

Synthèse des principaux impacts écologiques engendrés par les aménagements hydroélectriques et de leurs conséquences sur le fonctionnement des cours d'eau

Sylvain Richard, pôle écohydraulique (DPPC)

Pierre Sagnes, pôle écohydraulique (DRAS)

Dominique Courret, pôle écohydraulique (DRAS)

Toulouse, janvier 2022

1. CONTEXTE

Cette note technique a pour objet de synthétiser les connaissances actuelles sur les principaux impacts écologiques engendrés par les installations hydroélectriques et leurs conséquences sur le fonctionnement des cours d'eau.

Elle s'inscrit dans une démarche de conciliation et de prise en compte des enjeux environnementaux, dans le cadre de la définition du potentiel hydroélectrique à l'échelle des bassins versants et de l'augmentation des capacités installées en application de la loi n°2021-1104 du 22/08/2021 dite « Climat et résilience » (art 83 et 89).

Le document est structuré autour de la nature des impacts et de leurs conséquences, en tenant compte de la dimension des aménagements. Il n'aborde pas les questionnements actuels de la communauté scientifique relatifs à la séquestration du carbone et aux émissions de gaz à effet de serre (CO₂, CH₄) que peuvent engendrer les retenues sous nos latitudes, quelles que soient leurs dimensions (*Barros et al., 2011; Maeck, 2013; Carluer et al., 2017; Premaltha et al., 2014*).

2. LES PRINCIPAUX IMPACTS DES AMÉNAGEMENTS HYDROÉLECTRIQUES

Les impacts de l'hydroélectricité sur les écosystèmes aquatiques font l'objet de très nombreux travaux scientifiques depuis plusieurs décennies et sont aujourd'hui relativement bien connus, que ce soit pour les grands ouvrages hydroélectriques (*Ward & Stanford, 1979; Poff & Hart, 2002; Nilsson et al., 2005*) ou les plus petites installations (*Bilotta et al., 2016; Couto et al., 2018; Lange et al., 2019*). Les grands ouvrages hydroélectriques sont les aménagements dont la hauteur du barrage est (1) supérieure à 15 m ou (2) comprise entre 5 et 15 m avec une retenue de volume supérieure à 3 Mm³ (*ICOLD, 2020*). En deçà, les aménagements sont considérés comme étant des petites installations.

Deux principales natures d'impacts physiques et écologiques peuvent être induites par un aménagement hydroélectrique (*Poff & Hart, 2002; Anderson et al., 2015*), en lien avec la présence de l'ouvrage de prise d'eau et de la centrale :

- La **modification des conditions d'écoulement**, (1) en amont de l'ouvrage de prise d'eau par la création d'une retenue et (2) en aval de l'ouvrage de prise d'eau si la centrale est en dérivation (réduction du débit dans le tronçon court-circuité) et/ou en aval de

la centrale si elle fonctionne par éclusées (variations importantes, rapides et fréquentes de débits) ;

- La **perturbation voire le blocage**, (1) des flux amont-aval de sédiments, de matière organique et de nutriments et (2) des déplacements des organismes aquatiques. Le transit des poissons par les turbines hydrauliques lors de leur migration de dévalaison présente en outre **des risques de blessures et de mortalités** (*Larinier & Dartiguelongue, 1989 ; Larinier & Travade, 2002*).

Il semble utile de préciser que les impacts des ouvrages transversaux et leurs conséquences sur le fonctionnement écologique des cours d'eau **sont anciens et apparaissent bien avant le développement de l'hydroélectricité et des grands barrages**. Ainsi, l'essor du développement des seuils de moulins en Europe occidentale a contribué à limiter l'accès à certains habitats essentiels pour la reproduction des poissons migrateurs amphihalins de certains bassins versants, avec pour conséquences la régression ou la disparition du saumon atlantique dès la fin du Moyen-Âge et particulièrement à partir des 18^{ème} et 19^{ème} siècles (*Bachelier 1963-1964 ; Thibault, 1994 ; Hoffmann, 1996 ; De Groot, 2002 ; Lenders et al. 2016*). Sur la côte Est du continent nord-américain, des conséquences similaires sont observées suite à la construction de nombreux seuils de moulins à partir de la colonisation européenne, qui a entraîné la régression de la distribution et de l'abondance de différentes espèces d'aloise américaine (*Hall et al. 2011*). Dans le même temps, ces ouvrages ont par ailleurs participé à la modification de la morphologie des cours d'eau de plaine de cette région (*Walter & Merrits, 2008*).

3. DES CONSÉQUENCES IMPORTANTES POUR LE FONCTIONNEMENT DES ÉCOSYSTÈMES D'EAU COURANTE

3.1. En amont du seuil ou du barrage, dans l'emprise de la retenue

3.11. Modifications des conditions hydrauliques, morphologiques et des habitats

En amont de l'ouvrage de prise d'eau, l'élévation du niveau d'eau a pour conséquences d'augmenter la hauteur d'eau et de réduire corolairement la vitesse et la turbulence de l'écoulement (*Csiki & Rhoads, 2010 ; Mueller et al., 2011*), créant ainsi une **retenue lenticque**, d'autant plus importante que la hauteur de l'ouvrage est élevée et la pente du profil en long est faible (*Petts, 1984 ; Stanford et al., 1996 ; Poff et al., 1997*). Cette homogénéisation des conditions hydrauliques, par ailleurs favorable au dépôt de particules en suspension transportées par le cours d'eau (*Donati et al., 2020*), **va contribuer à modifier la nature des fonds** (*Nilsson & Jansson, 1995 ; Poff et al., 2007*) **et, à terme, les habitats aquatiques originels, qui vont alors disparaître au profit de ceux typiques des milieux lenticques** (*Anderson et al., 2015 ; Birnie-Gauvin et al., 2017*). L'importance de ces changements dépend notamment de la longueur de la retenue, de son temps de séjour moyen¹ et de sa position dans le gradient amont-aval du bassin versant, les grandes retenues aux temps de séjours importants acquérant certaines caractéristiques typiques des milieux lacustres (*Poirel et al., 2007*).

À l'échelle d'un cours d'eau ou d'un bassin versant, la succession des retenues liée à la densité des seuils, même de petites dimensions, peut **modifier significativement la morphologie du cours d'eau en amont des ouvrages** (*Tricart & Bravard, 1991 ; Walter & Merrits, 2008 ; Spurgeon, 2020*) et générer des impacts cumulés proches de ceux induits par les grandes retenues (*Alexandre & Almeida, 2010*).

¹ Durée nécessaire au renouvellement théorique complet de l'eau d'une masse d'eau, en moyenne sur une année calendaire. Il est exprimé en jours et se calcule de manière simplifiée en divisant le volume de la masse d'eau par le module interannuel du ou des cours d'eau qui l'alimentent. Selon l'importance de la retenue et du débit moyen entrant, le temps de séjour peut être compris entre plusieurs heures et plusieurs années.

La disparition des habitats aquatiques originels du cours d'eau dans la retenue formée par un ouvrage de prise d'eau ne peut pas se corriger et cet impact est donc irréversible tant que l'ouvrage est en place.

3.12. Modifications du régime thermique et de la qualité de l'eau

Quelle que soit la taille de la retenue, même pour celles à faibles temps de séjour, le ralentissement des conditions d'écoulement et la décomposition progressive des matières organiques piégées dans la retenue participent **au réchauffement et à la modification de la qualité de l'eau au sein de la retenue** (Petts, 1984, 1986; Zaidel et al., 2021), avec des fluctuations journalières importantes de certains paramètres comme l'oxygène dissous ou le pH (Santucci et al., 2005).

Les retenues les plus profondes (>10-15 m) aux temps de séjour importants voient apparaître une stratification thermique et chimique (Petts, 1986), plus ou moins influencée par la gestion hydraulique (Poirel et al., 2001; Poff & Hart, 2002). Elles peuvent constituer des puits d'azote ou de phosphore (Petts, 1986; Garnier et al., 1999; Powers et al., 2014; Winton et al., 2019), contribuant à modifier à large échelle le cycle continental du phosphore (Maavara et al., 2015). Dans ce cas, les conditions physico-chimiques de la retenue peuvent être très différentes de celles du cours d'eau (Petts, 1986; Baxter, 1977), avec des périodes d'anoxie prononcée de l'hypolimnion (Cole & Hannan, 1990), favorisant le relargage du phosphore piégé dans les sédiments et propice à l'apparition de blooms algaux dans la masse d'eau (Smith, 2003; Winton et al., 2019).

3.13. Évolution des communautés biologiques

Les communautés biologiques vont s'adapter progressivement à ces nouvelles caractéristiques du milieu et **évoluer vers des assemblages d'espèces typiques des eaux calmes**, au détriment des espèces d'eau courante présentes initialement. Ce glissement typologique traduit un dysfonctionnement écologique local, voire une perte de biodiversité, celle-ci n'étant pas définie simplement par le nombre total d'espèces présentes mais par la présence de populations structurées d'espèces électives du type écologique non perturbé du tronçon de cours d'eau concerné.

En ce qui concerne les poissons, de nombreuses études ont montré l'état significativement altéré des peuplements et populations dans les zones situées dans l'emprise des seuils et barrages (Ruhr, 1956; Taylor et al., 2001; Baran & Parussati, 2002; Miranda et al., 2005; Santucci et al., 2005; Baran, 2007; Poulet, 2007; Mueller et al., 2011; Bilotta et al., 2016; Rossignon et al., 2019).

Dans les grandes retenues en région tempérée, une période de 2 à 3 années de forte productivité de toute la chaîne trophique est observée suite à la mise en eau, favorable au développement rapide des populations piscicoles les plus adaptées à la vie lacustre (Champeau et al., 1979; Poirel et al., 2001). Elle est suivie d'une phase de décroissance de la productivité, d'une durée variable selon le contexte écologique de la retenue (de quelques années à plusieurs dizaines d'années) pour aboutir à un état d'équilibre dégradé, la qualité de l'eau (anoxie) et des habitats (zone littorale réduite) de la retenue n'étant adaptée ni aux espèces lacustres les plus exigeantes ni aux espèces originelles du cours d'eau. Ce phénomène de vieillissement marqué des peuplements selon l'âge de la retenue est observé sur la plupart des grandes retenues françaises (Argiller et al., 2002). Certaines retenues sont en outre régulièrement soumises au phénomène de marnage, correspondant à la variation artificielle plus ou moins fréquente et importante du niveau d'eau liée aux stockages et déstockages de l'eau pour la production hydroélectrique (Poirel et al., 2001; Zohary & Ostrovsky, 2011; Hirsch et al., 2017), dont les effets directs (altération des substrats et des supports de reproduction de la zone littorale [Hellsten & Riihimäki, 1996], assèchement du frai, déconnexion des affluents) et indirects (effets sur la qualité de l'eau et les chaînes

trophiques) contribuent à fragiliser les peuplements piscicoles (Zohary & Ostrovsky, 2011; Hirsch et al., 2017) et la faune benthique (Aroviita & Hämäläinen, 2008; Evtimova & Donohue, 2014).

Les modifications d'habitats en amont des seuils influencent également les communautés d'algues benthiques et de macrophytes (Touchette et al., 2007; Mueller et al., 2011), de zooplancton (Czerniawski & Domagala, 2014), de macro-invertébrés benthiques (Dessaix & Fruget, 1995; Arle, 2005; Santucci et al., 2005; Mueller et al., 2011), de mollusques (Tiemann et al., 2007) ou encore la ripisylve (Jansson et al., 2000; Greet et al., 2011; Tombolini et al., 2014). Par ailleurs, les retenues favorisent le développement et l'établissement d'espèces invasives (Johnson et al., 2008), ainsi que leur dispersion en aval (Bobeldik et al. 2005; Smith et al., 2015). Elles sont également propices au développement de certains parasites des poissons (Loot et al., 2007).

3.14. Modification des mécanismes de transport solide et piégeage des matériaux dans les retenues

La présence des ouvrages en travers peut conduire à **piéger les sédiments grossiers transportés par charriage et à interrompre partiellement voire totalement leur transfert** en aval (Sherrard & Erskine, 1991; Ibanez et al., 1996; Phillips et al., 2005; Vericat & Batalla, 2006). Dans le même temps, le ralentissement des écoulements dans la retenue en amont **favorise la décantation des sédiments fins transportés en suspension** (Csiki & Rhoads, 2010). Ces phénomènes sont complexes et sont liés notamment au débit, au temps de séjour de la retenue, à la taille des matériaux et à la configuration de la retenue et de l'ouvrage (Heinemann, 1984; Verstraeten & Poesen, 2000).

Pour les ouvrages de grandes dimensions, la quasi-totalité des matériaux transportés par le cours d'eau se retrouve piégée dans la retenue. Leur comblement progressif et inéluctable réduit à terme leur capacité de stockage et peut poser des problèmes 1) d'ordre économique lié à la perte de capacité de la retenue et 2) de sureté liée au colmatage des organes hydrauliques évacuateurs de fond (Poff & Hart, 2002; Barberio et al., 2003). Ce comblement peut conduire à réduire la durée de vie des retenues (Morris & Fan, 1998) et, pour la plupart des ouvrages, les sédiments grossiers stockés s'avèrent difficilement remobilisables même par des gestions de vannes ou de clapets (Brandt, 2000). Ces opérations d'ouverture de vannes se traduisent au contraire par l'évacuation des fractions fines (vases, limons, sables), parfois associées à des micropolluants, contribuant alors à colmater les habitats en aval (Sear, 1993; Poff & Hart, 2002; Kemp et al., 2011) et impacter l'ensemble des groupes faunistiques et floristiques (Newcombe & MacDonald, 1991; Crosa et al., 2010; Kemp et al., 2011) et notamment les poissons (Garric et al., 1990; Kemp et al., 2011; Grimardias et al., 2017).

Pour les retenues de petites dimensions, les mécanismes de sédimentation et de transfert sont plus complexes à appréhender. Lors des forts débits, l'évolution des capacités de charriage dans l'emprise de la retenue et l'importance de la submersion de l'ouvrage influencent fortement les possibilités de transit des matériaux. Il en résulte des situations assez contrastées selon les contextes (Csiki & Rhoads, 2010; Capanni, 2011; Pearson & Pizzuto, 2015), allant d'une absence de piégeage à un comblement progressif jusqu'à la cote de la crête de l'ouvrage.

3.2. En aval du seuil ou du barrage

3.21. Modification des mécanismes de transport solide et ajustements morphologiques

Le blocage plus ou moins important du transport solide dans les retenues et **les déficits qui en résultent conduisent à des ajustements géomorphologiques du cours d'eau en aval**, variés dans l'espace et dans le temps (Brandt, 2000; Hohensinner et al., 2020).

Dans le cas **des grands ouvrages**, lorsque ceux-ci n'écrtent pas les crues mais piègent les sédiments, les capacités de transport du cours d'eau sont maintenues alors que les apports sont considérablement réduits. L'expression de l'énergie excédentaire des eaux dans le chenal en aval de l'ouvrage se traduit alors par une incision marquée, un pavage² progressif du lit et des érosions latérales (*Ligon et al., 1995 ; Kondolf, 1997 ; Csiki & Rhoads, 2010*), avec des processus d'enfoncement pouvant se poursuivre jusqu'à l'apparition d'affleurement de substratum. Dans le cas où les ouvrages réduisent la fréquence des crues morphogènes en aval, le chenal ne va pas forcément s'inciser de manière importante mais il va se fixer progressivement avec la réduction du charriage et le développement de la ripisylve et de la forêt alluviale qui va pouvoir coloniser les bordures de lit (*Shumm, 1969 ; Church, 1995 ; Meritt & Cooper, 2000*). La forme du chenal peut alors profondément changer avec la perte du tressage du lit, la perte de mobilité latérale et le comblement des annexes latérales (*Ligon et al., 1995 ; Malavoi et al., 2011 ; Chapuis & Collomb, 2012*).

Les mesures de réduction de ces impacts (réinjection de matériaux, recharges granulométriques, restauration morphologique) sont techniquement très complexes à mettre en place à des échelles spatiales pertinentes, relativement couteuses et relèvent encore du domaine expérimental.

Le cas **des ouvrages de plus petites dimensions** est beaucoup moins documenté et il est parfois difficile d'évaluer précisément leurs impacts sur la morphologie en aval et les différents facteurs pouvant entrer en jeu (*Csiki & Rhoads, 2010*), au regard d'autres altérations plus ou moins récentes ayant des conséquences majeures sur le bilan sédimentaire et la morphologie (extractions de matériaux, chenalisation, recalibrages, curages...) (*Malavoi et al., 2011*).

À l'échelle des bassins versants, la présence des seuils et des barrages a profondément modifié le transport des matériaux et notamment les volumes charriés (*Hydratec-Sogreah-Minea, 2001 ; Bertier & Bouchard, 2007*). Cette réduction des flux sédimentaires peut se faire ressentir jusqu'aux embouchures fluviales, les déficits conduisant alors à impacter la morphologie des deltas et plus largement celle du trait de côte (*Syvitski et al., 2005 ; Giosan et al., 2014 ; Latrubesse et al., 2017*).

3.22. Modifications du régime thermique et de la qualité de l'eau

En ce qui concerne **la qualité de l'eau en aval des retenues**, un grand nombre de paramètres peut être impacté quelle que soit la taille de l'ouvrage (*Petts, 1986 ; Friedl & Wüest, 2002 ; Nilsson & Renofalt, 2008*).

Avec une masse d'eau généralement large aux écoulements ralentis, plus exposée aux rayonnements solaires que le cours d'eau qui l'alimente, les retenues en amont des seuils et des barrages impactent directement le **régime thermique journalier et annuel** du tronçon de cours d'eau situé en aval (*Olden & Naiman, 2010 ; Dripps & Granger, 2013*).

Pour les **grandes retenues stratifiées** où l'eau restituée provient de la couche hypolimnique, on observe une réduction de l'amplitude thermique annuelle liée au refroidissement des eaux en été et à leur réchauffement en hiver (*Petts, 1986 ; Webb & Walling, 1996 ; Olden & Naiman, 2010 ; Hester & Doyle, 2011*). En aval des aménagements fonctionnant par éclusées, pour lesquels l'eau turbinée provient de retenues de haute altitude ou de la couche hypolimnique profonde de retenues stratifiées, des variations rapides des températures de l'eau peuvent se produire à chaque transition entre débit réservé et éclusées (*Sabaton et al., 1995 ; Zolezi et al., 2011*).

En aval **des plus petites retenues**, pour lesquelles la température de la masse d'eau est homogène et où l'eau restituée provient principalement de la surface ou sub-surface, les

² Le pavage est un phénomène complexe de stabilisation et d'augmentation de la taille de la granulométrie sur le long terme de la couche de surface du lit, suite à son incision du fait d'une quasi-absence d'apports sédimentaires et d'une réduction relative de la puissance de l'écoulement (*Bray & Church, 1980 ; Malavoi et al., 2011*).

modifications thermiques apparaissent beaucoup plus variables (Zaidel et al., 2021), influencées notamment par la surface de la retenue et le temps de séjour de la masse d'eau (Chandesris et al., 2019). On peut toutefois relever que de nombreuses études montrent le **réchauffement significatif des eaux en aval des petites retenues** (Hester & Doyle, 2011; Dripps & Granger, 2013; Mbaka & Mwaniki, 2015; Maheu et al., 2016; Chandesris et al., 2019), **avec une sensibilité particulière pour les cours d'eau de tête de bassin** (Firmignac et al., 2009; Dripps & Granger, 2013; Zaidel et al., 2021).

Ces modifications du régime thermique en aval des retenues, quelles que soient leurs dimensions, **ont des impacts majeurs sur la distribution et la composition des communautés biologiques, ainsi que sur la reproduction et la croissance des individus**, notamment les invertébrés aquatiques (Ziser, 1985; Lessard & Hayes, 2003; Mbaka & Mwaniki, 2015) et les poissons (Dedual, 1990; Lascaux et al., 2001; Lessard & Hayes, 2003; Sauter & Connolly, 2010).

La restitution de l'eau à partir de la couche hypolimnique désoxygénée des grandes retenues, leur déstratification soudaine ou encore la formation de blooms algaux, peuvent engendrer temporairement de **faibles concentrations en oxygène dissous** en aval de l'ouvrage durant les périodes printanières à automnales (Petts, 1986; Ward & Stanford, 1987). L'appauvrissement de l'eau en oxygène affecte non seulement de nombreux organismes aquatiques dont les poissons (Coble, 1982; Kramer, 1987; Spoor, 1990), mais il réduit également les capacités d'autoépuration du cours d'eau (Birgand et al., 2007).

L'influence des retenues sur les autres paramètres de la qualité de l'eau en aval est variable en raison des processus physico-chimiques complexes en œuvre, liés notamment aux conditions climatiques, aux apports du bassin versant et aux caractéristiques de la retenue et de sa gestion (Carluer et al., 2017). La remobilisation des sédiments de la retenue, lors des périodes de crues ou durant les phases de vidange, peut être à l'origine de l'entraînement d'une grande quantité de matières phosphorées dans l'eau (Hannan & Broz, 1976). Par ailleurs, le fonctionnement par éclusées des aménagements peut être à l'origine de modifications de la qualité de l'eau dans les tronçons situés en aval des restitutions, en termes de concentrations en oxygène et en sels dissous (Sabaton et al., 1995; Baumann & Klaus, 2003; Casas-Mulet & Alfredsen, 2012; Pulg et al., 2014).

3.23. Modifications du régime hydrologique

Le ralentissement de l'écoulement et l'augmentation de la surface en eau induits par la présence de la retenue en amont de l'ouvrage favorisent **l'évaporation** de la masse d'eau, ainsi que dans certains cas les processus **d'infiltration**, provoquant ainsi selon les saisons une perte d'eau pour le cours d'eau en aval (Carluer et al., 2017).

Dans les tronçons court-circuités en aval des prises d'eau, la **diminution chronique des valeurs de bas débits** est à l'origine de la réduction des surfaces mouillées et de la modification des caractéristiques hydrauliques des habitats, qui peuvent engendrer de nettes réductions des abondances de salmonidés et des espèces d'accompagnement (Chauvet, 1983; Demars, 1985; Baran et al., 1995; Fischer & Kummer, 2000; Ovidio et al., 2008; Basic et al., 2018), ainsi que des communautés d'invertébrés aquatiques (Cortes et al., 1998; Tienmann et al., 2005; Degiorgi et al., 2009).

La mise en œuvre d'un débit minimum biologique en application de la réglementation, même lorsque les valeurs prescrites sont cohérentes avec le débit d'étiage naturel, est une mesure de réduction d'impact car elle ne permet pas de restaurer pleinement le régime hydrologique du cours d'eau dans toutes ses composantes (valeurs, durée et fréquences des événements, prévisibilité) (Baran, 2008).

D'autre part, la **gestion des centrales par éclusées** induit des altérations de la composition, de l'abondance et de la structure des populations de poissons et d'invertébrés (Cushman, 1985; Sabaton et al., 1995; Valentin, 1997; Steele & Smokorowski, 2000). Pour les poissons, elle

peut engendrer la destruction des pontes par exondation des frayères (Lagarrigue & Lascaux, 2002, 2003 ; Lascaux et al., 2002), des mortalités dans les zones rapidement découvertes ou déconnectées lors des baisses rapides des niveaux d'eau (Bradford, 1997 ; Saltveit et al., 2001 ; Halleraker et al., 2003 ; Lascaux et al., 2006), la dérive forcée et la mortalité d'alevins lors des hausses de débit (Lauters, 1995 ; Valentin, 1995 ; Liebig et al., 1998), ou encore un ralentissement de la croissance (Raastad et al., 1993).

À ce jour, les méthodes et les critères permettant de définir des mesures efficaces de réduction des effets des éclusées font encore l'objet d'expérimentations et de suivis scientifiques, afin d'alimenter les retours d'expérience. Seules des mesures ambitieuses de modification des caractéristiques des éclusées hydroélectriques (débit de base, gradients, débit maximum), présentant l'avantage de profiter à l'ensemble du linéaire du cours d'eau à l'aval de la centrale et déclinées selon un calendrier biologique, semblent en mesure de réduire efficacement leurs impacts. Des opérations de travaux sur la morphologie des cours d'eau peuvent s'avérer un complément utile, voire incontournable, pour apporter une solution dans certains contextes morphologiques particulièrement problématiques comme les bras secondaires. Leur efficacité reste toutefois ponctuelle et ces opérations ne peuvent généralement pas, à elles seules, suffire à limiter de façon satisfaisante l'impact des éclusées à l'échelle d'un tronçon de cours d'eau (Courret, 2014).

3.3. Perturbations des migrations et déplacements des espèces

Le **blocage et la perturbation des déplacements et migrations des espèces aquatiques** entre les habitats sont liés à la chute générée par le seuil ou le barrage (Baudoin et al., 2014), à la présence de la centrale (Larinier & Travade, 2002) ou de la retenue (Aarestrup et al., 1999 ; Acou et al., 2008 ; Pedersen et al., 2011 ; Pelicice et al., 2015 ; Têtard et al., 2016 ; Schwinn et al., 2017), ou encore à la modification des débits en aval (Chanseau et al., 1999 ; Rivinoja et al., 2001 ; Thorstad et al., 2005 ; Lundqvist et al., 2008 ; Thorstad et al., 2008).

La conséquence directe de ces obstacles est la **restriction des domaines vitaux des poissons migrateurs** (Lucas et al., 2001 ; Porcher & Travade, 2002), sachant qu'un seul obstacle peut isoler totalement les secteurs de cours d'eau situés en amont (Parrish et al., 1998 ; Jager et al., 2001 ; Schiemer et al., 2003). Aujourd'hui en France, les domaines vitaux du saumon et de l'anguille **sont limités dans leurs parties amont par des grands ouvrages structurants infranchissables** sur la plupart des cours d'eau encore colonisés (Ariège, Dordogne, Maronne, Cère, Vienne, Creuse, Sioule, Loire...). En outre, même lorsqu'ils sont plus ou moins franchissables (avec ou sans dispositifs de franchissement), les obstacles pénalisent les poissons dans leur migration en générant **des retards et des arrêts de migrations** (Baril & Gueneau, 1986 ; Gerlier & Roche, 1998 ; Chanseau et al., 1999 ; Ovidio & Philippart, 2002), qui sont à l'origine d'un affaiblissement de leurs conditions physiques (Fenkes et al., 2018 ; Newton et al., 2018 ; Baktoft et al., 2020), voire de mortalités (Baisez et al., 2011). En outre, les individus bloqués se concentrent au droit de l'obstacle, ce qui les rend particulièrement vulnérables aux prédateurs (Rieman et al., 1991 ; Jepsen et al., 1998 ; Muir et al., 2006 ; Schwinn et al., 2017 ; Boulêtreau et al., 2020), aux maladies ou à la surpêche (Budy et al., 2002 ; De Leaniz, 2008).

Spécifiquement lors des migrations de dévalaison, le passage des poissons par les turbines peut être sources d'impacts directs en causant des blessures et des mortalités immédiates ou retardées, du fait des chocs sur les parties mobiles ou fixes des turbines, des fortes variations de pression ou des cisaillements importants subis par les individus. (Montén, 1985 ; Bell, 1991 ; Franke et al., 1997 ; EPRI, 1997, 2001a ; Ebel, 2008 ; Gomes et Larinier, 2008). Les aménagements hydroélectriques peuvent également engendrer des impacts indirects liés à la présence de la retenue en amont (ralentissement, voire arrêt de migration ou prédation) et intervenant après le passage par les turbines, du fait notamment d'une désorientation des poissons les exposant davantage à la prédation (Ruggles, 1980 ; Ruggles & Murray, 1983 ; Ferguson et al., 2006 ; Petrosky & Schaller, 2010 ; Thorstad et al., 2012 ; Gauld et al., 2013 ; Norrgard et al., 2013 ; Schaller et al., 2014 ; Huusko et al., 2018 ; Ben-Ammar et al., 2020,

2021). Dans le cas fréquent de présence de multiples aménagements hydroélectriques sur le parcours de dévalaison, les impacts cumulés à la dévalaison peuvent ainsi devenir significatifs et limiter, voire compromettre le succès de la migration et le fonctionnement des populations (Winter et al., 2007; Jansen et al., 2007; Calles et al., 2010; Bau et al., 2013; Vriese et al., 2015 concernant les anguilles argentées; et Larinier, 2008; Norrgard et al., 2013; Breukelaar et al., 2015; Nyqvist et al., 2017a; Huusko et al., 2018 concernant les smolts de saumon atlantique).

En termes de comportements et de traits de vie des poissons migrateurs, des travaux scientifiques émettent l'hypothèse que la fragmentation des habitats et le blocage des migrations au niveau des ouvrages transversaux pourraient réduire le taux d'itéroparité³ chez les salmonidés (Kraabøl et al., 2009; Junge et al., 2014). Chez l'anguille, la concentration des jeunes individus en aval des obstacles pourrait influencer le sex-ratio, qui est en partie densité-dépendant (Parsons et al., 1977; Geffroy & Bardonnnet, 2006), en faveur des mâles (Davey & Jellyman, 2005).

Les dispositifs de franchissement à la montaison et à la dévalaison sont des mesures de réduction des impacts efficaces sur la libre circulation piscicole, s'ils sont conçus selon les règles de l'art. Toutefois, même si les meilleures techniques disponibles actuellement sont mises en œuvre, il y a toujours **des impacts résiduels pérennes, qui se cumulent à l'échelle de l'axe de migration** (Noonan et al., 2012; Lange et al., 2019). En effet, ces dispositifs engendrent systématiquement des délais supplémentaires de migration (Porcher & Travade, 2002; McLaughlin et al., 2013; Nyqvist et al., 2017), leur franchissabilité est très rarement garantie pour la totalité du cortège d'espèces présent au droit de l'aménagement (Office of Technology Assessment, 1995; Van Puijenbroek et al., 2018) ainsi que sur l'ensemble des conditions hydrologiques rencontrées sur les périodes de migration, et leur fonctionnalité peut rapidement être grevée par un défaut d'entretien (Larinier, 2008).

4. IMPACTS ET CONSÉQUENCES VARIABLES SELON LES AMÉNAGEMENTS

Au final, en impactant les variables hydrologiques et morphologiques à l'origine de la création des habitats aquatiques et de leur connectivité, ainsi que les processus biologiques et le déplacement des organismes, les aménagements hydroélectriques et les ouvrages transversaux ont des conséquences plus ou moins importantes non seulement sur la continuité écologique et les communautés biologiques (Mueller et al., 2011; Fuller et al., 2015) mais également et plus largement **sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques** (Petts, 1989; Poff & Hart, 2002).

En ce qui concerne les aménagements hydroélectriques, l'intensité des impacts et leurs effets sur les communautés biologiques ne sont pas simplement proportionnels à la puissance installée (Larinier, 2008) ou à la hauteur de l'ouvrage (Poff & Hart, 2002). Ils dépendent de nombreux facteurs (Ward & Stanford, 1983; Robson, 2013; Premalatha et al., 2014), dont (1) les caractéristiques du bassin versant (climat, géologie, occupation des sols) et du cours d'eau (typologie, régimes hydrologiques et thermiques, transport solide, qualité de l'eau), (2) les organismes aquatiques concernés (poissons, invertébrés, végétation) et leurs exigences écologiques (habitats, déplacements) et (3) les caractéristiques de l'aménagement (type d'ouvrage, hauteur de chute, volume de la retenue, fonctionnement). Par ailleurs, la présence de plusieurs installations hydroélectriques sur un même axe rend indispensable **l'appréciation de leurs impacts de manière cumulée à l'échelle du bassin versant** (Campbell, 1985; Larinier, 2008; Lange et al., 2018; Erikstad et al., 2020). Ces impacts peuvent par ailleurs interagir avec d'autres pressions qui conduisent à les amplifier, bien que ces phénomènes soient encore mal connus (Folt et al., 1999; Anderson et al., 2015).

En conséquence, à l'échelle internationale, l'expansion de l'hydroélectricité est clairement identifiée comme une des **principales pressions grandissantes s'exerçant sur la biodiversité**

³ Stratégie de reproduction d'une espèce qui consiste à se reproduire plusieurs fois au cours de sa vie.

des cours d'eau (Reid et al., 2019). En outre, rapportés au kilowatts produit, de nombreux scientifiques estiment aujourd'hui que les impacts de la petite hydroélectricité sont comparables à ceux observés au niveau des grands aménagements, en raison du nombre très important d'installations à l'échelle des bassins versants (Ziv et al., 2012 ; Kibler & Tullos, 2013 ; Premalatha et al., 2014 ; Benejam et al., 2016).

Il apparaît donc nécessaire de mettre en place une **planification du développement de l'hydroélectricité dans les bassins basée sur l'évitement des secteurs aux plus forts enjeux de biodiversité ainsi que sur l'optimisation des capacités de production existantes**, notamment les plus fortes puissances installées. Par ailleurs, il convient de maintenir un encadrement réglementaire fort et une déclinaison stricte de la séquence « *éviter, réduire, compenser* » pour les aménagements en projet ou en renouvellement. À ce titre, l'étude d'impacts dans le cadre de l'instruction des projets revêt une importance majeure, dans la mesure où la phase de diagnostics au cas par cas a pour objectifs de caractériser et de quantifier les incidences générées par l'aménagement et de dimensionner des prescriptions techniques proportionnées et adaptées au regard des enjeux écologiques définis, tout en intégrant leurs cumuls à l'échelle de l'axe ou du bassin versant.

5. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Aarestrup, K., Jepsen, N., Rasmussen, G., Økland, F. (1999). Movements of two strains of radio tagged Atlantic salmon, *Salmo salar* L., smolts through a reservoir. *Fisheries Management and Ecology*, 6(2): 97–107.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.1999.00132.x>
- Acou A., Laffaille P., Legault A., Feunteun E. (2008). Migration pattern of silver eel (*Anguilla anguilla*, L.) in an obstructed river system. *Ecology of Freshwater Fish*, 17: 432–442.
<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/j.1600-0633.2008.00295.x>
- Alexandre C.M., Almeida P.R. (2010). The impact of small physical obstacles on the structure of freshwater fish assemblages. *River Research and Applications*, 26: 977–994.
<https://doi.org/10.1002/rra.1308>
- Anderson D., Moggridge H., Warren P., Shucksmith J. (2015). The impacts of 'run-of-river' hydropower on the physical and ecological condition of rivers. *Water and Environment Journal*, 29(2): 268–276.
<https://doi.org/10.1111/wej.12101>
- Argillier C., Pronier O., Irz P., Molinier O. (2002). Approche typologique des peuplements piscicoles lacustres français. II. Structuration des communautés dans les plans d'eau d'altitude inférieure à 1 500 m. *Bulletin français de pêche et de pisciculture*, 365-366 : 389-404.
<https://doi.org/10.1051/kmae:2002042>
- Arle J. (2005). The effects of a small low-head dam on benthic invertebrate communities and particulate organic matter storage in the Ilm stream (Thuringia/Germany). *Thesis of University of Jena*, 180 p.
https://www.researchgate.net/publication/35901499_The_effects_of_a_small_low-head_dam_on_benthic_invertebrate_communities_and_particulate_organic_matter_storage_in_the_Il原因_stre_am_Thuringia_Germany
- Aroviita J., Hämäläinen H. (2008). The impact of water-level regulation on littoral macroinvertebrate assemblages in boreal lakes. *Hydrobiologia*, 613: 45–56.
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10750-008-9471-4.pdf>
- Bachelier R. (1963). L'histoire du saumon en Loire. *Bulletin français de pêche et de pisciculture*, 211 : 49-70.
<https://doi.org/10.1051/kmae:1963002>
- Bachelier R. (1964). L'histoire du saumon en Loire. *Bulletin français de pêche et de pisciculture*, 212 : 86-103.
<https://doi.org/10.1051/kmae:1964007>
- Baisez A., Bach J.M., Leon C., Parouty T., Terrade R., Hoffmann M., Lafaille P. (2011). Migration delays and mortality of adult Atlantic salmon *Salmo salar* en route to spawning grounds on the River Allier, France. *Endangered Species Research*, 15: 265-270.
<http://dx.doi.org/10.3354/esr00384>
- Baktoft H., Gjelland K.Ø., Szabo-Meszaros M., Sylva A.T., Riha M., Økland F., Alfredsen K., Forseth T. (2020). Can Energy Depletion of Wild Atlantic Salmon Kelts Negotiating Hydropower Facilities Lead to Reduced Survival? *Sustainability*, 12(18): 7341.
https://www.researchgate.net/publication/344172811_Can_Energy_Depletion_of_Wild_Atlantic_Salmon_Kelts_Negotiating_Hydropower_Facilities_Lead_to_Reduced_Survival
- Baran P. (2007). Étude piscicole du Serein. Diagnostic et propositions de gestion. *Rapport d'étude ONEMA/Fédération AAPPMA Yonne*, 90p + ann.
- Baran P. (2008). Le débit élément clé de la vie des cours d'eau : bilan des altérations et des possibilités de restauration. *La Houille Blanche*, 6: 26-33.
<https://doi.org/10.1051/lhb:2008068>
- Baran P., Delacoste M., Dauba F., Lascaux J.M., Belaud A. (1995). Effects of reduced flow on brown trout populations downstream dams in French Pyrenees. *Regulated Rivers: Research and Management*, 10(2-4): 347-361.
<https://doi.org/10.1002/rrr.3450100226>
- Baran P., Parussati S. (2002). Étude piscicole de la basse et moyenne vallée de l'Ognon. *Rapport CSP DR n°9*, 94p.
- Barberio C., Bouchard J.P., Pereira A., Poirel A. (2003). L'expérience d'Électricité de France dans la gestion du transport solide au droit des retenues. *Colloque Barrages et développement durable en France*, Paris.
https://www.researchgate.net/profile/Alain-Poirel/publication/285842557_Electricite_de_France_experience_in_reservoir_sedimentation_management_in_French/links/56a5ff4b08aeef24c58dab7a/Electricite-de-France-experience-in-reservoir-sedimentation-management-in-French.pdf
- Baril D., Gueneau P. (1986). Radio-pistage de saumons adultes (*salmo salar*) en Loire. *Bulletin français de pêche et de pisciculture*, 302 : 86-105.
<https://www.kmae-journal.org/articles/kmae/pdf/1986/03/kmae198630202.pdf>
- Barros N., Cole J.J., Tranvik L.J., Prairie Y.T., Bastviken D., Huszar V.L.M., Del Giorgio P., Roland F. (2011). Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. *Nature Geoscience*, 4: 593-596.

<https://doi.org/10.1038/ngeo1211>

- Basic T., Britton J.R., Cove R.J., Ibbotson A.T., Gregory S.D. (2018). Roles of discharge and temperature in recruitment of a coldwater fish, the European grayling *Thymallus thymallus*, near its southern range limit. *Ecology of Freshwater Fish*, 27(4): 940-951.
<https://doi.org/10.1111/eff.12405>
- Bau F., Gomes P., Baran P., Drouineau H., Larinier M., Alric A., Travade F., De Oliveira E. (2013). Anguille et Ouvrages : migration de dévalaison - Suivi par radiopistage de la dévalaison de l'anguille argentée sur le Gave de Pau au niveau des ouvrages hydroélectriques d'Artix, Biron, Sapso, Castetarbe, Baigts et Puyoo (2007-2010). Rapport de synthèse.
- Baudoin J.M., Burgun V., Chanseau M., Larinier M., Ovidio M., Sremski W., Steinbach P., Voegtli B. (2014). Évaluer le franchissement des obstacles par les poissons. Principes et méthodes. Onema, 200 pages.
<https://professionnels.ofb.fr/fr/doc-comprendre-agir/evaluer-franchissement-obstacles-poissons-principes-methodes-informations>
- Baumann P., Klaus I. (2003). Conséquences écologiques des éclusées – Étude bibliographique. *OFEFP*, 116 p.
https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/fr/dokumente/wasser/uw-umwelt-wissen/gewaesseroekologischeauswirkungendesschwallbetriebes.pdf.download.pdf/consequences_ecologiquesdeseclosees.pdf
- Baxter R.M. (1977). Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 8: 255-283.
<https://doi.org/10.1146/annurev.es.08.110177.001351>
- Bell M.C. (1991). Revised Compendium of the Success of Passage of Small Fish Through Turbines. Report to the U.S. Army Corps of Engineers, North Pacific Division, Portland, Oregon.
- Ben-Ammar I., Baeklandt S., Cornet V., Antipine S., Sonny D., Mandiki S.N.M., Kestemont P. (2020a). Passage through a hydropower plant affects the physiological and health status of Atlantic salmon smolts. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 247: 110745.
<https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2020.110745>
- Ben-Ammar I., Cornet V., Houndji A., Baeklandt S., Antipine S., Sonny D., Mandiki S.N.M., Kestemont P. (2021). Impact of downstream passage through hydropower plants on the physiological and health status of a critically endangered species: The European eel *Anguilla Anguilla*. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 254: 110876.
<https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2020.110876>
- Benejam L., Saura-Mas S., Bardina M., Solà C., Munné A., García-Berthou E. (2016). Ecological impacts of small hydropower plants on headwater stream fish: from individual to community effects. *Ecology of Freshwater Fish*, 25(2): 295-306.
<https://doi.org/10.1111/eff.12210>
- Bertier C., Bouchard J.P. (2007). Gestion sédimentaire à l'échelle d'un bassin versant : la Durance. *Colloque hydroécologie EDF*, Tours.
- Bilotta G.S., Burnside N.G., Gray J.C., Orr H.G. (2016). The effects of run-of-river hydroelectric power schemes on fish community composition in temperate streams and rivers. *PLoS ONE* 11(5): e0154271.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171634>
- Birgand, F., Skaggs R.W., Chescheir G.M., Gilliam J.W. (2007). Nitrogen Removal in Streams of Agricultural Catchments - A Literature Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 37(5): 381-487.
<https://doi.org/10.1080/10643380600966426>
- Birnie-Gauvin K., Aarestrup K., Riis T.M.O., Jepsen N., Koed A. (2017). Shining a light on the loss of rheophilic fish habitat in lowland rivers as a forgotten consequence of barriers, and its implications for management. *Aquatic Conservation: Marine and freshwater Ecosystems*, 27(6): 1345-1349.
<https://doi.org/10.1002/aqc.2795>
- Bobeldyk A.M., Bossenbroek J.M., Evans-White M.A., Lodge D.M., Lamberti G.A. (2005). Secondary spread of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) in coupled lake-stream systems. *Ecoscience*, 12(3): 339-346.
<https://doi.org/10.2980/j1195-6860-12-3-339.1>
- Boulêtreau S., Fauvel T., Laventure M., Delacour R., Bouyssonnié W., Azémar F., Santoul F. (2020). "The giants' feast": predation of the large introduced European catfish on spawning migrating allis shads. *Aquatic Ecology*, 55: 75-83.
<https://doi.org/10.1007/s10452-020-09811-8>
- Bradford M.J., Taylor G.C., Allan J.A., Higgins P.S. (1995). An experimental study of the stranding juvenile coho salmon and rainbow trout during rapid flow decreases under winter conditions. *North American Journal of Fisheries management*, 15(2): 473-479.
[https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1995\)015%3C0473:AESOTS%3E2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1995)015%3C0473:AESOTS%3E2.3.CO;2)
- Brandt S.A. (2000). A review of reservoir desiltation. *International Journal of Sediment Research*, 15(3): 321-342.

- Brandt S.A. (2000). Classification of geomorphological effects downstream of dams. *Catena*, 40(4): 375-401.
[https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(00\)00093-X](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(00)00093-X)
- Bray D.I., Church M. (1980). Armored versus paved gravel beds. *Journal of the Hydraulics Division*, 106(11): 1937-1940.
<https://doi.org/10.1061/JYCEAJ.0005566>
- Breukelaar A., Vriese T., Bakker H. (2015). Downstream migration of 2+ Salmon smolts (*Salmo salar*) in the river Meuse in the Netherlands. *International Conference on Engineering and Ecohydrology for Fish Passage*, Groningen, June 22-24, 2015.
- Budy P., Thiede G., Bouwes N., Petrosky C.E., Schaller H. (2002). Evidence linking delayed mortality of Snake River salmon to their earlier hydrosystem experience. *North American Journal of Fisheries Management*, 22: 35-51.
<https://www.fws.gov/columbiariver/publications/Budy%20et%20al.pdf>
- Calles O., Olsson I.C., Comoglio C., Kemp P.S., Blunden L., Schmitz M., Greenberg L.A. (2010). Size-dependent mortality of migratory silver eels at a hydropower plant, and implications for escapement to the sea. *Freshwater Biology*, 55(10): 2167-2180.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02459.x>
- Campbell, D.C. (1985). Need for small hydro in an environmental context: three case studies. In: *Symposium on Small Hydropower and Fisheries*. Denver., Colorado, May 1985. pp. 121-126.
- Capanni R. (2011). Étude et gestion intégrée des transferts sédimentaires dans le système Gapeau/rade d'Hyères Thèse Université Aix Marseille 1.
<http://www.theses.fr/2011AIX10187.pdf>
- Carluer N., Babut M., Belliard J., Bernez I., Leblanc B., Burger-Leenhardt D., Dorioz J.M., Douez O., Dufour S., Grimaldi S., Habets F., Le Bissonnais Y., Molénat J., Rollet A.J., Rosset V., Sauvage S., Usseglio-Polatera P. (2017). Impact cumulé des retenues d'eau sur le milieu aquatique. Expertise scientifique collective (Irstea). Agence française pour la biodiversité. *Collection Comprendre pour agir*, 200 pages.
<https://professionnels.ofb.fr/fr/doc-comprendre-agir/impact-cumule-retenues-deau-milieu-aquatique-expertise-scientifique-collective>
- Casas-Mulet R., Alfredsen K. (2012). Hyporheic interactions under a hydropeaking scenario: a multiscale approach. *Geophysical Research*, 14.
- Champeau A., Gregoire A., Brun G. (1979). Le peuplement piscicole des lacs artificiels du Verdon. *Annales de Limnologie*, 14(3) : 245-271.
<https://www.limnology-journal.org/articles/limn/pdf/1978/03/limn1978143p245.pdf>
- Chandesris A., Van Loy K., Diamond J.S., Souchon Y. (2019). Small dams alter thermal regimes of downstream water. *Hydrology and Earth System Science*, 23: 4509-4525.
<https://doi.org/10.5194/hess-23-4509-2019>
- Chanseau M., Croze O., Larinier M. (1999). Impact des aménagements sur la migration anadrome du saumon atlantique (*Salmo salar* L.) Sur le Gave de Pau (France). *Bulletin français de pêche et de pisciculture*, 353/354 : 211-237.
<https://doi.org/10.1051/kmae:1999013>
- Chapuis M., Collomb D. (2012). La cicatrization des rivières méditerranéennes françaises après les grandes perturbations de la deuxième moitié du XX^e siècle : réponses des systèmes fluviaux et stratégies de gestion. Exemples de la Durance, du Var, de la Cèze. *Revue Méditerranée*, 18 : 65-74.
<https://doi.org/10.4000/mediterranee.6276>
- Chauvet E. (1983). Influence d'une réduction montagne : l'Aston (Ariège). *Annales de Limnologie*, (1) : 45-49.
<http://dx.doi.org/10.1051/limn/1983005>
- Church M. (1995). Geomorphic response to river flow regulation: case-studies and time-scales. *Regulated Rivers : Research & Management*, 11(1): 3-22.
<https://doi.org/10.1002/rrr.3450110103>
- Coble D.W. (1982). Fish populations in relation to dissolved oxygen in the Wisconsin river. *Transaction of American Fisheries Society*, 111(5): 612-623.
[https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1982\)111%3C612:FPIRTD%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1982)111%3C612:FPIRTD%3E2.0.CO;2)
- Cole T.M., Hannan H.H. (1990). Dissolved Oxygen Dynamics. In Reservoir Limnology-Ecological Perspectives. K. Thornton et al. (Eds.), Wiley-Interscience, 71.
- Cortes R.M.V., Ferreira M.T., Oliveira S.V., Godinho F. (1998). Contrasting impact of small dams on the macroinvertebrates of two Iberian mountain rivers. *Hydrobiologia*, 389: 51-61.
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1023/A:1003599010415.pdf>
- Courret D. (2014). Caractérisation de la perturbation hydrologique induite par les régimes d'éclusées hydroélectriques et définition d'un indicateur - Réflexion sur les mesures de mitigation des impacts des éclusées sur les populations de poissons. *Thèse de doctorat, Université de Toulouse*, 181 p + an.
<http://ethesis.inp-toulouse.fr/archive/00002880/>

- Couto T.B., Olden J.D. (2018). Global proliferation of small hydropower plants – Science and policy. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16: 91-100.
<https://doi.org/10.1002/fee.1746>
- Crosa G., Castelli E., Gentili G., Espa P. (2010). Effects of suspended sediments from reservoir flushing on fish and macroinvertebrates in an alpine stream. *Aquatic Sciences*, 72: 85-95.
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s00027-009-0117-z.pdf>
- Csiki S., Rhoads B.L. (2010). Hydraulic and geomorphological effects of run-of-river dams. *Progress in Physical Geography*, 34(6): 755-780.
<https://doi.org/10.1177%2F0309133310369435>
- Cushman R.M. (1985). Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. *North American Journal of Fisheries Management*, 5(3A): 330-339.
[https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1985\)5%3C330:ROEEOR%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1985)5%3C330:ROEEOR%3E2.0.CO;2)
- Czerniawski R., Domagala J. (2014). Small dams profoundly alter the spatial and temporal composition of zooplankton communities in running waters. *International Review of Hydrobiology*, 99(4): 300–311.
<https://doi.org/10.1002/iroh.201301674>
- Davey A.J.H., Jellyman D.J. (2005). Sex determination in freshwater eels and management options for manipulation of sex. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 15: 37-52.
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s1160-005-7431-x.pdf>
- Dedual M. (1990). Démographie du Hotu (*Chondrostoma nasus nasus*) en relation avec la gestion d'une usine hydroélectrique. *Hydrology in Mountainous Regions, II-Artificial Reservoirs; Waters and Slopes*. IAHS n°194.
- Degiorgi F., Decourcière H., Goguilly M., Périat G., Vergon J.P. (2009). Sensibilité à long terme des macroinvertébrés à l'artificialisation des débits : impacts d'une chaîne de 3 installations hydroélectriques sur les peuplements benthiques d'une rivière à truite et à ombre. *Revue scientifique Bourgogne-Nature*, 9/10 : 204-214.
http://www.bourgogne-franche-comte-nature.fr/fichiers/bn-9-10-204-214_1405086226.pdf
- De Groot S.J. (2002). A review of the past and present status of anadromous fish species in the Netherlands: is restocking the Rhine feasible? *Hydrobiologia*, 478: 205-218.
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1023/A:1021038916271.pdf>
- De Leaniz C.G. (2008). Weir removal in salmonid streams: implications, challenges and practicalities. *Hydrobiologia*, 609: 83-96.
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10750-008-9397-x.pdf>
- Demars J.J. (1985). Repercussion of small hydroelectric power stations on populations of brown trout in rivers in the French Massif-Central. In *Habitat modification and freshwater Fisheries*. FAO EIFAC, Rome, Alabaster (Ed): 53-61
- Dessaix J., Fruget J.F. (1995). Changes of the macroinvertebrate communities in the dammed and by-passed sections of the French upper Rhone after regulation. *Regulated Rivers: Research & Management*, 10: 265-279.
<https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/136/1996/19>
- Donati F., Touchart L., Bartout P. (2020). Les seuils en rivière transforment-ils les milieux lotiques en milieux lentiques ? *Physio-Géo*, 15(1): 111-131.
<https://doi.org/10.4000/physio-geo.11024>
- Dripps W., Granger S.R. (2013). The impact of artificially impounded, residential headwater lakes on downstream water temperature. *Environmental Earth Sciences*, 68: 2399–2407.
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s12665-012-1924-4.pdf>
- Ebel G. (2008). Turbinendingte schädigung des aals (*Anguilla Anguilla*) – Schädigungsraten en europäischen wasserkraftanlagenstandorten und Möglichkeitendser prognose. Mitteilungen aus dem Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie. Dr. Ebel, Heft 3, 176 S., Halle (Saale).
- EPRI (1997). Turbine entrainment and survival database – Fiel Test. *EPRI report TR-108630*. Prepared by Alden Research Laboratory, Inc.
- EPRI (2001a). Review and documentation of research and technologies on passage and protection of downstream migrating catadromous eels at hydroelectric facilities. Palo Alto, CA: *Report EPRI*.
- Erikstad L., Hagen D., Stange E., Bakkestuen V. (2020). Evaluating cumulative effects of small-scale hydropower development using GIS modelling and representativeness assessments. *Environmental Impact Assessment Review*, 85:106458.
<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2020.106458>
- Evtimova V.V., Donohue I. (2014). Quantifying ecological responses to amplified water level fluctuations in standing waters: an experimental approach. *Journal of Applied Ecology*, 51(5): 1282–1291.
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.12297>
- Fenkes M., Shiels H.A., Fitzpatrick J.L., Nudds R.L. (2016). The potential impacts of migratory difficulty, including warmer waters and altered flow conditions, on the reproductive success of salmonid fishes. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A*, 193: 11-21.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.cbpa.2015.11.012>

- Ferguson J.W., Absolon R.F., Carlson T.J., Sanford B. (2006). Evidence of Delayed Mortality on Juvenile Pacific Salmon Passing through Turbines at Columbia River Dams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 135(1): 139–150.
<https://doi.org/10.1577/T05-080.1>
- Firmignac F., Laguarrigue T., Lascaux J.M. (2009). Bilan écologique après travaux du Cousin en amont de Saint-Agnan. Impact sur les stations à Moules perlières du Cousin. *Rapport technique ECOGEA/Parc naturel régional du Morvan, LIFE 04NAT/FR /000082*, 87 p.
<http://www.life-continue-ecologique.eu/images/pdf/RapportBilanecologiqueversiondefinitive.pdf>
- Fischer S., Kummer H. (2000). Effects of residual flow and habitat fragmentation on distribution and movement of bullhead (*Cottus gobio* L.) in an alpine stream. *Hydrobiologia*, 422/423: 305–317.
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1023/A:1017083714513.pdf>
- Folt C.L., Chen C.Y., Moore M.V., Burnaford J. (1999). Synergism and antagonism among multiple stressors. *Limnology and Oceanography*, 44: 864–77.
https://www.researchgate.net/profile/Marianne-Moore-3/publication/233952373_Synergism_and_antagonism_among_multiple_stressors/links/5a63acd90f7e9b6b8fd89697/Synergism-and-antagonism-among-multiple-stressors.pdf
- Franke G.F., Webb D.R., Fisher R.K., Mathur J.D., Hopping P.N., March P.A., Headrick M.R., Laczko I.T., Ventikos Y., Sotiropoulos F. (1997). Development of environmentally advanced hydropower turbine system design concepts. *Idaho National Engineering Laboratory*. INEEL-EXT-97-00639.
- Friedl G., Wüest A. (2002). Disrupting biogeochemical cycles – Consequences of damming. *Aquatic Sciences*, 64: 55–65.
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s00027-002-8054-0.pdf>
- Fuller M.R., Doyle M.W., Strayer D.L. (2015). Causes and consequences of habitat fragmentation in river networks. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1355: 31–51.
<https://doi.org/10.1111/nyas.12853>
- Garnier J., Leporcq B., Sanchez N., Philippon X. (1999). Biogeochemical mass-balances (C, N, P, Si) in three large reservoirs of the Seine Basin (France). *Biogeochemistry*, 47(2): 119–146.
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/BF00994919.pdf>
- Garric J., Migeon B., Vindimian E. (1990). Lethal effects of draining on brown trout. A predictive model based on field and laboratory studies. *Water Research*, 24(1):59–65.
<https://ur.booksc.eu/dl/19811294/e3f4c6>
- Gauld N.R., Campbell R.N.B., Lucas M.C. (2013). Reduced flow impacts salmonid smolt emigration in a river with low-head weirs. *Science of the Total Environment*, 458–460: 435–443.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.04.063>
- Geffroy B., Bardonnnet A. (2016). Sex differentiation and sex determination in eels: consequences for management. *Fish and Fisheries*, 17: 375–398.
<https://doi.org/10.1111/faf.12113>
- Gerlier M., Roche P. (1998). A radio telemetry study of the migration of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and sea trout (*Salmo trutta trutta* L.) in the upper Rhine. *Hydrobiologia*, 371/372: 283–293.
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1023/A:1017061608281.pdf>
- Giosan L., Syvitski J., Constantinescu S., Day J. (2014). Climate change: Protect the world's deltas. *Nature*, 516: 31–33.
<https://doi.org/10.1038/516031a>
- Gomes P., Larinier M. (2008). Dommages subis par les anguilles lors de leur passage au travers des turbines Kaplan–Établissement de formules prédictives. Anguilles et ouvrages – Programme national de recherche développement.
- Greet J., Webb J., Downes B. (2011). Flow variability maintains the structure and composition of in-channel riparian vegetation. *Freshwater Biology*, 56 (12): 2514–2528.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02676.x>
- Grimardias D., Guillard J., Cattaneo F. (2017). Drawdown flushing of a hydroelectric reservoir on the Rhone River: Impacts on the fish community and implications for the sediment management. *Journal of Environmental Management*, 197: 239–249.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.096>
- Hall C.J., Jordaan A., Frisk M.G. (2011). The historic influence of dams on diadromous fish habitat with a focus on river herring and hydrologic longitudinal connectivity. *Landscape Ecology*, 26: 95–107.
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10980-010-9539-1.pdf>
- Hallereker J.H., Saltveit S.J., Harby A., Arnekliev 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 Research and Application*, 19(5-6): 589–603.

<https://doi.org/10.1002/rra.752>

- Hannan H.H., Proz L. (1976). The influence of a deep-storage and an underground reservoir on the physico-chemical limnology of a permanent central Texan river. *Hydrobiologia*, 51: 43-63.
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/BF00007985.pdf>
- Heinemann H.G. (1984). Reservoir trap efficiency. In Hadley, R.F. and Walling, D.E., editors, *Erosion and sediment yield: some methods of measurement and modelling*, Norwich: GeoBooks, 201–18.
- Hellsten S., Riihimäki J. (1996). Effects of lake water level regulation on the dynamics of aquatic macrophytes in northern Finland. *Hydrobiologia*, 340: 85–92.
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/BF00012738.pdf>
- Hester E.T., Doyle M.W. (2011). Human impacts to river temperature and their effects on biological processes: a quantitative synthesis. *Journal of the American Water Resources Association*, 47(3): 571-587.
<https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2011.00525.x>
- Hirsch P.E., Eloranta A.P., Amundsen P.-A., Brabrand Å., Charmasson J., Helland I.P., Power M., Sanchez-Hernandez J., Sandlund O.T., Sauterleute J.F., Skoglund S., Ugedal O. Yang H. (2017). Effects of water level regulation in alpine hydropower reservoirs: an ecosystem perspective with a special emphasis on fish. *Hydrobiologia*, 794: 287–301.
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10750-017-3105-7.pdf>
- Hohensinner S., Egger G., Muhar S., Vaudor L., Piégay H. (2020). What remains today of pre-industrial Alpine rivers? Census of historical and current channel patterns in the Alps. *River Research and Applications*, 1535-1459.
<https://doi.org/10.1002/rra.3751>.
- Hoffman R.C. (1996). Economic Development and Aquatic Ecosystems in Medieval Europe. *The American Historical Review*, 101 (3): 631-669.
<http://links.jstor.org/sici?sici=0002-8762%28199606%29101%3A3%3C631%3AEDAAEI%3E2.0.CO%3B2-E>
- Huusko R., Hyvärinen P., Jaukkuri M., Mäki-Petäys A., Orell P., Erkinaro J. (2018). Survival and migration speed of radiotagged Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts in two large rivers: one without and one with dams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 75(8): 1177-1184.
<https://doi.org/10.1139/cjfas-2017-0134>
- Hydratec, Sogreah, Minéa (2001). Étude globale pour une stratégie de réduction des risques dus aux crues du Rhône : Étude du transport solide (Synthèse de première étape). Rapport technique, IRS.
- Ibanez C., Prat N., Canicio A. (1996). Changes in the hydrology and sediment transport produced by large dams on the lower Ebro river and its estuary. *Regulated Rivers-Research & Management*, 12: 51-62.
https://www.oieau.org/eaudoc/system/files/documents/7/38592/38592_doc.pdf
- International Commission of Large Dams (ICOLD): Number of Dams by Country Members, available at: http://www.icold-cigb.org/GB/world_register/general_synthesis.asp, updated April 2020.
- Jager H.I., Chandler J.A., Leppla K.B., Van Winkle W. (2001). A theoretical study of river fragmentation by dams and its effects on white sturgeon populations. *Environmental Biology of Fishes*, 60: 347–361.
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1023/A:1011036127663.pdf>
- Jansen H., Winter H., Bruijs M., Polman H. (2007). Just go with the flow? Route selection and mortality during downstream migration of silver eels in relation to river discharge. *ICES Journal of Marine Science*, 64(7): 1437–1443.
<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsm132>
- Jansson R., Nilsson C., Dynesius M., Andersson E. (2000). Effects of River Regulation on River-Margin Vegetation: A Comparison of Eight Boreal Rivers. *Ecological Application*, 10 (1), 203–224.
[https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0203:EORROR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0203:EORROR]2.0.CO;2)
- Jepsen N., Aarestrup K., Økland C.F., Rasmussen G. (1998). Survival of radio-tagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and trout (*Salmo trutta* L.) smolts passing a reservoir during seaward migration. *Hydrobiologia*, 371/372: 347–353.
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1023/A:1017047527478.pdf>
- Johnson P.T., Olden J.D., Vander Zanden M.J. (2008). Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(7): 357–363.
<https://doi.org/10.1890/070156>
- Junge C., Museth J., Hindar K., Kraabøl M., Vøllestad A. (2014). Assessing the consequences of habitat fragmentation for two migratory salmonid fishes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24(3): 297-311.
<https://doi.org/10.1002/aqc.2391>
- Kemp P.S., Sear D., Collins A., Naden P., Jones I. (2011). The impacts of fine sediment on riverine fish. *Hydrological processes*, 25(11): 1800-1821.
<https://doi.org/10.1002/hyp.7940>
- Kibler K.M., Tullios D.D. (2013). Cumulative biophysical impact of small and large hydropower development in Nu River, China. *Water Resources Research*, 49(6): 3104–3118.

<https://doi.org/10.1002/wrcr.20243>

- Kondolf, G. M. (1997). Hungry water: Effects of dams and gravel mining on river channels. *Environmental Management*, 21(4): 533-551.
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s002679900048.pdf>
- Kraabøl M., Johnsen S.I., Museth J., Sandlund O.T. (2009). Conserving iteroparous fish stocks in regulated rivers: the need for a broader perspective! *Fisheries Management and Ecology*, 16(4): 337-340.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2009.00666.x>
- Kramer D.L. (1987). Dissolved oxygen and fish behavior. *Environmental Biology of Fishes*, 18(2): 81-92.
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/BF00002597.pdf>
- Lagarigue T., Lascaux J.M. (2002). Suivi de la reproduction naturelle des grands salmonidés migrateurs en aval du barrage du Sablier (départements de la Corrèze et du Lot) - Automne Hiver 2001-2002. *Rapport ECOGEA pour MIGADO*, n° D11-02 RT.
- Lagarigue T., Lascaux J.M. (2003). Suivi de la reproduction naturelle des grands salmonidés migrateurs en aval du barrage du Sablier (départements de la Corrèze et du Lot) Automne Hiver 2002-2003. *Rapport ECOGEA pour MIGADO*, n° D15-03 RT.
- Lange K., Meier P., Trautwein C., Schmid M., Robinson C.T., Weber C., Brodersen J. (2018). Basin-scale effects of small hydropower on biodiversity dynamics. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(7): 397-404.
<https://doi.org/10.1002/fee.1823>
- Lange K., Wehrli B., Aberg U., Bätz N., Brodersen J., Fischer M., Hermoso V., Liermann C.R., Schmid M., Wilmsmeier L., Weber C. (2019). Small hydropower goes unchecked. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(5): 256-258.
<https://doi.org/10.1002/fee.2049>
- Larinier M. (2008). Fish passage experience at small-scale hydro-electric power plants in France. *Hydrobiologia*, 609: 97-108.
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10750-008-9398-9.pdf>
- Larinier M., Dartiguelongue J. (1989). La circulation des poissons migrateurs : le transit à travers les turbines des installations hydroélectriques. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 312-313 : 1-87.
<https://doi.org/10.1051/kmae:1989011>
- Larinier M., Travade F. (2002). Downstream migration: problems and facilities. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 364(sup):181-207.
<https://doi.org/10.1051/kmae:2002102>
- Latrubesse E.M., Arima E.Y., Dunne T., Park E., Baker V.R., D'horta F.M., Wight C., Wittmann F., Zuanon J., Baker P.A., Ribas C.C., Norgaard R.B., Filizola N., Ansar A., Flyvbjerg B., Stevaux J.C. (2017). Damming the rivers of the Amazon basin. *Nature*, 546: 363-369. Doi: 10.1038/nature22333.
<https://www.nature.com/articles/nature22333.pdf>
- Lascaux J.M., Lagarrigue T., Baran P. (2001). Gestion hydrologique de l'Yonne en aval de Pannecière. Incidences sur le peuplement piscicole et propositions de restauration. *Rapport ECOGEA*, 78 p + ann.
- Lascaux J.M., Lagarrigue T., Chanseau M. (2002). Effet d'un débit minimum de 3 m³/s délivré à l'aval de l'usine de Hauteage sur l'exondation des frayères de grands salmonidés de la Maronne. *Rapport ECOGEA pour MIGADO*, n° D14-02 RT.
- Lascaux J.M., Cazeneuve L., Lagarrigue T., Chanseau M. (2006). Impacts du fonctionnement par éclusées de l'usine de Hauteage sur la Maronne : Suivi des échouages-piégeages de poissons de 2003 à 2005. *Rapport ECOGEA pour MIGADO*, n° 7D-06-RT; 32p. + annexes.
- Lauters F. (1995). Impacts sur l'écosystème aquatique de la gestion par éclusées des ouvrages hydroélectriques Étude de quelques cours d'eau et analyse des phénomènes mis en jeu. *Thèse de Doctorat*.
- Lenders H.J.R., Chamuleau T.P.M., Hendriks A.J., Lauwerier R.C.G.M., Leuven R.S.E.W., Verberk W.C.E.P. (2016). Historical rise of waterpower initiated the collapse of salmon stocks. *Scientific Reports*, 6: 29269.
<https://www.nature.com/articles/srep29269.pdf>
- Lessard J.L., Hayes D.B. (2003). Effects of elevated water temperature on fish and macroinvertebrate communities below small dams. *River Research and Applications*, 19(7): 721-732.
<https://doi.org/10.1002/rra.713>
- 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. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 350-351 : 337-347.
<https://doi.org/10.1051/kmae:1998009>
- Ligon F.K., Dietrich W.E., Trush J.T. (1995). Downstream Ecological Effects of Dams – A geomorphic perspective. *BioScience*, 45(3): 183-192.
<https://doi.org/10.2307/1312557>

- Loot G., Reyjol Y., Poulet N., Simkova A., Blanchet S., Lek S. (2007). Effects of small weirs on fish parasite communities. *Parasitology Research*, 101: 1265–1276.
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s00436-007-0632-6.pdf>
- Lucas, M.C., Baras, E., Thom, T.J., Duncan, A., Slavik, O. (2001). Migration of freshwater fishes. Blackwell Science, Oxford, U.K. (420 pp).
<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.1002/9780470999653>
- Lundqvist H., Rivinoja P., Leonardsson K., McKinnell S. (2008). Upstream passage problems for wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a flow controlled river and its effect on the population. *Hydrobiologia*, 602: 111-127.
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10750-008-9282-7.pdf>
- Maavara T., Parsons C.T., Ridenour C., Stojanovic S., Dürr H.H., Powley H.R., Van Cappellen P. (2015). Global phosphorus retention by river damming. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112(51): 15603-15608.
www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1511797112
- MacLaughlin R.L., Smyth E.R.B., Castro-Santos T., Jones M.L., Koops M.A., Pratt T.C., Vélez-Espino L-A. (2013). Unintended consequences and trade-offs of fish passage. *Fish and Fisheries*, 14: 580-604.
<https://doi.org/10.1111/faf.12003>
- Maeck A., DelSontro T., MacGinnis D.F., Fisher H., Flury S., Schmidt M., Fietzek P., Lorke A. (2013). Sediment Trapping by Dams Creates Methane Emission Hot Spots. *Environmental Science & Technology*, 47(15): 8130-8137.
<https://doi.org/10.1021/es4003907>
- Maheu A., St Hilaire A., Caissie D., El-Jabi N. (2016). Understanding the thermal regime of rivers influenced by small and medium size dams in eastern Canada. *River Research and Applications*, 32(10): 2032-2044.
<https://doi.org/10.1002/rra.3046>
- Malavoi J.R., Garnier C.C., Landon N., Recking A., Baran P. (2011). Éléments de connaissance pour la gestion du transport solide en rivière. *Onema*, 216 pages.
<https://professionnels.ofb.fr/fr/node/76>
- Mbaka J.G., Mwaniki M.W. (2015). A global review of the downstream effects of small impoundments on stream habitat conditions and macroinvertebrates. *Environmental Reviews*, 23: 1-6.
https://www.researchgate.net/profile/Mercy-Mwaniki-3/publication/273914182_A_global_review_of_the_downstream_effects_of_small_impoundments_on_stream_habitat_conditions_and_macroinvertebrates/links/55a4db2f08ae00cf99c92a90/A-global-review-of-the-downstream-effects-of-small-impoundments-on-stream-habitat-conditions-and-macroinvertebrates.pdf
- Merritt D. M., Cooper D. J. (2000). Riparian vegetation and channel change in response to river regulation: A comparative study of regulated and unregulated streams in the Green River Basin, USA. *Regulated Rivers: Research & Management*, 16(6): 543-564.
https://www.researchgate.net/profile/David-Merritt-5/publication/247953793_Riparian_vegetation_and_channel_change_in_response_to_river_regulation_a_comparative_study_of_regulated_and_unregulated_streams_in_the_Green_River_Basin_USA/links/5b914756299bf147391d6b0a/Riparian-vegetation-and-channel-change-in-response-to-river-regulation-a-comparative-study-of-regulated-and-unregulated-streams-in-the-Green-River-Basin-USA.pdf
- Miranda R. Oscoz J., Leunda P.M., Garcia-Fresca C., Escal M.C. (2005). Effects of weir construction on fish population structure in the River Erro (North of Spain). *Annales De Limnologie - International Journal of Limnology*, 41 (1) : 7–13.
<https://doi.org/10.1051/limn/2005007>
- Montén E. (1985). Fish and turbines. Fish injuries during passage through power station turbines. Vattenfall, Stockholm: 111p.
- Morris G.L., Fan J (1998). Sedimentation Handbook: Design and Management of Dams, Reservoirs, and Watershed for Sustainable Use. New York: McGraw-Hill.
<https://www.hydropower.org/sediment-management-resources/publication-reservoir-sedimentation-handbook>
- Mueller, M., Pander, J., Geist, J. (2011). The Effects of Weirs on Structural Stream Habitat and Biological Communities. *Journal of Applied Ecology*, 48 (6): 1450–1461.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02035.x>
- Muir W.D., Marsh D.M., Sanford B.P., Smith S.G., Williams J.G. (2006). Post-hydropower system delayed mortality of transported snake river stream-type chinook salmon: unraveling the mystery. *Transactions of the American Fisheries Society*, 135: 1523–1534.
<https://doi.org/10.1577/T06-049.1>
- Newcombe C.P., Macdonald D.D. (1991). Effects of Suspended Sediments on Aquatic Ecosystems. *North American Journal of Fisheries Management*, 11(1): 72-82.
[https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1991\)011%3C0072:EOSSOA%3E2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1991)011%3C0072:EOSSOA%3E2.3.CO;2)

- Newton M., Dodd J.A., Barry J., Boylan P., Adams C.E. (2018). The impact of a small-scale riverine obstacle on the upstream migration of Atlantic Salmon. *Hydrobiologia*, 806: 251-264.
<https://doi.org/10.1007/s10750-017-3364-3>
- Nilsson C., Jansson R. (1995). Floristic differences between riparian corridors of regulated and free-flowing boreal rivers. *Regulated Rivers: Research & Management*, 11(1): 55–66.
<https://doi.org/10.1002/rrr.3450110106>
- Nilsson C., Reidy C.A., Dynesius M., Revenga C. (2005). Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems. *Science*, 308 (5720): 405-408.
<https://www.science.org/doi/epdf/10.1126/science.1107887>
- Nilsson C., Renofalt B.M. (2008). Linking flow regime and water quality in rivers: a challenge to adaptive catchment management. *Ecology and Society*, 13(2): 18.
<http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art18/>.
- Noonan M.J., Grant J.W.A., Jackson C.D. (2012). A quantitative assessment of fish passage efficiency. *Fish and Fisheries*, 13(4): 450–464.
<https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2011.00445.x>
- Norrsgård J.R., Greenberg L.A., Piccolo J.J., Schmitz M., Bergman E. (2013). Multiplicative loss of landlocked Atlantic salmon *Salmo salar* L. smolts during downstream migration through multiple dams. *River Research and Applications*, 29(10): 1306–1317.
<https://doi.org/10.1002/rra.2616>
- Nyqvist D., McCormick S.D., Greenberg L., Ardren W.R., Bergman E., Calles O., Castro-Santos T. (2017a). Downstream migration and multiple dam passage by Atlantic salmon smolts. *North American Journal of Fisheries Management*, 37(4): 816-828.
<https://doi.org/10.1080/02755947.2017.1327900>
- Nyqvist D., Nilsson P.A., Alenäs I., Elghagen J., Hebrand M., Karlsson S., Kläppe S., Calles O. (2017b). Upstream and downstream passage of migrating adult Atlantic salmon: Remedial measures improve passage performance at a hydropower dam. *Ecological Engineering* 102: 331–343.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.02.055>
- Office of Technology Assessment (1995) Fish Passage Technologies: Protection at Hydropower Facilities. OTAENV-641. U.S. Government Printing Office, Washington, DC.
- 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(1): 86–107.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02179.x>
- Ovidio M., Philippart J.C. (2002). The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish. *Hydrobiologia*, 483: 55-89.
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1023/A:1021398605520.pdf>
- Ovidio M., Capra H., Philippart J.C. (2008). Regulated discharge produces substantial demographic changes on four typical fish species of a small salmonid stream. *Hydrobiologia*, 609: 59-70.
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10750-008-9399-8.pdf>
- Parrish D. L., Behnke R. J., Gephard S. R., McCormick S. D., Reeves G. H. (1998). Why aren't there more Atlantic salmon (*Salmo salar*)? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55(S1): 281–287.
<https://doi.org/10.1139/d98-012>
- Parsons J., Vickers K., Warden Y. (1977). Relationship between elver recruitment and changes in the sex ratio of silver eels *Anguilla anguilla* L. migrating from Lough Neagh, Northern Ireland. *Journal of Fish Biology*, 10(3): 211– 229.
<https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1977.tb05127.x>
- Pearson A.J., Pizzuto J. (2015). Bedload transport over run-of-river dams, Delaware, U.S.A. *Geomorphology*, 248: 382–395.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.07.025>.
- Pedersen M.I., Jepsen N., Aaerstrup K., Koed A., Pedersen S., Økland F. (2011). Loss of European silver eel passing a hydropower station. *Journal of Applied Ichthyology*, 28(2): 189–193.
<https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2011.01913.x>
- Pelicice F.M., Pompeu P.S., Agostinho A.A. (2015). Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries*, 16(4): 697-715.
<https://doi.org/10.1111/faf.12089>
- Petrosky C.E., Schaller H.A. (2010). Influence of river conditions during seaward migration and ocean conditions on survival rates of Snake River Chinook salmon and steelhead. *Ecology of Freshwater Fish*, 19(4): 520–536.
<https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2010.00425.x>
- Petts G.E. (1984). Impounded rivers: Perspectives for ecological management. Chichester, UK: John Wiley & Sons.
- Petts G.E. (1986). Water quality characteristics of regulated rivers. *Progress in Physical Geography*, 10(4): 492-516.
<https://doi.org/10.1177/030913338601000402>

- Petts G.E. (1989). Historical analysis of fluvial hydrosystems. In: Petts, G.E., Mö, H., Roux, A.L. (Eds.), *Historical Change of Large Alluvial Rivers: Western Europe*. John Wiley & Sons Ltd., pp. 1–18.
- Phillips J.D., Slattery M.C., Musselman Z.A. (2005). Channel adjustments of the lower Trinity River, Texas, downstream of Livingston Dam. *Earth Surface Processes and Landforms*, 30(11): 1419–1439.
<https://doi.org/10.1002/esp.1203>
- Poff N.L., Allan J.D., Bain M.B., Karr J.R., Prestegard K.L., Richter B.D., Sparks R.E., Stromberg, J.C. (1997). The natural flow regime. *Bioscience*, 47(11): 769–784.
<https://www.jstor.org/stable/i256208>
- Poff N.L., Hart D.D. (2002). How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal? *BioScience*, 52(8): 659–668.
[http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0659:HDVAWI\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0659:HDVAWI]2.0.CO;2)
- Poff N.L., Olden J.D., Merritt D.M., Pepin D.M. (2007). Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(14): 5732–5737.
<https://doi.org/10.1073/pnas.0609812104>
- Poirel A., Merle G., Salençon M.J., Travade F. (2001). Gestion hydraulique et ressources piscicoles dans les retenues hydroélectriques. In *Gestion Piscicole des grands plans d'eau*. INRA Edition, 456 p.
- Porcher J.P. & Travade F., 2002. Fishways: biological basis, limits and legal considerations. *Bulletin français de pêche et de pisciculture*, 364(sup): 9–20.
<https://doi.org/10.1051/kmae/2002110>
- Poulet N. (2007). Impact of weirs on fish communities in a piedmont stream. *River Research and Applications*, 23(9): 1038–1047.
<https://doi.org/10.1002/rra.1040>
- Powers S.M., Roberston D.M., Stanley E.H. (2014). Effects of lakes and reservoirs on annual river nitrogen, phosphorus, and sediment export in agricultural and forested landscapes. *Hydrological Processes*, 28(24): 5919–5937.
<https://doi.org/10.1002/hyp.10083>
- Premalatha M., Tabassum-Abbasi, Abbasi T., Abbasi S.A. (2014). A critical view on the eco-friendliness of small hydroelectric installations. *Science of Total Environment*, 481: 638–643.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.047>
- Pulg U., Barlaup B.T., Velle G. (2014). Hydropower induced supersaturation – not in European rivers? 10th International Symposium on Ecohydraulics, Trondheim, Norway, 23–27 June 2014, Extended abstract, 10p.
- Rasstad J.E., Lillehammer A., Lillehammer L. (1993). Effect of habitat improvement on Atlantic salmon in the regulated river Suldalsgen. *Regulated Rivers: Research and Management*, 8(1–2): 95–102.
<https://doi.org/10.1002/rrr.3450080113>
- Reid A.J., Carlson A.K., Creed I.F., Eliason E.J., Gell P.A., Johnson P.T.J., Kidd K.A., MacCormack T.J., Olden J.D., Ormerod S.J., Smol J.P., Taylor W.W., Tockner K., Vermaire J.C., Dudgeon D., Cooke S.J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94(3): 849–873.
<https://doi.org/10.1111/brev.12480>
- Rieman B.E., Beamesderfer R.C., Vigg S., Poe T.P. (1991). Estimated loss of juvenile salmonids to predation by northern squawfish, walleyes, and smallmouth bass in John Day Reservoir, Columbia River. *Transactions of the American Fisheries Society*, 120(4): 448–458.
[https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1991\)120%3C0448:ELOJST%3E2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1991)120%3C0448:ELOJST%3E2.3.CO;2)
- Rivinoja P., Mc Kinnel S., Lundqvist H. (2001). Hindrances to upstream migration of Atlantic salmon (*salmo salar*) in a northern Swedish river caused by a hydroelectric power-station. *Regulated Rivers: Research and Management*, 17(2): 101–115.
<https://doi.org/10.1002/rrr.607>
- Ruhr C.E. (1957). Effect of stream impoundment in Tennessee on the fish populations of tributary streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 86(1): 144–157.
[https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1956\)86\[144:EOSIIT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1956)86[144:EOSIIT]2.0.CO;2)
- Robson A.L. (2013). Implications of small-scale run-of-river hydropower schemes on fish populations in Scottish streams. *Thesis of University of Hull*, 351 p.
<https://hydra.hull.ac.uk/assets/hull:7183a/content>
- Rossignon C., Groubatch T., Poulleau T., Paris J., Périat G. (2019). Évaluation de l'état de conservation des peuplements piscicoles du Doubs Médian (25) - Diagnostic et perspectives. *Rapport FDAPPMA25 et TELEOS Suisse*, 53 p. + an.
https://federation-peche-doubs.org/wp-content/uploads/Rapport-Doubs-médian-Version-définitive-20_05_19-1.pdf
- Ruggles C.P. (1980). A review of the downstream migration of Atlantic Salmon. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, No. 952, 39 p.
<https://www.arlis.org/docs/vol1/DFO/TR/TR952.pdf>

- Ruggles C.P., Murray D.G. (1983). A review of fish response to spillways. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, No. 1172, 30 p.
https://publications.gc.ca/collections/collection_2013/mpo-dfo/Fs97-6-1172-eng.pdf
- Sabaton C., Lauters F., Valentin S. et le groupe de travail « Eclusées » (1995). Impact sur le milieu aquatique de la gestion par éclusées des usines hydroélectriques. Synthèse des résultats issus des travaux du groupe de recherche « éclusées » de 1990 à 1995 – recommandations pour l'expertise d'un site. HE-31/95.19
- Saltveit S.J., Halleraker J.H., Arnekleiv J.V., Harby A. (2001). Field experiment on stranding in juvenile atlantic salmon (*Salmo Salar*) and brown trout (*Salmo Trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropedaking. *Regulated Rivers: Research and Management*, 17(4-5): 609-622.
<https://doi.org/10.1002/rrr.652>
- Santucci V., Gephard S., Pescitelli S. (2005). Effects of multiple low-head dams on fish, macroinvertebrates, habitat, and water quality in the fox river, Illinois. *North American Journal of Fisheries Management*, 25(3): 975-992.
<https://doi.org/10.1577/M03-216.1>
- Sauter S.T., Connolly P.J. (2010). Growth, condition factor, and bioenergetics modeling link warmer stream temperatures below a small dam to reduced performance of juvenile Steelhead. *Northwest Science*, 84(4): 369-377.
<http://dx.doi.org/10.3955/046.084.0406>
- Schaller H.A., Petrosky C.E., Tinus E.S. (2014). Evaluating river management during seaward migration to recover Columbia River stream-type Chinook salmon considering the variation in marine conditions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71(2): 259-271
<https://doi.org/10.1139/cjfas-2013-0226>
- Schiemer F., Gutí G., Keckeis H., Staras M. (2003). Ecological status and problems of the Danube river and its fish fauna: A review. *Proceedings of the Second International Symposium on the management of large rivers for fisheries*, Phnom Penh, Kingdom of Cambodia.
https://www.researchgate.net/profile/Gabor-Guti/publication/241899284_Ecological_status_and_problems_of_the_Danube_and_its_fish_fauna_A_review/links/581c3fad08aeccc08aec3cd7/Ecological-status-and-problems-of-the-Danube-and-its-fish-fauna-A-review.pdf
- Schumm S. A. (1969). River metamorphosis. *Journal of the Hydraulics division*, 95(1): 255-274.
<https://ascelibrary.org/doi/10.1061/JYCEAJ.0001938>
- Schwinn M., Baktoft H., Aarestrup K., Lucas M.C., Koed A. (2017). Telemetry observations of predation and migration behaviour of brown trout (*Salmo trutta*) smolts negotiating an artificial lake. *River Research and applications*, 34(8): 898-906.
<https://doi.org/10.1002/rra.3327>
- Sear D.A. (1993). Fine sediment infiltration into gravel spawning beds within a regulated river experiencing floods: ecological implications for salmonids. *Regulated Rivers : Research & Management*, 8(4): 373-390.
<https://doi.org/10.1002/rrr.3450080407>
- Sherrard J., Erskine W.D. (1991). Complex response of a sand-bed stream to upstream impoundment. *Regulated Rivers: Research & Management*, 6(1): 53-70.
<https://doi.org/10.1002/rrr.3450060106>
- Smith B.R., Edds D.R., Goeckler J.M. (2015). Lowhead dams and the downstream dispersal of zebra mussels. *Hydrobiologia*, 755: 1-12.
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10750-015-2211-7.pdf>
- Smith V.H. (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10: 126-139.
<https://doi.org/10.1065/espr2002.12.142>
- Spoor W.A. (1990). Distribution of fingerling brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill), in dissolved oxygen concentration gradients. *Journal of Fish Biology*, 36(3): 363-373.
<https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1990.tb05616.x>
- Spurgeon J., Rhodes M., Neal J.W., Evans K. (2020). Aquatic habitat changes within the channelized and impounded Arkansas River, Arkansas, USA. *River Research & Application*, 37(3): 462-474.
<https://doi.org/10.1002/rra.3763>
- Stanford J.A., Ward J.V., Liss W.J., Frissell C.A., Williams R.N., Lichatowich J.A., Coutant C.C. (1996). A general protocol for restoration of regulated rivers. *Regulated Rivers: Research and Management*, 12(4-5): 391-413.
[https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199607\)12:4<391::AID-RRR436%3E3.0.CO;2-4](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199607)12:4<391::AID-RRR436%3E3.0.CO;2-4)
- Steele R.J., Smokorowski K.E. (2000). Review of literature related to the downstream ecological effects of hydroelectric power generation. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, No. 2334, 55 p.
https://publications.gc.ca/collections/collection_2012/mpo-dfo/Fs97-6-2334-eng.pdf

- Syvitski J.P.M., Vörösmarty C.J., Kettner A.J., Green P. (2005). Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science*, 308(5720): 376-380.
<https://doi.org/10.1126/science.1109454>
- Taylor C.A., Knouft J.H., Hiland T.M. (2001). Consequences of stream impoundment on fish communities in a small north American drainage. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17(6): 687-698.
<https://doi.org/10.1002/rrr.629>
- Têtard S., Lemaire M., De Oliveira E., Martin P. (2016). Use of 2D acoustic telemetry to study the behaviour of atlantic salmon smolts (*Salmo salar*) approaching Poutès dam (Allier river, France). *11th International Symposium of Ecohydraulics*, Melbourne, Australia.
https://www.researchgate.net/profile/Stephane-Tetard/publication/294670205_Use_of_2D_acoustic_telemetry_to_study_the_behaviour_of_Atlantic_salmon_smolts_Salmo_salar_approaching_Poutes_dam_Allier_River_France/links/56c2e05008ae44da38009691/Use-of-2D-acoustic-telemetry-to-study-the-behaviour-of-Atlantic-salmon-smolts-Salmo-salar_approaching-Poutes-dam-Allier-River-France.pdf
- Thibault M. (1994). Aperçu historique sur l'évolution des captures et des stocks. In Le Saumon atlantique : biologie et gestion de la ressource. Sous la direction de Gueguin J.C. et Prouzet P. OCLC : 30208381. Brest : IFREMER. pp.75-183.
- Thorstad E.B., Fiske P., Aarestrup K., Hvidsten N.A., Harsaker K., Heggberget T.G., Økland F. (2005). Upstream migration of Atlantic salmon in three regulated rivers. In: Spedicato M.T.; Lembo G.; Marmulla G. (eds) *Aquatic telemetry: advances and applications. Proceedings of the Fifth Conference on Fish Telemetry held in Europe*, Ustica, Italy, 9-13 June 2003. FAO/COISPA, Rome, pp 111-121.
<https://www.fao.org/3/y5999e/y5999e11.pdf>
- Thorstad E.B., Økland F., Aarestrup K., Heggberget T.G. (2008). Factors affecting the within-river spawning migration of Atlantic salmon, with emphasis on human impacts. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 18: 345-371.
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s11160-007-9076-4.pdf>
- Thorstad E.B., Whoriskey F., Uglem I., Moore A., Rikardsen A.H., Finstad B. (2012). A critical life stage of the Atlantic salmon *Salmo salar*: behaviour and survival during the smolt and initial post-smolt migration. *Journal of Fish Biology*, 81(2): 500-542.
<https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2012.03370.x>
- Tienmann J.S., Gillette D.P., Wildhaber M.L., Edds D.R. (2005). Effects of Lowhead Dams on the Ephemeropterans, Plecopterans, and Trichopterans Group in a North American River. *Journal of Freshwater Ecology*, 20(3): 519-525.
<http://dx.doi.org/10.1080/02705060.2005.9664767>.
- Tienmann J.S., Dodd H.R., Owens D., Wahl D.H. (2007). Effects of Lowhead Dams on Unionids in the Fox River, Illinois. *Northeastern Naturalist*, 14(1): 125-138.
[https://doi.org/10.1656/1092-6194\(2007\)14\[125:EOLDOU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1656/1092-6194(2007)14[125:EOLDOU]2.0.CO;2)
- Tricart J., Bravard J.P. (1991). L'aménagement des trois plus grands fleuves européens : Rhin, Rhône et Danube. Problèmes et méfaits. *Annales de Géographie*, 100(561-562) : 668-713.
<https://doi.org/10.3406/geo.1991.21654>
- Tombolini I., Caneva G., Cancellieri L., Abati S., Ceschin S. (2014). Damming effects on upstream riparian and aquatic vegetation: the case study of Nazzano (Tiber River, central Italy). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 412(03).
<https://doi.org/10.1051/kmae/2013085>
- Touchette B.W., Burkholder J.M., Allen E.H., Alexander J.L., Kinder C.A., Brownie C., James J., Britton C.H. (2007). Eutrophication and cyanobacteria blooms in run-of-river impoundments in North Carolina, U.S.A. *Lake and Reservoir Management*, 23(2): 179-192.
<https://doi.org/10.1080/07438140709353921>
- Valentin S. (1995). Variabilité artificielle des conditions d'habitat et conséquences sur les peuplements aquatiques : effets écologiques des éclusées hydroélectriques en rivière. Étude de cas (Ance du Nord et Fontaulière) et approches expérimentales. Sciences de l'environnement. Thèse de Doctorat, Université Claude Bernard Lyon I, 275 p + an.
<https://hal.inrae.fr/tel-02581947/document>
- Valentin S. (1997). Effets écologiques des éclusées en rivière. Expérimentations et synthèse bibliographique. Cemagref Edition. ISBN 2-85362-478-1.
- Van Puijenbroek P.J.T.M., Buijse A.D., Kraak M.H.S., Verdonchot P.F.M. (2018). Species and river specific effects of river fragmentation on European anadromous fish species. *River Research and Application*, 35(1): 68-77.
<https://doi.org/10.1002/rra.3386>
- Vericat D., Batalla R.J. (2006). Sediment transport in a large impounded river: The lower Ebro, NE Iberian Peninsula. *Geomorphology*, 79(1-2): 72-92.
<https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2005.09.017>

- Verstraeten G. & Poesen J. (2000). Estimating trap efficiency of small reservoirs and ponds: methods and implications for the assessment of sediment yield. *Progress in Physical Geography*, 24(2): 219-251.
<https://doi.org/10.1177%2F030913330002400204>
- Vriese T., Bakker H., Breukelaar A. (2015). Downstream migration of silver eel (*Anguilla anguilla*) in the river Meuse in the Netherlands - 2008-2012. *International Conference on Engineering and Ecohydrology for Fish Passage*, Groningen, June 22-24, 2015.
- Walter R.C., Merriets D.J. (2008). Natural Streams and the Legacy of Water-Powered Mills. *Science*, 319(5861): 299-304.
<https://doi.org/10.1126/science.1151716>
- Ward J.V., Stanford J.A. (1979). The ecology of regulated streams. Plenum, New-York.
<https://link.springer.com/book/10.1007/978-1-4684-8613-1>
- Ward J.V., Stanford J.A. (1983). The Serial Discontinuity Concept of Lotic Ecosystems. Pages 29–42 in Fontaine TD, Bartell SM, eds. *Dynamics of Lotic Ecosystems*. Ann Arbor (MI): Ann Arbor Science.
https://www.researchgate.net/profile/Jack-Stanford/publication/247493939_The_Serial_Discontinuity_Concept_Of_Lotic_Ecosystems/links/548f04c80cf225bf66a7f8f9/The-Serial-Discontinuity-Concept-Of-Lotic-Ecosystems.pdf.
- Ward J.V., Stanford J.A. (1987). The ecology of regulated streams: Past accomplishments and directions for future research. In *Regulated Streams Advances in Ecology*, Craig J.F., Kemper J.B. (eds). Plenum Press: New York; 391–409.
https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4684-5392-8_28
- Webb B.W., Walling D.E. (1996). Long-term variability in the thermal impact of river impoundment and regulation. *Applied Geography*, 16 (3): 211-223.
[https://doi.org/10.1016/0143-6228\(96\)00007-0](https://doi.org/10.1016/0143-6228(96)00007-0)
- Winter H.V., Jansen H.M., Breukelaar A.W. (2007). Silver eel mortality during downstream migration in the River Meuse, from a population perspective. *ICES Journal of Marine Science*, 64(7): 1444-1449.
<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsm128>
- Winton R.S., Calamita E., Wehrli B. (2019). Reviews and syntheses: Dams, water quality and tropical reservoir stratification. *Biogeosciences*, 16: 1657-1671.
<https://doi.org/10.5194/bg-16-1657-2019>
- Zaidel P.A., Roy A.H., Houle K.M., Lambert B., Letcher B.H., Nislow K.H., Smith C. (2021). Impacts of small dams on stream temperature. *Ecological Indicators*, 120.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106878>
- Ziser S.W. (1985). The effects of a small reservoir on the seasonality and stability of physicochemical parameters and macrobenthic community structure in a Rocky Mountain Stream. *Freshwater Invertebrates Biology*, 4(4): 160-177.
<https://doi.org/10.2307/1467158>
- Ziv G., Baran E., Nam S., Rodríguez-Iturbe I., Levina S.A. (2012). Trading-off fish biodiversity, food security, and hydropower in the Mekong River Basin. *Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109(15): 5609–5614.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1201423109>
- Zohary T., Ostrovsky I. (2011). Ecological impacts of excessive water level fluctuations in stratified freshwater lakes. *Inland Waters*, 1(1): 47–59.
<https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.5268/IW-1.1.406?needAccess=true>
- Zolezzi G., Siviglia A., Toffolon M., Maiolini B. (2011). Thermopeaking characterization and times scales. *Ecohydrology*, 4(4): 564-576.
<https://doi.org/10.1002/eco.132>