



ACCOMPAGNER LA POLITIQUE DE RESTAURATION PHYSIQUE DES COURS D'EAU

ÉLÉMENTS DE CONNAISSANCE

Hydromorphologie

BASSIN RHÔNE-MÉDITERRANÉE

Octobre 2016

REMERCIEMENTS

L'agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse tient à remercier vivement les nombreuses personnes qui ont contribué directement ou indirectement à ce rapport.

Rédaction :

Aude Dany

Suivi du projet :

Benoît Terrier et Stéphane Stroffek

Contributeurs, relecteurs :

Le conseil scientifique du comité de bassin Rhône-Méditerranée a appuyé le travail d'élaboration de ce document par de nombreux conseils et avis qui ont permis d'en améliorer le contenu. Un groupe de travail dédié constitué au sein du conseil scientifique s'est en outre plus particulièrement attaché à suivre l'avancement de la rédaction, apporter des contributions et valider le contenu scientifique du document.

Membres du groupe de travail (par ordre alphabétique) :

Claude Amoros, Chantal Aspe, Agnès Barillier, Bernard Barraqué, Benoît Camenen, Bernard Chastan, Jeanne Garric, Anne Honegger, Christian Lévêque, Hervé Piégay, Yves Souchon, Tatiana Vallaeys

Ce travail a aussi fait l'objet de relectures et contributions de la part des services de l'agence de l'eau et de la DREAL de bassin (DREAL Auvergne-Rhône-Alpes).

Citation du document :

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 pages.

AVANT-PROPOS...

La restauration physique des cours d'eau est inscrite à l'agenda des politiques publiques internationales depuis une vingtaine d'années. Elle fait logiquement suite à des décennies d'actions dédiées à la réduction et au traitement des flux de pollution ponctuelle. Mais de quelles restaurations est-il question, de quelles mesures et à quelles échelles ? Seront-elles suffisantes pour atteindre les objectifs ambitieux de bon état écologique définis par la Directive Cadre Européenne sur l'eau ? Plus largement, quels nouveaux regards devons-nous porter sur l'eau et la biodiversité aquatique, patrimoines communs de la nation, sur leur vulnérabilité au changement climatique annoncé avec des extrêmes plus sévères et plus fréquents, et sur les services qu'ils rendent et rendront aux sociétés ?

Quel est finalement le juste milieu, au sens d'Aristote, de la restauration physique des cours d'eau ?

Il n'y a pas de consensus qui s'impose, c'est pourquoi la présente initiative d'éclairer le débat par un bilan actualisé des connaissances reposant sur une analyse systématique de la littérature internationale ne peut être qu'utile. Ce texte arrive à point nommé, pour nourrir les différentes dynamiques à l'œuvre : 2ème cycle des SDAGE, lois de décentralisation et GEMAPI, loi biodiversité.

L'agence de l'eau RMC, qui en est le promoteur et l'opérateur, a mobilisé le conseil scientifique du comité de bassin pour l'accompagner dans cette entreprise pédagogique. Les débats y ont été riches et passionnés, grâce à l'éventail des disciplines représentées, à la diversité des parcours professionnels et à la présence de différentes générations.

Le parti pris éditorial est de tenter de montrer que les relations hommes-nature et hommes-techniques évoluent dans le temps, que les diagnostics morphologiques, hydrologiques et écologiques doivent être affinés et clairement posés pour être partagés, que société et environnement présentent des interactions complexes et dynamiques, et qui diffèrent en fonction des contextes géographiques. Enfin, que les retours d'expérience, qu'ils soient internationaux et plus encore régionaux fournissent déjà de nombreux enseignements, ne serait-ce que l'apprentissage du temps long pour obtenir des résultats post mesures.

Le lecteur ne trouvera pas de recettes dans cette synthèse, ce n'était ni souhaité, ni souhaitable, mais un ensemble d'éléments de compréhension du fonctionnement physique et biologique des cours d'eau ainsi que des dynamiques humaines, pour éclairer son jugement et être en mesure d'apprécier le bien-fondé des actions de restauration, là où des diagnostics pertinents auront été produits.

Le chemin du progrès, soit la transition de la maîtrise du petit cycle à celle du grand cycle de l'eau, s'étagera sur plusieurs programmes de gestion. Cela nécessitera l'acquisition progressive d'un nouveau corps de doctrines avec des acteurs formés à la complexité, sachant dialoguer et mobiliser un ensemble de savoirs.

La construction d'un retour d'expérience de qualité est une des conditions de ce progrès : il sera nécessaire de documenter les trajectoires des systèmes après restauration par des suivis longs et solidement construits, coordonnés et financés dans la durée. La réflexion doit être continue sur l'efficacité des décisions, leur possible amélioration et sur de nouvelles solutions alternatives qui relèvent de la gestion adaptative.

LISTE DES PRINCIPALES ABREVIATIONS

DCE : directive cadre sur l'eau adoptée le 23 octobre 2000

GEMAPI : gestion des milieux aquatiques et prévention des inondations

LEMA : loi sur l'eau et les milieux aquatiques du 30 décembre 2006

OF : orientation fondamentale du SDAGE

PDM : programme de mesures

PGRI : plan de gestion des risques d'inondation

RMC : Rhône Méditerranée Corse

SDAGE : schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux

NB :

↪ Ici sont présentées les principales abréviations qui reviennent souvent dans le document. Les abréviations plus spécifiques sont expliquées au fil du document en note de bas de page.

↪ Les termes techniques sont également expliqués dans des notes de bas de page.

TABLE DES MATIERES SYNTHETIQUE

INTRODUCTION	1
CLEF DE LECTURE	3
1 Évolutions de la gestion des cours d'eau : adaptation des politiques au regard des connaissances et des évolutions sociétales	6
1.1 Introduction	6
1.2 Les rivières sont depuis longtemps des axes de développement économique et social.....	6
1.3 Les nouvelles préoccupations et connaissances dans les sciences environnementales sont à l'origine de nouveaux concepts de gestion	9
1.4 Éléments clefs du chapitre 1.....	26
2 Éléments de connaissance clefs sur le fonctionnement physique, les fonctions et les altérations des cours d'eau	28
2.1 Introduction	28
2.2 Quelques éléments clefs sur le fonctionnement des rivières	28
2.3 Liens entre la structure et les processus des cours d'eau et leurs fonctions	77
2.4 Description des effets des aménagements exerçant des pressions sur les cours d'eau	106
2.5 Éléments clefs du chapitre 2.....	148
3 La restauration physique des rivières : enseignements et préconisations.....	151
3.1 Introduction	151
3.2 Qu'entend-on par restauration et quelles en sont les attentes ?	151
3.3 Mesures de restauration par élément hydromorphologique visé et effets attendus	162
3.4 Mesures de restauration pertinentes en fonction du type de cours d'eau	187
3.5 Exemples illustrant les multiples avantages de la restauration physique	193
3.6 Enseignements et préconisations pour la conduite de projets du point de vue des sciences sociales	239
3.7 Facteurs de réussite et Recommandations générales	254
3.8 Éléments clefs du chapitre 3.....	263
BIBLIOGRAPHIE	265
LISTE DES FIGURES	289
LISTE DES TABLEAUX	296
TABLE DES MATIERES DETAILLEE	298

INTRODUCTION

CADRE DU RAPPORT

Ce rapport s'inscrit dans un travail de **valorisation des savoirs scientifiques** et des **retours d'expériences**. Il a pour objectif de **faciliter la mise en œuvre** du schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) 2016-2021 du bassin Rhône-Méditerranée et de son programme de mesures (PDM) dans le contexte d'application de la directive cadre sur l'eau (DCE), dont un des axes de travail concerne la restauration physique des rivières. Il vise aussi à moyen terme à **venir en appui à la prise de compétence** des collectivités en matière de gestion des milieux aquatiques et de prévention des inondations (**GEMAPI**), dont certains objectifs sont communs avec le SDAGE et le PDM.

Le **SDAGE Rhône-Méditerranée 2016-2021** comprend une orientation fondamentale concernant la préservation et la restauration du fonctionnement des cours d'eau (OF6), mais aussi d'autres orientations qui peuvent avoir un lien étroit avec celle-ci, comme la sécurité des populations exposées aux inondations (OF8), l'adaptation aux effets du changement climatique (OF0), la lutte contre l'eutrophisation des milieux aquatiques (OF5B) ... Le **programme de mesures 2016-2021**, quant à lui, identifie pour chaque sous bassin, à partir d'une analyse masse d'eau par masse d'eau, les mesures à mettre en œuvre pour restaurer le bon état écologique.

Il est apparu important pour le comité de bassin de réaliser **un travail complémentaire** : tout d'abord, établir une synthèse des connaissances qui mette en évidence les **avantages multiples** liés au bon fonctionnement des rivières et **préciser les effets** qui peuvent être attendus des actions de restauration en fonction des contextes propres au bassin Rhône-Méditerranée (caractéristiques fonctionnelles des cours d'eau, de l'échelle locale à l'échelle du bassin versant); et ensuite, rédiger **un argumentaire et des recommandations** basés sur le recueil de connaissances établi au préalable.

Le présent rapport constitue la **première étape du travail**. Il rassemble les **connaissances et les éclairages de la science** utiles à la formulation d'un argumentaire et des recommandations. L'objectif est de montrer **les raisons qui motivent la restauration physique** des cours d'eau. Le rapport décrit, par exemple, **uniquement les pressions qui compromettent** les fonctions écologiques importantes pour la société, et qui peuvent être visées par des mesures de restauration physique. De même, le rapport **expose les effets positifs que l'on peut attendre** des actions de restauration, tout en rappelant quelques enjeux particuliers à prendre en compte lors de la conception du projet (effets négatifs transitoires liés aux travaux, à anticiper afin de les réduire, voire de les supprimer; analyse des enjeux d'usages et de représentations des milieux permettant de bien dimensionner le projet au regard du contexte socio-économique...). **Il ne s'agit pas d'un inventaire exhaustif des avantages contre des inconvénients** de la restauration, **mais d'un rapport qui montre l'intérêt à agir** pour faire face à des pertes de fonctions, des risques d'inondations, des enjeux de biodiversité et de changement climatique... Ce rapport a une visée argumentaire à large échelle, et bien sûr, **il ne remplace pas un diagnostic contextualisé** mettant en balance tous les enjeux à l'échelle d'un projet (diagnostics des pertes de fonctions, analyse des enjeux socio-économiques, analyses coût-bénéfices...).

Ce rapport vise aussi à illustrer quelques **objectifs particuliers** de la restauration physique :

- Montrer l'intérêt de restaurer les têtes de bassin et les petits cours d'eau ;
- Favoriser la résilience face au changement climatique ;
- Contribuer à la réduction de l'aléa hydrologique à l'origine des inondations dommageables.

NB : les éléments de la présente synthèse bibliographique ne présument pas directement des choix de stratégie qui seront retenus lors de la deuxième étape du travail, même s'ils devraient en principe en soutenir les grands principes. Il incombera donc aux acteurs publics qui travailleront à la deuxième phase de s'en saisir et de proposer des pistes de travail pour encourager et aider à la mise en œuvre d'actions de restauration physique.

ENJEUX

La politique globale de gestion des rivières doit faire face aujourd'hui à de **nombreux défis**, parfois contradictoires en apparence. L'atteinte du bon état des eaux fixé par la DCE peut sembler antagoniste avec la lutte contre les risques inondations fixés par la directive inondation ou face aux besoins en eau pour les différentes activités présentes sur les territoires. **L'hydromorphologie** apparaît aujourd'hui comme un **clef** pour répondre à ces enjeux. En effet, les hommes ont profondément modifié les cours d'eau. Les aménagements ont entraîné des réajustements et des impacts importants qui sont difficiles à contenir en l'état : incisions des lits, augmentation des risques d'inondation des populations proches des rivières, réduction de la biodiversité... Ainsi, la compréhension des processus hydromorphologiques est essentielle pour **proposer des solutions modernes** de gestion des rivières et conduire des opérations de restauration efficaces là où elles sont nécessaires.

Le **SDAGE** et le **programme de mesures 2016-2021** du bassin Rhône-Méditerranée mettent en avant l'intérêt de la restauration des cours d'eau pour atteindre les objectifs de bon état des eaux, à travers des actions sur l'hydromorphologie. La stratégie du plan de gestion des risques d'inondation (**PGRI**) du bassin Rhône-Méditerranée préconise une gestion des inondations qui tienne compte du fonctionnement naturel des cours d'eau et de trouver des synergies d'action entre gestion du risque et restauration des milieux.

Pourquoi restaurer les cours d'eau ? Pourquoi l'hydromorphologie est-il un levier intéressant ? Que doit-on attendre de ces travaux ? Que doit-on prendre en compte pour proposer une stratégie de restauration différenciée en fonction des contextes spécifiques à chaque rivière ? Ce sont les questions auxquelles ce rapport apporte des réponses.

TRAME DU RAPPORT

Ce rapport a été construit selon une **approche descriptive du fonctionnement des rivières** (contexte, fonctionnement, fonctions, altérations, leviers d'actions de restauration). Il s'articule **en trois grands chapitres** :

(1) Le premier chapitre introduit l'évolution du **rapport des hommes aux rivières** à travers le récit de l'évolution des aménagements et usages des cours d'eau au cours de l'histoire, **de l'évolution des connaissances scientifiques et nouvelles préoccupations sociales** à l'origine des évolutions de la gestion des rivières jusqu'à aujourd'hui. Il s'agit d'une mise en perspective pour mieux comprendre les aspects actuels de la gestion des rivières.

(2) Le deuxième chapitre concerne les éléments de connaissances sur le **fonctionnement** global des rivières, les **fonctions et services rendus** par les différentes composantes des rivières, et la description des **effets des aménagements** visés par la politique de restauration. Il s'agit des connaissances qui soutiennent le besoin de restauration physique.

(3) Le troisième chapitre concerne la **restauration des rivières**. Ce volet aborde successivement les objectifs que l'on peut se donner en matière de restauration (multi-bénéfices), les principes de restauration et effets attendus par élément hydromorphologique visé (ripisylve, hydrologie, formes...), les mesures de restauration pertinentes en fonction du type de cours d'eau, des exemples de travaux ayant démontré des bénéfices, les enseignements et préconisations en matière de conduite de projets et enfin une synthèse des facteurs de réussite et quelques recommandations.

❶ Pour rentrer dans le rapport selon une **approche thématique** (inondation, changement climatique, aspects socio-économiques...), le lecteur est renvoyé à la clef de lecture située après la présente introduction.

DONNEES UTILISEES

Ce travail a été réalisé principalement à partir de **publications scientifiques** (articles de revues à comité de lecture, articles de colloques, livres, thèses...) disponibles. Toutefois, de nombreuses études de la **littérature grise** (rapports techniques publics ou privés...) ont aussi été utilisées afin de faciliter l'appropriation des connaissances multithématiques propres au sujet traité.

Les **exemples utilisés** pour illustrer ce rapport ne se limitent pas à la France, ni au strict bassin Rhône-Méditerranée, car il s'agit de dresser un bilan des **connaissances actuelles partagées** au sein de la **communauté scientifique internationale**. Lorsque des exemples sont disponibles sur le bassin Rhône-Méditerranée, la priorité leur a été donnée pour rendre la lecture du rapport plus proche de la réalité des territoires de l'Agence de l'eau.

CLEF DE LECTURE

↳ Pour comprendre l'approche du document...les questionnements par chapitre

Le document est bâti selon une **approche fonctionnelle** dont le but est de faire le lien entre le fonctionnement hydromorphologique des rivières, leurs fonctions, leurs altérations et les leviers pour les restaurer (arguments socio-économiques, recommandations techniques et recommandations pour la conduite de projet).

<p>Chapitre 1 Évolutions de la gestion des cours d'eau : adaptation des politiques au regard des connaissances et des évolutions sociétales</p>	<p>Historique pour mettre en perspective la politique actuelle de gestion des cours d'eaux et comprendre les évolutions récentes :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Pour quelles raisons ont été aménagées les cours d'eau et dans quel cadre de pensée ? - Quel est le cadre d'évolution de la gestion des cours d'eau ? (évolution des connaissances scientifiques, des concepts et des réglementations : qu'est-ce que l'hydromorphologie, la gestion intégrée, les services écosystémiques, la gestion adaptative... ? Quelle est l'articulation avec les enjeux de la GEMAPI?)
<p>Chapitre 2 Éléments de connaissances clefs sur le fonctionnement physique, les fonctions et les altérations des cours d'eau</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Quel est l'objet restauré ? Comment fonctionne-t-il naturellement, de l'amont à l'aval ? (comment fonctionne la dynamique des rivières (eau, sédiments), lien avec les nappes souterraines, quelle est l'influence des facteurs naturels comme le climat et la végétation, quel est la conséquence de ce fonctionnement sur la diversité des types morphologiques de cours d'eau d'amont en aval ?) - Quel sont les fonctions relatives à la structures et aux processus naturels des rivières ? (rôle de la morphologie, des sédiments, de la ripisylve et des connexions latérales sur les crues, les étiages, la biodiversité, la qualité et la température de l'eau) - Quelles sont les connaissances sur les effets des aménagements anthropiques ? (description par grand type d'aménagement, des têtes de bassins aux grands cours d'eau)
<p>Chapitre 3 La restauration physique des rivières : enseignements et préconisations</p>	<p>Quels sont les multiples avantages de la restauration et les recommandations techniques par type de cours d'eau et par élément de fonctionnement hydromorphologique ? :</p> <p>Qu'entend-on par restauration ? Quels objectifs peut-on se donner (multiples avantages) ? Quels sont les principes de restauration et leurs effets attendus par élément hydromorphologique visé (ripisylve, hydrologie, formes...) ? Peut-on distinguer des principes de restauration par type de cours d'eau, de l'amont à l'aval ? Quels sont les retours d'expériences qui ont montré des avantages multiples démontrés ? Que nous apportent les sciences sociales sur la conduite de projet dans un contexte multi-usage ? Quels sont les facteurs de réussite et les recommandations générales ?</p>

Les références bibliographiques utilisées sont référencées par ordre alphabétique à la fin du document.

🔗 Pour un parcours rapide du document...

Pour faciliter l'appropriation rapide du document, il a été ajouté différents types d'encadrés qui synthétisent l'information, mettent en évidence des points clefs, font le lien entre connaissance et pratique, ou proposent des liens vers des documents complémentaires.



Par ailleurs, une synthèse globale à la fin de chaque grand chapitre est proposée sous forme d'un encadré bilan.

Les éléments clefs du chapitre 1.....	page 26
Les éléments clefs du chapitre 2.....	page 148
Les éléments clefs du chapitre 3.....	page 263

🔗 Pour une entrée thématique...

Le rapport étant construit selon une **approche fonctionnelle**, une clef de lecture est proposée aux lecteurs qui souhaiteraient trouver des informations selon une **approche par thématique spécifique**.

Le tableau ci-après aide à repérer les éléments par thématique.

Enjeux liés au risque inondation	<ul style="list-style-type: none"> - Articulation avec la GEMAPI (page 23), - Fonctionnement hydrologique (page 29), rôle des crues sur la morphologie (page 48) et sur le transport solide et les risques sédimentaires (laves torrentielles) (page 58), - Rôle de la morphologie (page 77), de la ripisylve (page 81), des connexions latérales (page 84) sur les crues, - Effets des aménagements anthropiques sur les crues (voir les chapitres « effets sur l'hydrologie » au début de chaque chapitre relatif à un type d'aménagement (par exemple voir page 121 pour l'effet de la chenalisation sur les crues)), - Effets attendus sur le risque inondation des actions de restauration : voir la ligne « Effets sur les risques d'inondation » dans les tableaux des effets attendus des actions de restauration. Par exemple voir la page 180 pour voir l'effet sur les crues des mesures de restauration de la morphologie, - Retours d'expérience d'opérations de restauration avec des bénéfices sur le risque inondation (voir la colonne « risque inondation » du tableau récapitulatif à la page 195).
Enjeux liés au changement climatique (enjeux à l'étiage : quantité d'eau, température)	<ul style="list-style-type: none"> - Fonctionnement hydrologique et lien avec les nappes souterraines (pages 29) - Rôle sur les faibles débits de la morphologie et du substrat (page 77), de la ripisylve (page 81) et des connexions latérales (page 84), - Rôle de la morphologie et du substrat sur la température de l'eau (page 99), rôle de la ripisylve sur la température de l'eau (page 102), - Effets des aménagements anthropiques sur les étiages (voir les chapitres « effets sur l'hydrologie » au début de chaque chapitre relatif à un type d'aménagement (par exemple voir page 121 pour l'effet de la chenalisation sur les étiages)), - Voir le chapitre sur les mesures qui visent à restaurer les débits des rivières (page 164), - Effets attendus des actions de restauration qui sont intéressants pour faire face au changement climatique : voir la ligne « Effets vis-à-vis du changement climatique » dans les

	<p>tableaux des effets attendus des actions de restauration. Par exemple voir la page 180 pour voir l'effet sur la résilience face au changement climatique des mesures de restauration de la morphologie,</p> <ul style="list-style-type: none"> - Retours d'expérience d'opérations de restauration ayant des effets favorables dans le cadre de l'adaptation au changement climatique (se référer à la colonne « étiage » et « Effet physico-chimiques » du tableau récapitulatif page 195).
Enjeux liés à la biodiversité	<ul style="list-style-type: none"> - Évolutions des connaissances sur les impacts sur les espèces aquatiques (pages 10 et 11) - Les zonations écologiques et concept d'hydrosystème fluvial (page 74 et 75), - Rôle sur la vie aquatique de la morphologie et du substrat (page 92), de la ripisylve (page 95) et des connexions latérales (page 96), - Services et valeurs de la biodiversité (page 98), - Effet de la chenalisation sur la biodiversité (page 124), effets écologiques des ouvrages transversaux (page 136) et effets des éclusées (page 139), effets des prélèvements (page 142), effet des extractions (page 144), - Objectifs à rechercher en matière de biodiversité (page 161), - Effets écologiques attendus des actions de restauration : voir la ligne « Effets sur le plan écologique » dans les tableaux des effets attendus des actions de restauration. Par exemple voir la page 180 pour voir l'effet des mesures de restauration de la morphologie, - Retours d'expérience d'opérations de restauration avec des effets mesurés concernant la biodiversité (se référer à la colonne « Effet écologique » du tableau récapitulatif page 195).
Enjeux liés à la qualité de l'eau	<ul style="list-style-type: none"> - Évolutions des connaissances relatives aux problématiques de qualité de l'eau (pages 9) - Rôle sur la qualité de l'eau de la morphologie et du substrat (page 99), de la ripisylve (page 102) et des connexions latérales (page 105), - Effet de l'occupation du sol (page 109, 114, 119), de la chenalisation (page 125), des ouvrages transversaux (page 132), - Effets attendus des actions de restauration sur la qualité de l'eau : voir la ligne « Effets sur le plan écologique » dans les tableaux des effets attendus des actions de restauration. Par exemple voir la page 180 pour voir l'effet des mesures de restauration de la morphologie, - Retours d'expérience d'opérations de restauration avec des effets mesurés concernant la qualité de l'eau (se référer à la colonne « Effet physico-chimiques » du tableau récapitulatif page 195).
Enjeux de territoire (socio-économie, hors risque inondation)	<ul style="list-style-type: none"> - Enjeux liés aux évolutions de la gestion de l'eau (pages 25), - Quels pourraient être les bénéfices recherchés pour la société ? (page 157), - Effets attendus des actions de restauration sur le plan socio-économique : voir la ligne « effets sur le plan socio-économique » dans les tableaux des effets attendus des actions de restauration. Par exemple voir la page 180 pour voir l'effet de la restauration de la morphologie, - Retours d'expérience d'opérations de restauration avec des effets mesurés sur le plan socio-économique (se référer à la colonne « cadre de vie, loisirs » et « effets économiques » du tableau page 195). - enjeux politiques, de gouvernance de projet (page 239)
Enjeux des têtes de bassins versants	<ul style="list-style-type: none"> - dans le chapitre sur le fonctionnement des cours d'eau (page 28), il a été fait autant que possible des distinctions entre le fonctionnement à l'amont et à l'aval, ce qui permet de repérer les spécificités des têtes de bassins versants au niveau hydrologique, sédimentaire, morphologique, - Rôle des petites zones humides de tête de bassin versant (tourbières et autres) sur l'hydrologie (page 84) - Comme les têtes de bassins versants sont très sensibles aux changements d'occupation du sol, voir en particulier (mais pas exclusivement !) les effets décrits à partir de la page 106, - Voir les mesures de restauration pertinentes en fonction du type de cours d'eau (page 185), - Voir les retours d'expérience aux pages : 200, 205, 206, 207, 212, 215, 221, 226.

1 ÉVOLUTIONS DE LA GESTION DES COURS D'EAU : ADAPTATION DES POLITIQUES AU REGARD DES CONNAISSANCES ET DES ÉVOLUTIONS SOCIÉTALES

1.1 INTRODUCTION

Les rivières ont depuis longtemps été aménagées par l'homme pour ses besoins, et constituent des axes de développement économique et social. Elles sont aussi l'objet d'attachements pour leurs paysages par exemple, mais aussi de craintes du fait des risques inondations. Récemment, les nouvelles connaissances dans les sciences environnementales ont mis en évidence les divers impacts des aménagements, associés à des pertes de fonctions essentielles et leurs conséquences sur la société. L'objectif de ce chapitre est d'introduire l'évolution du rapport des hommes aux rivières à travers le récit de l'évolution des aménagements et usages des cours d'eau au cours de l'histoire. Ce chapitre traite également de la question de l'évolution des connaissances scientifiques et des nouvelles préoccupations sociales à l'origine des évolutions historiques de la gestion des rivières jusqu'à aujourd'hui. **Il s'agit d'une mise en perspective pour mieux comprendre les aspects actuels de la gestion des rivières et la logique de changement que portent de nombreux projets de restauration physique.**

1.2 LES RIVIERES SONT DEPUIS LONGTEMPS DES AXES DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUE ET SOCIAL

Les éléments de ce chapitre s'appuient principalement sur les **travaux de thèse d'Elise Catalon (2015)**, qui retracent l'évolution des usages et des aménagements de cours d'eau. Ces travaux de recherche mettent en évidence **plusieurs tendances historiques dans l'aménagement et l'usage des cours d'eau.**

1.2.1 Un aménagement progressif qui prend une ampleur nouvelle à partir du Moyen-Âge

Depuis les temps préhistoriques, la rivière est une **ressource nourricière** pour les hommes qui pratiquent la pêche. Toutefois, cette activité ne fera pas l'objet d'aménagements spécifiques. C'est bien plus tard, au Moyen-Âge, qu'apparaissent les **aménagements de pêcheries** (levées de pieux de bois, de treillis et de pierres en travers des rivières), probablement au XIIe siècle. Par la suite, en raison de nombreux conflits entre pêcheurs et bateliers, une ordonnance de Colbert (1669) vient appuyer un arbitrage en faveur de la navigation marchande et sa sécurité, en interdisant toute pratique de pêche, même à la ligne, sur les cours d'eau navigables.

Le Moyen-Âge est aussi la période de construction de nombreux **moulins**. A noter que malgré l'invention des moulins à eau beaucoup plus tôt dans l'histoire (à l'époque antique), ils ne vont commencer à se développer en France qu'à partir de l'époque des Francs (Ve au IXe siècle) (Bloch, 1935), et surtout à partir du Xe siècle (Malavoi et Paris, 2003) puis concomitamment à l'essor économique du XIIe siècle (Catalon, 2015). Les moulins sont considérés comme une des techniques rurales à l'origine de l'évolution économique du Moyen-Âge en Occident (Richard, n.d. dans Malavoi et Paris, 2003). L'utilisation de la force hydraulique servira progressivement à faire tourner une plus grande diversité de machines (meunerie, papeterie, métallurgie, industrie textile) ou au flottage du bois (cas du Morvan d'après Poux et al., 2011, cas de la Tinée d'après Fodéré, 1803), puis à fabriquer de l'électricité à partir du XIXe siècle. Toutefois, dans la France rurale, le moulin sert avant tout pour faire du pain qui est la base de l'alimentation (Malavoi et Paris, 2003). Le Moyen-Âge est aussi la période de construction des **étangs piscicoles** autour des abbayes notamment, dans les régions au sol peu perméable (CFBR, 2013).

Les échanges commerciaux qui s'accroissent **au XIIe siècle**, nécessitent la construction de plus en plus de **ponts** pour franchir les rivières et la construction d'aménagements pour faciliter la **navigation fluviale** : ports

d'attache, cales d'embarcation, chemins de halage... (Catalon, 2015). Aussi, de nombreuses **digues en terre** sont construites sur les bords des cours d'eau pour se protéger des inondations, pour ramener les écoulements dans l'axe du cours d'eau et faciliter aussi la navigation. **Sur le Rhône**, les premières levées de terres datent au moins du XIIe siècle sur le bas-Rhône, et le XVe siècle sur la moyenne vallée du Rhône (Bravard et al., 2008).

1.2.2 Le XIXe : siècle charnière pour le développement de la pensée aménagiste

Le XIXe siècle, surtout à partir du second Empire (seconde moitié du XIXe siècle), est une époque charnière dans laquelle apparaît la « **pensée aménagiste** », encouragée par le progrès technique et ce qu'on appelle le « **positivisme techniciste** » qui va se traduire par une **volonté accrue de maîtriser les cours d'eau** pour limiter leurs désagréments (inondations, érosions) et permettre l'exploitation plus intensive de sa ressource et de son énergie. A cette époque, la rivière constitue toujours une ressource exploitée (bois de chauffage, lavage du linge, poisson, eau pour l'irrigation et le bétail, extraction modérée de granulats pour les constructions...). Mais les **idées du progrès** sont de plus en plus accessibles à l'esprit humain et il est de plus en plus possible d'éviter de subir les inondations et les pertes de terre par érosion. En effet, la pensée, qui s'inscrit dans l'héritage post-révolution française, devient plus pragmatique et détachée des superstitions divines. L'homme est de plus en plus enclin à **assurer sa propre sécurité par la maîtrise technique** plutôt que d'accepter de subir les forces de la nature. Les populations ont aussi **moins peur de se rapprocher du cours d'eau**, car elles font de plus en plus confiance à la technique. Ainsi, on observe une installation des populations de plus en plus près du lit de la rivière, jusque-là évitée. C'est à cette période que commencent à se multiplier les **protections de berges et les digues contre les inondations**, d'abord dans les villes puis de plus en plus à la campagne pour protéger les terres agricoles. Le développement du **drainage et de l'irrigation** ira de pair avec ces aménagements de protection (Catalon, 2015).

Sur le **Rhône**, c'est au XIXe siècle à partir des années 1840, que l'on renforce la **navigabilité du fleuve**. Les techniques retenues initialement, resserrement du lit entre des hautes digues, sont remplacées par un dispositif plus efficace pour stabiliser le chenal : le système Girardon, conçu et perfectionné à partir de 1884 et constitués de tenons, traverses et digues basses (Bravard et al., 2008). Ce système avait l'avantage de permettre un auto-entretien du chenal navigable par phénomène d'incision du fond (SMIRIL, n.d.).



Figure 1 Exemple d'aménagements Girardon sur le Rhône (SMIRIL, n.d.)

Même si les premiers barrages connus en France remontent à l'époque romaine (traces ou fondations trouvées en Provence), c'est beaucoup plus tard (XVIIe, XVIIIe mais surtout au **XIXe siècle**) que l'on commence à **construire des ouvrages de taille plus importante**. Le premier grand barrage (plus de 15 m) remonte à la fin du XVIIe siècle (barrage de Saint-Ferréol dans la montagne noire, pour alimenter le canal du midi) (CFBR, 2013).

Avant 1850, les barrages servaient presque tous à alimenter les **canaux de navigation**. Dans les régions méditerranéennes toutefois, ce sont les besoins en **irrigation** qui ont en premier motivé le besoin de barrage

(barrage de Caromb près de Carpentras (84) construit à la fin du XVIIIe siècle). A partir de 1850, sont construits les premiers barrages pour alimenter en eau les villes grandissantes, et/ou pour protéger contre les crues (barrage du gouffre d'enfer en amont de Saint-Etienne construit en 1866). Ensuite, ce sont les **besoins en électricité à partir de 1880** qui vont le plus motiver la construction de barrages. Ainsi à l'heure actuelle, 4/5 de l'eau stockée en France par des barrages à une vocation hydroélectrique (CFBR, 2013).

C'est ainsi que la fin du XIXe siècle est marquée par **l'essor de la « houille blanche »**. Les rivières, surtout en montagne, sont de plus en plus utilisées pour la **production d'énergie électrique** grâce aux progrès de la technique et au développement économique grandissant. L'électricité est d'abord utilisée directement par les **industries** (papeteries, aciéries), puis s'est ensuite progressivement étendue aux **usages domestiques**. **Les Alpes et les Pyrénées**, façonnées par les glaciers quaternaires, bénéficient de conditions géomorphologiques propices à l'utilisation de l'énergie hydraulique. Elles présentent des vallées affluentes suspendues, des pentes fortes, des gorges, des lacs d'altitudes favorables à l'implantation d'usines hydroélectriques. Ainsi, ces montagnes ont été équipées plus tôt que le massif central (Blanchard, 1922 dans Catalon, 2015, Veyret-Verner, 1951). **Sur le Rhône**, le premier aménagement hydroélectrique date de 1871. Il s'agit du barrage de Bellegarde, construit à l'amont des pertes du Rhône. Aujourd'hui ce site est noyé sous la retenue de Génissiat. Ensuite, en 1899, a été construit l'aménagement hydroélectrique de Jonage-Cusset pour l'approvisionnement en électricité de la ville de Lyon (Bravard et al., 2008).

1.2.3 Le XXe siècle : l'apogée de la pensée aménagiste

Après la mise en valeur des rivières pour la navigation, puis pour la production hydroélectrique, la **politique de protection de berges contre l'érosion et les inondations s'accroît au cours du XXe siècle**. Cette intensification des protections de berges est expliquée par une grande confiance en la technique et un étiolement des liens entre les communautés riveraines et leurs rivières. Les riverains consentent de moins en moins à subir les désagréments comme les pertes de terres. Catalon (2015) montre avec l'exemple de la Dordogne, que les enrochements étaient initialement réalisés pour protéger les collectivités et leurs biens communs (habitations, chemins communaux...), et ont ensuite été généralisés pour **protéger les terres privées** dans les plaines agricoles. L'intensification des enrochements est aussi expliquée par les **problèmes d'incisions** engendrés par les extractions de granulats en lit mineur, la rectification des fleuves pour la navigation et la construction de barrages. Plus les impacts des aménagements se font ressentir (incision), plus on tente de maîtriser les érosions en construisant des enrochements.

C'est surtout après la seconde guerre mondiale que les politiques d'aménagements s'intensifient en raison du fort développement économique. Les travaux visent à se protéger des crues et à développer les activités, l'urbanisation et l'agriculture. Ainsi, à partir des années 1960, d'importants fonds publics sont accordés pour le **drainage** des terres agricoles, mais également **l'endiguement** et la **chenalisation** des rivières. Par ailleurs, même si le développement de l'hydroélectricité date de la fin du XIXe siècle, c'est aussi après-guerre qu'ont été construits la plupart des **grands barrages hydroélectriques** (Veyret-Verner, 1951). Par exemple, plusieurs aménagements voient le jour sur la basse vallée du Rhône entre 1952 et 1980, et sur le Haut-Rhône entre 1981 et 1986 (Bravard et al., 2008). A titre illustratif aussi, le nombre de barrages en France **passa de 35 en 1900, à 61 en 1919 et à 569 en 1998** (CFBR, 2013). En France, la **prédominance de l'usage hydroélectrique** des barrages est une particularité dans la mesure où plus de la moitié des barrages dans le monde ont pour vocation l'irrigation, ou par exemple que les nombreux barrages en Grande-Bretagne (188) construits avant 1900 étaient destinés à l'eau potable (CFBR, 2013). Toutefois, en France, les barrages ont aussi été construits pour de **multiples utilisations** (irrigation comme c'est le cas du barrage de Serre-Ponçon ou de Sainte-Croix, navigation pour les barrages du Rhône, écrêtement des crues ou relèvement du débit d'étiage pour les barrages de la Seine) (CFBR, 2013). Le cas de l'aménagement **Durance-Verdon** décidé en 1955, dont la vocation était tout à la fois l'électricité, l'irrigation, l'alimentation en eau potable et la régulation des crues (CR PACA, n.d.), est révélateur de l'ambition **multi-usages** des ouvrages construits après-guerre.

La politique du **« tout intervention »** menée au cours du XXe siècle a influé sur le lien entre les populations et la rivière. Il se caractérise par une importante **confiance dans le génie civil et une forte distanciation avec les cours d'eau**. La logique s'est inversée : les populations ne s'adaptent plus au fonctionnement naturel de la rivière comme autrefois, mais elles cherchent à contraindre leur fonctionnement pour s'installer au plus près et utiliser plus facilement ses ressources et les terres alentours (Catalon, 2015).

1.3 LES NOUVELLES PRÉOCCUPATIONS ET CONNAISSANCES DANS LES SCIENCES ENVIRONNEMENTALES SONT À L'ORIGINE DE NOUVEAUX CONCEPTS DE GESTION

1.3.1 Émergence des préoccupations relatives aux effets des activités humaines

1.3.1.1 Préoccupations relatives à la pollution de l'eau

Les pollutions de l'eau font l'objet de préoccupations de l'État qui remontent au XVIII^e siècle, dans la lignée de la pensée hygiéniste qui s'est développée face au constat de fortes mortalités urbaines en comparaison à la mortalité rurale (Narcy, 2004 dans Catalon, 2015). Les rivières qui sont à la fois utilisées comme déversoirs des eaux usées et comme ressource en eau potable, commencent progressivement à faire l'objet d'une attention particulière. Le lien entre les eaux polluées par les germes et les épidémies est démontré scientifiquement à cette époque. Dans la deuxième partie du XIX^e siècle, on voit apparaître les premières normes quantitatives pour l'eau potable et les analyses de l'eau distribuée.

Par ailleurs, une autre prise de conscience de la pollution des eaux émerge grâce à la mise en évidence par les communautés de pêcheurs du déclin des populations de poissons dès le milieu du XIX^e siècle (Barthélémy, 2003 ; Bouleau, 2009 ; Gramaglia, 2006 dans Catalon, 2015). Plusieurs raisons sont évoquées, comme la surpêche, le braconnage, les barrages et écluses, les chemins de fers, la chenalisation des rivières, les industries, l'urbanisation. Des études scientifiques sont menées dès cette période (Bouleau, 2007 ; Griffé, 1951 dans Catalon, 2015). La pollution industrielle sera avancée de manière plus ou moins arbitraire, comme principale cause du dépeuplement (Malange, 2007 dans Catalon, 2015). À partir des années 1880, cette pollution industrielle devient une préoccupation majeure des communautés de pêcheurs. De nombreux procès contre les industriels sont lancés au début du XX^e siècle. Dans les années 1930 à 60, les pêcheurs sont les premiers, voire les seuls, à faire pression sur les industriels (Gramaglia, 2006 ; Aspe et Jacqué, 2012 dans Catalon, 2015). En 1941, une loi met en place l'obligation d'adhésion des pêcheurs aux associations de pêche agréées afin de collecter une taxe qui servira à couvrir les frais pour réaliser des opérations de surveillance et de repeuplement des rivières. Une police de la pêche est également constituée par la suite, dont le rôle est de protéger la faune piscicole contre le braconnage et les pollutions de l'eau. En 1949, les premières analyses de l'eau sont effectuées par des laboratoires ambulants dans le but d'apporter les éléments nécessaires aux tribunaux et pour alimenter les débats liés à l'inscription au calendrier politique de la question de la qualité de l'eau (Griffe, 1951 dans Catalon, 2015). La Loi du 9 novembre 1949 reconnaît enfin le délit de pollution. En résumé, ce combat assez ancien des pêcheurs et l'évolution de la réglementation sur la pêche traduit les prémices d'une prise de conscience environnementale des rivières.

La nécessité de préserver les rivières pour des raisons sanitaires (eau potable) et d'usage (pêche) va se matérialiser enfin, en 1964 au travers de la première Loi sur l'eau intitulée : *loi relative au régime et à la répartition des eaux, et à la lutte contre leur pollution*. Ce sont aussi les communautés de pêcheurs qui ont influencé et appuyé l'émergence de ces nouvelles normes (Poujade, 1975 ; Aspe et Jacqué, 2012 dans Catalon, 2015). Cette loi amorce un progrès majeur dans la prise en compte des enjeux environnementaux liés à l'eau. Elle institue aussi la notion de gestion globale par le biais de la création des agences de bassins, elle place l'eau comme un objet de politique à part entière, elle instaure la nécessité de mettre en place des actions de lutte contre les pollutions. Ce sont les agences de bassins qui, via un système de redevances, sont chargées d'inciter à la mise en œuvre d'actions et d'équipements de dépollution. En outre, cette loi va conduire à la réalisation d'un inventaire des pollutions dans le but d'évaluer les aptitudes de l'eau aux principaux usages anthropiques et à la vie piscicole, par des analyses physico-chimiques et hydrobiologiques.

Ainsi, c'est surtout suite à la première loi sur l'eau de 1964 que les problèmes de pollutions commencent à faire l'objet d'une préoccupation plus forte par les pouvoirs publics, même si des textes réglementaires sur les rejets existaient auparavant (Chocat, 1997). À titre illustratif, le nombre de stations d'épuration des effluents urbains commence à croître significativement à partir des années 1970 (350 stations d'épurations en 1960, 1500 en 1970 et 6700 en 1980) (Chocat, 1997). À noter également que depuis cette époque, avec l'amélioration des connaissances scientifiques sur les polluants, et les techniques de détection, la vision de la pollution des cours d'eau n'a cessé de s'élargir. Les pollutions étaient tout d'abord considérées au travers des

problèmes de nuisances olfactives, des problèmes sanitaires, des pollutions industrielles (mousses liées aux détergents, métaux) (Vaillant, 1973). Ensuite, les problèmes d'eutrophisation ont poussé les pouvoirs publics à suivre puis prendre des mesures de réduction des éléments nutritifs des plantes aquatiques (azote et phosphore), comme en attestent les orientations du 5^{ème} programme d'intervention de l'Agence de l'Eau RMC de 1987 à 1991 (AERMC, 1989), ou les directives nitrate et eaux résiduaires urbaines qui voient le jour en 1991. A partir du début des années 1990, les préoccupations s'élargissent aux pesticides dont les suivis sur les cours d'eau commencent à se généraliser. Depuis, le nombre de molécules analysées ne cesse de croître avec l'augmentation des connaissances et des techniques de détection. Aujourd'hui, le programme de suivi de la qualité des cours d'eau de l'Agence de l'eau RMC concerne près de 1000 substances dont une cinquantaine sont des substances pharmaceutiques ou hormones (AERMC, 2016a).

1.3.1.2 Mise en évidence du lien entre les biocénoses aquatiques et l'habitat physique

Malgré les efforts de cette politique active de lutte contre les pollutions dues aux effluents urbains, le déclin des populations de poissons s'est poursuivi. En outre, certains cours d'eau peu pollués voient aussi leurs populations piscicoles décliner. Ainsi, les regards sont portés vers **d'autres facteurs explicatifs**, et en particulier le lien entre **l'habitat physique et la diversité biologique** (Souchon, 2002).

Ce lien avait d'ailleurs été mis en évidence, **dès la fin du XIXe siècle**, par les travaux pionniers de Fritsch en 1872 sur **les premières zonations écologiques** des cours d'eau, qui tentaient d'expliquer la répartition et le remplacement progressif des communautés de poissons par les caractéristiques physiques des cours d'eau, de l'amont vers l'aval (Catalon, 2015 ; Malavoi et Bravard, 2010). Ces travaux se font d'ailleurs dans la lignée des observations naturalistes plus anciennes (dès le XVIIe) qui ont montré l'existence d'une **distribution successive** d'espèces d'animaux et de végétaux le long des cours d'eau. Au début du XXe siècle, à l'époque où l'on commence à pratiquer le repeuplement des rivières par alevinage, c'est le professeur Léger de la faculté des sciences de Grenoble qui propose des méthodes pour évaluer la capacité de recolonisation des salmonidés **en fonction des caractéristiques physiques** des cours d'eau (Catalon, 2015 ; Hubault, 1923 ; Léger, 1910). Il définit des tronçons de rivières à partir de paramètres tels que la profondeur et la largeur du cours d'eau, les espèces piscicoles présentes, les zones de frayères, les obstacles naturels ou artificiels et les sites de déversements industriels nocifs (Barthélémy, 2003 dans Catalon, 2015).

Au cours du XXe siècle, de nombreux hydrobiologistes ont continué à travailler sur des propositions de zonations écologiques pour expliquer la répartition des biocénoses¹ aquatiques (Thienemann, 1925 ; Carpenter, 1928 ; Huet, 1949 ; Illies et Botosaneanu, 1963 ; Verneaux, 1973 ; Hawkes, 1975 ; Vannote et al., 1980a ; Statzner et Higl, 1986 dans Catalon, 2015). Les travaux de ces scientifiques montrent une évolution dans les schémas de représentation des cours d'eau : on passe de **zonations** bien délimitées très schématiques de l'amont vers l'aval, à une notion de **continuum fluvial** où les changements peuvent se faire soit en marches d'escalier à la faveur de changements morphologiques brutaux (affluent, rupture de pente...), ou bien de manière plus graduelle en se caractérisant par des zones de transition plus ou moins longues. Plus récemment encore, cette notion de continuum fluvial a été remplacée par la notion **d'hydrosystème fluvial**, qui est comprise comme un ensemble complexe composé d'une mosaïque d'habitats interconnectés (juxtaposition, ou imbrication de différents milieux) qui doit être appréhendée dans ses dimensions longitudinales, latérales et verticales, mais aussi temporelles (Amoros et Petts, 1993). Au-delà de ces différentes approches, la communauté scientifique s'accorde aujourd'hui pour dire que les communautés aquatiques sont influencées par un ensemble de facteurs abiotiques, dont la **qualité de l'eau et les habitats physiques sont déterminants**, ces derniers étant en particulier conditionnés par le fonctionnement hydromorphologique de la rivière.

La prise en considération de **l'importance de l'habitat physique dans la réglementation** et la gestion des cours d'eau remonte aux années 1980, par le biais de l'adoption de la **Loi pêche de 1984**. Ce nouveau texte étend le « délit de pollution » de la loi de 1949 aux délits portant atteinte à l'habitat piscicole (frayères...). Il vise ainsi les aménagements à l'origine des dégradations des habitats physiques des rivières. En outre, cette loi déclare **d'intérêt général** la préservation des milieux aquatiques et la protection du patrimoine piscicole. Elle préconise la restauration de l'habitat physique et la garantie d'un débit minimum biologique. Même si cette loi est sectorielle et concerne un usage bien spécifique, **elle promeut déjà une approche écologique** plus globale de la

¹ La biocénose désigne l'ensemble des êtres (animaux, végétaux...) vivant dans un espace donné, ainsi que leur organisation et leurs interactions.

gestion des milieux aquatiques. Plus tard, le **concept d'hydrosystème fluvial** servira de base pour les futures lois sur l'eau telles que celles de 1992 puis de 2006 (Lévêque et al., 2003 dans Catalon, 2015).

1.3.1.3 Mise en évidence de l'effet des barrages sur la continuité écologique

Les **premiers témoignages** des incidences des barrages sur les migrateurs datent de la deuxième moitié du XIXe siècle, la période où se construisent ces nouveaux ouvrages. Par exemple, en 1843, suite à la construction du barrage de Mauzac sur la Dordogne, des pêcheurs corréziens se plaignent de son incidence négative sur la remontée du saumon. L'échelle à poisson, pourtant aménagée dès la construction de l'ouvrage, se révèle insuffisante d'après les constatations des pêcheurs (Catalon, 2015).

Cet exemple révèle que la préoccupation de la remontée du saumon, qui constitue à cette époque une ressource vivrière importante pour les habitants, est contemporaine de l'époque de la construction des premiers barrages au XIXe siècle. Cette inquiétude s'était d'ailleurs traduite par la mise en place **d'échelles à poissons**. Une des premières daterait de 1840 (Barraud, 2011). La notion de classement de cours d'eau avec obligation d'équipement de passes à poissons sur les nouveaux ouvrages remonte à 1865 précisément. Les décrets d'application qui listent les cours d'eau concernés datent de 1904, 1905 puis des années 1920 (Vecchio et Roussel, 2011).

Ensuite, c'est avec l'intensification des aménagements de cours d'eau après-guerre, et toujours le même constat de déclin des populations de poissons, que la notion de **continuité piscicole** revient sur le devant de la scène. Plusieurs programmes de gestion sont mis en place successivement et la réglementation a fini par évoluer à nouveau dans les années 1980 :

- Plan saumon (1976-80), dont l'objectif est d'augmenter le stock par alevinage ;
- Plan migrateur (1980-82) dont les mesures sont élargies aux autres grands migrateurs amphihalins² (esturgeons, lamproies, alose et truite de mer) ;
- Plan quinquennal de restauration des milieux naturels aquatiques et de mise en valeur des ressources piscicoles et halieutiques (1982-1986) qui intègre une nouvelle notion : la préservation et la restauration des habitats piscicoles ;
- La loi de 1980 sur l'usage de l'énergie hydraulique modifie l'article 2 de la Loi de 1919 en instaurant les rivières réservées pour éviter la construction de nouveaux ouvrages hydroélectriques (Vecchio et Roussel, 2011) ;
- Après la loi pêche de 1984, l'installation de **dispositifs de franchissement** sur les ouvrages transversaux est une obligation sur les rivières classées.

Depuis 2006, la dernière loi sur l'eau et les milieux aquatiques a réactualisé la réglementation des classements de cours d'eau, sous le vocable de la continuité écologique, pour être en adéquation avec les exigences de la DCE pour atteindre le bon état des masses d'eau.

1.3.1.4 Mise en évidence des effets des aménagements de rivière sur l'hydromorphologie

Au sein de la population, on voit apparaître dès le début du XXe siècle des **protestations** contre l'édification de grands ouvrages hydroélectriques, comme en atteste le livre *Grands barrages et habitants* (Bonin et Blanc, 2008). Les revendications sont bien souvent d'ordre social, sécuritaire, paysager ou écologique (poissons migrateurs) (Catalon, 2015).

Un évènement est souvent cité en exemple pour illustrer la prise de conscience de l'impact des activités humaines sur le fonctionnement hydromorphologique des cours d'eau : **l'effondrement du pont Wilson** à Tours, le 9 novembre 1978. Cet évènement, du fait de son caractère spectaculaire, a fortement marqué la population locale. Il s'en suit une forte couverture médiatique élargie au-delà de la ville de Tours. L'incision du lit de la Loire est notamment mise en cause, en lien avec la construction de barrages en amont du bassin, l'édification d'un chenal navigable au cours du XIXe siècle, et les extractions de granulats qui en auraient accéléré l'ampleur (Catalon, 2015 ; Latapie, 2011).

² Poissons qui effectuent une partie de leur cycle de vie en mer



Figure 2 Le pont Wilson effondré à Tours (archives départementales d'Indre et Loire, cliché Arsicaud, extrait de Catalon, 2015)

Ainsi est **amorcée une réflexion qui conduira à la réduction puis à l'arrêt total des extractions** de granulats en lit mineur dans les années 1990³. Initialement, les inquiétudes concernaient la possible répercussion de l'incision du lit sur d'autres ouvrages, puis progressivement, le lien avec l'environnement a aussi été montré et donc pris en considération (Catalon, 2015).

Plus globalement, c'est dans les **années 1970** que les services de l'État commencent à s'interroger sur les impacts des travaux en rivières. Durant cette décennie, plusieurs textes sont adoptés pour mieux encadrer les travaux et davantage respecter l'environnement (Malavoi et Bravard, 2010) :

- Le décret du 7 août 1972 introduit une procédure d'enquête avant l'exécution de travaux, en application de l'article 176 du Code rural ;
- Adoption d'une circulaire (13 septembre 1974) relative à l'aménagement d'ensembles de bassins et à leur mise en valeur piscicole, qui rend obligatoire la consultation des associations de protection de la nature avant tout projet d'aménagement de rivière ;
- La loi de juillet 1976 impose une étude d'impact pour tout projet d'un coût supérieur à 6 millions de Francs (la loi sera précisée par le décret du 12 octobre 1977 et la circulaire d'application du 19 janvier 1978).

Dans le chapitre suivant, sont expliqués les changements de mode de gestion qui découlent de la prise de conscience des impacts des aménagements systématiques de rivières sur le fonctionnement des cours d'eau, et aussi sur la vie piscicole.

1.3.2 Évolution récente de la politique de gestion des rivières et actualité des enjeux qui se posent aujourd'hui

1.3.2.1 De l'aménagement au ménagement : évolution récente des objectifs de gestion des rivières

L'**émergence** des considérations environnementales, la **démonstration** des effets des aménagements lourds des cours d'eau et des pollutions, l'**acquisition** de nouvelles connaissances scientifiques sur l'écologie vont peu à peu **remettre en question le positivisme et la confiance** accordée aux techniques. **Une nouvelle logique** va conduire progressivement les politiques vers la restauration des milieux et le rétablissement des processus de dynamique fluviale. C'est à **partir des années 1980** qu'est observé un déclin progressif de la pensée aménagiste et une **montée de nouveaux principes** plus imprégnés de valeurs environnementales. Par exemple, c'est à cette époque que le métier d'aménageur des cours d'eau **change de point de vue**. En effet, de nombreux guides techniques qui modèrent le recours aux techniques lourdes (recalibrages et rectifications...) voient le jour, lesquels encouragent par exemple le génie végétal et la renaturation des rivières (Catalon, 2015 ; Malavoi et Bravard, 2010). Peu à peu la **règlementation évolue** : les habitats piscicoles sont pris en considération dans la loi pêche de 1984, les rivières deviennent un patrimoine naturel dans la deuxième loi sur l'eau de 1992. **La perception du cours d'eau change ; il n'est plus seulement considéré comme une ressource mais aussi comme un milieu naturel**, qui constitue un patrimoine à part entière et qu'il convient de préserver (Catalon, 2015 ; Aspe, 1999).

³ L'arrêté du 22 septembre 1994 relatif aux exploitations de carrières et aux installations de premier traitement des matériaux de carrières, interdit les extractions en lit mineur (article 11)

A noter que le **titre de ce sous-chapitre est repris** d'une publication de Sylvain Rode (2010). Il y décrit le changement de vision entre la pensée aménagiste et une nouvelle volonté de préservation et d'adaptation au milieu, en se basant sur l'exemple de la Loire. Le constat est le même que celui d'Elise Catalon (2015) concernant le passage progressif au cours des années 1980 d'une logique à l'autre. Mais il souligne l'importance du **poids des organisations environnementales** (ONG, associations de défense de la nature) dans les débats publics à l'époque du projet d'aménagement de la Loire. Ce grand projet d'aménagement fit l'objet d'un protocole d'accord signé en 1986 entre l'État, l'Agence de l'eau Loire-Bretagne et l'Établissement public d'aménagement de la Loire et de ses affluents (EPALA). Le protocole visait à réduire le risque inondation dans la plaine alluviale de la Loire par la construction de plusieurs barrages importants, étalés sur une période de 10 ans. La vive contestation qui eut lieu contre ce projet est le **témoin des changements** de point de vue d'une partie des acteurs impliqués, et des **nouveaux rapports de force** qui s'opèrent entre les différentes parties prenantes de la gestion des cours d'eau. Ce grand programme d'aménagement semble être arrivé trop tard dans l'histoire de l'aménagement des rivières comparé aux autres grands fleuves français (Rhône, Rhin, Seine). Ensuite, les changements récents qui se sont opérés (nouvelles réglementations, nouvelles connaissances scientifiques, changement du regard porté sur l'environnement) et les nouveaux rapports de force entre acteurs, vont progressivement réorienter les objectifs du protocole d'accord initial vers un nouveau plan : "Plan Loire Grandeur Nature" en 1994, davantage axé sur un programme de travaux alternatifs, sur la prévention du risque inondation sans recours aux grands barrages et sur la préservation du patrimoine naturel. La nouvelle politique de l'eau est donc avec cet incident, **bel et bien passée de "l'ère de l'aménagement à l'ère du ménagement"** (Marié, 1985). Cette nouvelle philosophie est d'ailleurs reprise par le Ministre de l'Environnement Michel Barnier à l'automne 1994 : "il faut ménager les rivières" (Rode, 2010).

1.3.2.2 Intégration progressive de la notion d'hydromorphologie

D'après les travaux de thèse d'Elise Catalon (2015), c'est dans **ce contexte opportun** de nouveaux questionnements, de recherche d'explications, et de remaniement des modes de pensées, que se **développe et se propage** un nouveau **cadre conceptuel scientifique** qui va aboutir à la notion d'**hydromorphologie** sur laquelle vont s'appuyer les nouveaux principes de gestion et de restauration écologique.

Le rapprochement entre les disciplines de la **géomorphologie** fluviale (terme usité initialement) et les autres disciplines de l'étude des cours d'eau (hydrobiologie...) a toutefois été chaotique. Ce n'est vraiment qu'au milieu du XXe siècle que les scientifiques commencent à essayer de bien comprendre les liens qui peuvent exister entre les facteurs physiques et les stratégies d'adaptation des organismes aquatiques. L'apparition du concept de continuum fluvial par Vannote et al. (1980) traduit un tournant qui va dans le sens de ce rapprochement disciplinaire. Au même moment, apparaît une nouvelle approche de l'étude de l'écologie, via la notion de **paysage écologique**. Ceci va aider à mieux intégrer dans l'étude des rivières tous les **milieux annexes** présents dans leur plaine alluviale et en interaction avec elles. Cette ouverture du champ de la géomorphologie fluviale vers d'autres disciplines de l'écologie, et inversement, va aboutir notamment à l'émergence du concept d'**hydrosystème fluvial** au début des années 1990 (Catalon, 2015) (voir le sous-chapitre 1.3.2.2).

Par ailleurs, des concepts nouveaux, qui préfigurent la notion **d'espace de liberté**, sont mis en avant par l'équipe du PIREN⁴-Rhône qui travaillait sur la basse vallée de l'Ain dans les années 1980 : « successions végétales », « processus allogéniques », « bande active » (1985), « bande de remaniement », « morphogénèse active », « réversibilité », « irréversibilité » (1986), « scénarios prédictifs » (1987), « connectivité », « régénération des successions », « espace de réversibilité » (1988) (Malavoi et Bravard, 2010). Puis, avec la prise de conscience des impacts des extractions (incision, déficit sédimentaire...), la **notion d'espace de liberté** (ou de mobilité) sera un nouveau concept phare de gestion qui va émerger dans les années 1990. Par exemple, un des axes prioritaires de l'orientation fondamentale n°5 du SDAGE RMC de 1996 est de « limiter au minimum les travaux à fort impact en rivières en développant notamment des approches intégrant les principes de la dynamique fluviale et en reconnaissant l'intérêt de la préservation de l'espace de liberté ».

C'est sur cette base de connaissances et de représentations écologiques des cours d'eau qui a émergé dans les années 1980 et 1990, que la Directive Cadre sur l'Eau, en 2000, va faire adopter un nouveau vocabulaire au sein de la sphère des gestionnaires : **l'hydromorphologie**, comme un levier pour améliorer le fonctionnement physique et écologique (Catalon, 2015).

⁴ Programme Interdisciplinaire de Recherche sur l'Environnement au sein du CNRS

Ainsi, depuis 2000, les politiques de l'eau sont orientées vers une restauration du **fonctionnement hydromorphologique pour améliorer l'état écologique** des cours d'eau. En effet, sous l'impulsion de la DCE et puis de la dernière loi sur l'eau de 2006 (LEMA), les SDAGE ont intégré la restauration des milieux aquatiques (sédiments, morphologie) comme un nouvel objectif prioritaire pour aider à l'atteinte du bon état des eaux. En plus de la politique de préservation et de restauration des masses d'eau, en principe, tout nouvel aménagement est aujourd'hui conçu pour mieux s'intégrer dans l'environnement et limiter ses impacts, notamment sur l'hydromorphologie. La politique de gestion des inondations, au travers du Plan de gestion des risques inondation décliné par grand bassin hydrographique (PGRI 2016-2021), incite dès que possible à la mise en œuvre de techniques alternatives de gestion du ruissellement, et de techniques conjointes avec la restauration physique des cours d'eau, qui font appel à des notions d'hydromorphologie. La notion **d'espace de bon fonctionnement** utilisée par l'agence de l'eau RMC dans le SDAGE 2010-2015 et reprise dans celui de 2016-2021 atteste aussi de cette **plus forte prise en compte des processus hydromorphologiques** dans la gestion des rivières. A noter, qu'un guide technique est en cours de réalisation au sein de l'Agence de l'eau RMC pour aider à la définition de l'espace de bon fonctionnement d'une rivière. Le chapitre 1.3.2.9 détaille les principes de ce nouvel outil de gestion qui commence à se déployer sur le territoire de l'Agence de l'eau.

1.3.2.3 Émergence de la notion de gestion intégrée de l'eau et de patrimoine commun de l'eau

→ Gestion intégrée de l'eau

Le principe de **gestion intégrée** a été appliqué en France bien avant que le terme « intégré » n'ait commencé à être utilisé. La première **Loi sur l'eau de 1964**, marque une **première étape dans la construction** d'une politique de gestion intégrée en créant les **Agences de l'eau**. Ce sont ces organismes qui doivent gérer l'eau à l'échelle d'une **unité hydrographique cohérente**, qui impliquent **l'ensemble des acteurs** de l'eau dans les processus de décision (comités de bassin), et qui font appliquer le principe de partage des responsabilités grâce à la mise en place de **redevances** sur la base du principe **pollueur-payeur** (Charnay, 2010 ; Rivière-Honegger et al., 2014).

Le concept de gestion intégrée sera **formalisé dans la deuxième loi sur l'eau de 1992**, impulsé par les résultats de plusieurs travaux préalables à la loi, en particulier ceux du groupe de travail mis en place par le « Comité interministériel de la Qualité de la Vie » en juillet 1986 chargé de définir les actions à mener pour mettre en place une gestion intégrée et innovante des rivières (Vitali, 2003). Cette loi organise la **planification** de la gestion de l'eau au travers des **SDAGE et des SAGE**, ainsi que de la constitution de **mini parlements** de l'eau au niveau local : les commissions locales de l'eau (CLE) (Charnay, 2010 ; Rivière-Honegger et al., 2014).

Cette politique transversale et intégrée des problématiques de l'eau est toujours celle qui domine, notamment au niveau international où ce principe est aussi reconnu comme une des meilleures approches de gestion de l'eau (Charnay, 2010). Toutefois, malgré l'ambition de travailler de manière intégrée et globale, le **point de vue des sciences humaines et sociales** n'a commencé à être pris en compte que depuis très récemment, et cette thématique est encore peu développée. A titre illustratif, parmi les publications scientifiques sur la restauration des cours d'eau parues depuis 2012 dans la revue *Restoration Ecology*, il est constaté que seulement 12% d'entre elles portent sur les sciences humaines et sociales (Roux-Michollet et al., 2013). L'intégration de l'approche sociale dans la gestion de l'eau est aujourd'hui le reflet d'une **nouvelle culture de l'eau en émergence** (Combe, 2007). Elle prend **son origine** dans des réflexions d'experts, notamment sur l'**anthroposystème** (voir ci-après le sous-chapitre 1.3.2.4), ou sur les **services écosystémiques** (voir le sous-chapitre 1.3.2.6), qui marquent un changement de pensée vis-à-vis de l'environnement. Par ailleurs, du fait des exigences de la Directive Cadre sur l'Eau, les gestionnaires des milieux aquatiques sont en demande d'approches novatrices pour **favoriser l'adhésion** à une vision commune entre parties-prenantes, et **arbitrer les tensions** (Rivière-Honegger et al., 2014). Les dernières avancées en matière de gestion concertée sont expliquées au chapitre 3.6.3).

→ L'eau comme patrimoine commun

Par ailleurs, depuis les années 1960, la **gestion de l'eau française** est axée autour de la notion de **patrimoine commun, même si les racines remontent aux siècles passés**. C'est la loi sur l'eau de 1992 qui va officialiser ce principe dans la gouvernance de l'eau. Cette conception tend à **dépasser le clivage** entre le « bien public » qui relèverait uniquement de **l'intérêt général**, et le « bien privé » qui relèverait de **l'intérêt particulier**. Par exemple, historiquement, les eaux non domaniales échappent à cette dichotomie : elles ne sont ni privées, ni

publiques, elles sont en quelque sortes « communes » car elles sont inappropriables et seul l'usage peut faire l'objet d'une répartition. Autrement dit, cette notion de « bien commun » qui a été formalisée en 1992, implique que l'eau ne peut être ni appropriée de manière privée, ni gérée uniquement par l'État au seul titre de l'intérêt général. Elle fonde ainsi le principe de **responsabilité partagée** entre acteurs qui font usage de ce bien et ont donc un **intérêt commun à le préserver** (Narcy, 2013).



A NOTER

En 1992, a eu lieu sur la vallée de la Dordogne une **expérience novatrice saluée** au niveau national et international : l'élaboration de la **charte de la Dordogne**. Cette expérience constitue un exemple très intéressant de démarche intégrée et concertée portant sur la gestion d'un patrimoine commun : la rivière Dordogne (Pustelnik et al., 1992).

Cette démarche basée sur l'implication des nombreuses parties prenantes situées de l'amont à l'aval de la rivière, a abouti lors des négociations finales, tenues pendant le Sommet « Vallée Dordogne 92 », à l'adoption de **92% des consensus proposés** par les acteurs, et la signature à l'**unanimité** de la Charte.

La qualité de la démarche a reposé entre autre sur une **très bonne préparation en amont** du Sommet en termes de formulation des problèmes, d'implication des groupes d'acteurs (chaque acteur était invité à formuler des solutions acceptables pour eux), d'analyse et de synthèse des points de convergence et de divergence pour préparer les négociations. La réussite de cette expérience tient également à un **très bon cadrage des débats** lors du Sommet (règles de modération) et à l'intervention d'un modérateur extérieur au territoire (en l'occurrence un Québécois avec une expérience dans ce type de démarche). La mise en œuvre sur un temps relativement court (7 mois) a permis aussi d'éviter l'enlisement et la démotivation des parties (Pustelnik et al., 1992).

Cette démarche a placé tous les acteurs au **même niveau et sans hiérarchie** de valeurs et leur a permis de discuter de tous les sujets même les plus conflictuels. Elle a fait évoluer les enjeux de gestion de la rivière, de préoccupations techniques à des **préoccupations sociales**, facilitant le sentiment d'appartenance à un **projet commun** et une prise de conscience des **responsabilités respectives** (Pustelnik et al., 1992).

Cette Charte est toujours d'actualité et a fait l'objet de **deux réactualisations** 10 et 20 ans après sa signature, toujours dans une approche concertée, lors des Etats Généraux de Libourne en 2001 et de Bergerac en 2012 (Catalon, 2015).

1.3.2.4 Un nouveau concept : l'anthroposystème

Une des dernières avancées constatées en matière de réflexion sur l'environnement et sur la compréhension de la place de l'homme est la **naissance du concept d'anthroposystème**. Il est le produit des travaux réalisés depuis l'époque du PIREN⁵ (1978), en passant par le GIP⁶ hydrosystème (1994), et il a servi de support à la mise en place des zones ateliers⁷ (Lévêque, 2011 ; Lévêque et al., 2003, 2008). Il se rapproche du concept anglo-saxon de « **socio-ecosystem** » (Lévêque et al., 2008). Ces recherches s'inscrivent dans une **approche globale et systémique** de l'étude des relations réciproques entre les **sociétés et la nature** qui a vu le jour dans les années 40-50, et qui est pratiquée en France depuis les années 1970 (Charnay, 2010 ; Lévêque et al., 2008).

L'apparition de cette notion découle de plusieurs facteurs (Lévêque et al., 2003):

- La **prise de conscience environnementale**, et la mise en évidence des **rapports interconnectés** entre l'homme et son environnement ;

⁵ Programme Interdisciplinaire de Recherche sur l'Environnement au sein du CNRS

⁶ Groupement d'intérêt public

⁷ Plateformes de recherches multidisciplinaires centrées sur des ensembles régionaux ayant une certaine unité fonctionnelle, qui rassemble scientifiques, gestionnaires, moyens techniques sur le long terme pour étudier des anthroposystèmes dans un cadre régional

- L'émergence de la notion de **développement durable**⁸ qui a pour but d'inscrire l'évolution de l'homme et de l'environnement dans une optique durable sur le plan économique, social et environnemental ;
- L'apport d'une nouvelle façon d'analyser les **systèmes complexes** dans leur ensemble (**approche systémique**) par le rapprochement des disciplines comme l'écologie et la géographie.

L'écologie a permis d'introduire tout d'abord la notion d'**écosystème**, puis progressivement la notion d'**écomplexe**, compris comme une association de plusieurs écosystèmes, **naturels et aménagés** par les sociétés humaines. Dans les années 1990, s'est développé, dans la lignée des travaux sur l'écologie et grâce au rapprochement des sciences humaines et sociales, le concept de **gestion des écosystèmes**. Cette notion correspond à une nouvelle façon de gérer les milieux naturels par la prise en compte de l'environnement, des paysages et des aspects culturels et sociaux, dans le but d'assurer un développement économique compatible avec la conservation de la biodiversité et la durabilité des ressources et des écosystèmes (Lévêque et al., 2003).

En parallèle, la géographie qui était scindée en deux, avec d'une part la géographie humaine, et d'autre part la géographie physique, a fini par formuler le concept de **géosystème** qui se voulait plus intégrateur des deux dimensions. Le géosystème fut considéré comme un espace naturel dans lequel sont imbriquées des unités paysagères résultats de l'action de l'homme. Toutefois, cette notion ne fut pas trop utilisée, concurrencée sans doute par la notion d'écomplexe qui semblait davantage intégratrice (Lévêque et al., 2003).

La **vision duale**, « **homme versus nature** » s'est progressivement affaiblie, et la façon d'aborder les sciences environnementales a été modifiée. Des approches interdisciplinaires et intégrées, entre recherche en environnement et en sciences sociales, sont apparues et ont abouti à la naissance de la notion d'**anthroposystèmes** (Lévêque et al., 2003).

Ce concept se définit comme un **système hybride, interactif**, où l'homme et la nature s'inscrivent dans un espace géographique donné et **évoluent simultanément**. C'est un système **ouvert** car il est en connexion avec d'autres anthroposystèmes, et asservi par les processus géodynamiques internes et externes à la Terre. Cette notion se démarque des approches initiales, soit purement naturalistes ou purement sociales. Elle **se différencie aussi de la vision anthropocentrée**, où l'homme est au centre, et le milieu naturel à la périphérie. **Ce concept met à égalité l'homme et la nature** dans un même système qui forme **un tout indissociable**, étant donné leurs relations étroitement imbriquées, ce qui implique une coévolution fonctionnelle de l'homme et la nature dans le temps et l'espace (Lévêque et al., 2003).

L'enjeu des sciences qui étudient l'anthroposystème concerne la gestion des écosystèmes et des ressources par les hommes, enjeu qui rejoint les questionnements de la « gestion des écosystèmes » telle qu'émergée dans les années 1990 et qui fournissait déjà un cadre élargi de dialogue entre les scientifiques, citoyens, entrepreneurs et gestionnaires. Cette nouvelle approche s'appuie fortement sur la **complémentarité et le dialogue entre les différentes disciplines scientifiques** dans une vision systémique, dans l'objectif de faire évoluer les réflexions, mettre en débat, interpellier les disciplines dans leurs certitudes, leur méthodologie. Les modèles produits doivent servir de base à l'élaboration de **scénarios prospectifs** d'évolution dans un contexte d'**incertitude**, et pour aider à la prise de décision en matière de développement durable (Lévêque et al., 2003).

1.3.2.5 Obligation de résultat introduite par la Directive Cadre sur l'Eau

L'environnement a commencé à être une **préoccupation politique au niveau international** à partir des années 1970, comme en atteste une série de traités internationaux (Convention de Londres 1972, Convention de Bâle 1987, Protocole de Montréal 1989, Convention sur la diversité biologique 1992, Protocole de Kyoto 1999...). Au niveau européen, l'eau a été une des premières thématiques environnementales traitées par l'Union Européenne. Huit Directives principales concernant l'eau ont été publiées depuis 1975, ainsi qu'une série de directives filles. La Directive 2000/60/CE, dite **Directive Cadre sur l'Eau** (DCE), en partie inspirée du modèle de gestion de l'eau français par grand bassin versant hydrographique, a formalisé un cadre d'action pour la gestion de l'eau sur le territoire européen, dont le but était d'harmoniser dans un seul texte l'ensemble des prérogatives déjà adoptées auparavant, et de les élargir à l'ensemble des eaux quel que soit l'usage et les

⁸ Le développement durable est « un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs », source: Mme Gro Harlem Brundtland, Premier Ministre norvégien (1987)

sources de pollutions (Bouleau, 2007). Elle impose une **planification des actions** de gestion de l'eau avec des échéances précises pour **l'atteinte du bon état écologique et chimique** des eaux souterraines et de surface.

Pour les Agences de l'eau déjà existantes en France avant la directive, il s'agit de passer d'une obligation de moyens à une **obligation de résultats**, mesurés par un ensemble d'indicateurs biologiques et physico-chimiques. Ainsi, cette Directive introduit, dans le domaine de la gestion de l'eau, une **culture de résultats vis-à-vis d'objectifs ambitieux de reconquête de la qualité de l'eau, cette culture devant intégrer l'évaluation des services écologiques** (Bouleau, 2007).

Cette obligation de résultats est aujourd'hui plutôt tournée vers la caractérisation de l'état écologique des milieux. Toutefois, cette culture évolue grâce aux apports des travaux sur les services écosystémiques (Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011) (voir le sous-chapitre suivant 1.3.2.6).

1.3.2.6 Émergence de la notion de services écosystémiques

Historique

La notion de **services écosystémiques**, apparue dans les années 1970 (De Groot, 1987), a été introduite officiellement auprès des acteurs publics par le programme des Nations Unies, le **Millennium Ecosystem Assessment** (MEA) en 2001 (Catalon, 2015). Ce programme réunissant de nombreux experts des sciences environnementales et sociales, avait pour but de clarifier et mesurer les interactions entre les activités humaines et les écosystèmes naturels, et de quantifier les conséquences de l'évolution des écosystèmes sur le bien-être humain. Devant le constat de perte de biodiversité, de dégradation des écosystèmes, d'inégalités sociales et de risques pour les générations futures, ce programme avait pour but de faire **prendre conscience aux décideurs publics du rôle de la biodiversité** et de la dépendance de l'homme à leur égard, et ainsi essayer d'infléchir la politique en faveur de la préservation et de la conservation de la nature (Fisher et al., 2009). Les travaux du MEA soulignent bien sûr que le **progrès technologique** a permis jusqu'à présent une très **importante amélioration du cadre de vie**, et du bien-être humain. Mais, il est aussi à l'origine d'une augmentation en parallèle des coûts liés à la dégradation de l'environnement, des problèmes **d'inégalités entre les groupes humains**, et d'un risque de croissance importante des coûts et de leur **report sur les générations futures** (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

A la fin de ce programme en 2005, de nombreux groupes de travail internationaux **se sont appropriés** cette nouvelle notion. A titre d'exemple, le Joint Research Centre (JRC) de la Commission Européenne a lancé une étude de cartographie des services écosystémiques et une évaluation monétaire, afin d'apporter un soutien à la politique environnementale de l'Union Européenne. Aujourd'hui **cette notion est incontournable** et elle est souvent utilisée au niveau local, dans des études d'aménagement et de gestion des milieux naturels (Catalon, 2015).

Notion de services écosystémiques et évolution des concepts

Selon le rapport du Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer, portant sur l'évaluation nationale des services rendus par les écosystèmes selon le cadre conceptuel du MEA, les services écosystémiques (ou écologiques⁹) sont définis comme suit (MEEDDM, 2009) :

« Les services rendus par les écosystèmes désignent l'utilisation humaine des processus naturels à travers la fourniture de biens matériels, la valorisation de modes de régulation écologique, l'utilisation des écosystèmes de support à des activités non productrices de biens matériels (activité artistique, éducation...). Les services se rapportent donc uniquement à des impacts positifs des écosystèmes sur le bien-être humain à travers la fourniture de biens et services. »

La méthode d'évaluation des services écosystémiques, qui découle des travaux du MEA, propose de distinguer 4 catégories de services selon une approche fonctionnelle (Acteon et Ecovia, 2011 ; Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011) :

1. **Services d'approvisionnement** : ils fournissent les produits tels que la nourriture, le bois, les énergies, les ressources génétiques, biochimiques, médicinales, ornementales et l'eau douce ;

⁹ Les deux termes sont utilisés indistinctement en France (Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011a)

2. **Services de régulation** : ils découlent des processus de régulation des écosystèmes tels que le maintien de la qualité de l'eau, la régulation climatique, les processus de régulation de l'eau (recharge des aquifères, écrêtage des crues), le contrôle de l'érosion... ;
3. **Services socio-culturels** : il s'agit des services que la nature procure à l'homme sur le plan de la réflexion, du bien-être, de l'esthétisme, de l'aspect récréatif, de l'enrichissement culturel, de l'intérêt scientifique et éducatif, de l'inspiration spirituelle et artistique ;
4. **Services supports** : il s'agit des services qui soutiennent la production de tous les autres services, et correspondent aux processus écologiques en œuvre au sein de l'écosystème.

De nombreux économistes ont critiqué le fait de mettre au même niveau les services de support, relatifs au fonctionnement de l'écosystème, avec tous les autres services qui en découlent, du fait du risque de faire des doubles comptes dans l'évaluation économique de la valeur totale de l'écosystème. Il existe encore actuellement un débat entre économistes sur la nécessité ou non de séparer ce qui relève des processus (services support) de ce qui s'apparente à des services (Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011).

En France, dans plusieurs évaluations des services écologiques, il a été fait le choix de ne retenir que les **trois premières catégories** de services et de considérer les services supports comme des processus (ou des fonctions) écologiques pour éviter les doubles comptes lors de l'exercice de monétarisation. Faire la distinction entre **service intermédiaire et service final** est aussi recommandé pour éviter les doubles comptes. On peut citer par exemple, la qualité de l'eau comme service intermédiaire à la production de poissons pour la pêche récréative. A noter qu'un même service peut, selon l'usage que l'on en fait, être un service intermédiaire ou un service final : la qualité de l'eau est un service final pour l'usage de l'eau potable, alors qu'elle est un service intermédiaire dans la chaîne logique qui conduit à la pêche récréative (Acteon et Ecovia, 2011 ; Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011a ; MEEDDM, 2009).

Le schéma ci-après **est indicatif des concepts de base** qui sous-tendent la notion au sens large de services écosystémiques appliqués aux hydrosystèmes (d'après l'analyse d'Amigues et Chevassus-au-Louis (2011)).

NB : Les auteurs du schéma précisent que les distinctions proposées n'obligent pas à choisir entre ces concepts mais simplement à montrer des nuances et les expliquer afin qu'elles puissent être réutilisées à bon escient (Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011). A noter, qu'il existe d'autres schémas conceptuels plus ou moins différents selon les objectifs des méthodes d'analyse. Par exemple, certains préfèrent distinguer les services potentiels, des services effectifs en fonction de leur usage effectif ou non (Asconit et CREDOC, 2011, dans Catalan, 2015).

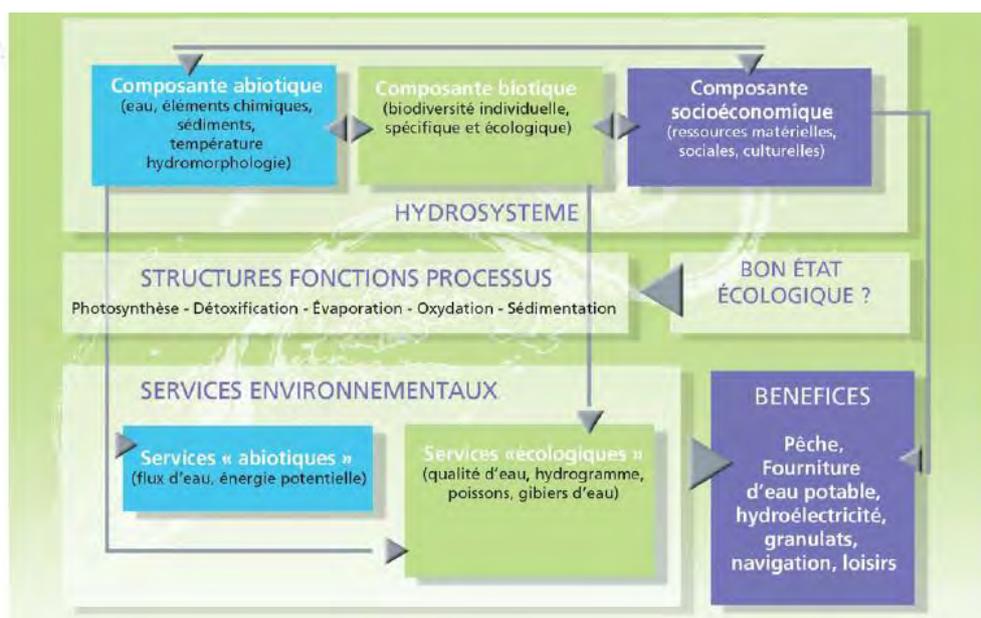


Figure 3 Diagramme montrant les liens entre écosystème, fonctions, services et bénéfices (extrait de Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011)

Amigues et Chevassus-au-Louis (2011) proposent dans ce schéma de bien distinguer **deux notions** : les services qui dépendent de l'hydrosystème entier (facteurs abiotiques, biotiques et contexte socio-économique en interaction), appelés **services écosystémiques ou écologiques**, des services qui ne dépendent que des conditions abiotiques, lesquels sont regroupés dans une catégorie plus large appelée **services environnementaux**.

Le schéma distingue aussi les **services écologiques au sens strict** produits par l'hydrosystème dans un contexte donné, et les **benefices** que l'on peut en retirer (usage et valeur accordée) qui sont aussi fonction du contexte. Par exemple, pour un même service écologique, comme la fourniture de poisson, il est possible de tirer des bénéfices différents selon que l'on pratique de la pêche professionnelle ou amateur. Cette distinction est importante pour bien voir que la façon dont on utilise les services (bénéfices que l'on tire) a des répercussions sur la capacité des écosystèmes à produire ce service. Par exemple, si on veut maximiser le profit de la pêche (bénéfice), cela peut réduire le service rendu en épuisant le stock de poissons (Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011).

A noter que le contexte socio-économique est considéré dans le schéma ci-avant comme une composante à part entière de l'hydrosystème, et rejoint le concept d'anthroposystème, où l'homme et son environnement sont étroitement imbriqués dans une évolution commune (voir le sous-chapitre 1.3.2.4).

Ce schéma montre bien les interrelations entre toutes les composantes du système. Dans leur ouvrage, Amigues et Chevassus-au-Louis (2011) expliquent aussi l'importance de distinguer les **services intermédiaires** et **finaux** pour bien comprendre la chaîne de causes et conséquences, et comprendre la durabilité du système. Ils suggèrent aussi d'identifier, en parallèle de l'évaluation des services écosystémiques, la **durabilité de l'écosystème** grâce par exemple à l'utilisation d'indicateurs de « santé des écosystèmes ». Il s'agit d'évaluer si les fonctions et processus écologiques permettent de maintenir durablement l'écosystème et ainsi assurer les services écosystémiques de manière équilibrée et pérenne dans un contexte socio-économique donné.

Ci-après est présentée une **liste des différents services** des hydrosystèmes, proposée par Amigues et Chevassus-au-Louis (2011) et qui constitue une synthèse de différentes classifications préétablies (Brander et al., 2006 ; EcoWhat et ACTeon, 2009 ; MEEDDM, 2009 ; Morardet, 2009). Ils ont enlevé les services qui relèvent purement des processus écologiques, et ils ont pris soin de mettre en évidence les services environnementaux.

Tableau 1 Liste des services rendus par les hydrosystèmes (d'après Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011)

Services d'approvisionnement
Ressources alimentaires (poissons, gibier d'eau...)
Fibres et matériaux divers (bois, tourbe, fourrages, roseaux)
Ressources biochimiques et génétiques (médicaments, biocides)
Fourniture d'eau* (domestique, agricole, aquacole, industrielle)
Granulats et autres ressources minérales**
Services de régulation
Régulation du climat (production/captage de gaz à effets de serre, pluviométrie)
Régulation hydrologique (stockage et relargage, alimentation des nappes)
Purification et traitement des eaux
Régulation de l'érosion et de la sédimentation, stockage de sédiments
Régulation des risques naturels (inondations, tempêtes)
Régulation biologique : entretien de bio auxiliaires et régulation d'espèces nuisibles ou envahissantes
Services socio-culturels
Services spirituels, esthétiques et religieux (mythes, cultes, création artistique, valeur hédonique, valeur d'existence d'espèces ou d'habitats)
Services récréatifs et de bien-être (détente, loisirs aquatiques**, tourisme, pêche et chasse récréative)
Education (classes d'eau, classes de mer)

* à considérer plutôt comme un service environnemental, le service écologique portant plutôt sur les fonctions de régulation qualitative et quantitative

** plutôt service environnemental

Principe de monétarisation

Les services écosystémiques sont, comme l'indique le tableau ci-avant, de **natures très variées**. Les services rendus par un écosystème sont souvent mesurables à l'aide d'unités physiques (telles les ressources alimentaires), mais la majeure partie du temps **non comparables entre elles** (mètres cube, nombre de poissons, kilogrammes de tourbe, ...); d'autres ne sont pas aisément étalonnables (en particulier les services socio-culturels). C'est pourquoi, pour être en mesure d'évaluer les services rendus par un écosystème, les économistes proposent un étalon unique : la monnaie. **La monétarisation de tous les services est ainsi préconisée**. Cette solution, la seule qui permet de comparer différents services/systèmes entre eux avec une même unité, fait toutefois encore aujourd'hui beaucoup **débat** au sein de la communauté d'experts (Barnaud et al., 2011 ; Salles, 2010 ; Wallace, 2007), à cause de ses possibles **dérives**. Il a pu être constaté, par exemple, que la sphère politique réduit souvent ce type d'évaluation à la seule composante économique monétarisée (Teillac-Deschamps et Clavel, n.d.). Or, les méthodes de monétarisation des bénéfices environnementaux peuvent être difficiles à mettre en œuvre, et empreintes de nombreux **biais**. Par exemple, il est encore aujourd'hui **difficile de quantifier** le plaisir contemplatif, ou l'amélioration de la qualité de l'eau par les processus d'auto-épuration de certains polluants. Aussi, **réduire cette évaluation à la seule composante économique** peut être nuisible à la compréhension des bénéfices réels pour la société. A l'origine, l'évaluation monétarisée doit servir à **renforcer la démonstration** des bénéfices des écosystèmes, par le biais de données quantifiées et comparables, mais elle ne peut se suffire à elle-même du fait des nombreuses difficultés de monétarisation. C'est ce que résume le schéma ci-après, qui montre le cadre de l'analyse économique et son lien avec l'analyse fonctionnelle des services écosystémiques.

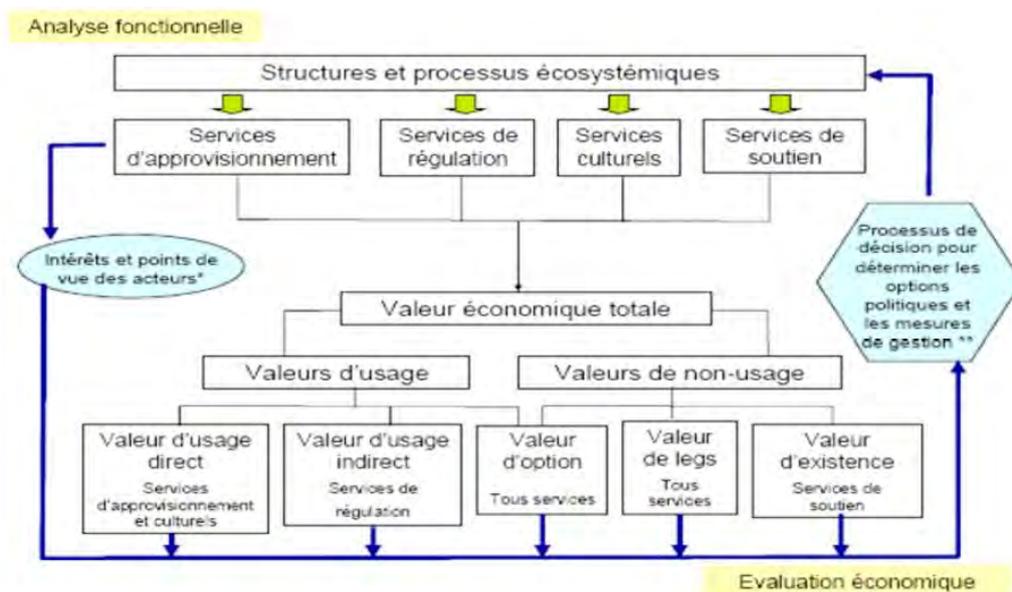


Figure 4 Cadre pour l'analyse fonctionnelle et l'évaluation économique des services rendus (d'après De Groot et al., 2002 ; Millennium Ecosystem Assessment, 2005, figure extraite d'Aoubid et Gaubert, 2010)

Ambition de l'analyse des services écosystémiques

La notion de services écosystémiques est avant tout un **outil technique** à destination des politiques publiques.

A l'origine, cette notion a pour ambition d'apporter une nouvelle lecture des interactions entre l'homme et la société, et a pour objectif **d'améliorer la compréhension et aussi favoriser l'adhésion** de l'opinion publique à la nécessité de préserver l'environnement et la biodiversité. En mettant en avant les interactions entre dynamique naturelle et sociale (influences mutuelles et réciproques), et soulignant aussi la **dépendance de l'homme vis-à-vis de son environnement**, la notion de service écosystémique **invite l'homme à faire le choix d'une coopération homme-rivière qui soit gagnant-gagnant**, plutôt que de toujours penser la nature comme une contrainte à dominer. Cette notion a été conçue à la base pour inciter à changer de mode de gestion en prenant conscience des bénéfices que l'homme peut tirer d'une gestion différente des milieux naturels (Catalon, 2015). Ainsi, par exemple, la classification des services du MEA permet de sensibiliser à la diversité

des services possibles, au-delà des seuls services d'approvisionnement jusqu'alors reconnus (Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011).

Même si la notion de service écosystémique n'a pas été développée directement dans cet objectif, les acteurs publics s'en servent à la fois comme un **outil d'aide à la décision** et pour **mesurer les résultats des politiques menées**. Elle participe ainsi aux enjeux du passage à la culture du résultat qui devient la nouvelle donne en matière d'évaluation des politiques publiques. Pour y parvenir, il est attendu une amélioration des méthodes d'évaluation des services, et une bonne appropriation de ces méthodes par les gestionnaires, au travers d'un approfondissement des relations entre le monde scientifique et décisionnel (Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011).

Enjeux d'ordre éthique

Le concept de services écosystémiques, qui a été initialement introduit pour inventer un **langage commun entre écologues et économistes** (De Groot, 1987), a trouvé plus tard, avec le Millenium Ecosystem Assessment (MEA), un **intérêt en tant qu'outil pédagogique** pour faire prendre conscience à la société de la dépendance de l'homme à son environnement, et des bienfaits qu'il peut en retirer (Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011 ; Catalon, 2015). Le MEA souligne que, certes, le progrès technologique a permis jusqu'à présent une très importante amélioration du cadre de vie, et du bien-être humain, mais il est aussi à l'origine d'une **augmentation en parallèle des coûts** liés à la dégradation de l'environnement, des problèmes d'**inégalités** entre les groupes humains, et d'un **report des coûts** sur les générations futures (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). La notion de services écosystémiques développée par le MEA et repris dans la politique française de gestion des écosystèmes permet de **mettre en évidence les différents besoins humains** qui dépendent de la nature. Ils peuvent autant être **d'ordre pratique** (ressource naturelle, régulation du climat, épuration naturelle, usages...) que **d'ordre esthétique, spirituel, éthique** (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Le MEA délivre une **invitation à penser différemment les rapports entre l'homme et la nature**, afin de trouver un **équilibre sur le long terme** entre les activités de l'homme et son environnement dont il dépend (Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011). Aujourd'hui on constate une plus **grande appropriation** de ce concept dans les politiques environnementales et dans le domaine de l'eau également.

Toutefois, **plusieurs limites et inquiétudes** quant à son utilisation ont été soulevées. Par exemple, des auteurs soulignent que la racine latine du mot service renvoie à servitium qui signifie « esclavage, captivité, domesticité, assujettissement ». Ainsi le terme de service écologique peut donner l'idée qu'il s'agit d'un **asservissement de la nature** pour l'homme. Cette notion peut donner l'impression d'un rapport de force en faveur de l'homme qui domine, décide et contrôle pour son bien-être (Teillac-Deschamps et Clavel, n.d.). La monétarisation des services renvoie aussi à une **vision utilitariste de la nature**, et suscite des craintes liées à la **marchandisation du vivant**, et la **minimisation des valeurs d'existence**, intrinsèques, esthétiques, patrimoniales au profit des valeurs marchandes de la nature. De plus, les analyses monétarisées sont souvent faites dans une logique de court-terme qui n'est pas toujours compatible avec les échelles de temps qui caractérisent les écosystèmes. Pourtant Teillac-Deschamps et Clavel soulignent quand même que **l'évaluation monétaire est utile** car elle permet de quantifier la relative dépendance de l'homme vis-à-vis des écosystèmes, et elle est souvent un argument déterminant dans les politiques de gestion environnementale (Teillac-Deschamps et Clavel, n.d.). Il s'agit donc d'en faire un **usage pondéré et non généralisé**. Amartya Sen critique aussi la seule vision utilitariste des écosystèmes. Elle rappelle que l'individu est certes un **consommateur** qui cherche à satisfaire ses préférences, mais il est aussi **citoyen** qui porte des jugements sur des objectifs pouvant dépasser son intérêt propre immédiat. Dans le même sens, Amigues et Chevassus-au-Louis (2011) soulignent qu'un des enjeux majeurs pour les gestionnaires est d'étendre le champ des valeurs sociales prises en compte dans la conduite de la politique de l'eau **au-delà des valeurs d'usage marchandes** (fourniture d'eau potable, approvisionnement en eau des industries et de l'agriculture), c'est-à-dire vers les **valeurs non marchandes** et même **de non-usage des milieux aquatiques**. Il en résulte un problème plus politique de construction d'argumentaires visant à justifier les actions projetées de protection des milieux vis-à-vis des porteurs d'enjeux.

Toutefois, en termes de gestion, il s'agit de faire la **balance entre avantages et inconvénients**. Il ne s'agit pas d'idéaliser la nature, car elle peut aussi avoir des effets non désirés. L'enjeu est de trouver comment il est possible de préserver son bien-être, ses besoins d'ordre pratique et éthique (sécurité, spiritualité, esthétisme, survie...) tout en laissant la nature s'exprimer. Ceci pour préserver un équilibre sur le long terme entre les activités humaines et l'environnement.

1.3.2.7 Patrimonialisation des milieux naturels et des paysages

Quelques éléments de terminologie :

Tout d'abord, deux notions parfois confondues sont à distinguer : le patrimoine et l'héritage (Rivière-Honegger et al., 2014).

- L'**héritage** correspond aux éléments, biens matériels ou immatériels, **transmis par le passé**. Il renvoie à la mémoire de ces objets. Sur un plan paysager, les douves, les fossés de drainage, les moulins, les canaux, les ports, les chemins de halage, les ponts, les digues et les usines hydroélectriques sont autant d'héritages, témoins discrets ou manifestes de l'histoire des milieux aquatiques (Dournel et Sajaloli, 2012)
- Le **patrimoine** correspond aux éléments, biens matériels ou immatériels, transmis par une institution, une association, un établissement privé, un individu. Ainsi, le patrimoine renvoie aux **éléments d'héritage qui ont été valorisés** en tant qu'éléments du passé digne d'une attention : les hommes vont en effet distinguer ce qui est remarquable de ce qui est ordinaire. Le patrimoine est donc dépendant des systèmes de représentation de la société dans laquelle il s'inscrit (Rivière-Honegger et al., 2014). A noter que la notion de patrimoine a beaucoup évolué. Historiquement, elle renvoyait aux biens hérités de la famille, puis aux biens communs de la nation à partir de la Révolution Française. Depuis l'histoire récente (XIXe et surtout à partir des années 1980), la notion a encore beaucoup évolué, et il existe aujourd'hui une **multiplicité de patrimoines** (matériel, immatériel, historique, culturel, naturel) (Di Méo, 2008).

Emergence et intérêt de la notion de patrimoine naturel :

La nature est un des nouveaux thèmes ayant fait l'objet dans l'histoire récente d'une patrimonialisation. L'**émergence** officielle du terme « patrimoine naturel » date en premier lieu du décret de 1967 instituant les parcs naturels régionaux. Il est réutilisé près de 10 ans plus tard dans la loi sur la nature de 1976. Cette notion a mis toutefois du temps à être appropriée par les services de l'État et le public. Ce n'est qu'à la fin des années 1980 que cette notion est plus largement usitée (Jeudy et al. dir, 1990).

Dans un ouvrage de la commission interministérielle des comptes du patrimoine naturel de 1986, on entend par patrimoine naturel les eaux continentales et marines, le sol, l'air, les matières premières et énergétiques, les espèces animales et végétales. Weber (1986) donne comme définition : « le patrimoine naturel est l'ensemble des **éléments naturels et des systèmes** qu'ils forment, qui sont susceptibles d'être **transmis** aux générations futures ou de se transformer » (Jeudy et al. dir, 1990).

L'introduction de cette notion de « patrimoine naturel » marque un **tournant dans la politique** relative à la nature : on passe d'une vision de préservation de la nature considérée comme exceptionnelle, à une vision de gestion d'un **bien collectif**, comme ressource et héritage, dans une optique de **leg aux générations futures**. De plus, cette notion a permis aussi la reconnaissance de la **nature ordinaire**, et l'importance de sa gestion dans une optique de long terme. En effet, il ne s'agit plus seulement de créer des parcs ou des réserves exemptes d'activités humaines, mais aussi de gérer les espaces naturels et les espèces qui sont dans l'entourage immédiat de l'homme, et qui font partie du quotidien (Jeudy et al. dir, 1990).

Du point de vue scientifique, l'émergence de la notion de « patrimoine naturel » a permis d'approfondir les recherches sur la gestion, l'entretien et la restauration des milieux. Cela a permis de poser le **débat sur les relations homme-nature**, en obligeant notamment les écologues à tenir compte du poids des activités humaines sur le fonctionnement des milieux. Les travaux en écologie ont montré que tout être vivant, homme compris, **modifie, structure le milieu** dans lequel il vit. Par exemple, on ne peut comprendre le fonctionnement d'un milieu ouvert et le gérer sans tenir compte des activités qui ont contribué à le créer. De manière plus générale, de nombreux paysages sont une juxtaposition de milieux plus ou moins façonnés par l'homme, et sont des héritages de l'évolution des écosystèmes au cours du temps (Jeudy et al. dir, 1990).

Contradictions et enjeux :

Des auteurs montrent aussi le **risque** qui sous-tend la notion de patrimoine naturel : il s'agit du risque de concevoir la **nature de manière figée**, et de vouloir la conserver intacte sans prendre en compte sa dimension **naturellement variable, évolutive** et en constante **interaction avec l'homme** (Catalon, 2015b ; Charles et Kalaora, 2003). Catalon (2015) note d'ailleurs que les rivières, de par leur fonctionnement

hydromorphologique, sont un bon témoin du croisement entre dynamique naturelle et sociale, qui permet de bien comprendre la notion de trajectoire évolutive, et montre bien la contradiction avec une vision fixiste des milieux naturels.

Par ailleurs, le caractère patrimonial de certains éléments présents sur la rivière (paysages de rivière aménagée, monuments à caractère patrimonial...) peuvent **provoquer des conflits de gestion** entre différentes catégories d'acteurs nécessitant ainsi des **arbitrages** entre arguments de gestion technico-scientifiques et patrimoniaux (Germaine et Ballouche, 2010 ; Catalon, 2015).

Par ailleurs, le patrimoine, peut aussi être un **levier pour l'émergence de visions de territoire**. Le patrimoine naturel par le biais des paysages peut aussi jouer dans ce processus. L'atout de l'environnement naturel est de plus en plus utilisé dans le **développement économique de territoires** (voir le chapitre 3.2.2.4 sur les facteurs de développement basés sur les aménités environnementales, et voir les exemples du Rhin au point 3.5.2.12 et du Haut-Rhône au point 3.5.2.33).

1.3.2.8 Articulation entre gestion du risque inondation et fonctionnement naturel des milieux aquatiques : cadre apporté par les outils tels que le SDAGE et le PGRI

Une des évolutions récentes en matière de gestion des milieux aquatiques est la **volonté de mieux concilier** la gestion des inondations avec le fonctionnement naturel des milieux aquatiques. En pratique, cette volonté s'est traduite par une **articulation** dans la rédaction des objectifs du **SDAGE et du PGRI** Rhône-Méditerranée sur la période 2016-2021. A titre illustratif, le thème 2 du PGRI et l'orientation fondamentale n°8 du SDAGE Rhône-Méditerranée 2016-2021 formulent la volonté de trouver des synergies d'action entre gestion du risque et restauration des milieux aquatiques, par le biais par exemple de la restauration de champs naturels d'expansion de crues, la limitation du ruissellement à la source, le recul d'ouvrages de protection ...

La loi du 27 janvier 2014 de modernisation de l'action publique (dite loi MAPTAM) crée une compétence ciblée et obligatoire relative à la « gestion des milieux aquatiques et de prévention des inondations » (GEMAPI), et l'attribue aux communes ou à leurs groupements. Cette double compétence obligatoire est une nouveauté, et constitue une **opportunité** pour un même maître d'ouvrage de travailler de **manière plus intégrée** sur ces thématiques (AERMC, 2015b).

1.3.2.9 Un nouvel outil de gestion des rivières : l'espace de bon fonctionnement

Après l'émergence du concept d'espace de liberté ou de mobilité dans les années 1980-1990 (voir le chapitre 1.3.2.2), **un autre concept plus large** a vu le jour dans les années 2000 pour intégrer à la fois la notion de mobilité et les autres fonctions naturelles des cours d'eau comme par exemple des fonctions hydrauliques, biogéochimiques... Cette notion, nommée selon différents vocables comme « espace de rivière », ou « espace cours d'eau » dans certains SAGE, est plus largement appelée aujourd'hui « **espace de bon fonctionnement** » (EBF). L'agence de l'eau RMC utilise ce concept depuis le SDAGE 2010-2015, et renforce son usage dans le SDAGE 2016-2021 (AERMC, 2016b).

D'après le SDAGE Rhône-Méditerranée 2016-2021, l'EBF constitue **l'espace qui joue un « rôle majeur** dans l'équilibre sédimentaire, le renouvellement des habitats, la limitation du transfert des pollutions vers les cours d'eau, le déplacement et le refuge des espèces terrestres et aquatiques ». Pour les rivières, il comprend le lit mineur, l'espace de mobilité, les zones humides alluviales (bras morts, îles, prairies inondables, ripisylve...), tout ou partie du lit majeur comprenant le champ d'expansion de crues. En d'autres termes, c'est **l'espace nécessaire pour le « bon » fonctionnement** de la rivière au regard d'objectifs réglementaires et concertés (circulation des sédiments, expressions de multiples fonctions bénéfiques pour la société telle que la régulation hydrologique, la limitation des pollutions des eaux, l'atteinte du bon état des eaux, le soutien à la biodiversité, des bénéfices socio-économiques durables...).

Concrètement, il s'agit d'un outil de zonage permettant de favoriser la mise en œuvre d'une gestion intégrée à l'échelle la plus appropriée pour concilier les usages, l'occupation du sol, et les fonctions durables des rivières. Avec l'intégration de ce concept dans le SDAGE, les acteurs locaux sont incités à délimiter les EBF et définir des règles du jeu concertées, afin de rendre les projets d'aménagement et de développement du territoire cohérents avec les besoins de gestion équilibrée des rivières.

A noter que la **portée réglementaire** de l'EBF défini dans le SDAGE n'est autre que celle des outils réglementaires déjà existants sur l'espace défini, comme par exemple les plans de préventions des risques inondations, les périmètres de protection des captages d'eau potable, les sites Natura 2000, les réserves naturelles, les espaces naturels sensibles... (Comité de bassin Rhône-Méditerranée, 2016). L'EBF ne rajoute aucune obligation réglementaire supplémentaire, et ne vient pas perturber la réglementation déjà existante.

Le guide technique SDAGE sur l'EBF réalisé par l'agence de l'eau RMC et qui est en cours de finalisation (édition prévue fin 2016-début 2017), apporte **une méthode de délimitation** de l'espace de bon fonctionnement pour aider à son déploiement opérationnel. Cette délimitation s'effectue dans un cadre concerté avec les acteurs concernés (AERMC, 2016b).

1.3.2.10 Vers une tendance à la gestion adaptative

La gestion adaptative est une **nouvelle façon d'aborder** la gestion des cours d'eau. Cette notion est peu usitée en France dans le domaine de la gestion environnementale, mais elle est employée dans les pays anglo-saxons (Etats-Unis notamment) dans des programmes de restauration (Allen et Garmestani, 2015 ; Lillycrop et al., 2011 ; Ventura County Watershed Protection District, 2010 ; Poff et al., 2015).

Il s'agit d'**adapter au fil du temps** les pratiques en fonction de la trajectoire d'évolution des cours d'eau, et en fonction du suivi et de l'évaluation des projets au regard des objectifs fixés. Ce type de gestion est pertinent dans tout **contexte naturellement incertain** sur la durée et pour lequel il manque encore des connaissances pour prévoir de manière très fiable les meilleures pratiques de gestion. La gestion adaptative implique donc d'accepter une part d'**incertitude** sur les moyens les plus efficaces à mettre en œuvre en fonction du contexte du cours d'eau et sur l'évolution des milieux au cours du temps (Allen et Garmestani, 2015). Ainsi, c'est un moyen d'**améliorer les connaissances et les pratiques** dans le sens des objectifs recherchés.

Il ne faut pas confondre cette approche avec le simple fait d'essayer des nouvelles méthodes pour évaluer si cela fonctionne ou pas, mais il s'agit plutôt d'un **processus de gestion de projet structuré dès le démarrage**, qui vise l'apprentissage sur la durée pour améliorer les pratiques en fonction des objectifs fixés et des aléas naturels (Allen et Garmestani, 2015). Cela suppose la **mise en place d'un suivi** pour lequel l'acquisition de chaque donnée est réfléchiée avec des intentions clairement formulées (vérification de l'efficacité du projet, meilleure compréhension des processus, définition de seuils éventuels d'intervention etc). Cela implique notamment une **organisation du projet** qui permet de s'adapter, comme la présence d'un comité de suivi, et l'allocation d'un budget de suivi. Les actions de restauration mises en œuvre doivent tenir compte des incertitudes sur leur efficacité et sur la variabilité et l'évolution des contextes environnementaux pour conserver des capacités d'adaptation au vu des retours d'expérience.

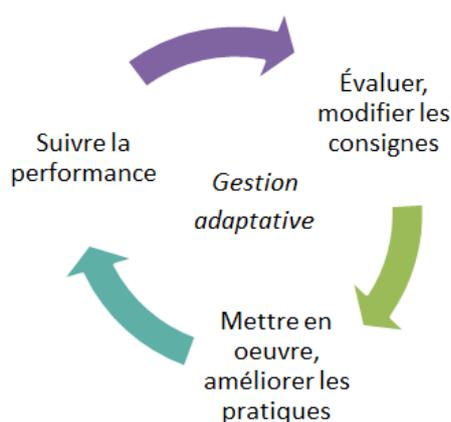


Figure 5 Principes de la gestion adaptative (modifié d'après Lillycrop et al., 2011)

Ce type d'approche de gestion est recommandé dans ces principes par le **projet européen REFORM** sur la restauration hydromorphologique des cours d'eau dans le cadre de l'application de la DCE (Cowx et al., 2015). De plus, ce mode de gestion est particulièrement pertinent face aux incertitudes liées aux changements climatiques.

1.3.2.11 Enjeux actuels liés à ces évolutions

Les enjeux actuels en matière de restauration sont de mener des **projets ambitieux** d'un point de vue environnemental dans un contexte **multi-acteurs**. L'objectif est ainsi d'arriver à **concilier les divers enjeux** qui se posent dans la gestion des milieux aquatiques.

Il est observé actuellement de nombreuses **résistances des parties prenantes** de projets face aux nouveaux principes de gestion hydromorphologique des cours d'eau, car ces derniers peuvent paraître entrer en contradiction avec d'autres politiques sectorielles (inondation, énergie) ou des intérêts multiples (préservations du patrimoine, préservation des terres, intérêts économiques...). Ainsi, la suppression d'ouvrages transversaux qui est souvent préconisée suscite de vifs débats avec, par exemple, les défenseurs du patrimoine hydraulique que constituent les moulins, les sociétés de production d'énergie... (De Coninck, 2015).

Comme autre exemple, il est possible de citer les controverses liées aux **nouveaux choix de gestion** qui consistent à **intervenir le moins possible** pour laisser la rivière recréer ses formes (méandres), dans le cadre de mesures de reconquête d'espaces de mobilité par exemple. Ces principes de gestion suscitent chez les riverains des craintes et inquiétudes. Il existe en effet un **attachement à la rivière aménagée** qui rassure vis-à-vis des inondations et de l'érosion de terres, et à la **rivière entretenue** qui bénéficie d'une préférence paysagère. Le concept de « **laisser-aller** » des nouvelles pratiques de gestion pourrait être interprété également comme synonyme **d'inaction, de négligence, d'abandon de la rivière**, qui tendrait à mettre à l'écart l'homme de la rivière du fait de la fermeture de son espace alluvionnaire (impénétrabilité des abords de la rivière) (Catalon, 2015). Les travaux de thèse sur la Dordogne de Catalon (2015) mettent en évidence toutefois, que la crainte n'est pas tant liée à la perte de maîtrise de la rivière mais **plutôt à la perte des usages** essentiels à **l'appropriation des cours d'eau**, comme par exemple la pêche, la baignade, la promenade.

Pourtant, sous le vocable « laisser-faire », l'objectif n'est pas de défendre une nature vierge de toute intervention humaine, mais plutôt de **limiter celles-ci et de laisser s'exprimer** les processus écologiques à chaque fois qu'il est possible de le faire en **prenant en considération les enjeux socio-économiques** et les **interdépendances** entre l'homme et la rivière » (Catalon, 2015).

En conclusion de sa thèse, Elise Catalon (2015) souligne, que l'introduction de la **notion de services écosystémiques** (voir sous-chapitre 1.3.2.6) est un moyen de « forger une **image positive et optimiste** de la trajectoire commune des hommes et des cours d'eau ». Autrement dit, reconnaître les bénéfices que l'homme peut retirer d'une gestion durable des rivières (cadre de vie, activités sportives et récréatives, valeur paysagère, qualité de l'eau, rafraîchissement) permettrait d'envisager plus sereinement l'idée qu'on peut laisser le cours d'eau déborder, s'éroder et reprendre le dessus dans certains secteurs... C'est en effet l'objectif qui sous-tend l'évaluation des services écosystémiques : sensibiliser et montrer qu'une meilleure préservation et gestion des milieux naturels, permet d'en tirer des bénéfices substantiels.

Aussi, en complément de l'analyse des services écosystémiques, l'étude des **perceptions et représentations** de la rivière est un outil qui permet de mieux comprendre les jeux d'acteurs, les enjeux, les **systèmes de valeurs et d'intérêts en jeu**, et les attentes afin de **faciliter l'action collective** (Rivière-Honegger et al., 2014 ; Aspe et Point (Coord.), 1999 ; De Coninck, 2015). Ces éléments sont abordés dans un chapitre spécifique à la gestion de projet (voir le sous-chapitre 3.6).

Au-delà des aspects cités ci-avant, liés à l'acceptation sociale du bien-fondé des opérations de restauration, au foncier ou aux usages, on peut citer d'autres facteurs qui peuvent limiter l'implication et l'engagement des acteurs locaux. Le rapport d'évaluation de l'incitativité de la politique de restauration physique des cours d'eau de l'Agence de l'eau RMC pointe du doigt également des facteurs liés à la **faisabilité** technique et économique (question des expertises à mobiliser, question des incertitudes sur les moyens et les effets, coûts et moyens du porteur de projet) et au **portage** politique et technique (question du sens de l'action, des compétences des structures porteuses) (Contre Champ et al., 2012). Le chapitre 3.6 apporte quelques recommandations dans ces domaines.

1.4 ÉLÉMENTS CLEFS DU CHAPITRE 1

Les éléments clefs :

- Historique des aménagements :
 - Les aménagements en rivière (moulins, navigation, levées de terres, ponts ...) et la réalisation d'étangs se sont multipliés au **Moyen Age**, avec l'essor économique de cette époque. Ils se **sont intensifiés au XIXe siècle**, avec les besoins agricoles (irrigation, drainage) et les besoins de protection contre les inondations et l'érosion des terres.
 - A partir du second Empire (milieu du XIXe siècle) se développe la **pensée aménagiste** encouragée par les **progrès scientifiques et techniques** : invention et localisation des barrages régulateurs, premiers aménagements du Rhône pour faciliter la navigation et protéger les riverains contre les crues ; adductions d'eau plus lointaines pour les villes, barrages hydroélectriques à partir de la fin du XIXe siècle.
 - Le XXe siècle est la période de **l'essor de cette pensée aménagiste** avec l'invention de la gestion 'multifonctions' (Barrages du Rhône, Durance-Verdon, Seine). L'aménagement des rivières prend une nouvelle dimension après la deuxième Guerre Mondiale (digues, barrages, extraction de matériaux, navigation, mise en irrigation de surfaces agricoles remembrées et drainées).

- Évolutions de la gestion de l'eau
 - La prise de conscience des impacts des activités économiques et de la pollution des villes concerne d'abord la **santé publique**, avec l'hygiénisme dès le XVIIIe siècle, puis le génie sanitaire fin XIXe siècle. En parallèle, dans la deuxième moitié du XIXe siècle, les communautés de pêcheurs commencent à s'inquiéter des conséquences des barrages et plus particulièrement des pollutions des industries sur les poissons. Cette préoccupation va s'amplifier au cours du XXe siècle, comme en atteste de nombreux procès entrepris par les pêcheurs contre les industriels entre les années 30 et 60. Plus récemment (années 1970), les impacts de certains aménagements et des extractions de granulats en lit mineur vont amener de nouveaux questionnements et connaissances sur le **fonctionnement géomorphologique** des rivières. A noter que ces préoccupations en matière d'impacts des activités humaines et d'amélioration du fonctionnement physique ne sont pas réservées à l'hexagone, mais bien internationales comme en attestent les nombreuses publications scientifiques mondiales utilisées dans ce rapport.
 - Le rapprochement des disciplines scientifiques (écologie, hydrologie, géomorphologie, sciences humaines et sociales, économie) va amener à penser les cours d'eau de façon plus **intégrée** en considérant l'homme non plus seulement au travers de l'impact de ses activités mais en tenant compte de la **satisfaction des besoins économiques et sociaux de façon durable**. Ceci va impulser des changements dans la politique de gestion des cours d'eau en France : la notion de **patrimoine naturel**, le « **ménagement** » des cours d'eau, la reconnaissance du besoin d'un **espace de « liberté »** pour la rivière (espace de mobilité puis espace de bon fonctionnement), la reconnaissance des **services rendus via les usages** par les écosystèmes et de l'efficacité des **investissements dans le capital naturel**, la meilleure intégration des **perceptions, des représentations, voire des valeurs**, dans les projets de gestion et de restauration, la gestion **participative et concertée** sont autant de témoins d'une **nouvelle culture de gestion des rivières** à l'œuvre aujourd'hui.

Suite →

- La **règlementation** a suivi **l'évolution des préoccupations, des débats et des connaissances** sur les impacts anthropiques qui ont eu lieu au fil du temps : d'abord les préoccupations liées à la qualité de l'eau et à la pêche, puis plus tard les préoccupations liées aux dysfonctionnements hydromorphologiques (années 1970 à 1990, avec l'interdiction des extractions en 1994 par exemple). En 2000, la **DCE** impose à l'échelle européenne une **cadence à suivre** avec obligation de résultats, en donnant un cadre d'actions, des objectifs et des échéances à respecter. Ce faisant, elle induit aussi un **besoin de connaissance et le développement d'outils de gestion nouveau**, notamment dans le champ de l'ingénierie écologique. En termes de principes de gouvernance, la première loi sur l'eau de 1964 entérine la **gestion par bassin versant** avec la création des agences de l'eau, et celle de 1992 affirme que l'eau doit être considérée comme appartenant au **patrimoine commun** de la nation. A ce titre, l'eau est vue comme un bien partagé entre ceux qui en font usage et ayant un intérêt commun à le préserver. Cette notion renvoie à une **responsabilité partagée** des usages de l'eau et de sa qualité.
- Par ailleurs, la gestion de l'eau, et de l'environnement en général, s'inscrivent aujourd'hui de plus en plus dans une vision de « **l'homme avec la nature** », qui se démarque du paradigme traditionnel « homme contre nature ». Cette conception tend à **mieux concilier les usages et les pratiques avec le fonctionnement des systèmes aquatiques**, et encourage une gestion qui s'appuie sur les **services rendus** par la nature plutôt qu'une gestion basée sur l'artificialisation systématique des rivières. Par ailleurs, les études sociologiques montrent l'existence de **multiples valeurs** accordées par la société à la nature (économique, sociale, éthique (existence, générations futures), mais aussi écologique (résilience, adaptation)), montrant ainsi l'évolution des rapports homme-nature dans la société actuelle.
- La **gestion adaptative** appliquée aux cours d'eau est une **nouvelle façon** d'aborder les projets de restauration. Ce type de gestion est fondé sur la prise en compte des incertitudes d'un projet dès son démarrage afin **de se donner les moyens** de s'adapter au cours du temps au regard des objectifs fixés (budget, suivi, évaluation, comité de suivi). Elle implique donc **d'accepter une part d'incertitude** sur les **moyens** les plus efficaces à mettre en œuvre au regard des objectifs fixés et une part d'incertitude sur **l'évolution** des milieux au cours du temps. Dans tout contexte naturellement incertain, la gestion adaptative est un moyen d'améliorer **les connaissances et les pratiques dans le sens des objectifs recherchés**. Cette notion est peu usitée en France dans le domaine de la gestion environnementale, mais elle est employée dans les pays anglo-saxons (Etats-Unis notamment). De plus, ce mode de gestion est particulièrement **pertinent pour faire face** aux incertitudes liées au **changement climatique** par exemple.
- A noter que la nouvelle compétence « gestion des milieux aquatiques et prévention des inondations » (**GEMAPI**) attribuée aux collectivités locales est une **opportunité** de travailler de manière plus intégrée en considérant simultanément les enjeux de sécurité et les enjeux écologiques. De même, **l'espace de bon fonctionnement (EBF)**, nouvel outil de **gestion intégrée de l'espace** autour de la rivière, est une **opportunité** pour mieux intégrer les cours d'eau au cœur des territoires.

2 ÉLÉMENTS DE CONNAISSANCE CLEFS SUR LE FONCTIONNEMENT PHYSIQUE, LES FONCTIONS ET LES ALTERATIONS DES COURS D'EAU

2.1 INTRODUCTION

L'actuel état des rivières résulte d'une combinaison de facteurs étroitement liés avec l'occupation du sol, les activités humaines, le climat, la géologie, le relief, le sol, la géomorphologie... Ce chapitre montre que les choix de gestion et les réglementations actuelles résultent de la mise en évidence d'impacts observés dans l'histoire récente, d'une meilleure connaissance du fonctionnement physique, chimique et biologique des écosystèmes, d'une mise en évidence des services rendus par la nature. Le défi des opérateurs des milieux aquatiques est de concilier les enjeux de l'aménagement du territoire avec les enjeux de qualité de l'environnement dans une optique de développement durable. Face à ces constats et ces évolutions, de nouvelles pratiques ont vu le jour comme la restauration physique des cours d'eau. **Cette pratique nécessite de comprendre la diversité et le fonctionnement des milieux qui compose les cours d'eau**, afin de comprendre l'intérêt de restaurer et d'adapter les choix techniques. **L'objectif de ce chapitre est de rappeler quelques éléments clefs indispensables** pour appréhender cette diversité, cette complexité du fonctionnement physique et écologique des cours d'eau pour aider la restauration. Sont abordés, dans un premier temps, les éléments de connaissances sur le fonctionnement hydrologique, sédimentaire et hydromorphologique. Ensuite, le lien entre la structure et les processus physiques des rivières et les fonctions et services rendus. Enfin les effets des aménagements qui peuvent être visés par la politique d'atténuation des impacts ou de restauration physique.

2.2 QUELQUES ELEMENTS CLEFS SUR LE FONCTIONNEMENT DES RIVIERES

2.2.1 Préambule

Cette première sous-partie donne quelques éléments fondamentaux sur le fonctionnement physique, hydrologique, sédimentaire des rivières et leur bassin versant. Elle apporte des éléments de compréhension de la complexité et de la diversité des milieux que l'on cherche à restaurer. Sur le plan général, le schéma ci-après **résume les interactions physiques existantes** dans un bassin versant et visées par ce chapitre.

A noter que les transferts des éléments physico-chimiques ne sont pas représentés dans ce diagramme et ne sont pas non plus abordés dans le présent chapitre. Mais bien entendu, ils sont un des éléments fondamentaux du fonctionnement biogéochimique à l'échelle du bassin versant et participent aux réponses biologiques. Pour les besoins de compréhension de la restauration physique des cours d'eau, ce chapitre est plus axé sur le fonctionnement physique (hydrologie, sédiment, dynamique hydromorphologique) qu'hydrochimique.

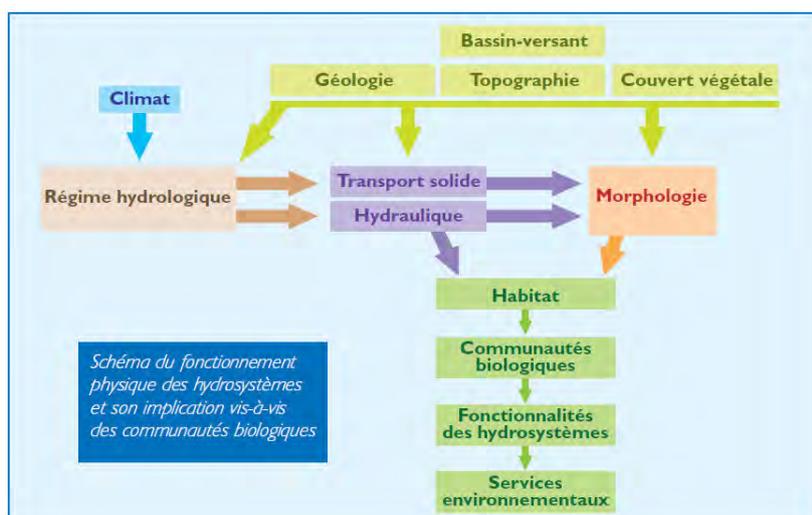


Figure 6 Schéma simplifié du fonctionnement physique des rivières (Baran et Leroyer-Gravet, 2007)

2.2.2 Quelques éléments à l'origine de la variabilité des débits des rivières

2.2.2.1 La formation du débit des rivières

D'une manière générale, ce sont les caractéristiques **climatiques** et **physiques** du bassin versant qui influencent la **formation du débit des rivières**, d'une part en terme de **volume** (bilan des apports) et d'autre part en terme de **d'hydrogramme** (répartition temporelle des écoulements) (Ancitil et al., 2012). Le débit des rivières se forme à partir des **précipitations**, des **réserves en eau du sol** et du **sous-sol** ou des réserves en eau sous forme de **neige**. L'ensemble de ces éléments est conditionné par le **climat** (intensité des précipitations, type de précipitation (pluie ou neige), l'évaporation, voir le sous-chapitre 2.2.2.3), la **géologie** (réserves potentielle d'eau, capacité d'infiltration, voir le sous-chapitre 2.2.2.2), le **type de sol** (réserve en eau du sol), la **topographie** (ruissellement, stockage, infiltration, voir le chapitre ci-après) et la **végétation** (interception de l'eau, infiltration, voir le sous-chapitre 2.2.2.4).

Pour les **petits cours d'eau les plus en amont** des bassins versants (rang de Stralher 1 et 2 en général), la formation des écoulements issus des **précipitations** est régie par les **processus de versants** (ruissellement de pente, écoulement hypodermique¹⁰) contrairement aux cours d'eau inférieurs où les débits sont en partie contrôlés par les apports provenant de l'amont et des affluents (Gomi et al., 2002 ; MacDonald et Coe, 2007 ; Robinson et al., 1995).

Les **débits** du réseau hydrographique de tête de bassin versant se forment à partir du ruissellement sur les pentes, des écoulements hypodermiques dans la zone non saturée du sol, ou grâce aux affleurements de nappes souterraines. Leur contribution respective est dépendante du **contexte local** (l'intensité des précipitations, humidité et types de sol, géologie, topographie, couvert végétal, enneigement) (Petts et Calow, 1996). En particulier, les caractéristiques du sol et son occupation (végétation, ville, agriculture) influencent les capacités d'infiltration et de ruissellement (voir le chapitre 2.4.2 concernant les effets anthropiques liés à l'occupation du sol sur l'hydrologie).

La contribution des différents types d'écoulement entraîne des **temps de transferts plus ou moins rapides** suite à un épisode pluvieux. Dans un bassin versant de 1km², la durée qui sépare le début de la pluie du pic de crue peut varier de 25 minutes lorsque les écoulements sont principalement issus du ruissellement de surface, à 1 heure lorsque le ruissellement par saturation du sol est dominant, et jusqu'à 18 heures si les écoulements sont principalement hypodermiques (Dunne, 1976 dans MacDonald et Coe, 2007).

¹⁰ Les écoulements hypodermiques sont situés sous la surface du sol mais au-dessus des nappes phréatiques permanentes. Ces écoulements s'évacuent plus lentement que les écoulements superficiels mais plus vite que ceux des nappes plus profondes.

La **période de l'année** influence aussi la contribution de chaque type d'écoulement de versant. En hautes eaux, du fait de la saturation des sols et de l'importance des précipitations, les débits sont soutenus majoritairement par le ruissellement de surface et les écoulements hypodermiques des versants. En basses eaux, le débit est principalement lié au tarissement des écoulements hypodermiques et des aquifères plus profonds (Tixier et al., 2012).

En tête de bassin versant, les **débits spécifiques** de crue sont plus **importants** mais aussi très **variables** comparés aux cours d'eau des parties aval (voir la figure ci-après). Cette grande variabilité peut s'expliquer par la complexité et la diversité de situations que l'on peut observer concernant la connectivité pente/cours d'eau (Gomi et al., 2002). L'amplitude des pics de crue spécifiques peut s'expliquer par l'abondance des précipitations en altitude, par la forte probabilité que l'épisode pluvieux se produise sur la totalité du bassin versant d'extension réduite et que le ruissellement soit synchronisé à l'exutoire (MacDonald et Coe, 2007). Mais aussi par l'importance du ruissellement dans la contribution au débit.

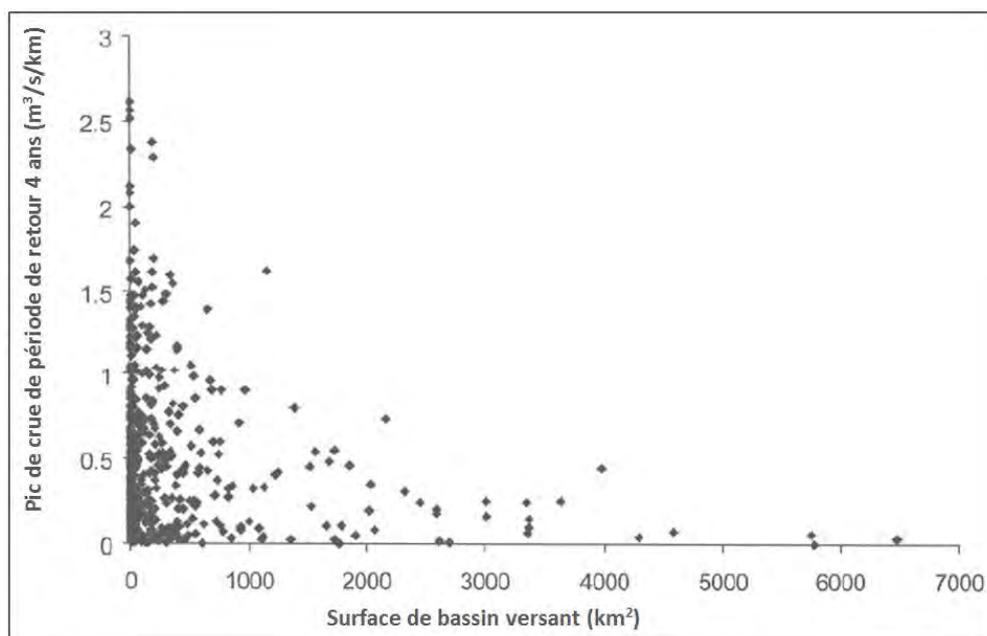


Figure 7 Pics de crue spécifiques de période de retour quatre ans en fonction de la taille du bassin versant pour 477 stations de jaugeage dans l'État de Washington, États-Unis (d'après MacDonald et Coe, 2007)

Du point de vue des débits d'étiage, une particularité répandue des petits cours d'eau de tête de bassin versant est **leur caractère intermittent**, bien que certains soient complètement pérennes s'ils sont alimentés en continu par une source. La fréquence, la durée et la longueur des assecs sont dépendantes du **climat** qui conditionne la fréquence, l'intensité et la nature des précipitations, mais aussi de la **géologie** qui conditionne les réserves en eaux souterraines disponibles pour les écoulements de surface.



A NOTER

Les **têtes de bassins versants**, comme leur nom l'indique, correspondent aux territoires situés dans la partie la plus amont d'un bassin versant, englobant les zones de sources et un chevelu souvent dense de petits ruisseaux. Pour donner une idée de leur importance en terme de linéaire, et même si les critères de délimitation des têtes de bassins versants sont soumis à débat, ces dernières peuvent être représentées par les cours d'eau de **rang de Strahler de 1 à 3** (Vannote et al., 1980). Les scientifiques estiment que ce linéaire représente **de deux tiers à plus de 80%** du total des linéaires des bassins versants à l'échelle mondiale (King et al., 2009).

En tête de bassin versant, l'étendue des surfaces drainées, la longueur du chevelu de ruisseaux, la présence de réserves d'eau (neige, zones humides, réserves souterraines) et la relative abondance des précipitations du fait

de l'altitude expliquent l'importance de ces secteurs pour l'alimentation en eau des parties aval. Il a été montré, dans une modélisation réalisée sur l'ensemble du réseau hydrographique de la partie Nord-Est des États-Unis (voir la figure ci-après), que les cours d'eau de rang de Strahler¹¹ 1 participent en moyenne à hauteur de 70% de l'apport d'eau moyen annuel des cours d'eau de rang 2. La contribution de ces cours d'eau atteint 50% pour les cours d'eau les plus à l'aval des bassins versants (Alexander et al., 2007). A noter que le reste de l'eau provient des précipitations et des réserves d'eaux souterraines locales.

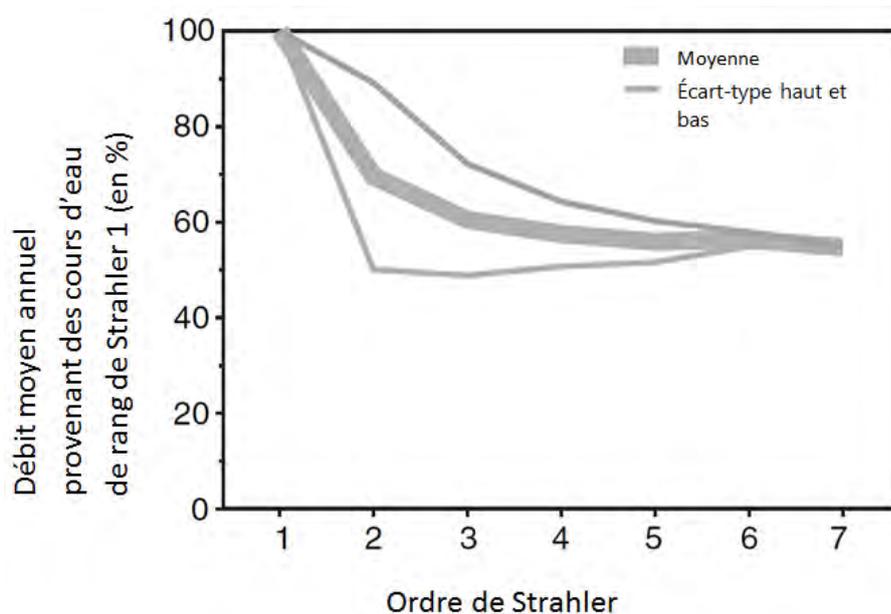


Figure 8 Contribution moyenne des têtes de bassins versants (rang 1) au débit moyen annuel des cours d'eau situés en aval dans le nord-est des États-Unis (d'après Alexander et al., 2007)



A NOTER

Les **têtes de bassins versants** sont d'un intérêt crucial dans la compréhension des problématiques hydrologiques à l'échelle du bassin versant, car elles contribuent à hauteur de **50 à 70% des apports d'eau** des cours d'eau aval (voir ci-avant). Elles ont donc un **rôle hydrologique** important. Par extension, la qualité de l'eau à l'aval d'un bassin versant peut aussi être influencée par des pollutions provenant de ces secteurs. Alexander et al. (2007) ont également montré, que **40 à 45% du flux moyen annuel d'azote** des cours d'eau aval (rang de Strahler 5 et plus) provenait des ruisseaux pérennes de têtes de bassins versant (rang de Strahler 1), en raison des diverses sources de pollutions existantes et de la forte contribution hydrologique de ces secteurs. Ces résultats confirment l'intérêt de la prise en compte de ces secteurs dans l'étude et la gestion de l'eau à l'échelle des bassins versants, même lorsqu'ils sont grands.

Au fur et à mesure que la **taille du bassin versant augmente**, le débit et la taille des cours d'eau croissent aussi. Les processus hydrologiques sont moins liés aux apports de versants, mais davantage liés aux **apports du réseau hydrographique amont**. Ainsi, la forme du bassin versant, le nombre et l'organisation des affluents dans l'espace prennent le pas sur l'influence des versants (Gomi et al., 2002 ; Robinson et al., 1995). Outre les conditions climatiques, l'ensemble des **trois composantes géomorphologiques** d'un bassin versant (forme, volume et réseau hydrographique) permet **d'expliquer sa réponse hydrologique** suite aux précipitations (Douvinet et al., 2008). A titre d'exemple, un bassin versant allongé favorise pour une même pluie des faibles débits de pointe, en raison du temps d'acheminement de l'eau à l'exutoire plus important. Alors qu'un bassin

¹¹ Le rang de Strahler sert à hiérarchiser le réseau hydrographique. Dans la classification de Strahler, le rang 1 est attribué à tout cours d'eau entre sa source et sa première confluence. Le rang augmente à mesure que l'on se rapproche de la partie aval du bassin versant, selon la règle suivante : deux tronçons de même ordre qui se rejoignent forment un tronçon d'ordre supérieur.

versant en éventail engendrera un hydrogramme plus resserré avec des débits de pointes plus forts et un temps de concentration¹² plus court (Musy, 2005) (voir la figure ci-après). La **variabilité spatiale et temporelle** de la pluie et la forme des connexions entre les cours d'eau influencent les phénomènes de synchronisation/désynchronisation des écoulements. La présence de **zones d'expansions de crues**, de **singularités** (végétation, sinuosités) joue un rôle dans l'atténuation de l'intensité des crues. Cette atténuation, d'amont en aval, est minimale pour les débits à peine supérieurs au débit de plein bord, mais s'accroît pour des débits plus forts (stockage, infiltration dans la plaine alluviale) ou plus faible (dissipation de l'énergie dans le lit mineur). Sur le cours de l'Allier, Dacharry (1974) a montré que la crue de 1968 avait été écrêtée grâce à la soustraction de 13% de son volume net sur 220km par infiltration dans la nappe alluviale (Amoros et Petts, 1993).

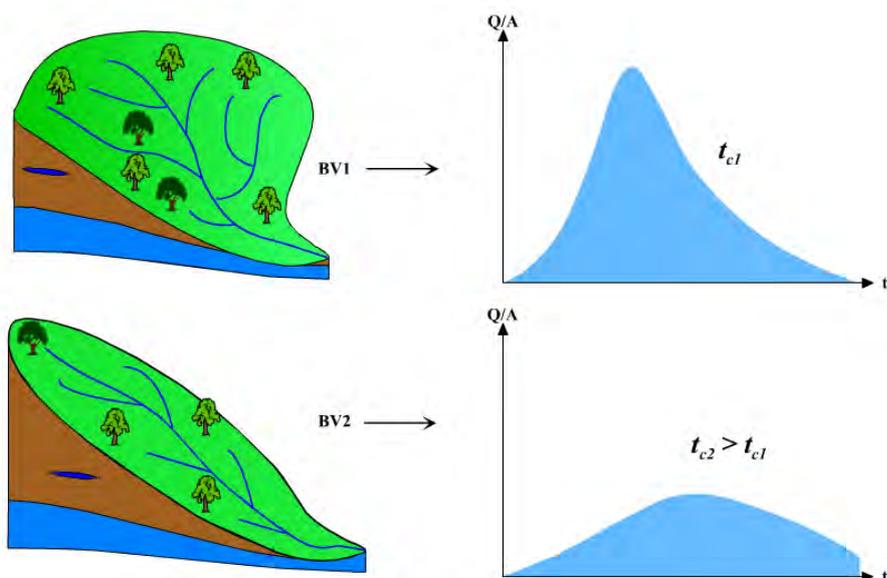


Figure 9 Influence de la forme du bassin sur la forme de l'hydrogramme de crue (Musy, 2005)

Pour les **débits d'étiage**, les rivières plus importantes peuvent aussi être affectées localement par des **assecs**. Ces assecs peuvent être dus à un **régime de pluie défavorable** en période estivale (régime nival en contexte méditerranéen sec, où les débits sont soutenus principalement par la fonte des neiges) combiné à la présence d'un important **aquifère perméable en lien** avec le cours d'eau. C'est par exemple le cas sur le lit en tresses de l'Asse qui présente des pertes d'eau dans les alluvions en amont de la confluence avec la Durance. Ces pertes d'eau peuvent aussi être dues à la présence de niveaux karstiques sous-jacents, comme c'est le cas sur l'Albarine, une rivière Jurassienne (Datry et al., 2011). Les **prélèvements en eau** sont également un des facteurs explicatifs. Le changement climatique et l'accroissement de la demande en eau devraient aggraver les assecs (fréquence, durée) de ce type de cours d'eau.

¹² Temps de concentration : maximum de durée nécessaire à une goutte d'eau pour parcourir le chemin hydrologique entre un point du bassin et l'exutoire de ce dernier.



A RETENIR

La formation des débits des rivières **dès l'amont** et leur dynamique dans le temps sont influencés par le **climat** et les processus hydrologiques **liés aux versants** (infiltration, ruissellement). Il existe une grande diversité de contextes physiques (sol, géologie, topographie, végétation, occupation du sol) et climatiques (variations saisonnières, neige, pluie, évapotranspiration) qui conditionne le fonctionnement hydrologique. Les débits spécifiques de crues des têtes de bassins versants sont généralement **plus forts** mais aussi très **variables**.

Pour les cours d'eau plus à l'aval, l'intensité des crues dépendra davantage de la **forme du bassin versant**, de la **variabilité spatiale et temporelle de la pluie**, de la présence de **zones d'expansions de crues et de singularités** (sinuosité, végétation). Aussi, il existe un **lien amont-aval très fort** entre les têtes de bassins et les cours d'eau aval du fait de leur étendue et des **volumes d'eau transférés** qui sont conséquents.

L'**intermittence** des écoulements concerne souvent les têtes de bassin versants **mais aussi des secteurs plus en aval**, en fonction du contexte (géologie, climat). Les pressions de **prélèvements** sur la ressource en eau rentrent aussi en jeu dans l'étendue et la fréquence des assecs. Leur évolution et les effets du changement climatique constituent des facteurs d'aggravation de l'intermittence des cours d'eau.



EN PRATIQUE

Une bonne compréhension des **mécanismes de transferts des eaux** des versants vers les cours d'eau, de propagation des **écoulements de l'amont vers l'aval** et des éventuels **contrôles aval**, est importante en matière de gestion des risques inondation, des risques d'érosion des sols, du transfert des pollutions, de gestion quantitative des prélèvements.

En tête de bassins versants, les **activités présentes sur les versants** ont une importance cruciale dans le fonctionnement des petits cours d'eau et ont un effet non négligeable sur l'ensemble des cours d'eau à l'aval.

Tous ces éléments de connaissance sont **primordiaux** pour définir des mesures de gestion de bassins versants mais aussi pour bien comprendre le contexte local et global dans le cadre d'un projet de restauration.

2.2.2.2 Lien avec les eaux souterraines

Quelle que soit l'échelle du bassin versant, le **débit de base**¹³ des cours d'eau est intimement lié aux **relations avec les nappes souterraines**. La contribution des eaux souterraines au débit de base est **très variable** (Musy, 2005). Elle est fonction des caractéristiques de tarissement des nappes (Roche, 1963) et dépend du type de roches, du volume des réserves en eau emmagasinées, de la capacité de l'aquifère à restituer l'eau de manière différée, de la recharge de ces aquifères par la pluie ou la rivière lors des crues, des connexions entre rivières et nappes, des caractéristiques de l'interface nappe/rievère et des niveaux d'eau dans la rivière.

Dans des régions où dominent des formations géologiques **peu perméables** (substratum rocheux non fissuré, argiles et marnes), le débit des rivières est **peu soutenu** par les eaux souterraines. C'est le cas pour les affluents rive gauche au sud de la rivière Drôme qui s'écoulent sur des marnes noires. En revanche, si les formations géologiques sous-jacentes sont **très perméables** (réservoirs karstiques ou autres formations perméables) et les ressources en eau abondantes, la **contribution** des eaux souterraines aux débits des cours d'eau est **plus forte**. C'est le cas de l'Herbasse et de la Galaure qui drainent des eaux d'un aquifère molassique de grande étendue. Le **débit spécifique de basses eaux** peut être un indicateur de la contribution des eaux souterraines au débit de la rivière. Si celui-ci est important, cela peut indiquer une forte contribution des eaux souterraines. A titre

¹³ Composante de l'écoulement provenant de la vidange des réserves du bassin, souterraines (aquifère) ou superficielles (neige, lacs)(Cosandey, 2000)

d'exemple, le QMNA5¹⁴ spécifique des **affluents rive gauche de la Drôme** est compris entre 0.1 et 1 L/s/km², alors que ceux de **la Galaure et de l'Herbasse** dans le bas Dauphine peuvent dépasser 2 L/s/km² du fait des apports de la nappe molassique (DIREN Rhône-Alpes, 2001).

Les **échanges nappes-rivières** ont lieu soit ponctuellement au niveau de sources ou de pertes, soit de manière diffuse au travers des alluvions du fond du lit, appelée **zone hyporhéique**, ainsi qu'au travers des **berges**. De nombreuses variables rentrent en jeu pour expliquer le sens et l'importance des flux, l'étendue de la zone de mélange entre eau souterraine et eau superficielle. La conductivité hydraulique et les gradients de charge sont les principaux moteurs des échanges (Vernoux et al., 2010). Plus la conductivité hydraulique est grande plus les flux échangés sont potentiellement importants. Le **colmatage** du fond du lit par des sédiments fins **peut stopper** complètement les échanges nappes-rivières.

Si le niveau piézométrique¹⁵ dans la rivière est inférieur à celui la nappe d'eau souterraine, comme c'est le cas souvent à l'étiage, alors la **nappe alimente la rivière**. Si le niveau piézométrique de la rivière est supérieur à celui de la nappe, comme cela peut être le cas en hautes eaux, alors c'est la **rivière qui recharge la nappe**. Cette recharge peut se faire également grâce aux **débordements** dans la plaine alluviale lors des inondations. A noter également que si le niveau de la rivière est égal à celui de la nappe, il n'y a pas d'échange.

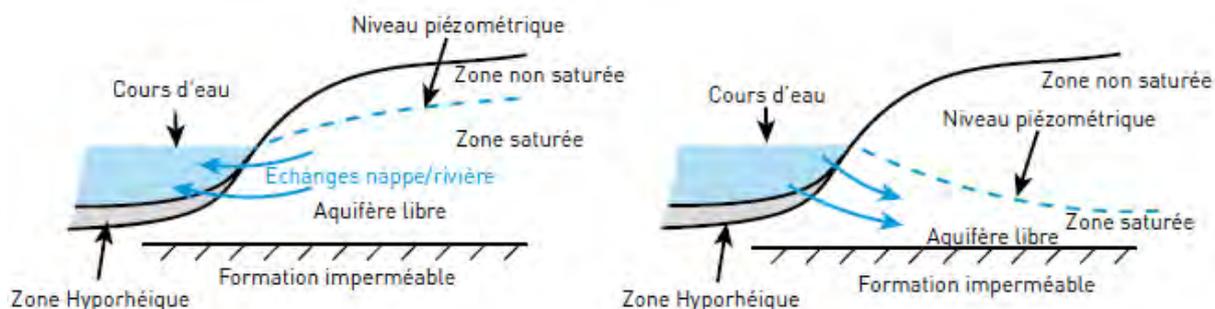


Figure 10 Schéma de principe des échanges nappes-rivières (figure extraite de Bravard et al., 2008)

Au sein d'une même rivière, il peut y avoir des secteurs qui rechargent les aquifères et d'autres qui sont alimentés par eux. Ces **variations** à l'échelle d'une même rivière peuvent s'expliquer par les **caractéristiques des aquifères** en contact avec la rivière (présence d'un karst par exemple), ou également par des variations de **perméabilité** ou de **charge** au sein d'une même formation géologique. Pour la Durance, entre Cadarache et Noves, le **granoclassement**¹⁶ des alluvions de la nappe lié à la configuration géomorphologique naturelle de la vallée (élargissement, verrous hydrauliques), provoque un drainage de la nappe par la rivière au niveau des alluvions peu perméables et une réalimentation de la nappe par la rivière dans les secteurs de forte perméabilité (Schindler, 2006) (voir la figure ci-après). De même, la présence de **verrous hydrauliques naturels** peut provoquer des débordements de la nappe alluviale dans la rivière (Schindler, 2006).

¹⁴ Le QMNA5 est le débit mensuel minimal de période de retour 5 ans, soit ayant une chance sur cinq de se produire dans l'année

¹⁵ Profondeur de la surface de la nappe d'eau souterraine

¹⁶ Répartition des grains des alluvions par leur taille, pouvant être progressivement croissante ou décroissante.

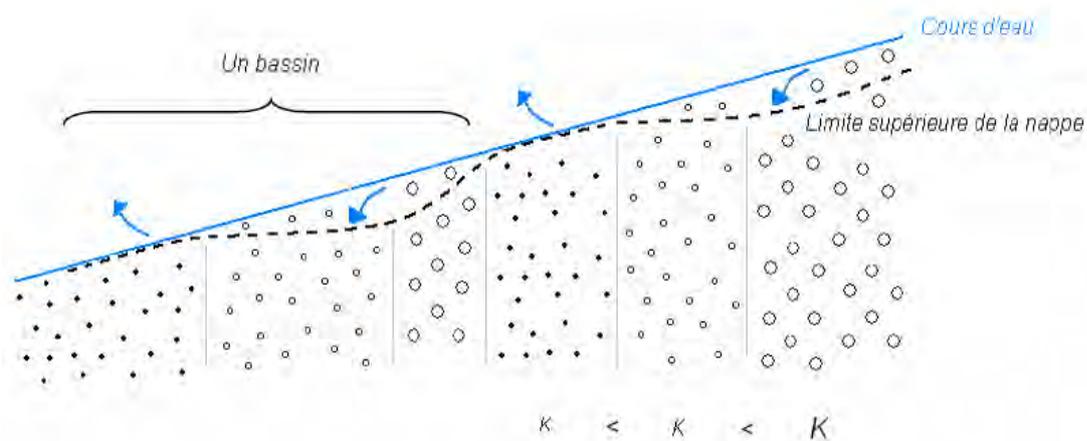


Figure 11 Différence de perméabilité au sein d'alluvions, liée à un granoclassement d'amont en aval dans une succession de bassins sédimentaires contraints par la vallée (Schindler, 2006)

Les **nappes profondes** peuvent contribuer au débit des cours d'eau si leur niveau piézométrique est suffisamment important et si la perméabilité des réservoirs permet une drainance ascendante. C'est le cas pour l'Eygues entre Nyons et Villedieu/Cairanne (CEREG Ingénierie et HYDRIAD, 2014), mais aussi pour les rivières du Bas-Dauphiné (Cave, 2011).

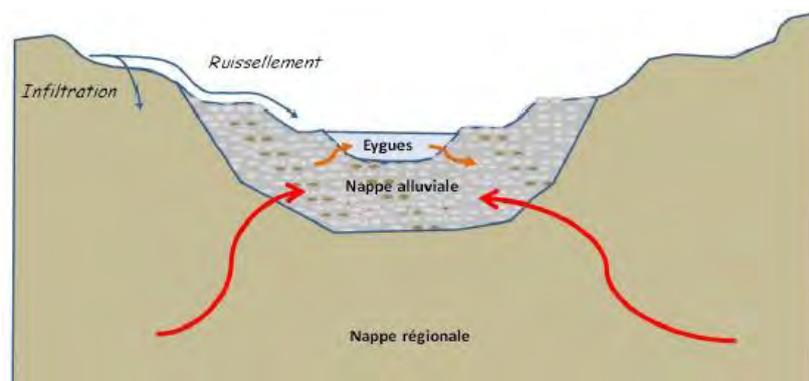


Figure 12 Alimentation de la nappe alluviale et de la rivière Eygues par la nappe régionale sous-jacente entre Nyons (26) et Villedieu/Cairanne (84) (figure extraite de CEREG Ingénierie et HYDRIAD, 2014)

Dans les rivières s'écoulant sur des **aquifères karstiques**, si le niveau du karst est bas, l'eau de la rivière peut **totalemment s'infiltrer** et ressortir plus loin en aval. C'est le cas du **Gardon** moyen où l'eau s'infiltré au niveau des pertes de Boucoiran et de Dions et ressort de la résurgence de la Baume dans les gorges calcaires (BRGM et AERMC, 2014). De même, pour les rivières qui s'écoulent sur des **formations alluviales** importantes et très perméables, l'eau peut en partie ou totalement **s'infiltrer** si le niveau piézométrique de la nappe est plus bas, comme c'est le cas pour l'Asse (04) en amont de la confluence avec la Durance (Datry et al., 2011), mais aussi à l'aval de l'Eygues (CEREG Ingénierie et HYDRIAD, 2014).

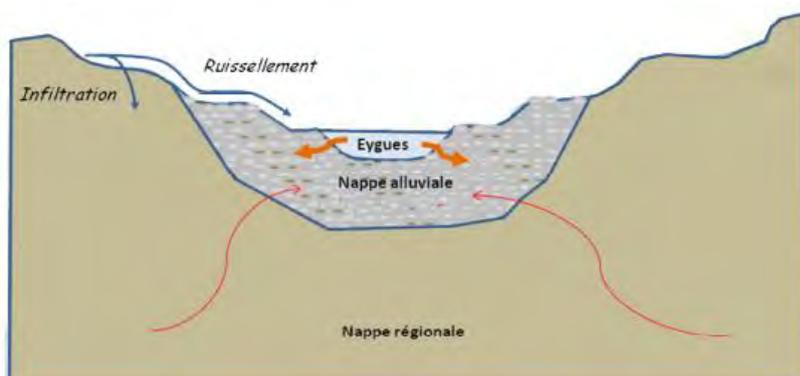


Figure 13 Infiltration des eaux de la rivière Eygues dans la formation alluviale sous-jacente entre Cairanne et Orange (figure extraite de CEREG Ingénierie et HYDRIAD, 2014)

Les écoulements dans une nappe alluviale superficielle peuvent **alimenter un autre bassin versant**. A titre d'exemple, il été montré que la nappe d'accompagnement de l'Eygues alimente celle du Lez toute proche. Le schéma ci-après montre le changement de direction des écoulements dans la formation alluviale (vers le Lez au nord, et vers l'Eygues au Sud).

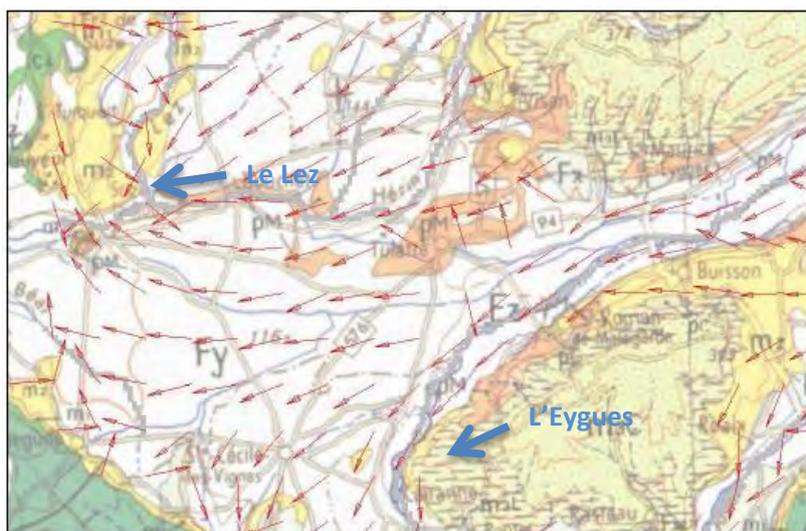


Figure 14 Direction des écoulements dans la plaine alluviale montrant les apports du bassin de l'Eygues vers celui du Lez (figure extraite de CEREG Ingénierie et HYDRIAD, 2014)

Tous les **aménagement anthropiques** qui ont une influence sur le niveau des nappes d'eau souterraines peuvent donc avoir des répercussions sur les échanges nappes-rivières (flux et sens d'écoulements). Les ouvrages hydrauliques augmentent le niveau de la nappe à l'amont et l'abaissent à l'aval. Les pompages en nappes provoquent des cônes de rabattement qui peuvent inverser le sens des écoulements. A titre illustratif, ci-après est présenté l'effet combiné d'un pompage industriel et d'un aménagement hydroélectrique au niveau de l'île de la Platière sur le Rhône.

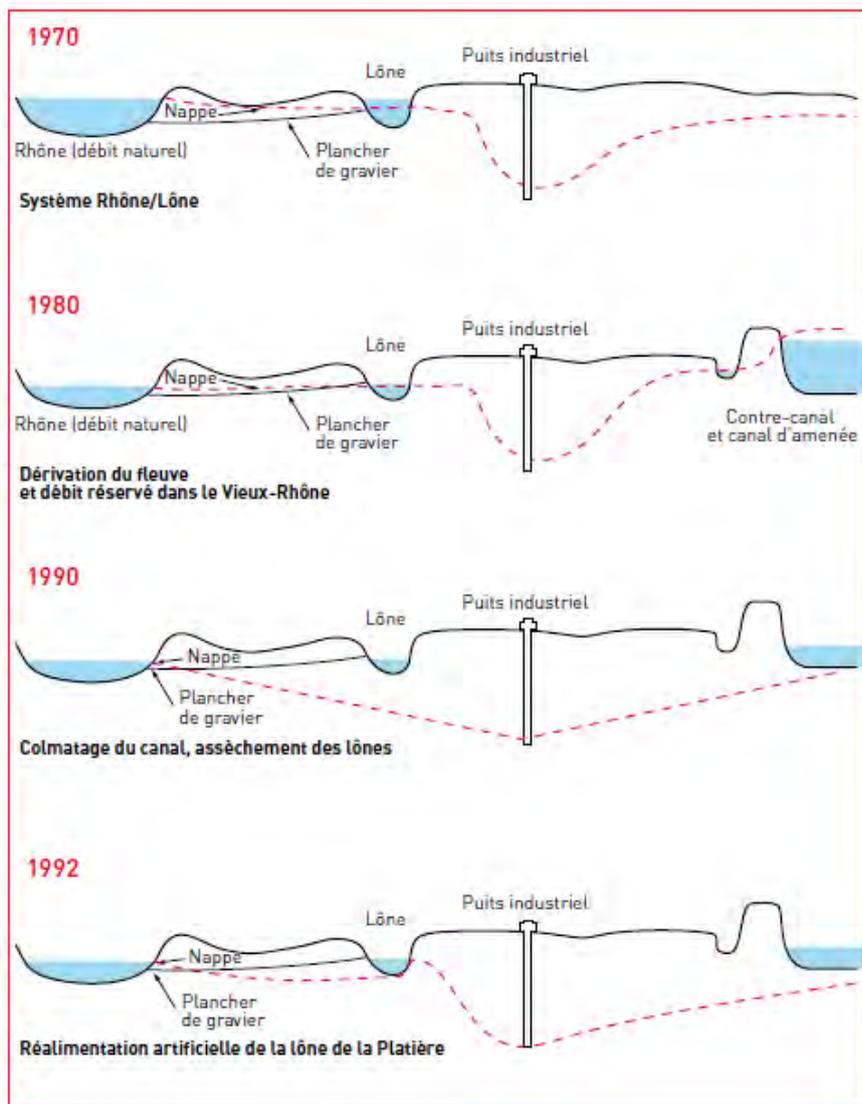


Figure 15 Évolution de la nappe alluviale du Rhône au niveau de l'île de la Platière (d'après l'association des Amis de l'île de la Platière, figure extraite de Bravard et al., 2008)

En synthèse, il est possible de qualifier les relations entre eaux souterraines et les eaux de surface selon les **six modalités** qui ont été utilisées lors des travaux d'actualisation du SDAGE pour caractériser les relations nappes-rivières : **pérenne ou temporaire drainant, pérenne ou temporaire perdant, en équilibre, indépendant de la nappe**. Sur le bassin Rhône-Méditerranée, plus de la moitié des relations nappes-rivières recensées sur le référentiel de masses d'eau est de type « **pérennes drainantes** ».



A RETENIR

Les eaux souterraines permettent la **présence d'eau** dans les rivières en dehors des périodes de pluie. A l'inverse, les rivières peuvent participer à la **recharge** des nappes en période de hautes eaux par débordement de l'eau en période d'inondation ou par des différences de niveau piézométrique au niveau des berges et du fond du lit.

Les caractéristiques des échanges nappes-rivières présentent une **grande hétérogénéité** dans l'espace et dans le temps : **le sens comme l'importance des échanges peut varier de l'amont à l'aval d'un même cours d'eau** (suivant la nature des terrains encaissants, du degré de colmatage des berges, la topographie de la vallée...) **et dans le temps** (suivant l'état de recharge de la nappe, la position de la ligne d'eau du cours d'eau, la sollicitation de la nappe par les usages anthropiques...).



EN PRATIQUE

Comprendre le fonctionnement des échanges nappes-rivières est important dans les questions de qualité de l'eau (auto-épuration de certains polluants, température), de biodiversité, de soutien d'étiage, et de recharge des aquifères, mais aussi pour la gestion des zones humides alluviales (voir le sous-chapitre 2.3 sur les fonctions des cours d'eau).

2.2.2.3 Influence du climat sur les débits et tendances d'évolutions

Les caractéristiques du climat influencent les débits des cours d'eau au fil des saisons. Sur le bassin Rhône-Méditerranée, il existe une grande diversité climatique à l'origine de la **grande variété de régimes hydrologiques**¹⁷(Amoros et al., 2000).

Les régimes hydrologiques des cours d'eau dépendent du **climat** (précipitations pluie-neige, températures...) mais aussi des **caractéristiques physiques** comme la topographie, la géologie, le type de sol, la végétation (vu dans les sous chapitres précédents), et les **aménagements anthropiques** (voir l'influence hydrologique des aménagements anthropiques dans le chapitre 2.4) (Amoros et al., 2000). Les premières classifications des régimes hydrologiques ont été développées par Lvovich (1938) en URSS puis Pardé (1955) en France. Celle de Pardé est à l'origine de plusieurs autres classifications proposées par la suite, qui sont aussi plus précises et plus fines du fait des développements progressifs de l'informatique (Haines et al., 1988 ; Arnell et al., 1993 ; Krasovskaia et al., 1993 ; Oberlin et al., 1993 dans Amoros et al., 2000). La classification de Pardé identifie **3 types** de régimes hydrologiques basés sur l'évolution des débits moyens mensuels sur des chroniques de plusieurs années d'observations :

- le régime **simple** : un seul type d'alimentation (pluie, neige, ou glace) qui se traduit par une seule alternance annuelle de hautes et basses eaux ;
- le régime **mixte** : deux types d'alimentation (pluie et neige) caractérisés globalement par deux périodes de maxima et deux périodes de minima au cours de l'année ;
- le régime **complexe** : il s'agit des régimes des grands fleuves qui subissent plusieurs influences selon les apports de leurs sous-bassins versants constitutifs.

Ci-après est présentée la classification de Pardé **légèrement modifiée et adaptée aux cours d'eau français**, car elle reflète bien l'influence du climat sur les types de fonctionnement hydrologique. Ce tableau décline les principales caractéristiques des débits en fonction de l'influence climatique (pluie, neige...).

¹⁷ On entend par régime hydrologique les traits qui caractérisent les variations temporelles des débits au fil des saisons.

Tableau 2 Les régimes hydrologiques en France (d'après Pardé et légèrement modifiée, extrait de Amoros et al., 2000)

Régimes hydrologiques		Caractéristiques essentielles	Exemples
Surtout pluies	Pluvial océanique	Hautes eaux de saison froide ; basses eaux de saison chaude (maximum de janvier à mars, minimum de août à septembre) Deux saisons hydrologiques.	<i>Plaines sédimentaires</i> (Seine, Meuse) <i>Façades océaniques</i> (Blavet, basse Loire) <i>Pleine de l'Est</i> (Saône)
	Pluvial méditerranéen	Hautes eaux de saison froide ; basses eaux d'été. Des étiages sévères. Type géographique très limité.	<i>Basse-Provence, Maures, Esterel</i> (Arc, Argens)
Pluie et neige	Pluvio-nival	Les deux modes d'alimentation de l'écoulement sont sensibles. Cependant prédominance de l'alimentation pluviale. Hautes eaux d'hiver et de printemps ; basses eaux d'été	<i>Jura, Massif Central</i> (Ain, Doubs, Tarn à Albi, Lot à Cahors) <i>Cévennes</i> (Ardèche à Vallon) <i>Pyrénées</i> (la Nive)
	Nivo-pluvial	Rôle accru de la neige dans l'écoulement. Pénurie d'hiver (rétention nivale), gonflement printanier (fonte des neiges), basses eaux de fin d'été (rôle de l'évaporation), recrudescence automnale à caractère pluvial.	<i>Préalpes</i> (Fier, Chéran, Guiers, Bourne, Asse, Bléone, Verdon) <i>Pyrénées</i> (Bas Gave d'Oloron à Oloron, Bas Gave d'Ossau)
	Nival atténué	Le rôle de la neige devient important. Il se combine cependant encore largement avec celui des pluies.	<i>Alpes</i> (Drac au Sautet) <i>Pyrénées</i> (Neste, Pique, Salat, Ariège, Haute Garonne, etc.)
	Nival majeur	Le rôle de la neige devient majeur. D'où glissement des hautes eaux sur la fin du printemps ou l'été (mai à juillet)	<i>Alpes</i> (Haute Durance et ses tributaires, Isère après Bourg Saint Maurice)
Neige et glace	Glaciaire	Intervention de l'englacement des bassins versants. Les glaciers prennent une importance majeure, dès lors que leur surface occupe au moins 15 à 20% de celle des bassins versants. Report des hautes eaux sur l'été.	<i>Alpes</i> (Arve à Chamonix, les Arveyron, l'émissaire du glacier du Bionnassay, etc.)

Les hydrogrammes suivants illustrent trois exemples bien distincts de régimes hydrologiques : le régime nival de la Durance à la Clapière (05), le régime pluvio-nival de l'Ardèche à Sauze-Saint-Martin (07), le régime complexe du Rhône à Beaucaire (30) influencé par les affluents Alpains en période d'étiage.

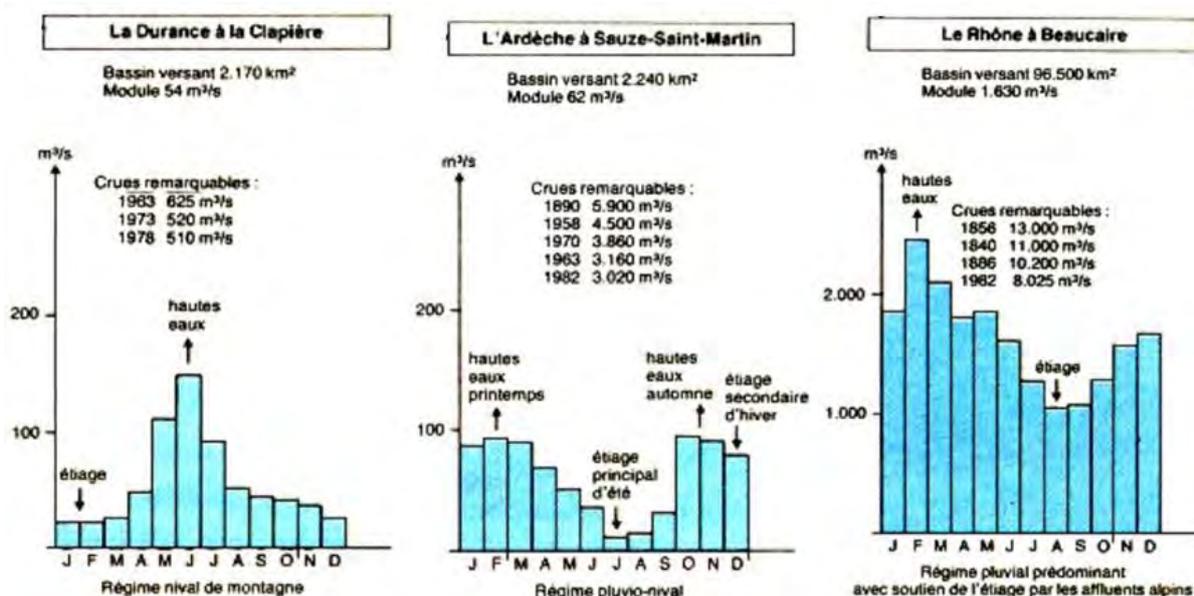


Figure 16 Exemple de régimes hydrologiques sur le bassin Rhône-Méditerranée (figures extraites de Jacq et Roche, 1986)

**A NOTER**

Le bassin Rhône-Méditerranée présente **tous les types de régimes hydrologiques** définis à l'échelle française d'après la classification de Pardé (pluvial océanique, pluvial méditerranéen, plusieurs types de régimes en lien avec la neige, et aussi le régime glaciaire).

D'autres méthodes d'analyse des données de débit permettent de décrire les régimes hydrologiques. Elles étudient les débits en termes de **durée**, de **fréquence** ou les deux en même temps. Il n'est pas prévu de rentrer dans le détail de ces méthodes mais le lecteur est renvoyé vers une synthèse bibliographique sur les déterminants hydrologiques de caractérisation du fonctionnement physique des cours d'eau du territoire Rhône Méditerranée Corse (Amoros et al., 2000).

La **variabilité climatique** va influencer les régimes de débit, de telle sorte que les années successives ne se ressemblent pas forcément. La variabilité des débits est plus forte pour les régimes influencés par la pluie, comparés à ceux influencés par la neige. Toutefois, pour une chronique de plusieurs années consécutives, il est possible d'évaluer le degré de **stationnarité** du climat, ce degré traduisant stabilité autour d'une valeur moyenne (Amoros et al., 2000).

Dans le contexte de **changement climatique actuel**, les régimes hydrologiques devraient être modifiés. La **synthèse bibliographique** sur l'impact du changement climatique sur les bassins Rhône Méditerranée Corse fait état de plusieurs tendances climatiques (Fabre, 2012). Cette synthèse rassemble les résultats des modèles de changements climatiques existants, basés sur divers **scénarios d'évolution des gaz à effets de serre**. Selon le scénario le plus pessimiste en matière d'émissions, il ressort les **tendances d'évolution** suivantes :

- **augmentation des températures** : pour le bassin Rhône-Méditerranée, la température moyenne annuelle devrait s'élever de 3 à 5°C à l'horizon 2080, surtout en période estivale, avec par exemple de +6 à 7°C au mois d'août sur les bassins côtiers du Languedoc ;
- **baisse des précipitations** : à l'horizon long terme (2080), les modèles s'accordent sur une baisse généralisée des précipitations. Une étude sur les fleuves du Languedoc montre une baisse à l'horizon 2080 entre 6 et 15% en moyenne annuelle, et une baisse plus marquée pendant les mois d'été (entre 20 et 80% selon les modèles) ;
- **augmentation des extrêmes climatiques** : les modèles de températures indiquent une multiplication par 10 du **nombre de jours caniculaires** à l'horizon 2080. Concernant les pluies, du fait de la difficulté de modélisation des événements extrêmes qui sont par nature plus rares, les résultats des modèles sont plus contrastés, de sorte qu'il est **plus difficile de conclure avec certitude** sur une tendance significative. Ainsi, 50% des modèles en région méditerranéenne concluent à une **augmentation de la fréquence des pluies extrêmes** ;
- **baisse du couvert neigeux**, en volume et en durée : cette baisse serait davantage marquée à basse altitude et dans les Alpes du sud. Par exemple, les projections à l'horizon 2030, à 1200m, font état d'une baisse de la durée annuelle d'enneigement entre 40 et 60% dans les Alpes du Sud, et entre 15 et 30% dans les Alpes du nord. A 2400m, cette baisse devrait atteindre 10 à 15 % dans les Alpes du Sud, et environ 10% dans les Alpes du nord.

La synthèse bibliographique sur les impacts du changement climatique fait le point également sur les **conséquences hydrologiques** (Fabre, 2012). Elles devraient se traduire de manière générale par des **étiages plus marqués et plus longs**, et des hautes eaux printanières plus précoces dans les secteurs influencés par la neige. A court et moyen termes, la **fonte des glaciers et du permafrost** devrait engendrer une augmentation des débits associée à un allongement de la période de fonte. En revanche sur le long terme, si les volumes de glaces disparaissent, les débits estivaux devront donc baisser.

- **Pour le Rhône** : le régime hydrologique du Rhône est **complexe** car influencé par les diverses influences climatiques de ses affluents. Les affluents rive droite du nord du bassin (bassin de la Saône) sont par exemple plus influencés par le régime pluvial, ou pluvio-nival. Les affluents des Alpes du Nord ont des influences nivales et glaciaires. A noter toutefois, que sur l'ensemble des débits du Rhône la composante glaciaire est faible (environ 4%). Avec le changement climatique, il devrait y avoir une **baisse de la composante nivale** dans les écoulements du Rhône et une **réduction des écoulements estivaux**. Sur le

Rhône les écoulements moyens pourraient baisser de 15 et 30% aux horizons 2050 et 2100, et 30 et 40% en été. En revanche les débits ne devraient **pas être affectés en hiver** ;

- **Pour les cours d'eau non méditerranéens** : les projections sur les rivières de la Loue, l'Ognon, le Doubs, l'Ain, la Saône, et l'Isère montrent une baisse des débits de 25 à 50% en moyenne sur une période plus ou moins longue entre la fin du printemps et le début de l'automne. Les débits hivernaux pourraient connaître une légère hausse, voire rester stables ;
- **Pour les bassins versants méditerranéens** : la tendance est aussi à une baisse des débits, plus marquée en période estivale. Par exemple, pour les côtiers du Languedoc aux Pyrénées orientales, cette baisse pourrait atteindre 58% en été, et 34% au printemps et à l'automne. Les modèles sont particulièrement convergents sur les trois mois estivaux.



EN PRATIQUE

La **hausse des températures et la baisse des débits** dues au changement climatique vont accroître les enjeux liés à la quantité et la qualité de la ressource en eau, ainsi que ceux liés à la biodiversité et la qualité écologique. La possible hausse des intensités et fréquences de crues ajouteraient des enjeux liés aux risques inondations.

L'**adaptation** au changement climatique passe par des mesures de restauration des milieux aquatiques qui permettent de **ralentir ou de compenser** les effets de la baisse des débits, de la hausse des températures de l'eau, comme la restauration de zones humides, de la ripisylve, des relations nappes-rivières... Les éléments de connaissances recueillis dans ce rapport visent à apporter un argumentaire sur l'effet des mesures en contexte de changement climatique (voir le chapitre 3).

2.2.2.4 Rôle de la végétation sur le débit

-> **Sur les crues** :

La forêt joue un **rôle sur la formation des débits** lors des précipitations, et ce rôle a été démontré particulièrement pour les **petits bassins versants** (MacDonald et Coe, 2007). Les processus sont différents selon l'échelle de temps. A court terme, la forêt intervient dans l'**interception** de la pluie par le feuillage. A moyen terme, le système racinaire participe au **processus de pédogénèse** (formation du sol) qui induit quelques-unes de ses propriétés (porosité, aération...). A plus long terme, la forêt intervient dans la **modification des caractéristiques du réseau hydrographique** par ralentissement des écoulements de surface et par réduction de l'érosion des sols (Lavabre et Martin, 1999). Toutefois, la forêt intervient dans un contexte plus large de facteurs climatiques, géologiques, pédologiques, et morphologiques qui jouent aussi sur l'hydrologie.

Plus concrètement, il est possible de dégager les effets suivants lors des **précipitations** (Lavabre et Martin, 1999) :

- **L'interception de la pluie** par la canopée de la forêt **réduit les volumes** disponibles pour les écoulements de surface ou les transferts souterrains. Ceci est plus marqué pour les forêts de résineux, dont le feuillage est plus dense et persistant (15 à 30% d'interception dans le cas d'un peuplement de feuillus, et 25 à 45 % dans le cas d'un peuplement de résineux) (Life-SEMEAU, 2012). Cet effet est significatif seulement pour des pluies faibles à moyennes.
- Les sols forestiers **limitent le ruissellement** car ils améliorent la capacité d'infiltration et d'emménagement du sol. Ceci se traduit par une rétention (infiltration) et donc une **réduction des volumes et des débits de pointe** des crues. Cet effet est plus marqué sur les sols peu perméables donc propices au ruissellement, plutôt que sur des sols déjà très filtrants comme les arènes granitiques et dont les propriétés restent très proches d'un sol forestier. Cet effet est cependant significatif pour des pluies faibles à moyennes.

L'effet sur la réduction des volumes et pics de crues est cependant variable selon le contexte géologique, pédologique, le type de pluie, les conditions d'humidité initiale, et le type de couvert végétal. Toutefois, il est reconnu que les différences observées entre type de couvert (forêt, lande, prairie) sont moins importantes que celles observées entre absence et présence de couvert végétal (Piégay (Coord.) et al., 2004).

Salazar et al. (2012) ont réalisé des simulations sur trois petits bassins versants très différents, en contexte méditerranéen (Poyo en Espagne), alpin (Upper Iller en Allemagne), et continental (Kamp en Autriche). La réduction des pics de crues varie entre environ 5 et 35% pour les petites crues et moins de 5% pour les crues plus importantes (figure ci-après). Pour tous les sites, l'effet sur la réduction du pic de crue est très faible lors de fortes pluies. La réduction des pics de crues est également plus forte dans des conditions de faible humidité initiale (Salazar et al., 2012).

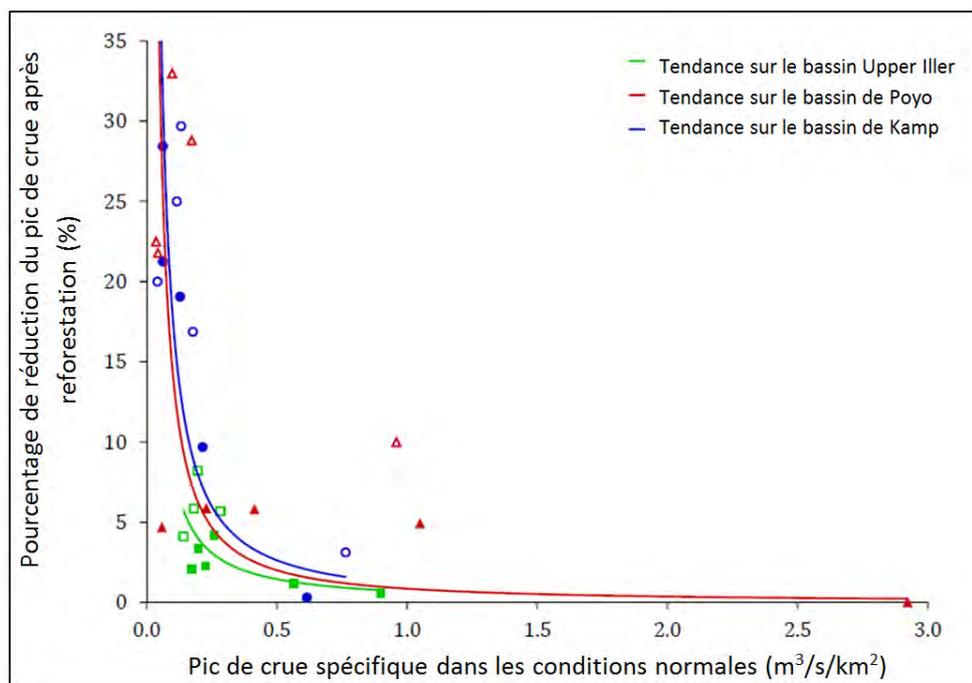


Figure 17 Pourcentage de réduction des pics de crues spécifiques après reforestation, selon deux scénarios de conditions initiales (conditions sèches pour les symboles vides, et humides pour les symboles pleins) (d'après Salazar et al., 2012)

L'effet des forêts sur la **réduction des crues faibles à moyennes est surtout démontré à l'échelle de petits bassins versants**, mais il est beaucoup plus difficile à montrer à large échelle. Certains auteurs pensent que cet effet est minime à l'échelle d'un grand bassin versant (Calder et Aylward, 2006).

-> Sur le débit d'étiage :

Le rôle des forêts sur les crues est bien documenté et admis, même s'il reste complexe. En revanche, il n'existe pas de consensus précis sur l'influence des forêts sur le **débit d'étiage**. Certains considèrent que le **boisement soutient le débit d'étiage** au moins à court terme, car la structure du sol améliore l'infiltration aux dépens des écoulements rapides. D'autres affirment que la **croissance de la forêt diminue les débits** du fait de la plus grande **évapotranspiration**. C'est ce qui a été montré dans une forêt plantée de conifères à croissance rapide dans les pré-Alpes allemandes (Robinson et Cosandey, 2002). Une autre observation va dans ce sens, avec l'exemple de la coupe d'une forêt d'Eucalyptus au Portugal qui a permis l'augmentation sensible du débit d'étiage pendant 1 à 2 ans. Ce type d'essence à croissance rapide est en effet très consommatrice d'eau et peut provoquer des impacts sur la ressource en eau si celle-ci est superficielle (Robinson et Cosandey, 2002).

Au contraire, en Allemagne centrale, un suivi sur 20 ans de la croissance d'une forêt mature **n'a pas montré d'effet significatif de la forêt sur le débit de base**¹⁸ des rivières (Robinson et Cosandey, 2002). De même, une coupe d'une forêt d'épicéa de **70 ans d'âge dans le Mont-Lozère n'a montré aucun impact** sur les écoulements à l'étiage. Dans ce dernier cas, il a été montré que les écoulements provenaient d'un réservoir profond. En effet, la géométrie des réserves en eau souterraine est un facteur important pour expliquer les écoulements d'étiage. La forêt peut donc jouer un rôle très mineur dans le cas où la plus grosse partie du débit d'étiage provient de réserves profondes (Robinson et Cosandey, 2002).

¹⁸ Composante de l'écoulement provenant de la vidange des réserves du bassin, souterraines (aquifère) ou superficielles (neige, lacs)(Cosandey, 2000)

Il n'est **pas possible de dresser une seule tendance significative** de l'effet de la forêt sur les débits de base. Il apparaît que la forêt consomme de l'eau, en période de croissance, mais que son impact va dépendre des conditions hydrogéologiques locales (petites nappes) et régionales (nappe régionale), mais également du type d'essence. En outre, il semble aussi que s'il y a un impact significatif de la forêt sur le débit de base, il devrait être plus significatif à l'échelle locale qu'à l'échelle des grands bassins versants du fait de la diversité des types d'occupation du sol (Robinson et Cosandey, 2002).



A RETENIR

Les végétaux et leurs racines sont des facteurs d'**amélioration de la structure du sol** (porosité) et de l'infiltration de l'eau. La végétation **intercepte** aussi une partie de l'eau des pluies. Les forêts permettent ainsi de **ralentir les pics de crues et les volumes écoulés**, mais toutefois dans des proportions variables et majoritairement pour des événements de pluies faibles à moyennes. De plus, leur rôle est jugé plus significatif à petite échelle qu'à large échelle.

La végétation **consomme de l'eau**, mais en contrepartie, elle favorise aussi l'infiltration dans le sol et peut donc participer à **recharger le sol et le sous-sol en eau**. Les forêts peuvent avoir tendance à diminuer les débits d'étiages si une grande partie des végétaux sont en croissance, si les essences consomment beaucoup d'eau et si les réserves souterraines qui alimentent le cours d'eau sont uniquement superficielles. L'effet peut être sensible à l'échelle de petits bassins, mais beaucoup moins à large échelle.

2.2.3 La morphologie et l'évolution des rivières dépendent principalement des crues et des sédiments qu'elles transportent

2.2.3.1 Balance entre le débit liquide et le débit solide

Les rivières présentent des paysages diversifiés tout au long de leur parcours. Elles évoluent également au cours du temps. Ces variations sont le résultat de nombreux processus que l'on peut regrouper sous le terme de « **dynamique fluviale** ».

Les deux **principaux facteurs** qui contrôlent la forme des rivières et son évolution au cours du temps sont la dynamique des écoulements (principalement en crue¹⁹) et la charge de sédiments transportés sur le fond des rivières (quantité de sédiments disponibles). Ces deux facteurs sont des **variables dites de contrôle**. Elles sont liées aux conditions du bassin versant (climat, couverture végétale, géologie, relief). Ces dernières sont les variables de contrôle **secondaires**. Toutes ces variables de contrôles (principales et secondaires) **influencent les variables dites de réponse ou variables d'ajustement**. Il s'agit de la géométrie du lit (largeur, profondeur), la sinuosité, la pente locale (Malavoi et Bravard, 2010). Ainsi, le **profil en long, en travers, le style fluvial** sont la résultante de l'action et de l'interaction des variables de contrôle.

Le débit liquide en crue, couplé à la pente, permet de caractériser la **puissance du cours d'eau**, autrement dit **l'énergie** capable de transporter les sédiments et provoquer des érosions et dépôts. Le débit solide est lié à la **charge sédimentaire** présente dans le **fond du lit**. Cette charge est caractérisée par son volume et sa granulométrie.

Ces deux variables fluctuent naturellement, et s'influencent mutuellement pour tendre vers un **équilibre**. Autrement dit, la capacité de transport, caractérisée par l'énergie, tend à s'adapter à la charge sédimentaire à charrier, et réciproquement. Plus concrètement, un tronçon de cours d'eau ne peut transporter qu'une quantité maximale de matériaux solides pour des conditions de flux liquides donnés. Donc si les apports solides sont supérieurs à la capacité de transport, il va y avoir **dépôt**. En revanche, si ces apports solides sont inférieurs, l'écoulement va **éroder** le lit et ainsi récupérer la quantité de sédiment qui équilibre la capacité de transport.

Ces mécanismes sont schématisés par la balance de Lane (voir la figure ci-après).

¹⁹ A noter que les rivières à fonds sableux comme la Loire peuvent subir toutefois des évolutions morphologiques en dehors des périodes de crues (Claude et al., 2014)

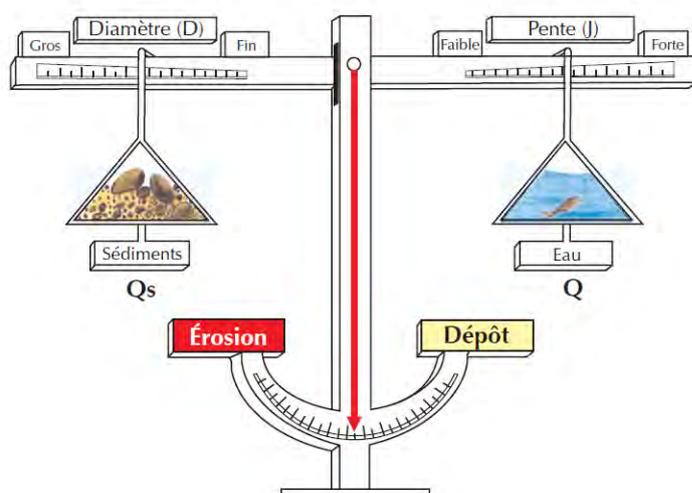


Figure 18 Principes de la balance de Lane (d'après Lane, 1955, figure extraite de Souchon et Chandesris, 2008).

Le tableau suivant montre des exemples d'évolutions morphologiques liées à des variations relatives entre le débit solide et liquide, selon les principes de la balance de Lane.

Tableau 3 Évolutions de la morphologie des cours d'eau aux variations de la charge solide et du débit liquide (+ : augmentation et - : diminution) (adapté de Starkel, 1983, reproduit depuis Amoros et Petts, 1993)

Changements relatifs	Plancher alluvial	Style fluvial	Largeur du chenal	Profondeur du chenal	Longueur d'onde	Sinuosité	Pente du chenal
QL-<Qs-	Incision	Méandrage	-	+	-	-	+
QL->Qs-	Accumulation	Méandrage	-	-	-	-	+
QL+>Qs+	Incision	Tressage	+	+	+	+	-
QL+<Qs+	Accumulation	Tressage	+	-	+	+	-

On parle de système en **équilibre dynamique** si les processus d'érosion et de dépôts **se compensent**, autrement dit si les ajustements morphologiques oscillent autour de conditions moyennes qui maintiennent une **géométrie du lit stable (pente, profondeur, largeur...)** sur l'échelle d'observation (par exemple sur plusieurs décennies à l'échelle d'un tronçon) (Malavoi et Bravard, 2010). En revanche, si une des variables fait pencher la balance de manière durable d'un côté ou de l'autre, le lit du cours d'eau est en **déséquilibre** jusqu'à ce qu'il retrouve une **nouvelle géométrie d'équilibre**.

Les processus de réajustements dynamiques ne sont pas uniquement déclenchés par des variations du débit liquide ou solide. En effet, **toute modification de la géométrie** du cours d'eau, qu'elle soit naturelle ou anthropique, **provoque par rétroaction un réajustement des caractéristiques du lit correspondant à l'équilibre initial**. Ainsi, l'augmentation locale de la pente provoquée par un recoupement de méandre après une crue par exemple, augmente la capacité érosive du cours d'eau. Il en résulte une augmentation progressive des apports solides qui provoque progressivement une augmentation de la sinuosité, et une diminution de la pente afin de retrouver l'équilibre initial avec le débit du cours d'eau. On peut noter aussi l'influence du **niveau de base de l'eau à l'aval** d'un tronçon de rivière ou de bassin versant, par exemple au niveau d'une confluence, d'un lac, d'une retenue d'eau d'un ouvrage, et de la mer, qui exerce un contrôle rétroactif sur l'ajustement des chenaux. Par exemple, une baisse du niveau de la mer va entraîner par rétroaction des incisions du fond des lits. De même, l'érosion du fond d'un chenal exerce par rétroaction un effet sur les apports solides par érosion de versant du fait de l'augmentation de sa pente (Amoros et Petts, 1993).

**A RETENIR**

Lors des crues, le cours d'eau dissipe son énergie en transportant des sédiments. S'il en manque localement, il y a **érosion** des berges et ou du fond, s'il y en a trop, les **sédiments s'accumulent**.

Une géométrie du lit **stable** ne veut pas dire qu'il n'y a pas d'érosion et de dépôts. Au contraire, ces ajustements sont naturels et traduisent les oscillations autour de conditions moyennes stables : on parle d'**équilibre dynamique**. Le lit d'un cours d'eau peut aussi être **déséquilibré** et changer de forme, si par exemple une des variables de contrôle évolue, mais aussi lorsque les caractéristiques du lit sont modifiées (coupure de méandre, stabilisation des berges empêchant l'érosion).

2.2.3.2 Origine du dynamisme morphologique des cours d'eau

Les variations de la géométrie des lits par érosion des berges et ou du fond sont provoquées dans la majorité des cas par les **crues**, selon les principes de la balance de Lane (énergie du cours d'eau capable d'éroder ou de déposer des sédiments en fonction de la quantité de sédiment à transporter). Toutefois, tous les cours d'eau n'ont pas la même activité hydromorphologique : **certains sont plus actifs que d'autres**.

Dans une courbe de rivière, les **érosions de berges** dans l'extrados et les **dépôts** dans l'intrados sont dus en premier lieu à des **courants hélicoïdaux** présents au niveau de sinuosités. Ils se traduisent par un courant en surface centrifuge, et un courant de fond centripète. Le premier érode la berge opposée dans la partie externe du méandre, et le second ramène les sédiments par la partie centrale. Ces courants hélicoïdaux sont dus à la forme de la rivière (présence de coudes) car ils ont été observés même sur des canaux bétonnés. Ces courants hélicoïdaux sont d'autant plus importants que le débit est important (Degoutte, 2012). Pour traduire la **force du courant** et son effet sur la morphologie des rivières, on utilise la notion de **puissance spécifique**, qui dépend du débit, de la pente et de la surface de bassin versant drainée. Son rôle dans les ajustements morphologiques (érosion/dépôts) a été clairement démontré par les travaux de Brookes (1988) sur des rivières de Grande-Bretagne et du Danemark (Wasson et al., 1998). Sur les rivières observées en Grande-Bretagne, **deux seuils** de puissance spécifiques ont été mis en évidence :

- Au-dessus de 35W/m^2 , tous les cours d'eau concernés ont montré des capacités de réajustement suite à des travaux de chenalisation.
- Au-dessous de 25W/m^2 , les cours d'eau concernés n'ont montré aucun signe d'ajustement.

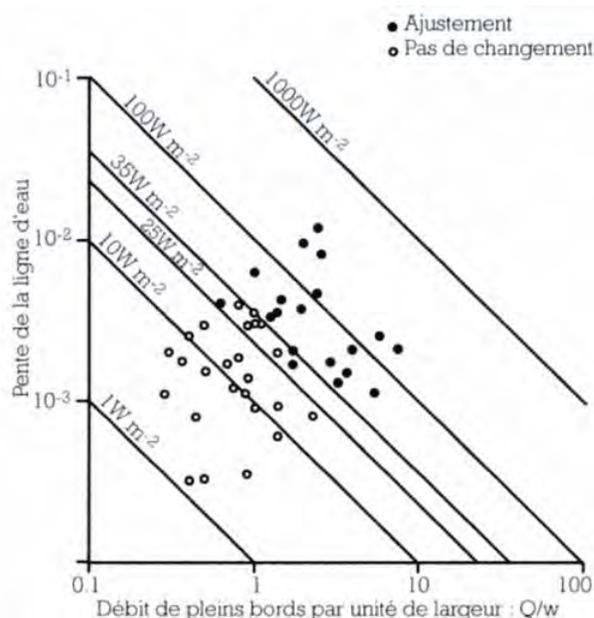


Figure 19 Seuils de puissance spécifique identifiés par Brooks sur des rivières de Grande Bretagne, qui distinguent les cours d'eau qui s'ajustent ou non après des travaux de chenalisation (d'après Brookes, 1988, figure extraite de Wasson et al., 1998)

Sur les rivières Danoises, seul le seuil de $35W/m^2$ est ressorti comme la valeur en dessous de laquelle aucun ajustement morphologique n'a été observé (Brookes, 1988 dans Wasson et al., 1998).

Toutefois, des observations sur d'autres rivières (Malavoi, non publié, dans Adam et al., 2007) ont montré que cette variable seule ne suffit pas à déterminer l'activité morphodynamique, et qu'il faut donc **relativiser son influence** au regard des caractéristiques **d'érodabilité des berges** et de **l'importance des apports solides**. A l'inverse, des cours d'eau de **forte puissance** peuvent se révéler **peu actifs** s'ils possèdent des **berges cohésives** et/ou si les apports de sédiments grossiers provenant de l'amont sont réduits (Malavoi et Bravard, 2010).

Ainsi, plusieurs paramètres supplémentaires peuvent être ajoutés à la puissance spécifique des rivières pour expliquer la mobilité latérale des cours d'eau (Malavoi et Bravard, 2010) :

- la **nature des matériaux** des berges et la **nature de la ripisylve** jouent sur la capacité de l'écoulement à éroder les berges,
- la **charge solide de fond** en transit sous forme de **bancs alluviaux** joue aussi un **effet défecteur** sur l'écoulement en concentrant les flux vers l'extérieur des méandres, favorisant ainsi l'arrachage des sédiments de la berge opposée,
- le **déplacement de la charge solide de fond** lors des crues remodèle l'organisation des bancs alluviaux au sein du lit et participe à la migration des méandres vers l'aval.

On peut aussi signaler le rôle important des fluctuations du niveau de la nappe d'accompagnement sur les mécanismes d'érosion dans les rivières à berges perméables à très perméables. Le **rabattement de la nappe** à la décrue est généralement moins rapide que la baisse du niveau de l'eau de la rivière, ce qui occasionne une décompression hydrostatique dans la berge et favorise son érosion (Malavoi et Bravard, 2010).



A RETENIR

Les variations morphologiques des rivières dépendent d'une part de la **puissance** de leur courant, mais également d'autres paramètres très importants comme **l'érodabilité des berges** (nature des matériaux, ripisylve) et l'importance du **transport solide** (lié aux caractéristiques des sédiments disponibles au transport telles que l'épaisseur et la granulométrie).

Différentes méthodes sont testées en France sur la base de ces observations pour **caractériser la mobilité des rivières**. Ainsi, il a été proposé dans le guide sur la restauration des rivières (Adam et al., 2007), repris également dans le manuel sur l'hydromorphologie de l'ONEMA (Malavoi et Bravard, 2010), une **méthode simplifiée pour caractériser l'activité dynamique** des rivières selon **trois paramètres principaux** avec le postulat suivant : plus le cours d'eau est puissant, plus les berges sont érodables et plus les apports solides sont importants, alors plus les processus d'ajustement sont intenses (Adam et al., 2007). Les trois paramètres sont :

- La **puissance spécifique** du cours d'eau qui traduit l'énergie du cours d'eau (conditionnée par la pente, les débits de crue)
- L'importance et la nature des **apports solides** (conditionnée par les processus de production, de transport et de dépôts, voir chapitre 2.2.4)
- **L'érodabilité des berges** (conditionnée par la nature géologique, la végétation, les relations nappes-rivières)

La méthode utilise une classification en 4 niveaux des trois paramètres principaux pour déterminer l'activité géodynamique, selon le tableau ci-après.

Tableau 4 Méthode simplifiée de classification de l'activité géodynamique d'un cours d'eau en 4 types, du moins réactif au plus dynamique (d'après Adam et al., 2007, tableau extrait de Malavoi et Bravard, 2010)

	1	2	3	4
Puissance spécifique - ω	< 10 W/m ²	10 - 30 W/m ²	30 - 100 W/m ²	> 100 W/m ²
Erodabilité des berges - B	Nulle	Faible	Moyenne	Forte
Apports solides - A	Nuls	Faibles	Moyens	Forts

Ainsi, les cours d'eau à forte puissance spécifique, avec des apports solides moyens et une érodabilité moyenne des berges seront probablement très réactifs, alors que les cours d'eau à très faible puissance, à érodabilité faible des berges et avec des apports solides nuls, seront très peu actifs. Ces manuels restent toutefois sur des analyses qualitatives, en dehors du calcul de la puissance spécifique, pour catégoriser chaque cas. Ces manuels ne sont pas une incitation à restaurer en priorité les rivières à dynamique alluviale forte, ils cherchent simplement à caractériser les processus d'ajustement des cours d'eau.

A une échelle locale, l'**observation des flèches d'érosion** permet d'estimer le taux d'érosion relatif. Une classification a été proposée par Malavoi et AREA (2000) pour discrétiser l'activité des rivières.

Tableau 5 Classes d'activité géodynamique latérale en fonction du taux annuel d'érosion relative (Malavoi et AREA, 2000, tableau extrait de Malavoi et Bravard, 2010)

Taux annuel d'érosion relative (% de la largeur)	Classe d'activité
< 1 %	Rivières très peu à non actives
1 - 3 %	Rivières peu actives
3 - 5 %	Rivières moyennement actives
5 - 10 %	Rivières actives
10 - 15 %	Rivières très actives
> 15 %	Rivières extrêmement actives

A partir de l'application des principes qui régissent la mobilité des cours d'eau, et à partir de l'analyse de données spatialisées et d'outils géomatiques, il est possible aussi de proposer des **modèles de prédiction de l'érosion latérale** à large échelle. Un modèle a par exemple été proposé pour le bassin Rhône-Méditerranée par Alber et Piégay (sous presse dans Journal of Environmental Management) à partir du calcul de la puissance brute pour un débit biennal, et des valeurs de largeur de la bande active adimensionnelle (d'après Wiederkehr et al., 2012). Ce dernier traduit en effet à la fois l'érodabilité et le transport solide.



EN PRATIQUE

La connaissance de la capacité d'ajustement des rivières est importante pour **anticiper l'effet d'aménagements de rivières** (digues, enrochement, barrages, extraction...). Les rivières dynamiques peuvent montrer des dysfonctionnements importants (fortes incisions) mais en contrepartie, les effets se résorbent plus vite si les aménagements sont supprimés. Ces rivières sont donc considérées comme plus résilientes. D'autre part, la connaissance de la dynamique fluviale permet **d'anticiper les effets physiques** de travaux de restauration (rapidité de la réponse) et permet de choisir la méthode des travaux (restauration passive, active) (voir le sous-chapitre 3.3.6).

Les **méthodes** pour estimer la **dynamique** des rivières sont nombreuses. Leur mobilisation dépend des données disponibles et de l'échelle d'évaluation (local, large échelle, données terrains, données géomatiques).

2.2.3.3 Quelles sont les crues les plus morphogènes ?

Les débits de crues qui entraînent des modifications de la morphologie du lit sont dits **morphogènes**. Il a été montré que les **crues courantes**, proches du débit de plein bord et efficaces pour le transport de sédiments, sont les crues qui **façonnent la géométrie d'équilibre**, en plan et en travers, d'un tronçon de rivière. Ces crues courantes sont responsables **d'érosions et de dépôts** qui entretiennent une morphologie moyenne : on parle de phénomènes de **respirations**. Les crues **les plus rares et importantes** sont celles qui peuvent perturber l'équilibre morphologique, mais souvent de manière **temporaire** (recoupement de méandre qui entraîne une augmentation locale de la pente, tressage temporaire liée à un apport massif de sédiments en contexte de montagne) (Malavoi et al., 2011).



A NOTER

Quand on parle de **crues morphogènes**, on parle généralement des **crues courantes** qui façonnent la **morphologie d'équilibre** des rivières. Elles sont capables par exemple de réajuster la morphologie moyenne du lit après un épisode de déséquilibre, dû à une crue extrême par exemple. Certaines rivières ont un régime hydrologique qui ne permet pas l'expression de crues morphogènes : c'est le cas des rivières en contexte aride façonnées uniquement par des crues extrêmes qui déséquilibrent le lit à chaque nouvel épisode (Soar et Thorne, 2001).

Les **altérations** du débit morphogène peuvent se manifester par une raréfaction (barrages, baisse de l'hydrologie), ou une intensification (urbanisation). Par exemple, le recalibrage des rivières diminue la fréquence des crues morphogènes et diminue ainsi la capacité d'auto-ajustement (développé au sous-chapitre 2.4.3.1). La trajectoire et la rapidité d'évolution du lit dépend toutefois de la dynamique propre au cours d'eau (voir le sous-chapitre précédent 2.2.3.2).

Sur un tronçon donné de rivière, il n'existe pas une seule crue morphogène, mais plutôt un **ensemble de débits de crues jouant ce rôle**. Toutefois, on approche souvent le débit morphogène par **une valeur** considérée comme la plus **efficace** sur le plan morphogène, et qui est **représentative** de l'équilibre morphologique d'un tronçon : le **débit dominant** (les premières références sur le sujet datent des années 40 : Inglis, 1941, 1947 dans Soar et Thorne, 2001) . Toutefois, il est important de comprendre qu'il s'agit d'un **concept théorique** qui ne peut pas être mesuré physiquement (Soar et Thorne, 2001), mais qui peut être compris grâce aux deux notions suivantes, souvent confondues, mais qu'il convient de distinguer :

- **Le débit de plein bord** : pour des raisons hydrauliques, le débit de plein bord est très tôt considéré comme le débit dominant (Inglis, 1947 dans Soar et Thorne, 2001). Cette hypothèse est par la suite soutenue par de nombreux résultats scientifiques (Soar et Thorne, 2001). Le lien entre ce débit et la morphologie des rivières peut s'expliquer d'un point de vue hydraulique par l'accroissement des vitesses et du rayon hydraulique jusqu'à son maximum au niveau de plein bord, juste avant l'étalement de la lame d'eau dans la plaine alluviale (Petit et Daxhelet, 1984). Le débit de plein bord correspond aux **crues fréquentes**, mais la période de retour reste **très variable** d'une rivière à l'autre d'après les nombreux travaux scientifiques effectués sur le sujet (Soar et Thorne, 2001). Elle varie de moins de 1 ans à 3 ans, ou à 5 ans voire à 10 ans selon les rivières étudiées (voir le tableau ci-après). Des travaux effectués sur des rivières de moyenne et haute Belgique, ont montré que la valeur et la période de retour du débit de plein bord augmente avec la taille du bassin versant et lorsque la pente diminue. Elle est par exemple de 0,4 ans pour des petits cours d'eau à charge caillouteuse sur substrat imperméable, et atteint 1,5 ans sur des rivières plus importantes, dont le bassin versant est supérieur à 1000 km² (Petit et Daxhelet, 1984).

Tableau 6 Exemples de fréquence de débit de plein bord (complété à partir de Soar et Thorne, 2001, reproduit à partir de Alcayaga, 2013)

Fréquence d'occurrence (ans)	Auteurs
1 – 5	Wolman et Leopold (1957)
1,5	Léopold et al (1964), Hey (1975), Leopold (1994)
1,58	Dury (1973, 1976), Riley (1979)
1,02 – 2,69	Woodyer (1968)
1,01 – 32	Williams (1978)
1,18 – 3,26	Andrews (1980)
1 – 10	USACE (1994)
2	Bray (1973, 1982)
1,6	Emmett et Wolman (2001)
1,5 – 3	Lenzi et al (2006)
0,7 – 3	Petit et Pauquet (1996)

- **Le débit effectif (ou efficace)** : Wolman et Miller (1960) montrent toutefois que la morphologie du lit est aussi liée à la quantité de transport solide et à la fréquence de ce transport. Ils montrent que le débit dominant est celui qui est le plus efficace **pour le transport des sédiments, en quantité et en fréquence, sur une période donnée**. Ces crues sont de **niveau intermédiaire** entre des crues faibles et fortes. Pour des valeurs de débits inférieures au débit effectif, la quantité de sédiments transportés est insuffisante pour provoquer des modifications de la géométrie moyenne du lit, et pour des valeurs de débits supérieures, la capacité de transport est certes plus forte mais la fréquence est trop faible pour expliquer les ajustements fréquents observés. La valeur du débit effectif va dépendre de la forme de la **courbe de fréquence des débits**, et de celle du **transport de sédiments** (Soar et Thorne, 2001). Le principe d'évaluation du débit effectif est illustré par le diagramme ci-après. Ainsi, le débit efficace peut être calculé avec la courbe des débits classés (courbe de fréquence des débits) et un modèle de transport solide validé sur le tronçon étudié (Camenen et al., 2016).

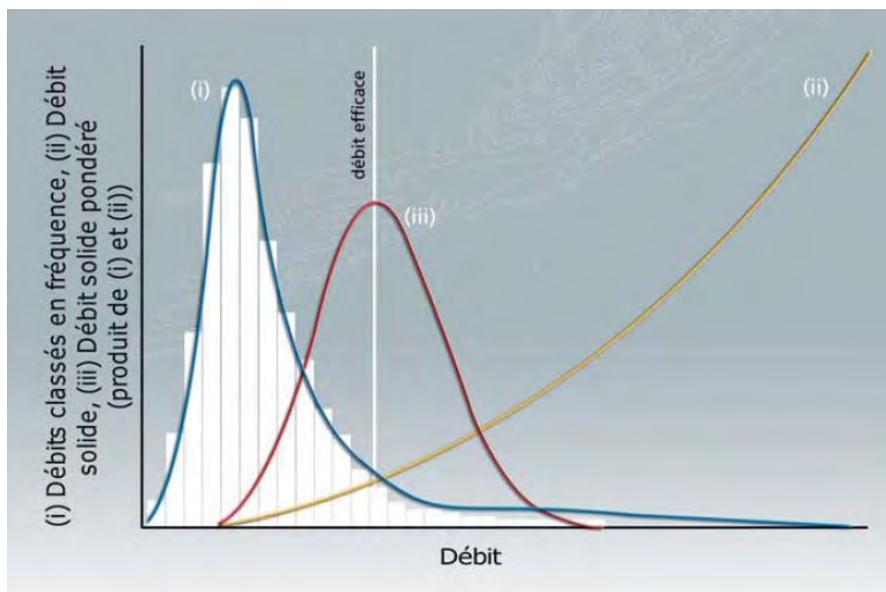


Figure 20 Modèle de calcul de la distribution en fréquence du transport de sédiment (iii) en multipliant la courbe de fréquence des débits (i) et de la courbe du transport solide (ii) (d'après le modèle de Wolman et Miller (1960), figure modifiée d'après Barry et al., 2008, figure extraite de Malavoi et al., 2011)

D'une manière générale, comme pour le débit de plein bord, le **débit effectif est très variable** d'une rivière à l'autre. Cette **variabilité dépend** de la surface du bassin versant, de la topographie et la géologie, du régime des précipitations, de la nature des sédiments. Les débits effectifs se font plus rares et importants si le régime des débits est très variable (cours d'eau dominés par des crues extrêmes). A l'inverse, le débit effectif est plus faible et fréquent dans les rivières avec un régime de crue plus régulier. En outre, plus la taille des sédiments augmente, plus la contrainte de mise en mouvement est forte, et tend à diminuer la fréquence du débit

effectif. La fourniture sédimentaire est aussi un facteur influençant la fréquence des débits effectif : plus les apports solides sont élevés et plus le débit effectif sera faible et fréquent (Soar et Thorne, 2001).

En théorie et d'un point de vue énergétique, le **débit effectif correspond au débit de plein bord** pour des rivières en **équilibre dynamique**. En effet, la morphologie du lit à plein bord reflète la géométrie optimale qui permet d'évacuer efficacement la charge solide de fond. De nombreux auteurs ont montré l'équivalence entre le débit de plein bord et le débit effectif et ceci pour une large gamme de types de rivières et de contextes hydrographiques (Soar et Thorne, 2001). Toutefois, dans la réalité, les rivières ne sont pas forcément à l'état d'équilibre, et le débit de plein bord n'est donc pas équivalent au débit effectif. Aussi, dans ces conditions, le débit de plein bord n'est pas le reflet du débit morphogène le plus efficace (ou débit dominant). Il a donc été recommandé de ne pas rapprocher trop hâtivement le terme de « débit de plein bord » avec « débit morphogène » (Copeland et al., 2001). Le schéma ci-après illustre que le débit efficace n'est pas forcément le débit de plein bord.

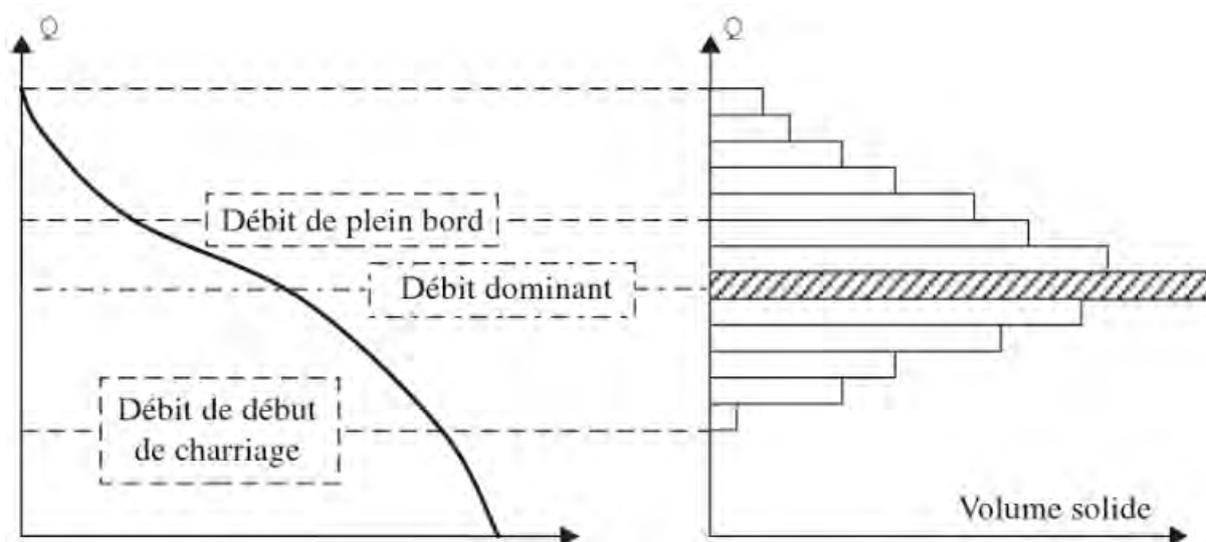


Figure 21 Schéma de principe distinguant le débit effectif (ici nommé débit dominant) et le débit de plein bord (figure extraite de Degoutte, 2012)

En pratique, comme dit plus haut, la morphologie des rivières est ajustée grâce à la **succession de différentes crues courantes ayant un rôle morphogène** (Fryirs et Brierley, 2013). Il est à noter aussi que toutes les crues de même fréquence ne vont pas éroder de la même manière, en fonction des conditions qui prévalent avant chaque crue. Par exemple, la déstabilisation du chenal lors d'une crue peut favoriser les érosions lors de la prochaine crue (Amoros et Petts, 1993). De même, la période de l'année, qui conditionne par exemple l'humidité du sol, peut favoriser les érosions ou non.



A RETENIR

Les rivières s'ajustent grâce à la **succession** de différentes **crues courantes** ayant un rôle morphogène.

Le **débit dominant est un concept** qui permet d'approcher la valeur du débit morphogène qui est en théorie **le plus efficace** pour permettre au cours de s'auto-ajuster après un épisode de déséquilibre. Il est admis qu'il s'agit d'un **débit efficace** pour le transport des sédiments en termes de quantité et de fréquence, et il est en théorie assimilable au **débit de plein bord si le tronçon est à l'équilibre**. Il correspond aux **crues courantes**, suffisamment fortes pour transporter les sédiments, mais pas trop extrêmes pour ne pas déstabiliser totalement le lit. La fréquence du **débit dominant est très variable** (de moins de 1 ans à 3 ans, ou à 5 ans voire à 10 ans) selon les cours d'eau et de nombreuses variables contextuelles rentrent en jeu.



EN PRATIQUE

La notion de débit dominant est utilisée dans la phase de conception de projets de restauration. En effet, la morphologie du lit peut par exemple être dimensionnée à partir de cette valeur théorique.

2.2.3.4 Influence de la végétation des berges sur la morphologie

D'une manière générale, la végétation rivulaire (arbres, arbustes) exerce une action de **protection des berges grâce aux racines**. L'accroissement de la proportion de racines dans le sol a pour effet **d'augmenter la cohésion des berges** et d'offrir une meilleure résistance à l'érosion. Smith (1976) a démontré qu'il existe une relation inverse entre le taux d'érosion des berges et le pourcentage du poids de racine dans les sédiments (Bergeron et Roy, 1985). Il montre que la rivière Alexandra (Alberta, Canada) est particulièrement stable du fait du fort pourcentage de racines dans les sédiments et du coussin de racines de 5 cm d'épaisseur protégeant les rives. Par ailleurs, la taille et la densité des racines sont aussi des variables explicatives de la cohésion des berges et de la morphologie de petits cours d'eau. Ainsi, dans une étude réalisée au Québec sur un petit cours d'eau aux caractéristiques de sol homogènes, il a été montré que les graminées dont les racines sont très denses et infra millimétriques apportent une plus grande cohésion que l'aulne rugueux dont les racines sont plus larges et moins denses.

En termes de morphologie, il est observé un plus grand rapport largeur/profondeur sur les secteurs à aulne (Bergeron et Roy, 1985). Ces mêmes travaux ont émis l'hypothèse que la forme des racines a **un impact sur la forme des berges** : les racines verticales des graminées sont associées à des secteurs où les berges sont abruptes, alors que le déploiement des racines de l'aulne dans plusieurs directions permettrait d'adoucir la pente de la berge.

2.2.3.5 Évolutions morphologiques au cours du temps

Les fluctuations des variables de contrôle de **faible amplitude** dans l'espace et dans le temps entraînent des **ajustements morphologiques mineurs** (déplacement de bancs alluviaux, ajustement de la forme du méandre, déplacement vers l'aval des méandres) et le style fluvial reste constant au cours du temps (figure ci-après).

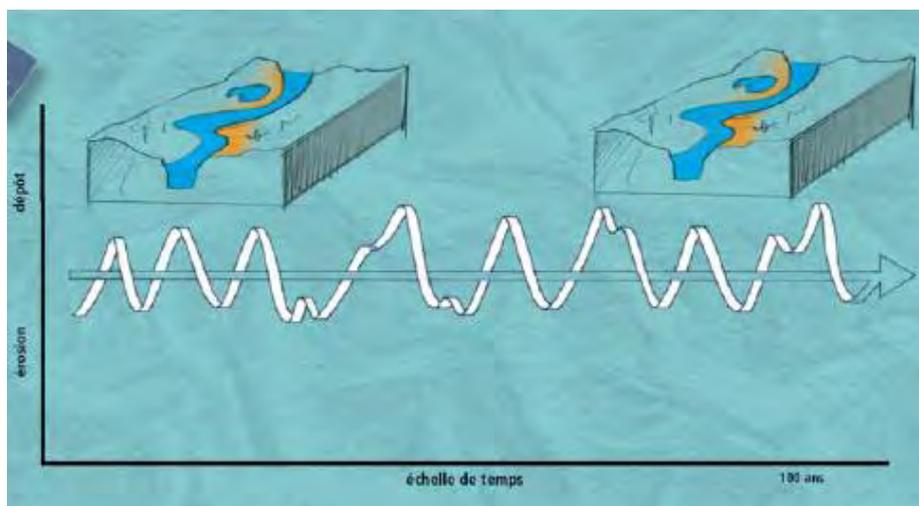


Figure 22 Schéma montrant un système en équilibre dynamique : processus d'érosions et de dépôts qui s'équilibrent et qui maintiennent un style fluvial pérenne au cours du temps (d'après Sear, 1996, figure extraite de Malavoi et Bravard, 2010)

Si les variables de contrôle changent de manière importante, alors les ajustements morphologiques sont de **plus grande ampleur** et affectent des zones du cours d'eau plus importantes (**changement de style fluvial**, modification importante du tracé en plan, changement de la pente à **grande échelle**). Si ces changements sont forts mais interviennent de manière **ponctuelle** (après un épisode hydro-climatique extrême par exemple), alors ces changements sont temporaires (voir la figure ci-après, A). Si les changements sont forts **et durables**, il s'en suit un changement de style fluvial pérenne autour d'un nouvel équilibre morphologique, que l'on appelle

« métamorphose fluviale » (voir la figure ci-après, B). Le caractère dynamique des cours d'eau intervient aussi dans la rapidité des métamorphoses fluviales. Plus un cours d'eau est dynamique, plus les changements peuvent être rapides.

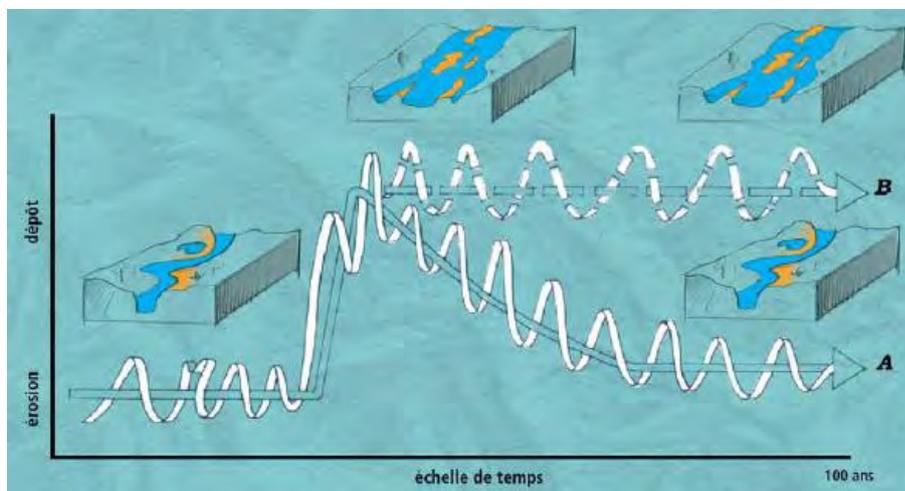


Figure 23 Schéma montrant un changement de style fluvial : A/ temporaire et B/ plus durable (d'après Sear, 1996, figure extraite de Malavoi et Bravard, 2010).

A titre d'exemple, en montagne, si les apports solides importants sont épisodiques au cours du temps, il est possible d'observer une **alternance** entre un style en tresses consécutif à une crue importante et un style divagant pendant les phases où les conditions hydrologiques sont plus clémentes. Ainsi, le Guil à Aiguilles en 1956 présentait un style à chenal unique dans une large bande active²⁰. Suite à la crue de 1957, un lit en tresses plus large est apparu. Ce cas de figure illustre très bien l'effet de la dynamique naturelle très active des cours d'eau en tresses sur la rapidité des changements de style fluviaux. De plus, les variations importantes des apports solides au fil des crues expliquent la réversibilité des changements observés.

²⁰ Partie de cours d'eau qui comprend le chenal en eau et les bancs de galets non végétalisés.

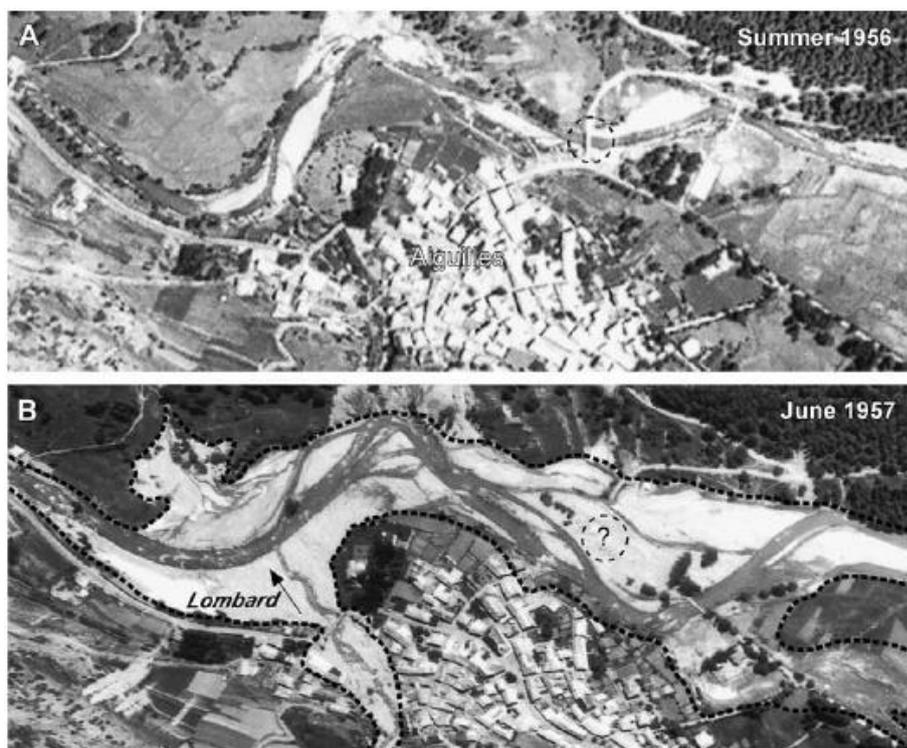


Figure 24 Photos montrant l'évolution rapide d'un style fluvial à chenal unique à un style en tresses suite à une crue importante sur le Guil à Aiguilles (05) (photos IGN et RTM) (Arnaud-Fassetta et al., 2005)

Sur des périodes de temps plus longues, de nombreuses métamorphoses fluviales ont pu être mises en évidence en fonction des grands bouleversements hydro-climatiques (oscillations du niveau marin, mouvements tectoniques) (voir la figure ci-après).

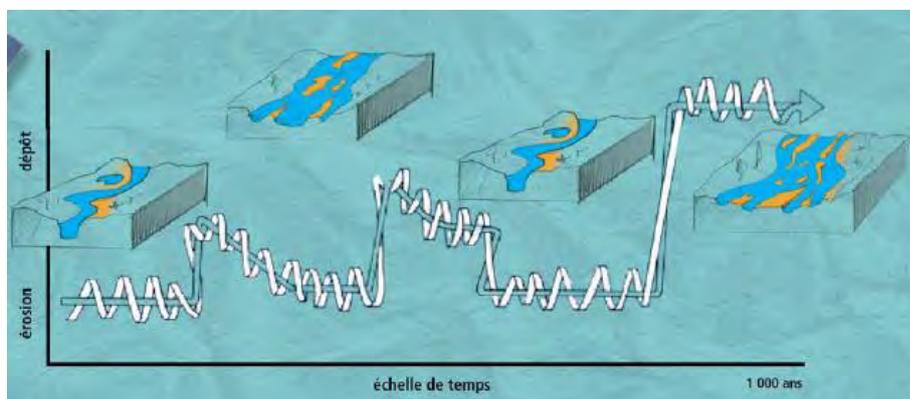


Figure 25 Evolutions possibles du style fluvial d'un cours d'eau sur le long terme (d'après Sear, 1996, figure extraite de Malavoi et Bravard, 2010).

Plusieurs **métamorphoses fluviales** ont pu être mises en évidence sur le **Rhône**. Le fleuve présentait un style méandrique à l'époque Gallo-Romaine (au niveau de Péage en Roussillon, voir la figure ci-après) et au Moyen-Âge (Chautagne, au niveau de Lyon et un peu en aval) comme ont pu l'attester des traces d'anciens méandres datés de ces époques (Bravard, 2010). Ces anciens méandres ont été recouverts par une bande active de tressage très large à partir du petit-âge glaciaire. Ce tressage était encore visible en 1860, avant les travaux d'endiguement généralisé, sur de grands linéaires, particulièrement à l'aval des affluents qui transportaient des volumes importants de sédiments grossiers (Arve, Fier, Guiers, Ain, Drôme, Ardèche, Durance) (Bravard, 2010).

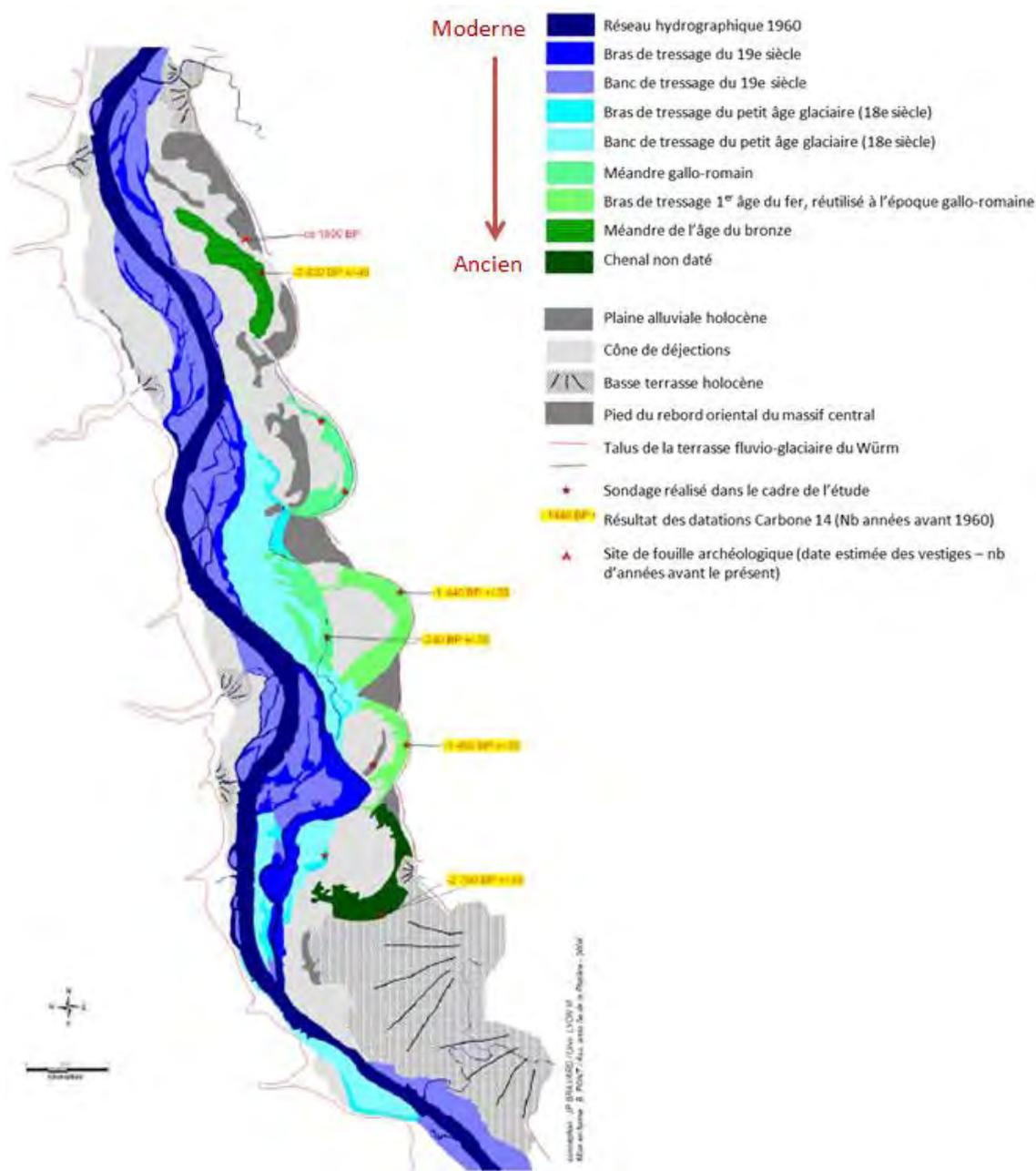


Figure 26 Schéma montrant la juxtaposition des styles fluviaux historiques du Rhône vers Péage en Roussillon (en vert, anciens méandres de l'époque Gallo-Romaine principalement, et en bleu, la bande active au Petit-Âge glaciaire (Bravard et al, 2004, figure extraite de Pont et al., 2008).

Aujourd'hui, la tendance observée sur de nombreuses rivières des Alpes est le **passage d'un tressage à un lit à méandre** (Drôme, Roubion, Durance et affluents). Dans les massifs du Diois et des Baronnies (Drôme), il a été mis en évidence deux phases successives d'ajustement aux causes distinctes. De 1850 à 1950, la rétraction des bandes actives²¹ des rivières semble être due à la fois à une réduction des crues importantes, principalement celles de fin d'été, observées dès le début du XXe siècle, et à la mise en place de grands programmes de protection torrentielle (RTM) entre 1960 et 1910 qui ont fortement affectés les apports sédimentaires. Sur la période 1950-2000, le rythme de rétraction des bandes actives s'est fortement accéléré, et a contribué à la disparition des formes de tressage sur de nombreuses rivières. Le facteur explicatif le plus probant de cette accélération semble être la reconquête naturelle des boisements de versants liée à la déprise rurale et pastorale, même si le climat reste un facteur explicatif complémentaire (Liébault, 2003).

²¹ Partie de cours d'eau qui comprend le chenal en eau et les bancs de galets non végétalisés.

2.2.4 Quelques éléments sur la dynamique des sédiments : production, transport, stockage

Les sédiments jouent un rôle clef dans les processus d'ajustement comme vu dans le schéma de la balance de Lane. L'énergie du cours d'eau dissipe son énergie en transportant des sédiments. Sur un tronçon donné, si l'apport en sédiments est supérieur à la capacité de transport, alors il y a dépôt, mais s'il est inférieur alors il y a érosion. Trois processus principaux régissent la dynamique des sédiments dans les cours d'eau : la production sédimentaire, le transport solide et le dépôt.

2.2.4.1 Les zones de production sédimentaire

2.2.4.1.1 Les différents types d'apports sédimentaires

On distingue plusieurs types d'apports en sédiments dans les cours d'eau : **les apports externes, et les apports internes**. Dans les apports externes, on parle de **sources primaires via l'érosion des versants, et de sources secondaires, via les apports provenant de l'amont ou des affluents**. Les apports internes, ou stock alluvial interne, correspondent au **stock présent dans le fond du lit et sur les terrasses alluviales**.

Dans le **fond du lit**, il peut s'agir du stock en mouvement, appelé **macroforme fluviale**, qui s'apparente à des bancs en transit vers l'aval, ou bien directement aux matériaux du fond du lit, qui correspondent aux alluvions présentes en dessous des macroformes fluviales en transit. Le fond du lit peut être mobilisé s'il n'existe pas de pavage en surface. Le stock des **terrasses alluviales**, quant à lui, peut être mobilisé par des processus d'érosion latérale.

Les apports primaires de sédiments sont typiques des secteurs montagneux qui présentent une faible couverture végétale. Dans ces secteurs, les cours d'eau sont en contact avec de larges surfaces de versants en cours d'érosion. Cette érosion est due à plusieurs facteurs dont les précipitations, la température, l'occupation du sol, la topographie (effet de la gravité), mais aussi le type de roche. Les apports peuvent être très variables d'un bassin à un autre en fonction de la géologie. Par exemple, les substrats de type gréseux génèrent des quantités de sédiments plus importantes ($> 50\text{t}/\text{km}^2/\text{an}$) que les roches métamorphiques (Gomi et al., 2005). Les produits de l'érosion des versants sont stockés sur les pentes puis transférés aux cours d'eau par des **processus gravitaires** qui peuvent être **instantanés** sous forme de mouvements de masses comme les laves torrentielles ou les glissements de terrains, ou bien **chroniques** sous forme de mouvements de terrains plus lents tel que le ravinement (Recking et al., 2013). Les apports solides des versants sont composés à la fois de matériaux **fins et grossiers** (MacDonald et Coe, 2007). Dans les cours d'eau de la côte de l'Oregon, il a été montré que la distribution granulométrique des sédiments des cours d'eau de rang 1 et 2 est quasiment identique à celle des colluvions de pente (Benda et Dunne, 1987).



A NOTER

Les zones de têtes de bassins versants fournissent, dans la majorité des cas, plus de 75% de la charge de fond des cours d'eau (Fournier et al., 2010).

A noter que toute la production de sédiments sur les versants ne participe pas forcément à la recharge des cours d'eau. Par exemple, après la fonte d'un glacier, les sédiments libérés ne sont pas nécessairement disponibles car ils ne sont pas toujours connectés au cours d'eau.



Figure 27 Exemples de petits cours d'eau montagneux alimentés par production primaire (Malavoi et al., 2011) © J.R. Malavoi (à gauche), © N. Landon (à droite)

En revanche dans les secteurs boisés, la couverture végétale ralentit le ruissellement et la capacité de transport des sédiments : les apports de sédiments sont donc réduits (MacDonald et Coe, 2007). La végétation joue plutôt un rôle de **filtre**, de barrière à l'entrée des sédiments dans la rivière. Les apports en sédiments dans les petits cours d'eau montagneux boisés peuvent provenir d'apports primaires de versants mais sur des surfaces réduites, et des apports des tronçons amont et des affluents, et éventuellement via l'érosion des terrasses alluviales.



Figure 28 Exemple d'érosion de versant en contexte boisé (Malavoi et al., 2011) © N. Landon



Figure 29 Exemple d'apports sédimentaires secondaires en montagne provenant d'un affluent (Salso Moreno) sur la Tinée (06) (Recking et al., 2013)

Dans les cours d'eau aval, les apports de sédiments proviennent essentiellement de l'amont, des affluents ainsi que du stock du lit mineur et des berges.



Figure 30 Exemple d'apport secondaires en plaine provenant d'un affluent (Malavoi et al., 2011) © J.R. Malavoi



Figure 31 Exemples d'apports internes : à gauche, macroformes fluviales en transit dans le fond du lit, à droite, érosion latérale de basses terrasses alluviales (Malavoi et al., 2011) © J.R. Malavoi

2.2.4.1.2 Influence du climat sur la production sédimentaire

Le climat a une influence sur les processus d'altération des roches et donc sur la quantité de production primaire de sédiments. L'alternance de gel/dégel, les amplitudes de température, les précipitations sont autant de facteurs qui influencent l'altération et l'érosion des roches en surface.

Le climat montagnard est par exemple favorable à la production sédimentaire du fait de l'alternance de gel/dégel et des fortes précipitations (Chardon, 1984). Descroix (1994) considère que la cryoclastie²² est significative au-dessus de 1000 mètres dans les Alpes du Sud (plus de 120 jours de gel par an).

Les hauts reliefs combinés au changement climatique du petit-âge glaciaire ont contribué à la production de grandes quantités de sédiments. Cela s'est traduit notamment par des changements de styles fluviaux des cours d'eau (Bravard, 2010 ; Liébault, 2003) (voir le sous-chapitre 2.2.3.5).

L'orientation des versants joue aussi un rôle sur les processus gel/dégel. Des résultats d'études réalisées dans les Alpes du Sud ont montré que les cycles cryoclastiques sont nettement plus importants sur les versants nord (Descroix, 1994 ; Descroix et Olivry, 2002).

Les changements hydrologiques peuvent aussi affecter la production sédimentaire et son transport dans les cours d'eau. Lorsque les crues diminuent en fréquence et en intensité, les bandes actives²³ se rétractent et laissent la végétation s'installer sur les berges (Allred et Schmidt, 1999 ; Gautier, 1992 ; Grams et Schmidt, 2002 ; Gregory et Madew, 1982 ; Martin et Johnson, 1987 ; Rumsby et Macklin, 1994 ; Williams, 1978 dans Liébault, 2003). Par exemple, dans certains des secteurs non influencés par des aménagements humains sur

²² Processus d'érosion par l'alternance gel/dégel

²³ Partie de cours d'eau qui comprend le chenal en eau et les bancs de galets non végétalisés.

des rivières des Alpes du Sud (cas de la Drôme et de l'Eygues), c'est la baisse de l'hydraulicité au cours des dernières décennies, conjuguée à d'autres facteurs (revégétalisation naturelle des versants) qui expliquent la rétractation des bandes actives constatée (Liébault, 2003).



A RETENIR

Le climat peut influencer la production sédimentaire et être à l'origine de changements de styles fluviaux des rivières (exemple du petit-âge glaciaire). Le climat influence les trajectoires morphologiques des rivières.

2.2.4.1.3 La végétation des versants : facteur de contrôle de l'érosion

La végétation des versants est un facteur de contrôle de l'érosion des sols et des processus de ravinement. Ainsi, les reboisements naturels et anthropiques (cas des travaux de reboisement des services de restauration des terrains de montagne (RTM) pour stabiliser les versants), sont des facteurs explicatifs importants de la diminution des apports sédimentaires constatée dans les Alpes depuis la fin du XIXe siècle (Bravard, 2002).



A RETENIR

La végétation des versants est un facteur de contrôle de l'érosion et donc des sédiments dans les rivières.

2.2.4.2 Les différents modes de transport des sédiments et caractéristiques au fil du bassin versant

2.2.4.2.1 Types de sédiments et modes de transport solide en lien avec la morphologie des rivières

→ Les différents types de sédiments

Deux types de sédiments sont souvent distingués, la **fraction fine** et la **fraction grossière**. Selon les auteurs, le diamètre discriminant entre les deux types de fraction est variable. Braud et Alber (2013) considèrent la limite entre 0.2 et 0.5mm de diamètre (voir la figure ci-après).

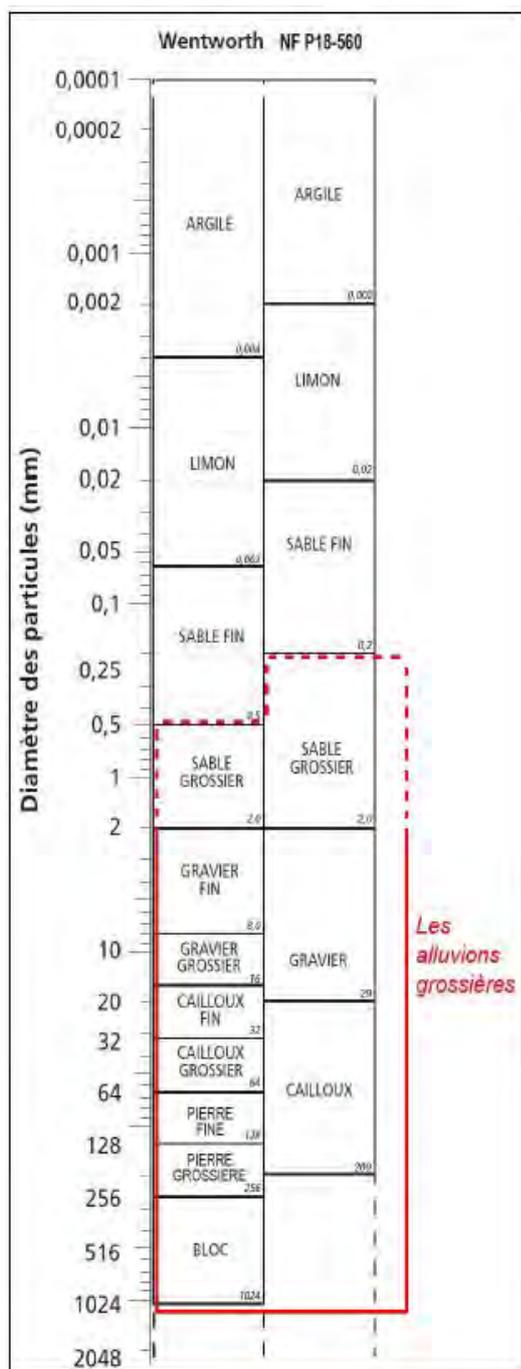


Figure 32 Exemple de deux échelles de classification de la taille des sédiments (extrait de Braud et Alber, 2013)

→ Les différents modes de transport solide : charriage et suspension et lien avec la dynamique hydromorphologique

Le transport des sédiments du fond de la rivière se fait principalement sous deux formes, le **charriage** et la **suspension** en fonction de la taille des particules et de la vitesse du courant.

Le **transport par charriage** est le mode de transport de sédiments où les sédiments roulent, glissent ou sautent brièvement, mais restent très proches du fond ne quittant celui-ci que temporairement (Graf et Altinakar, 1996 dans Frey, 2008). Il est question plus précisément de **saltation**, pour les particules qui font des petits sauts brefs pendant le charriage. Les sédiments concernés par le charriage constituent la **charge de fond**, et correspondent à la **part grossière**, qui va des sables moyens aux blocs (Malavoi et al., 2011).

On appelle **transport par suspension**, le mode de transport de sédiments où les particules se déplacent dans la colonne d'eau. Ce mode de transport concerne les **sédiments fins** (sables, argile, limons). On distingue deux catégories de sédiments en fonction de leur comportement dans la colonne d'eau : la **suspension de fond** dont les particules (sables) sont mis en suspension de manière graduée vers la surface avec l'augmentation du débit, mais restent (occasionnellement) en contact avec le charriage, puis avec le fond avec la baisse des vitesses de l'eau (Graf et Altinakar, 1996 dans Frey, 2008; Camenen, 2014); et la **suspension de lessivage** composée par des matières en suspension de type argile ou limons, qui sont transportées de manière homogène dans la colonne d'eau et qui ne se déposent que dans des conditions de très faibles vitesses (bancs, lit majeur inondable, retenues...) (Braud et Alber, 2013).

Il est admis que la **fraction grossière** transportée par **charriage** est celle qui intervient le plus dans la dynamique morphologique, c'est-à-dire le façonnement de la géométrie du lit (profil en long, section en travers) (Knighton, 1998 ; Lenzi et al., 2006 dans Frey, 2008). Toutefois, la **suspension de fond (sables)**, joue tout de même un rôle, en particulier dans **l'efficacité du transport solide**. En effet, le sable a tendance à augmenter la capacité de transport (Frey, 2008). Ceci a été mis en évidence au cours d'expériences dans lesquelles a été testé l'effet de la proportion de sables fins de différents écoulements, à débit liquide et solide constant (Iseya et Ikeda, 1987 dans Frey, 2008). Suite à l'augmentation de la part de sables fins jusqu'à environ la moitié du mélange, les résultats ont montré un abaissement de la pente d'équilibre. Cette diminution de la pente est en effet la conséquence d'une augmentation de la capacité de transport, qui entraîne des érosions permettant un abaissement de la pente. Ce mécanisme est bien représenté par la balance de Lane (voir le sous-chapitre 2.2.3.1, Figure 18).

Les **matières en suspensions** de type limon et argile (**couramment assimilées à la suspension de lessivage**), ne rentrent pas en compte dans la dynamique hydrosédimentaire représentée par la balance de Lane. En revanche, elles jouent un **rôle indirect** sur la morphologie en rendant les **berges plus stables** et cohésives. Cette particularité est due au caractère cohésif des particules d'argiles, qui nécessitent des vitesses de courant plus fortes que les sables pour être arrachées et entraînées dans la colonne d'eau (Braud et Alber, 2013 ; Owens et al., 2005).



A RETENIR

Le transport solide grossier mais aussi les sables jouent un rôle sur la morphologie des rivières.

La fraction très fine constituée d'argile et de limon, a un caractère cohésif, et joue un rôle sur la stabilité des berges.

Les conditions de mises en mouvements des sédiments dans le cas du charriage

La **mise en mouvement des sédiments par charriage**, de manière générale, est liée principalement au **forçage hydraulique** (force du courant). Les conditions d'entraînement des sédiments dépendent aussi de leurs caractéristiques (taille, poids), des forces cohésives entre les particules (les argiles sont plus cohésives que les sables, bien que chaque particule soit plus légère) et des vitesses du courant (Braud et Alber, 2013).

Dans le cas particulier des **torrents de montagne**, le forçage hydraulique ne permet pas à lui seul d'expliquer l'entraînement de toutes les tailles de sédiments du lit. C'est plutôt le **forçage sédimentaire** qui permet d'expliquer le déplacement de gros blocs dans des conditions hydrauliques en deçà des conditions de mise en mouvement. Le forçage sédimentaire correspond à la **déstabilisation du lit** générée par des **apports réguliers** de sédiments dans le lit. Ceci est possible dans les torrents **connectés avec une source sédimentaire** de versant active (ravinement, éboulements). Toutes les tailles granulométriques des sédiments injectés dans le chenal interviennent dans le processus de déstabilisation. Pour des crues courantes, ce sont les **sédiments fins** qui jouent un rôle de première importance. Les affouillements de la matrice de sédiments fins dans laquelle sont encastrés les blocs permettent d'expliquer un premier niveau de **déstabilisation**. Ensuite pour des plus fortes crues, les contraintes hydrauliques et les chocs entre les blocs expliquent l'entraînement de toute la courbe granulométrique, généralement sur de courtes distances. Au cours de l'immobilisation de la charge grossière, la matrice de sédiments fins se remet en place sous les blocs par effet de piégeage. Le cycle de déstabilisation se remet en place à la faveur de **petites crues puis de crues plus fortes**, expliquant le transport solide de

proche en proche de toute la courbe granulométrique (Recking et al., 2013). En revanche, si le chenal n'est pas connecté à une source sédimentaire active de versant, le lit va avoir tendance à s'éroder en emportant la fraction la plus fine avant qu'elle ne puisse jouer son rôle dans la déstabilisation des blocs. Il s'en suit un **armurage** du lit qui devient au fil des crues **de plus en plus stable**. Ce type de lit peut toutefois être déstabilisé à la faveur d'un évènement extrême, avant que ne reproduise la chaîne de stabilisation du chenal (Recking et al., 2013).



A RETENIR

D'une manière générale, c'est la force du courant qui permet le transport des sédiments. Toutefois, dans les torrents de montagne, la connexion du cours d'eau avec des zones de production sédimentaire détermine l'instabilité du chenal et le transfert des sédiments. Le transport solide peut être quasi nul (sauf évènement extrême) sur des torrents déconnectés des zones d'érosion de versants.

Cas des laves torrentielles

Une **autre forme de transport solide** complètement différente des processus classiques (charriage/suspension) est l'écoulement sous forme de **lave torrentielle** qui se produit exclusivement en montagne. Les laves torrentielles sont des coulées boueuses et rocailleuses constituées d'un mélange d'eau et de matériaux solides de très forte concentration, typiquement de l'ordre de $\frac{3}{4}$ de solide et $\frac{1}{4}$ d'eau en volume. La granulométrie de ces laves est très étendue, **des argiles aux blocs** de plusieurs mètres de diamètre. Dans ce type d'écoulement, l'eau et les sédiments se déplacent à la même vitesse (contrairement au transport par charriage), sous forme de bouffées, de vagues indépendantes précédées d'un front raide de l'ordre de 1 à quelques mètres de hauteur et se propageant à des **vitesse comprises entre 1 et 15m/s en contexte alpin**. Ce type d'écoulement ne produit pas ou très peu de tri granulométrique et les dépôts sont très caractéristiques (blocs et cailloux enchevêtrés dans une matrice de sédiments plus fins). Ils ont un **pouvoir destructeur très fort** et peuvent déplacer des blocs très importants. Ce type de transport solide se déclenche à la faveur d'un orage de forte intensité dans des secteurs très pentus (pente généralement **supérieure à 30%**), et se propage jusqu'à ce que l'affaiblissement de la pente arrête la propagation de la lave, au niveau de ce qu'on appelle un cône de déjection²⁴. La présence d'une **grande quantité de sédiments altérés et déstructurés sur les versants est une condition nécessaire** pour l'apparition des laves torrentielles. La **forme du bassin** versant de type de poire renversée avec un réseau hydrographique peu hiérarchisé favorise la concentration des écoulements et facilite la création de laves torrentielles. En outre, la succession de pluies longues et peu intenses suivies d'une pluie courte mais très forte, est une **configuration favorable au déclenchement** de laves. A noter que les laves torrentielles peuvent être **épisodiques ou régulières**, en fonction de la disponibilité en sédiments qui jouent le rôle de facteur limitant. Dans le premier cas, elles se déclenchent après une longue phase d'accumulation de sédiments dans le bassin de réception (extrémité amont du réseau hydrographique) lors d'un évènement hydrologique favorable. Dans le second cas, la disponibilité en matériaux est toujours suffisante pour permettre la formation de lave lors de fortes pluies. Les lits de torrents concernés par des laves torrentielles ont une **morphologie caractéristique en forme de U**. Ils présentent des **levées latérales**, des dépôts non triés en forme de lobe au niveau du front de la lave, et peuvent contenir des blocs dont la taille dépasse largement les capacités de charriage du cours d'eau (Recking et al., 2013).

Un phénomène similaire est la **coulée boueuse qui transporte des sédiments de classes granulométriques plutôt fines**. Elle peut être typique de régions agricoles en moyenne montagne et provoquée par l'érosion des sols agricoles (Recking et al., 2013).

²⁴ Accumulation de sédiments de forme triangulaire au débouché d'une vallée, en contrebas d'un versant, formée par les apports sédimentaires d'un torrent de montagnes

2.2.4.2.2 Évolution du transport solide de l'amont vers l'aval et vitesses de propagation

En montagne, les sédiments sont transportés **principalement par charriage** et/ou sous forme de **laves torrentielles**. A noter que sur un même cours d'eau peut coexister successivement ces deux types de transport solide. On observe aussi que **plus les apports solides sont importants** via les connexions avec des sources sédimentaires actives de versant, **plus le transport solide est régulier et important** (forçage sédimentaire) (Recking et al., 2013).

Sur les cours d'eau de plaine plus en aval, le transport solide se fait par **charriage et suspension graduée**. Cette dernière peut devenir prédominante si le lit est composé majoritairement de sable (Camenen, 2016, communication personnelle). A l'aval, c'est le **forçage hydraulique**, au fil des crues principalement, qui explique la régularité du transport solide (Recking et al., 2013).

La régularité du transport solide est **très variable** d'une rivière à l'autre à l'amont comme à l'aval. Le tableau ci-après donne quelques ordres de grandeurs de vitesses de propagation des sédiments.

Tableau 7 Quelques données sur la distance parcourue par des alluvions grossières lors de crues (tableau extrait de Malavoi et al., 2011)

Rivière	Classe granulométrique	Conditions de Q	Durée Q	Distance parcourue	Auteur	Année
Agly	galets	Q1,5/an	1h30	120 m	BRL	1988
Agly	galets	Q2,4/an	5h00	310 m	BRL	1988
Verdoble	galets	plusieurs crues dont Q5, Q2, Q4		850 m	Anguenot	1972
				maxi 1800 m		
				en moyenne 10 km/siècle		
Ardennes	30 à 80 mm			en moyenne 3 km/siècle	Petit	1997
Hérault	galets			20 km/siècle	Tricart et Vogt	1967
Isère	galets			10 km/siècle	Salvador	1991

Tableau 8 Quelques vitesses de propagation de bancs alluviaux (tableau extrait de Malavoi et al., 2011)

Rivière	Vitesse (m/an)	Auteur	Remarques
Garonne	20 - 30	Baumgarten, 1848	
Rhin	270	Popov, 1969	
Aval Strasbourg	500	Yasmund, 1930	209 bancs latéraux entre Bâle et Sonderheim
Mur (Autriche)	100 - 200 (sur 8 mois)	Eksner, 1924	Tronçon canalisé de 7 km. Longueur des bancs alternés = 5/6 fois la largeur du lit à pleins bords
Volga	100 - 200	Popov, 1969	
Amour	200 - 600	Bashkirov, 1956	
Danube	200	Polyakov, 1951	
Vistule	100	Popov, 1969	

2.2.4.3 Dépôt et stockage des sédiments au fil des rivières

Les sédiments des cours d'eau sont certes transportés vers l'aval, mais ils sont en premier lieu stockés tout au long du cours d'eau pour des durées et des formes variables de l'amont vers l'aval. La charge sédimentaire atteignant les mers n'est qu'une fraction de celle érodée sur les versants. Par exemple sur le Coon Creek (Wisconsin, États-Unis), un taux de fourniture sédimentaire au niveau de l'exutoire du bassin versant a été estimé à 6,7% (Trimble, 1981). Des taux inférieurs à 10% sont communs (Amoros et Petts, 1993).

Même si la fraction de sédiments qui arrive à la mer est faible par rapport à la production sédimentaire, il n'en reste pas moins que ces apports conditionnent la **morphologie du trait de côte**. La baisse des apports sédimentaire du Rhône explique en partie le **recul de certaines** plages de Camargue (Bravard et al., 2008).

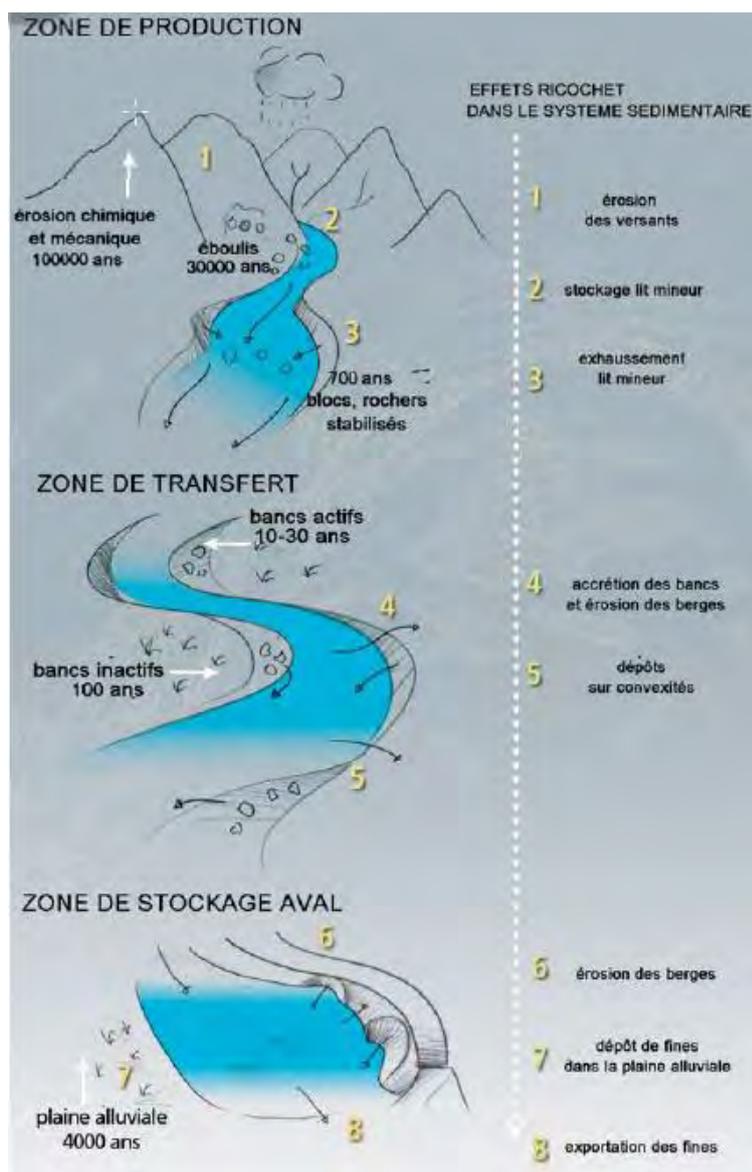


Figure 33 Schéma synthétique des processus de production, transfert, stockage sédimentaire et ordres de grandeur de l'âge des sédiments stockés de l'amont à l'aval (d'après Sear et Newson, 1993, figure extraite de Malavoi et al., 2011)

2.2.4.4 Conséquences des modes de transport et de dépôts sur le tri granulométrique du fond du lit

On observe des variations de la taille des sédiments et de leur répartition (tri granulométrique) dans l'espace :

→ A l'échelle du bassin versant, de l'amont à l'aval :

D'une manière générale, plus on s'éloigne des sources, **plus la taille des particules diminue**, et plus le tri granulométrique augmente. Ainsi, selon la loi de Sternberg, établie en 1875, la médiane de la courbe granulométrique (D50) décroît de façon exponentielle avec la distance aux sources (Wasson et al., 1998). Ceci est dû à deux mécanismes (Braud et Alber, 2013) :

- à la décroissance de la pente : les **particules les plus fines migrent** plus rapidement que les particules les plus grosses et se déposent dans les secteurs les moins pentus à l'aval
- à **l'usure des particules les plus grossières** (éclatement, broyage) au fur et à mesure qu'elles sont transportées vers l'aval. Ce mécanisme d'usure dépend notamment de la taille et de la nature lithologique des sédiments.

→ A l'échelle du tronçon :

A l'échelle d'un tronçon de cours d'eau, un tri granulométrique s'observe au sein des séquences radiers-mouilles-bancs par exemple. Le schéma ci-après illustre différents types de fond de lit en fonction de contextes de pentes différents. Il illustre la variété de type de fond de lit et la répartition spatiale des sédiments dans le lit.

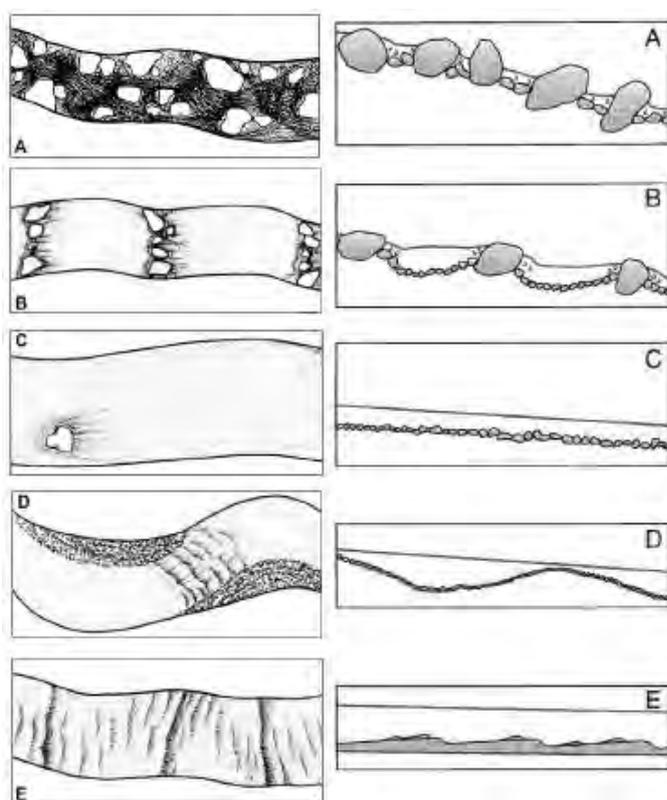


Figure 34 Schémas montrant la répartition des sédiments sur le fond du lit des cours d'eau de montagne (vue en plan à gauche et en long à droite) (Montgomery et Buffington, 1997)

(A) lit de type cascades rencontré le plus en amont sur les très fortes pentes (la taille des éléments issus de l'érosion des versants ne permet pas une réorganisation en séquences régulières),

(B) alternances de marches-cuvettes (step-pool en anglais), rencontrées également dans les torrents de montagne,

(C) lit à fond plat de type rapide ou planned-bed (fond de lit caillouteux, qui laisse apparaître en surface quelques blocs ; les bancs alluvionnaires y sont quasi inexistant) rencontré également sur des cours d'eau montagneux, mais pour des pentes plus faibles,

(D) alternance de séquences seuil-mouille-bancs,

(E) dunes (organisation caractéristique des tronçons de cours d'eau sableux avec des pentes faibles).

Par ailleurs, les **bourrelets de berges**, composés de sédiments fins, sont des dépôts liés à un tri granulométrique qui s'effectue par perte de charge de l'écoulement lors des débordements dans le lit majeur.

→ A l'échelle locale du fond du lit :

Les sédiments se répartissent aussi différemment à l'échelle verticale. Ce tri est dû à plusieurs types de phénomènes :

- **superposition de macroformes fluviales** en transit de granulométrie différente, qui traduisent une succession de crues de compétences différentes (Malavoi et al., 2011)



Figure 35 Migration (de la gauche vers la droite sur la photo) d'une dune de cailloux sur une dune de granulométrie plus grossière (Malavoi et al., 2011) © N. Landon

- **armurage statique** : résultat de l'emportement des grains les plus fins alors que les grosses particules restent en place (Frey, 2008 ; Malavoi et al., 2011). Pour de nombreux auteurs, **la rupture et le remaniement de l'armure est un événement fréquent, de l'ordre de la crue annuelle ou biennale** (Malavoi et al., 2011). Le **pavage** est issu du même processus, mais poussé à l'extrême. Il traduit un déficit sédimentaire par blocage de la charge de fond par un barrage par exemple, ou une réduction de la compétence des crues. Le pavage est donc plus stable, il ne peut être emporté que pour de très fortes crues (Malavoi et al., 2011).



Figure 36 Exemple d'armure laissant apparaître la sous-couche d'éléments plus hétérogènes (Malavoi et al., 2011) © J.R. Malavoi

2.2.5 Quelques éléments sur la diversité des formes des rivières qui découlent du fonctionnement hydromorphologique

La **diversité des types de lits** résulte des caractéristiques du cycle de l'eau et de la dynamique hydromorphologique (interaction entre le débit liquide et solide), mais aussi du contexte régional topographique (géologie et topographie de la vallée). Ce chapitre vise à décrire les principales caractéristiques des cours d'eau que l'on peut rencontrer dans un bassin versant. Sont distingués les styles fluviaux des cours d'eau de montagne (y compris piémont) des styles que l'on rencontre en plaine.

2.2.5.1 Emboîtement d'échelles

Le **bassin versant** dans son ensemble peut être considéré comme un système (Pella et al., 2001):

- **multiscale** : il fonctionne à différentes échelles (du local au global) (schéma ci-après),
- **plurifactoriel** : il est structuré par une diversité de facteurs (climat régional et local, la géologie, l'hydrogéologie, la géomorphologie, la topographie, le couvert végétal, l'activité humaine),
- **multidimensionnel** : il se caractérise par des échanges de flux de matières et d'énergie dans les trois dimensions (longitudinale, transversale et verticale),
- **dynamique** : il évolue en fonction d'évènements hydrologiques survenant au cours de différentes échelles de temps (dynamique courte (crue d'orage) ou saisonnière, dynamique intermédiaire (10-100 ans) qui influence les apports solides et peut modifier le tracé des rivières comme par exemple le tracé des méandres, dynamique longue (1 000 à 10 000 ans) influencée par les changements climatiques).

Le schéma ci-après permet de représenter les différentes échelles spatiales du bassin versant et des rivières.

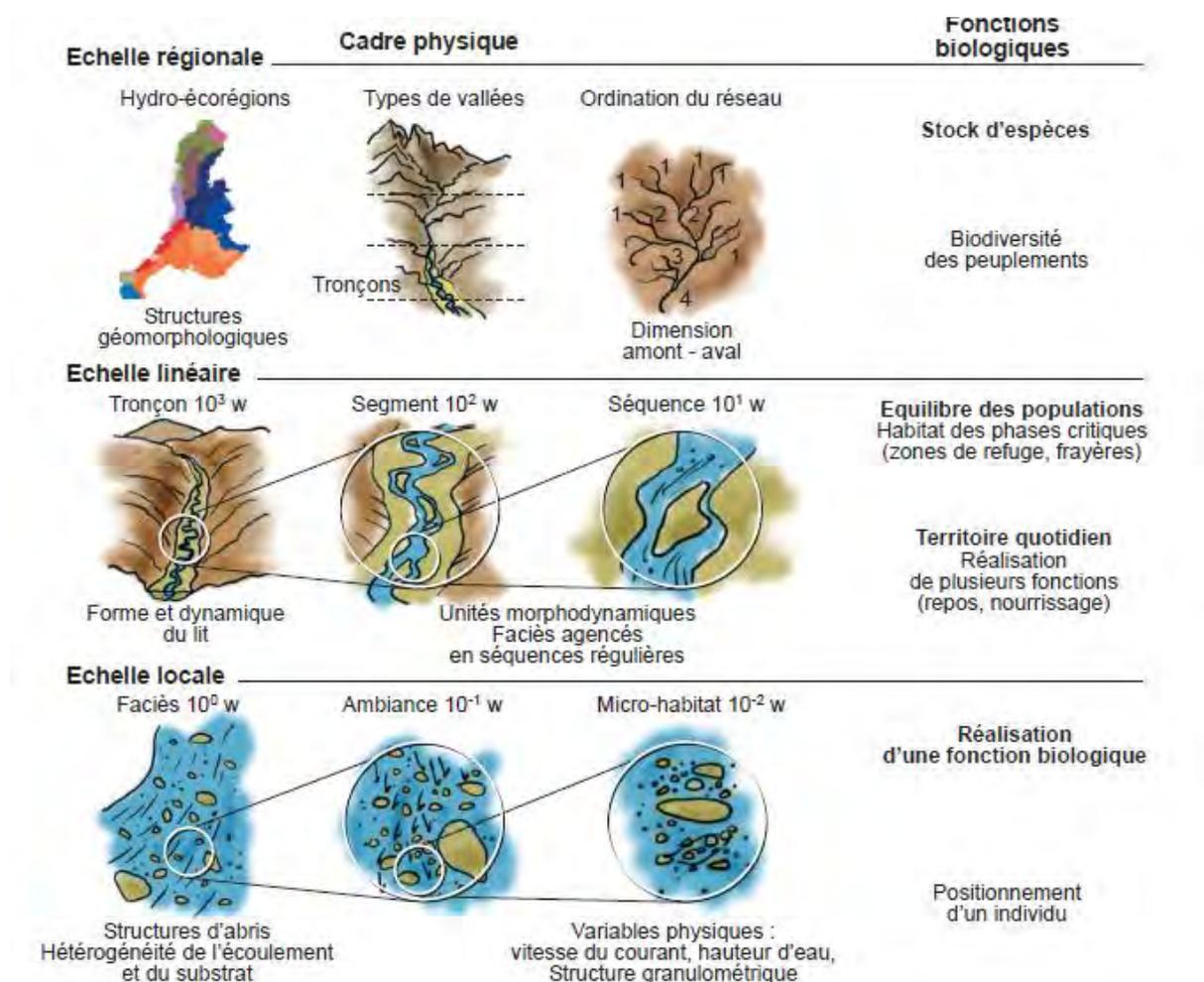


Figure 37 Les différentes échelles spatiales : du bassin versant au fond du lit du cours d'eau (d'après Wasson et al, 1998, figure extraite de Bourdin et al., 2011)

La morphologie de la rivière évolue dans l'espace et dans le temps également à différentes échelles. Le schéma ci-après donne des ordres de grandeurs de ces échelles et des évolutions de la forme du lit.

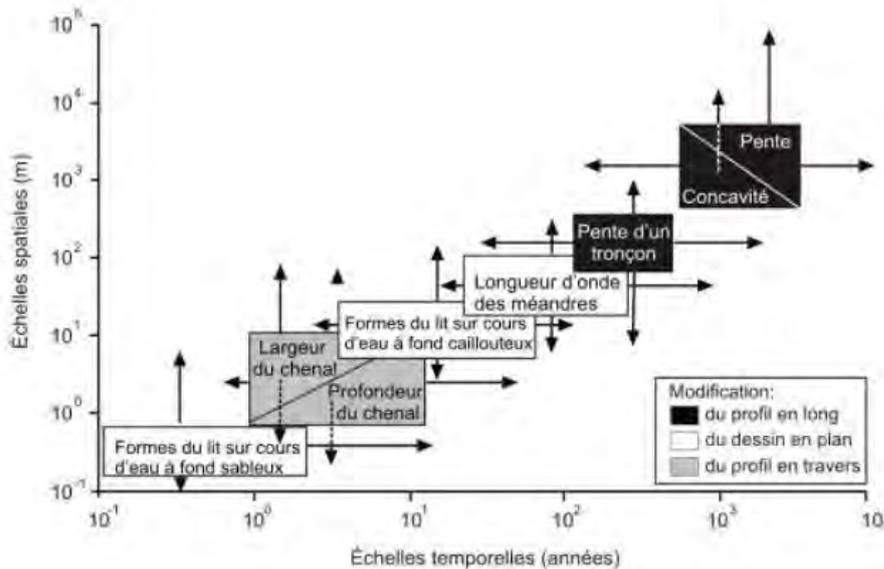


Figure 38 Schéma de mise en relation des échelles spatiales et temporelles de la morphologie des cours d'eau (d'après Knighton, 1984)

2.2.5.2 Description de l'évolution spatiale des lits fluviaux d'amont en aval

Le tracé des rivières dépend du contexte physique régional, du climat et des processus hydromorphologiques qui en découlent. Une rivière évolue souvent d'un **contexte confiné** par les vallées à un **contexte de plaine** où elle peut évoluer plus librement. Mais la forme locale que prennent les lits fluviaux dépend entre autres de la **capacité de transport** des sédiments et de la **fourniture sédimentaire**, comme l'illustre le schéma ci-après.

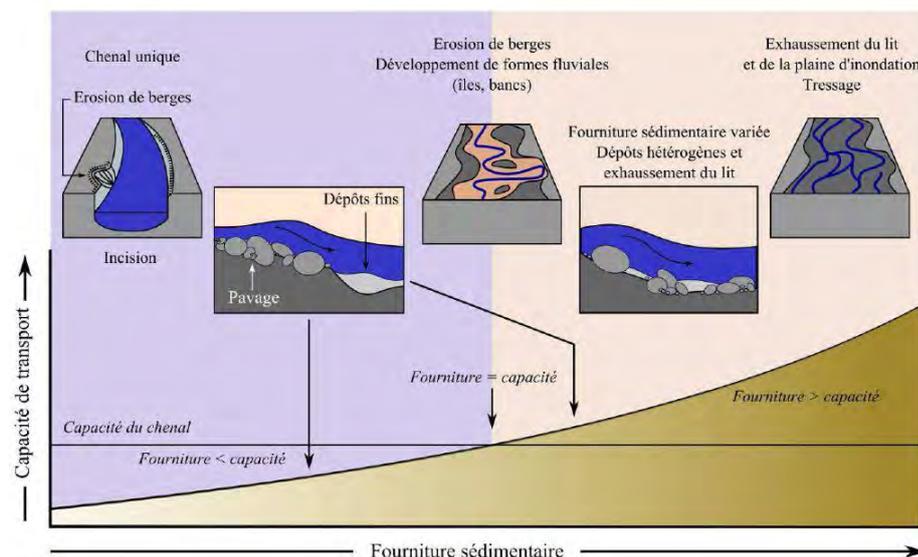


Figure 39 Schéma montrant les formes possibles d'un cours d'eau en fonction de sa capacité de transport (énergie) et de sa quantité de sédiments disponibles (modifié d'après Grant et al, 2003, figure extraite de Melun, 2012)

→ Cas des cours d'eau de montagne : la classification de Montgomery et Buffington (1997)

En montagne, selon la classification de Montgomery et Buffington (1997), on passe progressivement d'un **système déficitaire** en transport solide comparé à la capacité de transport (lits à cascades (photo A), step-pool (photo B)), à un **système excédentaire** en transport solide par rapport à la capacité de transport (lits à seuils-

mouilles (photo D), lits à dunes-mouilles (photo E)). Les lits où le transport solide et la capacité de transport s'équilibrent sont des lits à rapides (photo C).



Figure 40 Lits à cascade (A) et à step-pool (B) caractéristiques d'un transport solide déficitaire par rapport à la capacité de transport



Figure 41 Lit à rapides dans lequel la capacité de transport et la charge solide s'équilibrent

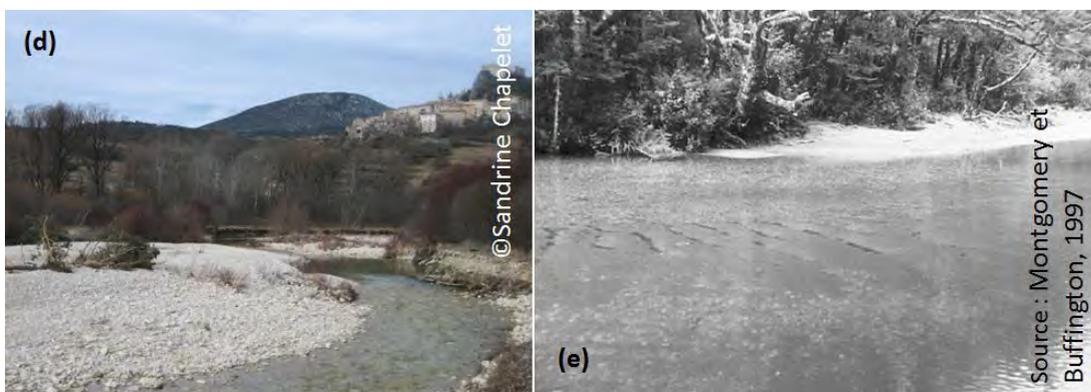


Figure 42 Lits à seuil-mouille-bancs (D) et lits à dunes (E) caractéristiques des cours d'eau de montagne où la capacité de transport est déficitaire par rapport aux apports solides

→ Cas plus généraux applicables à l'ensemble des cours d'eau

D'autres paramètres que la quantité de sédiments et la capacité de transport interviennent dans la forme du lit : la **granulométrie** des sédiments et la **stabilité** du chenal. Le schéma ci-après résume les différentes possibilités de formes de rivière en fonction de tous ces paramètres. On passe progressivement sur le schéma, de droite à gauche, des cours d'eau de montagne aux cours d'eau de plaine (décroissance de la pente et de la granulométrie) ; et de haut en bas, des cours d'eau à faible transport solide et grande stabilité (chenal unique) aux cours d'eau à fort transport solide et faible stabilité (chenaux multiples). Ce schéma dresse ainsi l'ensemble des possibilités de forme des lits fluviaux. Il regroupe les principaux styles fluviaux décrits dans le chapitre d'après.

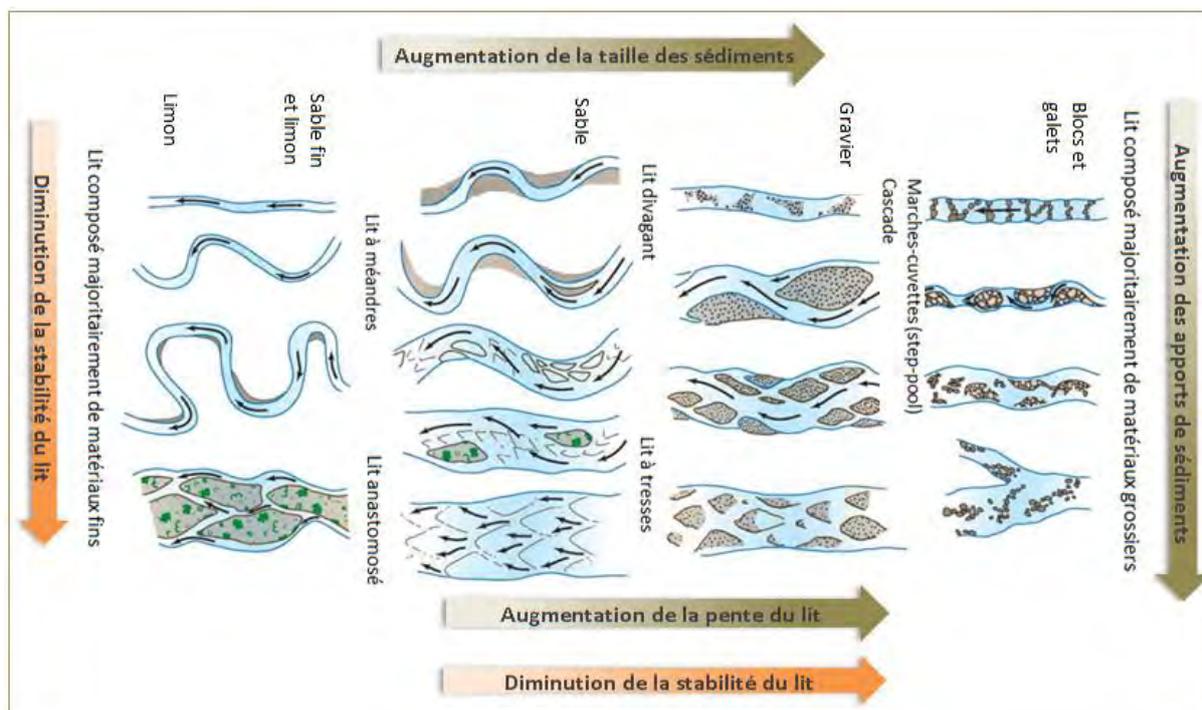


Figure 43 Schéma qui représente les différents styles fluviaux en fonction de leurs paramètres structurants (quantité et taille des sédiments, pente du lit) et lien avec la stabilité du lit (d'après Church, 2006)

2.2.5.3 Description générale des principaux styles fluviaux

4 principaux types de cours d'eau peuvent être décrits en fonction de **deux paramètres principaux** (le nombre de chenaux en eau et la sinuosité) : lit unique rectiligne, lit unique sinueux ou à méandre, lits multiples à tresses ou lits multiples anastomosés. Le style divagant est un état intermédiaire entre le style à tresses et le lit unique, et le style en anabranches est un sous-type de lits multiples.

Le tracé rectiligne est très peu fréquent en plaine. Il ne se rencontre que dans des contextes spécifiques (ligne de faille, pente très forte de torrent, ou pente très faible). Le tracé complètement rectiligne est beaucoup plus souvent lié à des rectifications de cours d'eau d'origine anthropique.



A NOTER

Le tracé complètement rectiligne est beaucoup plus souvent lié à des rectifications de cours d'eau d'origine anthropique.

Les cours d'eau à méandres présentent un lit à chenal unique dont le tracé sinue plus ou moins librement selon les contraintes du fond de vallée. Le coefficient de sinuosité (SI) permet de dégager 4 sous-types, les cours d'eau quasi rectilignes ($S < 1.05$), les cours d'eau sinueux ($1.05 < SI < 1.25$), très sinueux ($1.25 < SI < 1.5$) et méandriformes ($SI > 1.5$).

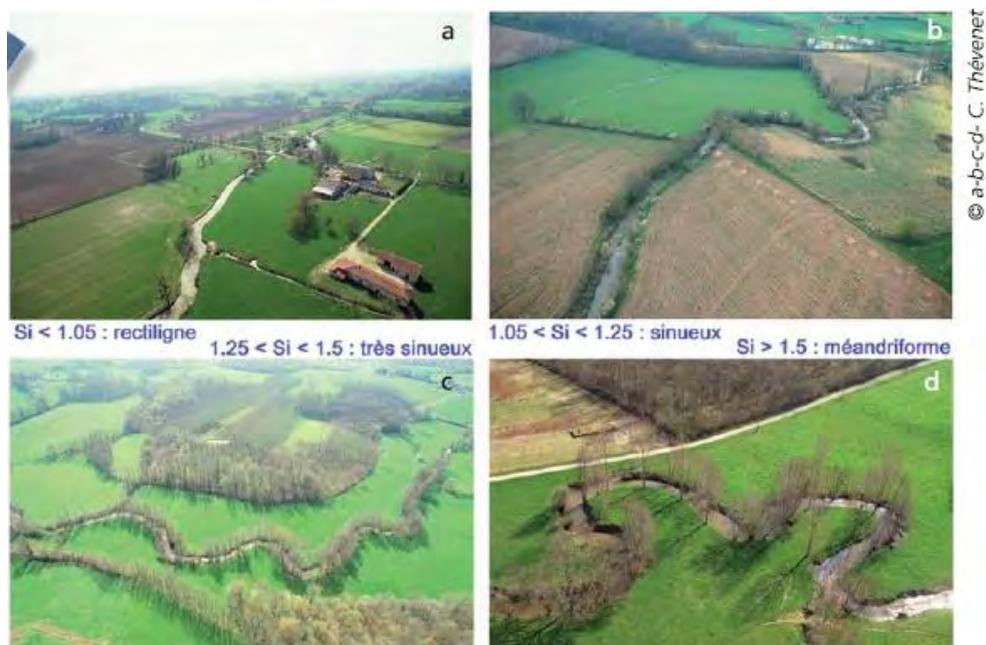


Figure 44 Exemples visuels de cours d'eau à méandre selon leurs degrés de sinuosité (SI : coefficient de sinuosité) (images extraite de Malavoi et Bravard, 2010).

Le coefficient de sinuosité est souvent corrélé à d'autres caractéristiques morphologiques, comme le rapport largeur/profondeur, la pente ou la texture des berges. Ainsi, les cours d'eau méandriformes ont souvent des berges cohésives et présentent en général un lit étroit et profond. Alors que les cours d'eau sinueux ont plus souvent un lit plus large que profond.

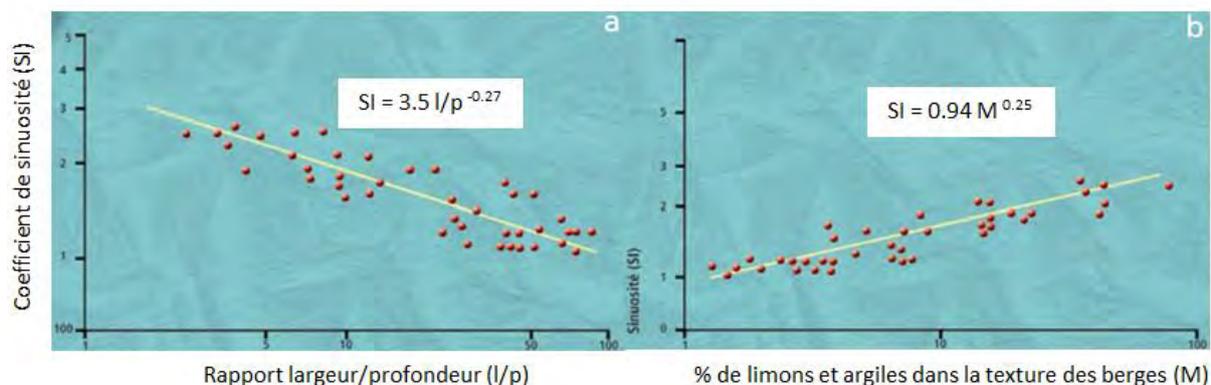


Figure 45 Relation entre le coefficient de sinuosité et le rapport largeur/profondeur (a) et le pourcentage de limon et d'argile dans les berges (b) (d'après Schumm, 1963, figure modifiée Malavoi et Bravard, 2010).

Les cours d'eau à tresses présentent un lit à chenaux multiples séparés par des bancs non végétalisés car régulièrement remaniés par les crues débordantes. Le lit de ces cours d'eau est très actif dans le temps et dans l'espace. Les cours d'eau en tresses sont caractéristiques d'un transport solide sur-abondant par rapport à leur capacité de transport. Le lit moyen ou lit à plein bord des rivières en tresses est quasiment toujours rectiligne ou sub-rectiligne (coefficient de sinuosité inférieur à 1,1 voire 1,05). En revanche, le lit d'étiage ou les chenaux élémentaires sont souvent sinueux à très sinueux. Le lit moyen très large est lié à une importante érosion latérale. Ainsi les cours d'eau en tresses sont présents dans des larges vallées alluviales qui présentent une forte érodabilité des berges. Si le cours d'eau est trop contraint latéralement, il ne pourra pas développer un tressage, car les matériaux solides seront transportés vers l'aval au lieu d'être déposés.

Le style divagant, est un style intermédiaire entre le style à méandre et le style à tresses. Il est souvent le signe d'une métamorphose fluviale en cours, il s'agit d'un style décrit souvent comme transitoire. Le style divagant ressemble au style à tresses mais il présente un chenal principal très dominant par rapport aux chenaux

secondaires. Le passage du tressage au méandrage en passant par le style divagant est souvent le signe d'une diminution de la charge solide.

Le style en anabranches correspond aux cours d'eau à chenaux multiples séparés par des îles végétalisées de taille importante. Ce style regroupe une grande variété de cours d'eau à chenaux multiples plus ou moins actifs en fonction de la cohésivité des berges, de la pente et des apports solides. Ce type de cours d'eau comprend le style fluvial anastomosé cité ci-après.

Le style anastomosé correspond à la présence de bras multiples stables, contrairement aux lits à tresses. Les chenaux sont étroits et profonds, à pente faible et traduisent des apports solides grossiers faibles et des berges cohésives. Ce style est présent dans des grandes plaines en exhaussement. Les chenaux multiples se forment lors d'épisodes de crues suffisamment importants pour creuser de nouveaux lits. Il s'agit d'une condition majeure à la formation de ce type de style fluvial. L'abondance des apports de fines est aussi une caractéristique qui favoriserait la possibilité d'avulsion par obstruction du lit. Ce style fluvial a quasiment disparu du bassin Rhône-Méditerranée. Toutefois, on l'observe encore de manière relictuelle et ponctuelle sur de petits cours d'eau de fonds de vallées à faibles pentes et humides (tourbière par exemple).

Le schéma ci-après synthétise les différents styles fluviaux.

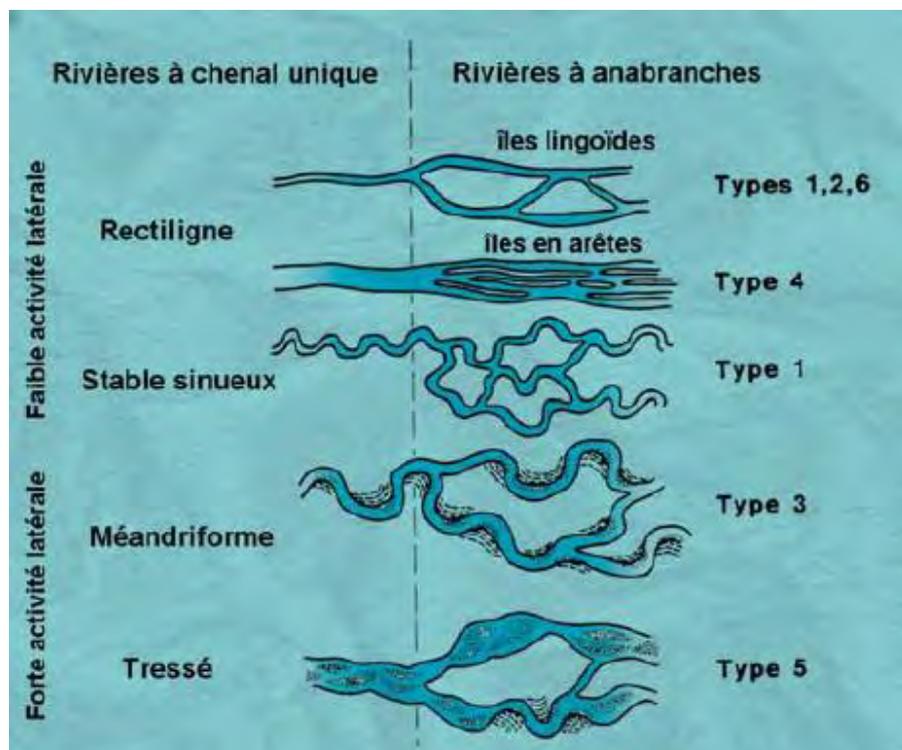


Figure 46 Les différents types de rivières, à chenal unique à gauche et en anabranches à droite (d'après la classification de Nanson et Knighton, 1996, figure extraite de Malavoi et Bravard, 2010).



A NOTER

Le bassin Rhône-Méditerranée présente une grande diversité de styles fluviaux du fait de la variété importante en termes de climat, géologie, topographie. Ainsi, on y trouve presque tous les styles.

La connaissance du style fluvial actuel comparée à celle du passé renseigne sur l'évolution du lit, sur sa trajectoire temporelle.

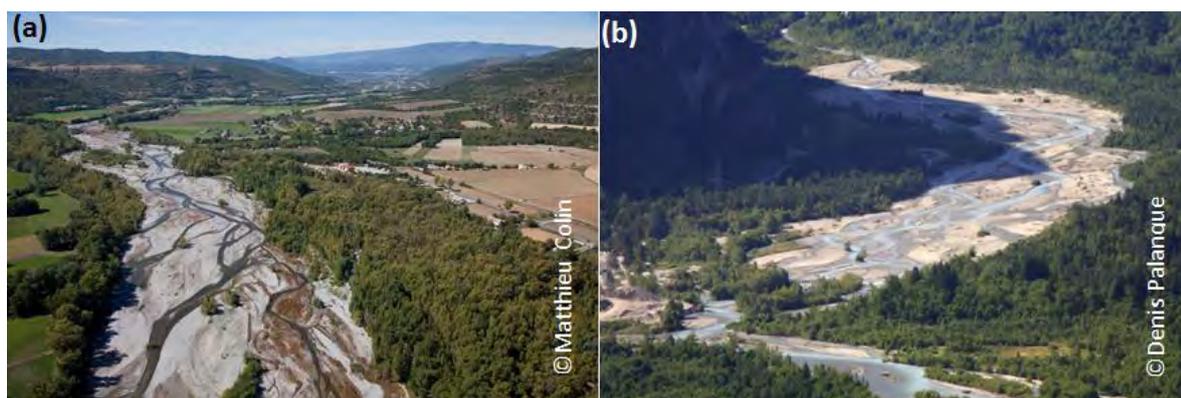


Figure 47 Rivières en tresses du bassin Rhône-Méditerranée : la Bléone dans les Alpes de Haute-Provence (a) et le Vénéon en Isère (b)



EN PRATIQUE

La connaissance du fonctionnement hydromorphologique et des formes fluviales qui en découlent est primordiale en matière de gestion et de restauration des rivières. Les rivières peuvent par exemple être sectorisées en tronçons homogènes sur le plan de leur fonctionnement afin de décliner des mesures adaptées à chaque partie du cours d'eau.

2.2.5.4 Les faciès d'écoulement

A une échelle plus locale, la morphologie des rivières est irrégulière en termes de vitesses et de profondeurs d'eau. On parle de **faciès d'écoulement**. Plus précisément ce sont des petites portions de cours d'eau (d'une longueur comprise entre 1 et 10 fois la largeur à pleins bords environ) qui présentent une homogénéité, à l'échelle de quelques m^2 à quelques centaines de m^2 , sur le plan des vitesses, des profondeurs, de la granulométrie, de la pente du lit et de la ligne d'eau, des profils en travers. Ces faciès sont généralement alternés et se répètent sur des longueurs variables (Malavoi et Bravard, 2010).

Les hydromorphologues attribuent aux faciès le rôle de **dissipation** optimale de l'énergie. Leurs formes varient en fonction des déterminants géologiques, topographiques, hydrologiques, et des caractéristiques du transport solide (granulométrie et quantité). Les hydrobiologistes s'intéressent aux caractéristiques et à l'agencement de ces faciès qui constituent des habitats aux fonctions différentes et complémentaires pour les espèces aquatiques (Malavoi et Souchon, 2002).

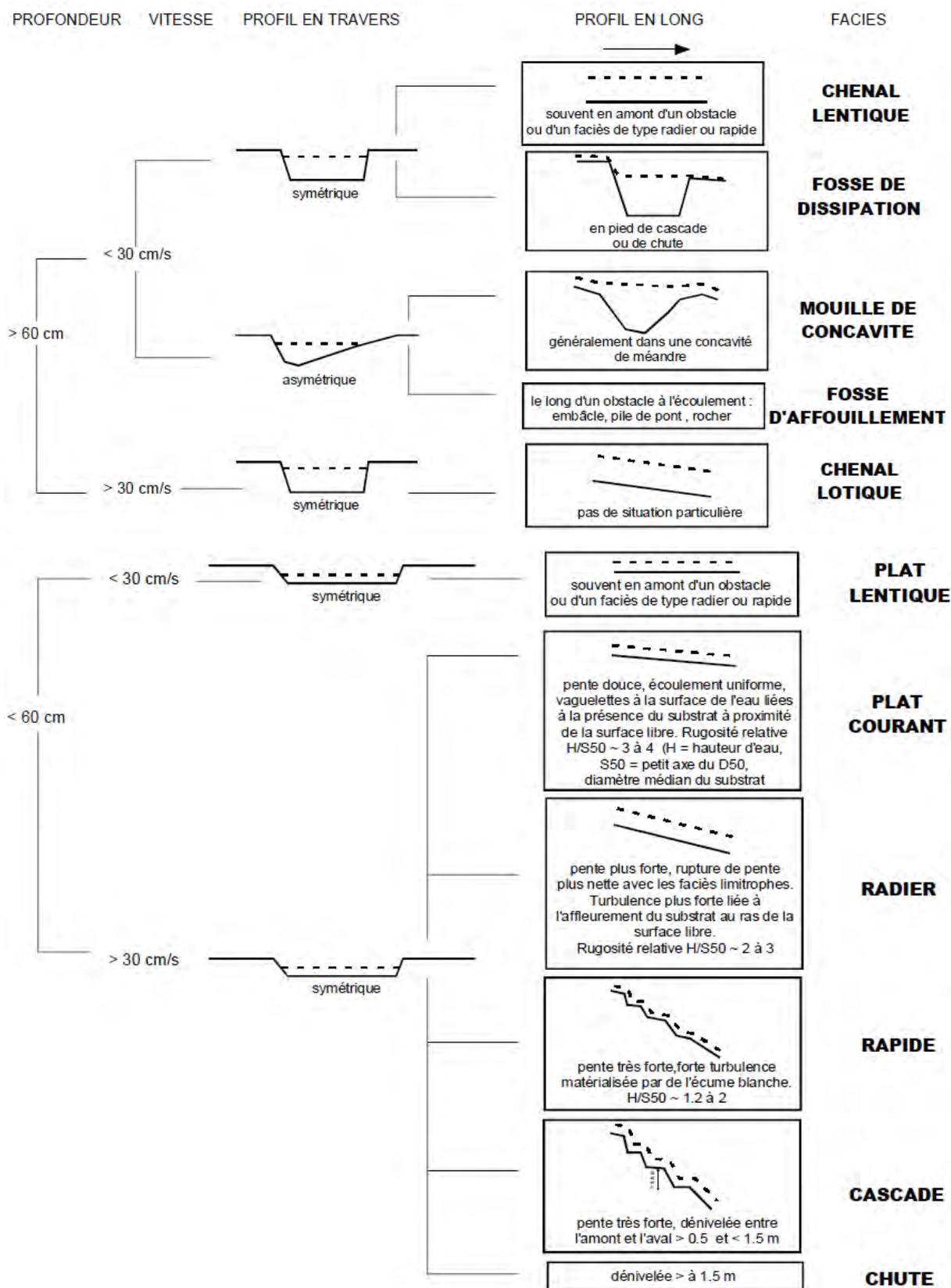


Figure 48 Clé de détermination simplifiée des faciès d'écoulement (Malavoi et Souchon, 2002)

2.2.5.5 Lien entre les formes et la vie aquatique : les zonations écologiques d'amont en aval

L'évolution morphologique de l'amont à l'aval des rivières a des répercussions sur la répartition des espèces aquatiques. Dès le XIXe siècle, les hydrobiologistes ont décrit l'évolution longitudinale amont-aval des espèces de poissons rencontrées en fonction de l'évolution de la pente. Il s'agit des premières représentations qui lient l'habitat physique et la biologie des cours d'eau. Ci-après sont présentées les principales zonations écologiques longitudinales concernant les poissons.

Auteurs	Zonations							
Fritsch (1872)	-	-	zone à truite			zone à barbeau	zone à silure	-
Thienemann (1925)	sources	ruisselets de sources	région à truite	région à ombre	région à barbeau	région à brème	Région d'eaux saumâtres	
Carpenter (1928)	partie montagnarde des cours d'eau				cours d'eau de plaine			
	tête de bassin		ruisseau à truite	secteur à vairon	partie supérieure	partie inférieure	eaux saumâtres	
Huet (1949)	-	-	zone à truite	zone à ombre	zone à barbeau	zone à brème	-	
Ilies (1962)	-	-	Rhithron			Potamon		
Ilies et Botosaneanu (1963)	eucrénon	hypocrénon	épi	méta	hypo	épi	méta	hypo

Figure 49 Exemples de zonations écologiques pour les poissons (tableau extrait de Malavoi et Bravard, 2010)

Vannote et al (1980) ont décrit les relations amont-aval concernant les macroinvertébrés et introduit la notion de continuum fluvial. Il montre l'évolution des types d'espèces en fonction de la réduction de la pente, de la taille des particules du substrat et de l'augmentation de la matière organique et de la température de l'eau. Ci-après est présenté le schéma traditionnel d'évolution amont-aval selon Schumm (1977) avec en parallèle le concept de continuum fluvial.

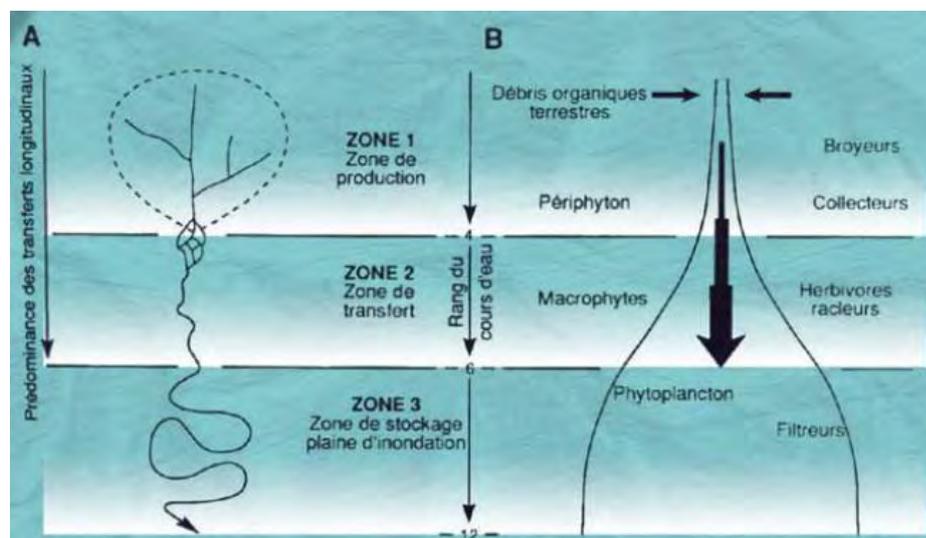


Figure 50 Zonation de Schumm (1977) à gauche, et continuum fluvial selon Vannote et al. (1980) à droite (figure extraite de Malavoi et Bravard, 2010)

Il existe également des zonations écologiques amont-aval concernant les espèces d'oiseaux.

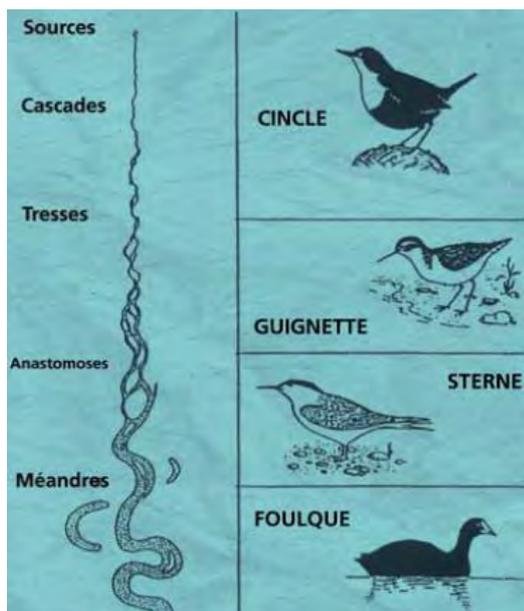


Figure 51 Zonation écologique amont aval pour les oiseaux (Roché, 1986, figure extraite de Malavoi et Bravard, 2010)

2.2.5.6 Le concept de mosaïque et d'hydrosystème

Les flux unidirectionnels (eau, sédiments) expliquent une bonne partie des différents habitats existants dans une rivière. Toutefois, pour comprendre le fonctionnement écologique global des rivières, il est important d'intégrer les **relations latérales** de la rivière avec la plaine, et les **échanges verticaux** qui existent également avec les eaux souterraines. Le concept d'**hydrosystème fluvial** renvoie à l'ensemble de la **mosaïque d'habitats** interconnectés (corridor alluvial et lit mineur) qui dépendent de flux de matières dans les **trois dimensions** de l'espace, autant longitudinales, latérales (dépôts de sédiments dans la plaine, et reprises de ces dépôts lors d'autres crues...) que verticales (échanges nappes – rivières dont le sens peut varier...). La dimension **temporelle** est également une notion importante pour comprendre le fonctionnement global et l'évolution de cette mosaïque au cours du temps. Les crues de différentes fréquences, les variations hydrologiques saisonnières, les changements climatiques sont des facteurs d'évolution des habitats (Amoros et Petts, 1993).

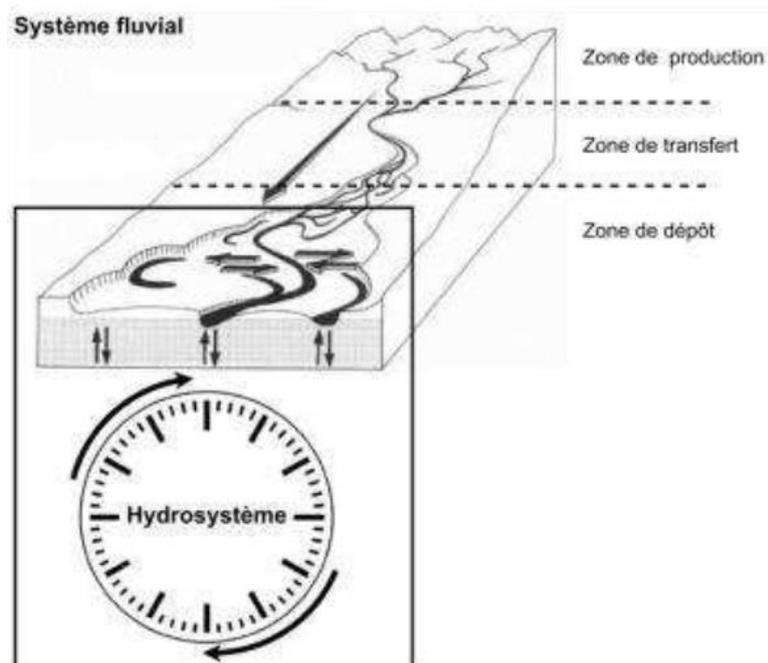


Figure 52 Schéma du principe de fonctionnement de l'hydrosystème fluvial (d'après Amoros et Petts, 1993 et Schumm, 1977, figure extraite de Melun, 2012)

2.2.5.7 Des hydro-écorégions à la typologie des eaux courantes

La variabilité et la répartition des espèces ne découlent pas uniquement de l'évolution de l'habitat de l'amont à l'aval, et des évolutions latérales. L'ensemble des **paramètres régionaux**, la roche mère, les sols, la végétation influencent le régime hydrologique, la physico-chimie de l'eau, la nature et la quantité des apports organiques et en définitive tous les processus énergétiques de la rivière (Anon, 1989). Cette variabilité régionale a été traduite en France par les **hydro-écorégions (HER)**. Il en existe de deux niveaux. Le premier dépend directement des caractéristiques homogènes en termes de géologie, de relief et de climat et de grands types de végétation (carte ci-après). Le deuxième niveau permet de distinguer des secteurs plus spécifiques au sein des HER de premier niveau. Une **classification fonctionnelle des eaux courantes** a ensuite été réalisée en combinant les HER et la taille des cours d'eau (très grands, grands, moyens, petits, très petits). Celle-ci sert de référentiel typologique pour l'évaluation de l'état des masses d'eau (Wasson et al., 2006).

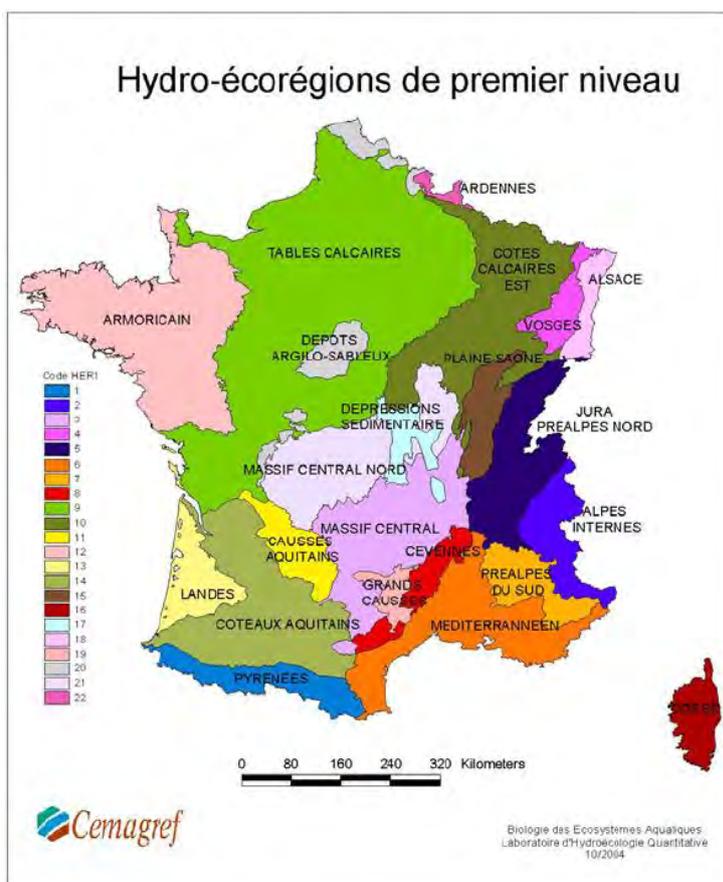


Figure 53 Hydro-écorégion de niveau 1 en France (Wasson et al., 2002, figure extraite de Wasson et al., 2006)

2.3 LIENS ENTRE LA STRUCTURE ET LES PROCESSUS DES COURS D'EAU ET LEURS FONCTIONS

2.3.1 Préambule

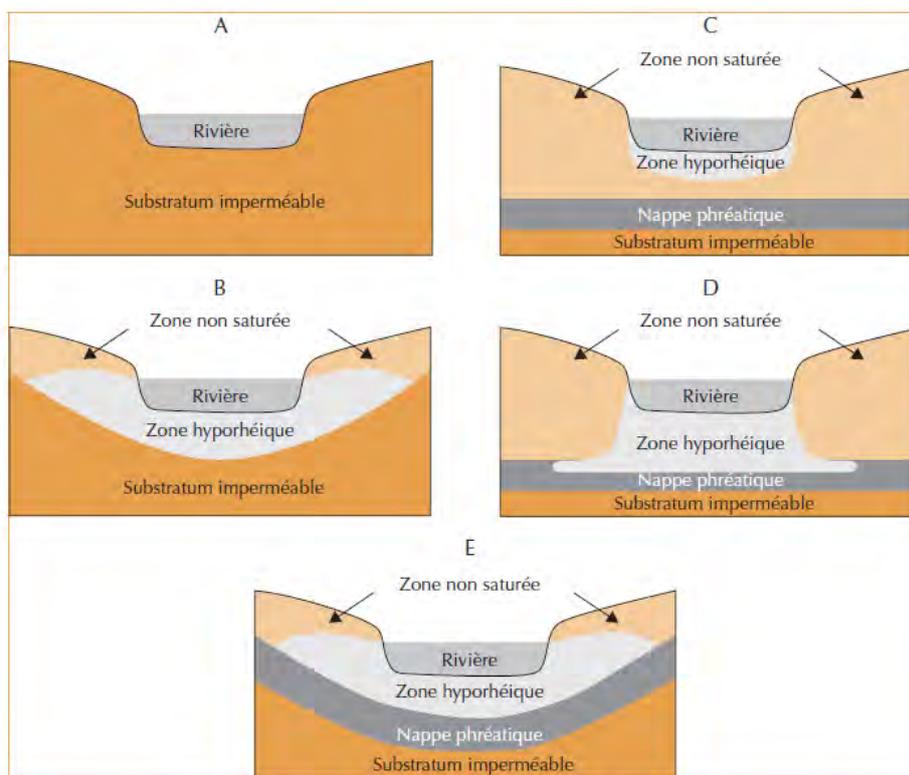
Historiquement, avec la vision hydraulique et aménagiste née avec l'évolution moderne de la société, les rivières ont pu être considérées comme des drains permettant d'évacuer les eaux. Cette fonction a été accentuée par la création d'aménagements de protections des inondations ou de drainage des terres pour le développement socio-économique. Les conséquences écologiques et l'accentuation des risques inondations à l'aval ont **changé la vision des fonctions des rivières**. Ce chapitre met en évidence **d'autres fonctions ignorées jusqu'à récemment** et pourtant aussi importantes pour la société, et qui ont également été altérées par des aménagements passés. Il fait le lien entre la structure et les processus physiques des cours d'eau (morphologie et substrat du lit mineur, ripisylve, zones humides alluviales, relations nappes-rivières) et les **fonctions importantes** telles que la fonction **hydrologique**, la fonction **biologique**, et la fonction **qualité de l'eau** à l'origine de nombreux services écologiques (diminution du risque inondation, atténuation des pollutions, soutien à la biodiversité...).

2.3.2 Fonction hydrologique

2.3.2.1 Rôle de la forme et du substrat du lit mineur

- **Définition : la zone hyporhéique**

Une définition est importante à donner en premier lieu, pour comprendre l'intérêt du substrat dans le fonctionnement écologique des rivières. Pour cela, il est important de définir la **notion de zone hyporhéique**. La zone hyporhéique est une composante fondamentale des rivières. Elle est définie comme **l'ensemble des sédiments saturés en eau**, qu'ils soient au fond du lit des rivières ou dans les zones humides annexes. La zone hyporhéique peut être inexistante si la rivière s'écoule directement sur un substrat imperméable (type A). Elle peut être constituée uniquement d'eaux de surface s'il n'existe pas de réservoir aquifère sous-jacent (type B), ou bien si la rivière est perchée (type C), ou si elle alimente une nappe sous-jacente (type D). En revanche, lorsque la rivière et la nappe sont en relation hydrodynamique (type E), la zone hyporhéique pourra être constituée d'un mélange d'eaux de surface et d'eau souterraines, dans des proportions qui dépendent des sens des flux. Ainsi, classiquement, les types A et B devraient se rencontrer plutôt en secteurs montagneux contraints, les types C et D devraient plutôt se rencontrer dans des secteurs où s'accumulent beaucoup d'alluvions et le type E devrait se trouver plutôt en aval des bassins versants, en plaine alluviale là où la nappe alluviale est plus proche de la surface (Datry et al., 2008).



▲ Figure 1 – Les différents types de zone hyporhéique. Modifié d'après Malard *et al.* (2000).

Figure 54 Schéma simplifié des différents types de zones hyporhéiques en fonction de leurs connexions avec les eaux souterraines (modifié d'après Malard *et al.*, 2000, figure extraite de Datry *et al.*, 2008)

La zone hyporhéique est le lieu de **recirculations** ou de sous-écoulements d'eau de la rivière, qui sont dues aux irrégularités morphologiques (présence de seuils, de mouilles, de sinuosités, de bois mort...). L'eau de la rivière peut également circuler à **travers les berges** au grès des méandres. Ces circulations d'eau sont schématisées par les deux schémas ci-après.

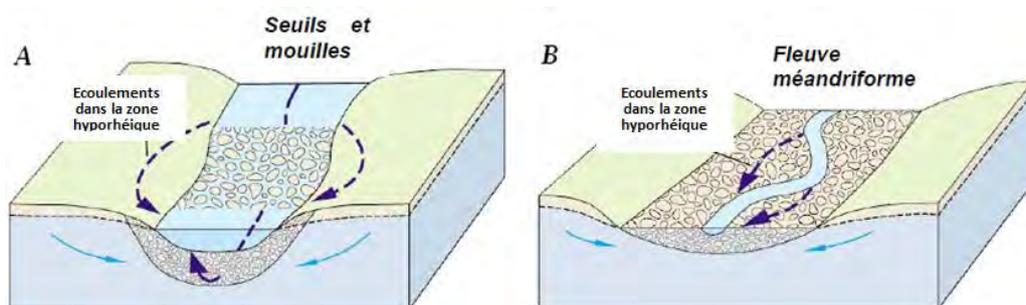


Figure 55 Exemples de circulations des eaux de la rivière (flèches violettes) aux travers de singularités de type seuils et mouilles (A), ou méandres (B) (d'après Winter *et al.*, 1998, figure extraite de Vernoux *et al.*, 2010)

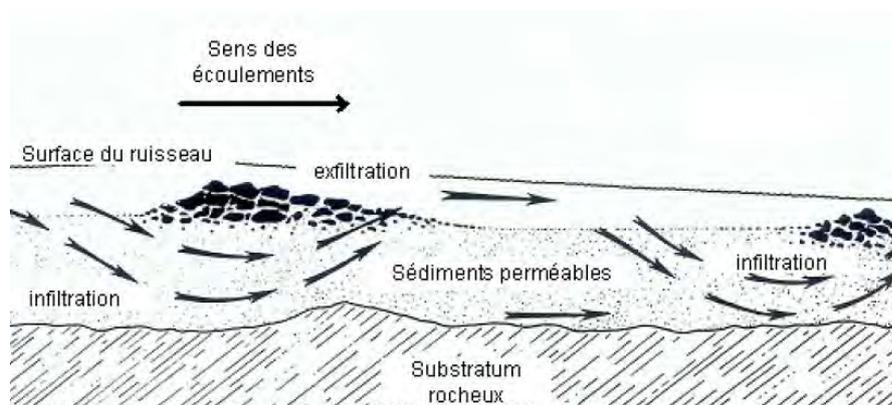


Figure 56 Profil en long montrant la circulation des eaux de la rivière à travers une succession de radier et de mouilles (infiltrations/exfiltrations) (figure extraite de Vernoux et al., 2010)

La zone hyporhéique est le **lieu de vie de nombreuses espèces aquatiques**, et a de nombreux rôles (hydrologiques, qualité de l'eau, hydrobiologique).

▪ **Rôle du substrat**

La composition du substrat et des berges intervient sur les possibilités d'échanges nappes-rivières, au niveau de la zone hyporhéique. C'est la **perméabilité et la conductivité hydraulique** des sédiments qui vont conditionner **la quantité et la vitesse des échanges** (Vernoux et al., 2010). Des sédiments perméables et peu épais favorisent le transfert rapide, tandis que de fortes épaisseurs de matériaux moins perméables vont favoriser un temps de séjour de l'eau plus long dans la zone hyporhéique. Les conditions hydrauliques des sédiments sont très variables entre les cours d'eau mais aussi au sein d'un même cours d'eau. Par exemple, les conductivités hydrauliques²⁵ couvrent une large gamme de valeurs en fonction du type de sédiment, allant de facteur de puissance 10^{-1} à 10^{-10} (voir le tableau ci-après).

Tableau 9 Les différentes caractéristiques des sédiments et leur capacité à laisser circuler l'eau à travers leurs pores (modifié de l'US Geological survey, tableau extrait de Datry et al., 2008)

Nature du sédiment	Diamètre moyen (10^{-3} m)	Porosité efficace (%)	Conductivité hydraulique (m/s)	Vitesse d'écoulement pour $i = 10^3$ (m/j)
Gravier moyen	2,5	40	$3,10^{-01}$	63
Sable grossier	0,125	34	$2,10^{-03}$	0,5
Sable moyen	0,250	30	$6,10^{-04}$	0,17
Sable fin	0,09	28	$7,10^{-04}$	0,21
Sable très fin	0,045	24	$2,10^{-05}$	0,007
Sable/vases	0,005	5	$1,10^{-09}$	0,000002
Limon	0,003	3	$3,10^{-08}$	0,000085
Limon argileux	0,01	-> 0	$1,10^{-09}$	0
Argile	0,0002	-> 0	$5,10^{-10}$	0

Les **caractéristiques (étendue, profondeur)** de la zone hyporhéique sont déterminées par la **géomorphologie** des cours d'eau et les apports en sédiments. Les zones de méandres possèdent des zones hyporhéiques plus développées que la moyenne, mais celles-ci s'étendent en largeur. Les ruisseaux de tête de bassin versant présentent des dépôts de sédiments généralement moins épais (Vernoux et al., 2010).

Un colmatage de la zone hyporhéique, qu'il soit physique (sédiments fins) ou biologique (matière organique, biofilm) réduit et **peut totalement stopper les échanges nappes-rivières**, et ainsi amoindrir les possibilités de recharge des nappes en hautes eaux, ou de soutien des écoulements en basses eaux (Paran et al., 2015 ; Vernoux et al., 2010).

²⁵ La conductivité hydraulique traduit la vitesse de transfert de l'eau à travers les pores des sédiments. Elle est exprimée en mètre par seconde.

Les irrégularités présentes dans les lits naturels (seuils, mouilles, bois morts, sinuosités, recirculations dans la zone hyporhéique...) jouent un rôle dans le **ralentissement des flux d'eau**. Il a par exemple été montré une augmentation de 50% du temps de trajet moyen après restauration d'un cours d'eau dans la Wilson creek aux Etats-Unis, en raison d'une baisse des vitesses et d'un rallongement du parcours du aux sinuosités (Bukaveckas, 2007).

- **Rôle de la géométrie du lit mineur**

Peu d'études ont été faites sur le rôle de la géométrie du lit mineur sur les débits de crues ou d'étiage. En revanche, ce sont les études sur les impacts de la chenalisation qui mettent en évidence le **rôle de la morphologie sur l'hydrologie** des débits. Ces éléments sont donc mieux développés dans la partie concernant les impacts de la chenalisation (chapitre 2.4.3.1). Quelques éléments sont toutefois mis en avant à ce stade, mais le lecteur est renvoyé au chapitre cité pour plus de précisions.

→ **Sur les crues :**

Le gabarit du lit des rivières naturelles étant moins important que celui des rivières canalisées, celui-ci permet des débordements plus fréquents. Une morphologie de lit plus sinueuse et plus naturelle joue donc un rôle dans la **réduction des pics de crues** et dans le **ralentissement de la propagation** des crues vers l'aval (King et al., 2009).

→ **Sur les débits d'étiage et les niveaux de nappes :**

Lorsque les rivières sont en contact avec une nappe d'eau souterraine, il est courant que les écoulements d'étiage soient issus du tarissement de ces réserves. Les caractéristiques de **tarissement des nappes** dépendent de nombreux facteurs en particulier des **caractéristiques géologiques de l'aquifère** (perméabilité, porosité, emmagasinement...). Peu d'étude ont porté sur le rôle des sinuosités et du gabarit des rivières (pente, profondeur, largeur) sur les conditions de tarissement. Toutefois, les études portant sur l'impact de la chenalisation ont montré des différences entre les cours d'eau chenalisés et les cours d'eau naturels à l'étiage. Mais les **tendances apparaissent souvent contradictoires** (augmentation du débit d'étiage ou diminution du débit d'étiage) en fonction des contextes. Il est fort probable donc que la morphologie ne joue pas le même rôle selon les contextes hydrogéologiques et topographiques. Par exemple, le reméandrage de petits ruisseaux en forêt de Chaux a permis un rallongement de la période en eau, donc une atténuation de l'intermittence (Lucot et al., 2008) (voir l'exemple cité au sous-chapitre 3.5.2.4). Au contraire, des auteurs montrent que les rivières naturelles de tête de bassin versant ont une plus forte intermittence que les rivières chenalisées (King et al., 2009).

En revanche, il est bien admis qu'une morphologie plus naturelle permet de **garantir des possibilités de recharge de la nappe d'accompagnement**, assurant un niveau piézométrique²⁶ de la nappe plus haut qu'un même cours d'eau chenalisé, voire proche de la surface du sol en haute eaux. Cette recharge est favorisée par exemple par une plus forte fréquence de débordement des eaux dans la plaine.



EN PRATIQUE

Les services écologiques rendus par une morphologie et une zone hyporhéique préservée sont des possibilités de régulation hydrologique des crues (atténuation de leur propagation) et des étiages (allongement de la période en eau dans certaines configurations), et de recharge des réserves souterraines en hautes eaux ; tout ceci grâce à la préservation des échanges nappe-rivière et/ou des possibilités de circulation de l'eau dans la zone hyporhéique... Les bénéfices relatifs aux problématiques hydrologiques qui en découlent relèvent de la gestion du risque inondation et de la gestion quantitative de la ressource en eau.

²⁶ Profondeur de la surface de la nappe d'eau souterraine

2.3.2.2 Rôle de la ripisylve

Hydrologie en crue :

Dans ce sous-chapitre sont distingués le rôle de la végétation des berges et celui du lit majeur sur les crues.

En jouant sur la rugosité **des berges**, la ripisylve permet de freiner, donc de **retarder et de diminuer** les pics de crues, comme l'illustre le graphique ci-après (Lovett et al., 2007). En outre, la fréquence de débordement peut être augmentée si la végétation obture une proportion suffisante de la section d'écoulement (Piégay (Coord.) et al., 2004).

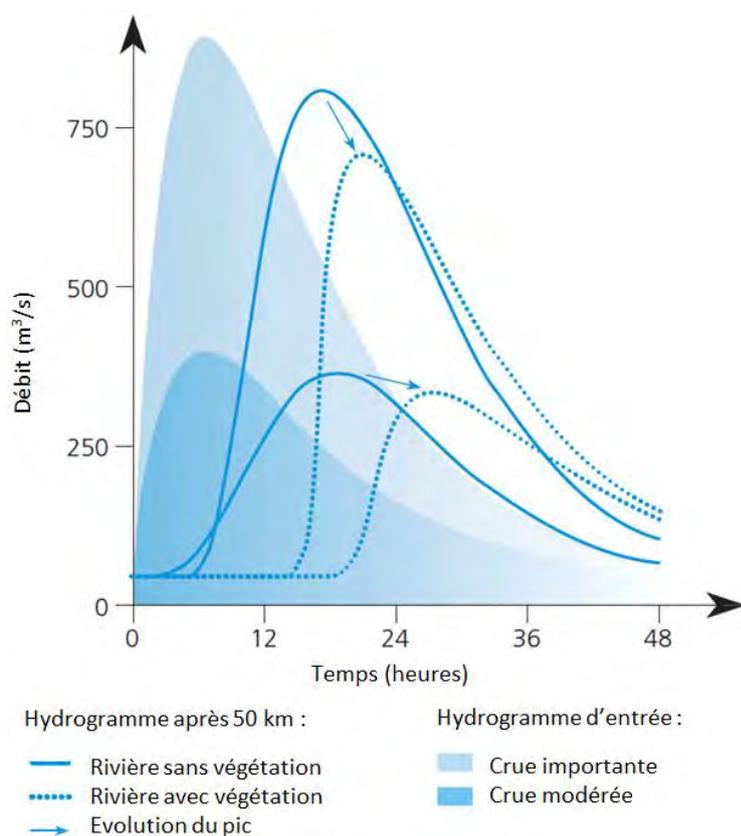


Figure 57 Comparaison de l'écrêtement de deux types de crues modélisées (bleu clair pour la forte crue, bleu foncé pour la crue plus faible) après 50 km d'un tronçon sans ripisylve (trait plein) ou avec ripisylve (trait pointillé) (d'après Brett Anderson, non publié, modifié d'après Lovett et al., 2007)

De **nombreux paramètres** entrent en compte dans l'efficacité de cet effet de frein comme la densité du **couvert de feuilles**, la **position** de la végétation sur les berges, la **densité** de végétation le long du cours d'eau, la densité de végétation sur le profil en travers, la **pente** de la rivière, mais aussi la **flexibilité** des plantes. Par exemple, l'effet de frein au niveau des berges devient significatif quand la végétation couvre **plus de 10%** de la section d'écoulement du lit. Ainsi, la végétation des berges a **plus d'effet sur les petits cours d'eau** que sur les rivières plus larges. En particulier, si le ratio largeur/profondeur est supérieur à 17, l'effet de la végétation sera probablement très faible (Masterman et Thorne, 1992 dans Lovett et al., 2007). Le rôle de peigne est plus fort si la végétation est **implantée au bas des berges**, dans le fond du lit. Par ailleurs, plus la pente est faible et plus l'effet de peigne est fort. La résistance décroît avec la flexibilité des plantes. Lorsque les plantes sont complètement submergées et couchées par le courant, leur effet de frein est moins fort qu'au début de la montée des eaux.

La **présence d'une forêt alluviale** permet également de réduire et de retarder le pic de crue par **débordement** et effet **peigne** de la végétation. Des simulations numériques de propagation de crues ont été réalisées sur un linéaire de 10km de long, pour différents profils en travers de rivières, pour deux types de crues (faible et forte), avec ou sans végétation. La figure ci-après montre que la végétation retarde le pic de crue entre 5 et 10 heures en fonction de la forme du lit majeur. Plus **celui-ci est étendu, plus l'effet peigne est important**, en

particulier pour les **petites crues**. En effet, cet effet peigne décroît avec l'augmentation de l'intensité de crue, en particulier en l'absence de zone d'expansion de crue (Lovett et al., 2007).

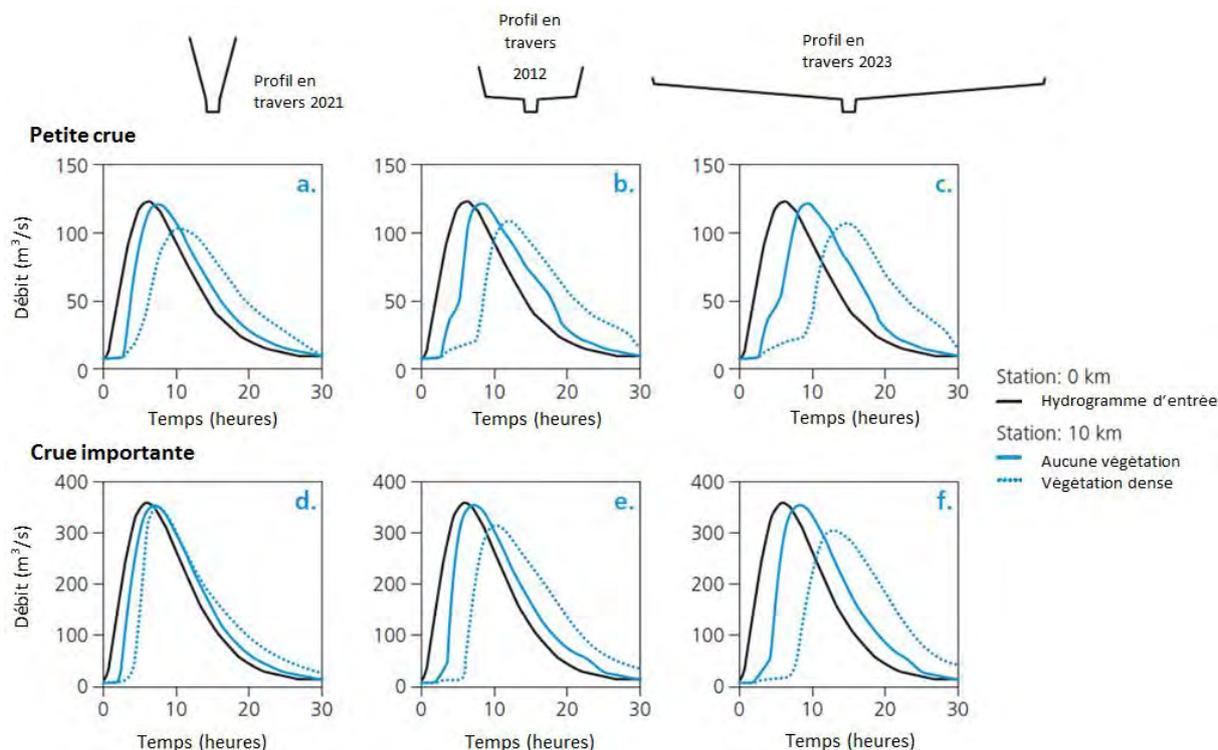


Figure 58 Simulations de la propagation de deux types de crues (faible pour les graphiques a, b et c ; et forte pour les graphiques d, e et f), sur un tronçon de 10km, en fonction de trois types de profil du lit majeur, avec (trait pointillé) ou sans (trait bleu plein) végétation (d'après Brett Anderson, unpublished thesis, modifié d'après Lovett et al., 2007)

L'effet de la végétation à l'échelle d'un bassin versant a été testé, sur le haut bassin versant de la rivière Murrumbidgee au-dessus de Wagga Wagga en Australie (Lovett et al., 2007). La végétalisation de l'ensemble de la zone riparienne du bassin permet d'atténuer les pics de crues jusqu'à **18% en tête de bassin** (bassin de 3,6 km²), et **29% à l'exutoire le plus à l'aval** (bassin de 26 km²) pour une pluie de 20mm en 1 heure (voir la figure ci-après). La végétation augmente la hauteur d'eau à l'amont du bassin versant mais réduit la hauteur d'inondation à l'exutoire à l'aval. Cet effet se réduit avec l'augmentation de l'intensité de la pluie. Pour une pluie de 80 mm pendant 1 heure, l'effet de la végétation n'est plus significatif. L'effet de la végétation à l'échelle du bassin versant est donc significatif pour des **pluies faibles à moyennes** (Lovett et al., 2007).

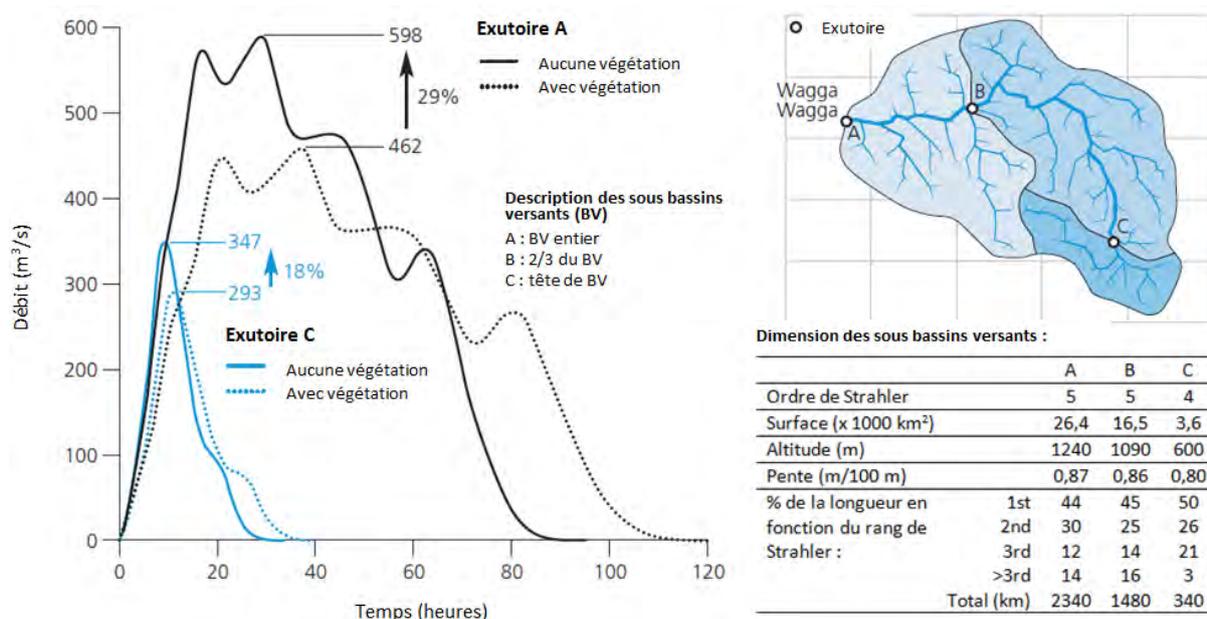


Figure 59 Résultats de simulations de la propagation de crues dans le haut bassin versant de la rivière Murrumbidgee pour une pluie de 20 mm de durée 1heure, à deux exutoires différents (C : exutoire en tête de bassin versant, et A : exutoire le plus en aval), avec (trait pointillé) ou sans (trait plein) végétation (d'après Brett Anderson, unpublished thesis, modifié d'après Lovett et al., 2007)

Par ailleurs, les éléments relatifs à la **forme du bassin versant** s'ajoutent à l'effet d'atténuation de la végétation. Ainsi, plus le bassin versant est long et étroit, plus il a une forte densité de drainage et moins le gradient altitudinal est fort, plus la ripisylve aura un fort impact à large échelle (Lovett et al., 2007).

A noter aussi, qu'à l'échelle de la plaine alluviale, le corridor de forêt alluviale joue un rôle de **protection des terres** situées à leur extrémité, en diminuant les vitesses. Certes, la hauteur d'eau est augmentée par la présence de la forêt, mais le pouvoir destructeur de la crue est réduit. La bande tampon permet aussi de piéger les corps flottants et les sédiments grossiers. C'est le cas par exemple sur les affluents méditerranéens du Rhône (Piégay (Coord.) et al., 2004).

Par ailleurs, pour que l'effet écreteur de la forêt soit plus fort, il faut aussi que la plaine ait un **pouvoir de rétention** significatif en termes de volume. De même, il faut que le lit majeur ne soit pas rempli au moment où survient le pic de crue. Le laminage de la crue est efficace si le linéaire est suffisamment important et en début d'inondation. Les forêts alluviales écretent mieux les crues rapides (temps de montée inférieur au temps de propagation de l'onde de crue) que les crues lentes, dès lors que la plaine alluviale n'est pas déjà saturée. En outre, la forêt a un rôle plus significatif si la pente est faible et si le champ d'expansion de crue est vaste (Piégay (Coord.) et al., 2004).

→ **Cas du bois mort et des embâcles :**

Le bois mort et les embâcles augmentent les possibilités de débordement dans la plaine, et sont un facteur d'atténuation des crues à l'aval. Toutefois, ils occasionnent tout de même un risque préjudiciable pour les ouvrages de types ponts, barrages qui sont situés en aval (Piégay (Coord.) et al., 2004). En outre, les embâcles peuvent se rompre brutalement et générer une onde de crue destructrice vers l'aval. L'ampleur de cette onde dépend du volume d'eau déstocké et de la dynamique de rupture de l'embâcle (Maridet et al., 1996).



EN PRATIQUE

La ripisylve rend un service en termes **d'atténuation des inondations à l'aval**. La rugosité des berges due à la ripisylve permet de freiner les écoulements, donc de retarder et baisser le pic de crues. Sur **les petits cours d'eau**, cet effet est d'autant plus valable si la végétation occupe de manière significative le lit mineur. Globalement, la ripisylve a un effet significatif pour les crues faibles à moyennes, les crues rapides (temps de montée rapide par rapport à l'onde de crue), et si le lit majeur n'est pas déjà inondé. La réduction du pic de crue peut atteindre 29% sur un bassin versant de 26 km², et pour une pluie modérée (cas du haut bassin versant de Murrumbidgee, en Australie) (Lovett et al., 2007).

2.3.2.3 Rôle des zones humides alluviales

▪ **Rôle des zones humides en tête de bassin versant**

En tête de bassin versant, il existe plusieurs types de zones humides. Il s'agit principalement de tourbières ou de prairies humides, et plus ponctuellement de mares. Les tourbières peuvent être sommitales, localisées sur les versants ou dans le fond de vallée. Les prairies humides sont des zones herbacées non tourbeuses développées sur les suintements de versant, dans les thalwegs ou les fonds de vallées.

→ **Cas des tourbières**

Les tourbières sont des milieux hydromorphes, autrement dit, gorgés d'eau en permanence. Qu'elles soient sommitales, dans la pente ou en fond de vallée, elles se sont formées dans une dépression où ont pu s'accumuler de l'eau et de la matière organique grâce à la présence d'un verrou (colluvion, moraine, roche massive) (Michelot, 2003). Le **stockage** de l'eau y est très important et peut représenter 86% du volume de la tourbe (Michelot, 2003). En revanche, d'après la synthèse du Programme National de Recherche sur les Zones Humides, les tourbières présentent des faibles perméabilités qui **limitent les circulations d'eau** (Michelot, 2003). Les eaux superficielles peuvent alimenter les tourbières soit directement par le cours d'eau ou lors des inondations, mais il semble que ce soit peu commun, du fait de la saturation importante de ces milieux. Au contraire, la rivière draine plus souvent la tourbe plutôt qu'elle ne l'alimente (Michelot, 2003). Les eaux souterraines jouent un rôle plus important dans l'alimentation en eau des tourbières. C'est particulièrement le cas des tourbières de fond de vallons qui peuvent être alimentées par les nappes de versants ou les apports des nappes en charges sous-jacentes, lorsqu'elles ne sont pas déconnectées hydrauliquement par la présence d'horizons imperméables.

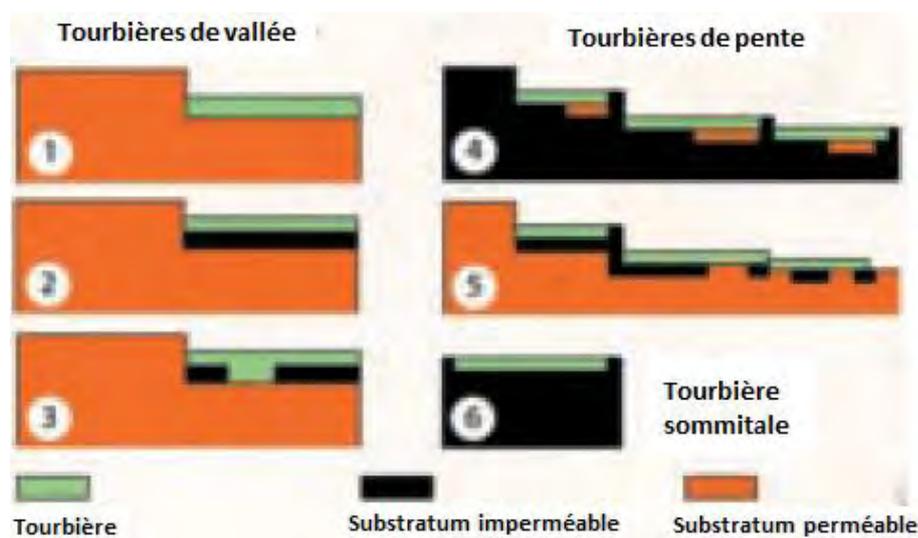


Figure 60 Les différents environnements géologiques possibles des tourbières (vert : tourbière, orange : terrains perméables, noir : terrains imperméables) (Michelot, 2003)

- Rôle sur le soutien d'étiage :

Leur rôle sur les étiages est variable selon les études scientifiques sur le sujet, si bien que ce débat n'est pas encore résolu. Le compte-rendu de la rencontre des scientifiques sur les tourbières pour la journée mondiale sur les zones humides en 2012, précise que le rôle des tourbières sur le **soutien d'étiage** ne doit ni être sur-estimé ni sous-estimé (FCEN, 2013). Fabrice Grégoire explique que la tourbière de la Sagne Redonde (07) relargue assez vite son eau. Jean-Yves Cretin cite l'exemple du Drugeon alimenté par les systèmes tourbeux lors de la sécheresse de 1976. Ainsi il est possible que les tourbières puissent jouer un rôle significatif dans des situations extrêmes (FCEN, 2013). A contrario, l'expertise de la zone humide de la Morte-Femme (88) par le BRGM indique de très faibles échanges possibles entre la tourbière et le ruisseau qui la traverse, du fait des faibles perméabilités de la tourbe et de la présence d'un niveau argileux réduisant ces échanges (Baubron et al., 2001). La synthèse des fonctions des zones humides réalisée par (Bressan et al., 2006), explique que l'effet des zones humides sur les étiages est sans doute davantage lié à la **vidange de nappes souterraines** qui les alimentent, qu'à la présence de stocks d'eau accumulés et propres à la zone humide. Ces zones humides peuvent en revanche ralentir la vidange de ces nappes, et éviter des assèchements temporaires en tête de bassins versants.

Une étude réalisée sur les **têtes de bassins versants de l'Aude** a chiffré le **volume stocké** par l'ensemble des zones humides présentes (dont de nombreuses tourbières). Il s'agit d'une estimation à partir d'hypothèses moyennes qui n'ont pas été vérifiées au cas par cas. Cette estimation permet toutefois d'avoir des ordres de grandeurs. Cette étude fait état d'un stock d'eau d'environ **19 millions de m³** pour près de 3000 ha de zones humides. Le rôle de ces zones humides sur les étiages est vraisemblablement variable et donc difficilement chiffrable de manière précise dans le cadre de cette étude. Mais les auteurs ont toutefois fait une **estimation des flux** pouvant transiter par ces zones humides en utilisant des hypothèses moyennes par type de zones humides. Ils évaluent ces flux entre 22 millions et 34 millions de m³ chaque année, soit un écoulement moyen à l'exutoire de la haute vallée de l'Aude compris entre 694 et 1078 L/s (SCOP Sagne, 2009).

- Rôle sur les crues :

Le rôle des tourbières est souvent cité dans le **ralentissement des crues**. Dans le cas de l'étude d'une tourbière sur l'amont de la Chantereine (Loire, 42), il a pu être montré un retard de pic de crue de la Chantereine d'une heure entre l'amont de la zone de tourbières et l'aval (Porteret, 2005). Toutefois, selon les travaux effectués sur le sujet, il semble délicat de généraliser ces conclusions à l'ensemble des tourbières, tant les conditions hydrologiques (intensité de la pluie) et morphologiques (forme, taille, épaisseur) sont importantes dans la réponse de ce type de milieux (Porteret, 2005).

Le rôle hydrologique global des tourbières à l'échelle du bassin versant est un **sujet complexe et encore très discuté par les scientifiques**. Certains pensent que leur rôle est **souvent modeste** sur les écoulements (Cubizolle et al., 2004 ; Porteret, 2005). Ce constat rejoint celui qui est exposé dans le bilan du Plan National de Recherche sur les Zones humides. Il est en effet expliqué que les tourbières ont généralement peu d'impact sur le régime des eaux et la régulation des crues en particulier, du fait d'une part de leurs **faibles étendues**, et d'autre part, du fait qu'en général la possibilité de déstockage gravitaire ne dépasse pas 30% du volume total de la tourbière (Michelot, 2003). Cependant, **les surfaces couvertes par ces milieux ont fortement diminué au cours du XXe siècle** et on peut se demander si leur rôle hydrologique n'a pas lui aussi fortement diminué en conséquence. Le sujet des **effets cumulés des tourbières** en tête de bassins versants sur l'hydrologie est cependant peu documenté, mais reste un domaine de recherche à explorer. Dans le cadre du partenariat ZABR²⁷-agence de l'eau RMC, une action de recherche a été lancée récemment (2016) pour étudier le rôle hydrologique des zones humides de têtes de bassins versants.

→ Cas des prairies humides

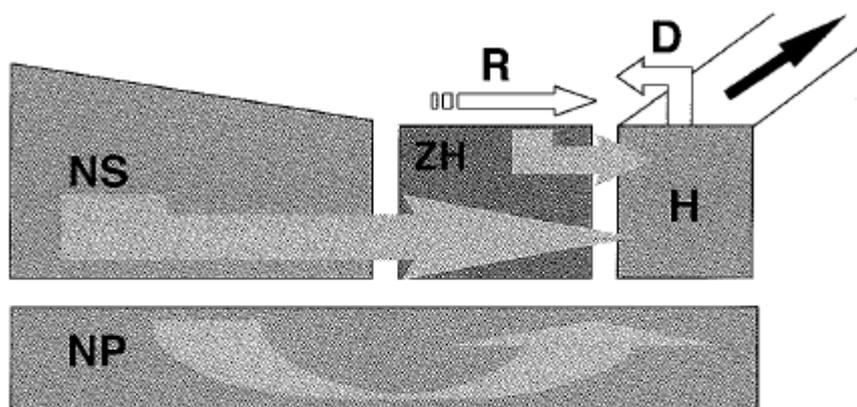
Les prairies humides sont des terrains en faible pente en fond de vallée qui sont noyées une partie de l'année, généralement de décembre à mars, du fait de la présence d'une nappe d'eau peu fluctuante et proche de la surface (0-30 cm) (Michelot, 2003). Le reste de l'année, cette nappe reste souvent à une profondeur de l'ordre

²⁷ ZABR : zone atelier du bassin du Rhône. Il s'agit d'un groupement d'intérêt scientifique pour étudier les liens entre les cours d'eau rhodanien, leur corridor et les sociétés qui se développent autour. Les actions de recherches menées dans ce cadre ont pour but d'aider les acteurs des territoires à gérer durablement les cours d'eau et de leurs bassins versants.

de 1 mètre. La présence de cette nappe une partie de l'année est liée aux caractéristiques peu drainantes du sous-sol. Ce type de nappe peu profonde affleure aux points bas topographiques et crée ainsi ces zones humides (Michelot, 2003). Ces zones humides sont alimentées par des eaux de 4 types : précipitations directes, ruissellement sur le versant, nappe souterraine, réseau hydrographique. Les eaux des nappes profondes, peuvent alimenter les prairies humides à hauteur de 20 à 25%, ou dans certains cas plutôt être rechargées par ces milieux. Le réseau hydrographique joue un rôle de recharge par inondation, ou au contraire draine l'eau de la prairie. Dans les têtes de bassins, le rôle du réseau hydrographique est moins important par rapport au rôle des eaux souterraines dans l'alimentation de ces milieux. Plus le rang de Strahler²⁸ du cours d'eau augmente plus la recharge par le cours d'eau est importante pour la zone humide. En réponse aux précipitations, en hiver, le niveau de la nappe atteint plus rapidement la surface du fait de la plus grande saturation du sol. En revanche en été, le sol s'engorge moins rapidement car le niveau de base de la nappe est plus bas.

D'après la synthèse des connaissances issues du Plan National de Recherche sur les Zones Humides (Michelot, 2003), les prairies humides de fond de vallée assurent un **rôle de stockage de l'eau provenant des versants** lors des précipitations (**stockage transversal**). Le rapport entre le volume de la zone humide et le volume d'eau collecté étant en général faible, ces zones humides jouent ainsi un rôle de stockage temporaire et contribuent à moduler la reprise des écoulements hivernaux. Cette fonction de stockage transversal est plus déterminante sur les bassins de rang de Strahler 1 et 2 que de rang 3 et intervient surtout en début de période pluvieuse, pendant la période où le sol se sature. Ensuite, le ruissellement domine et la zone humide a davantage une **fonction de transfert**.

Les prairies humides assurent aussi un rôle de stockage des eaux d'inondation (**stockage longitudinal**). La capacité de stockage longitudinal dépend de la taille de la zone humide (espace inondable disponible), de la fréquence des crues débordantes, de la durée de submersion (influencée par la microtopographie de la plaine comme les bourrelets de berge, les dépressions, mais aussi la présence d'affluents, les précipitations, le ruissellement et l'endiguement) et de la capacité de ressuyage²⁹ des sols. Cette fonction de stockage est plus déterminante pour des bassins versants de taille importante (rang 3 ou supérieur) où les zones humides ont une plus grande extension (Chambaud, 2001 ; Michelot, 2003).



- R Ruissellement (eau de pluie et exfiltration)
- ZH Écoulement de nappe : nappe affleurante de la zone humide
- NS Écoulement de nappe : nappe superficielle de versant
- NP Écoulement de nappe : nappe profonde
- D Écoulement par débordement du réseau hydrographique
- H Écoulement dans le réseau hydrographique

Figure 61 Les différents types d'écoulement interagissant avec les prairies humides (Durand et al., 2000)

²⁸ Le rang de Strahler sert à hiérarchiser le réseau hydrographique. Dans la classification de Strahler, le rang 1 est attribué à tout cours d'eau entre sa source et sa première confluence. Le rang augmente à mesure que l'on se rapproche de la partie aval du bassin versant, selon la règle suivante : deux tronçons de même ordre qui se rejoignent forment un tronçon d'ordre supérieur.

²⁹ Le ressuyage correspond à l'assèchement du sol par évacuation de l'eau libre contenue dans les pores sous l'effet de la gravité.

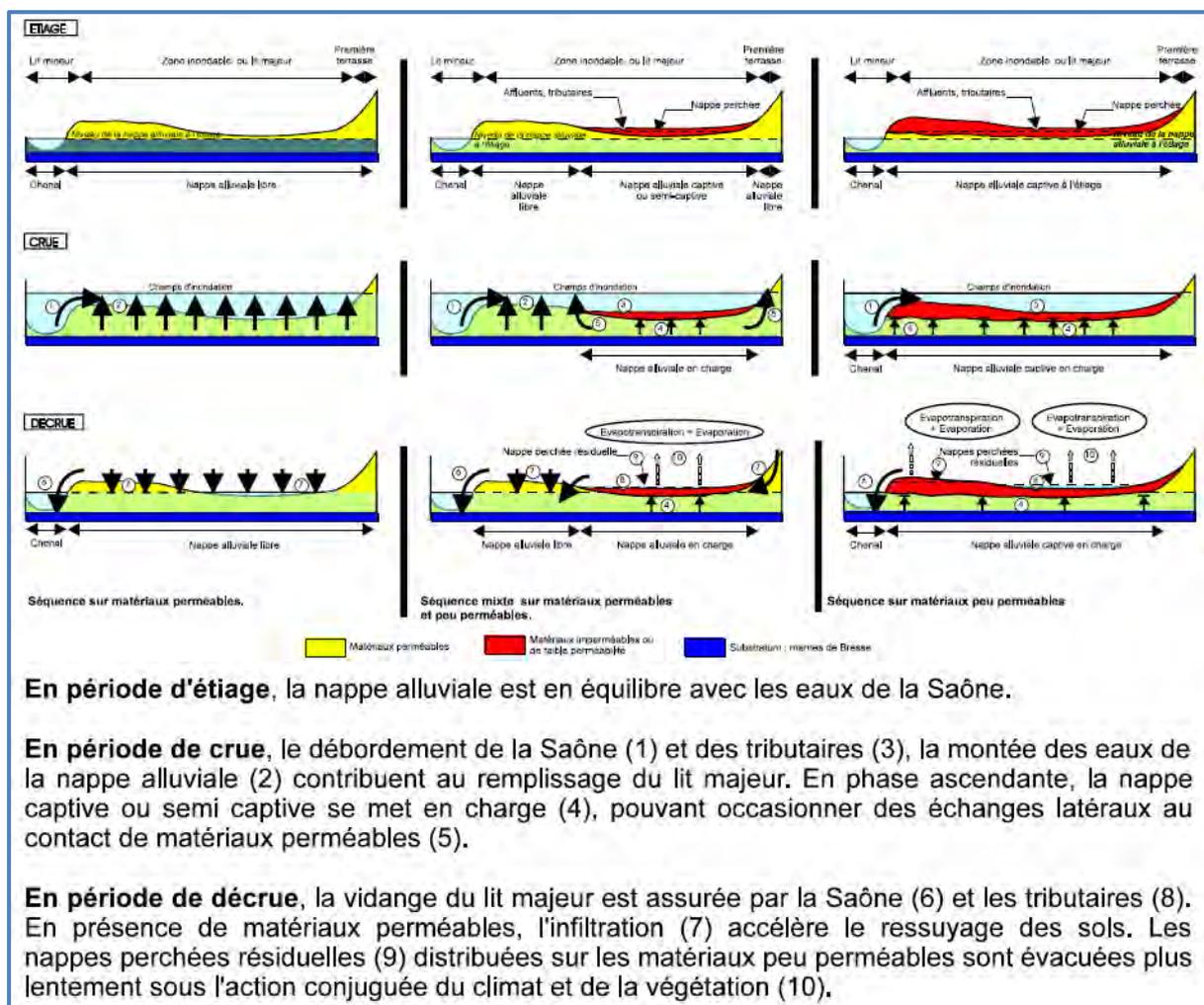
A titre d'illustration, pour les zones humides du bassin de Kervidy-Naizin (56) d'ordres 1 et 2 (5 km²), la fonction de stockage longitudinal est inexistante (Durand et al., 2000). Les apports dans les zones humides sont dus principalement aux écoulements de la nappe de versant (40 à 80%). En revanche, sur le bassin du ru de Cétrais (44) d'ordre 3 (34 km²), le stockage longitudinal est la principale fonction de la zone humide, lors des inondations. La comparaison des deux bassins montre aussi que les **transferts sont plus lents** et le temps de séjour de l'eau dans le sol plus longs pour les **bassins versants d'ordre supérieur**. Les vitesses de transferts de l'eau dans les zones humides du bassin de Kervidy-Naizin, sont de l'ordre du mètre par jour, alors que sur le bassin du ru de Cétrais, les vitesses de transfert sont de l'ordre de 0.05 à 0.5 mètre par jour. Le temps de résidence de l'eau dans le sol de la zone humide dans ce dernier est plus long (1 à 6 mois) que sur le bassin d'ordre inférieur (quelques jours à quelques dizaines de jours) (Durand et al., 2000). Pour la Saône, les secteurs amont ont des durées de submersion de moins de 8 jours et des durées de ressuyage rapides (3 jours). A l'opposé, à l'aval de la plaine inondable du val de Saône, les durées de submersion y sont longues (15 à 20 jours ou plus) et le ressuyage lent (15 jours) (Chambaud, 2001).

Le bilan sur les recherches sur les zones humides de fond de vallon de type prairies humides conclut que ces milieux assurent un **rôle tampon sur les crues, mais toutefois assez limité en rapport avec leur étendue et leur saturation**. La fonction de stockage des eaux d'inondation est plus déterminante pour les cours d'eau de rang supérieur (Michelot, 2003).

- **Rôle des zones humides de plaine (lônes, marais, ou plus généralement les plaines inondables humides)**

- Rôle sur l'hydrologie en crue

Dans le cas des plaines alluviales, lors des hautes eaux, on parle davantage de fonction de stockage longitudinal (apports du cours d'eau) que transversal (apports des versants), en comparaison avec les petites zones humides de fond de vallée (Durand et al., 2000). Lors des crues, la plaine alluviale se remplit avec les eaux de débordement et par augmentation du niveau des nappes souterraines de la plaine. Les conditions de ressuyages dépendent de la perméabilité des sols. Si la plaine est recouverte de sols imperméables, il peut subsister des petites nappes perchées après la décrue, qui se vidangent plus lentement, notamment en fonction du climat et de la végétation (Chambaud, 2001). Le schéma ci-après illustre trois cas de plaines alluviales dans le Val de Saône (Chambaud, 2001).



En période d'étiage, la nappe alluviale est en équilibre avec les eaux de la Saône.

En période de crue, le débordement de la Saône (1) et des tributaires (3), la montée des eaux de la nappe alluviale (2) contribuent au remplissage du lit majeur. En phase ascendante, la nappe captive ou semi captive se met en charge (4), pouvant occasionner des échanges latéraux au contact de matériaux perméables (5).

En période de décrue, la vidange du lit majeur est assurée par la Saône (6) et les tributaires (8). En présence de matériaux perméables, l'infiltration (7) accélère le ressuyage des sols. Les nappes perchées résiduelles (9) distribuées sur les matériaux peu perméables sont évacuées plus lentement sous l'action conjuguée du climat et de la végétation (10).

Figure 62 Exemples de fonctionnement de plaines alluviales lors d'un cycle de crue-décrue sur le Val de Saône. A gauche, le cas d'une plaine alluviale constituée d'alluvions perméables ; au centre, le cas d'un fond de plaine comblée par des alluvions peu perméables ; à droite, le cas d'une plaine complètement recouverte d'alluvions peu perméables (Chambaud et al., 1997)

La plaine alluviale humide joue également un rôle sur l'écrêtement des crues **plus significatif** que les petites zones humides de têtes de bassins versants, en raison d'une plus grande surface de zone d'expansion de crue et un plus grand volume de stockage disponible. L'exemple suivant illustre les bénéfices que l'on peut attendre de l'utilisation de marais de plaine pour **diminuer les risques inondations** en aval.

Une modélisation des écoulements de la rivière Versoix a été réalisée sur la base d'un régime transitoire sur la partie sud de Divonne-les-bains (Ain), entre le Pont des Iles et le pont du Bugnon, à l'aval du marais du Prodon (résultats présentés dans CEN Rhône-Alpes, n.d.). Cette modélisation a permis de mettre en évidence l'importance des marais en termes d'écrêtement des hydrogrammes de crue. En effet, il a été montré une **réduction du pic de crue comprise entre 16 et 25%** et un retardement de **2,5 à 3,5 heures** pour deux types de **crues centennales**, illustrant bien l'effet tampon de ces marais (figure ci-après).

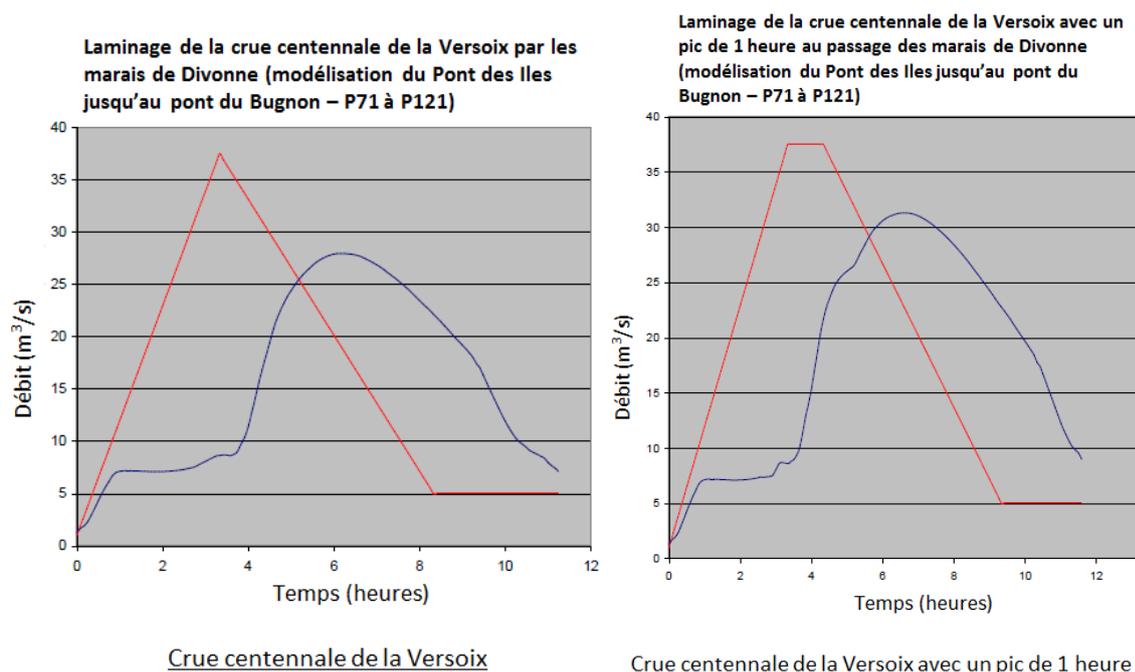


Figure 63 Résultats de simulations de l'effet des marais de Divonne à partir de deux types de crues différentes à gauche et à droite (légende : en rouge l'hydrogramme d'entrée, et en bleu l'hydrogramme de sortie) (figures extraites de CEN Rhône-Alpes, n.d.)

Une autre modélisation dans le cadre de cette étude montre que le remblaiement partiel (50% de la surface du marais) fait perdre environ une heure d'effet tampon et 8% de l'écrêtement initial (on passe de 25 à 17% d'écrêtement, voir figure ci-après).

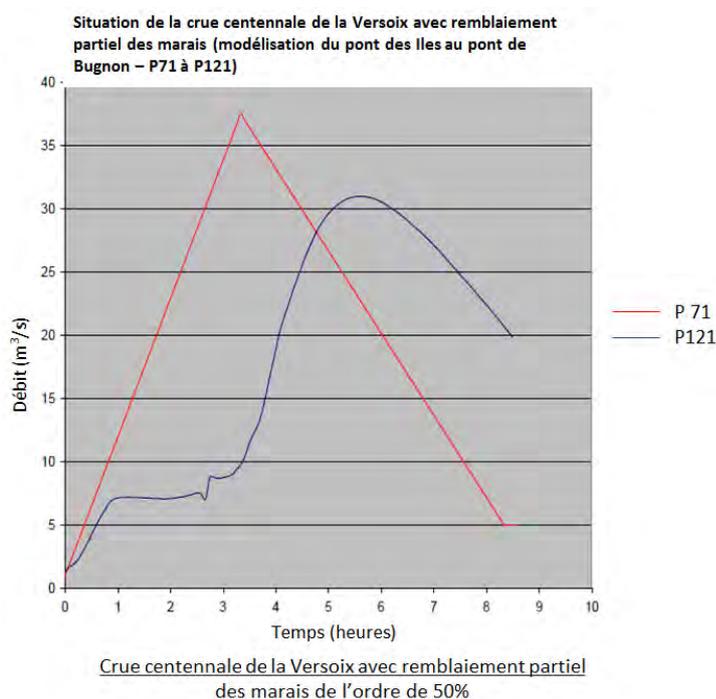


Figure 64 Résultat de la simulation de l'effet des marais de Divonne avec l'hypothèse d'un remblaiement de 50% de la surface du marais (figure extraite de CEN Rhône-Alpes, n.d.)

Les **services rendus** par les zones humides en termes de réduction du risque inondation sont bien documentés. De nombreuses évaluations économiques sont également disponibles. Par exemple, une étude réalisée par l'US Army Corps of Engineers en 1972 a montré que la perte de 40 % de surface de zones humides dans le bassin versant de la rivière Charles dans le Massachussetts pourrait augmenter les dommages d'au moins 3 193 000\$

annuellement. Ils ont aussi montré que la perte de la totalité des 3 400 hectares de zones humides pourrait coûter 17 084 606\$. Ces chiffres montrent ainsi l'intérêt de protéger au maximum les zones humides (US Army Corps of Engineers, 1972 dans Sather et Smith, 1984).

Des données plus récentes existent également. En France par exemple, une synthèse des fonctions des zones humides mentionne les exemples suivants (Bressan et al., 2006) :

- les 6.500 ha du **secteur de la Bassée** (vallée de la Seine en amont de Paris) assurent un rôle important de protection contre les inondations, de l'ordre de 65 millions de mètres-cubes pour la plus grande crue connue (1910, lame d'eau d'un mètre). Le service rendu par cette zone inondable est équivalent à celui d'un barrage de 100 à 300 millions d'euros. De plus, pour une crue exceptionnelle, les dommages évités sont estimés à 10 €/ha environ, soit plus de 66 millions d'euros au total.

- Pour la vallée de la **Marne**, la valeur de protection contre les inondations des zones inondables riveraines équivaut à un barrage de 0,3 à 1,1 milliards d'euros ;

- Pour le **bassin de la Maine** en amont d'Angers, l'épanchement des eaux de crue de 1995 sur les 100 km² de marais et de prairies humides des basses vallées angevines a réduit la cote maximale atteinte au niveau de la ville d'Angers de 20 à 30 cm. Les zones humides ont ainsi contribué à atténuer la gravité des débordements dans les zones habitées ;

- Dans le secteur de **Miribel-Jonage** au Nord-Est de l'agglomération lyonnaise, pour une crue centennale, 15% du débit de crue transite dans les îles ;

- Lors de la crue de la **Loire** en 1856, qui fut la plus forte depuis des siècles, le débit de pointe déclina d'amont en aval de 8 900 m³/s à Gien à 6 200 à Saumur, en dépit d'apports intermédiaires.

- Rôle sur l'hydrologie en basses eaux :

Le substrat poreux des zones humides de fond de vallée (hors tourbières vues plus haut) permet d'emmagasiner de l'eau en période d'inondation ou directement par les précipitations. Cette accumulation d'eau permet dans certains cas de **soutenir les débits en basses eaux**, lorsqu'il existe une relation hydrodynamique entre la nappe de la zone humide et le niveau de l'eau dans la rivière. La restitution de l'eau se fait de façon plus ou moins **lente et retardée**, et dans les cas favorables, elle peut durer jusqu'en période d'étiage (Bressan et al., 2006).

Comme indiqué plus haut pour les tourbières, l'**efficacité** du soutien d'étiage par les nappes des zones humides dépend de la perméabilité du sol et des **connexions avec des nappes souterraines plus importantes** qui les alimentent. En effet, si la nappe de la zone humide alluviale est connectée avec des réserves souterraines abondantes dont le niveau d'eau permet d'alimenter le cours d'eau à l'étiage, alors la capacité de soutien d'étiage est plus forte que si la zone humide est constituée de terrain imperméable et de taille limitée (Bressan et al., 2006). Du fait de la faible perméabilité de certaines zones humides, elles peuvent jouer un rôle en **retardant la vidange des nappes souterraines** qui les alimente, et peut ainsi favoriser le soutien d'étiage sur de plus longues périodes, et ainsi limiter des assècs temporaires. Cette fonction sur le retard de la vidange est dépendante de la perméabilité de la zone humide, et de la géométrie des nappes souterraines par rapport au cours d'eau en basses eaux.

La synthèse des fonctions des zones humides réalisée par Bressan et al. (2006) fait référence à un exemple de service rendu par une zone humide alluviale, sur la **moyenne vallée de l'Oise**. Cette partie de la rivière possède une zone humide alluviale de 5 000 ha environ qui s'étend de la Fère à Noyon, dont l'aquifère alluvial joue un rôle important dans le soutien des étiages de l'Oise, de l'ordre de **12 à 23 millions de m³**. La valeur de ce service a été estimée par la valeur de la construction d'un ouvrage de soutien d'étiage de remplacement. Elle s'établit à 1,5 €/m³ environ, soit le coût d'un ouvrage de 18,3 à 35 millions d'euros.

**EN PRATIQUE**

Services rendus vis-à-vis des **inondations** : les zones humides de tête de bassin versant ont principalement un pouvoir tampon vis-à-vis du ruissellement de versant, dans le cas où elles ne sont pas déjà engorgées par l'eau. Les zones humides de plaine ont potentiellement un pouvoir écrêteur plus fort en raison de l'espace disponible pour stocker de l'eau transitoirement et de leurs plus faibles pentes. Les marais de plaine peuvent par exemple **retarder de plusieurs heures le pic de crues et diminuer le débit jusqu'à 25% pour une crue centennale** (cas du marais du Prodon dans l'Ain). Toutes les zones humides ont une fonction sur les crues, avec des proportions certes très variables en fonction de leur importance par rapport au cours d'eau et du type de crue considérée, mais dont l'utilité ne doit toutefois pas être négligée, au moins au niveau local.

Services rendus vis-à-vis des **étiages** : les recherches sur le sujet attribuent une plus grande responsabilité du soutien d'étiage aux nappes souterraines qui alimentent les zones humides. Elles peuvent toutefois permettre de ralentir les flux de vidange des nappes et ainsi favoriser un soutien des débits plus prolongé, en raison de leur plus faible perméabilité. Des recherches sont en cours dans le cas d'une action de recherche ZABR (zone atelier du bassin du Rhône) pour éclaircir le rôle hydrologique des zones humides de tête de bassins versants.

2.3.3 Fonction biologique

2.3.3.1 Préambule

L'objet de ce sous chapitre est de décrire en quoi le **milieu physique influence** la répartition des espèces, leur abondance, leur diversité. L'habitat physique est en effet un des facteurs explicatifs des communautés et des peuplements aquatiques. Même si ce n'est pas l'objet de ce chapitre, il est toutefois intéressant de rappeler que d'autres facteurs interviennent, comme la variabilité hydrologique qui est liée à la variabilité saisonnière et climatique, la dispersion passive des espèces... Ceci explique aussi pourquoi la restauration physique, utile pour restaurer les habitats des espèces, n'est pas le seul levier pour améliorer l'état écologique, mais il en est un parmi d'autres.

**DEBATS**

A noter que parmi les nombreux facteurs qui influencent la vie aquatique, certains sont non prédictibles, voire aléatoires. C'est pourquoi, il existe des débats scientifiques sur la prépondérance ou non des facteurs déterministes (habitats, inter-relations entre espèces comme la prédation par exemple) par rapport aux facteurs stochastiques ou aléatoires (dérive des individus, les événements climatiques...).

Il est probable que les deux types d'hypothèses expliquent une partie de ce qui est observé, et qu'il ne faille pas forcément privilégier une hypothèse par rapport à l'autre en toute circonstance (Leibold et al, 2004, Vellend, 2010, Heino et al, 2015, dans Van der Vorste, 2015). Un des enjeux pour les écologues est de toujours mieux comprendre comment ces différents types de facteurs jouent sur la variabilité de la biodiversité observée, pour mieux cerner, par exemple, les raisons d'un insuccès de travaux de restauration. Cela permet de mieux comprendre les trajectoires de la biodiversité, les leviers sur lesquels on peut jouer et leur échelle, et les enjeux de l'avenir.

2.3.3.2 Rôle de la forme et du substrat du lit mineur

La **forme** des rivières de l'amont à l'aval, les **processus** hydromorphologiques et hydrologiques influencent la variété et la répartition du **substrat minéral** (sédiments) et aussi **organique** (bois mort, feuilles...), les **faciès d'écoulements** et les conditions **physico-chimiques des eaux** (température...). L'ensemble de ces éléments est à l'origine des **diverses conditions d'habitats** disponibles pour les différentes **espèces aquatiques**. Celles-ci vont s'y installer en fonction de **leurs préférences** (eaux courantes, eaux stagnantes, faibles variations de températures, fortes amplitudes de températures, obscurité, lumière, substrat grossier, substrat fin...). De ces préférences résultent les différentes zonations écologiques qui ont pu être décrites jusqu'à présent (voir le sous-chapitre 2.2.5.5).

Le **rôle de chacun des habitats peut varier** en fonction des espèces (reproduction, refuge...). Un exemple emblématique du rôle joué par le substrat grossier non colmaté, combiné avec la présence de radiers où l'eau est courante, est la disponibilité en zone de fraie de la truite (voir ci-après).

→ Importance de la zone hyporhéique et du substrat minéral

L'**intérieur de la zone hyporhéique** (entre les interstices) constitue un habitat pour de nombreux invertébrés. Certaines espèces d'invertébrés benthiques affectionnent ces milieux pour effectuer tout ou partie de leur cycle de vie. On les appelle les **stygoaphiles**. Certaines de ces espèces sont exclusivement adaptées à la zone hyporhéique en **contact avec les eaux souterraines**, qui est généralement plus profonde. On les appelle les **stygoaphiles**. Il s'agit principalement d'espèces de crustacés, d'oligochètes, de rotifères, de nématodes et d'insectes (Descloux, 2011).

L'occupation de ces milieux par ces organismes dépend de l'**espace interstitiel disponible (granulométrie des sédiments et porosité)**, des gradients de **température, d'oxygène et de matière organique** induits par les échanges avec la surface. Toutes les fractions granulométriques sont susceptibles d'être colonisées, mais ce sont en général les substrats constitués de fractions grossières, de diamètre supérieur à 2 cm qui constituent l'habitat le plus biogène (Jowett et al., 1991 ; Williams et Mundie, 1978 dans Malavoi et al., 2011). En général, les plus fortes diversités sont observées dans les sédiments d'un diamètre moyen proche de 4 à 5 cm (Evrard et Micha, 1995 dans Malavoi et al., 2011). Ainsi, le **colmatage** du substrat par les sédiments fins est un facteur de diminution du nombre d'espèces (Descloux, 2011). Les zones hyporhéiques où se mélangent eaux de surface et eaux souterraines, possèdent un mélange d'espèces écologiquement très diverses. Ces espèces sont d'ailleurs utilisées comme indicateurs des échanges nappes-rivières (Paran et al., 2015). L'abondance en organismes est fréquemment maximale dans la **zone d'infiltration** des eaux de surface car les espèces de surface peuvent s'y retrouver au moins temporairement. Ainsi, la « qualité » du sédiment, est donc très dépendante de **sa porosité** (volume des interstices) et/ou de **sa conductivité hydraulique** (capacité du sédiment à laisser transiter les flux d'eau), mais aussi de son **épaisseur**. En l'absence de référence naturelle non perturbée, il est considéré qu'une **épaisseur minimale de 20 cm** permet d'assurer les conditions d'habitats d'interface, et une épaisseur minimale de 40 cm permet d'assurer des fonctions d'habitat hyporhéique (Malavoi et al., 2011).

Tous ces organismes, qu'ils affectionnent les milieux interstitiels ou juste en surface du substrat, participent aux processus écologiques globaux de la rivière car ils constituent **un des maillons** de la chaîne alimentaire (proies). Ils participent aussi au broutage des biofilms, et stimulent ainsi la croissance bactérienne. Ils participent au **fractionnement de la matière organique**, et stimulent ainsi sa décomposition et sa minéralisation (Datry et al., 2008).



A NOTER

Il existe naturellement des secteurs qui présentent une capacité biogène des sédiments plus ou moins forte. Par exemple, des études ont montré que **les plus fortes diversités** d'invertébrés étaient observées dans les tronçons où le substrat présente une **mobilité moyenne**. En effet, les rivières à faible mobilité, souvent associées à du pavage dû à l'absence de crues ou de faibles transits de sédiments grossiers, ont des alluvions qui présentent de faibles porosités et des conditions physico-chimiques dégradées (faibles teneurs en oxygènes), et donc une diversité de faune benthique plus faible (Fowler et Death, 2001, d'après Malavoi et al., 2011). De même, les rivières à très forte mobilité des sédiments dû par exemple à une capacité de transport très intense par rapport à la taille des sédiments, ou celles qui présentent un très fort transport solide, ont aussi un substrat naturellement peu biogène (cas du chenal principal des rivières en tresses notamment) (Malavoi et al., 2011).

La zone hyporhéique constitue un **milieu refuge lors de perturbations ponctuelles** comme les crues, les assècs temporaires, la détérioration de la qualité de l'eau de surface. Ces milieux apportent ainsi une **capacité de résilience** aux invertébrés benthiques afin qu'ils puissent continuer à survivre après perturbation (Descloux, 2011). Dans les rivières où les conditions sont naturellement difficiles, comme par exemple les rivières glaciaires, le substrat est l'habitat qui accueille souvent la plus forte abondance et diversité d'espèces (Malard et al., 2001 dans Datry et al., 2008). Dans les **rivières temporaires**, la capacité d'accueil du substrat est déterminante dans la capacité de résilience des communautés d'invertébrés (Van der Vorste, 2015).

La zone hyporhéique joue un rôle de **protection pour les œufs de poissons** contre la prédation. Certaines espèces vont enfouir leurs œufs en construisant des nids ou frayères. C'est le cas des salmonidés, du barbeau commun et méridional, du toxostome, du blageon, des lamproies. D'autres espèces déposent seulement les œufs sur le substrat, qui s'y fixent grâce à leur capacité d'adhérence. C'est le cas de la vandoise, du vairon, du goujon, du chabot, de la loche. **Sur les 80 espèces de poissons de France, 25 utilisent des substrats minéraux** pour leur reproduction (Keith et Allardi, 2001 dans Malavoi et al., 2011). Le **diamètre des alluvions** utilisées varie en fonction des espèces, du sable pour le goujon aux galets (15-20 cm) pour la lamproie marine. Mais beaucoup d'espèces utilisent un **diamètre médian entre 1 et 5 cm**, ce qui correspond à des alluvions facilement mobilisables. La **surface en sédiment et les conditions hydrauliques** sont aussi des facteurs importants pour la fraie. Pour ce qui est de la truite commune, l'activité de reproduction est corrélée à la **surface de graviers et cailloutis fins** (1 à 5cm de diamètre) disponible sur le tronçon (Delacoste, 1995 ; Delacoste et al., 1995 dans Malavoi et al., 2011). La relation est de type logarithmique : entre 0.5 et 1% de surface occupée par la bonne granulométrie, le nombre de nid peut être multiplié par 3, alors qu'au-delà de 5%, le nombre de nids évolue très peu. Les **vitesse du courant** doivent également être compatibles avec la **capacité de nage** des espèces, qui se situe souvent en dessous de 50 cm/s, sauf pour le saumon atlantique et la lamproie marine qui peuvent utiliser des zones où le courant approche 70 à 80 cm/s. Selon les rivières, l'occupation des nids varie. Par exemple, les salmonidés peuvent utiliser les zones de transition entre mouille et radier, les zones de dépôts de bordure, les bancs de convexité ou l'aval de blocs (dépôts de traînée) et même les chenaux secondaires dans les rivières à tresses (Malavoi et al., 2011). **Le pavage** ou la présence d'une **armure colmatée** sont des facteurs qui limitent la construction des nids. De même que pour les invertébrés, une trop grande mobilité des sédiments est également un frein pour la construction de frayères. La porosité doit également être suffisante pour assurer une bonne oxygénation des sédiments et donc des œufs. **Une teneur en particules fines**, de diamètre inférieur à 2 mm, **supérieure à 30%** peut conduire à des **mortalités quasi-totales des œufs**. Au-delà de 10%, la moitié des œufs peut être détruit pour les frayères de truites (Malavoi et al., 2011).

Les cailloux et pierres constituent aussi des **abris hydrauliques** (protection contre les vitesses élevées) qui sont primordiaux pour de nombreux poissons. Cette capacité d'abris est conditionnée par la rugosité du fond. Le chabot, l'apron du Rhône, et les jeunes stades de salmonidés utilisent beaucoup cette capacité d'abris hydrauliques due à la rugosité du substrat du fond (Malavoi et al., 2011).

Le substrat minéral sert aussi de **support pour le développement de végétaux aquatiques**. La majorité des macrophytes préfèrent les substrats fins et meubles (vases et sables). Mais certaines ont des capacités de colonisation très larges et peuvent coloniser les graviers. C'est le cas de certains potamots ou de la renoucle

flottante. La fontinelle est une espèce très adaptée aux substrats grossiers dans les zones à forts courants. Les végétaux ont toutefois une capacité à piéger les sédiments fins et ainsi modifier la composition granulométrique et la structure des sédiments (Malavoi et al., 2011).

→ Importance des débris organiques dont le bois mort

Le substrat organique (feuille, bois mort, débris de toute sorte) en tant que source de nourriture et de source d'habitat (abris, support pour les œufs...) est aussi important pour de nombreuses espèces. En particulier, de nombreuses recherches ont été faites sur le rôle écologique du bois mort.

Le bois mort permet de **complexifier et diversifier la morphologie** des cours d'eau. Par exemple lorsqu'il s'accumule en bord de berge, il permet de provoquer des **variations de vitesses** (zones lenticules et rapides), qui sont autant de zones différentes et utiles pour les organismes (voir le schéma ci-après). Les grandes pièces de bois contrôlent la géométrie (profondeur, largeur), surtout sur les petits cours d'eau. Les pièces volumineuses et immobiles **contribuent davantage à la formation de mouilles** que les petits débris mobiles. Le bois mort permet aussi de constituer des **zones de rétention** des sédiments et de la matière organique telle que les feuilles et les brindilles, et les corps flottants.

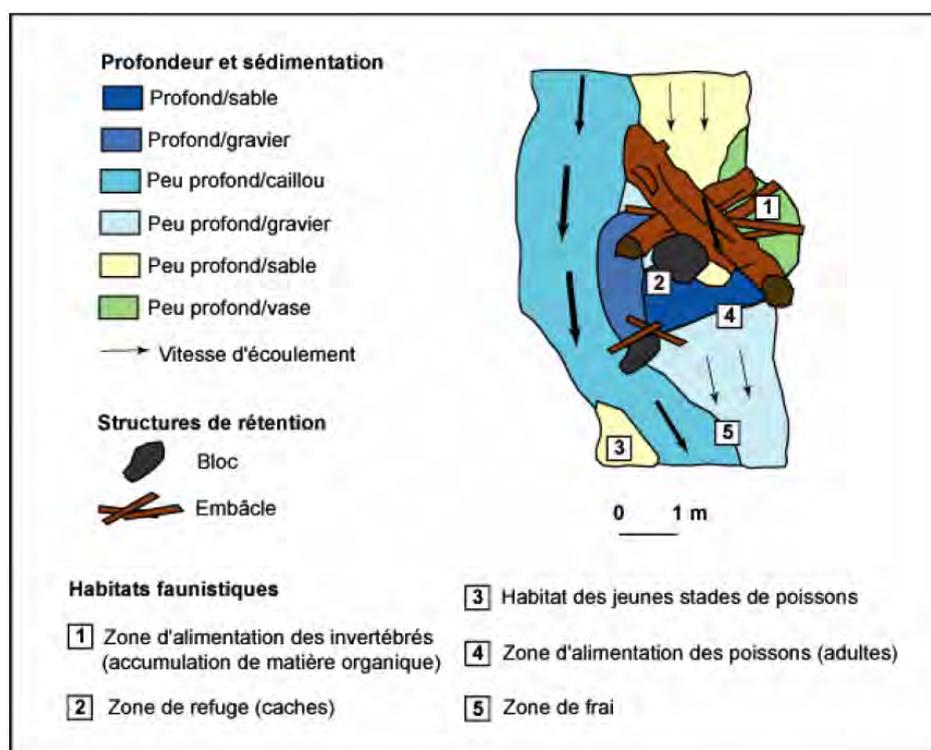


Figure 65 Le bois comme facteur de diversification physique des rivières (d'après Le Lay et Piégay, 2007, figure extraite de Le Lay, 2007)

En complexifiant et diversifiant la morphologie des cours d'eau, le bois mort contribue à diversifier les habitats. Ainsi, le bois permet par conséquent **d'accroître la biomasse** mais aussi la **biodiversité spécifique** (Maridet et al., 1996 ; Thévenet, 1998 ; Thévenet et Statzner, 1999 dans Le Lay, 2007) (voir la figure ci-après). Dans les écosystèmes tempérés forestiers, les invertébrés sont dépendants des apports allochtones terrestres, particulièrement des feuilles, comme source de nourriture. Une réduction des apports détritiques terrestres sur un petit ruisseau de tête de bassin versant en Caroline du Nord a aussi entraîné une augmentation de la dérive des invertébrés (Siler et al., 2001 dans Le Lay, 2007).

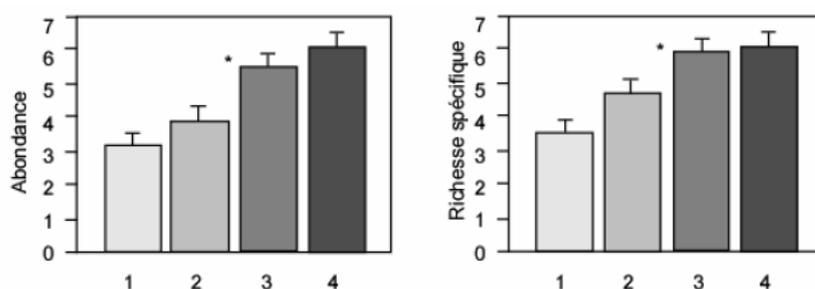


Figure 66 Abondance totale et richesse spécifique d'invertébrés benthiques en fonction du pourcentage de recouvrement de bois mort (densité de bois). Les astérisques indiquent une différence significative entre les classes (données concernant la Drôme, le Rhône et la Loire, d'après Thévenet, 1998, figure extraite de Le Lay, 2007)

En revanche, des auteurs soulignent que lorsque les débris grossiers de bois mort forment des **embâcles**, ils peuvent temporairement bloquer la remontée des poissons migrateurs particulièrement en basses eaux (Champigneulle et al., 2003 ; Lapointe et al., 2004 dans Le Lay, 2007). Les embâcles sont aussi une cause de débordement lors des crues, d'obstruction d'ouvrages d'art. Ces effets doivent donc être pris en compte dans une gestion raisonnée du bois mort en fonction des enjeux locaux.



A RETENIR

La **variété morphologique** du lit des cours d'eau (variations de vitesses, de hauteurs d'eau, substrat minéral ou organique...) offre une variété d'habitats qui sont colonisés en fonction des préférences des espèces. Chaque habitat joue un rôle particulier en fonction des organismes (reproduction, refuge...).

La **zone hyporhéique** est un milieu de vie important pour de nombreuses espèces des cours d'eau, autant en surface qu'en profondeur. Elle constitue un **milieu refuge** pour les macroinvertébrés lors de perturbations ponctuelles comme les crues, les assècs temporaires, la détérioration de la qualité de l'eau de surface. Ces milieux apportent donc une capacité de résilience aux organismes afin qu'ils puissent continuer à survivre après perturbation. A ce titre, elle joue un rôle important dans les cours d'eau temporaires.

Le **bois mort** complexifie et diversifie la morphologie des cours d'eau et contribue ainsi à diversifier les habitats. Il permet ainsi d'accroître la biomasse mais aussi la biodiversité.

2.3.3.3 Rôle de la ripisylve

La ripisylve joue un rôle dans les **apports de matières organiques** allochtones, surtout sous forme de débris végétaux (feuille, bois mort) qui tombent dans les cours d'eau, mais aussi sous forme de débris animaux. Ces apports sont d'autant plus importants que le cours d'eau est petit. Ainsi, sur les cours d'eau de tête de bassins forestiers, les quantités de matières organiques allochtones sont prépondérantes en raison de la petite taille des cours d'eau, des faibles débits, de l'ombrage qui empêche la photosynthèse des algues, et de la présence de gros débris de bois ou de rochers qui constituent des zones de rétentions (Gomi et al., 2002). Ces grandes quantités de matières organiques sont stockées temporairement et **transformées progressivement** en particules plus fines et en nutriments, par les phénomènes abrasifs liées aux écoulements, mais aussi par les macro-invertébrés de type « broyeurs », les champignons et les bactéries (Gomi et al., 2002 ; MacDonald et Coe, 2007). La dégradation des feuilles dépend du type d'arbre présent en bordure des cours d'eau. Par exemple, les aiguilles de conifères se dégradent en 200 jours à 2 ans, alors que les feuilles d'arbres caduques se décomposent en 2 à 3 mois.

Les **organismes** qui dégradent la matière organique allochtone correspondent au **premier maillon** de la chaîne alimentaire des petits cours d'eau forestiers. Une partie de la matière organique et des macro-invertébrés sont transportés vers l'aval et alimentent la chaîne alimentaire des parties basses des rivières (Gomi et al., 2002). Les **transferts vers l'aval** de la matière organique sont liés à la dynamique hydrologique et sédimentaire propre aux secteurs de têtes de bassins (Gomi et al., 2002 ; MacDonald et Coe, 2007). Les particules grossières sont transportées selon la même dynamique que les sédiments (forte rétention grâce aux gros morceaux de bois

morts en travers du lit et aux blocs de pierre, et transport irrégulier des sédiments lors de la déstabilisation du lit). En revanche, les matières organiques fines et dissoutes sont transportées au rythme des variations du débit.

Outre le rôle de nourriture, les débris végétaux apportés par la ripisylve environnante constituent des **habitats** pour les différents organismes aquatiques, semi-aquatiques ou terrestres. C'est également le cas du **bois mort**, comme vu précédemment au sous-chapitre 2.3.3.2. Celui-ci structure les habitats du lit mineur et les diversifie. En outre, les racines des arbres au niveau des berges constituent également une source d'habitats, comme des sous-berges (Piégay (Coord.) et al., 2004). Les espèces protégées comme la loutre, ou le castor ont besoin également de la présence d'une ripisylve pour vivre (source d'abris pour la loutre, source de nourriture et matériaux de construction pour le castor) (Legros et al., 2015 ; Puissauve et al., 2013). La ripisylve est aussi un **corridor écologique** pour les espèces semi-aquatiques et terrestres.

→ La ripisylve comme réservoir de biodiversité et facteur de résilience des écosystèmes dégradés en aval

Une étude réalisée sur une quarantaine de tronçons de rivière en Allemagne, en contexte de plaine et de montagne, a montré le **rôle de la ripisylve sur la qualité écologique** (au sens DCE) de tronçons en aval (Lorenz et Feld, 2013). Des corrélations positives ont été trouvées entre le taux de ripisylve amont et les indicateurs écologiques (poissons et macroinvertébrés) de secteurs restaurés en aval. Par exemple, suite à des travaux de restauration, si le site possède à minima **une ripisylve sur 5 km en amont**, il y a plus de chance d'améliorer la note de l'indicateur écologique de macroinvertébrés. La ripisylve joue un rôle de **réservoir de biodiversité** dont les espèces peuvent **recoloniser** des secteurs restaurés situés en aval. Pour les poissons, l'aire d'influence est plus importante (jusqu'à 10km en amont), du fait de leur plus forte capacité à se déplacer. Ces auteurs ont aussi montré que ces corrélations sont également significatives avec la qualité de **l'état physique des rivières** en amont des secteurs restaurés.



A RETENIR

La ripisylve permet d'apporter de la **matière organique** aux cours d'eau et ainsi assurer une source de nourriture, et d'habitats essentiels pour la productivité biologique et la biodiversité. Ceci est particulièrement vrai sur les petits cours d'eau de têtes de bassins versants dont les **apports d'énergie** naturels principaux sont liés à la litière et au bois mort. La ripisylve permet également de garantir un **réservoir de biodiversité** pour la rivière (poissons et macroinvertébrés) pouvant servir pour recoloniser des secteurs aval après perturbation. A ce titre, elle est un facteur de **résilience** important pour la vie aquatique. La ripisylve est aussi un **corridor écologique** pour les espèces terrestres et semi-aquatiques.

2.3.3.4 Rôle des zones humides alluviales

Les zones humides latérales aux rivières constituent des **habitats intermédiaires** entre le milieu terrestre et aquatique. La plupart des espèces qui s'y trouvent n'effectuent **qu'une partie de leur cycle de vie**. C'est autant le cas pour les espèces aquatiques (poissons par exemple) que terrestres (oiseaux par exemple). Ces milieux peuvent leur servir pour se **reproduire, s'alimenter, se reposer, grandir...** (Bressan et al., 2006). La connectivité entre les différents milieux est donc essentielle pour les espèces qui en dépendent.

Des pêches électriques sur des annexes hydrauliques de la Garonne (Saint-Pierre) ont montré que ces milieux étaient très favorables à la faune piscicole (voir le tableau ci-après) (Michelot, 2003). C'est également vrai pour la biomasse de poisson qui est plus forte dans les annexes hydrauliques connectées aux cours d'eau que dans le chenal principal (Amoros et Roux, 1988).

Tableau 10 Nombre d'espèces et densité de poissons sur des annexes hydrauliques de la Garonne (tableau extrait de Michelot, 2003)

	Chenal	Bras secondaire	Bras mort
Nombre d'espèces	13	17	19
Densité Ind/m ²	0,77	1,09	1,21

Les espèces **piscicoles** utilisent les zones humides alluviales dans plusieurs périodes de leur cycle de vie (reproduction, croissance, repos, alimentation). Ils trouvent des conditions favorables, comme de nombreux abris (bois mort, plantes aquatiques), un courant faible, de la nourriture... Ces milieux constituent des **zones de refuge** lors des crues, ou pendant le passage d'une pollution par exemple (Bressan et al., 2006). Certains poissons utilisent les annexes hydrauliques pour la **reproduction** (Carassin, Tanche, Rotengle, Brème commune, Brème bordelière, goujon). Les **juvéniles de poissons** affectionnent aussi ces milieux, comme c'est le cas pour le goujon, la bouvière, le chevaine, le sandre et la perche, même si les espèces ne s'y reproduisent pas forcément (Michelot, 2003). On peut aussi citer le **brochet** dont le succès de la reproduction est complètement dépendant des crues hivernales qui inondent la plaine occupée par une végétation herbacée. Il est important pour cette espèce que la connexion hydraulique des annexes et de la plaine inondable en général avec le cours d'eau soit suffisante pour favoriser le retour des alevins dans le lit mineur. Une inondation sous 0,2 à 1 m d'eau, de manière continue et pendant au moins 2 mois entre janvier et mai est primordiale. De même le ressuyage (élimination de l'eau en excès) de la période estivale est nécessaire pour le renouvellement de la végétation herbacée. Les prairies humides inondées représentent les frayères les plus efficaces, mais le brochet peut également exploiter les annexes hydrauliques (bras morts, lônes, fossés de fond vallées, marais...) (Puissauve et Poulet, 2015).

Les zones humides alluviales sont aussi des zones de **passage** pour l'**avifaune** qui s'en sert de lieu de reproduction, d'hivernage, d'alimentation, de protection (Bressan et al., 2006). De nombreuses autres espèces semi-aquatiques sont dépendantes de ces milieux comme les amphibiens, les insectes et les oiseaux. Dans le val de Saône, les prairies longuement inondables sont le lieu de production d'une biomasse conséquente de limnées, mollusques consommés par le Courlis cendré par exemple (Chambaud, communication personnelle, 2016).

Les zones humides alluviales ont des **caractéristiques très variées** en termes de **trophie**, de **connectivité** avec le cours d'eau, d'apports **d'eaux souterraines**, qui conditionnent **leurs rôles** potentiels pour les espèces aquatiques. Cette diversité de milieux est aussi à l'origine d'une grande **diversité d'espèces** (Amoros, 2001).

Par exemple, l'existence de **perturbations** hydrologiques lors des crues permet à une large variété de plantes de s'installer empêchant les espèces compétitrices d'occuper une place dominante. Les annexes hydrauliques présentant une forte pente, une capacité hydraulique faible, une fréquence élevée d'inondation ont généralement une richesse spécifique plus élevée. Les crues permettent aussi d'entraîner de nombreux organismes des annexes vers le chenal principal où ils serviront de nourriture pour les espèces présentes. Ainsi la **productivité des écosystèmes fluviaux** est aussi dépendante de la **connectivité** avec leurs annexes (Amoros, 2001 ; Amoros et Roux, 1988). La connexion des bras avec le cours d'eau actif, en particulier lors des crues favorise la dispersion des organismes et donc la diversité des espèces, mais peut aussi favoriser du même coup l'installation d'espèces invasives (Michelot, 2003).

La **connectivité** avec la rivière conditionne le **déplacement** des poissons. Si la connexion est permanente, les poissons peuvent venir par exemple chasser dans l'annexe hydraulique. En revanche, si le bras mort n'est connecté que pendant les crues, cela occasionne des échanges plus ponctuels et autorise le développement de populations distinctes car adaptées à d'autres conditions, en favorisant ainsi la diversité intra-spécifique (au sein d'une même espèce). Mais l'isolement a aussi des inconvénients en rendant le milieu potentiellement plus contrasté et donc hostile avec des périodes d'eutrophisation, d'anoxie...(Michelot, 2003).

Les annexes alimentées par des **eaux souterraines** peu chargées en matières nutritives possèdent un peuplement floristique moins diversifié que les bras eutrophes, mais ils comportent en revanche une forte proportion d'espèces peu répandues, voire rares (Michelot, 2003).

La lône du Méant sur la rivière d'Ain possède une **biodiversité végétale maximale**, grâce à des crues fréquentes (plusieurs fois par an) qui entraînent une destruction partielle des communautés végétales et une évacuation des sédiments fins. Le substrat reste ainsi perméable aux apports d'eau phréatiques, dont le taux de renouvellement est d'autant plus élevé que la pente de cette zone humide est forte. La conjonction de ces différents facteurs permet la présence de 40 espèces aquatiques végétales, avec une forte proportion d'espèces rares (Michelot, 2003).

La préservation des zones humides alluviales joue un rôle dans la **préservation de la diversité** animale et végétale. Cette diversité biologique se traduit également en termes de **diversité génétique** qui offre un potentiel adaptatif très important (Bressan et al., 2006).

A l'échelle de la plaine alluviale, la multiplicité de différents types d'annexes alluviales ayant des conditions de fonctionnement différentes augmente la **biodiversité à l'échelle de la plaine** (Amoros, 2001).



A RETENIR

Il n'existe pas de type de zone humide idéale en termes de biodiversité. Chacune favorisant telle ou telle espèce en fonction de ses caractéristiques. La multiplicité de fonctionnement des annexes hydrauliques est une **source de biodiversité à l'échelle régionale**. Les choix de restauration peuvent répondre à ce principe de biodiversité régionale (cas des restaurations des annexes du Rhône, voir le sous-chapitre 3.5.2.29), et répondre aussi à des choix selon les **espèces cibles** (frayères à brochet par exemple) ou type d'habitats que l'on souhaite retrouver.

2.3.3.5 Ouverture sur les services rendus et les valeurs de la biodiversité

La préservation et la restauration de la biodiversité aquatique répond à **des enjeux de lutte contre l'érosion de la biodiversité** plus globale observée à ce jour. De façon générale, les changements importants des habitats des écosystèmes par les activités humaines ont amené des pertes d'espèces dont on sait qu'elles se sont accélérées avec l'importance de l'urbanisation, des changements d'occupation du sol, des aménagements et des pollutions... Même si tous les aménagements n'amènent pas forcément de la perte de biodiversité, certains ont montré toutefois qu'ils entraînent des régressions significatives du nombre d'espèces et de leur abondance par l'homogénéisation des habitats (voir le sous-chapitre 2.4). Dans ce contexte il est important de comprendre le rôle de la biodiversité sur les sociétés humaines pour mieux la préserver.

Les espèces interagissant entre elles, chacune joue **dans le fonctionnement des écosystèmes**. En effet, chaque organisme s'insère par exemple dans un maillon de l'écosystème où chacun joue un rôle à son échelle (productivité, régulation, chaîne alimentaire, cycle des nutriments...) (Datry et al., 2008 ; Maitre d'Hôtel et Pelegrin, 2012). Par ailleurs, la diversité génétique d'une espèce est **une source de résilience** face à des perturbations. Cela conditionne son potentiel d'adaptation et son maintien sur le long terme (Dubut, 2010 ; Martel, 2010). De même la diversité des habitats joue aussi ce rôle, permettant aux espèces de se réfugier dans des abris en cas de crues ou de sécheresses par exemple (vu ci-avant). La biodiversité sert également de **ressource** (nourriture...) et **rend des services utiles aux hommes** (auto-épuration de certains polluants, production de ressources naturelles, loisirs (pêche, observation naturaliste)...).

Au-delà de la notion de services qui tend à donner une fonction utilitariste aux êtres vivants, et en raison des débats que suscitent la gestion de la biodiversité, de nombreux auteurs parmi les chercheurs mais aussi parmi les acteurs institutionnels et associatifs se sont penchés sur les **différentes valeurs** que l'on peut attribuer à la biodiversité. Lévêque et Glachant (1992) distinguent par exemple la valeur de **consommation** (cueillette, chasse, pêche), la valeur **productive** (matière première pour réaliser des produits), la valeur **récréative** (promenade, observation naturaliste, bien-être), la valeur d'**existence** (satisfaction et bien-être que procure la biodiversité). Une synthèse réalisée en 2012 par la fondation pour la recherche pour la biodiversité a fait ressortir les **valeurs utilitaristes** qui renvoient à la notion de ressource et de services, les **valeurs patrimoniales** qui renvoient aux valeurs culturelles, aux identités, à l'histoire des sociétés (protection d'un paysage, d'une espèce emblématique pour son importance culturelle), la **valeur intrinsèque** qui recouvre la valeur de la biodiversité en elle-même et pour elle-même, et les **valeurs écologiques** qui renvoient à l'importance de la diversité dans le fonctionnement et la résilience des écosystèmes (voir la figure ci-après) (Maitre d'Hôtel et Pelegrin, 2012).



Figure 67 Valeurs et représentations de la biodiversité (figure extraite de Maitre d'Hôtel et Pelegrin, 2012)

Ces divers modes de représentations de la biodiversité correspondent historiquement à des modes de gestion différents, mais ne forment toutefois pas de catégories exclusives (Maitre d'Hôtel et Pelegrin, 2012 ; Aspe et Genin, 2014). Ils découlent des différents types de relations à la nature et au vivant, de différentes catégories d'acteurs de la société et différentes communautés de chercheurs.



EN PRATIQUE

Les espèces aquatiques et alluviales génèrent **des services multiples** (nourriture, auto-épuration de certains polluants, loisirs comme la pêche ou l'observation naturaliste...). Toutefois, la notion de service, qui renvoie à l'approche utilitariste de la nature, ne suffit pas selon certains auteurs. Ils soulignent l'importance de prendre aussi en compte **les valeurs de la biodiversité**, car leur registre est plus étendu et elles révèlent la multiplicité des attentes sociétales. En effet, elles dépendent des rapports que la société entretient avec la nature, et elles peuvent être tout autant d'ordre économique, social, éthique (existence, générations futures), mais aussi écologique (résilience, adaptation).

2.3.4 Fonction qualité de l'eau

2.3.4.1 Rôle de la forme et du substrat du lit mineur

Les rivières sont le siège de processus de recyclage, de transformation, de stockage, d'élimination des éléments chimiques qui les traversent. Ces processus sont d'ordre **physique** (sédimentation, dilution, adsorption), **chimique** (oxydation, réduction) et **biologique** (assimilation, oxydation et réduction microbienne). Cette capacité de transformation des éléments chimiques est liée également à des **éléments morphologiques** favorisant ces processus.

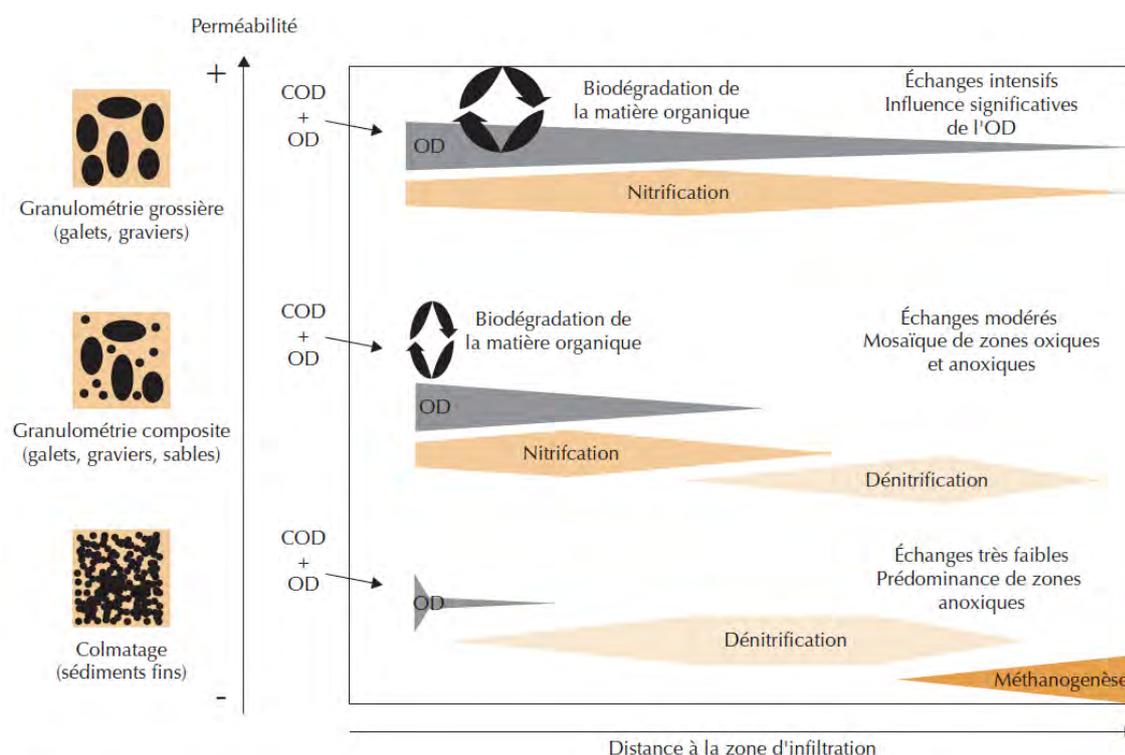
La **zone hyporhéique** joue un rôle majeur dans ces processus. C'est au cours du transfert de l'eau chargée en éléments nutritifs à travers les pores des sédiments que des processus de type **adsorption et bioassimilation bactérienne** se produisent. La zone hyporhéique se comporte en effet comme un **filtre physique et biologique** (Vervier et al., 1992 dans Datry et al., 2008). A noter que selon les éléments considérés et les conditions physico-chimiques, il peut également se produire des phénomènes de relargages, de métaux lourds par exemple (Vernoux et al., 2010). Il en est de même, pour le phosphore, dont les conditions d'adsorption dans les

sédiments sont antagonistes avec les conditions de dénitrification des nitrates par exemple (Oraison et al., 2011).

→ Cas de l'auto-épuration de l'azote et de la matière organique par l'activité microbienne

Le principal facteur qui explique l'élimination de la matière organique et de l'azote est l'activité microbienne. Même s'il existe de nombreux comportements des éléments dissous lors de leur transit dans les sédiments, deux fonctionnements très distincts peuvent être décrits : les rivières **oligotrophes**, ou les cours d'eau à granulométrie grossière, ont des teneurs en oxygène dissous plus fortes conduisant à une forte biodégradation de la matière organique avec une production de nitrates. Au contraire, dans les rivières **eutrophes**, ou les cours d'eau à granulométrie fine et riches en matières organiques, le manque d'oxygène conduit à une faible biodégradation de la matière organique mais à une forte dénitrification (Datry et al., 2008).

Il apparaît que la plus forte capacité à biodégrader la matière organique et à éliminer la charge azotée se réalise dans des rivières où la morphologie permet la réalisation contiguë de phénomènes de nitrification et de dénitrification. Cela peut se réaliser si le substrat est suffisamment composite (galets, graviers, sables) permettant ainsi le transit de l'eau durant un temps suffisamment long pour permettre aux activités microbiennes d'agir, mais suffisamment court pour que l'ammonium n'ait pas le temps de s'accumuler. Cela peut se produire également dans un cours d'eau qui présente une alternance rapprochée de zones oxygénées et de zones anoxiques (Datry et al., 2008). Ainsi, le temps de séjour de l'eau, la quantité de matière organique disponible, la température et les possibilités de ré-aération sont déterminantes (Vernoux et al., 2010). A noter également que des taux importants de substances toxiques (métaux, produits phytosanitaires) peuvent affecter le développement des micro-organismes et réduire les possibilités de transformation et d'élimination des polluants par voie biologique.



COD : carbone organique dissous.
 OD : oxygène dissous.
 Nitrification : production de nitrate à partir d'ammonium.
 Dénitrification : élimination des nitrates en azote atmosphérique.
 Méthanogenèse : réduction de composés organiques en méthane.

Figure 68 Schéma comparatif des différents processus de biodégradation de la matière organique dans la zone hyporhéique en fonction de la teneur en oxygène dissous et de la granulométrie des sédiments (Datry et al., 2008)

La sinuosité, l'alternance de faciès rapides et lents sont des facteurs essentiels pour permettre aux différents processus de se réaliser (nitrification, dénitrification). De plus, l'importance des zones de recirculation des eaux

de surface dans la zone hyporhéique augmente les possibilités de mise en contact des nutriments avec les bactéries. Ceci est aussi valable pour les autres processus (adsorption...) (Oraison et al., 2011).

Galloway et al. (2004) estiment que la moitié de l'azote entrant dans les cours d'eau peut être éliminée avant d'atteindre les eaux côtières. Cependant, de nombreux cours d'eau sévèrement impactés par l'homme n'en ont plus la capacité (Oraison et al., 2011). Une comparaison entre deux cours d'eau en zone agricole (l'un à méandre et l'autre rectiligne) **montre que les processus de dénitrification sont plus efficaces dans le cours d'eau ayant conservé ses méandres** (Opdyke et al., 2006 dans Oraison et al., 2011). Ils ont montré que sur leur secteur, **un indice de sinuosité³⁰ de 1,9 améliore l'élimination de nitrate de 91% par rapport à un cours d'eau rectiligne**. Ils ont aussi estimé la longueur de cours d'eau nécessaire pour éliminer les nitrates mesurés au printemps : elle serait de 40 000 km pour un cours d'eau rectiligne, contre 2 900 km pour un cours d'eau à méandre. La température influence aussi le phénomène. Plus celle-ci est élevée et plus les processus sont rapides. La période estivale est donc plus favorable à la dénitrification. Ainsi, les auteurs ont aussi montré que la longueur de cours d'eau nécessaire pour éliminer les nitrates à la fin de l'été serait réduite à 35 km pour la rivière canalisée, contre 6,9 km pour la rivière à méandre.

→ Effet sur la température de l'eau

L'apport d'eaux souterraines dans les rivières est un facteur de **rafraîchissement pendant les périodes estivales**. En effet, les eaux souterraines ont une température plus stable tout au long de l'année, et permettent ainsi en été de procurer des **eaux plus fraîches aux rivières**. L'importance de ces apports par rapport au débit de la rivière conditionne l'importance du refroidissement. Il est plus significatif sur les petits cours d'eau (Paran et al., 2015). Toutefois, sur les grands cours d'eau, les apports souterrains peuvent contribuer à créer des **poches d'eaux froides**.

Une campagne d'analyse de la température des eaux à l'aide de prises de vues aériennes sur la **basse vallée de l'Ain** a permis de repérer 4 types de poches d'eaux froides en fonction de leur localisation : sur les annexes alluviales, sur le bord de la rivière, en aval des bancs de graviers, sur les affluents (Wawrzyniak et al., 2016). Leur origine est différente selon le type. En effet, les poches issues des annexes hydrauliques et des bancs de graviers ont été corrélées à l'activité morphodynamique active dans des secteurs où la vallée est élargie. Les poches d'eau froide des annexes sont par exemple liées à d'anciens chenaux alluviaux. En revanche, les poches présentes sur le bord de la rivière sont davantage liées aux conditions hydrogéologiques locales (ressèchement de la nappe alluviale par les contraintes géologiques latérales). Toutes ces poches d'eaux froides ont aussi directement été reliées aux **niveaux des eaux souterraines** : plus le niveau est important plus le nombre de poches d'eau froides est importante (Wawrzyniak et al., 2016).



EN PRATIQUE

Le refroidissement général de l'eau par les apports souterrains est plus significatif sur les **petits cours d'eau**. Toutefois, sur les grands cours d'eau, **les apports des nappes peuvent aussi contribuer à créer des poches d'eaux froides qui constituent des zones refuges primordiales pour les espèces sensibles aux hausses de températures estivales**, comme les salmonidés. Avec la hausse des températures due au changement climatique, le repérage, la préservation voire l'augmentation du nombre de ces zones d'eaux froides ont un intérêt dans le cadre de **l'adaptation au changement climatique** (Wawrzyniak et al., 2016).

³⁰ Rappel de quelques repères (Malavoi et Bravard, 2010) :

Indice de sinuosité (SI) < 1.05 : cours d'eau rectiligne

1.05 < SI < 1.25 : cours d'eau sinueux

1.25 < SI < 1.5 : cours d'eau très sinueux

SI > 1.5 : cours d'eau méandriforme

2.3.4.2 Rôle de la ripisylve

→ Effet sur la température de l'eau

La ripisylve joue un rôle sur la **température des ruisseaux** en procurant un **ombrage**. Ce rôle est particulièrement efficace sur les **températures maximales journalières en été**. Dans le cadre d'une étude comparative de plusieurs travaux de recherche sur le rôle de la végétation sur la température, menés dans plusieurs pays tempérés, il a pu être montré **un écart de 0,39°C en moyenne entre des tronçons de cours d'eau avec ou sans ripisylve, et un écart de 2 à 3°C sur les températures maximales au printemps et en été**. Cette même étude a montré également un écart de température moyenne de 1,48°C entre des cours d'eau forestiers et des cours d'eau non forestiers, et un écart de 2 à 6°C sur les températures maximales au printemps et en été (Bowler et al., 2012).

La température des cours d'eau est toutefois dépendante d'autres facteurs dont les relations du cours d'eau avec les nappes souterraines, la zone hyporhéique (voir le sous-chapitre 2.3.4.1), le climat, l'altitude. Ainsi, dans certains cas de figure, la température est peu influencée par la végétation des berges.

→ Rôle sur les polluants

La bande boisée de ripisylve joue un rôle de **zone tampon** entre les flux provenant des versants par exemple, et ceux également provenant des apports souterrains. Ce rôle tampon est valable pour les apports de sédiments fins, de nitrates, de phosphore et aussi de pesticides :

- les flux de **sédiments fins** s'accumulent dans la zone de ripisylve du fait de sa bonne capacité de ralentissement du ruissellement ;
- le **phosphore** est principalement adsorbé à la surface des sédiments. Il est ralenti et déposé dans la ripisylve en même temps que les sédiments ;
- les **nitrates** sont transférés via les écoulements du sol et du sous-sol. Ils sont ensuite **dégradés** au niveau de la ripisylve par l'activité microbienne du sol, ou sont **consommés** par les racines des plantes ;
- les processus de rétention des **pesticides**, quant à eux, sont très variés et dépendent des propriétés des molécules (certaines sont transférées dans le ruissellement, d'autres sont infiltrées sur les versants et arrivent dans la ripisylve dans le sol et le sous-sol). Certaines molécules restent stockées dans le sol, alors que d'autres sont dégradées par l'activité microbienne, en sous-composés plus ou moins biodégradables et lessivables par les eaux.

L'élimination des **nitrates** relève de **deux processus** qui dépendent de la période de végétation et des conditions hydrologiques (CSPNB, 2008). En hiver, en période de hautes eaux, l'**engorgement** des sols favorise des conditions anaérobies favorables à la **dénitrification** microbienne en présence de carbone organique (voir la figure ci-après). Les feuilles et le bois en décomposition constituent cette source de carbone nécessaire aux bactéries dénitrifiantes. **Pour que la dénitrification soit efficace, il est donc important que le niveau de la nappe soit proche du sol pour créer ces conditions anaérobies**. C'est pourquoi les cours d'eau incisés, dont le niveau de la nappe phréatique est abaissé, sont moins favorables aux processus de dénitrification. A l'opposé, en période de croissance végétale (printemps, été), qui correspond aussi à la période de basses eaux où le sol est aéré, les nitrates sont **absorbés** par les racines des plantes. Cette absorption est maximale en fin de printemps et début d'été (Piégay (Coord.) et al., 2004).

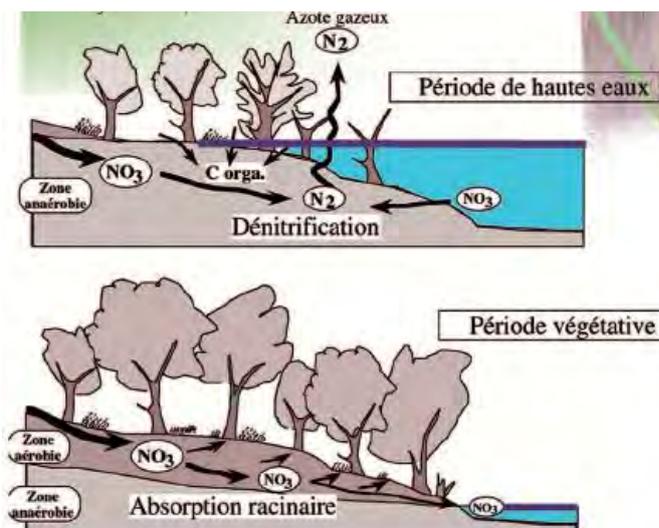


Figure 69 Processus de dénitrification en haute eaux (schéma du haut) et de nitrification et d'absorption racinaire en basses eaux (schéma du bas) (figure extraite de CSPNB, 2008)

Le conseil scientifique du patrimoine naturel et de la biodiversité (CSPNB, 2008) considère qu'une bande rivulaire continue de **10 à 20 mètres de large** permet d'abattre plus de 80% des flux de polluants. Toutefois, au-delà d'une certaine quantité de nutriments présents, la ripisylve ne pourra plus les éliminer : il faut alors en réduire la source et limiter leur arrivée aux cours d'eau (Nicolas et al., 2012). Les deux graphiques ci-après illustrent l'influence de la largeur de ripisylve sur l'abattement de l'azote et du phosphore.

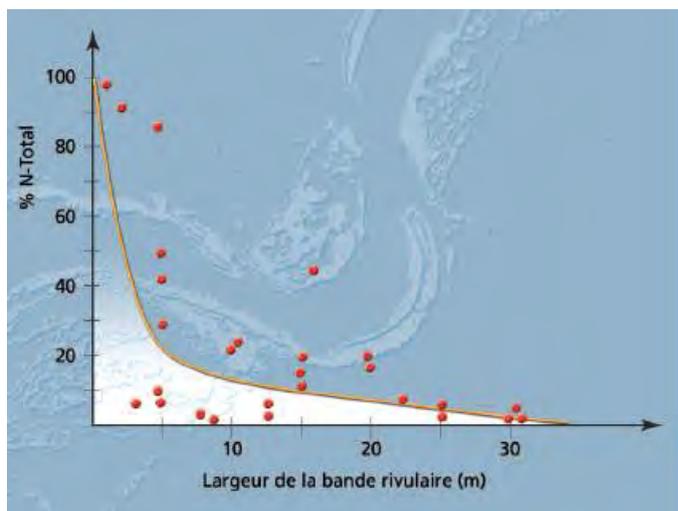


Figure 70 Évolution moyenne de la teneur en azote total dans les eaux en fonction de la largeur de la bande rivulaire (d'après Maridet, 1995, figure extraite de Nicolas et al., 2012)

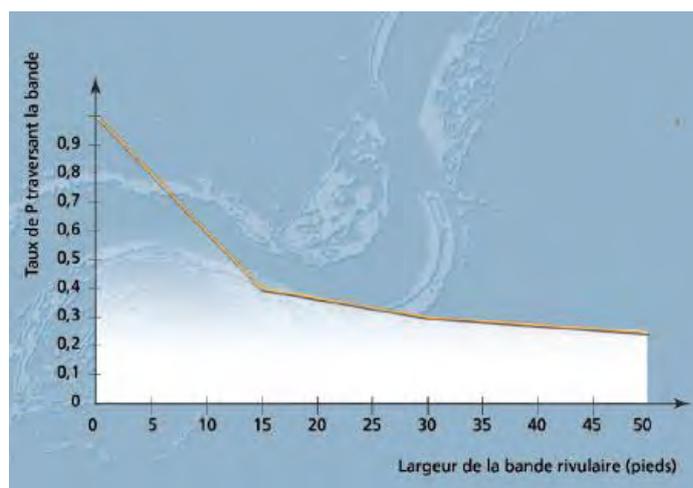


Figure 71 Evolution moyenne du taux de phosphore arrivant au cours d'eau en fonction de la largeur de la bande rivulaire (d'après Osmond et al., 2002, figure extraite de Nicolas et al., 2012)

En résumé, le schéma ci-après permet de rappeler les largeurs minimales recommandées pour l'optimisation des principales fonctions protectrices de la ripisylve.

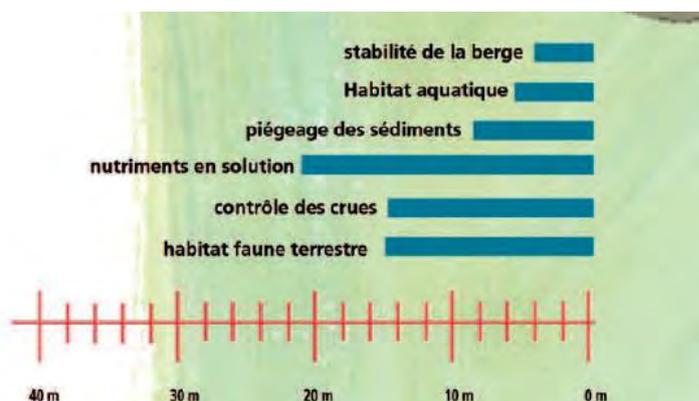


Figure 72 Schéma synthétique résumant les largeurs minimales recommandées pour l'optimisation des principales fonctions protectrices des corridors rivulaires (d'après Schultz et al., 2000, figure extraite de CSPNB, 2008)

→ Rôle de la ripisylve sur la qualité écologique en contexte multi-pressions

Une étude statistique à large échelle (échelle France) a montré le lien entre le taux de ripisylve dans des bandes tampons de différentes tailles et l'état physico-chimique et écologique (au sens DCE) de tronçons de rivières, dans divers contextes en France. Les résultats indiquent que, dans une zone tampon de 10 m, le **bon état** pour les paramètres physico-chimiques et biologiques est corrélé avec un **taux de ripisylve de 60%**, et le très bon état est corrélé avec un **taux de 70%**. Pour une bande tampon de 30 m, ces taux passent respectivement à 45% et 55%. Cette différence indique l'importance de la présence d'une ripisylve plus dense, au plus près de la rivière. Ces corrélations sont toutefois faibles (les coefficients de corrélation sont de l'ordre de 0.11 à 0.22) et ne permettent pas de bonnes prédictions statistiques, ceci en raison de la grande variabilité des données à large échelle, et des contextes multi-pressions. Cependant, ils indiquent un **réel lien entre le taux de ripisylve et la qualité des eaux**, et montrent ainsi son importance pour améliorer l'état des eaux. Les auteurs soulignent aussi que l'effet de la ripisylve sera d'autant plus fort sur la qualité de l'eau si la rivière est dans un contexte de faibles pressions. Toutefois, en contexte multi-pressions, **la restauration de la ripisylve devrait avoir tout de même un effet positif sur la qualité de l'eau** (Van Looy et al., 2013).



EN PRATIQUE

La ripisylve permet de **tamponner les températures maximales journalières** en période estivale. Cet effet est primordial surtout si les apports d'eaux fraîches souterraines sont faibles. Cet effet régulateur est primordial pour la survie des espèces d'invertébrés et de poissons sensibles (salmonidés par exemple), mais joue aussi un rôle sur la qualité de l'eau. La ripisylve est un facteur à prendre en compte dans le cadre des mesures d'adaptation au changement climatique.

La ripisylve sert aussi de **zone tampon contre les pollutions provenant des versants**. Elle a une influence significative sur les flux de matières en suspension, sur le cycle du phosphore, mais surtout de l'azote. Une bande suffisante (10-20 m) de part et d'autre des rivières semble avoir un effet tampon important. Toutefois, cette capacité d'auto-épuration des polluants a des limites, d'où **l'importance de réduire au maximum les pollutions à la source**. A l'échelle du bassin versant, la ripisylve a un impact majeur sur la qualité de l'eau en contexte de faible pression. Son rôle se réduit à mesure que les sources de pollutions se multiplient.

Les services rendus par la ripisylve en matière de qualité de l'eau sont importants pour de nombreux usages nécessitant une bonne qualité de l'eau, et pour préserver la vie aquatique.

2.3.4.3 Rôle des zones humides alluviales

Les processus d'auto-épuration **des polluants** qui se produisent dans les zones humides sont du même type que dans la ripisylve. Ils sont dus à des mécanismes d'adsorption des molécules sur les sédiments, des réactions physico-chimiques avec les métaux, de biodégradation par les bactéries du sol, et d'absorption par les racines des plantes. Les zones humides sont efficaces pour retenir les matières en suspension, le phosphore, et les micropolluants. Elles permettent aussi d'éliminer l'azote par des processus de nitrification-dénitrification (voir le sous-chapitre 2.3.4.1 pour plus de détails).

2.4 DESCRIPTION DES EFFETS DES AMÉNAGEMENTS EXERÇANT DES PRESSIONS SUR LES COURS D'EAU

2.4.1 Préambule

L'objet de cette partie est de décrire les effets des aménagements anthropiques pour en comprendre leur rôle sur le fonctionnement physique et leurs implications sur les écosystèmes. L'objectif est de montrer les **raisons qui peuvent pousser à proposer des travaux de restauration**. Il n'est pas question ici d'avoir une exhaustivité des effets de tout ordre, qu'ils soient positifs ou négatifs, mais bien de montrer les impacts significatifs qui motivent la nécessité d'agir pour améliorer les fonctions et services écologiques des cours d'eau.

L'ensemble des effets énumérés ci-après **sont des tendances**, dont l'intensité et les répercussions sont propres à chaque contexte de rivière et de type de pressions. Seul un diagnostic contextualisé peut permettre d'évaluer l'intensité des pressions, les pertes de fonctions associées, et de pondérer les avantages et inconvénients de travaux de restauration au regard des besoins et enjeux socio-économiques.

2.4.2 Les aménagements de bassin versant (hors linéaire de cours d'eau)

2.4.2.1 Contexte urbain

2.4.2.1.1 Effets sur l'hydrologie

▪ Sur l'hydrologie, en crue

Les modifications de l'occupation du sol liées à l'urbanisation ont pour effet **d'augmenter les volumes** ruisselés et **accélérer les écoulements** vers l'aval (Leopold, 1968).

L'augmentation du ruissellement est liée à l'imperméabilisation des sols. Dans une étude sur la ville de Koursk, l'urbanisation a entraîné une augmentation de 28% du volume ruisselé et une diminution de 8% des écoulements hypodermiques³¹ (Bondarev et Gregory, 2002 dans Grosprêtre et Schmitt, 2008). Cet accroissement est significatif pour **des pluies fréquentes, voire pour des pluies de période de retour 10 ans**. En revanche, pour les épisodes pluvieux plus importants, la saturation des sols provoque un volume d'eau ruisselé spécifique très proche de celui d'un sol imperméable (Chocat, 1997). Cette sensibilité de la fréquence des petites crues au développement urbain serait significatif à partir d'un seuil de 20% de surfaces imperméabilisées sur le bassin versant (Radojevic, 2002).

L'accélération des écoulements vers l'aval est liée à la moindre rugosité des surfaces imperméabilisées, mais aussi à la présence des réseaux d'évacuation des eaux pluviales (Leopold, 1968). Ces réseaux pluviaux, qui ont remplacé les réseaux hydrographiques naturels, à l'origine plus sinueux, encombrés et peu pentus, ont été construits avec des tracés courts et directs, des pentes et des gabarits importants pour évacuer rapidement les eaux, pour limiter les coûts de construction et éviter l'ensablement (Chocat, 1997).

Par ailleurs, le **ravinement** favorisé par l'augmentation du ruissellement contribue à **densifier le drainage** et ainsi à diminuer le temps de réponse des bassins versants. Dans l'Avondale (Zimbabwe), entre 1940 et 1984, l'augmentation du taux d'urbanisation de 38 à 88% s'est traduite par une augmentation de la densité de drainage de 0,35 à 0,80 km/km², et jusqu'à 3,15 km/km² si la longueur totale du réseau de drainage artificiel est comptabilisée (canaux, fossés, réseaux d'eaux pluviales). Ainsi, par augmentation du ruissellement et densification du drainage, l'urbanisation peut diminuer le temps de réponse du bassin versant d'un facteur allant de 5 à 15 (Desbordes, 1989 dans Chocat, 1997).

La conséquence de l'augmentation du volume ruisselé et de la réduction du temps de réponse aux événements pluvieux sur les bassins versants urbanisés peut conduire à une multiplication du débit de pointe spécifique allant d'un facteur de 5 à 50 (Desbordes, 1989 dans Chocat, 1997). Le graphique ci-après illustre l'effet de

³¹ Les écoulements hypodermiques sont situés sous la surface du sol mais au-dessus des nappes phréatiques permanentes. Ces écoulements s'évacuent plus lentement que les écoulements superficiels mais plus vite que ceux des nappes plus profondes.

l'augmentation des réseaux d'assainissement pluviaux, et de l'imperméabilisation sur les débits (Leopold, 1968).

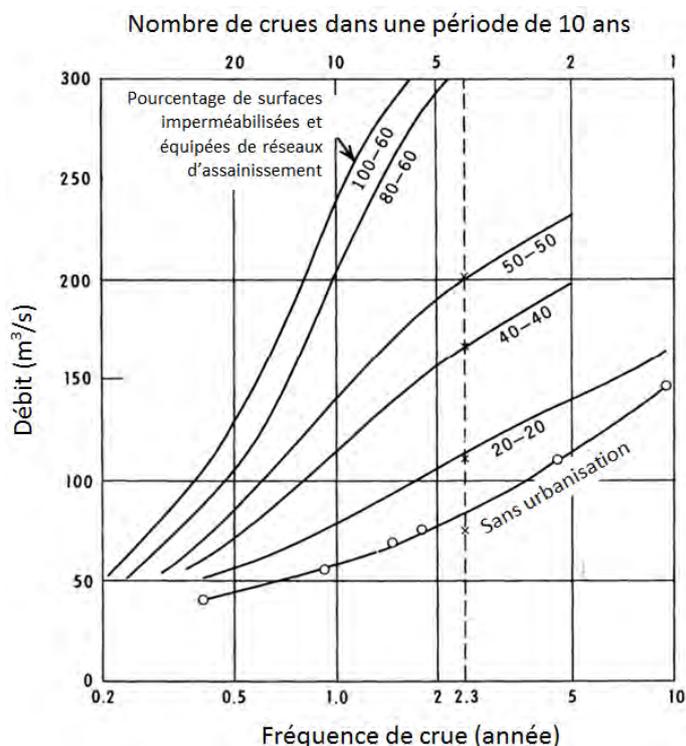


Figure 73 Courbes débit-fréquence établies sur un bassin pennsylvanien de 1.6km² pour différents pourcentages de surface drainées par l'assainissement et de surfaces imperméables (d'après Leopold, 1968)

L'urbanisation augmente la **fréquence des crues courantes**, plus généralement celles dont la période de retour est inférieure à 2 ans environ (Hollis, 1975 ; Konrad et Booth, 2002). Une étude basée sur des données simulées et mesurées sur des bassins versants d'Amérique du Nord montre que pour un taux d'urbanisation de 20%, le rapport entre les débits de crue après et avant urbanisation est de 10 pour les crues annuelles, et de 2 pour les crues décennales (Hollis, 1975) (figure ci-après).

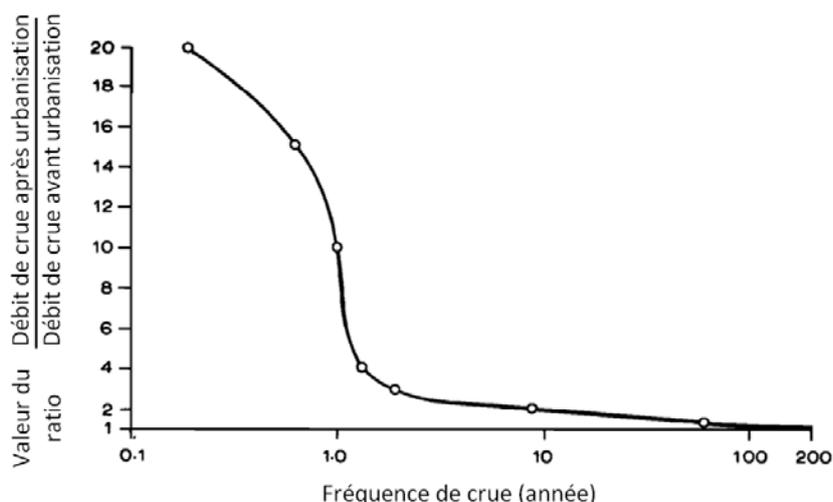


Figure 74 Ratio entre débit de crue après/avant urbanisation en fonction de la fréquence de crue, sur des bassins versants concernés par 20% de surface imperméabilisées (d'après Hollis, 1975)

Cette même étude suggère aussi un effet **non négligeable sur les crues plus rares** selon le degré d'urbanisation du bassin versant. Une crue de période de retour 100 ans pourrait en effet être doublée si le bassin versant était entièrement urbanisé (Hollis, 1975).

L'urbanisation augmente donc fortement la **fréquence des crues morphogènes** proches du débit à plein bord dont la période de retour généralement admise est comprise entre 1 et 2 ans (Bravard et Petit, 2000).

▪ **Sur l'hydrologie, en basses eaux**

L'urbanisation a également des conséquences sur **l'hydrologie du débit de base**³². La réduction des capacités d'infiltration du fait des surfaces imperméabilisées **réduit la recharge** des eaux souterraines et donc du débit de base des cours d'eau (Leopold, 1968). **Les conclusions sur le sujet sont toutefois contrastées**. Près de Baltimore aux États-Unis, sur un bassin périurbain de 17km², pour une augmentation des surfaces imperméabilisées de 2% à 18%, il a été constaté une **diminution de 20% du débit de base**, considéré ici comme le débit minimum hebdomadaire à partir des débits observés journaliers (Radojevic, 2002). En revanche, une comparaison sur une année des débits minimum hebdomadaires de 21 petits cours d'eau à l'ouest de Washington ne montre pas d'effet significatif de l'urbanisation (Konrad et Booth, 2005). Toutefois, cette même étude montre quand même une réduction significative du débit de base journalier **en période de hautes eaux par rapport à la période de basses eaux**. Ceci est expliqué par le fait que l'urbanisation entraîne une augmentation du ruissellement au détriment des écoulements hypodermiques qui pourraient soutenir le débit de base en période humide (Konrad et Booth, 2005) (voir la figure ci-après).

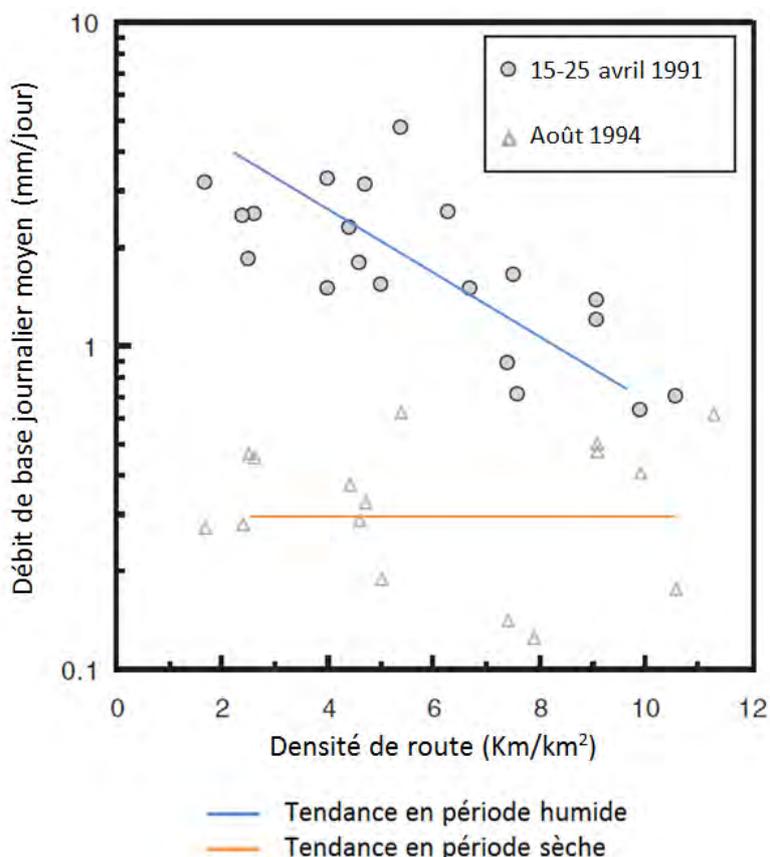


Figure 75 Comparaison du débit de base entre la période sèche et la période humide en fonction de la densité de route, sur 21 cours d'eau à l'ouest de Washington (Konrad et Booth, 2005)

D'autres auteurs montrent que certains bassins versants urbains ont vu leur **niveau d'eau souterraine augmenter** dans des secteurs urbains en raison des fuites des réseaux d'eau potable et d'assainissement et parfois aussi en raison de l'arrosage des jardins (Radojevic, 2002 ; Walsh et al., 2004).

L'urbanisation provoque également une **modification des chemins de l'eau** par le biais des réseaux d'eau enterrés sous les villes mais aussi entre elles (**karst urbain**). Ces réseaux constituent des drains préférentiels qui jouent un rôle majeur et complexe sur la modification du fonctionnement hydrologique des bassins versants.

³² Composante de l'écoulement provenant de la vidange des réserves du bassin, souterraines ou superficielles (Cosandey, 2000)

Ils interceptent les écoulements dans les sols et les eaux des nappes souterraines. Une part non négligeable du débit de base des ruisseaux peut provenir de ces drains. Le karst urbain peut également être à l'origine de **transfert d'eau** entre bassins versants, modifiant ainsi le bilan hydrologique initial. L'effet sur le débit de base des rivières n'est pas univoque. Il est dépendant de la localisation, des caractéristiques des drains et du contexte hydrogéologique local (Kaushal et Belt, 2012).

En résumé, les éléments importants qui peuvent impacter le débit de base des cours d'eau en secteur urbain sont la surface imperméabilisée, les fuites des réseaux, le drainage des eaux souterraines par les réseaux enterrés, les surfaces d'infiltration des eaux de pluie, l'arrosage des jardins et parcs. **L'impact de l'urbanisation sur le débit de base ne peut donc pas être généralisé** (Hamel et al., 2013).



A RETENIR

Effets en période de pluie :

L'urbanisation, qui s'accompagne d'une augmentation des surfaces imperméabilisées et des réseaux d'évacuation des eaux de pluie, génère de plus forts volumes ruisselés, et accélère les vitesses de ruissellement et les débits de pointe. Ces effets sont significatifs pour des pluies faibles à moyennes. Ces effets provoquent aussi une augmentation de la fréquence des crues courantes et morphogènes.

Effets sur les écoulements de base (hors période de pluie) :

En dehors des périodes de pluie, les effets sur les écoulements persistants sont plus contrastés et non univoques. Il peut se produire une baisse de la recharge en eau du sol et du sous-sol, qui s'accompagne d'une baisse des débits des rivières. Mais, il a aussi été observé une augmentation de la recharge des réserves souterraines et une augmentation des débits des rivières en raison des fuites des réseaux d'eaux potables, ou de l'arrosage d'espaces verts et jardins. Par ailleurs, les réseaux enterrés (gaz, électricité, eau...) provoquent des modifications du cheminement de l'eau en raison de leur pouvoir drainant.

2.4.2.1.2 Effets sur la fourniture sédimentaire

D'une manière générale, les changements d'occupation du sol sont à l'origine de variations dans les apports solides arrivant dans les cours d'eau. En particulier, les zones **en cours d'urbanisation** sont de loin **les plus productrices de sédiments** du fait notamment de la **présence de zones en chantiers où les sols sont mis à nu**. Ceci est illustré par la figure ci-après qui montre l'évolution de la production sédimentaire au cours de différentes phases de changement d'occupation du sol dans la région médiane de la côte est des États-Unis (Wolman, 1967).

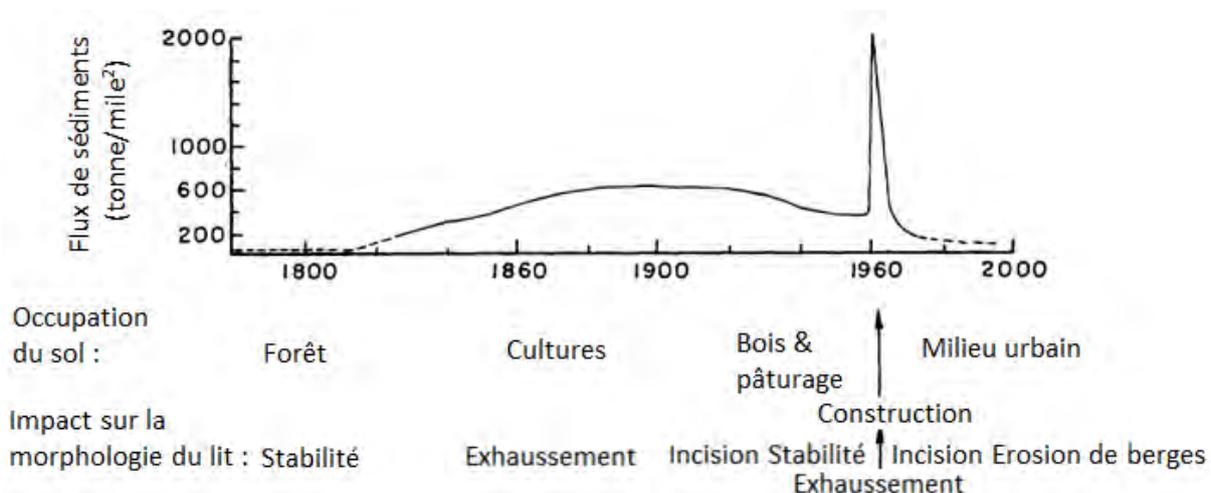


Figure 76 Lien entre changement d'occupation du sol, variation de la production sédimentaire et modification hydromorphologique (d'après Wolman, 1967)

Les taux de production sédimentaire peuvent être de l'ordre de **quelques 800 tonnes/km²/an à 50 000 t/km²/an en fonction de l'étendue des surfaces en cours d'urbanisation** (Wolman, 1967) (tableau ci-après).

Tableau 11 Taux de production sédimentaire sur différents bassins versants de la côte Nord-Est des États-Unis en fonction de leur occupation du sol (d'après Wolman, 1967)

Bassin versant	Surface du BV (km ²)	Flux de sédiments (tonne/km ² /an)	Occupation du sol
Broad for run, MD.	19,2	4	Zone entièrement forestière
Helton Branch, KY.	2,2	6	Zone entièrement forestière
Fishing creek, MD.	19	2	Zone entièrement forestière
Gunpowder falls, MD.	788	311	De 1914 à 1943 : expansion des surfaces cultivées
Gunpowder falls, MD.	788	90	De 1943 à 1961 : déclin des surfaces cultivées, présence de pâturages et de surfaces boisées
Seneca creek, MD.	263	123	Zone rurale agricole (culture, pâturage, forêt)
Building site, Balto., MD.	0,0065	53 846	Toute la zone en urbanisation (en construction)
Little falls branch, MD.	10,7	892	Urbanisation d'une petite partie du bassin versant
Stony run, MD.	6,42	21	Zone entièrement urbanisée (post période de construction)

En phase **post-urbanisation**, le **taux de production de sédiment diminue** jusqu'à un niveau quasiment aussi bas que dans des zones forestières, du fait des nombreuses surfaces imperméabilisées qui limitent les apports de sédiments. Ce dernier point est valable toutefois sur les bassins étudiés par Wolman. Dans la mesure où les villes continuent souvent de s'étendre, **les apports sédimentaires peuvent donc ne pas redescendre** au même niveau que l'état initial forestier, et les taux peuvent être du même ordre de grandeur qu'un bassin agricole. C'est le cas la région du Southern Tablelands en Australie : un bassin versant urbain, d'une superficie inférieure à 10km², a un taux de production sédimentaire de 160 t/km²/an (Grosprêtre et Schmitt, 2008). Cette valeur est comparable à celles des bassins versants ruraux agricoles, qui vont de 100 à 300 t/km²/an (Grosprêtre et Schmitt, 2008). De plus, en phase post-urbanisation, l'augmentation du ruissellement est à l'origine de **phénomènes d'incisions de ravines** qui peuvent donc augmenter la production sédimentaire. Ainsi en Russie, dans les fonds de vallée des affluents de la rivière Seim, l'urbanisation a significativement augmenté l'intensité de l'érosion des ravines qui ont ainsi été connectées au réseau hydrographique. Elles y délivrent d'importants volumes de sédiments dans le cours d'eau principal (Grosprêtre et Schmitt, 2008).



A RETENIR

La présence de chantiers dans les secteurs en cours d'urbanisation est responsable d'érosions et d'une forte fourniture sédimentaire aux cours d'eau. Ces secteurs sont de loin les plus producteurs en sédiments, comparés aux secteurs agricoles par exemple. En principe, en phase post-urbanisation, les taux de production sédimentaire diminuent. Toutefois, le ravinement des terres en aval de secteurs urbanisés peut maintenir des niveaux de fourniture sédimentaire importants et comparables à des zones rurales agricoles.

2.4.2.1.3 Effets sur la morphologie

L'augmentation de l'intensité et de la fréquence des crues morphogènes entraîne une plus forte activité géodynamique des cours d'eau par des **phénomènes d'incision du fond du lit et d'érosion des berges**. (Grosprêtre, 2011). Une étude portant sur une comparaison des processus d'érosion entre un cours d'eau 5 ans après l'arrêt des constructions dans le bassin et un cours d'eau voisin à dominante rurale aux caractéristiques physiographiques similaires, a été réalisée en Nouvelle-Galles du Sud (Australie). Les résultats montrent que l'intensité des érosions de berge et la vitesse de migration vers l'amont des ruptures de pente du fond du lit sont respectivement 3,6 à 2,4 fois plus élevées dans le bassin urbain. Ces différences sont expliquées par une augmentation des volumes ruisselés, qui sont 7,8 fois plus importants (Neller, 1988).

Les cours d'eau **ajustent leur morphologie** avec les nouvelles caractéristiques hydrologiques. Il est observé une **augmentation des sections d'écoulements et du débit de plein bord**. Une comparaison a été menée sur 17 cours d'eau de Caroline du Nord dont les bassins versants présentaient une superficie comprise entre 0,4 et 110 km² et au moins 10% de surfaces urbaines. L'urbanisation était suffisamment ancienne pour que les chenaux aient atteint un état d'équilibre. Les résultats ont montré une forte augmentation de la section d'écoulement (facteur 2,65) et du débit de plein bord (facteur 2,91) (Doll et al., 2002 dans Grosprêtre et Schmitt, 2008).

Pendant les premières phases d'urbanisation, qui génèrent d'importantes quantités de sédiments, les cours d'eau peuvent au contraire **se combler, s'exhausser**, et leur section d'écoulement diminuer. Ceci est particulièrement le cas dans les cours d'eau à faible pente et à l'aval de tronçons incisés. Ceci a été observé sur la rivière Dumaresq en Australie (Chin, 2006).

Les ajustements morphologiques sont toutefois dépendants du contexte du cours d'eau (fourniture sédimentaire et dynamique du cours d'eau amont et aval). Les réponses peuvent être **plus ou moins longues** à se mettre en place (Grosprêtre, 2011).



A RETENIR

En phase d'urbanisation, les rivières ont tendance à se combler de sédiments et s'exhausser en raison des plus forts apports sédimentaires (voir sous-chapitre précédent). En phase post-urbanisation, les plus forts débits de pointes provoqués par le ruissellement sur les surfaces imperméabilisées génèrent au contraire des phénomènes d'incision qui s'accompagnent d'une augmentation de la section d'écoulement sur le long terme. Ces ajustements dépendent du contexte du cours d'eau (potentiel de fourniture sédimentaire, énergie).

2.4.2.2 Contexte agricole

2.4.2.2.1 Effets du drainage agricole sur l'hydrologie

Le drainage agricole a pour but d'évacuer l'eau stockée temporairement en surface des parcelles, **généralement en hiver**, contrairement aux zones marécageuses de plaine, pour lesquelles l'objectif est d'assécher les terres constamment saturées en eau. Dans ce chapitre, il est question du premier cas de figure (drainage des surplus temporaires d'eau en hiver). A noter que ces réseaux de drainage sont inopérants en été dans des contextes de pluies orageuses intenses. Le drainage agricole des parcelles temporairement humides est conçu pour être efficace dans la saison humide, dans des contextes de pluies faibles à modérées, en général sur la période de décembre à mars (Nédélec et al., 2004).

Le drainage est réalisé généralement à l'aide de **drains enterrés (appelés antennes) connectés à des réseaux de collecteurs** débouchant sur des **fossés d'évacuation à ciel ouvert**, soit directement par le creusement de fossés. Plus les antennes sont rapprochées, plus le drainage de l'eau du sol est efficace. Les effets du drainage sur l'hydrologie du bassin versant sont différents à l'échelle de la parcelle (sortie des drains) et à l'échelle du réseau de fossés d'évacuation (Hénine et al., 2012).

L'effet du drainage des terres par des drains enterrés à l'échelle de la parcelle (eaux du drainage et du ruissellement sur la parcelle pris en compte) sur le débit de crue est contrasté et **dépend de la période de**

retour de la pluie considérée, du type de sol et des conditions d'humidité initiales (King et al., 2014). Malgré la complexité des réponses possibles, les travaux sur le sujet montrent **quelques tendances décrites par les figures** ci-après, valables pour des excès d'eau temporaires (en hiver) dans des sols relativement perméables (Nédélec, 2005).

Pour des intensités de pluies faibles (pluie assez faible pour être totalement infiltrée si le volume de la zone non saturée le permet) : en situation drainée, le transit de l'eau d'une pluie faible peut se faire totalement dans le sol, car celui-ci n'est pas engorgé d'eau au moment de l'épisode pluvieux (le drain empêche l'engorgement du sol en hiver). Le pic de crue en situation drainée apparaît plus tard qu'en situation naturelle, car les vitesses de transfert vertical dans le sol sont plus faibles que les vitesses de transfert de surface (cas du ruissellement dû à l'engorgement du sol en situation naturelle). On parle d'**effet tampon d'infiltration** (voir figure ci-après) (Nédélec et al., 2004). Par ailleurs, **le volume et le pic de crue sont plus importants** que dans une situation non drainée (voir figure ci-après), car les drains enterrés interceptent les volumes infiltrés dans le sol au détriment des transferts plus profonds vers les nappes ou d'un stockage temporaire. L'augmentation du volume qui sort des drains peut être aussi occasionnée par une modification de la circulation et du niveau de la nappe lorsqu'elle est permanente (Nédélec, 2005). Ces mécanismes sont illustrés par le schéma ci-après :

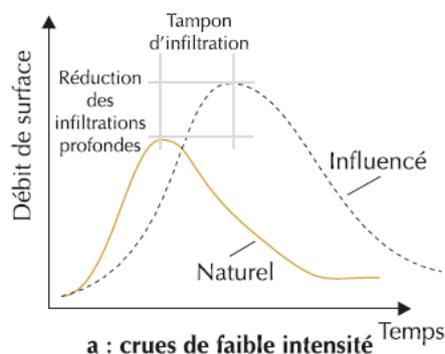


Figure 77 Influence du drainage sur le pic de crue en sortie de parcelles pour une faible intensité de pluie, pour des sols engorgés d'eau temporairement (hiver) (Nédélec et al., 2004)

Pour des intensités de pluies moyennes :

La quantité d'eau ruisselée sur les parcelles augmente avec l'intensité de la pluie du fait de la saturation progressive du sol en eau. **Celle-ci est plus importante dans la situation naturelle**, car il y a moins de possibilité d'infiltration par rapport à la situation drainée. Les drains favorisent en effet l'infiltration et retarde l'arrivée du ruissellement. Ceci explique un pic de crue plus important et plus précoce dans la situation naturelle. Ces éléments sont illustrés par la figure à gauche ci-après. En revanche, si le sol est naturellement très infiltrant ou si le ruissellement est ralenti par des obstacles (haies...), **le pic de crue pourra être plus précoce dans le cas d'une parcelle drainée** (Nédélec et al., 2004). Ceci est illustré par la figure ci-après à droite.

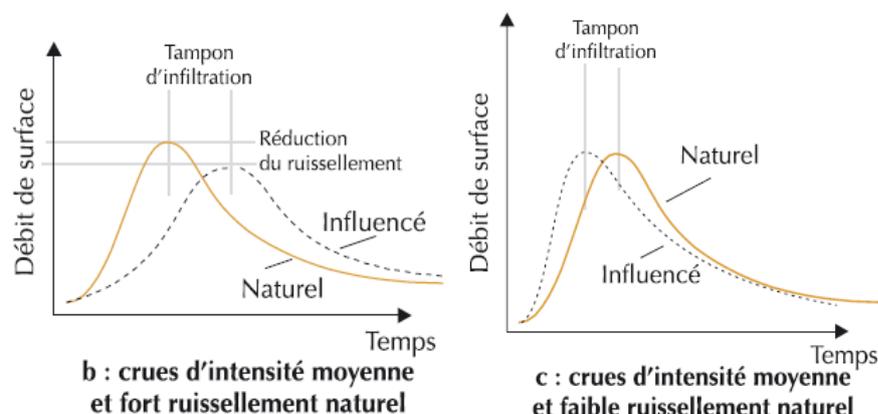


Figure 78 Influence du drainage sur le pic de crue en sortie de parcelles pour une intensité de pluie moyenne, pour des sols engorgés d'eau temporairement (hiver) (Nédélec et al., 2004)

Pour des évènements de forte intensité où le ruissellement domine dans les deux cas (parcelle drainée ou non), l'effet du drainage par drains enterrés sur le pic de crue n'est plus significatif.

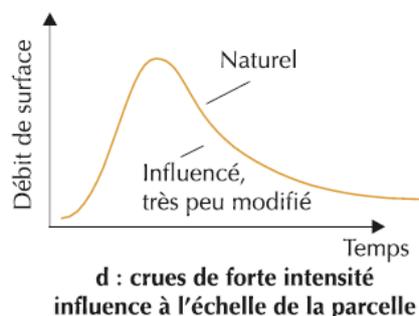


Figure 79 Influence du drainage sur le pic de crue en sortie de parcelles pour une forte intensité de pluie, pour des sols engorgés d'eau temporairement (hiver) (Nédélec et al., 2004)

Un autre phénomène intervient dans la réduction du pic de crue pour des intensités de pluies moyennes. La capacité d'évacuation des drains **se sature**, ce qui aboutit à une **mise en charge**. Ainsi, la restitution de l'eau est plus progressive et reste plafonnée. Les drains jouent alors un rôle de **stockage qui reste temporaire** (Hénine et al., 2012). Ceci a été clairement observé sur le bassin versant de recherche et d'expérimentation de l'Orgeval en Seine-et-Marne. A partir de chroniques d'observations sur 20 ans à l'exutoire de la petite tête de bassin versant de Mélarchez sur le bassin de l'Orgeval, les courbes fréquentielles des pluies et des débits de pointe ont été constituées (cf schéma ci-après). Il ressort clairement **3 comportements** : 1/ une phase d'accélération du débit de pointe pour une période de retour inférieure à 2 ans ; 2/ une phase d'autolimitation du réseau de drainage pour une période comprise entre 2 et 10 ans due à la mise en charge des drains ; 3/ une augmentation nette des débits de pointe pour une période de retour supérieure à 10 ans due à la contribution majoritaire du ruissellement liée à ce type d'évènement (Hénine et al., 2012).

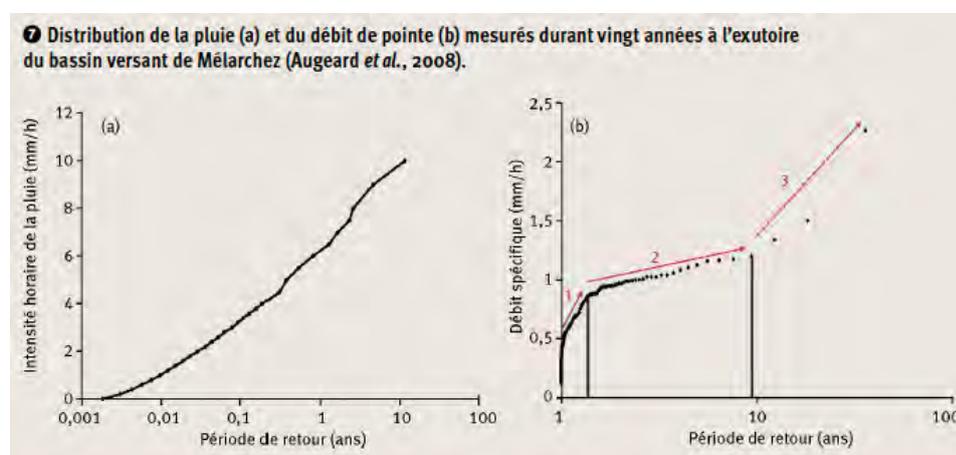


Figure 80 Courbes fréquentielles a/ des pluies, b/ des débits de pointe mesurés sur 20 ans à l'exutoire du bassin versant drainé de Mélarchez, sur le bassin versant de l'Orgeval d'après les travaux d'Augeard et al., 2008 (figure extraite d'Hénine et al., 2012)

Les effets des drains à **l'échelle de la parcelle** sont nettement **différents** des effets des **réseaux de fossés d'assainissement** qui ont pour rôle de transférer sans débordement les eaux collectées vers le réseau hydrographique (Nédélec et al., 2004). Ces fossés reçoivent les eaux des parcelles drainées mais aussi les eaux de ruissellement des parcelles non drainées et sont, à ce titre, généralement surdimensionnés. **Ceci peut réduire, voire masquer l'effet d'atténuation du débit** dû au ressuyage³³ des sols drainés (Nédélec et al., 2004).

La nature du sol intervient aussi sur la formation du débit de crue. Sur des sols à l'origine peu drainants, qui ont tendance à provoquer naturellement du ruissellement, le drainage améliore l'infiltration lors des pluies et diminue les pics de crues. En revanche, le drainage de parcelles de sols déjà drainant augmente le débit d'évacuation des eaux (King et al., 2014).

³³ Le ressuyage correspond à l'assèchement du sol par évacuation de l'eau libre contenue dans les pores.

En ce qui concerne le débit de base³⁴, le drainage a tendance à **augmenter la restitution de l'eau du sol vers les eaux de surface** au détriment d'une recharge des nappes souterraines ou d'un stockage temporaire dans le sol et contribue à augmenter les volumes écoulés vers le réseau hydrographique en dehors des périodes de pluie. Cette alimentation du débit de base par les eaux drainées est toutefois saisonnière, et elle est plus significative l'hiver que l'été (King et al., 2014).



A RETENIR

Ci-après sont présentées quelques tendances à retenir, mais qui sont toutefois discutables selon le contexte :

Lors des pluies :

Les drains enterrés utilisés pour dégorger les sols en période hivernale améliorent l'infiltration et retardent donc le ruissellement de surface, pour des pluies faibles à moyennes. On parle **d'effet tampon d'infiltration**. Cet effet tampon d'infiltration est surtout visible sur des sols qui sont soumis à la base à un fort ruissellement naturel. Par ailleurs, l'engorgement des drains pour des pluies moyennes limite le pic de débit en sortie des drains (phénomène d'auto-limitation du débit par les drains). L'effet tampon d'infiltration et d'autolimitation du débit au niveau des drains n'est plus valable lors de fortes pluies en raison de la contribution majoritaire du ruissellement aux écoulements de surface.

Les réseaux de fossés collecteurs sont dimensionnés pour évacuer rapidement et sans débordement les eaux de drainage et de ruissellement lors de fortes pluies. La configuration des fossés d'assainissement agricole peuvent ainsi réduire, voire masquer l'effet d'atténuation dû aux drains enterrés.

A l'étiage :

Le drainage augmente la restitution de l'eau du sol vers les eaux de surface au détriment d'une recharge des nappes souterraines ou d'un stockage temporaire dans le sol, occasionnant ainsi une augmentation du débit de base des cours d'eau. Cette augmentation est saisonnière et plus significative en hiver.

2.4.2.2.2 Effets sur la fourniture sédimentaire

Comme illustré dans le sous-chapitre 2.4.2.1.2, **les zones agricoles produisent davantage de sédiments que les zones forestières**. Dans la région médiane de la côte est des Etats-Unis, la mise en culture de l'intégralité d'un petit bassin versant peut produire jusqu'à 80 fois plus de sédiment que des surfaces en forêt. Cette production sédimentaire est liée à **l'augmentation du ruissellement et l'érosion des sols**. L'érosion provoque des dégâts aux terres agricoles, entraîne une dégradation de la qualité des eaux, peut former des coulées boueuses lors des crues, et colmater les habitats aquatiques des cours d'eau (Auzet et al., 1992).

La sensibilité à l'érosion des sols est toutefois inégale selon les régions, car elle dépend des caractéristiques du sol, du climat qui conditionne l'intensité des pluies, de la topographie (pente), de l'occupation du sol (dont type de culture) (Le Bissonnais et al., 2002). Une carte de l'aléa érosion en France a été réalisée à partir du croisement entre plusieurs indicateurs comme la sensibilité à la formation d'une croûte de battance (croûte imperméable), l'érodabilité des sols, l'occupation du sol, le type de culture, le relief et le climat (Le Bissonnais et al., 2002) (voir la figure ci-après).

³⁴ Composante de l'écoulement provenant de la vidange des réserves du bassin, souterraines ou superficielles (Cosandey, 2000)

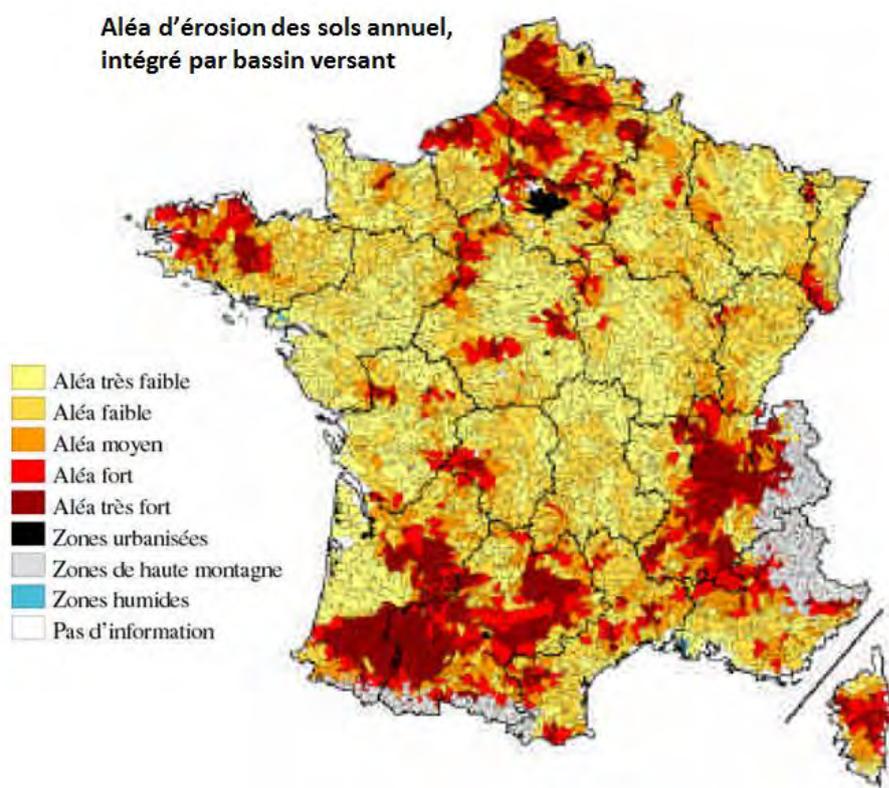


Figure 81 Aléa d'érosion des sols annuel calculé par bassin versant (carte réalisée par Joël Daroussin, INRA d'Orléans, figure extraite de Le Bissonnais et al., 2002)

Les sols limoneux, les plus pauvres en matières organiques et en argiles sont les plus sensibles à la formation d'une **croûte de battance** (croûte imperméable) liée à l'effet des gouttes de pluie sur les particules de sol favorisant la formation rapide de ruissellement même sur des petites pluies. **L'absence de couvert végétal** en automne et en hiver, le **tassement** des sols par les engins sont des facteurs augmentant le ruissellement. Les terrains fortement ameublés sont également sensibles à l'entraînement des particules surtout s'ils sont en pente. La répartition de différents types de travail du sol est un facteur aggravant ou non de l'érosion. Par exemple, si les parcelles amont émettrices de ruissellement sont fortement tassées et les parcelles aval réceptrices sont ameublées par un travail du sol, le risque d'érosion est augmenté. A l'opposé, si le sol est ameubli à l'amont et tassé à l'aval, le risque d'érosion est plus faible. En effet, le ruissellement tout d'abord diffus (érosion en nappe, surtout pour les sols limoneux) peut se concentrer et **former des ravines en bordure ou au sein des parcelles cultivées** (Le Bissonnais et al., 2002).



Figure 82 Exemple de ravine au sein d'une parcelle (Le Bissonnais et al., 2002) © Y. Le Bissonnais

Dans les **zones méditerranéennes**, outre les différents facteurs d'érosion cités plus haut, il est possible de rencontrer des formes d'érosion typiques comme l'érosion d'anciennes terrasses abandonnées, l'érosion des zones incendiées, l'érosion dans des vignobles fortement pierreux, les badlands dans les secteurs à très fortes pentes. Les fortes précipitations localisées aggravent également l'érosion dans les régions méditerranéennes. En montagne, l'érosion est surtout liée aux fortes pentes (supérieures à 20%), aux fortes précipitations, à l'érodabilité des terrains et à l'absence de couverture végétale (Le Bissonnais et al., 2002).

Il existe de nombreux facteurs aggravants en lien avec l'évolution de l'agriculture intensive, comme par exemple la **suppression des éléments structurants** le paysage comme les haies et les talus qui pouvaient favoriser la dispersion et l'infiltration et donc la rétention des sédiments, **la diminution des surfaces en prairie** surtout si elles sont localisées en fond de talweg ou sur les pentes, la **disparition de mares** qui pouvaient contenir le ruissellement de petites pluies. La **disparition de fossés liée à l'agrandissement de parcelles** peut aussi favoriser l'érosion par ravinement. **L'agrandissement des parcelles** favorise la création de volumes ruisselés plus importants ne pouvant plus être stockés ou infiltrés en bout de champ. Le développement de **cultures de printemps** a favorisé l'augmentation de surfaces labourées qui accroissent le risque érosif lorsqu'elle se fait au détriment des prairies permanentes (Le Bissonnais et al., 2002).

Dans le vallon de Royeau dans le bassin de l'Huisne dans la Sarthe, la rapide restructuration du parcellaire dans les années 1970 (suppression des haies et talus, agrandissement des parcelles, installation de cultures de printemps) a entraîné des **ravinements et des inondations boueuses** importantes lors d'un épisode pluvieux exceptionnel le 8 mai 1988. Suite au premier orage, il a été dénombré 80 ravines de plus de 60 cm de profondeur, totalisant 4 800 mètres de longueur et 4 063m³ de matériaux emportés (Larue, 2004).

Par ailleurs, **l'élevage** a aussi des incidences sur les apports de sédiments dans les cours d'eau. La présence de troupeaux en bordure des ruisseaux pour s'abreuver a des conséquences néfastes sur la **stabilité des berges en favorisant leur érosion**. Le piétinement est une source non négligeable d'apports de sédiments, particulièrement de sédiments fins, qui provoquent une turbidité anormale de l'eau et le colmatage des fonds. Plusieurs auteurs ont montré l'effet du piétinement du bétail sur l'érosion des berges aux États-Unis. La stabilité des berges est réduite de 59 % sur des cours d'eau sur lesquels le bétail est présent, dans l'Utah (Platts, 1979). **L'érosion des berges est 2,5 fois moins importante sur des cours d'eau sans bétail comparé à des cours d'eau où le bétail est présent**, dans le Montana ; il a aussi été montré que la largeur des cours d'eau où se trouve du bétail est **environ 2,7 fois plus importante que la largeur** des cours d'eau dont les berges ne sont pas pâturées (Platts, 1979).



A RETENIR

Les secteurs agricoles produisent davantage de sédiments que les secteurs occupés par la forêt. Les facteurs d'érosion dépendent du type de sol (les sols limoneux pauvres en matières organiques sont les plus sensibles), de la topographie (pente), de l'hydrologie (type de pluie, climat). Les pratiques agricoles peuvent aussi avoir des répercussions sur le risque d'érosion. La restructuration du parcellaire (suppression de haies, agrandissement des parcelles, disparition de mares), le labour et la présence de sols nus en hiver augmentent significativement le risque d'érosion.

2.4.2.3 Exploitation forestière

2.4.2.3.1 Effets sur l'hydrologie

A l'échelle des petits bassins versants, l'exploitation forestière contribue à modifier à la fois les caractéristiques du sol (compactage des sols et zones humides par le passage d'engins), l'occupation du sol forestier (coupes forestières), et les bilans hydrologiques en cas de drainage des sols forestiers. Ces modifications ont des répercussions sur l'hydrologie des ruisseaux présents sur ces secteurs.

- **Hydrologie, en crue :**

Les consensus qui émergent de la littérature scientifique sur le sujet, valables en milieux tempérés et méditerranéen, sont que d'une part, la déforestation d'un bassin versant entraîne une **augmentation du**

ruissellement ; et à l'inverse, la reforestation s'accompagne d'une **réduction du ruissellement** (Lavabre et Martin, 1999). Les ordres de grandeurs de ces altérations hydrologiques sont toutefois **très variables**.

Le déboisement de parcelles a pour incidence l'augmentation du coefficient de ruissellement, et donc une **augmentation des débits de crues**. Toutefois, ceci est valable pour des événements pluvieux **modestes**. En cas d'évènement exceptionnel, le seuil de déclenchement du ruissellement n'est plus fonction de la couverture végétale. A titre d'exemple, la déforestation d'un petit bassin versant des Cévennes a montré une augmentation du coefficient d'écoulement rapide pour des événements modestes et une augmentation du nombre de petites crues. Les conséquences ont été la création de ravines qui ont drainé les écoulements hypodermiques³⁵, entraînant une augmentation des écoulements vers l'aval. Pour des pluies extrêmes (200 à 300 mm en un ou deux jours), aucune modification du seuil de déclenchement de la crue n'a été observée (Andréassian, 1996).

La comparaison entre deux bassins versants de marnes noires imperméables, l'un reboisé par des pins noirs depuis la fin du XIXe siècle (travaux du RTM) et l'autre avec un faible taux de couverture végétale, montre des réponses en crues très différentes. La capacité de rétention du bassin reboisé est de 375 mm contre 76 mm pour l'autre. Les volumes d'écoulement en crue sont ainsi réduits. Il a été observé des volumes d'écoulement en crue **2,5 fois plus faibles sur le bassin boisé**. Les **débits de pointe sont également réduits** dans un rapport de 1 à 5 sur le bassin reboisé (Lavabre et Martin, 1999).

▪ **Hydrologie, en basses eaux :**

Lorsque l'exploitation forestière s'accompagne d'un drainage des sols par le recalibrage des ruisseaux et la présence de drains, cela occasionne une **baisse du niveau de la nappe du sol** et donc une intermittance accentuée des écoulements sur les ruisseaux de têtes de bassin versant. C'est ce qui a été observé dans la forêt de Chaux (Lucot Degiorgi Augé et al., 2008).

Le débit des cours d'eau **peut être augmenté** si le réseau de drainage est profond et permet le déstockage des réserves en eau plus profondes. C'est ce qui a été observé sur le bassin versant de Coalburn dans la forêt de Kielder au nord de l'Angleterre, une des plus grandes forêts plantées du nord de l'Europe. Ce bassin a été étudié sur le long terme, pendant 5 ans avant la plantation et plus de 20 ans après. Ce secteur, initialement recouvert de landes a été drainé en 1972, et planté de conifères en 1973. Les débits de bases³⁶ ont doublé suite au drainage des sols et à la plantation de la forêt sur la période d'observation. Sur le long terme cette augmentation a eu tendance à baisser légèrement, en raison de la pousse de la forêt, et le comblement des drains (Robinson, 1998).



A RETENIR

Effets en période de pluie:

L'effet du déboisement de parcelles est bien documenté et admis. Il génère plus de volume de ruissellement et donc des débits de crues plus forts.

Effets sur le débit de base (hors période de pluie) :

L'effet du drainage des sols forestiers sur le débit de base est contrasté. Celui-ci peut abaisser le niveau des nappes d'eau présentes dans le sol et ainsi assécher les ruisseaux. Si le drainage est plus profond et qu'il touche les réserves en eau souterraines plus abondantes, il peut au contraire générer des débits plus importants.

³⁵ Les écoulements hypodermiques sont situés sous la surface du sol mais au-dessus des nappes phréatiques permanentes. Ces écoulements s'évacuent plus lentement que les écoulements superficiels mais plus vite que ceux des nappes plus profondes.

³⁶ Composante de l'écoulement provenant de la vidange des réserves du bassin, souterraines (aquifère) ou superficielles (neige, lacs)(Cosandey, 2000)

2.4.2.3.2 Effets sur l'érosion des sols

Les coupes forestières **favorisent l'érosion** du sol. Toutefois, les **risques varient** en fonction des conditions locales de sol et de pente, mais aussi de type de pluie.

Les sols **granitiques** (sableux) naturellement plus filtrants et plus profonds sont par exemple **peu sujets aux phénomènes d'érosions**, sauf lorsque les chemins de débardage ou les pistes forestières favorisent la génération d'un ruissellement concentré par recoupement de petites nappes d'eau perchées, et particulièrement dans les zones pentues (>25%). Dans ces contextes, l'érosion est aussi occasionnée à la faveur **d'épisodes de pluies très fortes** (Lavabre et Martin, 1999). Par exemple, sur le bassin versant de la Latte (19,5 ha), sur le Mont-Lozère, suite à une coupe à blanc d'une parcelle d'épicéas, le suivi réalisé en 1989-90 a montré que 95% de l'érosion s'était faite lors du seul épisode de pluie cévenole du 20 novembre (107 mm en 24 h).

Les sols sur terrains **schisteux ou métamorphiques** sont en revanche **plus propices à l'érosion**, car ils sont plus riches en limons et donc favorables à la formation d'une croûte de battance, moins perméables, moins épais, ce qui favorise la génération du ruissellement. De plus, ces sols sont plus sensibles au **phénomène de compactage** dans les passages des roues par les engins de chantier, qui aggrave les possibilités de génération de ruissellement concentré. Ainsi, dans ce contexte, les chemins de débardages et pistes sont donc plus sensibles à l'érosion, et ceci d'autant plus que la **pente est forte**. L'érosion peut aussi se faire plus régulièrement, à la faveur de nombreuses petites pluies successives qui saturent le sol (Lavabre et Martin, 1999).

Dans les deux cas, la **reprise de la végétation** sur les parcelles déboisées est un facteur important de **diminution du risque d'érosion**. Par exemple, dans le massif des Maures (Var), après reprise de la végétation suite à un incendie, les taux d'érosion sont passés d'environ 8,4 t/ha en 1992-93 (précipitation de 766 mm) à 0,3 t/ha en 1993-94 (précipitations de 1011 mm) (Lavabre et Martin, 1999).

L'impact sur les ruisseaux dépend de la **présence d'exutoires des sédiments**. Si la topographie permet le stockage des sédiments, l'impact est donc réduit. Par exemple, sur le bassin versant de la Latte (19,5 ha), sur le Mont-Lozère, suite à une coupe à blanc d'une parcelle d'épicéas, le suivi de l'érosion a montré que pour chacune des trois années de suivi, environ 85% des matériaux mobilisés sont restés piégés sur les versants sous la forme d'accumulations liées à une diminution brutale de la pente, au niveau des **replats** ou en **bas de versant** (Lavabre et Martin, 1999).

La présence de **zones humides tampons** est favorable pour retenir les matières en suspension. Ainsi par exemple, au cours d'une crue échantillonnée sur la Latte, la concentration des matières en suspension est passée de 20 mg/l en amont de pseudo-tourbières, à 3,5 mg/l en aval (Lavabre et Martin, 1999).

Le **type d'essence** à proximité des cours d'eau est un facteur de risque d'érosion supplémentaire. Par exemple, les **résineux** s'enracinent moins profondément et n'assurent pas un bon maintien des berges et du fond du lit, ce qui peut générer des incisions (voir la photo ci-après). Ils favorisent par ailleurs **l'acidification des eaux**. L'ombrage excessif qu'ils génèrent n'est pas favorable aux populations piscicoles en place. Il est préconisé la plantation d'essences adaptées aux abords des ruisseaux, de type frênes, aulnes... (Lavabre et Martin, 1999 ; Schneider, 2007).



Figure 83 Effet des plantations d'épicéas sur la structure des berges (Schneider, 2007)



A RETENIR

Les coupes forestières, les chemins de débardage, le tassement du sol par les engins favorisent les érosions. Le type de sol (les sols sur terrains schisteux ou métamorphiques sont plus sensibles à l'érosion), l'intensité des pluies (fortes pluies) ou le type d'essence au bord des cours d'eau (les résineux assurent un moins bon maintien des berges) peuvent atténuer ou exacerber l'érosion.

2.4.2.3.3 Effets sur la qualité de l'eau

Les bois plantés d'épicéas ont des répercussions sur l'acidité des eaux des ruisseaux. L'effet combiné du manque de lumière, de la forte densité des peuplements et de l'épaisseur de la cuticule des aiguilles d'épicéas ralentit fortement la dégradation de la litière. En outre, l'activité racinaire des épicéas est source d'ions acides (plus que les autres essences), ce qui provoque une acidification des petits ruisseaux (Schneider, 2007).

2.4.2.4 Restauration des Terrains de Montagne (RTM)

Au 18^e et 19^e siècle, les torrents alpins transportaient des quantités importantes de sédiments et participaient alors grandement à l'alimentation en sédiments des rivières. Toutefois, ces importants apports généraient aussi des risques pour les populations dans les vallées. C'est à partir de la deuxième moitié du 19^e siècle qu'ont été mis en place les premiers programmes de corrections torrentielles au niveau des zones de production sédimentaire de tête de bassin versant. Ces programmes visaient d'une part, la protection des **versants par du reboisement** ; la limitation de la propagation des sédiments dans les **chenaux torrentiels** par des **ouvrages transversaux** ; la construction de **digues au niveau des cônes de déjection** pour empêcher la propagation des sédiments vers l'aval. A partir des années 1980, un nouveau mode de gestion consiste à **curer** les torrents. Les volumes extraits peuvent aller de 10 000 à 100 000 m³, à une fréquence de quelques mois à 5 ans environ, en fonction de la fréquence des crues.

L'ensemble de ces aménagements s'est révélé très efficace localement, et même si aucun chiffre n'a pu être avancé, il contribue à la **baisse des apports sédimentaires au cours d'eau**, comme en atteste l'extinction des torrents les plus actifs. Ces baisses des apports solides participent, dans les bassins versants concernés par des aménagements RTM et avec **d'autres facteurs dont l'influence est plus systématique** (déprise agropastorale, changement climatique post petit-âge glaciaire), à l'incision des lits fluviaux observée dans les Alpes françaises. Toutefois, il est important de noter que ce sont les extractions de granulats en lit mineur effectuées jusque dans les années 1980 qui ont une responsabilité majeure dans les incisions actuelles (Landon, 1999 ; Liébault,

2003 ; Piégay, 1995). L'ampleur de leur impact peut être équivalente à des incisions observées à l'échelle des temps géologiques (Landon, 2007).



A RETENIR

Les aménagements RTM sont un des facteurs de tarissement des apports sédimentaires. Leur effet se conjugue avec d'autres facteurs dont l'influence est plus systématique, comme la déprise agropastorale, le changement climatique post petit-âge glaciaire. Cette tendance au tarissement des sources primaires de sédiments ne permet pas de compenser les phénomènes d'incision principalement dus aux activités extractives effectuées en lit mineur jusque dans les années 1980.

2.4.3 Effets des aménagements de cours d'eau

2.4.3.1 Effets de la chenalisation

2.4.3.1.1 Définitions

On entend par **chenalisation** le fait de canaliser les rivières, les **rendre plus droites, plus pentues et plus profondes**. Cela peut se faire de **manière directe** par le biais de travaux qui ont pour but de canaliser les rivières, ou **indirecte** par l'action de phénomènes d'incision provoqués par d'autres types d'aménagements.

On entend par **incision** l'abaissement généralisé du fond du lit par érosion des sédiments.

Ce chapitre décrit les **effets de la chenalisation**, en tant que résultat direct des aménagements de type recalibrage, rectification, endiguement, ainsi qu'en tant qu'effet indirect provoqué par les processus d'incision.

-> Types de travaux concourant à une chenalisation des rivières de manière directe : recalibrage, rectification

On entend par **recalibrage** la modification de la section d'écoulement d'une rivière pour augmenter sa débitance et permettre d'évacuer un plus gros volume lors des crues. Cela se traduit par un élargissement et/ou un approfondissement du lit (par curage par exemple).

On entend par **rectification** le fait de supprimer la sinuosité des rivières. Cela a été fait généralement pour gagner des terres autour des rivières (urbanisation et agriculture). Ces opérations ont souvent été combinées avec du recalibrage, pour évacuer les volumes de crues vers l'aval.

-> Types de travaux concourant à une chenalisation des rivières de manière indirecte, via des phénomènes d'incision : endiguement, protection de berges, extractions en lit mineur et majeur, ouvrages transversaux

On entend par **endiguement**, le fait de rehausser le niveau du haut des berges pour éviter les débordements.

Tous ces aménagements sont souvent accompagnés de **protections de berges**, qui tentent de maîtriser les processus d'érosions et ainsi préserver la géométrie du lit souhaitée.

On entend par **extraction** le fait d'extraire les alluvions dans le lit mineur ou majeur dans un but d'exploitation de matière première à vocation industrielle et commerciale. Les extractions en lit mineur sont interdites depuis le milieu des années 1990, mais leurs conséquences continuent de se propager sur de nombreux cours d'eau.

On entend par **curage** le fait curer le fond du lit mineur afin de maintenir un gabarit permettant l'évacuation de certaines crues. Ces opérations sont faites dans le cadre de la gestion du risque inondation.

On entend par **ouvrage transversal** tout obstacle construit en travers du lit de la rivière.

A noter que les effets plus spécifiques des ouvrages transversaux et des extractions sont décrits respectivement aux sous-chapitres 2.4.3.2 , 2.4.3.4 et 2.4.3.5.

2.4.3.1.2 Effets sur l'hydrologie

- Sur l'hydrologie, en crue:

Les effets de la chenalisation (cours d'eau plus large, profond, droit et pentu) sur les débits de crues sont bien documentés et admis. Le gabarit des lits chenalisés a une plus grande débitance que le même lit à l'état naturel, ce qui permet une **évacuation de plus grands volumes de crues et ceci de manière plus rapide**. Ainsi le pic de crue est généralement plus fort (Moussa et al., 2002 ; Poff et al., 1997 ; Simpson et al., 1982). Magner et al. (2004) ont montré une augmentation du pic de crue compris entre 17 et plus de 300% sur des petits cours d'eau de tête de bassins versants dans le Minnesota aux Etats-Unis. (Brookes, 1988) indique une augmentation comprise entre 90 et 190% suite à la rectification de la rivière Boyd dans Iowa. Ces observations sont aussi confirmées par des observations de rivières chenalisées et de rivières naturelles en têtes de bassins versants dans l'Ohio aux Etats-Unis (King et al., 2009). Les auteurs ont montré une augmentation significative des pics de crues et du temps de montée de la crue sur les cours d'eau chenalisés. Ces observations sont illustrées par un des évènements pluvieux observés pendant l'étude. Le pic de crue est 50% plus fort dans le cours d'eau chenalisé comparé au cours d'eau naturel, et le temps de montée du débit est également plus rapide.

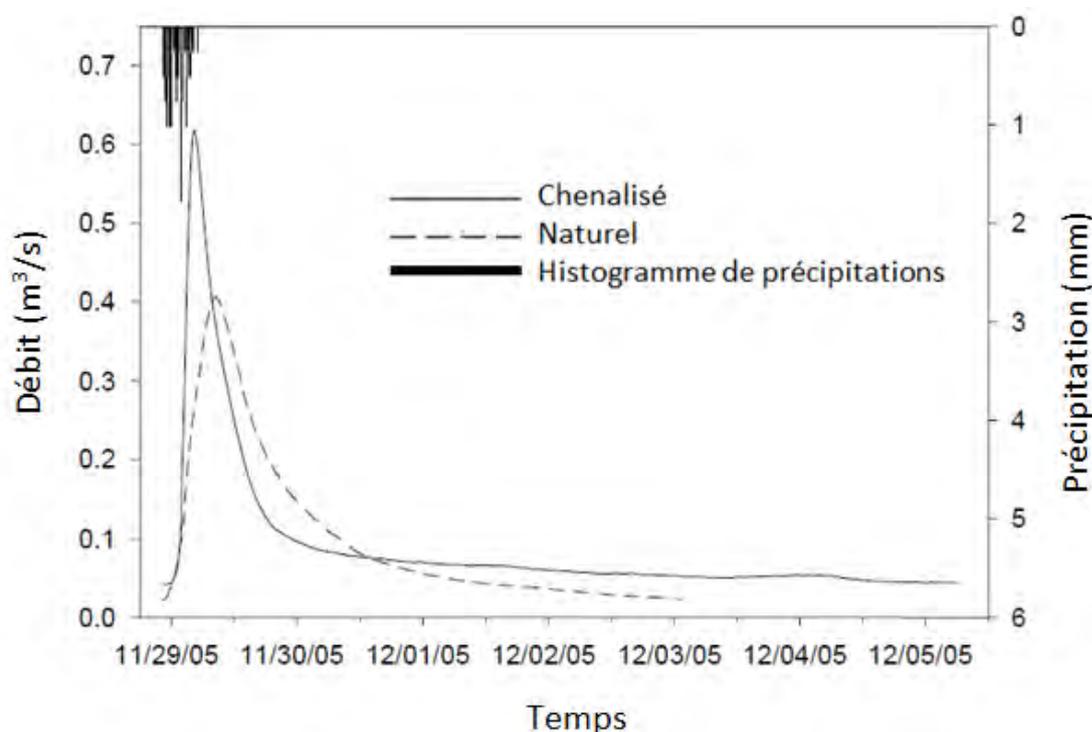


Figure 84 Exemple d'hydrogrammes de crues observés suite à une pluie de 18mm le 28 novembre 2005 sur une rivière chenalisée et une rivière naturelle (bassin du Big Walnut Creek, Ohio, Etats-Unis) (d'après King et al., 2009)

- Sur l'hydrologie en basses eaux:

L'effet de la chenalisation sur les faibles débits est beaucoup plus contrasté. Les résultats de recherches montrent des **effets contraires selon les cas**. Certains auteurs suggèrent que la chenalisation baisse les débits d'étiage (Allan et Flecker, 1993 ; Swales, 1982 dans King et al., 2009), alors que d'autres auteurs indiquent au contraire une augmentation des débits d'étiage (Åström et al., 2001 ; Essery et Wilcock, 1990 ; Williams et Hynes, 1977 dans King et al., 2009). Ceci s'explique par les **modifications des relations des rivières avec les réserves en eau du sol et du sous-sol**. Par exemple, si la rivière recalibrée intersecte après travaux une nappe souterraine de taille conséquente, cela peut en effet **augmenter le débit d'étiage** (Williams et Hynes, 1977). Au contraire, le recalibrage peut aussi drainer des réserves du sol ou du sous-sol et **accélérer l'assèchement** par abaissement du niveau de la nappe. C'est ce principe qui est utilisé pour assécher les zones humides. Des travaux de reméandrage de petits ruisseaux dans la forêt de Chauv, auparavant recalibrés, ont par exemple bien mis en évidence une augmentation de la recharge en eau du sol et donc un rallongement de la période en eau (voir l'exemple cité au sous-chapitre 3.5.2.4).

La **baisse du niveau des nappes souterraines** due au phénomène d'incision des lits fluviaux est problématique pour la ressource en eau à l'étiage, et peut poser des **problèmes d'alimentation en eau** pour les usages qui en dépendent (eau potable, irrigation). Un abaissement du niveau de la nappe d'1 m peut entraîner une perte de productivité des puits de 15 à 50% et une diminution des réserves mobilisables à l'étiage (Chambaud et Bonnaud, 2008). Par exemple, **l'incision de la Loire** est à l'origine de la baisse de productivité de plusieurs captages d'eau potable entre Iguerande (71) et Decize (58), obligeant la mise en place de mesures de réalimentation artificielle des captages (Chambaud et Bonnaud, 2008).



A RETENIR

Effets en période de pluie:

L'effet de la chenalisation sur les crues est bien documenté et admis. Celle-ci génère des pics de crues plus forts et des temps de montée plus rapides.

Effets sur le débit de base (hors période de pluie) :

La chenalisation des rivières abaisse le niveau des nappes souterraines d'accompagnement du fait de la moindre recharge lors des crues. Dans certains cas, si les réserves en eaux souterraines ne sont pas suffisantes, on peut assister à un assèchement plus rapide du débit que dans un cours d'eau méandriforme. C'est souvent le cas en tête de bassin versant. Au contraire, si le tracé du cours d'eau chenalisé intersecte des nappes souterraines aux réserves abondantes, on assiste plutôt à une augmentation du débit de base. Il n'y a donc pas d'effet univoque, car il dépend du contexte hydrogéologique.

2.4.3.1.3 Effets sur la dynamique fluviale

Les effets décrits ci-après résultent des principes illustrés par la balance de Lane au sous-chapitre 2.2.3.1.

Les travaux de **recalibrage et rectification** visent en général à augmenter la débitance des cours d'eau pour évacuer les crues vers l'aval. Les tronçons recalibrés et rectifiés ont normalement une **plus forte pente**, qui a pour conséquence d'augmenter leur capacité érosive et provoquer des **érosions régressives** (incision du fond du lit se propageant vers l'amont) (Wasson et al., 1998). Toutefois, selon le type de cours d'eau, Brookes (1988) a observé **plusieurs types d'ajustement** consécutifs à des chenalisations sur des cours d'eau Danois ayant suffisamment d'énergie pour s'ajuster. Certains cours d'eau à très forte énergie se sont ajustés uniquement par **enfouissement**. Certains se sont **pavés** en surface, enrayant ainsi leur dynamique d'enfouissement. D'autres cours d'eau, généralement à forte pente ont développé une **érosion latérale**. Et d'autres cours d'eau se sont au contraire **exhaussés** en raison d'un surcalibrage, d'une faible pente et d'une forte fourniture alluviale venant de l'amont (Wasson et al., 1998).

Les **endiguements** de haut de berge ont un effet similaire, en provoquant des érosions régressives. En effet, ils accroissent la capacité érosive lors des fortes crues, celles dont le débit est supérieur à la capacité de l'ancien lit de plein bord. Les sédiments érodés vont se déposer en aval (Degoutte, 2012).

Les **protections de berges** augmentent aussi la capacité érosive du fait de la diminution de la rugosité des berges et provoquent en retour une érosion régressive. Ils ont aussi un effet indirect : en bloquant la divagation latérale, ils incitent le cours d'eau à prélever la charge de fond.

Les **élargissements** de lit mineur, sans aucune autre modification de la morphologie (cas peu rencontré), provoquent une baisse du tirant d'eau et ainsi une baisse de la force tractrice du courant. Il s'en suit une **accumulation de sédiments** et une **augmentation de la pente** dans la zone élargie. En amont du tronçon élargi se produit une **érosion régressive** du fait de l'augmentation locale de la pente de la ligne d'eau suite à la baisse du tirant d'eau. En aval du tronçon élargi se produit une **érosion progressive** du fait de la baisse des apports solides qui ont sédimenté en amont. Le phénomène d'exhaussement s'arrête dès lors que la capacité de transport s'équilibre avec la charge solide provenant de l'amont (Degoutte, 2012).

L'effet des **extractions** est principalement l'incision par érosion régressive et progressive. Les mécanismes plus précis sont décrits aux sous-chapitres 2.4.3.4.1 et 2.4.3.5.1.



A RETENIR

La chenalisation **accroît la capacité érosive** des cours d'eau par augmentation de la pente et donc de l'énergie. Les conséquences dépendent du contexte du cours d'eau et de la fourniture sédimentaire venant de l'amont. Certains cours d'eau réagissent par **érosion régressive du fond du lit**, d'autres par **pavage**, d'autres par **érosion latérale**, voire même par **exhaussement** dans des cas de faibles pentes avec des forts apports de sédiments venant de l'amont.

Si la chenalisation est accompagnée de protections de berges ou d'endiguement, le cours d'eau va réagir en **s'incisant** du fait du blocage de la divagation latérale.

Les extractions en lit mineur provoquent une **érosion régressive en amont et progressive en aval**. Même si ces pratiques ont été interdites dans les années 1990, leurs effets sont encore visibles sur les cours d'eau autrefois fortement exploités.

2.4.3.1.4 Effets sur les habitats alluviaux

Les aménagements qui concourent à chenaliser les rivières et les éventuelles incisions du fond du lit qui en découlent **altèrent de manière importante la structure des habitats** du fond du lit. Les séquences mouilles-radiers peuvent disparaître ou être fortement altérées. Lund (1976) a constaté par exemple une **baisse de la périodicité des faciès**, passant de 6 largeurs de plein bord sur les secteurs non aménagés à 12 largeurs de plein bord dans les tronçons aménagés (Wasson et al., 1998).

La chenalisation entraîne souvent une **répartition uniforme** de la granulométrie du fait de l'homogénéité des vitesses et des profondeurs. Lorsque des phénomènes d'érosion se mettent en place, cela peut générer des forts dépôts de fines dans les zones lentiques à l'aval en période d'étiage (Wasson et al., 1998).

Cela se traduit par la **perte de toute forme d'abris** (blocs, faciès, mouilles). La chenalisation s'accompagne aussi souvent de coupes drastiques de la végétation, qui occasionne une perte supplémentaire d'abris (racines) (Wasson et al., 1998).

L'effet global est la mise en place d'une **morphologie homogène** et une homogénéisation des conditions d'écoulement (Wasson et al., 1998).

L'effet de l'incision induite par la stabilisation des berges et la chenalisation est une **perte du substrat** pouvant aller jusqu'au substratum. Si celui-ci est tendre, cela provoque une turbidité permanente de l'eau. La perte totale de substrat est un facteur de perte généralisée des habitats pour les invertébrés et les poissons.

La **perte de connectivité latérale** liée à la baisse de la fréquence des débordements et l'abaissement de la nappe d'eau souterraine d'accompagnement du cours d'eau, et qui peut être aggravée par l'incision, est un facteur de dégradation des zones humides alluviales (assèchement, ripisylves perchées, disparition des zones humides...).



A RETENIR

La chenalisation des cours d'eau concourt à **homogénéiser les méso-habitats du lit mineur** (baisse du nombre de radiers-mouilles, homogénéisation des vitesses de l'eau et de la granulométrie du substrat, homogénéisation des habitats de berge, affleurement du substratum rocheux, colmatage dans les zones lentiques). Le cours d'eau présente alors moins d'habitats (moins de blocs, de caches, de mouilles, de sous-berges, de racines de végétation). La chenalisation entraîne aussi une **baisse de la connectivité latérale** avec les zones humides, et réduit donc l'accès à ces habitats.

2.4.3.1.5 Effets sur la vie aquatique

Les conditions d'habitat créées par la chenalisation sont propices au **développement de végétaux**, comme les algues et les macrophytes. Ce développement est encouragé par l'ensoleillement en cas de suppression de la ripisylve, par les faibles profondeurs, par les températures plus élevées, particulièrement à l'étiage. Il s'ensuit un **risque d'eutrophisation plus élevé dans les cours d'eau chenalisés en cas d'apports nutritifs** (Wasson et al., 1998).

La baisse des refuges ou d'abris est un facteur **accentuant la compétition** entre les espèces, dont certaines arrivent mieux à en tirer profit que d'autres. Ceci est donc un facteur de **perte de biodiversité** (Townsend, 1989 dans Wasson et al., 1998).

La **baisse de la connectivité latérale** est préjudiciable pour les espèces ayant besoin de se reproduire dans la plaine d'inondation (Wasson et al., 1998).

Le **colmatage** des fonds est préjudiciable pour nombre d'espèces d'invertébrés et de poissons associés.

L'effet de la chenalisation sur les **populations de poissons** est particulièrement important, mais aussi assez variable. Quelques chiffres issus de divers rapports concernant des cours d'eau ayant été chenalisés en Europe sont présentés ci-après (Wasson et al., 1998) :

- Huet et Timmersmans (1976) constate, sur des cours d'eau Belges, à moyenne et forte énergie, et jusqu'à 15 ans après les travaux de chenalisation, **une baisse du nombre d'espèces de 20% à 60%**, de la biomasse totale de 10% à 78%. La biomasse des poissons avec un intérêt halieutique est la plus affectée, avec des baisses de 50 à 99% ;
- sur la rivière Soar en Angleterre, la **densité moyenne des poissons a diminué de 70%** et la biomasse de 76% (Swales, 1980 dans Brookes, 1988) ;
- dans une rivière du Puy-de-Dôme, il est constaté une réduction de 14 à 5 du nombre d'espèces, et de 150kg à 20kg/ha de la biomasse (Cuinat et al., 1982) ;
- sur le Rahin (Vosges) et la Cuisance (Jura), il a été constaté respectivement une baisse de 50% et de 30% de la biomasse piscicole (Da Costa, 1982).

Concernant l'effet sur les **invertébrés**, Smith et al. (1990) constatent sur une rivière anglaise de faible énergie **une diminution** de 50% du nombre de familles et **de 80% de leur biomasse** (Wasson et al., 1998). Sur le Rahin et la Cuisance évoqués plus haut, il est constaté une **réduction de biomasse allant de 65% à 75%** (Wasson et al., 1998).

Une étude menée aux Etats-Unis sur un cours d'eau chenalisé du Sud de l'Oklahoma a montré que **d'autres espèces non aquatiques** des zones humides alluviales sont aussi affectées. Barclay (1980) note une réduction de 43% de la diversité végétale, de 20% pour les amphibiens et les reptiles, 22% pour l'avifaune, et 33% pour les petits mammifères (Wasson et al., 1998).

Ainsi, le bilan global de la chenalisation est sans conteste une **réduction drastique des biomasses d'espèces aquatiques**, et particulièrement les **gros individus** (Wasson et al., 1998).



A RETENIR

La chenalisation des cours d'eau augmente le **risque d'eutrophisation** (conditions favorables pour la prolifération végétale) et fait **chuter la biodiversité** dans le cours d'eau (perte de connectivité latérale, homogénéisation des habitats) mais aussi dans le corridor alluvial.

2.4.3.1.6 Effets sur la qualité de l'eau

La baisse des séquences mouilles-radiers dans le lit mineur ainsi que la baisse du niveau de la nappe au niveau des berges **diminue les capacités de transformation des pollutions** de la rivière. Comme évoqué au chapitre 2.3.4.1, plusieurs études ont montré que les cours d'eau chenalisés ont une moins bonne capacité pour auto-épurer l'azote (Nicolas et al., 2012).

L'accélération du **transfert des matières organiques** vers l'aval dû à la chenalisation provoque un appauvrissement dans les secteurs amont, et donc une baisse de la première source d'énergie des espèces. Cette baisse reste pourtant difficile à chiffrer (Wasson et al., 1998).

La chenalisation accélère le **transfert et l'accumulation des pollutions vers l'aval**, du fait notamment de la baisse du piégeage naturel dans le lit majeur lors des inondations. Par exemple, sur la Marne en amont de Reuil, plus de 50% du phosphore entrant sur un cycle annuel est piégé dans les zones rivulaires. Alors que les flux de phosphore rejetés à l'aval de Paris dans la Seine canalisée se retrouvent en quasi-totalité dans l'estuaire (Wasson et al., 1998).



A RETENIR

La chenalisation **abaisse les capacités d'auto-épuration de certaines pollutions** en raison de la diminution du nombre de séquences radiers-mouilles et de l'abaissement de la nappe alluviale au niveau de la ripisylve. Par ailleurs, la chenalisation accélère le transfert et l'accumulation des pollutions vers l'aval, en raison d'une baisse du piégeage des pollutions, comme par exemple dans le lit majeur.

2.4.3.2 Effets des ouvrages transversaux

2.4.3.2.1 Définitions

Selon le dictionnaire du SANDRE³⁷, il existe deux principales catégories d'ouvrages transversaux (hors écluses, ponts) :

- **Les seuils** : par définition ce sont des ouvrages de faible hauteur, qui barrent tout ou partie du lit mineur. Leur objectif n'est pas de stocker de l'eau, mais de relever la hauteur d'eau pour alimenter un canal de dérivation, exploiter la force motrice de l'eau ou prélever de l'eau dans de meilleures conditions. Dans d'autres cas, les seuils sont construits pour stabiliser le fond du lit lorsqu'il subit une incision et maintenir le niveau de la nappe (Degoutte, 2012) ;
- **Les barrages** : ils barrent une grande partie du fond de vallée, au-delà du lit mineur, pour stocker de grands volumes d'eau à des fins de production hydroélectrique, d'alimentation de canaux, d'écêtement des crues, de soutien d'un plan d'eau en amont.... Ils sont donc généralement de hauteur plus importante que les seuils.

A noter que certains ouvrages comme les barrages au fil de l'eau, barrages à clapets, barrages à aiguilles sont plutôt assimilables à des seuils, car ils ne barrent généralement que le lit mineur. Par ailleurs, les seuils sont constitués généralement d'une partie fixe sur laquelle l'eau s'écoule par surverse, et d'une partie mobile manœuvrable (vannes, clapet, aiguilles).

Même si les impacts des seuils et des barrages présentent des similitudes, ils ne peuvent pas tout à fait être confondus, du fait de l'emprise différente de chaque type d'ouvrage. Ainsi, les différences d'impacts sont distinguées par la suite lorsque cela est pertinent.

³⁷ Service d'Administration Nationale des Données et Référentiels sur l'Eau

2.4.3.2.2 Effets sur l'hydrologie

▪ Sur l'hydrologie, en crue

Cas des seuils

Les seuils fixes et les parties mobiles (si elles sont fermées) peuvent entraîner des **débordements à l'amont** de l'ouvrage. L'ampleur de ces débordements dépend de la crue, de la hauteur de l'ouvrage, de la pente du cours d'eau et de l'emprise du lit majeur (Malavoi et Paris, 2003).

Il est parfois mis en avant l'effet écrêteur lié aux débordements potentiels dans le lit majeur en amont des ouvrages. Même si cet effet est possible pour les petites crues, il est moins évident pour les grandes crues ($T > 10$ ans). Dans ce dernier cas, cela serait valable dans certaines conditions particulières (volume d'écrêtement du lit majeur suffisant et crues très pointues et de faible volume). Dans tous les cas, ce rôle écrêteur, même s'il est supposé, et même supposé faible, reste encore à démontrer (Malavoi et Paris, 2003).

Il est aussi parfois mis en avant un effet de stockage au sein même de la retenue lors des crues. Celui-ci doit être relativisé, car le volume de la retenue est généralement trop faible par rapport au volume d'une crue, même fréquente. A titre illustratif, si les 81 seuils de la Sèvre Nantaise pouvaient stocker de l'eau sur 10 cm sur toute l'étendue de leur remous et sur une largeur de 15 mètres, le volume calculé, d'environ 300 000 m³, représenterait l'équivalent d'un quart-d'heure de l'écoulement à Clisson pour une crue biennale (176 m³/s). Ceci illustre que l'effet potentiel de stockage est très faible, et donc souvent considéré comme négligeable (Malavoi et Paris, 2003).

A noter, en outre, que les seuils en rivière **sont censés être transparents en crue** pour éviter tout dommage à l'amont comme à l'aval, et pour limiter l'impact sur le transport solide. En effet, les consignes de manœuvre des vannages dans les règlements d'eau obligent à **ouvrir les vannes** dès le que le niveau d'eau atteint la cote légale (limite de niveau d'eau maximale) (MEDDE, 2013).

Cas des barrages

L'effet des barrages sur les débits de hautes eaux est **dépendant du rapport entre le module du cours d'eau et la capacité de stockage** de la retenue. Si ce **rapport est faible**, l'aménagement est en capacité d'absorber les surplus d'eau générés par les crues, et ceci est valable pour les crues faibles à moyennes. Dans ce cas, les déversements du barrage lors des crues sont rares, et le **cours d'eau aval est soumis moins fréquemment aux crues** naturelles. Au contraire, si ce **rapport est élevé**, l'aménagement ne peut pas absorber le surplus généré par la crue, et celle-ci **va donc se propager vers l'aval** (Cornu, 2015).

▪ Sur l'hydrologie, en régime d'étiage

Cas des seuils

Les impacts liés à la dérivation de l'eau sont abordés dans la partie sur les impacts des prélèvements au sous-chapitre 2.4.3.3. L'autre impact des seuils sur les flux à l'étiage est lié à **l'évaporation de l'eau** favorisée au niveau du plan d'eau du fait des faibles vitesses et de la surface du plan d'eau (Amoros et Petts, 1993). Cet impact sur le bilan hydrologique est toutefois assez faible, surtout à l'échelle d'un ouvrage, mais il peut **se révéler plus significatif à l'échelle d'une succession de plans d'eau**. A titre d'exemple, avec un taux d'évaporation moyen sur le bassin Loire-Bretagne de 100 mm par mois de juin à septembre, un plan d'eau de 10 m de large sur 1000 m de long (configuration classique d'un petit seuil) évaporerait donc environ 1 million de litres par mois, soit 0.4 L/s. Cette valeur est faible à l'échelle d'une seule retenue. En prenant l'exemple des 81 seuils de la Sèvre Nantaise dont la longueur de remous est de 110 km, sur une largeur moyenne de 15 m, soit une surface de 165 ha, l'évaporation, estimée à 64 L/s, correspond tout de même à 10% du débit d'étiage quinquennal à Clisson (QMNA5³⁸ = 682 L/s). Les impacts sur l'évaporation restent assez faibles, comme montré en région Pays de la Loire, toutefois **dans des régions chaudes, ce bilan peut être plus significatif** (Malavoi et Paris, 2003).

Cas des barrages

³⁸ Le QMNA5 est le débit mensuel minimal de période de retour 5 ans, soit ayant la probabilité de se produire une fois tous les 5 ans

Hormis l'effet dû à l'évaporation au niveau du plan d'eau évoqué ci-avant et aussi valable pour les grandes retenues, les barrages peuvent influencer le débit en aval en fonction des caractéristiques de leur fonctionnement. Ainsi, les barrages qui ont une **capacité de stockage et de restitution** peuvent être utilisés pour **soutenir les étiages**, et ainsi augmenter la valeur du débit par rapport à l'état naturel. En revanche, les barrages qui fonctionnent avec une **dérivation** d'une partie des eaux, restituent à l'aval des valeurs de débit proche des valeurs réglementaires de débit réservé. Dans ce cas, le **débit d'étiage est abaissé** par rapport à la situation sans ouvrage (Cornu, 2015).

La figure ci-après résume l'effet hydrologique des barrages sur les régimes de débits, de deux principaux types (en jaune le régime influencé par un barrage qui écrête les crues, et en rouge le régime à l'aval d'une prise d'eau d'un ouvrage hydroélectrique), et les compare à un régime sans barrage (en bleu).

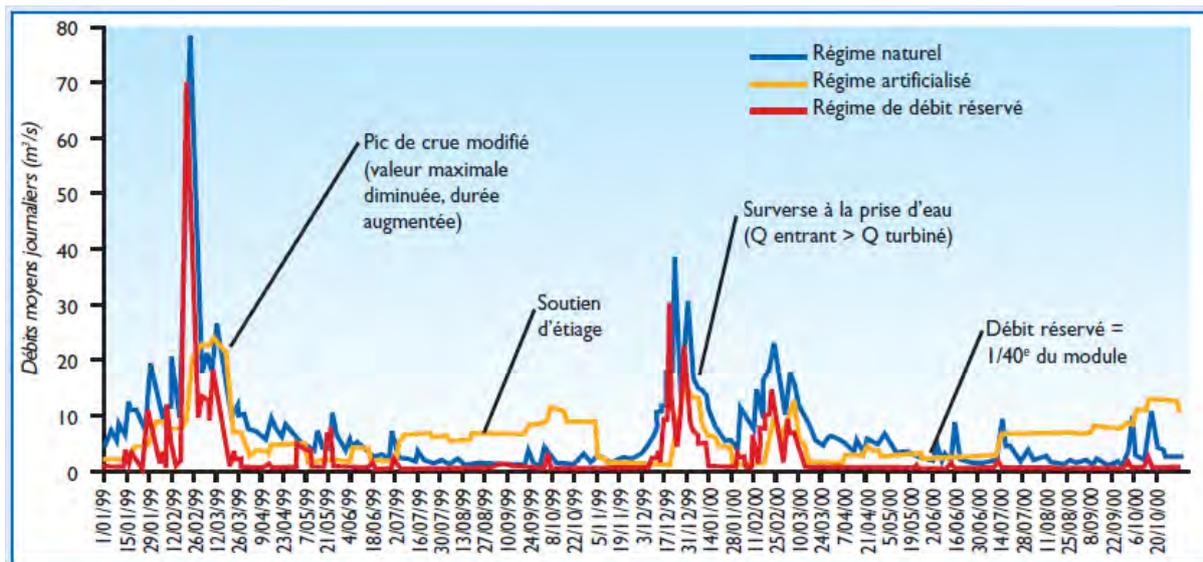


Figure 85 Comparaison de trois régimes hydrologiques, dont deux influencés par différents types de barrages (Baran et Leroyer-Gravet, 2007).

Le régime artificialisé (jaune) se traduit par une **modification des valeurs minimales et maximales**, de la durée des crues, d'un changement dans la prévisibilité (décalage saisonnier des étiages). Le régime de débit réservé se traduit par d'assez longues périodes de faible débit (débit réservé) et le passage de forts débits lorsque les débits entrant à la prise d'eau sont supérieurs aux débits turbinés par la centrale ou lors d'arrêts de fonctionnement. Contrairement à ce que l'on pense, les régimes en débit réservé ne se traduisent que très rarement par une stabilité totale des débits. Toutefois toutes les caractéristiques du régime sont modifiées (valeurs brutes, fréquence, durée, prévisibilité) (Baran, 2008). A noter que la Loi sur l'eau de 2006 a généralisé la mise en place du débit réservé à 1/10 du débit moyen interannuel pour la majorité des ouvrages, avec une échéance de mise en œuvre en 2014. Cette mesure permet d'augmenter les écoulements réservés pour les ouvrages qui étaient encore soumis à l'ancienne règle (1/40).

L'**impact cumulé** des retenues aurait tendance à **réduire le débit moyen annuel**. Cette réduction varierait de 0 à 30% selon les cas, et serait plus significative lors d'années sèches (plus de 50%) (Carluier et al., 2016). Cet effet concerne les retenues de stockage de l'eau, mais pas les retenues au fil de l'eau.



A RETENIR

Effets en période de pluie:

L'effet des seuils et barrages sur les crues est contrasté. Il est souvent considéré comme limité au niveau des seuils, en raison de leur faible capacité de stockage, et des consignes de manœuvre des vannes qui sont censées rendre les ouvrages transparents lors des crues, pour faciliter l'évacuation des sédiments et éviter les débordements en amont. En revanche, certains barrages permettent de réduire le risque inondation à l'aval. Pour cela, il faut que le rapport entre le module du cours d'eau et la capacité de stockage de la retenue soit faible.

Effets sur les débits d'étiage :

L'impact de l'évaporation au niveau des plans d'eau de seuils est souvent relativement faible, mais peut-être non négligeable sur le bilan hydrologique en cas de succession de seuils et surtout dans les régions chaudes. Les barrages ont un effet plus important sur les débits d'étiage. Ceux prévus pour soutenir les étiages peuvent augmenter la valeur du débit par rapport à l'état naturel en période d'étiage. Ceux qui fonctionnent en dérivation abaissent au contraire le débit d'étiage sur la portion dérivée selon les contraintes réglementaires définies sur l'ouvrage (débit réservé). L'effet cumulé des retenues qui ont un effet de stockage est la réduction des débits moyens annuels.

2.4.3.2.3 Effets sur les sédiments et la morphologie

▪ Sur les sédiments (charge grossière)

Cas des seuils

Degoutte (2012) distingue **deux cas de figures** : les **ouvrages transversaux sans dérivation** (un ouvrage transversal seul), et ceux **avec dérivation du débit** (seuil et canal de dérivation alimentant une microcentrale ou un moulin). Les impacts ne sont pas tout à fait les mêmes, car dans le premier cas, seul le transport solide est affecté, alors que dans le deuxième cas, s'ajoute l'impact de la diminution du débit liquide. Dans les deux cas de figure, le **blocage de la charge solide est en principe transitoire**, c'est-à-dire qu'il dure jusqu'à ce que la retenue soit comblée par les sédiments. Au-delà, l'ouvrage devient transparent car les sédiments peuvent circuler par-dessus l'ouvrage lors des crues. Dans le cas d'un ouvrage avec dérivation, le tronçon court-circuité (TCC) voit son débit solide rétabli après comblement de la retenue, alors que le **débit liquide, lui, reste toujours inférieur du fait de la dérivation**. Le TCC s'adapte donc à un nouvel équilibre pérenne lié à un nouveau ratio entre transport solide et liquide, qui se traduit par une augmentation de la pente (Degoutte, 2012).

→ **Ouvrage sans dérivation**

Dans le cas très simple d'un **ouvrage transversal sans dérivation**, il y a **blocage des sédiments** du fond du lit. Les impacts du blocage du transport solide durent **jusqu'au remplissage de la retenue**, ensuite les sédiments peuvent être transportés par-dessus l'ouvrage lors des crues (Degoutte, 2012 ; Malavoi et Paris, 2003). A noter, que le remplissage n'est jamais complet jusqu'au ras de la crête. Il existe toujours une hauteur non atterrie qu'on dénomme « pelle » (« p » dans le schéma ci-après). En effet, malgré cette petite hauteur non atterrie et la contre pente juste en amont du seuil, les vitesses de l'eau, qui augmentent du fait du rétrécissement de la section d'écoulement aux abords de l'ouvrage, entraînent quand même les sédiments par-dessus l'ouvrage lors des crues (Degoutte, 2012).

Au début du remplissage de la retenue, les sédiments transportés par les crues s'accumulent là où le courant est ralenti (en queue de retenue), puis au fil des crues, les dépôts s'accumulent en aval jusqu'à atteindre le seuil, mais aussi en amont, si bien que le remous solide peut s'étendre bien au-delà du remous liquide. On parle d'**exhaussement régressif**. La surélévation de la ligne d'eau, qui est liée à la présence du seuil, est en principe accentuée progressivement par la surélévation des fonds dans la retenue, mais aussi en amont de la zone de remous du fait de l'exhaussement régressif (Degoutte, 2012).

Toutefois, même lorsque la retenue est remplie de sédiment, le **transfert reste altéré** du fait que la pente en amont de l'ouvrage reste bien souvent inférieure à la pente initiale. En revanche, dans le cas particulier de rivières de montagne fortement chargées en sédiments, la pente en amont de l'ouvrage peut finir par redevenir très proche de la pente initiale, ainsi le transport solide redevient ce qu'il était avant la construction de la retenue (Malavoi et Paris, 2003).

Juste en **aval de la retenue**, se crée une **fosse d'affouillement** dans la zone de dissipation de l'énergie de la chute d'eau, sauf si l'ouvrage est conçu pour éviter la formation de cette fosse (présence d'un bassin de ressaut par exemple). Les berges peuvent aussi s'éroder au niveau de la zone d'affouillement si elles ne sont pas protégées. En outre, le déficit sédimentaire provoqué par le blocage du transport solide, peut provoquer selon son intensité une **érosion progressive** qui peut se faire sentir sur plusieurs kilomètres et aussi former un **pavage**, jusqu'à ce que les matériaux issus de l'érosion ou des affluents viennent compenser le déficit. Après la phase de remplissage de la retenue, lorsque le seuil est entièrement comblé et que le transport solide est rétabli au niveau de l'ouvrage, il s'en suit en principe un comblement progressif et un **retour au profil en long initial** (Degoutte, 2012).

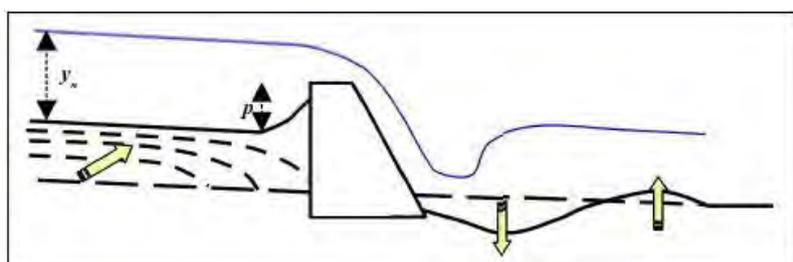


Figure 86 Évolution des fonds après la construction d'un seuil (Degoutte, 2012, figure extraite du rapport de Braud et Alber, 2013)

→ Ouvrage avec dérivation

Dans le cas des **ouvrages avec dérivation et restitution** du débit en aval, les impacts sont plus complexes. Il y a des effets au niveau du tronçon court-circuité, mais aussi en aval de la restitution du débit à l'aval du canal de dérivation. Les ajustements peuvent se résumer par trois principales phases :

- Phase 1, pendant laquelle l'ouvrage se remplit jusqu'à atterrissement complet : il est observé une légère incision progressive en aval du seuil sur le tronçon court-circuité et un exhaussement régressif en amont du seuil. De part et d'autre du point de restitution de la dérivation s'opère une incision progressive et régressive due à l'augmentation du débit en ce point dans un contexte de déficit sédimentaire venant de l'amont (blocage par le seuil) ;
- Phase 2, après rétablissement du transport solide au niveau de l'ouvrage atterri : il est observé un comblement du lit du au rétablissement du transport solide ;
- Phase 3, quand les ajustements sont terminés : sur le tronçon court-circuité, la pente d'équilibre tend à être supérieure à la pente initiale, car le débit liquide reste inférieur alors que le débit solide est revenu à la normale. En aval de la restitution, la pente d'équilibre tend à redevenir la même que la pente initiale, car le débit liquide et le débit solide sont les mêmes qu'initialement.

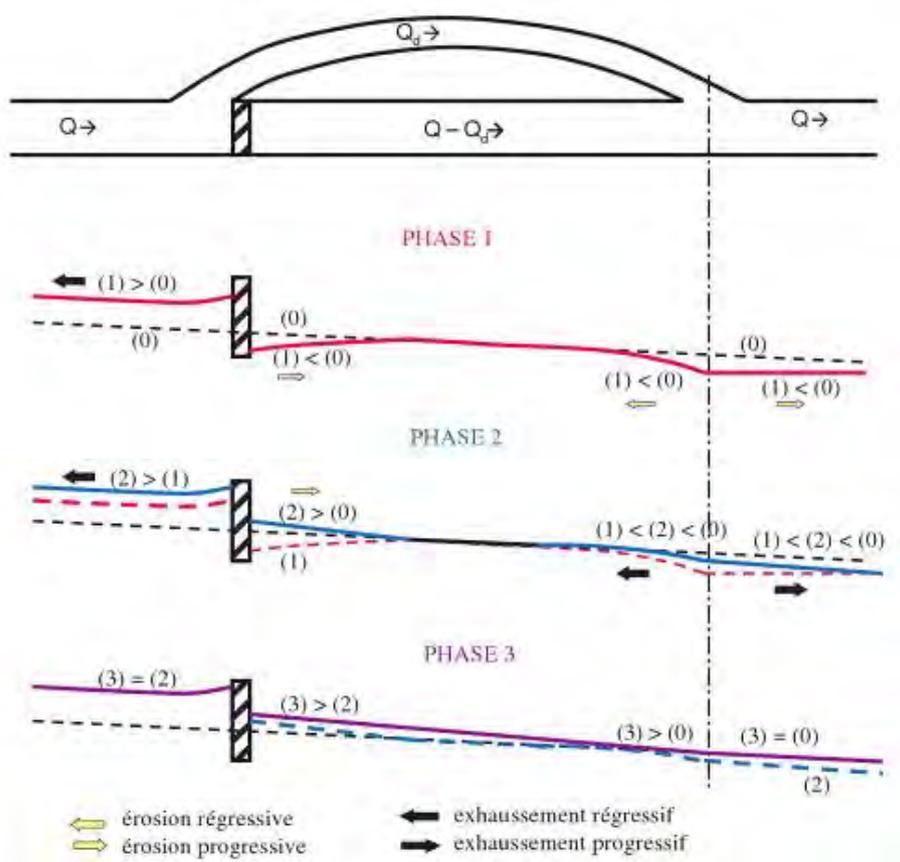


Figure 87 Conséquences morphologiques d'un seuil avec dérivation (figure extraite de Degoutte, 2012)



A NOTER

En pratique, les processus de blocage, remplissage de la retenue et les impacts associés (accumulation de sédiments en amont, érosion progressive en aval) **sont très variables**. Certains ouvrages ne présentent que très peu de sédiments piégés, ou bien de fortes accumulations. Des publications américaines sur le sujet ont montré une grande variabilité de cas qui s'expliquent par le type d'ouvrage (présence d'organes mobiles...), le type de gestion des ouvrages, les apports en matériaux solides provenant de l'amont, la dynamique naturelle du cours d'eau (Souchon et Malavoi, 2012).

Cas des barrages

Les barrages fonctionnent comme des énormes décanteurs. La charge solide se dépose à l'entrée de la retenue, là où le ralentissement des écoulements devient sensible. Les sédiments s'accumulent et progressent vers l'aval en direction du barrage mais aussi vers l'amont dans le lit du cours d'eau. Les éléments plus fins se déposent plus en aval et forment de la vase avec la décantation des matières organiques produites in situ ou venant de l'amont (animaux, végétaux...)(voir la figure ci-après) (Degoutte, 2012).

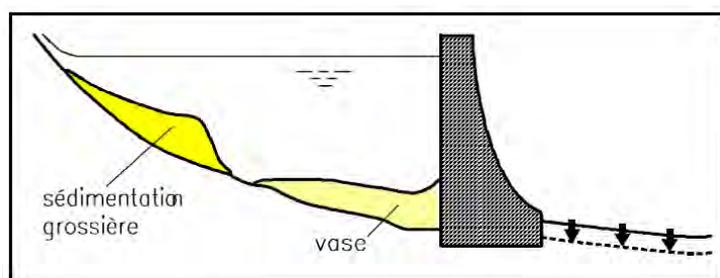


Figure 8- comblement d'une retenue

Figure 88 Comblement d'une retenue de barrage (Degoutte, n.d.)

Le blocage de la charge solide par les barrages provoque un **déficit sédimentaire** qui se traduit par une **incision progressive du lit du cours d'eau à l'aval de l'ouvrage**. La vitesse de progression de l'incision est **très variable** et dépend du contexte propre à chaque rivière. Un an après la mise en service du barrage de Hoover (Colorado, États-Unis), le tronçon incisé était de 28km ; il était de 120km après 5 ans (Amoros et Petts, 1993). La durée d'établissement d'un nouvel équilibre hydromorphologique, est très variable, et peut s'échelonner entre 7 et 500 ans (Williams et Wolman, 1984). La nature des matériaux du lit et des berges est un facteur contrôlant la vitesse d'incision. L'érosion du fond du lit peut être maximale sur les lits sableux, mais insignifiante sur les lits à blocs (Amoros et Petts, 1993).

Il peut également y avoir de l'exhaussement à l'aval des barrages si les apports des affluents ne sont pas repris par les crues. C'est le cas sur la Durance par exemple.

▪ Sur les sédiments (charge fine)

En amont d'ouvrages de seuils ou de barrages, le ralentissement des vitesses d'écoulement entraîne une **décantation** importante des sédiments fins dans la retenue, ce qui colmate le substrat initialement plus grossier et varié. Les fonds deviennent donc vaseux (Malavoi et Paris, 2003).

En aval de l'ouvrage, lorsqu'il y a **dérivation du débit**, le tronçon court-circuité reçoit un plus faible débit favorisant le développement de la végétation au plus proche de l'axe d'écoulement, et donc une **réduction de la largeur du chenal**. Le nouveau lit végétalisé est ainsi plus sensible aux débordements qu'avant. En outre, la végétation facilite la sédimentation des limons lors des crues, accroît la fermeture du lit et les débordements futurs (Degoutte, 2012). La largeur de la rivière Platte (Nébraska, États-Unis) est de 10 à 20 % de ce qu'elle était en 1865 avant le détournement d'une partie des eaux (Amoros et Petts, 1993).

Les **chasses hydrauliques** des barrages contiennent des sédiments fins qui peuvent provoquer du **colmatage** du fait de la réduction du débit à l'aval (débit réservé) et de la réduction de la pente due à l'incision (Amoros et Petts, 1993).

▪ Sur la dynamique hydromorphologique

Les retenues d'ouvrages favorisent une **stabilisation des berges et bloquent ainsi la dynamique morphologique naturelle**. Cet effet est plus important sur les cours d'eau naturellement actifs. La réduction de la dynamique diminue la capacité de recharge latérale en sédiments et réduit ainsi les possibilités de rééquilibrages des processus morphodynamiques.

Par ailleurs, comme vu plus haut, les barrages qui stockent de l'eau lors des périodes de hautes eaux, **écrêtent les petites et moyennes crues** provenant de l'amont, **réduisant la dynamique morphogène naturelle** sur les tronçons aval. Ainsi, il est possible d'observer la **perte de tressage** et la perte de connexions avec les **annexes fluviales** (Merritt et Cooper, 2000 dans Baran, 2008). Cela se traduit aussi par un **envahissement de la végétation** réduisant les surfaces du lit actif. Par exemple, il a été noté une **perte de 70% de la largeur de la bande active**³⁹ du Drac inférieur en 23 ans (Peiry et Vivian, 1994 dans Baran, 2008). Aussi, sur 50 km de l'Isère en amont de Grenoble, une centaine d'hectares de forêts s'est installée sur d'anciens bancs de graviers (Baran, 2008).

³⁹ Partie de cours d'eau qui comprend le chenal en eau et les bancs de galets non végétalisés.

Une expertise sur l'effet cumulé des retenues montre aussi cette tendance à la réduction de la bande active des cours d'eau (Carluer et al., 2016).

- **Sur les faciès d'écoulement**

Le calage de la ligne d'eau en amont des seuils génère des **faciès d'écoulements profonds et lenticques**⁴⁰ sur des linéaires dont la longueur dépend de la hauteur de l'ouvrage et de la pente du cours d'eau. A titre d'exemple, sur les 17,8 km de faciès lenticques provoqués par des seuils sur la rivière Sioule, 45 % devraient, à l'état non influencé, correspondre à des faciès lotiques, soit 8km (Malavoi et Paris, 2003). Sur les secteurs de plaine, ce calage de la ligne d'eau a des effets plus sensibles du fait de la pente naturelle plus faible du cours d'eau. Ainsi, il arrive fréquemment que des plans d'eau successifs forment un **profil de ligne d'eau en marche d'escalier**, avec une succession de chenaux lenticques (Malavoi et Paris, 2003).



A RETENIR

L'effet des seuils sur le transport solide a un **caractère transitoire** (plus ou moins long en fonction des apports solides, de la pente), tant que l'ouvrage n'est pas comblé par les sédiments provenant de l'amont. L'effet se caractérise par un **pavage**, voire une **incision progressive**, en aval de l'ouvrage. Il existe des nuances entre les ouvrages avec ou sans dérivation (voir le corps du présent sous-chapitre).

L'effet des barrages sur le transport solide peut être quant à lui plus pérenne et important que celui dû aux seuils. Il peut entraîner dans le cas des grands ouvrages réservoirs un **blocage total de la charge de fond et donc des risques d'incision** plus forts en aval. Il peut aussi y avoir de l'exhaussement si les apports sédimentaires des affluents aval ne peuvent être repris par les crues qui sont contrôlées par le barrage. Il est également observé une **réduction de la largeur du lit** par envahissement de la végétation dans les tronçons court-circuités, une baisse de la dynamique morphogène par contrôle des débits de crues, des pertes de tressage en aval des barrages.

2.4.3.2.4 Effets sur la qualité de l'eau et le cycle des nutriments

- **Sur la température**

Les mécanismes de transferts thermiques des eaux courantes et des eaux stagnantes étant différents, la présence d'un plan d'eau au fil de l'eau a donc des **répercussions sur le régime thermique** des eaux en aval. Toutefois, l'ampleur des modifications dépend de nombreux paramètres, comme la profondeur de la retenue, la surface du plan d'eau soumis aux radiations, du temps de séjour de l'eau, de sa localisation dans le bassin versant (amont, aval), de la présence d'une stratification de l'eau dans la retenue, de l'origine de l'eau qui s'écoule à l'aval de l'ouvrage (eau superficielle ou profonde), de la saison (Kittrell et al., 1959 ; Lessard et Hayes, 2003 ; Ward et Stanford, 1983). Les apports d'eaux souterraines en amont et en aval des ouvrages peuvent aussi influencer les températures du cours d'eau (Allan, 1997 ; Giller et Malmqvist, 2008 dans Lessard et Hayes, 2003).

En été, les eaux de surface se réchauffent plus facilement au niveau des plans d'eau car l'eau y circule plus lentement. Sur les **grandes retenues de stockage**, il est observée une **stratification** de l'eau similaire à celle observée sur les lacs naturels : la couche de surface, appelée epilimnion est la plus chaude; la couche la plus profonde, appelée hypolimnion est la plus froide et la plus dense ; la couche intermédiaire, appelée thermocline est une couche de transition rapide entre les eaux de surfaces et profondes (Kittrell et al., 1959).

⁴⁰ Écoulements lents (vitesses de l'eau inférieures à 30 cm/s d'après la clé de détermination présentée au chapitre 2.2.5.4)

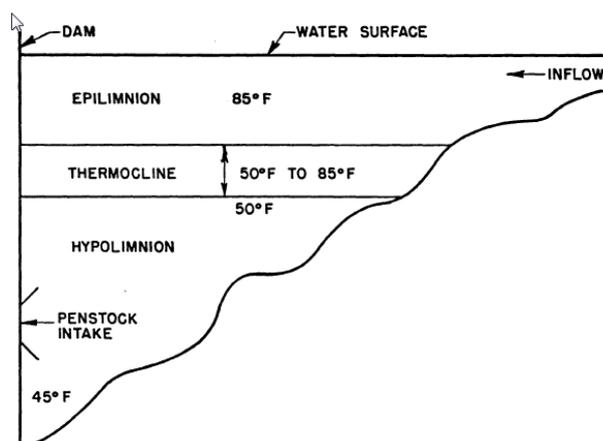


Figure 89 Schéma de stratification des eaux dans un barrage réservoir (Kittrell et al., 1959)

En revanche sur les **petites retenues de barrages** au fil de l'eau, pour lesquelles le temps de séjour de l'eau et la surface de la retenue est plus faible que les retenues de stockage, la stratification de l'eau est différente. Il semblerait que la **température varie régulièrement** de la surface vers le fond de la retenue comme illustré dans le schéma ci-après, voire qu'elle soit homogène en amont de petits seuils (Kittrell et al., 1959).

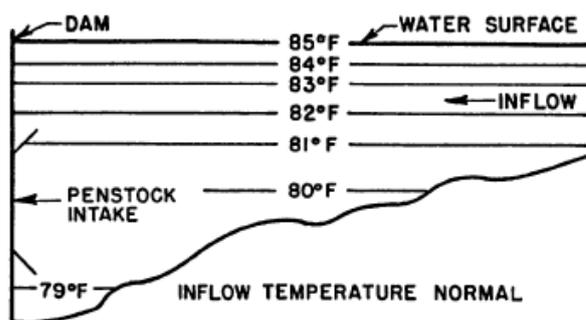


Figure 90 Schéma de stratification sur des petites retenues en rivières (Kittrell et al., 1959)

Que ce soit pour les **petites ou les grandes retenues de stockage**, l'impact de la modification du régime thermique sur les eaux à l'aval dépend de l'origine de l'eau déversée. Certains ouvrages, comme les grands barrages réservoirs, restituent des **eaux profondes donc froides**, alors que d'autres déversent généralement les **eaux de surface, donc des eaux en principe réchauffées** (Kittrell et al., 1959 ; Souchon et Nicolas, 2011). A titre d'exemple, Lessard et Hayes (2003) observent, sur trois cours d'eau de la péninsule du Michigan, une différence de température moyenne estivale de -1°C à $+5^{\circ}\text{C}$ entre l'amont et l'aval de plusieurs petits barrages déversant des eaux de surface. Sur l'ensemble des ouvrages étudiés, la température moyenne estivale variait de 16.8°C à 19.5°C entre l'amont et l'aval des ouvrages. La position sur le bassin versant semblait expliquer aussi la réponse thermique dû à l'ouvrage : les sites situés à l'aval des bassins montraient une plus forte inertie thermique, du fait de leur plus grande largeur, que les sites situés sur des petits cours d'eau froids de tête de bassin versant (Lessard et Hayes, 2003). Dans le cas d'étangs sur cours d'eau, une étude dans la région du Limousin a montré que les **écarts thermiques pouvaient être de 2 à 4°C en moyenne estivale entre l'amont et l'aval** (Touchart et Bartout, 2011). Par ailleurs, sur les tronçons court-circuités (TCC) par des ouvrages, la baisse du débit favorise également le réchauffement de l'eau (Amoros et Petts, 1993). Dans certains cas, l'effet peut être important. Par exemple, au niveau du barrage de Taninges sur le Giffre, il a été observé en période estivale, un écart de $+2^{\circ}\text{C}$ en moyenne journalière sur l'année hydrologique 2009-2010 entre l'amont du barrage et le TCC, ainsi que l'atteinte de la température létale de la truite (25°C) sur le TCC (Vigier, 2011).

Concernant l'**effet des lâchers d'eaux froides profondes**, on peut citer l'exemple de la vallée de l'Ain où de nombreuses mesures ont été réalisées. Les graphiques ci-après illustrent le changement important occasionné par le premier lâcher d'eau en aval du barrage de Vouglans. Cet écart est maximal en période estivale du fait de la forte stratification de l'eau des barrages (figure à droite) (Poirel et al., 2010).

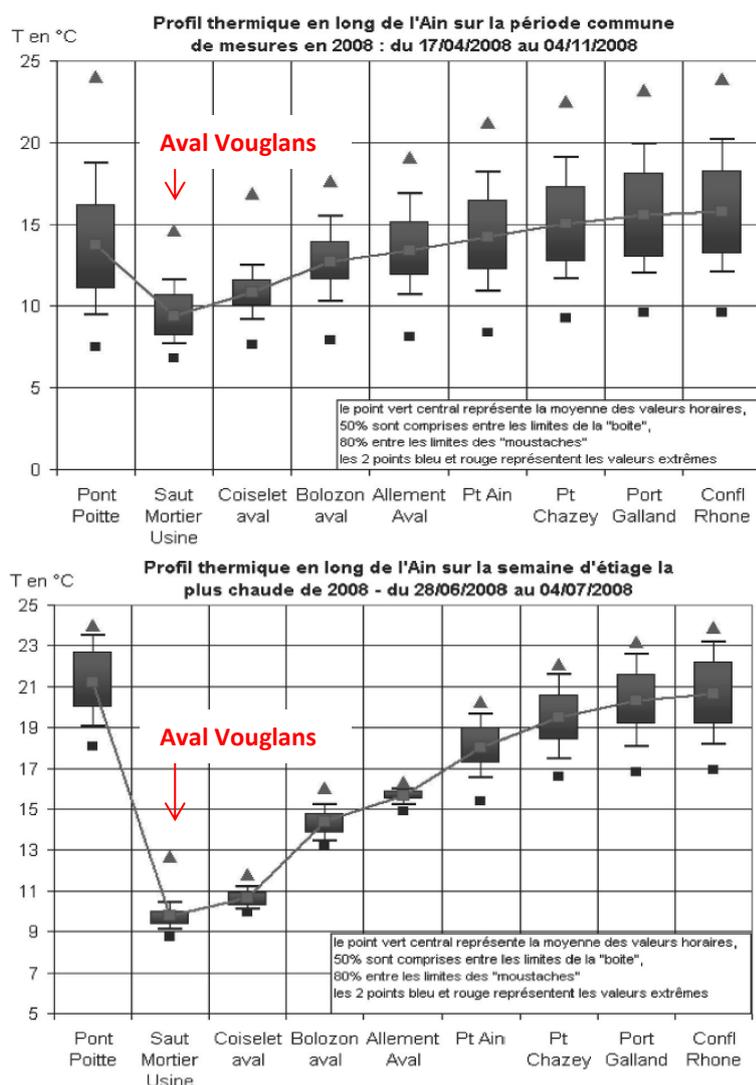


Figure 91 Profils thermiques en long de l'Ain, de l'amont de Vouglans (39) à la confluence avec le Rhône (01) (figure extraite de Poiré et al., 2010)

▪ Sur l'oxygène dissous

Avant d'expliquer l'impact des retenues sur la teneur en oxygène, il est important de décrire le **phénomène d'oxygénation qui a lieu naturellement dans les eaux courantes**. L'oxygénation de l'eau s'effectue au contact entre l'eau et l'atmosphère. Elle dépend de la pression atmosphérique et de la température de l'eau (plus celle-ci est froide, plus elle est capable de contenir de l'oxygène), et elle est favorisée par le **brassage mécanique de l'eau**. L'autre facteur d'oxygénation des eaux est lié à l'**activité photosynthétique** des végétaux aquatiques. Dans les petits ruisseaux proches des sources, les plantes et algues étant moins présentes, c'est le **brassage de l'eau et sa faible température** qui expliquent les fortes teneurs en oxygène. Les écarts thermiques étant peu marqués aux zones de sources, cette teneur en oxygène varie peu, elle est toutefois maximale au lever du jour et minimale en milieu de journée. **Dans la partie aval** des cours d'eau, le courant étant plus faible et la température plus élevée, les teneurs en oxygène y sont généralement plus faibles. L'oxygène dissous est principalement lié à l'**activité photosynthétique** des plantes et des algues plus nombreuses qu'à l'amont. Aussi, la variation des teneurs en oxygène est différente de celle au niveau des sources : la concentration en oxygène est **maximale en journée** du fait de la lumière, et **minimale la nuit** du fait de la respiration des organismes aquatiques (Secondat, 1952).

Les ouvrages transversaux **réduisent la capacité du cours d'eau à se réoxygéner** par les apports atmosphériques car l'eau est ralentie (moins de turbulences) et se réchauffe en surface. Toutefois, sur les **grandes retenues**, la surface du plan d'eau est assez grande, et le temps de séjour de l'eau suffisamment long

pour que les eaux de surfaces soient réoxygénées par l'**activité photosynthétique** du phytoplancton. Les taux d'oxygène en surface peuvent donc approcher la saturation en journée (Kittrell et al., 1959). En revanche, sur les **petites retenues**, il semblerait que cette **capacité d'oxygénation soit réellement réduite**. Cette faible capacité d'oxygénation est d'autant plus problématique si la rivière est jalonnée d'une succession de plans d'eau et si l'eau est chargée en matières organiques (Kittrell et al., 1959). Les chutes d'eau au niveau des ouvrages peuvent, certes, réoxygéner l'eau, mais dans des proportions assez faibles, généralement entre 1 et 3mg/L et sur des courtes distances si les capacités d'oxygénation du cours d'eau ne sont pas entretenues par la suite (Bowie et al., 1985).

Par ailleurs, en ce qui concerne les grandes retenues, la **teneur en oxygène en profondeur peut y être très faible, voire nulle**, si la retenue est soumise à des **apports de matières organiques** conduisant à l'eutrophisation. Ces problèmes d'oxygénation en profondeur s'expliquent par l'absence de lumière et donc de photosynthèse, la stratification qui empêche l'oxygène atmosphérique de pénétrer en profondeur, et la consommation d'oxygène par les bactéries qui dégradent la matière organique accumulée sur le fond. Les eaux soutirées en profondeur peuvent mettre plusieurs centaines de mètres à plusieurs kilomètres avant de se réoxygéner par brassage en aval d'un barrage (Amoros et Petts, 1993 ; Grimaldi et al., 2016). Il s'agit de phénomènes saisonniers (de quelques semaines à quelques mois par an).

Au niveau des eaux de surface à tendance eutrophe, on peut observer des phénomènes de **sursaturation** en journée et de **sous-saturation la nuit**, en raison de l'activité photosynthétique le jour et du phénomène de respiration la nuit.

▪ Sur le cycle des éléments chimiques

La présence d'une retenue sur un cours d'eau modifie le cycle des éléments chimiques. Les processus biogéochimiques qui s'opèrent dans la retenue dépendent de sa taille, du temps de séjour de l'eau, des conditions thermiques et d'oxygénation (Souchon et Malavoi, 2012). Les plans d'eau, grands ou petits, ont une capacité de **stockage des éléments chimiques** grâce au processus de sédimentation (cas du carbone, du phosphore ou des micropolluants). Ils ont aussi une capacité de **dépollution de l'azote par dénitrification**. Cet abattement est très variable, il peut atteindre 70% sur les cours d'eau faiblement chargés en nutriments à 2% pour les cours d'eau fortement chargés (Stanley et Doyle, 2002). Une expertise sur les effets cumulés des retenues montre aussi une grande variabilité dans l'abattement de l'azote selon les retenues (Grimaldi et al., 2016). Cet abattement semble toutefois être plus grand sur les retenues avec un temps de résidence long. En contrepartie, ce même rapport souligne que les retenues qui favorisent la dénitrification (temps de résidence long, anoxie des fonds, relargage de phosphore), favorisent en même temps le développement de **cyanobactéries** qui sont préjudiciables d'un point de vue écologique et sanitaire (Grimaldi et al., 2016).

L'effet de réduction de la pollution par stockage dans la retenue peut être contrebalancé par l'effet de **relargage dans les eaux rejetées à l'aval** si la retenue présente des problèmes **d'anoxie de fond**. Ainsi, la présence d'un barrage ne signifie pas toujours que la concentration à l'aval est forcément plus faible qu'à l'amont. En effet, les barrages qui relâchent les eaux profondes peuvent au contraire enrichir les eaux en aval et entraîner un risque d'eutrophisation. C'est ce qui a été montré sur des rivières dans le centre de l'Espagne, où les valeurs en azote et phosphore étaient significativement plus élevées en aval des barrages qu'en amont (Camargo et al., 2005). En outre, une étude sur le lac Frances dans l'Illinois (États-Unis), a aussi montré que les sédiments du fond de la retenue avaient la capacité à relarguer des quantités importantes de phosphore et d'impacter fortement les concentrations en aval du barrage (Haggard et Soerens, 2006).

Les retenues peuvent **stocker le carbone** par sédimentation. Les résultats d'une étude concernant 40 retenues de tailles différentes (0.008 à 42 km²) dans la région de l'Iowa (États-Unis) montrent que le taux de stockage du carbone est variable, compris entre 148 à 17 000 g de C/m²/an, mais semble plus fort sur les petites retenues que sur les grandes. L'extrapolation de ces résultats ont permis de montrer que le potentiel de stockage du carbone dans les retenues artificielles est 4 fois plus important que celui des océans (Downing et al., 2008). Toutefois, le rôle global des retenues vis-à-vis du cycle global du carbone et de la composition de l'atmosphère fait quand même débat. En effet, les retenues d'eau sur les rivières peuvent en fonction des conditions hydro-climatiques **relarguer davantage de gaz à effet de serre qu'elles ne stockent de carbone, et inversement**. Une étude menée sur l'Eagle Creek réservoir près d'Indianapolis (États-Unis) a montré que sur la période 2005-2008, le taux de gaz à effet de serre rejeté en moyenne par jour (2,82 g d'équivalent CO₂/m²/j) était à peu près équivalent au taux de carbone piégé (2,61 g d'équivalent CO₂/m²/j) (Jacinthe et al., 2012).

La faible vitesse du courant et le lent renouvellement des eaux au niveau des retenues est un facteur favorisant la **prolifération algale** si les eaux sont enrichies en éléments nutritifs. Une étude sur les effets de la suppression de la retenue de Collias sur le Gardon a montré que le seuil n'est pas responsable de l'eutrophisation, mais qu'il favorise le développement d'algues flottantes du fait du ralentissement des eaux et du stockage de sédiments servant de support pour les végétaux aquatiques (Bouchareychas, 2012).



A RETENIR

Les eaux des plans d'eau sont **réchauffées** en surface par le soleil. En été, sur les grandes retenues de stockage profondes, il s'installe une stratification en trois couches caractéristique des plans d'eau, alors que sur les retenues plus petites, une légère évolution régulière de la température peut être observée du haut vers le bas de la retenue. Des **écarts thermiques** sont souvent observés entre l'amont et l'aval d'ouvrages, même dans le cas de petites retenues au fil de l'eau : soit un réchauffement de quelques degrés, soit au contraire un refroidissement si les eaux profondes sont soutirées en aval de certains gros ouvrages. Dans ce dernier cas, les écarts sont beaucoup plus brutaux.

Les ouvrages transversaux **réduisent la capacité de réoxygénation** de l'eau par brassage mécanique et contact avec l'air. Cet effet peut être important sur des cours d'eau avec une succession d'ouvrages et soumis à des apports de nutriments, concourant ainsi à un **risque d'eutrophisation**. Certes, les chutes réoxygènent temporairement les eaux mais pas de manière suffisante. Au niveau des retenues de barrages, les eaux profondes, souvent appauvries en oxygène de manière temporaire (en été), peuvent constituer un risque pour la faune si elles sont soutirées vers l'aval.

Les retenues ont la capacité de **stocker** (phosphore) et d'**éliminer la pollution** (azote) venant de l'amont, surtout lorsque le temps de résidence de l'eau est long. Ces retenues sont aussi plus sensibles au développement de **cyanobactéries** qui peuvent provoquer des risques sanitaires. Elles ont aussi la capacité à **relarguer** vers l'aval d'importantes quantités de substances si les conditions le permettent et si les eaux profondes sont soutirées. Les retenues peuvent stocker du carbone, mais selon les situations, elles peuvent constituer **soit des puits soit des sources de carbone** vers l'atmosphère. Leur rôle est donc ambivalent sur le cycle des éléments chimique et fonction de chaque contexte.

2.4.3.2.5 Effets écologiques

▪ Modification de type d'écosystème au niveau de la retenue

Le ralentissement des eaux **modifie profondément les écosystèmes d'eaux courantes**, au profit d'écosystèmes **potamiques ou lacustres**. Cela se traduit par un changement des réseaux trophiques du cours d'eau, caractérisé par une augmentation de la production phytoplanctonique, le développement d'espèces zooplanctoniques, d'une faune benthique limnophile dominée par les mollusques, les oligochètes et les chironomidés. Les populations de salmonidés sont défavorisées au profit des populations de cyprinidés (Amoros et Petts, 1993).

Aussi, les modifications de l'habitat au niveau des retenues favorisent l'augmentation de la **densité d'espèces** de poissons généralistes, lenticques et omnivores, parmi lesquelles de nombreuses espèces introduites. C'est ce qui a été montré dans une étude comparative de deux petits affluents du Tage au Portugal, l'un fragmenté par des petits obstacles et l'autre sans ouvrage. Cette même étude a aussi montré que les secteurs éloignés des zones du remous des ouvrages présentaient la **plus forte diversité d'espèces**, proche des valeurs trouvées dans le cours d'eau de référence sans ouvrage (Alexandre et Almeida, 2009).

▪ Obstacle à la continuité piscicole

Les ouvrages de retenue font **obstacle à la migration** des poissons qui ont besoin de circuler pour accomplir leur cycle de vie. C'est le cas des grands migrateurs amphihalins, dont une partie du cycle de vie s'effectue en mer, mais aussi des migrateurs holobiotiques, dont tout le cycle de vie s'effectue en eau douce. L'effet barrière peut induire la baisse des populations mais aussi leur fragmentation et leur **fragilisation génétique**.

Un exemple parlant sur le bassin du Rhône est le cas de l'**alose**. Celle-ci remontait historiquement jusqu'au Doubs en passant par la Saône et jusqu'au lac du Bourget par le Haut-Rhône. Le barrage hydroélectrique mis en service en 1952 sur le bas-Rhône à Donzère-Mondragon a **coupé l'accès de cette espèce à 75% de son bassin**. Les nombreux sites de fraie en aval de ce barrage ont été compromis par les autres aménagements réalisés par la suite : Vallabrègues, Avignon et Caderousse dans les années 1970. Ainsi au début des années 1990, seulement 15% de la route migratoire originelle était encore accessible (Fruget et Dessaix, 2003). Aujourd'hui grâce à l'amélioration des dispositifs de franchissement, cette espèce arrive à coloniser le Rhône et ses affluents jusqu'à l'aménagement de Châteauneuf-du-Rhône (MRM, 2009).

Les **petits ouvrages** peuvent aussi poser **des problèmes de franchissement piscicole**. Certaines espèces ont des très faibles capacités de nage dans le courant et de faibles capacités de saut. C'est le cas par exemple de l'alose, de la lamproie ou du brochet (Malavoi et Paris, 2003). Des mesures par télémétrie sur le bassin de la Meuse en Belgique ont montré que des salmonidés avaient du mal à franchir de petits obstacles, considérés à dire d'experts comme franchissables, y compris des ouvrages de faibles hauteurs (45 cm), en l'absence de fosse d'appel au pied de l'ouvrage (Ovidio et Philippart, 2002 dans Souchon et Malavoi, 2012). Cette même étude montre que les cyprinidés rhéophiles et le brochet peuvent effectuer des migrations de plusieurs kilomètres, même s'il peut y avoir des différences notables selon les espèces, voire au sein même d'une population (individus migrants et individus résidents). Les **passages busés** constituent aussi malgré leur petite taille des vrais obstacles à la continuité. Une étude menée au Canada sur l'Athabasca river dans l'Alberta, montre que ces ouvrages bloquent par exemple totalement la lotte (*Lota lota*) et partiellement le chabot (*Cottus ricei*) (MacPherson et al., 2012 dans Souchon et Malavoi, 2012).

Le passage des poissons dans les **turbines hydroélectriques** au moment de la dévalaison entraîne des **mutilations et des mortalités** de poissons. Les taux de mortalité dépendent du **type de turbine**, de la position de la prise d'eau, de la présence ou non de grilles de protections (Adam et al., 2008). Les turbines de petit diamètre installées sur les ouvrages très en amont (turbines Pelton) causent probablement des mortalités totales, alors que les turbines installées pour des débits plus importants et des faibles hauteurs de chute (Kaplan, Francis) permettent des taux de survies plus forts de l'ordre de 70%, jusqu'à 88% pour la plus grande des turbines Kaplan (Besse, 2009). Le taux de mortalité est aussi différent selon la **taille** du poisson. En effet, les mortalités sont 3 à 5 fois plus fortes sur les anguilles que sur les salmonidés juvéniles du fait de leur taille (Besse, 2009). Sur un axe de dévalaison, la **succession de plusieurs usines** peut avoir un effet important sur les mortalités. Un travail de recueil de données effectué sur 3 aménagements hydroélectriques de la basse vallée du Rhône puis une extrapolation des résultats sur les aménagements situés dans la partie amont du fleuve a permis d'estimer le **taux de mortalité global à 63%** (Campton et Lebel, 2008).

- **Effet des variations thermiques et de teneurs en oxygène**

Les variations du régime thermique des **eaux relâchées en aval** des ouvrages ont un impact sur le cycle de vie des espèces. En effet, la température est un facteur clé dans de nombreuses étapes du cycle de vie des espèces de poissons, comme le déclenchement de la reproduction, la durée d'incubation des œufs, l'éclosion, l'émergence (Bruslé et Quignard, 2013). La température joue aussi sur la croissance, l'optimum pour la truite étant de 13°C (Elliott, 1975). Les variations brutales de la température **peuvent occasionner des mortalités** de poissons, comme ce fut le cas en 1976 sur l'Ain, suite aux lâchers biquotidiens d'eaux froides profondes (Amoros et Petts, 1993).

De même une bonne oxygénation de l'eau est importante pendant la phase d'incubation des œufs de truite (Baumann et Klaus, 2003). **La sous-saturation en oxygène comme la sursaturation en oxygène** des eaux qui s'écoulent en aval des ouvrages peuvent poser des problèmes pour les espèces de poissons (Amoros et Petts, 1993).

- **Effet cumulé des seuils liés à l'homogénéisation des habitats et la baisse de connectivité**

→ **Homogénéisation des habitats**

Une étude à partir d'une base de données importante sur les cours d'eau du Wisconsin (États-Unis) a montré **l'importance de la connectivité des affluents** avec les zones aval pour expliquer la richesse spécifique en poissons des affluents de rang 1 (Cumming, 2004).

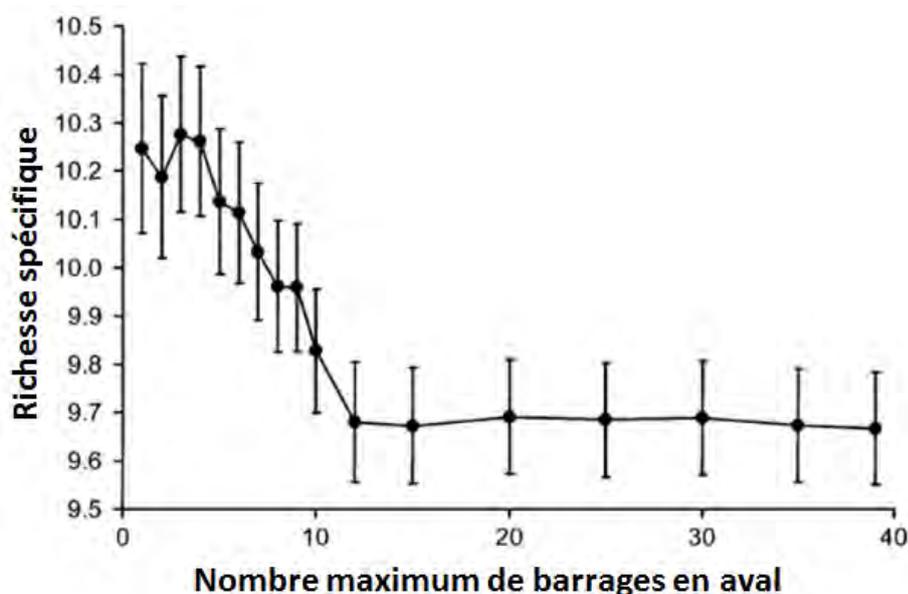


Figure 92 Richesse spécifique des cours d'eau de rang 1 en fonction du nombre de seuils en aval (d'après Cumming, 2004, dans Souchon et Malavoi, 2012)

Cette même étude montre toutefois, que les paramètres les plus déterminants dans la richesse spécifique des petits ruisseaux de tête de bassin sont la quantité d'eau et la température maximale en été (Cumming, 2004).

Une étude sur les juvéniles de poissons des cours d'eau du bassin du Danube, de l'Elbe et de l'Oder en République Tchèque montre que l'effet cumulé des ouvrages, toutes tailles confondues, se caractérise par une **perte d'espèces rhéophiles et une baisse de l'indice poisson**. Cet effet est d'autant plus fort que le nombre d'obstacles est grand et que le linéaire non influencé est faible (Musil et al., 2012).

Une autre étude régionale portant sur l'impact cumulé des ouvrages sur les communautés de poissons localisées sur les tronçons non influencés par les ouvrages a été menée sur les cours d'eau du Michigan et du Wisconsin (États-Unis). Cette étude montre que les ouvrages ont un **impact significatif sur les communautés de poissons**. Par exemple, l'indice poisson est d'autant plus fort que la longueur de linéaire non influencée est grande, et d'autant plus faible que la densité de barrage est élevée. Cette étude montre aussi que la part de l'impact lié aux ouvrages **représente 20% de l'ensemble des autres facteurs environnementaux** qui entrent en compte, comme la taille du cours d'eau, l'hydrologie, le régime thermique et l'occupation du sol. Ces résultats sont cohérents avec les attentes à cette échelle d'analyse, car les organismes aquatiques sont dépendants d'un nombre important de facteurs environnementaux, et ceci est d'autant plus vrai si on considère un large échantillon de cours d'eau très différents les uns des autres (Wang et al., 2011).

→ Perte de connectivité

Les ouvrages entraînent un **fractionnement des populations** de poissons qui tendent à se différencier génétiquement. Cette différenciation a tendance à provoquer une perte de diversité génétique car les populations se retrouvent isolées, et ceci est particulièrement démontré **en tête de bassin versant** (Junker et al., 2012).

Une étude concernant l'impact du fractionnement des populations de chabots dû aux ouvrages a été réalisée sur la rivière Sense en Suisse. Cette étude révèle que naturellement, les populations de chabots sont très différentes génétiquement, même sur de faibles distances. Ceci s'explique par le fait que cette espèce est peu mobile (déplacement sur de courtes distances, et faible capacité à franchir des obstacles). De plus, cette étude montre aussi que la diversité génétique tend à croître vers l'aval. Sur les secteurs qui présentent des ouvrages, ces **différences de diversité génétique amont/aval sont accentuées** : les populations à l'amont sont encore moins diversifiées et seraient donc **plus vulnérables aux extinctions** (Junker et al., 2012 dans Souchon et Malavoi, 2012).

Une étude sur le bassin du Rhin en Suisse (Gousskov et al., 2016) indique que les **barrages hydroélectriques accentuent** artificiellement la perte de diversité génétique des populations amont de chevesnes. Cet effet est

détecté même avec des ouvrages qui présentent des passes à poissons. L'effet est tout de même plus important au niveau des ouvrages sans passe à poissons (5 fois plus fort) (Gousskov et al., 2016). L'effet barrière sur la perte de diversité génétique **est plus marqué dans les parties amonts** car les populations sont souvent naturellement plus fragiles dans ces secteurs (petites populations, différences génétiques naturelles avec les populations aval, et plus faible diversité génétique naturelle) (Blanchet et al., 2010).

Les plus petits ouvrages, de **type seuils de moulins**, ont aussi des **effets visibles** sur la génétique des poissons, surtout lorsqu'ils sont présents en grand nombre. Par exemple (Raeymaekers et al., 2009) montrent que la **perte moyenne de diversité génétique de l'épinoche** est proche de 4% par seuil et qu'il est de 2 à 6% par kilomètre dans des conditions naturelles sans ouvrage. Sur le cours d'eau étudié (23 km et 13 seuils sur le bassin de Zwalm en Belgique) la perte de diversité due au cumul des ouvrages est **estimée à 40%**.

Blanchet et al. (2010) montrent aussi qu'il existe un impact des seuils de moulins sur la génétique de **plusieurs espèces de poissons** (goujon, chevesne, vandoise). La diversité génétique de ces poissons est plus faible sur le cours d'eau parcouru d'ouvrages (le Vieur sur le bassin Adour-Garonne) comparé à un autre cours d'eau peu fragmenté (le Célé sur le bassin Adour-Garonne). Ces auteurs montrent que **tous les poissons ne sont pas impactés génétiquement au même niveau**. Les facteurs de vulnérabilité génétique mis en évidence sont les capacités de dispersion, la taille de la population, les comportements au cours du cycle de vie (Blanchet et al., 2010).

L'enjeu de cette perte de diversité génétique due à la fragmentation est **l'augmentation de la vulnérabilité des espèces aux extinctions**, et ceci est particulièrement le cas pour les populations qui affectionnent les **têtes de bassins versants** (Junker et al., 2012).



A RETENIR

Le ralentissement des eaux par les ouvrages transversaux modifie profondément les écosystèmes d'eaux courantes, au profit **d'écosystèmes d'eaux lentes** voire lacustres selon l'importance de la retenue.

La modification des caractéristiques de **température et d'oxygène** de l'eau qui s'écoule en aval des ouvrages entraîne des perturbations des communautés de poissons, voire des mortalités selon la rapidité de ces variations (cas des lâchers d'eaux froides profondes par exemple).

Les ouvrages constituent des **obstacles** à la remontée des poissons qui ont besoin de migrer vers l'amont pour accomplir une partie de leur cycle de vie. Le cas des grands migrateurs amphihalins (alose, anguille...) est bien connu, mais c'est aussi le cas pour certaines espèces de poissons holobiotiques (truite, brochet...). De nombreuses études montrent aussi que le **cumul d'ouvrages (seuils et barrages compris)** a des effets non négligeables sur les poissons surtout en tête de bassin versant (perte de diversité génétique, réduction de la richesse spécifique).

2.4.3.2.6 Effets des éclusées

▪ Effets sur l'hydrologie

Les éclusées étant des lâchers d'eau réalisés à intervalles réguliers, elles occasionnent des changements importants dans la dynamique des débits des rivières en aval des barrages. Les impacts hydrologiques sont fonction de leurs caractéristiques, comme par exemple les amplitudes des éclusées, les gradients de montée et de baisse du débit, leur fréquence et leur durée. Une étude de Courret et al. (2012) mentionne des fréquences d'éclusées allant de quelques dizaines à plus d'un millier par an, avec une moyenne de 220 (Cornu, 2015).

▪ Sur la morphologie

De par leur fréquence, leur intensité, et les phénomènes de marnages induits, les éclusées ont des répercussions sur la morphologie à l'aval. De plus, à cela s'ajoute l'effet de la retenue qui retient la charge grossière et provoque un déficit sédimentaire à l'aval. Les principales modifications de la morphologie qui peuvent être engendrées par les centrales à éclusées sont les suivantes (Cornu, 2015) :

- modifications de la largeur et de la profondeur du lit,
- mise en place d'un phénomène de marnage, de connexion/déconnexion d'annexes,

- modification des faciès d'écoulement,
- érosion du fond par arrachage des couches de couverture,
- colmatage du fond par dépôt d'éléments fins transportés par l'eau turbinée et redéposés au débit de base⁴¹,
- modification locale de la pente,
- modification de la composition granulométrique (avec souvent phénomène de pavage),
- modification de la répartition spatiale de la granulométrie (la couverture en sédiments fins est souvent réduite aux zones de bordure et d'abris hydrauliques).

A noter que les rivières canalisées en aval des barrages sont les plus sensibles aux impacts morphologiques des éclusées (incision, colmatage...), alors qu'au contraire, **plus la morphologie est complexe, plus les éclusées ont des chances d'être atténuées** (Hauer et al., 2013; Sauterleute et Charmasson, 2012 dans Cornu, 2015).

▪ **Sur la température, physico-chimie de l'eau et oxygène dissous**

Les effets des éclusés sur ces paramètres sont liés à l'effet retenue en amont de l'ouvrage (voir le point 2.4.3.2.4 ci-avant). Les éclusées vont impacter l'aval en fonction des eaux qui sont relâchées. Ainsi par exemple des variations brutales de températures peuvent se produire lors du fonctionnement par éclusées en fonction de la hauteur de la prise d'eau dans la retenue. On parle de « thermopeaking » (Cornu, 2015).

▪ **Sur les organismes aquatiques**

Du fait des altérations de l'hydrologie, des habitats, de la qualité de l'eau, les éclusées ont des répercussions sur la composition, l'abondance et la structure des populations de poissons, d'invertébrés et de végétaux sur des linéaires pouvant atteindre plusieurs dizaines de kilomètres (Baumann et Klaus, 2003; Cushman, 1985; Moog, 1993; Sabaton et al., 1995; Steele et Smokorowski, 2000; Valentin, 1997 dans Cornu, 2015).

Ces effets sont très dépendants des caractéristiques des éclusées, de la morphologie de la rivière et du « timing ». La multiplicité des effets étant importante en fonction des paramètres de perturbations, ceux-ci sont donc présentés dans le tableau synthétique ci-après (Cornu, 2015) :

⁴¹ Composante de l'écoulement provenant de la vidange des réserves du bassin, souterraines (aquifère) ou superficielles (neige, lacs)(Cosandey, 2000)

Tableau 12 Récapitulatif des effets des éclusées sur les populations aquatiques et principaux paramètres impliqués dans la perturbation (Cornu, 2015)

Effet des éclusées sur les populations	Paramètres impliqués dans la perturbation									
	Q _{base}	Q _{max}	Marnage	Gradient baisse	Gradient hausse	Fréquence	Durée	Timing	Température	Qualité eau
Populations de végétaux										
Mortalité/arrachage		X			?					
Raréfaction herbacée / colonisation algues zone de marnage			X			X	X			
Prolifération herbier	X	X				X				
Diminution de la forêt alluviale à bois tendre		X								
Perturbation des semis	X	X				X				
Croissance									X	X
Populations d'invertébrés										
Mortalité assèchement	X		X							
Augmentation de la dérive		X			X	X		X	X	
Sources d'alimentation		X		X	X					
Décalage de certaines périodes clés									X	
Populations de poissons										
Exondation de pontes	X		X							
Entrainement/érosion des pontes		X			X					
Colmatage des pontes		X		X						X
Disponibilité et fonctionnalité des sites de fraie	X		X				X	X	X	
Perturbation de la ponte	X	X	X				X		X	
Dégradation des habitats	X	X	X			X				
Echouage/piégeage	X	X	X	X		X	X	X	X	
Dérive		X			X	X	X	X	X	
Migration	X	X				X		X	X	
Alimentation		X				X	X			X
Décalage de certaines périodes clés	X		X					X	X	
Croissance		X							X	X
Stress		X		X		X				
Asphyxie/empoisonnement										X



A RETENIR

Les éclusées modifient la **dynamique du débit** et parfois la **morphologie** (incision, colmatage) des tronçons concernés. Ces modifications dépendent de leurs caractéristiques, comme par exemple leur amplitude, leur gradient de montée et de baisse du débit, leur fréquence et leur durée.

Les éclusées peuvent aussi occasionner des **variations brutales des caractéristiques** de l'eau en aval (par exemple en cas de turbinage des eaux profondes froides et peu oxygénées).

Sur le plan écologique, les éclusées peuvent perturber la végétation, les invertébrés et les poissons. On peut citer par exemple les problèmes de **mortalité de poissons** (échouage des poissons, colmatage ou entrainement des pontes...). Les espèces aquatiques sont plus résistantes aux effets des éclusées si la morphologie du tronçon est diversifiée.

2.4.3.3 Effets des prélèvements

▪ Sur l'hydrologie :

D'une manière générale, les **prélèvements d'eau** (pompages, canaux de prélèvement, dérivations de barrages) ont des répercussions sur les relations nappes-rivières, sur les étiages et sur les bilans hydrologiques entre les différentes ressources concernées. Les effets sont une baisse des débits des cours d'eau concernés, qui peut être préjudiciable à la vie aquatique, et ceci principalement à l'étiage.

Les prélèvements **via les canaux ou les dérivations** ont des répercussions sur les **chemins de l'eau** sur le bassin versant et entre bassins versants. Ils modifient les bilans hydrologiques et les relations nappes-rivières. Les canaux peuvent par exemple **alimenter par infiltration les nappes souterraines** sous-jacentes et ainsi contribuer à maintenir des niveaux d'eaux souterraines plus hauts. Cette réalimentation des nappes peut vouloir être maintenue comme cela a été montré sur la plaine de la Crau (Aspe et al., 2014). Ou au contraire, elle peut vouloir être volontairement limitée. C'est le cas par exemple des canaux de dérivations du Rhône : les infiltrations provoquent des remontées d'eau par capillarité dans les constructions existantes, dont on se prémunit par la construction de contre-canaux de drainage (Bravard et al., 2008).

▪ Sur l'écologie globale :

Les principaux impacts écologiques des prélèvements se font ressentir en période d'étiage sur le cours d'eau concerné. En effet, la réduction de la lame d'eau et des débits entraîne une **baisse de la surface d'habitats disponibles**, une diminution de la vitesse du courant et potentiellement une dégradation de la qualité de l'eau (vulnérabilité plus forte à l'augmentation de température, moindre dilution des pollutions).

Pour illustrer les **effets sur les poissons**, il a été montré sur 19 sites des Pyrénées (Baran et al., 1995 dans Baran, 2008) et 10 sites du Massif-Central (Demars, 1985 dans Baran, 2008) à partir d'une comparaison entre tronçons à hydrologie naturelle et tronçons soumis à de fortes réductions de débits induites par des installations hydroélectriques, une **diminution des abondances de truites dans 62 % des cas**. Les déficits sont d'autant plus importants que les valeurs de débit réservé sont faibles (75 à 85 % pour le 1/40e du module) et que la taille des truites augmente. Sur la Garonne, dans une zone moins apicale comparée aux précédentes études, Reyjol (2002) a également montré que les secteurs à faible débit présentaient des **déficits de truites** et des modifications de structures de peuplements (Baran, 2008). En Nouvelle- Zélande, dans une étude sur de nombreux sites, Shirvell (1979) a identifié d'importants déficits liés aux faibles valeurs de débits en aval des ouvrages hydroélectriques (**augmentation d'un facteur 2 de la mortalité** des juvéniles de truites et **perte de 63 % de la production**) lorsque l'on retire 70% des débits d'étiage (d'après Baran, 2008). Ces impacts sont directement liés à la **réduction des habitats** disponibles à la fois en **quantité** (réduction de surface mouillée) et en **qualité** (modification des caractéristiques hydrauliques) (Baran, 2008).

A noter qu'une étude récente, portant sur de nombreux sites des Pyrénées, du Massif Central et des Alpes sur des périodes longues (majoritairement sur des durées supérieures ou égales à 10 ans), apporte un **éclairage complémentaire** (Fahrner, 2010). L'effet des barrages sur les tronçons court-circuités **est très variable** selon les sites, ce qui montre la **multiplicité des facteurs** en jeu. Les résultats sont majoritairement peu significatifs, mais

ceux qui sont les plus significatifs montrent en majorité une **baisse d'abondance des populations**. La diversité des réponses observées semble due à des **capacités de résilience des populations de truites différentes** en fonction des situations. Des facteurs comme la nature des sédiments qui favorisent des zones de frayères, la dynamique des crues qui est un facteur de perturbation, ou encore la pente et la largeur des cours d'eau qui influencent aussi sur le niveau de résilience face aux crues, expliquent les variations dans les réponses constatées. Les barrages semblent **accentuer l'effet des perturbateurs naturels** comme les crues sur les portions court-circuitées. Ils accentuent également les effets liés à la taille du cours d'eau : les cours d'eau plus larges sont naturellement moins favorables aux populations de truite, et cet effet semble plus marqué sur les tronçons court-circuités. A noter que ces travaux de recherche ont permis de proposer une grille d'évaluation des impacts potentiels des barrages en fonction de leurs caractéristiques (hauteurs, débit réservé...) et des facteurs de résilience liés à la situation naturelle. Ces résultats permettent d'affiner la vision des impacts selon la variabilité des situations rencontrées (Fahrner, 2010).



A RETENIR

Les prélèvements en eau directs (pompages) entraînent directement une **réduction du débit**. Cet effet est plus fort en période de basses eaux. Les canaux de prélèvements, en plus de réduire les débits sur la ressource prélevée, modifient les chemins de l'eau à l'échelle du/des bassins versants, les relations nappes-rivières et les bilans hydrologiques entre les ressources (rivières, nappes).

La baisse des débits est **préjudiciable aux espèces aquatiques** surtout à l'étiage en raison de la baisse de la surface d'habitat, de la baisse des vitesses, des modifications de la qualité de l'eau (réchauffement, concentration en polluants, oxygénation). Une documentation importante existe sur l'effet de ces réductions de débits sur les populations de truites qui subissent des réductions d'abondance et des mortalités à l'étiage.

2.4.3.4 Effets des extractions en lit mineur

Les extractions en lit mineur sont interdites depuis 1994. Toutefois, les effets des extractions passées peuvent encore être visibles à l'heure actuelle.

2.4.3.4.1 Sur la morphologie

En accord avec les principes de l'équilibre entre la charge solide et liquide illustré par la **balance de Lane** (voir le sous-chapitre 2.2.3.1), la première conséquence d'une extraction est l'abaissement de la ligne d'eau au niveau de la fosse et l'augmentation de sa pente. Ceci a pour conséquence d'augmenter la force tractrice localement et de provoquer une dynamique d'érosion du fond du lit. Cette érosion va se propager vers l'amont, on parle **d'érosion régressive**. La deuxième conséquence est le comblement de la fosse par les apports successifs provenant de l'amont qui se traduit par un **déficit de matériaux solides en aval**. Ce déficit va aussi enclencher une dynamique d'érosion, qui se propage cette fois-ci vers l'aval. On parle **d'érosion progressive** (Degoutte, 2012).

L'érosion régressive s'arrête au contact d'un point dur comme par exemple un seuil rocheux. En principe, la pente d'équilibre qui se rétablit à l'amont **est égale à la pente initiale** si les apports solides sont inchangés. En revanche, l'incision progressive à l'aval due au déficit est compensée progressivement par les apports solides latéraux et il en résulte un enfoncement de moins en moins profond en allant vers l'aval, donc une diminution de la pente. Quand la fosse se comble complètement, le niveau initial du fond du lit peut ensuite se rétablir progressivement, mais plus ou moins rapidement (Degoutte, 2012).

Le déficit de charge provenant de l'amont va provoquer un **abaissement de la pente**. Pour cela, le cours d'eau peut s'enfoncer et/ou solliciter les berges par érosion. En effet, l'abaissement de pente peut se faire soit en allongeant la longueur du tracé par méandrage, soit en s'incisant depuis l'amont vers l'aval. Les protections de berges qui limitent les érosions latérales en principe favorisent donc l'enfoncement du lit (Degoutte, 2012).

L'importance du phénomène d'incision, sa **réversibilité ou son irréversibilité** après l'extraction dépend de sa fréquence (ponctuelle ou permanente), sa répartition (longueur du tronçon affecté), de la dynamique naturelle

de la rivière et des apports solides amont. Les incisions peuvent être ponctuelles ou généralisées à l'échelle d'un cours d'eau (Degoutte, 2012).

Dans certains cas, l'incision du lit a atteint le substratum sous jacent. Si celui-ci est très tendre (marnes, argiles), l'enfoncement peut être très rapide et le rendre irréversible. Le lit ne fait donc que s'enfoncer jusqu'à retrouver une pente d'équilibre. C'est le cas du Gardon à l'aval du pont de Saint-Chaptes où la vitesse d'enfoncement est d'un mètre en 10 ans (Degoutte, 2012).

Les matériaux arrachés au fond du lit finissent par être redéposés en aval, où ils s'accumulent et peuvent au contraire provoquer des zones d'exhaussement (Degoutte, 2012).



A RETENIR

Les extractions en lit mineur provoquent de part et d'autre de la fosse de prélèvement des problèmes **d'érosion régressive en amont et progressive en aval**. L'intensité des problèmes d'incision sur le long terme dépend de la fréquence et de la répartition des extractions (ponctuelle, permanente, longueur du tronçon affecté), de la dynamique naturelle de la rivière et des apports solides amont. Les incisions peuvent être ponctuelles ou généralisées à l'échelle d'un cours d'eau et **se poursuivre sur de nombreuses années même après l'arrêt des extractions**. Si l'incision atteint un substratum rocheux tendre, l'enfoncement peut être très rapide (par exemple 1 mètre en 10 ans sur le Gardon aval).

2.4.3.4.2 Sur l'écologie globale

Les effets écologiques sont ceux abordés dans le sous-chapitre sur la chenalisation des rivières (voir 2.4.3.1) à savoir une perte d'habitats aquatiques dans le lit du cours d'eau ayant des répercussions importantes sur les poissons et les macroinvertébrés, une baisse de connectivité avec la plaine alluviale et une dégradation des zones humides alluviales, une baisse des capacités auto-épuratoires de certains polluants des rivières.

2.4.3.5 Effets des extractions en lit majeur

2.4.3.5.1 Sur la morphologie

Les extractions en lit majeur peuvent affecter de manière très importante la morphologie des rivières en cas de capture du plan d'eau par rupture de la langue de terre qui les sépare. Cela provoque un changement de tracé de la rivière avec des répercussions qui peuvent s'avérer spectaculaires surtout lorsque le plan d'eau est important et profond. Celui-ci va jouer un rôle de décanteur à sédiments provoquant une érosion régressive par augmentation de la pente et une érosion progressive du fait du déficit provoqué à l'aval (Degoutte, 2012).

En général il existe des digues de protection empêchant ce phénomène de se produire. Toutefois ces dernières bloquent la dynamique latérale des rivières et peuvent aussi provoquer de manière indirecte des phénomènes d'incision au sein de la rivière. En outre, pour éviter ces phénomènes de capture, il est souvent réalisé des travaux de recalibrage évitant les débordements.

2.4.3.5.2 Sur l'écologie globale

Les effets écologiques sont ceux abordés dans le sous-chapitre sur la chenalisation des rivières (voir 2.4.3.1) à savoir une perte d'habitats aquatiques dans le lit du cours d'eau ayant des répercussions importantes sur les poissons et les macroinvertébrés, une baisse de connectivité avec la plaine alluviale et une dégradation des zones humides alluviales, une baisse des capacités auto-épuratoires de certains polluants des rivières.



A RETENIR

Les effets morphologiques dus aux extractions en lit majeur sont les mêmes que ceux dus à des extractions en lit mineur s'il se produit une capture de la gravière lors d'une crue (incision progressive et régressive). Les effets écologiques sont liés aux effets de l'incision (chenalisation du cours d'eau, homogénéisation des habitats).

2.4.4 Effets des contextes multi-pressions sur les organismes aquatiques, et impact de l'échelle

▪ Processus en jeux à différentes échelles

D'une manière très générale, il est intéressant de retenir que les petits cours d'eau de tête de bassins versants fonctionnent en **relation étroite avec les versants** qui les entourent, par exemple du point de vue hydrologique et aussi sédimentaire (Gomi et al., 2002 ; MacDonald et Coe, 2007). Ces petits cours d'eau sont soumis à des variables multiples et à de fortes fluctuations dans l'espace et dans le temps (Gomi et al., 2002). Ces milieux sont plus sensibles, et ils réagissent plus vite aux **pressions en lien avec l'occupation du sol** (Larue, 2004). Les impacts vont dépendre des mécanismes de **transferts** (ruissellement, écoulements hyporhéiques...), d'**accumulation** (zones de rétention des flux comme les haies, les zones humides, les talus, les dépressions...), et de **transformation** (épuration) à l'échelle des versants d'une part, mais aussi au sein des ruisseaux et leur corridor. L'importance de leur linéaire joue aussi un rôle majeur pour la qualité des cours d'eau aval (Alexander et al., 2007).

A plus large échelle, **l'effet des têtes de bassins est important**, cependant d'autres éléments rentrent également en jeu, comme :

- la **taille** du bassin versant qui joue sur la proportion de différents types d'occupation du sol, et atténuent l'effet d'un type d'occupation du sol par rapport à un autre,
- la **longueur du réseau** hydrographique qui joue sur l'atténuation de certains paramètres (pics de crues par exemple) grâce à la présence d'irrégularités (zones de stockage, de transfert, de recirculation...),
- la **forme du réseau hydrographique** qui joue sur les phénomènes de synchronisation et désynchronisation des écoulements qui peuvent amplifier ou atténuer des signaux (pics de crues par exemple).

▪ Impacts des contextes multi-pressions sur les assemblages d'espèces et influence de l'échelle

Au niveau écologique, il existe des **relations complexes**, entre amont/aval, versants/cours d'eau, mais aussi aval/amont, comme l'illustre le schéma ci-après (Meyer et al., 2007). Par exemple, un obstacle transversal bloque la remontée du poisson vers l'amont.

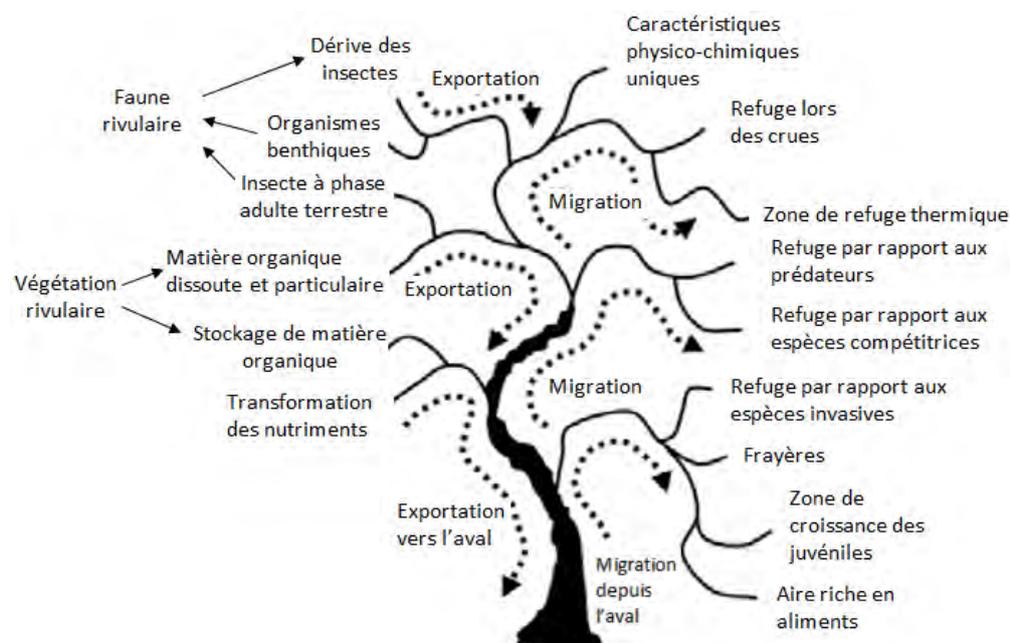


Figure 93 Schéma illustrant les relations écologiques complexes entre l'amont et l'aval d'un bassin versant (d'après Meyer et al., 2007)

Une étude sur **l'influence des échelles spatiales** (tronçon, corridor et bassin versant) sur la **composition des communautés aquatiques** (poissons et macro-invertébrés), réalisée à partir de données de **301 sites en France** entre 2005 et 2008, met en lumière les éléments suivants (Marzin et al., 2013) :

- les analyses de corrélations réalisées sur les données montrent que la **qualité de l'eau** est corrélée à **l'occupation du sol à l'échelle du bassin versant**, et les **pressions morphologiques** sont surtout corrélées à **l'occupation du sol sur le corridor**. Par exemple, l'enrichissement en nutriments est d'autant plus forte que la proportion de forêt est faible sur le bassin ; les indicateurs de morphologie (végétation, habitats du lit mineur, sédimentation de fines) montrent une dégradation plus forte lorsque la proportion de forêt du corridor est faible.
- **La principale pression** qui peut affecter significativement les communautés aquatiques à **l'échelle du tronçon** est la présence d'un **ouvrage transversal**, car il change complètement le type de milieu (eaux stagnantes contre eaux courantes). Les autres pressions déterminantes sur les communautés aquatiques à cette même échelle sont une mauvaise **qualité de l'eau** suivie d'une mauvaise **qualité morphologique locale**. A plus **large échelle**, les communautés aquatiques évoluent selon un gradient conditionné par l'occupation du sol dans le bassin ou dans le corridor.
- Chaque facteur, qu'il soit naturel ou anthropique, peut influencer les communautés aquatiques, **seul ou combiné avec d'autres facteurs**, de sorte qu'il est **délicat de conclure sur la prédominance** d'un facteur par rapport à un autre dans un certain nombre de cas. Par exemple, 28% de la variance expliquée de l'assemblage des communautés de poissons est dû à l'effet combiné des facteurs physiographiques, des facteurs à l'échelle tronçon et des facteurs à l'échelle du bassin versant (rectangle gris foncé dans la figure ci-après b), alors que 21% s'explique par les facteurs à l'échelle tronçon seul (rectangle blanc à contour en tirets dans la figure ci-après b).
- Toutefois, l'étude fait ressortir quelques **tendances générales** pour expliquer l'assemblage des communautés aquatiques (poissons et invertébrés) en fonction des échelles :
 - le **contexte physiographique seul** compte pour 1 /3 environ dans l'assemblage des communautés de poissons et d'invertébrés. Ceci montre bien ce qui est déjà connu, c'est-à-dire l'importance des hydroécotones par exemple dans la variabilité des communautés de macro-invertébrés.
 - les **poissons sont un peu plus sensibles** que les invertébrés aux **conditions physiques locales** (21% contre 10% pour la variance expliquée par les pressions à l'échelle tronçon seul, et 54% contre 45% pour la variance expliquée par les pressions à l'échelle tronçon seul ou combinées). Toutefois, il peut y avoir des nuances en fonction du niveau de perturbation. Par exemple, Wang et al. (2006) ont montré que dans un contexte peu perturbé, les poissons sont très fortement influencés par les caractéristiques physiques locales, mais quand le niveau de perturbation augmente à large échelle, la relative importance de paramètres physiques locaux diminue et celle des caractéristiques d'occupation du sol à plus large échelle (bassin) augmente (Marzin et al., 2013).
 - Les invertébrés et les poissons sont quasiment **autant influencés par les conditions du bassin versant et du corridor**, mais l'effet du bassin versant seul est plus fort pour les macro-invertébrés (11%) que pour les poissons (5%). Ceci pourrait être dû au fait que les macroinvertébrés sont globalement plus sensibles à la pollution diffuse et aux apports de fines dus à l'érosion des versants (colmatage du substrat) que les poissons, il y aurait donc un effet direct plus fort.

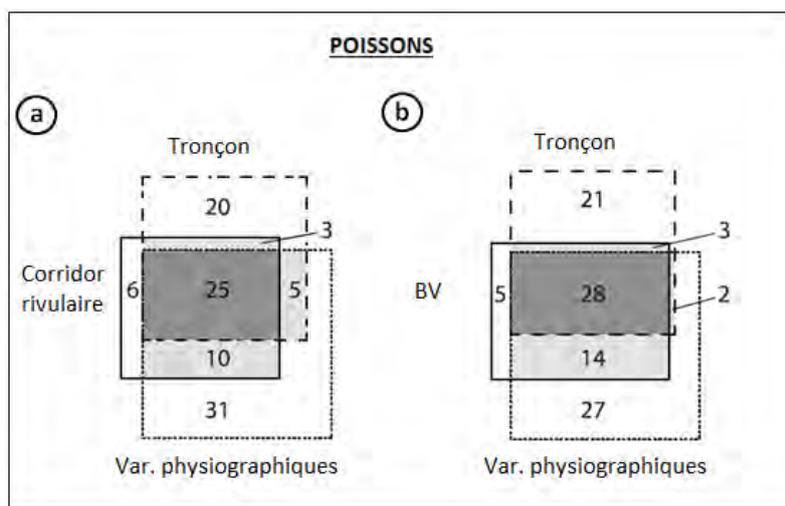


Figure 94 Pourcentage de variation de l'abondance relative des espèces de poissons expliqué par les différentes échelles (variables à l'échelle du tronçon ; du corridor ; du bassin versant (BV) ; variables physiographiques régionales). Deux analyses distinctes ont été réalisées pour éviter les doubles comptes : l'analyse (a) a été effectuée en prenant en compte l'occupation du sol dans le corridor uniquement ; l'analyse (b) a été réalisée en prenant en compte l'occupation du sol dans le bassin versant, incluant le corridor. A noter que l'ensemble de ces variables expliquent environ 30% de la variance totale (figure modifiée d'après Marzin et al., 2013).

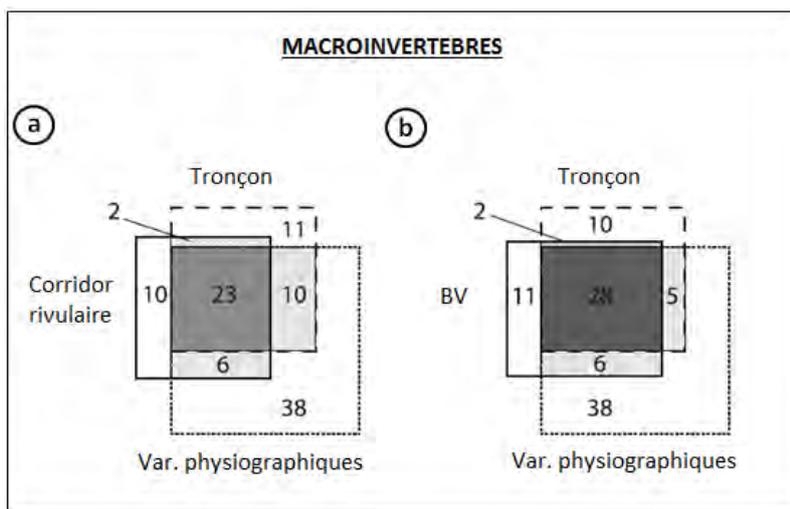


Figure 95 Pourcentage de variation de l'abondance relative des espèces de macroinvertébrés expliqué par les différentes échelles (variables à l'échelle du tronçon ; du corridor rivulaire ; du bassin versant (BV) ; variables physiographiques régionales). Deux analyses distinctes ont été réalisées pour éviter les doubles comptes : l'analyse (a) a été effectuée en prenant en compte l'occupation du sol dans le corridor uniquement ; l'analyse (b) a été réalisée en prenant en compte l'occupation du sol dans le bassin versant, incluant le corridor. A noter que l'ensemble de ces variables expliquent environ 15% de la variance totale (figure modifiée d'après Marzin et al., 2013).



A RETENIR

Cette étude montre que dans des **contextes multi-pressions**, les effets des différents aménagements sur les communautés d'espèces aquatiques **sont difficiles à distinguer les uns des autres**. Il est donc très délicat dans ces contextes d'informer les gestionnaires des milieux aquatiques sur les pressions les plus impactantes par rapports aux autres (Marzin, Verdonschot et Pont, 2013). Elle montre **aussi l'importance de considérer l'ensemble des échelles (local et global) et leurs pressions**, car toutes jouent un rôle. Ne s'intéresser qu'aux pressions d'occupation du sol du bassin versant (et donc aux problématiques de qualité) pose le risque de sous-estimer les facteurs à l'échelle du corridor, et inversement. Ainsi, pour avoir une vision globale des problématiques des milieux aquatiques, il est important de considérer toutes les échelles.

2.5 ÉLÉMENTS CLEFS DU CHAPITRE 2

Les éléments clefs :

Concernant le fonctionnement :

Les débits et les sédiments jouent un rôle majeur dans le fonctionnement des cours d'eau

- **Le débit et les sédiments** des rivières sont à l'origine du **façonnement morphologique** des rivières, par érosion, transport et dépôt. Ces variables sont influencées par les caractéristiques du bassin versant (topographie, pente et forme de la vallée, géologie, et substrat et végétation des berges, climat), mais aussi par les facteurs anthropiques ;
- Le **débit est un élément clef** du fonctionnement des rivières :
 - Sa répartition et son régime résultent des différents mécanismes qui rentrent en jeu dans le **cycle de l'eau** à l'échelle du bassin versant (climat, topographie, géologie, lien avec les nappes d'eau souterraine, végétation, facteurs anthropiques). Le bassin Rhône-Méditerranée présente tous les types de régimes hydrologiques définis à l'échelle française (pluvial océanique, pluvial méditerranéen, pluvio-nival, nivo-pluvial, nival, glaciaire) ;
 - Certains cours d'eau ont des écoulements **intermittents**, en fonction du climat (contexte méditerranéen notamment) mais aussi de la géologie (cas des pertes vers les nappes souterraines). Les zones d'assec se situent souvent en tête de bassin versant mais aussi moins fréquemment dans les portions intermédiaires des cours d'eau. Les prélèvements d'eau et le changement climatique peuvent en aggraver l'étendue ;
- Le transport et les caractéristiques des **sédiments** sont régis par des processus d'**érosion** (sur les versants et sur les berges), des processus de **transport** lors des crues (charriage, suspension), des processus d'**usure** (chimique et mécanique), et des processus de **dépôt**.

Les formes fluviales résultent de processus dynamiques

- Les **crues morphogènes** sont celles qui ont la plus grande efficacité en matière de transport solide, en fréquence et en quantité. Il s'agit le plus souvent de crues **courantes** (fréquence variable selon les cours d'eau, de 1 à 3 ans en général). Elles façonnent les formes fluviales et les habitats pour la faune et la flore aquatiques ;
- La capacité des rivières à s'ajuster aux variations de débit solide et liquide autour d'un profil d'équilibre moyen dépend de leur **puissance** (produit de la pente et du débit), mais elle est aussi fonction des **apports solides** et de la **cohésion des berges** (texture et végétation). Les cours d'eau à fort transport solide sont par nature très souvent en réajustement. A noter que l'état d'équilibre est rarement atteint, compte tenu des multiples pressions auxquelles sont soumis les cours d'eau ;
- La morphologie des rivières change au cours du temps. On parle de trajectoire morphologique au cours de laquelle le **style fluvial peut changer**. On peut citer par exemple le cas emblématique de la régression des secteurs en tresses des rivières des Alpes, due principalement à diverses formes d'aménagement et à un tarissement sédimentaire à long terme résultant de la reforestation naturelle suite à la déprise agro-pastorale ;
- Le fonctionnement physique des cours d'eau (eau/sédiment) dans leur contexte de bassin versant et au cours du temps est à l'origine d'une **grande variété de formes** : de la plus petite échelle (substrat du lit) à la plus grande (style fluvial). Il en résulte une **mosaïque** de milieux écologiques propres à chaque contexte physique, et une **variabilité** dans les trois dimensions de l'hydrosystème : **latéralement** au niveau de la plaine inondable et de la ripisylve, **longitudinalement** d'amont en aval, et **verticalement** au niveau du substrat et des relations nappes-rivières ;
- La connaissance du style fluvial actuel et son évolution historique est primordiale dans tout projet de restauration pour comprendre les **potentialités d'évolution physique du cours d'eau dans son contexte géographique**.

Suite →

Concernant les perspectives pour la société : des fonctions naturelles qui offrent des services au bénéfice des usages économiques et sociaux

- Les **structures et processus** naturels des cours d'eau soutiennent les **fonctions essentielles** des rivières. On peut citer l'importance de la zone hyporhéique, des échanges nappes-rivière, de la diversité des formes du lit mineur (méandres...), de la ripisylve, et des zones humides alluviales ;
- Historiquement, avec la vision hydraulique et aménagiste née avec l'évolution moderne de la société, les rivières ont pu être considérées comme des **drains** permettant d'évacuer les eaux. Cette fonction a dès lors été accentuée par la création d'aménagements de protections des inondations ou de drainage des terres pour le **développement socio-économique**. Les conséquences **écologiques** et l'accentuation des **risques inondations à l'aval** ont **changé la vision** des fonctions des rivières. Ce rapport met en évidence d'autres fonctions ignorées jusqu'à récemment et pourtant aussi importantes pour la société, et qui ont également été altérées par des aménagements passés. Il s'agit de **l'atténuation des débits de crues** par épanchement dans la plaine ou par effet peigne de la ripisylve, la **rétenion** de l'eau par les zones humides alluviales, la **recharge** des nappes souterraines, **l'auto-épuration** de certains polluants (matières organiques, azote...), le **refroidissement** des eaux par les apports des nappes souterraines, la **limitation de l'échauffement** des eaux en étiage par l'ombrage de la ripisylve, le soutien à la diversité de la **vie aquatique et riveraine** ;
- Les **perspectives** en termes d'usages ou d'utilité pour la société (souvent abordés sous le vocable de services écologiques) sont par exemple la diminution du risque inondation en aval (enjeu de **sécurité**), la protection de la ressource en quantité et en qualité (enjeu pour les **usages tels que la production d'eau potable, l'irrigation etc. et tout particulièrement ceux touchant à la santé publique**). D'autres perspectives concernent aussi l'amélioration du paysage et du **cadre de vie**, l'augmentation des possibilités d'activités **récréatives** et ludiques (pêche, observation naturaliste), les enjeux **éthiques** comme la préservation des milieux et de leur biodiversité pour les générations futures.

Concernant les effets des aménagements exerçant des pressions sur les cours d'eau :

- La **compréhension des pressions liées** aux aménagements est essentielle pour faire un **diagnostic** du fonctionnement des rivières. **Sans mésestimer certains effets écologiques favorables à la diversité** (zones humides associées à la création de plans d'eau...), le diagnostic vise surtout les pressions qui compromettent les fonctions importantes pour la société, et qui **peuvent être visées par des mesures** d'atténuations des impacts ou de restauration physique ;
- A noter, l'ensemble des effets énumérés ci-après sont des tendances, dont l'intensité et les répercussions sont **propres à chaque contexte** de rivière et de type de pressions. Seul un **diagnostic contextualisé** peut permettre d'évaluer l'intensité des pressions, les pertes de fonctions associées, et de pondérer les avantages et inconvénients des aménagements visés au regard des besoins et enjeux socio-économiques.

Cas des aménagements présents sur le bassin versant :

- Les aménagements et l'occupation du sol sur le bassin versant ont des effets sur les **transferts d'eau et de sédiments** vers les cours d'eau :
 - Transferts d'eau : **l'imperméabilisation** des sols par l'urbanisation augmente et accélère le ruissellement et donc l'intensité des débits de crues. Par ailleurs, les aménagements urbains ou agricoles (fossés, drains, réseaux d'assainissement...) tendent à **déstocker les eaux** des sols et les évacuer plus rapidement vers l'aval. L'effet sur les **débits d'étiage** est dépendant des processus de recharge des nappes souterraines par infiltration, de leur géométrie et de leurs connexions aux cours d'eau ;
 - Transferts de sédiments : certaines pratiques agricoles de **travail du sol** favorisent l'érosion et provoquent des apports excessifs de sédiments fins dans les cours d'eau. Par ailleurs, différents types d'aménagements, l'exploitation passée importante des ressources alluvionnaires des lits mineurs et la reforestation naturelle en lien avec la déprise agricole et pastorale au cours du XXe siècle expliquent en partie le tarissement **sédimentaire** et les phénomènes d'**incision** de nombreux cours d'eau du bassin Rhône-Méditerranée ;
 - Ces transferts entraînent aussi un **lessivage** de polluants dans les cours d'eau, autant en contexte urbain qu'agricole.

- Ces altérations d'ordre hydrologique et sédimentaire entraînent aussi des problèmes d'**incision** du fond des rivières par augmentation des pics de crues en contexte urbain par exemple, ou d'accumulation de **sédiments fins** en contexte agricole. Ces pressions sont à l'origine de l'**homogénéisation** des habitats aquatiques et de la **perte des espèces** sensibles à ces altérations. En outre, les impacts écologiques sont accentués par les **pollutions** diffuses ou ponctuelles liées aux activités présentes sur le bassin versant.

Cas des aménagements du lit des rivières :

- Les pressions anthropiques qui s'exercent directement dans le lit mineur sont par exemple les travaux de **chenalisation** et d'endiguement, les **ouvrages** transversaux (seuils et barrages), et les travaux d'**extractions** de granulats. Même si les extractions en lit mineur sont interdites depuis 1994, leurs effets peuvent encore être présents à l'heure actuelle ;
- Selon les cas, les effets possibles résultant de ces aménagements concernent le **déficit** en sédiments, l'**incision** des lits des rivières, l'**accélération des crues** vers l'aval, ou l'**abaissement** des nappes souterraines d'accompagnement. Sur le plan écologique, ces phénomènes entraînent une **perte de la diversité et de la qualité** des habitats aquatiques, un dépérissement des zones humides alluviales par **déconnexion** des échanges avec le lit mineur et les nappes alluviales, une perte des capacités d'**auto-épuration de certains polluants**. On peut aussi citer les problèmes de **déstabilisation** d'ouvrages d'art (ponts, digues...), et de **baisse de productivité** de captages d'eau ;
- A ces effets peut-être ajouté l'effet **obstacle à la migration** des poissons pour ce qui concerne spécifiquement les **ouvrages transversaux**. Ces ouvrages ralentissent les vitesses d'écoulement pour les débits faibles à moyens et ont donc des répercussions sur le **temps de séjour** de l'eau, et donc des effets sur la physico-chimie, en particulier sur la température et l'oxygène (la température est un facteur majeur pour la physiologie et la dynamique des populations d'organismes aquatiques). Les habitats aquatiques peuvent **perdre leur diversité** sur de longues distances même si, parfois, localement des habitats nouveaux peuvent être créés (se pose alors la question de l'évaluation des gains et des pertes en matière de biodiversité et de fonctionnalités écologiques). L'effet des barrages est plus significatif que l'effet des seuils en raison de l'importance de la retenue, toutefois, des effets significatifs ont été constatés sur les rivières présentant une succession de petits seuils et donc de plans d'eau.

Effet d'échelle :

- Les cours d'eau de **tête de bassin versant** sont très influencés par les conditions d'occupation du sol des **versants**, lesquelles ont un effet sur les transferts d'eau, de polluants et de sédiments ;
- **Plus à l'aval**, lorsque la taille du cours d'eau et de son bassin versant augmente, cette influence des versants est moins directe car les transferts sont majoritairement influencés par les **processus** au sein du réseau hydrographique et de son corridor (transferts de pollutions atténués par des processus d'auto-épuration de certains polluants, quantité de sédiments augmentée par les apports d'affluents, synchronisation ou désynchronisation des pics de crues le long du réseau hydrographique). La morphologie des cours d'eau aval est influencée par les pressions du corridor aussi bien au niveau local (urbanisation, chenalisation) qu'en amont (blocage des sédiments par un ouvrage à l'amont par exemple) ;
- Si les cours d'eau de l'amont sont déjà pollués, ils ont une forte influence sur la qualité des cours d'eau en l'aval ;
- Le cumul des pressions de l'amont vers l'aval rend tout de même difficile la distinction du rôle joué par chaque pression prise individuellement (augmentation de l'emprise urbaine par exemple).

3 LA RESTAURATION PHYSIQUE DES RIVIERES : ENSEIGNEMENTS ET PRECONISATIONS

3.1 INTRODUCTION

La restauration des rivières est une pratique relativement récente (au moins 20 ans) qui vise à réhabiliter les fonctions écologiques des rivières dans une perspective d'amélioration de la qualité écologique mais aussi de plus en plus en visant d'autres intérêts, notamment socio-économiques. Le présent chapitre a pour but de décrire :

- les **objectifs** que l'on peut se donner en matière de restauration (écologique, inondation, sociologique et économique, adaptation au changement climatique) ;
- les **principes d'actions** et les **effets attendus** par élément hydromorphologique visé ;
- les mesures les plus **pertinentes** en fonction du **type** de cours d'eau ;
- des **exemples** d'opérations de restauration illustrant les effets attendus ;
- les enseignements et préconisations en matière de **conduite de projets** du point de vue des sciences sociales ;
- les facteurs de réussites et **recommandations générales** formulées dans la littérature.

3.2 QU'ENTEND-ON PAR RESTAURATION ET QUELLES EN SONT LES ATTENTES ?

3.2.1 La notion de restauration : une construction sociale dont les attentes évoluent

NB : les éléments présentés dans ce sous-chapitre sont principalement issus de la thèse de Bertrand Morandi (2014) qui constitue une analyse des pratiques de restauration actuelles et passées.

Années 1990 : le tournant entre une optique hydraulique et paysagère et une optique écologique

Les années 1990 marquent un changement de paradigme dans la définition du terme restauration (Morandi, 2014). En effet, **en France dans les années 1970 à 1990**, la notion de restauration était utilisée dans une optique « **hydraulique et paysagère** ». L'objectif était davantage lié à une nécessité d'entretien, à la fois pour des raisons hydrauliques (anticipation des embâcles, problématique de débordement) et pour des raisons paysagères qui étaient très liées à la représentation des cours d'eau (problématique de fermeture du paysage liée au manque d'entretien, accès aux cours d'eau). Cette période semble aussi être marquée par une prise de conscience des impacts des travaux sur les cours d'eau (voir aussi le chapitre 1.3.1 sur ce sujet). Ainsi de nombreuses recommandations ont pu être formulées pour limiter ces impacts (privilégier les coupures sèches de méandres (utilisées lors des crues) plutôt que les travaux de rectification/curage/recalibrage, ou bien privilégier le génie végétal pour la gestion de l'érosion de berges) (Morandi, 2014). **A partir des années 1990, la notion de restauration a progressivement évoluée.** Les travaux dans ce domaine se sont au fil du temps davantage axés sur des **objectifs écologiques** (Morandi, 2014) (voir le chapitre 1.3.2 pour connaître l'évolution de la gestion récente des cours d'eau). En outre, à partir des années 2000, avec les objectifs d'atteinte du bon état des masses d'eau, les gestionnaires se sont intéressés encore plus à la restauration physique qui est apparue comme un des facteurs limitant la reconquête du bon état écologique (Adam et al., 2007 ; Bouni, 2014). Aujourd'hui, les **deux paradigmes** (« restauration écologique », et « restauration hydraulique et paysagère ») **continuent de coexister**, même si la notion de restauration est beaucoup plus souvent axée sur les aspects écologiques (Morandi, 2014). La place croissante de la restauration écologique dans la gestion des milieux aquatiques par rapport à la restauration hydraulique et paysagère est liée d'une part à une meilleure connaissance du fonctionnement des cours d'eau, et à des nouvelles législations et réglementations sur la gestion de l'eau à la faveur d'une prise de conscience environnementale (Morandi, 2014).

Années 1990 : la restauration écologique est axée vers la restauration d'un état pré-perturbation

Dès les années 1990, la conception de la **restauration écologique**, appuyée par les définitions proposées par les scientifiques, était tournée vers le retour à un état pré-perturbation, comme l'illustrent ces deux définitions.

Définition de J. Cairn, 1991 :

“The complete structural and functional return to a pre-disturbance state” (Cairns, 1991 dans Downs et Thorne, 2000), qui peut se traduire par “la restauration complète de la structure et du fonctionnement de l'écosystème avant perturbation.”

Définition du *Committee on Restoration of Aquatic Ecosystem* du *National Research Council (NRC)*, organisme public des États-Unis en charge de transmettre les connaissances scientifiques aux acteurs politiques et au grand public :

“Restoration means returning an ecosystem to a close approximation of its condition prior to disturbance. Accomplishing restoration means ensuring that ecosystem structure and function are recreated or repaired, and that natural dynamic ecosystem processes are operating effectively again” (National Research Council, 1992), qui peut se traduire par “la restauration signifie le retour à un état proche de celui avant perturbation. Restaurer signifie recréer ou réparer la structure et les fonctions de façon à ce que les processus de dynamique des écosystèmes naturels fonctionnent à nouveau efficacement.”

Début des années 2000 : la notion évolue vers la notion d'auto-réparation, une plus grande prise en compte des processus dynamiques et de la trajectoire évolutive des rivières

De l'idée d'un retour aux conditions pré-perturbations, le concept de restauration a évolué vers des pratiques qui visent à **initier ou faciliter l'auto-réparation**, c'est-à-dire la reprise des **processus** qui permettront le retour de l'écosystème vers la trajectoire écologique attendue. La Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group (2004) propose ainsi la définition suivante :

“Ecological restoration is the process of assisting the recovery of an ecosystem that has been degraded, damaged, or destroyed” qui peut se traduire par “**la restauration écologique est le fait d'aider l'autoréparation d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit.**”

En France, **l'ONEMA a par exemple proposé une définition** qui se rapproche de celle du SER ci-avant, dans le recueil d'expérience sur l'hydromorphologie des cours d'eau (ONEMA, 2012b). C'est la plus récente et celle qui est promue de façon générale par l'organisme national de gestion des milieux aquatiques.

“Un projet de restauration physique de cours d'eau est l'ensemble des actions qui tentent de rétablir les **processus** géomorphologiques (la dynamique fluviale), dont l'échelle d'intervention est significative et dont les effets bénéfiques, en termes de morphologie et de fonctionnement, sont **pérennes**. Autrement dit, sans retourner à un état préalable aux altérations d'origine humaine, le système présente un fonctionnement morphologique et écologique à la fois **autonome** et similaire à ce qu'il était avant sa dégradation. On n'a donc plus besoin ensuite de ré-intervenir, sauf pour des travaux ponctuels s'apparentant à de l'entretien léger” (ONEMA, 2012b).

Cette définition introduit une notion de **pérennité et d'autonomie de l'écosystème**, et elle précise qu'il ne s'agit pas obligatoirement de revenir à un état identique avant altération, mais plutôt de revenir à un fonctionnement plus **autonome**, où on accepte qu'un lit puisse bouger, éroder et déposer les sédiments, dans la mesure où on sait que ces processus sont importants dans le fonctionnement écologique global du cours d'eau. Cette définition appuie aussi sur la notion de **résilience**, c'est-à-dire la capacité du cours d'eau à s'adapter face aux fluctuations des phénomènes naturels (crue par exemple) et face aux pressions anthropiques qui existent et qui ne peuvent être supprimées (ONEMA, 2012b). Elle oriente les actions vers une recherche de solutions qui permettent de vivre à côté d'un cours d'eau tout en essayant d'éviter sa dégradation et d'améliorer son fonctionnement et son état. Par la restauration des fonctionnalités naturelles du cours d'eau, on cherche un fonctionnement plus autonome, diversifié et auto-régulé, de manière à enrayer l'érosion de la biodiversité du cours d'eau, à améliorer la qualité physico-chimique (nutriments, température...), à améliorer **l'état écologique**.

A noter qu'en France **d'autres termes** ont été, ou sont, encore utilisés pour désigner des actions de restauration écologique. Il s'agit des termes « **renaturation** » et « **réhabilitation** ». Ils sont apparus dans les documents de gestion de l'eau à partir des années 1990 pour les distinguer du terme de restauration, qui était employé jusqu'alors pour désigner la restauration hydraulique et paysagère. Malgré des nuances et des évolutions dans la définition et l'emploi de ces termes, il semble **qu'aujourd'hui**, ils apparaissent comme des

concepts **synonymes** avec la nouvelle conception de la « restauration écologique ». Il s'agit de termes génériques regroupant la notion d'amélioration de la structure et du fonctionnement des écosystèmes des cours d'eau. En effet, dans 81% des documents français qui emploient « réhabilitation » et « restauration » au sein du même document, aucune distinction explicite n'est mise en avant entre les deux termes. De même, dans seulement 6% des études, une distinction est faite entre le terme « renaturation » et « restauration ».

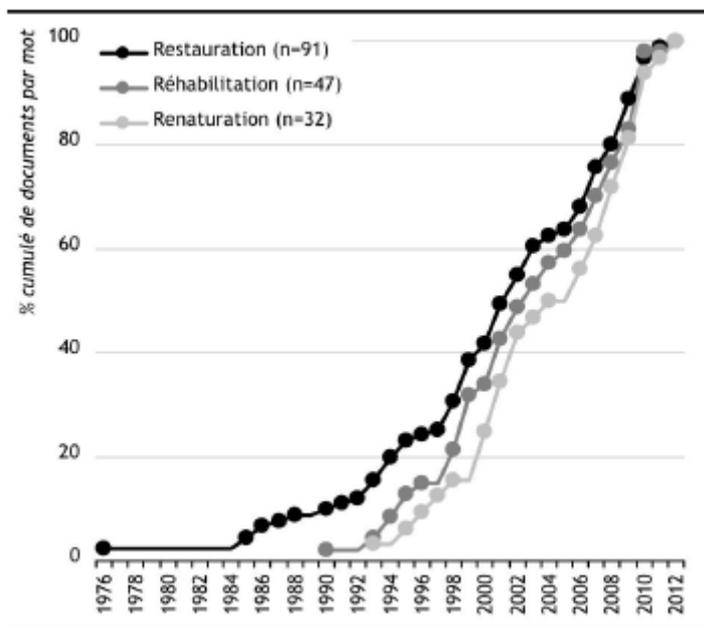


Figure 96 Évolution de l'emploi des termes restauration, réhabilitation et renaturation entre 1976 et 2012 (Morandi, 2014)

Débat actuel : vers une définition basée davantage sur des objectifs et un élargissement aux enjeux socio-économiques

De nombreuses contradictions et difficultés sont mises à jour par les scientifiques avec les conceptions de la restauration qui ont prévalu jusqu'à maintenant (Cottet, 2010 ; Dufour et Piégay, 2009 ; Lévêque, 2016 ; Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group, 2004). En effet, tout d'abord, la **référence historique**, qui par ailleurs est perçue comme stable, peut s'avérer **difficile à définir**, en particulier dans les pays européens où les milieux naturels sont le résultat d'interactions millénaires avec les hommes (Cottet, 2010 ; Dufour et Piégay, 2009 ; Lévêque, 2016). En admettant qu'il soit justifié de choisir telle ou telle période de référence, l'état historique souhaité serait difficile à atteindre du fait de l'évolution des variables en jeu et du fait que les écosystèmes suivent des trajectoires évolutives (Dufour et Piégay, 2009).

Par ailleurs, même si on prend en compte la trajectoire d'évolution, il semble qu'il soit difficile de prévoir le type de restauration qui soit pérenne sur le long terme car la trajectoire d'un écosystème est **non linéaire, non déterministe et chaotique** (Cottet, 2010). La notion de trajectoire ne peut être utilisée qu'à court-terme et pour des perturbations localisées (Dufour et Piégay, 2009).

De plus, les activités humaines ne sont pas toujours à l'origine d'une faible diversité et fonctionnalité, et certains **milieux façonnés par les hommes** peuvent apparaître plus intéressants en termes de biodiversité que ceux d'il y a plusieurs siècles en arrière. Dans ce cas, la question se pose de savoir s'il est souhaitable de revenir à un écosystème historique. Il apparaît que toutefois, à une large échelle, les systèmes les plus impactés sont les moins fonctionnels (Dufour et Piégay, 2009).

Par ailleurs, les processus naturels peuvent conduire à une baisse du nombre d'habitats et donc à une baisse de la biodiversité. Par exemple, une rivière en tresses peut avoir des milieux alluviaux terrestres plus pauvres en termes d'habitats que des rivières à méandres très dynamiques. En revanche, les rivières en tresses n'en sont pas moins importantes car elles peuvent héberger des espèces pionnières ou menacées. Se pose alors la question de **quel type de rivière il est pertinent de privilégier au détriment d'un autre**, en fonction de l'ensemble des variables naturelles et anthropiques qui rentrent en jeu. Des auteurs proposent de voir les

choses à **plus large échelle, et de viser une diversité et une complémentarité des milieux** (Brierley et Fryirs, 2000; Graf, 1996 dans Dufour et Piégay, 2009).

Il est admis en revanche **qu'une baisse des processus dynamiques conduit à une baisse de l'hétérogénéité spatiales et donc de la biodiversité** (Dufour et Piégay, 2009). Toutefois, les érosions sont utiles à la biodiversité dans certains cas mais dans d'autres elles conduisent à la destruction d'habitats. Il semble que la valeur que l'on porte à certains processus dépend du système considéré. De même, la connectivité peut être souhaitée dans certains cas mais pas dans d'autres à cause des invasions d'espèces ou des apports d'eau de moins bonne qualité par exemple. Il semble donc qu'un même processus n'est pas valorisable de la même manière en fonction du contexte. Un des défis à l'avenir est de mieux comprendre la complexité régionale et les liens entre processus et services dans des configurations particulières (Dufour et Piégay, 2009).



BESOINS EN CONNAISSANCE

Mieux comprendre la complexité régionale et les services que l'on peut en attendre, car il est difficile de généraliser l'intérêt de tel ou tel processus écologique à tous les cours d'eau.

Face aux multiples débats que suscite la définition de la restauration, de nombreux auteurs proposent d'avoir une **stratégie de restauration basée sur des objectifs** plutôt que sur une référence (historique ou trajectoire) (Bazin et Barnaud, 2002; Hobbs, 2007; Miller et Hobbs, 2007; Palmer et al., 2005; Amoros, 2001; Dufour et Piégay, 2009). De plus, depuis qu'il a été montré les nombreux intérêts que les sociétés peuvent avoir en prenant soin de la nature plutôt qu'en cherchant à la contraindre, de nombreux auteurs soulignent l'importance de voir la restauration en termes de **services écosystémiques** associés, dans une optique de **développement durable**, et également de **bien-être humain** (Aronson Clewell et al., 2006 ; Aronson Milton et al., 2006; Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group, 2004; Dufour et Piégay, 2009).



DEBATS

Il existe un débat sur l'usage du terme restauration. Ce terme renvoie souvent à l'idée de restaurer les écosystèmes selon une référence historique ou une trajectoire fonctionnelle idéalisée, et certains auteurs préfèrent utiliser le terme **renaturation** qui renverrait davantage à des objets et processus naturels favorables pour atteindre des objectifs fixés. Mais le terme de renaturation fait aussi débat : renaturer consistant à retrouver un état proche de l'état naturel initial (Larousse). Or ce dernier ne constitue parfois plus une référence pertinente.



A RETENIR

Le concept de restauration a **évolué au cours du temps** : de préoccupations plutôt hydrauliques, d'accès aux cours d'eau, on est passé progressivement à des considérations écologiques dans les années 1990. Les différentes définitions cohabitent encore aujourd'hui et attestent des **différentes attentes** en matière de gestion des rivières. Ces éléments attestent d'une **construction sociale** de la signification que l'on donne à la restauration. Aujourd'hui, la restauration sous l'angle de la DCE, vise à améliorer le fonctionnement des rivières, à limiter les pressions dans une optique de gestion durable permettant de satisfaire de nombreux besoins socio-économiques (Secrétariat technique SDAGE du bassin Rhône-Méditerranée, 2011). On observe également aujourd'hui de nouvelles attentes, notamment en matière de services écologiques, cadre de vie, patrimoine naturel, paysage, activités récréatives.

La restauration est souvent entreprise en **référence à un état passé**. La complexité du fonctionnement des écosystèmes, leur grande variabilité dans le temps et dans l'espace, et les interactions millénaires des milieux naturels avec les hommes rend difficile l'application d'objectifs uniquement basés sur cette vision.

Pourtant le **besoin de restaurer est aujourd'hui largement admis**, mais ce besoin rencontre des attentes renouvelées de la société. La notion de restauration a aujourd'hui davantage de sens si l'on considère des **objectifs pragmatiques, réalistes en lien notamment avec une éthique de bon usage des rivières pour un développement durable de la société**. L'enjeu qui découle de ce constat est de réussir à concilier les divers objectifs, attentes et usages à des échelles cohérentes pour garantir un développement durable.

3.2.2 Quels objectifs peut-on rechercher en matière de restauration ?

3.2.2.1 Cadre pour la définition des objectifs de restauration

La réglementation fournit un cadre et des obligations pour parvenir à un état écologique des rivières (bon état) qui permet de satisfaire les attentes de la société en matière environnementale, économique et sociale

La DCE fixe actuellement des objectifs de **bon état des masses d'eau**. En dehors de l'amélioration de la qualité intrinsèque de l'eau, la restauration du fonctionnement des rivières est reconnue comme un **levier clef** pour l'atteinte du bon état des masses d'eau. La DCE est d'ailleurs très **incitative** pour la mise en place de projets de restauration. Et en effet, en pratique, c'est l'objectif réglementaire qui est souvent à l'origine de l'action. La DCE est d'ailleurs souvent perçue comme un objectif en soi. Or, certains scientifiques notent qu'il est plus judicieux de considérer **l'outil réglementaire DCE comme un moyen** pour atteindre un état souhaitable des cours d'eau, qui permet de satisfaire un ensemble de **services écosystémiques durables** (Dufour et Piégay, 2009 ; Lévêque, 2016). D'ailleurs à ce titre, la note du secrétariat technique du SDAGE du bassin Rhône-Méditerranée sur le bon état des eaux rappelle l'intérêt de cette notion (Secrétariat technique du SDAGE du bassin Rhône-Méditerranée, 2011). Il s'agit bien d'améliorer la qualité écologique en vue d'apporter des **bénéfices** à une large gamme d'activités sociales et économiques, à des coûts acceptables pour la société. Ceci confirme l'importance qui doit être accordée à la **réflexion contextualisée et intégrée** (tous les enjeux) sur les objectifs de restauration que l'on peut se fixer, tout en s'appuyant sur le référentiel réglementaire comme outil.

D'autres réglementations et dispositifs réglementaires en vigueur sont incitatifs en matière de restauration écologique. Il s'agit en particulier des réglementations en faveur de la protection des espèces et des habitats comme **Natura 2000** par exemple. D'autres réglementations peuvent appuyer les projets de restauration car les objectifs peuvent converger. C'est le cas des réglementations sur la gestion du **risque inondation**, sur la lutte contre **les pollutions**.

L'analyse croisée du contexte à la fois physique, écologique et sociétal est importante pour guider les choix de restauration

Dufour et Piégay (2009) proposent un cadre pour la définition des objectifs de restauration basée à la fois sur une analyse du **fonctionnement physique** de la rivière à restaurer dans ses dimensions historiques et dans sa

trajectoire actuelle et future, et sur une réflexion sur les **enjeux et attentes sociétales**. Le diagnostic physique comprend par exemple l'analyse de l'évolution morphologique de la rivière en lien avec l'influence à la fois naturelle et anthropique. Il s'agit également de comprendre les processus hydromorphologiques à l'œuvre dans l'état actuel et comment ils sont susceptibles d'évoluer. Pour cela, la comparaison avec des secteurs similaires en termes de fonctionnement sur la même éco-région est utile. La question de la définition des enjeux et des attentes sociétales implique la participation des différents acteurs concernés par le projet (Dufour et Piégay, 2009). La définition des enjeux et des attentes dépend des usages en place, de la réglementation mais aussi des valeurs et des attachements des différents acteurs. Les raisons de l'importance de mobiliser des approches intégrées et aussi de manière concertée dans le cadre de la conduite de projets de restauration sont abordées dans le sous-chapitre 3.6 à la lueur des connaissances sur les sciences humaines et sociales.



A RETENIR

Le choix des objectifs de restauration relève d'une **démarche contextualisée et intégrée**. Il dépend à la fois d'éléments de **diagnostics** du fonctionnement physique et écologique des cours d'eau et d'une réflexion sur les **enjeux et besoins sociétaux** dans un optique de **développement durable**. Cette démarche permet notamment de comprendre l'intérêt des actions de restauration au-delà de la simple application de la réglementation en vigueur. L'enjeu est de dépasser les visions sectorielles qui s'affrontent, et ne pas sous-estimer la multiplicité des besoins et enjeux dans un contexte de développement durable.

3.2.2.2 Quels pourraient être les objectifs recherchés en termes de bénéfices pour la société

3.2.2.2.1 Bénéfices sociétaux du bon état des eaux

La restauration est **un levier pour améliorer l'état des eaux**, lui-même gage pour satisfaire un ensemble de **services écosystémiques durables** (tableau ci-après). De manière plus spécifique, le sous-chapitre 2.3 a présenté un ensemble de fonctions des rivières en bon état (régulations hydrologique, auto-épuration de certains polluants...) qui peuvent être améliorées par les travaux de restauration, et être à l'origine des services écosystémiques ci-après. Le lecteur est renvoyé à ce chapitre pour davantage de détail sur les attentes que l'on peut avoir en matière de fonctionnalité des rivières et des services associés.

Tableau 13 Liste des différents services rendus par les milieux aquatiques (tableau extrait de Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011)

Services d'approvisionnement	Services de régulation
<ul style="list-style-type: none"> ■ Ressources alimentaires (poissons, coquillages, gibier d'eau, fruits et graines, fourrages et peaux) ■ Fibres et matériaux divers (bois, tourbe, fourrages, roseaux) ■ Ressources biochimiques et génétiques (médicaments, biocides) ■ Fourniture d'eau* (domestique, agricole, aquacole, industrielle) <ul style="list-style-type: none"> ■ Granulats et autres ressources minérales** 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Régulation du climat (production/captage de gaz à effets de serre, pluviométrie) ■ Régulation hydrologique (stockage et relargage, alimentation des nappes) ■ Purification et traitement des eaux ■ Régulation de l'érosion et de la sédimentation, stockage de sédiments ■ Régulation des risques naturels (inondations, tempêtes) ■ Régulation biologique : entretien de bio auxiliaires et régulation d'espèces nuisibles ou envahissantes
Services socio-culturels	Divers
<ul style="list-style-type: none"> ■ Services spirituels, esthétiques et religieux (mythes, cultes, création artistique, valeur hédonique, valeur d'existence d'espèces ou d'habitats) ■ Services récréatifs et de bien-être (détente, loisirs aquatiques**, tourisme, pêche et chasse récréative) <ul style="list-style-type: none"> ■ Education (classes d'eau, classes de mer) 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Services spirituels, esthétiques et religieux (mythes, cultes, création artistique, valeur hédonique, valeur d'existence d'espèces ou d'habitats) ■ Services récréatifs et de bien-être (détente, loisirs aquatiques**, tourisme, pêche et chasse récréative) <ul style="list-style-type: none"> ■ Education (classes d'eau, classes de mer)

3.2.2.2.2 Perceptions des impacts de travaux de restauration par les différents acteurs du projet : apports de 3 cas d'étude sur le bassin Rhône-Méditerranée

Une **enquête** sur la **perception des acteurs sur les bénéfices** de travaux de restauration entrepris sur leur territoire, sur le plan **sociologique, économique et politique**, a été entreprise en 2014 sur le bassin Rhône-Méditerranée (Farinelli, 2014). **Trois cas d'étude** ont été sélectionnés et comparés : reméandrage sur la petite **Veyle** (01, Ain), mise en place d'une rivière de contournement sur le **Raddon** (70, Doubs), revitalisation du **Cadereau d'Ales** à Nîmes (30, Gard). Cette étude apporte un éclairage sur les perceptions **après la réalisation** de projet, ce qui est assez peu pratiqué. En effet, les analyses de perceptions sont souvent réalisées en amont ou en parallèle des projets pour enrichir la démarche de construction du projet, mais rarement après travaux. Des entretiens individuels ont été réalisés auprès de différents types d'acteurs concernés par les travaux. Les impacts des travaux perçus par les acteurs ont été rangés dans différentes catégories, et les impacts positifs et négatifs ont été distingués (voir la figure ci-après). Cette étude, bien que **qualitative et exploratoire**, a permis de montrer quelques tendances intéressantes à souligner.

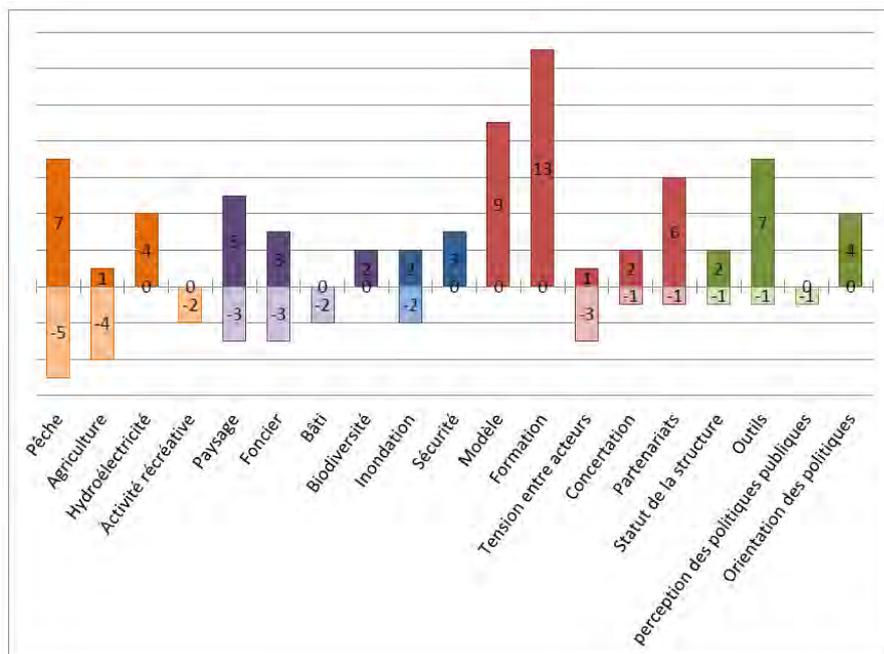


Figure 97 Répartition des jugements négatifs ou positifs des impacts des travaux en fonction des différentes thématiques abordées (Farinelli, 2014)

Les gains sociologiques perçus après travaux sont les suivant :

- **Montée en compétence** technique, de **sensibilisation**, d'**apprentissage** des méthodes de travail en collectif,
- **Communication** sur la réussite des projets (par exemple, le propriétaire de l'usine hydroélectrique du Raddon, a partagé son expérience avec d'autres collègues hydroélectriciens)
- **Amélioration des partenariats** principalement au niveau local (collectivité/agriculteurs, entre collectivités, synergies entre élus et chargés de mission) mais aussi avec les autres institutions (association rivière Rhône-Alpes, Agence de l'eau), même si **des tensions** ont été soulignées (entre propriétaires riverains et collectivités locales),
- **Évolution des politiques locales** en faveur des travaux de restauration (utilisation de nouveaux outils comme la prise d'un arrêté de protection de biotope sur la Veyle, ou évolution des orientations du SAGE Vistre),
- **Renforcement de la légitimité** des structures de gestion dans la majorité des cas.

Concernant les usages, les perceptions des travaux de restauration sont plus contrastées. C'est le cas de la **pêche** pour laquelle il ressort des difficultés d'accès à la rivière et des changements de pratique dus à la disparition d'un plan d'eau pas toujours bien perçues. Pour l'**agriculture**, il ressort des difficultés liées à l'envasement d'un abreuvoir, au manque d'entretien des parcelles qui donne une impression de saleté (orties, chardons, terme de « prairie sale » employé). Sur le **plan financier**, les aides et crédits sont perçues positivement, mais les acteurs soulignent aussi des surcoûts liés à de nouvelles pratiques (l'entretien du bocage par exemple). En revanche, le cas du Raddon a permis de montrer qu'il **était possible de concilier les enjeux économiques et écologiques**, car ce projet a été particulièrement bénéfique pour son propriétaire. La mise en place d'une rivière de contournement et l'aménagement d'une nouvelle prise d'eau à la place de l'ancien seuil a permis d'améliorer la productivité (hauteur de chute plus importante, et augmentation de puissance de 130 kWh à 190 kWh) et les conditions d'exploitation (facilités d'intervention).

En termes de paysages, certains semblent contents du résultat qu'ils considèrent **plus agréable** et plus vivant, alors que d'autres n'apprécient pas l'aspect trop naturel et non entretenu qu'ils jugent non plaisant. La perception des impacts relatifs au **foncier** est très **contrastée**. Il ressort autant de jugements négatifs liés à la perte de terres, que de jugements positifs liés au contraire au gain de terres dans le cadre de rachat par la mairie. Cette étude montre des gains intéressants au niveau des politiques locales, de la dynamique partenariale, de la communication. Par rapport aux usages et des paysages, le ressenti est plus contrasté.

3.2.2.2.3 Bénéfices économiques de travaux de restauration sur les activités récréatives : apports de 4 cas d'étude sur le bassin Rhône-Méditerranée

Une étude d'évaluation des impacts des travaux de restauration sur les **activités récréatives** a été menée en 2015 sur le bassin Rhône-Méditerranée (Jolly, 2015). **Quatre sites** ayant fait l'objet de travaux de restauration ont été analysés et comparés : restauration de l'espace de mobilité du Chéran (73, Savoie), recharge sédimentaire sur le Haut-Drac (05, Hautes-Alpes), reméandrage sur le Drugeon (25, Doubs), restauration de îlons et augmentation du débit réservé au niveau de plusieurs aménagements hydroélectriques sur le Haut-Rhône (Chautagne, Belley et Brégnier-Cordon). Des **entretiens** ont été menés avec les chargés de missions des syndicats de gestion des rivières et des représentants des structures à but récréatif (AAPPMA⁴², Fédération de pêche, centre permanent d'initiative pour l'environnement, entreprises). Une grille **d'analyse qualitative** a permis de synthétiser les impacts perçus par les personnes interrogées (voir tableau ci-après).

Tableau 14 Bilan des effets de la restauration physique sur les activités récréatives (Jolly, 2015)

	Pêche	Canoë-Kayak	Baignade	Promenade
Le Chéran	+	SE	+/-	SE
Le Drac Amont	++	-	+/-	++
Le Drugeon	++			+
Le Haut-Rhône	++	++		++

+ : Positif ++ : Très positif - : Négatif SE : Sans Effet

Les résultats de l'étude ont permis de conclure à des effets **largement positifs pour la pratique de la pêche** ainsi que pour la **promenade, et des impacts plus mitigés pour la pratique du canoë** (réduction de la lame d'eau sur le projet du Haut-Drac (voir plus en détail au chapitre 3.5.2.18), augmentation du domaine navigable sur le Haut-Rhône (voir plus en détail au chapitre 3.5.2.33). Concernant la baignade, les projets de restauration étudiés favorisent indirectement la baignade par le maintien des plans d'eau à vocation touristique (Jolly, 2015).

Ces résultats ont montré que la **pêche et la promenade** ont été largement bénéficiaires sur ces exemples, alors que les impacts sur le canoë et la baignade semblent davantage liés aux caractéristiques du projet en lui-même. En outre, il semble d'après cette étude que la **volonté de développement territorial** d'activités de pleine nature par les acteurs locaux soit un **fort déterminant** pour expliquer l'importance des bénéfices dans ce domaine (importance de l'accessibilité aux rives, structures d'accueil...). En effet, ce travail a montré que les activités récréatives ont été favorisées dans les secteurs où il **existait une forte volonté politique** de valorisation de la rivière, comme c'est le cas sur le Haut-Rhône (nombreux sentiers de découverte, musée...) (Jolly, 2015).

Une analyse monétarisée exploratoire a aussi été menée pour estimer un ordre de grandeur des bénéfices sur les usages récréatifs liés à la restauration. A partir d'une méthode de transfert de bénéfices basée sur des indicateurs de fréquentation de pêcheurs, de kayakistes et de promeneurs, l'analyse montre que **sur 30 ans**, les bénéfices se situeraient entre **50 et 73% des coûts du projet**. Ceci permet de mettre en évidence un **surplus de bien-être significatif des usagers récréatifs** engendré par les opérations de restauration. Les hypothèses de l'analyse monétarisée réalisée étant très sommaires, les bénéfices estimés auraient été encore plus significatifs si la **valeur de non-usage** attribuée par la population avait été prise en compte (Jolly, 2015). D'autres exemples d'analyses monétarisées (rivière Skjern, et mayesbrook) sont présentés aux sous-chapitres 3.5.2.28 et 3.5.2.29.

3.2.2.2.4 Facteurs de développement territorial basés sur les aménités environnementales : apports d'une étude de cas

Le potentiel d'accueil touristique, qui est en moyenne de 6 personnes pour 1 000 habitants dans les cantons français, est **d'autant plus élevé** que le canton bénéficie **d'aménités⁴³ naturelles** (littoral, montagne, climat, présence d'une **rivière ou d'un lac**) **et d'aménités culturelles** (patrimoine Unesco et sites remarquables) »

⁴² AAPPMA : Associations Agréées de Pêche et de Protection des Milieux Aquatiques

⁴³ Aménité, (lat. amenitas), sf. agrément accompagné de douceur. Aménité d'un lieu. Douceur accompagnée de grâce et de politesse. L'aménité des mœurs, du style. définition du petit littré (Rhône-Alpes Tourisme, 2012)

(Talandier, 2009). **L'eau est en particulier un élément attractif** car elle peut constituer un terrain de réalisation pour de nombreuses activités récréatives directes (canoë, pêche) ou indirectes (randonnées, vélo, ornithologie, chasse) (Chancel, 2003). Par exemple, sur le territoire de l'agence de l'eau RMC, le chiffre d'affaire global des activités liées à l'eau est d'environ 119 millions d'euros par an, dont 35% pour le canoë-kayak qui est en première position (Traces TPI, 2011). Ainsi, les **rivières et lacs** constituent une source d'attractivité pour les territoires concernés.

Comme l'accès aux sites naturels est gratuit, les **bénéfices ne peuvent qu'être indirects**, via l'achat de produits locaux et services touristiques par exemple. Toutefois, leur valorisation économique **n'est pas forcément acquise**, et dépend de certaines conditions liées au site en lui-même et aux stratégies d'acteurs pour leur mise en valeur. Des travaux de **recherche multidisciplinaires menés pendant 5 ans** dans le cadre d'un programme interrégional (Aquitaine, Auvergne et Rhône-Alpes) sur des territoires ruraux ont mis en évidence des **liens forts entre aménités environnementales et développement local**, et les conditions pour que leur valorisation soit efficace sur le plan économique (Mollard et al., 2014 ; Rhône-Alpes Tourisme, 2012).

Cette étude a montré que si les aménités environnementales sont bien identifiées, singularisées, protégées et valorisées, **elles peuvent contribuer à créer des emplois et accroître les niveaux de revenus** des biens et services produits localement. L'étude a permis de montrer que pour y parvenir, il est important de mettre en place des stratégies pour **identifier les aménités** (cerner l'offre et la demande), **cerner le territoire** donné (identifier les limites du territoire à valoriser, **donner une lisibilité** et une image claire, identifier les secteurs les plus réputés et appréciés), bien **différencier les publics ciblés** (touristes, excursionnistes, habitants...) et **coordonner les acteurs** pour la gestion/préservation/valorisation des aménités (bonne gouvernance des acteurs, notamment sur le long terme).



A RETENIR

Sur les territoires ruraux, le développement local dépend de la capacité des acteurs à **tirer parti de certaines ressources spécifiques dont les aménités environnementales font grandement partie**, et de leur **capacité de coordination**.

A noter que dans un contexte de saturation du tourisme de masse vers la mer et la montagne en période estivale, et de demande croissante de tourisme vert plus diffus, les aménités environnementales, dont les rivières et zones humides font partie, **sont un atout indéniable de développement local**.

Les exemples de la restauration du **Rhin** et du **Haut-Rhône** sont parlants dans le domaine du développement éco-touristique appliqués aux milieux aquatiques (voir les sous-chapitres 3.5.2.12 et 3.5.2.33).

3.2.2.2.5 Bénéfices économiques sur le long terme

Les analyses **coûts-bénéfices** des services écosystémiques constituent un **outil pour évaluer** la pertinence économique des projets de restauration. L'intérêt de ces analyses est aussi de montrer l'impact à **long terme** des travaux et démontrer l'intérêt des projets dans une optique de développement durable. Par exemple l'analyse monétarisée coûts-bénéfices du projet de restauration de la rivière **Skjern** au Danemark montre un projet robuste sur le long terme avec des bénéfices nets d'environ 30 millions d'euros (voir le retour d'expérience au sous-chapitre 3.5.2.28). De même, les résultats d'une étude coûts-bénéfices sur un projet de restauration le petit ruisseau urbain de **Mayesbrook** à l'est de Londres, montrent que pour 1 livre investie, le projet permettrait de créer 7 livres sur une durée de 40 ans, en améliorant les services de régulation (régulation de la température de l'air, des inondations, de l'érosion), les services culturels (tourisme, activités récréatives, valeur éducative, le bien-être, le lien social) et les services de support des écosystèmes (auto-épuration de certains polluants, habitats pour la biodiversité) (voir le retour d'expérience au sous-chapitre 3.5.2.29).



A RETENIR

Les **bénéfices socio-économiques** peuvent se résumer en plusieurs points principaux qui dépendent bien sûr du contexte spécifique dans lequel s'inscrit le projet :

- **services écosystémiques** liés aux fonctions décrites au sous-chapitre 2.3 (régulation hydrologique en termes d'étiage et d'inondations, amélioration de la qualité de l'eau, services liés à la biodiversité, îlots de fraîcheurs dans un contexte de réchauffement climatique...)
- amélioration du **cadre de vie** (lien social, paysage, activités sportives et culturelles)
- **opportunités** de valorisation de produits, opportunité de développement d'activités récréatives
- **intégration dans un projet de territoire** tourné vers les aménités environnementales (cas emblématiques du Rhône et du Rhin, à voir au sous-chapitre 3.5.2.11 et 3.5.2.29)
- **amélioration des partenariats** d'acteurs, apprentissage collectif et démocratie locale
- **coûts évités** grâce aux travaux (confortement d'infrastructures, évite les coûts de dépollution, évite les coûts de dégâts liés aux inondations)

3.2.2.3 Quels pourraient être les objectifs recherchés en termes de biodiversité ?

Les services rendus par la biodiversité sont multiples. Au-delà de **fonctions utilitaristes** (nourriture, loisirs...) qui sont souvent mises en avant pour la protéger, de nombreux auteurs soulignent **la multiplicité des valeurs** qu'on peut lui associer. Ces considérations relèvent des rapports que notre société entretient avec la nature, et sont tout autant d'ordre **économique, social, éthique** vis-à-vis des générations futures, mais aussi **écologique** (résilience, adaptation). Ces éléments sont décrits plus en détail au sous-chapitre 2.3.3.5. Le choix des objectifs va dépendre du diagnostic établi et des discussions sur les enjeux et besoins sociétaux comme vu au sous-chapitre 3.2.2.1.



DÉBATS

Des enjeux de gestion écologiques peuvent être **parfois contradictoires** et donc se confronter. C'est le cas par exemple lorsqu'on doit faire un choix entre la préservation de l'écrevisse à pattes blanches en conservant un seuil permettant de se prémunir de la remontée d'espèces invasives ou bien l'arasement du seuil pour des considérations de continuité écologique et sédimentaire. Il n'existe pas de réponse absolue à ce dilemme, et en pratique **les choix de gestion sont faits à la lueur du diagnostic, des enjeux et des discussions sur les attentes sociétales.**

3.3 MESURES DE RESTAURATION PAR ELEMENT HYDROMORPHOLOGIQUE VISE ET EFFETS ATTENDUS

3.3.1 Typologie des éléments qui caractérisent le fonctionnement hydromorphologique des rivières

Les principes d'action et les mesures de restauration présentés dans ce chapitre ont été distingués en fonction des grands éléments qui caractérisent le fonctionnement hydromorphologique des rivières, en s'inspirant des éléments de qualité de l'hydromorphologie tels que décrits dans la Directive Cadre sur l'Eau (annexe 5, DCE). Cette typologie est celle utilisée dans les travaux de synthèse du projet européen REFORM (Ayres et al., 2014).

- Hydrologie : quantité
- Hydrologie : dynamique
- Sédiments : quantité et dynamique
- Continuité biologique longitudinale
- Morphologie : variation de la profondeur et de la largeur du lit mineur
- Morphologie : structure et substrat du lit mineur
- Ripisylve
- Lit majeur et continuité latérale

Le tableau ci-après fournit une **liste indicative non exhaustive d'actions de restauration** possibles en fonction du compartiment visé par les travaux.

Tableau 15 Détail des différentes mesures possibles par types d'action hydromorphologique (modifié d'après Brouwer et al., 2015)

Hydrologie : quantité	Réduction des prélèvements Limitation du ruissellement au niveau du bassin versant	Morphologie: variation de la largeur et de la profondeur	Reméandrage Création de lits emboîtés (lit d'étiage, lit moyen)
	Réduction des prélèvements d'eaux souterraines Augmentation des débits minimums Réutilisation des eaux		Réduire la profondeur du lit Réduire la largeur du lit d'étiage Améliorer la mobilité des berges Aménager des lits d'étiage dans les lits surcalibrés
Hydrologie : dynamique	Réduction de la consommation d'eau	Morphologie: structure et substrat	Favoriser les processus de réajustement morphologique (érosion/dépôts) Curage des fines en cas d'eutrophisation, de pollution Gestion des plantes indésirables Introduction de gros morceaux de bois dans le lit
	Garantir les débits minimums Établir des débits environnementaux Réduire les perturbations hydrologiques des éclusées		Recharge sédimentaire
	Augmentation de la fréquence des débordements dans le lit majeur Réduire les pics de crues liés aux aménagements anthropiques		Supprimer les protections de berges Recréer une diversité de faciès d'écoulements (seuils, mouilles, bancs...)
	Favoriser les débits morphogènes		Diversifier les écoulements avec des petits aménagements dans le lit mineur (déflecteurs, blocs...)
	Limiter la longueur des tronçons artificialisés		Réduire l'impact du dragage
	Relier les enjeux de réduction des inondations avec les enjeux de restauration écologique		Développer des zones tampons végétalisées en bordure du cours d'eau
	Gérer la végétation aquatique / rivulaire		Régénérer la ripisylve
Sédiments : quantité et dynamique	Recharge sédimentaire Limitation des apports de sédiments fins (érosion de versant)	Ripisylve	Supprimer ou réduire les espèces envahissantes Développer des zones tampons pour de réduire les apports en nutriments, en sédiments, et l'érosion des berges Favoriser le développement des forêts alluviales
	Limitation de l'accumulation de sédiments en amont des barrages		Créer des zones d'expansion de crues
	Amélioration de la continuité du transport solide Gestion des sédiments au niveau des barrages		Recul de digues
	Continuité biologique longitudinale		Supprimer les obstacles transversaux Construire des dispositifs de franchissement des obstacles pour la migration des poissons
Améliorer la dévalaison des poissons		Créer des zones humides artificielles	
Aménager les passages busés, les ponts ou limiter la longueur des tronçons souterrains			
Gestion des ouvrages pour la migration des poissons (ouvertures de vannages par exemple)			
Installer des turbines ichtyocompatibles et aménager les prises d'eau des barrages hydroélectriques			

3.3.2 Hydrologie : quantité d'eau

3.3.2.1 Principes d'action

Ce volet concerne **l'augmentation des débits** dans les cours d'eau notamment en **périodes de basses eaux** lorsque les niveaux d'eau peuvent être critiques pour la survie des espèces. Cela nécessite des actions sur la maîtrise des prélèvements, la gestion hydraulique des ouvrages, les débits réservés voire des actions indirectes détaillées ci-après. Ces mesures nécessitent en général une évaluation des **débits minimums biologiques**.

3.3.2.2 Nature des opérations

Une première catégorie de mesures concerne **l'amélioration de la gestion quantitative** des prélèvements. Cela peut passer par des mesures d'économies d'eau, de diminution des fuites des réseaux d'eau potable, par des règles de partage de la ressource, des changements de pratiques de l'ensemble des acteurs concernés (collectivités et population, industriels, agriculteurs). Ces mesures sont formalisées dans des **plans de gestion de la ressource en eau (PGRE)**, qui définissent les objectifs de débits et de niveaux piézométriques⁴⁴ à atteindre, un échéancier pour le retour à l'équilibre quantitatif du territoire et les règles de répartition des volumes prélevables par usage pour atteindre ces objectifs selon les ressources disponibles et les priorités des usages sur les territoires concernés (AERMC, 2015a). Ces plans de gestion sont réalisés à l'issue d'une évaluation des volumes prélevables. Sur le bassin Rhône-Méditerranée, 73 **études volumes prélevables globaux (EVPG)** ont été réalisées ou sont en cours de validation (AERMC, 2015c). L'objectif de ces études est de réaliser un bilan quantitatif de la ressource en eau, d'évaluer les **débits biologiques nécessaires à la vie aquatique** et d'établir des préconisations de gestion. Elles constituent ainsi le point de départ à la concertation locale qui doit aboutir à l'élaboration de plans de gestion de la ressource en eau (PGRE).

Une deuxième catégorie de mesures concerne **l'augmentation des débits minimums** (ou débits réservés) au niveau des tronçons de cours d'eau court-circuités par des seuils ou des barrages. L'article L214-18 du Code de l'Environnement, issu de la Loi sur l'eau de 2006, s'est appliqué au plus tard en janvier 2014, et a permis le rehaussement du débit réservé de nombreux ouvrages.

A noter aussi que la suppression de barrages de prises d'eau est une solution qui rétablit complètement le débit naturel du cours d'eau.

Une dernière catégorie de mesures concerne des **moyens indirects de soutien des débits tels que :**

- **infiltration du ruissellement** sur les versants qui favorise en principe la recharge en eau souterraine et donc favorise le soutien d'étiage des cours d'eau en lien avec la nappe,
- **recharge artificielle** de nappes souterraines alluviales,
- restauration de **zones humides**.

⁴⁴ Profondeur de la surface de la nappe d'eau souterraine

3.3.2.3 Effets attendus

Le tableau suivant liste les effets attendus des mesures relatives aux aspects quantitatifs.

Tableau 16 Compilation des effets que l'on peut attendre des mesures relatives aux aspects quantitatifs

Type de mesure : augmentation du débit réservé, définition d'un débit minimum ou mesures de gestion durable des prélèvements	
Effets sur le fonctionnement hydromorphologique	<p>D'après (Kampa et Stein, 2012) :</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Limitation des dépôts de sédiments fins dans les zones lenticues (limitation du colmatage) ➤ Diversification du substrat ➤ Diversification des écoulements par augmentation des zones de courants ➤ Amélioration de la continuité latérale et longitudinale
Effets sur le plan écologique	<p>D'après (Kampa et Stein, 2012) :</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Limitation du colmatage des habitats par des sédiments fins ➤ Augmentation de la surface des habitats au sein du lit mineur (augmentation du nombre de frayères par exemple) ➤ Diversification des habitats (courants, substrat, continuité) ➤ Réduction du stress hydrique et de la mortalité ➤ Amélioration de l'oxygénation, diminution des pics de température ➤ Dilution des pollutions et limitation des blooms algaux ➤ Améliore la résilience des milieux intermittents (voir chapitre 3.4.5)
Effets sur le plan socio-économique	<p>D'après (Kampa et Stein, 2012) :</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Limitation des blooms algaux et donc de la gêne pour la pratique de certains usages récréatifs (baignade) ➤ Amélioration de l'aspect esthétique du cours d'eau (valeur paysagère, touristique) ➤ L'augmentation de la dilution des pollutions évite les désagréments pour les prélèvements pour l'eau potable par exemple (surcoûts de traitements) ➤ Augmentation des surfaces en eau et donc des potentialités d'activités récréatives (baignade, canoë...) ➤ Toutes les mesures de gestion durable et équilibrée de la ressource participent à la sécurisation des usages
Effets vis-à-vis du changement climatique	<p>Toutes les mesures de gestion durable et équilibrée de la ressource sont bénéfiques dans un contexte de changement climatique pour se prémunir des effets de la baisse des précipitations. On parle de mesures « sans regret » dans le plan d'adaptation au changement climatique (Comité de bassin Rhône-Méditerranée, 2014).</p>

NB : Les effets de l'augmentation du débit sur les organismes aquatiques semblent être d'autant plus importants et visibles que les modifications de débits sont importantes, d'après les travaux de recherches sur le Rhône. En effet, sur les différents cas analysés, **seuls ceux dont l'augmentation du débit était significative ont montré des changements de populations aquatiques significatives** (RhônEco, 2014). Toutefois il est important de noter que la recherche scientifique sur le sujet se heurte à un manque de cas de suivi de long terme (supérieur à 2-3 ans) et dans différents contextes de cours d'eau, pour mieux prédire les trajectoires de restauration suite à des modifications de débits (Kampa et Stein, 2012).

Sur le plan temporel, les effets des modifications de débit **sont assez rapides** en ce qui concerne les aspects hydromorphologiques (départs de sédiments fins par exemple), mais sur le plan biologique, l'évolution des populations **dépend des capacités de recolonisation** des espèces et de leur cycle de vie (Kampa et Stein, 2012).

A noter que pour visualiser les effets et bien analyser les changements, il est plus pertinent de travailler sur une longue série de données post-restauration afin de mieux prendre en compte la variabilité interannuelle naturelle (voir cas du Rhône au sous-chapitre 0).

Sur le plan des usages, toute augmentation du débit réservé oblige à des adaptations, et parfois aussi des pertes économiques pour les filières concernées (hydroélectricité par exemple).

3.3.3 Hydrologie : variation des débits

3.3.3.1 Principes d'action

L'objectif des mesures de restauration de la **dynamique des débits** est de diminuer les effets des crues trop fréquentes liées à l'imperméabilisation des sols, restaurer la fréquence de crues morphogènes nécessaires à la dynamique du cours d'eau, limiter les impacts des régimes des éclusées.

3.3.3.2 Nature des opérations

Les opérations qui permettent de restaurer la dynamique des débits peuvent être catégorisées comme suit :

- Gestion des éclusées pour limiter leurs impacts
- Gestion des barrages pour restaurer la dynamique morphogène
- Restaurer la morphologie pour permettre de réactiver les processus morphogènes et augmenter les crues débordantes dans la plaine alluviale
- Gestion des eaux pluviales pour limiter la fréquence des petites crues en réduisant l'imperméabilisation (augmenter l'infiltration) (Walsh et al., 2005)

→ Gestion des éclusées pour limiter les impacts

Il existe aujourd'hui trois moyens de réduire les impacts des éclusées (Bacchi, 2011) :

- Le stockage dans un bassin intermédiaire des volumes des éclusées avec restitution progressive au cours d'eau - on parle de mesures structurelles dans le SDAGE 2016-2021 ;
- La modification des caractéristiques du cours d'eau pour diminuer l'effet de la lame d'eau - on parle de mesures sur la morphologie dans le SDAGE 2016-2021 ;
- La modification des caractéristiques hydrauliques des éclusées - on parle de mesures opérationnelles dans le SDAGE 2016-2021 ;

Les mesures sur la morphologie en complément de l'hydrologie peuvent consister à **modifier les caractéristiques des bancs exondés (ou combler les dépressions)** pour qu'ils soient en permanence sous l'eau pour les débits planchers prédéfinis, tout en diversifiant les habitats un maximum (blocs...) afin d'offrir des possibilités de refuges. Une autre voie consiste à **maintenir ou recréer des zones de refuges** comme les annexes hydrauliques dans lesquelles il y ait suffisamment d'eau qui coule en permanence pour maintenir une vie biologique (à caler avec le débit plancher prédéfini).

Les mesures opérationnelles concernant les **caractéristiques de l'éclusee** consistent :

- à **maintenir un débit plancher haut dans les périodes sensibles**,
- à **moduler les taux de variation** dans les périodes les plus critiques c'est-à-dire, les périodes pendant lesquelles il y a un risque d'échouage/piégeage pour les juvéniles des espèces cibles (stade le plus sensible aux exondations de surfaces),
- à **adapter l'amplitude des éclusées** pour minimiser les impacts.

Ces deux types de mesures (morphologie et caractéristiques de l'éclusee) peuvent être combinés pour atteindre les résultats les plus intéressants possibles.

→ Gestion des barrages qui permet une dynamique morphogène

Ce type de mesure consiste, pour certains types de cours d'eau concernés, à gérer les débits transitant par le barrage pour éviter de laminier systématiquement les petites crues de façon à permettre un rajeunissement du lit (remobilisation des bancs, décapage de la végétation de berge...) et éviter la stabilisation et la fermeture du

milieu (végétalisation des bancs). Cet effet sera surtout bénéfique dans les secteurs éloignés du barrage, là où le transport solide est suffisant.

→ Restaurer la morphologie

Le principe de ce type d'actions est de restaurer un gabarit de lit qui permet **un retour des crues débordantes et morphogènes**, afin de réactiver la dynamique naturelle du cours d'eau, et améliorer le fonctionnement écologique global du cours d'eau (connectivité latérale, régénération de la ripisylve, diversification des habitats, amélioration de la biodiversité, recharge des nappes).

→ Restaurer le fonctionnement hydrologique des zones humides

Les zones humides participent à la régulation des écoulements, ainsi restaurer leur fonctionnement peut permettre dans certains cas de recharger les nappes sous-jacentes et/ou de ralentir et écrêter les crues. Le rôle hydrologique est toutefois variable selon les zones humides.

→ Gestion des eaux pluviales en milieu urbain

Les aménagements qui limitent les volumes ruisselés consistent à installer des revêtements qui facilitent le stockage dans le sol, l'infiltration directe dans le sol ou l'évapotranspiration :

- Toitures stockantes (toitures gravillonnées ou végétalisées),
- Revêtements perméables (dalles à trous, pavés perméables, chaussées à structure réservoir, tranchées drainantes),
- Surfaces végétalisées (bandes enherbées en bordure de voirie, jardins de pluie recevant les eaux de toiture, noues végétalisées, bassins de stockage végétalisés).



Figure 98 Les différentes variables hydrologiques dans le concept d'aménagement paysager absorbant (d'après Greater Vancouver Regional District, 2005, figure extraite de (Gromaire et al., 2013)

Avec ce type d'aménagement il est possible de viser une **rétenion totale des pluies faibles**, par recharge en eau du sol, infiltration dans le sous-sol ou évapotranspiration. Ces ouvrages de gestion du ruissellement à la source sont efficaces pour des pluies courantes, dont l'intensité ne dépasse pas la capacité d'infiltration (Gromaire et al., 2013).

→ Gestion du ruissellement en milieu rural

La limitation du ruissellement par des mesures **d'hydraulique douce** en versant permet de limiter les effets des aménagements ruraux-agricoles sur les cours d'eau. Ce type de mesures vise à ralentir les écoulements à la source, au niveau des versants et le plus en amont du réseau hydrographique, dans le but d'une part de limiter les volumes ruisselés en favorisant l'infiltration, et d'autre part ralentir les écoulements vers le réseau

hydrographique. Les aménagements d'hydraulique douce utilisent le principe de ralentissement (végétation, obstacles naturels) et le principe d'infiltration en favorisant la perméabilité des sols (couverture végétale, faibles pentes). Il peut s'agir par exemples de **haies sur talus, de fascines, de bandes enherbées, de noues, de mares**. Des digues peuvent être mises en place pour créer des zones de rétention du ruissellement en fond de vallon et perpendiculaires à la pente (Chambre d'agriculture de région du Nord-Pas de Calais, 2013).

Les fossés agricoles sont conçus pour réceptionner les écoulements avant leur arrivée dans le réseau hydrographique. Ils ont généralement une fonction d'évacuation rapide de l'eau surtout dans les territoires drainés, mais certains fossés peuvent être utilisés dans le ralentissement des écoulements. Des fossés peuvent être disposés en travers de la pente pour intercepter à mi-parcours le ruissellement venant de l'amont. Les **fossés à redents** (butte transversale à l'intérieur du fossé) ont pour objectif de limiter le transfert des sédiments et de l'eau en constituant des mini plans d'eau qui permettent une meilleure infiltration de l'eau. Ces fossés sont toutefois à éviter en cas de forte pente, afin de limiter les risques d'érosion par surverse qui peuvent être encore plus dommageables. Les fossés sont aussi parfois associés à des talus afin de diriger l'eau en cas de débordement (Chambre d'agriculture de région du Nord-Pas de Calais, 2013). Ces systèmes de **fossés-talus** participent au ralentissement de l'eau et des sédiments. Les haies sur talus peuvent aussi avoir le même rôle de rétention de l'eau selon leur tracé.

Toutefois, l'ensemble de ces mesures ont un effet sur **des petites pluies** et leur efficacité dépend des contextes de sols. Leur effet est surtout constaté au niveau local, mais encore peu étudié au niveau des grands bassins versants (Poulard et Le Hénaff, 2015). En effet, à grande échelle, la taille et la forme du bassin versant, la variabilité de la pluie semblent être des facteurs très déterminants dans la dynamique des crues.

3.3.3.3 Effets attendus

Le tableau suivant liste les effets attendus des mesures concernant la restauration de la dynamique des débits.

NB : Pour voir les effets attendus des travaux sur la morphologie, voir le sous-chapitre 3.3.6.3.

Tableau 17 Compilation des effets que l'on peut attendre de la gestion des barrages pour favoriser les débits morphogènes

Type de mesure : gestion des barrages pour favoriser les débits morphogènes	
Effets sur le fonctionnement hydrologique et hydromorphologique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Réactivation des processus d'érosion/dépôts ➤ Augmentation de la fréquence des crues morphogènes ➤ Meilleur potentiel de recharge des nappes lors des crues ➤ Décolmatage
Effets sur le plan écologique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Augmentation de la biodiversité due à la plus grande diversité des habitats ➤ Régénération de la ripisylve
Effets sur le plan socio-économique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Évite les problèmes d'incision et des coûts induits (confortement de ponts, d'ouvrages de berges...)
Effets vis-à-vis du changement climatique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Meilleure recharge potentielle des nappes

Tableau 18 Compilation des effets que l'on peut attendre de la réduction des perturbations des éclusées

Type de mesure : réduction des perturbations des éclusées	
Effets sur le fonctionnement hydrologique et hydromorphologique	
Effets sur le plan écologique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Limitation de la mortalité (échouages, piégeages) ➤ Retour d'une vie aquatique diversifiée et équilibrée
Effets sur le plan socio-économique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Sécurisation des usages en aval des barrages
Effets vis-à-vis du changement climatique	

NB : Les mesures ci-avant, concernant la gestion des barrages (éclusées, débit morphogène), nécessitent des adaptations de pratiques et impliquent parfois aussi des pertes économiques pour les filières concernées (hydroélectricité par exemple).

Tableau 19 Compilation des effets que l'on peut attendre de la rétention à la source des eaux pluviales urbaines

Type de mesure : rétention à la source des eaux pluviales urbaines	
Effets sur le fonctionnement hydrologique et hydromorphologique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Diminution de la magnitude et de la fréquence des petites crues par infiltration, évaporation ou réutilisation des eaux pluviales (Walsh et al., 2005) ➤ Recharge potentielle des nappes (attention aux karsts urbains qui court-circuitent la recharge souterraine, voir le NB ci-après)
Effets sur le plan écologique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Réduction de la vulnérabilité des espèces aux pollutions urbaines (Walsh et al., 2005) ➤ Réduction de la vulnérabilité des espèces face à la forte fréquence des débits de crue (Poff et al., 1997) ➤ Réduction du colmatage
Effets sur le plan socio-économique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Évite l'engorgement des réseaux (Gromaire et al., 2013) ➤ Diminution des inondations pour des petites crues (Gromaire et al., 2013) ➤ Diminution de la pollution dans les réseaux pluviaux (Bressy, 2010) ➤ Avantage économique comparé au redimensionnement et remplacement des réseaux enterrés existants (voir le cas de Montpellier au sous-chapitre 3.5.2.6) ➤ Réutilisation des eaux pluviales et économies d'eau pour l'arrosage par exemple (Bos et al., 2009) ➤ Amélioration du cadre de vie urbain (plus d'espaces verts pour la détente) et valeur paysagère (GRAIE, 2015)
Effets vis-à-vis du changement climatique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Les espaces verts contribuent au rafraîchissement des villes en limitant la restitution de la chaleur ➤ Recharge potentielle des nappes

NB : Les effets des mesures qui améliorent de l'infiltration des eaux de ruissellement peuvent être **perturbés par des courts-circuits d'eau**, induits par la multitude de réseaux enterrés (eau potable, eaux usées, électricité, gaz, télécoms...) qui relient les secteurs urbanisés, ou au sein même d'une ville (certains auteurs parlent de « **karst urbain** »). Ces courts-circuits peuvent sensiblement interférer dans le bilan hydrologique d'un bassin versant en contexte urbain et diminuer les effets attendus de la recharge en eau souterraine (Bonneau et al., 2015 ; Hamel et al., 2013 ; Walsh et al., 2004).

3.3.4 Sédiments : qualité, quantité et dynamique

3.3.4.1 Principes d'action

Comme vu dans le chapitre 2, la qualité et la quantité de sédiments dans les cours d'eau sont des éléments fondamentaux, qui déterminent les processus hydromorphologiques (variable de contrôle) et les processus écologiques (support pour la vie aquatique, filtration des pollutions, oxygénation). Autant une trop grande quantité de sédiments fin provoque des problèmes de colmatage qui peuvent nuire aux espèces aquatiques, autant un manque de sédiment, notamment de taille grossière dans la rivière (notamment de montagnes et piémonts) est également un marqueur et un facteur de dégradation de l'écosystème. Les mesures présentées dans ce sous-chapitre visent à maintenir une balance sédimentaire favorable aux équilibres hydromorphologiques et écologiques des cours d'eau. Certaines mesures vont viser la **réduction des apports de fines** liées à l'érosion des sols et des berges, et d'autres mesures vont viser la **recharge des cours d'eau en sédiments ou améliorer leur transit** pour limiter les secteurs en déficit sédimentaire qui peut se traduire par une perte d'habitat.

3.3.4.2 Nature des opérations

Limitation de l'érosion des sols

La réduction des apports de sédiments fins issus de l'érosion des sols se joue à **l'échelle du bassin versant** et dépend de l'occupation du sol. En secteurs urbains et péri-urbains, la réduction de l'érosion passe par une bonne gestion des sols nus sur les chantiers de construction par exemple. En secteur rural, la gestion de l'érosion passe par une gestion des sols agricoles et forestiers. Mais dans l'ensemble, toutes les **mesures de limitation du ruissellement à la source**, qu'elles soient en milieu rural ou urbain, permettent de réduire les apports de sédiments fins aux cours d'eau récepteurs.

En secteur agricole :

On distingue les actions préventives de contrôle de l'érosion au niveau des parcelles (aspects agronomiques), des actions curatives de rétention des sédiments dont le but est d'éviter leur transfert vers les cours d'eau (aspects hydrauliques) (Beauchamp, n.d.).

Les méthodes préventives de contrôle de l'érosion au niveau de la parcelle passent par des pratiques agricoles adaptées. Les techniques de **travail du sol** permettent d'améliorer la structure du sol pour favoriser l'infiltration (décompactations, apports humiques et calciques) (Chambre d'agriculture de région du Nord-Pas de Calais, 2013). De même, les **cultures intermédiaires** (engrais verts ou CIPAN) évitent la mise à nu du sol en hiver et améliorent l'infiltration par la présence de racines (Parc Naturel Région des caps et Marais d'Opale, 2003). Sur les zones de ruissellement concentré propices au ravinement, il est conseillé de laisser une **couverture végétale** permettant une meilleure résistance à l'arrachement grâce à la matière organique et le réseau de racines. Par exemple, il est préconisé la plantation de semis denses, ou de bandes enherbées, ou la pratique du non labour (Chambre d'agriculture de région du Nord-Pas de Calais, 2013). Par ailleurs, la **diminution de la taille de certaines parcelles et leur organisation** (rotations, sens de travail du sol, entrée des parcelles pour les engins agricoles) permettent de contrôler la formation et les vitesses de ruissellement (Parc Naturel Région des caps et Marais d'Opale, 2003). Ces mesures agronomiques relèvent de mesures agro-environnementales subventionnées dans le cadre de la politique agricole commune.

Les méthodes curatives visent à limiter le transfert des sédiments qui transitent par les fossés ou par les chemins préférentiels de cheminement de l'eau le long des versants (chemins, talweg, le long d'un talus). **L'enherbement des fossés** est une technique efficace pour piéger les sédiments. Il a pu être observé que seulement 28% des particules en suspension introduites à l'amont d'un bief sont retrouvées dans la colonne d'eau à l'aval d'un fossé végétalisé contre 95 % pour un fossé non végétalisé (Moore et al., 2010 dans Dollinger

et al., 2014). D'autres techniques **d'hydraulique douce** sont utilisées pour limiter le transfert des sédiments, comme les **haies basses sur talus, les fascines, les bandes enherbées, les chenaux enherbés et noues, les fossés à redents, fossés-talus, les mares**. Des digues peuvent être mises en place pour créer des zones de rétention du ruissellement en fond de vallon et perpendiculaires à la pente. La végétalisation en amont de la digue permet d'éviter l'ensablement au pied de l'ouvrage (Chambre d'agriculture de région du Nord-Pas de Calais, 2013).

D'autres actions curatives peuvent consister à aménager des **zones tampons artificielles** à l'aval des exutoires de fossés agricoles pour piéger les sédiments et filtrer les pollutions (ASTEE, 2013).

Sur les **parcelles pâturées à proximité de ruisseaux**, il est recommandé de mettre en place des **clôtures et d'aménager des abreuvoirs** pour éviter la déstabilisation de berges. La production de sédiment a été réduite de 48 à 79% dans les cours d'eau protégés des troupeaux (Kauffman et Krueger, 1984). En Utah, des études ont montré que la stabilité des berges a augmenté de 100 à 740% suite à des mesures de protection des berges contre le piétinement des animaux (Platts, 1979). En évitant le colmatage du fond du lit et la forte turbidité de l'eau, la protection des berges par des clôtures a permis dans de nombreux cas de restaurer l'habitat de la truite. Dans l'Otter Creek, dans le Nevada, 3 ans après la mise en place des clôtures, la truite a recolonisé son habitat (Platts, 1979). Dans l'Oregon, sur la Deschutes river, 10 ans après les travaux, la truite arc-en-ciel est devenue l'espèce majoritaire (Platts, 1979).

Cas des secteurs avec exploitation forestière :

Les pratiques forestières peuvent provoquer un ruissellement plus important lors des coupes et après tassement des sols par les engins, et ainsi augmenter les apports de sédiments fins dans les cours d'eau. Par ailleurs, la traversée des ruisseaux par les engins de chantier peut dégrader les berges et augmenter les apports de sédiments fins.

La synthèse bibliographique « eau et forêt » établie dans le cadre du projet LIFE « forest for water » préconise les éléments suivants (Piégay (Coord.) et al., 2004) :

- Analyser les causes du phénomène d'érosion et y remédier lorsque la gestion forestière est en cause (sylviculture, desserte) ;
- Limiter le tassement (concentrer la circulation des engins sur des cloisonnements autour des chantiers formés de tapis de végétaux facilitant leur portage, privilégier des engins dont les pneus sont à basse pression) ;
- Eviter la mise à nu des sols (recouvrir le sol de rémanents) ;
- Favoriser le reboisement d'une bande tampon entre le lit du cours d'eau et les versants soumis au ruissellement.

A noter qu'un cordon rivulaire de feuillus autochtones de 6 mètres est généralement suffisant pour assurer un effet tampon et un rôle écologique favorable aux ruisseaux forestiers (Schneider, 2007).

Un autre rapport, réalisé dans le cadre du projet LIFE « ruisseaux de tête de bassin et faune patrimoniale associée », montre quelques pistes d'amélioration en ce qui concerne l'organisation du débardage en fonction du parcellaire de l'exploitation. Les solutions préconisées sont les suivantes (Augé, 2007) :

- Limiter le nombre de point de franchissement sur les ruisseaux ;
- Regrouper l'exploitation de parcelles similaires (type de coupe et année d'exploitation) pour optimiser les moyens de franchissement ;
- Exploitation groupée de sous parcelles délimitées par un cours d'eau ;
- Adaptation de la desserte pour désenclaver des secteurs encadrés de cours d'eau.

NB : les propositions d'amélioration ci-avant ne sont pas adaptées à toutes les situations. Elles présentent des avantages et inconvénients qui ne peuvent être évalués qu'au cas par cas en fonction du contexte local (Augé, 2007).

En ce qui concerne le franchissement des ruisseaux par les engins, il est important de mettre en place des dispositifs adaptés. Il en existe de différents types à choisir en fonction des conditions d'exploitation : tubes PEHD, rampe métallique, pont en bois, arche... (Pereira, 2009).

En secteur urbain :

L'ensemble des **mesures de limitation du ruissellement** qui sont utilisées dans la gestion des eaux pluviales permettent de limiter les apports de fines dans les cours d'eau. Toutefois, une attention doit être surtout portée sur les **secteurs en chantier** qui sont les plus gros pourvoyeurs de sédiments fins (chapitre 2.4.2.1.2). Malgré le fait que les secteurs urbains et péri-urbains soient particulièrement producteurs de sédiments et donc à l'origine de potentiels désordres pour le cours d'eau, peu de documents de préconisations ont été trouvés en France sur cette question. Un document datant de 1996 apporte des préconisations pour lutter contre l'érosion des sols sur les chantiers routiers (Hénensal, 1996). Un seul guide technique, spécifique à cette thématique, plus récent (2013) mais payant, existe en France (Egis, 2013). Plusieurs documents Québécois abordent ce sujet. Ils préconisent par exemple d'isoler le chantier par la mise en place de barrières à sédiments, de limiter le déboisement et la dévégétalisation des sols, installer des couvertures de sols temporaires... (Abrinord, 2008 ; APEL, n.d.). A noter qu'un guide spécifique, en cours de rédaction par l'ONEMA devrait sortir à l'échéance 2017 (De Billy et McDonald, 2016).

Décolmatage via des lâchers de barrages

Ce type d'opération consiste à réaliser des lâchers d'eaux claires à partir de barrages de manière à remettre en suspension et transporter vers l'aval la charge fine sédimentée.

Amélioration du transit sédimentaire

Une des actions les plus efficaces et ambitieuses pour restaurer le transit des sédiments est la **suppression d'ouvrages transversaux**. Les sédiments accumulés à l'amont des ouvrages sont progressivement emportés par les crues successives. Cette phase de réajustement est transitoire et elle est plus ou moins rapide selon les caractéristiques hydrologiques et dynamiques de la rivière. Ce type de travaux permet de rétablir le plus efficacement possible la continuité sédimentaire mais aussi piscicole.

Dans des secteurs soumis à une forte érosion régressive, il peut être préconisé de laisser un **seuil de fond** lors de l'arasement de l'ouvrage, pour stabiliser le lit du cours d'eau. Ce type de mesure est aussi très efficace sur le long terme pour restaurer le transit sédimentaire.

L'arasement des ouvrages peut aussi **être partiel**. Son efficacité est variable vis-à-vis du transport solide. Elle dépend de la hauteur abaissée et des caractéristiques de la rivière (morphologie, hydrologie). Ce type de mesure ne rétablit que partiellement la continuité biologique.

Si aucune de ces mesures n'est envisageable, il faut évaluer la possibilité technique de modifier les parties mobiles de l'ouvrage et de mettre en place des **consignes de gestion adaptées** pour un transport efficace des sédiments lors des crues.

La mise en œuvre par camion du **transfert des sédiments** piégés à l'amont de l'ouvrage vers un secteur qui nécessite une recharge peut aussi s'envisager, mais ce type de mesure présente un bilan carbone et un coût élevé sur le long terme.

La gestion des atterrissements est aussi une solution pour remobiliser les sédiments du lit mineur qui ont été stabilisés par la végétation. Ce type de mesure consiste à dévégétaliser et déstructurer les bancs alluviaux de façon à ce qu'ils soient remobilisés lors des crues.

Pour le cas particulier des **plages de dépôts** prévues pour limiter les **risques torrentiels à l'aval des torrents de montagne**, il est possible de réaliser du transfert de sédiment, ou bien d'aménager l'ouvrage présent à l'aval de la plage de dépôts de façon à laisser passer la charge grossière des crues modestes, et bloquer les laves torrentielles destructrices (barrages perméables avec des fentes, des grilles, des peignes qui filtrent les matériaux solides en fonction de leur taille).

Recharge en sédiment

La recharge en sédiments est parfois nécessaire pour pallier les déficits sédimentaires constatés le long des cours d'eau et restaurer le matelas alluvial. La voie la plus directe est **d'injecter des sédiments** dans le cours d'eau. Ce type de mesure pose la question de l'approvisionnement en sédiment et de son transport. Une autre voie consiste à **favoriser l'érosion** (versants, berges) lors des crues en retirant des protections de berges, en dévégétalisant les bancs alluviaux. Un outil pour la mise en œuvre de ce type de mesures est la **délimitation de l'espace de mobilité du cours d'eau**.

La **restauration de la production primaire** de versant dans les secteurs montagneux, par du déboisement de versants, est actuellement peu expérimenté. Un projet de recherche pour estimer le potentiel de recharge a été entrepris sur les bassins versants de la Drôme et de l’Ouvèze (voir le sous-chapitre 3.5.2.16).

3.3.4.3 Effets attendus

Le tableau suivant liste les effets attendus des mesures concernant la thématique des sédiments.

Tableau 20 Compilation des effets que l’on peut attendre de la limitation de l’érosion des sols et des opérations de décolmatage

Type de mesure : limitation de l’érosion des sols et opérations de décolmatage	
Effets sur les risques d’inondation	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Réduit les risques de coulées boueuses
Effets sur le fonctionnement hydrologique et hydromorphologique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Limitation des apports de sédiments fins et donc du colmatage du substrat ➤ Amélioration des échanges nappe-rivières au niveau du substrat ➤ Recharge de nappes sur les versants par les mesures d’infiltration du ruissellement
Effets sur le plan écologique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Préserve ou améliore les habitats aquatiques (zones de fraie, substrat plus diversifié) et améliore la biodiversité aquatique ➤ Préserve la qualité de l’eau des apports de pollutions ➤ Préserve la qualité de l’eau via les échanges nappes-rivières au niveau des radiers (oxygénation, nitrification-dénitrification)
Effets sur le plan socio-économique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Evite la perte de terres dans les champs agricoles ➤ Evite l’engorgement des réseaux d’assainissement par les sédiments
Effets vis-à-vis du changement climatique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Les espaces verts créé avec des techniques alternatives de gestion des eaux pluviales (noues enherbées...) contribuent au rafraîchissement des villes en limitant la restitution de la chaleur ➤ La recharge des nappes via les mesures de réduction du ruissellement et de l’érosion favorise l’adaptation au changement climatique

Tableau 21 Compilation des effets que l’on peut attendre de la limitation de l’amélioration du transit sédimentaire et de la recharge en sédiments

Type de mesure : amélioration du transit sédimentaire et recharge en sédiments	
Effets sur les risques d'inondation	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Evite les risques de débordements au droit des secteurs exhaussés artificiellement
Effets sur le fonctionnement hydrologique et hydromorphologique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Limitation des phénomènes d'incision ➤ Amélioration des processus d'érosion et dépôts à l'origine de successions de faciès radier-mouille ➤ Améliore les relations nappes-rivière
Effets sur le plan écologique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Préserve ou améliore les habitats aquatiques (zones de fraie, substrat plus diversifié) et améliore la biodiversité aquatique ➤ Préserve la qualité de l'eau via les échanges nappes-rivières au niveau des radiers (oxygénation, nitrification-dénitrification)
Effets sur le plan socio-économique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Evite les coûts liés à l'incision (confortement d'ouvrage) ➤ Bénéfiques pour les usages récréatifs (pêche, baignade) ➤ Améliore le cadre paysager du cours d'eau par la réduction des désordres liés à l'eutrophisation, à l'incision
Effets vis-à-vis du changement climatique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ L'amélioration des échanges nappes rivière favorise l'adaptation au changement climatique

NB : La restauration du transport solide par la mise en place d'un espace de mobilité peut conduire à reconsidérer certains des usages en bordure du cours d'eau et à envisager une stratégie foncière adaptée aux nouvelles conditions créées.

L'effacement d'un ouvrage pour améliorer le transit des sédiments entraîne une remise en question des usages liés à la retenue le cas échéant. Par ailleurs, des effets néfastes pour les écosystèmes peuvent se produire lors de l'évacuation des sédiments de la retenue. Ces effets sont temporaires et dépendent des mécanismes de réajustement hydromorphologiques. Voir l'encadré ci-après pour plus de détails.



A NOTER

L'effacement de barrages peut avoir des **effets négatifs transitoires** sur la qualité physique des habitats aquatiques dans le tronçon aval, liés à l'évacuation des sédiments stockés dans la retenue (colmatage par des sédiments fins, exhaussement du lit en aval, relargage de la pollution stockée). Ces effets ont lieu pendant la phase de réajustement hydromorphologique. Pour illustrer les réponses sédimentaires possibles en termes de reprises de sédiments suite à l'effacement d'un ouvrage, une étude portant sur **plusieurs retours d'expérience d'effacements de barrages aux États-Unis** est particulièrement instructive (Grant et Lewis, 2015).

Cette étude montre que le **taux de sédiments évacués** (par rapport au volume de sédiments stockés) suite à l'effacement d'un ouvrage **dépend du type de méthode d'effacement** (effacement rapide ou effacement progressif en plusieurs étapes), **la cohésivité** des sédiments, et **la taille** des sédiments (fins ou grossiers). La figure ci-après illustre les différentes réponses qui ont été observées.

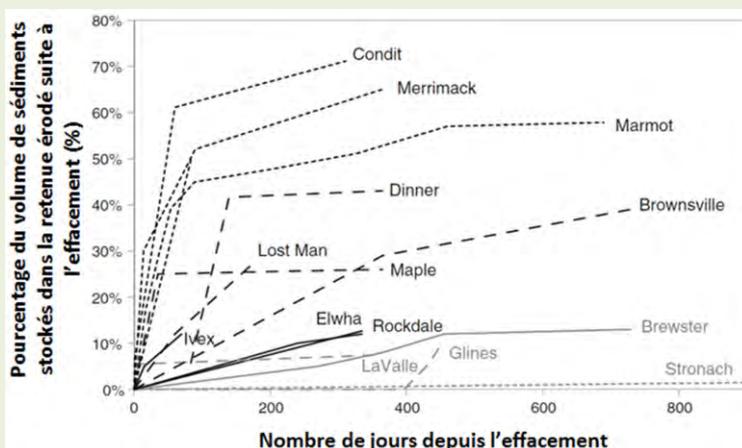


Figure 99 Évolution du volume de sédiments érodés (en % du stock total) suite à l'effacement de plusieurs barrages aux États-Unis (figure extraite de Grant et Lewis, 2015)

Légende : les lignes grises claires représentent des cas d'effacement progressif, alors que les lignes noires représentent des cas d'effacement rapide. Les pointillés courts correspondent aux cas avec des sédiments constitués de plus de 55% de sables (peu cohésifs). Les pointillés allongés représentent les cas avec des sédiments fins plutôt cohésifs (argiles, limons). Les lignes pleines représentent les cas avec des sédiments grossiers.

Ce graphique montre que plus la technique d'effacement est progressive, moins il y a de sédiments évacués en comparaison des volumes stockés en amont. Par ailleurs, plus les sédiments contiennent une fraction de sable importante, plus le taux d'évacuation des sédiments est important. Le taux d'évacuation des sédiments grossiers semble moins fort que pour les autres types de sédiments. Les auteurs ont montré que la dynamique des **débites** peut accélérer la réponse mais n'influence pas le taux de sédiments évacués (Grant et Lewis, 2015). Ces éléments sont intéressants pour prédire la réponse du système lors de l'effacement d'un ouvrage.

A noter : sur la base des nombreuses connaissances acquises à partir de retours d'expérience, les États-Unis développent depuis quelques années des recommandations en matière d'analyse des risques liés à l'effacement de barrages, afin de pallier les effets négatifs potentiels, adapter les pratiques à chaque contexte particulier et optimiser les effets attendus (Randle et Bountry, 2015).

Avant d'entreprendre l'effacement d'un ouvrage, il convient de voir quelles mesures peuvent être mises en place pour limiter les effets dus au relargage des sédiments fins (curage de la retenue, mise en place de plages de dépôt temporaires ou de filtres, busage temporaire du cours d'eau dans l'ancienne retenue etc).

3.3.5 Continuité biologique longitudinale

3.3.5.1 Principes d'action

Le principe d'action est de reconnecter les habitats fractionnés par la présence de seuil ou de barrages en supprimant ou réduisant les hauteurs de chute d'eau, en facilitant la progression des espèces au sein d'ouvrages de franchissement, en diminuant le risque de mortalité des espèces au passage des turbines.

3.3.5.2 Nature des opérations

Les différents types d'actions concernant ce volet de la restauration sont les suivants :

- Supprimer ou abaisser les obstacles transversaux ;
- Améliorer la dévalaison des poissons pour éviter la mortalité dans les turbines hydroélectriques ;
- Aménager les passages busés, les ponts ou limiter la longueur des tronçons souterrains ;
- Gestion des ouvrages pour la migration des poissons (ouvertures de vannages par exemple) ;
- Gestion de l'équilibre sédimentaire pour éviter des situations d'affluents perchés qui seraient dus à l'incision du chenal principal (voir les actions préconisées dans le sous-chapitre précédent 3.3.4) ;
- Construire des dispositifs de franchissement des obstacles pour la migration des poissons.

A noter que les opérations visant la restauration de la continuité sédimentaire sont en général aussi favorables à la continuité piscicole.

3.3.5.3 Effets attendus

Seules les actions de type abaissement et suppression d'obstacles sont détaillées dans ce chapitre, car ce sont les seules ayant un intérêt sur le fonctionnement hydromorphologique du cours d'eau, en plus de leur intérêt biologique.

Tableau 22 Compilation des effets que l'on peut attendre de l'abaissement ou de la suppression d'obstacles transversaux

Type de mesure : abaissement ou suppression d'obstacles transversaux	
Effets sur les risques d'inondation	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Réduction des risques de débordement en amont des ouvrages qui posent des problèmes d'inondation
Effets sur le fonctionnement hydrologique et hydromorphologique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Limitation des phénomènes d'érosion régressive ➤ Amélioration des processus d'érosion dépôts à l'origine de successions de faciès radier-mouille ➤ Améliore les recirculations de l'eau au sein de la zone hyporhéique
Effets sur le plan écologique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Réapparition d'un écosystème d'eau courante avec toutes les fonctionnalités qui lui sont associées : <ul style="list-style-type: none"> - restauration du potentiel d'auto-épuration de certains polluants, grâce aux recirculations au sein de la zone hyporhéique (oxygénation, nitrification-dénitrification) - équilibre thermique et potentiel d'oxygénation restauré - restauration des communautés d'espèces d'eaux courantes - meilleur accès aux frayères pour la reproduction des espèces ayant besoin de migrer - restauration des possibilités de brassages génétiques entre populations, garantes de la survie des espèces
Effets sur le plan socio-économique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Evite les coûts liés à l'incision (confortement d'ouvrage) ➤ Bénéfices pour les usages récréatifs basés sur les eaux courantes (pêche sportive, baignade, canoë) ➤ Renaturation du paysage qui peut être perçu comme une amélioration du cadre de vie ➤ Réduction des impacts liés à l'eutrophisation du plan d'eau ➤ Possibilité de valorisation sur le plan éducatif, patrimonial, culturel, esthétique...
Effets vis-à-vis du changement climatique	Équilibre thermique restauré, favorable dans le cadre de l'adaptation au changement climatique

NB : l'ampleur des effets attendus dépend du différentiel avant-après travaux : plus l'abaissement est important plus les effets décrits seront significatifs.

Sur le plan écologique la suppression de seuils ou barrages entraîne la disparition de l'écosystème d'eau stagnante associé au plan d'eau, et les zones humides associées, et peut favoriser la reconnexion avec des habitats occupés par des espèces envahissantes non désirées. Dans certains cas, un arbitrage est parfois favorable au maintien d'un ouvrage pour préserver un patrimoine avec un intérêt particulier, ou bien pour éviter la prolifération d'une espèce envahissante (voir le cas de l'opération d'effacement des étangs du Narlin au sous-chapitre 3.5.2.22 qui regroupe ces deux cas de figure).

L'effacement d'obstacles transversaux peut aussi avoir des effets écologiques néfastes, à court terme, uniquement pendant la phase de réajustement hydromorphologique qui suit l'effacement. En effet, l'entraînement des sédiments stockés en amont de la retenue vers l'aval peut libérer des particules fines et des pollutions et altérer les habitats aquatiques présents en aval. Voir l'encadré vert dans le sous-chapitre 3.3.4.3.

Par ailleurs, toute suppression d'ouvrage peut remettre en question les usages socio-économiques qui dépendent du plan d'eau.

3.3.6 Morphologie : profondeur/largeur, sinuosité et habitats du lit mineur

3.3.6.1 Principes d'action

Les actions de restauration de la morphologie visent à résorber les impacts liés à la chenalisation des rivières afin de **rediversifier les habitats** (vitesses, profondeur, substrat), favoriser des zones d'expansions de crues naturelles, améliorer la connectivité avec les milieux alluviaux connexes (ripisylve, zones humides).

Les principes de restauration de la forme du lit tiennent compte de la dynamique naturelle du cours d'eau. Il est couramment distingué la notion de **restauration passive** de la **restauration active** (Adam et al., 2007).

Dans la restauration passive, c'est le cours d'eau qui recrée lui-même son lit et sa diversité morphologique à la faveur de **légers travaux** permettant de réactiver sa dynamique. Ces types de projets sont entrepris sur des cours d'eau qui ont cette capacité d'ajustement rapide aux modifications de leur environnement, donc des cours d'eau à **dynamique active**.



A NOTER

Le concept de restauration passive se rapproche du concept « **building with nature** » des anglo-saxons. Il s'agit de profiter des possibilités d'auto-ajustement, d'auto-régulation de la nature pour favoriser une amélioration du fonctionnement des écosystèmes (Cowx et al., 2015). Ce concept peut être utilisé seulement sur les cours d'eau capables de s'ajuster dans un laps de temps acceptable pour le gestionnaire.

Dans la restauration active, c'est l'homme qui recrée entièrement la morphologie et la diversité du lit afin de restaurer le fonctionnement écologique du cours d'eau. Ce type de projet est privilégié sur les cours d'eau qui n'ont pas une dynamique naturelle active ou qui mettraient trop longtemps à se restaurer naturellement.

NB : ce qui concerne plus spécifiquement le substrat (recharge...) est abordé dans le sous-chapitre 3.3.4 sur les sédiments, et ce qui concerne les milieux alluviaux connexes est abordé dans le sous-chapitre 3.3.8.

3.3.6.2 Nature des opérations

Les opérations qui rentrent dans ce cadre peuvent être classées en trois catégories, d'ambition croissante en termes de restauration des processus hydromorphologiques :

- **Ajout de structures de diversifications** : la diversification des habitats du lit se fait naturellement par restauration de la sinuosité et du matelas alluvial. En effet les crues provoquent le remaniement des sédiments et de la forme du cours d'eau en créant des méandres, des successions de mouilles, de radiers, de bancs... Si le tronçon ne peut pas faire l'objet d'une restauration de la morphologie et du matelas alluvial, il est alors possible de mettre en place des **structures artificielles de diversification** par ajout de blocs, d'épis, de risbermes pour diversifier les vitesses, les profondeurs, créer des abris... Ce type de travaux correspond à une **ambition de type R1** (voir l'encadré ci-après) ;
- **Création d'un lit d'étiage, ou d'un lit emboîté** (lit d'étiage et lit moyen) si l'emprise foncière du projet ne permet pas de restaurer la sinuosité naturelle du lit dans la plaine :
 - le fond du lit est rétréci pour éviter des lames d'eau trop étalées et pour augmenter les variations de vitesses au sein du lit d'étiage ;
 - un lit moyen peut être réalisé dans l'emprise du lit surcalibré, en décaissant les berges et en recréant des banquettes de différentes hauteurs ;

Ce type de travaux correspond à une **ambition de type R1 à R2** (voir l'encadré ci-après) ;

- **Restauration de la sinuosité naturelle** du lit dans la plaine : à réaliser préférentiellement par la mise en place **d'espaces de mobilité** permettant un façonnage naturel de la géométrie du lit sans intervention lourde (restauration passive par retrait de protection de berges, de digues **si le cours**

d'eau est suffisamment dynamique), ou par du **reméandrage actif** (recréation complète du lit, ou création d'un lit sous dimensionné pour laisser le cours d'eau se réajuster ensuite tout seul). Ce type de travaux correspond à une **ambition de type R2 à R3** (voir l'encadré ci-après).



A NOTER

La **typologie de niveaux d'ambition** du manuel de restauration hydromorphologique des cours d'eau de l'agence de l'eau Seine Normandie est couramment utilisée pour distinguer les compartiments visés par les travaux (Adam et al., 2007) :

Le niveau R1, le moins ambitieux correspond aux travaux de diversification des écoulements et des habitats dans le lit mineur. Ce type de travaux est réalisé lorsque l'emprise foncière ne permet pas de faire des travaux à l'échelle du corridor alluvial. Il a une visée essentiellement piscicole.

Le niveau R2, d'ambition intermédiaire, vise la restauration du transport solide, du lit mineur, des berges, de la ripisylve dans une emprise foncière comprise **entre 2 et 10 fois la largeur du lit mineur**. Tous les compartiments aquatiques sont visés par ce type de restauration, mais dans une emprise relativement limitée à l'échelle du corridor.

Le niveau R3, le plus ambitieux, vise une restauration complète de l'hydrosystème. Il s'agit du niveau R2 avec des travaux visant aussi l'espace de mobilité ou de fonctionnalité. En général ce type de restauration s'entend sur une **largeur minimale de 10 fois la largeur** du lit mineur. Ce niveau d'ambition concerne davantage d'espèces (poissons, macro-invertébrés, espèces du corridor comme les oiseaux...) et autorise des divagations latérales lorsque la dynamique propre au cours d'eau le permet (érosions latérales, rajeunissement de la végétation du corridor, remobilisation des atterrissements).

L'ambition des travaux se mesure aussi à **l'emprise linéaire du projet** par rapport à la taille du cours d'eau. Par exemple, 100 m de projet sur un cours d'eau de plus de 10 m de large a moins d'intérêt que sur un cours d'eau de 2 m de large. Pour Adam et al. (2007), **un linéaire inférieur à 20 fois la largeur** du cours d'eau n'aura que des effets localisés. Cette taille de projet peut toutefois se justifier par exemple en contexte urbain, dans le cadre d'une opération pilote, ou pour restaurer un habitat particulier (zone de reproduction). **Au-delà de 100 fois la largeur** du cours d'eau, le projet atteint des dimensions significatives pour avoir potentiellement des effets pertinents. Toutefois, l'efficacité des travaux doit aussi être estimée au regard du contexte local et plus global (potentiel de recolonisation, dynamique hydromorphologique, qualité de l'eau, échelle du bassin versant à considérer) (Cowx et al., 2015).

Le choix de l'emprise des travaux dépend des objectifs visés par le projet, de l'état des lieux des milieux, du diagnostic du fonctionnement global du cours d'eau, des moyens à disposition.

3.3.6.3 Effets attendus

Le tableau suivant liste les effets attendus des mesures concernant la restauration de la morphologie.

Tableau 23 Compilation des effets que l'on peut attendre de travaux de reméandrage

Type de mesure : reméandrage	
Effets sur les risques d'inondation	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Possibilité de conjuguer ce type de travaux avec la réduction du risque inondation en aval en favorisant les zones d'expansion de crues au droit du secteur restauré (ralentissement des pics de crues en aval du à la diminution de la pente et à l'augmentation de la fréquence de débordement dans la plaine au droit du secteur restauré)
Effets sur le fonctionnement hydrologique et hydromorphologique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Réduction de la pente du cours d'eau et rééquilibrage hydromorphologique en faveur d'une dynamique d'érosion et de dépôts qui permet de résorber les phénomènes d'incision et de diversifier les habitats (radiers, mouilles, bancs) ➤ Augmentation de la fréquence des crues morphogènes ➤ Augmentation des recirculations de l'eau au sein de la zone hyporhéique et des berges ➤ Augmentation du niveau de la nappe alluviale du fait de la diminution de la pente et de l'augmentation de la recharge par débordement lors des crues
Effets sur le plan écologique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Restauration du potentiel d'auto-épuration de certains polluants, grâce aux recirculations au sein de la zone hyporhéique et des berges (nitrification-dénitrification) ➤ Équilibre thermique et potentiel d'oxygénation restauré grâce aux recirculations d'eau au sein de la zone hyporhéique et des berges ➤ Meilleures potentialités d'accueil des organismes aquatiques grâce à la diversification des habitats (profondeur, largeur, substrat) nécessaires à l'accomplissement du cycle de vie des espèces (zones de repos, d'abris, de chasse, de reproduction, de fraie...) ➤ De manière indirecte, ce type de travaux améliore la connectivité avec les milieux alluviaux et favorise les habitats et espèces du corridor rivulaire
Effets sur le plan socio-économique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Evite les coûts liés à l'incision (confortement d'ouvrage) ➤ Renaturation du paysage qui peut être perçu comme une amélioration du cadre de vie ➤ Réduction des impacts liés à l'eutrophisation des cours d'eau ➤ Usages qui bénéficient de la recharge souterraine (prélèvements AEP par exemple) ➤ Possibilité de valorisation sur le plan éducatif, patrimonial, culturel, esthétique...
Effets vis-à-vis du changement climatique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Thermie du cours d'eau potentiellement améliorée par les échanges nappes-rivières (eaux plus fraîches)

Tableau 24 Compilation des effets que l'on peut attendre de la création d'un lit d'étiage ou de lits emboîtés

Type de mesure : création d'un lit d'étiage ou de lits emboîtés (lit d'étiage et lit moyen)	
Effets sur les risques d'inondation	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Le lit moyen permet d'écarter les crues et évite les débordements dans la plaine alluviale. Il favorise la réduction du risque inondation au niveau de l'emprise du projet et en aval
Effets sur le fonctionnement hydrologique et hydromorphologique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ La pente du lit d'étiage est abaissée ce qui favorise les érosions et dépôts au sein de ce nouveau lit ➤ Améliore les recirculations de l'eau au sein de la zone hyporhéique et des berges
Effets sur le plan écologique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Les effets sont les mêmes que dans le cas du reméandrage mais ils sont moins importants car ils ne sont valables qu'à l'étiage ➤ Il n'y a pas d'effet sur la connectivité avec les milieux alluviaux connexes, car le gabarit du lit ne permet pas les débordements fréquents dans la plaine
Effets sur le plan socio-économique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Renaturation du paysage qui peut être perçue comme une amélioration du cadre de vie ➤ Réduction des impacts liés à l'eutrophisation des cours d'eau ➤ Possibilité de valorisation sur le plan éducatif, patrimonial, culturel, esthétique...
Effets vis-à-vis du changement climatique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Équilibre thermique en partie restauré, favorable dans le cadre de l'adaptation au changement climatique

NB : L'efficacité des travaux morphologiques sur le plan écologique dépend de l'ambition qui a été donnée au projet (emprise foncière et linéaire, moyen mis en œuvre), mais aussi des conditions locales (potentiel de recolonisation, contexte hydromorphologique, qualité de l'eau, échelle du bassin versant à considérer).

La restauration de la morphologie peut conduire à reconsidérer certains des usages en bordure du cours d'eau et à envisager une stratégie foncière adaptée aux nouvelles conditions créées.

3.3.7 Ripisylve

3.3.7.1 Principes d'action

Restaurer la ripisylve consiste à recréer une bande riveraine de végétation permettant d'assurer les fonctionnalités qui lui sont associées (filtre de pollution, ombrage, apports de matières organiques constituant des substrats biogènes et de la nourriture pour les organismes aquatiques, cadre paysager).

3.3.7.2 Nature des opérations

Différents types d'actions peuvent être entrepris sur la bande riveraine pour restaurer la ripisylve :

- Des plantations d'essences locales adaptées ;
- Entretien adapté et modéré de la végétation existante pour laisser la possibilité de formation naturelle d'embâcles dans des secteurs sans risque identifié (sans ouvrage en aval par exemple...) ;
- Gestion agricole adaptée en bordure de cours d'eau comme par exemple la mise en place de clôtures et d'abreuvoirs pour éviter que le bétail ne piétine la bande rivulaire à restaurer ;
- Mise en place de bandes rivulaires autour des ruisseaux dans l'emprise d'exploitations forestières.

Des auteurs préconisent la restauration de ripisylve en **trois bandes**, qui serait la plus efficace en matière de régulation des apports en nutriment. La première bande la plus proche du cours d'eau est constituée d'essences arborées adaptées (plantées ou spontanées), entretenue à minima ; la deuxième bande est

exploitée pour le bois qu'elle produit, avec des essences locales adaptées pour assurer les fonctions écologiques. L'export du bois est une source non négligeable d'export des nutriments. La troisième bande est constituée d'herbe. Cette dernière est la première interface avec les apports du bassin versant, elle permet de retenir les sédiments fins et facilite l'infiltration de l'eau dans le sol et la berge (Tjaden et Weber, 1997 dans CSPNB, 2008).

De nombreux auteurs ont montré l'importance du **bois mort** dans le fonctionnement naturel des cours d'eau (Fryirs et Brierley, 2013 ; George Robison et Beschta, 1990). Des pays comme la Suède et l'Allemagne semblent réceptifs à une politique qui profite des services rendus par **l'ajout de bois mort**. Toutefois, en France, cette pratique est peu utilisée car le bois mort est souvent mal perçu par lié à la formation d'embâcles qui constituent un facteur de risque inondation (Le Lay, 2007). Toutefois, la gestion de la ripisylve en France oriente de plus en plus vers une **élimination raisonnée du bois mort** en fonction des enjeux (Boyer, 1998).

Comme vu au chapitre sur les fonctions de la ripisylve vis-à-vis de la qualité de l'eau (chapitre 2.3.4.2), le schéma ci-après indique les longueurs minimales recommandées pour l'optimisation des principales fonctions protectrices de la ripisylve.

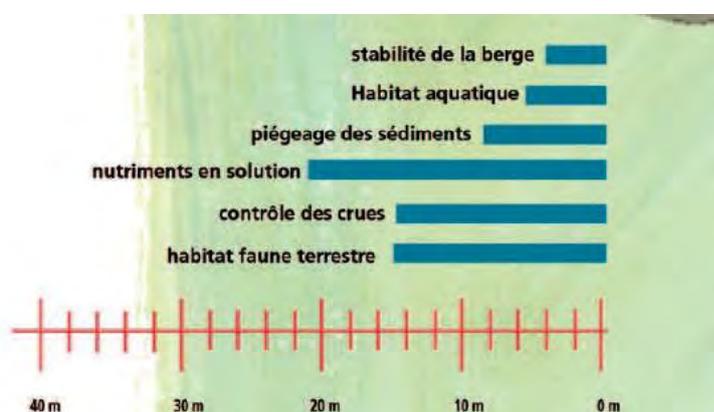


Figure 100 Schéma synthétique résumant les largeurs minimales recommandées pour l'optimisation des principales fonctions protectrices des corridors rivulaires (d'après Schultz et al., 2000, figure extraite de CSPNB, 2008)

3.3.7.3 Effets attendus

Le tableau suivant liste les effets attendus des mesures concernant la restauration de la ripisylve.

Tableau 25 Compilation des effets que l'on peut attendre de la restauration de la ripisylve

Type de mesure : restauration de la ripisylve	
Effets sur les risques d'inondation	<ul style="list-style-type: none"> ➤ La ripisylve joue un rôle de peigne qui freine les écoulements, effet qui peut être recherché dans la lutte contre le risque inondation
Effets sur le fonctionnement hydrologique et hydromorphologique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ La ripisylve a un rôle morphologique : <ul style="list-style-type: none"> - les racines stabilisent les berges, empêchent les processus d'érosion, d'où l'importance de connaître les attentes en matière d'érosion des berges (besoin de stabiliser ou d'éroder) - le type d'essence a un effet sur la forme des rivières (largeur/profondeur) et la diversité des habitats dus aux racines immergées dans l'eau (caches, sous-berges), d'où l'importance du choix des essences adaptées aux rivières
Effets sur le plan écologique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Restauration du potentiel d'auto-épuration de certains polluants via le système racinaire si celui-ci se situe dans la zone de battement de la nappe alluviale (nitrification-dénitrification) ➤ Ombrage permettant d'éviter les réchauffements excessifs de l'eau en étiage ➤ Meilleures potentialités d'accueil des organismes aquatiques dues à la présence de racines immergées, aux apports de feuilles et bois morts ➤ La ripisylve joue un rôle de corridor favorisant les connectivités des milieux ➤ La ripisylve est un habitat de nombreuses espèces terrestres et semi-aquatiques (oiseaux, insectes...)
Effets sur le plan socio-économique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Renaturation du paysage qui peut être perçu comme une amélioration du cadre de vie ➤ Réduction des impacts liés à l'eutrophisation des cours d'eau ➤ Possibilité de valorisation sur le plan éducatif, patrimonial, culturel, esthétique...
Effets vis-à-vis du changement climatique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Effet d'ombrage qui régule les températures maximales journalières en été, favorable dans le cadre de l'adaptation au changement climatique

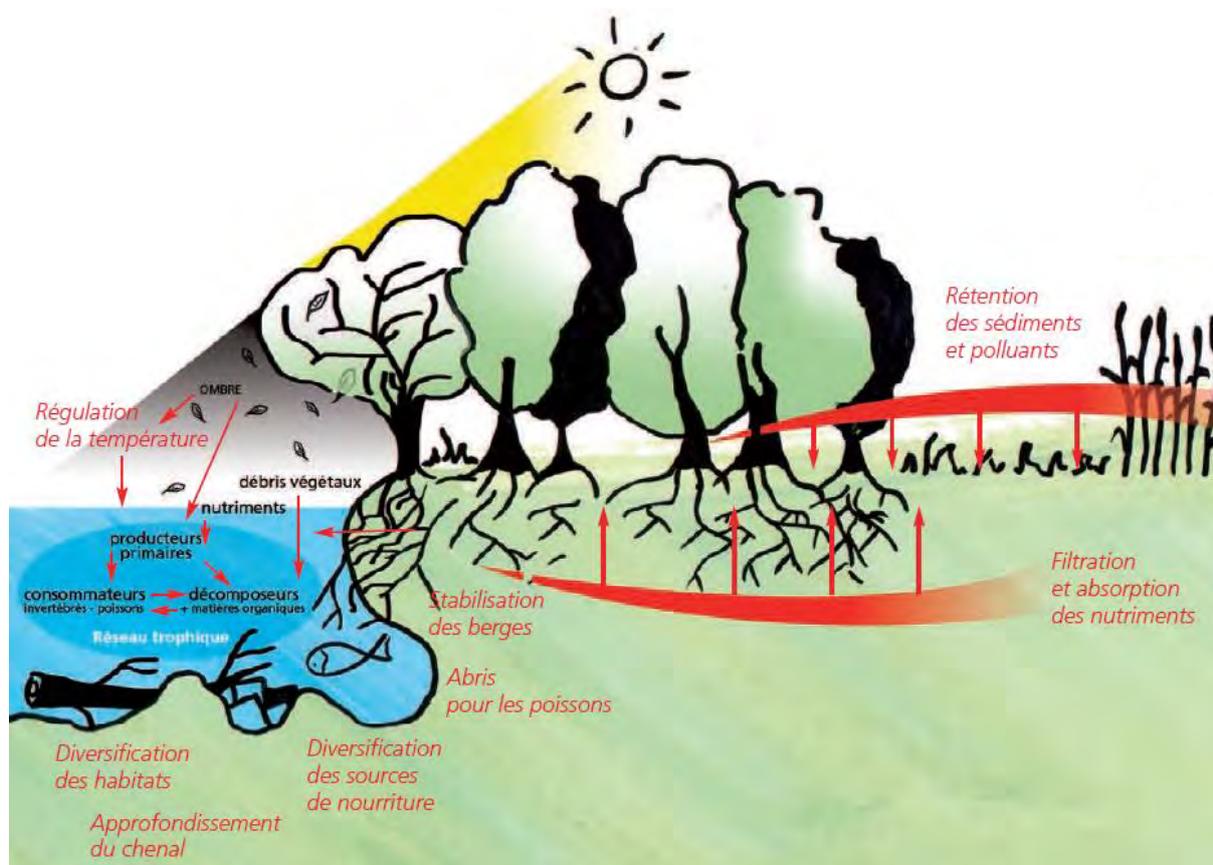


Figure 101 Schéma résumant les atouts de la ripisylve et les fonctions que l'on peut en attendre (d'après Maridet et Collin Huet, 1995, figure extraite de CSPNB, 2008)

NB : les opérations d'entretien et de restauration de ripisylve doivent prévenir la formation d'embâcle dans les zones à enjeux.

La restauration de ripisylve peut conduire à reconsidérer certains des usages en bordure du cours d'eau et à envisager une stratégie foncière adaptée aux nouvelles conditions créées.

3.3.8 Lit majeur et connectivité latérale

3.3.8.1 Principes d'action

Le principe d'action est de reconnecter les lits mineur et majeur afin de restaurer les fonctionnalités des zones humides alluviales autres que la ripisylve des berges (prairies humides, tourbières de fond de vallée, annexes hydrauliques, forêts alluviales...).

3.3.8.2 Nature des opérations

Les actions qui peuvent être entreprises dans ce cadre sont par exemple :

- Le **décloisonnement latéral** par recul de digues ou bien le retrait de protections de berges. Ceci permet l'envolement plus fréquent de la plaine alluviale et restaure ainsi son caractère humide. Cela favorise aussi les érosions latérales et la diversification de la mosaïque forestière riveraine.
- La restauration **d'annexes hydrauliques**. Elle peut se faire en restaurant la dynamique naturelle du cours d'eau (par la restauration du débit morphogène et du transport solide) ce qui va entraîner la création naturelle de nouvelles annexes. Autrement, si le cours d'eau ne peut pas naturellement recréer ses annexes (débit régulé par des barrages, faible transport solide), il est possible de rajeunir les annexes fluviales aujourd'hui déconnectées.

- La restauration d'un **gabarit de lit plus naturel** (moins profond par exemple). Elle permet le débordement plus fréquent de l'eau lors des inondations. Ceci facilite l'enneigement de la plaine alluviale et permet ainsi de restaurer son caractère humide (voir le sous-chapitre 3.3.6).

3.3.8.3 Effets attendus

Le tableau suivant liste les effets attendus des mesures concernant la restauration des connexions avec le lit majeur.

Tableau 26 Compilation des effets que l'on peut attendre du décroisement latéral par recul de digue et retrait de protections de berges

Type de mesure : décroisement latéral par recul de digue et retrait de protections de berges	
Effets sur les risques d'inondation	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Les zones décroisées peuvent servir de zones d'expansion de crues pour réduire le risque inondation en aval
Effets sur le fonctionnement hydrologique et hydromorphologique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Restauration des potentialités de rééquilibrage hydromorphologique par érosion latérale ➤ Restauration des échanges nappes-rivières au niveau des berges (recharge et vidange) et donc des fluctuations de la nappe dans la plaine alluviale ➤ Restauration des possibilités de débordement dans la plaine ➤ Le décroisement permet le dépôt d'une partie des sédiments fins dans le lit majeur ce qui participe à l'évolution de la mosaïque de la plaine alluviale (comblement, atterrissement)
Effets sur le plan écologique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Le décroisement permet de restaurer le fonctionnement hydrologique des zones humides latérales permettant ainsi : <ul style="list-style-type: none"> ○ la restauration des fluctuations du battement de nappe et de la végétation alluviale jouant conjointement un rôle sur l'élimination de l'azote de l'eau (nitrification-dénitrification) ○ la restauration des habitats humides alluviaux et de leurs espèces associées ○ de diversifier la mosaïque des habitats forestiers rivulaires (peuplement pionniers)
Effets sur le plan socio-économique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ La renaturation du paysage alluvial peut servir dans une politique d'amélioration du cadre de vie ➤ Réduction des impacts liés à l'eutrophisation des cours d'eau si la restauration permet de restaurer les conditions favorables à l'auto-épuration de certains polluants ➤ Possibilité de valorisation sur le plan éducatif, patrimonial, culturel, esthétique...
Effets vis-à-vis du changement climatique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ L'augmentation des possibilités d'échanges avec la nappe alluviale permet d'abaisser la température de l'eau, ce qui est favorable dans le cadre de l'adaptation au changement climatique

Tableau 27 Compilation des effets que l'on peut attendre de la restauration d'annexes hydrauliques

Type de mesure : restauration d'annexes hydrauliques	
Effets sur les risques d'inondation	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Les annexes hydrauliques peuvent servir de bras de décharge des débits de crue et ainsi réduire le risque inondation à l'aval
Effets sur le fonctionnement hydrologique et hydromorphologique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Selon les caractéristiques de connexion de l'annexe hydraulique avec le cours d'eau lors des travaux de restauration et le type de cours d'eau (énergie, transport solide), il peut y avoir des phénomènes d'auto-curage, de rajeunissement, ou au contraire de comblement inéluctable ➤ Possibilité d'utiliser les matériaux de curage de l'annexe lors des travaux de restauration pour recharger en sédiment le cours d'eau principal en cas d'incision ➤ Possibilités de modification des relations nappes-rivière suite à des travaux de restauration des annexes hydrauliques (apports phréatiques vers le cours d'eau, le décolmatage de l'annexe permet de restaurer des possibilités d'échanges dans les deux sens)
Effets sur le plan écologique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ La restauration active des annexes hydrauliques permet de restaurer une mosaïque d'habitats alluviaux favorables à la biodiversité à l'échelle régionale ➤ Si la restauration des annexes permet de restaurer les relations nappes-rivière cela peut donc participer aux processus d'auto-épuration de certains polluants, de régulation thermique de l'eau...
Effets sur le plan socio-économique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ La renaturation du paysage des annexes fluviales peut servir dans une politique d'amélioration du cadre de vie ➤ Réduction des impacts liés à l'eutrophisation des cours d'eau si la restauration permet de restaurer les conditions favorables à l'auto-épuration de certains polluants ➤ Possibilité de valorisation sur le plan éducatif, patrimonial, culturel, esthétique...
Effets vis-à-vis du changement climatique	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Le cas échéant, l'augmentation des possibilités d'échanges avec la nappe alluviale permet d'abaisser la température de l'eau, ce qui est favorable dans le cadre de l'adaptation au changement climatique

NB : La restauration des zones humides alluviales peut conduire à reconsidérer certains des usages en bordure du cours d'eau et à envisager une stratégie foncière adaptée aux nouvelles conditions créées.

3.4 MESURES DE RESTAURATION PERTINENTES EN FONCTION DU TYPE DE COURS D'EAU

Un rapport du projet REFORM concerne des **recommandations** sur les mesures les plus adaptées en fonction de différents **types de rivières**, des plus petites aux plus grandes, en fonction également de leur contexte topographique (plaine, moyenne altitude et haute altitude) et sédimentaire (sédiments fins, sédiments grossiers...). Les parties ci-après exposent les principales recommandations issues de ce rapport (Verdonschot et al., 2015).

3.4.1 Restauration des cours d'eau de basse altitude

Les pressions des cours d'eau de plaine sont principalement la **chenalisation**, des perturbations d'ordre **hydrologique** et des **pollutions** en lien avec l'occupation du sol (agriculture et urbanisation), la présence **d'ouvrages hydrauliques** et la dégradation de la **ripisylve** (voir le sous-chapitre 2.4 sur les effets des aménagements). Les enjeux de gestion sont liés à l'homogénéisation des habitats, les problèmes d'**incision** et de déconnexion avec la plaine alluviale, et les problèmes d'**eutrophisation**. Sur les petits cours d'eau de **tête de bassin**, l'enjeu est aussi d'ordre **quantitatif** s'il existe des prélèvements dans les eaux souterraines, et donc des possibles aggravations d'assecs estivaux.

Les principales mesures réalisées actuellement sur ces cours d'eau sont d'ordre **morphologique** (reméandrage, ou diversification des écoulements).

→ Zoom sur les têtes de bassin versant de basse altitude (petits cours d'eau) :

Les auteurs du rapport soulignent que **sur les petits cours d'eau de plaine à substrat fin**, le reméandrage actif peut ne pas conduire à diversifier les habitats du fait de leur faible énergie et du ralentissement de l'eau dans le chenal (faible potentiel de tri des sédiments par le courant). Par ailleurs, il est également observé que peu de travaux à l'échelle du bassin versant sont entrepris pour amoindrir les pressions hydrologiques liées à l'occupation du sol.

Les auteurs recommandent d'agir en priorité sur les aspects hydrologiques à l'échelle du bassin versant, de manière à réduire la dynamique des débits de crues (réduire l'impact des crues qui est accentué par l'urbanisation ou le drainage des terres) et retenir au maximum l'eau dans le bassin versant afin de recharger le niveau des nappes (restaurer la capacité de stockage et d'infiltration de l'eau à la source, réduire l'intensité du drainage). Ces mesures ont également des bénéfices pour **amoindrir les apports de pollutions diffuses**.

Ils recommandent également de **restaurer les corridors rivulaires** qui ont un fort potentiel pour filtrer les pollutions diffuses et pour diversifier les écoulements dans le lit mineur, et ceci en particulier dans la partie amont du bassin versant si celui-ci subit des pressions d'occupation du sol.

Ils recommandent aussi d'agir à **l'échelle de longs tronçons**. Les opérations de **reprofilage actif des berges** (en cas de dynamique faible) ou de **réactivation des processus dynamiques** par du retrait de protection de berges (en cas de dynamique plus active) sont considérés comme bénéfiques pour diversifier les habitats, comparé à une simple diversification des écoulements par ajout de sédiments à une échelle locale. D'une manière générale, toute action qui permet la réduction de la profondeur du lit, et éventuellement son élargissement en cas d'enjeu inondation, est une solution à privilégier. A une échelle plus petite, si nécessaire, il est également recommandé de diversifier les écoulements en ajoutant du **bois mort**, ou du **substrat adapté**. La solution d'ajout de gros bois mort est judicieuse dans le cas de cours d'eau incisé, car cela crée des conditions de piégeage des sédiments qui permettent de rehausser le fond du lit.

→ Zoom sur les lits anastomosés

Les **lits anastomosés** de plaine sont des rivières typiques de **zones humides** comme les marais ou tourbières à fond très plats. La restauration de ces rivières nécessite de s'intéresser à la fois aux différents lits mais aussi à la plaine alluviale d'inondation. Le principe est de recréer une **zone d'expansion de crue** où le niveau de la nappe est très proche du sol. Le principe est de créer des **lits peu profonds** qui débordent fréquemment et longtemps. Dans le cas de petits cours d'eau anastomosés, les travaux consistent à obstruer le lit mineur de manière à créer des avulsions du trajet de l'eau (bois mort, déflecteurs). Sur des cours d'eau plus importants,

les travaux peuvent consister à rouvrir les anciens chenaux comblés et d'installer des déflecteurs (bois mort par exemple) pour orienter le trajet de l'eau vers le nouveau chenal.

NB : ce type de restauration de lit anastomosé a été réalisé sur le Drugeon (réouverture d'un ancien bras secondaire) (voir le sous-chapitre 3.5.2.25).

→ Zoom sur les larges rivières de plaine

Les rivières de grande taille sont souvent **aménagées profondément** de sorte qu'il est seulement possible de les restaurer partiellement. Les nombreux enjeux socio-économiques (gestion des inondations, production d'électricité, navigation, alimentation en eau pour les besoins domestiques, industriels et agricoles) nécessitent des négociations plus importantes. Les travaux entrepris sur ces milieux concernent la **gestion des pollutions ponctuelles** (stations d'épuration de villes et d'industries), la mise en place de **passes à poissons**, la mise en place de **débits environnementaux** au niveau des centrales hydroélectriques, la **reconnexion avec la plaine** alluviale par le retrait des protections de berges, la restauration des **annexes fluviales** et de la forêt alluviale. Les mesures de diversification des habitats du lit mineur et les mesures de réduction des pollutions diffuses sont moins pertinentes à cette échelle, elles concernent davantage les cours d'eau amont, plus petits et plus étroitement liés avec les apports des versants. Des perspectives intéressantes sont soulignées, relatives aux multiples bénéfices de la restauration de ces rivières, comme par exemple la gestion du risque inondation avec la restauration d'annexes fluviales (cas des polders sur le Rhin, voir le chapitre 3.5.2.12).



A RETENIR

Dans le cas général des **cours d'eau de plaine**, il est recommandé d'agir à l'échelle adaptée à la pression rencontrée. S'il existe des pressions d'occupation du sol, il est primordial **d'agir à l'échelle du bassin versant et le plus en amont possible**, par des mesures de régulation de l'hydrologie (limitation du drainage, amélioration de l'infiltration de l'eau à la source). **La ripisylve est, en second lieu, primordiale** pour limiter le transfert de pollutions et diversifier les écoulements, et ceci le plus en amont possible. Enfin, à une échelle plus locale, en fonction de l'énergie du cours d'eau et du type de substrat, il peut être privilégié des opérations de retrait de fixation de berges, ou de reprofilage ou reméandrage actif, ainsi que de l'ajout de bois mort ou de substrat adapté en cas de cours d'eau incisé.

Les cours d'eau **anastomosés** typiques de bas marais ou tourbières ne peuvent être restaurés que si l'ensemble de la zone humide (plaine inondable) et les multiples tracés de la rivière sont considérés comme un ensemble indissociable.

La restauration des **grandes rivières** est plus complexe en termes d'enjeux socio-économiques. Des synergies sont toutefois possibles, notamment avec les enjeux inondations. Les principaux types de travaux concernent la lutte contre les pollutions ponctuelles, la délivrance d'un débit réservé adapté, la continuité biologique longitudinale et la connectivité avec la plaine alluviale (annexes hydrauliques et forêt alluviale).

3.4.2 Restauration des cours d'eau de moyenne altitude

A **moyenne altitude**, les cours d'eau ont un substrat généralement plus **grossier** et bien trié, et une morphologie variée avec une alternance de **bancs de graviers, de mouilles**. Les pressions identifiées sur ces milieux sont liées aux **pollutions** ponctuelles ou diffuses, aux apports de **sédiments fins**, aux altérations morphologiques (présence d'**endiguement**, de rectifications, de réduction de la largeur du lit mineur, **d'ouvrages hydrauliques**), aux altérations hydrologiques issues de **barrages** à l'amont (éclusées, débits réservés), ainsi qu'aux altérations de la **ripisylve** (coupes drastiques, enlèvement de bois mort). Les conséquences principales sont la **réduction de la dynamique latérale** du lit mineur, le **pavage** du lit, un **colmatage** du fond par des sédiments fins, une baisse du nombre de bancs alluviaux, une plus forte capacité à transférer la matière organique (feuille, bois...) vers l'aval, et une **baisse de la diversité** des habitats. Les opérations de restauration les plus courantes sont **l'enlèvement des fixations** de berges, la **diversification** des écoulements par l'ajout de bois ou de blocs, les opérations de **reméandrage**, de restauration de la **ripisylve**. Les opérations **les plus préconisées** sont **l'ajout de bois mort (ou leur non-retrait)**, qui semble avoir plus d'effet

que l'ajout de blocs, mais aussi les actions de **réactivation** de la dynamique naturelle par **enlèvement** de protections de berges, la dévégétalisation des bancs, la restauration de la continuité biologique et sédimentaire.... Les effets de la restauration sur les espèces aquatiques sont d'autant plus forts dans les secteurs dont la **partie amont est boisée** et préservée de pollutions, en raison de la meilleure qualité de l'eau et de la présence d'un bon potentiel d'espèces pour la recolonisation. Les **sources de recolonisation** doivent se situer dans un linéaire d'environ 2,5 à 5 km à l'amont du site restauré pour les macroinvertébrés et environ 5 à 10 km en amont ou en aval pour les poissons. Les auteurs soulignent que ce type de restauration a des effets particulièrement intéressants pour la faune semi-aquatique (scarabées, plantes) dus à la création d'habitats pionniers au niveau des berges et des bancs alluviaux. Les auteurs précisent que la restauration des **formes** seules n'est **pas pérenne**, et qu'il est important de s'assurer de restaurer une largeur adéquate, le **transport solide** et la **dynamique hydrologique**. Comme pour la restauration des cours d'eau de plaine, il est essentiel d'agir à l'échelle adaptée à la pression rencontrée, et d'analyser les pressions à l'échelle du bassin versant.



A RETENIR

Comme pour les cours d'eau de plaine, il est recommandé d'agir à l'échelle adaptée à la pression rencontrée. Les paramètres importants sur les cours d'eau de **moyenne altitude** sont les **apports sédimentaires** et le **régime hydrologique**. Ainsi, la continuité sédimentaire avec les tronçons amont est primordiale ainsi que la dynamique hydrologique permettant de maintenir les formes de la rivière. Le **retrait de protection de berges** et l'élargissement du lit sont aussi une solution pour diversifier les habitats mais à condition que le transit sédimentaire soit assuré depuis l'amont, si l'on souhaite que la dynamique s'auto-entretienne. L'ajout de bois mort semble aussi un facteur intéressant pour améliorer les habitats. Le succès de la restauration sera d'autant plus fort que le tronçon est connecté avec des **sources de recolonisation** d'espèces (secteurs boisés en amont notamment) et une eau de bonne qualité.

3.4.3 Restauration des cours d'eau de haute altitude

A **haute altitude**, les cours d'eau sont confinés dans la vallée, ils peuvent se situer directement sur la roche mère, ou bien présenter un lit à matériaux très grossiers et mal triés. Les pressions sur ces cours d'eau sont **d'ordre hydrologique** (transferts d'eau interbassins, débits réservés, lâchers d'eaux pour chasser les sédiments fins, éclusées). Ces cours d'eau sont sensibles aux **pollutions en hiver** lors des étiages saisonniers. A noter également qu'ils peuvent naturellement être soumis à des laves torrentielles. Les mesures les plus adaptées concernent une amélioration de la gestion hydraulique (gestion des éclusées, atténuation des désordres hydrauliques, augmentation des débits réservés, gestion des transferts d'eau) et sédimentaire des barrages (coordination des chasses sédimentaires). L'effacement d'ouvrages est une garantie du rétablissement de la continuité sédimentaire et de la restauration hydrologique de la dynamique des débits. Les mesures doivent être pensées dans une approche globale des enjeux présents à l'aval.



A RETENIR

Les cours d'eau de **haute altitude** sont concernés par des enjeux **hydrologiques** et **sédimentaires**. La gestion des barrages ou l'effacement d'ouvrages sont les principales mesures de correction. Les actions doivent être dimensionnées en fonction des enjeux en aval, à l'échelle du bassin versant.

3.4.4 Cas particulier des cours d'eau temporaires

Les cours d'eau temporaires subissant des assècs naturels ou d'origine anthropique sont des milieux particulièrement vulnérables et donc à gérer avec précaution. Le principal enjeu de ces cours d'eau est la quantité d'eau, donc les **prélèvements doivent y être limités**. Pour améliorer la résilience écologique de ces milieux après perturbation (assèc), il est important de **préserver les zones refuges** pour les espèces (affluents, trous d'eau alimentés par des résurgences, zones hyporhéiques) et la connectivité avec ces secteurs. Le troisième levier est la préservation de la **ripisylve** qui atténue l'élévation des températures maximales journalières dans les zones de refuges (Maison régionale de l'eau, s. d. ; Pelte et al., 2014). Bien sûr la **qualité de l'eau des rejets** est aussi importante à maîtriser pour éviter d'aggraver le stress en période d'étiage (Maison régionale de l'eau, s. d.).

3.4.5 Détail des mesures les plus adaptées par type de cours d'eau

Le tableau présenté ci-après donne une idée des **mesures principales les plus pertinentes** adaptées aux différents types de cours d'eau. Ces données proviennent aussi du rapport de (Verdonschot et al., 2015). Cette typologie a été réalisée à partir d'une synthèse de données sur les cours d'eau des pays européens impliqués dans le projet REFORM. **NB : toutes les mesures potentielles ne sont pas présentées dans ce tableau. Dans le document d'origine, la pertinence des mesures par type de cours d'eau était présentée selon un gradient à 3 niveaux : forte, moyenne et faible pertinence. La compilation de toutes ces informations dans un seul tableau rendant la synthèse peu lisible, il a été choisi de ne représenter que les actions avec une pertinence forte. Dans le tableau ci-après, les croix identifient donc pour chaque type de cours d'eau, les mesures identifiées comme les plus pertinentes (pertinence forte) d'après les travaux du projet REFORM. En l'absence de croix, une mesure peut néanmoins être jugée pertinente au cas par cas compte tenu des éléments de diagnostic local disponibles.**

Tableau 28 Liste des mesures les plus pertinentes préconisées par type de cours d'eau d'après les travaux du projet européen REFORM (tableau modifié d'après Verdonschot et al., 2015)

Catégorie de mesures	Mesures	Basse altitude				Moyenne altitude				Haute altitude		
		Petit, lit unique	Moyen à large, lit unique	Petit, lit multiple (anastomosé)	Très large	Petit, lit unique ou multiple	Moyen à large, lit unique ou multiple	Petit, gorges, apports de sédiments limité, taille sédiments variées	Moyen à large, gorges, apports de sédiments limité, taille sédiments variées	Petit, sédiments très grossiers	Moyen à large, sédiments très grossiers	Rivière glaciaire
Baisse de la pollution	Limitation des apports de pollution diffuse	X	X	X		X	X					
	Limitation des apports de pollution ponctuelle				X							
Quantité d'eau	Améliorer la rétention de l'eau	X	X	X								
	Améliorer le stockage de l'eau	X	X	X								
	Augmenter le débit minimum	X	X	X	X			X	X	X	X	X
	Réduire les prélèvements d'eaux souterraines			X								
	Réduire les prélèvements d'eau de surface			X				X	X	X	X	X
	Réduire la consommation d'eau			X								
	Transfer d'eau pour augmenter le débit							X	X	X	X	X
Quantité de sédiments	Recharge en sédiments		X			X		X	X	X	X	X
	Améliorer la continuité du transport des sédiments				X		X	X	X	X	X	X
	Réduire les impacts du dragage			X								
	Réduire les apports de sédiments non désirés						X					
Dynamique du débit	Etablir un débit environnemental	X	X	X				X	X	X	X	X
	Favoriser les crues morphogènes		X					X	X	X	X	X
	Augmenter fréquence/durée des inondations dans la plaine		X	X	X				X		X	
	Modifier les régimes d'éclusées				X				X		X	
	Réduire les pics de crues artificiels	X	X	X					X		X	
	Raccourcir la longueur des tronçons endigués		X					X	X	X	X	X
Continuité longitudinale	Aménager des passes pour la dévalaison		X									
	Aménager passe à poissons, rivières de contournement		X	X	X				X		X	
	Gérer les ouvrages mobiles (vannes, turbines)							X	X	X	X	X
	Modifier ou supprimer passages busés, rivières enterrées			X								
	Supprimer les ouvrages transversaux		X	X		X	X	X	X	X	X	X

Catégorie de mesures	Mesures	Basse altitude				Moyenne altitude			Haute altitude			
		Petit, lit unique	Moyen à large, lit unique	Petit, lit multiple (anastomosé)	Très large	Petit, lit unique ou multiple	Moyen à large, lit unique ou multiple	Petit, gorges, apports de sédiments limité, taille sédiments variées	Moyen à large, gorges, apports de sédiments limité, taille sédiments variées	Petit, sédiments très grossiers	Moyen à large, sédiments très grossiers	Rivière glaciaire
Habitat du lit mineur	Création de banquettes				X							
	Favoriser la dynamique naturelle du lit (érosion, dépôts)	X	X	X		X	X		X		X	
	Gérer la végétation aquatique		X									
	Ajout de gros morceaux de bois mort		X		X	X	X					
	Enlever les protections de berges		X	X	X		X					
	Supprimer les ouvrages de stabilisation du fond du lit			X								
	Enlever les ouvrages hydrauliques dans le lit mineur			X								
Corridor rivulaire	Zones tampons contre les sédiments fins					X	X					
	Zones tampons contre les nutriments	X		X		X	X					
	Laisser la végétation naturelle coloniser les zones tampons	X	X	X	X	X	X					
Profil en plan de la rivière	Initier et favoriser la migration latérale des méandres		X	X	X	X	X					
	Création d'un lit peu profond	X	X	X	X							
	Création d'un lit d'étiage			X	X							
	Création d'un lit emboîté (lit majeur intermédiaire)		X	X								
	Rétrécir les lits trop élargis	X	X	X								
	Élargir le lit ou restaurer des secteurs en tresses			X	X							
Lit majeur	Création d'annexes hydrauliques et autres zones humides			X								
	Abaisser les digues ou les levées de terres		X	X								
	Reconnecter les annexes hydrauliques et autres zones humides			X	X							
	Supprimer les digues ou les levées de terres		X	X								
	Remettre des digues ou des levées de terres			X								

3.5 EXEMPLES ILLUSTRANT LES MULTIPLES AVANTAGES DE LA RESTAURATION PHYSIQUE

3.5.1 Préambule : remarques concernant les données collectées pour ce chapitre

→ Les données collectées

La recherche d'exemples pour illustrer les effets bénéfiques de la restauration ne se veut pas exhaustive, mais plutôt représentative. Les exemples exploités dans ce chapitre sont **issus de projets** (retours d'expérience) menés en France ou à l'étranger qui ont **fait l'objet d'un suivi** des travaux de restauration (au moins trois ans de suivi post-travaux) ou de **modélisations** (cas des effets hydrologiques). Le recueil d'expérience sur l'hydromorphologie des cours d'eau de l'ONEMA est une des sources de base pour la collecte des données.

Les études de suivi des effets des travaux ou de modélisation ont été menées par des experts de la thématique étudiée. Il peut s'agir de spécialistes travaillant en bureaux d'études ou bien de scientifiques travaillant pour des laboratoires de recherche. Les résultats de travaux de recherche de type **méta-analyse** ont aussi été exploités car ils sont basés sur une comparaison d'un nombre souvent conséquent d'études. Les **synthèses bibliographiques** ou les **analyses prospectives de travaux de recherche** ont été utilisées car elles permettent de mettre en avant les principaux résultats et avancées de la recherche sur la restauration.

A noter également, que ce rapport n'a pas pour vocation à énumérer les opérations de restauration entreprises sur le bassin Rhône-Méditerranée. L'objectif est **d'exploiter des exemples qui apportent des connaissances éclairantes**, si possible sur ce bassin mais également ailleurs. De plus, les projets réalisés dans d'autres pays ont été utilisés car ils permettent de situer les pratiques françaises dans un cadre plus large.

→ Remarques sur les méthodes de suivi des opérations de restauration

La recherche de retours d'expérience s'est révélée être une **tâche peu aisée**, du fait du nombre relativement faible de travaux de restauration qui ont fait l'objet de suivi des effets écologiques des travaux, et des méthodes de suivi qui ne permettent pas toujours de tirer des conclusions robustes et exploitables. Ce même constat est partagé par de nombreux auteurs de la communauté scientifique internationale (Malavoi et Souchon, 2010 ; Miller et al., 2010 ; Morandi, 2014 ; Roni et al., 2008 ; Souchon, 2012). Ainsi, les résultats de **travaux scientifiques (travaux pilotes, programmes de recherches) ont été privilégiés par rapport à des retours d'expérience issus d'initiatives locales** qui présentaient souvent des faiblesses dans les méthodes utilisées.

La majorité des suivis mis en œuvre sont des **comparaisons avant-après** restauration. Une minorité de suivi compare le secteur restauré avec un secteur de la rivière non concerné par les travaux (témoin). Très peu d'études de suivi combinent les deux approches : avant-après + suivi sur une station témoin. Or c'est la méthode la plus pertinente qui permet de bien discerner les changements liés à la variabilité naturelle, des changements liés aux travaux (Feld et al., 2011 ; Morandi, 2014).

Les suivis concernent souvent une seule année avant les travaux, et les trois premières années après travaux. A noter que parfois, des suivis complémentaires sont réalisés, au bout de 5 et plus. Deux remarques peuvent être formulées quant à la durée des suivis :

- **En ce qui concerne le suivi pré-restauration** : une seule année ne permet pas d'intégrer la variabilité interannuelle des paramètres mesurés. Si cette variabilité ne peut être estimée, des incertitudes pourront subsister sur la valeur à accorder aux résultats du suivi post-restauration, en termes d'interprétation des effets des travaux. Par exemple, dans le cadre du projet de restauration du Rhône, des variations importantes de la densité de macro-invertébrés ont été mesurées avant restauration (doublement entre 2008 et 2010). Ce constat a permis de renforcer le diagnostic pré-travaux et de mieux interpréter les résultats post-travaux (Roux-Michollet et al., 2013). **Un suivi minimal de 3 ans avant travaux est préconisé pour intégrer un minimum de variabilité inter-annuelle** (Malavoi et Souchon, 2010).
- **En ce qui concerne le suivi post-restauration** : le suivi biologique immédiat après restauration (pratique souvent rencontrée) n'apporte pas d'information fiable quant à la trajectoire de restauration, car les espèces ont généralement besoin de temps pour recoloniser le milieu et stabiliser

leur population. **Un minimum de six ans de suivi après travaux est recommandé** (Navarro et al., 2012).

Les principaux suivis réalisés sur des projets de restauration concernent en premier les **paramètres biologiques**, et sont parfois combinés avec des mesures de **suivi des habitats**. En revanche, peu de suivis physico-chimiques ou chimiques sont menés en parallèle. Or, ces paramètres sont importants pour expliquer les traits biologiques mis en évidence par les suivis (Malavoi et Souchon, 2010). Ils permettent par exemple d'identifier des paramètres limitants de la qualité de l'eau ou de température. **Le débit** est lui aussi peu souvent suivi, or il est un **facteur déterminant des dynamiques biologiques** (mise en évidence de forts étiages, impact d'une crue...) (Malavoi et Souchon, 2010).

Comme ce chapitre n'a pas la vocation à faire la liste des modalités optimales de suivi à mettre en œuvre dans tous les cas de figure, **le lecteur est renvoyé à la littérature existante** sur le sujet. Quelques documents de référence incontournables sont listés ci-après :

- NAVARRO L., PERESS J., MALAVOI J.R. (2012) – Aide à la définition d'une étude de suivi - recommandations pour des opérations de restauration de l'hydromorphologie des cours d'eau, ONEMA/Agence de l'eau RMC/les agences de l'eau, 2012
- MALAVOI J.R., SOUCHON Y. (2010) – Éléments pour une harmonisation des concepts et des méthodes de suivi scientifique minimal. Volet hydromorphologie - hydroécologie., ONEMA/CEMAGREF, 2010

Le **suivi des services écosystémiques et les analyses socio-économiques** de projets de restauration commencent à voir le jour. Ce champ d'étude est **en essor** mais reste encore très lié à des programmes de recherche. Peu de porteurs de projets locaux mettent en œuvre des outils pour suivre les effets des travaux sur les composantes socio-économiques (voir toutefois le cas du Vistre, au sous-chapitre 3.5.2.24).

→ Remarques sur les indicateurs biologiques utilisés dans les suivis

Les indicateurs utilisés actuellement pour mesurer les effets des actions de restauration (IBG-DCE et IPR notamment) **n'ont pas été développés dans cet objectif**. Ils sont mieux adaptés pour mesurer l'effet de pressions multiples au sein de réseaux. Ces indicateurs ne permettent généralement pas de mesurer de manière efficace les changements à l'échelle du tronçon restauré puisqu'ils reflètent les effets de l'ensemble des pressions toujours présentes sur le bassin versant. Ils ne sont en outre pas adaptés pour détecter les changements à court terme qui pourraient survenir après une opération de restauration (Feld et al., 2011). Même si la note des indicateurs en vigueur reste peu adaptée à l'évaluation des effets de la restauration, les listes faunistiques (liste des espèces présentes) sur lesquelles s'appuient ces notes peuvent en revanche être utilisées et apporter un éclairage plus pertinent pour le diagnostic des effets de la restauration. En effet, ces listes peuvent permettre de repérer l'évolution des taxons montrant des traits écologiques attestant d'une amélioration physique du milieu.

La recherche scientifique s'intéresse à des indicateurs de suivi plus spécifiques. A titre d'exemple, il est possible d'évaluer le fonctionnement du système restauré en mesurant la dégradation de la matière organique, au travers du nombre et de la densité **d'organismes détritiques** (déchiqueteurs, broyeurs). La **richesse végétale** de la plaine alluviale pourrait aussi être un indicateur intéressant. En effet, il a été montré que la richesse de la végétation de la plaine alluviale évolue rapidement après restauration d'un cours d'eau en tresses, en comparaison des tronçons de la même rivière non restaurée (Jähnig et al., 2009). La richesse en **coléoptères terrestres** présents dans la ripisylve peut aussi être un indicateur de l'amélioration de la diversité des habitats du cours d'eau. En effet, ce groupe indicateur affectionne les milieux alluviaux dynamiques marqués par des débordements fréquents, des phénomènes d'érosion et de dépôts de sédiments. La richesse de la végétation et de coléoptères terrestres sont des indicateurs intéressants du fait de leurs fortes capacités de dispersions (Feld et al., 2011). **Ces nouveaux indicateurs biologiques terrestres** sont le reflet de nouvelles réflexions scientifiques pour mesurer les succès de la restauration. En effet, le fonctionnement du milieu aquatique étant très lié aux connexions avec le milieu rivulaire environnant, les scientifiques s'intéressent au compartiment terrestre qui est théoriquement moins influencé par des facteurs limitants inhérents aux milieux aquatiques tels que l'hydrologie ou la qualité de l'eau. Ainsi, les **oiseaux, la diversité végétale, les insectes des milieux rivulaires** apparaissent aujourd'hui comme des indicateurs intéressants en complément des poissons et macro-invertébrés, pour mesurer les bénéfices biologiques de la restauration.



A NOTER

Bien que prometteurs pour mesurer les effets de la restauration, les indicateurs basés sur les espèces terrestres en contextes de rivières alluviales dynamiques, ont **encore besoin de développement** pour une meilleure utilisation pratique. A l'heure d'aujourd'hui, ils peuvent apparaître difficiles d'accès car ils sont plutôt basés sur des concepts d'écologie théorique, et ils **n'ont pas de dimension pratique** par rapport aux objectifs de gestion des milieux aquatiques **dans le cadre de la DCE**. C'est pourquoi ils sont peu connus et utilisés sur le terrain, en dehors des recherches scientifiques (Feld et al., 2011).

A noter, en complément, que plusieurs programmes de recherche, en **partenariat avec l'ONEMA**, sont actuellement en cours, concernant le **développement d'indicateurs de fonctionnement** des écosystèmes. L'objectif de ces indicateurs serait de mesurer de manière **simple et standardisée** certains signaux de bon ou mauvais fonctionnement des écosystèmes, telle que l'auto-épuration de certains polluants. Des protocoles basés sur la cinétique de dégradation de la matière organique sont en cours de test (bandelettes de coton, litière de feuilles mortes...). Ces indicateurs ont l'avantage d'être plus faciles à mettre en œuvre que les bioindicateurs évoqués ci-avant (coléoptères, oiseaux, diversité végétale). En outre, ils permettraient de mesurer des réponses plus précoces que celles observées avec la bioindication actuellement utilisée dans les protocoles de suivi. Leur usage serait donc complémentaire aux suivis biologiques (Poulet et al., 2012).

A noter enfin, qu'un nouvel indicateur biologique normalisé pour les macro-invertébrés est en cours de déploiement au niveau national : il s'agit de l'**I2M2, qui reprend le même protocole de prélèvement que l'indicateur IBG-DCE en vigueur mais qui exploite, pour son calcul, l'ensemble des prélèvements réalisés**. Bien qu'il soit, comme l'IBG-DCE, un indicateur intégrateur des nombreuses pressions, sa méthode de calcul le rend **plus sensible** que ce dernier aux **altérations hydromorphologiques**, et en outre, il permet de mieux discriminer les différents types d'altérations (Mondy et al., 2012; Reyjol et al., 2013). Il est ainsi plus adapté pour suivre les effets des travaux de restauration. L'arrêté du 27 juillet 2015, qui modifie l'arrêté du 25 janvier 2010 portant sur les méthodes et critères d'évaluation de l'état des eaux, indique que ce nouvel indicateur doit être utilisé comme outil de diagnostic complémentaire à l'IBGN sur la période 2016-2021, en vue de son intégration en tant qu'outil d'évaluation officiel dans le cycle DCE 2022-2027. L'arrêté prévoit aussi son utilisation dans l'état des lieux 2019.

3.5.2 Exemples de travaux de restauration et leur effets associés

3.5.2.1 Tableau récapitulatif des différents exemples présentés

Le tableau ci-après énumère l'ensemble des retours d'expérience qui sont détaillés par la suite dans ce sous-chapitre, et les effets abordés pour chacun d'entre eux. A noter que certains exemples sont issus de travaux de modélisation et illustrent de manière concrète les effets attendus. Des résultats d'études comparatives des effets de travaux ont aussi été exploités.

Tableau 29 Liste des retours d'expérience présentés dans ce chapitre et les effets qui sont abordés pour chacun d'entre eux

Lien vers la page	Lieu	Type de travaux	Effet hydrologique		Effet morphologique	Effet physico-chimiques	Effet écologique	Cadre de vie, loisirs	Effet économique
			Étage	Risque inondation					
Page 198	Rhône	Augmentation du débit réservé					X		
Page 199	Maronne	Augmentation du débit réservé et ajout de sédiments					X		
Page 200	La Clauge (forêt de Chaux, Jura, 39)	Reméandrage	X						
Page 201	Noisy le Grand (93)	Technique alternative de gestion des eaux pluviales		X		X			
Page 203	Montpellier	Gestion des eaux pluviales		X				X	X
Page 203	Marais de la Vire (Manche)	Restauration du champ d'expansion de crue		X					X
Page 204	Rivière Cherwell (Angleterre)	Effet de la morphologie et de l'endiguement sur les crues		X					
Page 205	Alzette (Luxembourg)	Restauration physique en tête de bassin versant		X					
Page 206	Non défini	Effet des bandes enherbées		X					
Page 207	Pickering (Angleterre)	Ralentissement de l'eau sur le bassin versant		X					
Page 208	Rhin	Restauration des zones humides alluviales		X			X	X	
Page 210	Yzeron (Rhône, 69)	Gestion intégrée à l'échelle du bassin versant et restauration morphologique		X				X	
Page 212	Alsace	Mesures de gestion sur le bassin versant pour réduire les coulées boueuses		X					
Page 214	Durance	Lâchers de décolmatage			X				
Page 215	Drôme	Restauration de la production primaire sédimentaire			X				
Page 216	Chéran	Restauration de la bande active			X			X	
Page 217	Drac	Recharge sédimentaire			X			X	X
Page 218	Ain	Recharge sédimentaire			X				
Page 219	Var (Alpes-Maritime, 06)	Abaissement de seuils		X	X		X		X
Page 220	Pine River (Michigan, Etats-Unis)	Effacement d'un barrage			X		X		
Page 221	Val des Choues	Effacement d'étangs			X	X	X		
Page 222	Alagnon (Cantal, 15)	Effacement d'un seuil de moulin			X		X		
Page 222	Vistre (Gard, 30)	Reméandrage		X	X		X	X	
Page 224	Drugeon (Doubs, 25)	Reméandrage	X	X	X	X	X	X	
Page 226	Vurpillières (Doubs, 25)	Reméandrage	X	X	X	X	X		
Page 227	Petite Veyle (Ain, 01)	Reméandrage			X		X		

Lien vers la page	Lieu	Type de travaux	Effet hydrologique		Effet morphologique	Effet physico-chimiques	Effet écologique	Cadre de vie, loisirs	Effet économique
			Étiage	Risque inondation					
Page 228	Skjern (Danemark)	Restauration physique du fleuve				X	X	X	X
Page 231	Mayesbrook (Londres)	Restauration physique du ruisseau						X	X
Page 232	Leysse (Savoie, 73)	Suppression de seuil et diversification des habitats					X		
Page 232	Analyse comparative de 24 études internationales	Comparaison de travaux de diversification des habitats					X		
Page 233	Finlande	Exemple d'étude portant sur les attentes de la population en matière d'activité récréatives liées à la restauration						X	X
Page 234	Rhône	Restauration des îlons					X	X	X

3.5.2.2 Effet de l'augmentation du débit réservé sur les populations de poissons et de macro-invertébrés sur le Rhône

Le programme de restauration hydraulique et écologique du Rhône, lancé en 1998, comportait un volet sur **l'augmentation des débits réservés** dans les tronçons court-circuités de plusieurs barrages. Une étude statistique comparative de longues séries de données a montré que l'effet de l'augmentation du débit réservé est significatif sur les secteurs qui ont fait l'objet d'un rehaussement important du débit (Daufresne et al., 2015). Les secteurs de **Chautagne et Pierre-Bénite** ont les résultats les plus probants. Sur le secteur de Chautagne, dont le débit minimum a été multiplié par 5, les données révèlent que l'augmentation du débit réservé a favorisé le **développement des espèces piscicoles qui affectionnent les eaux profondes et courantes**, et a eu une influence particulièrement favorable sur les populations d'ombre commun et de truite fario. La restauration du débit a modifié également les communautés de macro-invertébrés. Les **abondances de taxons rhéophiles ont plus que doublé** (mollusques *Ancylus fluviatilis*, *Theodoxus fluviatilis*, éphéméroptères *Heptagenia spp.* et *Baetis spp.*), alors que l'abondance de certains taxons limnophiles a régressé (mollusques *Planorbidae*, tricoptères *Polycentropodidae*, *Mystacides azureas*)(RhônEco, 2014).

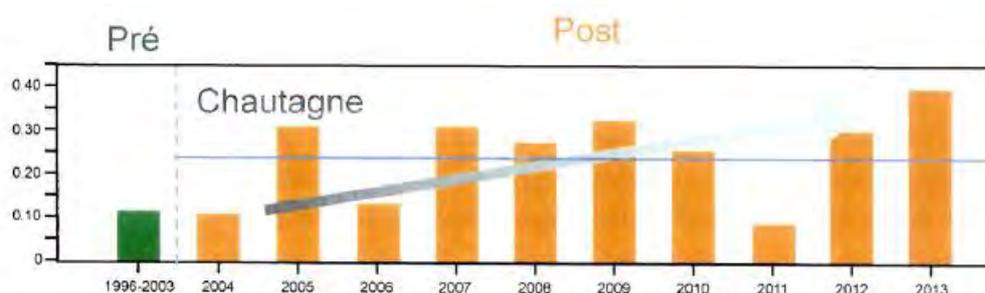


Figure 102 Évolution de la proportion d'espèces d'eau courantes dans le vieux-Rhône de Chautagne sur la période 1996-2003 (état pré-restauration) et après 2004 (après augmentation du débit réservé)(figure extraite de RhônEco, 2014)

Le site de Pierre-Bénite, qui est concerné par la plus grosse augmentation du débit réservé (débit minimum multiplié par 10), est le plus démonstratif quant aux effets de la restauration du débit réservé. La vitesse moyenne du courant a été multipliée par 5, et ainsi la proportion d'espèces d'eaux courantes (barbeaux fluviatiles, hotu, ablette et vandoise) est passée de 15% à 43% (Lamouroux et al., 2006). **Le peuplement piscicole se rapproche de l'état avant aménagement**. Les mêmes tendances que sur Chautagne sont observées pour les macro-invertébrés. Le site est concerné par un **doublé des abondances de certains taxons rhéophiles** (mollusque *Ancylus fluviatilis*, éphéméroptères *Heptagenia sulphurea* et *Baetis spp.*), et une réduction par 2 des abondances de certains taxons limnophiles (mollusques *Bithynia tentacula*, *Gyraulus albus*, *Radix balthica-labiata*, tricoptères *Ecnomus tenellus*, *Mystacides azurea*) (RhônEco, 2014). A noter que ce type de travaux de recherche avec un suivi long-terme est assez rare, et à ce titre les résultats du programme de recherche sur le Rhône sont très instructifs (Daufresne et al., 2015).

3.5.2.3 Effet de l'augmentation du débit réservé et d'apports de sédiments sur les frayères de salmonidés sur la Maronne (Corrèze)

A partir de 1997/1998, EDF a engagé un relèvement du débit minimum de la Maronne au niveau du barrage hydroélectrique de Hautefage pendant la période de fraie des grands salmonidés migrateurs. Deux suivis réalisés les hivers 2001/2002 et 2002/2003 ont montré une **augmentation de 19% du nombre de frayères en eau par rapport à la situation avant relèvement du débit réservé** (Lascaux et al., 2003).

Toutefois, plus récemment, il a également été diagnostiqué sur ce tronçon court-circuité un déficit en sédiments favorables à l'implantation de frayères, en raison de la présence du barrage en amont. Entre 2013 et 2015, plusieurs secteurs de ce tronçon ont fait l'objet d'une restauration de l'habitat de fraie par ajout de sédiments adaptés (mélange de galets-graviers) sur une épaisseur d'environ 35 cm et sur près de 4000 m² de surface. A noter que 4 nouveaux sites doivent faire l'objet de travaux en 2016. A la fin du programme de travaux, les surfaces favorables à la fraie auront été multipliées par 30 (de 150 m² en 2012 à 4500 m² en 2016, pour un volume total d'apport de 1930 m³).

Les suivis réalisés par l'association MIGADO ont permis de constater une **importante activité de reproduction sur les sites aménagés depuis 2013**.

Tableau 30 Frayères de grands salmonidés recensés sur les sites aménagés (dont nombre de frayères de plus de 2 mètres entre parenthèses) (tableau extrait de ECOGEA, 2016)

Site	2013	2014	2015	TOTAL
A (fin de profond)	43 (7)	50 (22)	28 (7)	121 (36)
F (fin de plat)	-	30 (4)	8	38 (4)
G (fin de plat courant)	-	1	3	4
N (fin de plat profond)	-	65 (15)	26 (6)	91 (21)
E (fin de plat profond)	-	-	42 (8)	42 (8)
M (plat courant)	-	-	21 (7)	21 (7)
L (fin de profond)	-	-	31 (12)	31 (12)
TOTAL	43 (7)	146 (41)	159 (40)	348 (88)

Même si ce suivi ne permet pas de montrer l'effet avant-après travaux, il indique que les secteurs aménagés sont **favorables à la fraie des salmonidés** du fait de la présence de nombreuses frayères dont certaines de taille importante.

3.5.2.4 Effet du reméandrage sur l'hydrologie de ruisseaux de la forêt de Chaux sur le bassin versant de la Clauge (Jura)

Un projet de **reconstitution des réserves en eau des sols forestiers** a été entrepris en forêt de Chaux (Jura) suite au constat de **dépérissement de chênes pédonculés** et de **régression de l'écrevisse à pieds blancs**. Ces impacts ont été attribués aux travaux d'assainissement des sols entrepris après-guerre pour améliorer l'exploitation forestière de ce massif (Lucot et al., 2008). L'objectif du projet était de restaurer le fonctionnement hydrologique de 4 ruisseaux affluents temporaires de la Clauge par des travaux de reméandrage. Pour cela des **bouchons étanches** ont été disposés dans les chenaux rectifiés pour bloquer les écoulements et ainsi **réactiver les lits méandriformes originaux**. Le comblement total des chenaux rectifiés n'a pu être réalisé pour des raisons de coûts. Les travaux ont été entrepris en été 2007, puis consolidés en 2008 suite à une crue de l'automne 2007 ayant endommagé certains bouchons. Un état initial de l'hydrologie a été réalisé entre les années 2005 et 2006. Les premières données de suivi en 2007-2008 ont permis de dresser un **premier bilan des travaux** sur le fonctionnement hydrologique des sols (Lucot et al., 2008).

Les résultats du suivi ont montré tout d'abord, qu'en période de hautes eaux, le **niveau piézométrique⁴⁵ s'est fortement rehaussé et les amplitudes de battement de la nappe se sont atténuées**. La présence de la nappe à moins de 45cm du sol a été **prolongée de 8 jours** à la fin du printemps 2008. La nappe est réapparue en juin de manière prolongée (près de 15 jours), alors que sur les ruisseaux non restaurés la nappe n'est réapparue que de manière plus ponctuelle. Par ailleurs des poches d'eau se sont formées dans les anciens tronçons rectifiés et ont duré plus de 3 semaines après disparition de la nappe au niveau des piézomètres. Les premiers résultats de suivi ont ainsi montré que les travaux avaient permis de **tamponner le régime hydrique des ruisseaux en retenant l'eau plus longtemps dans le sol** (1 semaine environ dans les ruisseaux et 3 semaines dans les poches d'eau). Il est prévu que la capacité de rétention des sols augmente encore au cours du temps du fait du tassement des bouchons et du comblement naturel des anciens drains rectilignes par la matière organique. Les auteurs soulignent tout l'intérêt de retenir l'eau dans les sols forestiers en amont des ruisseaux afin de faire **face aux conséquences du changement climatique**, telles que des sécheresses plus intenses et plus longues (Lucot et al., 2008).

⁴⁵ Profondeur de la surface de la nappe d'eau souterraine

3.5.2.5 Techniques alternatives de gestion des eaux pluviales sur la ZAC du Clos Saint-Vincent à Noisy-le-Grand (Seine-Saint-Denis)

Le quartier du Clos Saint-Vincent de Noisy-le-Grand a été construit en 1990 avec un réseau d’assainissement séparatif conventionnel. En 1993, le plan d’occupation des sols a imposé de ne plus rejeter d’eaux pluviales supplémentaires dans le réseau, et des débits de fuite limités à 10l/s/ha ont été prescrits. Suite à cela, les nouvelles constructions ont été aménagées avec des techniques alternatives, car moins coûteuses qu’un bassin de rétention et s’intégrant mieux dans le paysage urbain.

Une thèse a été réalisée (Bressy, 2010) pour évaluer l’efficacité des techniques alternatives de gestion des eaux pluviales sur 3 sous-quartiers du Clos Saint-Vincent : les quartiers Nord, Jardins et Sud équipés de techniques alternatives de types stockage enterré, noues, espaces inondables. L’efficacité de ces techniques a été évaluée par rapport à l’abattement de la pollution et des volumes ruisselés.

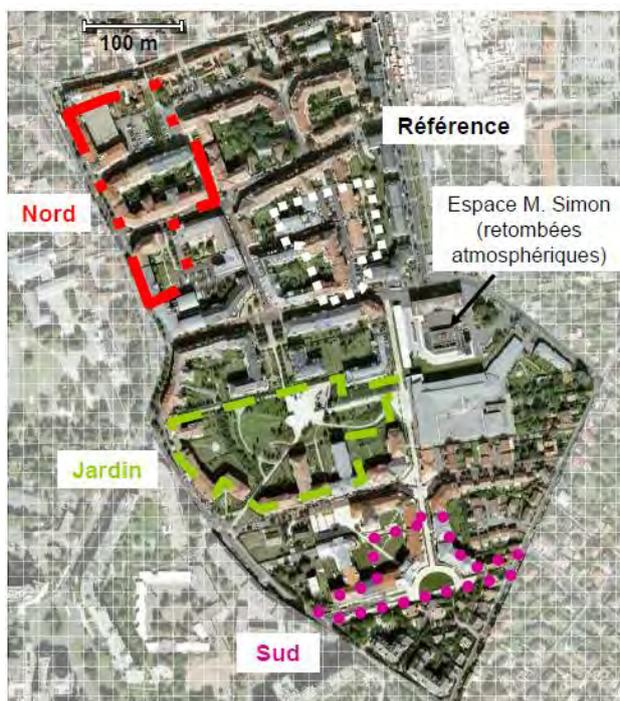


Figure 103 Délimitation des bassins versants des sous quartiers étudiés (Bressy, 2010)

Pour illustrer les effets des techniques alternatives, la comparaison entre les valeurs de coefficient de ruissellement en aval de quartiers équipés d’aménagements de gestion alternatives des eaux pluviales (Nord, jardin et Sud) et le coefficient de ruissellement simulé avec un assainissement conventionnel met en évidence un **abattement du volume ruisselé de 43% à 55% en moyenne annuelle** (Bressy, 2010).

Tableau 31 Pourcentage d’abattement du volume de ruissellement annuel observé sur des bassins versants munis de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales (d’après les travaux de Bressy, 2010, tableau extrait de Gromaire et al., 2013)

Bassin versant	Référence	Nord	Jardin	Sud
Coefficient d’imperméabilisation	0,75	0,76	0,35	0,65
Coefficient de ruissellement annuel mesuré	0,72	0,40	0,15	0,32
Coefficient de ruissellement annuel simulé pour un assainissement conventionnel (sans techniques alternatives)	0,71	0,69	0,34	0,64
Abattement lié à la gestion alternative des eaux (en % du volume annuel)		43%	54%	55%

NB : Référence : 0,8 ha en réseau séparatif classique ; Nord, jardin et Sud : 0,9 à 1,9 ha, régulation du débit de fuite à 10 l/s/ha, rétention des eaux de ruissellement dans différents types de techniques alternatives. Dans le tableau ci-avant le coefficient d’imperméabilisation traduit l’occupation du sol des sites.

De plus, la différence entre hauteur d'eau ruisselée simulée sans technique alternative et la hauteur d'eau ruisselée mesurée avec technique alternative est d'autant plus importante que les hauteurs d'eau précipitées sont importantes, comme le montre les graphiques ci-après.

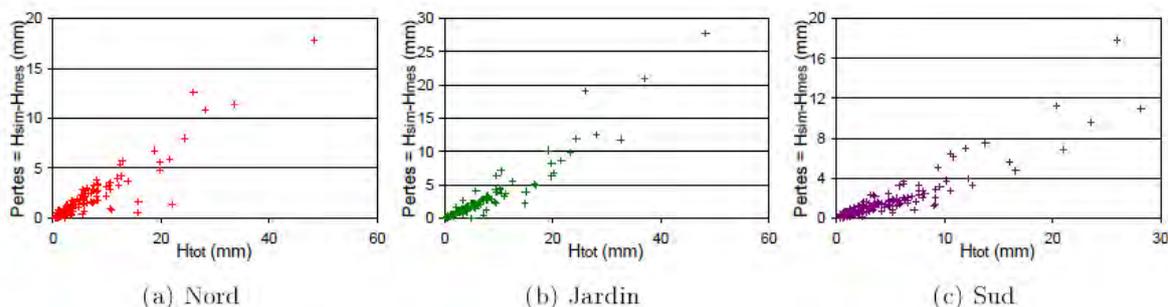


Figure 104 Écart de hauteur d'eau ruisselée entre la situation sans techniques alternatives (simulée) et la situation avec technique alternatives (mesurée), en fonction de la hauteur d'eau précipitée (Bressy, 2010)

Les résultats de la thèse montrent globalement que les techniques alternatives diminuent les volumes d'eau rejetés vers l'aval d'environ 50 % et réduisent les masses de contaminants émises de 20 à 80 % (MES, DCO, PCB, HAP, alkylphénols, métaux traces). Cette réduction de la masse de contaminants est essentiellement liée à la diminution de volume, l'effet épuratoire sur les concentrations n'a pas systématiquement été mis en évidence. L'amplitude des effets des techniques alternatives varie suivant l'importance de la pluie, mais surtout en fonction du type d'ouvrage mis en place. **Cette étude conclut que la gestion amont des eaux pluviales est à favoriser, mais qu'elle doit prendre en compte les pluies courantes et pas seulement les événements exceptionnels, car ils sont à l'origine d'une grande part des volumes ruisselés et la majorité des flux de polluants rejetés.**

3.5.2.6 Exemples de gestion des eaux pluviales à la source sur la ville de Montpellier (Hérault)

La ville de Montpellier, soumise à des précipitations souvent abondantes et brutales, est régulièrement confrontée à des inondations liées au ruissellement pluvial. Les nouveaux quartiers sont construits en intégrant des aménagements de gestion du ruissellement à la source, comme des noues végétalisées, des bassins secs qui s'intègrent dans le paysage. Les grands parcs périphériques sont également utilisés comme secteurs de stockage temporaire de l'eau (le parc Charpak a une capacité de 60 000m³ de stockage) (Marti, 2014). Le projet « Campus » qui **combine des systèmes de noues et bassins intégrés au site** offre une protection décennale pour un volume de stockage de 33 850 m³ et un **coût de 7M€, alors que le redimensionnement des réseaux existants avait été chiffré à 50M€** (Marti, 2015).

3.5.2.7 Exemple de scénario de restauration de champ d'expansion de crues dans des marais sur la Vire (Manche)

Une étude d'aménagement de lutte contre les inondations, réalisée sur le village de Saint-Fromond dans le **bassin versant de la Vire** (Manche) a montré l'intérêt d'une **zone de marais de 750 ha pour réduire le risque** de débordements dans un quartier de 20 maisons (fréquence annuelle) et sur le remblai de la départementale D8 (fréquence vicennale) et éviter la dégradation du remblai (fréquence décennale). Les résultats indiquent que **la fréquence de débordement passe de 1 an à 30 ans** dans le quartier de 20 maisons, et passe de **5 ans à 15 ans** pour la route départementale grâce la suppression d'une digue permettant d'inonder le marais. Cette étude a conclu également que seule la solution de reconnexion du marais avec la rivière permettait de diminuer à la fois le risque de débordement dans le quartier de 20 maisons et sur la route départementale. Les **dommages évités** ont également été calculés et indiquent un montant total de 125 000 à 150 000 F annuel, soit **19 000 à 22 867 € annuel**, dont 11 000 à 15 000 € annuel pour les **habitations** et de 7 622 € annuel pour la **réfection des remblais** de la D8. Le service annuel de diminution du risque inondation fourni par la zone humide de 750 ha est donc estimé à **30€/ha**. Même si cette valeur semble modeste, l'étude rappelle d'une part, qu'il ne s'agit que de la valeur du service rendu pour réduire le risque inondation (il existe nombre d'autres services rendus qui ne sont pas intégrés), et que les dommages indirects n'ont pas été pris en compte, comme par exemple le coût de l'interruption vicennale de circulation sur la route départementale très fréquentée par les poids lourds (Ecosphère et Burgeap, 2008).

3.5.2.8 Effet de la restauration de la morphologie et de l'endiguement, sur les crues de la rivière Cherwell (Angleterre)

Un travail de **modélisation** a été effectué sur la **rivière Cherwell** (affluent de la Tamise, en Angleterre) pour comprendre **l'effet sur l'écrêtement des crues**, de l'ajout de digues et de la restauration du gabarit naturel du lit de la rivière (Acreman et al., 2003). Pour cela, **trois scénarios** ont été simulés (**état recalibré actuel** de la rivière avec une capacité moyenne de 30 m³/s à plein bord, **état restauré** selon les dimensions naturelles avant recalibrage avec une capacité moyenne de 21,5 m³/s à plein bord, et **état actuel recalibré et complètement endigué** (suppression de la plaine alluviale), sur un **tronçon d'environ 5 km de long**, et une bande d'un kilomètre de large, au nord de la ville de Somerton. Quatre évènements de crues passés ont été utilisés pour tester le modèle. Les résultats de l'analyse ont montré que **la restauration** d'un gabarit de lit plus naturel **réduit** le pic de crue à l'aval (ville de Somerton) **d'environ 10 à 15%** selon le scénario. A l'inverse, **l'endiguement** de la rivière a pour effet **d'augmenter d'environ 50 à 150%** le pic de crue (figure ci-après). De plus, les résultats ont montré que les travaux de restauration permettent de **retarder** le pic de crue à l'aval (par exemple, retard de 17h heures dans le cas de la simulation Oct 2000) alors que les travaux d'endiguement **accélèrent** au contraire l'arrivée du pic de crue (par exemple, avance de 40 heures dans le cas de la simulation Oct 2000).

Tableau 32 Résultats de la modélisation des débits de pointe (m³/s) pour différents évènements hydrologiques passés. Entre parenthèse est donné le pourcentage de variation par rapport à la situation actuelle qui est présentée sur la première ligne (d'après Acreman et al., 2003)

	97/98	Easter 98	Oct 2000	Oct 2000 (60)
Situation actuelle recalibrée	20,7	59,5	25,0	38,0
Situation restaurée	18,6 (-10%)	52,3 (-12%)	20,9 (-16%)	33,0 (-13%)
Situation endiguée	32,0 (+54%)	90,5 (+52%)	63,3 (+153%)	92,5 (+143%)

L'effet sur la fréquence de crue à l'aval est aussi présenté (voir figure ci-après). Les travaux de restauration **diminuent la fréquence** de crue de 0,5 à 3 ans, et l'endiguement à **tendance à augmenter la fréquence** de crue de 0,1 à 9 ans. Le lit restauré permet en aval, qu'une crue observée tous les 3 ans et demi, ne soit plus observée qu'une fois tous les 16 ans (cas de l'évènement « Easter 98 dans le tableau ci-après).

Tableau 33 Période de retour des débordements (en années) à l'aval de la zone d'étude (d'après Acreman et al., 2003)

	97/98	Easter 98	Oct 2000	Oct 2000 (60)
Situation actuelle recalibrée	1,5	13	2	4,5
Situation restaurée	2	16	3	6
Situation endiguée	1,4	3,8	1,5	2,2

Ces résultats permettent de souligner l'intérêt de garder une connexion entre le lit mineur et majeur en favorisant les zones d'expansions de crues, mais aussi de favoriser une morphologie qui permet ces débordements plus fréquents, pour diminuer les risques en aval.

3.5.2.9 Effet de travaux de restauration sur les crues en tête de bassin versant de l'Alzette (Luxembourg)

Un travail de **modélisation** a été réalisé à l'échelle du sous-bassin versant de Steinsel (408 km²), qui se situe en tête de bassin versant de la rivière Alzette au Luxembourg, dans le **but de comprendre l'effet de la restauration physique** de petits ruisseaux de tête de bassin versant de **rang de Strahler⁴⁶ 1 et 2** sur la **propagation des crues** (Liu et al., 2004). Les opérations de restaurations simulées correspondent à des travaux de **restauration de la ripisylve** avec des essences adaptées, de **restauration de la rugosité à l'intérieur du lit** grâce à la présence d'obstacles naturels (débris de bois mort), et de **travaux de reméandrage**. Les quatre paramètres modifiés pour simuler la situation avant/après restauration sont la résistance à l'écoulement grâce à une modification du coefficient de rugosité du lit, la sinuosité, la pente et le rayon hydraulique de l'écoulement. 60 événements de pluies différents ont été utilisés dans le modèle, compris entre 1 et 15 mm/h. Le premier effet de la restauration identifié dans les résultats de la simulation après restauration est une baisse de la vitesse d'écoulement dans les tronçons restaurés (rangs 1 et 2) qui se traduit par une **augmentation du temps de transfert des crues d'environ une à deux heures à l'exutoire du sous bassin étudié**. Un autre résultat significatif est la **réduction du pic de crue en moyenne de 14%**.

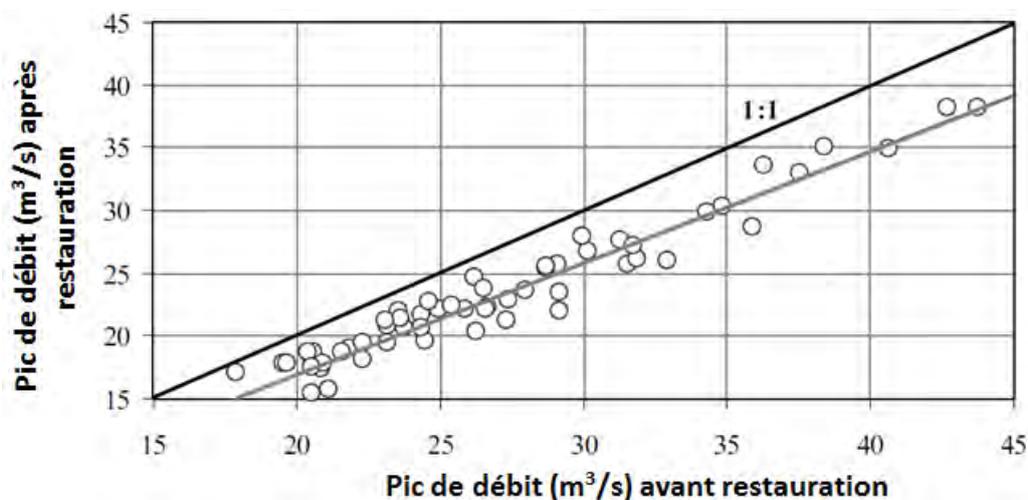


Figure 105 Comparaison des débits de pointe avant et après restauration, à l'exutoire du sous bassin versant modélisé (d'après Liu et al., 2004)

⁴⁶ Le rang de Strahler sert à hiérarchiser le réseau hydrographique. Dans la classification de Strahler, le rang 1 est attribué à tout cours d'eau entre sa source et sa première confluence. Le rang augmente à mesure que l'on se rapproche de la partie aval du bassin versant, selon la règle suivante : deux tronçons de même ordre qui se rejoignent forment un tronçon d'ordre supérieur.

3.5.2.10 Efficacité des bandes enherbées sur le ruissellement : revue de différents travaux

Une étude visant à mesurer **l'effet des bandes enherbées sur le transfert** de l'eau et des polluants a été menée en 1997 sur trois sites agricoles différents dans le **bassin Loire-Bretagne** (La Jaillière dans le 44, Bignan dans le 56 et Plelo dans le 22) (Réal, 1997 dans Yoann et al., 2006). Les résultats obtenus montrent que **l'efficacité globale d'absorption des volumes ruisselés** des bandes enherbées est croissante en fonction de leur largeur. En effet, sur la totalité des volumes ruisselés sur les trois sites et lors de trois campagnes annuelles de mesures, **l'efficacité de rétention** du ruissellement a été de **62% pour les bandes de 6m, 70% pour les bandes de 12m, et 88% pour les bandes de 18m** (Réal, 1997 dans Yoann et al., 2006). En revanche, en raison de la variabilité des résultats, les moyennes s'établissent à 71% pour les bandes de 6 m, 85% pour celles de 12 m et de 80% pour celles de 18 m. Cette étude confirme **l'efficacité des bandes enherbées à l'échelle d'un ensemble de parcelles agricoles**.

Cette efficacité est aussi démontrée à l'échelle de petits bassins versants (<100ha) par d'autres auteurs, avec toutefois une grande variabilité. Par exemple, Fiener et Auerswald (2003) ont mesuré sur le terrain des valeurs de **8% à 91% d'efficacité**. Celle-ci dépend de leur forme, leur emplacement et la rugosité liée à la végétation. L'efficacité diminue également si les bandes enherbées interceptent des écoulements déjà concentrés car trop éloignées des zones de production du ruissellement, ou si elles sont court-circuitées (présence de drains par exemple).

A plus grande échelle, aussi, l'efficacité globale a tendance à diminuer du fait de la baisse de proportion relative de ces surfaces. Les possibilités de synchronisation des écoulements peuvent aussi expliquer cette baisse d'efficacité sur le pic de crue par exemple (Fiener et Auerswald, 2006). Peu d'étude ont toutefois évalué l'effet des bandes enherbées à plus grande échelle. Une étude menée en Allemagne dans la région de Bonn a testé **l'efficacité des bandes enherbées**, à partir d'un travail de **modélisation**, sur un bassin versant de 1700 ha (Fiener et Auerswald, 2006). L'objectif était de comprendre si les bandes enherbées étaient également **efficaces en passant d'environ 10 hectares à un millier d'hectares**. Les simulations ont été réalisées pour des conditions estivales, en juillet (avant récolte) et août (après récolte), et en hiver pour des événements pluviaux de période de retour 2, 10, 20, 50 ans. Ils ont comparé l'efficacité des bandes enherbées en fonction du **type d'occupation du sol**, du plus diversifié (pas plus de 45% de terres arables) ou au contraire dominé par l'agriculture (80% de terre arables). Les résultats ont montré qu'à cette échelle, les bandes enherbées sont toujours efficaces. Les facteurs permettant une **meilleure efficacité** des bandes enherbées sont la quantité de bandes enherbées, la saison estivale comparée à la saison hivernale, les pluies courantes plutôt qu'exceptionnelles. Par exemple, pour la simulation en été avec une occupation du sol dominé par les terres arables (donc la plus forte quantité de bandes enherbées simulées), le dispositif enherbé permet de réduire de **30% les volumes ruisselés et de 40% le pic de débit**. En revanche, le volume de crue est abaissé de seulement 5%, et le pic de débit de 15%, dans le cas où le bassin versant est plus diversifié (moins de bandes enherbées), en hiver et pour des pluies importantes. Ces résultats montrent que les bandes enherbées ont un intérêt à cette échelle, et l'efficacité est plus marquée dans la période de l'année où la structure de l'herbe est plus rigide. Ainsi un abattement plus important est attendu sur des fortes pluies d'été, comparé au même type de pluie en hiver. Attention toutefois à ne pas oublier que les bandes enherbées ont quand même un rôle à jouer en hiver sur la lutte contre l'érosion des sols. Les résultats ont aussi montré une **baisse d'efficacité des bandes enherbées** pour réduire les volumes ruisselés et atténuer les pics de débit **avec l'augmentation de la taille** du bassin versant. Cette baisse est d'autant plus forte que la proportion de bandes enherbées est diluée à plus grande échelle.

3.5.2.11 Exemple de stratégies de ralentissement de l'eau à l'échelle du bassin versant : cas du projet de Pickering dans le North Yorkshire (Angleterre)

Un projet pilote de gestion du risque inondation à l'échelle d'un bassin versant rural a été mené en 2011 sur le bassin versant de Pickering dans le North Yorkshire en Angleterre (Nisbet et al., 2011). Le projet a été dimensionné en intégrant un ensemble de mesures de gestion du **ruissellement** sur les versants et dans le lit de petits ruisseaux, incluant la construction de **2 bassins de rétention** d'une capacité de 85 000 m³ et de 1,5 à 2,5 m de haut, de 100 petits **barrages de bois mort** en travers des petits ruisseaux inférieurs à 5 mètres de large visant à favoriser les débordements, de la plantation de **11 ha de bois** sur des sols agricoles sensibles à l'érosion, du **comblement de 3 drains** qui posaient des problèmes d'érosion et de ruissellement importants, de l'implantation de **zones tampons enherbées** autour des cours d'eau, la plantation de **4 ha de ripisylve**. Des mesures de protection des sols agricoles ont également été réalisées. Le projet a été dimensionné pour réduire le risque d'inondation de crues de **période de retour 25 ans**, et doit protéger environ **50 habitations**. Ce type de projet a également d'autres bénéfices attendus, en termes de qualité de l'eau, de réduction de l'érosion des sols, de biodiversité (Nisbet et al., 2011).



Figure 106 Plantations dans la plaine inondable et petits barrages de bois sur les ruisseaux pour faciliter les débordements dans la plaine (photos extraites de Environment Agency, 2013) ©www.petersmith.com

3.5.2.12 Gestion intégrée du Rhin : gestion du risque inondation, restauration écologique et développement écotouristique sur le corridor fluvial

→ Cas du programme de gestion des inondations combiné avec la restauration de la forêt alluviale

Suite à la prise de conscience des effets de l'aménagement du Rhin sur le plan du risque inondation mais aussi environnemental, un important programme d'aménagement franco-allemand de lutte contre les inondations avec une visée écologique a été signé en 1982. Le choix des mesures s'est porté sur un écrêtement des crues dans le champ naturel d'inondation tout en restaurant le fonctionnement hydrologique de la forêt alluviale (Schmitt et al., 2009). A l'heure d'aujourd'hui, ce programme comprend des mesures suivantes, pour un volume total de rétention de plus de 260 millions de m³ (Schmitt et al., 2009):

- évacuation des eaux dans le vieux Rhin côté français (au niveau du barrage EDF entre Bâle et Breisach),
- l'inondation contrôlée des polders (côté français, deux polders ont été aménagés : polder d'Erstein opérationnel depuis 2003, et de la Moder opérationnel depuis 92 ; et côté Allemand, 16 polders sont visés par le Programme Intégré du Rhin entre Bâle et Worms, dont 5 ont été réalisés et dont le plus ancien est celui d'Altenheim qui fonctionne depuis plus de 20 ans),
- des adaptations de la gestion des barrages agricoles de Strasbourg-Kehl (opérationnel) et de Neuf-Breisach, côté allemand,
- un programme de décaissement des berges en rive droite, sous forme de « casiers » répartis sur 43 km et 100m de large environ, au sud de Breisach-am-Rhein, dont les travaux devraient s'étaler sur 2009-2017.

Sur le plan de la gestion du risque inondation, l'ensemble des mesures du programme visent à limiter le risque inondation à l'aval de la zone concernée, pour une crue **bicentennale** (200 ans). Actuellement, les aménagements garantissent déjà une protection pour la crue centennale (Kuhn et al., 2011).

Les plus fortes évolutions écologiques de la forêt alluviale ont été observées sur le **polder d'Altenheim** qui fait l'objet de mises en eau régulières depuis 20 ans. Le milieu a progressivement changé et a laissé place à des **peuplements pionniers typiques** des milieux alluviaux rhénans. L'évolution du milieu sur le polder d'Erstein est moins perceptible en raison certainement de la mise en fonctionnement récente (2003), et des injections de débits moins fortes et moins fréquentes que dans le cas du polder d'Altenheim. Sur le polder d'Erstein, les évolutions les plus perceptibles concernent le fonctionnement hydrogéologique du site. L'amplitude du niveau de battement de la nappe a nettement augmenté après la mise en service du site (de 0.5 à 2.5 m en moyenne), attestant d'une réactivation des échanges (infiltrations et exfiltrations d'eau) (Sogreah, 2009).

→ Autres programmes intégrés autour du Rhin et des îles

En parallèle du programme global et concerté de réduction du risque inondation, le Rhin fait aussi l'objet de nombreux travaux de restauration à visées écologiques, mais aussi à visées écotouristiques (voir la figure ci-après).

Il a par exemple été entrepris le programme de **valorisation éco-touristique LIFE « Rhin vivant »**. L'objectif de ce programme était de recenser le potentiel écotouristique, renforcer l'identité du territoire par de la communication et de la sensibilisation, créer un réseau transfrontalier de tourisme durable. Ce travail s'est concrétisé par la création d'événements comme la fête du Rhin, qui constitue le premier événement écotouristique Rhénan, mais aussi par la création de 2 circuits éco-touristiques (à pied et à vélo), des marchés de producteurs, mais aussi des actions de communication, de la construction d'un réseau d'acteurs...(Association Rhin Vivant, 2008)

Un autre programme LIFE concerne la restauration de la dynamique d'inondation de **l'île du Rohrschollen**. Les travaux terminés en 2014 ont consisté à rétablir la connexion hydrologique permanente entre le Rhin et les bras secondaires parcourant l'île (2m³/s), ainsi que la réalisation de crues dites écologiques pour des submersions régulières au cours de l'année (6 à 8 fois par an pour une durée totale de 50 jours de submersion par an). Le suivi scientifique sur ce site est en cours (Réserve Naturelle ILe du Rohrschollen, 2015).

D'autres programmes devraient se réaliser dans les années à venir, comme le programme de redynamisation du vieux Rhin entre Huningue et Neuf-Breisach. Ce dernier a fait l'objet d'un important travail d'études de

faisabilité. Ce programme prévoit la restauration de la dynamique sédimentaire par injection de sédiments et par décaissement du lit majeur (Région Alsace, n.d.).

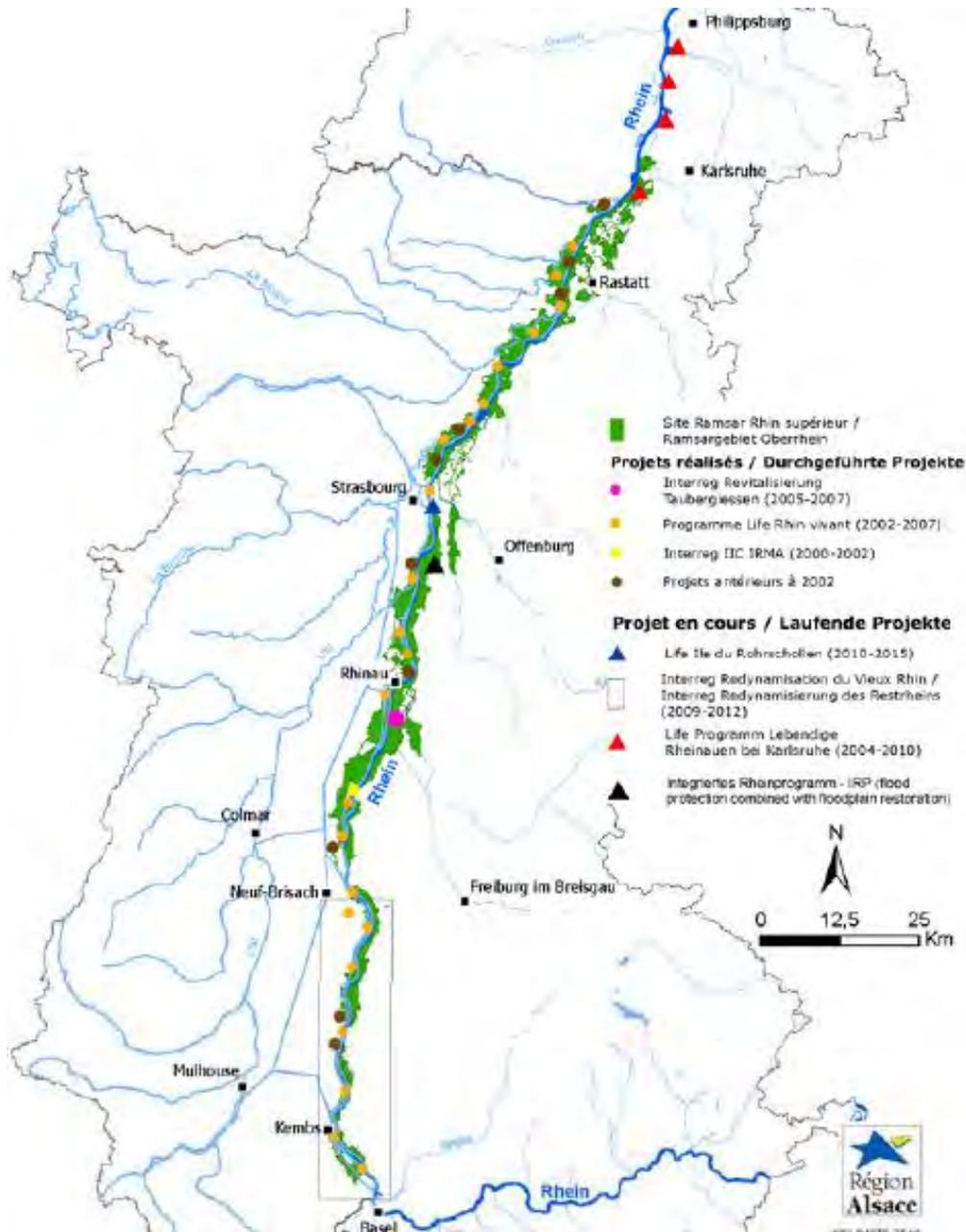


Figure 107 Ensemble des programmes de restauration du Rhin (figure extraite de Schmitt et al., 2012)

3.5.2.13 Exemple d'un projet de lutte contre les inondations à l'échelle d'un bassin versant, couplé à un volet écologique et paysager : le cas de l'Yzeron (Rhône)

Le bassin versant de l'Yzeron, d'une surface totale de 150 km² et 45 km de cours d'eau regroupe une population de 114 000 habitants et 20 communes. L'occupation du sol évolue de l'amont vers l'aval, entre un contexte rural à forte pente, un secteur intermédiaire avec de forts enjeux d'urbanisation et de développement, et une partie aval fortement urbanisée à cheval sur l'agglomération Lyonnaise. Le bassin versant est soumis à un **risque d'inondations torrentielles** qui se sont amplifiées au cours des dernières décennies. Bien qu'il soit admis que les inondations proviennent majoritairement des secteurs amont, l'imperméabilisation croissante des dernières décennies est aussi à l'origine d'une aggravation du risque (ASTEE, 2013).

Les premières études relatives à la gestion du risque inondation, réalisées entre 2006 et 2008, ont d'abord eu une **orientation uniquement hydraulique**. Les objectifs d'amélioration du bon état écologique sur les masses d'eau du bassin de l'Yzeron ont permis de réorienter le projet dans une **approche conjointe environnementale et risque**, par du recours à du génie écologique pour restituer une mosaïque d'habitats fonctionnels, en plus des travaux d'élargissement du lit moyen. Un volet paysager a aussi été intégré au projet. Les travaux qui ont été retenus dans le projet final consistent à **élargir le lit des rivières** pour créer une zone d'expansion de crue, tout en aménageant un **chenal d'étiage** garant de l'amélioration de la qualité écologique. Le dimensionnement des nouveaux lits est basé sur une **protection trentennale** sur trois communes à l'aval, et une **protection centennale** sur deux communes en amont. Par ailleurs, pour renforcer la protection contre les inondations à l'aval du bassin, il est prévu la création de deux barrages secs qui doivent écrêter les crues centennales, et quatre bassins de rétention des eaux pluviales en amont (voir le schéma général ci-après) (ASTEE, 2013).

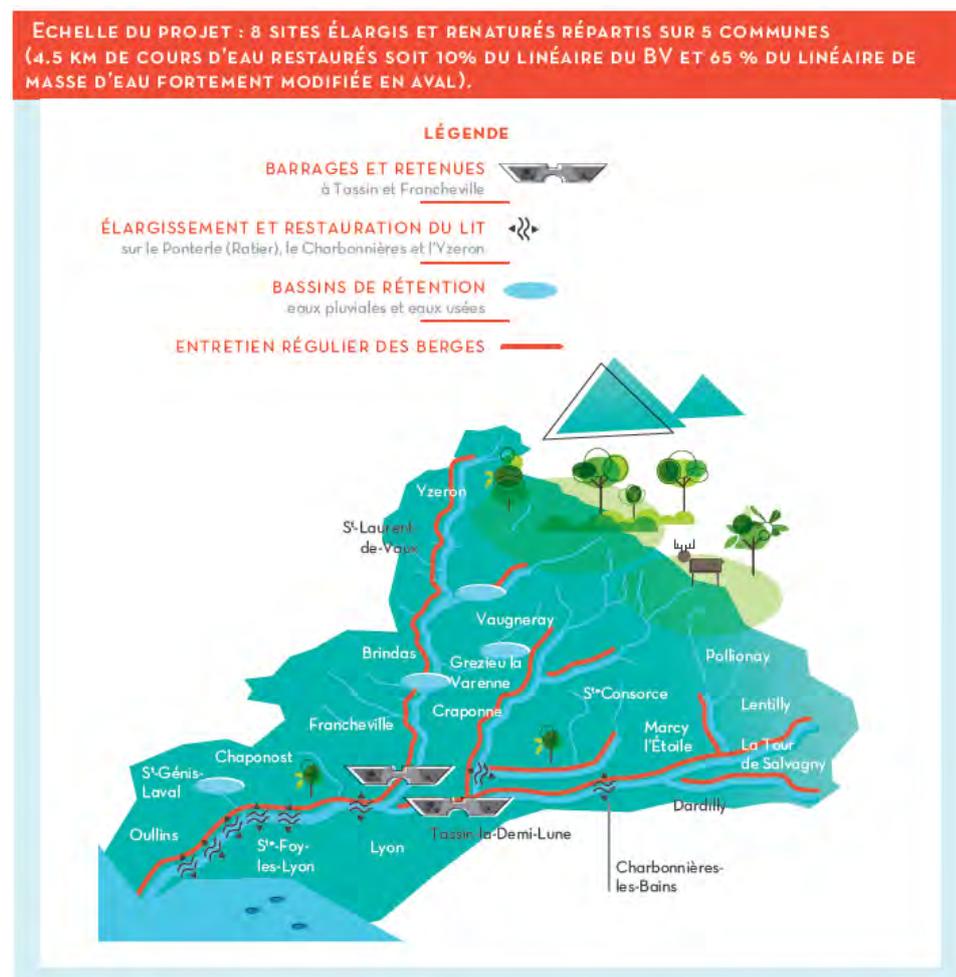


Figure 108 Schéma général du projet de lutte contre les inondations sur le bassin versant de l'Yzeron (ASTEE, 2013)

Ce cas d'étude est un exemple intéressant de **gestion intégrée à l'échelle d'un bassin versant** couplant des mesures hydrauliques multiples (bassins secs d'écroulement, élargissement du lit, bassins de rétentions) et de restauration écologique et paysagère des rivières.

→ **Bénéfices sociaux en lien avec le paysage**

Une étude sur les perceptions paysagères du projet de restauration de l'Yzeron a été menée pour connaître l'effet du projet sur le cadre de vie des habitants (Cottet, n.d.). Les auteurs ont fait une analyse de type « eye-tracking », qui consiste à mesurer les mouvements oculaires pour savoir ce que les individus regardent, et pendant combien de temps avec un oculomètre mobile, combinée avec des entretiens semi-directifs. Les résultats montrent que les riverains perçoivent la restauration en termes de **naturalité et d'esthétique** et jugent les évolutions tout à fait **positives**. Ces résultats n'étaient à priori pas évidents du fait de certaines préférences des paysages nets et bien entretenus. Il a aussi été observé des répercussions sur le **comportement visuel** (apaisement des mouvements oculaires) qui pourrait avoir un lien en termes de santé (fatigue, stress) des citoyens. Cette hypothèse n'ayant néanmoins pas été démontrée (Cottet, n.d.).

3.5.2.14 Réduction de l'érosion des sols et des coulées boueuses en Alsace

L'Association pour la Relance Agronomique en Alsace (ARAA), en partenariat avec la Chambre d'Agriculture d'Alsace, a entrepris en 2013 un travail de **modélisation** de l'effet des mesures de limitation de l'érosion en contexte agricole, sur un petit bassin versant (200 ha) entre les communes d'Ettendorf et Ringeldorf (Bas-Rhin) soumises à un fort risque de coulées boueuses (Van Dijk, 2013). Le modèle LISEM⁴⁷ a été utilisé. Il permet de réaliser des simulations à l'échelle d'un bassin versant en combinant différents types de pluie, de sols et de solutions techniques de gestion du ruissellement. Les simulations ont été réalisées pour une forte pluie de 35 mm en 30 minutes dans une situation culturale de fin mai-début juin, avec plusieurs hypothèses de travail du sol d'ambition croissante :

- **100% culture de printemps** avec labour (cas de figure le plus défavorable)
- **assolement concerté** en 2009
- assolement concerté en 2011
- assolement concerté en 2011 + **hydraulique douce** (bandes enherbées, fascines, haies de miscanthus)
- assolement concerté en 2011 + techniques de travail du sol **sans labour** sur 1 parcelle sur 5 (les plus sensibles à l'érosion)
- **Combinaison de toutes les mesures** : assolement concerté en 2011 + Techniques de travail du sol sans labour sur 1 parcelle sur 5 (les plus sensibles à l'érosion) + hydraulique douce

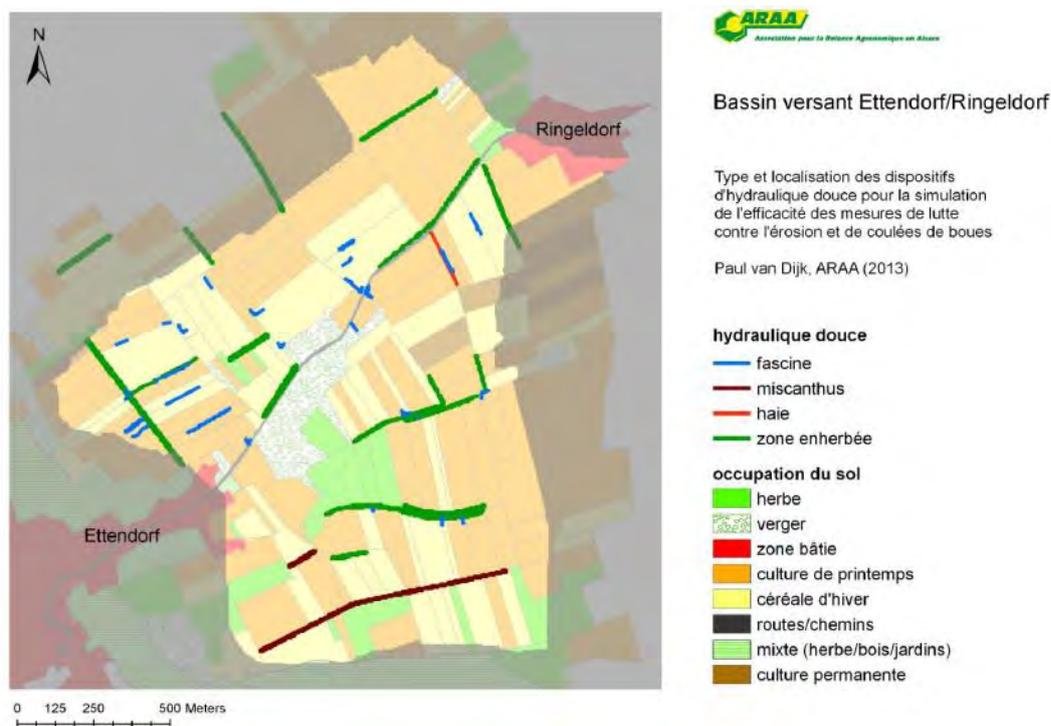


Figure 109 Assolement et localisation des mesures d'hydraulique douce (figures extraites de Van Dijk, 2013)

Les résultats de la modélisation (figures ci-après) montrent une **nette réduction des flux de pointe de sédiments** par rapport à la situation en culture de printemps avec labour (entre 45% de baisse du flux de sédiment de pointe pour un assolement concerté et près de 75% de baisse pour une combinaison de mesures).

⁴⁷ Limburg Soil Erosion Model

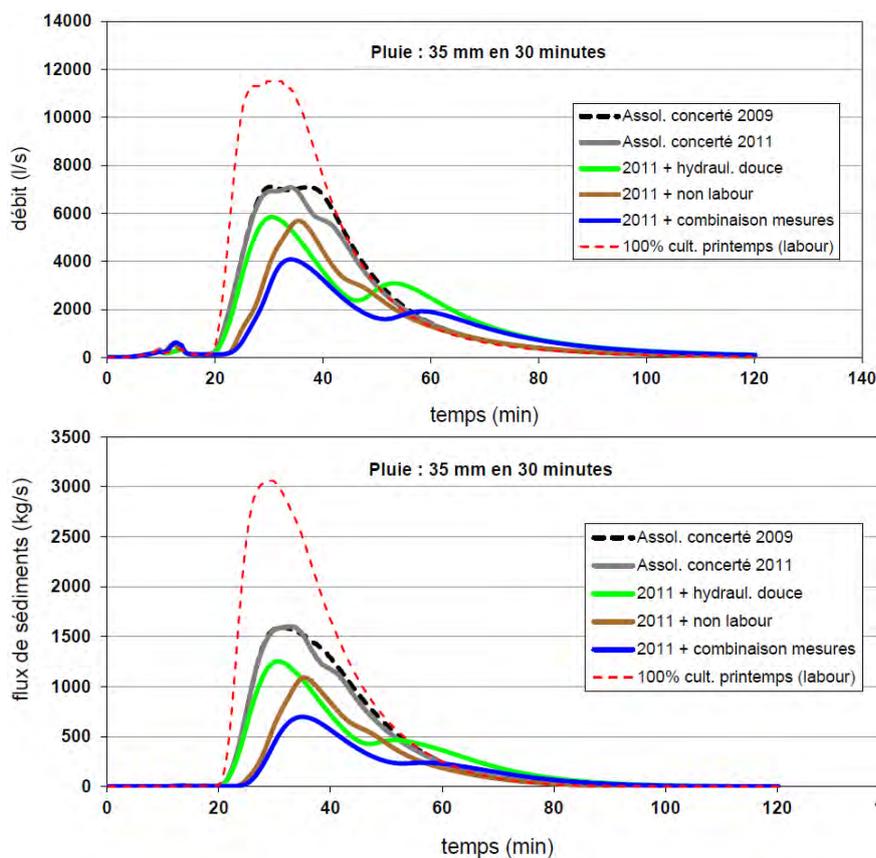


Figure 110 Résultats des simulations sur le débit ruisselé (en haut) et sur les flux de sédiments (en bas) en aval du bassin versant (figures extraites de Van Dijk, 2013)

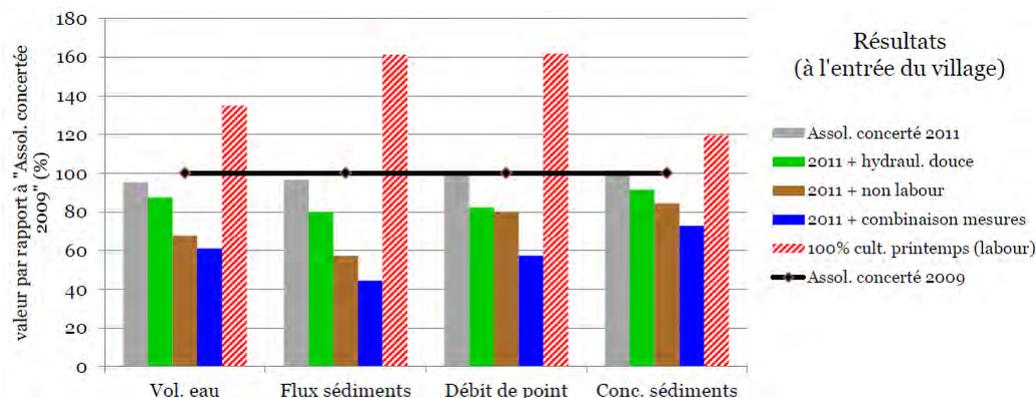


Figure 111 Comparaison des résultats des simulations par rapport à la situation avec l'assolement concerté de 2009 (figure extraite de Van Dijk, 2013)

En conclusion, ces résultats de la modélisation montrent que la présence de cultures d'hiver dans l'assolement est indispensable. En effet, 40% de blé d'hiver dans l'assolement permet une réduction de 60% des flux totaux de boues en aval du bassin (figure ci-après, barre rouge rayée). Ceci montre l'importance de réaliser une **concertation sur l'assolement**.

Par ailleurs, les mesures **d'hydraulique douce** sont efficaces pour réduire le débit de pointe, étaler la crue et permettre de filtrer les sédiments (figure ci-après, barre verte). Toutefois, l'hydraulique douce ne permet pas à elle seule d'éviter les coulées boueuses.

Cette modélisation montre aussi l'intérêt des **techniques sans labour** qui augmentent l'infiltration et protègent le sol contre l'arrachement de terre par les gouttes de pluie et le ruissellement. En effet, l'application de non

labour sur 30% des cultures de printemps réduit le ruissellement de 32% et les pertes de terre de 43% (figure ci-après, barre marron).

Au final, en cas de forte pluie (35mm en 30minutes), les résultats de cette modélisation montrent que la **combinaison de plusieurs mesures est une bonne stratégie** de lutte contre l'érosion des sols agricoles, car elle permet une forte réduction des flux de sédiments (Van Dijk, 2013).

3.5.2.15 Opérations de décolmatage sur la Durance

Le fonctionnement hydromorphologique de la Durance est fortement influencé par les aménagements hydroélectriques qui longent son cours. Depuis 2007, des lâchers d'eaux claires sont effectués pour limiter le colmatage généralisé sur le tronçon entre le barrage d'Espinasse et le barrage de l'Escale. Un rapport de suivi des lâchers de 2010 indique que les débits testés (60 m³/s) sont efficaces pour remobiliser les sédiments fins du lit vif sans augmenter le colmatage des berges (Maison régionale de l'eau, 2011). Pour le moment, le manque de recul sur les données biologiques ne permet pas de caractériser l'effet de ces lâchers sur l'évolution des macro-invertébrés et des poissons. Le suivi biologique de ces opérations permettra de mieux définir les objectifs environnementaux, les débits efficaces, la fréquence et les périodes favorables aux lâchers. Une programmation des lâchers **avant la période de reproduction des poissons semble donner des résultats intéressants** en termes d'évolution des peuplements piscicoles.

3.5.2.16 Restauration de la production sédimentaire primaire sur le bassin versant de la Drôme

La restauration de la production sédimentaire primaire de versant peut être une solution intéressante selon le contexte du cours d'eau (Malavoi et al., 2011). Il existe peu de retour d'expérience sur le sujet en France. Un projet Life environnement « eau et forêts » a conduit à **tester des solutions de recharges** sédimentaire primaire **par déboisement** de ravines et de basses terrasses de fond de vallée sur le bassin versant de la Drôme (Piégay et al., 2006). D'après des expérimentations sur 2 sites pilotes (site d'Ausson pour le déboisement de ravines, et site de la Béoux pour le déboisement de basses-terrasses) et une évaluation des surfaces potentielles de production sédimentaire, il a pu être estimé un potentiel de recharge de 4500 m³/an par le déboisement de ravines, et de 2000 m³/an par le déboisement de terrasses, soit respectivement 26% et 12% du charriage annuel de la Drôme à Die (Liébault, 2010). Ce type de solution montre une **contribution potentielle intéressante** pour remédier en partie au déficit sédimentaire de la Drôme. Toutefois, actuellement, il n'y a pas eu d'action de ce type entreprise en France.

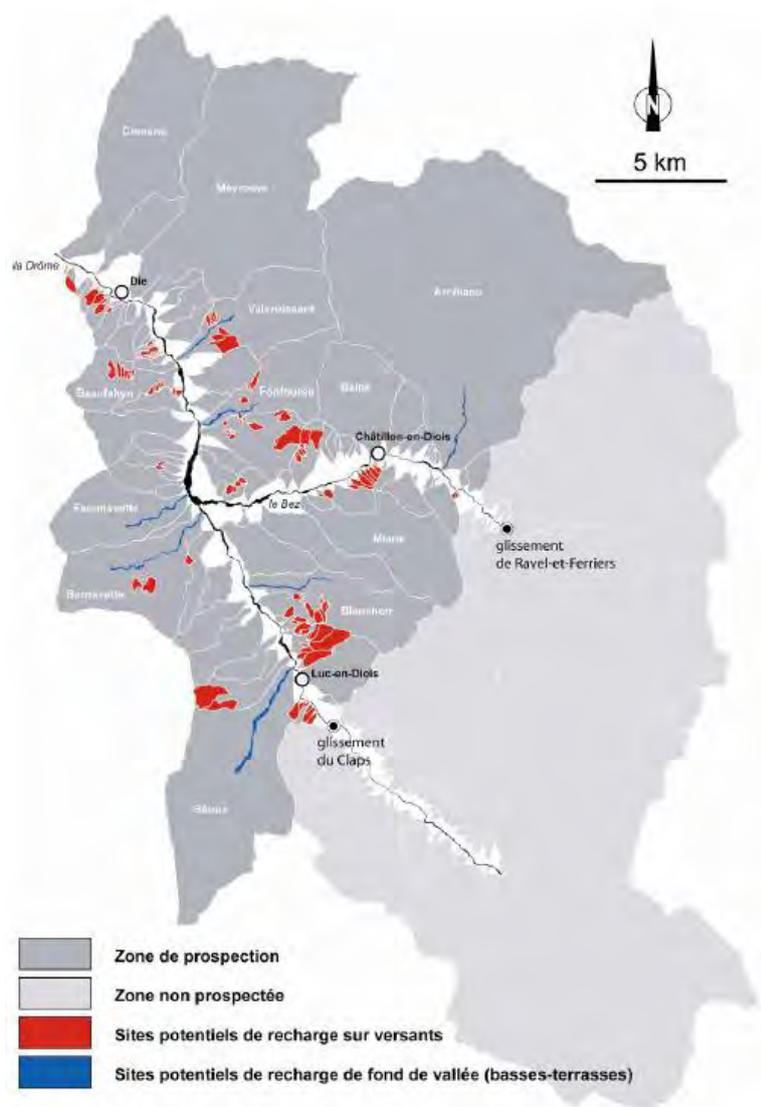


Figure 112 Localisation des sites potentiels de recharge en sédiments par déboisement des versants (rouge) ou des fonds de vallée (bleu) sur le bassin versant de la Drôme (Liébault, 2010)

3.5.2.17 Restauration de la bande active du Chéran : effets physiques et valorisation du site (Savoie)

Le Chéran, principal affluent du Fier est un cours d'eau de 54 km s'écoulant dans le massif des Bauges. C'est un cours d'eau à fort transport solide qui a subi de nombreuses extractions et a vu son style fluvial évoluer en une cinquantaine d'années d'un style en tresses à un lit à méandres relativement figé. Il a fait l'objet d'un projet de **restauration de la bande active**⁴⁸ au printemps 2010 sur un linéaire de 2,7 km au niveau du secteur dénommé les îles du Chéran sur les communes de Châtelard, Lescheraines et la Motte en Bauges situées en Savoie. Sur ce site, le lit présentait en effet une incision comprise entre 0.5 et 2.2 mètres, des berges dégradées et une ripisylve perchée. Les travaux avaient pour objectif de reconstituer le fonctionnement morphodynamique d'origine de type cours d'eau en tresses afin d'enrayer l'incision constatée sur ce secteur en recréant une dynamique sédimentaire plus équilibrée. Les travaux ont consisté principalement à dévégétaliser les atterrissements et déboiser la bande active afin de permettre la remobilisation des sédiments (Valette, 2011).

Le suivi de 2011 sur le secteur restauré a montré que dès un an après travaux, et suite à l'arrivée rapide de deux crues importantes de période de retour 10 ans, le lit du Chéran a retrouvé un fonctionnement de lit en tresses avec la **réapparition de plusieurs chenaux actifs** (Valette, 2011). Le dernier suivi réalisé en 2015 montre que l'indice de tressage, cinq ans après travaux, est toujours équivalent à celui observé sur les photos aériennes de 1972 avant la période d'extraction importante (SINBIO, 2015). Les travaux de dévégétalisation des atterrissements ont permis de **remobiliser les sédiments du lit** et ainsi recréer une bande active caractéristique d'un cours d'eau en tresses. Toutefois, l'évolution récente indique que le cours d'eau tend à nouveau à s'inciser. Seule les grosses crues sont en mesure de remobiliser les bancs alluviaux. Dans ces conditions, le style fluvial de ce secteur devrait donc **évoluer vers un style transitoire** à chenaux multiples de type divagant. Les hypothèses avancées pour expliquer ce phénomène sont multiples : végétalisation des bancs due à une absence de crues morphogènes pendant 4 ans, la faiblesse du transport solide venant de l'amont en raison de la présence de seuils, de protections de berges, de secteurs revégétalisés suite aux déprises agricoles, la présence d'un seuil transversal en amont du site qui concentre les écoulements et empêche la remobilisation des bancs alluviaux lors des crues (SINBIO, 2015). Des pistes d'amélioration sont aujourd'hui recherchées par le syndicat pour pérenniser cette action.



Figure 113 Photos du site restauré, de gauche à droite : début des travaux (avril 2010), fin des travaux (juin 2010), février 2011 (photos extraites de Jund et al., 2012)

A l'heure actuelle, ces travaux contribuent à **valoriser l'image d'une rivière fonctionnelle et sauvage**. Les pêcheurs semblent tirer parti de cette amélioration de la qualité physique de la rivière. En effet, le site internet de l'AAPPMA⁴⁹ de l'Albanais valorise la réussite des travaux de restauration au niveau de la plaine du Chatelard suite aux crues de l'automne 2010 (AAPPMA de l'Albanais, 2010). De plus, une partie du site restauré est valorisé par la fédération de pêche de Savoie par le biais du label « parcours de pêche de Savoie » qui propose un **parcours de pêche sportive no-kill** (Fédération Départementale de pêche 73, n.d.). En outre, sur ce secteur, une augmentation de 17% des cartes touristiques journalières et hebdomadaires a été constatée entre les périodes 2008-2010 et 2011-2014. Cette augmentation est particulièrement forte pour les seules **cartes touristiques hebdomadaires qui ont augmenté de 77% contre 11% au niveau départemental** (Jolly, 2015). On peut y voir sûrement le résultat de la **valorisation par la communauté de pêcheurs** de cette partie de la rivière. Un autre signe de l'importance accordée au patrimoine sauvage du Chéran est la candidature pour l'attribution du **label « rivière sauvage »** voulu par les gestionnaires locaux (Rivières Sauvages, n.d.). Ainsi, ce type de travaux de restauration va dans le sens de la **réappropriation locale du patrimoine naturel** de cette rivière.

⁴⁸ Partie de cours d'eau qui comprend le chenal en eau et les bancs de galets non végétalisés.

⁴⁹ AAPPMA : Associations Agréées de Pêche et de Protection des Milieux Aquatiques

3.5.2.18 Recharge sédimentaire du Drac amont et répercussions sociales (Hautes-Alpes)

Le Drac, en amont de Saint-Bonnet-en-Champsaur dans les Hautes-Alpes, a fait l'objet pendant l'hiver 2013-2014 d'un **ambitieux projet de restauration** hydromorphologique visant à **restaurer l'équilibre sédimentaire du cours d'eau sur 3.65 km**. Ce projet a été mis en place pour pallier les problèmes d'**incision généralisée** du lit dans les marnes qui s'était accélérée suite aux dernières crues importantes (2006, 2008 et 2011) : le cours d'eau s'était en effet enfoncé de 3 à 4 mètres par rapport à la situation de 2005. Les extractions passées et présentes, ainsi que des endiguements localisés avaient entraîné la **disparition du style fluvial en tresses** au profit d'un style fluvial à méandre. L'enfoncement généralisé était préoccupant tant sur le plan économique (dégâts causés par les crues, menaces des infrastructures en bord de cours d'eau en particulier la digue du plan d'eau de Saint-Bonnet-en-Champsaur, lieu d'activités récréatives de poids pour le territoire) qu'écologique (déconnexion biologique des affluents et des adoux, dégradation de la forêt alluviale et zones humides, enfoncement de la nappe alluviale) (Laval et al., 2015). Les dernières crues de 2006 et 2008 avaient occasionné respectivement 4 millions et 2 millions d'euros de dégâts. La présence d'une **géologie non favorable** dans un contexte d'incision (affleurement de marnes tendres) laissait présager une aggravation de la situation avec des effets potentiellement dévastateurs (rupture de digue du plan d'eau, amplification de l'incision etc). Suite à la crue de 2011, l'urgence s'est fait ressentir et les gestionnaires du cours d'eau se sont donc décidés à agir (Jolly, 2015).

Le projet a consisté à **restaurer le profil en long et en travers** du lit du Drac basée sur la situation de référence de 1913. Le fond du lit a été **rehaussé de 3 mètres** en moyenne, et le lit vif a été **élargi de 80 à plus de 200 mètres**. Au préalable, les extractions encore présentes avaient été arrêtées en 2012, et un seuil avait été supprimé en 2013 pour rétablir le transit sédimentaire sur le secteur restauré. Environ 450 000 m³ de matériaux ont été terrassés, dont 60 000 provenant d'apports externes. Des nouvelles **zones humides et adoux** ont été créés (13 ha) alors que d'autres ont été réactivées (8000 m²). Il s'agit du chantier de recharge sédimentaire **le plus important jamais réalisé en France** (Laval et al., 2015).

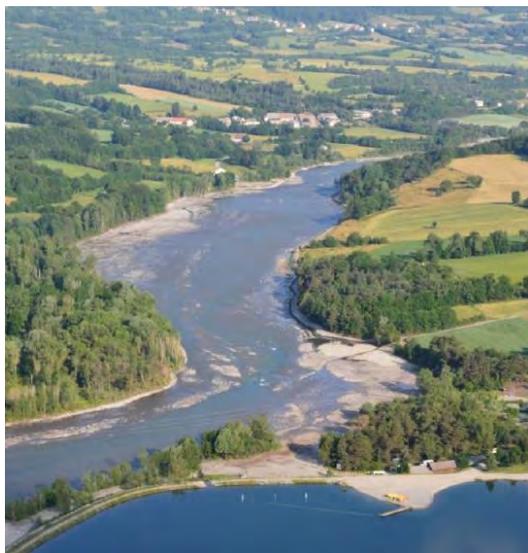


Figure 114 Drac restauré en aval du plan d'eau – situation avant les premières crues morphogènes (photo extraite de Michelot et Laval, 2014)

Sur le plan social, ce projet a été difficile à faire accepter par les élus locaux et riverains, qui avaient valorisé jusqu'à présent l'activité économique des extractions, ou qui étaient attachés à leurs terrains en bord de cours d'eau. Toutefois, le projet a permis de **prévenir la dégradation de la digue** de protection de la base de loisir qui présente un intérêt majeur au niveau touristique. Il aurait fallu dépenser entre 150 000€ et 200 000€/ an pour consolider la digue si les travaux n'avaient pas été réalisés (Jolly, 2015). Par ailleurs, une **voie verte** a été aménagée le long du cours d'eau restauré et a permis **d'améliorer l'attractivité touristique, la qualité paysagère et le cadre de vie des habitants**. Les bords du cours d'eau sont aujourd'hui très fréquentés par des joggeurs, des promeneurs et les cyclistes (Jolly, 2015).

3.5.2.19 Opérations de recharge sédimentaire sur la basse vallée de l'Ain (Ain)

Autrefois, rivière en tresses, **l'Ain est aujourd'hui une rivière à méandres mobiles très active**. Des chenaux se déplacent à l'échelle de l'année, les méandres se recourent à l'échelle de décennies ou plusieurs décennies. Cette forte mobilité génère une **mosaïque d'habitats remarquables** dans la plaine alluviale (lônes, forêt alluviale, pelouses sèches...) qui abrite de nombreuses espèces patrimoniales. Ce type de rivière est très rare en Europe d'où l'intérêt de sa préservation et sa restauration (CLE basse vallée de l'Ain, 2013a). Des secteurs de la basse vallée de l'Ain sont impactés par une **forte incision** liée, entre autres, au blocage de la charge solide par la chaîne de barrages présente à l'amont. A eux seuls, ces barrages entraînent une propagation du déficit sédimentaire de l'ordre de 500 mètres par an vers l'aval (Rollet, 2007). Le déficit sédimentaire identifié dès l'aval du barrage de l'Allement par exemple a été estimé à **15 000 m³/an**, soit la valeur de la capacité de transport de la rivière sur ce secteur.

Face au constat de réduction de la bande active⁵⁰, de baisse de la mobilité des méandres, d'incision importante et du risque de généralisation de l'incision à toute la basse vallée, les gestionnaires locaux se sont lancés dans un programme de restauration de l'équilibre sédimentaire. Des **opérations de recharge sédimentaire** ont été réalisées à partir des matériaux extraits lors de la réhabilitation de lônes de la plaine de l'Ain, ou à partir de transfert de matériaux provenant de l'Albarine, un de ses affluents. Au total, entre 2005 et 2010, **75 000 m³ de matériaux ont été réintroduits**, soit l'équivalent du déficit estimé à 15 000m³/an sur cette période (CLE basse vallée de l'Ain, 2013b). Un suivi de l'évolution physique du lit après réintroduction des sédiments provenant de la lône de Bellegarde a montré **l'efficacité des travaux** engagés et encouragé la poursuite de ces opérations. Il a en effet été montré une bonne reprise des matériaux lors des crues morphogènes, l'augmentation de la superficie de bancs de galets (voir la figure ci-après), une légère régression des affleurements rocheux et une progression des sédiments injectés vers l'aval en rapport avec l'intensité des crues (Lejot, 2008).

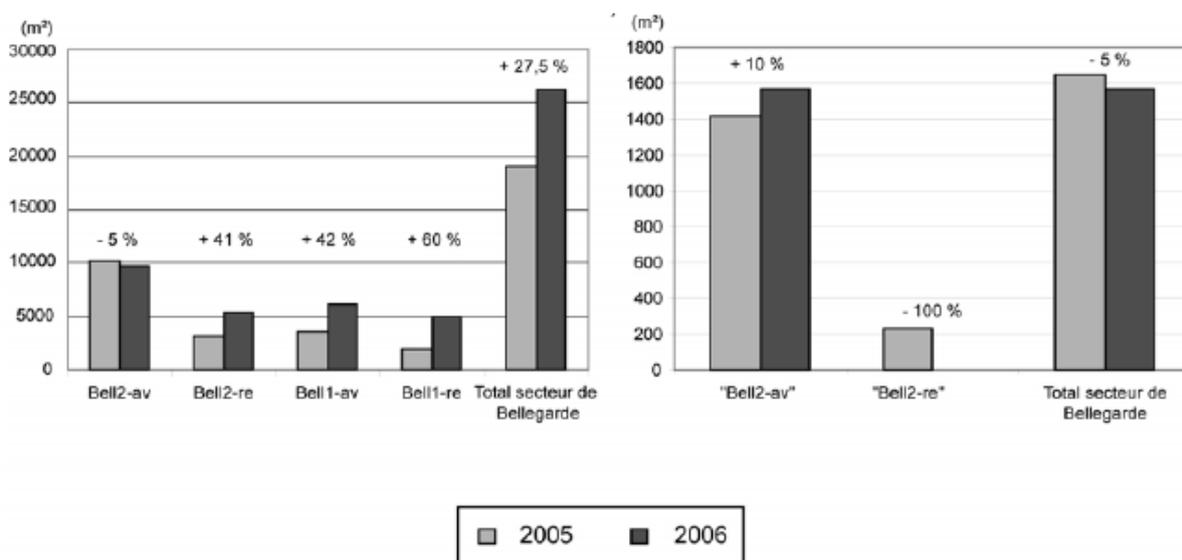


Figure 115 Évolution avant et après l'opération de recharge sur le site de Bellegarde : a) superficie des bancs de galets, b) superficie des affleurements (Lejot, 2008)

Toutefois, étant donné que le blocage de la charge au niveau des barrages est permanent, seule une **recharge continue** en aval de ceux-ci peut permettre de rééquilibrer durablement la basse vallée. Pour cela, le SAGE révisé en 2014 préconise de **poursuivre les opérations de recharge** en reconnectant les lônes. Il prévoit aussi la préservation de l'espace de mobilité, la déstructuration des berges dans certains secteurs adéquats pour favoriser l'érosion lors des crues (CLE basse vallée de l'Ain, 2013b).

⁵⁰ Partie de cours d'eau qui comprend le chenal en eau et les bancs de galets non végétalisés.

3.5.2.20 Un exemple de stratégie conjointe entre enjeu sédimentaire et risque inondation : le cas de la basse vallée du Var (Alpes-Maritimes)

Un programme d'abaissement de plusieurs seuils a été entamé sur la basse vallée du Var depuis 2011 pour améliorer le **transit sédimentaire**, **atténuer les risques inondations** et **restaurer la dynamique naturelle** de ce fleuve en tresses. Ces seuils avaient été construits dans les années 1970-1980 pour **limiter l'enfoncement** de la nappe alluviale due à l'exploitation des matériaux alluvionnaires dans le lit mineur. Au fil du temps, les limons se sont accumulés entre les seuils **favorisant la colonisation du lit** par la végétation alluviale et **aggravant le risque inondation**. Des perturbations de l'alimentation de la nappe par le fleuve ont aussi été constatées en raison du colmatage par les limons. En outre, le réalluvionnement par les sédiments provenant de l'amont et les nombreuses crues destructrices qui ont eu lieu au cours des années 1990 et 2000 ont incité les acteurs locaux à réfléchir à un **projet de décroissement** du lit permettant d'améliorer les conditions d'écoulement dans cette vallée fortement urbanisée (SOGREAH, 2006 ; SOGREAH et al., 2003).

Depuis 2011, **deux seuils ont été abaissés** de 1,5 à 2 mètres sur la base de l'évacuation d'une **crue centennale** sans débordement du lit du fleuve. Par ailleurs des travaux de **dévégétalisation des terrasses alluviales** sont aussi entrepris de manière régulière pour faciliter la reprise des sédiments par les crues dans les secteurs encore soumis à l'effet des seuils encore en place (Département 06, 2014). L'abaissement des seuils permet une **avancée plus rapide** du front de réalluvionnement et le **retour à une pente** d'équilibre propre aux cours d'eau en tresses. Il est aussi observé un **auto-entretien** de la végétation par les crues évitant ainsi les interventions d'entretien (Département 06, 2014). Le projet a été dimensionné pour éviter le débordement d'une **crue centennale**, et protège la zone industrielle de Carros-Le Broc (AERMC, 2015b). D'autres travaux d'abaissement des seuils situés en aval sont prévus dans les années à venir.



Figure 116 Suivi de la progression du front de réalluvionnement avant travaux et après travaux



Figure 117 Progression des sédiments à l'aval du seuil 9 suite aux travaux d'abaissement (photo extraite de Département 06, 2015)

3.5.2.21 Effet de l'effacement d'un barrage sur la Pine River dans le Michigan (États-Unis)

Des études sur l'effet de l'effacement d'un barrage sur la morphologie et les communautés de poissons ont été réalisées sur la **Pine River dans le Michigan**, au niveau du barrage de Stronach (Burroughs et al., 2010, 2009). Le démantèlement a été progressif (0,6 mètre par an) entre 1997 et 2003. Un suivi de l'évolution de la morphologie a été réalisé annuellement entre 1996 et 2006 sur un tronçon de 10 km au total. Le suivi des communautés de poissons a été réalisé annuellement sur 10 stations réparties entre l'amont et l'aval du barrage, entre 1997 et 2007. A noter que la circulation des poissons entre l'amont et l'aval n'a été totalement rétabli qu'à la fin des travaux c'est-à-dire en 2003.

→ Résultats sur la morphologie (Burroughs et al., 2009)

La suppression progressive du barrage (environ 5 mètres de haut) a entraîné l'érosion des sédiments qui s'étaient stockés sur près de 4 km en amont. Dix après le début des travaux de démantèlement, un total de 92 000 m³ de sédiments a été évacué, mais la majorité des sédiments est resté en place : 12% de la totalité du stock de sédiments a été érodé. A noter que ce type de résultats est très variable selon le type de démantèlement, de sédiments stockés comme en atteste une analyse de plusieurs retours d'expérience aux États-Unis (voir le chapitre 3.3.4.3). 14% des sédiments érodés (les plus grossiers) se sont déposés dans le lit 1 km à l'aval de l'ancien barrage. La charge plus fine a été évacuée au-delà et une partie s'est déposée dans le lit majeur lors de crues.

Un **lit étroit et profond s'est creusé** au niveau de l'ancienne retenue. Les courants plus importants ont permis de recréer des **alternances de radiers-mouilles** et ont mis à nus du **substrat grossier**. Cette partie du cours d'eau montre des **signes de restauration** et tend vers un état lotique diversifié, sans toutefois avoir atteint la même diversité que sur la partie amont non influencée par l'ancienne retenue.

En aval de l'ancien ouvrage, le **lit s'est exhaussé** en raison des apports de sable et s'est élargi. La granulométrie reste fine et peu diversifié en aval de l'ancien barrage. Une pente plus forte s'est développée du fait de l'exhaussement créant des vitesses de l'eau plus importantes.

Les ajustements hydromorphologiques **ne sont pas encore terminés** suite à l'effacement de ce barrage qui montre encore des signes d'évolution.

→ Résultats sur les poissons (Burroughs et al., 2010)

Les résultats du suivi des populations de poissons indiquent une **colonisation de la majorité** des espèces qui se trouvaient uniquement en aval (8 sur 12 espèces) après le démantèlement du barrage, montrant ainsi l'effet direct de l'effacement sur le **rétablissement de la continuité écologique**. Par ailleurs, la majorité des espèces qui étaient déjà présente à l'amont ont vu leur abondance augmenter, et pour 7 espèces cette évolution est significative. Par contre, 6 espèces ont vu leur abondance décroître mais pas de manière significative.

Trois espèces ont particulièrement bénéficié de l'effacement de l'ouvrage : la truite fario, la truite arc-en-ciel et le meunier noir (white sucker en anglais).

La population de truite fario a été **multipliée par 4** entre le début et la fin du suivi. La comparaison des tendances d'évolution des populations de truite fario avec d'autres cours d'eau de la région montre un taux d'augmentation nettement plus important sur la Pine River, attestant d'un probable effet significatif de l'effacement de l'ouvrage comparé à d'autres facteurs. Pour cette même espèce, l'augmentation de l'abondance a bénéficié à l'ensemble des classes de taille de la population.

Outre l'augmentation de l'abondance des truites arc-en-ciel (abondance **multipliée par 3** depuis le début du suivi), l'effacement a amélioré les **conditions pour la fraie** de cette espèce. En effet, les abondances de juvéniles ont significativement augmenté en amont de l'ancienne retenue, attestant d'un très bon recrutement sur ce secteur restauré. Un fort recrutement a également été observé pour la population de meunier noir (white sucker) en amont de l'ancien barrage, montrant ainsi une amélioration des conditions de fraie de cette espèce.

3.5.2.22 Effacement du complexe des étangs de Narlin sur le site du Val des Choues (Côte-d'Or)

Dans le cadre du programme LIFE « têtes de bassins et faune patrimoniale associées », un programme **d'effacement du complexe des 5 étangs de Narlins** a été entrepris en 2006 sur le ruisseau du canal (Val des Choues) dans la forêt domaniale de Châtillon-sur-Seine (Bourgogne). Les travaux ont consisté à vidanger les étangs et à ouvrir les digues aval. Un seul étang, le plus en amont, a été conservé pour son caractère patrimonial historique et faunistique. Toutefois, ce dernier a fait l'objet d'un aménagement de moine hydraulique pour permettre de soutirer vers l'aval des eaux plus fraîches. L'objectif du programme d'effacement était d'accroître le secteur colonisable par **l'écrevisse à pied blanc**, restaurer les habitats de la **lamproie de planer**, du **chabot** et de la **truite commune** et **restaurer le cycle thermique** naturel du cours d'eau (ONEMA, 2012b). Un état initial a été réalisé un an avant les travaux (2005), puis deux campagnes, effectuées un an (2007) et deux ans (2008) après les travaux, concernant les macro-invertébrés, les poissons et les amphibiens. Un suivi morphologique et de la végétation a aussi été réalisé (Aquascop, 2009). Un suivi piscicole a été effectué en 2011, 5 ans après les travaux (ONEMA, 2012b).

L'effacement des étangs a réduit les surfaces en eau, et a laissé la place une **plus grande diversité de milieux**, allant de **zones courantes** sur un linéaire de 600 mètres environ, à des **étendues d'eaux peu profondes et plus ou moins stagnantes**, dont la présence d'une **mare**. Certains de ces milieux étant déconnectés des eaux courantes, et donc exempts de poissons, sont donc particulièrement favorables aux batraciens (Aquascop, 2009).

Deux ans après les travaux, le **tracé du lit est légèrement sinueux et globalement peu encaissé**, conforme à ce qui pouvait être attendu sur ce type de petit cours d'eau (ONEMA, 2012b). Il est noté toutefois, une évolution assez lente de la mosaïque d'habitat du fait de la faible dynamique hydromorphologique. A ce stade du suivi, le fond reste assez vaseux, du fait de la lente remobilisation du stock de sédiments fins accumulés dans les étangs (Aquascop, 2009).

La suppression de la série des étangs de Narlin a permis un **rétablissement**, mais seulement partiel, **du régime thermique**, en raison de la conservation d'un étang en amont du ruisseau. Ce dernier exerce toujours un impact important entre l'amont et l'aval de son plan d'eau. Il a en effet été observé un écart de température maximale journalière pouvant atteindre 8°C. La mise en place d'un moine hydraulique soutirant les eaux profondes permet en revanche de limiter l'impact thermique de cet étang relictuel (Aquascop, 2009).

Le suivi des macroinvertébrés révèle que le **peuplement est conforme à ce qui est attendu** sur ce type de ruisseaux. La qualité du peuplement est très élevée en raison d'une **forte variété taxonomique** et la présence **d'espèces polluosensibles**, et ceci malgré la faible attractivité du substrat minéral dominé par des sédiments vaseux. Ces bons résultats s'expliquent cependant par **l'abondance d'autres substrats biogènes** de type branchage, litière et système racinaire bien représentés sur l'ensemble des stations. Les résultats ont montré une **forte capacité de recolonisation** des macroinvertébrés sur le site restauré. Même en aval des travaux, les peuplements de macroinvertébrés sont conformes à la référence typologique (Aquascop, 2009).

Le décloisonnement des étangs a permis une **colonisation vers l'aval des écrevisses à pieds blancs** qui n'avaient pas été recensées dans ce secteur. Ce bilan très positif est toutefois conditionné par le contrôle des espèces exotiques envahissantes qui sont bloquées à l'aval par la digue de l'étang des combes noires, et le maintien d'une très bonne qualité de l'eau (Aquascop, 2009).

Cinq ans après les travaux, en 2011, le suivi piscicole montre une **forte régression des espèces inféodées aux plans d'eau** qui ne subsistent que de manière sporadique (ONEMA, 2012b). Les espèces inféodées au niveau typologique attendu ont recolonisé rapidement le linéaire dès l'année qui a suivi les travaux. C'est le cas du chabot, de la truite commune, la lamproie de planer, le vairon et la loche franche (Baran et Bouchard, 2008). Le dernier suivi de 2011, 5 ans après les travaux, montre que les **populations sont équilibrées** à l'échelle du bassin versant, ceci en **particulier pour la truite commune** qui occupe tout le cours d'eau et y effectue l'ensemble de son cycle biologique (ONEMA, 2012b).

3.5.2.23 Effacement du seuil de Stalapos sur l'Alagnon (Cantal)

L'Alagnon, affluent de l'Allier de 85 km qui s'écoule depuis les monts du Cantal, est un cours d'eau de première catégorie piscicole hébergeant de l'ombre commun et de la truite fario, et historiquement du saumon. Le seuil de Stalapos était situé au niveau d'une ancienne prise d'eau comblée qui alimentait un moulin, entre les communes de Murat et d'Albepierre-Bredons. Ce **seuil de 2,7 m de haut et 26,5 m de large** était équipé d'une passe à poissons d'une efficacité limitée et retenait environ 6000 m³ de sédiments. Il a été **arasé en 2008** et les berges ont fait l'objet de travaux de retalutage et de plantations en 2009. Un suivi morphologique a été réalisé avant travaux et sur une durée de 3 ans après travaux. Des suivis de frayères ont également été entrepris par la fédération départementale de pêche (ONEMA, 2012a).

Le suivi morphologique indique un **rétablissement rapide de la pente d'équilibre**, à la faveur d'enfoncements et d'exhaussements localisés. **Le suivi des frayères a montré une nette augmentation de leur nombre** à l'amont de l'ancien seuil dès la première année des travaux : 37 frayères situées à l'amont avant les travaux (2007), 91 en 2008 juste après les travaux et 125 en 2011 (ONEMA, 2012a).

3.5.2.24 Restauration du Vistre : impératifs écologiques et de gestion du risque inondation (Gard)

Le Vistre, **fleuve côtier Méditerranéen** d'une longueur de 46 km, s'écoule sur le territoire de l'agglomération Nîmoise. Une partie de son cours médian est concernée par une **urbanisation croissante**, le reste de son bassin versant est davantage agricole. Ce cours d'eau a subi de lourds travaux de **recalibrage et de rectifications** entre 1947 et 1950. Par la suite un important réseau de fossés de drainage a été créé dans le lit majeur. Le lit du cours d'eau s'est **enfoncé de 2 mètre** et a triplé sa capacité hydraulique, conduisant à une homogénéisation importante des habitats et une déconnexion du lit mineur avec la plaine alluviale (ripisylve perchée). Ce cours d'eau est aussi affecté par des **problèmes de qualité** d'eau en raison des rejets de stations d'épuration, qui constituent à l'étiage l'essentiel du débit. Le Vistre est très tôt identifié comme une rivière prioritaire par rapport au problème d'eutrophisation (SDAGE 1996). Un syndicat de rivière est créé en 1998 et des études de diagnostics morphologiques sont entreprises au début des années 2000. Suite à ces études, trois sites pilotes de **restauration physique** de la rivière sont visés (ONEMA, 2012b).

- Le Vistre à Bouillargues : 1900m de cours d'eau est reméandré avec création d'un lit d'étiage et d'un lit moyen, végétalisation des berges et création de zones humides. 4 ha de plaine sont remodelés pour en faire un champ d'expansion de crues.
- Le Vistre à la Bastide à Nîmes : réméandrage léger sur 900m, avec création d'un chenal d'étiage et plantations de ripisylve,
- Le Buffalon : 1400m sont concernés par du remodelage de berges, la création d'un lit d'étiage et d'un lit moyen, plantations de haies et bandes enherbées et création d'une zone de rétention des écoulements.

Ces travaux de restauration ont fait l'objet de **suivis écologiques**, par comparaison avec des sites témoins non restaurés. Le suivi des macroinvertébrés met en évidence l'apparition de **peuplements rhéophiles** (zones de courants) et faiblement à moyennement tolérants à la pollution. Les secteurs non restaurés ont eux une population de macroinvertébrés limnophiles et plus tolérants à la pollution. Par ailleurs, les travaux de restauration ont permis un développement de la végétation qui permet d'assurer une compétition avec des espèces invasives telles que la Jussie (ONEMA, 2012b). Par ailleurs, la ripisylve permet la réduction de l'ensoleillement direct, la tenue des berges et un développement racinaire qui constitue un habitat favorable à la faune benthique et aux juvéniles de poissons. La qualité de l'eau est toutefois le facteur limitant l'amélioration globale de la qualité écologique (Archambault et al., 2010).

Les travaux ont permis aussi de **ralentir les écoulements** lors des crues. Par ailleurs, les travaux assurent une capacité de stockage de 40 000 m³. Bien qu'il n'y ait pas eu de suivi hydraulique, les impressions des riverains et élus attestent des **effets positifs lors des crues**. Les riverains indiquent en effet que le niveau d'eau reste le même mais que le courant n'a plus la force destructrice d'aparavant. Les élus ont été satisfaits car la crue de 2005 n'a pas fait de dégâts dans le secteur aménagé, attestant du bon fonctionnement hydraulique et de la bonne tenue des aménagements (AERMC, 2015b).

Ces retours d'expérience ont permis au syndicat d'envisager d'autres travaux, dont un projet de 4.5 km à l'aval de la station d'épuration de Nîmes.

→ Enquête sur les perceptions et attentes en matière de restauration sur le bassin du Vistre

Une étude sur les **attentes et préférences sociales** a été menée également pour évaluer la capacité d'adhésion des habitants du secteur à ces travaux de restauration. L'objectif était de mesurer le ressenti de la population par rapport aux projets de restauration du Vistre, et évaluer le consentement à payer des riverains.

Cette enquête a révélé que la majorité des personnes interrogées ne connaissent pas l'état du Vistre (30 à 50% des personnes) ou bien en ont une mauvaise image (40 à 50 % des personnes). Une grande majorité des habitants est **favorable aux projets de restauration**, pour des raisons qui sont de l'ordre de la valeur **patrimoniale** accordée aux cours d'eau, la nécessité de préserver leur qualité pour les **générations futures**, et dans une moindre mesure pour des raisons liées à l'**usage**. L'enquête révèle que 88% des personnes ne sont pas satisfaites de l'état actuel des cours d'eau, et pour 73% d'entre elles, les scénarios de restauration proposés **correspondent à leurs attentes**. La majorité des personnes sont prêtes à payer une augmentation de la taxe d'habitation, mais les valeurs de **consentement à payer** sont en revanche variables. Une augmentation en **moyenne de 10%** de la taxe d'habitation est acceptée pour le meilleur scénario de restauration. Cette étude montre aussi que l'agrégation des valeurs de consentement à payer des habitants du bassin versant est du même ordre de grandeur que le coût des travaux envisagés pour le prochain chantier, ce qui montre que les travaux sont en accord avec la réalité socio-économique locale. Cette étude permet de souligner que les habitants du bassin versant accordent une **valeur non négligeable à la restauration du Vistre**, et permet aussi d'affiner les connaissances sur les préférences et attentes sociales, permettant d'ajuster les caractéristiques du projet et de cibler les campagnes d'information.

3.5.2.25 Restauration morphologique du lit du Dugeon (Doubs)

Le Dugeon, affluent du Doubs, est une rivière de moyenne montagne de 35km de long qui s'écoule dans le département du Doubs (25). Il parcourt de nombreuses zones humides de type **marais et tourbières**, à forte valeur écologique. Cette rivière a fait l'objet dans les années 60 d'importants travaux de recalibrage et de **rectification** dans le but d'**assécher les marais** et gagner des terres arables. Les travaux ont réduit le linéaire de plus de 8 km mais n'ont permis de gagner que 200 ha de terres arables. Le lit s'est par la suite **incisé**, et les habitats aquatiques se sont dégradés. Il a été observé un réchauffement de l'eau du fait de la réduction de la lame d'eau, induisant également des développements algaux. Les effectifs de poissons ont été réduits, et les grands plécoptères et les écrevisses à pieds blancs ont disparu (ONEMA, 2012b).

La prise de conscience des impacts a conduit les gestionnaires locaux, appuyés de naturalistes, pêcheurs, universitaires et agents du ministère de l'environnement, à signer un programme Life « Sauvegarde de la vallée du Dugeon » entre 1993 et 1997. Depuis cette période, de **nombreux travaux de restauration** se sont succédés, principalement du **reméandrage** (21 km) dans la plaine humide par reconnexion avec les anciens méandres, et comblement du lit rectiligne dans certains cas. Dans la basse vallée, où les enjeux ne permettent pas de restaurer l'ancien tracé, des travaux de réduction du lit d'étiage par installation **d'aménagements attractifs au niveau piscicole** (10 km), avec décaissement des berges et recharge sédimentaire permettant la création de lits emboîtés (lit d'étiage et lit moyen d'inondation) ont été faits dans une double optique écologique et risque inondation. Les travaux ont permis de restaurer les **anciens méandres** et de restaurer environ **300 hectares de zones humides** et de pelouses sèches (ONEMA, 2012b). Un important travail de restauration est également mené sur les annexes hydrauliques (affluents et zones humides associées).

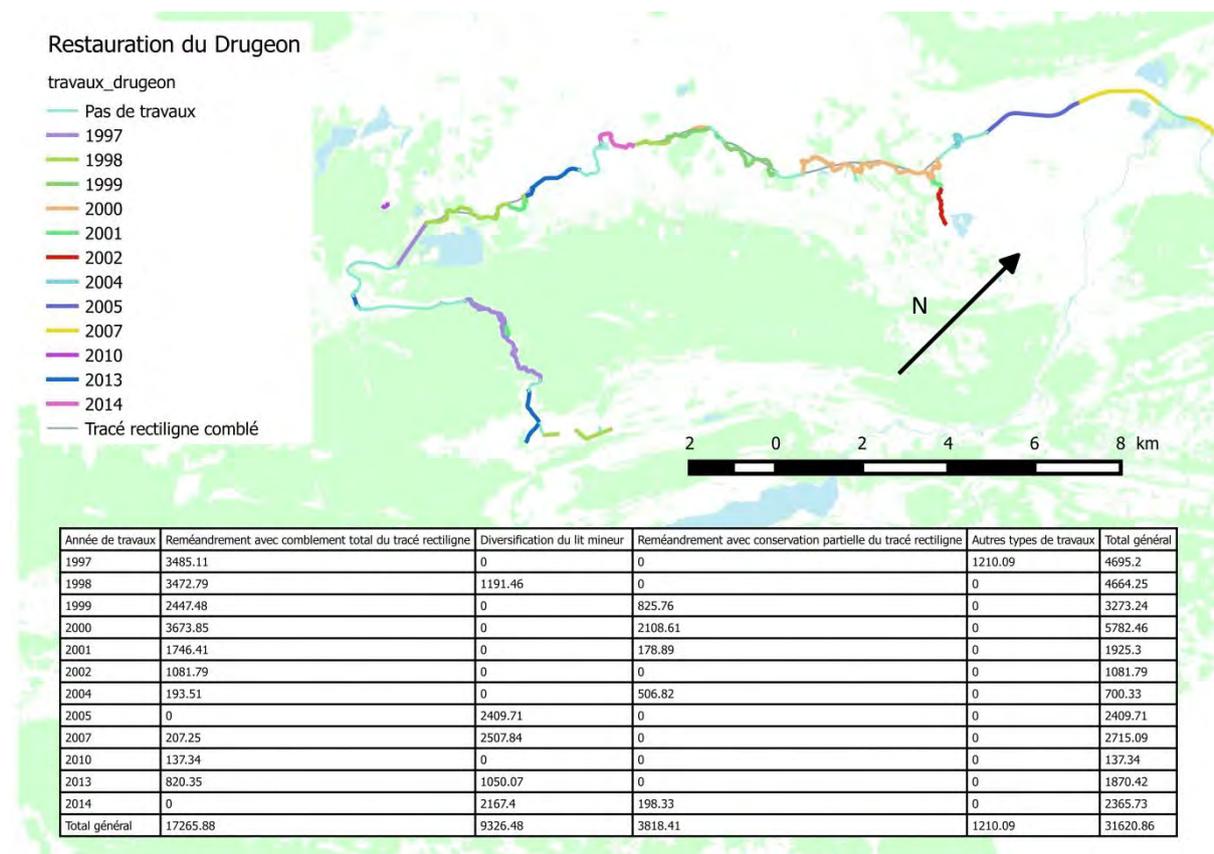


Figure 118 Secteurs restaurés sur le Dugeon depuis 1997 (carte fournie par le Syndicat Mixte des Milieux Aquatiques du Haut-Doubs, 2016)

Dans la partie reméandrée, les travaux ont permis de reconnecter la rivière avec sa plaine alluviale, et la nappe souterraine a pu se **rehausser de 20 à 80cm**. La biomasse de **poissons** a augmenté, et la truite non alevinée a refait son apparition dans la partie médiane du cours d'eau, celle reméandrée (voir figure ci-après à gauche). Les indices biologiques de **macroinvertébrés** se sont améliorés mais n'ont pas atteint leur optimum en raison encore de problèmes de pollutions toxiques (voir figure ci-après à droite). Le **rafraîchissement** de l'eau a été

constaté, sans toutefois atteindre le niveau historique avant travaux de recalibrage. Au niveau hydrologique, il a été observé une augmentation du débit d'étiage et un effet d'écêtement lors des crues (Degiorgi et al., 2006).

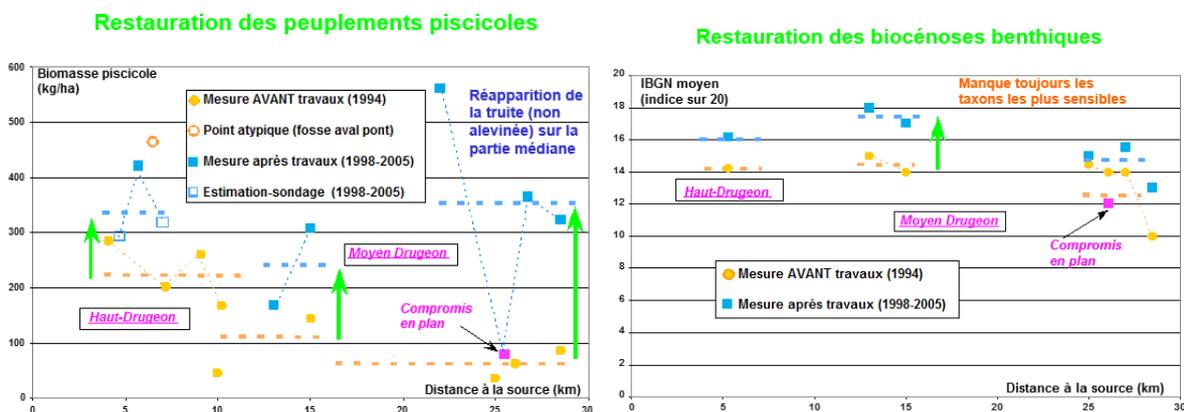


Figure 119 Evolution des indicateurs piscicoles (à gauche) et de la faune benthique (à droite) avant et après restauration sur les différentes parties restaurées du Drugeon (figures extraites de Degiorgi et al., 2006)

→ Gains socio-économiques

Une enquête sur les gains socio-économiques des travaux de restauration réalisée en 2015 a pris en compte le cas de la restauration du Drugeon (Jolly, 2015). Les résultats de cette enquête montrent une augmentation de la **pratique de la pêche** sur la partie amont de la rivière (augmentation des adhérents de 34 et 50% sur les deux appma du secteur depuis 1995), qui pourrait être due à une **bonne réputation** de cette rivière et aux gains piscicoles sur cette partie restaurée. Cette tendance à l'augmentation est significative comparée à la tendance départementale qui est plutôt à la baisse (division par 2 en 20 ans). Toutefois, il est souligné dans l'étude que la pêche sur le Drugeon reste un **enjeu local**, car l'accès du cours d'eau est globalement difficile et il n'y a pas de volonté de développer cette activité à large échelle, étant donné que les priorités restent la protection du milieu naturel. Par ailleurs, suite aux travaux de restauration des zones humides, quelques aménagements à vocation touristique pour valoriser le travail effectué ont été réalisés (sentiers d'exploration, belvédères, pontons) dans une optique de **développement écotouristique doux**. La Réserve Naturelle Régionale des Tourbières de Frasné Bouverans accueille 15 000 visiteurs par an, et un parcours familial appelé « Drugeon et Dragon » a été inauguré en 2015 (Jolly, 2015).

3.5.2.26 Reméandrage du ruisseau des Vurpillières (Réserve Naturelle Nationale du Lac de Remoray, Doubs)

Les travaux entrepris en janvier-février 1997 sur le ruisseau des Vurpillières, recalibré et rectifié en 1967, ont consisté à la **remise en eau des anciens méandres**, le comblement du chenal rectifié et la reconnexion des zones de source avec le ruisseau sur 1100 m. Les résultats des campagnes de suivi mis en place sur le long terme, entre 1993 et 2007, ont montré une **réhabilitation quasi-totale de la faune aquatique** caractéristique des ruisseaux de bas-marais alcalin. Le nombre d'espèces d'éphéméroptères, Plécoptères et Trichoptères du ruisseau et du marais a constamment augmenté depuis les travaux en 1997 et a presque doublé, passant de 25 en 1993 à 48 en 2007. Dans le ruisseau, les espèces les mieux représentées sont les sténothermes d'eau froides. Suite au recalibrage, elles avaient été cantonnées aux zones de sources. Elles ont pu recoloniser tout le ruisseau grâce à **l'abaissement de la température** de l'eau en lien avec la remontée de la nappe phréatique (de 20°C avant travaux à 15°C après 2005). Le reméandrage a permis également la restauration des zones humides latérales en **augmentant les niveaux phréatiques** et en réhabilitant le caractère inondable du marais. Ainsi, huit à dix ans après les travaux, des espèces typiques et rares qui vivent leur phase larvaire dans les sols tourbeux du marais se sont réinstallées sur le site (*Nemoura dubitans*, *Beraea pullata*, *Limnephilus elegans*, *Hagenella clathrata*, *Anabolia (Phacopteryx) brevipennis*) (ONEMA, 2012b ; Reding, 2007, 2009).

Tableau 34 Evolution du nombre d'espèces de macroinvertébrés par famille entre 1993 et 2007 (ruisseau et zone humide) (Reding, 2009)

Familles (1993 - 2007)	Nombre d'espèces			
	1993	1998	2002	2007
Baetidae (E)	3	4	5	5
Beraeidae (T)	0	0	0	1
Chloroperlidae (P)	0	0	0	1
Ephemerellidae (E)	1	0	0	0
Ephemeridae (E)	1	0	0	0
Glossosomatidae (T)	1	1	1	3
Goeridae (T)	1	1	1	1
Heptageniidae (E)	2	2	2	2
Leptophlebiidae (E)	1	1	1	1
Leuctridae (P)	1	2	2	2
Limnephiliidae (T)	4	8	7	17
Nemouridae (P)	4	4	4	5
Odontoceridae (T)	1	1	1	1
Perlodidae (P)	1	1	2	2
Polycentropodidae (T)	0	1	1	1
Phryganeidae (T)	0	0	0	3
Psychomyiidae (T)	1	0	0	0
Rhyacophilidae (T)	1	1	1	1
Sericostomatidae (T)	0	1	1	1
Siphonuridae (E)	2	1	2	1
TOTAL : 20	25	29	31	48

3.5.2.27 Reméandrage sur le site pilote de la Petite Veyle en amont du Moulin du Geai à Biziat (Ain)

La petite Veyle, petit cours d'eau de plaine de faible énergie, est jalonnée d'ouvrages hydrauliques anciens (moulins) et a fait l'objet de recalibrages dans les années 1970. Ce cours d'eau présente une forte homogénéité et une faible connectivité avec le lit majeur. L'objectif du projet de site pilote était de tester la restauration physique d'une ancienne retenue de moulin. Les travaux, réalisés en 2006, ont consisté à restaurer le tracé en plan par du reméandrage avec acquisition foncière sur la partie amont, et à concentrer et diversifier les écoulements sur la partie aval, sur un linéaire total de 400m. Un état initial a été réalisé en 2006, et deux campagnes de suivi post-restauration ont été effectuées en 2008 et 2011. Les résultats du suivi montrent une nette diversification des habitats du lit mineur (substrats, courants), qui s'est traduite par le retour d'organismes présentant des affinités avec les eaux courantes et les substrats minéraux grossiers : barbeau, spirilin, chabot pour les poissons, Heptageniidae et Psychomyiidae pour les invertébrés ou encore renoncule de rivière pour les végétaux. Du point de vue quantitatif, la densité et la biomasse piscicole ont nettement augmenté et atteignent des valeurs proches de la référence pour ce type de cours d'eau, respectivement 9174 individus pour 10ares et 872 kg/ha. Cette évolution est d'autant plus intéressante qu'elle tient en grande partie au développement d'espèces électives au niveau typologique du site (augmentation de la population de bouvière, progression du barbeau). Les indicateurs biologiques relatifs aux macro-invertébrés montrent en revanche des fluctuations qui attestent de variations de la qualité de l'eau et masquent les bénéfices attendus des travaux. Toutefois, l'apparition de taxons sensibles, même en faible quantité (Brachycentridae et Molannidae), l'installation de taxons typiques de zones de courants (Heptageniidae Heptagenia) ou inféodées aux zones rivulaires riches en végétaux connectifs (Odonates, Cloeon) attestent du fort potentiel d'amélioration liée aux travaux (Eaux Continentales, 2012).

3.5.2.28 Gains écologiques et socio-économiques dus aux travaux de restauration du fleuve Skjern (Danemark)

Le fleuve Skjern, plus gros cours d'eau du Danemark avec ses 35m³/s, a fait l'objet d'importants travaux de restauration de son lit et de sa plaine alluviale à l'aval de son bassin versant. Les travaux de restauration, achevés en 2003, ont concerné plusieurs chantiers listés ci-après (Dubgaard et al., 2003) :

- Reméandrage actif des 19km du fleuve qui avaient été rectifiés et endigués dans les années 1960 ;
- Ajout de substrat grossier ;
- Aménagement de plusieurs exutoires du fleuve au niveau de la lagune côtière pour restaurer le delta ;
- Création d'une zone humide de type étang de 160ha ;
- Restauration de la connexion entre le fleuve et la zone alluviale par augmentation de la fréquence des inondations ;
- Conversion de 1 550 ha de terres arables en pâturage extensif.

Un suivi de la morphologie, des habitats du lit, des macrophytes et des macroinvertébrés a été effectué avant restauration du lit, en 2000, et après restauration, en 2003, sur trois stations du secteur du projet, et sur une station de contrôle en amont du secteur du projet (Pedersen Freiberg et al., 2007).

→ Résultats sur les espèces aquatiques :

En termes de morphologie, le reméandrage du lit a permis de créer **46 nouveaux méandres et des nouveaux radiers**. Le nouveau tracé comptabilise 26km au lieu des 19km initialement rectifiés et endigués. La section d'écoulement a été réduite de 20 à 30%. Depuis les travaux, des zones d'érosions et de dépôts attestent d'ajustements hydromorphologiques. Du fait de la réduction de la section d'écoulement, la vitesse a globalement augmenté de 30%. Une **plus grande diversité de profondeurs** est également constatée : l'intervalle de profondeurs dominantes est passé de 100 - 160cm à 40 - 140cm (Pedersen Freiberg et al., 2007).

Les macrophytes font parties des compartiments biologiques de grande importance dans les rivières de plaine. Le suivi à court terme réalisé un an après les travaux a montré une recolonisation des macrophytes sur les bords du cours d'eau, mais une baisse du recouvrement dû aux fortes vitesses à l'intérieur du chenal. La diversification des habitats a permis une **augmentation de la diversité spécifique totale en macrophyte**, de 28 en 2000 à 40 en 2003. La communauté de macrophyte est pour le moment encore perturbée par les ajustements morphologiques post-restauration (plus grande mobilisation des sédiments sur le fond du lit et érosions latérales plus intenses), mais devrait se stabiliser sur le long terme à la faveur de la stabilisation hydromorphologique (Pedersen Freiberg et al., 2007).

Les travaux de restauration ont permis une **augmentation significative de la richesse spécifique totale de macro-invertébrés**, de 86 en 2000 à 95 en 2003. La recolonisation du tronçon restauré a été rapide grâce notamment à la bonne diversité d'espèces présentes en amont. En effet, à titre d'illustration, **deux espèces rares** et typiques des zones de radiers et d'eaux de bonne qualité (la perlidae *Isoptena Serricornis* et le tripoptère *Glossosoma boltoni*), ont été retrouvées pour la première fois sur le secteur restauré en 2003. Ces espèces ont dérivé des secteurs en très bon état morphologique situés à l'amont, où elles avaient déjà été observées. Ces résultats confirment la **forte résilience des larges rivières de plaine lorsque des secteurs non impactés sont encore présents à l'amont**. En revanche, les travaux de restauration n'ont pas encore permis une augmentation de l'abondance des populations de macroinvertébrés. Seul un taxon d'éphémère, de la famille des Heptageniidea, a vu son abondance s'accroître significativement par rapport à la situation avant travaux. Il s'agit en effet d'une famille d'éphémère connu pour recoloniser rapidement les substrats grossiers après restauration (Pedersen Freiberg et al., 2007).

Les résultats de ce suivi à court-terme post-restauration montrent que les macrophytes et macroinvertébrés ont réussi à recoloniser rapidement le milieu restauré et à se diversifier. Toutefois, à ce stade post-travaux, les communautés sont encore trop influencées par l'instabilité hydromorphologique du lit. **Des effets plus visibles sont attendus** après rééquilibrage hydromorphologique et maturation des communautés aquatiques (Pedersen Freiberg et al., 2007).

→ Résultats sur la rétention des polluants :

Les travaux ont **amélioré la rétention du phosphore et l'abattement en azote** grâce aux dépôts dus aux débordements plus fréquents et à la rétention dans le lac créé, et aussi aux processus de dénitrification. Les

quantités retenues ou éliminées sont estimées à 10% de ce qui est transporté par an pour le phosphore et 1% pour l'azote. Ces taux sont comparables avec les taux observés sur d'autres projets de restauration (Pedersen Andersen et al., 2007).

→ **Résultats sur les espèces semi-aquatiques et terrestres :**

Un suivi de la végétation au niveau des anciens champs cultivés et transformés en prairies pâturées inondables a été réalisé en 2000 et en 2003. Le changement d'occupation du sol et de conditions hydrologiques a **transformé profondément les communautés végétales** de la plaine alluviale. Par exemple, le nombre d'espèces de zone humide est passé de 1 avant restauration à 23 après restauration (Pedersen Andersen et al., 2007).

Les travaux de restauration ont permis une **nette augmentation du nombre de grenouilles** communes et de grenouilles rousses. Cette augmentation serait liée à l'augmentation du nombre d'habitats favorables de type mares dans la plaine alluviale suite aux travaux de restauration (Pedersen Andersen et al., 2007).

Un suivi des oiseaux nicheurs a aussi été réalisé en 2000 et 2003 (avant et après restauration). Le site restauré est devenu un **important site de passage des oiseaux migrateurs** pour se nourrir et se reproduire, particulièrement pour de nombreux canards durant leur migration d'automne. Toutefois, l'augmentation du nombre d'oiseaux dans cette partie du fleuve a aussi légèrement augmenté la prédation des jeunes saumons par les cormorans, hérons gris (+0.3 à 1.1%.km⁻¹). La prédation par le brochet n'a elle pas changé avant et après restauration (Pedersen Andersen et al., 2007).

Les travaux de restauration ont également bénéficié aux loutres. Des suivis de déjections et empreintes de loutres ont montré une **augmentation de l'occurrence de la présence de la loutre** sur les sites prospectés (Pedersen Andersen et al., 2007).

→ **Résultats de l'analyse coûts-bénéfices du projet global :**

Une analyse coûts-bénéfices (ACB) a été réalisée pour vérifier la **balance entre les avantages sociaux du projet et les coûts engagés** (Dubgaard et al., 2002). Les coûts retenus pour réaliser cette ACB sont :

- les investissements financiers du projet en lui-même (travaux, constructions diverses, programme de suivi, études...),
- la perte de valeur des terres agricoles arables.

Les bénéfices retenus dans l'ACB découlent de :

- l'augmentation des possibilités d'activités récréatives (pêche au niveau de l'étang notamment, chasse, loisirs récréatifs comme la randonnée, l'observation des oiseaux : 90 000 à 100 000 visiteurs estimés par an),
- la valeur liée à l'existence et l'augmentation de la biodiversité (estimé par transfert de valeurs : consentement à payer calculé sur un projet similaire en Angleterre, le Pevensey Levels),
- la réduction du risque inondation à l'aval (30 maisons concernées par le projet),
- l'amélioration de la qualité de l'eau (hypothèse basée sur la réduction des émissions d'azote d'environ 220 tonne /an au niveau des zones humides créées par le projet, et la réduction des flux d'ocre dans la lagune),
- économies de fonctionnement spécifiques au contexte du projet (économies liées à l'arrêt des pompages pour le drainage des terres arables, économies de fonctionnement des exploitations agricoles dues à la réduction des distances à parcourir par les agriculteurs pour travailler dans leurs champs suite à la redistribution des terres : réduction de 10km à 3 km en moyenne),
- revenus éventuels liés à l'exploitation d'une partie des roselières créées.

Les différentes valeurs monétarisées de l'analyse ont été calculées selon trois hypothèses de taux d'actualisation (3%, 5% et 7%). Les résultats sont présentés dans le tableau ci-après. Les auteurs soulignent que l'évaluation des bénéfices a été faite de façon prudente en utilisant la valeur la plus basse de l'intervalle de confiance des résultats (Dubgaard et al., 2002, 2003).

Tableau 35 Résultats de l'analyse coûts-bénéfices du projet de restauration de la rivière Skjern au Danemark (valeurs exprimées en monnaie danoise DKK) (tableau extrait du rapport Dubgaard et al., 2003)

Taux d'actualisation	3%	5%	7%
Coût du projet	143.7	143	142.2
Coût de fonctionnement et d'entretien	17	14.9	14.7
Perte de valeur des terres arables	75.8	52.5	41.3
Coûts totaux	236.5	210.4	198.2
Économies dues à l'arrêt du drainage (économie du pompage)	12.1	7.4	5.4
Économies de l'exploitation agricole	29.7	19.4	15.2
Exploitation des roselières	10.1	5	3
Avantages divers (dont réduction risque inondation)	5	2.4	1.3
Réduction de l'azote et du phosphore	56.7	34	24.3
Réduction des apports d'ocre	40.5	27	21.3
Chasse	15.3	9	6.3
Pêche	89	52.4	36.7
Activités récréatives diverses	120.1	70.7	49.6
Valeur de non usage de la biodiversité	85.9	50.6	35.5
Bénéfices totaux	464.2	277.6	198.6
Bénéfices nets	228	67	-1

Les résultats de l'analyse sur le long terme montrent une **balance largement en faveur des bénéfices pour des taux d'actualisation bas** (3 et 5%), et une balance légèrement en faveur des coûts pour un taux d'actualisation de 7% (Dubgaard et al., 2002, 2003). Pour une meilleure lecture des résultats de ce type d'analyse, les taux d'actualisation bas sont généralement préférés. En effet, pour les investissements à long terme dans le domaine du développement durable dont l'objectif est de préserver l'avenir des générations futures, les taux d'actualisation bas sont davantage utilisés. En France, par exemple, les préconisations en matière de choix de taux d'actualisation dans le domaine de la biodiversité sont d'utiliser un taux de 4 % par an, appliqué à des prix relatifs en croissance de 1 % par an sur les 30 premières années, puis un taux décroissant en suivant les préconisations du rapport de la commission Lebègue (Lebègue, 2005), ce qui permet d'atteindre environ 3 % à un horizon de 60 ans et 2 % à très long terme (Chevassus-au-Louis et al., 2009). Ainsi, le **projet de restauration de la rivière Skjern apparaît comme un projet socialement intéressant sur le long terme** eu égard des bénéfices environnementaux et sociaux du projet (Dubgaard et al., 2003). Les auteurs du rapport soulignent toutefois que du fait des nombreuses hypothèses et incertitudes qui en découlent, la prise de décision ne doit pas reposer uniquement sur les résultats chiffrés de l'analyse coût-bénéfice. Ce type d'analyses doit servir en premier lieu à mettre en évidence les intérêts sociaux du projet, l'analyse monétarisée, elle, permet de tester la solidité et la pertinence du projet (Dubgaard et al., 2003).

3.5.2.29 Services écosystémiques rendus par la restauration de la rivière Mayesbrook à Londres

Le Parc urbain de **Mayesbrook** dans la banlieue est de Londres est traversé sur 1,6 km par un petit ruisseau fortement artificialisé qui a fait l'objet en 2011 d'un projet de restauration. Les travaux ont consisté à recréer un tracé sinueux sur l'essentiel du linéaire, à restaurer la plaine inondable sur 1.5 ha, à replanter des espaces boisés alluviaux sur 2 ha, à créer des zones humides ripariennes dans l'ancien tracé (Everard et al., 2011). Le parc a aussi été réaménagé pour améliorer la qualité paysagère et l'attractivité pour le public (équipements sportifs, d'accueil). L'ensemble du projet a été pensé dans une logique d'adaptation au changement climatique, dans l'objectif de réduire le risque inondation, pour augmenter la biodiversité et pour améliorer le bien-être des résidents du quartier. Une évaluation monétarisée des **services écosystémiques** lié au projet a été entreprise. Au total, l'estimation réalisée montre que pour **1 livre investie, le projet permettrait de créer 7 livres** sur une durée de 40 ans. Le projet permettrait d'améliorer les services de régulation (régulation de la température de l'air, des inondations, de l'érosion), les services culturels (tourisme, activités récréatives, valeur éducative, le bien-être, le lien social) et les services de support des écosystèmes (auto-épuration de certains polluants, habitats pour la biodiversité). Les services culturels (hors valeur immobilière) comptent pour plus de 90% des bénéfices totaux du projet. Cette évaluation souligne en outre que certains bénéfices n'ont pu être monétarisés faute de connaissance suffisamment poussée pour pouvoir les quantifier. C'est le cas de l'effet du projet sur la qualité de l'air et de la température grâce aux plantes (Everard et al., 2011).

Tableau 36 Résultats de l'analyse coûts-bénéfices du projet de restauration du parc de Mayesbrook à Londres (valeurs exprimées en Livres sterling) (Everard et al., 2011)

Liste des coûts et bénéfices	Bénéfices annuels	Total sur la durée considérée
Coût du projet		£ 3 840 000
Total des services d'approvisionnement	£ 0	£ 0
Qualité de l'air (absorption de polluants par les plantes)	Effets positifs n.m.	
Séquestration du carbone	£ 13 087	
Régulation de la température	Effets positifs n.m.	
Régulation hydrologique	£ 10 000	
Diminution des apports de sédiments fins	£ 5 000	
Total des services de régulation	£ 28 000	
Tourisme et activités récréatives	£ 815 169	
Valeur de l'attractivité sociale estimée par l'augmentation de la valeur immobilière des maisons autour du parc		£ 7,8 millions ¹
Valeur éducative	£ 5 000	
Total des services culturels	£ 820 000	
Auto-épuration de certains polluants	£ 20 573	
Amélioration de l'habitat	£ 10 000	
Total des services de support	£ 31 000	
Total des bénéfices	£ 880 000	£7,8 millions¹ + £19 millions² = £ 27 million

n.m.= non monétarisé

1 L'ensemble des bénéfices (hors valeur immobilière) ont été calculé sur une durée de 40 ans, avec un taux d'actualisation de 3.5% sur les 30 premières années, et 3% au-delà.

2 L'augmentation de la valeur immobilière des maisons est estimée sur un cycle plus long de 100 ans.

3.5.2.30 Suppression de seuil et diversification sur la Leysse à Chambéry (Savoie)

Le projet de restauration s'inscrivait dans un **projet plus large de gestion du risque inondation** dont l'objectif était de faire transiter les crues en augmentant le gabarit hydraulique. Le volet **amélioration de l'hydrosystème** avait pour but d'améliorer la circulation des poissons par suppression d'un seuil, la diversification des écoulements, l'amélioration de l'attractivité pour la fraie de la truite, la diversification de la végétation rivulaire sur 900 m dans un contexte de contrainte forte (endiguement complet). **Un suivi post-travaux** (2007, 2009, 2012) a permis de compléter les données avant travaux disponibles. Depuis la fin des travaux en 2006, **le fond du lit de la Leysse a retrouvé une diversité grâce aux crues et aux sinuosités induites par les seuils de fond asymétriques et les banquettes alternées**. Ainsi, des successions de radiers-mouilles et quelques fosses ont été créées et ont favorisé le peuplement piscicole qui **tend à se rapprocher du peuplement de référence** (progression de la truite et de ses espèces d'accompagnement, le chabot, le vairon, la loche). Ainsi, le peuplement considéré comme altéré est à la limite de basculer dans la classe de bonne qualité. Pour ce qui est de macro-invertébrés, la richesse spécifique du peuplement reste stable, et les notes IBGN se maintiennent à un bon niveau (autour de 15). **En revanche, une nette progression de la proportion des éphéméroptères, Plécoptères et Trichoptères est observée** (le taux passe de 6 à 12% en amont, et entre 13 et 22% en aval) ainsi qu'une augmentation du groupe indicateur (CISALB, 2013).

3.5.2.31 Effet de la diversification des habitats sur les macro-invertébrés (résultats d'une méta-analyse)

Une comparaison des résultats de suivi de 24 projets de restauration du lit mineur a été réalisée par Miller et al en 2010 afin de comprendre les gains des travaux sur les communautés de macro-invertébrés. Les projets sélectionnés pour l'analyse concernaient des travaux de diversification du lit mineur, par ajout de blocs, ou de bois mort ou encore par modification de la géométrie du chenal. Les auteurs ont sélectionné les projets concernés soit par un suivi avant-après travaux avec station de contrôle externe, soit par un simple suivi avant-après travaux, soit par un simple suivi avec une station de contrôle externe. Seuls les résultats un an après travaux ont été utilisés. Ils n'ont également choisi que des résultats publiés dans des revues scientifiques avec comité de lecture. Les auteurs se sont intéressés à l'effet des travaux de restauration sur la densité et la richesse des macro-invertébrés. D'après leur échantillon de données, ils ont pu montrer une **augmentation statistiquement significative de la richesse en macro invertébré** un an après diversification des habitats. Cette augmentation de richesse s'est révélée plus importante pour les travaux avec ajout de bois mort dans le lit, comparé aux travaux avec ajout de blocs, du fait de leur plus forte capacité biogène et de diversification des écoulements. Par ailleurs, les travaux ont eu en moyenne un **rôle positif sur la densité** de macro-invertébrés, sans toutefois pouvoir le démontrer statistiquement du fait de la forte variabilité des résultats. Les résultats de l'étude permettent de donner quelques ordres de grandeurs de l'incidence de la restauration sur les macro-invertébrés : d'après l'échantillon analysé, 1 an après restauration, les gains sont en moyenne de 2.3 genre (+10%) et de 660 individus (+23%). Ces chiffres sont indicatifs et sont à prendre avec précaution du fait de la variabilité statistique. Les auteurs rappellent par exemple l'importance de divers facteurs pouvant influencer la variabilité de la réponse comme le taux de recolonisation (normalement rapide chez les macro-invertébré, il peut cependant être perturbé par les conditions abiotiques (pollutions, sécheresse...)), la connectivité avec des secteurs non dégradés, l'importance des dégradations. **D'une manière générale, les résultats de cette étude soutiennent l'hypothèse que la diversification des habitats tend à diversifier les communautés de macro-invertébrés et ainsi participe à l'augmentation de la biodiversité** (Miller et al., 2010).

3.5.2.32 Lien entre demande sociale en activités récréatives et restauration des habitats aquatiques : exemple d'une étude en Finlande

Une enquête auprès de résidents locaux et usagers d'une rivière en Finlande a été réalisée au printemps 2014 pour évaluer leur intérêt dans un projet de restauration (Polizzi et al., 2015). Les travaux visaient **l'amélioration des conditions d'habitats** pour les poissons et une **meilleure attractivité et accessibilité** du site pour les usagers de la rivière, locaux ou non. Environ **900 personnes** ont été informées de l'enquête via internet et des envois courriers. L'objectif du questionnaire était de recueillir des informations sur les usages actuels de la rivière et l'argent dépensé pour les activités récréatives (nourriture, logement, licence, location et extras), des avis concernant le projet, les intentions de visites supplémentaires suite aux travaux, le consentement à payer pour l'entretien du site en termes d'argent ou de volontariat. Malgré la période de faible activité touristique pendant laquelle l'enquête a été réalisée, **plus d'une centaine de réponses** ont été recueillies. Le profil majoritaire des répondants correspond à des résidents locaux (45%), des hommes (70%), entre 30 et 40 ans (34%) et entre 50 et 60 ans (22%), dans la vie active. Les activités les plus populaires sont des **activités récréatives gratuites** en plein air, suivies de la pêche. L'enquête révèle que 63% des sondés ont remarqué des changements suite aux travaux et que 85% d'entre eux ont **l'intention de fréquenter** plus souvent le site (voir figure ci-après).

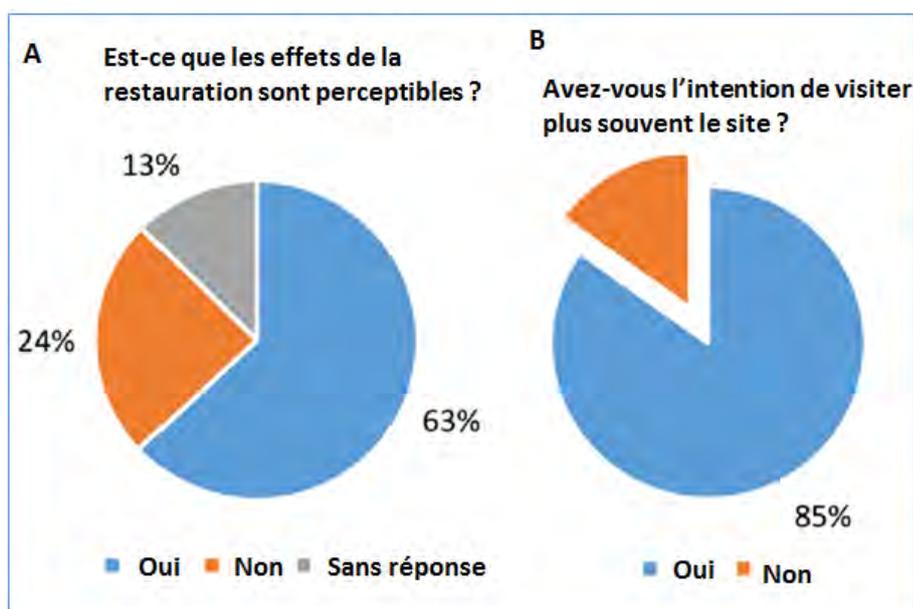


Figure 120 a/ Perception des enquêtés vis-à-vis des changements attendus par les travaux b/ intentions de visiter plus souvent le site après travaux (d'après Polizzi et al., 2015)

Les résultats indiquent aussi que près de la moitié **sont prêts à faire un don** annuel pour l'entretien du site, et 25% sous forme de bénévolat. Les pêcheurs sont aussi prêts à **payer plus cher leur licence** pour avoir des conditions de pêche meilleures. L'augmentation de la valeur des activités récréatives est estimée entre **40 et 144 €/personne/an**. Les résultats de cette étude montrent que les efforts entrepris pour restaurer le site et améliorer son accessibilité **valent la peine** d'être entrepris car les coûts du projet seraient **compensés en seulement 3 à 10 ans**. Ces résultats permettent de légitimer d'un point de vue social l'intérêt du projet. Ainsi, ce type d'étude apparaît comme un outil intéressant pour évaluer les services rendus par les rivières d'un point de vue économique et social, mais aussi pour aider les gestionnaires locaux dans leurs politiques de restauration (Polizzi et al., 2015).

3.5.2.33 Restauration des îlons du Rhône : bénéfiques écologiques et socio-économiques

Le programme de restauration hydraulique et écologique du Rhône, lancé en 1998, comportait un volet sur l'augmentation des débits réservés dans les tronçons court-circuités de plusieurs barrages (présenté au sous-chapitre 0), mais aussi un programme de **restauration de nombreuses îlons**. L'objectif global de ce vaste programme de restauration n'était pas de rendre une dynamique plus naturelle au fleuve, ni de restaurer un état antérieur aux aménagements hydroélectriques, mais de redonner au fleuve un **aspect plus courant** et d'améliorer la **diversité des habitats physiques** de la plaine alluviale aménagée, à l'échelle des îlons et des vieux-Rhône. Il s'agissait davantage de **restaurer les formes en eau** plutôt que les processus sédimentaires même si les travaux effectués peuvent les influencer (RhônEco, 2014). **Entre 1999 et 2013, 27 îlons** ont été réhabilités sur 8 secteurs. Les travaux ont consisté à **creuser** les bras et les **reconnecter** au chenal soit complètement (amont et aval) soit partiellement (aval), dans le but d'augmenter les capacités d'accueil pour la faune et la flore, de créer des abris lors des crues, et pour certaines de reconnecter les îlons avec la nappe alluviale. Le choix des techniques de restauration de chaque îlon dépendait de l'objectif global de diversification de la plaine alluviale, des objectifs définis au niveau local, et de l'état initial du site, certaines étant quasiment atterries. En outre, 16 d'entre-elles ont aussi bénéficié de **l'augmentation des débits réservés** dans les tronçons court-circuités (RhônEco, 2014).

→ Suivi écologique

Un suivi de l'évolution morpho-dynamique et biologique (macroinvertébrés, macrophytes et poissons) a été entrepris sur la majorité d'entre-elles. D'une manière générale, les travaux ont permis un **rajeunissement** des formes sans modifier le fonctionnement hydro-sédimentaire initial. En effet, la granulométrie des fonds reste dans la plupart des cas proche de la situation avant travaux, sauf sur 3 bras où il a été observé des changements significatifs : les travaux ont favorisé des écoulements permanents empêchant le dépôt de fines, ou au contraire ils ont favorisé la capacité de piégeage des sédiments fins. Ces données de suivi ont permis de **distinguer 4 types de îlons** en fonction de la composition des sédiments : lit majoritairement graveleux, lit sablo-limoneux, lit limono-sableux, lit majoritairement limoneux. Concernant le suivi biologique, les résultats ont montré que la diversité des communautés de macroinvertébrés reflétait la **diversité des types sédimentaires** de îlons restaurés, allant des milieux fortement déconnectés, très lenticques aux bras secondaires courants. La reconnexion avec le Rhône a permis l'augmentation d'espèces d'eaux courantes dans les secteurs à forte connectivité et l'augmentation du nombre de taxons plus lénitophiles⁵¹ et/ou phytophiles⁵² dans les secteurs à moindre connectivité. Le résultat général est une **augmentation de la diversité** de communautés de macro-invertébrés à **l'échelle de la plaine alluviale (voir figure ci-après)** (RhônEco, 2014).

⁵¹ Espèces d'eaux calmes

⁵² Espèces qui pondent dans les végétaux immergés

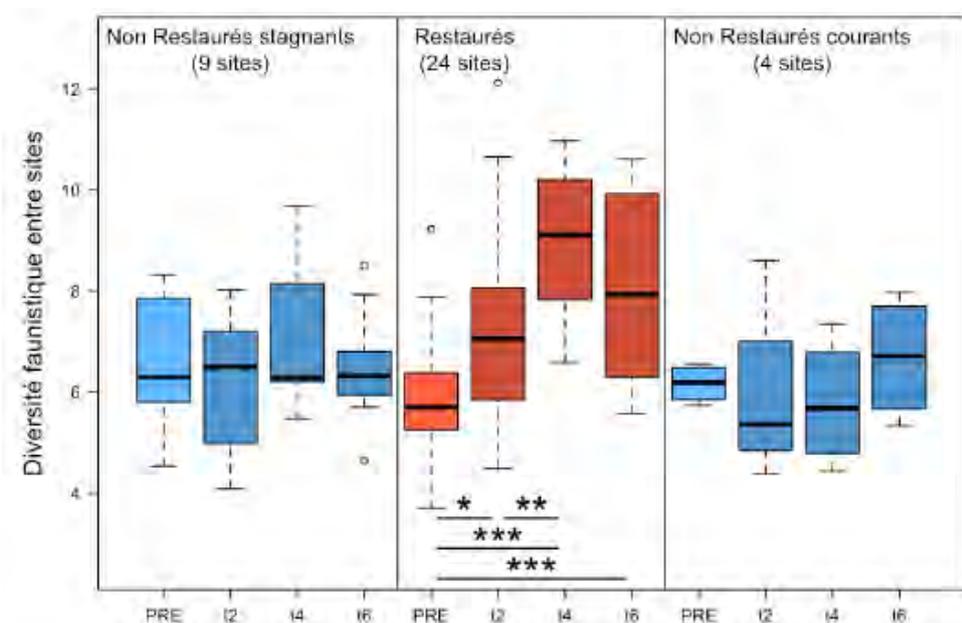


Figure 121 Évolution de la diversité faunistique de macroinvertébrés sur des îlots du secteur de Belley et Brégnier-Cordon réunis (PRE : pré-restauration ; t2, t4 et t6 correspondent à 2, 4 et 6 ans après restauration) - La diversité des communautés reste stable dans les sites témoins non restaurés, elle augmente de façon significative dans les sites restaurés (significativité : * : p0.05 ; ** : p0.01 ; *** : p0.001 (RhônEco, 2014)

Ces données ont également permis aux chercheurs **d'améliorer les modèles de prédictions** de l'évolution de ces milieux après restauration. Ils ont en effet pu relier des **descripteurs de connectivité hydraulique** en crue (fréquence des débordements, forces hydrauliques dans le bras) avec les compositions des peuplements de macro-invertébrés. Ces modèles de prédiction seront précieux pour mieux guider les futurs programmes de restauration des îlots en termes de définition des objectifs et formulation des effets attendus des travaux (RhônEco, 2014).

→ Effets sur la réappropriation du fleuve sur le Haut-Rhône

Sur le seul secteur du Haut-Rhône, 23 îlots ont été restaurés entre 2003 et 2006, concentrés autour de trois aménagements hydroélectriques : d'amont en aval, Chautagne, Belley, et Brégnier-Cordon. Sur ce secteur, en plus de la restauration écologique, le projet d'aménagement visait la **réappropriation du fleuve** par les habitants en améliorant son attractivité. 15% du budget total était en effet consacré à cet axe de travail, soit 3.3 millions d'euros investis sur 2003-2008 (Jolly, 2015).

De **nombreuses actions de sensibilisation** attestent de cette volonté d'appropriation, comme la diffusion d'un **bulletin d'information** « Ô Rhône », l'ouverture du **Musée** Escale du Haut-Rhône à Brégnier-Cordon en 2007 qui accueille une exposition permanente sur « le fleuve, sa vie, ses hommes ». Ce musée a accueilli 1900 visiteurs la première année et a depuis doublé ses visites. De nombreux **sentiers de découvertes** existent et sont très fréquentés d'après le syndicat du Haut-Rhône, dont le sentier de l'île d'En Île ouvert en 2009 et qui parcourt 4.6km. Une **réserve naturelle nationale** a été créée en 2013 sur le secteur de Brégnier-Cordon (Jolly, 2015).

La communauté de **pêcheurs** interrogée lors d'une enquête menée par l'Agence de l'eau en 2015 semble très satisfaite des travaux de restauration (Jolly, 2015). L'AAPPMA⁵³ du Furans qui couvre le secteur de Chautagne et de Belley a vu son **nombre d'adhérents augmenter significativement** (+17%) entre 2003 et 2007 (voir figure ci-après). Ces travaux ont créé l'opportunité pour trois AAPPMA présentes sur l'ensemble des secteurs restaurés de se regrouper en une seule AAPPMA en 2009 (Mas Bugey). Depuis cette unification, il a été constaté une augmentation de 25% des ventes de cartes de pêche. Cette augmentation s'explique surtout par l'augmentation des cartes de pêches journalières, et atteste ainsi de l'intérêt des **touristes et pêcheurs occasionnels**. En effet, de 37 cartes journalières vendues en 2003 sur l'AAPPMA du Furans, ils sont passés à 254 cartes journalières vendues sur l'AAPPMA du Mas de Bugey en 2011 (Jolly, 2015).

⁵³ AAPPMA : Associations Agréées de Pêche et de Protection des Milieux Aquatiques

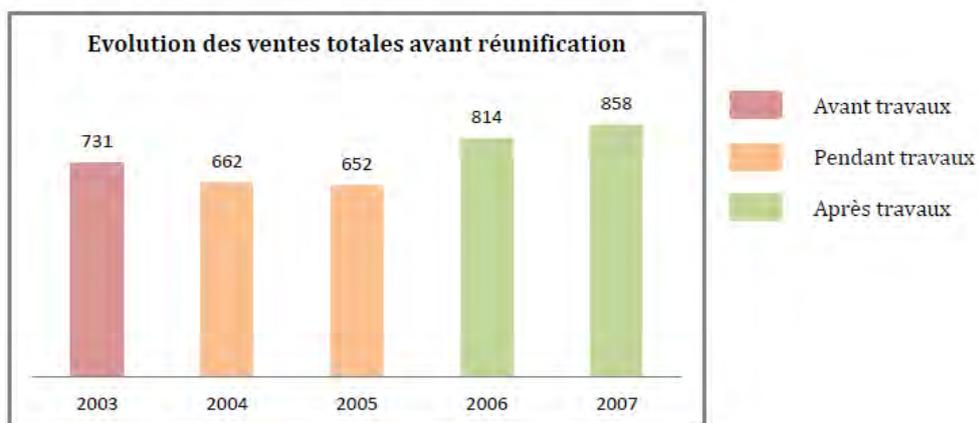


Figure 122 Évolution des ventes totales de cartes de pêche sur l'AAPPMA du Furans (Jolly, 2015)

L'activité **canoë-kayak** a également bénéficié des travaux de restauration en gagnant du domaine navigable. L'ouverture de la réserve naturelle nationale à la randonnée aquatique a permis d'enrichir considérablement l'offre de cette activité autour des aspects naturalistes. Des **visites guidées « musée et canoë »** sont également proposées par le Musée de l'Escale du Haut-Rhône dans une volonté de mettre en valeur le fleuve d'une manière ludique et sportive. Les **loueurs de canoë** interrogés sur les trois sites restaurés lors de l'étude faite par l'Agence de l'eau RMC en 2015, indiquaient un total de 4800 pratiquants (Jolly, 2015). Une estimation en 2009 et 2010 indiquait une fréquentation de 2500 pratiquants environ (Micoud et al., 2011).

La découverte des paysages fluviaux renaturés du Haut-Rhône connaît aussi un **regain d'intérêt** grandissant auprès des habitants et touristes de passage en recherche de tranquillité et de paysages naturels. La **viaRhôna**, projet d'envergure le long du Rhône connaît une fréquentation de plus en plus importante. Sur la commune de Champagneux, à côté de Brégnier-Cordon sur le Haut-Rhône, la borne de comptage de vélo enregistrait en 2005, 5000 passages, puis 25 000 en 2006 et 45 000 en 2009. Aujourd'hui, les tronçons de voie cyclable du Haut-Rhône connaissent toujours une **très forte affluence** (Micoud et al., 2011).

3.5.3 Discussion sur les incertitudes, sur les trajectoires écologiques suite aux opérations de restauration, dans le cadre d'un contexte multi-pressions

Une analyse bibliographique des effets de la restauration sur les paramètres biologiques a été réalisée dans le cadre du projet européen REFORM, à partir d'articles et revues bibliographiques scientifiques sur le sujet, ainsi qu'à partir de retours d'expérience de projets à l'échelle internationale. A noter que les conclusions de cette analyse ne concernent que le compartiment biologique, et n'incluent donc pas les autres effets (qualité de l'eau par exemple). Les principales conclusions formulées sont les suivantes (Ayres et al., 2014) :

- Très peu de projets ont été ou sont suivis. S'ils le sont, les protocoles de suivi de type BACI⁵⁴ qui permettent de séparer les effets de la restauration des effets dus à la variabilité naturelle, sont très peu utilisés. De plus, la durée des suivis (3 à 5 ans) ne permet pas de mesurer les effets à long terme et la durabilité des projets de restauration.
- Des études montrent des effets bénéfiques évidents sur certains paramètres biologiques, et d'autres montrent au contraire des effets contrastés, voire très faibles. Les raisons évoquées pour expliquer ces faibles effets sont liées aux pressions provenant de l'amont des tronçons restaurés, notamment le manque de végétation autour des cours d'eau, les sources de pollutions diffuses, l'imperméabilisation, les altérations du régime hydrologique... Le rapport souligne d'ailleurs le manque d'éléments quantifiés sur les impacts liés aux contextes multi pressions.
- Par ailleurs, le rapport souligne aussi que les effets des travaux de restauration semblent davantage bénéficier aux espèces terrestres qu'aux espèces aquatiques.
- Ils notent aussi que les effets des pressions du bassin versant devraient davantage être pris en considération dans la calibration des projets.

Les deux exemples ci-après illustrent quelques-unes des limites formulées quant aux incertitudes sur les bénéfices de la restauration.

Cas de la Veyle (Ain, 01) :

Plusieurs tronçons ont été aménagés dans le bassin versant de la Veyle pour diversifier les habitats au sein du lit mineur. L'ambition des travaux concernait principalement la population piscicole. Les conclusions générales du suivi de ces travaux sur les divers sites restaurés ont montré une amélioration de l'habitat, en particulier pour les classes de vitesses et le substrat (Hérodet, 2011). En revanche, l'attractivité des sites n'a pas beaucoup évolué en raison du manque de caches et de zones profondes. Sur le plan piscicole, malgré des tendances à l'amélioration et aucune dégradation (ce qui n'est pas le cas sur des secteurs non restaurés de la Veyle), les résultats sont globalement nuancés, et les réussites mises en évidence sont soit ponctuelles, soit partielles, soit faibles. Ces résultats modestes sont expliqués par de nombreux facteurs limitants (la quasi disparition de certaines espèces (lamproie, écrevisse, lote, toxostome), la qualité de l'eau globale (colmatage des fonds, crues boueuses, développements algaux), la pollution thermique impactant beaucoup d'espèces d'eaux vives ciblées par les travaux, les rejets ponctuels, les effets des moulins avec le réchauffement, le cloisonnement des peuplements piscicoles, les éclusées et marnages), ainsi que quelques problèmes de conception sur certains sites. Il est souligné que le contrat de rivière engagé sur ce bassin versant est un levier important pour agir à différents niveaux du bassin versant. A noter toutefois, que le niveau d'ambition des travaux couplé avec l'ensemble des facteurs limitants cités plus haut, expliquent la faible amélioration sur le plan piscicole. En effet, le seul site qui a fait l'objet de travaux plus ambitieux (reméandrage en amont du moulin du Geai sur la petite Veyle) est le seul site avec une nette progression de la population piscicole (biomasse de poissons spécifiques au niveau typologique de la Veyle en nette progression) (Eaux Continentales, 2012).

Cas du Nant de Sion (Haute-Savoie, 74) :

Le Nant de Sion, petit cours d'eau, affluent rive gauche de l'Arve, a fait l'objet de travaux de restauration en 2008. Un suivi a permis de voir l'évolution du milieu et des paramètres biologiques sur 3 années post restauration, jusqu'en 2012 (Chasserieau, 2013). Les travaux ont consisté à diversifier les habitats dans le lit mineur (banquettes, épis, troncs), à améliorer la connectivité avec le lit majeur en remodelant les berges, et à améliorer l'alternance de faciès d'écoulements mouilles/radiers dans la perspective d'améliorer les conditions

⁵⁴ BACI (Before After Control Impact) : principe de suivi basé des analyses avant et après restauration sur le site restauré et sur une station témoin en dehors de la zone restaurée.

de fraie de l'ombre commun réputé se reproduire dans cet affluent. Les résultats du suivi ont montré une nette amélioration puis stabilisation de l'habitabilité (substrats, faciès). En revanche les résultats du suivi biologique n'ont pas montré une nette évolution positive. Les populations de macro-invertébrés sont largement dominées par des espèces saprophiles attestant d'une mauvaise qualité de l'eau chargée en matières organiques. La population piscicole montre une grande variabilité temporelle et structurelle qui ne permet pas de faire le lien direct avec les travaux de restauration. De nombreuses espèces limnophiles sont présentes (perches, perche soleil, tanche, brochet, poisson chat) et ne sont pourtant pas caractéristiques du niveau typologique attendu pour ce cours d'eau (transition entre zone à truite et zone à ombre en principe). La grande variabilité observée du nombre de géniteurs d'ombre commun suite aux travaux n'a pas permis de faire le lien direct le programme de restauration. Les effets de l'amélioration de l'habitabilité du Nant de Sion semblent masqués par de nombreux autres facteurs qui influencent fortement les paramètres biologiques mesurés. Ainsi la qualité de l'eau semble être le principal facteur limitant les populations de macro-invertébrés ; les fluctuations du débit et de la température sont des variables importantes pour la remontée et la fraie de l'ombre commun ; ces paramètres influent aussi fortement sur la stabilité du peuplement piscicole ; la position du tronçon restauré à l'aval du ruisseau au niveau de la confluence avec l'Arve ainsi que les nombreuses connexions avec des étangs expliquent la prolifération d'espèces qui ne devraient pas se retrouver dans ce type de cours d'eau . **Ainsi le contexte multi-pressions et les caractéristiques propres au site** (aval d'un affluent) sont à l'origine du peu de résultats observés sur la biologie suite aux travaux de restauration.

Le constat du projet REFORM sur les incertitudes quant aux bénéfices des travaux de restauration sur la biologie est **en apparence** plutôt mitigé. Cependant plusieurs **perspectives intéressantes** sont soulignées dans le rapport (Ayres et al., 2014) :

- Il y a nécessité à améliorer les pratiques de restauration pour les rendre plus efficaces vis-à-vis des objectifs fixés.
- Les incertitudes sur les effets de la restauration sont perçues souvent comme négatives et non désirées parmi les porteurs de projets. Or, ne faudrait-il pas mieux accepter que la restauration écologique soit une pratique basée sur des liens complexes et pas toujours facile à prévoir, et reconnaître ses limites pour mieux les appréhender et améliorer les pratiques ?
- Reconnaître que le contexte multi-pressions à plus large échelle que le projet de restauration⁵⁵ et certaines conditions propres au site restauré ou à la gouvernance du projet⁵⁶ peuvent entraîner un retard voire des contradictions dans la réponse attendue des organismes biologiques.
- Réaliser un diagnostic complet pour trouver les bons leviers.
- Le régime des débits et le temps d'adaptation suite aux travaux doivent particulièrement être reconnus comme des facteurs qui interviennent dans les incertitudes sur les effets attendus. Par exemple, un projet de restauration morphologique qui ne permet pas d'augmenter la fréquence des débordements au niveau du site sera moins ambitieux et moins efficace pour restaurer les processus hydromorphologiques, car ce sont les petites crues justes débordantes qui permettent de réactiver les processus dynamiques favorables à la diversification des milieux et de la vie biologique.
- S'interroger sur les pratiques de suivi des opérations de restauration et les améliorer pour pouvoir mieux exploiter les résultats.
- Reconnaître qu'il faut travailler à l'échelle du bassin versant sur plusieurs leviers complémentaires pour voir un effet probant sur la vie aquatique.

Un autre rapport du projet REFORM souligne aussi l'importance des facteurs limitants comme la **quantité d'espèces disponibles** pour la recolonisation, la présence de barrières à la recolonisation, mais aussi la qualité des microhabitats restaurés en particulier pour les macroinvertébrés (Kail et al., 2014).

Il est important de souligner que ce constat ne remet pas en cause tous les effets bénéfiques qui ont été constatés sur de nombreux projets, ni l'intérêt même de la restauration hydromorphologique pour améliorer l'état des cours d'eau. Cette dernière est toujours reconnue comme un **levier important dans l'atteinte des objectifs du bon état**. Le constat à partir de la bibliographie souligne que de nombreux retours d'expérience de

⁵⁵ Occupation du sol, pollutions diffuse ou ponctuelles, altération hydrologique...

⁵⁶ Manque de connectivité avec des sources de colonisation des macro-invertébrés ou de poissons, faible dynamique hydromorphologique, relations trophiques entre espèces de type compétition/prédation, espèces invasives, ambition du projet, compromis avec les parties prenantes...

projets n'ont pas les résultats escomptés, et que cela doit **amener à se poser des questions sur l'amélioration des pratiques et la stratégie à adopter** pour que les projets soient les plus bénéfiques et en adéquation avec les attentes (par exemple, trouver des synergies entre plusieurs pratiques de gestion à l'échelle du bassin versant pour voir des résultats bénéfiques sur la biologie).

3.6 ENSEIGNEMENTS ET PRECONISATIONS POUR LA CONDUITE DE PROJETS DU POINT DE VUE DES SCIENCES SOCIALES

3.6.1 Préambule

Ce chapitre a pour objectif de dresser les leviers d'actions pour conduire des projets de restauration, à partir d'enseignements tirés de retours d'expériences, et à partir des résultats de projets de recherches en sciences sociales. Il existe en effet de fortes attentes des acteurs locaux pour comprendre comment faire émerger, porter sur la durée des projets et communiquer dans ce domaine en sachant qu'il existe des rapports de forces entre parties prenantes, des oppositions et des conflits potentiels. L'intérêt des sciences humaines et sociales est d'apporter des grilles de lecture pour analyser les situations de gestion de projet afin de prendre conscience des mécanismes des jeux d'acteurs et des ressorts de l'action.

3.6.2 Deux forces en tension : système institué et système instituant

L'ouvrage de Narcy (2013), « regards des sciences sociales sur la mise en œuvre des politiques de l'eau » apporte les éclairages de quelques **travaux en sciences sociales** conduits en France et appliqués à la politique de l'eau. Un des axes de l'ouvrage est d'expliquer quelques éléments de connaissances en sociologie sur les ressorts de l'action collective, des **jeux d'acteurs** et des **conflits**, et les **ressorts pour mener le changement** dans un **cadre collectif**. En effet, porter une **politique de restauration**, par exemple, s'apparente à instituer une dynamique de changement sur un territoire, et dans un contexte multi-acteurs. Ces actions s'inscrivent dans un **échiquier stratégique** où les acteurs ont des intérêts, des représentations, des discours nombreux et bien souvent opposés, qui peuvent aboutir à des conflits.

Un des **enseignements** de cet ouvrage est de **distinguer**, selon le sociologue Lourau (1970), deux composantes dans l'analyse des ressorts du changement :

(1) le « **système institué** » qui correspond au **cadre social en place**, dans lequel les acteurs évoluent au moment du projet. Ce cadre est régi par des règles, une structure, des ressorts, une inertie qui échappent souvent à la conscience des acteurs mais qui constituent des contraintes, des forces, qui peuvent être à l'origine de résistances face au changement. Ce cadre est un héritage d'une construction sociale passée et qui est toujours à l'œuvre dans le présent.

(2) le « **système instituant** », qui correspond aux acteurs **porteurs d'intentions**, de projets et donc de **changement**. C'est le système qui met en tension l'autre système, qui le remet en cause, et cherche à le faire participer, ou adhérer au projet.

Quelques mécanismes régissant le monde institué :

Les **relations de pouvoir**, les rapports de force confèrent **une stabilité et une inertie** au système institué. Dans le cadre de relations stratégiques entre acteurs, on peut distinguer des formes de pouvoirs qui relèvent par exemple de l'expertise, la détention d'information, la connaissance de règles, la connaissance du réseau d'acteurs. Comprendre ces relations de pouvoir peut permettre aux acteurs de mieux se positionner les uns par rapport aux autres.

Les **jeux d'acteurs** peuvent être considérés comme un plateau de jeu, où chaque joueur joue sa partie avec comme hypothèse que ses objectifs et contraintes de jeux sont régis par des raisons rationnelles, malgré l'incohérence de certains discours et propos des acteurs tenus entre eux. Il peut s'agir de comprendre ce qui intéresse l'acteur, ce qui lui fait peur, les leviers qui peuvent baisser ses craintes, la cohérence de sa participation par rapport au reste de ses activités.

Le **passé, l'histoire** (évolutions économiques, sociologiques, politiques...) est un élément important pour comprendre la dynamique du système institué, au travers de la lecture des **représentations**, voire des mondes dans lesquels s'inscrivent chaque acteur, des rapports de forces qui existent dans le présent, dus par exemple à des difficultés de communication entre les différents mondes. Boltanski et Thévennot ont mis en évidence 6 « **mondes** » **théoriques** à partir de leur observation de la société française (le monde industriel, marchand, civique, d'opinion, domestique et inspiré) avec divers degrés de compatibilités. Chaque personne pouvant bien sûr se rattacher à un ou plusieurs mondes, et ne révéler que quelques aspects d'un monde lors des rencontres entre acteurs sur un projet. La compréhension de l'argumentation de chaque acteur dans ces mondes permet d'anticiper les controverses, les sujets de discordes et les possibilités de compromis.



A NOTER

Comme vu ci-avant, les rapports de forces et conflits sont des facteurs d'inertie et de stabilité du système en place. Toutefois, dans certains cas, ils peuvent être au contraire un **facteur de changement**. En effet, au cours de l'histoire, les conflits ont participé à l'évolution de la société (révolutions, luttes de classe, revendications sociales). Selon Sabatier et al (1993), les politiques publiques évoluent le plus souvent de façon lente et incrémentale, et les conflits induisent du changement si leur **intensité est de niveau intermédiaire** : ni trop important, au risque d'un repli sur soi et d'un raidissement des parties qui conduiraient au statut quo ; ni trop faible, au risque d'une mobilisation insuffisante qui conduirait aussi au statut quo.

Pour Torre (2012), le conflit d'usage est une **composante déterminante** dans les processus d'aménagement du territoire, de développement régional ou de gouvernance territoriale. Il constitue « une forme de **résistance** et d'**expression** des oppositions à des décisions qui laissent insatisfaite une partie de la population locale » (Darly & Torre, 2008). Il est le témoin d'une demande de démocratie locale, et permet de réintégrer des parties prenantes oubliées ou lésées dans une phase antérieure d'élaboration d'un projet (Torre, 2012).

Pour Narcy (2013), « prendre conscience de **l'importance de ces dynamiques conflictuelles** dans la construction et l'évolution des politiques publiques en général, et de celles de l'eau en particulier, devrait permettre à ceux qui les portent non seulement de **mieux vivre les conflits** dans lesquels ils sont parfois pris en saisissant mieux les causes profondes qui les expliquent, mais aussi de **s'assumer** plus facilement, le cas échéant, en tant que partie prenante de ces conflits ».



Quelques mécanismes régissant le système instituant :

Narcy (2013) met en évidence **deux façons de porter le changement** quel que soit le type de projet :

(1) La première assez répandue consiste à proposer une solution technique déjà éprouvée par ailleurs. Le porteur de projet s'inspire donc de ce qui a déjà marché, et communique par exemple sur des **opérations vitrines**. Les sociologues parlent de modèle de **diffusion de l'information**. Ce type de modèle fonctionne bien dans des contextes où les acteurs sont assez favorables, où les projets ne suscitent pas trop de conflit.

(2) Une autre façon de porter le changement est de travailler en réseau d'acteurs sur une problématique à résoudre ensemble : on parle de travail en **réseau d'acteurs sociotechniques**. Un courant de la sociologie de l'innovation défend l'importance du **processus d'intéressement** des acteurs **dès la conception** du projet, de manière itérative grâce à une perpétuelle interaction entre acteurs. Callon (1986) a montré l'importance de différentes **étapes essentielles** dans le travail en réseau d'acteurs, dans un modèle qu'il a appelé le **modèle de traduction** :

- la **problématisation** : cette phase est **cruciale** pour rassembler des acteurs autour d'un projet, il s'agit de formuler une question susceptible de produire de la **convergence** des acteurs autour d'intérêts et d'objectifs communs. Par exemple, dans le cas d'un projet d'effacement d'un seuil, le problème devrait être posé sous un angle plus global (l'ensemble des enjeux y afférents) mais pas seulement sous l'angle de la continuité écologique qui ne parle pas à tout le monde. Cela doit

déboucher sur la définition de « **points de passage obligés** » reconnus comme légitimes et partagés pour créer de la convergence (visites de terrain, réunions de concertation, comité de pilotage, diagnostics techniques multithématiques, des mesures de qualité de l'eau...).

- **l'intéressement** : faire en sorte que chacun s'intéresse au projet et accepte d'y jouer un rôle. Cela passe par des processus de négociation, les jeux d'acteurs, l'apprentissage collectif, les études, les dispositifs contractuels, les opérations pilotes...,
- **l'enrôlement** : c'est le moment où chaque acteur a accepté d'endosser son rôle (mission, tâche précise...) ceci afin de garantir l'implication sur le long terme des acteurs,
- la **désignation des porte-paroles** : c'est la reconnaissance des porte-paroles des acteurs et du porteur de projet afin de les rendre légitime pour parler au nom de leur groupe

Le processus de traduction dans un réseau d'acteurs est à l'origine de **controverses** dues à différentes façons de traduire une même problématique (en référence aux différents « mondes » cités plus haut). Mais ces controverses peuvent être vues comme une façon d'enrichir le processus de **démocratie**, en confrontant les différents savoirs de tous les acteurs. Un moyen de **dépasser** les controverses est de voir la confrontation au sein de collectifs de concertation comme un moyen **d'apprentissage collectif**, d'enrichissement mutuel, permettant de favoriser l'émergence d'objectifs communs. C'est par exemple l'ambition des Commissions Locales de l'Eau qui rassemblent des acteurs techniques, socio-économiques, et de la société civile pour planifier la politique de l'eau au niveau local.

Narcy (2013) met aussi en évidence les apports de la **théorie des régimes d'engagement** de (Thévenot, 2006). Cette théorie met en évidence 3 types de raisons pour lesquelles les personnes s'engagent et comment elles arrivent à s'accorder pour avancer dans un projet. Thévenot a décrit trois régimes d'engagement. Il a été montré que ces trois formes d'engagement co-existent dans les politiques publiques (Richard-Ferroudji, 2008).

- L'engagement public de la **justification** : on justifie les actions par rapport à ce qui est juste pour nous. C'est l'engagement qui renvoie au **sens** d'un projet. Mais ceci est dépendant des mondes auxquels on appartient. Ce mode d'engagement est confronté aux **controverses** entre acteurs. L'enjeu est d'arriver à **débattre des justifications** de chaque monde, et pour cela il est important d'apporter certes des arguments techniques, économiques, scientifiques (mondes industriel, civique et marchand), mais également des arguments dans le domaine du sensible et des perceptions (mondes domestique, inspiré ou de l'opinion).
- L'engagement en **mode plan** : ce mode d'engagement se manifeste par exemple quand il s'agit de planifier un projet par rapport à des objectifs fixés. Les personnes qui travaillent dans ce mode ne cherchent pas à justifier l'action mais cherchent à la mener à bien. Souvent les acteurs arrivent à travailler ensemble en choisissant des objectifs communs à partir desquels ils vont travailler. Ce mode d'engagement peut être vu comme l'aboutissement des discussions qui ont pu être faites dans le registre de la justification (ci-avant). L'enjeu est de discuter et de dépasser les controverses de justifications pour trouver des **objectifs communs**. Le risque de travailler directement dans ce registre sans passer par le mode justification est de créer un manque de sens et donc de démotivation, de désengagement, de frustrations des acteurs.
- L'engagement **dans le proche** : les personnes s'engagent pour préserver leur bien-être, leur « aise », dans la sphère la plus familière, la plus intime de leur existence. Ce mode d'engagement renvoie aux éléments familiers, à l'environnement proche de l'individu, à son cadre de vie et donc parfois à ses attachements. Cette forme d'engagement peut ne pas être facilement mise en mot surtout dans le cadre de projets techniques, car il relève de l'intime. Toutefois, il est important de repérer ce mode d'engagement des acteurs et de le comprendre, car il peut être à l'origine de revendications importantes de la société civile, et il peut aussi se révéler être un atout pour toucher et impliquer des personnes dans un projet. Par exemple, l'organisation de discussions sur le terrain au plus proche de la rivière est un processus de familiarisation qui renvoie à l'engagement dans le proche et peut renforcer l'engagement des acteurs et les rapprocher. De même, un élu qui avoue en aparté être attaché à la rivière de son enfance montre cette forme d'engagement dans le proche.



A NOTER

Narcy (2013) appuie sur le fait que n'étudier qu'un seul des deux systèmes (institué ou instituant) conduit à n'avoir qu'une représentation partielle de la problématique du projet. Selon lui, il est donc **important de s'intéresser** aux mécanismes qui régissent les **deux types de systèmes en tension**. En effet, il est nécessaire de comprendre ce qui **structure un projet en amont**, c'est-à-dire les jeux d'acteurs (les intérêts établis en jeu, les rapports de force et de pouvoirs, les trajectoires de long terme...). Mais, il est aussi nécessaire d'analyser **ce qui est susceptible de reconfigurer le jeu d'acteurs** (les processus d'interactions entre acteurs pouvant produire de l'apprentissage collectif, une redéfinition des intérêts en jeu...) et qui peut déboucher sur l'émergence du projet par les acteurs eux-mêmes.



EN PRATIQUE

L'intérêt des analyses sociologiques citées ci-avant est de montrer comment fonctionnent les jeux d'acteurs et les mécanismes du changement, pour **inviter les acteurs à prendre conscience** des ressorts des différents systèmes en tension (institué/instituant), à **réfléchir sur sa propre action**, sur les processus qu'il peut utiliser **pour faire avancer** une politique ou un projet. Ainsi, cela peut permettre aux acteurs de poser des questions du type : quelle est la nature des controverses que suscite le projet ? Quels sont les acteurs à impliquer dans le projet ? Quel pourrait être leur rôle ? Est-ce que les procédures utilisées permettent de construire un réseau d'acteurs ? Sont-elles propices à susciter l'engagement dans l'action, en termes de justification, d'organisation planifiée de l'action ou de familiarisation ?

Il s'agit **d'outils de lecture** qui expliquent certains aspects du fonctionnement des organisations, et peuvent être mobilisés dans les analyses stratégiques et pour aider les acteurs à porter des projets, lors de négociations ou de processus de co-construction.

3.6.3 Les démarches concertées

La concertation multi-acteurs est une pratique courante dans le domaine de la gestion intégrée de l'eau et des milieux aquatiques (Buchecker et al., 2013 ; Margerum, 2008). En effet, le nombre important d'acteurs concernés par les questions d'eau implique de la collaboration pour aboutir à une vision partagée, s'entendre sur des objectifs et des projets. C'est par exemple le cas dans le domaine de la planification de la gestion de l'eau dans des procédures telles que les SAGE. En outre, la participation des parties prenantes et du public est demandée explicitement par la Directive Cadre sur l'Eau (article 14), et dans d'autres Directives européennes, comme celle sur les inondations (article 10). Dans le cadre d'un projet financé par la Commission européenne, le guide intitulé « Apprendre ensemble pour gérer ensemble – améliorer la participation à la gestion de l'eau » (Ridder et al., 2005), réalisé pour favoriser la mise en œuvre de cette prescription de la DCE, atteste de cette volonté d'intégrer de plus en plus de participation du public pour améliorer la gestion de projet autour de l'eau.



A NOTER

De Coninck (2015) souligne que cette tendance à la participation en matière de politique publique est relativement ancienne mais ne s'est véritablement institutionnalisée en France qu'à partir des années 80, notamment pour répondre aux préoccupations des citoyens face à des projets d'aménagements et de leurs incidences sur l'environnement. Depuis cette époque, il a été mis en place en premier **l'enquête publique**. Toutefois, on lui reproche de ne pas être assez mobilisatrice des citoyens et d'intervenir trop en aval des délibérations administratives (juste avant que les travaux se fassent). Il a ensuite été institutionnalisé le **débat public** pour des projets d'aménagements importants. Ces derniers sont plus mobilisateurs et interviennent plus en amont. Toutefois, ils ne concernent que quelques gros projets par an, ils traitent de sujets parfois trop peu concrets (grandes orientations, mais pas des solutions techniques concrètes), ainsi les débats peuvent passer à côté des véritables préoccupations des participants (pollutions, nuisances...). Au final, le débat public en France, via ces démarches institutionnelles, est finalement **peu mobilisateur**, que ce soit du fait de la faible participation aux enquêtes publiques que du nombre trop faible de débats publics. De plus, sont notées des limites à ces procédures en matière de résolution de conflits et de légitimation des projets. Ainsi, en parallèle, se sont développées de **nouvelles approches de participation** pour pallier les limites des démarches plus officielles, et pour répondre à un besoin de débat à l'échelle de projets plus concrets et plus modestes.

Ce sous-chapitre s'articule en deux volets. Le premier aborde les différentes pratiques en matière de concertation, des plus impliquantes aux formes les moins participatives, et montre les avantages et limites de plusieurs modèles de démarches concertées. Le deuxième volet montre des résultats de recherche basés sur des retours d'expériences montrant l'intérêt et les limites d'approches plus participatives et collaboratives.

3.6.3.1 Les deux principaux modèles archétypaux de démarches concertées : avantages et limites selon Narcy (2013)

L'ouvrage de Narcy (2013) montre qu'il existe une **pluralité de pratiques** en matière de concertation, des démarches les plus coopératives et impliquantes aux formes les moins engageantes (information, consultation). Cette diversité de pratique révèle donc une certaine **ambiguïté du terme de concertation**. L'ambiguïté vient du fait que le mot concertation est parfois employé pour désigner **l'ensemble des processus** (négociation, concertation, consultation), ou bien pour désigner **une forme particulière** qui pourrait être envisagée comme la plus coopérative.



DEBATS

Certains spécialistes pensent qu'il faut définir et encadrer la pratique de la concertation. D'autres pensent au contraire qu'il faut laisser une liberté d'interprétation du terme concertation pour permettre une plus grande créativité et éviter de privilégier une interprétation particulière au détriment d'une autre.

Dans son ouvrage Narcy fait le choix d'utiliser le terme **démarche concertée** pour parler de l'ensemble des pratiques possibles en matière de concertation (négociation, concertation, consultation). Il présente **deux modèles archétypaux** de démarches concertées, selon Mermet et al. (2004): la démarche de **co-construction** par les acteurs selon le modèle « **concerter, analyser, choisir** », et la démarche de négociation selon le modèle « **proposer, écouter, requalifier** ». Il montre aussi en quoi elles diffèrent du modèle « décider, annoncer, défendre » qui fait référence à un mode de décision descendant.

→ Le modèle « concerter, analyser, choisir »

Ce modèle est rattaché au mode de gouvernance **participative**. Il s'appuie sur une démarche collective de **co-construction** et table sur l'apprentissage collectif pour aboutir à définir un **sens commun** pour mener un projet.

Dans ce type de démarche, l'animateur est le médiateur du débat. Par principe, ce modèle **met à distance les rapports de forces et les asymétries de pouvoir**. Les questions relatives à l'engagement dans le proche sont importantes, et également celles concernant la légitimation de l'action dans les différents mondes auxquels peuvent appartenir les acteurs, afin de mettre à plat les controverses possibles (voir les éléments évoqués au sous-chapitre précédent). Un certain nombre de critères comme la **qualité des débats** (approfondissement des prises de paroles), **l'ouverture au collectif** (groupe diversifiés, indépendants, représentativité...), **l'égalité** des conditions d'accès au débat, la **transparence**, sont des indicateurs de qualité de ce type de démarche. Ce modèle a pour intérêt d'essayer de **mettre à distance les inerties** inhérentes au système institué en valorisant les potentialités d'innovation du système instituant et en principe favorise **l'émergence de solutions communes**. Toutefois, le fait d'occulter les asymétries de pouvoirs, les conflits d'intérêts, peut conduire à ce que la démarche aboutisse à **éluder les principaux problèmes** et à décider d'objectifs qui auraient sans doute été pris quel que soit la démarche choisies initialement. Ce type de modèle, en privilégiant le caractère démocratique, laisse au second plan la volonté de résoudre le problème avec efficacité. **Une solution** pour éviter cet écueil peut par exemple consister à **mieux apprivoiser les tensions et conflits** pour éviter que cela n'entrave le processus de co-construction, en misant sur la **transparence**, en mettant au jour les logiques d'acteurs, en explicitant le diagnostic stratégique par exemple. Les SAGE peuvent s'apparenter à des démarches de type « concerter, analyser, choisir » en théorie, même si dans la pratique elles sont parfois critiquées pour le manque d'ambition des actions qui en découlent.

→ Le modèle « proposer, écouter, requalifier »

Ce modèle s'apparente davantage à de la **négociation** plutôt que de la coopération. Elle se fait entre deux catégories d'acteurs : le **porteur de projet** qui initie la dynamique, et les **objecteurs**, les contradicteurs, voire les opposants. Le porteur de projet est celui qui **propose le changement**, il est donc **partie prenante** de la cause qu'il défend, il ne peut donc pas se positionner en médiateur. Mais il a le souci de mener une **démarche de négociation collective** de qualité tout en défendant une cause. Pour ce faire, il s'appuie sur une **analyse stratégique** du jeu d'acteur afin de pouvoir assumer son rôle de porteur de changement et préparer au mieux la négociation. Pour susciter une dynamique en sa faveur, il doit aussi **analyser comment accroître le nombre d'acteurs intéressés**, en s'appuyant par exemple sur le modèle de la traduction (intéressement, enrôlement...). Des critères comme la lisibilité des rôles, des intérêts en présence, la profondeur des argumentaires, des diagnostics servant les discussions critiques sont des **indicateurs pour évaluer** ce type de processus. Cette démarche tient compte des intérêts en présence, des pouvoirs en place et a **une vue plus réaliste** du contexte institué. Du fait de l'asymétrie de pouvoir résultant des moyens et de la légitimité du porteur de projet, le risque de ce type de démarche est de **forcer les décisions** et ainsi renouer avec un modèle de type descendant « décider, annoncer, défendre ». Une solution pour éviter cet écueil pourrait être de miser davantage sur **l'apprentissage collectif** et la recherche de **sens commun**, par l'intégration de processus participatifs.



A NOTER

Les **deux raisonnements** formalisés ci-avant de manière archétypale coexistent dans les évolutions contemporaines de la politique de l'eau. Le premier modèle raisonne davantage avec les ambitions de la **politique des SAGE**, le second modèle raisonne plutôt avec les ambitions de la **politique DCE** qui montre la direction à suivre pour améliorer la qualité de l'eau et qui fixe des obligations de résultats.

**EN PRATIQUE**

La description de ces deux modèles vise à donner des **repères** pour comprendre les situations à gérer, **d'éclairer les points aveugles** de l'action, de comprendre la **diversité des approches**, et peut aider les acteurs à **se positionner** et faire les choix d'action **les plus adaptés** à la situation posée.

Quel que soit le type de démarche (co-construction, négociation), il semble important selon Narcy (2013) de comprendre la **dynamique du jeu d'acteur** et aussi de s'appuyer sur les analyses sociologiques qui valorisent l'apprentissage collectif et la **recherche de sens commun** :

- importance de comprendre l'échiquier d'acteurs, des rapports de forces, les intérêts en jeu, les mondes auxquels appartient chaque personne...
- donner à voir un sens à chacun et laisser s'exprimer les besoins des acteurs, ne pas avoir peur de mettre à plat les justifications de chacun en favorisant un processus d'écoute et de dialogue
- s'appuyer sur des processus de familiarisation qui peuvent renforcer l'engagement des acteurs
- se rejoindre en mode plan avec des objectifs partagés après avoir essayé de trouver un sens commun au projet

3.6.3.2 Retours d'expérience concernant les approches participatives

En matière de concertation, les approches qui sont valorisées actuellement sont celles de **l'apprentissage collectif par la participation des acteurs**. Le guide de Ridder et al. (2005) cité en introduction du présent sous-chapitre, s'inspire d'ailleurs de cette approche pour formuler des recommandations pratiques. Il existe par ailleurs, d'autres guides techniques qui formalisent des conseils pratiques de ce type pour aider à la concertation, la médiation, la participation (voir l'encadré « aller plus loin » à la fin du présent sous-chapitre).

Il existe une **littérature importante sur les aspects théoriques de l'utilité** des démarches participatives, mais beaucoup moins d'études en évaluent réellement les effets. Les paragraphes qui suivent présentent quelques résultats issus de la recherche pouvant toutefois être mis en avant. Un cas d'étude en France est également développé de manière plus détaillée pour illustrer de manière concrète les avantages et quelques limites qui ont pu être observées.

**A NOTER**

Des méthodes de gestion participative pour favoriser l'apprentissage collectif sont testées par des scientifiques au niveau local sur des thématiques en lien avec la gestion de l'eau et des milieux aquatiques. Il existe par exemple un collectif de chercheurs, l'association ComMod, qui travaille sur le développement d'outils participatifs pour améliorer la gestion des ressources et des milieux par le biais de jeux de rôles, de plateforme de simulations de scénarios de gestion... (ComMod, 2014).

→ Quelques résultats à l'international

Une étude réalisée aux **États-Unis a comparé 239 études de cas de démarches concertées** dans le domaine de l'environnement. Ces démarches ont été classées selon leur **degré d'implication** des acteurs, des moins impliquantes (information des parties) aux plus participatives (des approches purement négociées aux approches mêlant négociation et médiation). Les résultats montrent que les **démarches participatives les plus poussées (négociation combinée à de la médiation)** permettent d'aboutir à des **solutions de qualité** en matière de coût-efficacité, de partage et d'apprentissage des idées entre les acteurs, d'émergence de solutions gagnant-gagnant ou de compromis partagés, d'appropriation des données techniques et scientifiques. Le résultat le plus probant de cette étude est que **plus la participation est poussée, meilleures sont les solutions qui en émergent**. Par exemple, parmi les 37 procédures les plus participatives (négociation combinée avec de la médiation) ayant des données suffisamment pertinentes pour être analysées, 84% d'entre elles aboutissent à des solutions partagées. Alors que parmi les 33 procédures de concertation plus « classiques » (basées

uniquement sur la négociation), ce même taux tombe à 52%, avec une différence statistique significative entre les deux groupes de cas (Beierle, 2002).

Une autre **comparaison de plusieurs études de cas (Suisse)** de processus de concertation basés sur des **approches plus classiques (négociation)** a montré de bons résultats en matière de transfert de connaissances, d'apprentissage collectifs, d'évitement des conflits, d'amélioration des relations entre les acteurs (Buchecker et al., 2013). L'étude montre en revanche **des effets plus faibles** sur le degré d'acceptation des projets, sur les liens de confiance, sur les motivations des acteurs. Les motivations sont par exemple moindres lorsque les acteurs savent qu'ils ont peu d'impact sur la décision finale. Les auteurs expliquent ces résultats contrastés en montrant les nuances dans l'interprétation des effets de ces démarches concertées. Par exemple, le fait de vouloir garder de bonnes relations entre acteurs n'implique pas forcément une plus grande confiance accordée aux autres. A noter que les faibles résultats sur la confiance et la motivation des acteurs pourraient peut-être être améliorés par un approfondissement de la participation des acteurs, d'après les résultats de l'étude précédente menée aux Etats-Unis. Par ailleurs, cette étude montre que ces processus de concertation ont favorisé l'évitement de conflit mais pas forcément la résolution de conflit, et qu'il convient de faire la distinction entre les deux (Buchecker et al., 2013).

→ Résultats d'une démarche participative approfondie réalisée sur le bassin du Grand Morin (Seine-et-Marne et Marne, à l'est de Paris)

Ci-après est présentée une démarche de participation à partir d'un outil appelée « **modélisation d'accompagnement** » sur le thème de la **continuité écologique** sur le bassin versant du **Grand Morin** en région parisienne. Cette expérience a été réalisée et analysée dans le cadre de la thèse d'Amandine De Coninck (2015) dans le cadre d'un **programme de recherche avec le PIREN Seine**. La modélisation d'accompagnement correspond à un **jeu de rôles** entre diverses parties prenantes, avec l'appui d'un **outil de modélisation de scénarios co-construit** pour aider les acteurs à orienter leurs choix de gestion. Cette démarche participative a été testée avec un groupe formé de 10 membres de la CLE du SAGE des Deux Morin (élus, associations, représentants de l'Etat) et 10 chercheurs, sur une période d'un an.

Les enseignements qu'il a été possible d'en retirer sont les suivants :

- Il s'agit en premier lieu d'une **démarche déroutante pour les acteurs**, car ils ne sont pas habitués à cette manière de fonctionner et ils ne maîtrisent pas les aboutissants. Il est observé trois types d'acteurs en fonction de leurs attentes : les « stratèges » s'attendent à convaincre les autres acteurs à agir sur la continuité écologique, les « curieux » s'attendent à acquérir plus de connaissances pour répondre à leurs questions, les « sceptiques » ne sont pas convaincus de l'intérêt de la démarche participative. Les « stratèges » et les « sceptiques » se mettent le plus à distance par rapport aux résultats dès le début de la démarche.
- La **co-construction** du modèle au début de la démarche (hypothèses, critères à intégrer ou non...) apporte une **légitimité** et aide à partager une **vision commune** du problème. Par exemple, le maire d'une des communes du site étudié a approuvé l'intérêt de cette approche de co-construction : « on peut au départ poser toutes les questions et les mettre sur un tableau et après voir toutes les intercommunications qu'il peut y avoir entre ces problèmes ».
- L'aspect ludique du jeu et les inversions de rôles **favorise le dialogue et l'ouverture** aux différents points de vue. Ceci permet de révéler les points de convergence et de favoriser l'émergence de compromis. Par exemple, l'animateur du SAGE a souligné que « c'est vrai qu'on ne retrouve pas ça dans toutes les réunions, que tout le monde participe autant, y'a vraiment que là que j'ai vu ça ».
- Ce type de démarche permet un **apprentissage des différents regards** et permet de révéler les **différentes facettes** du sujet traité. Par exemple, ceux qui avaient une vision très locale et sectorisée s'ouvrent à une vision plus globale et inversement. Le kayakiste remarque en effet : « les ateliers ont permis de nous décentrer par rapport à notre champ premier d'intérêt ».
- Malgré des réticences de certains acteurs lors de l'expérience, il a été constaté **sur le long terme une amélioration des relations** entre les acteurs : alors qu'il était difficile au début de parler du sujet, les acteurs arrivent davantage à dialoguer et travailler ensemble un an après cette expérience.

Cette démarche appliquée au Grand Morin a montré quelques limites :

- Cette expérience de concertation participative montre une ouverture et une compréhension des représentations des autres, **mais sans changement notable de position**. Ces démarches participatives ne peuvent enlever toute réaction de méfiance voire de rejet de la part de certains acteurs.
- L'auteur a constaté des difficultés pour transférer les enseignements et les compromis issus de cette démarche à l'instance de décision qui est la CLE du SAGE.
- L'auteur de cette thèse souligne le **temps long** nécessaire pour le déroulement de cette démarche. Dans le cas du Morin, les ateliers se sont déroulés sur une année complète. Toutefois, dans des situations de controverse, le temps à y consacrer peut valoir le coup pour éviter des blocages potentiels lors de la mise en œuvre des projets. Cette démarche nécessite aussi un **accompagnement**, une **animation très cadrée** pour garantir un déroulement conforme à l'esprit de cet outil. Il existe en effet une charte et un guide de co-construction du modèle (guide ARDI) (ComMod, 2014 ; Etienne, 2009).



A RETENIR

D'après ces différentes expériences, les démarches participatives ont montré leur intérêt en termes **d'apprentissage collectif, d'ouverture** aux autres points de vue, **d'amélioration des relations** sur le long terme. Les personnes impliquées **ne changent pas leurs positions**. Toutefois, l'objectif est davantage qu'elles s'ouvrent aux autres points de vue, qu'elles s'écoutent et qu'elles reconnaissent leur légitimité respective, pour créer les conditions du dialogue. Ces démarches nécessitent aussi du **temps** pour leur mise en œuvre et des **compétences** en matière de médiation. Une autre limite qui peut être soulignée est celle de Narcy (2013) (chapitre 3.6.3.1) : la recherche de consensus à tout prix par des approches purement collaboratives pourrait aboutir à ne choisir que des mesures minimales qui auraient sûrement été prises quelle que soit l'approche. Il semblerait que combiner à la fois une **approche négociée et concertée** est complémentaire pour choisir des mesures efficaces, comme il a été montré dans l'étude réalisée aux Etats-Unis (Beierle, 2002).



EN PRATIQUE

Les outils de concertation participative peuvent être mobilisés dans le cadre de SAGE, de débats publics. Ils peuvent être utilisés par des collectivités ou des maîtres d'ouvrage dans le cadre d'opérations d'aménagement, ou dans le cadre de réflexions sur certaines politiques publiques.

Il est généralement utilisé en situation de controverse, d'incertitudes, de problème d'acceptabilité d'un aménagement et de conflits, en cas de question autour de la légitimité d'une décision...

**POUR ALLER PLUS LOIN**

La modélisation d'accompagnement est un outil qui vise à faciliter la concertation et qui est utilisée actuellement surtout par des chercheurs dans des programmes pluridisciplinaires de gestion des ressources et des milieux naturels (voir d'autres exemples de projets soutenus par l'association ComMod : <http://www.commod.org>). Il existe aussi de nombreux guides techniques pour aider les gestionnaires à s'impliquer dans la voie de la concertation. On peut citer par exemple :

- Ridder D., Mostert E. et Wolters H.A., 2005, **Apprendre ensemble pour gérer ensemble - améliorer la participation à la gestion de l'eau**, Harmonising collaborative planning HarmoniCOP,
- Barret P., 2012, **Guide pratique du dialogue territorial: concertation et médiation pour l'environnement et le développement local**, La Tour d'Aigues, Ed. de l'Aube,
- Ferraton M., 2016, **Comment impliquer les citoyens dans la gestion de l'eau?** Retour d'expériences de Parcs Naturels Régionaux, Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse.

A noter aussi : l'Union Régionale des CPIE de Rhône-Alpes au travers de son dispositif « Osons agir » réalise actuellement un guide pratique à partir des expériences déjà capitalisées.

3.6.4 Quelques outils sociologiques pour aider la conduite de projet

3.6.4.1 Intérêts d'analyser les perceptions et représentations : prendre de la hauteur

L'ouvrage intitulé « Connaître les perceptions et les représentations : quels apports pour la gestion des milieux aquatiques ? » (Rivière-Honegger et al., 2014), constitue un **ouvrage de synthèse** des travaux de recherche sur les **perceptions et les représentations** des acteurs à destination des gestionnaires des milieux aquatiques. Il a l'avantage d'être appuyé des nombreux travaux de recherche sur divers types de milieux (tourbières, étangs, rivières, fleuves) dans des contextes territoriaux variés (urbains, ruraux agricole, ou faiblement anthropisés, en France et à l'étranger), lesquels renvoient à des enjeux de gestion différents (socio-économiques, écologiques, paysagers, hydrauliques et sécuritaires, patrimoniaux, récréatifs...).

Cet ouvrage identifie **l'intérêt** des études de perceptions pour la gestion des milieux aquatiques, de la phase préliminaire (émergence) jusqu'à l'évaluation après la réalisation du projet. En amont, elles permettent d'identifier **les acteurs et leurs attentes**. Une approche **historique** préalable permet en plus de l'analyse du contexte présent, de mieux comprendre les aménagements existants en les remettant dans leur contexte historique et ainsi favoriser une **meilleure appropriation** du cours d'eau et de son contexte. Les études de perceptions réalisées après la mise en œuvre d'un projet permettent quant à elles de faire un bilan des pratiques afin **d'enrichir la conduite des projets futurs**. Cet ouvrage **donne également la parole aux acteurs** locaux pour rendre compte de leurs connaissances de terrain, de leurs réflexions sur l'intérêt de connaître les perceptions des acteurs et de leurs pratiques (Rivière-Honegger et al., 2014).

3.6.4.2 Enquête pour comprendre les attentes des acteurs

Les analyses préliminaires des perceptions et représentations des acteurs ont un **intérêt pour** :

- **Appréhender la diversité** des perceptions et des représentations et de leur rôle dans le positionnement des acteurs. Elles apportent une **meilleure compréhension des postures, des valeurs** de chacun, révèle les intérêts communs de catégories d'usagers, permettent de distinguer les perceptions individuelles, de celles qui sont partagées donc collectives.
- Avoir une meilleure **compréhension des craintes** des acteurs et ainsi d'anticiper les conflits.
- Avoir une meilleure **compréhension des enjeux**, et des priorités des acteurs (sur la Drôme il a par exemple été mis en évidence des forts enjeux de gouvernance entre les élus locaux et les acteurs institutionnels),
- **Mettre en évidence les attentes** sociales non anticipées initialement, comme ce fut le cas sur la vallée de la Touques.

- Permettre au porteur de projet de s'impregner du lieu, et de **gagner en crédibilité** afin d'atténuer l'impression d'une gestion exogène et déconnecté du vécu et des connaissances des locaux (ceci a été une des conclusions d'une étude sur les tourbières en Rhône-Alpes).

Il existe **différentes approches méthodologiques** pour appréhender les perceptions et les représentations des acteurs d'un projet. Lors de l'enquête préliminaire, des outils comme le questionnaire, l'entretien ou l'observation des acteurs peuvent être mobilisés.

Lors de ces démarches, il a été montré que la **photographie**, ou plus largement l'image, peut être un médium intéressant pour guider les personnes dans la formulation de leurs perceptions et représentations. Dans le cadre de questionnaires, l'usage de la photographie peut faciliter le traitement des enquêtes car les résultats se réfèrent à des images identiques entre les participants. Lors d'un entretien, les photographies peuvent aussi être utilisées afin d'aider à formuler des perceptions. Il peut aussi être demandé aux enquêtés, sur la base du volontariat, d'aller sur le terrain faire eux-mêmes des photos afin d'être ensuite analysées, ou de servir de support lors de réunions d'échanges... Il existe aussi d'autres méthodes basées sur les images, comme la **géovisualisation 3D**, la **carte mentale**. Cette dernière méthode est basée sur l'expression par le **dessin** des représentations spatiales d'un territoire et de leurs pratiques. Sur la Drôme, ce travail a été testé et a permis de révéler une étonnante homogénéité des représentations de la « vallée de la Drôme » parmi les participants, tous membres de la CLE du SAGE Drôme. Lorsqu'il est question de la restitution des résultats des enquêtes, des outils visuels comme les **blocs diagrammes** peuvent servir à bien représenter les points de vue des acteurs. Cette méthode a par exemple été utilisée dans un travail sur les paysages de la vallée de la Mue dans le Calvados (voir figure ci-après) (Germaine, 2009).

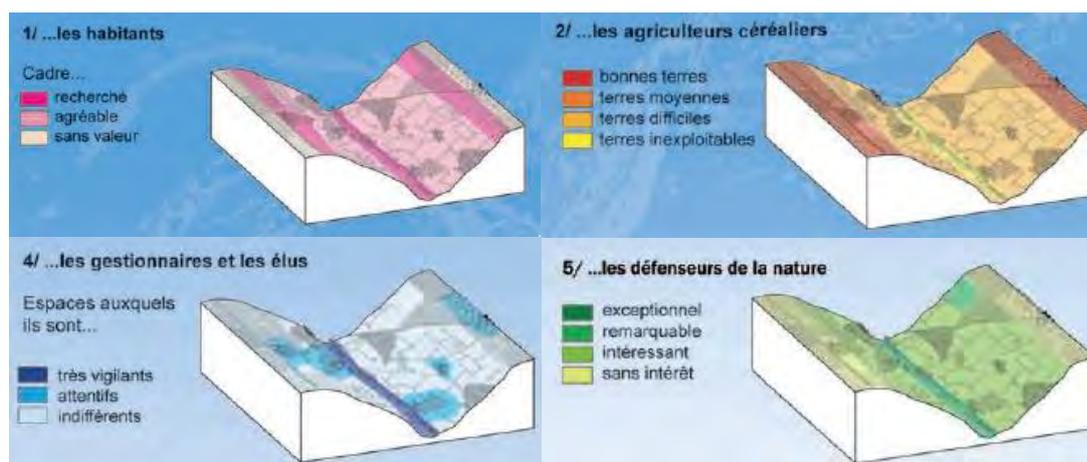


Figure 123 Quelques exemples de blocs diagrammes représentant les différents points de vues des acteurs sur la vallée de la Mue dans le Calvados (Germaine, 2009, extrait de Rivière-Honegger et al., 2014)

La **géovisualisation 3D** ou les **simulations visuelles** peuvent constituer des **supports facilitant l'appropriation des enjeux d'un projet** par les différents acteurs lors de la concertation. Ils ont un rôle pédagogique et assurent une meilleure lisibilité des informations en jeu. Cette méthode a été testée dans le cadre d'un projet de recherche-action entre l'université de Saint-Etienne et les services de l'État de la DREAL Rhône-Alpes, pour faciliter la concertation avec les élus autour de projets de PPRI (voir figure A ci-après). Des simulations visuelles avant/après travaux sont aussi mises en œuvre lors de la phase concertation pour des projets de restauration comme en attestent les images produites dans le cadre du projet de restauration du Rhin alpin mené conjointement entre la Suisse et l'Autriche (voir figure B ci-après).



Figure 124 A/ Exemple de Géovisualisation3D ayant servi dans le cadre de la concertation sur les PPRI sur le Rhône (© Image F. Jacquinod - Données IGN, CNR, février 2011, extrait de Rivière-Honegger et al., 2014) ; B/ Simulation visuelle d'un des scénarios du projet de restauration du Rhin alpin (© Peter Rey, Hydra-Institute, St-Gall, extrait de Office fédéral de l'environnement Suisse, 2015)

3.6.4.3 Enquête historique

Les auteurs montrent que le recours à **l'histoire est un atout** en matière de gestion des milieux aquatiques que ce soit pour la conduite de diagnostics territoriaux socioéconomiques ou encore la mise en œuvre de projets d'aménagement. L'analyse historique a un intérêt pour construire, **légitimer et justifier** des projets, mais aussi pour **orienter la réflexion** des acteurs. Elles sont particulièrement intéressantes quand elles sont appliquées à la gestion des patrimoines liés aux milieux aquatiques, la gestion du risque naturel, la gestion de l'environnement dans un contexte multi-usages et aussi en terme d'éducation à l'environnement (Rivière-Honegger et al., 2014).

→ Gestion des patrimoines liés aux rivières :

Comme vu au sous-chapitre 1.3.2.7, la notion de patrimoine s'est progressivement étendue au patrimoine naturel du fait de la prise de conscience de son importance pour les sociétés humaines. Dans une optique de legs aux générations futures, la patrimonialisation des milieux naturels prend toute son importance. Toutefois, cette patrimonialisation des milieux naturels pose la question de ce que l'on cherche à préserver et transmettre aux générations futures. Les milieux naturels actuels sont bien souvent des héritages à la fois de déterminants naturels mais aussi humains. La dimension historique (évolution des valeurs et des pratiques) associée à ces milieux naturels permet de **donner du sens** à ce que l'on souhaite préserver ou non. De plus, leur mise en lumière est déterminante pour leur **transmission** aux générations futures. Les outils pour y parvenir sont par exemple la création de panneaux d'information sur les sites naturels (chemin d'éco-interprétation sur la rivière d'Ain à Châtillon-la-Palud), la création de **musées** et d'expositions. Le musée de l'Escale du Haut-Rhône a sollicité un important travail d'analyse historique qui est valorisé dans une exposition. Un autre exemple est le cas de l'effacement du barrage de **Kernansquillec** (22) qui a fait l'objet d'une importante valorisation du **patrimoine industriel** des anciens bâtiments en parallèle de la valorisation du patrimoine naturel de la vallée. Face au traumatisme qu'avait suscité l'annonce de l'effacement du barrage auprès de la population locale, les acteurs locaux avaient fait le choix de transformer le site en **lieu de mémoire** de l'histoire industrielle liée au barrage. Le chantier a été occupé par des artistes qui ont fait le relais pour raconter l'histoire de ce lieu (AFEPTB et EPTB Sèvre Nantaise, 2010). Ainsi, le recours à l'histoire participe à la signification culturelle des rivières et permet ainsi une appropriation des enjeux de préservation par les visiteurs (Rivière-Honegger et al., 2014).

→ Gestion du risque naturel :

L'analyse historique dans le cadre de gestion des inondations peut se révéler très intéressante comme retour d'expérience sur la **gestion de crise**. Une étude historique sur le bassin versant du Calavon-Coulon a par exemple été réalisée en complément des études technique du PPRI. L'étude s'est appuyée sur un corpus d'images, de cartes postales, d'interviews d'acteurs et d'usagers et a été restituée sous la forme d'un film, qui montrait notamment l'évolution de l'occupation du sol dans les zones inondables. Ce document a été un **support de travail très percutant** pour les négociations du PPRI, et comme **retour d'expérience** pour adapter les mesures de gestion (Rivière-Honegger et al., 2014).

Les analyses historiques peuvent mettre en lumière les retours d'expériences de gestion de crise, mettre en avant le niveau des anciennes crues... Les sources d'information sont par exemple les archives publiques et privés, l'étude des discours écrits et oraux, les entretiens auprès d'habitants, d'élus... (Rivière-Honegger et al., 2014).

3.6.4.4 Enquête sur les perceptions paysagères

Les analyses des **perceptions paysagères** des habitants en vue de la restauration de rivière peuvent permettre de mieux intégrer les attentes sociales et améliorer l'**acceptabilité locale** du projet. Une analyse a posteriori de la perception d'un projet de restauration réussi en matière piscicole sur la vallée de la Touques a révélé une appropriation sociale contrastée du projet. Les changements paysagers engendrés par les travaux de restauration ont eu des répercussions positives en matière d'amélioration du cadre de vie ressenti par les habitants. Toutefois, cette dimension n'ayant pas été prise en compte dans le projet, l'étude a révélé des **nouvelles attentes** en matière notamment d'**accessibilité** au cours d'eau. Cette expérience montre bien de potentiels bénéfiques sociaux d'opérations de restauration et montre l'intérêt de prendre en compte un volet paysager au stade de la conception des projets (Rivière-Honegger et al., 2014).

La thèse de Marilyse Cottet (2010) sur la **perception** paysagère des **bras morts fluviaux** montre la valeur sociale des paysages ouverts et donc leur potentiel en matière de fréquentation, de loisirs et d'amélioration du cadre de vie. Ces travaux suggèrent également l'importance de **favoriser la familiarité** de ces paysages par des chemins d'accès pour les randonneurs, des véloroutes... Ces travaux ont également montré que les paysages fermés sont moins attractifs mais davantage rattachés aux valeurs écologiques. Ces travaux suggèrent aussi l'importance de **communiquer sur l'intérêt** de préserver ces paysages plus sauvages. Ces travaux montrent également des attachements différents aux paysages selon les publics (urbains, non urbains...). Les éléments de comparaison entre les différents publics permettent d'apporter des indicateurs de préférences pour pouvoir prédire les **attentes sociales** vis-à-vis des paysages de bras morts (Cottet, 2010).

Une étude sur les perceptions paysagères de travaux de restauration sur l'**Yzeron** a montré l'impact positif des travaux sur le cadre de vie des riverains en **contexte urbain** (voir l'exemple développé au sous-chapitre 3.5.2.13). Les résultats de cette étude suggèrent que les projets de restauration doivent être conçus de manière large et englober une réflexion à l'échelle du paysage de façon à ce qu'il y ait des répercussions sociales sur le cadre de vie (Cottet et al., 2014).

3.6.5 Leviers de réussite pour mener un projet : apports d'une analyse de retours d'expériences français et européens

3.6.5.1 Principaux enseignements et préconisations

Une analyse de douze projets de restauration de cours d'eau français et européen réalisée par Bouni et al. (2012) a été synthétisée sous forme de guide de recommandations du point de vue des sciences humaines et sociales pour mener à bien un projet de restauration (Bouni, 2014). Les auteurs ont analysé les facteurs de succès et d'échecs pour la mise en œuvre des projets. Il ressort que **les trajectoires de succès sont propres à chaque contexte** et qu'il est difficile de retenir une trajectoire type qui s'appliquerait à toutes les situations. Ils ont toutefois pu mettre l'accent sur 4 éléments qui leur sont apparus importants dans le processus de projet (Bouni, 2014) :

- 1- Déployer une vision stratégique de la trajectoire de restauration
- 2- Développer la reconnaissance du porteur de projet

- 3- Concevoir la pertinence sociale, politique et territoriale du projet de restauration
- 4- Démontrer l'intégration technico-économique du projet de restauration

De manière plus spécifique, les **principaux enseignements pour les acteurs locaux** sont formulés ainsi (Bouni, 2014) :

- 1- Pour se lancer dans un projet de restauration de cours d'eau, il n'est pas nécessaire d'attendre d'avoir les compétences techniques. Seul le **portage politique est indispensable** pour initier publiquement le projet.
- 2- L'ambition technique du projet doit être utilisée pour asseoir son **intérêt territorial**.
- 3- Il faut donner un **sens territorial** au projet en s'attachant à mettre en évidence une demande sociale, en incarnant les intérêts locaux associés au projet, parfois peu ou pas révélés.
- 4- Une mise en débat au niveau local ne se cantonnant pas aux secteurs traditionnels (agriculture, hydroélectricité, pêche, adduction d'eau potable...) est souvent nécessaire pour repérer l'ensemble des acteurs qui peuvent porter un intérêt au projet.
- 5- Il faut **donner à voir les réalisations** du projet localement pour construire sa renommée.
- 6- Il faut utiliser les premiers résultats pour faire évoluer le projet dans une **vision de plus long terme** et **élargir les thématiques** abordées ou l'échelle du projet.

Et les **principaux enseignements pour les acteurs institutionnels environnementaux** sont formulés ainsi (Bouni, 2014) :

Les acteurs institutionnels environnementaux doivent adapter leurs fonctions d'aiguillon, de point d'appui et de garant de l'ambition qui les caractérisent.

- 1- Pour garantir la qualité finale du projet, il faut **accompagner les porteurs locaux** des projets tout au long de la démarche car ils ont des finalités qui leur sont propres.
- 2- Il faut **travailler le discours** afin qu'il intègre un sens territorial en traduisant les ambitions techniques en lien avec une demande sociale.
- 3- Il ne faut pas attendre le dernier moment pour présenter ses exigences.
- 4- Il faut veiller à **appuyer les négociations locales** en s'engageant dans des négociations institutionnelles à une autre échelle (départementale, régionale voire nationale).
- 5- Il faut conserver une **présence régulière** et exprimer une ambition forte garante de la pérennité



A NOTER

A noter que ces conclusions sont convergentes avec celles du rapport d'évaluation de l'incitativité de la politique de l'agence de l'eau en matière de restauration physique (Contre Champ et al., 2012). Ce rapport pointe en effet du doigt par exemple l'importance d'asseoir les projets de restauration à l'échelle territoriale en **articulant et décloisonnant** différentes politiques locales (trouver les synergies d'action, donner du sens). Il souligne aussi l'importance pour l'agence de l'eau, en tant qu'acteur institutionnel, de développer également un **discours** susceptible de donner du sens aux acteurs locaux, de renforcer son **rôle de négociateur** au sein des projets, d'**accompagner** sur le plan technique les structures locales.

↳ Pour aller plus loin, se référer aux conclusions de cette étude : Contre Champ, EMA conseil et Acteon, 2012, **Évaluation de l'incitativité des interventions de l'Agence auprès des collectivités locales dans le domaine de la restauration physique des cours d'eau et des plans d'eau sur le bassin Rhône-Méditerranée.**

3.6.5.2 L'importance d'une approche multi-thématiques et intégrée pour conduire un projet de restauration

La construction d'un argumentaire **multithématique et intégré** renvoie à la nécessité de concevoir la pertinence sociale, politique et territoriale, ainsi que l'intégration technico-économique du projet de restauration (voir le sous-chapitre précédent). L'intérêt d'une approche multithématique et intégré est de **donner du sens** à l'action pour les différents acteurs. Il s'agit par exemple de chercher comment le projet peut aussi répondre à des préoccupations en matière de risque inondation, de loisirs, de tourisme dès la construction du projet. L'objectif est aussi d'insérer le projet dans le **tissu socio-économique** existant en développant des **synergies** entre les intérêts sectoriels. Dans son ouvrage « Comment développer un projet ambitieux de restauration d'un cours d'eau ? » basée sur des retours d'expérience de projets de restauration français et européens, Bouni (2014) montre quelques leviers en matière **d'argumentaire multithématique** mais souligne aussi les limites de l'exercice.

La construction d'un argumentaire doit se baser sur des **expertises multithématiques** (environnement, assainissement, inondations, développement local, foncier...) qui serviront notamment aux négociations bilatérales entre acteurs sectoriels. Il s'agit en particulier d'avoir des arguments sur le plan du foncier pour discuter avec les agriculteurs, de montrer les opportunités pour de nouvelles filières (tourisme, développement local, labels de qualité...). En parallèle, une **concertation** multi-acteurs est nécessaire pour **discuter** de la pertinence sociale et territoriale dès le début du projet. Il est également important de réaliser des actions de **communication** et de garantir une **animation locale active** pour montrer l'intérêt du projet et le rendre tangible aux yeux des acteurs.

Bouni souligne toutefois, que le but est de démontrer l'**intérêt** du projet dans ces différentes facettes, mais pas forcément de rechercher la plus grande acceptabilité à tout prix, sous peine de réduire l'ambition du projet. Il s'agit davantage d'être capable de faire la preuve de l'intérêt écologique du projet et, sur cette base, de négocier avec les acteurs concernés (filière par filière) pour assurer une mise en œuvre effective. Le but étant de démontrer le bien-fondé de ses multiples finalités (écologiques, économiques, sociales, politiques et territoriales) (Bouni, 2014).

Il est aussi souligné l'importance d'**articuler** la pertinence sociale et territoriale du projet avec son intégration technico-économique. En effet, la présence d'une **dynamique collective** soutenant l'ambition sociale et territoriale globale du projet permet d'appuyer les **négociations bilatérales** entre acteurs économiques pour aboutir à des compromis à la hauteur de l'ambition qu'on se donne. Si l'un ou l'autre de ces aspects est sous-estimé, cela peut conduire à réduire l'ambition, que ce soit du point de vue du sens territorial, ou du point de vue de l'ambition écologique (Bouni, 2014).

**EN PRATIQUE**

L'intérêt d'une approche multithématique et intégrée est de **donner du sens** à l'action pour les différents acteurs, mais également d'avoir des **arguments techniques** pour pouvoir négocier. Il ressort que la **pertinence sociale et territoriale** du projet est aussi importante que les arguments en faveur de son **intégration technico-économique**, sans toutefois viser à tout prix une acceptation totale, sous peine de voir réduire l'ambition initiale du projet. Les préconisations de Bouni (2014) concernant l'approche multithématique du projet sont :

- D'impliquer tous les acteurs sectoriels dès le début d'un projet à l'occasion de concertations pour discuter de la pertinence sociale et territoriale, pas seulement lors de négociations bilatérales qui ne suffisent pas à construire ce sens territorial ;
- S'appuyer d'expertises multithématiques pour donner du sens et pour faciliter les négociations bilatérales ;
- Réaliser des actions de communication, s'impliquer dans une animation locale active pour expliquer l'intérêt du projet dans ses différentes dimensions ;
- Rendre le projet tangible aux yeux des acteurs du territoire afin qu'ils puissent se projeter, par des réunions sur le terrain, des simulations visuelles par exemple (voir le sous-chapitre 3.6.4).

3.7 FACTEURS DE REUSSITE ET RECOMMANDATIONS GENERALES

Les recommandations générales présentées ci-après sont issues de plusieurs synthèses bibliographiques portant sur les facteurs d'amélioration des opérations de restauration, à différents niveaux (suivis, mise en œuvre...).

3.7.1 Apports d'une étude portant sur l'analyse de retours d'expérience de travaux de restauration

Dans le rapport intitulé « Restaurations des cours d'eau - que nous apprennent les suivis écologiques documentés ? », **Souchon (2012)** propose des recommandations générales en matière de stratégie d'actions, de suivi et de type de mesures à partir d'une comparaison de plusieurs cas de suivis documentés et de plusieurs synthèses internationales.

→ Préconisations stratégiques générales

La **logique de restauration** à rechercher n'est pas de revenir à un état antérieur sans aucune présence humaine, mais plutôt de chercher à **amoindrir** les effets des pressions, à **inverser** les tendances de dégradation. Il s'agit en particulier de récupérer des **formes** et des **fonctions** favorables pour tamponner les effets des pressions, en privilégiant une restauration des processus physiques de la dynamique alluviale.

Le **choix des mesures** doit être appuyé sur un **diagnostic** préalable du milieu à restaurer, **solidement établi et explicite** afin de le partager. En effet, seule une **mise en contexte** et un diagnostic solide peut permettre de dégager les meilleures stratégies, les mesures concernant la forme, les processus, ou les deux, proportionnées à la hauteur des problématiques identifiées.

- Ce diagnostic doit reposer sur une **approche plurielle** concernant le fonctionnement hydromorphologique (les formes et les fonctions), la thermie, la qualité de l'eau et le fonctionnement écologique.
- il doit être réalisé en intégrant les **multiples échelles** de fonctionnement (bassin versant, corridor et cours d'eau), ce qui suppose une aisance pour manipuler les changements d'échelles, les ordres de grandeurs et les nombreux concepts liés au fonctionnement des rivières.

Lors de la phase du choix des **objectifs techniques**, il est indispensable que ceux-ci soient **précis**, bien **décrits**, et assortis d'**hypothèses** sur les changements escomptés, et d'**indicateurs** pour suivre l'évolution. Plus les

objectifs sont bien décrits et accompagnés d'indicateurs de changements mesurables, plus facile sera la caractérisation du progrès réalisé (par exemple, l'évolution de la proportion d'espèces rhéophiles).

Il faudra s'attacher à décrire les **objectifs** en fonction de leur échelle et de leur ambition, sous forme de scénarios. Il peut s'agir de mesures :

- atteignables à une **échelle modeste** (petits linéaires) comme la réouverture d'un accès à la mer pour les poissons migrateurs, un habitat benthique favorable aux juvéniles de salmonidés, un lit plus habitable pour la faune aquatique, l'augmentation de débits réservés pour une meilleure résilience des populations de salmonidés, ou pour retrouver une communauté de poissons à caractère plus lotique.
- à caractère plus **ambitieux** car concernant des linéaires importants. Dans ces cas, les opérations de restauration n'ont souvent pas qu'une vocation écologique. Elles peuvent aussi avoir des **ambitions multiples**, en matière de gestion du risque inondation, d'adaptation au risque climatique futur, de réduction des apports de pollution, d'amélioration du cadre paysager...

Il est important de **rendre compréhensible et accessible** les objectifs de restauration. Pour cela, la **vulgarisation** des objectifs est importante dans le cadre de la communication auprès du **grand public** afin de donner du sens aux actions. Une formulation trop précise et technique peut en effet ne pas être comprise par des non spécialistes. Il peut s'agir de « faire renaître une rivière polluée », « retrouver un fleuve vif et courant », « faire de la place à la rivière », ou s'appuyer sur le retour d'espèces emblématiques (la recolonisation par le castor et la loutre, la truite, la lamproie).

Le dernier point développé par Souchon (2012) est l'importance **d'articuler les politiques territoriales locales** pour enclencher une **dynamique** de restauration sur les secteurs où le besoin ne se fait pas sentir de manière évidente par les acteurs locaux. En effet, les initiatives locales volontaires ne suffiront pas pour enclencher une trajectoire de progrès significative au vu des ambitions d'amélioration de l'état des eaux. Il s'agit de donner du sens territorial en travaillant dans une perspective plus holistique afin d'amener un sens nouveau aux opérations de restauration. Les moteurs sont à rechercher dans les politiques foncières par exemple, ou en intégrant des analyses sociales...

→ Facteurs de succès d'un point de vue écologique et limites

D'une manière générale, il est admis que l'augmentation du linéaire de cours d'eau par **reméandrage**, l'amélioration de la **porosité** des surfaces d'échange dans le fond du lit ou des berges, la re-création **d'alternance de faciès** d'écoulement favorisant l'infiltration et l'exfiltration de l'eau dans la zone hyporhéique, la restauration d'une **ripisylve** sont des mesures **favorables** au fonctionnement général des rivières (voir le sous-chapitre 2.3 sur les fonctions écologiques). Toutefois, l'importance des effets de la restauration dépend de la **taille du projet** en termes de linéaire et de surface, ainsi que du contexte du bassin versant.

- par exemple, les projets avec des linéaires **trop courts** et des actions **sporadiques** dans un environnement très sollicité par des **usages** (agriculture intensive, zone densément urbanisée) et dans des milieux très **fragmentés** qui ne permettent pas la recolonisation potentielle de la flore et la faune des cours d'eau, sont souvent peu suivi d'effets mesurés.
- les projets avec des linéaires plus **conséquents** et des mesures **combinées** (lit mineur et ripisylve) permettent des améliorations notables à **moyen terme** (10 à 15 ans), avec un bon état écologique au sens de la DCE. Des gains notables sont rendus possibles par une amélioration de la ripisylve.

Les retours d'expérience ont montré que les réponses positives peuvent survenir **rapidement** comme dans le cas des poissons lors de la restauration de la continuité longitudinale ou l'augmentation du débit réservé. L'amplitude de la réponse dépend surtout du **contraste** entre la situation préexistante et la situation restaurée, ainsi que l'absence de facteurs limitants. Toutefois, les progrès sont **lents** le plus souvent, en raison des facteurs de **recolonisation des espèces** et des éventuels effets négatifs des **chantiers** au moment des travaux.

→ Préconisations en matière de suivi

Les préconisations en matière de suivi formulées par Souchon (2012) sont les suivantes :

- respecter les **protocoles standards**, pour pouvoir comparer les résultats dans le temps et entre sites. En particulier, les protocoles DCE sont préconisés car ils ont fait l'objet d'un travail d'harmonisation important permettant de les déployer de manière fiable à différents contextes et de comparer les résultats notamment avec les stations de contrôle régulier. Ces dernières sont en effet une source d'information précieuse pour tenir compte de la variabilité intrinsèque des réponses biologiques à l'échelle régionale et ceci afin d'accroître la capacité d'interprétation des signaux.
- respecter un **plan d'échantillonnage** avec des stations de contrôle, qu'elles soient de référence ou non, et des stations au sein du site restauré.
- possibilité d'utiliser des **traits écologiques** des espèces (traits caractéristiques de leurs préférences d'habitats par exemple) pour comprendre le sens des changements (augmentation des espèces affiliées aux eaux courantes par exemple).
- garder une **trace** des suivis sous forme de publications de rapports, pages web, publications périodiques... de manière à donner de la **lisibilité** et de maintenir une connaissance de l'évolution au cours du temps.
- possibilité d'utiliser des **techniques visuelles** (diagramme radar par exemple, voir l'exemple ci-après) retranscrivant l'évolution des indicateurs choisis pour le suivi. Cela peut concerner aussi des indicateurs socio-économiques en plus des indicateurs écologiques.

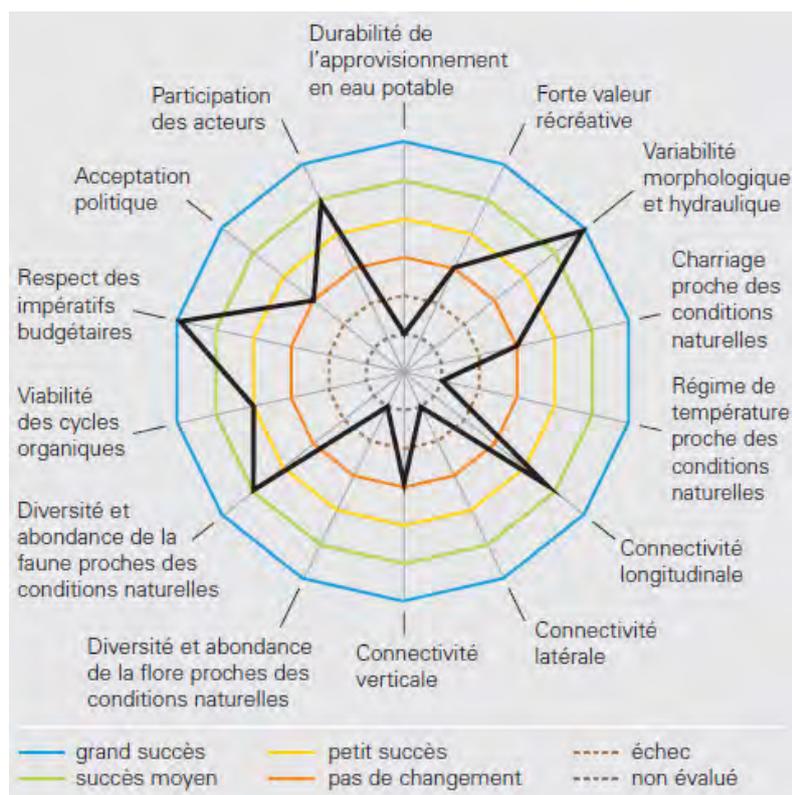


Figure 125 Diagramme radar de restitution d'un contrôle de réussite d'une opération de restauration (Weber, 2006 figure extraite de Souchon, 2012)



A RETENIR

Les préconisations de Souchon (2012) basées sur une analyse de plusieurs cas de suivis et sur la littérature internationale sont :

- restaurer les formes et les processus dans un objectif d'amélioration du fonctionnement, afin d'amoindrir les altérations d'ordre anthropique, sans chercher à retrouver un état « pristine ».
- définir des scénarios avec des objectifs de restauration précis, bien décrits, et assortis d'hypothèses sur les changements escomptés, et d'indicateurs de suivi...
- ...à partir d'un diagnostic approfondi basé sur une approche plurielle en considérant toutes les échelles de fonctionnement de la rivière.
- rendre compréhensibles et accessibles les objectifs afin de donner du sens aux actions auprès d'un public de non spécialistes.
- réaliser le suivi écologique à partir des protocoles d'échantillonnage standardisés, d'un plan d'échantillonnage bien établi dans l'espace et sur la durée, d'indicateurs complémentaires de type traits écologiques, mais aussi socio-économiques.
- articuler les politiques territoriales locales autres que celles du domaine de l'eau pour amener un sens commun et enclencher des dynamiques de restauration sur les territoires avec des enjeux en termes de qualité globale des eaux (politique foncière, sens social à rechercher...).

3.7.2 Apports d'un travail de thèse sur une comparaison des pratiques de restauration en France et en Allemagne : réflexions opérationnelles sur une stratégie large échelle

Les travaux de thèse de **Morandi (2014)** portant sur l'analyse des pratiques de restauration actuelles et passées en France et à l'étranger font ressortir quelques **réflexions opérationnelles** qui sont décrites ci-après. Celles-ci portent d'une part sur la **stratégie générale** de restauration et d'autre part sur **les suivis et l'évaluation**. Morandi souligne que les propos formulés sont moins des recommandations, mais plutôt une **incitation à la réflexion** et **à la discussion**.

→ Réflexions opérationnelles pour une stratégie de mise en œuvre de la restauration

Les données analysées ont montré que la période 1990-2000 a surtout été une période d'expérimentation en matière de restauration, et qu'aujourd'hui les connaissances acquises permettent de commencer à faire le bilan, et ainsi accompagner une montée en puissance de la thématique de la restauration dans l'action publique à la faveur de la mise en œuvre des nouveaux SDAGE en 2016. Ces réflexions opérationnelles stratégiques proposées par Morandi s'inscrivent à l'échelle des grands bassins hydrographiques dans le cadre de l'application du SDAGE.

1. Ouvrir un débat éthique autour du concept de « restauration de cours d'eau »

Le travail d'analyse des différents concepts de restauration utilisés par le passé et encore aujourd'hui montre la dimension non consensuelle du terme de restauration (restauration hydraulique, paysagère, écologique). Ces dimensions reflètent les **différentes valeurs** que les acteurs attribuent à la restauration, dont les arguments peuvent être d'ordre **scientifique** mais aussi d'ordre plus **subjectif**.

L'objectif soulevé par l'auteur par ce premier point est d'ouvrir au-delà de la sphère technique un débat éthique sur **toutes les valeurs** que l'on peut attribuer à la restauration, sans se limiter au cadre de l'amélioration de la qualité de l'eau. L'auteur préconise en effet que la définition de la restauration ne se limite pas au bon état écologique, tout en préconisant de rendre explicite comment la restauration peut concourir au bon état.

Ainsi, l'auteur est favorable à garder une diversité de concepts de restauration et de définitions pour que les acteurs s'en saisissent et l'adaptent à leur territoire. Cette perspective pourrait rendre plus favorable la discussion autour des enjeux, et devrait amener à articuler et hiérarchiser les valeurs avant de passer à l'action.

L'enjeu étant de développer **une vision de la rivière** appuyée sur la **connaissance des milieux**, de leur évolution dans le temps et l'espace, ainsi que sur la **connaissance des valeurs**. L'objectif ne serait pas de restaurer toutes les valeurs associées à la rivière mais de savoir qu'elles existent et qu'elles soient respectées. L'objectif serait en revanche de **s'attacher à intégrer le plus de valeurs** possibles dans le projet de restauration afin de le rendre plus opérant.

2. Aller vers une « restauration intégrée des cours d'eau » : écologie, hydraulique, paysage

Les données analysées en termes de pratiques de restauration montrent qu'il coexiste actuellement des pratiques de restauration à des fins **hydrauliques** visant la sécurité des personnes et des biens, des pratiques de restauration **paysagère** dont l'objectif est d'ouvrir le paysage pour l'accès au cours d'eau et des pratiques de restauration **écologique** tournées vers le bon état des eaux et la biodiversité.

Morandi suggère que plutôt qu'il y ait des pratiques contradictoires réalisées sur des linéaires différents, les projets de restauration soient pensés pour répondre aux divers enjeux en **rassemblant des visions** hydrauliques, paysagères et écologiques lorsqu'il est nécessaire. Il souligne que la GEMAPI s'inscrit d'ailleurs comme une évolution réglementaire qui devrait permettre des pratiques plus intégrées. Il souligne également l'importance de la mise en valeur paysagère des cours d'eau de façon à rapprocher les habitants de leur rivière et amener une vision moins réglementaire de l'action de restauration.

3. Articuler la « restauration » aux outils de la gestion environnementale et territoriale

Le troisième point souligné par Morandi est de rapprocher la politique de restauration des outils de gestion environnementale et territoriale. Il existe d'ailleurs déjà des propositions formulées dans ce sens dans les guides ONEMA (Bouni, 2014 ; Souchon, 2012) (voir le sous-chapitre précédent pour le rapport de Souchon, 2012), mais aussi dans le guide SDAGE de (Bourdin et al., 2011) concevoir pour négocier dans une approche territoriale. En contexte forestier, cela peut se traduire par une meilleure coordination avec les pratiques de gestion forestière. En **contexte agricole**, qui est d'ailleurs le contexte où se pratique le plus grand nombre d'opérations de restauration, cela peut se traduire par une réflexion sur le **foncier**. En contexte **urbain**, cela pourrait être une articulation avec les Plans Locaux d'Urbanismes (**PLU**), qui tiennent par ailleurs déjà compte des zones inondables. Il note également que les urbanistes ont déjà développé des concepts de reconquête, de requalification ou de renaturation des berges de « cours d'eau », certes davantage orientés vers des objectifs sociaux, mais qui pourraient aussi évoluer vers une intégration d'objectifs écologiques.



A NOTER

L'**espace de bon fonctionnement (EBF)** tel que défini dans le SDAGE Rhône-Méditerranée 2016-2021 (voir le chapitre 1.3.2.9), peut servir de cadre géographique pour les opérations de restauration physique. La démarche d'élaboration de l'EBF qui est concertée et intégrée, vise à fixer les conditions d'un bon fonctionnement des rivières sur un espace bien délimité, au regard d'objectifs de développement territorial durable. L'utilisation de cet outil est l'occasion de bien articuler les différentes politiques territoriale (urbanisme, foncier, usages...) pour trouver les bons leviers pour gérer, protéger et restaurer ces espaces.

→ Réflexion sur une stratégie de suivi et d'évaluation

Les travaux de Morandi montrent que l'évaluation des travaux de restauration est présentée aujourd'hui comme un enjeu majeur de la politique de restauration. Les pratiques sont surtout tournées vers l'évaluation de l'état des eaux selon les normes DCE. Ils ont pour but généralement de mesurer l'effet, l'efficacité ou les bénéfices des travaux entrepris. Il y a également une forte demande de retours d'expériences portant sur les bénéfices des travaux de restauration pour encourager ces pratiques. Les réflexions formulées par Morandi portent sur une amélioration des pratiques de suivi et d'évaluation.

1. Différencier les démarches d'évaluation : de la mesure à la valeur

En analysant les pratiques de suivi et d'évaluation, Morandi a constaté parfois une certaine confusion entre résultats bruts et évaluation (valeur qu'on donne au résultat). L'auteur souligne donc l'importance de bien distinguer l'effort réalisé en matière de **description factuelle** (mesures et calculs d'indicateurs), de l'effort

réalisé en matière **d'interprétation** des résultats vis-à-vis des objectifs fixés (effet positifs ou négatifs des travaux). Il souligne donc l'importance de bien distinguer **suivi** et **évaluation**.

2. Définir des objectifs pour l'évaluation de la « restauration de cours d'eau »

Il montre également que le besoin d'évaluation est largement admis, mais que les raisons de cette évaluation ne sont pas toujours bien expliquées. Or, la formalisation de ces raisons devrait pourtant permettre de bien choisir les indicateurs devant servir à l'évaluation des actions. Il suggère de distinguer trois formes d'évaluation :

- Une évaluation nationale pour répondre aux **exigences réglementaires** en matière de bon état, avec les indicateurs normalisés,
- Un suivi scientifique pour développer la **connaissance** des « cours d'eau », avec des indicateurs plus spécifiques, et en créant par exemple un réseau de suivi scientifique dont l'objectif ne serait pas de montrer le succès mais de mesurer juste les effets des travaux et de pouvoir les suivre sur le long terme pour améliorer la connaissance des réponses biologiques,
- Une évaluation **gestionnaire** pour supporter l'action locale, en utilisant des indicateurs qui font sens aux acteurs locaux (espèces faunistiques et floristiques emblématiques (présence, abondance, densité), de mesures paysagères (perception du « cours d'eau restauré »), de mesures sur les usages ou sur la fréquentation des sites...

3. Travailler sur la restitution et la valorisation du suivi et de l'évaluation

Morandi souligne l'importance de la **mise à disposition** des documents et données sur la restauration pour construire l'action publique sur le long terme. Il existe déjà une plateforme de mise à disposition de documents dans le domaine de l'eau : le portail « Les documents techniques sur l'eau » administré par Eaufrance. Il préconise de continuer à **encourager** les maîtres d'ouvrage et les partenaires à alimenter cette plateforme. Mais aussi en contrepartie à informer sur la mise à disposition des documents, faciliter les chemins d'accès et éventuellement produire des résumés ou des synthèses.

L'auteur préconise également de développer des **formes de restitution** et valoriser plus activement les résultats des projets de restauration par rapports aux objectifs spécifiques. Il s'agit à **large échelle** de **centraliser** les informations afin de partager les expériences exemplaires. C'est d'ailleurs cette logique qui est suivie par le recueil d'expériences sur l'hydromorphologie administrée par l'ONEMA. A **l'échelle projet**, Morandi souligne l'importance d'impliquer de manière participative à la fois des riverains, des scolaires ou des usagers dans la démarche d'évaluation. Si cela ne peut être entrepris, il est important de développer des **moyens de restitution** à travers par exemple des évènements (réunions, visites de terrain), des médias (panneaux d'information, plaquettes, journaux locaux) ...



A RETENIR

Les réflexions opérationnelles générales formulées par Morandi (2014) à partir des résultats de sa thèse portant sur l'analyse des pratiques de restauration en France et à l'étranger, sont les suivantes :

- Réflexions opérationnelles pour une **stratégie de mise en œuvre** de la restauration
 - Ouvrir un débat éthique autour du concept de « restauration de cours d'eau »
 - Aller vers une « restauration intégrée des cours d'eau » : écologie, hydraulique, paysager
 - Articuler la « restauration » aux autres outils de la gestion environnementale et aussi territoriale (foncier en contexte agricole, PLU, outils d'urbanistes, gestion forestière...)
- Réflexion sur une stratégie de **suivi et d'évaluation**
 - Différencier les démarches d'évaluation : de la mesure à la valeur
 - Définir des objectifs pour l'évaluation de la « restauration de cours d'eau »
 - Travailler sur la restitution et la valorisation du suivi et de l'évaluation

3.7.3 Apports du projet européen REFORM : les principaux messages clefs formulés

Le projet européen REFORM (REstoring rivers FOR effective catchment Management) est un consortium de 26 partenaires techniques, scientifiques et institutionnels de 15 pays européens dont le but est de guider et améliorer l'action en matière de restauration hydromorphologique des rivières dans une optique d'amélioration de l'état des eaux, et avec des coûts acceptables pour la société. Des travaux de synthèses bibliographiques ont été produits sur les différents sujets relatifs à la restauration (effets des pressions, bénéfices socio-économiques, planification...). Les rapports publiés sont disponibles sur leur site Internet⁵⁷. Les éléments clefs qui ressortent de ces synthèses bibliographiques sont présentés ci-après.

→ Facteurs primordiaux intervenant dans l'amélioration de la qualité écologique des rivières

Vis-à-vis des processus, garder en tête :

- Importance de la **végétation** dans les effets sur la restauration. Celle-ci est importante à considérer pour améliorer les pratiques de restauration dans la mesure où elle constitue un facteur de diversification des habitats du lit et de la plaine (Kampa et Buijse, 2015).
- Importance du **régime de débit** permettant de maintenir des **processus** hydromorphologiques (transport des **sédiments**, processus dynamiques d'**érosion**, de **dépôt**...) favorables aux habitats aquatiques et au fonctionnement des écosystèmes. La définition de débits environnementaux est un sujet de discussion parmi la communauté scientifique et les gestionnaires (Kampa et Buijse, 2015).
- Importance des **apports d'eaux souterraines** sur les écosystèmes qui sont naturellement dépendants de ces apports. Leur importance est cruciale à l'étiage comme source de résilience des communautés aquatiques, mais aussi pour soutenir les débits d'étiage, et pour apporter des eaux de bonne qualité le cas échéant (Kampa et Buijse, 2015).

Vis-à-vis des **communautés biologiques** garder en tête que :

- Les projets de restauration ont un effet sur les espèces aquatiques mais aussi sur les espèces **terrestres et semi-aquatiques**, en particulier au niveau du corridor rivulaire (Kail et al., 2014 ; Kampa et Buijse, 2015).
- Choisir la bonne mesure mais aussi la **bonne échelle** d'intervention en fonction du compartiment biologique visé (les macroinvertébrés ont besoin de microhabitats diversifiés (bois mort, substrats diversifiés...), les espèces de scarabées terrestres ont besoins de bancs de sables et graviers...) (Kail et al., 2014 ; Kampa et Buijse, 2015).
- Prendre en considération le **potentiel de recolonisation** des espèces sur le secteur restauré. Garder en tête que ce potentiel de recolonisation peut être limité sur les secteurs de rivières soumises à de multiples pressions. Ainsi, dans ce cas précis, la restauration aura plus de chance d'augmenter le nombre d'individus des espèces déjà présentes (abondance), plutôt que le nombre d'espèces au total (richesse spécifique) (Kampa et Buijse, 2015).
- Même si un **facteur limitant** est supprimé par le projet de restauration, il peut y avoir d'autres contraintes qui interviennent et empêchent une amélioration significative des communautés biologiques (Kail et al., 2014).
- Même les **petits projets** peuvent avoir des effets sur les communautés biologiques. En revanche, l'augmentation de la taille des projets analysés dans le projet REFORM n'a pas montré une influence croissante significative sur les communautés biologiques, probablement par manque d'exemple de projet de très grande importance (tous les projets étaient inférieurs à 2km de long) (Kail et al., 2014 ; Kampa et Buijse, 2015).
- L'évolution sur le long terme de la **trajectoire** de la restauration doit encore être mieux étudiée et comprise, et ainsi trouver les leviers pour améliorer les effets de la restauration sur le long terme (Kail et al., 2014).

→ **Recommandations en matière de démarche globale du projet**

Avoir une démarche **intégrée plutôt que sectorielle** (Cowx et al., 2015)

⁵⁷ <http://www.reformrivers.eu/results/deliverables>

- Intégrer les projets de restauration dans la problématique plus large de la **gestion globale** des rivières
- Considérer les différentes **attentes** des parties prenantes
- Il peut exister des conflits mais aussi des **synergies** entre usages : essayer de construire des **scénarios gagnants-gagnants** entre filières
- Travailler avec **toutes** les parties prenantes et faire **participer** le public

Adopter une **démarche de projet** qui facilite la définition des objectifs et des mesures pour y répondre (Mosselman et al., 2015) :

- **Définir des scénarios d'objectifs clairs**, avec des critères d'évaluation bien précis vis-à-vis des bénéfices attendus en termes d'amélioration de l'état physique (hydrologie, morphologie...), de bénéfices écologiques (évolution de la faune et de la flore) et de services écosystémiques (attentes sociétales liées au bon état)
- Utiliser les **outils de gestion de projet** existants. Le projet REFORM propose de nombreux outils pour aider à dimensionner les projets selon des grilles d'analyse et d'aides à la décision. Il peut s'agir d'utiliser la grille d'indicateurs SMART (les objectifs sont-ils concrets, mesurables, faisables, réalistes, et programmables dans le temps ?) pour favoriser le choix, ou encore d'utiliser des analyses de risques, des analyses multicritères...
- Réaliser des **évaluations économiques** pour aider à prioriser et aider à choisir les mesures appropriées pour répondre aux objectifs.

Adopter une **gestion adaptative** (Cowx et al., 2015) :

- La trajectoire de restauration est aujourd'hui difficile à prédire avec certitude...
- ... d'où la nécessité de **mesurer** les effets de la restauration avec des **indicateurs** bien définis par rapport aux objectifs choisis...
- ... et **adapter** les mesures au fur et à mesure

→ **Recommandations pour les choix techniques du projet**

Le projet REFORM recommande de baser le projet sur un **diagnostic** hydromorphologique et des pressions (Mosselman et al., 2015)

- Réaliser un diagnostic du fonctionnement hydromorphologique de la rivière, c'est-à-dire caractériser les processus et indicateurs de fonctionnement de la rivière aux différentes échelles spatiales et au cours du temps
- Identifier les services écosystémiques de la rivière
- Identifier les dysfonctionnements en faisant un état des lieux de la qualité de l'habitat physique à relier avec les pressions

Chaque projet de restauration est **un cas spécifique** qui doit être considéré comme tel (Kampa et al., 2014)

- chaque cas de restauration a ses particularités
- il est important de réfléchir chaque projet dans leur contexte spécifique

Prendre en compte **l'échelle du bassin versant** plutôt que juste l'échelle du tronçon restauré (Cowx et al., 2015)

- Dimensionner le projet de restauration en prenant en compte **l'échelle du bassin versant**
- Prendre en compte les différentes pressions et les échelles sur lesquelles elles ont une influence
- Prendre en compte que les pressions à plus large échelle que le tronçon (occupation du sol par exemple) peuvent limiter les effets du projet de restauration
- Hiérarchiser les pressions, les effets et leur échelle d'action (pollution, sédiments fins, hydrologie, morphologie)

Choisir entre une restauration des **processus** ou une restauration de la **forme** (Cowx et al., 2015)

- La restauration **passive** concerne la restauration de la morphologie via la restauration des processus (érosion, dépôts, espace de liberté...)

- La restauration **active** concerne la restauration directe de la morphologie en construisant directement un nouveau lit par exemple
- Favoriser le plus possible la restauration passive, toutefois celle-ci n'est pas toujours possible si l'hydrologie est perturbée, s'il existe un déficit en sédiments, ou si les berges sont très cohésives par exemple
- Il n'y a pas un seul type de mesure efficace, chacun étant adapté à des objectifs en particulier. Plusieurs scénarios doivent être comparés.

Peser la **balance** entre l'effet écologique et l'effet esthétique (Cowx et al., 2015)

- S'interroger si l'effet esthétique a un intérêt sur le plan écologique. Les projets très esthétiques à large échelle peuvent ne pas améliorer les habitats spécifiques à certaines espèces (à plus petite échelle) et donc conduire à une faible amélioration de la qualité écologique. Par exemple, les macroinvertébrés ont besoin d'un substrat diversifié à l'échelle du micro-habitat. Ainsi, la restauration paysagère à une échelle plus large aura certes un effet esthétique plus plaisant mais n'aura pas d'impact sur l'échelle de l'habitat des macroinvertébrés.



A RETENIR

Les principaux messages clefs et recommandations mis en avant par les résultats du projet européen REFORM sont les suivants :

→ Du point de vue écologique

- Le régime de débit garantissant les processus hydromorphologiques (érosion, dépôts, transports des sédiments), la végétation du corridor alluvial, les connexions avec les eaux souterraines sont des **facteurs importants** pour le fonctionnement hydromorphologique des rivières et des facteurs à prendre en compte dans les projets de restauration
- Garder en tête l'ensemble des **facteurs limitants potentiels** à l'amélioration souhaitée (pressions large échelle, potentiel de recolonisation, échelle d'action)

→ Du point de vue de la démarche du projet

- Chaque projet est spécifique et nécessite un **diagnostic approfondi**
- Adopter une **démarche intégrée**, et prenant en compte les diverses échelles spatiales et temporelles du projet, les attentes des parties prenantes, pour réaliser le diagnostic à la fois technique et socio-économique
- Définir **des scénarios d'objectifs clairs** avec des critères d'évaluation bien précis vis-à-vis des bénéfices attendus en termes d'amélioration de l'état physique (hydrologie, morphologie...), de bénéfices écologiques (évolution de la faune et de la flore) et de services écosystémiques (attentes sociétales liées au bon état)
- Utiliser des **outils de gestion de projet adaptés** pour la bonne définition, et marche du projet
- Si la dynamique du cours d'eau est suffisante, privilégier les mesures de **restauration des processus** (restauration passive)
- Choisir la **bonne mesure** mais aussi la **bonne échelle** d'intervention en fonction du compartiment biologique visé (micro-habitats importants pour les macro-invertébrés par exemple).
- Adopter une **démarche adaptative dès le début du projet**, avec l'appui d'un programme de surveillance et d'évaluation des travaux de restauration pour se donner les moyens de réadapter les pratiques de restauration au cours du temps en fonction des résultats

3.8 ÉLÉMENTS CLEFS DU CHAPITRE 3

Les éléments clefs :

Définition

- Le concept de restauration a **évolué au cours du temps** : de préoccupations plutôt hydrauliques et d'accès aux cours d'eau, on est passé progressivement à des considérations environnementales dans les années 1990. Les différentes définitions cohabitent encore aujourd'hui et attestent des **multiples attentes nouvelles** en matière de gestion des rivières : cadre de vie, patrimoine naturel, paysage, activités récréatives ;
- Une définition qui se dégage actuellement concernant la restauration hydromorphologique renvoie à la restauration des **formes et des processus** dans un objectif d'**amélioration** du fonctionnement du lit fluvial, à partir d'objectifs que l'on définit en fonction de conditions géographiques (ce qui est possible dans un contexte biophysique donné) et socio-économiques (ce qui est souhaité en terme d'atténuation des impacts et de bénéfices potentiels associés) sans chercher pour autant à retrouver un état complètement « sauvage », et ceci dans une optique de **gestion intégrée**.

Avantages multiples et limites

- La restauration hydromorphologique peut procurer des **avantages multiples** et tangibles : prévention des risques inondations, protection des réserves en eau en quantité et en qualité, biodiversité, valorisation socio-économique sur le plan culturel, patrimonial, paysager, récréatif, éducatif, adaptation au changement climatique, ... ;
- Toutefois, il s'agit d'interventions nouvelles qui évoluent grâce à l'expérience et qui nécessitent encore des ajustements. Ceux-ci sont rendus possibles grâce aux **retours d'expériences**, au regard des **réponses limitées** qui ont pu être constatées sur certains projets (essentiellement en raison de problèmes de qualité de l'eau, de faible potentiel de recolonisation des espèces, de perturbations hydrologiques persistantes et de contextes multi-pressions) et des **nouvelles connaissances**.

Préconisations opérationnelles issues de la littérature scientifique et technique

Approche contextualisée, intégrée, participative et adaptative

- Il est recommandé de discuter de la **pertinence sociale et territoriale** dès le **début du projet** en concertation avec les acteurs afin de construire sa légitimité, et faciliter les **négociations bilatérales** entre filières qui peuvent avoir lieu par la suite pour rendre le projet opérationnel. Il est en effet recommandé de se questionner dès le début du projet sur **le sens à rechercher** au-delà de l'application de la réglementation en vigueur : quel sens donne-t-on au bon état des eaux ? Quel sens donne-t-on à la protection de certaines espèces ? Quel sens donne-t-on au fait de laisser plus de place au cours d'eau pour l'expression de ses processus naturels (débordement, ripisylve, zones humides, érosion...) ? Quels sont les besoins socio-économiques du territoire du projet ?
- Il est suggéré d'**articuler** le plus possible les différentes politiques publiques pour éviter les incohérences et trouver des **synergies d'actions**, qui viendraient appuyer le sens des projets (inondation, biodiversité, développement écotouristique, urbanisme, gestion des espèces invasives...) en donnant une dimension socio-économique en sus de l'objectif de restauration écologique ;
- Ces discussions doivent s'appuyer sur des **expertises multithématiques contextualisées et partagées**, ainsi que des **scénarios d'objectifs et de mesures** bien documentés afin de pouvoir discuter du sens, choisir les objectifs pertinents et adaptés au contexte du projet, développer des arguments techniques pour les négociations bilatérales ;
- Il est suggéré également de prévoir une **gestion adaptative dès le démarrage du projet**. Pour cela, il est important de définir des objectifs de projet et des objectifs de suivi et d'évaluation **clairs**, avec des **indicateurs de suivi précis**. En effet, la restauration agit sur les formes et les processus et non pas directement sur les objectifs recherchés (fonctions ou services écologiques souhaités) : elle crée donc les conditions jugées favorables à l'atteinte des objectifs, dans le contexte des connaissances du moment. Le suivi est utile pour vérifier l'évolution par rapport aux objectifs, et si nécessaire **adapter les pratiques**.

Zoom sur le diagnostic physique et écologique et le choix des actions : toutes les échelles doivent être prises en compte

- Le choix des mesures de restauration doit être basé sur un **diagnostic du fonctionnement** physique et écologique de la rivière aux échelles spatiales cohérentes en fonction des pressions (échelle bassin versant, tronçon, micro-habitats...), faire l'objet d'une **analyse prospective** (évolution future potentielle), et s'appuyer sur une **comparaison de scénarios dont les effets sont bien documentés** ;
- Les facteurs **limitant** les améliorations souhaitées doivent être considérés (pressions multiples, potentiel de recolonisation, échelle d'action, qualité de l'eau, quantité d'eau...) ;
- Si la dynamique de la rivière est suffisante, il convient de privilégier les mesures de **restauration des processus** par restauration passive. Sinon, il peut être envisagé la restauration active des formes (ex. reméandrage) ;
- La possibilité d'obtenir des réponses écologiques mesurables doit guider, parmi d'autres éléments, l'ambition du projet de restauration : **l'extension spatiale** du projet doit être proportionnée à la taille de la rivière ou partie de rivière que l'on souhaite restaurer. De même, la situation avant/après restauration doit être a priori aussi **contrastée** que possible en termes de modification des habitats pour pouvoir espérer une évolution des peuplements aquatiques. Les autres facteurs limitants doivent aussi être considérés, notamment la pollution, ce problème devant être résolu avant ou simultanément aux opérations de restauration physique.

Synthèse globale des recommandations

- Donner du **sens et de l'ambition** sociale, écologique et de l'efficacité économique : développer des projets plus intégrés qui vont au-delà des attentes purement environnementales, et pour cela il semble important de s'appuyer sur les autres démarches et politiques territoriales pour trouver des synergies d'actions, dans une démarche globale prospective ;
- Favoriser le **respect, l'écoute et la participation** des acteurs : favoriser le dialogue, l'expression des besoins et attentes, l'apprentissage collectif et l'émergence de sens commun dès le début des projets ;
- Comprendre les **facteurs limitants et adapter les actions** au fil du temps (gestion adaptative) : s'appuyer sur des **diagnostics et des scénarios** solides pour trouver les bons leviers d'actions, l'évolution par rapport aux objectifs fixés doit être mesurée et les actions adaptées au fur et à mesure des résultats sur le long terme (ne pas avoir peur de l'échec, tirer parti des erreurs, améliorer les pratiques, documenter et suivre les projets, capitaliser les retours d'expérience).

BIBLIOGRAPHIE

- AAPPMA DE L'ALBANAIS, 2010, « Novembre, le temps des crues... ». Adresse : <http://www.cheranterredepeche.com/news18.htm> [Consulté le : 14 janvier 2016].
- ABRINORD, 2008, « Contrôle de l'érosion et gestion des fossés - guide complémentaire à la visite terrain », Agence de bassin versant de la rivière du Nord (Abrinord).
- ACREMAN M.C., RIDDINGTON R., BOOKER D.J., 2003, « Hydrological impacts of floodplain restoration: a case study of the River Cherwell, UK », *Hydrology and Earth System Sciences* <hal-00304758>, 7, 1, p. 75-85.
- ACTEON, ECOVIA, 2011, « Guide d'analyse économique - zones humides: évaluation économique des services rendus - analyse sur sept sites tests du bassin Loire-Bretagne », Agence de l'eau Loire-Bretagne.
- ADAM G., FEUNTEUN É., PROUZET P., RIGAUD (COORD) C., 2008, *L'anguille européenne: indicateurs d'abondance et de colonisation*, Quae, Versailles, Éd. Quae.
- ADAM P., DEBIAIS N., MALAVOI J.R., 2007, « Manuel de restauration hydromorphologique des cours d'eau ».
- AERMC, 1989, « La revue de l'agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse », n°31.
- AERMC, 2015a, « Pour une nouvelle gestion des rivières - les actions à l'heure de la GEMAPI », Coll. « Eaux et connaissances », Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse.
- AERMC, 2015b, « Etudes d'évaluation des volumes prélevables globaux », <http://www.rhone-mediterranee.eaufrance.fr/usages-et-pressions/gestion-quantite/EEVPG.php> [Consulté le : 30 octobre 2015].
- AERMC, 2015c, « Suivi des études d'évaluation des volumes prélevables globaux (EVPG) SDAGE Rhône-Méditerranée 2010-2015 ».
- AERMC, 2016a, « Données de suivi de la qualité des cours d'eau depuis le début de la surveillance (données consultées en 2016) ».
- AERMC, 2016b, « Guide technique du SDAGE: délimitation de l'espace de bon fonctionnement des cours d'eau (en cours de finalisation, édition finale prévue fin 2016 ou début 2017) », Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse.
- AFEPTB A.F. DES E.P.T. DE B., EPTB SEVRE NANTAISE, 2010, « Ouvrages hydrauliques - de la continuité écologique des fleuves et rivières aux projets de territoire ».
- ALBER A., PIÉGAY H., Accepté, « Characterizing and modelling the channel migration rate at a regional scale: the case of the Rhône basin and the Mediterranean tributaries, France », *Journal of Environmental Management*.
- ALCAYAGA H., 2013, *Impacts morphologiques des aménagements hydroélectriques à l'échelle du bassin versant*, Thèse de doctorat en sciences de la Terre, Grenoble, Université de Grenoble.
- ALEXANDER R.B., BOYER E.W., SMITH R.A., SCHWARZ G.E., MOORE R.B., 2007, « The Role of Headwater Streams in Downstream Water Quality », *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 43, 1, p. 41-59.
- ALEXANDRE C.M., ALMEIDA P.R., 2009, « The impact of small physical obstacles on the structure of freshwater fish assemblages », *River Research and Applications*.
- ALLAN J.D., 1997, *Stream ecology: structure and function of running waters*, Repr, London, Chapman & Hall, 388 p.
- ALLAN J.D., FLECKER A.S., 1993, « Biodiversity Conservation in Running Waters », *BioScience*, 43, 1, p. 32-43.
- ALLEN C.R., GARMESTANI A.S., 2015, *Adaptive management of social-ecological systems*.
- ALLRED T.M., SCHMIDT J.C., 1999, « Channel narrowing by vertical accretion along the Green River near Green River, Utah », *Geological Society of America Bulletin*, 111, 12, p. 1757-1772.
- AMIGUES J.P., CHEVASSUS-AU-LOUIS B., 2011a, « Evaluer les services écologiques des milieux aquatiques : enjeux scientifiques, politiques et opérationnels », ONEMA.
- AMIGUES J.P., CHEVASSUS-AU-LOUIS B., 2011b, « Evaluer les services écologiques des milieux aquatiques : enjeux scientifiques, politiques et opérationnels », ONEMA.
- AMOROS C., 2001, « The Concept of Habitat Diversity Between and Within Ecosystems Applied to River Side-Arm Restoration », *Environmental Management*, 28, 6, p. 805-817.

- AMOROS C., CHASTAN B., CHOCAT B., CHAUVE P., PEIRY J.-L., BOIS P., GIVONE P., OBERLIN G., DUBAND D., 2000, « Déterminants hydrologiques de caractérisation du fonctionnement physique des cours d'eau », Comité de bassin Rhône Méditerranée Corse.
- AMOROS C., PETTS G.E., 1993, *Hydrosystèmes fluviaux*, Paris, Masson.
- AMOROS C., ROUX A.L., 1988, « Interaction between water bodies within the floodplains of large rivers: function and development of connectivity », *Connectivity in landscape ecology*, Colloque « 2nd International seminar of the international association for landscape ecology », 29, p. 125-130.
- ANCTIL F., ROUSSELLE J., LAUZON N., 2012, *Hydrologie: cheminements de l'eau*, Montréal, Presses internationales Polytechnique.
- ANDREASSIAN V., 1996, « Analyse de l'action de l'homme sur le comportement des bassins versants et le régime des crues », dans *L'influence humaine dans l'origine des crues, état de l'art et actes du colloque*, Paris, CEMAGREF, p. 47-65.
- AOUBID S., GAUBERT H., 2010, « Évaluation économique des services rendus par les zones humides », *Études et documents, économie et évaluation* n°23.
- APEL, n.d., « Guide des bonnes pratiques dans la lutte à l'érosion et à l'imperméabilisation des sols », Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord (APEL).
- AQUASCOP, 2009, « Inventaire biologique et synthèse écologique sur le ruisseau du Val des Choues - rapport final », Office National des Forêts.
- ARCHAIMBAULT V., CHAUVIN C., DUMONT B., DUTARTRE A., MONTUELLE B., TRICHET E., MORIN S., 2010, « Evaluation des effets écologiques d'une restauration physique sur le Vistre - secteur de Bouillargues », CEMAGREF.
- ARNAUD-FASSETTA G., COSSART E., FORT M., 2005, « Hydro-geomorphic hazards and impact of man-made structures during the catastrophic flood of June 2000 in the Upper Guil catchment (Queyras, Southern French Alps) », *Geomorphology*, 66, 1-4, p. 41-67.
- ARNELL N.W., KRASOVSKAIA I., GOTTSCHALK L., 1993, « River flow regimes in Europe », dans *Flow Regimes from International Experimental and Network Data (FRIEND)*, A. Gustard, Wallingford, UK, Institute of Hydrology, p. 112-121.
- ARONSON J., CLEWELL A.F., BLIGNAUT J.N., MILTON S.J., 2006, « Ecological restoration: A new frontier for nature conservation and economics », *Journal for Nature Conservation*, 14, 3-4, p. 135-139.
- ARONSON J., MILTON S.J., BLIGNAUT J.N., CLEWELL A.F., 2006, « Nature conservation as if people mattered », *Journal for Nature Conservation*, 14, 3-4, p. 260-263.
- ASPE C., 1999, Introduction de l'ouvrage « L'eau en représentations - gestion des milieux aquatiques et représentations sociales », Coordination: Chantal Aspe et Patrick Point, GIP HydrOsystèmes - Cemagref.
- ASPE C., GENIN D., 2014, « À chacun sa biodiversité: Approches savantes et locales de la gestion des ressources et des milieux dans le Sud de la France et le Haut Atlas marocain », *Revue d'ethnoécologie*, 5.
- ASPE C., GILLES A., JACQUE M., 2014, « Irrigation canals as tools for climate change adaptation and fish biodiversity management in Southern France », *Regional Environmental Change*.
- ASPE C., JACQUE M., 2012, *Environnement et société: une analyse sociologique de la question environnementale*, Paris Versailles, Éd. Quae (Natures sociales), 279 p.
- ASPE C., POINT (COORD.) P., 1999, « L'eau en représentations - gestion des milieux aquatiques et représentations sociales », GIP HydrOsystèmes - Cemagref.
- ASSOCIATION RHIN VIVANT, 2008, « Destination Rhin Vivant! Pour un tourisme durable sur le Rhin supérieur ».
- ASTEE, 2013, « Ingénierie écologique appliquée aux milieux aquatiques - Pourquoi? Comment? », ASTEE.
- ÅSTRÖM M., AALTONEN E.-K., KOIVUSAARI J., 2001, « Effect of ditching operations on stream-water chemistry in a boreal forested catchment », *Science of The Total Environment*, 279, 1-3, p. 117-129.
- AUGEARD B., NEDELEC Y., BIRGAND F., CHAUMONT C., ANSART P., KAO C., 2008, « Effect of a nonlinear runoff response on flood statistical properties; the case of a tile-drained watershed », *IAHS-AISH Publication*, 321, p. 124-133.
- AUGE V., 2007, « Comment réduire l'impact de l'exploitation forestière et des travaux mécanisés sur le réseau hydrographique ? Le schéma de desserte et d'exploitabilité «orienté eau» », Rapport n°LIFE04NAT/FR/000082, « Ruisseaux de têtes de bassins et faune patrimoniale associée ».

- AUZET A.-V., GUERRINI M.-C., MUXART T., 1992, « L'agriculture et l'érosion des sols : importance en France de l'érosion liée aux pratiques agricoles », *Économie rurale*, 208, 1, p. 105-110.
- AYRES A., GERDES H., GOELLER B., LAGO M., CATALINAS M., GARCIA CANTON A., BROUWER R., SHEREMET O., VERMAAT J., ANGELOPOULOS N., COWX I., 2014, « Inventory of river restoration measures: effect, costs and benefits », Livrable du projet REFORM (REstoring rivers FOR effective catchment Management), D1.4.
- BACCHI M., 2011, « Impacts de la gestion par éclusées des aménagements hydroélectriques de la Dordogne et la Maronne corrézienne sur la macrofaune benthique ».
- BARAN P., BOUCHARD J., 2008, « Effacement du complexe des Etangs Narlin C9-2005-2-26 Diagnostic piscicole 2 ans après l'effacement », Rapport n°LIFE04NAT/FR/000082, Ruisseaux de têtes de bassins et faune patrimoniale associée.
- BARAN P., 2008, « Le débit élément clé de la vie des cours d'eau : bilan des altérations et des possibilités de restauration », *La Houille Blanche*, 6, p. 26-33.
- BARAN P., DELACOSTE M., DAUBA F., LASCAUX J.-M., BELAUD A., LEK S., 1995, « Effects of reduced flow on brown trout (*Salmo trutta* L.) populations downstream dams in french pyrenees », *Regulated Rivers: Research & Management*, 10, 2-4, p. 347-361.
- BARAN P., LEROYER-GRAVET F., 2007, « Le débit, élément clé de la vie des cours d'eau », ONEMA.
- BARNAUD C., ANTONA M., MARZIN J., 2011, « Vers une mise en débat des incertitudes associées à la notion de service écosystémique », *VertigO*, Volume 11 Numéro 1.
- BARRAUD R., 2011, « Rivières du futur, wild rivers ? », *VertigO*, Hors-série 10.
- BARRET P., 2012, *Guide pratique du dialogue territorial: concertation et médiation pour l'environnement et le développement local*, La Tour d'Aigues, Ed. de l'Aube.
- BARRY J.J., BUFFINGTON J.M., GOODWIN P., KING J.G., EMMETT W.W., 2008, « Performance of Bed-Load Transport Equations Relative to Geomorphic Significance: Predicting Effective Discharge and Its Transport Rate », *Journal of Hydraulic Engineering*, 134, 5, p. 601-615.
- BARTHELEMY C., 2003, *Des rapports sociaux à la frontière des savoirs. Les pratiques populaires de pêche amateur au défi de la gestion environnementale du Rhône.*, Thèse de doctorat en sociologie.
- BAUBRON J.C., WENG P., NGUYEN-THE D., 2001, « Tourbière de la Morte-Femme (Vosges) - expertise hydrologique », Rapport n°BRGM/RP-51062-FR, BRGM.
- BAUMANN P., KLAUS I., 2003, « Conséquences écologiques des éclusées », Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP).
- BAZIN P., BARNAUD G., 2002, « Du suivi à l'évaluation : à la recherche d'indicateurs opérationnels en écologie de la restauration », *Revue d'écologie: la terre et la vie*, Supplément 9, p. 201-224.
- BEAUCHAMP J., n.d., « La lutte contre l'érosion des sols dans les zones de grandes cultures ». Adresse : https://www.upicardie.fr/~beaucham/mst/Erosion_sol/Erosion-sol.htm [Consulté le : 3 juillet 2015].
- BEIERLE T.C., 2002, « The Quality of Stakeholder-Based Decisions », *Risk Analysis*, 22, 4, p. 739-749.
- BENDA L., DUNNE T., 1987, « Sediment routing by debris flow », *Erosion and Sedimentation in the Pacific Rim*, Corvallis Symposium, IAHS Publ. no. 165.
- BERGERON N., ROY A.G., 1985, « Le rôle de la végétation sur la morphologie d'un petit cours d'eau », *Géographie physique et Quaternaire*, 39, 3, p. 323.
- BESSE T., 2009, « Turbines ichtyophiles et dispositifs d'évitement pour les anguilles en avalaison », *Tableau de bord Anguille du bassin Loire, côtiers vendéens et de la Sèvre Niortaise (LOGRAMI)*.
- BILLY V. DE, MCDONALD D., 2016, « Bonnes pratiques en phase chantier - pour la préservation des milieux aquatiques », *Journée technique évolution de l'assainissement routier*, Angers.
- BISSONNAIS Y. LE, THORETTE J., BARDET C., DAROUSSIN J., 2002, « L'érosion hydrique des sols en France », IFEN, INRA.
- BLANCHARD R., 1922, « La Houille blanche dans le Massif Central français », *Revue de géographie alpine*, 10, 3, p. 353-396.
- BLANCHET S., REY O., ETIENNE R., LEK S., LOOT G., 2010, « Species-specific responses to landscape fragmentation: implications for management strategies », *Evolutionary Applications*, 3, 3, p. 291-304.
- BLOCH M., 1935, « Avènement et conquêtes du moulin à eau », *Annales d'histoire économique et sociale*, 7, 36, p. 538-563.

- BONDAREV V., GREGORY K., 2002, « Urbanization and stream channels », *Geography Review*, 15, 5, p. 10-13.
- BONIN S., BLANC N., 2008, *Grands barrages et habitants Les risques sociaux du développement.*, Versailles, Quæ.
- BONNEAU J., FLETCHER T., BURNS M., 2015, « Stormwater infiltration in a peri-urban catchment: where does the water go? », *Book of abstracts & posters: measuring, modelling and managing of the natural processes related to water flows - social values of the linked ecosystem services, EcoHydrology'2015*, p. 14-16.
- BOS D., WALSH C.J., FLETCHER T.D., NEMES V., ROSSRAKESH S., 2009, « Restoring urban streams by managing stormwater in the catchment ».
- BOUCHAREYCHAS V., 2012, « Étude des impacts prévisibles de la suppression du seuil de Collias sur les manifestations d'eutrophisation », *AQUASCOP*.
- BOULEAU G., 2007, *La gestion des rivières et ses indicateurs à l'épreuve de la directive cadre*, Thèse de doctorat en sciences humaines et sociales, AgroParisTech.
- BOULEAU G., 2009, « La contribution des pêcheurs à la l'eau sur l'eau de 1964 », *Économie rurale*, 309.
- BOUNI C., 2014, « Comment développer un projet ambitieux de restauration d'un cours d'eau? Retour d'expériences en Europe, un point de vue des sciences humaines et sociales », Coll. « Comprendre pour agir », ONEMA.
- BOURDIN L., STROFFEK S., BOUNI C., NARCY J.B., DUFOUR M., 2011, « Guide technique SDAGE: OF6 restaurer et préserver les cours d'eau - restauration hydromorphologique et territoires - concevoir pour mieux négocier », *Guide technique SDAGE*, Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse.
- BOWIE G.L., MILLS W.B., PORCELLA D.B., CAMPBELL C.L., PAGENKOPF J.R., RUPP G.L., JOHNSON K.M., CHAN P.W.H., GHERINI S.A., 1985, « Rates, constants and kinetics formulations in surface water quality modeling (second edition) », U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development.
- BOWLER D.E., MANT R., ORR H., HANNAH D.M., PULLIN A.S., 2012, « What are the effects of wooded riparian zones on stream temperature? », *Environmental Evidence*, 1, 1, p. 3.
- BOYER M., 1998, « Guide technique n°1 - La gestion des boisements de rivières - fascicule n°1: dynamique et fonction de la ripisylve », *AERMC*.
- BRANDER L.M., FLORAX R.J.G.M., VERMAAT J.E., 2006, « The Empirics of Wetland Valuation: A Comprehensive Summary and a Meta-Analysis of the Literature », *Environmental & Resource Economics*, 33, 2, p. 223-250.
- BRAUD S., ALBER A., 2013, « Synthèse des connaissances & propositions d'une méthode d'évaluation de l'impact des ouvrages transversaux sur la continuité sédimentaire des cours d'eau », *DREAL centre*.
- BRAVARD J.-P., 2002, « Les réponses des systèmes fluviaux à une réduction des flux d'eau et de sédiments sous l'effet du reboisement en montagne », *La Houille Blanche*, 3, p. 68-71.
- BRAVARD J.-P., 2010, « Discontinuities in braided patterns: The River Rhône from Geneva to the Camargue delta before river training », *Geomorphology*, 117, 3-4, p. 219-233.
- BRAVARD J.-P., CLEMENS A., GROUPE DE RECHERCHE RHONE-ALPES SUR LES INFRASTRUCTURES ET L'EAU, ZONE ATELIER BASSIN DU RHONE, 2008, *Le Rhône en 100 questions ouvrage collectif*, Villeurbanne, ZABR, Zone atelier bassin du Rhône.
- BRAVARD J.-P., PETIT F., 2000, *Les cours d'eau: dynamique du système fluvial*, Paris, A. Colin.
- BRESSAN Y., MICHELOT J.-L., SIMON L., 2006, « Les fonctions des zones humides: synthèse bibliographique », *Document de travail*, Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse.
- BRESSY A., 2010, *Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbaines : effets de différents modes de gestion à l'amont*, Thèse de doctorat, Université Paris-Est.
- BRGM, AERMC, 2014, « Fiches description des masses d'eau souterraines: 149B2 calcaires urgoniens des gorges du moyen gardon (rive droite) ».
- BRIERLEY G.J., FRYIRS K.A., 2000, « River styles in Bega Catchment, NSW, Australia: implications for river rehabilitation », *Environmental Management*, 25, p. 661-679.
- BROOKES A., 1988, *Channelized rivers: perspectives for environmental management*, Chichester; New York, Wiley.
- BROUWER R., KUIK O., SHEREMET O., JIANG Y., BRANDS D., GERDES H., LAGO M., HINZMANN M., ANGELOPOULOS N., COWX I., NICHERSU I., REICHERT P., LOGAR I., PAILLEX A., SCHUWIRTH N., LEHTORANTA V., AROVIITA J., GARCIA DE JALON D., GONZALEZ DEL TANAGO M., 2015, « Cost-effective restoration measures that promote wider

- ecosystem and societal benefits », Livrable du projet REFORM (REstoring rivers FOR effective catchment Management), D5.2.
- BRUSLE J., QUIGNARD J.-P., 2013, *Biologie des poissons d'eau douce européens*, Paris, Editions Lavoisier.
- BUCHECKER M., MENZEL S., HOME R., 2013, « How much does participatory flood management contribute to stakeholders' social capacity building? Empirical findings based on a triangulation of three evaluation approaches », *Natural Hazards and Earth System Science*, 13, 6, p. 1427-1444.
- BUKAVECKAS P.A., 2007, « Effects of Channel Restoration on Water Velocity, Transient Storage, and Nutrient Uptake in a Channelized Stream † », *Environmental Science & Technology*, 41, 5, p. 1570-1576.
- BURROUGHS B.A., HAYES D.B., KLOMP K.D., HANSEN J.F., MISTAK J., 2009, « Effects of Stronach Dam removal on fluvial geomorphology in the Pine River, Michigan, United States », *Geomorphology*, 110, 3-4, p. 96-107.
- BURROUGHS B.A., HAYES D.B., KLOMP K.D., HANSEN J.F., MISTAK J., 2010, « The Effects of the Stronach Dam Removal on Fish in the Pine River, Manistee County, Michigan », *Transactions of the American Fisheries Society*, 139, 5, p. 1595-1613.
- CAIRNS J., 1991, « The status of the theoretical and applied science of restoration ecology », *The Environmental Professional*, 11, p. 152-159.
- CALDER I.R., AYLWARD B., 2006, « Forest and floods: Moving to an evidence-based approach to watershed and integrated flood management », *Water International*, 31, 1, p. 87-99.
- CALLON M., 1986, « Éléments pour une sociologie de la traduction. La domestication des coquilles Saint-Jacques et des marins-pêcheurs dans la baie de Saint-Brieuc », *L'année sociologique*, 36, p. 169-208.
- CAMARGO J.A., ALONSO Á., PUENTE M. DE LA, 2005, « Eutrophication downstream from small reservoirs in mountain rivers of Central Spain », *Water Research*, 39, 14, p. 3376-3384.
- CAMENEN B., 2014, « Mesures in situ de la dynamique sédimentaire des cours d'eau », *Outils et méthodes*, IRSTEA, AERMC.
- CAMENEN B., GRABOWSKI R.C., LATAPIE A., PAQUIER A., SOLARI L., RODRIGUES S., 2016, « On the estimation of the bed-material transport and budget along a river segment: application to the Middle Loire River, France », *Aquatic Sciences*, 78, 1, p. 71-81.
- CAMPTON P., LEBEL I., 2008, « Évaluation théorique de la mortalité de l'anguille européenne à la dévalaison sur le bassin du Rhône », *Rapport n°N°13/15*, Association Migrateurs Rhône-Méditerranée.
- CARLUER N., BAHUT M., BELLARD J., BERNEZ I., BURGER-LEENHART D., DORIOZ J.M., DOUEZ O., GRIMALDI C., HABETS F., BISSONNAIS Y. LE, MOLENAT J., ROLLET A.J., ROSSET V., SAUVAGE S., USSEGLIO-POLATERA P., LEBLANC B., 2016, « Expertise scientifique collective sur l'impact cumulé des retenues. Rapport de synthèse ».
- CARPENTER K.E., 1928, *Life in inland waters*, Macmillan, New-York, USA.
- CATALON E., 2015a, *Vers une recomposition des rapports entre sociétés et rivières: l'hydromorphologie des cours d'eau - processus, représentations et enjeux de gestion environnementale sur la Dordogne moyenne*, Thèse de doctorat, Paris, Université Paris Ouest Nanterre la Défense.
- CATALON E., 2015b, *Vers une recomposition des rapports entre sociétés et rivières: l'hydromorphologie des cours d'eau - processus, représentations et enjeux de gestion environnementale sur la Dordogne moyenne*, Thèse de doctorat, Paris, Université Paris Ouest Nanterre la Défense.
- CAVE T., 2011, *Fonctionnement hydrodynamique du bassin tertiaire du Bas-Dauphiné entre la Drôme et la Varèze (Drôme et Isère, Sud-Est de la France)- Etude géochimique et isotopique*, Thèse de doctorat en hydrogéologie, Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse.
- CEN RHONE-ALPES, n.d., « Fiche n°3 - fonction: maintenir un champ d'expansion des crues », dans le « Guide du parfait animateur territorial ».
- CEREG INGENIERIE, HYDRIAD, 2014, « Etude de détermination des volumes prélevables du bassin versant de l'Eygues - quantification de la ressource disponible (phase 3) », Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse.
- CFBR, 2013, « L'histoire des barrages », Document technique, Comité français des barrages et réservoirs.
- CHAMBAUD F., BONNAUD T., 2008, « DOCOB des 4 sites Natura 2000 de la vallée de la Loire entre Iguerande et Decize », Groupement Conseil Aménagement Espace Ingénierie – Enesad.
- CHAMBAUD F., OBERTI D., SIMONNOT J.-L., 1997, « Importance des nappes perchées dans le déterminisme écologique des communautés végétales de la prairie du Val de Saône », *Bull. Sci. Bourg.*, 49, p. 79-91.

- CHAMBAUD F., 2001, « Influence du milieu, de la fauche et de la pâture sur la biodiversité et la valeur fourragère des prairies inondables du Val de Saône bourgignon », Etablissement National d'Enseignement Supérieur Agronomique de Dijon.
- CHAMBRE D'AGRICULTURE DE REGION DU NORD-PAS DE CALAIS, 2013, « Guide de l'érosion des sols ».
- CHAMPIGNEULLE A., LARGIADER C.R., CAUDRON A., 2003, « Reproduction de la truite (*Salmo trutta* L.) dans le torrent de Chevenne, Haute-Savoie. Un fonctionnement original ? », Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture, 369, p. 41-70.
- CHANCEL N., 2003, « L'eau, le tourisme et l'aménagement du territoire en France: concilier protection des milieux et développement économique », Synthèse technique, ENGREF.
- CHARDON M., 1984, « Montagne et haute montagne alpine, critères et limites morphologiques remarquables en haute montagne », Revue de géographie alpine, 72, 2, p. 213-224.
- CHARLES L., KALAORA B., 2003, « Sociologie et environnement en France: L'environnement introuvable ? », Ecologie & politique, 27, 1, p. 31.
- CHARNAY B., 2010, Pour une gestion intégrée des ressources en eau sur un territoire de montagne. Le cas du bassin versant du Giffre (Haute-Savoie), Thèse de doctorat en géographie, Université de Savoie, 504 p.
- CHASSERIEAU C., 2013, « Évaluation des travaux de restauration réalisés sur le Nant de Sion aval: comparaison des états des lieux réalisés avant travaux (2008), 1 an après travaux (2010) et 3 ans après travaux (2012) - bilan final », Rapport FDP74.13/03.
- CHEVASSUS-AU-LOUIS B., SALLES J.-M., BIELSA S., RICHARD D., MARTIN G., PUJOL J.-L., 2009, « Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes - Contribution à la décision publique », Centre d'analyse stratégique.
- CHIN A., 2006, « Urban transformation of river landscapes in a global context », Geomorphology, 79, 3-4, p. 460-487.
- CHOCAT B., 1997a, Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement, Lavoisier (Technique et documentation).
- CHOCAT B., 1997b, « Le rôle possible de l'urbanisation dans l'aggravation du risque d'inondation : l'exemple de l'Yzeron à Lyon / The potential role of urbanization in increasing the risk of flooding : the example of the Yzeron in Lyon », Revue de géographie de Lyon, 72, 4, p. 273-280.
- CHURCH M., 2006, « Bed material transport and the morphology of alluvial river channels », Annual Review of Earth and Planetary Sciences, 34, 1, p. 325-354.
- CISALB, 2013, « Évaluation des travaux de restauration écologique des rivières – suivi 2009-2012 – opération C3-4 bis ».
- CLAUDE N., RODRIGUES S., BUSTILLO V., BREHERET J.-G., TASSI P., JUGE P., 2014, « Interactions between flow structure and morphodynamic of bars in a channel expansion/contraction, Loire River, France », Water Resources Research, 50, 4, p. 2850-2873.
- CLE BASSE VALLEE DE L'AIN, 2013a, « État des lieux du SAGE de la basse vallée de l'Ain (dans le cadre de la révision du SAGE de la basse vallée de l'Ain) », Syndicat basse vallée de l'Ain, Commission locale de l'eau de la basse vallée de l'Ain.
- CLE BASSE VALLEE DE L'AIN, 2013b, « Plan d'Aménagement et de Gestion Durable de la ressource en eau des milieux aquatiques (PAGD) du SAGE de la basse vallée de l'Ain », Commission locale de l'eau de la basse vallée de l'Ain.
- COMBE P.-M., 2007, « Guide technique SDAGE n°10: Outils socio-économique pour une nouvelle culture de l'eau - Glossaire », Guide technique SDAGE, AERMC.
- COMITE DE BASSIN RHONE-MEDITERRANEE, 2014, « Plan d'adaptation au changement climatique ».
- COMITE DE BASSIN RHONE-MEDITERRANEE, 2016, « SDAGE Rhône-Méditerranée 2016-2021 », Comité de bassin Rhône-Méditerranée.
- COMMODO, 2014, « Association ComMod », ComMod modélisation d'accompagnement.
- CONINCK A. DE, 2015, Faire de l'action publique une action collective. Expertise et concertation pour la mise en oeuvre des continuités écologiques sur les rivières périurbaines, Thèse de doctorat en aménagement et urbanisme, Université Paris-Est.
- CONTRE CHAMP, EMA CONSEIL, ACTEON, 2012, « Évaluation de l'incitativité des interventions de l'Agence auprès des collectivités locales dans le domaine de la restauration physique des cours d'eau et des plans d'eau sur le bassin Rhône-Méditerranée ».

- COPELAND R.R., MCCOMAS D.N., THORNE C.R., SOAR P.J., JONAS M.M., FRIPP J.B., 2001, « Hydraulic design of stream restoration projects », ERDC/CHL TR-01-28, US Army Corps of Engineers.
- CORNU V., 2015, « Mesures de réduction de l'impact des éclusées sur l'écosystème en aval - synthèse bibliographique des travaux menés à l'étranger ».
- COSANDEY C., 2000, « Débit de base, Ecoulement de base », Dictionnaire français d'hydrologie - Comité National Français des Sciences Hydrologiques - Commission de terminologie. Adresse : <http://hydrologie.org/glu/indexdic.htm> [Consulté le : 15 décembre 2015].
- COSTA G. DA, 1982, « Essai d'évaluation des effets biologiques sur le long terme des redressements de cours d'eau: exemple du Rahin et de la Cuisance », CEMAGREF, div. qualité des eaux.
- COTTET M., n.d., « Fiche ZABR n°37: Traquer le regard, vers une caractérisation des bénéfices sociaux induits par les travaux de restauration écologique en territoire urbain ».
- COTTET M., 2010, La perception des bras morts fluviaux: le paysage, un médiateur pour l'action dans le cadre de l'ingénierie de la restauration. Approche conceptuelle et méthodologique appliquée aux cas de l'Ain et du Rhône, Thèse de doctorat en géographie, Lyon, Université Jean Moulin - Lyon III.
- COTTET M., AUGENDRE M., BOZONNET M., BRAULT V., MAGNET D., MARCHAND J., ROUX-MICHOLLET D., TREMELO M.-L., TRONCHERE H., VAUDOR L., 2014, « Traquer le regard, vers une caractérisation des bénéfices sociaux induits par les travaux de restauration écologique en territoire urbain », ZABR, Agence de l'eau, action 37, rapport final.
- COURRET D., CHANSEAU M., LASCAUX J.M., LARINIER M., 2012, « Impacts écologiques des éclusées hydroélectriques. Caractérisation des régimes d'éclusées et retour d'expérience sur la Maronne », La Houille Blanche, 1, p. 8-14.
- COWX I., ANGELOPOULOS N., WOLTER C., BUIJSE T., GEERLING G., GURNELL A., RINALDI M., FRIBERG N., KAIL J., 2015, « Lecture notes of the summer school 'Restoring regulated streams linking theory and practice », Livrable du projet REFORM 'REstoring rivers FOR effective catchment Management), D7.4, Wageningen (The Netherlands).
- CR PACA, n.d., « La Durance: lien de vie du territoire régional ».
- CSPNB, 2008, « L'arbre, la rivière et l'homme ».
- CUBIZOLLE H., SACCA C., TOURMAN A., PORTERET J., THEBAUD G., 2004, « Les tourbières du haut bassin versant de la Loire (Massif central oriental) Intérêts paléoenvironnemental et phytocénotique, enjeux socio-économiques », 192 (2004/3).
- CUINAT R., BOMASSI P., CARMIE H., CARRIER A., BOYER L., BONNET A., 1982, « Conséquences hydrobiologiques et piscicoles de la chenalisation d'une petite rivière de Limagne », Clermont-Ferrand, Conseil Supérieur de la Pêche.
- CUMMING G.S., 2004, « The impact of low-head dams on fish species richness in Wisconsin », Ecological Applications, 14, 5, p. 1495-1506.
- CUSHMAN R.M., 1985, « Review of Ecological Effects of Rapidly Varying Flows Downstream from Hydroelectric Facilities », North American Journal of Fisheries Management, 5, 3A, p. 330-339.
- DACHARRY M., 1974, L'hydrologie de la Loire en amont de Gien, Nouvelles Editions Latines, Paris.
- DARLY S., TORRE A., 2008, « Conflits liés aux espaces agricoles et périmètres de gouvernance en Ile-de-France: (résultats à partir d'analyses de la presse quotidienne régionale et d'enquêtes de terrain) », *Géocarrefour*, 83, 4, p. 307-319.
- DATRY T., CORTI R., PHILIPPE M., CLARET C., DUMONT B., SAUQUET E., GOFF G. LE, ROGER P., 2011, « Rivières intermittentes du bassin Rhône Méditerranée et Corse : fonctionnement écologique dans un contexte de mise en application de la DCE », Accord Cadre Cemagref – Agence de l'Eau RM&C – Action N°20, CEMAGREF/Agence de l'eau RMC.
- DATRY T., DOLE-OLIVIER M.-J., MARMONIER P., CLARET C., PERRIN J.-F., LAFONT M., BREIL P., 2008, « La zone hyporhéique, une composante à ne pas négliger dans l'état des lieux de la restauration des cours d'eau », *Ingénieries - E A T*, p. 3-18.
- DAUFRESNE M., VESLOT J., CAPRA H., CARREL G., POIREL A., OLIVIER J.-M., LAMOUREUX N., 2015, « Fish community dynamics (1985-2010) in multiple reaches of a large river subjected to flow restoration and other environmental changes », *Freshwater Biology*, 60, 6, p. 1176-1191.
- DEGIORGI F., RESCH J.-N., MAGNON G., DECOURCIERE H., GRANDMOTTET J.-P., 2006, « Le bassin du Drugeon: histoire tourmentée d'une zone humide d'altitude, de la correction et du drainage à la restauration », 3ème journée thématique ZABR - GRAIE.
- DEGOUTTE G., n.d., « Évolution morphologique des rivières aménagées ».

- DEGOUTTE G., 2012, Diagnostic, aménagement et gestion des rivières (2e éd.).
- DELACOSTE M., 1995, Analyse de la variabilité spatiale de la reproduction de la truite commune (*Salmo Trutta L.*). Etude à l'échelle du micro et du macrohabitat dans 6 rivières des Pyrénées centrales, Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse.
- DELACOSTE M., BARAN P., LASCAUX J.M., SEGURA G., BELAUD A., 1995, « Capacité de la méthode des microhabitats à prédire l'habitat de reproduction de la truite commune », Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture, 337-338-339, p. 345-353.
- DEMARS J.J., 1985, « Repercussion of small hydroelectric power stations on populations of brown trout in rivers in the French Massif-Central. Dans "Habitat modification and freshwater Fisheries" », FAO EIFAC.
- DEPARTEMENT 06, 2014, « Travaux de restauration des milieux aquatiques caractéristiques du faciès méditerranéen du fleuve Var - Phase II ».
- DEPARTEMENT 06, 2015, « Retour au faciès méditerranéen du fleuve Var - abaissement des seuils », Journée technique GEMAPI, Cadenet, 2015.
- DESBORDES M., 1989, « Principales causes d'aggravation des dommages dus aux inondations par ruissellement superficiel en milieu urbanisé », Bulletin Hydrologie urbaine, SHF Paris n°4, p. 2-10.
- DESCLOUX S., 2011, Le colmatage minéral du lit des cours d'eau: méthode d'estimation et effets sur la composition et la structure des communautés d'invertébrés benthiques et hyporhéiques, Thèse de doctorat en sciences agricoles, Université Claude Bernard, Lyon1.
- DESCROIX L., 1994, L'érosion actuelle dans la partie occidentale des Alpes du Sud, Thèse de doctorat en géographie, Université Lumière Lyon 2.
- DESCROIX L., OLIVRY J.-C., 2002, « Spatial and temporal factors of erosion by water of black marls in the badlands of the French southern Alps », Hydrological Sciences Journal, 47, 2, p. 227-242.
- DIJK P. VAN, 2013, « Évaluation de l'efficacité des mesures de lutte contre l'érosion et les coulées de boues - bassin versant Ettendorf/Ringerdorf - modélisation LISEM », Ettendorf, 2013.
- DI MEO G., 2008, « Processus de patrimonialisation et construction des territoires », Patrimoine et industrie en Poitou-Charentes : connaître pour valoriser, p. 87-109.
- DIREN RHONE-ALPES, 2001, « Les débits d'étiage dans le département de la Drôme ».
- DOLL B.A., WISE-FREDERICK D.E., BUCKNER C.M., WILKERSON S.D., HARMAN W.A., SMITH R.E., SPOONER J., 2002, « Hydraulic geometry relationships for urban streams throughout the piedmont of North Carolina », Journal of the American Water Resources Association, 38, 3, p. 641-651.
- DOLLINGER J., DAGES C., BAILLY J.-S., LAGACHERIE P., VOLTZ M., 2014, « Synthèse bibliographique des différentes fonctions des réseaux de fossés aux échelles du fossé élémentaire et du réseau », ONEMA, INRA.
- DOURNEL S., SAJALOLI B., 2012, « Bains, guinguettes et tourisme fluvial en Val d'Orléans, in DAVODEAU H. (coord.), Rapport du programme Patrimoines et trajectoires paysagères des vallées ligériennes (2010-2012), chapitre 4 », INHP d'Angers.
- DOUVINET J., DELAHAYE D., LANGLOIS P., 2008, « Modélisation de la dynamique potentielle d'un bassin versant et mesure de son efficacité structurelle », Cybergeog.
- DOWNING J.A., COLE J.J., MIDDELBURG J.J., STRIEGL R.G., DUARTE C.M., KORTELAINE P., PRAIRIE Y.T., LAUBE K.A., 2008, « Sediment organic carbon burial in agriculturally eutrophic impoundments over the last century », Global Biogeochemical Cycles, 22, 1.
- DOWNS P.W., THORNE C.R., 2000, « Rehabilitation of a lowland river: Reconciling flood defence with habitat diversity and geomorphological sustainability », Journal of Environmental Management, 58, 4, p. 249-268.
- DUBGAARD A., KALLESOE M.F., LADENBURG J., PETERSEN M.L., 2003, « Cost-benefit analysis of the Skjern river restoration in Denmark ».
- DUBGAARD A., KALLESOE M.F., PETERSEN M.L., LADENBURG J., 2002, « Cost-Benefit Analysis of the Skjern River Restoration Project », Copenhagen, Royal veterinary and agricultural university - department of economics and natural resources.
- DUBUT V., 2010, « Structure et diversité génétique de l'apron du Rhône », 6ème journée thématique de la ZABR: la valeur patrimoniale des espèces, des espaces et de leurs dynamiques, Lyon.

- DUFOUR S., PIÉGAY H., 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, p. 568-581.
- DUNNE T., 1976, « Field studies of hillslope flow processes », dans *Hillslope hydrology*, M.J. Kirkby (ed). John Wiley & Sons, New York, p. 227-293.
- DURAND P., GASCUEL-ODOUX C., KAO C., MEROT P., 2000, « Une typologie hydrologique des petites zones humides ripariennes », *Etude et gestion des sols*, 7, 3, p. 207-218.
- EAUX CONTINENTALES, 2012, « Site pilote de reméandrement de la Petite Veyle en amont du Moulin du Geai à Biziat (Travaux réalisés en 2006)- Suivi écologique 2011 ».
- ECOGEA, 2016, « Aménagements de zones favorables à la fraie des salmonidés dans le tronçon court-circuité de HautePAGE sur la Maronne », EDF, MIGADO.
- ECOSPHERE, BURGEAP, 2008, « Délimitation de l'espace de zones humides par fonction qualifiée et par type de milieux du bassin Rhône-Méditerranée - retours d'expériences et proposition de méthodes », Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse.
- ECOWHAT, ACTEON, 2009, « Évaluation économique des zones humides - volume 1: synthèse de la bibliographie - état de l'art des méthodes d'évaluation économique des services rendus par les zones humides », Agence de l'eau Adour Garonne.
- EGIS, 2013, « Guide de gestion des eaux pluviales ».
- ELLIOTT J.M., 1975, « The Growth Rate of Brown Trout (*Salmo trutta* L.) Fed on Maximum Rations », *Journal of Animal Ecology*, 44, 3, p. 805-821.
- ENVIRONMENT AGENCY, 2013, « Slowing the flow, Pickering », *Flood storage area - newsletter*.
- ESSERY C.I., WILCOCK D.N., 1990, « The impact of channelization on the hydrology of the upper river main, county antrim, northern Ireland—a long term case study », *Regulated Rivers: Research & Management*, 5, 1, p. 17-34.
- ETIENNE M., 2009, « Co-construction d'un modèle d'accompagnement selon la méthode ARDI: guide méthodologique », INRA.
- EVERARD M., SHUKER L., GURNELL A., 2011, « Ecosystem services assessment of the Mayesbrook Park restoration », Environment Agency.
- EVARD M., MICHA J.-C., 1995, « Relation entre la diversité du substrat et la diversité faunistique dans un bief belge de la rivière Meuse », *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 31, 2, p. 93-103.
- FABRE J., 2012, « Impacts du changement climatique dans le domaine de l'eau sur les bassins Rhône Méditerranée et Corse - bilan des connaissances », Coll. « Connaissance eau & changement climatique », Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse.
- FAHRNER G., 2010, *Typologie des impacts potentiels des ouvrages hydroélectriques sur les populations de truite situées en aval*, Thèse de doctorat.
- FARINELLI C., 2014, « Les impacts sociaux, économiques et politiques de la restauration des cours d'eau - étude de perception auprès des acteurs de 3 projets du bassin Rhône-Méditerranée », *Rapport de stage Master2*.
- FCEN, 2013, « Rencontre avec les scientifiques à l'occasion de la journée mondiale des zones humides 2012 - Etat des lieux de la recherche scientifique française en tourbières », *Cahier scientifique et technique n°6*, FCEN - Pôle-relais tourbières.
- FEDERATION DEPARTEMENTALE DE PECHE 73, n.d., « PPS du Chéran au Châtelard ». Adresse : http://www.savoiepeche.com/home/index.php?r_nav=sites_peche&page=1257 [Consulté le : 14 janvier 2016].
- FELD C.K., BIRK S., BRADLEY D.C., HERING D., KAIL J., MARZIN A., MELCHER A., NEMITZ D., PEDERSEN M.L., PLETTERBAUER F., PONT D., VERDONSCHOT P.F.M., FRIBERG N., 2011, « From Natural to Degraded Rivers and Back Again », dans *Advances in Ecological Research*, Elsevier, p. 119-209.
- FERRATON M., 2016, « Comment impliquer les citoyens dans la gestion de l'eau? Retour d'expériences de Parcs Naturels Régionaux », *Eau & Connaissance*, Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse.
- FIENER P., AUERSWALD K., 2003, « Effectiveness of Grassed Waterways in Reducing Runoff and Sediment Delivery from Agricultural Watersheds », *Journal of Environment Quality*, 32, 3, p. 927.
- FIENER P., AUERSWALD K., 2006, « Influence of scale and land use pattern on the efficacy of grassed waterways to control runoff », *Ecological Engineering*, 27, 3, p. 208-218.

- FISHER B., TURNER R.K., MORLING P., 2009, « Defining and classifying ecosystem services for decision making », *Ecological Economics*, 68, 3, p. 643-653.
- FODERE, 1803, « Enquête sur la situation et le développement des Alpes-Maritimes. ».
- FOURNIER M., MESQUITA J., MANGIN A., 2010, « Évaluation scientifique de l'impact de l'hydroélectricité dans le Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises ».
- FOWLER R.T., DEATH R.G., 2001, « The effect of environmental stability on hyporheic community structure », *Hydrobiologia*, 445, 1-3, p. 85-95.
- FREY P., 2008, « Transport solide par charriage à différentes échelles, application aux cours d'eau de montagne », Mémoire pour l'obtention de l'habilitation à diriger des recherches, CEMAGREF.
- FRUGET J.-F., DESSAIX J., 2003, « Changements environnementaux, dérives biologiques et perspectives de restauration du Rhône français après 200 ans d'influences anthropiques. », *VertigO*, Volume 4 Numéro 3.
- FRYIRS K.A., BRIERLEY G.J., 2013, *Geomorphic analysis of river systems: an approach to reading the landscape*, Oxford, Wiley-Blackwell, 345 p.
- GALLOWAY J.N., DENTENER F.J., CAPONE D.G., BOYER E.W., HOWARTH R.W., SEITZINGER S.P., ASNER G.P., CLEVELAND C.C., GREEN P.A., HOLLAND E.A., KARL D.M., MICHAELS A.F., PORTER J.H., TOWNSEND A.R., VÖOSMARTY C.J., 2004, « Nitrogen Cycles: Past, Present, and Future », *Biogeochemistry*, 70, 2, p. 153-226.
- GAUTIER E., 1992, *Recherches sur la morphologie et la dynamique fluviales dans le bassin du Buech : (Alpes du sud)*, Thèse de doctorat en géographie.
- GEORGE ROBISON E., BESCHTA R.L., 1990, « Coarse woody debris and channel morphology interactions for undisturbed streams in southeast Alaska, U.S.A. », *Earth Surface Processes and Landforms*, 15, 2, p. 149-156.
- GERMAINE M.-A., 2009, *De la caractérisation à la gestion des paysages ordinaires des vallées du nord-ouest de la France. Représentations, enjeux d'environnement et politiques publiques en Basse-Normandie*, Thèse de doctorat en géographie physique, humaine, économique et régionale, Université de Caen Basse-Normandie.
- GERMAINE M.-A., BALLOUCHE A., 2010, « L'articulation entre enjeux environnementaux et aménités paysagères dans les politiques publiques des vallées du nord-ouest de la France - exemple de la "Suisse normande" », *Projet de paysage*.
- GILLER P.S., MALMQVIST B., 2008, *The biology of streams and rivers*, Repr, Oxford, Univ. Press (Biology of habitats), 296 p.
- GOMI T., MOORE R.D., HASSAN M.A., 2005, « Suspended sediment dynamics in small forest streams of the Pacific Northwest », *Journal of the American Water Resources Association*, 41, 4, p. 877-898.
- GOMI T., SIDLE R.C., RICHARDSON J.S., 2002, « Understanding Processes and Downstream Linkages of Headwater Systems », *BioScience*, 52, 10, p. 905.
- GOUSKOV A., REYES M., WIRTHNER-BITTERLIN L., VORBURGER C., 2016, « Fish population genetic structure shaped by hydroelectric power plants in the upper Rhine catchment », *Evolutionary Applications*, 9, 2, p. 394-408.
- GRAF W.H., ALTINAKAR M.S., 1996, *Hydraulique fluviale. Tome 2 : Ecoulement non permanent et phénomènes de transport*, Lausanne, Presses polytechniques romandes.
- GRAF W.L., 1996, « Geomorphology and policy for restoration of impounded american rivers: what is 'natural'? In *The Scientific Nature of Geomorphology* », *Proceedings of the 27th Binghamton Symposium in Geomorphology*, p. 443-473.
- GRAIE, 2015, « Efficacité d'une gestion à la source des eaux pluviales et apports de la modélisation sur de longues chroniques - illustration sur une étude de cas ».
- GRAMAGLIA C., 2006, *La mise en cause environnementale comme principe d'association. Casuistique des affaires de pollution de rivières: l'exemple des actions contentieuses de l'Association nationale de protection des eaux et rivières (ANPER-TOS)*, Thèse de doctorat en sociologie, Ecole des Mines de Paris, 440 p.
- GRAMS P.E., SCHMIDT J.C., 2002, « Streamflow regulation and multi-level flood plain formation: channel narrowing on the aggrading Green River in the eastern Uinta Mountains, Colorado and Utah », *Geomorphology*, 44, 3-4, p. 337-360.
- GRANT G.E., LEWIS S.L., 2015, « The Remains of the Dam: What Have We Learned from 15 Years of US Dam Removals? », dans LOLLINO G., ARATTANO M., RINALDI M., GIUSTOLISI O., MARECHAL J.-C., GRANT G.E. (dirs.), *Engineering Geology for Society and Territory - Volume 3*, Cham, Springer International Publishing, p. 31-35.

- GREATER VANCOUVER REGIONAL DISTRICT, 2005, « Stormwater Source Control Design Guidelines ».
- GREGORY K.J., MADEW J.R., 1982, « Land use change, flood frequency and channel adjustments », dans HEY R.D., BATHURST J.C., THORNE C.R. (dirs.), *Gravel-bed Rivers*, John Wiley and Sons, p. 757-781.
- GRIFFE J., 1951, « Contribution à l'étude des pollutions industrielles des cours d'eau. La camionnette-laboratoire du Service des Recherches Piscicoles », *Bulletin Français de Pisciculture*, 163, p. 60-65.
- GRIMALDI C., DORIOZ J.-M., SAUVAGE S., BAHUT M., 2016, « Chapitre V: physico-chimie », dans Expertise scientifique collective sur l'impact cumulé des retenues.
- GROMAIRE M.C., VEIGA L., GRIMALDI M., AIRES N., 2013, « Outils de bonne gestion des eaux de ruissellement en zones urbaines, document d'orientation pour une meilleure maîtrise des pollutions dès l'origine du ruissellement », Agence de l'eau Seine-Normandie.
- GROOT R.S. DE, 1987, « Environmental functions as a unifying concept for ecology and economics », *Environmentalist*, 7, 2, p. 105-109.
- GROOT R.S. DE, WILSON M.A., BOUMANS R.M., 2002, « A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services », *Ecological Economics*, 41, 3, p. 393-408.
- GROSPRETRE L., 2011, *Étude et gestion des impacts hydrogéomorphologiques de la périurbanisation. L'exemple du bassin de l'Yzeron dans l'ouest Lyonnais*, Thèse de doctorat en géographie, Lyon, Université Lumière Lyon 2.
- GROSPRETRE L., SCHMITT L., 2008, « Étude hydro-géomorphologique de l'Yzeron et définition d'indicateurs de suivi », Syndicat d'Aménagement et de Gestion de l'Yzeron, du Ratier et du Charbonnières, Direction de l'Eau du Grand Lyon.
- HAGGARD B.E., SOERENS T.S., 2006, « Sediment phosphorus release at a small impoundment on the Illinois River, Arkansas and Oklahoma, USA », *Ecological Engineering*, 28, 3, p. 280-287.
- HAINES A.T., FINLAYSON B.L., MCMAHON T.A., 1988, « A global classification of river regimes », *Applied Geography*, 8, 4, p. 255-272.
- HAMEL P., DALY E., FLETCHER T.D., 2013, « Source-control stormwater management for mitigating the impacts of urbanisation on baseflow: A review », *Journal of Hydrology*, 485, p. 201-211.
- HAUER C., SCHOBER B., HABERSACK H., 2013, « Impact analysis of river morphology and roughness variability on hydropeaking based on numerical modelling », *Hydrological Processes*, 27, 15, p. 2209-2224.
- HAWKES H.A., 1975, « River zonation and classification », dans *River Ecology*, Whitton BA (Ed).
- HEINO J., MELO A.S., SIQUEIRA T., SOININEN J., VALANKO S., BINI L.M., 2015, « Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects », *Freshwater Biology*, 60, 5, p. 845-869.
- HENENSAL P., 1996, « La lutte contre l'érosion sur l'emprise routière - Une contribution à la protection de l'environnement », *Bulletin des laboratoires des Ponts et Chaussées* - 201 - Ref. 4003.
- HENINE H., CHAUMONT C., TOURNEBIZE J., AUGÉARD B., KAO C., NEDELEC Y., 2012, « Le rôle des réseaux de drainage agricole dans le ralentissement dynamique des crues: interprétation des données e l'observatoire "Orgeval" », *Sciences Eaux & Territoire Cahier Spécial n°3*.
- HERODET B., 2011, « Diversification du milieu aquatique et restauration de zones humides annexes, éléments de suivi hydromorphologique et piscicole de 2007 à 2011 », Fédération départementale de pêche de l'Ain.
- HOBBS R.J., 2007, « Setting Effective and Realistic Restoration Goals: Key Directions for Research », *Restoration Ecology*, 15, 2, p. 354-357.
- HOLLIS G.E., 1975, « The effect of urbanization on floods of different recurrence interval », *Water Resources Research*, 11, 3, p. 431-435.
- HUBAULT E., 1923, « Monographie hydrobiologique piscicole du bassin de la Mortagne », *Étude des fonds d'eau du bassin supérieur de la Moselle*.
- HUET M., 1949, « Appréciation de la valeur piscicole des eaux douces », *Travaux de la station de Recherches de Groenendaal, série D*, 10, Ministère de l'Agriculture, Administration des Eaux et Forêts.
- HUET M., TIMMERSMANS J.A., 1976, « Influence sur les populations de poissons des aménagements hydrauliques de petits cours d'eau assez rapides », Ministère de l'agriculture.

- ILLIES J., BOTOSANEANU L., 1963, « Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes considérées surtout du point de vue faunistique », *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 12, p. 1-57.
- INGLIS C.C., 1941, « Digest of answers to the Central Board of Irrigation questionnaire on meandering of rivers with comments on factors controlling meandering and suggestions for future actions », *Central Board of Irrigation Annual Report*.
- INGLIS C.C., 1947, « Meanders and their bearing on river training », *Institution of Civil Engineers, Maritime and Waterways Engineering Division*.
- ISEYA F., IKEDA H., 1987, « Pulsations in Bedload Transport Rates Induced by a Longitudinal Sediment Sorting: A Flume Study Using Sand and Gravel Mixtures », *Geografiska Annaler. Series A, Physical Geography*, 69, 1, p. 15.
- JACINTHE P.A., FILIPPELLI G.M., TEDESCO L.P., RAFTIS R., 2012, « Carbon storage and greenhouse gases emission from a fluvial reservoir in an agricultural landscape », *CATENA*, 94, p. 53-63.
- JACQ A., ROCHE P.A., 1986, « La France et l'hydrologie opérationnelle -réseaux de télétransmission et gestion des eaux », *Ministère de l'Environnement, Direction de la Prévention des Pollutions, Service de l'Eau*.
- JÄHNIG S.C., BRUNZEL S., GACEK S., LORENZ A.W., HERING D., 2009, « Effects of re-braiding measures on hydromorphology, floodplain vegetation, ground beetles and benthic invertebrates in mountain rivers », *Journal of Applied Ecology*, 46, 2, p. 406-416.
- JEUDY, H.-P., SEMINAIRE PATRIMOINES, FRANKREICH (dirs.), 1990, *Patrimoines en folie: [conférences du Séminaire « Patrimoines » tenu en 1987 - 1989, au Collège International de Philosophie]*, Paris, Éd. de la Maison des Sciences de l'Homme (Collection Ethnologie de la France Cahier), 297 p.
- JOLLY M., 2015, « Bénéfices économiques des opérations de restauration physique sur les activités récréatives », *Rapport de stage Master2, Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse*.
- JOWETT I.G., RICHARDSON J., BIGGS B.J.F., HICKEY C.W., QUINN J.M., 1991, « Microhabitat preferences of benthic invertebrates and the development of generalised Deleatidium spp. habitat suitability curves, applied to four New Zealand rivers », *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 25, 2, p. 187-199.
- JUND S., GAULME E., VALETTE E., 2012, « Restauration morphodynamique du Chéran dans la plaine du Châtelard », B2 - restauration / restoration, *I.S.RIVERS*.
- JUNKER J., PETER A., WAGNER C.E., MWAIKO S., GERMANN B., SEEHAUSEN O., KELLER I., 2012, « River fragmentation increases localized population genetic structure and enhances asymmetry of dispersal in bullhead (*Cottus gobio*) », *Conservation Genetics*, 13, 2, p. 545-556.
- KAIL J., LORENZ A.W., HERING D., 2014, « Effects of large- and small-scale river restoration on hydromorphology and ecology », *Livrable du projet REFORM (REstoring rivers FOR effective catchment Management)*, D4.3.
- KAMPA E., BUIJSE T., 2015, « A fresh look on effective river restoration: key conclusions from the REFORM project », *Policy brief Issue No.3, REFORM*.
- KAMPA E., STEIN U., 2012, « Final factsheets on environmental effectiveness of selected hydromorphological measures - Contract No. 070311/2011/603663/ETU/D1 "Comparative Study of Pressures and Measures in the Major River Basin Management Plans" (Task 3b) », *Berlin, Ecologic institute*.
- KAMPA E., WOLTER C., FRIBERG N., O'HARE M., LAGO M., COWX I., MOSSELMAN E., RINALDI M., BUIJSE T., 2014, « Challenge for effective river restoration: new insights and tools from REFORM », *Policy brief Issue No.2, REFORM*.
- KAUFFMAN J.B., KRUEGER W.C., 1984, « Livestock impacts on riparian ecosystems an streamside management implications... a review », *Journal of range management*, 37, 5.
- KAUSHAL S.S., BELT K.T., 2012, « The urban watershed continuum: evolving spatial and temporal dimensions », *Urban Ecosystems*, 15, 2, p. 409-435.
- KEITH P., ALLARDI J., 2001, *Atlas des poissons d'eau douce de France*, Paris, *Muséum national d'histoire naturelle, Secrétariat de la faune et de la flore (Collection patrimoines naturels)*, 387 p.
- KING K.W., SMILEY P.C., FAUSEY N.R., 2009, « Hydrology of channelized and natural headwater streams / Hydrologie de cours d'eau recalibrés et naturels de tête de bassin », *Hydrological Sciences Journal*, 54, 5, p. 929-948.
- KING K.W., FAUSEY N.R., WILLIAMS M.R., 2014, « Effect of subsurface drainage on streamflow in an agricultural headwater watershed », *Journal of Hydrology*, 519, p. 438-445.

- KITTRELL F.W., JONES S.L., INGOLS R.S., 1959, « Effects of impoundments on dissolved oxygen resources », *Sewage and industrial wastes*, 31, 9, p. 1065-1081.
- KNIGHTON D., 1984, *Fluvial forms and processes*, London, Edward Arnold ed.
- KNIGHTON D., 1998, *Fluvial forms and processes: a new perspective, completely rev. and updated ed*, London, Arnold, 383 p.
- KONRAD C.P., BOOTH D.B., 2002, « Hydrologic trends associated with urban development for selected streams in the Puget Sound Basin, Western Washington », *Water-Resources investigations report 02-4040*, U.S. Geological Survey.
- KONRAD C.P., BOOTH D.B., 2005, « Hydrologic changes in urban streams and their ecological significance », *American Fisheries Society Symposium*, 47, p. 157-177.
- KRASOVSKAIA I., GOTTSCHALK L., ARNELL N.W., WATEREN-DE HOOG B., 1993, « Variations in regime class overtime », dans *Flow Regimes from International Experimental and Network Data* (FRIEND, A. Gustard, Wallingford, UK, Institute of Hydrology, p. 131-138.
- KUHN S., MIGENDA W., PFARR U., 2011, « Le Programme Intégré Rhin - protection contre les crues et revitalisation des plaines alluviales du Rhin supérieur », *Ministère de l'environnement, du climat et de l'économie énergétique, Baden-Württemberg*.
- LAMOUREUX N., OLIVIER J.-M., CAPRA H., ZYLBERBLAT M., CHANDESRI A., ROGER P., 2006, « Fish community changes after minimum flow increase: testing quantitative predictions in the Rhone River at Pierre-Benite, France », *Freshwater Biology*, 51, 9, p. 1730-1743.
- LANE E.W., 1955, « The Importance of Fluvial Morphology in Hydraulic Engineering », *Proceedings of the American Society of Civil Engineers*, 745.
- LAPOINTE M., BERUBE P., RODRIGUEZ M., 2004, « Impacts des pratiques forestières sur la ressource salmonicole dans le bassin de la rivière Cascapédia, Gaspésie (Pages 59 à 66) in *Forum de transfert sur la recherche en aménagement et en environnement forestiers* », *Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies et Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec*.
- LARUE J.-P., 2004, « Morphodynamique fluviale actuelle d'origine anthropique : exemples dans le bassin de la Loire (France) / Human impacts on present day fluvial morphodynamics: examples from the Loire river basin (France) », *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 10, 2, p. 127-138.
- LASCAUX J.M., LAGARRIGUE T., CHANSEAU M., 2003, « Effet d'un débit minimum de 3 m³/s délivré à l'aval de l'usine de Hauteffage sur l'exondation des frayères de grands salmonidés de la Maronne (Automne-Hiver 2002/2003) », *MIGADO*.
- LATAPIE A., 2011, *Modélisation de l'évolution morphologique d'un lit alluvial: application à la Loire moyenne*, Thèse de doctorat, Tours, Université François Rabelais.
- LAVABRE J., MARTIN C., 1999, « Appréciation de l'impact des coupes forestières sur l'hydrologie et l'érosion des sols, Cas de la forêt d'Alteffage (commune de Pont de Montvert – 48) ».
- LAVAL F., VENTO O., GUILMIN E., KOULINSKI V., BREILH B., 2015, « Projet de restauration du Drac amont. Restauration d'une rivière en tresses incisée dans les argiles par élargissement et recharge sédimentaire – Premiers retours d'expérience 1 an après travaux », *Poster A4 mobilité & gestion des rivières, I.S.RIVERS*.
- LAY Y.-F. LE, 2007, *Les hommes et le bois en rivière. Représentations, pratiques et stratégies de gestion dans le cadre de l'entretien des cours d'eau*, Thèse de doctorat en géographie, Lyon, Université Jean Moulin - Lyon III.
- LAY Y.-F. LE, PIÉGAY H., 2007, « Le bois mort dans les paysages fluviaux français: éléments pour une gestion renouvelée », *Espace Géographique*, Edition Belin, 36, 1, p. 51-64.
- LEBEGUE D., 2005, « Révision du taux d'actualisation des investissements publics », *Commissariat général du Plan*.
- LEGER L., 1910, « Principes de la méthode rationnelle du peuplement des cours d'eau à salmonidés », *Travaux du laboratoire de pisciculture de l'Université de Grenoble*.
- LEGROS B., PUISSAUVÉ R., HAFFNER P., 2015, « Fiches d'information sur les espèces aquatiques protégées - Castor d'Eurasie - *Castor fiber* Linnaeus, 1758 ».
- LEIBOLD M.A., HOLYOAK M., MOUQUET N., AMARASEKARE P., CHASE J.M., HOOPES M.F., HOLT R.D., SHURIN J.B., LAW R., TILMAN D., LOREAU M., GONZALEZ A., 2004, « The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology: The metacommunity concept », *Ecology Letters*, 7, 7, p. 601-613.

- LEJOT J., 2008, Suivi des formes fluviales par télédétection à très haute résolution. Application aux programmes de restauration de la basse vallée de l'Ain et du Haut-Rhône (Chautagne), Thèse de doctorat en géographie, aménagement et urbanisme, Lyon, Université Lumière Lyon 2.
- LENZI M.A., MAO L., COMITI F., 2006, « Effective discharge for sediment transport in a mountain river: Computational approaches and geomorphic effectiveness », *Journal of Hydrology*, 326, 1-4, p. 257-276.
- LEOPOLD L.B., 1968, « Hydrology for urban land planning - A guidebook on hydrologic effects of urban land use. », Geological survey circular 554, Washington, United States Department of the interior.
- LESSARD J.L., HAYES D.B., 2003, « Effects of elevated water temperature on fish and macroinvertebrate communities below small dams », *River Research and Applications*, 19, 7, p. 721-732.
- LEVEQUE C., GLACHANT M., 1992, « Diversité génétique. la gestion mondiale des ressources vivantes », *La Recherche*, 239, p. 262.
- LEVEQUE C., 2011, « Des fleuves et des estuaires : Pour qui ? Pour quoi ? L'émergence de l'interdisciplinarité dans l'étude des hydrosystèmes », *VertigO*, Hors-série 10.
- LEVEQUE C., 2016, *Quelles rivières pour demain ? : réflexions sur l'écologie et la restauration des cours d'eau*.
- LEVEQUE C., LEEUW S.E. VAN DER, REYNIER I., 2003, *Quelles natures voulons-nous?: pour une approche socio-écologique du champ de l'environnement*, Paris, Elsevier.
- LEVEQUE C., MUXART T., DER LEEUW S. VAN, WEILL A., ABBADIE L., 2008, « L'anthroposystème et la zone atelier: nouveaux concepts territorialisés de l'étude des interactions société/milieux », dans *Continu et discontinu dans l'espace géographique*, Presses universitaires François-Rabelais, p. 279-292.
- LIEBAULT F., 2003, *Les rivières torrentielles des montagnes drômoises : évolution contemporaine et fonctionnement géomorphologique actuel (massifs du Diois et des Baronnies)*, Thèse de doctorat en géographie, aménagement et urbanisme, Université Lumière Lyon 2.
- LIEBAULT F., 2010, « La recharge sédimentaire pour lutter contre l'incision des lits fluviaux », *Forêt et recharge sédimentaire des rivières torrentielles*, journée technique d'information et d'échange.
- LIFE-SEMEAU, 2012, « Rapport de la contribution forestière à la présentation du modèle SEMEAU », Rapport n°SQUERRE/E&RE/R097/12_SR, Volvic, Mines ParisTech.
- LILLYCROP L.S., MCCORMICK J.W., PARSON L.E., CHASTEN M.A., 2011, « Adaptive management through regional sediment management », *Proceeding of the Western Dredging Association (WEDA XXXI) Technical Conference and Texas A&M University (TAMU 42) Dredging Seminar*.
- LIU Y.B., GEBREMESKEL S., SMEDT F. DE, HOFFMANN L., PFISTER L., 2004, « Simulation of flood reduction by natural river rehabilitation using a distributed hydrological model », *Hydrology and Earth System Sciences*, 8, 6, p. 1129-1140.
- LOOY K. VAN, TORMOS T., FERREOL M., VILLENEUVE B., VALETTE L., CHANDESRIS A., BOUGON N., ORAISON F., SOUCHON Y., 2013, « Benefits of riparian forest for the aquatic ecosystem assessed at a large geographic scale », *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 408, p. 06.
- LORENZ A.W., FELD C.K., 2013, « Upstream river morphology and riparian land use overrule local restoration effects on ecological status assessment », *Hydrobiologia*, 704, 1, p. 489-501.
- LOURAU R., 1970, *L'analyse institutionnelle*, Éditions de Minuit, Paris.
- LOVETT S., PRICE P., LAND & WATER AUSTRALIA, 2007, *Principles for riparian lands management*, Braddon, ACT, Land & Water Australia.
- LUCOT E., DEGIORGI F., ADOT P.-M., PEREIRA V., AUGÉ V., DURLET P., 2008, « Le reméandrement des ruisseaux forestiers : un outil pour atténuer les excès du drainage en forêt de Chaux », *RDV techniques*, ONF, 22.
- LUCOT E., DEGIORGI F., AUGÉ V., PEREIRA V., BADOT P.-M., DURLET P., 2008, « Les effets du reméandrement de ruisseaux temporaires en forêt de Chaux (Jura, France) sur le fonctionnement hydrique des sols riverains: premiers résultats », *Forêt Wallonne*, 97.
- LUND J.A., 1976, « Evaluation of stream channelization and mitigation on the fishery resources of the St. Regis River, Montana », Washington DC, USA, Office of Biological Services Fish and Wildlife Service, US Dep. of Interior.
- LVOVICH M.I., 1938, « Opyt Klassifikatsii Rek SSSR », Leningrad, Trudy GGI.
- MACDONALD L.H., COE D., 2007, « Influence of headwater streams on downstream reaches in forested areas », *Forest Sciences*, 53, 2, p. 148-168.

- MACPHERSON L.M., SULLIVAN M.G., FOOTE A.L., STEVENS C.E., 2012, « Effects of Culverts on Stream Fish Assemblages in the Alberta Foothills », *North American Journal of Fisheries Management*, 32, 3, p. 480-490.
- MAGNER J.A., PAYNE G.A., STEFFEN L.J., 2004, « Drainage Effects on Stream Nitrate-N and Hydrology in South-Central Minnesota (USA) », *Environmental Monitoring and Assessment*, 91, 1-3, p. 183-198.
- MAISON REGIONALE DE L'EAU, 2011, « Suivi de la topographie et du colmatage de la Durance - suivi des lâchers d'eau de mai et octobre 2010 - rapport final ».
- MAISON REGIONALE DE L'EAU, n. d., *Les cours d'eau temporaires de Provence-Alpes-Côte-D'Azur*, (Les cahiers de la maison régionale de l'eau).
- MAITRE D'HOTEL E., PELEGRIN F., 2012, « Les valeurs de la biodiversité: un état des lieux de la recherche française ».
- MALANGE J., 2007, « Risque perçu et risque vécu. Les pêcheurs à la ligne et la pollution des cours d'eau en France aux XIXe et XXe s », « Au fil de l'eau » - axe 3: environnements et sociétés.
- MALARD F., LAFONT M., BURGHERR P., WARD J.V., 2001, « A Comparison of Longitudinal Patterns in Hyporheic and Benthic Oligochaete Assemblages in a Glacial River », *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 33, 4, p. 457.
- MALARD F., WARD J.V., ROBINSON C.T., 2000, « An expanded perspective of the hyporheic zone », *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 27, p. 431-437.
- MALAVOI J.R., AREA, 2000, « Typologie et sectorisation des cours d'eau du bassin Loire-Bretagne », Agence de l'eau Loire-Bretagne.
- MALAVOI J.R., BRAVARD J.P., 2010, « Éléments d'hydromorphologie fluviale », Coll. « Comprendre pour agir », ONEMA.
- MALAVOI J.R., GARNIER C.C., LANDON N., RECKING A., BARAN P., 2011, « Éléments de connaissance pour la gestion du transport solide en rivière », Coll. « Comprendre pour agir », ONEMA.
- MALAVOI J.R., PARIS P. (AREA), 2003, « Stratégie d'intervention de l'agence de l'eau sur les seuils en rivière », Agence de l'eau Loire-Bretagne.
- MALAVOI J.R., SOUCHON Y., 2002, « Description standardisée des principaux faciès d'écoulement observables en rivière: clé de détermination qualitative et mesures physiques », *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 365, 366, p. 357-372.
- MALAVOI J.R., SOUCHON Y., 2010, « Éléments pour une harmonisation des concepts et des méthodes de suivi scientifique minimal. Volet hydromorphologie - hydroécologie. », ONEMA/CEMAGREF.
- MARGERUM R.D., 2008, « A Typology of Collaboration Efforts in Environmental Management », *Environmental Management*, 41, 4, p. 487-500.
- MARIDET L., 1995, « Rôle des formations végétales riveraines: recommandations pour une gestion régionalisée », CEMAGREF.
- MARIDET L., COLLIN HUET M.P., 1995, « La végétation aux abords des rivières: source de vie et d'équilibre », CEMAGREF, Ministère de l'environnement.
- MARIDET L., PIÉGAY H., GILARD O., THEVENET A., 1996, « L'embâcle de bois en rivière: un bienfait écologique? un facteur de risques naturels? », *La Houille Blanche*, 5, p. 32-37.
- MARIE M., 1985, « De l'aménagement au ménagement du territoire en Provence. Les grands ouvrages hydrauliques », *Le genre humain*, 12, p. 71-92.
- MARTEL E., 2010, « La variabilité génétique, base de l'adaptabilité des populations », 6ème journée thématique de la ZABR: la valeur patrimoniale des espèces, des espaces et de leurs dynamiques, Lyon.
- MARTI B., 2014, « Concilier aménagement urbain et gestion des eaux pluviales: l'expérience de la ville de Montpellier », Journée technique gestion des eaux pluviales osons désimpermeabiliser les sols!.
- MARTI B., 2015, « Concilier aménagement urbain et gestion des eaux pluviales: l'opération Campus à Montpellier », Les rencontres Rhône-Méditerranée L'adaptation eu changement climatique des idées neuves pour nos plans d'actions territoriaux, Lyon.
- MARTIN C.W., JOHNSON W.C., 1987, « Historical Channel Narrowing and Riparian Vegetation Expansion in the Medicine Lodge River Basin, 1871-1983 », *Annals of the Association of American Geographers*, 77, 3, p. 436-449.
- MARZIN A., VERDONSCHOT P.F.M., PONT D., 2013, « The relative influence of catchment, riparian corridor, and reach-scale anthropogenic pressures on fish and macroinvertebrate assemblages in French rivers », *Hydrobiologia*, 704, 1, p. 375-388.

- MASTERMAN R., THORNE C.R., 1992, « Predicting Influence of Bank Vegetation on Channel Capacity », *Journal of Hydraulic Engineering*, 118, 7, p. 1052-1058.
- MEDDE, 2013, « Circulaire du 18 janvier 2013 relative à l'application des classements de cours d'eau en vue de leur préservation ou de la restauration de la continuité écologique - Article L.214-17 du code de l'environnement – Liste 1 et liste 2 ».
- MEEDDM, 2009, « Évaluation des services rendus par les écosystèmes en France - étude exploratoire - synthèse - application du Millenium Ecosystem Assessment à la France », MEEDDM.
- MELUN G., 2012, Évaluation des impacts hydromorphologiques du rétablissement de la continuité hydro-sédimentaire et écologique sur l'Yerres aval, Thèse de doctorat en sciences de l'environnement, Université Paris-Diderot.
- MERMET L., DUBIEN I., EMERIT A., LAURANS Y., 2004, « Les porteurs de projets face à leurs opposants: six critères pour évaluer la concertation en aménagement », *Revue Politiques et Management Public*, 22, 1, p. 1-22.
- MERRITT D.M., COOPER D.J., 2000, « Riparian vegetation and channel change in response to river regulation: a comparative study of regulated and unregulated streams in the Green River Basin, USA », *Regulated Rivers: Research & Management*, 16, 6, p. 543-564.
- MEYER J.L., STRAYER D.L., WALLACE J.B., EGGERT S.L., HELFMAN G.S., LEONARD N.E., 2007, « The Contribution of Headwater Streams to Biodiversity in River Networks », *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 43, 1, p. 86-103.
- MICHELOT C., LAVAL F., 2014, « Restauration du lit du Drac amont par recharge sédimentaire », États généraux - l'eau en montagne, Megève, France.
- MICHELOT J.-L., 2003, « Les zones humides et l'eau - Cahier thématique du programme national de recherche sur les zones humides », Ministère de l'écologie, Ministère de l'agriculture, Ministère de l'équipement, Agences de l'eau, BRGM.
- MICOUD A., ARMANI G., OLIVIER J.M., VINCENT A., MERIC N., 2011, « Le Haut-Rhône français, d'un fleuve restauré à la construction d'un territoire », Rapport de recherche « Eaux et territoires », CEMAGREF, CNRS, MEEDAAT.
- MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005, « Ecosystems and Human well-being - synthesis - A report of the Millenium Ecosystem Assessment ».
- MILLER J.R., HOBBS R.J., 2007, « Habitat Restoration? Do We Know What We're Doing? », *Restoration Ecology*, 15, 3, p. 382-390.
- MILLER S.W., BUDY P., SCHMIDT J.C., 2010, « Quantifying Macroinvertebrate Responses to In-Stream Habitat Restoration: Applications of Meta-Analysis to River Restoration », *Restoration Ecology*, 18, 1, p. 8-19.
- MOLLARD A., BOSCHET C., DISSART J.-C., LACROIX A., RAMBONILAZA M., VOLLET D., 2014, « Les aménités environnementales : quelle contribution au développement des territoires ruraux?: Observations conjointes en Aquitaine, Auvergne et Rhône-Alpes », *VertigO*, Hors-série 20.
- MONDY C.P., VILLENEUVE B., ARCHAIMBAULT V., USSEGLIO-POLATERA P., 2012, « A new macroinvertebrate-based multimetric index (I2M2) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: A taxonomical and trait approach », *Ecological Indicators*, 18, p. 452-467.
- MONTGOMERY D.R., BUFFINGTON J.M., 1997, « Channel-reach morphology in mountain drainage basins », *GSA Bulletin*, 109, 5, p. 596-611.
- MOOG O., 1993, « Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts », *Regulated Rivers: Research & Management*, 8, 1-2, p. 5-14.
- MOORE M.T., KRÖGER R., LOCKE M.A., CULLUM R.F., STEINRIEDE R.W., TESTA S., LIZOTTE R.E., BRYANT C.T., COOPER C.M., 2010, « Nutrient mitigation capacity in Mississippi Delta, USA drainage ditches », *Environmental Pollution*, 158, 1, p. 175-184.
- MORANDI B., 2014, La restauration des cours d'eau en France et à l'étranger: de la définition du concept à l'évaluation de l'action. Éléments de recherche applicables, Thèse de doctorat en géographie, École Normale Supérieure de Lyon - ENS LYON.
- MORARDET S., 2009, « Évaluation économique des services rendus par les zones humides en France: synthèse des travaux existants », Convention Cémagref-ONEMA - action n°30, CEMAGREF; ONEMA.

- MOSELMAN E., ANGELOPOULOS N., BELLETTI B., BROUWER R., GURNELL A.M., FRIBERG N., KAIL J., REICHERT P., GEERLING G., 2015, « Guidance and decision support for cost-effective river and floodplain restoration and its benefits », Livrable du projet REFORM (REstoring rivers FOR effective catchment Management), D6.3.
- MOUSSA R., VOLTZ M., ANDRIEUX P., 2002, « Effects of the spatial organization of agricultural management on the hydrological behaviour of a farmed catchment during flood events », *Hydrological Processes*, 16, 2, p. 393-412.
- MRM, 2009, « Bilan de la mise en œuvre du plan de gestion des poissons migrateurs des bassins Rhône-Méditerranée et Corse 2004-2009 ».
- MUSIL J., HORKÝ P., SLAVIK O., ZBORIL A., HORKA P., 2012, « The response of the young of the year fish to river obstacles: Functional and numerical linkages between dams, weirs, fish habitat guilds and biotic integrity across large spatial scale », *Ecological Indicators*, 23, p. 634-640.
- MUSY A., 2005, « Chapitre 2: le bassin versant et son complexe », Hydrologie Générale Prof. André Musy Section SIE et GC 4ème semestre 2005. Adresse : <http://echo2.epfl.ch/e-drologie/chapitres/chapitre2/main.html> [Consulté le : 16 octobre 2015].
- NANSON G.C., KNIGHTON A.D., 1996, « Anabranching rivers: their cause, character and classification », *Earth Surface Processes and Landforms*, 21, 3, p. 217-239.
- NARCY J.B., 2013, « Regards des sciences sociales sur la mise en œuvre des politiques de l'eau », Coll. « Comprendre pour agir », ONEMA.
- NARCY J.-B., 2004, Pour une gestion spatiale de l'eau: comment sortir du tuyau?, Bruxelles ;Berlin ;Frankfurt am Main, PIE Lang (EcoPolis), 342 p.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1992, « Restoration of aquatic ecosystems - science, technology and public policy ».
- NAVARRO L., PERESS J., MALAVOI J.R., 2012, « Aide à la définition d'une étude de suivi - recommandations pour des opérations de restauration de l'hydromorphologie des cours d'eau », ONEMA/Agence de l'eau RMC/les agences de l'eau.
- NEDELEC Y., 2005, Interactions en crue entre drainage souterrain et assainissement agricole, Thèse de doctorat, ENGREF (AgroParisTech).
- NEDELEC Y., KAO C., CHAUMONT C., 2004, « Réduction des transferts de crues dans les bassins versants agricoles fortement drainés: état des connaissances et des recherches », *Ingénierie*, 37, p. 3-21.
- NELLER R.J., 1988, « A comparison of channel erosion in small urban and rural catchments, Armidale, New South Wales », *Earth Surface Processes and Landforms*, 13, 1, p. 1-7.
- NICOLAS V., ORAISON F., SOUCHON Y., LOOY K. VAN, 2012, « Restaurer l'hydromorphologie des cours d'eau et mieux maîtriser les nutriments: une voie commune? ».
- NISBET T.R., MARRINGTON S., THOMAS H., BROADMEADOW S., VALATIN G., 2011, « Project RMP5455: slowing the flow at Pickering », Department for Environment, Food and Rural Affairs.
- OBERLIN G., GAUTIER J.N., CHASTAN B., FARISSIER P., GIVONE P., 1993, « Une méthode globale pour la gestion rationnelle des zones inondables : le modèle Inondabilité du Cemagref », *Sècheresses*, 4, 3, p. 171-176.
- OFFICE FEDERAL DE L'ENVIRONNEMENT SUISSE, 2015, « Protection contre les crues: Libérons le Rhin alpin! ». Adresse : <http://www.bafu.admin.ch/naturgefahren/14144/15261/16177/index.html?lang=fr> [Consulté le : 2 septembre 2016].
- ONEMA, 2012a, « La restauration des cours d'eau: recueil d'expériences sur l'hydromorphologie », ONEMA.
- ONEMA, 2012b, « Effacement du seuil de Stalapos sur l'Alagnon », dans Le recueil d'expériences sur l'hydromorphologie des cours d'eau.
- OPDYKE M.R., DAVID M.B., RHOADS B.L., 2006, « Influence of Geomorphological Variability in Channel Characteristics on Sediment Denitrification in Agricultural Streams », *Journal of Environment Quality*, 35, 6, p. 2103.
- ORAISSON F., SOUCHON Y., LOOY K. VAN, 2011, « Restaurer l'hydromorphologie des cours d'eau et mieux maîtriser les nutriments : une voie commune ? », ONEMA/CEMAGREF.
- OSMOND D.L., GILLIAM J.W., EVANS R.O., 2002, « Riparian Buffers and Controlled Drainage to Reduce Agricultural Nonpoint Source Pollution », *North Carolina Agricultural Research Service Technical Bulletin*, 318.
- OVIDIO M., PHILIPPART J.-C., 2002, « The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish », *Hydrobiologia*, 483, 1-3, p. 55-69.

- OWENS P.N., BATALLA R.J., COLLINS A.J., GOMEZ B., HICKS D.M., HOROWITZ A.J., KONDOLF G.M., MARDEN M., PAGE M.J., PEACOCK D.H., PETTICREW E.L., SALOMONS W., TRUSTRUM N.A., 2005, « Fine-grained sediment in river systems: environmental significance and management issues », *River Research and Applications*, 21, 7, p. 693-717.
- PALMER M.A., BERNHARDT E.S., ALLAN J.D., LAKE P.S., ALEXANDER G., BROOKS S., CARR J., CLAYTON S., DAHM C.N., FOLLSTAD SHAH J., GALAT D.L., LOSS S.G., GOODWIN P., HART D.D., HASSETT B., JENKINSON R., KONDOLF G.M., LAVE R., MEYER J.L., O'DONNELL T.K., PAGANO L., SUDDUTH E., 2005, « Standards for ecologically successful river restoration: Ecological success in river restoration », *Journal of Applied Ecology*, 42, 2, p. 208-217.
- PARAN F., ARTHAUD F., NOVEL M., GRAILLOT D., BORNETTE G., PISCART C., MARMONIER P., LAVASTRE V., TRAVI Y., CADILHAC L., 2015, « Caractérisation des échanges nappes/rivières en milieu alluvionnaire - guide méthodologique », Coll. « Eaux et connaissances », Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse.
- PARC NATUREL REGION DES CAPS ET MARAIS D'OPALE, 2003, « Guide technique de la lutte contre l'érosion des sols en Caps et Marais d'Opale ».
- PARDE M., 1955, *Fleuves et rivières*, Armand Colin, Paris.
- PEDERSEN M.L., ANDERSEN J.M., NIELSEN K., LINNEMANN M., 2007, « Restoration of Skjern river and its valley: project description and general ecological changes in the project area », *Ecological Engineering*, 30, p. 131-144.
- PEDERSEN M.L., FREIBERG N., SKRIVER J., BAATRUP-PEDERSEN A., LARSEN S.E., 2007, « Restoration of Skjern river and its valley - short-term effects on river habitats, macrophytes and macroinvertebrates », *Ecological Engineering*, 30, p. 145-156.
- PEIRY J.-L., SALVADOR P., NOUGUIER F., 1994, « L'incision des rivières dans les Alpes du nord : état de la question / River incision in the Northern French Alps », *Revue de géographie de Lyon*, 69, 1, p. 47-56.
- PEIRY J.L., VIVIAN H., 1994, « Dynamique des crues et réduction des capacités d'écoulement du chenal consécutives à la construction d'un barrage hydroélectrique: l'exemple du Drac inférieur en amont de Grenoble. », Colloque « crues et inondations ».
- PELLA H., WASSON J.G., SOUCHON Y., 2001, « Caractérisation des vallées alluviales ».
- PELTE T., NAVARRO L., STROFFEK S., DUPRE LA TOUR J., DATRY T., LANGON M., MARTINEZ P.-J., DELHAYE H., 2014, « Les cours d'eau intermittents - éléments de connaissance et premières préconisations », Note du secretariat technique du SDAGE, AERMC, IRSTEA, ONEMA, DREAL RA.
- PETIT F., DAXHELET C., 1984, « Détermination du débit à plein bords et de sa récurrence dans différentes rivières de moyenne et haute Belgique », *Bulletin de la société géographique de Liège*, 25, p. 69-84.
- PETTS G.E., CALOW P., 1996, *River flows and channel forms: selected extracts from the rivers handbook*, Oxford [England]; Cambridge, Mass., USA, Blackwell Science.
- PIÉGAY (COORD.) H., DUFOUR S., LIEBAULT F., MOULIN B., PINAY G., 2004, « Synthèse des liens eaux-forêts: principales préconisations pour l'aide à la décision dans le cadre de la mise en œuvre de la DCE », Rapport établi par la composante française du projet LIFE « forests for water ».
- PIÉGAY H., LANDON N., LIEBAULT F., 2006, « Synthèse des opérations de suivi des sites-pilotes de l'Ouvèze et de la Drôme - LIFE Eau et Forêt Forests for Water », Programme LIFE environnement, LIFE03/ENV/S/000601.
- PLATTS W.S., 1979, « Livestock grazing and riparian/stream ecosystems - an overview ».
- POFF N.L., ALLAN J.D., BAIN M.B., KARR J.R., PRESTEGAARD K.L., RICHTER B.D., SPARKS R.E., STROMBERG J.C., 1997, « The Natural Flow Regime », *BioScience*, 47, 11, p. 769-784.
- POFF N.L., BROWN C.M., GRANTHAM T.E., MATTHEWS J.H., PALMER M.A., SPENCE C.M., WILBY R.L., HAASNOOT M., MENDOZA G.F., DOMINIQUE K.C., BAEZA A., 2015, « Sustainable water management under future uncertainty with eco-engineering decision scaling », *Nature Climate Change*, 6, 1, p. 25-34.
- POIREL A., GAILHARD J., CAPRA H., 2010, « Influence des barrages-réservoirs sur la température de l'eau : exemple d'application au bassin versant de l'Ain », *La Houille Blanche*, 4, p. 72-79.
- POLIZZI C., SIMONETTO M., BARAUSSE A., CHANIOTOU N., KÄNKÄNEN R., KERÄNEN S., MANZARDO A., MUSTAJÄRVI K., PALMERI L., SCIPIONI A., 2015, « Is ecosystem restoration worth the effort? The rehabilitation of a Finnish river affects recreational ecosystem services », *Ecosystem Services*, 14, p. 158-169.
- PONT B., MATHIEU M., BAZIN N., AGUIARD C., PILLARD A.S., 2008, « Plan de gestion 2008-2017 de l'île de la Platière », Réserve Naturelle Ile de la Platière.

- PORTERET J., 2005, « Etude du fonctionnement hydrologique d'une tourbière basse du nord-est du Massif Central français : la Prenarde dans les Monts du Forez. », Actes du colloque « Origines, dynamiques et conservation des tourbières ».
- POUJADE R., 1975, Le ministère de l'impossible, Paris, Calmann-Lévy.
- POULARD C., HENAFF G. LE, 2015, « Compte-rendu thématique sur les liens entre bocage, ruissellement et inondations - document de travail: éléments de réflexion ».
- POULET N., SEON-MASSIN N., BASILICO L., 2012, « Biodiversité aquatique: du diagnostic à la restauration - Synthèse des rencontres de l'ONEMA », ONEMA.
- POUX A.-S., GOB F., JACOB-ROUSSEAU N., 2011, « Reconstitution des débits des crues artificielles destinées au flottage du bois dans le massif du Morvan (centre de la France, XVIe-XIXe siècles) d'après les documents d'archive et la géomorphologie de terrain », Géomorphologie : relief, processus, environnement, 17, 2, p. 143-156.
- PUISSAUVÉ R., HAFFNER P., KUHN R., 2013, « Fiches d'information sur les espèces aquatiques protégées - la loutre d'Europe - *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) ».
- PUISSAUVÉ R., POULET N., 2015, « Fiches d'information sur les espèces aquatiques protégées - Brochet, *Esox lucius* Linnaeus, 1758 ».
- PUSTELNIK G., ROY P.J., LALOI D., MACE S., DULUDE P., 1992, « Sommet "vallée Dordogne 92" Objectif- Méthode - Analyse ».
- RADOJEVIC B., 2002, Méthode d'évaluation de l'influence urbaine sur le régime des crues d'un bassin versant de 130 km², Thèse de doctorat, INSA de Lyon.
- RAEYMAEKERS J.A.M., RAEYMAEKERS D., KOIZUMI I., GELDOLF S., VOLCKAERT F.A.M., 2009, « Guidelines for restoring connectivity around water mills: a population genetic approach to the management of riverine fish », Journal of Applied Ecology, 46, 3, p. 562-571.
- RANDLE T.J., BOUNTRY J.A., 2015, « Progress on dam removal analysis guidelines for sediment ».
- REAL B., 1997, « Etude de l'efficacité de dispositifs enherbés », ITCF, Agence de l'eau Loire Bretagne.
- RECKING A., RICHARD D., DEGOUTTE G., 2013, Torrents et rivières de montagne: Dynamique et aménagement, Quae éditions (Savoir faire).
- REDING J.P., 2007, « Réhabilitation du ruisseau des Vurpillières (1997-2007) – résultats et perspectives : le point de vue des insectes aquatiques (Éphéméroptères, Plécoptères, Tricoptères) ».
- REDING J.P., 2009, « La renaturation du ruisseau des Vurpillières (Réserve naturelle nationale du Lac de Remoray, Doubs) : problèmes, méthodes et résultats d'un suivi macrobenthique (éphéméroptères, Plécoptères et Tricoptères) à long terme (1993-2007) », Rev. sci. Bourgogne-Nature, 9, 10, p. 225-241.
- REGION ALSACE, n.d., « Redynamisation du Vieux Rhin ».
- RESERVE NATURELLE ILE DU ROHRSCOLLEN, 2015, « Projet LIFE+ Ile du Rohrschollen 2010-2015 ».
- REYJOL Y., 2002, Variabilité spatio-temporelle de la transition salmoniformes-cypriniformes dans la Garonne, Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse.
- REYJOL Y., SPYRATOS V., BASILICO L., 2013, « Bioindication: des outils pour évaluer l'état écologique des milieux aquatiques - perspectives en vue du 2ème cycle DCE, eaux de surface continentales », Les rencontres de l'ONEMA, ONEMA.
- RHONE-ALPES TOURISME, 2012, « Les aménités environnementales, facteurs de développement durable des territoires ».
- RHONECO, 2014, « Suivi scientifique du programme de restauration hydraulique et écologique du Rhône – un observatoire dynamique de l'état écologique du fleuve - synthèse ».
- RICHARD-FERROUDJI A., 2008, L'appropriation des dispositifs de gestion locale et participative de l'eau - Composer avec une pluralité de valeurs, d'objectifs et d'attachements, Thèse de doctorat en sciences humaines et sociales, Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales (EHESS).
- RICHARD T., n.d., « Le Moyen-Age occidental ». Adresse : <http://bergson.paris.iufm.fr> [Consulté le : 24 novembre 2015].
- RIDDER D., MOSTERT E., WOLTERS H.A., 2005, « Apprendre ensemble pour gérer ensemble - améliorer la participation à la gestion de l'eau », Harmonising collaborative planning HarmoniCOP.
- RIVIERE-HONEGGER A., COTTET M., MORANDI B., 2014, « Connaître les perceptions et les représentations : quels apports pour la gestion des milieux aquatiques ? », Coll. « Comprendre pour agir », Paris, ONEMA.

- RIVIERES SAUVAGES, n.d., « Les bassins versants pilotes ». Adresse : <http://www.rivieres-sauvages.fr/bassins-versants-pilotes/> [Consulté le : 14 janvier 2016].
- ROBINSON J., SIVAPALAN M., SNELL J.D., 1995, « On the relative roles of hillslope processes, channel routing and network geomorphology in the hydrologic response on natural catchments », *Water Resources Research*, 21, 12, p. 3089-3101.
- ROBINSON M., 1998, « 30 years of forest hydrology changes at Coalburn: water balance and extreme flows », *Hydrology and Earth System Sciences*, 2, 2, p. 233-238.
- ROBINSON M., COSANDEY C., 2002, « Impact de la forêt sur les débits d'étiage », *La Houille Blanche*, 3, p. 59-63.
- ROCHE J., 1986, Les oiseaux nicheurs des cours d'eau du Bassin de la Saône : étude écologique des peuplements le long du gradient amont-aval, Thèse de doctorat en sciences, Université de Dijon.
- ROCHE M., 1963, Hydrologie de surface, Gauthier - Villars éditeur, Paris.
- RODE S., 2010, « De l'aménagement au ménagement des cours d'eau : le bassin de la Loire, miroir de l'évolution des rapports entre aménagement fluvial et environnement », *Cybergeo*.
- ROLLET A.-J., 2007, Étude et gestion de la dynamique sédimentaire d'un tronçon fluvial à l'aval d'un barrage: le cas de la basse vallée de l'Ain, Thèse de doctorat en géomorphologie, Université Jean Moulin - Lyon III.
- RONI P., HANSON K., BEECHIE T., 2008, « Global Review of the Physical and Biological Effectiveness of Stream Habitat Rehabilitation Techniques », *North American Journal of Fisheries Management*, 28, 3, p. 856-890.
- ROUX-MICHOLLET D., CLEMENS A., MONTUELLE B., MARMONIER P., 2013, « Prospective sur les actions de recherche sur la restauration et la remédiation écologique des milieux aquatiques -Document de synthèse à destination de l'ONEMA- ».
- RUMSBY B.T., MACKLIN M.G., 1994, « Channel and floodplain response to recent abrupt climate change: The tyne basin, Northern England », *Earth Surface Processes and Landforms*, 19, 6, p. 499-515.
- SABATIER P., 1993, *Policy Change and Learning. An Advocacy coalition Framework*, Westview Press (Theoretical Lenses on Public Policy).
- SABATON C., LAUTERS F., VALENTIN S., LE GROUPE DE TRAVAIL « ECLUSEES », 1995, « Impact sur le milieu aquatique de la gestion par éclusées des usines hydroélectriques - Synthèse des résultats issus des travaux du groupe de recherche « éclusées » de 1990 à 1995 - recommandations pour l'expertise d'un site », Rapport n°HE-31/95.19.
- SALAZAR S., FRANCES F., KOMMA J., BLUME T., FRANCKE T., BRONSTERT A., BLÖSCHL G., 2012, « A comparative analysis of the effectiveness of flood management measures based on the concept of "retaining water in the landscape" in different European hydro-climatic regions », *Natural Hazards and Earth System Science*, 12, 11, p. 3287-3306.
- SALLES J.M., 2010, « Évaluer la biodiversité et les services écosystémiques : pourquoi, comment et avec quels résultats ? », *Nature Sciences Sociétés*, 18, 4, p. 414-423.
- SATHER J.H., SMITH R.D., 1984, « An overview of major wetland functions and values », US department of the interior - fish and wildlife service.
- SAUTERLEUTE J., CHARMASSON J., 2012, « Characterisation of rapid fluctuations of flow and stage in rivers in consequence of hydropeaking », *Proceedings of the 9th International Symposium on Ecohydraulics (ISE 2012)*, ID 14833, p. 9.
- SCHINDLER A., 2006, « Etude des relations nappes-rivière - bassin Rhône-Méditerranée », Rapport de stage, Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse.
- SCHMITT L., LEBEAU M., TREMOLIERES M., DEFRAEYE S., COLI C., DENNY E., DILLINGER M., BECK T., DOR J.-C., GOMBERT P., GUEIDAN A., MANNE S., PARTY J.-P., PERROTEY P., PIQUETTE M., ROECK U., SCHNITZLER A., SONNET O., VACHER J.-P., VAUCLIN V., WEISS M., ZACHER J.-N., WILMS P., 2009, « Le "polder" d'Erstein: objectifs, aménagements et retour d'expérience sur cinq ans de fonctionnement et de suivi scientifique environnemental (Rhin, France) », *Ingénieries Eau-Agriculture-Territoires*, n° spécial, p. 67-84.
- SCHMITT L., TREMOLIERES M., BLUM C., DISTER E., PFARR U., 2012, « 30 years of restoration works on the two sides of the Upper Rhine River: feedback and future challenges ».
- SCHNEIDER J.-B., 2007, « Playdoyer pour une restauration des cordons rivulaires naturels des ruisseaux et ruisselets forestiers », Forêt Wallonne, 2007.

- SCHULTZ R.C., ISENHART T.M., COLLETTI J.P., SIMPKINS W.W., UDAWATTA R.P., SCHULTZ P.L., 2000, « Riparian and Upland Buffer Practices », dans *North American Agroforestry: An Integrated Science and Practice*, American Society of Agronomy.
- SCHUMM S.A., 1963, « Sinuosity of alluvial rivers on the Great Plains », *Geological Society of America Bulletin* 74, p. 1089-1100.
- SCHUMM S.A., 1977, *The fluvial system*, New-York, Wiley & sons.
- SCOP SAGNE, 2009, « Evaluation de la réserve en eau des zones humides sur le périmètre du SAGE Haute-Vallée de l'Aude », SMMAR.
- SEAR D.A., 1996, « The sediment system and channel stability », dans *River channel restoration: guiding principles for sustainable projects*, Wiley, Chichester, p. 149-177.
- SEAR D.A., NEWSON M.D., 1993, « Sediment and Gravel Transportation in Rivers Including the Use of Gravel Traps R&D project record », c5/384/2, National River Authority.
- SECONDAT M., 1952, « Les variations de la température et de la concentration en oxygène dissous des eaux lacustres et des eaux courantes. Leur retentissement sur la distribution des poissons », *Bulletin Français de Pisciculture*, 167, p. 52-59.
- SECRETARIAT TECHNIQUE DU SDAGE DU BASSIN RHONE-MEDITERRANEE, 2011, « Note du secrétariat technique du SDAGE: qu'est-ce que le bon état des eaux? », AERMC.
- SHIRVELL S., 1979, *The effects of abstraction on a trout stream*, Thesis, Dunedin, New-Zealand, University of Otago.
- SILER E.R., WALLACE J.B., EGGERT S.L., 2001, « Long-term effects of resource limitation on stream invertebrate drift », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58, 8, p. 1624-1637.
- SIMPSON P.W., NEWMAN J.R., KEIRN M.A., MATTER R.M., GUTHRIE P.A., 1982, « Manual of stream channelization impacts on fish and wildlife », FWS/OBS-82/24, Washington DC, USA, US Dept Interior, Office of Biological Services, Fish and Wildlife Service.
- SINBIO, 2015, « Campagne de suivi des travaux de renaturation du Chéran - communes du Chatelard, la Motte en Bauges, Lescheraines - suivi 2015 », Syndicat Mixte Interdépartemental d'Aménagement du Chéran.
- SMIRIL, n.d., « Evolution du Rhône depuis le XIXe siècle ». Adresse : http://www.smiril.fr/page_evolution_rhone.html [Consulté le : 16 novembre 2015].
- SMITH C.D., HARPER D.M., BARHAM P.J., 1990, « Engineering operations and invertebrates: Linking hydrology with ecology », *Regulated Rivers: Research & Management*, 5, 1, p. 89-96.
- SMITH D.G., 1976, « Effect of vegetation on lateral migration of anastomosed channels of a glacier meltwater river », *Geological Society of America Bulletin*, 87, 6, p. 857.
- SOAR P.J., THORNE C.R., 2001, « Channel restoration design for meandering rivers », US Army Corps of Engineers.
- SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL SCIENCE & POLICY WORKING GROUP, 2004, « The SER International Primer on Ecological Restoration ».
- SOGREAH, 2006, « Etude de faisabilité de l'abaissement des seuils 8, 9 et 10 de la basse vallée du Var », Syndicat Mixte d'Etudes de la Basse Vallée du Var.
- SOGREAH, 2009, « Etude de définition des travaux pour le retour à la fonctionnalité hydraulique et écologique de l'île du Rohrschollen ».
- SOGREAH, HUNZIKER, ZARN & PARTNER, DR. MARTIN JAEGGI, 2003, « Étude du fonctionnement physique du lit du fleuve Var », Syndicat Mixte d'Etudes de la Basse Vallée du Var.
- SOUCHON Y., 2002, « Vers de nouveaux outils pour l'aide à la gestion des hydrosystèmes : couplage des recherches physiques et biologiques sur les cours d'eau », *Nature Sciences Sociétés*, 10, p. 26-41.
- SOUCHON Y., 2012, « Restaurations des cours d'eau Que nous apprennent les suivis écologiques documentés ? », ONEMA, IRSTEA.
- SOUCHON Y., MALAVOI J.R., 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 », ONEMA, IRSTEA.
- SOUCHON Y., NICOLAS V., 2011, « Barrages et seuils: principaux impacts environnementaux », ONEMA/CEMAGREF.

- SOUCHON Y., CHANDESRI A., 2008, « Bien connaître le fonctionnement hydromorphologique des cours d'eau: une étape incontournable pour une restauration efficace - les fiches Sinfotech ».
- STANLEY E.H., DOYLE M.W., 2002, « A Geomorphic Perspective on Nutrient Retention Following Dam Removal », *BioScience*, 52, 8, p. 693.
- STARKE L., 1983, « The reflexion of hydrologic changes in the fluvial environment of the temperate zone during the last 15000 years », dans *Background to paleohydrology, a perspective*, John Wiley & Sons, Chichester, p. 213-235.
- STATZNER B., HIGLER B., 1986, « Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns », *Freshwater Biology*, 16, 1, p. 127-139.
- STEELE R.J., SMOKOROWSKI K.E., 2000, « Review of literature related to the downstream ecological effects of hydroelectric power generation », Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 2334.
- SWALES S., 1980, *Investigations into the effects of river channel works on the ecology of fish populations.*, Thesis, Liverpool University.
- SWALES S., 1982, « A 'Before and After' Study of the Effects of Land Drainage Works on Fish Stocks in the Upper Reaches of a Lowland River », *Aquaculture Research*, 13, 3, p. 105-114.
- TALANDIER M., 2009, « Mesurer l'impact des aménités naturelles, culturelles et environnementales sur le développement économique local », XLVI^e colloque de l'ASRDLF.
- TEILLAC-DESCHAMPS P., CLAVEL J., n.d., *Les services écosystémiques, un outil politique et non écologique*, Fayard, MNHM, (L'exigence de la réconciliation, biodiversité et société).
- THEVENET A., 1998, *Intérêt des débris ligneux grossiers pour les poissons dans les grands cours d'eau. Pour une prise en compte de la dimension écologique des débris ligneux grossiers dans la gestion des cours d'eau*, Thèse de doctorat, Université Claude Bernard, Lyon1.
- THEVENET A., STATZNER B., 1999, « Linking fluvial fish community to physical habitat in large woody debris: Sampling effort, accuracy and precision », *Archiv für Hydrobiologie*, 145, 1, p. 57-77.
- THEVENOT L., 2006, *L'action au pluriel: sociologie des régimes d'engagement*, 2. tirage, Paris, Éd. La Découverte (Textes à l'appui Politique et sociétés), 310 p.
- THIENEMANN A., 1925, *Die Binnengewässer Mitteleuropas. Eine limnologische Einführung*, Schweitzerbart'sche, Stuttgart.
- TIXIER G., DANGER M., FELTEN V., MAUNOURY-DANGER F., DEVIN S., GUEROLD F., LIEC - LABORATOIRE INTERDISCIPLINAIRE DES ENVIRONNEMENTS CONTINENTAUX, CNRS UMR 7360 - UNIVERSITE DE LORRAINE, 2012, « Enjeux des têtes de bassins versants pour la préservation et la restauration du bon état des masses d'eau (rapport d'étape) », ONEMA, Université de Lorraine.
- TJADEN R.L., WEBER G., 1997, « Riparian Systems Training Manual ».
- TORRE A., BEURET J.-E., 2012, *Proximités territoriales - Construire la gouvernance des territoires, entre conventions, conflits et concertations*, *Economica Anthropos*, 105 p.
- TOUCHART L., BARTOUT P., 2011, « La gestion du risque thermique en étang: le cas de la dérivation », *Riscuri si catastrofe*, 9, 1.
- TOWNSEND C.R., 1989, « The Patch Dynamics Concept of Stream Community Ecology », *Journal of the North American Benthological Society*, 8, 1, p. 36-50.
- TRACES TPI, 2011, « Analyse socio-économique et spatialisée du tourisme et des activités de loisirs liés à l'eau dans les bassins Rhône-Méditerranée et Corse - document de restitution diagnostic », Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse.
- TRIMBLE S.W., 1981, « Changes in sediment storage in the coon creek basin, driftless area, wisconsin, 1853 to 1975 », *Science*, 214, p. 181-183.
- US ARMY CORPS OF ENGINEERS, 1972, « Charles river: main report and attachments ».
- VAILLANT J.R., 1973, *Protection de la qualité des eaux et maîtrise de la pollution - contrôle de déversement d'eaux polluées*, Editions Eyrolles, (Collection du BCEOM).
- VALENTIN S., 1997, *Effets écologiques des éclusées en rivière: expérimentations et synthèse bibliographique*, Lyon (France), Cemagref.

- VALETTE E., 2011, « Suivi morphodynamique post-renaturation du Chéran », Rapport de stage Master2, Sinbio bureau d'études.
- VANNOTE R.L., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDELL J.R., CUSHING C.E., 1980a, « The River Continuum Concept », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, 1, p. 130-137.
- VANNOTE R.L., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDELL J.R., CUSHING C.E., 1980b, « The River Continuum Concept », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, 1, p. 130-137.
- VECCHIO Y., ROUSSEL C., 2011, « La révision des classements de protection des cours d'eau - un outil en faveur du bon état écologique et de la biodiversité », ONEMA.
- VELLEND M., 2010, « Conceptual synthesis in community ecology », *The Quarterly Review of Biology*, 85, p. 183-206.
- VENTURA COUNTY WATERSHED PROTECTION DISTRICT, 2010, « Long Range Adaptive Management Plan (adapted from the Matilija dam ecosystem restoration feasibility study final report 2004) ».
- VERDONSHOT P., KEIZER-VLEK H., POPPE M., MUHAR S., KAIL J., RÄÄPYSJÄRVI J., AROVIITA J., BRABEC K., BUIJSE T., 2015, « Fact sheets for restoration projects », Livrable du projet REFORM, Restoring rivers FOR effective catchment Management, D4.5.
- VERNEAUX J., 1973, Cours d'eau de Franche-Comté (Massif du Jura). Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs, Thèse de doctorat, Besançon, France, Université de Franche Comté.
- VERNOUX J.F., LIONS J., PETELET-GIRAUD E., SEGUIN J.J., STOLLSTEINER P., 2010, « Contribution à la caractérisation des relations entre eau souterraine, eau de surface et écosystèmes terrestres associés en lien avec la DCE - rapport final », Rapport n°BRGM/RP-57044-FR, BRGM, ONEMA.
- VERVIER P., GIBERT J., MARMONIER P., DOLE-OLIVIER M.-J., 1992, « A Perspective on the Permeability of the Surface Freshwater-Groundwater Ecotone », *Journal of the North American Benthological Society*, 11, 1, p. 93-102.
- VEYRET-VERNER G., 1951, « L'équipement électrique de la France 1947 - 1950 », *Revue de géographie alpine*, 39, 3, p. 579-593.
- VIGIER L., 2011, « Étude de la structure thermique du cours principal du Giffre: évaluation des effets du barrage de Taninges sur le régime thermique du Giffre - données 2009-2010 ».
- VITALI D., 2003, « Le bassin-versant comme territoire des possibles », *Méditerranée*, 100, 1, p. 29-34.
- VORSTE R. VAN DER, 2015, The hyporheic zone as a primary source of invertebrate community resilience in intermittent alluvial rivers: evidence from field and mesocosm experiments, Thèse de doctorat, Lyon, Université Claude Bernard, Lyon1.
- WALLACE K.J., 2007, « Classification of ecosystem services: Problems and solutions », *Biological Conservation*, 139, 3-4, p. 235-246.
- WALSH C.J., LEONARD A.W., LADSON A.R., FLETCHER T.D., 2004, « Urban stormwater and the ecology of streams », Canberra, Cooperative Research Centre for Freshwater Ecology and Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology.
- WALSH C.J., FLETCHER T.D., LADSON A.R., 2005, « Stream restoration in urban catchments through redesigning stormwater systems: looking to the catchment to save the stream », *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 24, 3, p. 690-705.
- WANG L., INFANTE D., LYONS J., STEWART J., COOPER A., 2011, « Effects of dams in river networks on fish assemblages in non-impoundment sections of rivers in Michigan and Wisconsin, USA », *River Research and Applications*, 27, 4, p. 473-487.
- WANG L., SEELBACH P.W., HUGUES R.M., 2006, « Introduction to landscape influences on stream habitats and biological assemblages », *American Fisheries Society Symposium*, 48, p. 1-23.
- WARD J.V., STANFORD J.A., 1983, « The serial discontinuity concept of lotic ecosystems », dans *Dynamics of lotic ecosystems*, p. 29-42.
- WASSON J.-G., CHANDESRIIS A., PELLA H., BLANC L., 2002, « Les hydro-écorégions de France métropolitaine. Approche régionale de la typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des peuplements de référence d'invertébrés », CEMAGREF, Ministère de l'écologie et du développement durable.
- WASSON J.-G., CHANDESRIIS A., PELLA H., SAUQUET E., MENGIN N., 2006, « Appui scientifique à la mise en oeuvre de la Directive Européenne Cadre sur l'Eau. Typologie des cours d'eau de France métropolitaine », CEMAGREF.

- WASSON J.-G., MALAVOI J.-R., MARIDET L., SOUCHON Y., PAULIN L., 1998, Impacts écologiques de la chenalisation des rivières, Lyon, CEMAGREF.
- WAWRZYNIAK V., PIÉGAY H., ALLEMAND P., VAUDOR L., GOMA R., GRANDJEAN P., 2016, « Effects of geomorphology and groundwater level on the spatio-temporal variability of riverine cold water patches assessed using thermal infrared (TIR) remote sensing », *Remote Sensing of Environment*, 175, p. 337-348.
- WEBER C., 2006, « Tout est bien qui finit bien ? Un outil pour contrôler les résultats. /Novembre », *Eawag News*, 2006, p. 32-34.
- WEBER J.L., 1986, « Le Patrimoine naturel, dans Les Comptes du patrimoine naturel », *INSEE*, 535-36, série C, n°137-38, p. 31-62.
- WIEDERKEHR E., DUFOUR S., PIÉGAY H., MORANDI B., 2012, « Indicateurs de caractérisation physique des milieux aquatiques. Premiers rendus cartographiques et premières analyses à l'échelle du réseau hydrographique. », Action n°22 du Programme 2010 au titre de l'accord cadre Agence de l'Eau ZABR.
- WILLIAMS D.D., HYNES H.B.N., 1977, « The ecology of temporary streams II. General remarks on temporary streams », *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 62, 1, p. 53-61.
- WILLIAMS D.D., MUNDIE J.H., 1978, « Substrate size selection by stream invertebrates and the influence of sand », *Limnology and Oceanography*, 23, 5, p. 1030-1033.
- WILLIAMS G.P., 1978, « The case of the shrinking channels - the North Platte and Platte Rivers in Nebraska », No781, United States Geological Survey Circular.
- WILLIAMS G.P., WOLMAN M.G., 1984, « Downstream effects of dams on alluvial rivers », *Geological survey professional paper 1286*, Washington, United States Government Printing Office.
- WINTER T.C., HARVEY J.W., FRANKE O.L., ALLEY W.M., 1998, « Ground Water and Surface Water a single resource - U.S. Geological Survey Circular 1139 », Denver, Colorado, U.S. Geological Survey.
- WOLMAN G., 1967, « A cycle of sedimentation and erosion in urban river channels », *Geografiska Annaler. Series A, Physical Geography*, Vol. 49, No. 2/4, Landscape and Processes: Essays in Geomorphology, p. 386-395.
- WOLMAN M.G., MILLER J.P., 1960, « Magnitude and Frequency of Forces in Geomorphic Processes », *The Journal of Geology*, 68, 1, p. 54-74.
- WASSON, 1989, « Éléments pour une typologie fonctionnelle des eaux courantes: 1. revue critique de quelques approches existantes », *Bull. Ecol*, 20, 2, p. 109-127.

LISTE DES FIGURES

Figure 1 Exemple d'aménagements Girardon sur le Rhône (SMIRIL, n.d.)	7
Figure 2 Le pont Wilson effondré à Tours (archives départementale d'Indre et Loire, cliché Arsicaud, extrait de Catalan, 2015)	12
Figure 3 Diagramme montrant les liens entre écosystème, fonctions, services et bénéfices (extrait de Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011).....	18
Figure 4 Cadre pour l'analyse fonctionnelle et l'évaluation économique des services rendus (d'après De Groot et al., 2002 ; Millenium Ecosystem Assessment, 2005, figure extraite d'Aoubid et Gaubert, 2010).....	20
Figure 5 Principes de la gestion adaptative (modifié d'après Lillycrop et al., 2011)	24
Figure 6 Schéma simplifié du fonctionnement physique des rivières (Baran et Leroyer-Gravet, 2007)	29
Figure 7 Pics de crue spécifiques de période de retour quatre ans en fonction de la taille du bassin versant pour 477 stations de jaugeage dans l'État de Washington, États-Unis (d'après MacDonald et Coe, 2007) ...	30
Figure 8 Contribution moyenne des têtes de bassins versants (rang 1) au débit moyen annuel des cours d'eau situés en aval dans le nord-est des États-Unis (d'après Alexander et al., 2007).....	31
Figure 9 Influence de la forme du bassin sur la forme de l'hydrogramme de crue (Musy, 2005)	32
Figure 10 Schéma de principe des échanges nappes-rivières (figure extraite de Bravard et al., 2008)	34
Figure 11 Différence de perméabilité au sein d'alluvions, liée à un granoclassement d'amont en aval dans une succession de bassins sédimentaires contraints par la vallée (Schindler, 2006)	35
Figure 12 Alimentation de la nappe alluviale et de la rivière Eygues par la nappe régionale sous-jacente entre Nyons (26) et Villedieu/Cairanne (84) (figure extraite de CEREG Ingénierie et HYDRIAD, 2014)	35
Figure 13 Infiltration des eaux de la rivière Eygues dans la formation alluviale sous-jacente entre Cairanne et Orange (figure extraite de CEREG Ingénierie et HYDRIAD, 2014)	36
Figure 14 Direction des écoulements dans la plaine alluviale montrant les apports du bassin de l'Eygues vers celui du Lez (figure extraite de CEREG Ingénierie et HYDRIAD, 2014)	36
Figure 15 Évolution de la nappe alluviale du Rhône au niveau de l'île de la Platière (d'après l'association des Amis de l'île de la Platière, figure extraite de Bravard et al., 2008).....	37
Figure 16 Exemple de régimes hydrologiques sur le bassin Rhône-Méditerranée (figures extraites de Jacq et Roche, 1986)	39
Figure 17 Pourcentage de réduction des pics de crues spécifiques après reforestation, selon deux scénarios de conditions initiales (conditions sèches pour les symboles vides, et humides pour les symboles pleins) (d'après Salazar et al., 2012)	42
Figure 18 Principes de la balance de Lane (d'après Lane, 1955, figure extraite de Souchon et Chandèsris, 2008).	44
Figure 19 Seuils de puissance spécifique identifiés par Brooks sur des rivières de Grande Bretagne, qui distinguent les cours d'eau qui s'ajustent ou non après des travaux de chenalisation (d'après Brookes, 1988, figure extraite de Wasson et al., 1998)	45
Figure 20 Modèle de calcul de la distribution en fréquence du transport de sédiment (iii) en multipliant la courbe de fréquence des débits (i) et de la courbe du transport solide (ii) (d'après le modèle de Wolman et Miller (1960), figure modifiée d'après Barry et al., 2008, figure extraite de Malavoi et al., 2011)	49

Figure 21 Schéma de principe distinguant le débit effectif (ici nommé débit dominant) et le débit de plein bord (figure extraite de Degoutte, 2012)	50
Figure 22 Schéma montrant un système en équilibre dynamique : processus d'érosions et de dépôts qui s'équilibrent et qui maintiennent un style fluvial pérenne au cours du temps (d'après Sear, 1996, figure extraite de Malavoi et Bravard, 2010)	51
Figure 23 Schéma montrant un changement de style fluvial : A/ temporaire et B/ plus durable (d'après Sear, 1996, figure extraite de Malavoi et Bravard, 2010).	52
Figure 24 Photos montrant l'évolution rapide d'un style fluvial à chenal unique à un style en tresses suite à une crue importante sur le Guil à Aiguilles (05) (photos IGN et RTM) (Arnaud-Fassetta et al., 2005)	53
Figure 25 Evolutions possibles du style fluvial d'un cours d'eau sur le long terme (d'après Sear, 1996, figure extraite de Malavoi et Bravard, 2010).	53
Figure 26 Schéma montrant la juxtaposition des styles fluviaux historiques du Rhône vers Péage en Roussillon (en vert, anciens méandres de l'époque Gallo-Romaine principalement, et en bleu, la bande active au Petit-Âge glaciaire (Bravard et al, 2004, figure extraite de Pont et al., 2008).	54
Figure 27 Exemples de petits cours d'eau montagneux alimentés par production primaire (Malavoi et al., 2011) © J.R. Malavoi (à gauche), © N. Landon (à droite).....	56
Figure 28 Exemple d'érosion de versant en contexte boisé (Malavoi et al., 2011) © N. Landon.....	56
Figure 29 Exemple d'apports sédimentaires secondaires en montagne provenant d'un affluent (Salso Moreno) sur la Tinée (06) (Recking et al., 2013)	56
Figure 30 Exemple d'apport secondaires en plaine provenant d'un affluent (Malavoi et al., 2011) © J.R. Malavoi	57
Figure 31 Exemples d'apports internes : à gauche, macroformes fluviales en transit dans le fond du lit, à droite, érosion latérale de basses terrasses alluviales (Malavoi et al., 2011) © J.R. Malavoi	57
Figure 32 Exemple de deux échelles de classification de la taille des sédiments (extrait de Braud et Alber, 2013)	59
Figure 33 Schéma synthétique des processus de production, transfert, stockage sédimentaire et ordres de grandeur de l'âge des sédiments stockés de l'amont à l'aval (d'après Sear et Newson, 1993, figure extraite de Malavoi et al., 2011)	63
Figure 34 Schémas montrant la répartition des sédiments sur le fond du lit des cours d'eau de montagne (vue en plan à gauche et en long à droite) (Montgomery et Buffington, 1997)	64
Figure 35 Migration (de la gauche vers la droite sur la photo) d'une dune de cailloux sur une dune de granulométrie plus grossière (Malavoi et al., 2011) © N. Landon.....	65
Figure 36 Exemple d'armure laissant apparaître la sous-couche d'éléments plus hétérogènes (Malavoi et al., 2011) © J.R. Malavoi.....	65
Figure 37 Les différentes échelles spatiales : du bassin versant au fond du lit du cours d'eau (d'après Wasson et al, 1998, figure extraite de Bourdin et al., 2011)	66
Figure 38 Schéma de mise en relation des échelles spatiales et temporelles de la morphologie des cours d'eau (d'après Knighton, 1984).....	67
Figure 39 Schéma montrant les formes possibles d'un cours d'eau en fonction de sa capacité de transport (énergie) et de sa quantité de sédiments disponibles (modifié d'après Grant et al, 2003, figure extraite de Melun, 2012).....	67
Figure 40 Lits à cascade (A) et à step-pool (B) caractéristiques d'un transport solide déficitaire par rapport à la capacité de transport	68
Figure 41 Lit à rapides dans lequel la capacité de transport et la charge solide s'équilibrent	68

Figure 42 Lits à seuil-mouille-bancs (D) et lits à dunes (E) caractéristiques des cours d'eau de montagne où la capacité de transport est déficitaire par rapport aux apports solides.....	68
Figure 43 Schéma qui représente les différents styles fluviaux en fonction de leurs paramètres structurants (quantité et taille des sédiments, pente du lit) et lien avec la stabilité du lit (d'après Church, 2006) ...	69
Figure 44 Exemples visuels de cours d'eau à méandre selon leurs degrés de sinuosité (SI : coefficient de sinuosité) (images extraite de Malavoi et Bravard, 2010).	70
Figure 45 Relation entre le coefficient de sinuosité et le rapport largeur/profondeur (a) et le pourcentage de limon et d'argile dans les berges (b) (d'après Schumm, 1963, figure modifiée Malavoi et Bravard, 2010).	70
Figure 46 Les différents types de rivières, à chenal unique à gauche et en anabranches à droite (d'après la classification de Nanson et Knighton, 1996, figure extraite de Malavoi et Bravard, 2010).	71
Figure 47 Rivières en tresses du bassin Rhône-Méditerranée : la Bléone dans les Alpes de Haute-Provence (a) et le Vénéon en Isère (b)	72
Figure 48 Clé de détermination simplifiée des faciès d'écoulement (Malavoi et Souchon, 2002)	73
Figure 49 Exemples de zonations écologiques pour les poissons (tableau extrait de Malavoi et Bravard, 2010)	74
Figure 50 Zonation de Schumm (1977) à gauche, et continuum fluvial selon Vannote et al. (1980) à droite (figure extraite de Malavoi et Bravard, 2010).....	74
Figure 51 Zonation écologique amont aval pour les oiseaux (Roché, 1986, figure extraite de Malavoi et Bravard, 2010)	75
Figure 52 Schéma du principe de fonctionnement de l'hydrosystème fluvial (d'après Amoros et Petts, 1993 et Schumm, 1977, figure extraite de Melun, 2012)	75
Figure 53 Hydro-écorégion de niveau 1 en France (Wasson et al., 2002, figure extraite de Wasson et al., 2006)	76
Figure 54 Schéma simplifié des différents types de zones hyporhéiques en fonction de leurs connexions avec les eaux souterraines (modifié d'après Malard et al., 2000, figure extraite de Datry et al., 2008)	78
Figure 55 Exemples de circulations des eaux de la rivière (flèches violettes) aux travers de singularités de type seuils et mouilles (A), ou méandres (B) (d'après Winter et al., 1998, figure extraite de Vernoux et al., 2010)	78
Figure 56 Profil en long montrant la circulation des eaux de la rivière à travers une succession de radier et de mouilles (infiltrations/exfiltrations) (figure extraite de Vernoux et al., 2010).....	79
Figure 57 Comparaison de l'écrêtement de deux types de crues modélisées (bleu clair pour la forte crue, bleu foncé pour la crue plus faible) après 50 km d'un tronçon sans ripisylve (trait plein) ou avec ripisylve (trait pointillé) (d'après Brett Anderson, non publié, modifié d'après Lovett et al., 2007)	81
Figure 58 Simulations de la propagation de deux types de crues (faible pour les graphiques a, b et c ; et forte pour les graphiques d, e et f), sur un tronçon de 10km, en fonction de trois types de profil du lit majeur, avec (trait pointillé) ou sans (trait bleu plein) végétation (d'après Brett Anderson, unpublished thesis, modifié d'après Lovett et al., 2007).....	82
Figure 59 Résultats de simulations de la propagation de crues dans le haut bassin versant de la rivière Murrumbidgee pour une pluie de 20 mm de durée 1heure, à deux exutoires différents (C : exutoire en tête de bassin versant, et A : exutoire le plus en aval), avec (trait pointillé) ou sans (trait plein) végétation (d'après Brett Anderson, unpublished thesis, modifié d'après Lovett et al., 2007)	83
Figure 60 Les différents environnements géologiques possibles des tourbières (vert : tourbière, orange : terrains perméables, noir : terrains imperméables) (Michelot, 2003)	84
Figure 61 Les différents types d'écoulement interagissant avec les prairies humides (Durand et al., 2000).....	86

Figure 62 Exemples de fonctionnement de plaines alluviales lors d'un cycle de crue-décrue sur le Val de Saône. A gauche, le cas d'une plaine alluviale constituée d'alluvions perméables ; au centre, le cas d'un fond de plaine comblée par des alluvions peu perméables ; à droite, le cas d'une plaine complètement recouverte d'alluvions peu perméables (Chambaud et al., 1997)	88
Figure 63 Résultats de simulations de l'effet des marais de Divonne à partir de deux types de crues différentes à gauche et à droite (légende : en rouge l'hydrogramme d'entrée, et en bleu l'hydromme de sortie) (figures extraites de CEN Rhône-Alpes, n.d.)	89
Figure 64 Résultat de la simulation de l'effet des marais de Divonne avec l'hypothèse d'un remblaiement de 50% de la surface du marais (figure extraite de CEN Rhône-Alpes, n.d.)	89
Figure 65 Le bois comme facteur de diversification physique des rivières (d'après Le Lay et Piégay, 2007, figure extraite de Le Lay, 2007)	94
Figure 66 Abondance totale et richesse spécifique d'invertébrés benthiques en fonction du pourcentage de recouvrement de bois mort (densité de bois). Les astérisques indiquent une différence significative entre les classes (données concernant la Drôme, le Rhône et la Loire, d'après Thévenet, 1998, figure extraite de Le Lay, 2007)	95
Figure 67 Valeurs et représentations de la biodiversité (figure extraite de Maitre d'Hôtel et Pelegrin, 2012) ...	99
Figure 68 Schéma comparatif des différents processus de biodégradation de la matière organique dans la zone hyporhéique en fonction de la teneur en oxygène dissous et de la granulométrie des sédiments (Datry et al., 2008)	100
Figure 69 Processus de dénitrification en haute eaux (schéma du haut) et de nitrification et d'absorption racinaire en basses eaux (schéma du bas) (figure extraite de CSPNB, 2008)	103
Figure 70 Évolution moyenne de la teneur en azote total dans les eaux en fonction de la largeur de la bande rivulaire (d'après Maridet, 1995, figure extraite de Nicolas et al., 2012)	103
Figure 71 Evolution moyenne du taux de phosphore arrivant au cours d'eau en fonction de la largeur de la bande rivulaire (d'après Osmond et al., 2002, figure extraite de Nicolas et al., 2012)	104
Figure 72 Schéma synthétique résumant les largeurs minimales recommandées pour l'optimisation des principales fonctions protectrices des corridors rivulaires (d'après Schultz et al., 2000, figure extraite de CSPNB, 2008).....	104
Figure 73 Courbes débit-fréquence établies sur un bassin pennsylvanien de 1.6km ² pour différents pourcentages de surface drainées par l'assainissement et de surfaces imperméables (d'après Leopold, 1968)	107
Figure 74 Ratio entre débit de crue après/avant urbanisation en fonction de la fréquence de crue, sur des bassins versants concernés par 20% de surface imperméabilisées (d'après Hollis, 1975)	107
Figure 75 Comparaison du débit de base entre la période sèche et la période humide en fonction de la densité de route, sur 21 cours d'eau à l'ouest de Washington (Konrad et Booth, 2005)	108
Figure 76 Lien entre changement d'occupation du sol, variation de la production sédimentaire et modification hydromorphologique (d'après Wolman, 1967)	109
Figure 77 Influence du drainage sur le pic de crue en sortie de parcelles pour une faible intensité de pluie, pour des sols engorgés d'eau temporairement (hiver) (Nédélec et al., 2004).....	112
Figure 78 Influence du drainage sur le pic de crue en sortie de parcelles pour une intensité de pluie moyenne, pour des sols engorgés d'eau temporairement (hiver) (Nédélec et al., 2004)	112
Figure 79 Influence du drainage sur le pic de crue en sortie de parcelles pour une forte intensité de pluie, pour des sols engorgés d'eau temporairement (hiver) (Nédélec et al., 2004).....	113
Figure 80 Courbes fréquentielles a/ des pluies, b/ des débits de pointe mesurés sur 20 ans à l'exutoire du bassin versant drainé de Mélarchez, sur le bassin versant de l'Orgeval d'après les travaux d'Augeard et al., 2008 (figure extraite d'Hénine et al., 2012)	113

Figure 81 Aléa d'érosion des sols annuel calculé par bassin versant (carte réalisée par Joël Daroussin, INRA d'Orléans, figure extraite de Le Bissonnais et al., 2002)	115
Figure 82 Exemple de ravine au sein d'une parcelle (Le Bissonnais et al., 2002) © Y. Le Bissonnais	115
Figure 83 Effet des plantations d'épicéas sur la structure des berges (Schneider, 2007)	119
Figure 84 Exemple d'hydrogrammes de crues observés suite à une pluie de 18mm le 28 novembre 2005 sur une rivière chenalisée et une rivière naturelle (bassin du Big Walnut Creek, Ohio, Etats-Unis) (d'après King et al., 2009)	121
Figure 85 Comparaison de trois régimes hydrologiques, dont deux influencés par différents types de barrages (Baran et Leroyer-Gravet, 2007).	127
Figure 86 Évolution des fonds après la construction d'un seuil (Degoutte, 2012, figure extraite du rapport de Braud et Alber, 2013)	129
Figure 87 Conséquences morphologiques d'un seuil avec dérivation (figure extraite de Degoutte, 2012)	130
Figure 88 Comblement d'une retenue de barrage (Degoutte, n.d.)	131
Figure 89 Schéma de stratification des eaux dans un barrage réservoir (Kittrell et al., 1959)	133
Figure 90 Schéma de stratification sur des petites retenues en rivières (Kittrell et al., 1959)	133
Figure 91 Profils thermiques en long de l'Ain, de l'amont de Vouglans (39) à la confluence avec le Rhône (01) (figure extraite de Poirel et al., 2010)	134
Figure 92 Richesse spécifique des cours d'eau de rang 1 en fonction du nombre de seuils en aval (d'après Cumming, 2004, dans Souchon et Malavoi, 2012)	138
Figure 93 Schéma illustrant les relations écologiques complexes entre l'amont et l'aval d'un bassin versant (d'après Meyer et al., 2007)	145
Figure 94 Pourcentage de variation de l'abondance relative des espèces de poissons expliqué par les différentes échelles (variables à l'échelle du tronçon ; du corridor ; du bassin versant (BV) ; variables physiographiques régionales). Deux analyses distinctes ont été réalisées pour éviter les doubles comptes : l'analyse (a) a été effectuée en prenant en compte l'occupation du sol dans le corridor uniquement ; l'analyse (b) a été réalisée en prenant en compte l'occupation du sol dans le bassin versant, incluant le corridor. A noter que l'ensemble de ces variables expliquent environ 30% de la variance totale (figure modifiée d'après Marzin et al., 2013).	147
Figure 95 Pourcentage de variation de l'abondance relative des espèces de macroinvertébrés expliqué par les différentes échelles (variables à l'échelle du tronçon ; du corridor rivulaire ; du bassin versant (BV) ; variables physiographiques régionales). Deux analyses distinctes ont été réalisées pour éviter les doubles comptes : l'analyse (a) a été effectuée en prenant en compte l'occupation du sol dans le corridor uniquement ; l'analyse (b) a été réalisée en prenant en compte l'occupation du sol dans le bassin versant, incluant le corridor. A noter que l'ensemble de ces variables expliquent environ 15% de la variance totale (figure modifiée d'après Marzin et al., 2013)	147
Figure 96 Évolution de l'emploi des termes restauration, réhabilitation et renaturation entre 1976 et 2012 (Morandi, 2014)	153
Figure 97 Répartition des jugements négatifs ou positifs des impacts des travaux en fonction des différentes thématiques abordées (Farinelli, 2014)	158
Figure 98 Les différentes variables hydrologiques dans le concept d'aménagement paysager absorbant (d'après Greater Vancouver Regional District, 2005, figure extraite de (Gromaire et al., 2013)	167
Figure 99 Évolution du volume de sédiments érodés (en % du stock total) suite à l'effacement de plusieurs barrages aux États-Unis (figure extraite de Grant et Lewis, 2015)	175
Figure 100 Schéma synthétique résumant les largeurs minimales recommandées pour l'optimisation des principales fonctions protectrices des corridors rivulaires (d'après Schultz et al., 2000, figure extraite de CSPNB, 2008)	182

Figure 101 Schéma résumant les atouts de la ripisylve et les fonctions que l'on peut en attendre (d'après Maridet et Collin Huet, 1995, figure extraite de CSPNB, 2008)	184
Figure 102 Évolution de la proportion d'espèces d'eau courantes dans le vieux-Rhône de Chautagne sur la période 1996-2003 (état pré-restauration) et après 2004 (après augmentation du débit réservé)(figure extraite de RhônEco, 2014).....	198
Figure 103 Délimitation des bassins versants des sous quartiers étudiés (Bressy, 2010)	201
Figure 104 Écart de hauteur d'eau ruisselée entre la situation sans techniques alternatives (simulée) et la situation avec technique alternatives (mesurée), en fonction de la hauteur d'eau précipitée (Bressy, 2010)	202
Figure 105 Comparaison des débits de pointe avant et après restauration, à l'exutoire du sous bassin versant modélisé (d'après Liu et al., 2004)	205
Figure 106 Plantations dans la plaine inondable et petits barrages de bois sur les ruisseaux pour faciliter les débordements dans la plaine (photos extraites de Environment Agency, 2013) ©www.petersmith.com	207
Figure 107 Ensemble des programmes de restauration du Rhin (figure extraite de Schmitt et al., 2012).....	209
Figure 108 Schéma général du projet de lutte contre les inondations sur le bassin versant de l'Yzeron (ASTEE, 2013)	210
Figure 109 Assolement et localisation des mesures d'hydraulique douce (figures extraites de Van Dijk, 2013).....	212
Figure 110 Résultats des simulations sur le débit ruisselé (en haut) et sur les flux de sédiments (en bas) en aval du bassin versant (figures extraites de Van Dijk, 2013)	213
Figure 111 Comparaison des résultats des simulations par rapport à la situation avec l'assolement concerté de 2009 (figure extraite de Van Dijk, 2013)	213
Figure 112 Localisation des sites potentiels de recharge en sédiments par déboisement des versants (rouge) ou des fonds de vallée (bleu) sur le bassin versant de la Drôme (Liébault, 2010).....	215
Figure 113 Photos du site restauré, de gauche à droite : début des travaux (avril 2010), fin des travaux (juin 2010), février 2011 (photos extraites de Jund et al., 2012)	216
Figure 114 Drac restauré en aval du plan d'eau – situation avant les premières crues morphogènes (photo extraite de Michelot et Laval, 2014)	217
Figure 115 Évolution avant et après l'opération de recharge sur le site de Bellegarde : a) superficie des bancs de galets, b) superficie des affleurements (Lejot, 2008).....	218
Figure 116 Suivi de la progression du front de réalluvionnement avant travaux et après travaux.....	219
Figure 117 Progression des sédiments à l'aval du seuil 9 suite aux travaux d'abaissement (photo extraite de Département 06, 2015).....	219
Figure 118 Secteurs restaurés sur le Drugeon depuis 1997 (carte fournie par le Syndicat Mixte des Milieux Aquatiques du Haut-Doubs, 2016).....	224
Figure 119 Evolution des indicateurs piscicoles (à gauche) et de la faune benthique (à droite) avant et après restauration sur les différentes parties restaurées du Drugeon (figures extraites de Degiorgi et al., 2006)	225
Figure 120 a/ Perception des enquêtés vis-à-vis des changements attendus par les travaux b/ intentions de visiter plus souvent le site après travaux (d'après Polizzi et al., 2015)	233
Figure 121 Évolution de la diversité faunistique de macroinvertébrés sur des lînes du secteur de Belley et Brégnier-Cordon réunis (PRE : pré-restauration ; t2, t4 et t6 correspondent à 2, 4 et 6 ans après restauration) - La diversité des communautés reste stable dans les sites témoins non restaurés, elle augmente de façon significative dans les sites restaurés (significativité : * : p0.05 ; ** : p0.01 ; *** : p0.001 (RhônEco, 2014)	235

Figure 122 Évolution des ventes totales de cartes de pêche sur l'AAPPMA du Furans (Jolly, 2015)	236
Figure 123 Quelques exemples de blocs diagrammes représentant les différents points de vues des acteurs sur la vallée de la Mue dans le Calvados (Germaine, 2009, extrait de Rivière-Honegger et al., 2014)	249
Figure 124 A/ Exemple de Géovisualisation3D ayant servi dans le cadre de la concertation sur les PPRI sur le Rhône (© Image F. Jacquinod - Données IGN, CNR, février 2011, extrait de Rivière-Honegger et al., 2014) ; B/ Simulation visuelle d'un des scénarios du projet de restauration du Rhin alpin (© Peter Rey, Hydra-Institute, St-Gall, extrait de Office fédéral de l'environnement Suisse, 2015).....	250
Figure 125 Diagramme radar de restitution d'un contrôle de réussite d'une opération de restauration (Weber, 2006 figure extraite de Souchon, 2012).....	256

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 Liste des services rendus par les hydrosystèmes (d'après Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011).....	19
Tableau 2 Les régimes hydrologiques en France (d'après Pardé et légèrement modifiée, extrait de Amoros et al., 2000)	39
Tableau 3 Évolutions de la morphologie des cours d'eau aux variations de la charge solide et du débit liquide (+ : augmentation et - : diminution) (adapté de Starkel, 1983, reproduit depuis Amoros et Petts, 1993)	44
Tableau 4 Méthode simplifiée de classification de l'activité géodynamique d'un cours d'eau en 4 types, du moins réactif au plus dynamique (d'après Adam et al., 2007, tableau extrait de Malavoi et Bravard, 2010)	47
Tableau 5 Classes d'activité géodynamique latérale en fonction du taux annuel d'érosion relative (Malavoi et AREA, 2000, tableau extrait de Malavoi et Bravard, 2010).....	47
Tableau 6 Exemples de fréquence de débit de plein bord (complété à partir de Soar et Thorne, 2001, reproduit à partir de Alcayaga, 2013)	49
Tableau 7 Quelques données sur la distance parcourue par des alluvions grossières lors de crues (tableau extrait de Malavoi et al., 2011)	62
Tableau 8 Quelques vitesses de propagation de bancs alluviaux (tableau extrait de Malavoi et al., 2011).....	62
Tableau 9 Les différentes caractéristiques des sédiments et leur capacité à laisser circuler l'eau à travers leurs pores (modifié de l'US Geological survey, tableau extrait de Datry et al., 2008)	79
Tableau 10 Nombre d'espèces et densité de poissons sur des annexes hydrauliques de la Garonne (tableau extrait de Michelot, 2003)	96
Tableau 11 Taux de production sédimentaire sur différents bassins versants de la côte Nord-Est des États-Unis en fonction de leur occupation du sol (d'après Wolman, 1967).....	110
Tableau 12 Récapitulatif des effets des éclusées sur les populations aquatiques et principaux paramètres impliqués dans la perturbation (Cornu, 2015).....	141
Tableau 13 Liste des différents services rendus par les milieux aquatiques (tableau extrait de Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011).....	157
Tableau 14 Bilan des effets de la restauration physique sur les activités récréatives (Jolly, 2015).....	159
Tableau 15 Détail des différentes mesures possibles par types d'action hydromorphologique (modifié d'après Brouwer et al., 2015)	163
Tableau 16 Compilation des effets que l'on peut attendre des mesures relatives aux aspects quantitatifs	165
Tableau 17 Compilation des effets que l'on peut attendre de la gestion des barrages pour favoriser les débits morphogènes.....	168
Tableau 18 Compilation des effets que l'on peut attendre de la réduction des perturbations des éclusées	169
Tableau 19 Compilation des effets que l'on peut attendre de la rétention à la source des eaux pluviales urbaines	169
Tableau 20 Compilation des effets que l'on peut attendre de la limitation de l'érosion des sols et des opérations de décolmatage	173
Tableau 21 Compilation des effets que l'on peut attendre de la limitation de l'amélioration du transit sédimentaire et de la recharge en sédiments.....	173

Tableau 22 Compilation des effets que l'on peut attendre de l'abaissement ou de la suppression d'obstacles transversaux.....	177
Tableau 23 Compilation des effets que l'on peut attendre de travaux de reméandrage.....	180
Tableau 24 Compilation des effets que l'on peut attendre de la création d'un lit d'étiage ou de lits emboîtés	181
Tableau 25 Compilation des effets que l'on peut attendre de la restauration de la ripisylve	183
Tableau 26 Compilation des effets que l'on peut attendre du décroissement latéral par recul de digue et retrait de protections de berges	185
Tableau 27 Compilation des effets que l'on peut attendre de la restauration d'annexes hydrauliques.....	186
Tableau 28 Liste des mesures les plus pertinentes préconisées par type de cours d'eau d'après les travaux du projet européen REFORM (tableau modifié d'après Verdonshot et al., 2015)	191
Tableau 29 Liste des retours d'expérience présentés dans ce chapitre et les effets qui sont abordés pour chacun d'entre eux.....	196
Tableau 30 Frayères de grands salmonidés recensés sur les sites aménagés (dont nombre de frayères de plus de 2 mètres entre parenthèses) (tableau extrait de ECOGEA, 2016)	199
Tableau 31 Pourcentage d'abattement du volume de ruissellement annuel observé sur des bassins versants munis de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales (d'après les travaux de Bressy, 2010, tableau extrait de Gromaire et al., 2013)	201
Tableau 32 Résultats de la modélisation des débits de pointe (m^3/s) pour différents événements hydrologiques passés. Entre parenthèse est donné le pourcentage de variation par rapport à la situation actuelle qui est présentée sur la première ligne (d'après Acreman et al., 2003).....	204
Tableau 33 Période de retour des débordements (en années) à l'aval de la zone d'étude (d'après Acreman et al., 2003)	204
Tableau 34 Evolution du nombre d'espèces de macroinvertébrés par famille entre 1993 et 2007 (ruisseau et zone humide) (Reding, 2009).....	226
Tableau 35 Résultats de l'analyse coûts-bénéfices du projet de restauration de la rivière Skjern au Danemark (valeurs exprimées en monnaie danoise DKK) (tableau extrait du rapport Dubgaard et al., 2003)	230
Tableau 36 Résultats de l'analyse coûts-bénéfices du projet de restauration du parc de Mayesbrook à Londres (valeurs exprimées en Livres sterling) (Everard et al., 2011)	231

TABLE DES MATIERES DETAILLEE

INTRODUCTION	1
CLEF DE LECTURE.....	3
1 Évolutions de la gestion des cours d'eau : adaptation des politiques au regard des connaissances et des évolutions sociétales	6
1.1 Introduction	6
1.2 Les rivières sont depuis longtemps des axes de développement économique et social.....	6
1.2.1 Un aménagement progressif qui prend une ampleur nouvelle à partir du Moyen-Âge.....	6
1.2.2 Le XIXe : siècle charnière pour le développement de la pensée aménagiste	7
1.2.3 Le XXe siècle : l'apogée de la pensée aménagiste	8
1.3 Les nouvelles préoccupations et connaissances dans les sciences environnementales sont à l'origine de nouveaux concepts de gestion	9
1.3.1 Émergence des préoccupations relatives aux effets des activités humaines	9
1.3.1.1 Préoccupations relatives à la pollution de l'eau	9
1.3.1.2 Mise en évidence du lien entre les biocénoses aquatiques et l'habitat physique.....	10
1.3.1.3 Mise en évidence de l'effet des barrages sur la continuité écologique.....	11
1.3.1.4 Mise en évidence des effets des aménagements de rivière sur l'hydromorphologie	11
1.3.2 Évolution récente de la politique de gestion des rivières et actualité des enjeux qui se posent aujourd'hui	12
1.3.2.1 De l'aménagement au ménagement : évolution récente des objectifs de gestion des rivières	12
1.3.2.2 Intégration progressive de la notion d'hydromorphologie.....	13
1.3.2.3 Émergence de la notion de gestion intégrée de l'eau et de patrimoine commun de l'eau	14
1.3.2.4 Un nouveau concept : l'anthrosystème.....	15
1.3.2.5 Obligation de résultat introduite par la Directive Cadre sur l'Eau	16
1.3.2.6 Émergence de la notion de services écosystémiques.....	17
1.3.2.7 Patrimonialisation des milieux naturels et des paysages	22
1.3.2.8 Articulation entre gestion du risque inondation et fonctionnement naturel des milieux aquatiques : cadre apporté par les outils tels que le SDAGE et le PGRI	23
1.3.2.9 Un nouvel outil de gestion des rivières : l'espace de bon fonctionnement.....	23
1.3.2.10 Vers une tendance à la gestion adaptative.....	24
1.3.2.11 Enjeux actuels liés à ces évolutions	25
1.4 Éléments clefs du chapitre 1.....	26

2	Éléments de connaissance clefs sur le fonctionnement physique, les fonctions et les altérations des cours d'eau	28
2.1	Introduction	28
2.2	Quelques éléments clefs sur le fonctionnement des rivières	28
2.2.1	Préambule.....	28
2.2.2	Quelques éléments à l'origine de la variabilité des débits des rivières	29
2.2.2.1	La formation du débit des rivières.....	29
2.2.2.2	Lien avec les eaux souterraines	33
2.2.2.3	Influence du climat sur les débits et tendances d'évolutions.....	38
2.2.2.4	Rôle de la végétation sur le débit	41
2.2.3	La morphologie et l'évolution des rivières dépendent principalement des crues et des sédiments qu'elles transportent	43
2.2.3.1	Balance entre le débit liquide et le débit solide	43
2.2.3.2	Origine du dynamisme morphologique des cours d'eau	45
2.2.3.3	Quelles sont les crues les plus morphogènes ?	48
2.2.3.4	Influence de la végétation des berges sur la morphologie	51
2.2.3.5	Évolutions morphologiques au cours du temps	51
2.2.4	Quelques éléments sur la dynamique des sédiments : production, transport, stockage	55
2.2.4.1	Les zones de production sédimentaire	55
2.2.4.1.1	Les différents types d'apports sédimentaires	55
2.2.4.1.2	Influence du climat sur la production sédimentaire	57
2.2.4.1.3	La végétation des versants : facteur de contrôle de l'érosion	58
2.2.4.2	Les différents modes de transport des sédiments et caractéristiques au fil du bassin versant	58
2.2.4.2.1	Types de sédiments et modes de transport solide en lien avec la morphologie des rivières	58
2.2.4.2.2	Évolution du transport solide de l'amont vers l'aval et vitesses de propagation.....	62
2.2.4.3	Dépôt et stockage des sédiments au fil des rivières.....	63
2.2.4.4	Conséquences des modes de transport et de dépôts sur le tri granulométrique du fond du lit	64
2.2.5	Quelques éléments sur la diversité des formes des rivières qui découlent du fonctionnement hydromorphologique	66
2.2.5.1	Emboîtement d'échelles	66
2.2.5.2	Description de l'évolution spatiale des lits fluviaux d'amont en aval.....	67
2.2.5.3	Description générale des principaux styles fluviaux.....	69
2.2.5.4	Les faciès d'écoulement	72
2.2.5.5	Lien entre les formes et la vie aquatique : les zonations écologiques d'amont en aval	74
2.2.5.6	Le concept de mosaïque et d'hydrosystème	75
2.2.5.7	Des hydro-écorégions à la typologie des eaux courantes.....	76

2.3	Liens entre la structure et les processus des cours d'eau et leurs fonctions	77
2.3.1	Préambule	77
2.3.2	Fonction hydrologique	77
2.3.2.1	Rôle de la forme et du substrat du lit mineur	77
2.3.2.2	Rôle de la ripisylve	81
2.3.2.3	Rôle des zones humides alluviales	84
2.3.3	Fonction biologique	91
2.3.3.1	Préambule	91
2.3.3.2	Rôle de la forme et du substrat du lit mineur	92
2.3.3.3	Rôle de la ripisylve	95
2.3.3.4	Rôle des zones humides alluviales	96
2.3.3.5	Ouverture sur les services rendus et les valeurs de la biodiversité	98
2.3.4	Fonction qualité de l'eau	99
2.3.4.1	Rôle de la forme et du substrat du lit mineur	99
2.3.4.2	Rôle de la ripisylve	102
2.3.4.3	Rôle des zones humides alluviales	105
2.4	Description des effets des aménagements exerçant des pressions sur les cours d'eau	106
2.4.1	Préambule	106
2.4.2	Les aménagements de bassin versant (hors linéaire de cours d'eau)	106
2.4.2.1	Contexte urbain	106
2.4.2.1.1	Effets sur l'hydrologie	106
2.4.2.1.2	Effets sur la fourniture sédimentaire	109
2.4.2.1.3	Effets sur la morphologie	111
2.4.2.2	Contexte agricole	111
2.4.2.2.1	Effets du drainage agricole sur l'hydrologie	111
2.4.2.2.2	Effets sur la fourniture sédimentaire	114
2.4.2.3	Exploitation forestière	116
2.4.2.3.1	Effets sur l'hydrologie	116
2.4.2.3.2	Effets sur l'érosion des sols	118
2.4.2.3.3	Effets sur la qualité de l'eau	119
2.4.2.4	Restauration des Terrains de Montagne (RTM)	119
2.4.3	Effets des aménagements de cours d'eau	120
2.4.3.1	Effets de la chenalisation	120
2.4.3.1.1	Définitions	120
2.4.3.1.2	Effets sur l'hydrologie	121
2.4.3.1.3	Effets sur la dynamique fluviale	122
2.4.3.1.4	Effets sur les habitats alluviaux	123
2.4.3.1.5	Effets sur la vie aquatique	124
2.4.3.1.6	Effets sur la qualité de l'eau	125

2.4.3.2	Effets des ouvrages transversaux	125
2.4.3.2.1	Définitions	125
2.4.3.2.2	Effets sur l'hydrologie	126
2.4.3.2.3	Effets sur les sédiments et la morphologie	128
2.4.3.2.4	Effets sur la qualité de l'eau et le cycle des nutriments	132
2.4.3.2.5	Effets écologiques	136
2.4.3.2.6	Effets des éclusées	139
2.4.3.3	Effets des prélèvements	142
2.4.3.4	Effets des extractions en lit mineur	143
2.4.3.4.1	Sur la morphologie	143
2.4.3.4.2	Sur l'écologie globale	144
2.4.3.5	Effets des extractions en lit majeur	144
2.4.3.5.1	Sur la morphologie	144
2.4.3.5.2	Sur l'écologie globale	144
2.4.4	Effets des contextes multi-pressions sur les organismes aquatiques, et impact de l'échelle	145
2.5	Éléments clefs du chapitre 2	148

3 La restauration physique des rivières : enseignements et préconisations..... 151

3.1	Introduction	151
3.2	Qu'entend-on par restauration et quelles en sont les attentes ?	151
3.2.1	La notion de restauration : une construction sociale dont les attentes évoluent	151
3.2.2	Quels objectifs peut-on rechercher en matière de restauration ?	155
3.2.2.1	Cadre pour la définition des objectifs de restauration	155
3.2.2.2	Quels pourraient être les objectifs recherchés en termes de bénéfices pour la société.....	157
3.2.2.2.1	Bénéfices sociétaux du bon état des eaux	157
3.2.2.2.2	Perceptions des impacts de travaux de restauration par les différents acteurs du projet : apports de 3 cas d'étude sur le bassin Rhône-Méditerranée.....	157
3.2.2.2.3	Bénéfices économiques de travaux de restauration sur les activités récréatives : apports de 4 cas d'étude sur le bassin Rhône-Méditerranée.....	159
3.2.2.2.4	Facteurs de développement territorial basés sur les aménités environnementales : apports d'une étude de cas	159
3.2.2.2.5	Bénéfices économiques sur le long terme	160
3.2.2.3	Quels pourraient être les objectifs recherchés en termes de biodiversité ?	161
3.3	Mesures de restauration par élément hydromorphologique visé et effets attendus	162
3.3.1	Typologie des éléments qui caractérisent le fonctionnement hydromorphologique des rivières.....	162
3.3.2	Hydrologie : quantité d'eau	164
3.3.2.1	Principes d'action	164
3.3.2.2	Nature des opérations	164
3.3.2.3	Effets attendus	165

3.3.3	Hydrologie : variation des débits	166
3.3.3.1	Principes d'action	166
3.3.3.2	Nature des opérations	166
3.3.3.3	Effets attendus	168
3.3.4	Sédiments : qualité, quantité et dynamique.....	170
3.3.4.1	Principes d'action	170
3.3.4.2	Nature des opérations	170
3.3.4.3	Effets attendus	173
3.3.5	Continuité biologique longitudinale	176
3.3.5.1	Principes d'action	176
3.3.5.2	Nature des opérations	176
3.3.5.3	Effets attendus	177
3.3.6	Morphologie : profondeur/largeur, sinuosité et habitats du lit mineur	178
3.3.6.1	Principes d'action	178
3.3.6.2	Nature des opérations	178
3.3.6.3	Effets attendus	180
3.3.7	Ripisylve	181
3.3.7.1	Principes d'action	181
3.3.7.2	Nature des opérations	181
3.3.7.3	Effets attendus	183
3.3.8	Lit majeur et connectivité latérale.....	184
3.3.8.1	Principes d'action	184
3.3.8.2	Nature des opérations	184
3.3.8.3	Effets attendus	185
3.4	Mesures de restauration pertinentes en fonction du type de cours d'eau	187
3.4.1	Restauration des cours d'eau de basse altitude	187
3.4.2	Restauration des cours d'eau de moyenne altitude	188
3.4.3	Restauration des cours d'eau de haute altitude.....	189
3.4.4	Cas particulier des cours d'eau temporaires.....	190
3.4.5	Détail des mesures les plus adaptées par type de cours d'eau	190
3.5	Exemples illustrant les multiples avantages de la restauration physique	193
3.5.1	Préambule : remarques concernant les données collectées pour ce chapitre	193
3.5.2	Exemples de travaux de restauration et leur effets associés.....	195
3.5.2.1	Tableau récapitulatif des différents exemples présentés.....	195
3.5.2.2	Effet de l'augmentation du débit réservé sur les populations de poissons et de macro-invertébrés sur le Rhône	198
3.5.2.3	Effet de l'augmentation du débit réservé et d'apports de sédiments sur les frayères de salmonidés sur la Maronne (Corrèze)	199
3.5.2.4	Effet du reméandrage sur l'hydrologie de ruisseaux de la forêt de Chaux sur le bassin versant de la Clauge (Jura)	200

3.5.2.5	Techniques alternatives de gestion des eaux pluviales sur la ZAC du Clos Saint-Vincent à Noisy-le-Grand (Seine-Saint-Denis)	201
3.5.2.6	Exemples de gestion des eaux pluviales à la source sur la ville de Montpellier (Hérault)	203
3.5.2.7	Exemple de scénario de restauration de champ d'expansion de crues dans des marais sur la Vire (Manche)	203
3.5.2.8	Effet de la restauration de la morphologie et de l'endiguement, sur les crues de la rivière Cherwell (Angleterre)	204
3.5.2.9	Effet de travaux de restauration sur les crues en tête de bassin versant de l'Alzette (Luxembourg).....	205
3.5.2.10	Efficacité des bandes enherbées sur le ruissellement : revue de différents travaux.....	206
3.5.2.11	Exemple de stratégies de ralentissement de l'eau à l'échelle du bassin versant : cas du projet de Pickering dans le North Yorkshire (Angleterre)	207
3.5.2.12	Gestion intégrée du Rhin : gestion du risque inondation, restauration écologique et développement écotouristique sur le corridor fluvial	208
3.5.2.13	Exemple d'un projet de lutte contre les inondations à l'échelle d'un bassin versant, couplé à un volet écologique et paysager : le cas de l'Yzeron (Rhône).....	210
3.5.2.14	Réduction de l'érosion des sols et des coulées boueuses en Alsace	212
3.5.2.15	Opérations de décolmataje sur la Durance	214
3.5.2.16	Restauration de la production sédimentaire primaire sur le bassin versant de la Drôme	215
3.5.2.17	Restauration de la bande active du Chéran : effets physiques et valorisation du site (Savoie).....	216
3.5.2.18	Recharge sédimentaire du Drac amont et répercussions sociales (Hautes-Alpes)	217
3.5.2.19	Opérations de recharge sédimentaire sur la basse vallée de l'Ain (Ain).....	218
3.5.2.20	Un exemple de stratégie conjointe entre enjeu sédimentaire et risque inondation : le cas de la basse vallée du Var (Alpes-Maritimes)	219
3.5.2.21	Effet de l'effacement d'un barrage sur la Pline River dans le Michigan (États-Unis).....	220
3.5.2.22	Effacement du complexe des étangs de Narlin sur le site du Val des Choues (Côte-d'Or)	221
3.5.2.23	Effacement du seuil de Stalapos sur l'Alagnon (Cantal)	222
3.5.2.24	Restauration du Vistre : impératifs écologiques et de gestion du risque inondation (Gard).....	222
3.5.2.25	Restauration morphologique du lit du Drugeon (Doubs)	224
3.5.2.26	Reméandrage du ruisseau des Vurpillières (Réserve Naturelle Nationale du Lac de Remoray, Doubs)..	226
3.5.2.27	Reméandrage sur le site pilote de la Petite Veyle en amont du Moulin du Geai à Biziat (Ain)	227
3.5.2.28	Gains écologiques et socio-économiques dus aux travaux de restauration du fleuve Skjern (Danemark)	228
3.5.2.29	Services écosystémiques rendus par la restauration de la rivière Mayesbrook à Londres.....	231
3.5.2.30	Suppression de seuil et diversification sur la Leysse à Chambéry (Savoie).....	232
3.5.2.31	Effet de la diversification des habitats sur les macro-invertébrés (résultats d'une méta-analyse)	232
3.5.2.32	Lien entre demande sociale en activités récréatives et restauration des habitats aquatiques : exemple d'une étude en Finlande.....	233
3.5.2.33	Restauration des îlots du Rhône : bénéfices écologiques et socio-économiques.....	234
3.5.3	Discussion sur les incertitudes, sur les trajectoires écologiques suite aux opérations de restauration, dans le cadre d'un contexte multi-pressions.....	237

3.6	Enseignements et préconisations pour la conduite de projets du point de vue des sciences sociales	239
3.6.1	Préambule.....	239
3.6.2	Deux forces en tension : système institué et système instituant	239
3.6.3	Les démarches concertées.....	242
3.6.3.1	Les deux principaux modèles archétypaux de démarches concertées : avantages et limites selon Narcy (2013)	243
3.6.3.2	Retours d'expérience concernant les approches participatives	245
3.6.4	Quelques outils sociologiques pour aider la conduite de projet	248
3.6.4.1	Intérêts d'analyser les perceptions et représentations : prendre de la hauteur	248
3.6.4.2	Enquête pour comprendre les attentes des acteurs	248
3.6.4.3	Enquête historique	250
3.6.4.4	Enquête sur les perceptions paysagères	251
3.6.5	Leviers de réussite pour mener un projet : apports d'une analyse de retours d'expériences français et européens	251
3.6.5.1	Principaux enseignements et préconisations	251
3.6.5.2	L'importance d'une approche multi-thématiques et intégrée pour conduire un projet de restauration	253
3.7	Facteurs de réussite et Recommandations générales	254
3.7.1	Apports d'une étude portant sur l'analyse de retours d'expérience de travaux de restauration	254
3.7.2	Apports d'un travail de thèse sur une comparaison des pratiques de restauration en France et en Allemagne : réflexions opérationnelles sur une stratégie large échelle	257
3.7.3	Apports du projet européen REFORM : les principaux messages clefs formulés.....	260
3.8	Éléments clefs du chapitre 3.....	263
	BIBLIOGRAPHIE	265
	LISTE DES FIGURES	289
	LISTE DES TABLEAUX	296
	TABLE DES MATIERES DETAILLEE	298

Retrouver ce rapport en téléchargement sur
www.eaurmc.fr

ACCOMPAGNER LA POLITIQUE DE RESTAURATION PHYSIQUE DES COURS D'EAU

ÉLÉMENTS DE CONNAISSANCE

Ce rapport valorise les connaissances sur le fonctionnement et la restauration physique des cours d'eau, ainsi que les retours d'expériences internationaux, français et spécifiques au bassin Rhône-Méditerranée. Il a été réalisé par l'agence de l'eau avec l'appui du secrétariat technique de bassin et du conseil scientifique du comité de bassin.

Document ressource à la disposition des gestionnaires, il sera utilisé en 2017 pour élaborer un argumentaire et des recommandations pour la restauration physique des cours d'eau. L'objectif est de faciliter la prise de compétence «gestion des milieux aquatiques et prévention des inondations» (GEMAPI) par les collectivités et la mise en œuvre du schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) Rhône-Méditerranée 2016-2021 sur ce thème.