
Restaurer la continuité écologique des cours d'eau : que sait-on et comment passer collectivement à l'action ?

**Maria Alp, Fanny Arnaud, Carole Barthélémy, Ivan Bernez, Anne Clemens,
Marylise Cottet, Simon Dufour, Marie-Anne Germaine, Christelle Gramaglia,
Stéphane Grivel, Céline Le Pichon, Laurent Lespez, Marie Lussou, Oldrich
Navratil, Hervé Piégay, Jérôme G. Prunier, Anne-Julia Rollet, Evelyne Tales
et Nicolas Lamouroux**



Édition électronique

URL : <https://journals.openedition.org/vertigo/46093>
DOI : 10.4000/12ppa
ISSN : 1492-8442

Éditeur

Les Éditions en environnement VertigO

Ce document vous est fourni par Bibliothèque Diderot de Lyon - ENS



Référence électronique

Maria Alp, Fanny Arnaud, Carole Barthélémy, Ivan Bernez, Anne Clemens, Marylise Cottet, Simon Dufour, Marie-Anne Germaine, Christelle Gramaglia, Stéphane Grivel, Céline Le Pichon, Laurent Lespez, Marie Lussou, Oldrich Navratil, Hervé Piégay, Jérôme G. Prunier, Anne-Julia Rollet, Evelyne Tales et Nicolas Lamouroux, « Restaurer la continuité écologique des cours d'eau : que sait-on et comment passer collectivement à l'action ? », *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], 24-2 | Septembre 2024, mis en ligne le 03 octobre 2024, consulté le 25 novembre 2024. URL : <http://journals.openedition.org/vertigo/46093> ; DOI : <https://doi.org/10.4000/12ppa>

Ce document a été généré automatiquement le 21 novembre 2024.



Le texte seul est utilisable sous licence CC BY-NC-ND 4.0. Les autres éléments (illustrations, fichiers annexes importés) sont « Tous droits réservés », sauf mention contraire.

Restaurer la continuité écologique des cours d'eau : que sait-on et comment passer collectivement à l'action ?

Maria Alp, Fanny Arnaud, Carole Barthélémy, Ivan Bernez, Anne Clemens, Marylise Cottet, Simon Dufour, Marie-Anne Germaine, Christelle Gramaglia, Stéphane Grivel, Céline Le Pichon, Laurent Lespez, Marie Lusson, Oldrich Navratil, Hervé Piégay, Jérôme G. Prunier, Anne-Julia Rollet, Evelyne Tales et Nicolas Lamouroux

Le constat : la restauration de la continuité écologique, une source de controverse

Contexte et problématique

- 1 La continuité écologique des cours d'eau contemporains se trouve interrompue à l'échelle mondiale par une multitude de barrages, seuils, digues et autres obstacles à l'écoulement. Seulement 37 % des rivières de plus de 1000 km de longueur restent ininterrompues (Grill et al., 2019). En Europe, des obstacles transversaux sont présents tous les ~1,4 km de linéaire en moyenne (Belletti et al., 2020). Cette fragmentation longitudinale d'origine anthropique interrompt les flux d'eau, de matière (sédiments, matière organique) et d'organismes, et pose ainsi la question de la gestion et de la restauration de la continuité écologique des cours d'eau, définie dans la Directive Cadre Européenne sur l'eau¹ (DCE, 2000) comme « le libre flux des sédiments et des organismes vivants ».
- 2 Le début des années 2010 a vu l'émergence de nombreuses controverses sur différents territoires de la France métropolitaine autour de la mise en œuvre de projets de restauration de la continuité écologique (Bravard et Lévêque, 2020 ; Perrin, 2019 ;

Barraud et Germaine, 2017 ; Germaine et Barraud, 2013a). Ces controverses tant sociales que techniques ont pour partie été favorisées par la complexité réglementaire, mais aussi par les modalités de mise en œuvre de la politique de restauration, par la multiplicité des enjeux écologiques et sociaux associés à la continuité des cours d'eau, et par les incertitudes scientifiques et techniques qui entourent l'évaluation des effets de la restauration.

- 3 La restauration de la continuité s'inscrit en France dans un contexte réglementaire au sein duquel existent des contradictions. La réglementation encourage en particulier :
 - la protection et la restauration de la continuité écologique² avec la mise en place des trames verte et bleue³ ;
 - la sécurisation de la continuité de la navigation de plaisance et de la possibilité de réaliser les sports d'eau⁴ ;
 - la production d'une énergie hydroélectrique renouvelable⁵ ;
 - la restauration d'un patrimoine naturel et la conservation d'un patrimoine culturel⁶ ;
 - la gestion et la prévention des risques fluviaux⁷.
- 4 Ce cadre réglementaire complexe suscite de fortes tensions. Par exemple, la construction de nouvelles microcentrales hydroélectriques encouragée par le Plan Climat peut entrer en conflit avec les objectifs de la DCE ou ceux de la Loi sur l'Eau (Barraud et Germaine, 2017 ; Brandeis et Michel, 2016). De même, l'effacement de seuils à des fins de continuité écologique peut porter atteinte à certains ouvrages d'intérêt culturel et historique (Brandeis et Michel, 2016 ; Germaine et Barraud, 2013b). De plus, la politique de restauration de la continuité écologique appliquée en France depuis les années 2000 s'est construite selon une approche majoritairement descendante (top-down en anglais). La restauration est prise en charge par l'État, qui fixe les objectifs et les modes d'action au titre de l'intérêt général (le « paradigme du gouvernement » ; Mermet, 2020). Les agences de l'eau sont les principales institutions responsables de la mise en œuvre des obligations réglementaires françaises et internationales en faveur de la restauration de l'état écologique des masses d'eau. Avec l'Office français de la biodiversité⁸ (OFB), elles interviennent en appui aux services instructeurs sur les aspects techniques de la mise en œuvre des projets de restauration, puis sur le contrôle du respect des obligations réglementaires. Cette approche hiérarchique se distingue des approches dites « par projet », plus fréquentes dans le monde anglophone (Drapier et al., 2023a, 2018 ; Lespez et Germaine, 2016). Elle se différencie également des projets localisés, concertés avec les acteurs locaux, qui ont émergé dans les années 1990 dans le domaine de l'environnement, à l'international comme en France, notamment via les Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGEs) (Pissaloux, 2011). Ces projets s'inscrivent dans d'autres paradigmes qui laissent plus de place à la coordination, la concertation et la co-construction entre les acteurs pour porter des objectifs collectifs et intégrer différents points de vue (Mermet, 2020).
- 5 Les opinions et les valeurs des acteurs, ainsi que leurs attentes par rapport aux effets de la restauration, peuvent en réalité être très diverses et sont parfois basées sur des connaissances incomplètes (Lespez et Dufour, 2021 ; Lespez et al., 2015 ; Lejon et al., 2009). La rareté de retours d'expériences bien documentés et éprouvés statistiquement et le degré élevé d'incertitude scientifique concernant la quantification des effets écologiques des projets de restauration contribuent à développer des discours contradictoires et à nourrir les controverses (Dufour et al., 2017). La rivière devient ainsi un lieu de rencontre de différentes perceptions et de niveaux de connaissance de

la biodiversité, des paysages, du patrimoine et dans le même temps un terrain de confrontation des pouvoirs politiques, économiques, sociaux et culturels en place (Lusson, 2021 ; Perrin, 2019 ; Le Calvez, 2017 ; Germaine et Barraud, 2013a).

6 Cet article résulte d'une démarche collective et interdisciplinaire de chercheuses et chercheurs du Réseau des Zones Ateliers françaises (CNRS)⁹ qui travaillent sur la restauration des cours d'eau, dans différents contextes géographiques et dotés d'une expertise scientifique en sociologie, géographie, géomorphologie fluviale, échohydraulique, écologie aquatique et terrestre. Notre démarche scientifique dans le cadre des observatoires de terrain que sont les Zones Ateliers est celle d'une recherche inter- et transdisciplinaire sur le long terme, en co-construction avec les acteurs de la gestion des milieux aquatiques. Sensibilisés aux défis socio-environnementaux et à leur complexité, nous sommes particulièrement conscients de la difficulté de concilier qualité écologique et multiples usages, représentations et perceptions des cours d'eau. La restauration représente pour nous un outil essentiel en faveur de l'amélioration de l'état écologique des milieux aquatiques. Cet outil doit être utilisé selon nous en tenant compte du contexte biophysique et social de chaque cours d'eau, et son application doit s'inscrire dans un projet global de gestion des ressources aquatiques et de mise en débat démocratique à l'échelle du territoire. Ainsi, le présent article vise à éclairer la prise de décision et la mise en œuvre de la restauration de la continuité écologique, dans un cadre informé et conscient de la complexité des enjeux qui entourent toute action de restauration. Notre intention n'est pas de proposer une synthèse exhaustive des connaissances sur le sujet, mais plutôt de dégager des enseignements clés issus des travaux scientifiques nationaux et internationaux, dans le but de nourrir le débat public et de proposer des éléments d'aide à la mise en œuvre des projets de restauration de la continuité écologique des cours d'eau. De plus, cette contribution est inévitablement contrainte par les limites des connaissances scientifiques et techniques actuelles. Par conséquent, les exemples concernant la restauration de la continuité dans sa dimension longitudinale, qui est la dimension la plus étudiée, sont surreprésentés dans le texte.

7 Les objectifs de l'article sont les suivants :

- clarifier la terminologie liée à la continuité écologique des cours d'eau, car les débats se focalisent souvent sur une dimension réductrice de la continuité,
- identifier les principaux enjeux écologiques et sociaux associés à la continuité,
- apporter un regard croisé et critique d'expert·es sur l'état actuel des connaissances scientifiques concernant les effets biophysiques et sociaux de l'interruption anthropique de la continuité des cours d'eau,
- proposer aux porteurs de projets une démarche stratégique qui servirait de guide afin d'identifier la pertinence d'un projet de restauration dans le cadre d'une démarche territoriale et, le cas échéant, de réaliser le projet de restauration en prenant en compte les incertitudes scientifiques et socio-culturelles et en intégrant toutes les parties prenantes,
- mettre en avant les nouveaux outils scientifiques qui peuvent soutenir la prise de décision collective et la mise en œuvre des projets de restauration.

Terminologie de la continuité

8 La notion de continuité intègre les dimensions de l'espace et du temps. L'expression « continuité écologique » est utilisée depuis les années 1970 dans le domaine des

sciences environnementales pour décrire la continuité des processus dans les milieux naturels, le concept étant fortement lié à celui d'intégrité écologique des écosystèmes et la continuité des peuplements (Rose, 1976 ; Magniez, 1971). Les processus à l'œuvre dans les cours d'eau sont abordés sous l'angle de la continuité sédimentaire et biologique, incluant la continuité des habitats (Grant et al., 2017 ; Hanski, 1999). Depuis une vingtaine d'années, l'expression « connectivité écologique » issue de la littérature anglophone a été importée dans la langue française, notamment dans le domaine de l'écologie du paysage. Dans ce domaine, on distingue la connectivité structurelle (purement physique) de la connectivité fonctionnelle (intégrant la réponse des organismes à la structure du paysage en termes de déplacements, de coûts et de risques de mortalité) (Baguette et al., 2013). La connectivité fonctionnelle est souvent considérée séparément pour chaque espèce, voire pour chaque stade de vie selon les capacités de dispersion de l'espèce en question. Même si en français le terme « connectivité écologique » est souvent employé de façon interchangeable avec la « continuité écologique », nous lui réservons ici le sens restreint de « connectivité fonctionnelle » qui se réfère au paysage envisagé du point de vue des organismes. Nous choisissons d'employer « la continuité écologique des cours d'eau » dans le sens large intégrant toutes les composantes biophysiques de l'hydrosystème fluvial (cours d'eau, nappe d'accompagnement, plaine alluviale ; Amoros et Petts, 1993) et la notion essentielle de flux (à la fois passifs et actifs) : flux d'eau et de matières, flux biologiques (tableau 1).

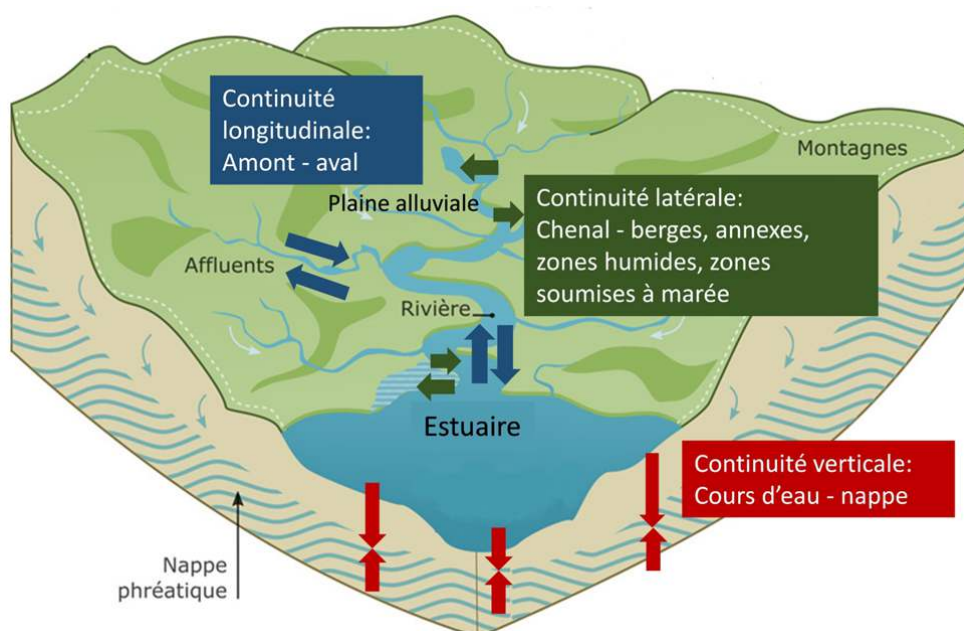
Tableau 1 : Les principales composantes biophysiques de la continuité écologique des cours d'eau au sein des hydrosystèmes / *The key biophysical components of ecological continuity of streams within the hydrosystems.*

Catégories de flux	Exemples de patrons et de processus dépendant de chacun des flux
Flux d'eau : quantité d'eau s'écoulant à travers un système naturel ou semi-naturel	Transport d'eau de l'amont vers l'aval, ruissellements latéraux entre les milieux terrestres et la rivière, inondation des zones riveraines par débordement, processus de recharge de la nappe, patrons de surface mouillée, distribution des habitats hydrauliques et thermiques, auto-épuration de l'eau
Flux de matières : sédiments charriés, matières en suspension et matières dissoutes (dont les nutriments et les polluants)	Distribution et diversité des faciès morphologiques dans le chenal et la plaine alluviale, distribution des habitats hydrauliques et thermiques, qualité physico-chimique de l'eau
Flux biologiques : animaux, végétaux, micro-organismes (incluant les invasifs et les pathogènes) avec le déplacement des individus, des propagules, des gènes, de la matière organique (dont bois mort)	Distribution des populations et des communautés au sein des réseaux fluviaux, structure génétique des populations, fonctionnement des écosystèmes (par exemple, transformation des nutriments)

- 9 Ces différents flux sont interdépendants et s'expriment au sein des trois dimensions spatiales – longitudinale, latérale et verticale (figure 1) – auxquelles s'ajoute la dimension temporelle (Kondolf et al., 2006 ; Amoros et Petts, 1993 ; Ward, 1989), toutes

ces dimensions faisant partie de la définition d'une rivière à l'écoulement libre (Van de Bund et al., 2024). La continuité longitudinale concerne les flux de l'axe amont-aval, dont ceux qui s'établissent entre le cours d'eau et ses affluents. La continuité latérale se réfère aux échanges entre le chenal principal et la plaine alluviale et inclut les inondations périodiques. Des connexions latérales très dynamiques existent de même entre le chenal et les milieux intertidaux des estuaires (Alp et Le Pichon, 2021). Enfin, la continuité verticale concerne les flux entre la rivière et la nappe (notamment les flux hyporhéiques et parafluviaux), dont l'intensité et les patrons spatio-temporels peuvent varier selon la géologie du bassin versant et la position au sein du gradient amont-aval (Malard et al., 2000). Les dimensions spatiales de la continuité des cours d'eau interagissent avec la dimension temporelle car les processus biophysiques se manifestent sur des temps courts (par exemple, en lien avec des variations horaires de débit ou des marées) ou longs (par exemple, en lien avec l'aménagement des plaines alluviales au cours des siècles).

Figure 1 : Les dimensions spatiales de la continuité au sein d'un hydrosystème (d'après Amoros et Petts, 1993) / *The spatial dimensions of the hydrosystem connectivity (after Amoros and Petts, 1993).*



- 10 La notion de « discontinuité », quant à elle, désigne l'interruption d'une ou de plusieurs des composantes de la continuité (tableau 1). Elle peut être d'origine naturelle, par exemple un changement de style fluvial en fonction de la pente et de l'encaissement de la vallée, ou anthropique, par exemple une installation d'ouvrages hydrauliques. Nous nous focalisons dans l'article sur l'interruption anthropique de la continuité et employons aussi le terme « fragmentation » qui provient de l'écologie du paysage et, pour les rivières, est surtout utilisé pour désigner l'interruption anthropique de la continuité dans sa dimension longitudinale (Belletti et al., 2020).

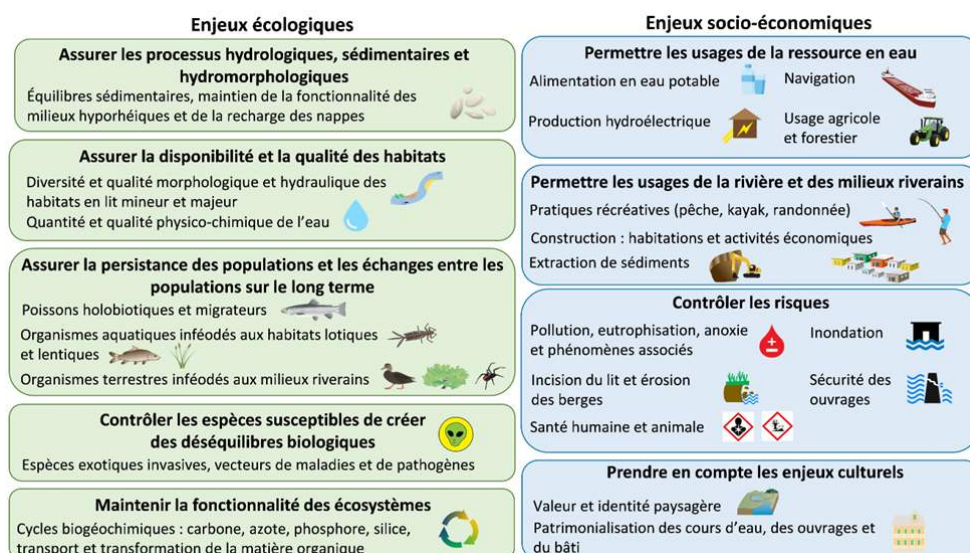
Le rôle déterminant de la continuité pour les processus biophysiques et leurs liens avec les risques et les usages

- 11 Les flux d'eau et de sédiments structurent la mosaïque d'habitats au sein du chenal et de la plaine alluviale (Brierley et Fryirs, 2005) et déterminent leur qualité et étendue pour les espèces aquatiques et riveraines (poissons, invertébrés, oiseaux, plantes) sur tout le continuum fluvial, jusqu'aux estuaires (Foley et al., 2017 ; figure 2). Pour réaliser leurs fonctions vitales, les organismes ont besoin de se déplacer tout au long de leur cycle de vie entre différents habitats, à des échelles temporelles journalières à saisonnières (Schlosser, 1995). Ces habitats incluent ceux dédiés à la croissance, au repos, à l'alimentation, à la reproduction, ainsi qu'à la protection thermique et hydraulique (notion de refuge). Les déplacements entre ces habitats nécessitent i) une connectivité longitudinale fonctionnelle pour de nombreuses espèces (poissons, macro-invertébrés, plantes) lors de leurs différents stades de vie aquatiques, ii) une connectivité latérale fonctionnelle pour leur passage entre le chenal principal et les annexes fluviales ou les milieux intertidaux des estuaires (accès aux zones de croissance, de frai ou de refuges pour les poissons ; Alp et Le Pichon, 2021 ; Foubert et al., 2020), ou entre le chenal et les milieux terrestres (insectes aquatiques, amphibiens ; Klaus et al., 2006). Une connectivité verticale fonctionnelle est quant à elle nécessaire au déplacement des micro-organismes, de la faune hyporhéique (meio- et microfaune) et des jeunes stades de vie de la macrofaune entre les milieux benthiques et hyporhéiques (zone d'interface rivière-nappe) (Boulton, 2007). Les processus de dissémination et de recrutement, ainsi que les dynamiques successionales de la végétation alluviale, dépendent eux aussi des flux d'eau, de sédiments et des flux biologiques dans les dimensions longitudinale et latérale (González et al., 2015 ; Corenblit et al., 2007 ; Dufour et Piégay, 2005 ; Hughes et al., 2005). Enfin, une connectivité des hydrosystèmes fonctionnelle dans toutes les dimensions est particulièrement importante dans le contexte de pressions multiples, telles que pollution, eutrophisation, dérèglement climatique, auxquelles sont exposés tous les organismes aquatiques. C'est l'une des conditions clefs de leur résilience et de leur capacité de recolonisation (Timpane-Padgham et al., 2017 ; Horreo et al., 2011 ; Fagan, 2002 ; Detenbeck et al., 1992 ; figure 2).
- 12 Or, les flux d'eau et de sédiments sont également liés à des risques (inondation, érosion des berges, transport de contaminants, dispersion des espèces invasives) et leur atténuation et des usages (utilisation de la ressource en eau pour l'agriculture ou la production hydroélectrique, extraction de sédiments, pêche), que l'état de la continuité fluviale peut fortement influencer (figure 2). Par exemple, la continuité latérale et verticale joue un rôle clef dans le contrôle des inondations en ralentissant leur propagation à l'aval des zones d'expansion (Gao et al., 2020 ; Kondolf et al., 2006). Les flux d'eau et de matière affectent également les processus biogéochimiques dans les trois dimensions spatiales de la continuité : transport de la matière organique et des nutriments sur le continuum amont-aval et à travers la plaine alluviale, filtration de l'eau et réalisation des cycles biogéochimiques dans l'axe vertical (Hancock, 2002). Ces processus conditionnent les risques d'eutrophisation, d'anoxie et la capacité d'auto-épuration de la rivière (Maavara et al., 2020 ; Harvey et al., 2019) et influencent les dynamiques de transport des polluants associés aux sédiments fins (Pringle, 2003 ;

Hancock, 2002), avec des conséquences importantes sur la qualité des ressources et des milieux.

- 13 Les cours d'eau de l'Anthropocène sont ainsi des rivières « hybrides », dans le sens où leurs dimensions naturelles et anthropiques entremêlées sur la longue durée sont devenues indissociables (Lespez et Dufour, 2021 ; Beau et Larrère, 2018 ; Latour, 1991). En conséquence, l'interruption de la continuité des cours d'eau est associée à de nombreux enjeux : (i) écologiques : point de vue de « l'état de santé » de l'hydro-écosystème comprenant le maintien des processus hydro-sédimentaires, des habitats, des espèces et des fonctionnalités écologiques, et (ii) socio-économiques : point de vue anthropocentré comprenant les usages de la ressource en eau, de la rivière et des milieux riverains, gestion des risques, enjeux culturels (figure 2). Beaucoup de ces enjeux sont interconnectés et s'influencent réciproquement. Par exemple, l'enjeu écologique d'assurer la persistance des populations piscicoles est directement lié aux usages de la rivière comme la pêche et inversement, les pratiques de pêche affectent les populations piscicoles.

Figure 2 : Enjeux écologiques et socio-économiques associés à la continuité des cours d'eau / *Ecological and socio-economical issues associated with the stream connectivity*



Les pictogrammes représentant les composantes de chaque enjeu sont utilisés dans les figures 3, 4 et 7. Sources des pictogrammes : <https://ian.umces.edu/media-library>, <https://commons.wikimedia.org> et www.flaticon.com

Les effets complexes de l'interruption de la continuité des cours d'eau

De multiples sources d'interruption de la continuité

- 14 Avant le développement des sociétés humaines, les patrons spatio-temporels de la continuité des cours d'eau étaient déterminés par des processus naturels : l'histoire géologique et climatique du bassin versant, la présence ou non d'espèces-ingénieurs comme le castor ou de plantes aquatiques stabilisant les sédiments (Polvi et Sarneel, 2018). À partir de la période protohistorique en Europe, les cours d'eau ont été

influencés par les activités humaines, ce qui a impacté leur continuité directement ou indirectement dans toutes les dimensions (Bravard et Lévêque, 2020 ; Brown et al., 2018). Aux effets considérables des changements d'utilisation des sols depuis le Néolithique, responsables des premières métamorphoses fluviales (Lespez et al., 2015 ; Notebaert et al., 2011), ont succédé des aménagements hydrauliques (digues, moulins à eau) qui ont modifié le style fluvial, la distribution longitudinale des pentes et la géométrie en travers des chenaux (Belletti et al., 2020 ; Barraud et Germaine, 2017 ; Walter et Merritts, 2008). Les bassins versants ont ainsi été modifiés à la fois en termes de continuité hydrologique et sédimentaire, de morphologie et d'occupation du sol. Avec la révolution industrielle, s'est opérée une intensification des aménagements (ouvrages transversaux, vannes, digues de grande envergure) à des fins de drainage des terres, de contrôle des inondations, d'irrigation, de navigation puis de production hydroélectrique, ce qui a entraîné des transformations majeures pour les grands cours d'eau (chenalisation, régulation et dérivation des débits, artificialisation des berges) comme pour les petits cours d'eau « avalés » par l'étalement urbain (Gregory, 2006).

- 15 Les grands barrages mondiaux ont été construits pour la plupart à partir des années 1950 (Zarfl et al., 2015 ; World Commission on Dams, 2000). D'autres bassins versants n'ont été fragmentés que récemment. Dans certains cas, les petits ouvrages ont progressivement été remplacés par des ouvrages plus imposants (Lejon et al., 2009). Les effets de l'interruption de la continuité longitudinale et latérale des cours d'eau se cumulent ainsi dans le temps, selon des trajectoires parfois opposées : tandis que de nouveaux ouvrages sont construits sur de grands fleuves, d'autres tombent à l'abandon sur de petits cours d'eau ruraux (Beauchamp et al., 2017 ; Lespez et Germaine, 2016 ; Poff et Hart, 2002).
- 16 Pour les organismes inféodés aux cours d'eau, l'interruption de la continuité a été induite non seulement par la construction de barrières physiques, mais aussi par les effets anthropiques sur d'autres caractéristiques de l'environnement. Ces interruptions de la continuité peuvent être de nature chimique, thermique, hydraulique ou biologique, et peuvent parfois être temporaires (Le Pichon et al., 2020 ; Fuller et al., 2015). La présence de zones anoxiques liées à l'eutrophisation (Tétard et al., 2016), de zones asséchées à cause de prélèvements d'eau ou du dérèglement climatique (Jaeger et al., 2014 ; Stanley et al., 1997), des tronçons souterrains (Keep et al., 2021) ou des zones soumises à la pollution lumineuse (Jechow et Hölker, 2019 ; Riley et al., 2015), et enfin la présence de prédateurs exotiques (Weyl et Lewis, 2006), peuvent ralentir, dévier ou interrompre les déplacements des organismes. Nous avons choisi de regrouper ces cas générés plus ou moins directement par les activités humaines sous l'expression « interruption de la continuité ».

Les effets de l'interruption de la continuité des cours d'eau sur les différents enjeux

- 17 L'interruption de la continuité des cours d'eau peut prendre des formes très variées et affecter une ou plusieurs des composantes biophysiques de l'hydrosystème (tableau 1), ayant par conséquent un effet sur les enjeux écologiques et socio-économiques associés (figures 3 et 4), et ceci à plusieurs échelles spatio-temporelles. De plus, le même type d'interruption de la continuité, comme la construction d'un barrage ou d'une digue, peut générer des impacts très variés (Souchon et Malavoi, 2012 ; Bernez et

al., 2004 ; Poff et Hart, 2002). Ces impacts dépendent en partie des spécificités de l'ouvrage (hauteur, matériaux utilisés, année de construction, usages et modes de gestion, degré de transparence hydrologique et sédimentaire) qui influencent la nature et la persistance des effets (Carluet et al., 2017 ; Hart et al., 2002 ; Poff et Hart, 2002). À cette diversité de types d'interruptions s'ajoute la diversité des contextes hydrogéomorphologiques, géographiques et temporels dans lesquels s'inscrit l'ouvrage (Turgeon et al., 2019).

Les effets biophysiques de l'interruption de la continuité longitudinale

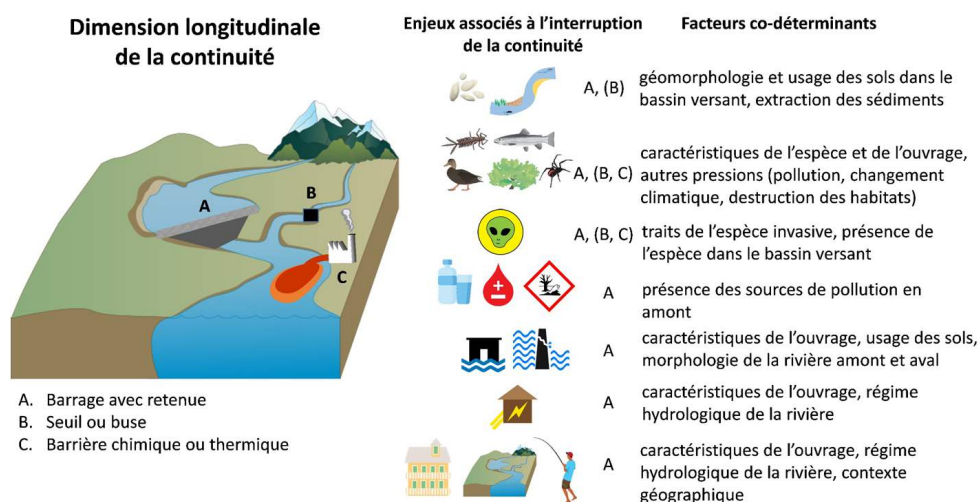
- 18 Le type de fragmentation le mieux documenté dans la littérature scientifique est la construction d'ouvrages transversaux (barrages, seuils, vannages, buses ; figure 3). Les effets biophysiques des barrages, ouvrages de plus de cinq mètres de hauteur obstruant une grande partie du fond de vallée, ont été particulièrement bien étudiés. Environ 700 barrages sont présents sur le territoire français (Souchon et Malavoi, 2012). Leurs effets physiques majeurs sont la rétention de grands volumes d'eau en amont de l'ouvrage, l'accumulation de sédiments (grossiers et fins) et de matière organique dans les retenues (Stanley et Doyle, 2003) ainsi que la modification du régime thermique des cours d'eau (Olden et Naiman, 2010).
- 19 Le régime hydrologique des rivières aménagées peut être impacté en termes de durée, magnitude et fréquence des crues, ainsi qu'en termes de durée et nature des étiages (Tockner et al., 2008). Du point de vue de l'équilibre sédimentaire, les barrages engendrent à moyen et long termes un déficit en sédiments grossiers en aval de l'ouvrage, particulièrement significatif sur les rivières à fort transport solide (Grant, 2012 ; Williams et Wolman, 1984). Cela entraîne l'incision verticale du lit avec de nombreuses conséquences écologiques et socio-économiques : pavage du fond et homogénéisation des habitats aquatiques, baisse du toit de la nappe, développement de boisements alluviaux matures, déstabilisation des piles de ponts (Gilet et al., 2023 ; Arnaud et al., 2015 ; Bravard et al., 1999 ; Kondolf, 1997). Les effets du déficit sédimentaire se propagent vers l'aval et peuvent être très importants dans les estuaires (Palmer et al., 2008 ; Ericson et al., 2006 ; Commission Européenne, 2004). Les réservoirs accumulent également des polluants issus des activités agricoles, industrielles, minières ou provenant des rejets urbains (Powers et al., 2013 ; Stanley et Doyle, 2003). Ils représentent un lourd héritage avec des effets potentiellement catastrophiques pour l'écosystème comme pour les humains dans le cas d'une mobilisation incontrôlée des sédiments pollués, par exemple suite à une rupture ou une suppression de barrage sans un plan de gestion sédimentaire (Palanques et al., 2014 ; Shuman, 1995). Un effet similaire peut être engendré par certains ouvrages latéraux comme les casiers Girardon construits au début du 20^e siècle sur le Rhône et où une accumulation de sédiments fins pollués a été constatée (Thorel et al., 2018).
- 20 D'un point de vue écologique et biogéochimique, la construction des barrages a pour corollaire l'apparition d'écosystèmes lenticques dans les retenues, accompagnée de fortes émissions de gaz à effet de serre dans les années suivant leur création, d'un rehaussement local du niveau de la nappe et de l'installation de nouvelles communautés végétales riveraines (Nilsson et Berggren, 2000). De plus, la rétention dans les réservoirs de certains éléments chimiques clés comme le silicium modifie les cycles biogéochimiques et peut avoir des effets écologiques considérables en aval, en altérant la structure des réseaux trophiques jusqu'au phytoplancton dans les estuaires

- (Maavara et al., 2020 ; Friedl et Wüest 2002 ; Humborg et al., 2000). Au-delà de la modification des habitats en amont et en aval, les barrages interrompent ou diminuent très fortement les flux d'organismes (Hauer et al., 2016 ; Petts, 1984). De nombreux organismes aquatiques sont affectés par la présence de barrages et par la régulation des débits en aval des barrages avec diminution, voire disparition des échanges d'individus, de propagules et de gènes entre les populations (Horreo et al., 2011 ; Andersson et al., 2000) ; changement de la composition des communautés (Perkin et Gido, 2012 ; Monaghan et al., 2005) ; discontinuité floristique (Bernez et al., 2004 et 2002) et perte du caractère alluvial des forêts riveraines (Merritt et Cooper, 2000 ; Jansson et al., 2000 ; Trémolières et al., 1998 ; Carbiener et Schnitzler, 1990).
- 21 Toutefois, dans un contexte de dégradation générale des habitats et de pressions multiples pesant sur les hydrosystèmes, les barrages et leurs retenues peuvent parfois avoir une certaine fonctionnalité écologique. Ils peuvent par exemple dans certains contextes offrir aux oiseaux migrateurs des habitats semi-naturels alternatifs aux zones humides et aux lacs disparus du paysage ou pollués (Navedo et al., 2012 ; Ma et al., 2010). Des aménagements sont à l'origine de nouveaux écosystèmes, artificiels mais dans certains cas biologiquement riches, comme par exemple, les contre-canaux des aménagements hydroélectriques du Rhône (Michelot, 1989), les chenaux d'éclusées (Bernez et al., 2004 et 2002) ou les deltas à l'amont des retenues (Johnson, 2002). Les lâchers d'eau hypolimnique opérés au niveau des grands barrages peuvent aussi avoir un effet rafraîchissant sur la température de l'eau en aval et à proximité des barrages (Seyedhashemi et al., 2021) et impacter la composition d'herbiers de macrophytes (Bernez et Ferreira 2007 ; Bernez et al., 2007 et 2002). L'équivalence écologique de ces nouveaux milieux et fonctionnements semi-naturels, voire complètement artificiels par rapport aux milieux naturels ainsi que la valeur patrimoniale de la biodiversité qu'ils abritent, reste un point de discussion.
- 22 De plus petits ouvrages comme les seuils (d'une hauteur inférieure à cinq mètres) barrant la totalité ou une partie du lit mineur, mais aussi les buses, les vannages et les gués, sont présents en très grand nombre sur les cours d'eau français (plus de 50 000 seuils répertoriés, dont plus de 15 000 sans usage actuel ; OFB, 2019). Même si les volumes d'eau stockés dans chacune des petites retenues associées aux seuils sont bien moindres que dans les réservoirs de barrages, un nombre croissant d'études montrent que la succession de petites retenues peut avoir des effets considérables sur l'hydrologie des cours d'eau, notamment en réduisant à travers l'évaporation le débit moyen annuel, alors que le linéaire affecté par ces petits ouvrages peut être le double, voire le triple comparé à celui affecté par les grands barrages (Brogan et al., 2022 ; Morden et al., 2022). Des valeurs de pertes de près de 40% des flux hydrologiques entrants sont citées dans la littérature scientifique (Carluer et al., 2017). Les effets des petites retenues sur le transport sédimentaire peuvent être plus ou moins importants. Ils dépendent fortement de la nature des sédiments et de la fourniture sédimentaire en amont ainsi que de l'énergie du cours d'eau (Rollet et al., 2023 ; Peeters et al., 2020). Souvent transparentes pour la charge grossière, les petites retenues ont alors peu d'impact sur la géométrie du lit (Magilligan et al., 2021 ; Casserly et al., 2020 ; Csiki et Rhoads, 2014), même si à long terme, dans les bassins versants avec un apport sédimentaire important, leurs effets peuvent modifier les paysages fluviaux (Walter et Merritts, 2008 ; de Milleville et al., 2023). Comme pour les barrages, les seuils affectent les niveaux de la ligne d'eau et de la nappe, qui sont rehaussés localement en amont du seuil et abaissés en aval. Cela conduit à des patrons « en escaliers » le long des cours

d'eau fragmentés par des seuils (Beauchamp et al., 2017 ; Walter et Merritts, 2008). La présence de seuils, notamment dans les cours d'eau de plaine avec peu d'apports de la nappe, modifie également la thermie des cours d'eau en augmentant les températures moyennes estivales de l'eau ainsi que la durée et la fréquence des pics de température (Marteau et al., 2022 ; Seyedhashemi et al., 2021). Toutefois, la longueur des tronçons impactés peut être très variable et le cumul d'effets thermiques ne se prolonge pas nécessairement en aval du tronçon aménagé (Donati, 2021). D'un point de vue biogéochimique, la présence de seuils implique de fortes variations locales de la teneur en oxygène dissous, en matières en suspension et en nutriments (Carlier et al., 2017 ; Santucci et al., 2005).

- 23 Concernant les flux biologiques, le franchissement des seuils par les différents organismes aquatiques varie considérablement en fonction des espèces et de la nature des ouvrages ; il est souvent asymétrique (passage plus facile de l'amont vers l'aval ; Newton et al., 2018) et dépend fortement des conditions hydrologiques (Blanchet et al., 2010 ; Ovidio et al., 2007). La multiplication des petits ouvrages au sein d'un bassin versant engendre ainsi des effets cumulés importants, notamment l'augmentation de la dépense énergétique nécessaire à la dispersion des organismes vers l'amont (Newton et al., 2018). Même partielle, l'interruption de la continuité longitudinale par des seuils se traduit à long terme par la diminution des flux génétiques et la perte de diversité génétique des populations localement et à l'échelle du bassin versant. Ces effets ont été détectés chez de nombreuses espèces piscicoles (Junker et al., 2012 ; Blanchet et al., 2010 ; Raeymaekers et al., 2008) mais aussi chez certains invertébrés entièrement aquatiques (Weiss et al., 2022).
- 24 La continuité longitudinale des cours d'eau est un facteur clé pour la conservation des espèces natives, mais elle affecte bien sûr dans le même temps la propagation des espèces exotiques. L'aménagement des réseaux hydrographiques européens pour la navigation et la libération non contrôlée d'animaux et de plantes exotiques dans les milieux naturels ont permis à de nombreuses espèces, pour partie invasives, de coloniser les cours d'eau et leurs plaines alluviales (Belliard et al., 2021 ; Keller et al., 2011). Les lacs et étangs artificiels associés aux ouvrages hydrauliques facilitent également l'arrivée et l'installation de certaines espèces exotiques. Cela a été observé pour de nombreuses espèces de plantes et d'animaux (Navratil et al., 2021 ; Havel et al., 2015 ; Johnson et al., 2008).
- 25 Parallèlement, les ouvrages transversaux peuvent parfois jouer un rôle de frein pour la propagation d'espèces invasives et de pathogènes associés (Jones et al., 2021 ; Rahel, 2013 ; Jackson et Pringle, 2010). Dans certains contextes, maintenir artificiellement une discontinuité peut devenir un choix stratégique pour contrôler leur propagation et éventuellement protéger les populations d'espèces natives vulnérables à ces invasions. L'un des exemples les plus emblématiques est celui de l'écrevisse à pattes blanches *Austropotamobius pallipes*, une espèce autochtone en Europe du sud, protégée en France, qui vit dans les petits cours d'eau frais des têtes de bassins versants. Comme d'autres espèces d'écrevisses européennes, elle est très fortement menacée par la concurrence des écrevisses américaines devenues invasives sur le sol européen et par les pathogènes transportés par celles-ci. Une étude italienne menée sur plus de 100 sites a démontré que la probabilité de persistance des populations de cette espèce augmente avec le nombre des barrières physiques (cascades naturelles et seuils) qui isolent la population par rapport à l'aval (Manenti et al., 2019).

Figure 3 : Exemples d'enjeux écologiques et socio-économiques influencés par différents types d'interruption de la continuité longitudinale / Examples of ecological and socio-economic issues influenced by different types of longitudinal connectivity interruption



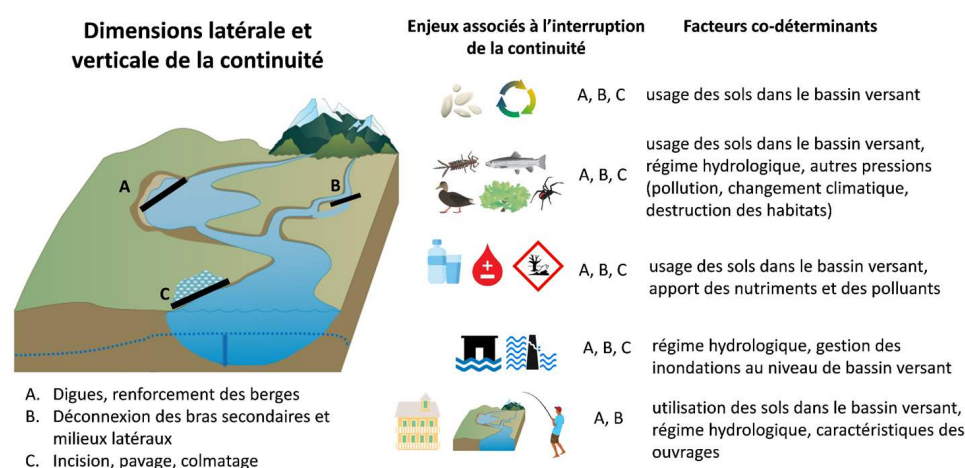
Entre parenthèses figurent les sources d'interruption de la continuité qui influencent secondairement les enjeux en question. Les « facteurs co-déterminants » peuvent renforcer ou atténuer l'effet de l'interruption de la continuité sur les enjeux en question. Les explications des symboles utilisés se trouvent dans la figure 2.

Les effets biophysiques de l'interruption de la continuité latérale et verticale

- 26 L'interruption de la continuité latérale concerne aujourd'hui une grande partie du linéaire des cours d'eau européens (Buijse et al., 2002). L'endiguement et la rectification des chenaux, l'urbanisation (via l'imperméabilisation des sols), la régulation du régime hydrologique par différents ouvrages sont à l'origine d'une forte modification des dynamiques hydromorphologiques et d'une déconnexion hydraulique entre le lit mineur et les milieux annexes (bras morts, mares, prairies inondables, forêts alluviales) (Navratil et al., 2013 ; Tockner et al., 2008 ; Poole et Bergman, 2001). Les conséquences de cette déconnexion latérale sont nombreuses : diminution, voire interruption de la fourniture sédimentaire par érosion latérale, incision du lit, isolement des chenaux des aquifères souterrains contigus (Buijse et al., 2002 ; figure 4). La continuité verticale se trouve elle aussi influencée par ces changements, ainsi que par d'autres facteurs tels que l'interruption des flux de sédiments grossiers, le colmatage des zones interstitielles dû à l'eutrophisation et à l'apport de limons issus de l'agriculture intensive, les prélèvements d'eau et de graviers, la déforestation des berges. Ces facteurs réduisent, voire interrompent complètement les flux hyporhéiques et parafluviaux (Hancock, 2002). L'interruption de la continuité latérale et verticale modifie également les patrons spatiaux de paramètres physico-chimiques clés comme la température de l'eau, la concentration en oxygène dissous, en nutriments et en polluants (Boulton, 2007 ; Hancock, 2002 ; Poole et Bergman, 2001 ; figure 4).
- 27 Ces changements physiques conduisent à une homogénéisation et à un appauvrissement des habitats et de la diversité des espèces (figure 4). Des habitats clés dont l'existence et l'accessibilité dépendent des inondations saisonnières, ne sont plus disponibles pour de nombreuses espèces d'invertébrés, de poissons, de batraciens et

d'oiseaux inféodés aux plaines alluviales à des stades de vie spécifiques (Hauer et al., 2016 ; Górski, 2010). La perte de connectivité entre le lit mineur et les annexes hydrauliques a ainsi été identifiée comme l'une des causes majeures de la diminution du nombre d'espèces aquatiques, terrestres et amphibiens (Hauer et al., 2016 ; Amoros et Petts, 1993 ; Löffler, 1990). Une forte limitation de la dynamique latérale et verticale des cours d'eau conduit aussi à un vieillissement des habitats de la plaine alluviale, avec une terrestrialisation et une homogénéisation des peuplements végétaux (exemples du Danube : Hohensinner et al., 2011 ; du Rhône : Thorel et al., 2018 ; du Rhin : Trémolières et al., 1998). La régénération limitée engendre l'installation d'essences auparavant situées hors de la plaine alluviale (Shankman, 1993 ; Pautou, 1988 ; Bravard et al., 1986). Enfin, l'interruption de la continuité latérale et verticale influence très fortement les équilibres biogéochimiques des zones hyporhéiques, notamment les activités microbiennes à la base de nombreux processus écologiques (décomposition de la matière organique, filtration biologique de l'eau, décomposition des polluants ; Boulton, 2007 ; Hancock, 2002).

Figure 4 : Exemples d'enjeux écologiques et socio-économiques influencés par différents types d'interruption de la continuité latérale (A et B) et verticale (C) / *Examples of ecological and socio-economic issues affected by different types of lateral (A and B) and vertical (C) connectivity interruption*



Les « facteurs co-déterminants » peuvent renforcer ou atténuer l'effet de l'interruption de la continuité sur les enjeux en question. Les explications des symboles utilisés se trouvent dans la figure 2.

L'interruption de la continuité des cours d'eau, une pression parmi d'autres

- 28 Le poids relatif de l'interruption de la continuité par rapport aux autres pressions anthropiques qui pèsent sur les hydrosystèmes, parmi lesquelles le dérèglement climatique, la pollution par de différentes substances (dont de nombreux polluants émergents), les introductions artificielles d'espèces ou les changements d'usage des sols (90% des plaines inondables sont cultivées en Europe ; Tockner et Stanford, 2002), reste difficile à quantifier. Les études existantes se focalisent souvent sur un nombre limité de variables de réponse biologiques, telles que la présence-absence ou la structure génétique des populations de certaines espèces, ou encore la composition des communautés en termes de taxonomie et de traits (Dézerald et al., 2020 ; Merg et al., 2020 ; Lenders et al., 2016 ; Van Looy et al., 2014 et 2013). Ces études apportent les

preuves d'un impact de l'interruption de la continuité (notamment longitudinale) particulièrement fort sur les espèces qui ont besoin de déplacements de longue distance. L'analyse de la présence de treize espèces de poissons migrateurs à l'échelle de la France métropolitaine (Merg et al., 2020) a ainsi permis d'identifier la hauteur maximale des obstacles à l'écoulement dans la partie aval des cours d'eau et la densité spatiale des obstacles (parmi douze variables testées) comme les principaux facteurs responsables du déclin de ces espèces. Pour d'autres espèces moins dépendantes de la mobilité durant leur cycle de vie et parfois toujours présentes amont et aval des obstacles, des métriques génétiques peuvent être utilisées pour distinguer le poids des effets de la fragmentation par rapport à d'autres pressions anthropiques. Prunier et al. (2018) ont ainsi mis en évidence sur deux rivières du bassin versant de l'Adour-Garonne une diminution de la richesse génétique des populations de goujons et de vairons en réponse à la diminution des domaines vitaux des populations engendrée par la fragmentation. Toutefois, les auteurs de cette étude ont montré que la structure naturelle du réseau hydrographique (c'est-à-dire chevelu hydrographique, pente, connectivité locale au niveau des confluences) contribuait 1,8 fois plus à la variabilité génétique de ces espèces par rapport aux facteurs anthropiques comme la fragmentation, la dégradation des habitats et le réempoissonnement.

- 29 Une estimation du poids relatif des effets de la fragmentation reste ainsi complexe à réaliser pour de nombreuses variables biologiques, mais aussi pour les composantes physico-chimiques de l'hydro-écosystème (les équilibres sédimentaires, la thermie, les processus biogéochimiques), car les effets de la fragmentation ne sont pas facilement séparables des effets d'autres pressions (occupation du sol, pollutions urbaines, agricoles et industrielles, modifications de l'hydrologie, changement climatique).

Interruption de la continuité et enjeux socio-économiques

- 30 L'interruption de la continuité modifie considérablement les usages associés aux cours d'eau, les risques pour les populations humaines ainsi que la valeur paysagère, culturelle et patrimoniale attribuée à ces milieux par les différents acteurs (tableau 2). De nombreux usages et valeurs sont rattachés aux ouvrages hydrauliques (barrages, réservoirs, seuils ou digues ; figures 3 et 4). Ces ouvrages ont été initialement construits pour la production hydroélectrique, la régulation du débit, le stockage de l'eau ou le gain de terres pour l'usage agricole et l'urbanisation. Mais l'interruption de la continuité engendrée par ces ouvrages impacte en retour la quantité et la qualité des ressources exploitables, telles que la ressource en eau ou en matériaux et les ressources biologiques ainsi que les fonctions clefs directement associées aux usages. Par exemple, l'interruption de la continuité verticale affecte fortement la filtration et l'autoépuration de l'eau ainsi que la recharge des nappes phréatiques, des fonctions écologiques avec un lien direct avec l'approvisionnement de la population en eau potable (Tockner et al., 2008 ; Boulton, 2007). La construction de digues et de barrages pour protéger localement les villes et les cultures des inondations a déplacé, et en partie exacerbé, le risque d'inondation dans les zones aval (Auerswald et al., 2019 ; Tockner et al., 2008). En effet, les digues peuvent même contribuer à l'augmentation du risque car elles diminuent considérablement la capacité tampon des plaines alluviales lors des crues. Elles influencent dans le même temps les patrons spatio-temporels de la propagation des polluants des eaux de surface vers la nappe (Hancock, 2002), et sont ainsi fortement liées au risque de pollution. Dans certains contextes climatiques, la

création de milieux lenticques artificiels par des ouvrages transversaux peut également aggraver les risques sanitaires associés au développement de vecteurs de maladies infectieuses (Lerer et Scudder, 1999).

- 31 D'autres usages et activités économiques peuvent découler des aménagements hydrauliques, comme la pêche, l'aquaculture ou différentes activités de loisirs. La nature de ces usages est parfois le résultat d'un profond changement de l'hydro-écosystème dû à l'interruption de la continuité. Ainsi, dans des rivières aménagées de l'ouest de la France, la pêche de poissons blancs dans les réservoirs a remplacé la pêche au saumon et à la truite (Thomas et Germaine, 2018), dont la migration vers les têtes des bassins versants a été interrompue par la construction de barrages. D'autres usages, comme la navigation à moteur ou la circulation des canoës, peuvent être empêchés par des barrages ou des seuils d'une certaine hauteur ou au contraire facilités par des écluses ou des quais. Enfin, les ouvrages rencontrés fréquemment le long des cours d'eau tels que les seuils d'anciens moulins ou des ponts, et les plans d'eau associés, peuvent avoir une valeur culturelle, esthétique ou patrimoniale, ce qui pose la question de leur conservation (Drapier et al., 2023b ; Germaine et Barraud, 2013a et b). L'impact paysager de certains ouvrages peut être très prégnant, avec la création de nouveaux paysages et milieux lacustres par les barrages, la terrestrialisation des plaines alluviales à la suite de la construction de digues et l'invisibilisation des rivières dans le paysage, notamment en milieu urbain (Auerswald et al., 2019). Ces nouveaux milieux (comme les paysages qui apparaissent suite à des projets de restauration) peuvent avoir eux-mêmes une agentivité, une capacité d'influencer par leur apparition même les actions et les opinions des acteurs (Germaine et Gonin 2024). À long terme ils peuvent aussi devenir un élément d'attachement des riverains au paysage (Germaine et Lespez, 2023 ; Germaine et al., 2016 ; Drenthen, 2009), attachement qui peut persister même si l'ouvrage tombe à l'abandon et présente des risques liés à sa possible rupture spontanée. La valeur paysagère et esthétique attribuée à ces nouveaux milieux varie fortement en fonction du contexte local et est souvent ancrée dans l'histoire du territoire, des usages en place et de la connexion maintenue par la population avec la rivière (Kondolf et Pinto, 2017 ; Germaine et al., 2016).

Démarche stratégique pour inscrire les projets de restauration de la continuité dans une dynamique territoriale

Les défis de la restauration de la continuité des cours d'eau

- 32 La Society for Ecological Restoration (SER) définit la restauration écologique comme « le processus d'assister l'auto-régénération des écosystèmes qui ont été dégradés, endommagés, ou détruits » (Society for Ecological Restoration, 2004) et l'inscrit dans un continuum d'actions restauratrices qui peuvent aller de la réduction d'impacts à la réparation de certaines fonctions, jusqu'au rétablissement complet des écosystèmes indigènes (Gann et al., 2019). Initialement guidés par des références historiques et/ou strictement naturelles, les objectifs des politiques de restauration reposent aujourd'hui sur d'autres approches et critères comme la comparaison spatiale, la restauration de certaines fonctions et processus biophysiques, socio-culturels ou économiques (Gann et al., 2019 ; Morandi et Piégay, 2017 ; Palmer et al., 2014 ; Dufour et Piégay, 2009). En effet,

les états ou les fonctionnements passés, souvent difficiles à caractériser, ne peuvent être reconstitués à l'identique et ne correspondent pas nécessairement aux objectifs souhaités par les différents acteurs (Lespez et al., 2015 ; Dufour et Piégay, 2009). Néanmoins, la connaissance des trajectoires évolutives des hydrosystèmes (comme les métamorphoses successives des paysages fluviaux) est très importante pour la définition d'états futurs envisageables et d'objectifs de restauration réalistes (Dutoit, 2014).

- 33 La restauration implique un rétablissement de la continuité dans ses différentes composantes et à différents degrés selon l'équilibre souhaité entre tous les enjeux (Thorel et al., 2018). Les éléments déclencheurs des projets de restauration et les acteurs mobilisés peuvent varier suivant les terrains, entre les problèmes environnementaux et les risques diagnostiqués, l'obligation légale, et les enjeux économiques liés au maintien ou non des ouvrages. En fonction des objectifs formulés, des actions très différentes peuvent être engagées pour la restauration : modification, voire suppression d'ouvrages, ajustement du régime hydrologique régulé, atténuation locale de certains impacts, ou construction de nouveaux aménagements permettant une restauration partielle de la continuité écologique (exemple des passes à poissons).
- 34 Dans les sections précédentes, nous avons démontré que les facteurs déterminant les patrons de la continuité écologique sont complexes et incluent : i) plusieurs processus biophysiques intrinsèques des hydrosystèmes, ii) la multitude de pressions anthropiques auxquels les hydrosystèmes sont exposés. À cette complexité s'ajoute la diversité d'enjeux écologiques et socio-économiques associés à la continuité et la variabilité des situations territoriales : l'organisation du socio-écosystème, le jeu d'acteurs et les rapports de force, la présence ou non de structures gestionnaires, la perception des ouvrages et les référentiels mobilisés (Germaine et Lespez, 2023 et 2017 ; Anquetil et al., 2018 ; Morandi et Piégay, 2017). De plus, un projet de restauration s'inscrit souvent à la fois dans des logiques globales (comme la protection des espèces menacées à l'échelle internationale ou les obligations de la DCE) et locales (comme les questions de développement du territoire), une complexité complémentaire qui peut créer de la confusion par rapport aux objectifs et les effets attendus du projet.
- 35 Finalement, comme toute action environnementale, la restauration de la continuité écologique doit faire face à de nombreuses sources de risques et d'incertitudes qui peuvent être de nature différente (Allard, 2010 ; Callon et al., 2001) :
 - Les incertitudes scientifiques relevant des connaissances fondamentales encore incomplètes sur les processus biophysiques et sociaux ;
 - Les incertitudes techniques liées aux limites des mesures possibles techniquement pour quantifier les réponses physiques et biologiques (avec un cumul d'incertitudes associées aux données provenant de différentes disciplines et intégrées dans les modèles) ;
 - Les incertitudes associées aux processus stochastiques que nous ne pouvons ni prédire avec exactitude ni contrôler, mais dont nous pouvons parfois estimer la probabilité d'occurrence, comme la variabilité hydro-climatique au niveau local ou à plus large échelle ;
 - Les incertitudes liées aux modalités de réaction des socio-écosystèmes impactés puis restaurés.
- 36 Ce contexte de complexité et d'incertitude offre un terrain fertile pour l'émergence de controverses autour de la restauration de la continuité des cours d'eau. Doit-il pour autant décourager toute action de restauration, surtout au vu de l'importance des enjeux soulevés par l'interruption de la continuité écologique des hydrosystèmes, aussi

bien sur le plan écologique et socio-économique ? Les connaissances scientifiques disponibles montrent le besoin d'avoir une réflexion interdisciplinaire sur les actions à mener pour l'avenir des sociétés comme pour celui des écosystèmes. Elles montrent aussi que cette réflexion ne peut s'affranchir d'une prise en compte des contextes de l'action, qu'ils soient biophysiques, géographiques ou socio-politiques (Germaine et Lespez, 2023 ; Lespez et Germaine, 2016), qui peut mener in fine à la réalisation ou à l'abandon du projet de restauration si le contexte ne lui est pas favorable. Ainsi, les projets de restauration de la continuité écologique doivent s'inscrire dans une gestion intégrée de l'eau et des milieux aquatiques, et s'articuler avec les autres politiques de gestion territoriale (Drapier et al., 2023b ; Morandi et Piégay, 2017). On peut citer, à titre d'exemple, la prise en compte des actions de restauration dans la définition des plans locaux d'urbanisme ou leur inscription dans les Schémas de cohérence territoriale.

- 37 La décision de restaurer (et comment le faire) ou de ne pas restaurer, ne peut reposer uniquement sur un savoir scientifique et une expertise technique, compte tenu non seulement de la complexité des processus et des incertitudes, mais aussi des conséquences à long terme des choix opérés sur les ressources et sur les sociétés qui en dépendent. Dans toute décision, il existe une part de risque – de ne pas aboutir au résultat escompté ou d'aboutir à des effets non anticipés – dont l'acceptation doit résulter d'un compromis entre des valeurs et donc, d'un débat politique (Gregory et al., 2012). Un projet de restauration durable et partagé par les acteurs requiert ainsi un processus de décision démocratique associant l'ensemble des parties prenantes, alimenté par différents types de connaissances et intégrant les valeurs des différents acteurs (Germaine et Lespez, 2023 ; Gann et al., 2019 ; de Coninck, 2015). Ce dialogue territorial qui peut nécessiter un certain temps suppose que chaque acteur comprenne non seulement les différentes options de restauration et leurs conséquences attendues, mais aussi les incertitudes qu'elles soulèvent afin de pouvoir identifier, sur la base des connaissances et des valeurs, des compromis possibles entre de multiples objectifs parfois contradictoires (Drapier et al., 2023b ; Failing et al., 2013 ; Higgs, 2005). Cette démarche concertée peut également permettre de réconcilier les deux cultures, techniques et sociales, étape indispensable à la conception de projets robustes et légitimes car éprouvés collectivement selon des référentiels différents mais complémentaires : référentiels environnementalistes reposant sur les fondements scientifiques de la restauration et référentiels locaux reposant sur les pratiques et représentations des cours d'eau passés, actuels et souhaités dans le futur par les acteurs (Anquetil et al., 2018).

Inscrire le projet de restauration dans un projet de territoire

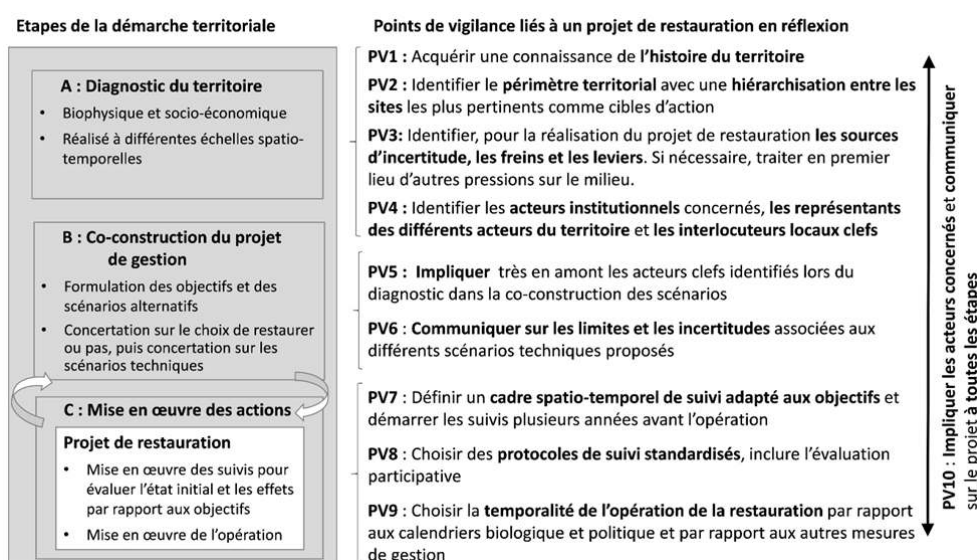
- 38 La littérature scientifique et technique sur la restauration écologique des cours d'eau propose aux porteurs de projet des démarches conceptuelles à différentes étapes de la préparation, de la définition et de la mise en œuvre des projets de restauration. Par exemple, le diagnostic des altérations et des enjeux peut s'inspirer du cadre DPSIR (Driver-Pressure-State-Impact-Response ou Facteurs-Pressions-Etats-Impacts-Réponses en français ; Friberg et al., 2016). La mise en œuvre de la concertation (OFEV, 2019), du projet de restauration et de son évaluation peut bénéficier de l'approche

ComMod (« Modélisation d'accompagnement » ; de Coninck, 2015) ou de la démarche de définition de l'espace de bon fonctionnement des cours d'eau (Terrier et Stroffek, 2016).

- 39 Toute réflexion sur un projet de restauration qui se voudrait légitime et robuste devrait s'inscrire, dès son initiation, dans une démarche stratégique de gestion des ressources en eau et des milieux aquatiques menée sur le territoire. Trois étapes clefs de la démarche territoriale nous paraissent indispensables pour cadrer la réflexion collective autour d'un projet de restauration (figure 5) :
- 40 **A. Le diagnostic du territoire :** Plusieurs phases de diagnostic à différentes échelles spatio-temporelles sont nécessaires pour permettre l'identification des enjeux écologiques et socio-économiques concernés par la gestion des ressources en eau et des milieux aquatiques sur le territoire (figure 5A). Le diagnostic spécifique à un projet de restauration en réflexion doit s'appuyer sur ce diagnostic territorial et les résultats du diagnostic doivent être partagés avec tous les acteurs concernés. Le périmètre de ces acteurs est à définir en fonction du contexte territorial et des enjeux socio-techniques du projet.
- 41 **B. La co-construction du projet de gestion :** Cette étape inclut la formulation de scénarios alternatifs, de leurs effets attendus d'après les connaissances disponibles et les incertitudes qui les entourent (figure 5B). Le débat doit confronter l'ensemble des acteurs – avec des méthodes appropriées qui permettent de créer, même temporairement, des relations favorables à l'échange et à l'hybridation des savoirs experts et profanes autant que faire se peut. Cela peut conduire à la décision (ou non) de concrétiser un projet de restauration selon les bénéfices présumés en comparaison des risques et, le cas échéant, à définir les objectifs du projet.
- 42 **C. La mise en œuvre des actions :** La restauration est l'une des actions de cette étape. Elle doit inclure la programmation de suivis avant et après l'opération, permettant, sur la base d'indicateurs techniques et sociaux choisis, l'évaluation des effets de la restauration par rapport aux objectifs (figure 5C).
- 43 Des boucles rétroactives suite aux échanges avec les différents acteurs et aux premiers résultats des suivis peuvent se mettre en place entre les étapes B et C de la démarche. Elles permettent l'adaptation du projet aux nouveaux objectifs ou à de nouvelles situations biophysiques ou socio-économiques. Ces rétroactions peuvent être envisagées dès le début du projet afin de l'inscrire dans une logique de gestion adaptative (Allen et al., 2011 ; Woolsey et al., 2007).
- 44 Nous sommes conscients que la mise en œuvre de ces trois étapes telles que nous les décrivons reste en pratique complexe et peut se heurter à des blocages courants comme le manque de temps, de financements, de communication entre les différents acteurs de la gestion, de compétences ou de valeurs partagées. La restauration se met fréquemment en place par opportunités et en fonction du calendrier socio-politique, ce qui rend notamment difficile la réalisation d'un diagnostic approfondi du socio-écosystème qui peut nécessiter plusieurs années de suivi avant le lancement de l'opération de restauration (Morandi et al., 2014). Chaque projet dépend fortement du contexte environnemental, économique et socio-politique ainsi que de la trajectoire historique dans laquelle il s'inscrit, ce qui rend impossible la définition de règles générales de mise en œuvre pour chaque étape. Par ailleurs, la restauration de la continuité implique souvent de démanteler des ouvrages et équipements (seuils, moulins) qui sont identifiés comme faisant partie du patrimoine, et constituent des

sources d'aménité pour certains acteurs ou peuvent avoir permis le développement de nouveaux écosystèmes, comme ce fut le cas pour les casiers Girardon du Rhône. Casser les ouvrages et changer les paysages fluviaux, souvent sources d'attachement, peut poser problème. Le projet de restauration ne peut donc survenir de manière technocratique, car sa légitimité en serait entachée. Il nous semble essentiel qu'il se construise dans la discussion pour bâtir des compromis qui peuvent passer par des explications, un accompagnement, voire une négociation. Nous avons ainsi souhaité proposer aux gestionnaires plusieurs points de vigilance afin d'intégrer les projets de restauration de la continuité écologique des cours d'eau dans une démarche stratégique générale de gestion territoriale des ressources et des milieux aquatiques, et ce dès le début de la réflexion.

Figure 5 : Les étapes d'une démarche stratégique autour de la gestion des ressources en eau et des milieux aquatiques sur un territoire (encadré gris), dans laquelle s'inscrit la formulation et la mise en œuvre d'un projet de restauration comme l'une des actions possibles (encadré blanc) / *The steps of an action strategy guiding the management of water resources and of aquatic habitats in a territory (grey box), with the elaboration and implementation of a restoration project (white box) inscribed into it as one of possible actions*



Chaque étape accompagnant la réflexion sur un projet de restauration est associée à des points de vigilance (PV1 à PV9). L'échelle temporelle peut s'étendre, pour le diagnostic, sur les années ou les décennies précédant l'opération de restauration, et, pour l'évaluation des effets, sur les décennies suivant l'opération. Les boucles rétroactives permettent l'adaptation du projet aux nouveaux objectifs ou à de nouvelles situations biophysiques ou socio-économiques. Le dixième point de vigilance (PV10) concerne toutes les étapes de la démarche et est représenté par une flèche verticale.

Proposition de dix points de vigilance

- 45 Sur la base des connaissances scientifiques existantes et d'expériences de terrain, nous avons identifié dix « points de vigilance » (notés PV sur la figure 5 et dans le texte ci-après) pour la conception et la mise en œuvre d'un projet de restauration dans le cadre d'une démarche stratégique de gestion des ressources en eau et des milieux aquatiques sur un territoire. Nous nous plaçons ici le plus en amont possible d'un projet de restauration, c'est-à-dire au moment où une volonté de réfléchir à un projet de

restauration sur un territoire existe, sans qu'aucun scénario ne soit encore défini. Ces points de vigilance devraient permettre aux gestionnaires :

- de faire des choix concertés et partagés par les différents acteurs en amont de la conception des projets, et non une fois qu'ils ont été définis, sous peine de provoquer leur rejet,
- de mieux intégrer les sources d'incertitudes et les risques dans le processus décisionnel,
- de mettre en œuvre une évaluation des effets de la restauration adaptée aux objectifs fixés.

- 46 La sélection de ces dix points de vigilance, issus de la littérature grise et scientifique et de nos expériences professionnelles, a été élaborée lors des ateliers de travail interdisciplinaires réalisés par les auteurs de cet article. Formulés dans le cadre d'une réflexion sur la restauration de la continuité écologique, ces points de vigilance sont en réalité valables pour tout autre projet de restauration de cours d'eau.

Diagnostic du territoire

- 47 Pour tout projet de gestion territoriale des ressources en eau et des milieux aquatiques qui pourrait comporter des actions de restauration, il est indispensable d'établir un diagnostic des dimensions biophysiques, sociales, politiques et économiques avec une prise en compte des différentes échelles spatiales (région, bassin versant, site) et temporelles adéquates pour chacune de ces dimensions. Le but d'un tel diagnostic, qui peut être réalisé dans le cadre d'un SAGE, est de faire un bilan des connaissances existantes sur le territoire concernant l'état et la gestion des milieux aquatiques, d'analyser le réseau d'acteurs, les pouvoirs en place et les enjeux clés du territoire, afin d'identifier les problématiques prioritaires qui nécessiteraient une action.
- 48 Un premier point de vigilance (PV1) important pour dresser un tel bilan est de couvrir non seulement la situation actuelle, mais aussi d'acquérir des connaissances sur la trajectoire historique du territoire afin d'identifier les causes des changements. Il peut s'agir par exemple de l'évolution des usages des sols, de la succession des métamorphoses fluviales incluant les métamorphoses dues aux interventions humaines passées, telles que la linéarisation de cours d'eau et la stabilisation des berges, des catastrophes naturelles ou d'origine anthropique (crues, pollutions) dont les traces ne sont pas nécessairement visibles aujourd'hui mais qui peuvent être déterminantes pour la construction du projet de gestion. Il peut encore s'agir de la trajectoire politique du territoire.
- 49 Si l'interruption de la continuité est identifiée comme l'un des dysfonctionnements majeurs de l'hydrosystème, une étape indispensable pour la suite du diagnostic est de délimiter le périmètre territorial concerné et les sites les plus pertinents comme cibles d'action (PV2). Dans cette étape, une hiérarchisation entre les sites est nécessaire et peut mener à des résultats différents selon les enjeux prioritaires pour chaque acteur. Ainsi, pour la restauration de la continuité sédimentaire, les ouvrages avec une grande capacité de stockage de sédiments et situés dans la partie amont du bassin versant peuvent être identifiés comme prioritaires pour l'action, tandis que si la restauration de la continuité pour les espèces migratrices est visée, les ouvrages les plus en aval et les plus obstruants seront prioritaires.
- 50 Un défi important du diagnostic est de parvenir à identifier les potentiels leviers ainsi que les potentiels freins et contraintes au déroulement d'un projet (« facteurs co-déterminants » dans les figures 3 et 4), tant au niveau biophysique que social et en prenant en compte les différentes échelles spatio-temporelles (PV3). Par exemple, les

caractéristiques du bassin versant (topographie, géologie, régime hydrologique, utilisation des sols, stocks sédimentaires disponibles) jouent un rôle prépondérant pour impulser une nouvelle dynamique sédimentaire suite à une action de restauration (Pizzuto, 2002). Les contraintes pour une réponse biologique « efficace » (« factors limiting effectiveness » ; Roni et al., 2008) peuvent être multiples, car les organismes et les processus écosystémiques sont aussi sensibles à d'autres facteurs que l'interruption de la continuité ; d'où l'importance de hiérarchiser les pressions dans le cadre du diagnostic. Prendre en considération et éventuellement traiter en premier lieu d'autres pressions sur le milieu comme l'eutrophisation et la pollution (urbaine, agricole, industrielle), la présence dans le bassin versant d'espèces invasives ou de la pratique de repeuplement piscicole peuvent s'avérer indispensables avant tout effort visant l'amélioration de la continuité. Par exemple, les héritages industriels ou miniers d'un bassin versant peuvent induire des risques écologiques supplémentaires liés à une possible remobilisation de sédiments pollués (Macklin et al., 2023 ; Thorel et al., 2018 ; Germaine et Lespez, 2017). Ces contraintes doivent être identifiées, évaluées, voire traitées au préalable (Hart et al., 2002). Certaines situations, au contraire, peuvent constituer des avantages pour la restauration de la continuité, notamment lorsque des réservoirs biologiques ou des populations sources permettant une recolonisation sont présents à proximité suffisante dans le bassin versant (Sundermann et al., 2011).

- 51 De la même façon, un diagnostic socio-économique local doit permettre d'identifier les leviers et les freins à la mise en place d'un projet de restauration. Il peut s'agir de l'analyse du contexte politique : portage fort d'un élu local, soutien ou opposition d'associations, de riverains ou d'usagers aux possibles actions de restauration. Il peut s'agir également de l'identification des usages actuels et passés, des modalités de gestion territoriale, de l'expertise (par exemple connaissances naturalistes ou expertise en hydromorphologie) présente ou absente localement, de l'emprise foncière disponible ou enfin d'éventuels conflits d'usages et de controverses (Morandi et al., 2021 ; Lusson, 2020 ; Dany, 2016 ; Lespez et Germaine, 2016). Cette analyse devrait idéalement être complétée par une « écoute locale », autrement dit des échanges continus plus ou moins formels des porteurs de projet avec les acteurs locaux, ce qui permet d'identifier les acteurs à impliquer dans les différentes étapes du projet et à informer de son avancement. De nombreux retours d'expérience par les gestionnaires témoignent que de tels échanges peuvent permettre de mieux identifier les enjeux et les potentiels blocages du point de vue socio-économique sur un territoire. Ces échanges peuvent apporter des éléments clés pour le diagnostic, par exemple sur les sources de pollution ponctuelles et difficilement détectables, sur la présence des espèces protégées localement, sur les usages ou sur l'organisation du réseau d'acteurs.
- 52 Le quatrième point de vigilance (PV4) consiste à identifier et à impliquer l'ensemble des acteurs dès la construction du projet, voire dès le diagnostic, et à identifier les opportunités de mise en relation d'un éventuel projet de restauration avec d'autres projets structurants pour le territoire (par exemple, la désimperméabilisation des sols, la réduction du risque inondation, la gestion des pollutions, le tourisme). Plusieurs études ont démontré que la présence de figures « motrices » au sein du jeu d'acteurs peut considérablement faciliter, ou au contraire empêcher le dialogue et ceci à différentes échelles politiques, affectant ainsi la réalisation du projet et son soutien par la population (Germaine et Lespez, 2023 ; Lusson, 2021 ; Barraud et Germaine, 2017 ; Barthélémy et Armani, 2015). Ces « entrepreneurs de restauration » peuvent être des interlocuteurs locaux clefs comme des élus, des techniciens de rivière ou des personnes

impliquées dans la vie associative, qu'ils soient favorables ou non à la restauration de la continuité écologique. Il est important de les identifier et de mettre en place une démarche permettant d'avoir une représentation équilibrée des acteurs locaux, afin de garantir un processus de décision démocratique et d'éviter une instrumentalisation des jeux d'acteurs qui peuvent venir infléchir le processus de décision (Buletti Mitchell et Ejderyan, 2021).

Co-construction du projet de gestion avec les acteurs du territoire

- 53 De nombreux retours d'expériences soulignent l'importance de se confronter au terrain, en impliquant les acteurs locaux dans le projet afin d'installer un dialogue et un climat de confiance très en amont (PV5), idéalement au moment de la définition des objectifs de gestion (Landgraf Castelo Branco, 2019 ; OFEV, 2019 ; Barthélémy et Armani, 2015). Une co-construction de projet avec les acteurs permet d'intégrer les différents types de savoirs et de valeurs dans le dialogue sur les objectifs d'une possible restauration par rapport aux volets concernés (physique, écologique, social), de discuter des incertitudes et des attentes relatives aux futurs possibles du territoire et de définir ensemble les objectifs, puis des scénarios plus transparents et légitimes (de Coninck, 2015 ; Higgs, 2005). L'établissement, tôt dans le processus, de contacts avec les interlocuteurs clefs représentant les différents acteurs du territoire concerné (par exemple, les agriculteurs, les pêcheurs, les acteurs de la culture et du patrimoine) apparaît comme une condition nécessaire au bon déroulement de la co-construction (Morandi et al., 2021). Plus généralement, un défi identifié par de nombreux porteurs de projets réside dans l'établissement d'un dialogue continu et sur le long terme entre les différentes institutions publiques concernées. Nous insistons à nouveau sur l'idée que cet effort de dialogue doit être initié bien en amont et se poursuivre tout au long du projet (voir le PV10). Un autre élément important de la co-construction est le dialogue ouvert autour des scénarios techniques possibles, qui peuvent avoir des implications très différentes en termes de coût de l'opération de restauration, de besoins d'ajustements ou de maintenance à long terme, ainsi que d'effets sur les différentes composantes du socio-écosystème (PV6). Les scénarios peuvent par conséquent être plus ou moins adaptés aux objectifs établis pour la restauration de la continuité écologique. Le degré d'intervention constitue un critère qui aide à catégoriser et apprécier les différents scénarios. Il peut varier le long d'un gradient entre des actions impliquant i) l'élimination plus ou moins complète de la cause d'interruption de la continuité, ii) l'atténuation partielle des impacts de l'interruption de la continuité, et iii) l'abandon de toute intervention (restauration dite « passive ») permettant à l'hydrosystème de « [s']auto-restaurer » (Gann et al., 2019). Suite à ces différents types d'intervention, l'écosystème peut soit être laissé en libre évolution, soit nécessiter un certain degré d'intervention dans les années suivant la restauration pour guider ou « maîtriser » son trajectoire.
- 54 L'élimination complète de la cause de fragmentation permet d'agir sur toutes les composantes de la continuité (flux d'eau, flux de matières et flux biologiques) et offre clairement la plus grande efficacité par rapport aux réponses biophysiques. C'est le cas lorsqu'un ouvrage est entièrement effacé ou une source de pollution créant des zones anoxiques est éliminée. Parmi les cas les plus emblématiques et bien suivis scientifiquement figurent les suppressions des barrages sur les rivières Elwha (Foley et al., 2017) aux États-Unis et la Sélune en France (Germaine et Lespez, 2023). La

restauration intégrale de la continuité nécessite une approche holistique de l'hydrosystème et l'identification de toutes les sources d'interruption. Ainsi, pour restaurer la continuité verticale, de multiples actions de nature très différente peuvent être nécessaires, telles que la définition et l'application de débits écologiques, l'ajustement des pratiques d'usage des sols et de prélèvements d'eau et de sédiments, ou encore une gestion différenciée de la végétation riveraine (Hancock, 2002).

- 55 L'atténuation partielle des impacts regroupe une diversité d'approches visant la restauration partielle et/ou temporaire d'une des composantes de la continuité. Par exemple, la restauration du régime hydrologique via le relèvement des débits réservés ou les lâchers morphogènes (Lamouroux et Olivier, 2015 ; Robinson et al., 2003), ainsi que les projets d'injections sédimentaires et d'érosion maîtrisée (Brousse et al., 2021 ; Chardon et al., 2021 ; Staentzel et al., 2020), permettent un rétablissement partiel des processus hydromorphologiques impactés, avec parfois des effets écologiques ciblés comme l'augmentation de la diversité des habitats hydrauliques (Arnaud et al., 2017), la restauration de zones de frai piscicole (Peeters et al., 2021), la restauration des dynamiques végétales riveraines (Rood et al., 2005 ; Trémolières et al., 1998), ou la diversification des communautés des macro-invertébrés et des macrophytes (Staentzel et al., 2018). En fonction du type d'intervention, ces solutions peuvent affecter différemment les compartiments de l'hydro-écosystème, par exemple les formes fluviales (lits rectilignes, à méandres, en tresses), les conditions d'écoulement, les flux de matière (sédiments fins versus grossiers), la dynamique des populations et des communautés (poissons versus macro-invertébrés vs plantes). D'autres mesures, comme la construction de passes à poissons ou de bras de contournement, la modification d'un ouvrage ou de son mode de gestion (suppression partielle, abaissement de la crête déversante, ouverture temporaire ou suppression des vannages, et cetera), visent souvent l'amélioration de la continuité pour certaines espèces piscicoles (Silva et al., 2018). Des différences importantes peuvent exister entre les espèces d'un même groupe taxonomique (Blanchet et al., 2010) et au sein de la même espèce (Prunier et al., 2020), notamment entre différentes classes d'âge (Birnie-Gauvin et al., 2019 ; Noonan et al., 2012). Les anguilles, les salmonidés et d'autres groupes de poissons présentent des comportements, des capacités de dispersion et de franchissement d'obstacles très différents en fonction de leurs stades de développement ; ils ne réagiront donc pas de la même manière à une même opération de restauration (Baudoin et al., 2014). L'atténuation partielle des impacts limite les réponses écologiques possibles et ajoute ainsi une composante supplémentaire à l'incertitude sur ses effets. De plus, c'est une solution souvent temporaire qui peut nécessiter des actions de maintenance coûteuses, telles que l'entretien des passes à poissons ou des recharges sédimentaires répétées (Moore et Rutherford, 2017).
- 56 La restauration dite « passive » permet une évolution du cours d'eau déclenchée sans aucune intervention humaine. Elle peut consister par exemple dans le non-entretien des ouvrages hydrauliques : les ouvrages déjà abandonnés se dégradent et disparaissent progressivement au fil des crues. Les effets de cette restauration passive peuvent nécessiter des temps plus ou moins longs en fonction du contexte. Dans certaines rivières comme la Seulles (Calvados), très équipée par des ouvrages hydrauliques depuis le Moyen Âge mais aujourd'hui le plus souvent à l'abandon, 36 % des seuils de moulin ont été arasés par la rivière avant même que ne soient lancées des opérations de restauration (Barraud et Germaine, 2017). Le degré d'incertitude associé aux effets de la restauration passive peut être particulièrement fort, notamment concernant la

temporalité des réponses et les conditions hydro-sédimentaires nécessaires pour que la rivière restaure ses formes fluviales (Groll, 2017).

- 57 La transparence de la communication au cours du projet est un élément crucial de la co-construction et de la concertation sur les scénarios techniques formulés (PV6). Plus spécifiquement, la communication doit porter sur les effets possibles de chaque choix technique et sur les incertitudes associées. Un outil qui peut accompagner cette étape est la visualisation des effets des scénarios techniques envisagés afin de les rendre saisissables et donc appropriables par les acteurs et par le grand public (Landgraf Castelo Branco, 2019 ; Dany, 2016). Cette visualisation peut consister en des visites de sites où une restauration similaire a déjà été mise en œuvre ou en invitant les parties prenantes de ces projets pour un témoignage. En effet, une expérience de terrain commune peut aider à faire émerger des savoirs locaux, souvent bridés dans des contextes de présentations plus formels. De même, les supports visuels (cartes issues de modélisations, croquis paysagers, montages photographiques) peuvent être utilisés pour visualiser les scénarios (Lejon et al., 2009 ; figure 6). Cette approche visuelle — qui comporte elle aussi un degré d'incertitude associé à l'action de restauration et à l'évolution subséquente du paysage — peut être particulièrement utile pour affronter la « peur de la friche » ou la difficulté d'imaginer le futur paysage restauré, craintes souvent manifestées par les riverains qui s'opposent aux projets de restauration (Germaine et al., 2019). Cette communication est aussi importante pour la restauration interventionniste que pour la restauration « passive » qui, sans une communication adaptée, pourrait être interprétée comme un délaissement et une absence d'entretien du territoire.

Figure 6 : Exemple de photomontages utilisés pour la création d'un bras de contournement d'un plan d'eau (Commune de La Bazouge-de-Chémeré, France) / *Example of photomontages used for a project of a bypass channel circumventing a lake (the La Bazouge-de-Chémeré municipality, France).*



A : Avant la restauration ; B : Après la restauration.

HydroConcept et Syndicat de Bassin entre Mayenne et Sarthe.

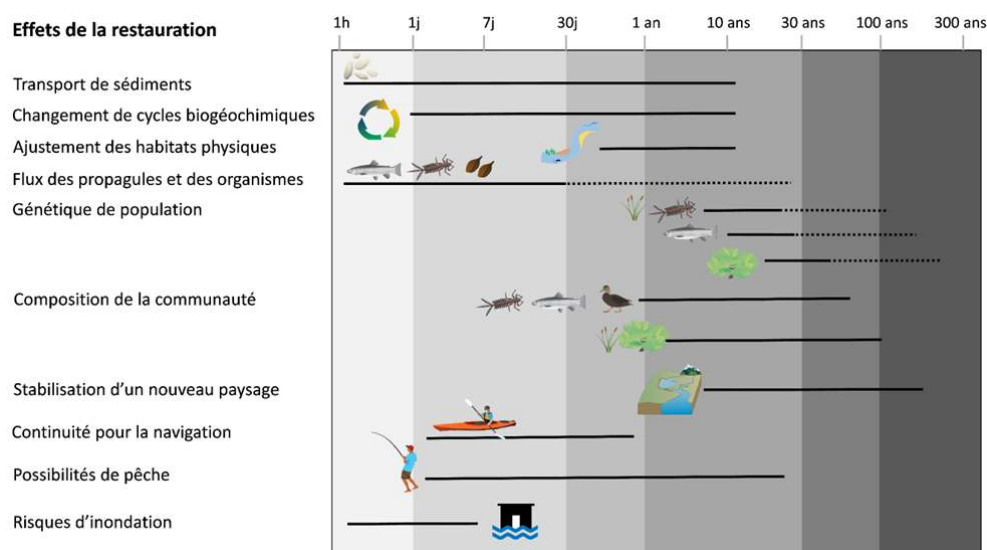
Mise en œuvre de la restauration

- 58 Si le projet de gestion territoriale élaboré dans une démarche de co-construction aboutit à un scénario incluant une ou plusieurs actions de restauration de la continuité, la réalisation de ces actions de restauration (figure 5C) doit faire l'objet d'une vigilance sur plusieurs points. Un aspect primordial de cette étape concerne la mise en œuvre des suivis, qui devraient : i) avoir une résolution spatio-temporelle et une durée adaptées aux objectifs visés par la restauration, et démarrer plusieurs années avant l'opération (PV7) ; ii) se baser sur des protocoles standardisés (PV8).
- 59 L'une des difficultés majeures liées à la détection des effets de la restauration tient au fait que la temporalité des réponses biophysiques et socio-économiques peut varier énormément en fonction des variables considérées et du contexte (contexte biogéographique, état de fragmentation, pressions multiples) (figure 7). Ainsi, dans le cas de la suppression complète d'un ouvrage transversal, le rétablissement des flux d'eau, de sédiments, d'organismes ou encore de bateaux, est quasi immédiat (Brenkman et al., 2019 ; Magilligan et al., 2016). En revanche, les processus qui découlent de la restauration des flux (par exemple l'ajustement des habitats physiques suite à une recharge sédimentaire ou un lâcher morphogène, le changement de la composition des communautés biologiques ou de la structure génétique des populations, l'appropriation du nouveau paysage par les riverains) peuvent nécessiter des années, voire des décennies et être plus difficiles à détecter (Doyle et al., 2005 ;

figure 7). L'évaluation des effets de la restauration peut ainsi être fortement contrainte par l'adéquation des suivis (durée et emprise spatiale des échantillonnages ; Vaudor et al., 2015) avec les processus visés par l'opération, et par la présence ou non de stations témoins (cadre Before-After-Control-Impact ; Friberg et al., 2016). Même dans les suivis de long terme, des freins et des leviers propres au territoire et non anticipés peuvent représenter une source de variabilité supplémentaire, amenant à un effet de la restauration différent de celui attendu. Des synthèses dans la littérature scientifique montrent ainsi que presque la moitié de la variance associée aux effets de la restauration est expliquée par des caractéristiques spécifiques au contexte du projet (l'occupation des sols dans le bassin versant, la taille du cours d'eau, les conditions hydro-sédimentaires, le type d'intervention), ainsi que par la durée des suivis et la nature des variables de réponse considérées (Kail et al., 2015 ; Roni et al., 2008).

- 60 La difficulté d'apprendre des retours d'expériences est largement décrite dans la littérature. Il existe un grand nombre d'opérations de restauration sans objectifs clairement définis au démarrage des projets (Jähnig et al., 2011), sans diagnostic pré-restauration (Roni et al., 2008 ; Bernhardt et al., 2005) et/ou avec des suivis post-restauration limités dans le temps, qui dépassent très rarement dix ans (Morandi et al., 2014). Or, les études scientifiques soulignent l'importance de collecter des données de suivis sur plusieurs années avant et après l'opération, afin d'avoir la puissance statistique permettant de distinguer les effets de la restauration de la stochasticité naturelle (Vaudor et al., 2015) et pour caractériser de manière robuste les trajectoires de succession des communautés biologiques (Hasselquist et al., 2015 ; Orr et Stanley, 2006). Même dans les cas de restauration les mieux documentés, le diagnostic puis le suivi se concentrent souvent sur une partie seulement des enjeux et ne couvrent pas toutes les échelles spatiales nécessaires pour avoir une vision complète des effets de la restauration (Vaudor et al., 2015). Par exemple, le suivi physique est souvent réalisé à des échelles permettant de détecter des changements morphologiques après restauration (tronçon de rivière, faciès d'écoulement ; Arnaud et al., 2017), mais cette échelle d'analyse est trop grossière pour détecter des modifications d'habitats bénéficiant aux espèces aquatiques comme les macro-invertébrés (Staentzel et al., 2020). Enfin, si elles sont en nombre croissant, les publications scientifiques qui s'intéressent aux dynamiques sociales, économiques et politiques des projets de restauration (par exemple, suivi de la participation ou évaluation des effets socio-économiques) demeurent rares comparativement aux publications sur les composantes biophysiques (Morandi et al., 2021). Pourtant, certaines études mettent en avant l'émergence de conflits autour de la restauration qui peuvent conduire à un ralentissement, à un blocage temporaire et/ou à un abandon des projets du fait de l'absence de prise en compte de ces dimensions (Germaine et Lespez, 2017).

Figure 7 : Échelles temporelles des réponses de différentes variables biophysiques et socio-économiques à la restauration de la continuité (cas d'une élimination complète de la cause de discontinuité) / Temporal scales necessary for the response of different biophysical and socio-economic variables to connectivity restoration (the case of a complete elimination of the source of connectivity interruption)



Cette temporalité représentée par la longueur de la ligne est déterminée par la nature de chaque variable et par la stochasticité des processus qui la régulent. Par exemple, dans le cas des espèces inféodées aux cours d'eau, les processus démographiques et la durée de vie d'une génération varient fortement entre les organismes, avec une réponse beaucoup plus rapide chez les macro-invertébrés que chez les poissons, oiseaux ou plantes ligneuses. Le trait en pointillés représente l'exemple d'un possible retardement des effets par des contraintes locales : si les populations sources sont peu nombreuses dans le bassin versant, le changement de la structure génétique peut prendre beaucoup plus de temps.

- 61 Nous avons conscience qu'il serait illusoire de demander aux porteurs de projet de réaliser un suivi exhaustif et scientifique de tous les compartiments du socio-écosystème concerné, sur le long terme et pour chaque action de restauration. Néanmoins, il nous semble indispensable d'accompagner chaque projet par des suivis et de faire des choix robustes et informés sur leur nature et leur durée dès la conception du projet (PV7). Le choix peut être fait de se concentrer sur un petit nombre de variables clefs quantifiables avec les moyens à disposition (qui peuvent inclure les sciences participatives). La sélection des variables peut aussi viser à répondre aux points faisant controverse, et ainsi permettre de les aborder avec l'implication directe du grand public. Les suivis participatifs sont particulièrement adaptés à de petites rivières urbaines et péri-urbaines, permettant en plus de production des données de renouer les liens entre les riverains et les cours d'eau.
- 62 Une fois les variables sélectionnées, la définition de standards (en termes de méthodes et de résultats ; PV8) est un enjeu critique pour proposer des stratégies de restauration à large échelle et évaluer leurs effets, sur la base d'indicateurs qui soient reproductibles dans le temps et l'espace et adaptés aux objectifs (Morandi et al., 2014 ; Kibler et al., 2011 ; Woolsey et al., 2007). Des protocoles standardisés ont été définis à l'échelle de la France pour les compartiments hydromorphologiques et biologiques (Rolan-Meynard et al., 2019). En revanche, le volet socio-économique est encore peu évalué, en France comme à l'étranger, même de manière qualitative. Outre les services que les rivières restaurées peuvent rendre à la société (approvisionnement en eau potable, protection contre les crues, services récréatifs ; Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011), d'autres

indicateurs couvrant différents aspects sociaux ont été proposés pour évaluer l'acceptation du projet, la mobilisation des acteurs à ses différents stades, ou le changement de la valeur paysagère (Woolsey et al., 2007). Dans son guide « Principes et normes internationaux pour la pratique de la restauration écologique » (Gann et al., 2019), la SER rassemble de nombreuses catégories d'indicateurs sociétaux dans une « Roue des avantages sociétaux » (Social Benefits Wheel en anglais) pour aider au suivi du degré auquel un projet ou programme de restauration écologique atteint ses cibles et buts de développement social. Finalement, une évaluation participative des effets de la restauration, consistant en la participation active des principales parties prenantes au processus d'évaluation (Plottu et Plottu, 2009), pourrait compléter l'évaluation technique ou scientifique communément appliquée. Ce mode d'évaluation, encore peu répandu en France, permettrait de favoriser l'expression des différents points de vue sur l'opération de restauration et d'augmenter la légitimité sociale de l'évaluation.

- 63 Un autre point de vigilance pour la mise en place d'un projet de restauration concerne son calendrier (PV9). En effet, le choix de la période de réalisation des travaux doit tenir compte de la saisonnalité des processus écologiques (phénologie des espèces) et du régime hydrologique (crues, périodes d'assecs), car la période de travaux peut interagir, par exemple, avec la migration et la reproduction des espèces piscicoles ou avec des étapes clés du cycle naturel de la végétation riveraine (Ravot et al., 2020 ; Malavoi et Salgues, 2011 ; Doyle et al., 2003). De plus, choisir de phaser l'opération de restauration (par exemple, effacement de barrage opéré en plusieurs fois) peut permettre d'atténuer les risques immédiats en réduisant le taux d'érosion régressive et en régulant le transport vers l'aval des sédiments accumulés dans la retenue (Malavoi et Salgues, 2011 ; Cantelli et al., 2004). Sur le plan socio-économique, la temporalité d'un projet de restauration par rapport au calendrier politique (élections) ou à l'émergence d'autres projets à large portée sociale et environnementale (projet d'aéroport, de port ou de centrale nucléaire) peut fortement influencer le déroulement de la restauration et ses effets sur le territoire concerné (Barthélémy et Armani, 2015). Enfin, la planification des travaux de restauration doit tenir compte des possibles autres mesures de gestion mises en œuvre et visant par exemple le contrôle des espèces exotiques envahissantes (avec si nécessaire l'inclusion d'un volet préventif dans le projet), l'amélioration de la qualité de l'eau ou la stabilisation de l'érosion (Roni et al., 2008). Il est donc crucial de faire un choix réfléchi quant à la manière précise de réaliser les travaux de restauration, pour permettre non seulement d'aller vers les objectifs formulés mais aussi de diminuer les éventuels effets perturbateurs de l'opération au niveau écologique ou social.
- 64 Un dernier point de vigilance (PV10) mis en avant par de nombreuses études porte sur la communication claire et continue auprès des acteurs de terrain et auprès du grand public à toutes les étapes d'un projet de restauration, depuis le diagnostic jusqu'à l'évaluation de ses effets (Germaine et al., 2021 ; OFEV, 2019 ; Terrier et Stroffek, 2016 ; Barthélémy et Armani, 2015). L'établissement, dès le début de la démarche, d'un calendrier avec des points d'étape réguliers pour dialoguer avec les acteurs peut jouer un rôle important dans l'appropriation du projet, qui devient ainsi porté non seulement par les gestionnaires, mais aussi partagé par les riverains et les usagers.

Les nouveaux outils scientifiques au service de la restauration de la continuité écologique

- 65 La recherche scientifique offre un très riche éventail d'outils qui peuvent permettre de mieux évaluer et visualiser les conséquences de différents scénarios de gestion territoriale et les incertitudes associées, et servir d'appui à la prise de décision collective. En effet, compte tenu des multiples objectifs écologiques et sociaux qui peuvent être poursuivis dans un projet de gestion des ressources en eau et des milieux aquatiques sur un territoire, la modélisation offre aux gestionnaires un outil d'appui important. Elle permet de pondérer les objectifs afin d'identifier le meilleur compromis possible (Roy et al., 2018). Parmi ces outils de modélisation, l'évolution des habitats hydrauliques ou le transport solide peuvent être simulés avec un certain degré de confiance (Lamoureux et al., 2015 ; Pizzuto, 2002). La modélisation de la connectivité paysagère et les outils génétiques permettant d'évaluer la connectivité entre populations au sein du réseau hydrographique (dont le poids relatif de chaque ouvrage en tant que barrière à la dispersion), peuvent aider à prioriser les opérations les plus efficaces en faveur de l'amélioration de la continuité pour des espèces qui présentent des capacités de dispersion différentes (Prunier et al., 2023 et 2020 ; Torgersen et al., 2022 ; McKay et al., 2017 ; O'Hanley et al., 2013 ; Raeymaekers et al. 2009). Ces dernières années, des efforts ont été entrepris afin de dépasser la perspective populationnelle et de modéliser les effets de la restauration sur des processus écologiques complexes, comme l'organisation du réseau trophique ou les flux d'énergie et de biomasse entre les différents compartiments. Les effets d'un basculement important du réseau trophique, comme le retour de grands migrateurs ou des changements d'apports en nutriments provenant des milieux terrestres et se propageant à travers le réseau trophique, peuvent être étudiés par ce type de modélisation afin de prédire les réponses écologiques suite à la restauration de la continuité (Bellmore et al., 2019). Finalement, les effets de toute restauration réalisée dans les années à venir seront inévitablement dépendants du contexte environnemental qui évolue rapidement. Pour s'assurer de la pertinence et la soutenabilité des objectifs fixés, il est important de prendre en compte les scénarios de changement global (climat, occupation des sols, prélèvements d'eau) qui agiront sur les patrons spatio-temporels de la continuité et affecteront l'issue de toute opération de restauration (Beatty et al., 2017 ; Palmer et al., 2008). De même, il est souhaitable d'intégrer la résilience des populations, communautés et écosystèmes face au changement global dans les objectifs des projets de restauration et de sélectionner des métriques écologiques associées à cette résilience à différentes échelles biologiques pour évaluer les effets du projet de restauration (Timpane-Padgham et al., 2017).
- 66 Les outils prédictifs peuvent aujourd'hui être renforcés par des données provenant de la télédétection (images satellitaires, drones, LiDAR bathymétriques), qui participent à l'amélioration de la phase de diagnostic et du suivi des effets de la restauration avec une haute résolution spatio-temporelle (Piégay et al., 2020). Cela permet notamment de couvrir des secteurs difficiles d'accès et d'augmenter la fréquence des suivis. Il existe également des méthodes de terrain innovantes pour quantifier la continuité sédimentaire, grâce au développement de techniques de traçage des sédiments grossiers par radio-fréquence passive et active ou de géophones (Liébault et al., 2023 ; Misset et al., 2020). Le couplage des approches géomatiques pour reconstituer les changements des plaines alluviales et des estuaires, de sondages géophysiques et de

carottages sédimentaires constitue aussi une avancée majeure pour l'analyse des processus de sédimentation et l'évaluation de la contamination potentielle des sédiments, lors de la phase de diagnostic avant restauration (Seignemartin et al., 2023 ; Vauclin et al., 2021). La mise à disposition d'outils hydrométriques, calculatoires et géomatiques, et le partage des données issues du monde scientifique et opérationnel sont indispensables pour permettre les comparaisons inter-sites et les analyses régionales.

- 67 Les travaux des dernières décennies en sciences sociales apportent pour leur part des approches de géographie critique (Lave, 2012) et de political ecology (Robbins, 2012). Des outils pour les démarches de participation peuvent nourrir la concertation sur les objectifs des projets et leur co-construction, avec, par exemple, l'usage de la modélisation d'accompagnement (Abrami et Becu, 2021), de l'enquête cartographique (Public Participation GIS en anglais ; Monassier et al., 2023 ; Sieber 2006) ou de méthodes de débats innovants mobilisant différents médias, notamment filmiques (Gramaglia et Lussan, 2021). Il s'agit en particulier, par les approches critiques, de situer les enjeux biophysiques de la restauration dans un contexte social et politique plus explicite et de prendre davantage en compte les jeux de pouvoir (Lave, 2012). Les travaux en philosophie environnementale mettent en avant l'importance de bien saisir les limites des connaissances techniques et scientifiques, ainsi que d'intégrer dans toute réflexion autour de la restauration d'autres sources de connaissances, telles que les savoirs locaux incluant les savoirs traditionnels autochtones (Brierley et al., 2023 ; Rozzi et al., 2013 ; Higgs, 2005). Plus généralement, il est souhaitable de viser une restauration holistique (Morandi et al., 2021) qui tienne compte de la relation des habitants à leur environnement. Les approches relationnelles (Eyster et al., 2022 ; Chan et al., 2016) peuvent dans ce sens apporter des clés de lecture pour mieux comprendre les liens (matériels, pratiques, cognitifs, sensibles) qui unissent les populations locales à la rivière.
- 68 Finalement, les travaux scientifiques réalisés dans le Réseau des Zones Ateliers (par exemple sur le Rhône, la Seine et le Rhin) sur plusieurs décennies démontrent non seulement l'importance considérable de l'interdisciplinarité, mais aussi celle du maintien d'un dialogue continu entre les scientifiques, les gestionnaires et le grand public. Proposer des cadres d'échanges stables comme des observatoires de long terme inter- et transdisciplinaires (PIREN Seine, Observatoire Hommes-Milieus Vallée du Rhône, Observatoire des Sédiments du Rhône ; Flipo et al., 2021 ; Piégay et al., 2022) permet de construire sur la durée un partage des savoirs, des questionnements et des valeurs entre la recherche et la société, une base solide pour co-construire des choix de société sur la gestion des milieux aquatiques.

Conclusion

- 69 La restauration de la continuité écologique des cours d'eau étant un sujet extrêmement vaste et couvrant une grande diversité de cas, mener une réflexion scientifique interdisciplinaire n'est pas un exercice aisé. Il n'est donc pas surprenant que l'une des conclusions ressortant de notre groupe de travail soit la variabilité, le caractère unique de chacun des contextes et l'importance de tenir compte de la singularité des territoires en ancrant chaque cas dans son contexte géographique. En effet, le rôle du contexte physique, écologique et social est fondamental pour la conception, le

déroulement et l'évaluation des effets de toute opération de restauration de la continuité écologique. Dix points de vigilance sont proposés afin de faciliter la mise en œuvre de projets de gestion territoriale soutenus par la population et efficaces par rapport aux objectifs définis. Notre démarche met en avant les étapes clés d'un projet de restauration de la continuité, qui doit s'inscrire dans une trajectoire hydromorphologique, écologique et socio-économique du cours d'eau en tant que socio-écosystème.

- 70 La reconnaissance des incertitudes liées en grande partie à la complexité des socio-écosystèmes de l'Anthropocène est une étape fondamentale pour la gestion de chaque défi social et environnemental : ceci est devenu évident et très présent dans le débat public, par exemple sur la pandémie ou sur le dérèglement climatique. La restauration de la continuité écologique des cours d'eau est elle aussi soumise à plusieurs sources d'incertitudes, techniques, scientifiques et sociales et doit inévitablement y faire face. L'identification, la quantification (quand cela est possible) et la reconnaissance de ces sources d'incertitudes dès le début de la réflexion sur un projet de restauration peut nécessiter un certain changement culturel de la part de tous les acteurs impliqués. Nous voyons cette étape plutôt comme un levier d'amélioration de la participation collective, et non comme un frein.
- 71 La pluralité des questions et des enjeux, écologiques comme sociaux, qui va de pair avec la restauration, oblige à travailler en interdisciplinarité et en transdisciplinarité. Aujourd'hui, les choix techniques ne peuvent plus se faire sur la seule expertise d'ingénieurs ou de scientifiques. La participation de tous les acteurs locaux et l'apport de leurs connaissances sont indispensables pour construire des projets pertinents, durables et partagés par tous.
- 72 Un défi important demeure, celui de développer des études scientifiques qui croisent les perspectives biophysiques et socio-économiques, ce qui permettrait de mieux comprendre l'interdépendance des processus physiques, écologiques et sociaux en lien avec la restauration de la continuité écologique. Par exemple, les usages et actions à petite échelle (construction et déconstruction de petits barrages éphémères pour la baignade, réempoissonnement, prélèvements d'eau non autorisés, et cetera) et leurs effets peuvent passer complètement inaperçus si l'on n'intègre pas les approches des sciences sociales dans les études des processus biophysiques. Un autre défi pour la communauté scientifique serait de mieux documenter les échecs des projets de restauration qui sont nombreux mais beaucoup moins visibles dans la littérature scientifique. Ces preuves sont indispensables pour apprendre des échecs et faire évoluer les pratiques.
- 73 Finalement, la méconnaissance par certains acteurs des effets néfastes des aménagements antérieurs sur l'hydro-écosystème ainsi que de la complexité des réponses biophysiques engendrées par la restauration peut nourrir des controverses ou conduire à des décisions contre-productives par rapport aux objectifs initiaux du projet. Il serait donc important que les chercheurs consacrent une partie de leurs activités à accompagner des projets de restauration, participer à des échanges avec les gestionnaires, et communiquer au grand public afin de contribuer à l'émergence d'une culture commune dans la société autour des rivières et de la continuité écologique et d'éclairer les débats autour des projets de restauration.

Nous remercions le Graie (Groupe de recherche, animation technique et information sur l'eau) et la Zabr (Zone Atelier bassin du Rhône) pour le soutien dans la coordination du projet Efresco-ZA

et l'Office français de la biodiversité et le GRAIE pour le soutien financier du projet Efresco-ZA. Nous remercions Simon Blanchet, Hervé Capra, Olivier Dézerald, Bertrand Morandi, Christophe Piscart, Josée Peress, Nicolas Poulet, Marlène Rolan-Meynard, Pierre Sagnes, Benoît Terrier et Anne Vivier pour leur contribution à la compilation du corpus bibliographique et leurs apports à la discussion sur la restauration de la continuité ; Xavier Seigneuret et le Syndicat de Bassin entre Mayenne et Sarthe pour la permission d'utiliser les images de photomontage ; Stéphane Péquignot et deux évaluateurs ou évaluatrices anonymes de la revue VertigO pour leur relecture attentive et leurs précieuses suggestions qui ont permis d'améliorer le texte.

BIBLIOGRAPHIE

- Abrami, G., N., Becu, 2021, Concevoir et utiliser des jeux de rôle pour la gestion de l'eau et des territoires, *Science Eaux & Territoires pour tous*, 35, pp. 46-53.
- Allard, P., 2010, *Incertitude et environnement La fin des certitudes scientifiques*, Éditions Édisud, 478 p.
- Allen, C. R., J. J. Fontaine, K. L. Pope et A. S. Garmestani, 2011, Adaptive management for a turbulent future, *Journal of Environmental Management*, 92, 5, pp. 1339-1345.
- Alp, M., C. Le Pichon, 2021, Getting from sea to nurseries: considering tidal dynamics of juvenile habitat distribution and connectivity in a highly modified estuarine riverscape, *Ecosystems*, 24, 3, pp. 583-601.
- Amigues J. P., B. Chevassus-au-Louis, 2011, *Évaluer les services écologiques des milieux aquatiques : enjeux scientifiques, politiques et opérationnels*, ONEMA, 152 p.
- Amoros C., G. E. Petts, 1993, *Hydrosystèmes fluviaux*, Masson, Paris, 300 p.
- Andersson, E., C. Nilsson et M. E. Johansson, 2000, Effects of river fragmentation on plant dispersal and riparian flora, *Regulated Rivers: Research & Management*, 16, 1, pp. 83-89.
- Anquetil, V., E. Koerner et P. Boudes, 2018, La restauration hydromorphologique des cours d'eau ou la difficile articulation des référentiels environnementalistes et territoriaux, *Géocarrefour*, 92/1, [En ligne] URL : <https://journals.openedition.org/geocarrefour/10540>
- Arnaud, F., H. Piégay, D. Béal, P. Collery, L. Vaudor et A. J. Rollet, 2017, Monitoring gravel augmentation in a large regulated river and implications for process-based restoration, *Earth Surface Processes and Landforms*, 42, 13, pp. 2147-2166.
- Arnaud, F., H. Piégay, L. Schmitt, A. J. Rollet, V. Ferrier et D. Béal, 2015, Historical geomorphic analysis (1932-2011) of a by-passed river reach in process-based restoration perspectives: The Old Rhine downstream of the Kembs diversion dam (France, Germany), *Geomorphology*, 236, pp. 163-177.
- Auerswald, K., P. Moyle, S. P. Seibert et J. Geist, 2019, HESS Opinions: Socio-economic and ecological trade-offs of flood management-benefits of a transdisciplinary approach, *Hydrology and Earth System Sciences*, 23, 2, pp. 1035-1044.
- Baguette, M., S. Blanchet, D. Legrand, V. M. Stevens et C. Turlure, 2013, Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks, *Biological Reviews*, 88, 2, pp. 310-326.

- Barraud, R., M.-A. Germaine (Dir.), 2017, *Démanteler les barrages pour restaurer les cours d'eau*, Éditions Quae, Versailles, 260 p.
- Barthélémy, C., G. Armani 2015, A comparison of social processes at three sites of the French Rhône River subjected to ecological restoration, *Freshwater Biology*, 60, 6, pp. 1208-1220.
- Baudoin, J. M., V. Burgun, M. Chanseau, M. Larinier, M. Ovidio, W. Sremski, P. Steinbach et B. Voegtli, 2014, *Évaluer le franchissement des obstacles par les poissons, Principes et méthodes*, Onema, Paris, 200 p.
- Beatty, S., M. Allen, A. Lymbery, M. S. Jordaan, D. Morgan, D. Impson, S. Marrc, B. Ebnerd et O. L. Weyl, 2017, Rethinking refuges: Implications of climate change for dam busting, *Biological Conservation*, 209, pp. 188-195.
- Beau, R., C. Larrère, C. (éd.), 2018, *Penser l'anthropocène*, SciencesPo les Presses, Paris, 554 p.
- Beauchamp, A., L. Lespez, A. J. Rollet, C. Germain-Vallée et D. Delahaye, 2017, Les transformations anthropiques d'un cours d'eau de faible énergie et leurs conséquences, approche géomorphologique et géoarchéologique dans la moyenne vallée de la Seulles, Normandie, *Géomorphologie: relief, processus, environnement*, 23, 2, [En ligne] URL : <http://journals.openedition.org/geomorphologie/11702>
- Belletti, B., C. Garcia de Leaniz, J. Jones, S. Bizzi, L. Börger, G. Segura, A. Castelletti, W. van de Bund, K. Aarestrup, J. Barry, K. Belka, A. Berkhuisen, K. Birnie-Gauvin, M. Bussettini, M. Carolli, S. Consuegra, E. Dopico, T. Feierfeil, S. Fernández, P. Fernandez Garrido, E. Garcia-Vazquez, S. Garrido, G. Giannico, P. Gough, N. Jepsen, P. E. Jones, P. Kemp, J. Kerr, J. King, M. Łapińska, G. Lázaro, M. C. Lucas, L. Marcello, P. Martin, P. McGinnity, J. O'Hanley, R. Olivo del Amo, P. Parasiewicz, M. Pusch, G. Rincon, C. Rodriguez, J. Royte, C. T. Schneider, J. S. Tummers, S. Vallesi, A. Vowles, E. Verspoor, H. Wanningen, K. M. Wantzen, L. Wildman et M. Zalewski, 2020, More than one million barriers fragment Europe's rivers, *Nature*, 588, pp. 436-441.
- Belliard, J., S. Beslagic, J. Boucault et A. Zahm, 2021, Increasing establishment of non-native fish species in the Seine River Basin: Insights from medium-and long-term approaches, *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, p. 687451.
- Bellmore, J. R., G. R. Pess, J. J. Duda, J. E. O'Connor, A. E. East, M. M. Foley, A. C. Wilcox, J. J. Major, P. B. Shafroth, S. A. Morley, C. S. Magirl, C. W. Anderson, J. E. Evans, C. E. Torgersen et L. S. Craig, 2019, Conceptualizing ecological responses to dam removal: If you remove it, what's to come?, *BioScience*, 69, 1, pp. 26-39.
- Bernez, I., D. Chicouène et J. Haury, 2007, Changes of *Potamogeton pectinatus* clumps under variable, artificially flooded river water regimes, *Belgian Journal of Botany*, pp. 51-59.
- Bernez, I., D. Daniel, J. Haury et M. T. Ferreira, 2004, Combined effects of environmental factors and regulation on macrophyte vegetation along three rivers in western France, *River Research and Applications*, 20, 1, pp. 43-59.
- Bernez, I., T. Ferreira, 2007, River macrophytes in regulated Mediterranean-type rivers of southern Portugal, *Belgian Journal of Botany*, pp. 136-139.
- Bernez, I., J. Haury et M. T. Ferreira, 2002, Downstream effects of a hydroelectric reservoir on aquatic plant assemblages, *The Scientific World Journal*, 2, pp. 740-750.
- Bernhardt, E. S., M. A. Palmer, J. D. Allan, G. Alexander, K. Barnas, S. Brooks, J. Carr, S. Clayton, C. Dahm, J. Follstad-Shah, D. Galat, S. Gloss, P. Goodwin, D. Hart, B. Hassett, R. Jenkinson, S. Katz, G. M. Kondolf, P. S. Lake, R. Lave, J. L. Meyer, T. K. O'Donnell, L. Pagano, B. Powell et E. Sudduth, 2005, Synthesizing US river restoration efforts, *Science*, 308, pp. 636-637.

- Birnie-Gauvin, K., P. Franklin, M. Wilkes et K. Aarestrup, 2019, Moving beyond fitting fish into equations: Progressing the fish passage debate in the Anthropocene, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29, 7, pp. 1095-1105.
- Blanchet, S., O. Rey, R. Etienne, S. Lek et G. Loot, 2010, Species-specific responses to landscape fragmentation: implications for management strategies, *Evolutionary Applications*, 3, 3, pp. 291-304.
- Boulton, A. J., 2007, Hyporheic rehabilitation in rivers: restoring vertical connectivity, *Freshwater Biology*, 52, 4, pp. 632-650.
- Brandeis, A., D. Michel, 2016, *Concilier la continuité écologique des cours d'eau avec la préservation des moulins patrimoniaux, la très petite hydroélectricité et les autres usages - Pour un développement durable et partagé*, Rapport n° 008036-03, Conseil général de l'Environnement et du Développement durable, 208 p.
- Bravard, J. P., C. Amoros et G. Pautou, 1986, Impact of civil engineering works on the successions of communities in a fluvial system: a methodological and predictive approach applied to a section of the Upper Rhône River, France, *Oikos*, 47, pp. 92-111.
- Bravard J. P., G.M. Kondolf et H. Piégay, 1999, Chapter 12. Environmental and societal effects of river incision and remedial strategies dans A. Simon et S. Darby (dir.), *Incised River Channels*, J. Wiley and Sons, pp. 303-341.
- Bravard, J. P., C. Lévêque, 2020, *La gestion écologique des rivières françaises : Regards de scientifiques sur une controverse*, L'Harmattan, Paris, 364 p.
- Brenkman, S. J., R. J. Peters, R.A. Tabor, J. J. Geffre et K. T. Sutton, 2019, Rapid recolonization and life history responses of bull trout following dam removal in Washington's Elwha River, *North American Journal of Fisheries Management*, 39, pp. 560-573.
- Brierley G. J., K. A. Fryirs, 2005, *Geomorphology and River Management: Applications of the River Styles Framework*, Blackwell Publications, Oxford, UK, 398 pp.
- Brierley, G. J., D. Hikuroa, I. C. Fuller, J. Tunncliffe, K. Allen, J. Brasington, H. Friedrich, J. Hoyle et R. Measures, 2023, Reanimating the strangled rivers of Aotearoa New Zealand, *WIREs Water*, 10:e1624c
- Brogan, C., R. Burgholzer, T. Keys, J. Kleiner, J. Shortridge et D. Scott, 2022, The cumulative role of impoundments in streamflow alteration, *Journal of the American Water Resources Association*, 58, 1, pp. 119-133.
- Brousse G., F. Liébault, G. Arnaud-Fassetta, B. Breilh et S. Tacon, 2021, Gravel replenishment and active-channel widening for braided-river restoration: The case of the Upper Drac River (France), *Science of The Total Environment*, 766, 142517.
- Brown A. G., L. Lespez, D. A. Sear, J.-J. Macaire, P. Houben, K. Klimek, R. E. Brazier, K. Van Oost et B. Pears, 2018, Natural vs anthropogenic streams in Europe: History, ecology and implications for restoration, river-rewilding and riverine ecosystem services, *Earth Science Reviews*, 180, pp. 185-205.
- Buijse A. D., H. Coops, M. Staras, L. H. Jans, G. J. van Geest, R. E. Grift, B. W. Ibelings, W. Oosterberg et F. C. J. M. Roozen, 2002, Restoration strategies for river floodplains along large lowland rivers in Europe, *Freshwater Biology*, 47, pp. 889-907.
- Bulletti Mitchell, N., O. Ejderyan, 2021, When experts feel threatened: Strategies of depoliticisation in participatory river restoration projects, *Area*, 53, 1, pp. 151-160.

- Callon, M., P. Lascoumes et Y. Barthes, 2001, *Agir dans un monde incertain. Essai sur la démocratie technique*, Paris, Le Seuil, p. 368.
- Cantelli, A., C. Paola et G. Parker, 2004, Experiments on upstream-migrating erosional narrowing and widening of an incisional channel caused by dam removal, *Water Resources Research*, 40, 3, W03304.
- Carbiener, R., A. Schnitzler, 1990, Evolution of major pattern models and processes of alluvial forest of the Rhine in the rift valley (France/Germany), *Vegetatio*, 88, pp. 115-129.
- Carluer N., M. Babut, J. Belliard, I. Bernez, D. Burger-Leenhardt, J. M. Dorioz, O. Douez, S. Dufour, C. Grimaldi, F. Habets, Y. Le Bissonnais, J. Molénat, A. J. Rollet, V. Rosset, S. Sauvage, P. Usseglio-Polatera et B. Leblanc, 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 p.
- Casserly, C. M., J. N. Turner, J. J. O'Sullivan, M. Bruen, C. Bullock, S. Atkinson et M. Kelly-Quinn, 2020, Impact of low-head dams on bedload transport rates in coarse-bedded streams. *Science of The Total Environment*, 716, 136908.
- Chan, K. M., P. Balvanera, K. Benessaiah, M. Chapman, S. Díaz, E. Gómez-Baggethun, R. Gould, N. Hannahs, K. Jax, S. Klain, G. W. Luck, B. Martín-López, B. Muraca, B. Norton, K. Ott, U. Pascual, T. Satterfield, M. Tadaki, J. Taggart et N. Turner, 2016, Why protect nature? Rethinking values and the environment, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113, 6, pp. 1462-1465.
- Chardon, V., L. Schmitt, F. Arnaud, H. Piégay et A. Clutier, 2021, Efficiency and sustainability of gravel augmentation to restore large regulated rivers: Insights from three experiments on the Rhine River (France/Germany), *Geomorphology*, 380, 107639.
- Commission Européenne, 2004, *Vivre avec l'érosion côtière en Europe – Sédiments et Espace pour la Durabilité*, Office pour les Publications Officielles des Communautés Européennes, Luxembourg, 40 pp.
- Corenblit D., E. Tabacchi, J. Steiger et A. M. Gurnell, 2007, Reciprocal interactions and adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics in river corridors: A review of complementary approaches. *Earth-Science Reviews*, 84, 1-2, pp. 56-86.
- Csiki, S. J., B. L. Rhoads, 2014, Influence of four run-of-river dams on channel morphology and sediment characteristics in Illinois, USA, *Geomorphology*, 206, pp. 215-229.
- Dany A., 2016, *Accompagner la politique de restauration physique des cours d'eau : éléments de connaissance*, Collection « Eau & Connaissance », Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, 304 p.
- De Coninck, A., 2015, *Faire de l'action publique une action collective : expertise et concertation pour la mise en œuvre des continuités écologiques sur les rivières périurbaines*, Thèse de doctorat en urbanisme, Université Paris-Est, p. 751.
- De Milleville, L., L. Lespez, A. Gauthier, F. Gob, C. Virmoux, S. Saulnier-Copard, V. Fichet, M. Letourneur, M. Jugie, M. Garcia, K. Tachikawa et E. Tales, 2023, Three thousand years of anthropogenic impact and water management and its impact on the hydro-ecosystem of the Méritaise river, Paris conurbation (France), *Quaternary Science Reviews*, 307, 108066.
- Detenbeck, N. E., P. W. DeVore, C. J. Niemi et A. Lima, 1992, Recovery of temperate-stream fish communities from disturbance: a review of case studies and synthesis of theory, *Environmental Management*, 16, pp. 33-53.

- Dézerald, O., C. P. Mondy, S. Dembski, K. Kreutzenberger, Y. Reyjol, A. Chandesris, L. Valette, S. Brosse, A. Toussaint, J. Belliard, M.-L. Merg et P. Usseglio-Polatera, 2020, A diagnosis-based approach to assess specific risks of river degradation in a multiple pressure context: Insights from fish communities, *Science of the Total Environment*, 734, 139467.
- Donati, F., 2021, *La nature des retenues de seuil : une question limnologique? Étude hydrodynamique, thermique et sédimentaire (Loiret, Moselle, Mayenne)*, Thèse de doctorat en géographie, Université d'Orléans, 239 p.
- Doyle, M. W., J. M. Harbor et E. H. Stanley, 2003, Toward policies and decision-making for dam removal, *Environmental Management*, 31, 4, pp. 0453-0465.
- Doyle, M. W., E. H. Stanley, C. H. Orr, A. R. Selle, S. A. Sethi et J. M. Harbor, 2005, Stream ecosystem response to small dam removal: lessons from the Heartland, *Geomorphology*, 71, 1-2, pp. 227-244.
- Drapier, L., M.-A. Germaine et L. Lespez, 2018, Politique environnementale et territoire : le démantèlement des ouvrages hydrauliques en France à l'épreuve du modèle nord-américain, *Annales de Géographie*, 722, pp. 339-368.
- Drapier L., M.-A. Germaine, L. Lespez, F. J. Magilligan et C. Sneddon, 2023a, Networks, coalitions and the contestation of dam removal across political and institutional scales in France and New England (USA), *Geographical Review*, 113, 2, pp. 246-26.
- Drapier, L., M.-A. Germaine et L. Lespez, 2023b, The role of hydrosocial heritages produced by hydrosocial territories in understanding environmental conflicts: The case of Sélune dam removals (France), *Environment and Planning E: Nature and Space*, 25148486231179293.
- Drenthen, M., 2009, Ecological restoration and place attachment: emplacing non-places?, *Environmental Values*, 18, 3, pp. 285-312
- Dufour, S., L. Lespez (Dir.), 2020, *Géographie de l'environnement : La nature au temps de l'anthropocène*, Armand Colin, Malakoff, 288 p.
- Dufour S., H. Piégay, 2005, Restoring floodplain forests dans Vallauri D., N. Dudley et S. Mansourian (Dir.), *Forest Landscape Restoration*, Springer, New York, pp. 306-312.
- Dufour, S., H. Piégay, 2009, From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits, *River Research and Applications*, 25, 5, pp. 568-581.
- Dufour, S., A. J. Rollet, M. Chapuis, M. Provansal et R. Capanni, 2017, On the political roles of freshwater science in studying dam and weir removal policies: A critical physical geography approach, *Water Alternatives*, 10, 3, 853.
- Dutoit, T., 2014, Restauration écologique : quelles recherches mener pour agir non seulement pour, mais aussi par le vivant ? dans F. Rey, F. Gosselin et A. Doré (Dir.), *Ingénierie écologique. Action par et/ou pour le vivant ?* Quae, Paris, pp. 83-98.
- Ericson, J. P., C. J. Vörösmarty, S. L. Dingman, L. G. Ward et M. Meybeck, 2006, Effective sea-level rise and deltas: Causes of change and human dimension implications, *Global and Planetary Change*, 50, 1-2, pp. 63-82.
- Eyster, H. N., T. Satterfield et K. M. Chan, 2022, Why people do what they do: an interdisciplinary synthesis of human action theories, *Annual Review of Environment and Resources*, 47, pp. 725-751.
- Fagan, W. F., 2002, Connectivity, fragmentation, and extinction risk in dendritic metapopulations, *Ecology*, 83, 12, pp. 3243-3249.

- Failing, L., R. Gregory et P. Higgins, 2013, Science, uncertainty, and values in ecological restoration: a case study in structured decision-making and adaptive management, *Restoration Ecology*, 21, 4, pp. 422-430.
- Flipo, N., P. Labadie et L. Lestel (Dir.), 2021, *The Seine River Basin*, Springer Nature, Cham, 420 p.
- Foley, M. M., J. A. Warrick, A. Ritchie, A. W. Stevens, P. B. Shafroth, J. J. Duda, M. M. Beirne, R. Paradis, G. Gelfenbaum, R. McCoy et E. S. Cubley, 2017, Coastal habitat and biological community response to dam removal on the Elwha River, *Ecological Monographs*, 87, 4, pp. 552-577.
- Foubert, A., F. Lecomte, P. Brodeur, C. Le Pichon, M. Mingelbier, 2020, How intensive agricultural practices and flow regulation are threatening fish spawning habitats and their connectivity in the St. Lawrence River floodplain, Canada, *Landscape Ecology*, 35, 5, pp. 1229-1247.
- Friberg N., N. V. Angelopoulos, A. D. Buijse, I. G. Cowx, J. Kail, T. F. Moe, H. Moir, M. T. O'Hare, P.F.M. Verdonchot et C. Wolter, 2016, Effective river restoration in the 21st century: From trial and error to novel evidence-based approaches, dans A. J. Dumbrell, R. L. Kordas et G. Woodward (Dir.), *Advances in Ecological Research*, Academic Press, 55, pp. 535-611.
- Friedl, G., A. Wüest, 2002, Disrupting biogeochemical cycles - Consequences of damming, *Aquatic Sciences*, 64, pp. 55-65.
- Fuller, M. R., M. W. Doyle et D. L. Strayer, 2015, Causes and consequences of habitat fragmentation in river networks, *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1355, 1, pp. 31-51.
- Gao, Y., Y. Liu, X. Lu, H. Luo et Y. Liu, 2020, Change of stream network connectivity and its impact on flood control, *Water Science and Engineering*, 13, 4, pp. 253-264.
- Gann, G. D., T. McDonald, B. Walder, J. Aronson, C. R. Nelson, J. Jonson, J. G. Hallett, C. Eisenberg, M. R. Guariguata, J. Liu, F. Hua, C. Echeverría, E. Gonzales, N. Shaw, K. Decler et K. W. Dixon, 2019, International principles and standards for the practice of ecological restoration, *Restoration Ecology*, 27, S1, pp. S1-S46.
- Germaine, M.-A., R. Barraud, 2013a, Les rivières de l'ouest de la France sont-elles seulement des infrastructures naturelles? Les modèles de gestion à l'épreuve de la directive-cadre sur l'eau, *Natures Sciences Sociétés*, 21, 4, pp. 373-384.
- Germaine, M.-A., R. Barraud, 2013b, Restauration écologique et processus de patrimonialisation des rivières dans l'Ouest de la France, *Vertigo-la revue électronique en sciences de l'environnement*, Hors-série 16, [En ligne] URL : <https://journals.openedition.org/vertigo/13583>
- Germaine, M.-A., K. de la Croix et É. Temple-Boyer, 2021, Restaurer n'est pas éduquer, Éducation relative à l'environnement. *Regards-Recherches-Réflexions*, 16, 2, [En ligne] URL : <https://journals.openedition.org/ere/802>
- Germaine, M.-A., L. Drapier, L. Lespez, M. J. Menozzi et O. Thomas, 2019, Entre désir de nature et peur de l'abandon : quelles attentes paysagères après l'arasement des barrages hydroélectriques de la Sélune? Projets de paysage, *Revue scientifique sur la conception et l'aménagement de l'espace*, 20, [En ligne] URL : <https://journals.openedition.org/paysage/569>
- Germaine, M.-A., A. Gonin, 2024, Experiencing the landscape: landscape agency in a multifunctional valley after dam removal on the Sélune River, France, *Ecology and Society*, 29, 1, [En ligne] URL : <https://ecologyandsociety.org/vol29/iss1/art23/>
- Germaine, M.-A., L. Lespez, 2017, The failure of the largest project to dismantle hydroelectric dams in Europe? (Sélune River, France, 2009-2017), *Water Alternatives*, 10, 3, pp. 655-676.

- Germaine M.-A., L. Lespez, 2023, Why does geography matter in big dam removal projects? Lessons from a comparison between the Sélune and Elwha Rivers cases, *Frontiers in Ecology and Evolution*, 11, 1250857.
- Germaine, M.-A., M. Viry et M. J. Menozzi, 2016. Construction des lieux et rapports à la nature. Cabanons et pêcheurs des lacs du Sud Manche, *Norois*, 240, pp. 77-100.
- Gilet, L., F. Gob, E. Gautier, C. Vermoux, N. Thommeret et G. Houbrechts, 2023, Multi time scale influence of dams on bedload transport, *Journal of Environmental Management*, 346, 118951.
- González E., A. A. Sher, E. Tabacchi, A. Masip et M. Poulin, 2015, Restoration of riparian vegetation: A global review of implementation and evaluation approaches in the international, peer-reviewed literature, *Journal of Environmental Management*, 158, pp. 85-94.
- Górski, K., 2010, *Floods and fish: Recruitment and distribution of fish in the Volga River floodplain*, Thèse de doctorat en écologie aquatique, Université de Wageningen, 223 p.
- Gramaglia, C., M. Lussion, 2021, Repairing the rivers of the Anthropocene: the story of a socio-visual experiment to move from technical action to care, dans *Hope, Ruination and Environmentalism*, European Association of Social Anthropologists-EASA.
- Grant, G. E. 2012, The geomorphic response of gravel-bed rivers to dams: perspectives and prospects, dans Church, M., P. M. Biron, A. G. Roy (Dir.) *Gravel-Bed Rivers: Processes, Tools, Environments*, John Wiley & Sons Chichester, Royaume-Uni, pp. 165-181.
- Grant, G. E., J. O'Connor et E. Safran, 2017, Excursions in fluvial (dis) continuity, *Geomorphology*, 277, pp. 145-153.
- Gregory, K. J., 2006, The human role in changing river channels, *Geomorphology*, 79, pp. 172-191.
- Gregory, R., N. Dieckmann, E. Peters, L. Failing, G. Long et M. Tusler, 2012, Deliberative disjunction: Expert and public understanding of outcome uncertainty, *Risk Analysis: An International Journal*, 32, 12, pp. 2071-2083.
- Grill, G., B. Lehner, M. Thieme, B. Geenen, D. Tickner, F. Antonelli, S. Babu, P. Borrelli, L. Cheng, H. Crochetiere, H. Ehalt Macedo, R. Filgueiras, M. Goichot, J. Higgins, Z. Hogan, B. Lip, M. E. McClain, J. Meng, M. Mulligan, C. Nilsson, J. D. Olden, J. J. Opperman, P. Petry, C. Reidy Liermann, L. Sáenz, S. Salinas-Rodríguez, P. Schelle, R. J. P. Schmitt, J. Snider, F. Tan, K. Tockner, P. H. Valdujo, A. van Soesbergen et C. Zarfl, 2019, Mapping the world's free-flowing rivers, *Nature*, 569, 7755, pp. 215-221.
- Groll, M., 2017, The passive river restoration approach as an efficient tool to improve the hydromorphological diversity of rivers - case study from two river restoration projects in the German lower mountain range, *Geomorphology*, 293, pp. 69-83.
- Hancock, P. J., 2002, Human impacts on the stream-groundwater exchange zone, *Environmental Management*, 29, 6, pp. 763-781.
- Hanski, I., 1999, Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamic landscapes, *Oikos*, pp. 209-219.
- Hart, D. D., T. E. Johnson, K. L. Bushaw-Newton, R. J. Horwitz, A. T. Bednarek, D. F. Charles, D. A. Kreeger et D. J. Velinsky, 2002, Dam removal: challenges and opportunities for ecological research and river restoration, *BioScience*, 52, 8, pp. 669-682.
- Harvey, J., J. Gomez-Velez, N. Schmadel, D. Scott, E. Boyer, R. Alexander, K. Eng, H. Golden, A. Kettner, C. Konrad, R. Moore, J. Pizzuto, G. Schwarz, C. Soulsby et J. Choi, 2019, How hydrologic

- connectivity regulates water quality in river corridors, *Journal of the American Water Resources Association*, 55, 2, pp. 369-381.
- Hasselquist, E. M., C. Nilsson, J. Hjältén, D. Jørgensen, L. Lind et L. E. Polvi, 2015, Time for recovery of riparian plants in restored northern Swedish streams: a chronosequence study, *Ecological Applications*, 25, 5, pp. 1373-1389.
- Hauer, F. R., H. Locke, V. J. Dreitz, M. Hebblewhite, W. H. Lowe, C. C. Muhlfeld, C. R. Nelson, M. F. Proctor et S. B. Rood, 2016, Gravel-bed river floodplains are the ecological nexus of glaciated mountain landscapes, *Science Advances*, 2, 6, e1600026.
- Havel, J. E., K. E. Kovalenko, S. M. Thomaz, S. Amalfitano et L. B., Kats, 2015, Aquatic invasive species: challenges for the future, *Hydrobiologia*, 750, pp. 147-170.
- Higgs, E., 2005, The two-culture problem: ecological restoration and the integration of knowledge, *Restoration Ecology*, 13, 1, pp. 159-164.
- Hohensinner, S., M. Jungwirth, S. Muhar et S. Schmutz, 2011, Spatio-temporal habitat dynamics in a changing Danube River landscape 1812–2006, *River Research and Applications*, 27, pp. 939-955.
- Horreo, J. L., J. L. Martinez, F. Ayllon, I. G. Pola, J. A. Monteoliva, M. Heland et E. V. A. Garcia-Vazquez, 2011, Impact of habitat fragmentation on the genetics of populations in dendritic landscapes, *Freshwater Biology*, 56, 12, pp. 2567-2579.
- Hughes, F. M. R., A. Colston, J. O. Mountford, 2005, Restoring riparian ecosystems: the challenge of accommodating variability and designing restoration trajectories, *Ecology and society*, 10, 1, [En ligne] URL : <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art12/>
- Humborg C. D., J. Conley, L. Rahm, F. Wilff, A. Cociasu et V. Ittekkot, 2000. Silicate retention in river basins: far-reaching effects on biogeochemistry and aquatic food webs, *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 29, 1, pp. 45-50.
- Jackson C. R., C. M. Pringle, 2010, Ecological benefits of reduced hydrologic connectivity in intensively developed landscapes, *BioScience*, 60, 1, pp. 37-46.
- Jaeger, K. L., J. D. Olden et N. A. Pelland, 2014, Climate change poised to threaten hydrologic connectivity and endemic fishes in dryland streams, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111, 38, pp. 13894-13899.
- Jansson, R., C. Nilsson et B. Renöfält, 2000, Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams, *Ecology*, 81, 4, pp. 899-903.
- Jähnig, S. C., A. W. Lorenz, D. Hering, C. Antons, A. Sundermann, E. Jedicke et P. Haase, 2011, River restoration success: a question of perception, *Ecological Applications*, 21, pp. 2007-2015.
- Jechow, A., F. Hölker, 2019, How dark is a river? Artificial light at night in aquatic systems and the need for comprehensive night-time light measurements, *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 6, 6, e1388.
- Johnson, W. C., 2002, Riparian vegetation diversity along regulated rivers: contribution of novel and relict habitats, *Freshwater Biology*, 47, pp. 749-759.
- Johnson, P. T., J. D. Olden et M. J. Vander Zanden, 2008, Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6, 7, pp. 357-363.
- Jones, P. E., J. S. Tummers, S. M. Galib, D. J. Woodford, J. B. Hume, L. G. Silva, R. R. Braga, C. G. de Leaniz, J. R. S. Vitule, J. E. Herder et M. C. Lucas, 2021, The use of barriers to limit the spread of aquatic invasive animal species: a global review, *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 43, [En ligne]

URL : <https://www.frontiersin.org/journals/ecology-and-evolution/articles/10.3389/fevo.2021.611631/full>

Junker, J., A. Peter, C. E. Wagner, S. Mwaiko, B. Germann, O. Seehausen et I. Keller, 2012, River fragmentation increases localized population genetic structure and enhances asymmetry of dispersal in bullhead (*Cottus gobio*), *Conservation Genetics*, 13, 2, pp. 545-556.

Kail, J., K. Brabec, M. Poppe et K. Januschke, 2015, The effect of river restoration on fish, macroinvertebrates and aquatic macrophytes: A meta-analysis, *Ecological Indicators*, 58, pp. 311-321.

Keep, J. K., J. R. Watson, R. L. Cramp, M. J. Jones, M. A. Gordos, P. J. Ward et C. E. Franklin, 2021, Low light intensities increase avoidance behaviour of diurnal fish species: Implications for use of road culverts by fish, *Journal of Fish Biology*, 98, 3, pp. 634-642.

Keller, R. P., J. Geist, J. M. Jeschke et I. Kühn, 2011, Invasive species in Europe: ecology, status, and policy, *Environmental Sciences Europe*, 23, pp. 1-17.

Kibler, K. M., D. D. Tullos et G. M. Kondolf, 2011, Learning from dam removal monitoring: challenges to selecting experimental design and establishing significance of outcomes, *River Research and Applications*, 27, 8, pp. 967-975.

Klaus, I., J. V. Ward, K. Tockner et C. Baumgartner, 2006, Amphibian diversity and nestedness in a dynamic floodplain river (Tagliamento, NE-Italy) dans Leuven, R. S. E. W., A. M. J. Ragas, A. J. M. Smits et G. Velde (Éd.), *Living Rivers: Trends and Challenges in Science and Management*, Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 121-133.

Kondolf, G. M., 1997, Hungry water: effect of dams and gravel mining on river channels, *Environmental Management*, 21, pp. 533-551.

Kondolf, G. M., A. J. Boulton, S. O'Daniel, G. C. Poole, F. J. Rahel, E. H. Stanley, E. Wohl, A. Bång, J. Carlstrom, C. Cristoni, H. Huber, S. Koljonen, P. Louhi et K. Nakamura, 2006, Process-based ecological river restoration: visualizing three-dimensional connectivity and dynamic vectors to recover lost linkages, *Ecology and Society*, 11, 2, [En ligne] URL : <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art5/>

Kondolf, G. M., P. J. Pinto, 2017, The social connectivity of urban rivers, *Geomorphology*, 277, pp. 182-196.

Lamouroux, N., J. A. Gore, F. Lepori et B. Statzner, 2015, The ecological restoration of large rivers needs science-based, predictive tools meeting public expectations: an overview of the Rhône project, *Freshwater Biology*, 60, 6, pp. 1069-1084.

Lamouroux, N., J. M. Olivier, 2015, Testing predictions of changes in fish abundance and community structure after flow restoration in four reaches of a large river (French Rhône), *Freshwater Biology*, 60, 6, pp. 1118-1130.

Landgraf Castelo Branco, L., 2019, *Stratégies pour la conduite apaisée des projets de restauration des continuités des milieux aquatiques*, Rapport de stage, Association Nationale des Élus des Bassins, 27 p.

Latour, B., 1991, *Nous n'avons jamais été modernes : Essai d'anthropologie symétrique*, La Découverte, Paris, 210 p.

Lave, R., 2012, *Fields and streams: Stream restoration, neoliberalism, and the future of environmental science*, University of Georgia Press, Athens, 184 p.

- Le Calvez, C., 2017, *Les usagers confrontés à la restauration de la continuité écologique des cours d'eau: approche en région Bretagne*, Thèse de doctorat en géographie, Université Rennes 2, 434 p.
- Le Pichon, C., L. Lestel, E. Courson, M. L. Merg, E. Tales et J. Belliard, 2020, Historical changes in the ecological connectivity of the Seine River for fish: A focus on physical and chemical barriers since the mid-19th century, *Water*, 12, 5, 1352
- Lejon, A. G., B. M. Renöfält et C. Nilsson, 2009, Conflicts associated with dam removal in Sweden, *Ecology and Society*, 14, 2, [En ligne] URL : <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art4/>
- Lenders, H. J. R., T. P. M. Chamuleau, A. J. Hendriks, R. C. G. M. Lauwerier, R. S. E. W. Leuven et W. C. E. P. Verberk, 2016, Historical rise of water power initiated the collapse of salmon stocks, *Scientific Reports*, 6, 29269.
- Lerer, L. B., T. Scudder, 1999, Health impacts of large dams, *Environmental Impact Assessment Review*, 19, 2, pp. 113-123.
- Lespez L., S. Dufour, 2021, Les hybrides, la géographie de la nature et de l'environnement, *Annales de Géographie*, 737, pp. 58-85.
- Lespez, L., V. Viel, A. J. Rollet et D. Delahaye, 2015, The anthropogenic nature of present-day low energy rivers in western France and implications for current restoration projects. *Geomorphology*, 251, pp. 64-76.
- Lespez, L., M.-A. Germaine, 2016, La rivière désaménagée? Les paysages fluviaux et l'effacement des seuils et des barrages en Europe de l'Ouest et en Amérique du Nord-Est, *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 67, pp. 223-254.
- Liébault, F., H. Piégay, M. Cassel et F. Arnaud, 2023, Bedload tracing with RFID tags in gravel-bed rivers: review and meta-analysis after 20 years of field and laboratory experiments, *Earth Surface Processes and Landforms*, [En ligne] URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/esp.5704>
- Löffler, H., 1990, Danube backwaters and their response to anthropogenic alteration dans Whigham, D. F., R. E. Good et J. Kvet (dir.), *Wetland Ecology and Management: Case Studies*, Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 127-130.
- Lusson, M., 2020, Faire ou laisser-faire: Imiter une rivière: la recreation morphologique du Vistre, *Techniques & Culture*, 73, pp. 44-57.
- Lusson, M., 2021, *Restaurer des rivières à l'ère de l'Anthropocène : Controverses sociotechniques des pratiques réparatrices (Durance, Vistre, Gardons, Drac)*, Thèse de doctorat en anthropologie, Université Lumière Lyon 2, 349 p.
- Ma, Z., Y. Cai, B. Li et Chen, J., 2010, Managing wetland habitats for waterbirds: an international perspective, *Wetlands*, 30, pp. 15-27.
- Maavara, T., Q. Chen, K. Van Meter, L. E. Brown, J. Zhang, J. Ni et C. Zarfl, 2020, River dam impacts on biogeochemical cycling, *Nature Reviews Earth & Environment*, 1, 2, pp. 103-116.
- Macklin, M. G., C. J. Thomas, A. Mudbhatal, P. A. Brewer, K. A. Hudson-Edwards, J. Lewin, P. Scussolini, D. Eilander, A. Lechner, J. Owen, G. Bird, D. Kemp et K. R. Mangalaa, 2023, Impacts of metal mining on river systems: a global assessment, *Science*, 381, 6664, pp. 1345-1350.
- Magilligan, F. J., K. H. Nislow, J. T. Dietrich, H. Doyle et B. Kynard, 2021, Transient versus sustained biophysical responses to dam removal, *Geomorphology*, 389, 107836.

- Magilligan, F. J., K. H. Nislow, B. E. Kynard et A. M. Hackman, 2016, Immediate changes in stream channel geomorphology, aquatic habitat, and fish assemblages following dam removal in a small upland catchment, *Geomorphology*, 252, pp. 158-170.
- Magniez, G., 1971, Les milieux de vie de *Stenasellus virei* Dollfuss, 1897 (Crustace Asellote troglobie): données préliminaires, *International Journal of Speleology*, 3, 3, pp. 397-421.
- Malard, F., J. V. Ward et C. T. Robinson, 2000, An expanded perspective of the hyporheic zone, *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 27, 1, pp. 431-437.
- Malavoi, J.-R., D. Salgues, 2011, Arasement et dérasement de seuils. Aide à la définition de Cahier des Charges pour les études de faisabilité, Compartiments hydromorphologie et hydroécologie, Rapport ONEMA, 83 p.
- Manenti, R., D. Ghia, G. Fea, G. F. Ficetola, E. Padoa-Schioppa et C. Canedoli, 2019, Causes and consequences of crayfish extinction: Stream connectivity, habitat changes, alien species and ecosystem services, *Freshwater Biology*, 64, 2, pp. 284-293.
- Marteau, B., H. Piégay, A. Chandesris, K. Michel et L. Vaudor, 2022, Riparian shading mitigates warming but cannot revert thermal alteration by impoundments in lowland rivers, *Earth Surface Processes and Landforms*, 47, 9, pp. 2209-2229.
- McKay, S. K., A. R. Cooper, M. W. Diebel, D. Elkins, G. Oldford, C. Roghair et D. Wiefelrich, 2017, Informing watershed connectivity barrier prioritization decisions: A synthesis, *River Research and Applications*, 33, pp. 847-862.
- Merg, M. L., O. Dézerald, K. Kreutzenberger, S. Demski, Y. Reyjol, P. Usseglio-Polatera et J. Belliard, 2020, Modeling diadromous fish loss from historical data: Identification of anthropogenic drivers and testing of mitigation scenarios, *PloS one*, 15, 7, e0236575.
- Mermet, L., 2020, Knowledge that is actionable by whom? Underlying models of organized action for conservation, *Environmental Science and Policy*, 113, pp. 39-46.
- Merritt, D. M., D. J. Cooper, 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, pp. 543-564.
- Michelot, J.-L., 1989, *Les espaces naturels de la vallée du Rhône: éléments pour une politique de gestion intégrée*, Thèse de doctorat en géographie, Université Lyon 3.
- Misset, C., A. Recking, C. Legout, M. Bakker, N. Bodereau, L. Borgniet, M. Cassel, T. Geay, F. Gimbert, O. Navratil, H. Piegay, N. Valsangkar, M. Cazilhac, A. Poirel et S. Zanker, 2020, Combining multi-physical measurements to quantify bedload transport and morphodynamics interactions in an Alpine braiding river reach, *Geomorphology*, 351, 106877.
- Monaghan, M. T., C. T. Robinson, P. Spaak et J. V. Ward, 2005, Macroinvertebrate diversity in fragmented Alpine streams: implications for freshwater conservation, *Aquatic Sciences*, 67, pp. 454-464.
- Monassier, R., M. Cottet, H. Mathian, A. Rivière-Honegger et Q. Hejda, 2023, Combining discourses and maps to grasp nature perceptions: Insights from a PPGIS case study in Martinique (Lesser Antilles), *Applied Geography*, 158, 103047.
- Moore, H. E., I. D. Rutherford, 2017, Lack of maintenance is a major challenge for stream restoration projects, *River Research and Applications*, 33, 9, pp. 1387-1399.

- Morandi B., H. Piégay, N. Lamouroux et L. Vaudor, 2014, How is success or failure in river restoration projects evaluated? Feedback from French restoration projects, *Journal of Environmental Management*, 137, pp. 178–188.
- Morandi, B., H. Piégay, 2017, *Restauration de cours d'eau en France: comment les définitions et les pratiques ont-elles évolué dans le temps et dans l'espace, quelles pistes d'action pour le futur?* Agence française pour la biodiversité, 28 p.
- Morandi B., Cottet M. et Piégay H. (Dir.), 2021, *River Restoration: Political, Social, and Economic Perspectives*, John Wiley & Sons, 384 p.
- Morden, R., A. Horne, N. R. Bond, R. Nathan et J. D. Olden, 2022, Small artificial impoundments have big implications for hydrology and freshwater biodiversity, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 20, 3, pp. 141-146.
- Navedo, J. G., J. Masero, J. M. Sanchez-Guzman, J. M. Abad-Gomez, J. S. Gutierrez, E. G. Sanson, A. Villegas, E. Costillo, C. Corbacho et R. Moran, 2012, International importance of Extremadura, Spain, for overwintering migratory dabbling ducks: a role for reservoirs, *Bird Conservation International*, 22, 3, pp. 316-327.
- Navratil, O., P. Breil, L. Schmitt, L. Grosprêtre et M. B. Albert, 2013, Hydrogeomorphic adjustments of stream channels disturbed by urban runoff (Yzeron River basin, France), *Journal of Hydrology*, 485, pp. 24-36.
- Navratil, O., N. Brekenfeld, S. Puijalon, M. Sabastia, M. Boyer, H. Pella, J. Lejot et F. Piola, 2021, Distribution of Asian knotweeds on the Rhône River basin, France: A multi-scale model of invasibility that combines biophysical and anthropogenic factors, *Science of the Total Environment*, 763, 142995.
- Newton, M., J. A. Dodd, J. Barry, P. Boylan et C. E. Adams, 2018, The impact of a small-scale riverine obstacle on the upstream migration of Atlantic Salmon, *Hydrobiologia*, 806, pp. 251-264.
- Nilsson, C., K. Berggren 2000, Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation: Dam operations have caused global-scale ecological changes in riparian ecosystems. How to protect river environments and human needs of rivers remains one of the most important questions of our time, *BioScience*, 50, 9, pp. 783–792.
- Noonan, M. J., J. W. A. Grant et C. D. Jackson, 2012, A quantitative assessment of fish passage efficiency: Effectiveness of fish passage facilities, *Fish and Fisheries*, 13, 4, pp. 450–464.
- Notebaert, B., G. Verstraeten, P. Ward, H. Renssen et A. Van Rompaey, 2011, Modeling the sensitivity of sediment and water runoff dynamics to Holocene climate and land use changes at the catchment scale, *Geomorphology*, 126, 1-2, pp. 18-31.
- OFB, 2019, *Dataviz : Mieux connaître les ouvrages qui jalonnent nos cours d'eau*, [En ligne] URL : <https://professionnels.ofb.fr/fr/doc-dataviz/dataviz-mieux-connaître-ouvrages-qui-jalonnent-nos-cours-deau>
- OFEV (éd.), 2019, *Manuel Processus participatif dans les projets d'aménagement de cours d'eau. D'acteurs concernés à acteurs impliqués*, Connaissance de l'environnement n°1915, Office fédéral de l'environnement, Berne, 49 p.
- O'Hanley, J. R., J. Wright, M. Diebel, M. A. Fedora et C. L. Soucy, 2013, Restoring stream habitat connectivity: a proposed method for prioritizing the removal of resident fish passage barriers, *Journal of Environmental Management*, 125, pp. 19-27.

- Olden, J. D., R. J. Naiman, 2010, Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity, *Freshwater Biology*, 55, 1, pp. 86-107.
- Orr, C. H., E. H. Stanley, 2006, Vegetation development and restoration potential of drained reservoirs following dam removal in Wisconsin, *River Research and Applications*, 22, 3, pp. 281-295.
- Ovidio, M., H. Capra et J. C. Philippart, 2007, Field protocol for assessing small obstacles to migration of brown trout *Salmo trutta*, and European grayling *Thymallus thymallus*: a contribution to the management of free movement in rivers, *Fisheries Management and Ecology*, 14, 1, pp. 41-50.
- Palanques, A., J. Grimalt, M. Belzunces, F. Estrada, P. Puig et J. Guillén, 2014, Massive accumulation of highly polluted sedimentary deposits by river damming, *Science of the Total Environment*, 497, 369-381.
- Palmer, M. A., C. A. Reidy Liermann, C. Nilsson, M. Flörke, J. Alcamo, P. S. Lake et N. Bond, 2008, Climate change and the world's river basins: anticipating management options, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6, 2, pp. 81-89.
- Palmer, M. A., K. L. Hondula et B. J. Koch, 2014, Ecological restoration of streams and rivers: shifting strategies and shifting goals, *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45, 1, pp. 247-269.
- Pautou, G., 1988, Perturbations anthropiques et changements de végétation dans les systèmes fluviaux. L'organisation du paysage fluvial rhodanien entre Genève et Lyon, *Documents de cartographie écologique*, 31, pp. 73-96.
- Peeters, A., G. Houbrechts, B. de le Court, E. Hallot, J. Van Campenhout et F. Petit, 2021, *Suitability and sustainability of spawning gravel placement in degraded river reaches*, Catena, Belgique, 201, 105217.
- Peeters, A., G. Houbrechts, E. Hallot, J. Van Campenhout, F. Gob et F. Petit, 2020, Can coarse bedload pass through weirs?, *Geomorphology*, 359, 107131.
- Perkin, J. S., K. B. Gido, 2012, Fragmentation alters stream fish community structure in dendritic ecological networks, *Ecological Applications*, 22, 8, pp. 2176-2187.
- Perrin, J. A., 2019, Construction d'une grille de lecture des discours sur la continuité écologique des cours d'eau, *Noréis*, 4, 4, pp. 25-39.
- Petts, G. E., 1984, *Impounded Rivers: Perspectives for Ecological Management*, John Wiley and Sons, New York, p. 326.
- Piégay, H., F. Arnaud, B. Belletti, M. Bertrand, S. Bizzi, P. Carbonneau, S. Dufour, F. Liébault, V. Ruiz-Villanueva et L. Slater, 2020, Remotely sensed rivers in the Anthropocene: state of the art and prospects, *Earth Surface Processes and Landforms*, 45, pp. 157-188.
- Piégay, H., Radakovitch, O., B. Morandi, A. Chateauminois et A. Clémens (Dir.), 2022, *L'Observatoire des Sédiments du Rhône. 12 années de recherche pour la connaissance et la gestion hydro-sédimentaire du fleuve. Bilans et perspectives scientifiques*, Rapport OSR, 72 p.
- Pissaloux, J., 2011, La démocratie participative dans le domaine environnemental, *Revue Française d'Administration Publique*, 1, 1-2, pp. 123-137.
- Pizzuto, J., 2002, Effects of dam removal on river form and process: Although many well-established concepts of fluvial geomorphology are relevant for evaluating the effects of dam removal, geomorphologists remain unable to forecast stream channel changes caused by the removal of specific dams, *BioScience*, 52, 8, pp. 683-691.

- Plottu, B. E. Plottu, 2009, Contraintes et vertues de l'évaluation participative, *Revue Française de Gestion*, 192, pp. 31-58.
- Poff, N. L., D. D. Hart, 2002, How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal, *BioScience*, 52, 8, pp. 659-668.
- Polvi, L. E., J. M. Sarneel, 2018, Ecosystem engineers in rivers: An introduction to how and where organisms create positive biogeomorphic feedbacks. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 5, 2, e1271.
- Poole, G. C., C. H. Berman, 2001, An ecological perspective on in-stream temperature: Natural heat dynamics and mechanisms of human-caused thermal degradation, *Environmental Management*, 27, pp. 787-802.
- Powers, S. M., J. P. Julian, M. W. Doyle et E. H. Stanley, 2013, Retention and transport of nutrients in a mature agricultural impoundment, *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 118, pp. 91-103.
- Pringle, C. M., 2003, Interacting effects of altered hydrology and contaminant transport: emerging ecological patterns of global concern, dans M. Holland, E. Blood, L. Shaffer (Dir.), *Achieving Sustainable Freshwater Systems: a Web of Connections*, Island Press, Washington D.C., USA, pp. 85-107.
- Prunier, J. G., V. Dubut, G. Loot, L. Tudesque et S. Blanchet, 2018, The relative contribution of river network structure and anthropogenic stressors to spatial patterns of genetic diversity in two freshwater fishes: A multiple-stressors approach, *Freshwater Biology*, 63, 1, pp. 6-21.
- Prunier J. G., G. Loot, C. Veyssière, N. Poulet et S. Blanchet, 2023, Novel operational index reveals rapid recovery of genetic connectivity in freshwater fish species after riverine restoration, *Conservation Letters*, 16, 2, e12939.
- Prunier, J. G., C. Poesy, V. Dubut, C. Veyssière, G. Loot, N. Poulet et S. Blanchet, 2020, Quantifying the individual impact of artificial barriers in freshwaters: A standardized and absolute genetic index of fragmentation, *Evolutionary Applications*, 13, pp. 2566-2581.
- Rahel, F. J., 2013, Intentional fragmentation as a management strategy in aquatic systems, *BioScience*, 63, 5, pp. 362-372.
- Raeymaekers, J. A., G. E. Maes, S. Geldof, I. Hontis, K. Nackaerts et F. A. Volckaert, 2008, Modeling genetic connectivity in sticklebacks as a guideline for river restoration, *Evolutionary Applications*, 1, 3, pp. 475-488.
- Raeymaekers, J. A., D. Raeymaekers, I. Koizumi, S. Geldof et F. A. Volckaert, 2009, Guidelines for restoring connectivity around water mills: a population genetic approach to the management of riverine fish, *Journal of Applied Ecology*, 46, 3, pp. 562-571.
- Ravot, C., M. Laslier, L. Hubert-Moy, S. Dufour, D. Le Coeur et I. Bernez, 2020, Large dam removal and early spontaneous riparian vegetation recruitment on alluvium in a former reservoir: Lessons learned from the pre-removal phase of the Sélune River project (France), *River Research and Applications*, 36, 6, pp. 894-906.
- Riley, W. D., P. I. Davison, D. L. Maxwell, R. C. Newman et M. J. Ives, 2015, A laboratory experiment to determine the dispersal response of Atlantic salmon (*Salmo salar*) fry to street light intensity, *Freshwater Biology*, 60, 5, pp. 1016-1028.
- Robbins P., 2012, Political ecology: A critical introduction, Wiley-Blackwell, Chichester, UK, 2e éd., 288 p.

- Robinson, C. T., U. Uehlinger et M. T. Monaghan, 2003, Effects of a multi-year experimental flood regime on macroinvertebrates downstream of a reservoir, *Aquatic Sciences*, 65, 3, pp. 210-222.
- Rolan-Meynard M., A. Vivier, Y. Reyjol, L. Boutet-Berry, J. Bouchard, P. Mangeot, L. Navarro, G. Melun, B. Moreira-Pellet, M. Bramard, M. Le Bihan, C. Magand, T. Leurent, T. Vigneron, M. Cagnant, X. Bourrain, A. Morel et K. Kreutzenberger, 2019, *Guide pour l'élaboration de suivis d'opérations de restauration hydromorphologique en cours d'eau*, Agence française pour la biodiversité, Collection Guides et protocoles, 189 p.
- Rollet, A. J., S. Dufour, R. Capanni et M. L. Provansal, 2023, Is removing weirs always effective at countering the sediment deficit? Case study in a Mediterranean context: the Gapeau River, *Géomorphologie: Relief, Processus, Environnement*, 28, 2, pp. 187-200.
- Roni, P., K. Hanson et T. Beechie, 2008, Global review of the physical and biological effectiveness of stream habitat rehabilitation techniques, *North American Journal of Fisheries Management*, 28, 3, pp. 856-890.
- Rood, S. B., G. M. Samuelson, J. H. Braatne, C. R. Gourley, F. M. Hughes et J. M. Mahoney, 2005, Managing river flows to restore floodplain forests, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3, pp. 193-201.
- Rose, F., 1976, Lichenological indicators of age and environmental continuity in woodlands, dans Brown, D.H et al. (dir), *Lichenology: Progress and Problems*, New York, pp. 279-307.
- Roy, S. G., E. Uchida, S. P. de Souza, B. Blachly, E. Fox, K. Gardner, A. J. Gold, J. Jansujwicz, S. Klein, B. McGreavy, W. Mo, S. M. C. Smith, E. Vogler, K. Wilson, J. Zydlewski et D. Hart, 2018, A multiscale approach to balance trade-offs among dam infrastructure, river restoration, and cost, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115, 47, pp. 12069-12074.
- Rozzi, R., S. T. A. Pickett, C. Palmer, J. J. Armesto et J. B. Callicott (Dir.), 2013, *Linking Ecology and Ethics for a Changing World: Values, Philosophy, and Action*, Springer Netherlands, Dordrecht, 377 p.
- Santucci Jr, V. J., S. R. Gephard et S. M. Pescitelli, 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, pp. 975-992.
- Schlosser, I. J., 1995, Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwater streams, *Hydrobiologia*, 303, 1, pp. 71-81.
- Seignemartin, G., B. Mourier, J. Riquier, T. Winiarski et H. Piégay, 2023, Dike fields as drivers and witnesses of twentieth-century hydrosedimentary changes in a highly engineered river (Rhône River, France), *Geomorphology*, 431, 108689.
- Syedhashemi, H., F. Moatar, J.-P. Vidal, J. S. Diamond, A. Beaufort, A. Chandesris et L. Valette, 2021, Thermal signatures identify the influence of dams and ponds on stream temperature at the regional scale, *Science of the Total Environment*, 766, 142667.
- Shankman, D., 1993, Channel migration and vegetation patterns in the southeastern coastal plain, *Conservation Biology*, 7, 1, pp. 176-183.
- Shuman, J. R., 1995, Environmental considerations for assessing dam removal alternatives for river restoration, *Regulated Rivers: Research & Management*, 11, pp. 249-261.
- Sieber, R., 2006, Public participation geographic information systems: A literature review and framework, *Annals of the association of American Geographers*, 96, 3, pp. 491-507.
- Silva, A. T., M. C. Lucas, T. Castro-Santos, C. Katopodis, L. J. Baumgartner, L. J., Thiem, K. Aarestrup, P. S. Pompeu, G. C. O'Brien, D. C. Braun, N. J. Burnett, D. Z. Zhu, H.-P. Fjeldstad, T.

- Forseth, N. Rajaratnam, J. G. Williams et S. J. Cooke, 2018, The future of fish passage science, engineering, and practice, *Fish and Fisheries*, 19, 2, pp. 340–362.
- Society for Ecological Restoration, 2004, The SER International Primer on Ecological Restoration, 14 p. [En ligne] URL : <https://www.ser.org/page/SERDocuments>
- Souchon Y., J.-R. Malavoi, 2012, *Le démantèlement des seuils en rivière, une mesure de restauration en vogue : état des lieux et des connaissances, aperçu international des bénéfices physiques et écologiques potentiels*, Rapport de synthèse, ONEMA, 92 p.
- Staentzel, C., F. Arnaud, I. Combroux, L. Schmitt, M. Trémolières, C. Grac, H. Piégay, A. Barillier, V. Chardon et J. N. Beisel, 2018, How do instream flow increase and gravel augmentation impact biological communities in large rivers: A case study on the Upper Rhine River, *River Research and Applications*, 34, 2, pp. 153-164.
- Staentzel, C., G. M. Kondolf, L. Schmitt, I. Combroux, A. Barillier et J. N. Beisel, 2020, Restoring fluvial forms and processes by gravel augmentation or bank erosion below dams: A systematic review of ecological responses, *Science of The Total Environment*, 706, 135743.
- Stanley, E. H., M. W. Doyle, 2003, Trading off: the ecological effects of dam removal, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1, 1, pp. 15-22.
- Stanley, E. H., S. G. Fisher et N. B. Grimm, 1997, Ecosystem expansion and contraction in streams, *BioScience*, 47, 7, pp. 427-435.
- Sundermann, A., S. Stoll et P. Haase, 2011, River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings, *Ecological Applications*, 21, 6, pp. 1962-1971.
- Terrier, B., S. Stroffek, S., 2016, *Guide technique du SDAGE. Délimiter l'espace de bon fonctionnement des cours d'eau*, Comité de bassin Rhône-Méditerranée et Corse, Guide technique du SDAGE, Lyon, 182 p.
- Tétard, S., E. Feunteun, E. Bultel, R. Gadais, M. L. Bégout, T. Trancart et E. Lasne, 2016, Poor oxic conditions in a large estuary reduce connectivity from marine to freshwater habitats of a diadromous fish, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 169, pp. 216-226.
- Thomas, O., M.-A. Germaine, 2018, De l'enjeu de conservation au projet de territoire: Le saumon atlantique au coeur des débats, *VertigO: la revue électronique en sciences de l'environnement*, 18, 2, [En ligne] URL : <http://journals.openedition.org/vertigo/22259>
- Thorel, M., H. Piégay, C. Barthelemy, B. Răpple, C. R. Gruel, P. Marmonier, T. Winiarski, J.-P. Bedell, F. Arnaud, G. Roux, J. C. Stella, G. Seignemartin, A. Tena-Pagan, V. Wawrzyniak, D. Roux-Michollet, B. Oursel, S. Fayolle, C. Bertrand et E. Franquet, 2018, Socio-environmental implications of process-based restoration strategies in large rivers: should we remove novel ecosystems along the Rhône (France)? *Regional Environmental Change*, 18, 7, pp. 2019-2031.
- Timpane-Padgham, B. L., T. Beechie et T. Klinger, 2017, A systematic review of ecological attributes that confer resilience to climate change in environmental restoration, *PLoS One*, 12, 3, e0173812. [En ligne] URL : <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0173812>
- Tockner, K., S. E. Bunn, C. Gordon, R. J. Naiman, G.P. Quinn et J. A. Stanford, 2008, Flood plains: Critically threatened ecosystems, dans N. V. C. Polunin (Dir.), *Aquatic Ecosystems : Trends and Global Prospects*, Cambridge University Press, pp. 46-52.
- Tockner, K., J. A. Stanford, 2002, Riverine flood plains: present state and future trends, *Environmental Conservation*, 29, 3, pp. 308-330.
- Torgersen, C. E., C. Le Pichon, A. H. Fullerton, S. J. Dugdale, J. J. Duda, F. Giovannini, F., E. Tales, J. Belliard, P. Branco, N. E. Bergeron, M. L. Roy, D. Tonolla, N. Lamouroux, H. Capra et Baxter, C. V.,

- 2022, Riverscape approaches in practice: Perspectives and applications, *Biological Reviews*, 97, 2, pp. 481-504.
- Trémolières, M., J. M. Sánchez-Pérez, A. Schnitzler et D. Schmitt, 1998, Impact of river management history on the community structure, species composition and nutrient status in the Rhine alluvial hardwood forest, *Plant Ecology*, 135, pp. 59-78.
- Turgeon, K., C. Turpin et I. Gregory-Eaves, 2019, Dams have varying impacts on fish communities across latitudes: A quantitative synthesis, *Ecology Letters*, 22, 9, pp. 1501-1516.
- Van De Bund, W., T. Bartkova, K. Belka, M. Bussettini, B. Calleja, T. Christiansen, A. Goltara, G. Magdaleno, H. Mühlmann, G. Ofenböck, P. Parasiewicz, C. Peruzzi, K. Schmitt, A. Schultze, W. Reckendorfer et V. Bastino, 2024, *Criteria for identifying free-flowing river stretches for the EU Biodiversity Strategy for 2030*, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 57 p., JRC137919.
- Van Looy, K., C. Cavillon, T. Tormos, J. Piffady, P. Landry et Y. Souchon, 2013, A scale-sensitive connectivity analysis to identify ecological networks and conservation value in river networks, *Landscape Ecology*, 28, pp. 1239-1249.
- Van Looy, K., T. Tormos et Y. Souchon, 2014, Disentangling dam impacts in river networks, *Ecological Indicators*, 37, pp. 10-20.
- Vauclin, S., B. Mourier, A. M. Dendievel, N. Noclin, H. Piégay, P. Marchand, A. Vénisseau, A. de Vismes, I. Lefèvre et T. Winiarski, 2021, Depositional environments and historical contamination as a framework to reconstruct fluvial sedimentary evolution, *Science of the Total Environment*, 764, 142900.
- Vaudor, L., N. Lamouroux, J. M. Olivier et M. Forcellini, 2015, How sampling influences the statistical power to detect changes in abundance: an application to river restoration, *Freshwater Biology*, 60, 6, pp. 1192-1207.
- Walter, R. C., D. J. Merritts, 2008, Natural streams and the legacy of water-powered mills, *Science*, 319, 5861, pp. 299-304.
- Ward, J. V., 1989, The four-dimensional nature of the lotic ecosystem, *Journal of the North American Benthological Society*, 8, 1, pp. 2-8.
- Weiss, M., H. Weigand et F. Leese, 2022, Individual small in-stream barriers contribute little to strong local population genetic structure five strictly aquatic macroinvertebrate taxa, *Ecology and Evolution*, 12, 4, e8807.
- Weyl, O. L., H. Lewis, 2006, First record of predation by the alien invasive freshwater fish *Micropterus salmoides* L.(Centrarchidae) on migrating estuarine fishes in South Africa, *African Zoology*, 41, 2, pp. 294-296.
- Williams, G. P., M. G. Wolman, 1984, *Downstream effects of dams on alluvial rivers (Geological survey professional paper 1286)*, US Government Printing Office, 781, 83 p.
- Woolsey, S., F. Capelli, T. O. M. Gonser, E. Hoehn, M. Hostmann, B. Junker, B., A. Paetzold, C. Roulier, S. Schweizer, S. D. Tiegs, K. Tockner, C. Weber et A. Peter, 2007, A strategy to assess river restoration success, *Freshwater Biology*, 52, 4, pp. 752-769.
- World Commission on Dams, 2000, *Dams and development: a new framework for decision-making*, Earthscan, Londres, 356 p.
- Zarfl, C., A. E. Lumsdon, J. Berlekamp, L. Tydecks et K. Tockner, 2015, A global boom in hydropower dam construction, *Aquatic Sciences*, 77, pp. 161-170.

NOTES

1. Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.
 2. La DCE a été transposée dans le droit français par la loi n° 2004-338 du 21 avril 2004, reprise par la Loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA).
 3. Loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement.
 4. Loi n° 2000-627 du 6 juillet 2000 modifiant la loi n° 84-610 du 16 juillet 1984 relative à l'organisation et à la promotion des activités physiques et sportives.
 5. Plans Climat Air-Énergie Territoriaux et Plan Climat 2017, nés de la Loi n° 2015-992 du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte et la Loi n° 2021-1104 du 22 août 2021 portant lutte contre le dérèglement climatique et renforcement de la résilience face à ses effets.
 6. Loi n° 2016-925 du 7 juillet 2016 relative à la Liberté de Création, à l'Architecture et au Patrimoine ; Note technique du 30 avril 2019 relative à la mise en œuvre du plan d'action pour une politique apaisée de restauration de la continuité écologique des cours d'eau ; Directive 92/43/CEE du Conseil concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages.
 7. Directive 2007/60/CE du Parlement Européen et du Conseil du 23 octobre 2007 relative à l'évaluation et à la gestion des risques d'inondation.
 8. Auparavant Office national de l'eau et des milieux aquatiques, puis Agence française pour la biodiversité.
 9. Pour plus d'information, consulter le site internet du Réseau des Zones Ateliers - CNRS [En ligne] URL : <https://www.za-inee.org/>
-

RÉSUMÉS

Cet article de synthèse, fruit du travail d'un collectif interdisciplinaire de chercheuses et chercheurs du Réseau des Zones Ateliers françaises (CNRS), porte sur la mise en œuvre des projets de restauration de la continuité écologique des cours d'eau. Les projets de restauration se trouvent au cœur d'une importante controverse dans l'espace public français depuis plusieurs années. En particulier, certains acteurs questionnent la pertinence de la politique publique visant à effacer les ouvrages qui contribuent à l'interruption de la continuité des cours d'eau. Dans cet article, nous faisons d'abord une synthèse des effets connus de l'interruption de la continuité dans ses dimensions longitudinale, latérale et verticale vis-à-vis des enjeux biophysiques et socio-économiques. Eu égard à la complexité des processus concernés, de la variabilité des contextes territoriaux possibles et des incertitudes associées à la restauration des hydrosystèmes, notre analyse révèle la nécessité d'inscrire les projets de restauration dans un projet plus large autour de la gestion des ressources aquatiques mené à l'échelle d'un territoire et reposant sur un processus décisionnel participatif. La décision de restaurer ou de ne pas restaurer la continuité ne peut s'en remettre exclusivement à la science et à l'expertise technique. Forts de ce constat, nous proposons ici une démarche stratégique pour adresser les défis qui entourent la restauration de la continuité. Cette démarche intègre dix points de vigilance à prendre en

compte pour la mise en œuvre de projets de restauration à la fois soutenus par les différents acteurs et efficaces par rapport aux objectifs définis.

The result of work of an interdisciplinary group of researchers of the French Workshop Zone Network (Réseau des Zones Ateliers, CNRS), this article focuses on the implementation of restoration projects aiming to restore ecological connectivity of rivers. These projects are at the center of an important controversy taking place in the French public space since several years. Thus certain actors put into question the pertinence of the public policy aiming at removal of hydraulic structures contributing to connectivity interruption. Here, we first synthesize the currently known effects of the connectivity interruption in its longitudinal, lateral and vertical dimensions on a row of biophysical and socio-economic processes. Spotlighting the complexity of processes linked to river connectivity, the variability of territorial contexts and the associated uncertainties, our analysis reveals the necessity of inscribing restoration projects within a larger project of water resource management conducted at the scale of a territory and rooted in a participatory decision process. The decision to restore or not restore connectivity cannot be based exclusively on science and technical expertise. With this in mind, we propose an action strategy to address challenges related to river connectivity restoration. We identify ten critical points to take into account for implementing restoration projects that would be both supported by different stakeholders, and efficient in regard to their defined objectives.

INDEX

Keywords : fluvial hydrosystem, socio-ecosystem, ecological connectivity, restoration, uncertainty, conflicts of use, critical points, co-construction, territorial project, interdisciplinarity, transdisciplinarity

Mots-clés : hydrosystème fluvial, socio-écosystème, continuité écologique, restauration, incertitudes, conflits d'usage, points de vigilance, co-construction, projet de territoire, interdisciplinarité, transdisciplinarité

AUTEURS

MARIA ALP

Ingénieure de recherche en écologie des cours d'eau, UR RiverLy, INRAE, France, adresse courriel : maria.alp@inrae.fr

FANNY ARNAUD

Ingénieure de recherche CNRS en géographie, Laboratoire Environnement Ville Société, UMR 5600, ENS de Lyon, France, adresse courriel : fanny.arnaud@ens-lyon.fr

CAROLE BARTHÉLÉMY

Maîtresse de conférences en sociologie, Laboratoire Population Environnement Développement, UMR 151, Aix-Marseille Université, IRD, France, adresse courriel : carole.barthelemy@univ-amu.fr

IVAN BERNEZ

Ingénieur de recherche en écologie de la restauration, UMR DECOD, Institut Agro, Rennes, France, adresse courriel : ivan.bernez@agrocampus-ouest.fr

ANNE CLEMENS

Directrice de la ZABR, GRAIE, France, adresse courriel : anne.clemens@zabr.org

MARYLISE COTTET

Chercheuse CNRS en géographie sociale, CNRS, Laboratoire Environnement Ville Société, UMR 5600, ENS de Lyon, France, adresse courriel : marylise.cottet@ens-lyon.fr

SIMON DUFOUR

Maître de conférences en géographie, Université Rennes 2, UMR 6554 LETG, France, adresse courriel : simon.dufour@univ-rennes2.fr

MARIE-ANNE GERMAINE

Maîtresse de conférences en géographie, Université Paris Nanterre, UMR LAVUE 7218, CNRS, France, adresse courriel : marie-anne.germaine@parisnanterre.fr

CHRISTELLE GRAMAGLIA

Chercheur en sociologie, UMR G-EAU, INRAE, France, adresse courriel : christelle.gramaglia@inrae.fr

STÉPHANE GRIVEL

Enseignant-chercheur en géographie, AgroParisTech, France, adresse courriel : stephane.grivel@agroparistech.fr

CÉLINE LE PICHON

Ingénieure de recherche en hydroécologie, UR HYCAR, INRAE, Université Paris-Saclay, France, adresse courriel : celine.lepichon@inrae.fr

LAURENT LESPEZ

Professeur des universités en géographie, Université de Paris-Est Créteil, Laboratoire de Géographie Physique CNRS UMR 8591, France, adresse courriel : laurent.lespez@lgp.cnrs.fr

MARIE LUSSON

Sociologue, UMR G-EAU, INRAE Montpellier, France, adresse courriel : lusson.marie@gmail.com

OLDRICH NAVRATIL

Maître de conférences en géographie, UMR 5600 Environnement Ville Société, Université Lyon 2, CNRS, France, oldrich.navratil@univ-lyon2.fr

HERVÉ PIÉGAY

Directeur de recherche CNRS en géographie, Laboratoire Environnement Ville Société, UMR 5600, ENS de Lyon, France, adresse courriel : herve.piegay@ens-lyon.fr

JÉRÔME G. PRUNIER

Chercheur en génétique du paysage, CNRS, Station d'Ecologie Théorique et Expérimentale, UMR 5321, France, adresse courriel : jerome.prunier@gmail.com

ANNE-JULIA ROLLET

Maîtresse de conférences en géographie, Université Rennes 2, UMR 6554 LETG, France, adresse courriel : anne-julia.rollet@univ-rennes2.fr

EVELYNE TALES

Ingénieure de recherche en hydroécologie, UR HYCAR, INRAE, Université Paris-Saclay, France, adresse courriel : evelyne.tales@inrae.fr

NICOLAS LAMOUROUX

Directeur de recherche en écohydrologie, UR RiverLy, INRAE, France, adresse courriel : nicolas.lamoureux@inrae.fr