 2021-2022 (Périal et Richard, *ibid.*).

Les auteurs insistent sur le rôle d'autres facteurs qui affectent les populations piscicoles et notamment les conditions hydrologiques globales (aggravation des étiages en lien avec le changement climatique) et la persistance des dégradations de la qualité des eaux.

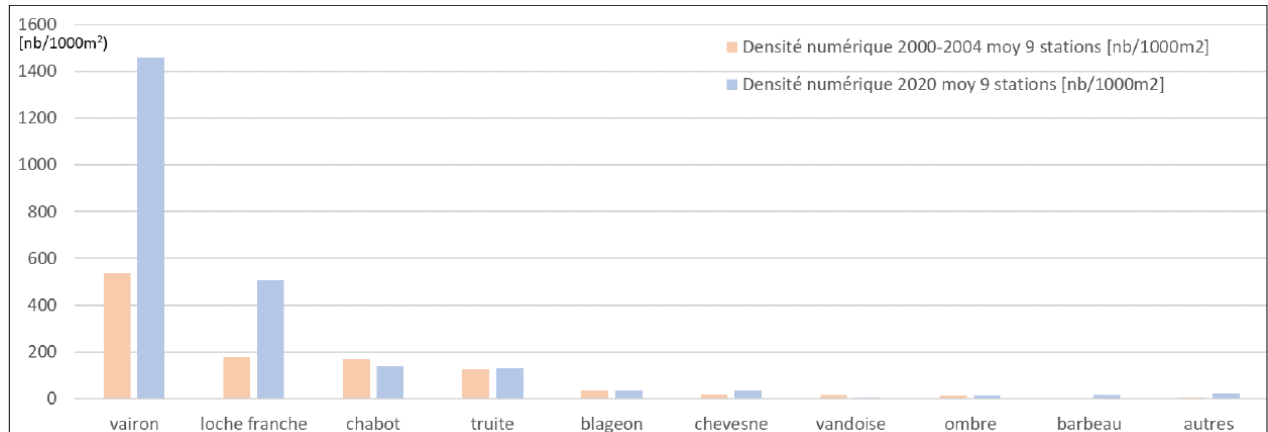


Figure 77 : Évolution de la densité numérique pour 9 stations communes pour les principales espèces entre 2000-2004 et 2020 (in Périal et Richard, 2023).

4.3.2. EFFETS BIOLOGIQUES DES MESURES MORPHOLOGIQUES

Les mesures portent principalement sur des modifications plus ou moins localisées de la morphologie du cours d'eau visant à :

- **Modifier la morphologie de certaines zones particulières**, notamment pour limiter les risques de piégeages-échouages ;
- **Créer des zones d'abris** ou de refuges hydrauliques soit par des apports de blocs ou de bois morts, soit par la construction de structures en berge ;
- **Créer des zones de frayères** pérennes dans le lit mouillé par des apports de granulats.

Sur la Columbia, en aval du barrage de Hugh L. Keenleyside, Irvine et al. (2015) ont montré que des travaux de comblement de micro-dépressions et d'augmentation de la pente latérale de bancs à risques était un des facteurs explicatifs de la baisse de l'échouage observée in situ et via leur modèle. Des suivis réalisés sur 6 sites piégeants dans lesquels des travaux avaient été réalisés, montrent une réduction du piégeage (Golder Associates Ltd. 2018).

Sur la Dordogne (Figure 78), des travaux d'aplanissement d'une zone de frayères en 2003 pour conserver sa mise en eau au débit de base a permis d'éliminer l'exondation des nids (Cazeneuve et al., 2009) (Figure 79).



Figure 78 : Vues de la frayère du Lycée d'Argentat au débit de base de $30 \text{ m}^3/\text{s}$ sur la Dordogne avant et après les travaux (©ECOGEA Cazeneuve et al., 2009).

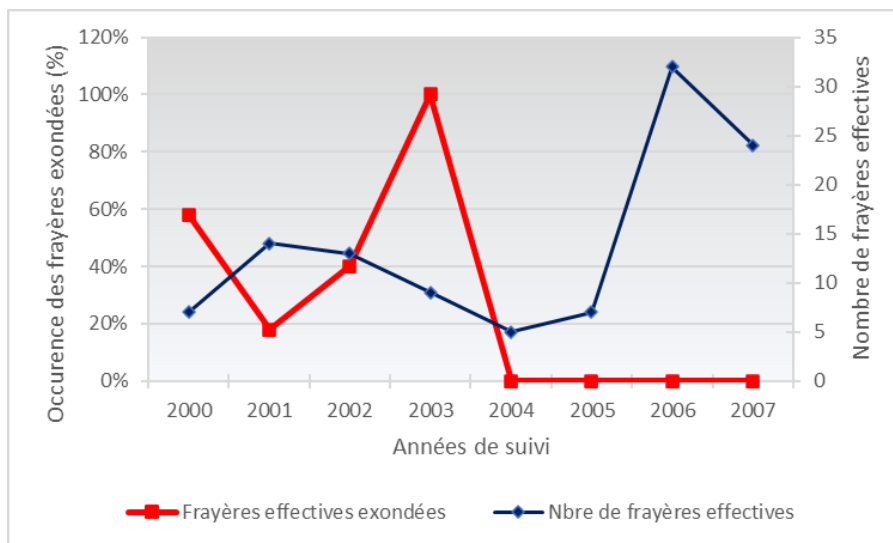


Figure 79 : Evolution du nombre de frayères effectives et de frayères exondées sur la Dordogne au Lycée d'Argentat avant et après les travaux (Cazeneuve et al., 2009).

Sur le même cours d'eau, des travaux de remodelage d'une zone latérale (site du Chambon) en 2005 ont permis de fortement réduire les piégeages-échouages de poissons (Figure 80).

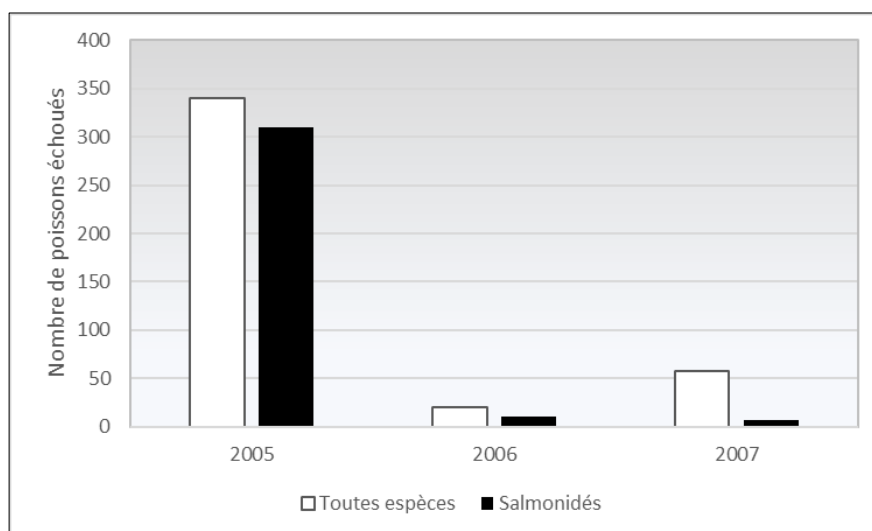


Figure 80 : Evolution du nombre de poissons piégés-échoués sur un habitat latéral de la rivière Dordogne (Le Chambon) avant et après les travaux (Cazeneuve et al., 2009)



Comme pour les travaux visant à augmenter les abris hydrauliques par apports de blocs, ceux traitant de la morphologie des bancs et des chenaux doivent être envisagés au cas par cas.

En effet, les microformes piégeantes des bancs et chenaux sont généralement issues de processus hydromorphologiques naturels et participent à la diversité des habitats du cours d'eau. La réduction voire la disparition de ces structures, si elle peut avoir un effet positif sur le piégeage-échouage, peut conduire à une banalisation des habitats latéraux pénalisante à large échelle (Cazeneuve et al., 2009).

Vehanen et al. (2003) ont mis en évidence une influence positive de la mise en place de blocs et rochers en plus d'un élargissement du lit d'un tronçon de cours d'eau fortement canalisé sur l'utilisation de l'espace par des ombres communs adultes. Ribi et al. (2010, 2011a, 2011b et 2014) ont montré l'effet hydraulique et biologique bénéfique d'implantation de blocs sur des alevins de truites en chenal expérimental. Les auteurs insistent sur la nécessité d'un suivi de la pérennité de ces abris dans le temps, notamment du fait du risque de comblement en période de crue. Ils se posent également la question du nombre de refuges à créer selon les linéaires des tronçons et de leur positionnement vis-à-vis des faciès d'écoulement. Almeida et al. (2014) insistent sur la nécessité de diversifier les configurations si l'on veut intégrer tous les stades de développement de la truite.

A l'opposé, une opération de grande envergure d'apport de 100 000 à 150 000 tonnes de blocs et de graviers sur 1,5 km (18 ha) de deux rivières chenalées en Suède et soumises à des éclusées, n'a pas permis d'augmenter les abondances et la survie des ombres (Hellström et al., 2019).

La mise en place de substrats favorables à la fraie de grands salmonidés dans la Campbell River¹² (Canada), cours d'eau soumis à des éclusées et déficitaire en zones de fraie, a été suivie par McCulloch (2003). L'étude ne précise pas si ce déficit a été causé par les modifications de l'hydrologie générées par les éclusées, par le blocage de sédiments dans la retenue ou bien s'il était naturel. L'opération est une réussite puisque le substrat est très utilisé par les salmonidés dès la première année de suivi. Les auteurs précisent que le choix des sites est primordial pour permettre de maintenir des conditions favorables à la fraie et au développement des œufs durant les cycles d'éclusées et d'assurer le maintien en place du nouveau substrat dans le temps. Un suivi du substrat dans le temps est nécessaire, notamment après les crues, pour s'assurer de son maintien et programmer d'éventuelles opérations de restauration.

Sur la rivière Maronne (affluent de la Dordogne), du fait d'un déficit lié à la présence d'un grand barrage piégeant en amont, l'apport de granulats pour reconstituer 2 400 m² zones de frayères favorables aux grands salmonidés a permis de multiplier par 4 le nombre total de frayères sur le cours d'eau (Lascaux, 2017).

¹² Module du cours d'eau d'environ 87m³/s, le débit d'écluse maximum est de 124m³/s, débit minimum de 3,5m³/s.

4.4. EVALUATION DU RATIO COUT/EFFICACITE DES MESURES

Dans une étude sur la rivière Etsch dans les Alpes Italiennes, Gostner et al. (2011) comparent les coûts de mesures hydrologiques avec ceux d'une mesure constructive visant à construire un canal de dérivation en aval de la restitution de le l'usine. Ils montrent, dans ce cas, que les coûts des mesures hydrologiques sont plus élevés que ceux de la mesure constructive.

Les simulations du coût/efficacité de plusieurs scénarios de mesures d'atténuation sont des outils d'aide à la décision. Il semble important qu'elles incluent une évaluation de l'effet des différentes mesures sur les populations biologiques cibles et pas seulement sur l'hydrologie ou les caractéristiques morphoécologiques.

Certaines études se concentrent sur un mécanisme particulier ou un stade de développement, ne permettant pas de modéliser les impacts à l'échelle globale d'une population ou d'un écosystème. L'ensemble des problématiques (fonctionnalité des sites de reproduction, exondation de frayères, dérive, échouage-piégeage, qualité d'habitat, ...) ne sont jamais prises en compte par les modèles.

Enfin, il est nécessaire d'inclure dans les simulations des indicateurs morphologiques du tronçon (ou de sa fonctionnalité vis-à-vis d'espèces cibles). En effet, l'impact des éclusées est très dépendant de la morphologie de la rivière, la mise en place de simples mesures hydrologiques ou constructives ne garantit pas un effet bénéfique pour les populations si le tronçon n'est pas fonctionnel.



L'objet de ce premier tome est de fournir des méthodes et outils pour réaliser un diagnostic de fonctionnement du cours d'eau, proposer des objectifs d'atténuation des altérations si altération il y a et déterminer les mesures d'atténuation les plus adaptées.

Il ne traite pas de l'aspect économique et financier des mesures d'atténuation, qu'elles soient hydrologiques, morphologiques ou constructives, qui devront être mises en œuvre. Cette approche devra être menée par l'exploitant de l'ouvrage, en concertation étroite avec les parties prenantes.

5. BIBLIOGRAPHIE

- Abujanra, F., Agostinho A. A., Hahn N. S., 2009. Effects of the flood regime on the body condition of fish of different trophic guilds in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 69: 469-479.
- Adams S.R., Keevin T.M., Killgore K.J., Hoover J.J., 1999. Stranding potential of young fishes subjected to simulated vessel-induced drawdown. *Trans. Am. Fish Soc.* Volume 128, 6, 1230-1234.
- Agostinho, A. A., Pelicice F. M., Gomes L. C., 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, 68: 1119-1132.
- Almeida R., Boavida I., Pinheiro A., 2014. Assessment of trout habitat suitability fish shelters downstream a hydropower dam. 10th International Symposium on Ecohydraulics, Trondheim, Norway, 23-27 June 2014, 7p.
- Alp M., Batalla R. J., Bejarano M. D., Boavida I., Capra H., Carolli M., Bruno M. C., 2023. Introducing HyPeak: An international network on hydropeaking research, practice, and policy. *River Research and Applications*, 39(3), 283-291.
- Alvarez L. V., Schmeekle, M. W., 2013. Erosion of river sandbars by diurnal stage fluctuations in the Colorado River in the Marble and Grand Canyons: full-scale laboratory experiments. *River Research and Applications* 29, 839-854.
- Anindito Y., Haas J., Olivares M., Nowak W., Kern J., 2019. A new solution to mitigate hydropeaking? Batteries versus re-regulation reservoirs. *Journal of Cleaner Production*.
- Arthington A.H., Tharme R.E., Brizga S.O., Pusey B.J., Kennard M.J., 2003. Environmental Flow Assessment with Emphasis on Holistic Methodologies. *Proceedings of the second international symposium of the management of large rivers for fisheries. Sustaining Livelihoods and Biodiversity in the New Millennium*, R. L. Welcomme, T. Petr (Eds); Volume 2, 37-65.
- Arthington, A.H. 2012. Environmental flows. *Saving rivers in the Third Millennium*. University of California Press, 406 pp.
- Ashraf F. B., Haghghi A. T., Riml J., Kondolf M.G., Kløve, B., Marttila H., 2022. A method for assessment of sub-daily flow alterations using wavelet analysis for regulated rivers. *Water Resources Research*, 58.
- Aubert S., Langon M., Roset N., 2013. Suivi des échouages et piégeages de 2009 à 2012 sur la basse rivière d'Ain en lien avec le fonctionnement hydroélectrique par éclusées en aval du barrage d'Allement. *Rapport ONEMA, Délégation régionale Rhône-Alpes*, 39p.
- Auer S, Zeiringer B., Führer S., Tonolla D, Schmutz S., 2016. Effects of river bank heterogeneity and time of day on drift and stranding of juvenile European grayling (*Thymallus thymallus* L.) caused by hydropeaking. *Science of The Total Environment* 575(3) : 1515-1521.
- Auer S., Hayes D.S., Führer S., Zeiringer B., Schmutz S. 2022. Effects of cold and warm thermopeaking on drift and stranding of juvenile European grayling (*Thymallus thymallus*). *River Res Applic.*, 39 :401-411.
- Bailly J.S., Le Coarer Y ; Languille P., Stigermark C.J., Allouis T., 2010. Geostatistical estimations of bathymetric LiDAR errors on rivers. *Earth Surface Processes and Landforms*, 35(10), 1199-1210.
- Bagenal T.B., Nellen W., 1980. Sampling eggs, larvae et juvenile fish. In Backiel, T. and R.L. Welcomme (eds), *Guidelines for sampling fish in inland waters*. EIFAC Tech.Pap., (33):176 p.
- Bakken T. H., Harby A., Forseth T., Ugedal O., Sauterleute J. F., Halleraker J. H., Alfredsen K., 2021. Classification of hydropeaking impacts on Atlantic salmon populations in regulated rivers. *River Research and Application*, 1-13.
- Baran P., 2010. Les Méthodes d'Aide à la détermination de valeur de débit Minimum. Note de synthèse. Annexe 2 Circulaire du 05/07/11 relative à l'application de l'article L. 214-18 du code de l'environnement sur les débits réservés à maintenir en cours d'eau.
- Baran P., Gouraud V., Bergerot B., Tissot L., Bret V., Cattaneo F., Poulet N., 2014. Relationship between hydrology and recruitment of brown trout populations in mountain streams. 10th International symposium on ecohydraulics, Trondheim, Norway, June 23 – 27.
- Baran P, Gerente P, Garmendia L, Timbal B., 2023. Gestion des débits lors des travaux pendant l'indisponibilité de l'aménagement hydroélectrique de Sabart 2018-2020. Concertation, acceptation, analyse de risque et opérationnalité au service d'une gestion raisonnée. *Rapport EDF/CIH*, 40 p.
- Baran P., 2018. Caractérisation des risques écomorphologiques associés au fonctionnement par éclusée des masses d'eau des bassins Rhône-Méditerranée et Corse – Synthèse. *Rapport ECOGEE E170723 pour AERMC*, 63p.

- Baran P., Cornu V., Lagarrigue T., Chefson M., Menessier J.M., 2017. Suivi de la mobilité des substrats de frayères de truites dans le Vicdessos. Arrêt de l'usine de Sabart. Rapport ECOGEA pour EDF, 40p.
- Baran P., Ville F., 2018. Caractérisation des risques écomorphologiques associés au fonctionnement par éclusée des masses d'eau des bassins Rhône-Méditerranée et Corse – Mission 1 : Analyse des données existantes et caractérisation morphologique des secteurs d'étude. Rapport ECOGEA E170723 pour AERMC, 97p.
- Baras E. 1994. Constraints imposed by high densities on behavioural spawning strategies in the barbel, *Barbus barbus*. *Folia Zool.*, 43: 255–266.
- Baras E., Philippart J.C., 1999. Adaptive and evolutionary significance of a reproductive thermal threshold in *Barbus barbus*. *J. Fish Biol.* 55(2) :354-375.
- Bardonnat A., Gaudin P. Thorpe J.E., 1993. Diel rhythm of emergence and of first displacement downstream in trout (*Salmo trutta*), Atlantic salmon (*S. salar*) and grayling (*Thymallus thymallus*). *Journal of Fish Biology* 43.
- Barillier A., Beche L., Malavoi J.-R., Gouraud V., 2021. Identification of effective hydropeaking mitigation measures: are hydraulic habitat models sufficient in a global approach? *Journal of Ecohydraulics*, DOI: 10.1080/24705357.2020.1856008.
- Bartoň D., Bretón F., Blabolil P., Souza A. T., Vejřík L., Sajdlová Z., Kolařík T., Kubečka J., Šmejkal M., 2021. Effects of hydropeaking on the attached eggs of a rheophilic cyprinid species. *Ecohydrology*, Vol 14, n°4.
- Bašić T., Britton J. R., Cove R.J.; Ibbotson A.T.; Gregory S.D., 2018. Roles of discharge and temperature in recruitment of a cold-water fish, the European grayling (*Thymallus thymallus*), near its southern range limit. *Ecology of Freshwater Fish*.
- Bätz N., Judes C., Webber C., 2022. Nervous habitat patches: The effect of hydropeaking on habitat dynamics. *River Res Applic.* 39:349–363.
- Bauersfeld K., 1977. Effects of peaking (stranding) of Columbia River dams on juvenile anadromous fishes below Dalles Dam, 1974 and 1975. Technical Report No. 31. Department of Fisheries, Olympia.
- Bauersfeld, K. 1978a. Stranding of juvenile salmon by flow reductions at Mayfield Dam on the Cowlitz River, 1976. Washington Department of Fisheries Technical Report 36.
- Bauersfeld, K., 1978b. The effect of daily flow fluctuations on spawning fall Chinook in the Columbia River. State of Washington Department of Fisheries, Technical Report No. 38.
- Baumann P., Klaus I., 2003 : Conséquences écologiques des éclusées. Etude bibliographique. Informations concernant la pêche n° 75, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne, 1–112.
- Baumann P., Kirchofer A., Schälchli U. 2012 : Assainissement des éclusées – Planification stratégique. Un module de l'aide à l'exécution. Renaturation des eaux. Office fédéral de l'environnement, Berne. L'environnement pratique n° 1203 : 127 p.
- Bayha, K., Koski, C., 1974. Anatomy of a river. An evaluation of water requirements for the Hell's Canyon reach of the Snake River conducted March 1973. Pacific Northwest River Basin Commission, Vancouver, Washington.
- Becker C.D., Neitzel D.A., 1983. Salmonid redd dewatering : what do we know? *Fish Research*, 34p.
- Becker C.D.; Neitzel D.A, 1985. Assessment of intergravel conditions influencing egg and alevin survival during salmonid redd dewatering. *Environ. Biol. Fishes*, 12, 33–46.
- Beck RW and Associates, 1989. Skagit River salmon and steelhead fry stranding studies. Report for Seattle City Light Environmental Affairs Division, Seattle
- Bejarano M.D., Jansson R., Nilsson C., 2017. The effects of hydropeaking on riverine plants: a review. *Biol. Rev.*
- Bejarano , M.D., Sordo-Ward, A., Alonso, C. Nilsson, C., .2017. Characterizing effects of hydropower plants on sub-daily flow regimes. *Journal of Hydrology* 550, 186 – 200.
- Benke A. C., 1990. A perspective on America's vanishing streams. *Journal of North American Benthological Society*. 9, 77-88.
- Bergey E.A., Bunlue P., Silalom S., Thapanya D., Chantaramongkol P., 2010. Environmental and biological factors affect desiccation tolerance of algae from two rivers (Thailand and New Zealand) with fluctuating flow. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 29 (2), 725–736.
- Bieri M., Schleiss A.J., 2011. Modelling and analysis of hydropeaking in alpine catchments equipped with complex hydropower schemes. *Proceedings of the 34th International Association for Hydro-Environment Engineering and Research World Congress Inc.*, 2752–2759.

- Bieri M., Muller M., Schweizer S., Schleiss A.J. 2014. Flow restoration in Alpine streams affected by hydropower – a case study for a compensation basin. *Swiss Competences in River Engineering and Restoration – Schleiss, Speerli & Pfammatter (Eds)*, p. 181-190.
- Biggs B.J., 2000. Eutrophication of streams and rivers: dissolved nutrient-chlorophyll relationships for benthic algae. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 19 (1), 17–31.
- Boavida I., Santos J. M., Ferreira M. T., Pinheiro A., 2013. Fish Habitat-Response to Hydropeaking. In *Proceedings of the 35th IAHR World Congress*, Vol. 8, p. e13.
- Boavida I., Caetano L., Pinheiro A. N., 2020. E-flows to reduce the hydropeaking impacts on the Iberian barbel (*Luciobarbus bocagei*) habitat. An effectiveness assessment based on the COSH Tool application. *Science of the Total Environment* 699 134209.
- Boutault F., 2020. Etude de l'impact cumulé des facteurs d'anthropisation sur la Dordogne moyenne et préconisations en vue de la restauration écologique du cours d'eau. Thèse Doctorat Université de Lyon.
- Bovee, K. D., 1982. A guide to stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology. Fort Collins, Colorado, U.S.D.S. Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services: 248 p.
- Bovee K.D., Milhous M R.T., 1978. Hydraulic simulation in instream flow studies: theory and techniques. *Instream Flow Information Paper n° 5, FWS/OBS 78/33*, 130 p.
- Bradford MJ, Taylor GC, Allan A, Higgins PS. 1995. An experimental study of the stranding of juvenile Coho Salmon and Rainbow Trout during rapid flow decreases under winter condition. *North American Journal of Fisheries Management* 15: 473–479.
- Bradford M.J., 1997. An experimental study of stranding of juvenile salmonids on gravel bars and inside channels during rapid flow decreases. *Regul River* 13:395–401.
- Bret V., Bergerot B., Capra H., Gouraud V., Lamouroux N., 2015. Influence of discharge, hydraulics, water temperature and dispersal on density synchrony in brown trout populations (*Salmo trutta*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol 73, 3.
- Brittain J. E., Eikeland T. J., 1988. Invertebrate drift — A review. *Hydrobiologia* 166(1):77-93.
- Brown A.V., Armstrong M.L., 1985. Propensity to drift down-stream among various species of fish. *J Freshw Ecol* 3: 3–17.
- Brown, R. A., Pasternack G. B., 2009. Comparison of methods for analysing salmon habitat rehabilitation designs for regulated rivers. *River Research and Applications* 25(6):745-772.
- Brooker M.P., 1981. The impact of impoundments on the downstream fisheries and general ecology of rivers. *Advances in Applied Biology*, 6, 91–152.
- Bruder A., Tonolla, D., Schweizer S. P., Vollenweider S., Langhans S. D., Wüest A., 2016. A conceptual framework for hydropeaking mitigation. *Science of The Total Environment*, volume 568:1204-1212.
- Bruno M.C., Siviglia A., Carolli M., Maiolini B., 2012. Multiple drift responses of benthic invertebrates to interacting hydropeaking and thermopeaking waves. *Ecohydrol.*, DOI: 10.1002/eco.1275.
- Bruno M.C., Maiolini B., Carolli M., Silveri L., 2010. Short time-scale impacts of hydropeaking on benthic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy). *Limnologica* 40: 281–290.
- Bruno, M. C., Maiolin, B., Carolli, M., Silveri, L., 2009. Impact of hydropeaking on hyporheic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy). *Annales de limnologie-International Journal of Limnology*, 45, 157– 170.
- Bunn S. E.; Arthington A.H., 2002. Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. *Environmental Management*, 30(4), 492–507.
- Bürgler M., Vetsch D. F., Boes R. M., Vanzo D., 2022. Systematic comparison of 1D and 2D hydrodynamic models for the assessment of hydropeaking alterations, *River Res Applic.* ;39 :460–477.
- Burman A. J., Hedger R.D, Hellström J.G., Andersson I. A. G., Sundt-Hansen L. E., 2021. Modelling the downstream longitudinal effects of frequent hydropeaking on the spawning potential and stranding susceptibility of salmonids. *Science of The Total Environment*, Volume 796, 20.
- Caissie D., 2006. The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology*, 51, 1389–1406.
- Capra H, Breil P, Souchon Y, 1995. A new tool to interpret magnitude and duration of fish habitat variations. *Reg. Riv. Res. and Managt.*, 10, 281-289.

- Capra, H., E. Mcneil, M.-C. Bouillon, H. Pella, C. Alfaro, 2011. Intérêt d'un modèle hydrodynamique en deux dimensions pour interpréter le comportement des poissons dans les grands cours d'eau. *La Houille Blanche* (6):28-33.
- Capra, H., M. Ovidio, H. Pella, J. Bergé, E. Mcneil, 2012. Fish responses to artificial flow and water temperature variability in a large river (Rhône, France). In: *Proceedings of the 9th International Conference on Ecohydraulics*.
- Capra H., Plichard L., Berge, J., Pella H., Ovidio M., McNeil E., Lamouroux N., 2017. Fish habitat selection in a large hydropeaking river : Strong individual and temporal variations revealed by telemetry. *Science of the Total Environment*, 578, 109–120.
- Carolli M., Bruno M.C., Siviglia A., Maiolini B., 2011. Responses of benthic invertebrates to abrupt changes of temperature in flume simulations. *Riv Res Appl* 28(6):678–691.
- Carolli, M., Vanzo, D., Siviglia, A., Zolezzi, G., Bruno, M.C., Alfredsen, K., 2015. A simple procedure for the assessment of hydropeaking flow alterations applied to several European streams. *Aquat. Sci.* 77, 639–653.
- Casas-Mulet R., Saltveit S. J., Alfredsen K., 2014. The Survival of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Eggs During Dewatering in a River Subjected to Hydropeaking. *River Research and Applications*, 31(4), 433–446.
- Casas-Mulet, R., Alfredsen, K., Brabrand, Å., Saltveit, S. J., 2016. Hydropower operations in groundwater-influenced rivers: implications for Atlantic salmon, (*Salmo salar*), early life stage development and survival. *Fisheries Management and Ecology*, 23(2).
- Cashman M.J., Harvey G.L., Whartin G. Bruno M.C., 2016. Wood mitigates the effect of hydropeaking scour on periphyton biomass and nutritional quality in semi-natural flume simulations. *Aquatic Sciences*. Vol 79, 459–471.
- Cattanéo F, Carrel G., Lamouroux N, Breil P, 2001. Relationship between hydrology and cyprinid reproductive success in the lower Rhône at Montélimar, France. *Arch. Hydrobiol.* 151 (3), 427-450.
- Cattanéo F., Lamouroux N., Breil P., Capra H., 2002. The influence of hydrological and biotic processes on brown trout (*Salmo trutta*) population dynamics *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. 59, n°1.
- Cattanéo F., Grimardias D., Carayon M., Persat H., Bardonnnet A., 2014. A multidimensional typology of riverbank habitats explains the distribution of European grayling (*Thymallus thymallus* L.) fry in a temperate river. *Ecology of Freshwater Fish*, 23(4), 527–543.
- Cazeneuve L., Lagarrigue T., Lascaux J.M., 2009. Etude de l'impact des éclusées sur la rivière Dordogne. Analyse des pressions exercées par les phénomènes d'éclusées sur les écosystèmes de la rivière Dordogne et proposition de solutions susceptibles de les atténuer. Rapport final de la phase 2, ECOGEA pour EPIDOR, 53p.
- Cazeneuve L, Kardacz J., Lascaux J.M., 2011. Veille écologique des impacts des éclusées sur le bassin de la Dordogne. Observations biologiques réalisées en 2010 sur la Dordogne, la Maronne et la Cère. Rapport ECOGEA pour EPIDOR, 187p.
- Cazeneuve L, Kardacz J., Lascaux J.M., 2012. Veille écologique des impacts des éclusées sur le bassin de la Dordogne. Observations biologiques réalisées en 2011 sur la Dordogne, la Maronne et la Cère. Rapport ECOGEA pour EPIDOR, 205p.
- Cazeneuve L, Kardacz J., Lascaux J.M., 2013. Veille écologique des impacts des éclusées sur le bassin de la Dordogne. Observations biologiques réalisées en 2012 sur la Dordogne, la Maronne et la Cère. Rapport ECOGEA pour EPIDOR, 177p.
- Cazeneuve L, Kardacz J., Lascaux J.M., 2017. Veille écologique des impacts des éclusées sur le bassin de la Dordogne. Observations biologiques réalisées en 2016 sur la Dordogne, la Maronne et la Cère. Rapport ECOGEA pour EPIDOR, 194p.
- Cazeneuve L, Kardacz J., Lascaux J.M., 2018. Veille écologique des impacts des éclusées sur le bassin de la Dordogne. Observations biologiques réalisées en 2017 sur la Dordogne, la Maronne et la Cère. Rapport ECOGEA pour EPIDOR, 192p.
- Cazeneuve L, Kardacz J., Lascaux J.M., 2021. Veille écologique des impacts des éclusées sur le bassin de la Dordogne. Observations biologiques réalisées en 2020 sur la Dordogne, la Maronne et la Cère. Rapport ECOGEA pour EPIDOR, 178p.
- Cazeneuve L, Kardacz J., Lascaux J.M., 2022. Veille écologique des impacts des éclusées sur le bassin de la Dordogne. Observations biologiques réalisées en 2021 sur la Dordogne, la Maronne et la Cère. Rapport ECOGEA pour EPIDOR, 237p.
- Cavaller, E. 2005. Spawning behaviour of the Salmoninae subfamily members. A phylogenetic study. Thesis Université Barcelone.
- Cereghino, R., 1997. Influence des éclusées hydroélectriques sur la structure et la dynamique des populations d'invertébrés d'une rivière pyrénéenne de moyenne montagne. Thèse doctorat Université Paul Sabatier.
- Cereghino, R., Lavandier, P., 1998. Influence of hypolimnetic hydropeaking on the distribution and population dynamics of Ephemeroptera in a mountain stream. *Freshwater Biology*, 40, 385–399.

- Céréghino R., Cugny P., Lavandier P., 2002. Influence of intermittent hydropeaking on the longitudinal zonation patterns of benthic invertebrates in a mountain stream. *International Review of Hydrobiology*, 87, 47–60.
- Cereghino, R., Legalle, M., Lavandier, P., 2004. Drift and benthic population structure of the mayfly *Rhithrogena semicolorata* (Heptageniidae) under natural and hydropeaking conditions. *Hydrobiologia*, 519, 127–133.
- Charles S., Mallet J.P., Persat H., 2006. Population Dynamics of Grayling: Modelling Temperature and Discharge Effects. *Mathematical Modelling of Natural Phenomena*. Vol.1 No.1 (2006): Population dynamics pp. 33-48
- Charmasson J., P. Zinke, 2011. Mitigation measures against hydropeaking effects. In: Envi PEAK Publications. Syntef Energy Research Norway, 51 p.
- Clarkson R.W., Childs M.R., 2000. Temperature effects of hypolimnial-release dams on early life stages of Colorado River Basin big-river fishes. *Copeia*, 2000, 402–412.
- Connor E.J., Pflug D.E., 2004. Changes in the distribution and density of Pink, Chum, and Chinook Salmon spawning in the upper Skagit River in response to flow management measures. *North American Journal of Fisheries Management* 24 : 835-852.
- Copp G., 1992. An empirical model for predicting microhabitat of 0 + juvenile fishes in a lowland river catchment. *Oecologia*, 91 : 338-345.
- Costa M.J., Pinheiro A.N., Boavida I., 2019. Habitat Enhancement Solutions for Iberian Cyprinids affected by Hydropeaking: Insights from Flume Research. *Sustainability*, 11, 6998.
- Couch A., Dyer F. J., Lintermans M., Ross-Magee P., 2016. Drift net performance for larval fish sampling in rivers. DOI: 10.7287/PEERJ.PREPRINTS.2416.
- Courret D., 2014. Problématique des impacts de la gestion par éclusées des aménagements hydroélectriques sur les populations de poissons : caractérisation des régimes d'éclusées et du niveau de perturbation hydrologique. Thèse INP Toulouse, 218p.
- Courret D., Baran P., Larinier, M., 2021. An indicator to characterize hydrological alteration due to hydropeaking. *Journal of Ecohydraulics*, 6(2), 139–156.
- Crisp D.T., Hurley M.A., 1991. Stream channel experiments on downstream movement of recently emerged trout, *Salmo trutta* L. and salmon *Salmo salar* L. Effect of four different water velocity treatments upon dispersal rate. *Journal of Fish Biology* 39: 347–361.
- Cunjak RA, Prowse TD, Parrish DL. 1998. Atlantic salmon (*Salmo salar*) in winter: “the season of parr discontent”? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 161–180.
- Daufresne M., Capra H., Gaudin P., 2005. Downstream displacement of post-emergent brown trout: effects of developmental stage and water velocity. *Journal of Fish Biology* 67 : 599–614.
- Décamps H., Naiman R. J., 1989. L'écologie des fleuves. La Recherche n° 208.
- Degiorgi F., Morillas N., Raymond J. C., Champigneulle A., Rojas Beltran R., 2000. Diagnose piscicole et mesure de l'efficacité des alevinages en truite sur le Doubs Franco-Helvetique. Rapport INRA/CSP DRn°5/TELEOS.
- Degiorgi F., Raymond J.C., 2000. Utilisation de l'ichtyofaune pour la détermination de la qualité globale des écosystèmes d'eau courante. Guide technique. CSP DR5, 196 p.
- Delacoste M., 1991. Caractérisation des frayères de truites communes dans deux rivières des Pyrénées Centrales. Rapport DEA, Université de Toulouse, 57p.
- Delacoste M., Baran P., Lascaux J.M., Segura G., Belaud A., 1993. Capacité de la méthode des microhabitats à prédire l'habitat de reproduction de la truite commune. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 334/338/339 : 345-353.
- Delacoste M., 1995. Analyse de la variabilité spatiale de la reproduction de la truite commune (*Salmo trutta* L.) : Etude à l'échelle du micro et du macrohabitat dans les Pyrénées Centrales Françaises. Thèse de Doctorat INP-Toulouse, 168p.
- Delacoste M., Baran P., Lek S., Lascaux J. M., 1995. Classification et clé de détermination des faciès d'écoulements en rivières de montagne. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (337-338-339), 149–156.
- Dery S.J., Hernández-Henríquez M.A., Stadnyk T.A., Troy T.J., 2021. Vanishing weekly hydropeaking cycles in American and Canadian rivers. *Nature Communication*, 12 : 7154.
- Dessislava A., 2016. Influence of lateral gravel bank slope and time of the day on drift and stranding of larval grayling (*Thymallus thymallus* L.) due to hydropeaking. PhD Thesis, BOKU, University of Vienna, 80p.

- DeVries P., 1997. Riverine salmonid egg burial depths: review of published data and implications for scour studies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol 54, N°8.
- Dørge, J. & J. Windolf, 2003. Implementation of the water framework directive—can we use models as a tool in integrated river basin management? *International Journal of River Basin Management* 1(2):165-171.
- Donaldson M. R., Cooke S. J., Patterson D. A., Macdonald J. S., 2008. Review paper - Cold shock and fish. *Journal of Fish Biology* 73, 1491-1530.
- Duerregger A., Pander J., Palt M., Mueller M., Nagel C., Geist, J., 2018. The importance of stream interstitial conditions for the early-life-stage development of the European nase (*Chondrostoma nasus* L.). *Ecology of Freshwater Fish*, 27, 920–932.
- Dynesius M., Nilsson C., 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science*. 266, 753 762.
- ECOGEA, GHAAPPE, FDAAPPMA Indre, 2008. Etude de l'impact des éclusées sur la Creuse à l'aval du complexe hydroélectrique d'Eguzon – Evolution des paramètres hydrauliques, morphologiques et de l'habitat piscicole sur la gamme de débits turbinés. Rapport ECOGEA - GHAAPPE pour FNPF / EDF, version définitive, 39p.
- ECOGEA, 2017. Diagnostic hydrauliques et morphologique en vue de l'aménagement de frayères de salmonidés sur la Garonne en aval du Plan d'Arem. Rapport ECOGEA pour EDF-CIH, 71p.
- Egerrup M., Koehnken L., 2014. Mitigating hydro-peaking impacts in the Gordon River, Australia. 10th International Symposium on Ecohydraulics, Trondheim, Norway, 23-27 June 2014, 8p.
- Engelsma M. Y., Hougee S., Nap D., Hofenk M., Rombout J. H. W. M., van Muiswinkel W. B., Lidy Verburg-van Kemenade B. M., 2003. Multiple acute temperature stress affects leucocyte populations and antibody responses in common carp, *Cyprinus carpio* L. *Fish and Shellfish Immunology* 15, 397-410.
- EU Commission, 2015. Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive. WFD-CIS Guidance Document n°31.
- Fisk II J. M., Kwak T. J., Heise R. J., Sessions F. W., 2012. Redd dewatering effects on hatching and larval survival of the robust redbreast.
- Flodmark L., Urke H.A., Halleraker J.H., Arnekleiv J.V., Vøllestad L.A., Poleo A.B.S., 2002. Cortisol and glucose responses in juvenile brown trout subjected to fluctuating flow regime in an artificial stream. *J Fish Biol.* 60:238–248.
- Fong C. S., Yarnell S. M., Viers J. H., 2016. Pulsed Flow Wave Attenuation on a Regulated Montane River. *River Research and Applications*, 32(5), 1047–1058.
- Friedl J., Naesby K., 2014. Habitatsignung der HyTEC-Versuchsanlage sowie Einfluss von Schwall auf Wachstums- und Konditionsentwicklung von Jungärschen (*Thymallus thymallus*). Master Thesis. Institut für Hydrobiologie, Gewässermanagement (IHG), BOKU-Universität für Bodenkultur, p 142.
- Gale W. F., Mohr H. W., 1978. Larval Fish Drift in a Large River with a Comparison of Sampling Methods. *Transactions of the American Fisheries Society*, 107(1), 46–55.
- Gallagher S. P., Hann P. K., Johnson D.R., 2007. Redd Counts. In *Salmonid field protocols handbook: techniques for assessing status and trends in salmon and trout populations*. Publisher: American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. Editors: D. H. Johnson, B. M. Shrier, J. S. O'Neal, J. A. Knutzen, X. Augerot, T. A. O'Neil, and T. N. Pearsons, pp 197-232.
- Galland J-C., Armand F., Guillot A., 2014. La Bathie : simultaneous power increase and river safety improvement. Congrès SHF : "Enhancing Hydropower plants", Grenoble 9-10 avril 2014, 13 p.
- George S. D., Baldigo B. P., Smith A. J., Robinson G. R., 2015. Effects of extreme floods on trout populations and fish communities in a Catskill Mountain River. *Freshwater Biology*, 60,2511–2522.
- Glowa S., Kneale A. J., Watkinson D. A., Ghamry H. K., Ender E. C., Jardine T. D., 2023. Applying a 2D-Hydrodynamic Model to Estimate Fish Stranding Risk Downstream from a Hydropeaking Hydroelectric Station. *Ecohydrology*. e2530, 1-15
- Gouraud V., Capra H., Sabaton C., Tissot L., Lim P., Vandewalle F., Fahrner G., Souchon, Y., 2008. Long-term simulations of the dynamics of trout populations on river reaches bypassed by hydroelectric installations-analysis of the impact of different hydrological scenarios. *River Research and Applications*, 24(9), 1185–1205.
- Greenberg L., Svense, P., Harby A., 1996. Availability of microhabitats and their use by brown trout (*Salmo trutta*) and grayling (*Thymallus thymallus*) in the river Vojman, Sweden. *Regulated Rivers: Research & Management* 12: 287–303.
- Greimel F., Zeiringer B., Höller N., Grün B., Godina R., Schmutz S., 2016. A method to detect and characterize sub-daily flow fluctuations. *Hydrological Processes* 30:2063–2078.

- Greimel F., Schülting L., Graf W., Bondar-Kunze E., Auer S., Zeiringer B., Hauer C., 2018. Hydropeaking Impacts and Mitigation. *In* Riverine Ecosystem Management. Hauer Schmutz, S.; Sendzimir, J. Chapter 5, 91–110.
- Greimel F., Zeiringer B., Unfer G., 2022. Sub-daily flow regimes of the Drava River with a focus on the hydropower plant Dubrava, Hydrological impacts, potential ecological effects and mitigation measures, Hydropeaking study, Deliverable report for EU-Interreg DTP project "lifelineMDD", 74p, Vienna.
- Godinho F., Charmasson J., Harby A., Pinheiro A., Boavida I., 2022. Hydropeaking Impact Assessment for Iberian Cyprinids: Hydropeaking Tool Adaptation. In Rutschmann P., · Kampa E., · Wolter C. · Albayrak I., · David L., · Stoltz U., · Schletterer M., (Eds), Novel Developments for Sustainable Hydropower, 135-146p.
- Golder Associates Ltd. 2018. Lower Columbia River (CLBMON#42[A]) and Kootenay River Fish Stranding Assessments: Annual summary (April 2017 to April 2018). Report prepared for BC Hydro. Golder Report No. 1407618: 42 p. + 1 app.
- Gostner W., Lucarelli C., Theine, D., Krager A., Premstaller G., Schleiss A.J., 2011. A holistic approach to reduce negative impacts of hydropeaking. *Dams Reserv. under Chang. Challenges* 857–865
- Haas C., Zinke P., Vollset K. W., Sauterleute J., Skoglund, H., 2016. Behaviour of spawning Atlantic salmon and brown trout during ramping events. *Journal of Applied Water Engineering and Research*, 1–6.
- Hajiesmaeili M., Addo L., Watz J., Railsback S. F., Piccolo J. J., 2022. Individual-based modelling of hydropeaking effects on brown trout and Atlantic salmon in a regulated river.
- Halleraker J.H., Alfredsen K., Arnekleiv J.V., Fjeldstad H.P., Harby A., Saltveit S.J., 1999. Environmental impacts of hydropeaking – with emphasis on River Nidelva in Trondheim, Norway. Optimum use of run-of-river hydropower schemes, Trondheim 21-23 June 1999, 7 p.
- Halleraker J.H., Salveit S.J., Harby A., Arnekleiv J.V., Fjeldstad H.P., Kohler B., 2003. Factors influencing stranding of wild juvenile brown trout (*Salmo trutta*) during rapid and frequent flow decreases in an artificial stream. *River Res Appl* 19:589–603.
- Halleraker J.H., Sundt H., Alfredsen K.T. et Dangelmaier G., 2007. Application of multiscale environmental flow methodologies as tools for optimized management of a Norwegian regulated national salmon watercourse. *River. Res. Applic.* 23 : 493-510.
- Hamilton R., Buell J.W., 1976. Effects of modified hydrology on Campbell River salmonids. *Can Fish Mar Serv Tech Rep, Pac/T-76-20*, Vancouver.
- Hancock, R. S., Jones J. W., Shaw, R. 1976. A preliminary report on the spawning behaviour and nature of sexual selection of barbel, *Barbus barbus*. *J. Fish Biol.*, 9: 21–28.
- Harris D.D., Hubert, W.A., Wesche, T.A. 1992. Habitat use by young-of-year brown trout and effects on weighted usable area. *Rivers* 3: 99–105.
- Harnish R.A., Sharma R., McMichael G.A., Langshaw R.B., Pearson T.N., 2014. Effect of hydroelectric dam operations on the freshwater productivity of a Columbia River fall Chinook salmon population. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 71: 602-615.
- Harvey B.C., 1987. Susceptibility of young-of-the-year fishes to downstream displacement by flooding. *Trans. Am. Fish. Soc.* 116:851–855.
- Hauer C., Unfer G., Holzmann H., Schmutz S., Habersack H., 2013. The impact of discharge change on physical instream habitats and its response to river morphology. *Climatic Change* 116(3-4):827- 850.
- Hauer C., Unfer G., Holzzapfel P., Haimann M., Habersack H., 2014. Impact of channel bar form and grain size variability on estimated stranding risk of juvenile brown trout during hydropeaking. *Earth Surface Processes and Landforms*, 39, 1622–1641.
- Hauer, C.; Holzzapfel, P.; Leitner, P.; Graf, W., 2016. Longitudinal assessment of hydropeaking impacts on various scales for an improved process understanding and the design of mitigation measures. *Science of The Total Environment*, volume 575, 1-12.
- Hayes J.W., 1995. Spatial and temporal variation in the relative density and size of juvenile brown trout in the Kakanui River, North Otago, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 29 (3).
- Hayes D.S., Moreira M., Boavida I., Haslaue, M., Unfer G., Zeiringer B., Greimel F., Auer S., Ferreira T., Schmutz S., 2019. Life stage-specific hydropeaking flow rules. *Sustainability* 11, 1547.
- Hayes D.S., Bruno M.C., Alp M., Boavida I., Batalla R.J., Bejarano M.D., Noack M., Vanzo D., Casas-Mulet R., Vericat D., Carolli M., Tonolla D., Halleraker J.H., Gosselin M.-P., Chiogna G., Zolezzi G., Venus T.E., 2023. 100 key questions to guide hydropeaking research and policy, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Volume 187, 2023, 113729, ISSN 1364-0321, <https://doi.org/10.1016/j.rser.2023.113729>.
- Heggenes J., 1988. Physical habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) in riverine systems. *Nordic Journal of Freshwater Research* 64: 74–90.

- Heggenes J. 1990. Habitat utilization and preference in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in streams. *Regulated Rivers* 5: 341–354.
- Heggenes J, Traaen T. 1988. Downstream migration and critical water velocities in stream channels for fry of four salmonid species. *Journal of Fish Biology* 32: 717–727.
- Heggenes J, Bagliniere JL, Cunjak R. 1999. Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and Brown trout (*Salmo trutta*) in lotic environments. *Ecology of Freshwater Fish* 8 : 1–21.
- Heller P., Schleiss A., 2011. Aménagements hydroélectriques fluviaux à buts multiples : résolution du marnage artificiel et conséquences sur les objectifs écologiques, énergétiques et social. *Le Houille Blanche* 6 : 34-41.
- Hellström G., Palm D., Brodin T., Rivinoja P., Carlstein M., 2019. Effects of boulder addition on European grayling (*Thymallus thymallus*) in a channelized river in Sweden. *Journal of Freshwater Ecology*, 34(1), 559–573.
- Hillman T. W., Griffith J. S., Plaits W. S., 1987. Summer and winter habitat selection by juvenile chinook salmon in a highly sedimented Idaho stream. *Transactions of the American Fisheries Society* 116:185-195.
- Hitchman S. M., Mather M. E., Smith J. M., Fencil J. S., 2018. Identifying keystone habitats with a mosaic approach can improve biodiversity conservation in disturbed ecosystems. *Global Change Biology*, 24, 308– 321.
- Hoffarth P., 2004. Evaluation of Juvenile Fall Chinook Salmon Entrapment in the Hanford Reach of the Columbia River. Washington Department of Fish and Wildlife. 56p.
- Höller J.B., Andersson A.G., Hellström, J.G.I., 2023. Integrating Downstream Ecological, Social and Economic Effects of Hydropower to Hydraulic Modeling: A Review. *World Journal of Mechanics*, 13, 149-172.
- Holzappel P., Leitner P.; Habersack H., Graf W., Hauer C., 2016. Evaluation of hydropoaking impacts on the food web in alpine streams based on modelling of fish- and macroinvertebrate habitats. *Sci. Total Environ.*, 575, 1489–1502.
- Hubert W.A., Harris D.D., Wesche T.A., 1994. Diurnal shifts in use of summer habitat by age-0 brown trout in a regulated mountain stream. *Hydrobiologia*, 284, 147-156.
- Humphries P., King A.J., 2004. Drifting fish larvae in Murray-Darling Basin rivers: composition, spatial and temporal patterns and distance drifted. *Canberra Workshop June 2003*, p 3–4.
- Hunter M.A. 1992. Hydropower Flow Fluctuations and Salmonids: A Review of the Biological Effects, Mechanical Causes and Options for Mitigation. State of Washington, Department of Fisheries, Technical Report No. 119.
- Hvidsten N.A., 1985. Mortality of pre-smolt Atlantic salmon, (*Salmo salar* L.), and brown trout, (*Salmo trutta* L.), caused by fluctuating water levels in the regulated River Nidelva, central Norway. *J. Fish Biol.* 27(6), 711–718.
- Hynes H.B., 1970. *The ecology of running waters*. University of Toronto Press, Toronto, Canada 555p.
- Imbert J. B., Perry J. A., 2000. Drift and benthic invertebrate responses to stepwise and abrupt increases in non-scouring flow. *Hydrobiologia*, 436, 191–208.
- Irvine R.L., Oussoren T., Baxter J.S. et Schmidt D.C., 2008. The effects of flow reduction rates on fish stranding in British Columbia, Canada. *River. Res. Applic.* 2008 : 11p.
- Irvine R.L., Thorley J.L., Wescott R., Schmidt D. et Derosa D., 2015. Why do fish strand? An analysis of ten years of flow reduction monitoring data from the Columbia and Kootenay Rivers, Canada. *River Res. Applic.* Wiley online Library, DOI: 10.1002/rra.2823, 9p.
- Jay Lacey R.W., Millar R.G., 2004. Reach scale hydraulic assessment of instream salmonid habitat restoration. *Journal of the American Water Resources Association* 40(6):1631-1644.
- Jensen A.J., Johnsen B.O., 1999. The functional relationship between peak spring floods and survival of and growth of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*). *Functional Ecology* 13: 778–785.
- Jones N.E. 2011. Spatial patterns of benthic invertebrate in regulated and natural I rivers. *River Res. Appl.*, 29, 1090–1099.
- Jones N.E., Petreman I.C., 2015. Environmental Influences on Fish Migration in a Hydropeaking River. *River Res. Appl.* 2015, 31, 1109–1118.
- Juárez A., Adeva-Bustos A., Alfredsen K., Dønnum, B., 2019. Performance of A Two-Dimensional Hydraulic Model for the Evaluation of Stranding Areas and Characterization of Rapid Fluctuations in Hydropeaking Rivers. *Water*, 11(2), 201–227.
- Judes C., Gouraud V., Capra H., Maire A., Barillier A., Lamouroux N., 2021. Consistent but secondary influence of hydropeaking on stream fish assemblages in space and time. *Journal of Ecohydraulics*, 1-15, 157–171.

- Judes C., Capra H., Gouraud V., Pella H., Lamouroux N., 2023. Past hydraulics influence microhabitat selection by invertebrates and fish in hydropeaking rivers. *River Res Appl.* 39:375–388.
- Junk W. J., Bayley P. B., Sparks R. E., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems, p. 110-127. In D. P. Dodge [ed.] *Proceedings of the International Large River Symposium*. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 106.
- Jurajda P., 1998. Drift of larval and juvenile fishes, especially *Rhodeus sericeus* and *Rutilus rutilus*, in the river Morava (Danube basin). *Archiv Für Hydrobiol* 141:231–241.
- Kamler E., 2002. Ontogeny of yolk-feeding fish: an ecological perspective. *Rev Fish Biol Fish* 12:79–103
- Krause C.W., Newcomb T.J., Orth D.J., 2005. Thermal habitat assessment of alternative flow scenarios in a tailwater fishery. *River Research and Applications*, 21, 581–593.
- Keller E.A., Swanson F.J., 1979. Effects of large organic material on channel form and fluvial process. *Earth Surface Processes and Landforms*, 351-381.
- Kennedy T. A., Yackulic C. B., Cross W. F., Grams P. E., Yard M. D., Copp A. J., 2014. The relation between invertebrate drift and two primary controls, discharge and benthic densities, in a large regulated river. *Freshwater Biology* 59, 557-572.
- Kennedy T.A., Muehlbauer J.D., Yackulic, C. B., Lytle, D. A., Miller S.W., Dibble K.D., Kortenhoeven E.W., Metcalfe A.N., Baxter C.V., 2016. Flow Management for Hydropower Extirpates Aquatic Insects, Undermining River Food Webs. *BioScience*, 66, 561-575.
- Kopecki I., Schneider M., 2016. Operational and structural measures to reduce hydropeaking impact on fish larvae. *La Houille Blanche*, (6).
- Korman J., Campana S.E., 2009. Effects of hydropeaking on nearshore habitat use and growth of age-0 rainbow trout in a large regulated river. *Transactions of the American Fisheries Society*, 138 : 76- 87.
- Kuriqi A., Pinheiro A. N., Sordo-Ward A., Garrote L., 2020. Water-energy-ecosystem nexus: Balancing competing interests at a run-of-river hydropower plant coupling a hydrologic-ecohydraulic approach. *Energy Conversion and Management*, 223.
- Ladoux P., 2021. Analyse de l'influence des éclusées sur le recrutement en 0+ des salmonidés du bassin de la Dordogne au cours des 20 dernières années. Rapport de stage de Master 2 – Université Clermont-Auvergne, 74p.
- Lagarrigue T., Lascaux J.M., 1999. Suivi de la reproduction des grands salmonidés migrateurs sur le bassin de la Dordogne en aval du barrage du Sablier. Rapport ECOGEO pour MIGADO, 61p.
- Lagarrigue T., Lascaux J.M., 2000. Suivi de la reproduction des grands salmonidés migrateurs sur le bassin de la Dordogne en aval du barrage du Sablier. Rapport ECOGEO pour MIGADO, 90p.
- Lagarrigue T., Lascaux J.M., 2001. Suivi de la reproduction des grands salmonidés migrateurs sur le bassin de la Dordogne en aval du barrage du Sablier. Rapport ECOGEO pour MIGADO, 77p.
- Lagarrigue T., Céréghino R., Lim P., Reyes-Marchant P., Chappaz, R., Lavandier P., Belaud A., 2002. Diel and seasonal variations in brown trout (*Salmo trutta*) feeding patterns and relationship with invertebrate drift under natural and hydropeaking conditions in a mountain stream. *Aquat. Living Resour.*, 15, 129–137.
- Lague D., Launeau P., Michon C., Gouraud E., Juge C., Gentile W., Crave A., Hubert-Moy L., 2016. Le LiDAR aéroporté topobathymétrique pour la caractérisation et le suivi des corridors fluviaux : premiers résultats et perspectives. *Journée Technique Avancées, apports et perspectives de la télédétection pour la caractérisation physique des corridors fluviaux*.
- Lake P. S., 2000. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 19, 573–592.
- Lancaster J., Hildrew A. G., 1993. Flow refugia and the microdistribution of lotic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 12, 385–393.
- Larinier M., Porcher J.P, Travade F., Gosset C., 1994. Passes à poissons. Expertise Conception des ouvrages de franchissement. Collection mise au point CSP, 335 p.
- Larrieu K. G., Pasternack G. B., Schwindt S., 2021. Automated analysis of lateral river connectivity and fish stranding risks— Part 1: Review, theory and algorithm. *Ecohydrology*, (14),1-14.
- Lascaux J.M. Lagarrigue T., Baran P, 2000. Incidences de la gestion hydrologique de l'Yonne en aval du barrage de Pannecière. Rapport d'étude ECOGEO/CSP DRn°9.

- Lascaux J.M., Cazeneuve L., 2008a. Etude de l'impact des éclusées sur la rivière Dordogne. Analyse des pressions exercées par les phénomènes d'éclusées sur les écosystèmes de la rivière Dordogne et proposition de solutions susceptibles de les atténuer. Rapport final de la phase 1, ECOGEA pour EPIDOR, 77p.
- Lascaux J.M. et Cazeneuve L., 2008b. Etude de l'impact des éclusées sur les échouages d'alevins de salmonidés sur la Dordogne. Suivi 2007 et synthèse des données acquises depuis 2005. Rapport ECOGEA pour MIGADO19D-08-RT. 14 p.
- Lascaux J.M., 2017. Aménagements de zones favorables à la fraie des salmonidés dans le tronçon court-circuité de Hauteage sur la Maronne. Travaux 2016, suivi de la reproduction des salmonidés 2016 et bilan 2013-2016. Rapport ECOGEA pour EDF, 8p.
- Latterell J.J., Fausch K.D., Gowan C., Riely S.C., 1998. Relationship of trout recruitment to snowmelt runoff flows and adult trout abundance in six Colorado mountain streams. *Rivers* 6 : 240–250.
- Lauters F, 1995. Impacts sur l'écosystème aquatique de la gestion par éclusées des ouvrages hydroélectriques – Etude de quelques cours d'eau et analyse des phénomènes mis en jeu. Thèse de Doctorat, Université Paul Sabatier, Toulouse, 189p.
- Lechner A., Keckeis H., Humphries P., 2016. Patterns and processes in the drift of early developmental stages of fish in rivers: a review. *Rev Fish Biol Fisheries*, 26 :471–489.
- Le Coarer Y., Lizée M.H., Beche L., Logez M., 2023, Horizontal ramping rate framework to quantify hydropeaking stranding risk for fish. *River Res Applic.* 2023;39 :478–489.
- Li T., Pasternack G. B., 2021. Revealing the diverse pattern of hydropeaking flow. *Journal of Hydrology* 598.
- Liebig H., 1998. Etude du recrutement de la truite commune (*Salmo trutta* L.) d'une rivière de moyenne montagne (Pyrénées Ariégeoises, 09). Effets de la gestion par éclusée d'une centrale hydroélectrique. Thèse de Doctorat INP Toulouse, 201p et annexes.
- Liebig H., Lim P., Belaud A., 1998. Influence du débit de base et de la durée des éclusées sur la dérive d'alevins de truite commune : expérimentations en canal semi-naturel. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 350/351, 337 – 347.
- Lobón-Cervía J., 2004. Discharge-dependent covariation patterns in the population dynamics of brown trout (*Salmo trutta*) within a Cantabrian river drainage. *Can. J. Fish. Aqua. Sci.*, 61(10): 1929-1939.
- Lopez R., Garcia C., Vericat D., Batalla R. J., 2020. Downstream changes of particle entrainment in a hydropeaked river. *Science of The Total Environment*, 745.
- Lumsdon A. E., Artamonov I., Bruno M. C., Righetti M., Tockner K., Tonolla D., Zarfl C., 2018. Soundpeaking–Hydropeaking induced changes in river soundscapes. *River Research and Applications*, 34(1), 3-12.
- Macura V., Štefunková Z., Škrinár A., 2016. Determination of the effect of water depth and flow velocity on the quality of an in-stream habitat in terms of climate change. *Adv. Meteorol.*
- Malcom 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. *Fisheries Management and Ecology*.
- Mandlbürger G., Hauer C., Wieser M., Pfeifer N., 2015. Topo-bathymetric LiDAR for monitoring river morphodynamics and instream habitats - a case study at the Pielach River. *Remote Sensing*, 7 (5): 6160-6195.
- Mann R.H.K., 1996. Environmental requirements of European non-salmonid fish in rivers. *Hydrobiologia* 323 : 223-235.
- Mameri D., Hayes D. S., Führer S., Fauchery E., Schmutz S., Monserat A., Hasler T., Graf D. R. M., Santos J. M., Ferreira M. T., Auer S., 2023. Cold thermopeaking-induced drift of nase *Chondrostoma nasus* larvae. *Aquatic Sciences* 85(2).
- Marzin A., O. Delaigue, M. Logez & D. Pont, 2014. Uncertainty associated with river health assessment in a varying environment: the case of a predictive fish-based index in France. *Ecological Indicators*, 195–204
- May C. L., Lee D.C., 2004. The relationships among In-Channel Sediment Storage, Pool Depth, and Summer Survival of Juvenile Salmonids in Oregon Coast Range Streams. *North American Journal of Fisheries Management*, 24(3), 761–774.
- 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.
- McCartney M., 2009. Living with dams: Managing the environmental impacts. *Water Policy*, 11(S1), 121–139.
- McCulloch M., 2003. Campbell River Canyon Spawning Gravel Placement. *Watershed Management Bulletin*, Vol7/N°3 automne 2003, 15-17.

- McMichael G.A., Rakowski C.L.; James B.B., Lukas J.A., 2005. Estimated Fall Chinook Salmon Survival to Emergence in Dewatered Redds in a Shallow Side Channel of the Columbia River. *North American Journal of Fisheries Management*, 25(3), 876–884.
- Meile T., Boillat J.L., Schleiss A.J., 2011. Hydropeaking indicators for characterization of the Upper-Rhone River in Switzerland. *Aquat Sci* 73(1):171–182.
- Melcher A. H.; Bakken T. H.; Friedrich T.; Greimel F.; Humer N.; Schmutz S.; Zeiringer B.; Webb J. A., 2017. Drawing together multiple lines of evidence from assessment studies of hydropeaking pressures in impacted rivers. *Freshwater Science*, 36(1), 220–230.
- Meeuwig M.H., Dunham J.B., Hayes J.P., Vinyard G.L., 2004. Effects of constant and cyclical thermal regimes on growth and feeding of juvenile cutthroat trout of variable sizes. *Ecology of Freshwater Fish 2004*: 13: 208–216.
- Michie L. E., Thiem J. D., Boys C. A., Mitrovic S. M., 2020. The effects of cold shock on freshwater fish larvae and early-stage juveniles: implications for river management. *Conservation Physiology*, Volume 8.
- Miller S.W., Judson S., 2014. Responses of macroinvertebrate drift, benthic assemblages, and trout foraging to hydropeaking. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71 : 1–13.
- Miller S. W., Schroer M., Fleri J. R., Kennedy T. A., 2020. Macroinvertebrate oviposition habitat selectivity and egg-mass desiccation tolerances: Implications for population dynamics in large regulated rivers. *Freshwater Science*, 39(3), 584-599.
- Milner A.M., Robertson A.L., McDermott M.J., Klaar M.J., Brown L.E., 2012. Major flood disturbance alters river ecosystem evolution. *Nature Climate Change*, 3, 137–141.
- Mommsen T. P., Vijayan M. M., Moon T. W., 1999. Cortisol in teleosts: dynamics, mechanisms of action, and metabolic regulation. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 9: 211–268.
- Moreira M., Hayes D. S.; Boavida I., Schletterer, M., Schmutz S., Pinheiro A., 2019. Ecologically based criteria for hydropeaking mitigation: A review. *Science of The Total Environment*, 657(), 1508–1522.
- Moreira M., Costa M. J., Valbuena-Castro J., Pinheiro A. N., Boavida I., 2020. Cover or Velocity: What Triggers Iberian Barbel (*Luciobarbus bocagei*) Refuge Selection under Experimental Hydropeaking Conditions? *Water*, 12(2), 317.
- Moreira M., Schletterer M., Quaresma A., Boavida I., Pinheiro A., 2020: New insights into hydropeaking mitigation assessment from a diversion hydropower plant: the GKI project (Tyrol, Austria). *Ecol. Eng.*, 158.
- Moyle P.B., Light T., 1996. Biological invasions of fresh water: empirical rules and assembly theory. *Biological Conservation* 78, 149-161.
- MRE, 2019. Suivi environnemental du Verdon en aval de Chaudanne et de Gréoux suite aux augmentations des débits réservés. Bilan de 8 années de suivi 2009 – 2018. Rapport MRE pour EDF-CIH, 127p.
- Müller K., 1973. Life cycles of stream insects. *Aquilo Ser. Zool.* 14: 105-112.
- Nagrodski A., Raby G.D., Hasler C.T., Taylor M.K. et Cooke S.J., 2012. Fish stranding in freshwater systems: Sources, consequences, and mitigation. *Journal of Environmental Management* 103 : 133-141.
- Naiman R.J., Bunn S.E., Nilsson C., Petts G.E., Pinay G., Thompson L.C., 2002. Legitimizing fluvial ecosystems as users of water: an overview. *Environm. Manag.*, Vol 30, 4, 455-467.
- National Research Council (NRC) (1992). *Restoration of Aquatic Ecosystems*. Restoration of Aquatic Ecosystems, National Academy Press Washington, 552 p.
- Neitzel D.A., Becker C.D., 1985. Tolerance of eggs, embryos, and alevins of Chinook salmon to temperature changes and reduced humidity in dewatered redds. *Transactions of the American Fisheries Society* 114, 267–273.
- Nestler J.M., Stewardson M.I.J., Gilvear D. J., Webb, J. A., Smith, D. L., 2016. Ecohydraulics exemplifies the emerging “paradigm of the interdisciplines”. *Journal of Ecohydraulics*, 1(1-2), 5–15.
- Newson M., Newson C.L., 2000. Geomorphology, ecology and river channel habitat: Mesoscale approaches to basin-scale challenges. *Progress in Physical Geography Earth and Environment Progress in Physical Geography Earth and Environment* 24(2) : 95-17.
- Oberrauch F., Terrier S., 2013. Multiple criteria design analysis of a compensation basin to mitigate hydro peaking. *Proceedings of Hydro 2013, Innsbruck, Autriche, 7-9 Octobre*, p. 1-12.
- Olden J.D, Naiman R.J., 2010. Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology* 55, 86–107

- Olson F.W., Metzgar R.G., 1987. Downramping to minimize stranding of salmonid fry. In: Clowes BW (ed) Waterpower 87, international conference on hydropower. American Society of Civil Engineers, New York.
- Olson F.W., 1990. Downramping regime for power operations to minimize stranding of salmon fry in Sultan River, Snohomish County, Bellevue.
- Oliveira I.C.; Alexandre C.M., Quintella B.R., Almeida P.R., 2020. Impact of flow regulation for hydroelectric production in the movement patterns, growth and condition of a potamodromous fish species. *Ecohydrology*, Vol 13, n°8.
- Ottaway E.M., Forrest D.R., 1983. The influence of water velocity on the downstream movement of alevins and fry of brown trout, *Salmo trutta* L. *Journal of Fish Biology* 23: 221–227.
- Pankhurst N.W., 2011. The endocrinology of stress in fish: An environmental perspective. *General and Comparative Endocrinology*, 170, 265–275.
- Paquet E., 2004. Évolution du modèle hydrologique MORDOR : modélisation du stock nival à différentes altitudes. *La Houille Blanche* N° 2.
- Patterson R.J., Smokorowski K.E., 2011. Assessing the benefit of flow constraints on the drifting invertebrate community of a regulated river. *River Research and Applications* 27 : 99-112.
- Parasiewicz P., Schmutz S. et Moog O., 1998. The effect of managed hydropower peaking on the physical habitat, benthos and fish fauna in the Bregenzzerach in Austria. *Fisheries Management and Ecology* 5:403-417.
- Pasternack G.B., Wang C.L., Merz J.E., 2004. Application of a 2D hydrodynamic model to design of reach-scale spawning gravel replenishment on the Mokelumne River, California. *River Research and Applications* 20(2):205-225.
- Pavlov D. S., Lupandin A. I., Skorobogatov M. A., 2000. The effects of flow turbulence on the behaviour and distribution of fish. *J. Ichthyol.*, 40, S232-S261.
- Pavlov D.S., Mikheev V.N., Lupandin A.I., Skorobogatov M.A., 2008. Ecological and behavioural influences on juvenile fish migrations in regulated rivers: a review of experimental and field studies. *Hydrobiologia* 609:125–138.
- Penaz M., 1973. Embryonic development of the barb, *Barbus barbus* (Linnaeus, 1758). *Zool Listy* 22 :363–374.
- Periat G., Richard A., 2023. Monitoring Doubs Franco-Suisse Rapport de synthèse 2017-2022. Rapport Teleos-Symbio pour SFMC SA, 139 p.
- Perry S. A., Perry W. B., 1986. Effects of experimental flow regulation on invertebrate drift and stranding in the flathead and Kootenai rivers, Montana, USA. *Hydrobiologia*, 134, 171–182.
- Persat H., Olivier J.M., 1995. The first displacements in the early stages of *Chondrostoma nasus* under experimental conditions. *Folia Zool* 44:43–50.
- Person E., 2013. Impact of hydropeaking on fish and their habitat. Thèse doctorat. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, 151p.
- Person E., Bieri M., Peter A. et Schleiss A.J., 2014. Mitigation measures for fish habitat improvement in Alpine rivers affected by hydropower operations. *Ecohydrology* 7 : 580-599.
- Pert E.J., Erman D.C., 1994. Habitat Use by Adult Rainbow Trout under Moderate Artificial Fluctuations in Flow. *Transactions of the American Fisheries Society*, 123(6), 913–923.
- Pflug D.E., Connor E.J., Hartman S., 2007. Improving salmon runs with better flow management measures. *Hydro Review*, Août 2007, 4p.
- Phinney L.A., 1974. Further observations on juvenile salmon stranding in the Skagit river, March 1973. WDF, Olympia Prog. Rep., 26-34pp.
- Plasseraud O., Lim P., Belaud A., 1990. Observations préliminaires sur le fonctionnement des zones de frayères de la truite commune (*Salmo trutta*) dans deux petits cours d'eau ariègeois (Le Salat et l'Alet). *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 318, 4-13.
- Poff N.L., Ward J.V., 1989. Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Can. Jour. Fish Aquat. Scie.*, 46, 1805-1818.
- Poff N.L., Allan JD, Bain MB et al., 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *Biosciences*, vol 47, 11, 769-784.
- Poff N.L., 2009. Managing for variability to sustain freshwater ecosystems. *J. Water Resour. Plan. Manage.* 135, 1-4.
- Postel S.L., 1992. *Last Oasis*. WW Norton Compagny, New York, 239 pp.

- Postel S.L. et Carpenter S., 1997. Freshwater ecosystem services. In Daily GC (Ed), Nature Services. Island Press, Washington DC, 195-214.
- Pragana I., Boavida I., Cortes R., Pinheiro A., 2016. Hydropower Plant Operation Scenarios to Improve Brown Trout Habitat. *River Research and Applications*, 33(3):364-376.
- Preece R.M., Jones H.A., 2002. The effect of Keepit Dam on the temperature regime of the Namoi River, Australia. *River Research and Applications*, 18, 397-414.
- Premstaller G., Cavedon V., Pisaturo G. R., Schweizer S., Adami V., Righetti M., 2017. Hydropeaking mitigation project on a multi-purpose hydro-scheme on Valsura River in South Tyrol/Italy. *Science of the Total Environment*, 574, 642-653.
- Pringle C. M., Naiman R. J., Bretschko G., Karr J. R., Oswood M. W., Webste, J. R., Winterbourn M. J., 1988. Patch dynamics in lotic systems: The stream as a mosaic. *Journal of the North American Benthological Society*, 7, 503-524.
- Prost O., Le Coarer Y., Lamouroux N., Capra H., 2014. Vers une nouvelle génération de modèles d'habitats numériques. Rapport IRSTEA UR HYAX-MALY pour ONEMA - Thème 7 - Action 4, 39 p.
- Pulg U., Vollset K. W., Velle G., Stranzl S., 2016. First observations of saturopeaking: Characteristics and implications. *Science of the Total Environment*, 573, 1615-1621.
- Réalis-Doyelle E., Pasquet A, De Charleroy D., Fontaine P., Teletchea F., Rummer J.L., 2016. Strong Effects of Temperature on the Early Life Stages of a Cold Stenothermal Fish Species, Brown Trout (*Salmo trutta* L.). *PLOS ONE*, 11(5).
- Reichard M., Jurajda P., Vaclavik R., 2001. Drift of larval and juvenile fishes: a comparison between small and large lowland rivers. *Archiv Für Hydrobiol-Suppl* 135(2-4):373-389.
- Reiser D.W., White R.G., 1983. Effects of complete redd dewatering on salmonid egg-hatching success and development of juveniles. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 112:532-540.
- Revnak R., Memeo M., Killam D., 2017 Redd dewatering and Juvenile Stranding in the Upper Sacramento River Year 2016-2017. California Department of Fish and Wildlife-Northern Region Red Bluff Fisheries Office RBFO Technical Report No. 02-2017.
- Ribi J-M., Boillat J-L. et Schleiss A.J., 2010. Fish behavior during hydropeaking in a channel equipped with a lateral shelter. *Proceeding of the 8th International Symposium on Ecohydraulics, Séoul, Corée*, 675-682.
- Ribi J-M., 2011a. Etude expérimentale de refuges à poissons aménagés dans les berges de rivières soumises aux éclusées hydroélectriques. Thèse doctorat. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, 196p.
- Ribi J-M., Boillat J-L. et Schleiss A.J., 2011b. Refuges à poissons aménagés dans les berges de rivières soumises aux éclusées. *Wasser Energie Luft – 103. Jahrgang, Heft 4, CH-5401 Baden*, 320-326.
- Ribi J-M., Boillat J-L. et Schleiss A.J., 2014. Attractiveness of a lateral shelter in a channel as a refuge for juvenile brown trout during hydropeaking. *Aquat. Sci.* 76: 527-541.
- Richter B., Baumgartner J., Powell J., Braun D., 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conserv. Biol.* 10, 1163-1174.
- Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Wigington, R., Braun, D.P., 1997. How much water does a river need? *Freshw. Biol.* 37, 231-249.
- Rinaldi M., Belletti B.; Van de Bund W.; Bertoldi W.; Gurnell A.; Buijse T.; Mosselman E., 2013. Review on eco-hydromorphological methods. Editors N. Friberg, M. O'Hare and A. Poulsen. 2013. Deliverable of the EU FP7 REFORM project.
- Robinson C.T., Aebischer S., Uehlinger U., 2004. Immediate and habitat-specific responses of macroinvertebrates to sequential, floods. *Journal of the North American Benthological Society*, 23, 853-867.
- Roussel J.M., Bardonnat A., 1999. Ontogeny of diel pattern of stream margin habitat use by emerging brown trout (*Salmo trutta* L.) in experimental channels: influence of food and predator presence. *Environmental Biology of Fishes* 56: 253-262.
- Ruhi A., Dong X., McDaniel C.H., Batzer D.P., Sabo J.L., 2018. Detrimental effects of a novel flow regime on the functional trajectory of an aquatic invertebrate metacommunity. *Glob. Chang. Biol.*, 24, 3749-3765.
- Rutschmann P., Kampa E., Wolter C., Albayrak I., David L., et al., 2022. Novel Developments for Sustainable Hydropower. Springer International Publishing, 2022, (10.1007/978-3-030-99138-8). (hal-03862037), 251p.
- SAGE Environnement, FDAAPPMA 74, 2010. Évaluation des gains biologiques sur la basse Dranse après modification du mode de gestion des éclusées de la centrale hydroélectrique de Bioge depuis 2004. Rapport pour EDF-FNPF, 125p.

- Saltveit S.J., Halleraker J.H., Arnekleiv J.V., Harby A., 2001. Field experiments on stranding in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. *Regulated Rivers: Research and Management* 17: 609–622.
- Saltveit S. J., Brabrand Å., 2013. Incubation, hatching and survival of eggs of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in spawning redds influenced by groundwater. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 43(5), 325–331.
- Satterthwaite T.D., 1987. Rogue Basin fisheries evaluation: effects of Lost Creek Dam on spring Chinook salmon in the Rogue River, Oregon: an update. Report DACW57-77-C-0027 Oregon Department of Fish and Wildlife for U.S. Army Corps of Engineers, Portland Oregon, 46p.
- Sauterleute J., Charmasson J. 2014. A computational tool for the characterisation of rapid fluctuations in flow and stage in rivers caused by hydropeaking. *Environ Model Softw.* 55:266–278.
- Sauterleute JF, Hedger RD, Hauer C, Pulg U, Skoglund H, Sundt-Hansen LE, Bakken TH, Ugedal O., 2016. Modelling the effects of stranding on the Atlantic salmon population in the Dale River, Norway. *Sci Total Environ.* Dec 15;573 :574-584.
- Schmutz S., Bakken T.H., Friedrich T., Greimel F., Harby A., Jungwirth M., Melcher A., Unfer G. et Zeiringer B., 2015. Response of fish communities to hydrological and morphological alterations in hydropeaking rivers of Austria. *River Res. Applic.*, Wiley Online library, DOI: 10.1002/rra2795, 12 p.
- Schuett-Hames D., 1996. Effects of scour and fill on salmonid incubation habitat in Kennedy Creek, a low-gradient alluvial channel in Mason and Thurston Counties, Washington. PhD Thesis, 68p.
- Schülting L., Feld C.K., Graf W., 2016. Effects of hydro- and thermopeaking on benthic macroinvertebrate drift. *Sci Total Environ* 573: 1472–1480.
- Scruton D.A., Pennell C., Ollerhead L.M.N., Alfredsen K., Stickler M., Harby A., Robertson M., Clarke K.D. et LeDrew L.J., 2008. A synopsis of hydropeaking studies on the response of juvenile Atlantic salmon to experimental flow alteration. *Hydrobiologia*, 609, 263-275.
- Sempeski P., Gaudin P., 1996. Size-related shift in feeding strategy and prey-size selection in young grayling (*Thymallus thymallus*). *Can. J. Zool.*, 74,1597-1603.
- Shen Y., Diplas P., 2010. Modeling unsteady flow characteristics of hydropeaking operation and their implication on fish habitat. *Journal of Hydraulic Engineering – ASCE/December 2010*, 1053-1066.
- Sherman B., 2000. Scoping options for mitigating cold water discharges from dams. CSIRO Land and Water, Canberra, Consultancy Report 00/21, 46p.
- Siviglia A., Salvaro M., Zolezzi G., Carolli M., Bruno M. C., Maiolini B., 2009. Field observations of thermopeaking in Alpine streams, paper presented at 7th International Symposium on Ecohydraulics, IAHS, Concepcion, Chile.
- Skoglund H., Vollset K. W., Wiers T., Barlaup B. T., 2023. Assessing the occurrence of egg stranding for trout and salmon in a regulated river. *River Research and Applications*, Vol. 39, N° 4, 768-776
- Slama L., Huysman N., Voorhees J., Barnes M., 2021. Thermal Tempering Does Not Increase the Survival of Eyed Salmonid Eggs. *Open Journal of Applied Sciences*, 11, 287-293.
- Smith M. A., Hubert W. A., 2003. Simulated thermal tempering versus sudden temperature change and short-term survival of fingerling rainbow trout. *North American Journal of Aquaculture* 65, 67–69.
- Smith, F., Brown, A., 2006. Effects of flow on meiofauna colonization in artificial streams and reference sites within the Illinois River, Arkansas. *Hydrobiologia*, 571, 169–180.
- Smokorowski K.E., Metcalfe R.A., Finucan S.D., Jones N., Marty J., Power M., Pyrce R.S. et Steele R., 2011. Ecosystem level assessment of environmentally based flow restrictions for maintaining ecosystem integrity: a comparison of a modified peaking versus unaltered river. *Ecohydrology* 4 : 791-806.
- Spellman F. R., 2015. *Environmental Impacts of Renewable Energy*. Abbas Ghassemi (Ed), 441p.
- Spigarelli S.A., Thommes M.M., Prepejchal W., 1982. Feeding, Growth, and Fat Deposition by Brown Trout in Constant and Fluctuating Temperatures. *Trans Am. Fish Soc.*, 111 (2) : 199-209.
- Spindler T., Wintersberger H., Medgyesy N., Mark W., 2002. *Inn 2000. Die Gewässer- und Fischökologie des Inn und seiner Seitengewässer*, Band I. Edité par le Tiroler Fischereiverband, Innsbruck, 124 p.
- Spiller S., Ruther N., Friedrich H., 2014. Mitigation measures for unsteady flow effects on riverbeds during hydropower peaking. *River Flow 2014*, Schleiss et al. (Eds), p.1807-1812.

- Spoon R. L., 1985. Reproductive biology of brown and rainbow trout below Hauser Dam, Missouri River, with reference to proposed hydroelectric peaking. Thesis - Master of Science in Fish and Wildlife Management, Montana State University, 160p.
- Steel E. A., Lange I. A., 2007. Using wavelet analysis to detect changes in water temperature regimes at multiple scales: Effects of multipurpose dams in the Willamette River basin. *River Research and Applications*, 23(4), 351–359.
- Taylor M. K., Hasler C. T., Findlay C. S., Lewis B., Schmidt D. C., Hinch S.G., Cooke S. J., 2014. Hydrologic correlates of bull trout (*Salvelinus confluentus*) swimming activity in a hydropeaking river. *River Research and Applications*, 30, 756–765.
- Tena A., Ville F., Reñe A., Yarnell S. M., Batalla R.J., Vericat D., 2022. Hydrological characterization of hydropeaks in mountain rivers (examples from Southern Pyrenees). *River Res Applic.* ;1–21.
- Tennant D.L. 1976. Instream flow regimes for fish, wildlife, recreation and related environmental resources. In Orsborn J.F. & Allman C.H. (Eds.), *Instream Flow Needs*, 359-373. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, Western Division.
- Thompson J.S., 1970. The effect of water regulation at Gorge Dam on stranding of salmon fry in the Skagit river, 1969-1970. WDF Olympia WA. Unpubl. MS., 46p.
- Tiffan K. F., Haskell C. A., Kock T. J., 2010. Quantifying the behavioral response of spawning chum salmon to elevated discharges from Bonneville dam, Columbia River, USA. *River Research and Applications* 26, 87–101.
- Tissot L., Souchon Y., 2010. Synthèse des tolérances thermiques des principales espèces de poissons des rivières et fleuves de plaine de l'Ouest européen. *Hydroécologie Appliquée* 17 :17-76.
- Tockner K., Pusch M., Bordchart D., Lorang M.S., 2010. Multiple stressors in coupled river–floodplain ecosystems. *Freshwater Biology* 55(s1) :135 – 151.
- Tonolla D., Chaix O., Meille T., Zurwerra A., Büsser P., Oppliger S.; Essyad K., 2017. Eclusées – Mesures d’assainissement. Un module d’aide à l’exécution. Renaturation des eaux. Office Fédéral de l’Environnement, Berne. L’environnement pratique, n°1701 : 134p.
- Trotsky H.M., Gregory R.W., 1974. The effects of water flow manipulation below a hydroelectric power dam on the bottom fauna of the upper Kennebec River, Maine. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 103, 318-324.
- Tuhtan J.A., Noack M. et Wieprecht S., 2012. Estimating stranding risk due to hydropeaking for juvenile European grayling considering river morphology. *KSCE Journal of Civil Engineering* 16(2) : 197-206.
- Unfer G., Hauer C., Lautsch E., 2010. The influence of hydrology on the recruitment of brown trout in an Alpine river, the Ybbs River, Austria. *Ecology of Freshwater Fish* 20(3) : 438 - 448
- USFW 2010. Flow-habitat relationships for juvenile fall/spring-run Chinook salmon and steelhead/rainbow trout rearing in the Yuba River. USFWS, SFWO, Energy Planning and Instream Flow Branch Yuba River Rearing Report October 8, 2010, 309 p.
- Valentin S., 1995. Variabilité artificielle des conditions d’habitat et conséquences sur les peuplements aquatiques : Effets écologiques des éclusées hydroélectriques en rivière. Thèse de Doctorat.
- Valentin S., Sempeski P., Souchon Y., Gaudin P., 1994. Short-term habitat use by young grayling, *Thymallus thymallus* L., under variable flow conditions in an experimental stream. *Fisheries Management and Ecology* 1: 57–65.
- Vanzo, D., 2015. Eco-hydraulic quantification of hydropeaking and thermopeaking: development of modelling and assessment tools. PhD thesis, Université de Trento, 191p.
- Vanzo D., Tancon M. Alfredsen K, Zolezzi G., Siviglia A., 2016. A Modeling approach for the quantification of fish stranding : The case of Lundesokna River Norway. 11th International Symposium on Ecohydraulics. Melbourne Australia.
- Vehanen T., Huusko A., Yrjana T., Lahti M. et Maki-Petays A., 2003. Habitat preference by graling (*Thymallus thymallus*) in an artificially modified, hydropeaking riverbed: a contribution to understand the effectiveness of habitat enhancement measures. *J. Appl. Ichthyol.* 19 : 15-20.
- Véricat D., Ville F., Palau-Ibars A., Batalla R.J., 2020. Effects of Hydropeaking on Bed Mobility: Evidence from a Pyrenean River. *Water*, 12(1), 178.
- Vernby A., 2021. How does hydropeaking and geological substrate affect aquatic macroinvertebrates in a regulated river? Master’s thesis, Faculty of Health, Science and Technology Karlstads, 33p.
- Vibert R., 1939a. Répercussions piscicoles du fonctionnement par éclusées des usines hydroélectriques. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* N°117 p. 109-113.
- Vibert R., 1939b. Répercussions piscicoles du fonctionnement par éclusées des usines hydroélectriques. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* N°117 p. 137-155.

- Vitousek P. M., Mooney H. A., Lubchenko J., Melillo J. M., 1997. — Human domination of earth's ecosystems. *Science*. 277 494-499.
- Vollset K.W., Skoglund H., Wiers T., Barlaup B.T., 2016. Effects of hydropeaking on the spawning behaviour of Atlantic salmon *Salmo salar* and brown trout *Salmo trutta*. *J. Fish Biol.*, 88, 2236–2250.
- Ward J. V., Stanford J. A., 1979. Ecological factors controlling stream zoobenthos with emphasis on thermal modification of regulated streams, in *The Ecology of Regulated Streams*, edited by J. V. Ward and J. A. Stanford, pp. 35-55, Springer, New York.
- Ward, J. V. and Stanford, J. A., 1995. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regul. Riv.*, Vol. 11, 105-119.
- Wasson J.-G., Villeneuve B., Mengin N., Pella H., Chanderis A., 2005, Modèles pressions/impacts : approche méthodologique, modèles d'extrapolation spatiale et modèles de diagnostic de l'état écologique basés sur les invertébrés en rivière (IBGN), rapport, Cemagref BEA/LHQ, Lyon, 61 p.
- Webb B.W., Wallin D.E., 1996. Long-term variability in the thermal impact of river impoundment and regulation. *Applied Geography*, 16(3), 211–223.
- Wehrly K.E., Wang L., Mitro M., 2007. Field-Based Estimates of Thermal Tolerance Limits for Trout: Incorporating Exposure Time and Temperature Fluctuation. *Trans. Am. Fish Soc.*, 136(2) : 365-374.
- White R.G., 1976. A methodology for recommending stream resource maintenance flows for large rivers. In Orsborn, J. F. and Allman, C.H. (Eds), *Proceedings of the Symposium and Speciality Conference on Instream Flow Needs II*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 376–386.
- Woodin R.M., 1984. Evaluation of salmon fry stranding induced by fluctuating hydroelectric discharge in the Skagit River 1980-1983. Washington Department of Fisheries Technical Report, 83.
- Young P.S., Cech J.J., Thompson L.C., 2011. Hydropower-related pulsed-flow impacts on stream fishes: a brief review, conceptual model, knowledge gaps, and research need. *Rev. Fish Biol. Fisheries*, 21: 713-131.
- Zeiringer B., Fohler N., Auer S., Greimel F., Schmutz S., 2014. Experiments on drifting and stranding of juvenile grayling during fluctuating flow in nature-like channels with different morphological structures. 10th International Symposium on Ecohydraulics, Trondheim, Norway, 23-27 June 2014, 4 p.
- Zolezzi G., Siviglia A., Toffolon M., Maiolini B., 2011. Thermopeaking in Alpine streams: event characterization and time scales. *Ecohydrology* 4(4): 564–576.

6. ANNEXE 1 : TEXTES JURIDIQUES APPLICABLES AUX ECLUSEES



Il s'agit des textes en vigueur à la date de publication du guide. Nous invitons le lecteur à s'informer des évolutions réglementaires qui auraient pu intervenir depuis.

6.1. REGLEMENTATION NATIONALE

Le fonctionnement par éclusées est encadré par l'ensemble des dispositions législatives et réglementaires spécifiques aux installations hydroélectriques rassemblées dans le livre V du Code de l'Énergie et applicable aux régimes de concession et d'autorisation. Il est également soumis aux dispositions de Code de l'Environnement et notamment les rubriques de la nomenclature de la loi sur l'eau.

Les modalités de fonctionnement par éclusée sont définies dans les articles des règlements d'eau des concessions et/ou des arrêtés d'autorisation.

Ces modalités ne peuvent être fixées que dans le cadre :

- d'une procédure de renouvellement de concession ou d'autorisation lorsque celles-ci sont arrivées à échéance ;
- d'une révision des actes administratifs en cours d'exploitation.

Les procédures de renouvellement des concessions et des autorisations sont encadrées par les dispositions réglementaires des codes de l'environnement et de l'énergie. La procédure administrative et surtout la demande du pétitionnaire doit s'appuyer sur la mise en œuvre de la séquence « Eviter-Réduire-Compenser » (ERC), le tout en application des principes des articles L211-1 et L212-1 qui visent à une gestion équilibrée et durable de la ressource en eau et l'application des objectifs du SDAGE relatifs à l'atteinte du bon état des masses d'eau.

La mise en œuvre de cette séquence « ERC » dans le cas des éclusées et des aménagements existants repose sur des diagnostics approfondis des états initiaux, une quantification des impacts et un dimensionnement des mesures d'atténuation.

Dans le dimensionnement des mesures d'atténuation, l'autorité administrative ne dispose actuellement que d'un seul texte fixant des valeurs guides pour le régime hydrologique. En effet, au sein des Codes de l'Environnement ou de l'Énergie, il n'existe pas de dispositions fixant un cadre réglementaire et surtout des valeurs planchers pour les variations non-naturelles de débit générées par un aménagement.

La seule disposition existante est relative au débit minimal à laisser dans un cours d'eau en aval d'un ouvrage de captage ou de dérivation des eaux (article L214-18 C.Env). Cet article mentionne entre autres :

« 1.-Tout ouvrage à construire dans le lit d'un cours d'eau doit comporter des dispositifs maintenant dans ce lit un débit minimal garantissant en permanence la vie, la circulation et la reproduction des espèces vivant dans les eaux au moment de l'installation de l'ouvrage ainsi que, le cas échéant, des dispositifs empêchant la pénétration du poisson dans les canaux d'aménée et de fuite ».

Ce débit minimal ne doit pas être inférieur au dixième du module du cours d'eau en aval immédiat ou au droit de l'ouvrage correspondant au débit moyen interannuel, évalué à partir des informations disponibles portant sur une période minimale de cinq années, ou au débit à l'amont immédiat de l'ouvrage, si celui-ci est inférieur.

Pour les cours d'eau ou parties de cours d'eau dont le module est supérieur à 80 mètres cubes par seconde, ou pour les ouvrages qui contribuent, par leur capacité de modulation, à la production d'électricité en période de pointe de consommation et dont la liste est fixée par décret en Conseil d'Etat pris après avis du Conseil supérieur de l'énergie, ce débit minimal ne doit pas être inférieur au vingtième du module du cours d'eau en aval immédiat ou au droit de l'ouvrage évalué dans les mêmes conditions ou au débit à l'amont immédiat de l'ouvrage, si celui-ci est inférieur.

Atténuer les impacts des éclusées

« II. Les actes d'autorisation ou de concession peuvent fixer des valeurs de débit minimal différentes selon les périodes de l'année, sous réserve que la moyenne annuelle de ces valeurs ne soit pas inférieure aux débits minimaux fixés en application du I. En outre, le débit le plus bas doit rester supérieur à la moitié des débits minimaux précités. »

Dans le contexte des aménagements hydroélectriques produisant de l'électricité en pointe, le législateur privilégie les enjeux énergétiques plutôt que les enjeux de fonctionnalité des milieux aquatiques. En effet, l'article indique que certains aménagements contribuant à la production d'électricité de pointe donc fonctionnant par éclusées peuvent bénéficier d'un débit minimal plancher égal au 1/20^{ème} du module soit une valeur inférieure de 70 à 90 % à la valeur des débits moyens mensuels d'étiage de retour 2 ans du bassin Rhône-Méditerranée-Corse. Sur 111 aménagements identifiés dans le décret n° 2010-1391 du 12 novembre 2010, 58 sont situés dans les bassins Rhône-Méditerranée et de Corse.

Comme pour la valeur du 1/10^{ème} du module, cette valeur du 1/20^{ème} est un plancher. L'autorité administrative peut tout à fait fixer des valeurs supérieures dans les règlements et arrêtés dès lors que des enjeux environnementaux ont été identifiés.



Les procédures administratives encadrant les concessions et les autorisations des aménagements hydroélectriques sont un espace majeur pour la définition, le choix et la mise en œuvre des mesures d'atténuation. C'est le cas dans le cadre des renouvellements des concessions et des autorisations mais cela peut également être possible en dehors de ces périodes si des enjeux environnementaux et des objectifs de protection de la ressource et de la biodiversité apparaissent. L'autorité administrative peut ainsi modifier les règlements d'eau (articles R521-29 et R521-30 du Code de l'Énergie), sous réserve qu'il ne remette pas en cause l'équilibre général de la concession.

La majorité des règlements d'eau encadrant les aménagements fonctionnant par éclusée sont relativement peu détaillés quant aux caractéristiques des éclusées. Très souvent, seuls les débits maximums turbinés sont mentionnés. Ils accompagnent les valeurs de débits réservés en aval des ouvrages de prises d'eau. L'un des seuls articles pouvant agir sur le fonctionnement par éclusée porte sur la présence ou non d'un bassin ou d'une retenue de démodulation dont la fonction est d'atténuer les variations amont.

Dans d'autres européens, il existe des réglementations qui définissent des seuils de ratio entre le débit de pointe des éclusées et le débit de base du cours d'eau. Quelques exemples :

- L'Autriche fixe un ratio débit de pointe/débit de base de 1:3 et demande une variation maximale de 20 % de la surface mouillée pour les petites et moyennes rivières. Un ratio de débit supérieur à 1:5 conduit automatiquement à l'échec de l'atteinte du bon état écologique. Pour les rivières de plus grande taille, une analyse au cas par cas est préconisée car un ratio de 1:3 est sans doute déjà trop élevé pour pouvoir atteindre le bon état écologique (Moreira et al, 2019).
- La province autonome de Bolzano, en Italie, a également fixé un ratio débit de pointe/débit de base de 1:3 pour les nouvelles installations.
- En Suisse, l'article 41^e de la section 2 de l'ordonnance sur la protection des eaux indique que des éclusées dont le rapport du débit maximal sur le débit plancher est supérieur à 1.5 porte gravement atteinte à la faune et à la flore indigène. L'article 41f définit les modalités de la planification des mesures dites d'assainissement sans toutefois fixer de valeurs seuils pour ces mesures.
- Une revue des pratiques réglementaires actuelles en Europe est décrite dans "Novel Developments for Sustainable Hydropower", Rutschmann et al, 2022.

6.2. REGLEMENTATION RELATIVE AUX OBJECTIFS DE QUALITE DES COURS D'EAU

Cadre général

Si les modifications des régimes d'écluse ne peuvent intervenir qu'au travers d'actes administratifs encadrant le fonctionnement des centrales, il n'en reste pas moins que, quelle que soit leur situation administrative, leur exploitation demeure soumise au cadre réglementaire général, lequel fixe les objectifs de préservation et de restauration de la ressource en eau ainsi que des écosystèmes aquatiques. Ce cadre général est décliné à plusieurs niveaux :

- Niveau Européen : La Directive Cadre sur l'Eau (DCE) donne la priorité à la protection de l'environnement et à une utilisation durable de l'eau, en demandant de veiller à la non-dégradation de la qualité des eaux. L'objectif était d'atteindre d'ici 2015 un bon état général pour les eaux superficielles. Cette échéance n'ayant pu être atteinte dans les délais, l'échéance a été repoussée à 2027.
- Niveau Bassin hydrographique : Le Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) est un document de planification institué par la loi sur l'eau de 1992 (loi no 92-3 du 3 janvier 1992) et régi par les articles L. 212-1 à L. 212-2-3 du code de l'environnement. Actualisé et adopté tous les 6 ans par un comité de bassin, composé de représentants des élus, de l'Etat, des usages économiques et non économiques, il est opposable aux décisions administratives dans les domaines de l'eau et de l'urbanisme, dans un rapport de compatibilité. Il est organisé en 3 axes :
 - il définit les orientations permettant de satisfaire les grands principes d'une gestion équilibrée et durable de la ressource en eau ;
 - il fixe les objectifs de qualité et de quantité à atteindre pour chaque masse d'eau du bassin : cours d'eau, plan d'eau ; nappe souterraine ; estuaires ; eaux côtières ;
 - il détermine les dispositions nécessaires pour prévenir la détérioration et assurer la protection et l'amélioration de l'état des eaux et des milieux aquatiques, afin de réaliser les objectifs fixés.
- Niveau du bassin-versant : Le Schéma de Gestion et d'Aménagement des Eaux (SAGE) est un outil de planification, institué par la loi sur l'eau de 1992, et régi par les articles L212-3 à L212-11 du code de l'environnement, Adopté par une commission locale de l'eau, instance de concertation locale représentative des différents usages, il vise la gestion équilibrée et durable de la ressource en eau. Il constitue une déclinaison du SDAGE à une échelle locale. . Le SAGE fixe, coordonne et hiérarchise des objectifs généraux d'utilisation, de valorisation et de protection quantitative et qualitative des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques, ainsi que de préservation des zones humides. Il identifie les conditions de réalisation et les moyens pour atteindre ces objectifs :
 - il précise les objectifs de qualité et quantité du SDAGE, en tenant compte des spécificités du territoire ;
 - il énonce des priorités d'actions ;
 - il édicte des règles particulières d'usage.

En plus d'un plan d'aménagement et de gestion durable (PAGD), le SAGE comprend un règlement, accompagné de documents cartographiques, qui édicte les règles à appliquer pour atteindre les objectifs fixés dans le PAGD. Ces deux documents sont opposables aux pouvoirs publics et aux tiers.

Place de l’hydrologie dans les documents réglementaires

La DCE

La DCE ne fixe pas directement des objectifs en matière d’hydromorphologie. Elle indique cependant que le maintien ou la restauration d’un bon état hydromorphologique est un principe et un levier d’action essentiel pour l’état écologique des masses d’eau. Ces principes sont d’ailleurs déclinés dans le **rapport technique n°31 de la Commission Européenne (2015) sur les débits écologiques**. Ce document explicite à la fois les enjeux associés au régime de débit pour le fonctionnement des cours d’eau et l’atteinte des objectifs de la DCE ainsi que les mesures de gestion possible. Il mentionne notamment que : « Les **débits écologiques** sont considérés dans le contexte de la DCE comme un régime hydrologique compatible avec la réalisation des objectifs environnementaux de la DCE dans les masses d’eau naturelles de surface telles que mentionnées à l’article 4(1) ».

Le SDAGE

Le SDAGE 2022-2027 du bassin Rhône-Méditerranée fixe des orientations relatives à la gestion des régimes de débit et de la ressource en eau. Des **dispositions et des mesures spécifiques aux éclusées** ont été inscrites.

Tableau 16 : SDAGE 2022-2027. Orientations, dispositions et mesures spécifiques aux éclusées

Orientations	Dispositions	Mesures
OF6A : AGIR SUR LA MORPHOLOGIE ET LE DÉCLOISONNEMENT POUR PRÉSERVER ET RESTAURER LES MILIEUX AQUATIQUES	6A-10 Réduire les impacts des éclusées sur les cours d’eau pour une gestion durable des milieux et des espèces. 6A-11 Améliorer ou développer la gestion coordonnée des ouvrages à l’échelle des bassins versants	MIA0305 Mettre en œuvre des actions de réduction des impacts des éclusées générés par un ouvrage

En complément des orientations et dispositions traitant de la morphologie et de la réduction des impacts des éclusées hydroélectriques, cet usage peut également s’inscrire dans le cadre des dispositions relatives à la non-dégradation des milieux aquatiques.

Tableau 17 : SDAGE 2022-2027. Orientations, dispositions relatives à la non dégradation des milieux

Orientations	Dispositions
OF2 : CONCRÉTISER LA MISE EN ŒUVRE DU PRINCIPE DE NON DÉGRADATION DES MILIEUX AQUATIQUES	2-01 Mettre en œuvre la séquence « éviter-réduire-compenser ». 2-02 Évaluer et suivre les impacts des projets

Les SAGE

En 2023, à notre connaissance, aucun SAGE n’a décliné dans son PAGD et son règlement de mesures spécifiques aux éclusées.

6.3. REGLEMENTATION RELATIVE AUX HABITATS ET A LA BIODIVERSITE

Niveau Européen

La directive habitat de 1992 a pour objectif de maintenir ou de rétablir la biodiversité de l'Union européenne. Pour cela elle vise à recenser, protéger et gérer les sites d'intérêt communautaire présents sur le territoire de l'Union (réseau de sites NATURA 2000). Un site est dit "d'intérêt communautaire" lorsqu'il participe à la préservation d'un ou plusieurs habitats d'intérêt communautaire et d'une ou plusieurs espèces de faune et de flore d'intérêt communautaire ou contribue de manière significative à maintenir une biodiversité élevée dans la région biogéographique considérée. Les annexes I et II fournissent des listes d'habitats et d'espèces jugées d'intérêts communautaires. Parmi eux, on retrouve des habitats d'eaux stagnantes et courantes, des habitats des forêts alluviales ainsi que des espèces de poissons, d'insectes, de batraciens et de mammifères inféodées plus ou moins directement aux milieux aquatiques.

Niveau national

- Les Arrêtés de protection des espèces (ces arrêtés nationaux sont déclinés par groupe faunistique)
 - L'arrêté du 8/12/1988 fixe une liste de poissons pour lesquelles sont interdits en tout temps, sur tout le territoire national : la destruction ou l'enlèvement des œufs ; La destruction, altération ou la dégradation des milieux particuliers, et notamment des lieux de reproduction, désignés par arrêté préfectoral
 - L'arrêté du 21/07/1983 vise la protection des espèces d'écrevisses autochtones.
 - Les arrêtés du 09 juillet 1999 et du 23 avril 2007 fixent la liste des espèces de vertébrés protégées sur le territoire nationale dont certains mammifères semi-aquatiques (loutre, desman des Pyrénées, musaraigne aquatique, campagnol amphibie, castor) ou encore l'Apron du Rhône. Pour ces espèces la destruction, l'altération ou la dégradation des sites de reproduction et des aires de repos des animaux est interdite.
 - L'arrêté du 23/04/2007 fixe la liste des espèces d'insectes protégés dont notamment des espèces d'odonates inféodées aux milieux aquatiques. Comme pour les mammifères, la destruction ou l'enlèvement des œufs, des alevins et des nymphes, la destruction, la mutilation, la capture ou l'enlèvement, la perturbation intentionnelle des animaux dans le milieu naturel est interdite ainsi que celle des habitats de reproduction ou de repos.
- La protection des habitats de reproduction des poissons
 - Si la ponte de certaines espèces de poissons est protégée par l'arrêté de 1988, les habitats de reproduction (frayères) sont également concernés par des réglementations du code de l'environnement.
 - L'article L432-3 puni toute action qui aurait conduit à la destruction de frayères au sens de l'habitat potentiel sauf si cette action 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. Cet article s'adresse très aux travaux en cours d'eau qui par des interventions mécaniques directes ou indirectes sont susceptibles de détruire les habitats de frayères. Les variations de débits liées à des éclusées hydroélectriques autorisées ne semblent pas entrer dans le champ d'application de cet article.
 - La rubrique 3.1.5.0 de la nomenclature « eau » soumet à autorisation ou à déclaration les « installations, ouvrages, travaux ou activités, dans le lit mineur d'un cours d'eau, étant de nature à détruire les frayères, les zones de croissance ou les zones d'alimentation de faune piscicole, des crustacés et des batraciens ou, dans le lit majeur, étant de nature à détruire les frayères de brochet ». Au-delà de 200 m² de frayères affectées, l'activité ou l'installation est soumise à autorisation.
 - Dès l'instant où le fonctionnement par éclusée résulte d'une autorisation ou d'une concession, l'exondation des zones de frayères ne semble pas entrer dans cette rubrique.

7. ANNEXE 2 : LA THEMATIQUE DES ECLUSEES DANS LA LITTERATURE SCIENTIFIQUE

La thématique des éclusées s'inscrit dans un corpus scientifique très vaste traitant des pressions et des altérations induites par les aménagements hydroélectriques sur les écosystèmes aquatiques. Elle est devenue, depuis les années 2000 et surtout 2010, un sujet d'études et de recherches très important.

Dans le même temps, la nécessité d'instaurer des régimes hydrologiques plus respectueux du fonctionnement morphologique et écologique des cours d'eau s'est peu à peu imposée dans les objectifs de gestion (Arthington, 2012, EU Commission, 2015) même si leur mise en œuvre reste aujourd'hui assez marginale.

La thématique des éclusées s'inscrit au cœur d'une discipline appelée aujourd'hui l'écohydraulique dont l'essor a été très important depuis les années 2000 (Nestler et al., 2016).

Elle est au croisement des domaines de l'hydrologie, de la géomorphologie et de l'hydraulique fluviale et de la biologie des communautés aquatiques.

7.1. PRISES EN COMPTE DE L'HYDROLOGIE DANS LE FONCTIONNEMENT DES HYDROSYSTEMES

Il faut attendre les années 1970 pour que la thématique du rôle des régimes hydrologiques dans le fonctionnement des écosystèmes d'eau courante émerge (Hynes, 1970). Au fil des années, elle va prendre de plus en plus d'importance (NRC, 1992).

Les travaux de recherche en écologie aquatique montrent que l'ensemble des composantes des régimes hydrologiques jouent un rôle vis-à-vis des fonctionnalités écologiques des rivières et des fleuves (Décamps et Naiman, 1989 ; Poff et al., 1997 ; Naiman et al., 2002 ; Bunn et Arthington, 2002) avec une importance particulière de 5 variables-clés : les volumes écoulés, la variabilité saisonnière et journalière, la prédictibilité et la fréquence des événements (Poff et Ward, 1989).

Ces fonctionnalités sont essentielles au maintien des « services » rendus par les cours d'eau (Postel, 1992 ; Postel et Carpenter, 1997). Les recherches mettent en évidence le rôle majeur des inondations et des débordements dans le fonctionnement du système rivière/vallée alluviale (Junk et al., 1989 ; Ward et Stanford, 1995).

C'est également à partir des années 1970 que la thématique des perturbations associées aux grands aménagements hydrauliques (grands barrages) monte en puissance avec les premiers travaux scientifiques sur le maintien des débits minimums en cours d'eau et le développement des méthodes d'aide à leur détermination (Tennant, 1976 ; White, 1976 ; Bovee et Milhous, 1978 ; Bovee 1982). Puis, des travaux de recherche sur les impacts de l'ensemble des modifications du régime sont publiés (Ward et Stanford, 1979).

Dans les années 1990, ces recherches débouchent sur des méthodes d'aide à la définition de régimes de débit en aval des grands barrages, qui respectent une dynamique et non des valeurs fixes (Richter et al., 1996 et 1997). Les années 2000 voient le développement d'approches holistiques autour de la notion de débits environnementaux (e-flow). Des méthodes de détermination de ces e-flows (EFA (environmental flow assessment)) sont développées par le croisement des données hydrologiques, morphologiques et biologiques (Arthington et al., 2003 ; EU Commission, 2015).

7.2. PREMIERES PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES SUR LES ECLUSEES

Au niveau international, comme pour la prise en compte de l'hydrologie en général, la question des impacts des éclusées monte en puissance à partir des années 1970. Les premiers rapports scientifiques proviennent d'études conduites en aval de grands barrages des Etats de Washington et d'Oregon sur les rivières Skagit, Columbia ou Deschutes. Elles portent sur les populations de saumons du Pacifique (Philipp (1969), Thompson (1970), Phinney (1974), Trotsky et Gregory (1974) in Hunter (1992) et Spellman, (2015)). Des phénomènes d'exondation de frayères et de piégeage-échouage sont alors décrits et quantifiés.

En France, les premiers écrits sur les impacts des éclusées en aval des barrages hydroélectriques apparaissent dans les années 1930 (Vibert, 1939a, 1939b). L'auteur démontre que le fonctionnement par éclusées du complexe hydroélectrique de Cize Bolozon sur l'Ain, génère de fortes variations de débits qui conduisent à de très nombreux assèchements de frayères et des piégeages de poissons. Il parle de « crues journalières » et signale également des dysfonctionnements dans le transport solide avec de forts mais courts déplacements de sable et de graviers qui comblent les faciès profonds.

Il faut attendre les années 1990 pour voir des travaux de recherche importants se mettre en place dans le cadre d'un programme lancé par EDF et piloté par la Direction des Etudes et Recherche en collaboration avec les laboratoires du CEMAGREF (aujourd'hui INRAE), d'EDF, de l'ENSAT (Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Toulouse) et des universités de Lyon, Toulouse et Marseille. Ce programme a pour objectif de comprendre les phénomènes physiques et biologiques liés aux éclusées et d'évaluer les éventuels impacts de ce type de gestion sur les cours d'eau français.

Plusieurs thèses ont permis d'apporter des éléments sur les communautés piscicoles et sur les invertébrés benthiques (Lauters, 1995, Valentin, 1995, Cereghino, 1997 ; Liebig, 1998). Les approches comparatives des abondances et des structures de peuplements piscicoles de part et d'autre des restitutions des aménagements étudiés montrent des impacts quantitatifs du fonctionnement par éclusée sur les populations de truites notamment. Le recrutement en alevins apparaît altéré par les variations de débits avec des problèmes de fonctionnalité de frayères et surtout de dérive forcée. Les premières études expérimentales en chenaux semi-naturels permettent d'appréhender ce phénomène (Valentin, *ibidem* ; Liebig et al., 1998).

Par la suite, les travaux de recherche sur les éclusées sont assez peu nombreux en France à l'exception de la thèse de D. Courret (2014) portant sur la caractérisation des perturbations hydrologiques et celle de C. Jude (2021) sur la réponse des poissons et des macroinvertébrés aux éclusées, à l'échelle des individus et des populations.

En revanche, dans le domaine de l'ingénierie, les études menées sur la rivière Dordogne et son affluent la Maronne donnent lieu à de nombreux rapports que ce soit sur les exondations de frayères de salmonidés (Lagarrigue et Lascaux, 1999, 2000 et 2001) ou sur les piégeages-échouages (Cazeneuve et al., 2009a). Les diagnostics biologiques menés entre 1996 et 1999 sur le Doubs Franco-Suisse mettent en évidence des impacts quantitatifs des variations de débits liés aux aménagements hydroélectriques sur les peuplements piscicoles (Degiorgi et al., 2000).

7.3. MONTEE EN PUISSANCE DE LA THEMATIQUE

La thématique des éclusées est au cœur de la recherche en éco-hydraulique, notamment dans des pays concernés comme la Norvège, l’Autriche, la Suisse, l’Italie le Canada ou les Etats-Unis. En 2020, le réseau Hypeak est créé en Europe pour enrichir les initiatives de recherche internationales et soutenir la planification et la politique en matière d’hydroélectricité. Il est fondé sur des échanges et la mise en réseau des scientifiques de plusieurs pays travaillant dans le domaine de l’hydrologie et de l’écohydraulique appliqué à l’hydroélectricité (Alp et al., 2023).

A partir des années 2005-2010, les zones tropicales sont également concernées avec le développement des constructions de grands barrages notamment en Amérique du Sud (Abujanra et al., 2009 ; Agostinho et al., 2008).

Cette montée en puissance de la thématique des éclusées dans la production scientifique se caractérise par une forte progression des publications (Bejarano et al., 2017) avec une moyenne de 2,5 à 3 publications mensuelles depuis les années 2016 contre moins de 0,5 par mois entre 2005 et 2010 et moins de 0,2 par mois dans les années 1990 (Figure 81). Dans cette littérature, le groupe faunistique des poissons constitue, très majoritairement, le centre d’intérêt même si, depuis plusieurs années, les invertébrés et les végétaux ont fait l’objet d’une attention croissante.

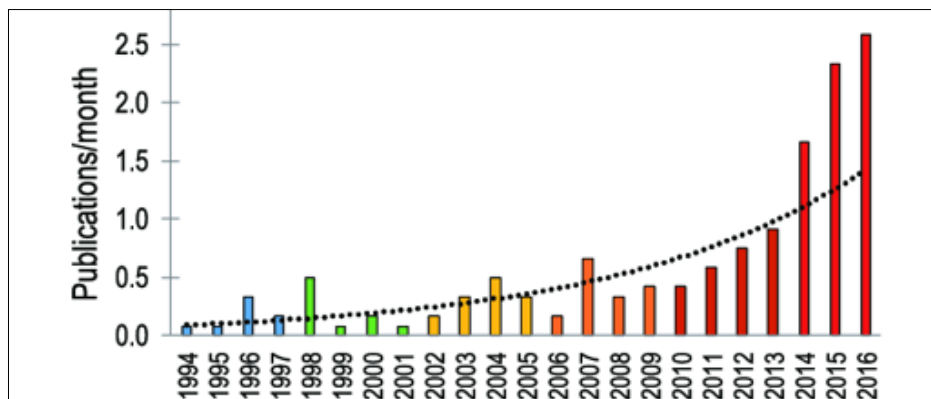


Figure 81 : nombre de publications scientifiques du Web of Science comprenant le mot « éclusée » dans le titre ou le résumé, entre 1994 et 2016 (Bejarano et al. 2007).

En 2023, la revue River Research and Application publie un numéro spécial comptant 23 publications traitant spécifiquement de la thématique des éclusées. De plus, Hayes et al. (2023) listent cette même année les **100 questions clés pour guider la recherche et la politique de gestion des éclusées**.

Une des conclusions est fondamentale : « Nous constatons qu’il existe déjà une bonne compréhension de l’impact écologique des éclusées et des techniques d’atténuation efficaces pour permettre une **hydroélectricité durable**. Cependant, un décalage subsiste dans sa mise en œuvre de sa politique et de gestion ».



ATTÉNUER LES IMPACTS ÉCOLOGIQUES DES ÉCLUSÉES HYDROÉLECTRIQUES

TOME 1 : ÉTAT DES CONNAISSANCES ET RETOURS D'EXPÉRIENCE

Le SDAGE Rhône-Méditerranée, dans sa disposition 6A-10 (Réduire les impacts des éclusées sur les cours d'eau pour une gestion durable des milieux et des espèces), appelle à identifier des scénarios de gestion pour atténuer ou supprimer les impacts des éclusées hydro-électriques en tenant compte des enjeux socio-économiques, dans un cadre concerté avec l'ensemble des acteurs et usagers du territoire et en cohérence avec les objectifs de la loi relative à la transition énergétique.

Le secrétariat technique du bassin Rhône-Méditerranée publie un guide en deux parties, en appui à la mise en œuvre de cette démarche. Le présent document constitue le tome 1 : il établit un état de l'art de la connaissance des altérations et des impacts écologiques d'un fonctionnement par éclusées. Il explique notamment en quoi les éclusées peuvent constituer une perturbation écologique majeure pour les écosystèmes aquatiques qui y sont soumis. Il présente aussi un bilan critique des méthodes utilisées à ce jour, pour évaluer ces altérations et impacts et pour proposer les mesures pouvant être mises en œuvre pour les atténuer.

Sur la base des retours d'expérience exposés ici, le tome 2 (à paraître) présentera les étapes recommandées par le secrétariat technique de bassin pour établir un diagnostic des altérations et des impacts des éclusées, et pour identifier, dimensionner et suivre les mesures d'atténuation dans un cadre concerté.

.....

Ce guide technique s'adresse principalement aux maîtres d'ouvrages des aménagements hydro-électriques fonctionnant par éclusées, aux structures compétentes pour la gestion des milieux aquatiques et la prévention des inondations sur des cours d'eau concernés par ce type d'aménagement mais aussi aux bureaux d'étude et aux services de l'État et ses établissements publics (agence de l'eau et office français de la biodiversité) dans le cadre de l'accompagnement qu'ils apportent aux gestionnaires.

Il est mis à disposition sur le site internet du bassin Rhône-Méditerranée :
www.rhone-mediterranee.eaufrance.fr


**PRÉFÈTE
COORDONNATRICE
DU BASSIN
RHÔNE-MÉDITERRANÉE**

*Liberté
Égalité
Fraternité*

.....

Direction régionale de l'environnement,
de l'aménagement
et du logement Auvergne Rhône-Alpes
5 place Jules Ferry - Immeuble Lugdunum
69453 LYON CEDEX 06


**RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE**
*Liberté
Égalité
Fraternité*

.....

Agence de l'eau
Rhône Méditerranée Corse
2-4 allée de Lodz
69363 LYON CEDEX 07




**RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE**
*Liberté
Égalité
Fraternité*

.....

Office Français de la Biodiversité -
Délégation régionale Auvergne-Rhône-Alpes
Parc de Parilly
Chemin des chasseurs
69500 Bron

