

Faculté des Sciences

Département de Géographie

Laboratoire d'Hydrographie et de Géomorphologie Fluviale



Apports de la géomorphologie dans les processus de conception, de suivi et d'évaluation de projets de restauration de cours d'eau à différentes échelles spatiales et temporelles

Thèse présentée par

Alexandre PEETERS

en vue de l'obtention du grade de Docteur en Sciences

Année académique 2020-2021

Composition du jury de thèse :

Dr Frédéric GOB	Maître de conférences, Université Paris 1	
Dr Geoffrey HOUBRECHTS	Maître de conférences, Université de Liège	Promoteur, secrétaire
Dr Aurélia HUBERT-FERRARI	Professeure, Université de Liège	Présidente
Dr Laurent LESPEZ	Professeur, Université Paris-Est Créteil	
Dr François PETIT	Professeur ordinaire honoraire, Université de Liège	Co-promoteur
Dr Anne-Julia ROLLET	Maître de conférences, Université Rennes 2	

Apports de la géomorphologie dans les processus de conception, de suivi et d'évaluation de projets de restauration de cours d'eau à différentes échelles spatiales et temporelles

Thèse présentée par

Alexandre PEETERS

en vue de l'obtention du grade de Docteur en Sciences

Année académique 2020-2021

Composition du jury de thèse :

Dr Frédéric GOB	Maître de conférences, Université Paris 1	
Dr Geoffrey HOUBRECHTS	Maître de conférences, Université de Liège	Promoteur, secrétaire
Dr Aurélia HUBERT-FERRARI	Professeure, Université de Liège	Présidente
Dr Laurent LESPEZ	Professeur, Université Paris-Est Créteil	
Dr François PETIT	Professeur ordinaire honoraire, Université de Liège	Co-promoteur
Dr Anne-Julia ROLLET	Maître de conférences, Université Rennes 2	

Résumé

Face au constat de la dégradation croissante des écosystèmes aquatiques et poussé par une prise de conscience environnementale grandissante, la question de restaurer les cours d'eau a émergé progressivement depuis les années 1980. D'abord l'apanage des ingénieurs et des écologues, la restauration de cours d'eau s'est graduellement ouverte aux géomorphologues. En raison de son approche holistique, la géomorphologie est ainsi devenue une discipline incontournable de la restauration de cours d'eau. Elle permet en effet de considérer le site dans sa globalité (multiples échelles spatiales, depuis le bassin versant jusqu'à la forme) et sur différentes durées (échelles de temps des processus et des interventions humaines). De plus, elle possède un champ d'actions qui explore de nombreux enjeux de la gestion des rivières car ce sont effectivement les processus géomorphologiques qui déterminent la cadre physique du système fluvial dans lequel se déroulent les processus écologiques et vivent les organismes aquatiques. Enfin, parce qu'elle fournit de multiples outils et méthodes, la géomorphologie s'est finalement avérée être une discipline indissociable de la restauration des cours d'eau. Toutefois, si les apports de la géomorphologie semblent indiscutables aux yeux des géomorphologues, force est de constater qu'ils manquent de visibilité auprès des autres acteurs attachés à la restauration de cours d'eau. Mettre en lumière ces apports nécessite d'abord d'identifier les outils et méthodes fournis par la géomorphologie et ensuite de les positionner au sein des schémas de planification des actions de restauration.

Dans ce contexte, ce travail de recherche doctorale a pour objectif principal de mettre en évidence les apports des outils et des méthodes géomorphologiques dans les processus de conception, de suivi et d'évaluation des projets de restauration de cours d'eau. Pour établir le rôle joué par la géomorphologie dans ces processus, ce travail s'appuie sur l'étude de trois compartiments : « la continuité écologique », « les habitats aquatiques du lit mineur » et « les berges », chacun de ces compartiments faisant l'objet d'une étude spécifique sous la forme d'une publication.

Premièrement, le compartiment « continuité écologique » est étudié dans ce travail sous l'angle de la composante longitudinale de la continuité sédimentaire. Cette problématique est traitée au travers de l'analyse multi-scalaire de l'impact des déversoirs sur la connectivité sédimentaire. Menée dans le bassin versant du Bocq, cette étude repose sur l'examen approfondi de 7 déversoirs grâce à différentes approches : (i) le calcul et l'analyse de l'évolution du volume de sédiments piégés dans les retenues, (ii) les analyses granulométriques des sédiments piégés de part et d'autre des retenues, et (iii) le suivi de deux marqueurs de la charge de fond (les *PIT tags* et les scories) pour déterminer la franchissabilité des déversoirs et des retenues. Les résultats indiquent que le volume des sédiments piégés dans les retenues représente entre 25 et 50 % de la capacité maximale des retenues, et que ce remplissage n'a pas beaucoup évolué depuis 1990. De plus, la charge de fond continue à être transportée au travers des retenues et des déversoirs, bien qu'un piégeage sélectif des éléments les plus grossiers soit observé dans les retenues. Cet effet de piégeage est atténué lorsque le déversoir possède des vannes ouvertes ou délabrées qui facilitent le transfert de la charge de fond. En conclusion, ces résultats montrent que les déversoirs agissent comme des barrières poreuses qui permettent le passage de la charge de fond, bien que les conditions géomorphologiques locales jouent un rôle essentiel dans la détermination de la continuité locale des sédiments. A l'échelle du cours d'eau, ces résultats suggèrent que la connectivité sédimentaire est moins affectée qu'on ne le

pensait initialement et qu'elle est susceptible de s'améliorer avec le temps, à mesure que les anciens déversoirs se dégradent.

Deuxièmement le compartiment « habitats aquatiques du lit mineur » est étudié au travers de l'évaluation de l'efficacité et de la pérennité de frayères reconstituées pour les poissons lithophiles. Pour enrayer le déclin des populations locales de poissons sauvages, le placement de graviers destinés au frai dans les rivières dégradées représente une mesure de restauration de plus en plus employée. Elle est toutefois trop souvent conçue sans prise en compte des processus hydro-sédimentaires des rivières (transport de la charge de fond et colmatage). Dans cette étude, nous avons analysés les effets de placement de graviers sur 6 tronçons de rivière dégradés de Wallonie, grâce (i) à une analyse de l'évolution de l'épaisseur et du colmatage des graviers injectés, et (ii) au suivi par marquage (*PIT tag*) de la dispersion des graviers sur une période comprise entre 3,6 et 8,5 ans. Les résultats indiquent que plusieurs frayères artificielles se sont rapidement colmatées en raison d'un surdimensionnement des graviers par rapport à la compétence de la rivière et de l'utilisation d'une composition granulométrique peu diversifiée. En revanche, une des frayères étudiées s'est rapidement faite érodée (après 2,2 ans) du fait du sous-dimensionnement des graviers, et une autre frayère s'est avérée avoir un dimensionnement adéquat, permettant un transport périodique des graviers sur de courtes distances (distance moyenne annuelle de ~3 m). En outre, la capacité des graviers mobilisés par les crues à reformer de nouvelles frayères en aval dépend principalement de la distance que les graviers sont susceptibles de parcourir et, par conséquent, de la puissance spécifique des crues subies, de la morphologie du chenal et de la texture du lit.

Troisièmement, pour le compartiment « berges », nous nous sommes concentrés sur les aménagements de protection de berges qui font appel au génie végétal. Cette thématique est traitée sous l'angle scientifique (évaluation de l'efficacité et de la résistance des aménagements) et sous l'angle opérationnel (recommandations de mise en œuvre fournies aux gestionnaires de cours d'eau). En plus de l'expertise de terrain menée sur 19 ouvrages de stabilisation de berges, cette étude repose sur une analyse hydrologique approfondie et un dépouillement de données historiques. L'évaluation de la résistance des aménagements, appréhendée au travers de la puissance spécifique, indique que puissance spécifique limite (i.e., la valeur maximale de puissance à laquelle l'ouvrage peut résister) est de l'ordre de 130 W/m² pour des fascines, 65 W/m² pour des peignes, 200 W/m² pour des caissons et 150 W/m² pour des épis végétaux. Toutefois, ce seuil de résistance doit être revu à la baisse lorsque l'aménagement est dégradé pour des raisons telles que (i) une mauvaise reprise de la végétation (problème d'exposition, coupes non gérées ou dégâts provoqués par les animaux tels que le bétail et des rongeurs), (ii) des défauts de conception des aménagements (remplissage inadapté, mauvais dimensionnement) et (iii) une mauvaise prise en compte des caractéristiques géomorphologiques de la rivière (puissance spécifique et concentration de Matières En Suspension).

Au travers de l'étude de ces 3 compartiments, ce travail de recherche doctorale a démontré le rôle essentiel qu'occupe la géomorphologie au sein des processus de conception, de suivi et d'évaluation des projets de restauration de cours d'eau. Les apports des outils et des méthodes de la géomorphologie ont pu être mis en exergue pour les différentes étapes des schémas de planification des actions de restauration, depuis le diagnostic de l'état géomorphologique (i.e., l'identification du contexte environnemental) jusqu'à l'évaluation effectuée après les travaux de restauration. Enfin, cette recherche a mis en lumière l'importance des études géomorphologiques fines car elles contribuent à l'amélioration des connaissances relatives aux hydrosystèmes et plus spécifiquement à

la restauration des cours d'eau. Ces connaissances bénéficieront notamment aux futures études portant sur la restauration de cours d'eau.

Abstract

In light of the increasing degradation of aquatic ecosystems and driven by growing environmental awareness, the issue of restoring rivers has gradually emerged since the 1980s. Initially the prerogative of engineers and ecologists, river restoration has gradually opened up to geomorphologists. Because of its holistic approach, geomorphology has thus become an essential discipline in river restoration. Indeed, it allows the site to be considered at several spatial scales (from catchment to form) and at several time scales (from slow geomorphological processes to human intervention). In addition, it has a field of research that explores many issues related to river management because geomorphological processes determine the physical framework of the river system in which ecological processes take place and aquatic organisms live. Moreover, geomorphology has finally proved to be a discipline essential to river restoration because it provides multiple tools and methods. However, although the contributions of geomorphology seem undeniable in the eyes of geomorphologists, they lack visibility among other actors involved in river restoration. Highlighting these contributions requires first identifying the tools and methods provided by geomorphology and then placing them within restoration planning schemes.

In this context, the main objective of this thesis is to highlight the contributions of geomorphological tools and methods in the design, monitoring and evaluation processes of river restoration projects. To establish the role played by geomorphology within these processes, this work relies on the study of three components: "ecological continuity", "stream channel habitats" and "streambank", each component being the subject of a specific study in the form of a publication.

First, "ecological continuity" is considered in this work from the perspective of the longitudinal component of sediment connectivity. This issue is addressed through the multiscale analysis of the impact of weir on sediment connectivity. Conducted in the River Bocq catchment, this study is based on the in-depth analysis of 7 weirs using different approaches: (i) calculating and analysing changes in the volume of sediment trapped in reservoirs, (ii) analysing grain size of bed material upstream, downstream and within the reservoirs, and (iii) measuring sediment transport with tracers (slag particles and PIT-tagged pebbles) to assess bedload transport across reservoirs and weirs. The results indicate that the volume estimates of bedload stored in reservoirs represents between 25 and 50% filled compared to the reservoir volume capacity, and did not evolve very much since 1990. In addition, bedload continues to be transported out of the reservoir, even though the selective trapping of coarser elements was observed within the reservoir. This trapping effect is mitigated when the weir has open or collapsed flushing gates that facilitate bedload transfer. This indicates that weirs act as leaky barriers that allow bedload to pass through, although the individual geomorphic setting plays a primary role in determining the local sediment continuity. These findings suggest that river connectivity is less impacted than initially thought and is likely to increase over time as old weirs gradually fall into disrepair.

Second, "stream channel habitats" are studied through the evaluation of the suitability and sustainability of artificial spawning gravel habitats for lithophilic fish species. The restoration of spawning substrate by gravel placement is commonly seen as one of the most important mitigation measures to stem local wild fish population declines. However, while the biological requirements of lithophilic spawning fishes are generally taken into account, few considerations are given to river

processes (e.g., bedload transport and clogging). In this study, we examined the effects of such rehabilitation actions on six degraded river reaches in Wallonia, thanks to (i) the monitoring of the thickness and clogging of the spawning gravel and (ii) to the PIT-tagged tracking of gravel dispersion over a period of 3.6 to 8.5 yrs. The results highlighted that several artificial spawning grounds were quickly clogged because of improper sizing of the spawning material. Gravel that was too coarse to be mobilized by the river and that had a narrow grain size range favoured fine sediment accumulation within the interstices of the gravel layer. On the other hand, one spawning gravel placement was rapidly scoured (after 2.2 yrs) because of an undersizing of the gravel with respect to flow competence. In the end, one gravel placement presented adequate gravel sizing, allowing periodic gravel transport over short distances (the mean annual travel distance was ~ 3 m). The longevity of a gravel placement and the ability of the displaced gravel to form new spawning grounds downstream were strongly dependent on the distance that the placed gravel was likely to travel, which in turn depended on unit stream power, channel morphology and bed texture.

Thirdly, for the "streambank" component, we focused on streambank stabilisation techniques using soil bioengineering. This topic is addressed both from a scientific perspective (evaluation of the effectiveness and resistance of 4 streambank stabilisation techniques) and from an operational perspective (guidelines for implementing these techniques). In addition to the field expertise conducted on 19 streambank stabilisation structures, this study relies on an in-depth hydrological analysis and on an extensive use of historical data. The assessment of the resistance of streambank stabilisation structures, expressed in terms of the unit stream power, indicates that the permissible unit stream power thresholds (i.e., the maximum value of unit stream power to which the protection can resist) is approximately of 130 W/m^2 for fascines, 65 W/m^2 for tree revetment, 200 W/m^2 for cribwall and 150 W/m^2 for groyne system. Nevertheless, several factors might undermine the bank stabilisation structure, resulting to a lower threshold of unit stream power. The deterioration factors highlighted are (i) a poor vegetation recovery (lack of sunlight, unmanaged cutting, and damage caused by animals such as livestock and rodents), (ii) an inadequate design or filling, and (iii) a lack of consideration of fluvial processes such as unit stream power and Total Suspended Solids.

Through the study of these 3 components, this thesis has demonstrated the essential role that geomorphology plays in the design, monitoring and evaluation processes of river restoration projects. The value of geomorphological tools and methods has been highlighted for the different stages of river restoration schemes, from the assessment of the geomorphological setting to the post-project appraisals. In the end, this research has highlighted the importance of in-depth geomorphological studies because they help to improve our knowledge of hydrosystems, and more specifically of river restoration. This knowledge will notably benefit future studies on river restoration.

Remerciements

Ce travail de recherche doctorale a commencé en 2013, sous l'impulsion du projet Walphy, un projet innovant et ambitieux de restauration de cours d'eau en Wallonie. Cette recherche n'aurait toutefois pas pu aboutir sans le soutien de nombreuses personnes qui ont participé de près ou de loin à sa réalisation. Par ces quelques lignes, je tiens à les remercier chaleureusement.

En premier lieu, je désire exprimer ma plus grande gratitude et ma reconnaissance à mes deux promoteurs de thèse, Geoffrey Houbrechts, Maître de conférences à l'Université de Liège et Directeur du Laboratoire d'Hydrographie et de Géomorphologie Fluviale (LHGF), et François Petit, Professeur ordinaire honoraire à l'Université de Liège et fondateur du LHGF. C'est effectivement Monsieur Petit qui m'a initialement proposé cette recherche doctorale passionnante et enrichissante à tout point de vue. Je le remercie pour sa confiance, son enthousiasme envers cette recherche, ses nombreux conseils avisés et son suivi sans faille tout au long de cette thèse (y compris après la pension). C'est en 2016 que Geoffrey Houbrechts a assuré le relais en tant que promoteur de cette thèse. Je le remercie pour sa confiance et son suivi permanent, mais aussi pour ses conseils pertinents et son énergie scientifique. En plus de sa faculté d'analyse de terrain, Geoffrey m'a également transmis un peu de sa détermination et de sa persévérance nécessaires à la finalisation de ce manuscrit.

Mes plus vifs remerciements s'adressent également à Eric Hallot, jadis assistant à l'Université de Liège et membre de mon comité de thèse. C'est en effet en partie grâce à Eric que le projet Walphy a pu voir le jour en 2009. Depuis lors, Eric est resté impliqué dans ce projet et dans le suivi du bon déroulement de ma thèse. Je le remercie pour ses conseils pragmatiques, sa bienveillance et les nombreuses discussions autour de la restauration écologique.

Autre pièce maîtresse du projet Walphy, Gisèle Verniers, de l'Université de Namur, reçoit également mes sincères remerciements. Elle m'a notamment transmis une partie de ses connaissances et sa passion pour les rivières tout au long de notre fructueuse collaboration. Je la remercie également pour son intérêt constant et ses conseils judicieux émis à l'égard de cette thèse.

Je tiens à remercier aussi Frédéric Gob, Maître de conférences à l'Université Paris 1 et membre de mon comité de thèse, pour ses conseils avisés et son suivi continu (toujours présent aux réunions du comité de thèse malgré la distance). Je retiens également les discussions captivantes menées avec Frédéric autour de l'hydromorphologie et de la restauration écologique.

Je voudrais ensuite remercier sincèrement Aurélia Hubert-Ferrari, Professeure à l'Université de Liège, Laurent Lespez, Professeur à l'Université de Paris-Est Créteil, et Anne-Julia Rollet, Maître de conférences à l'Université Rennes 2, d'avoir accepté de participer à ce jury de thèse.

Ce travail de thèse n'aurait pas pu se concrétiser sans certaines aides techniques et financières.

Ainsi, en travaillant au sein du département de Géographie de l'Université de Liège, j'ai pu bénéficier d'une assistance technique et administrative de la part de nombreux membres du personnel que je tiens à remercier. Je pense en premier lieu à Jean Van Campenhout dont le dévouement n'a d'égal que ses compétences informatiques. Merci également à Jean-Luc Génicot pour le travail logistique considérable et l'aide précieuse apportée pour les relevés de terrain. Jean-Luc a notamment équipé

plusieurs centaines de PIT tags et participé à plusieurs dizaines de relevés de marquage. En ce qui concerne le travail de laboratoire, j'ai pu compter sur une assistance sans faille de la part d'Elisabeth Tallier et ensuite Ellynn Bertemès, cette assistance s'étendant fréquemment au travail de terrain. Ma gratitude va également à Jessica Collard pour l'aide à la mise en page de ce manuscrit, à Rosa Rodriguez Torres pour l'assistance administrative et à Dany Smets.

Je voudrais aussi remercier mes collègues et anciens collègues avec qui nous avons partagé de bons moments au B11 mais aussi sur le terrain : Yannick Levecq (pour sa complicité sur le terrain comme en dehors), Julien Mols, Gilles Rixhon, Quintia Vaessen, Vincent Tamisier, Anne-Cécile Denis et Arnaud Beckers.

Mes plus vifs remerciements s'adressent également au Professeur Michel Ercicum, non seulement pour le coup de pouce favorable à l'accomplissement de cette thèse, mais également pour sa bienveillance et sa confiance. Je regrette seulement qu'il n'ait pas pu assister à l'aboutissement de cette thèse, qu'il aurait d'ailleurs sans doute apprécié car elle repose sur de nombreux relevés de terrain et, comme disait Michel, « *le terrain, y'a que ça qui compte* ».

Je remercie également l'UR Sphères de l'Université de Liège pour m'avoir octroyé un subside « soutien fin de thèse ».

Je voudrais également exprimer ma gratitude aux gestionnaires de cours d'eau qui ont participé de près ou de loin à la réalisation de cette thèse. Je pense en premier lieu à Bernard de le Court, véritable clé de voute du projet Walphy, pour son dévouement constant à l'égard de la restauration écologique et sa disponibilité permanente. D'une manière plus générale, je remercie la DCENN, non seulement pour son rôle de bailleur de fonds, mais également pour son intérêt et son implication dans les projets de recherche qui nous occupent. Je remercie plus particulièrement Patrice Orban, Sébastien Gailliez, Catherine Poncelet, Séverine Gaspar, Pierre Joye, Xavier Legall, sans oublier les anciens de la maison, Francis Lambot (pierre angulaire du projet Walphy) et Christine Keulen. Les agents des différents districts sont également remerciés pour la mise à disposition des archives, leur accompagnement sur le terrain et leur intérêt à l'égard de cette recherche : Philippe Guillaume, Stéphanie Vandresse, Elmar Palm, Jérémy Detal, Daniel Genin, Pierre Otte, Louis-Michel Petiau et Jean-Luc Biermez, ainsi que Bruno Flammion (avec qui la collaboration a perduré après qu'il soit passé aux cours d'eau navigables). Je tiens aussi à remercier Nathalie Fonder, gestionnaire de la Province de Namur, pour la mise à disposition des archives cartographiques sur le Bocq et l'Eau Blanche.

J'adresse également mes remerciements à Jean Germain et Louis Genette pour avoir partagé leurs précieuses connaissances sur la vallée du Bocq et plus particulièrement sur ses moulins.

Je me dois également de remercier les nombreux accompagnants de terrain pour leur disponibilité, leur intérêt et parfois leur patience : Caroline Thomas, Michel Peeters, Meriem Moulana, Charlie Guffens, Sylvain Jacoby, Caroline Bernardeau, Adrien Latli, Liévin Castelain, Maxime Regnier, Julien Lorquet et peut-être d'autres personnes que je pourrais avoir oubliées (qu'elles m'en excusent). J'espère les avoir un peu contaminées par ma passion.

Enfin, je remercie ma famille qui m'a soutenu au cours de ce travail et plus généralement tout au long de mes études.

Table des matières

Introduction générale	1
Contexte et objectif général de la recherche.....	1
Organisation de la thèse	2
Partie 1 : Cadres scientifique et objet d'étude.....	5
Chapitre 1 : Système fluvial et perturbations anthropiques.....	7
1.1. Fonctionnement du système fluvial.....	7
1.2. Pressions humaines et conséquences sur le système fluvial	12
Chapitre 2 : Apports de la géomorphologie dans l'élaboration de projets de restauration de cours d'eau.....	25
2.1. Repères chronologiques et bilan général.....	25
2.2. Restauration des cours d'eau en Wallonie.....	36
Chapitre 3 : Problématique, questionnements et objectifs de la thèse	47
Partie 2 : Cadres méthodologique et géographique	52
Chapitre 4 : Cadre méthodologique.....	53
4.1. Documentation historique	53
4.2. Levé topographique et estimation de volume de sédiments piégés dans les retenues.....	59
4.3. Analyses hydrologiques et puissance spécifique	61
4.4. Analyse du transport de la charge de fond	65
4.5. Utilisation des scories comme marqueur stratigraphique des dépôts de plaine alluviale	69
4.6. Caractérisation de l'attractivité des frayères reconstituées	71
Chapitre 5 : Cadre géographique du bassin versant du Bocq	75
5.1. Description du milieu physique.....	75
5.2. Pressions humaines dans le bassin versant du Bocq	79
5.3. Levé des obstacles à la continuité écologique	89
Chapitre 6 : Cadre géographique du bassin versant de l'Eau Blanche.....	93
6.1. Description du milieu physique.....	93
6.2. Impact des chenalizations	96
6.3. Projets de reméandration et de diversification des habitats aquatiques.....	98

Partie 3 : Can coarse bedload pass through weirs?.....	102
A. Introduction.....	103
B. Study sites.....	105
C. Methodology	111
D. Results	114
E. Discussion	120
F. Conclusions	124
Partie 4 : Suitability and sustainability of spawning gravel placement in degraded river reaches, Belgium.....	128
A. Introduction.....	129
B. Study sites.....	130
C. Methodology	136
D. Results	139
E. Discussion	150
F. Conclusions	154
Partie 5 : Efficacité et résistance de techniques de protection de berges en génie végétal	158
A. Introduction.....	159
B. Types d’ouvrages étudiés	161
C. Présentation des zones d’étude	162
D. Méthodes	165
E. Résultats	167
F. Discussion	177
G. Conclusions	183
Partie 6 : Discussion, conclusions et perspectives	186
A. Rappel du contexte de recherche et des objectifs de la thèse	186
B. Apports de la géomorphologie fluviale dans les processus de conception, de suivi et d'évaluation de projets de restauration de cours d'eau	187
B.1. Diagnostic de l'état géomorphologique.....	187
B.2. Prise en compte des processus géomorphologiques dans le cadre de la conception du projet de restauration (avant travaux).....	192
B.3. Evaluation après travaux	196
C. Conclusions et perspectives	199
Références bibliographiques	203
Table des figures.....	233
Table des tableaux.....	233

Introduction générale

Contexte et objectif général de la recherche

Les écosystèmes des cours d'eau sont de plus en plus dégradés et voient ainsi leur fonctionnement perturbé, tant sur le plan écologique, physico-chimique que morphologique, ce qui conduit à une perte des espèces sensibles et à une réduction globale de la diversité (Loreau *et al.*, 2002 ; Millenium Ecosystem Assessment, 2005 ; Palmer, 2009). Cette perturbation est principalement imputable aux activités anthropiques (Gregory, 2006 ; Brown *et al.*, 2018 ; Pasternack, 2020). En ce sens, la pression des activités humaines s'est exercée de manière croissante sur les milieux fluviaux au cours des cinq derniers millénaires, depuis les premiers aménagements hydrauliques (*e.g.*, barrage, détournement de cours d'eau, drainage des sols) jusqu'à l'artificialisation des chenaux par les travaux d'ingénierie (*e.g.*, chenalisation, endiguements, mise sous terre), sans oublier les effets indirects liés aux changements d'occupation des sols (Downs & Gregory, 2004).

Face à ce constat, et poussé par une prise de conscience environnementale croissante depuis les années 1970, la question d'améliorer le fonctionnement des cours d'eau a émergé progressivement, parallèlement aux projets de préservation des milieux aquatiques. Les projets d'amélioration du fonctionnement des cours d'eau se sont par la suite multipliés et ont été de plus en plus souvent désignés sous le terme de « restauration de cours d'eau ». C'est finalement à partir des années 1980 que la restauration de cours d'eau a constitué un champ de recherche (Downs & Gregory, 2004 ; Morandi, 2014). En Europe, c'est principalement sous l'impulsion de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE ; 2000/60/CE), promulguée en 2000, que les opérations de restauration de cours d'eau ont proliféré. Cette directive, qui a pour objectif d'améliorer la qualité de l'eau et des milieux aquatiques, a marqué un tournant pour la gestion et la protection des milieux aquatiques et humides. Transposée en Wallonie au travers des Plans de gestion des districts hydrographiques (PGDH), elle vise l'atteinte du « bon état écologique » pour l'échéance 2021 (ou 2027, selon l'état de dégradation des cours d'eau et les possibilités de dérogations accordées par l'Europe aux Etats membres). Parmi l'ensemble de mesures prises dans cette optique, figure la mise en œuvre d'actions de restauration écologique de cours d'eau. A ce titre, le projet Walphy (LIFE07 ENV/B/000038), qui s'est déroulé entre 2009 et 2014, a marqué une étape importante dans la mise en place d'une démarche structurée pour que les cours d'eau de Wallonie atteignent le « bon état écologique » requis par la DCE.

La mise en œuvre de cette démarche a donné lieu à une réflexion sur la place occupée par la géomorphologie dans les processus de conception, de suivi et d'évaluation des projets de restauration de cours d'eau. Cette réflexion peut s'exprimer sous la forme de différentes questions : Quels sont les apports de la géomorphologie au cours des processus de conception, de suivi et d'évaluation des actions de restauration ? Comment ont évolué ces apports au fur et à mesure de l'émergence du champ de recherche de la restauration de cours d'eau ? Quelles sont les étapes de ces processus qui peuvent bénéficier d'une contribution de la part des géomorphologues ? Sous quelle forme et sur base de quels outils et méthodes repose cette contribution ?

Portée par ces différentes questions, la réflexion sur le rôle de la géomorphologie a fait naître le projet de recherche auquel cette thèse est consacrée. A cet égard, l'objectif général de ce travail de recherche doctorale est de mettre en évidence les apports des outils et des méthodes géomorphologiques dans les processus de conception, de suivi et d'évaluation des projets de restauration de cours d'eau. Pour établir le rôle joué par la géomorphologie dans ces processus, ce travail va s'appuyer sur l'étude de trois compartiments : « la continuité écologique » (partie 3), « les habitats aquatiques du lit mineur » (partie 4) et « les berges » (partie 5). Chacun de ces compartiments apportera des éléments de réponse aux questions formulées ci-dessus. Pour terminer, une synthèse de ces éléments de réponse sera réalisée en identifiant les apports de la géomorphologie pour chaque étape des processus de conception, de suivi et d'évaluation des projets de restauration (partie 6). Cette synthèse permettra également de faire ressortir les apports spécifiques de cette recherche doctorale à la compréhension du fonctionnement géomorphologique des hydrosystèmes et aux implications opérationnelles de ces nouveaux éléments de compréhension.

Organisation de la thèse

Cette thèse s'organise en **6 grandes parties**, parmi lesquelles les 2 premières parties sont subdivisées chacune en 3 chapitres.

La **première partie** a pour objectifs de (i) de mettre en contexte la recherche réalisée en définissant son cadre thématique et (ii) de justifier l'intérêt de la problématique traitée dans ce travail et des objectifs s'y référant. Pour ce faire, le **premier chapitre** est d'abord consacré à la présentation des concepts et du fonctionnement du système fluvial, pour ensuite décrire les perturbations anthropiques qui s'y exercent. Le **deuxième chapitre** aborde le concept de restauration des cours d'eau en tant que mode de gestion récent pour améliorer la qualité hydromorphologique et écologique des cours d'eau. La restauration des cours d'eau y est présentée sous l'angle de la géomorphologie. Ainsi, un historique de la restauration des cours d'eau y est dressé, tout en mettant l'accent sur les apports croissants de la géomorphologie dans les processus d'élaboration de projets de restauration, d'abord à l'échelle mondiale et ensuite à l'échelle de la Wallonie. Enfin, le **troisième chapitre** définit les questions et objectifs de recherche de l'étude, ainsi que la démarche méthodologique mise en œuvre pour répondre aux objectifs fixés.

La **deuxième partie** du manuscrit est consacrée, d'une part, à la présentation du cadre méthodologique global mis en place dans ce travail (**quatrième chapitre**) et, d'autre part, au descriptif du contexte géographique du terrain d'étude et de ses particularités, et ce pour les deux bassins versants principaux traités dans ce travail, le Bocq (**cinquième chapitre**) et l'Eau Blanche (**sixième chapitre**).

La **troisième partie** a trait au compartiment « continuité écologique » et plus particulièrement à la composante longitudinale de la continuité sédimentaire. Cette problématique est traitée au travers de l'analyse multi-scalaire de l'impact des déversoirs sur la connectivité sédimentaire. Cette étude a fait l'objet d'une publication dans la revue *Geomorphology* : « *Can coarse bedload pass through weirs?* » (Volume 359, 15 June 2020, 107131).

La **quatrième partie** est dédiée au compartiment « habitats aquatiques du lit mineur ». Les habitats étudiés dans cette partie sont des frayères artificielles reconstituées pour les poissons lithophiles sur des secteurs de cours d'eau fortement endommagés par les pressions humaines. L'analyse présentée dans cette partie porte sur l'évaluation de l'efficacité et de la pérennité de ces frayères reconstituées. Cette étude a fait l'objet d'une publication qui a été acceptée (sous réserve de modifications modérées) dans la revue *Catena* : « *Suitability and sustainability of spawning gravel placement in degraded river reaches, Belgium* ».

La **cinquième partie** est consacrée au compartiment « berges » et plus particulièrement aux aménagements de protection de berges qui font appel au génie végétal pour stabiliser les berges. Cette thématique est traitée, non seulement sous l'angle scientifique (évaluation de l'efficacité des aménagements), mais également sous l'angle opérationnel, dans le sens où elle fournit au gestionnaire des recommandations de mise en œuvre de ce type d'aménagement. Cette étude a fait l'objet d'une publication dans la revue *Géomorphologie : Relief, Processus, Environnement* : « Efficacité et résistance de techniques de protection de berges en génie végétal » (vol. 24, n° 2, 2018, p. 121-138).

Pour terminer, la **sixième partie** de cette thèse dresse la synthèse des apports de la géomorphologie au cours des processus de conception, de suivi et d'évaluation des actions de restauration de cours d'eau. Les apports spécifiques de ce travail de recherche doctorale sont également traités au regard de l'amélioration des connaissances du fonctionnement des hydrosystèmes. Enfin, la formulation de perspectives de recherche clôt ce travail.

PARTIE 1

Cadre scientifique et objet d'étude

Chapitre 1 : Système fluvial et perturbations anthropiques	7
Chapitre 2 : Apports de la géomorphologie dans l'élaboration de projets de restauration de cours d'eau	25
Chapitre 3 : Problématique, questionnements et objectifs de la thèse	47

Chapitre 1 : Système fluvial et perturbations anthropiques

1.1. Fonctionnement du système fluvial

1.1.1. Le cours d'eau : un système environnemental complexe

A partir des années 1950, les problématiques environnementales liées à la dynamique fluviale ont été progressivement appréhendées selon une approche systémique de l'environnement, s'efforçant de prendre en compte le fonctionnement des flux et des formes au sein du bassin versant, tout en y dégageant leurs interactions (Strahler, 1950 ; Hack, 1960 ; Chorley, 1962). C'est toutefois au début des années 1970 que le concept de **système fluvial** a été formalisé et synthétisé par Schumm (1977), qui le définit comme l'arrangement significatif d'entités morphologiques que sont les pentes, les plaines d'inondation et les lits au sein d'un bassin versant. Ce système se caractérise par des flux entrants et sortants que sont l'eau et les sédiments, ainsi que la matière organique et les solutés (Bravard & Petit, 2000). La dimension principale du système est donc longitudinale (amont-aval) et peut être découpée en trois secteurs (Figure 1.1) :

- la zone de production dans les têtes de bassin (secteurs à forte pente), où les processus d'érosion, dominants, fournissent les sédiments au système ;
- la zone de transfert (marquée par une pente décroissante), le long de laquelle les sédiments transitent vers l'aval (les processus d'érosion et de dépôt agissent à proportion égale) ;
- la zone de stockage (caractérisée par de faibles pentes), où les processus de dépôts sont dominants.

Ce concept de système fluvial, reposant sur une dimension majoritairement longitudinale, peut être complété par le concept d'**hydrosystème fluvial** (Roux, 1982 ; Amoros *et al.*, 1987). Celui-ci appréhende les flux bidirectionnels de matières, d'énergie et d'organismes entre le cours d'eau, la plaine inondable et la nappe phréatique, et ce à l'échelle du tronçon (Ward, 1989 ; Amoros & Petts, 1993). De la sorte, l'hydrosystème fluvial constitue un sous-ensemble du système fluvial, intégrant quatre dimensions (Figure 1.1) :

- la dimension longitudinale, qui correspond aux flux unidirectionnels le long du gradient amont-aval ;
- la dimension transversale, qui regroupe l'ensemble des flux bidirectionnels de surface entre le cours d'eau et les différents éléments de la plaine alluviale ;
- la dimension verticale, qui concerne la superposition des écosystèmes superficiels et souterrains, et leurs échanges tant à proximité du cours d'eau que sur les marges de la plaine alluviale ;
- la dimension temporelle, qui fait référence aux modifications opérées à différentes échelles de temps emboîtées.

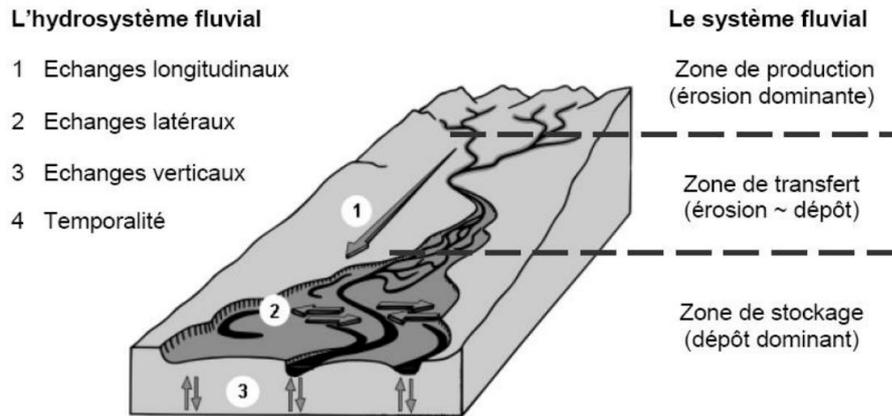


Figure 1.1 : Schématisation des secteurs du système fluvial et des dimensions de l'hydrosystème fluvial (modifié d'après Amoros & Petts, 1993).

Ces deux concepts (système fluvial et hydrosystème fluvial) sont complémentaires dans le sens où l'hydrosystème fluvial d'un tronçon est dépendant de sa position au sein de son bassin versant et des transferts définis par le système fluvial.

En outre, l'hydrosystème fluvial présente une organisation hiérarchisée emboîtée, dont les niveaux successifs (secteurs fonctionnels, ensembles fonctionnels, unités fonctionnelles et microhabitats) sont contrôlés par des processus se déroulant à différents pas de temps (Amoros & Petts, 1993). Les interactions et les interconnexions entre les différents compartiments et les différents niveaux de l'hydrosystème fluvial déterminent l'organisation des biocénoses alluviales (Amoros *et al.*, 1987 ; Ward & Stanford, 1995).

1.1.2. Principe de fonctionnement hydro-sédimentaire des cours d'eau : notions d'équilibre dynamique et d'ajustement

Le fonctionnement hydro-sédimentaire d'une cours d'eau exprime le caractère complexe du système fluvial, en raison des nombreuses variables qui interviennent à différentes échelles et leurs interactions. En conditions naturelles, les cours d'eau cherchent à établir un équilibre dynamique entre deux variables de contrôle, dites primaires, à savoir le débit liquide (Q) et le débit solide (Q_s) (Schumm, 1977). Ces deux variables sont dépendantes de la géologie, du climat et de la couverture du sol. L'équilibre dynamique entre ces deux variables de contrôle avait déjà été conceptualisé par Lane (1955) sous la forme d'une balance dont le premier plateau représente le débit solide et la taille des matériaux, et dont le second plateau représente le débit liquide et la pente du cours d'eau (Figure 1.2). Un déséquilibre lié à une augmentation ou une diminution d'une variable de contrôle se manifeste au travers d'un processus d'érosion ou de sédimentation, qui aura pour effet de rétablir l'équilibre du système. Des variables de contrôle, dites secondaires, ont quant à elles une influence plus limitée sur le fonctionnement hydro-sédimentaire : pente et géométrie de la vallée, caractéristiques sédimentologiques du lit et des berges, nature et densité de la végétation riveraine.

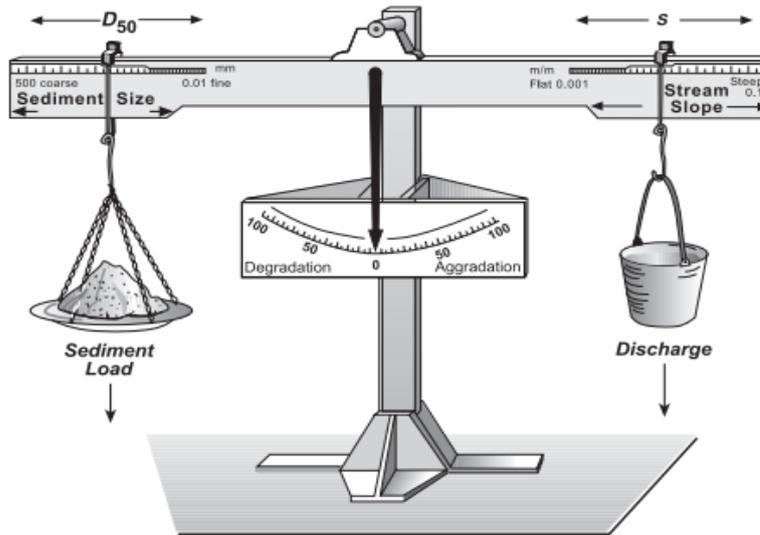


Figure 1.2 : Balance de Lane (1955 ; modifié d'après Fryirs & Brierley, 2013).

Les fluctuations de Q et de Q_s induisent des ajustements morphologiques du chenal, au niveau de sa largeur, de sa profondeur, de sa pente et de sa sinuosité. Ces ajustements morphologiques sont les variables de réponse, pour lesquelles Schumm (1977) a proposé une série de relations empiriques montrant les ajustements susceptibles de se produire en cas de variation d'une ou des deux variables de contrôle (Tableau 1.1).

Tableau 1.1 : Relations empiriques entre les fluctuations des variables de contrôle et les ajustements des variables de réponse (Schumm, 1977). Q : débit liquide ; Q_s : débit solide ; l : largeur du chenal ; z : profondeur du chenal ; p : pente ; l/p : ratio largeur/profondeur ; λ : longueur d'onde des méandres ; SI : sinuosité.

Modification d'une variable de contrôle	
Variables de contrôle	Ajustements
Q^+	l^+, z^+, λ^+, p^-
Q^-	l^-, z^-, λ^-, p^+
Q_s^+	$l^+, z^-, \lambda^+, p^+, SI^-$
Q_s^-	$l^-, z^+, \lambda^-, p^-, SI^+$

Modification des deux variables de contrôle	
Variables de contrôle	Ajustements
Q^+ et Q_s^+	$l^+, z^{+/-}, \lambda^+, p^{+/-}, l/p^-, SI^+$
Q^- et Q_s^-	$l^-, z^{+/-}, \lambda^-, p^{+/-}, l/p^+, SI^-$
Q^+ et Q_s^-	$l^{+/-}, z^+, \lambda^{+/-}, p^-, l/p^+, SI^-$
Q^- et Q_s^+	$l^{+/-}, z^-, \lambda^{+/-}, p^+, l/p^-, SI^+$

De la sorte, le système fluvial fonctionne comme un équilibre dynamique, composé d'ajustements permanents des différentes variables autour de conditions moyennes (Schumm, 1977). Autrement dit, les modifications de débits liquide et solide ont pour conséquence, par le biais de mécanismes de rétroactions, un réajustement morphologique en accord avec les nouvelles conditions. Ces ajustements morphologiques peuvent s'opérer sur une large gamme d'échelles spatiales et temporelles selon l'intensité de la perturbation et la capacité du système à absorber les changements (Figure 1.3 ; Knighton, 1998).

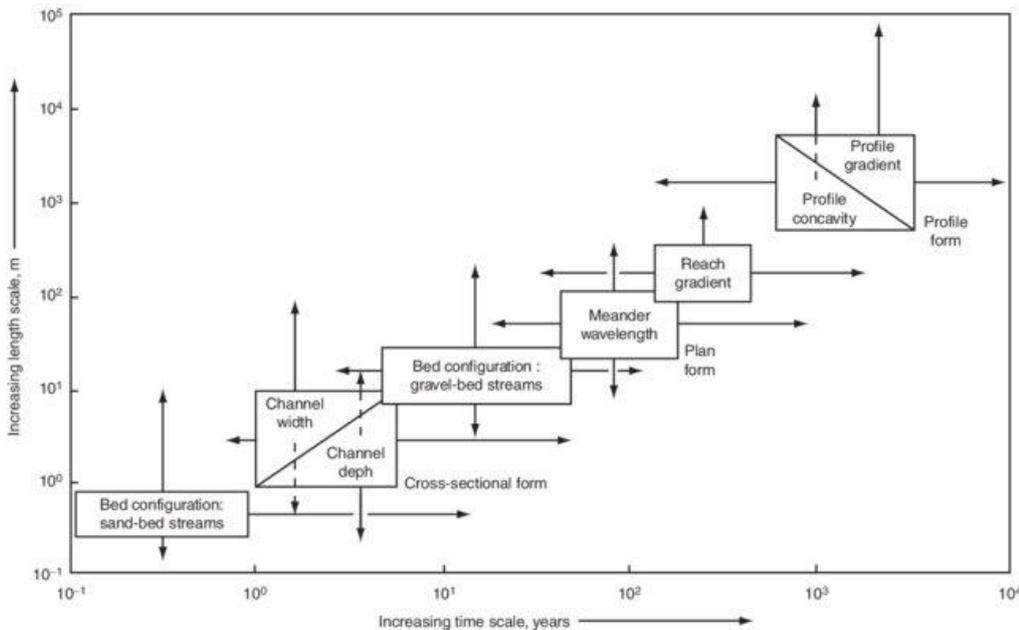


Figure 1.3 : Diagramme schématique des échelles de temps des ajustements des différentes formes du chenal en fonction de leur dimension spatiale, au sein d'un bassin versant hypothétique de taille intermédiaire (Knighton, 1998).

1.1.3. Les contraintes du milieu sur le fonctionnement hydro-sédimentaire

Ce concept d'équilibre dynamique repose sur le postulat que les systèmes sont capables de retrouver un état proche de l'origine après une perturbation (Bravard & Petit, 2000). Cette capacité de retour du système est appelée résilience et la période de temps nécessaire à ce retour aux conditions initiales est nommée période de relaxation (Knighton, 1998; Bravard & Petit, 2000). Il faut toutefois préciser que la réponse du système face à une perturbation est variable et dépend (i) de l'importance et de la durée de la modification des variables de contrôle, et (ii) des caractéristiques intrinsèques du système qui définissent son niveau de sensibilité (cf. ci-dessous) (Fryirs & Brierley, 2013).

Parmi les perturbations entraînant une modification des variables de contrôle, Brunnsden & Thornes (1979) font la distinction entre les perturbations pulsatives (*pulse disturbances*), qui correspondent à un événement de forte intensité mais de faible fréquence et de durée limitée (e.g., une crue pluri-centennale), et les perturbations de type *press* ou *ramp disturbances*, qui supposent une perturbation à plus long terme et à une échelle généralement plus large. L'évolution de l'intensité de la perturbation dans le temps permet de distinguer les *press disturbances* (intensité continue ; e.g., la présence d'un barrage qui affecte les débits solide et liquide), des *ramp disturbances* (intensité graduellement croissante ; e.g., augmentation de la fréquence et de la magnitude des crues sous l'effet d'un changement climatique) (Fuller *et al.*, 2019 ; Piégay *et al.*, 2020). Dans le premier cas (*pulse disturbances*), si les modifications sont de faible ampleur, le système reste relativement inchangé et retourne rapidement vers son état initial. Si les modifications sont importantes et intenses, alors le système peut s'orienter momentanément vers un nouveau style fluvial, avant de revenir progressivement à l'état antérieur. Dans les deux autres cas (*press* ou *ramp disturbances*), du fait de l'ampleur et de la longue durée de la perturbation, un seuil sera dépassé, au-delà duquel le système ne sera plus capable de revenir vers son style fluvial initial et évoluera vers un autre style fluvial (Brierley & Fryirs, 2005). Il résultera de cette métamorphose fluviale un nouvel état d'équilibre

(Schumm, 1977 ; Bravard & Petit, 2000). Pour revenir à son style fluvial de départ, le système devra rencontrer une nouvelle perturbation (phénomène d'hystérésis ; Knighton, 1998). En fonction de l'ampleur des changements, Fryirs & Brierley (2013) opposent le terme « comportement fluvial » (*river behavior*) au terme « changement fluvial » (*river change*). Alors que le premier correspond aux ajustements morphologiques des rivières induits par les processus d'érosion et de dépôt à l'échelle du tronçon, le second fait référence aux perturbations induites à plus large échelle, qui résultent en un changement du style fluvial et du régime comportemental associé.

En outre, la capacité de résilience du système dépend également des caractéristiques intrinsèques du système, qui déterminent son degré de résistance aux perturbations. En effet, en fonction du *niveau de sensibilité à l'ajustement* du système, celui-ci réagira différemment aux perturbations (Brunsdon & Thornes, 1979 ; Brierley & Fryirs, 2005 ; Fryirs & Brierley, 2013). Il sera considéré comme *sensible* s'il réagit facilement aux perturbations, tandis qu'il sera considéré comme *résilient* si au contraire il est capable de résister aux perturbations (Reid & Brierley, 2015). Pour caractériser la capacité de résilience d'un système, Brunsdon & Thornes (1979) introduisent la notion de *résistance du système*, qui dépend (i) de la géologie (lithologie et structure du système), (ii) de sa morphologie (pente, relief et proximité du niveau de base), (iii) de la capacité du système à absorber et à stocker l'énergie, l'eau et les matériaux, et (iv) de l'héritage des perturbations antérieures dont les effets se marquent dans la dynamique actuelle. Cette notion de résistance du système constitue la première composante de la capacité de résilience du système, à laquelle s'ajoute une seconde composante, la notion de *recupération du système*. Sur base de l'importance relative de ces deux composantes et sur le principe que la sensibilité d'un système aux perturbations est conditionnée par sa proximité à un seuil, Fuller *et al.* (2019) dégagent quatre trajectoires de résilience (Figure 1.4) :

- a) une résilience à l'état de stabilité, où la résistance et le rétablissement sont équilibrés et où le système absorbe la perturbation, ce qui favorise le retour rapide aux conditions de pré-perturbation ;
- b) une résilience dynamique, où la résistance du système prévaut sur son rétablissement, et résulte en un changement progressif dans un système qui s'adapte aux nouvelles conditions limites (cas d'une métamorphose fluviale progressive) ;
- c) une résilience statique, pour laquelle l'intensité de la perturbation est inférieure au seuil de résistance du système, ce qui n'entraîne dès lors aucun changement ;
- d) une résilience méta-stable, pour laquelle la résilience du système est trop faible comparée à la perturbation. Le système a ainsi opéré un changement consécutif à une perturbation majeure et va établir un nouvel équilibre dynamique face aux nouvelles conditions mais ses perspectives d'une récupération sont peu probables.

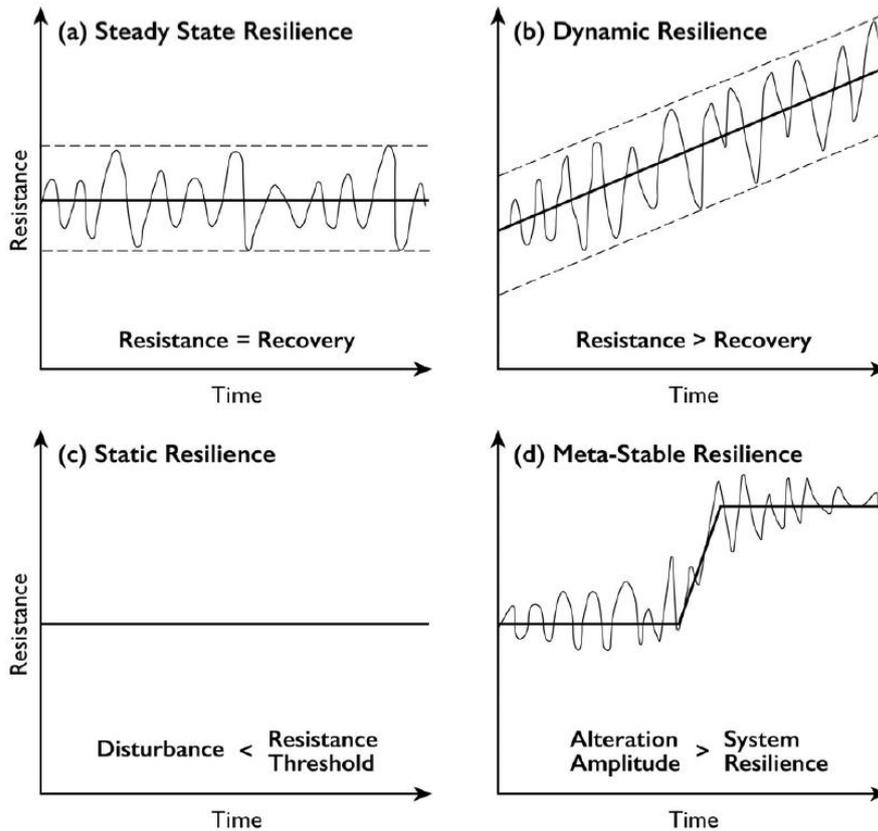


Figure 1.4 : Trajectoires évolutives des différents formes de résilience : (a) résilience à l'état de stabilité, (b) résilience dynamique, (c) résilience statique et (d) résilience méta-stable (Fuller *et al.*, 2019).

1.2. Pressions humaines et conséquences sur le système fluvial

Les modifications des variables de contrôle peuvent s'expliquer par les facteurs climatiques, notamment par le biais des variations du régime de précipitation ou au travers de l'effet des fluctuations climatiques sur l'emprise de la végétation dans les têtes de bassin (*e.g.*, Starkel, 1983 ; Bravard *et al.*, 1992 ; Brown, 1995 ; Gregory *et al.*, 1995). Néanmoins, il est également largement reconnu que les actions de l'Homme ont des impacts sur les modifications des variables de contrôle (*e.g.*, Bravard *et al.*, 1986 ; Gurnell & Petts, 1995 ; Gregory, 2006). Ainsi, en Europe, à partir de la fin du Néolithique, les actions de l'Homme sur le paysage (déforestation, agriculture, reforestation, extraction) et ensuite sur les cours d'eau (exploitation, protection, rectification) ont contribué de plus en plus à modifier les apports solides et liquides, à tel point que la majeure partie des cours d'eau peut être considérée aujourd'hui sous un contrôle climatique mais surtout anthropique (*e.g.*, Bravard & Magny, 2002 ; Arnaud-Fassetta *et al.*, 2010 ; Notebaert & Verstraeten, 2010 ; Dusaer *et al.*, 2011 ; Lespez *et al.*, 2015). Gregory (2006) dégage cinq grands types d'intervention humaine qui impactent les cours d'eau : (i) la régularisation des débits par la mise en place de barrages et déversoirs, (ii) la chenalisation et la modification des tronçons fluviaux, (iii) l'extension urbaine, (iv) les changements d'occupation du sol, et (v) les transferts d'eau.

Une synthèse des pressions anthropiques et de leurs conséquences sur le système fluvial est dressée ci-dessous, en mettant l'accent sur les pressions s'exerçant sur les cours d'eau de Wallonie, et plus particulièrement sur les pressions qui feront l'objet de cette recherche doctorale. Ces pressions sont

présentées ci-dessous selon une logique chronologique relative à leur apparition en Wallonie. Les exemples évoqués sont localisés sur la carte de la Figure 1.5.

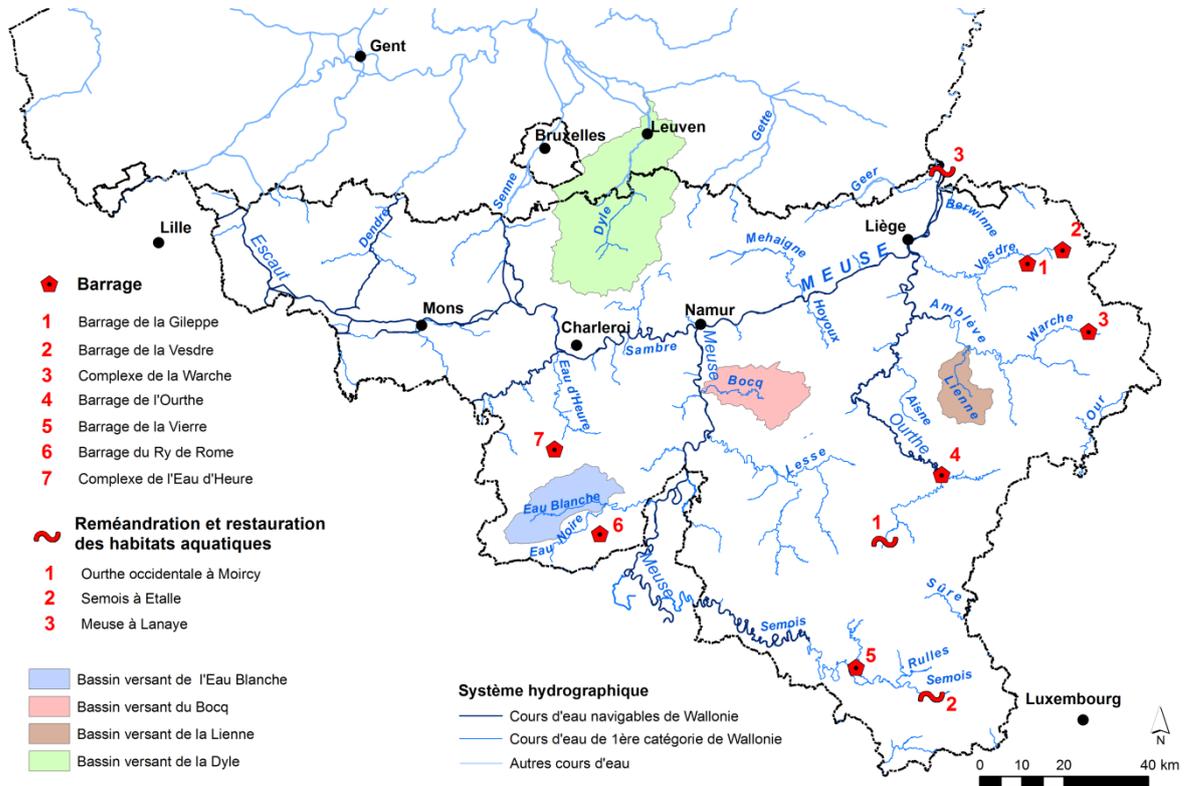


Figure 1.5 : Localisation des exemples évoqués pour décrire les pressions humaines sur le système fluvial et les travaux de restaurations de cours d'eau menés en Wallonie.

1.2.1. Changements d'occupation du sol

En raison de son rôle sur les apports sédimentaires vers les cours d'eau, l'occupation du sol représente une variable de contrôle externe du cours d'eau, qui est intimement liée aux activités anthropiques. En effet, la couverture végétale du sol et les types de pratique agricole exercent une influence importante sur l'érosion des sols, en conjonction avec d'autres facteurs tels que la pente et les précipitations. Ainsi, le déboisement des versants pour l'agriculture, combiné avec des périodes d'intenses précipitations représente un stimulus particulièrement efficace pour provoquer une érosion des sols et un colluvionnement des matériaux érodés (Dotterweich, 2008), ces derniers s'accumulant en contrebas des versants, dans les plaines inondables et dans les bassins lacustres (Goudie, 2020).

De manière générale, les premiers grands défrichements et la valorisation des terres agricoles, qui ont débuté en Europe à partir de l'Age de Bronze, ont eu pour effets une érosion des sols et le creusement de ravines, entraînant le développement de dépôts colluviaux et alluviaux (Dotterweich, 2008). Toutefois, les réponses des systèmes fluviaux aux changements d'occupation peuvent varier fortement selon les caractéristiques de la perturbation (intensité, durée, délai), la taille du bassin versant et sa configuration interne contrôlant sa connectivité sédimentaire (pente des versants, capacité tampon de la plaine alluviale et mécanismes de rétroaction internes) (Rommens *et al.*,

2006 ; Verstraeten *et al.*, 2017). Dès lors, l'augmentation résultante de la sédimentation en plaine alluviale n'a pas débuté partout au même moment, avec des variations à l'échelle intra-européenne mais également à une échelle plus régionale (Notebaert & Verstraeten, 2010). Par exemple, en Belgique cette augmentation a débuté à partir de 4000 BC dans les régions de la ceinture de loess belge (*e.g.*, dans la vallée de la Dyle ; Notebaert *et al.*, 2011), alors qu'elle a été plus tardive en Ardenne (1500 BC dans la vallée de la Lienne ; Houbrechts *et al.*, 2020).

La synthèse réalisée par Houbrechts *et al.* (2020) sur l'évolution de la sédimentation en plaine alluviale dans le bassin de la Lienne situé en Ardenne fournit un exemple significatif illustrant les impacts des changements d'occupation du sol sur la sédimentation en plaine alluviale. Cette synthèse met en évidence une augmentation de la sédimentation en plaine alluviale à partir de l'Age du Bronze, bien qu'elle ne soit pas très prononcée (entre 2,8 et 4,8 cm/siècle), probablement en lien avec la faible activité humaine qui devait y régner. Il faut attendre approximativement 1000 AD pour identifier une augmentation plus marquée de la sédimentation en plaine alluviale dans le bassin de la Lienne (11,2 cm/ siècle entre le début du XI^e siècle et le début du XIV^e siècle). Cette période coïncide avec une croissance démographique et une déforestation massive résultant de la nécessité d'augmenter les surfaces destinées aux cultures et aux pâtures, et aux besoins en bois comme matériau de construction et combustible (notamment pour l'industrie du fer). D'autres éléments ont également contribué à cette sédimentation en plaine alluviale, à savoir l'intensification de l'agriculture, l'émergence de nouvelles techniques agricoles (*i.e.*, assolement triennal), la prolongation de la période de sol non couvert par la végétation, la généralisation du recours à la charrue et l'augmentation de la connectivité entre les zones cultivées et le fond des vallées (via le développement d'un réseau de chemins). Cette augmentation de la sédimentation a résulté en une métamorphose fluviale, la Lienne passant d'une rivière à chenaux multiples (*i.e.*, anabranch) se développant dans une plaine inondable boisée et marécageuse, vers une rivière à chenal unique s'écoulant dans une plaine alluviale plus marquée. Par la suite, les taux de sédimentation dans le bassin de la Lienne sont restés élevés, en relation avec le début de l'industrie du fer et ses besoins en charbon de bois. Enfin, le siècle dernier a connu de nouveaux changements d'occupation du sol, avec une tendance à la conversion des cultures et des landes en forêts et en prairies en Ardenne, ce qui a résulté en un amenuisement de la sédimentation en plaine alluviale (Houbrechts *et al.*, 2020).

De tels impacts sur la sédimentation en plaine alluviale provoqués par des changements d'occupation du sol ont été mis en évidence au travers de différentes études menées en Belgique (*e.g.*, Notebaert *et al.*, 2011 ; Broothaerts *et al.*, 2014) et plus généralement en Europe (*e.g.*, Brown, 1995 ; Dotterweich, 2008 ; Lespez *et al.*, 2008).

1.2.2. Ouvrages transversaux (barrages et déversoirs)

a) Définitions et état des lieux

La présence de barrages et de déversoirs le long d'un cours d'eau constitue une entrave aux transferts longitudinaux, qui peut provoquer des réponses très variées des hydrosystèmes, selon le contexte géomorphologique, les caractéristiques des structures mises en place et l'usage de ces structures (*e.g.*, Williams and Wolman, 1984 ; Kondolf, 1997 ; Pizzuto, 2002 ; Assani & Petit, 2004 ; Graf, 2005, 2006 ; Petts & Gurnell, 2005 ; Major *et al.*, 2017 ; Rollet *et al.*, 2014). Avant de décrire les effets des barrages et des déversoirs sur les cours d'eau, il convient dans un premier temps de définir ces deux aménagements car ils n'ont pas les mêmes répercussions sur l'hydrosystème.

La distinction entre ces deux structures réside principalement dans les unités spatiales qu'ils entravent. Alors que les déversoirs barrent uniquement le lit mineur du cours d'eau, les barrages s'étendent au-delà du lit mineur et peuvent même occuper dans certains cas l'ensemble du lit majeur (Figure 1.6). Csiki & Rhoads (2010) définissent le déversoir comme une structure anthropique établie au sein du lit mineur d'un cours d'eau, joignant les deux berges et dont la hauteur ne dépasse pas l'altitude du sommet des berges du chenal en amont. Ceci implique que la retenue amont est limitée au lit mineur (sauf lors des crues débordantes) et que la capacité de stockage de l'eau dans la retenue est relativement limitée. Poff & Hart (2002) précisent que, à l'inverse des barrages, la hauteur de chute des déversoirs est faible (moins de quelques mètres) et le temps de résidence de l'eau y est limité (entre quelques minutes et quelques heures). Le terme « déversoir » utilisé dans ce travail doit être pris au sens large, c'est-à-dire qu'il est valable tant pour les configurations fixe (déversoirs sans dispositifs mobiles) que pour les configurations avec des dispositifs mobiles (déversoirs avec dispositifs mobiles, tels que des vannages ou des clapets). Pour éviter toute ambiguïté, le terme « déversoir » a été préféré au terme « seuil » dans ce travail en raison des multiples significations du terme « seuil » (*i.e.*, ouvrage en travers, forme fluviale, valeur critique d'une variable).

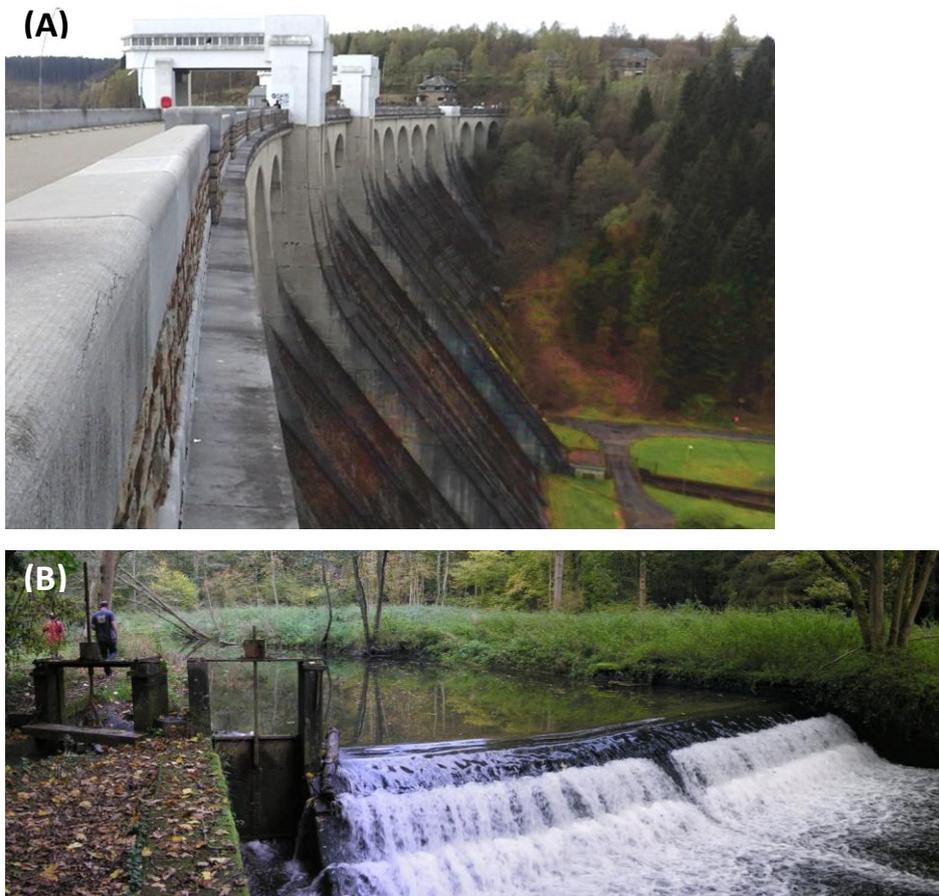


Figure 1.6 : Exemples d'ouvrages en travers en Wallonie : (A) barrage de la Vesdre à Eupen et (B) déversoir sur le Bocq à Purnode (Yvoir).

En Europe, l'apparition des premiers déversoirs remonte à l'antiquité (Petts & Gurnell, 2005) et leur multiplication ultérieure est étroitement liée au développement de l'énergie hydraulique, en particulier à la meunerie (Melun, 2012 ; Beauchamp, 2018). C'est surtout au Moyen Âge que la

meunerie connaît un développement important, avec notamment l'exploitation de moulins banaux. Née dans le courant du X^e siècle, la banalité est un droit que s'arrogent les seigneurs à l'époque féodale pour contraindre les paysans exploitant leurs terres et les hommes soumis à leur autorité à utiliser pour leurs besoins, et contre rémunération, certains équipements, y compris les moulins (Germain & Genette, 2004). Dans le bassin mosan, c'est à partir du XIII^e siècle que d'autres usages font leur apparition. Ainsi, en plus de la meunerie et de la brasserie, les moulins sont affectés à différentes activités industrielles (draperie, papeterie et sidérurgie) (Suttor, 2002). La métallurgie connaît un essor très important à partir du XIV^e siècle (Tahon, 1909 ; Gillard, 1971 ; Suttor, 2002 ; Germain, 2011). Les forges s'installent à proximité des rivières pour exploiter l'énergie hydraulique destinée à actionner de lourds marteaux et ensuite à manœuvrer les soufflets pour maintenir une haute température à l'intérieur des foyers (Houbrechts & Petit, 2004). Cette période est également marquée par une multiplication des déversoirs pour alimenter des canaux servant à irriguer des prairies d'abissage (Laurant, 1967 ; Luxen *et al.*, 2010 ; Germain, 2011). Cette pratique, destinée surtout à fertiliser et réchauffer les sols au printemps, a perduré en Ardenne jusqu'à la fin du XIX^e siècle. Alors que certains usages périssent, d'autres usages émergent à partir de la seconde moitié du XIX^e siècle. Ainsi, pour répondre aux besoins de l'industrie extractive, des déversoirs sont convertis ou édifiés pour activer des scies hydrauliques (pour découper les pierres) et des turbines électriques (Germain & Genette, 2004 ; Germain, 2011). D'autres ouvrages fournissent l'énergie hydraulique pour refouler les eaux de distribution dans des châteaux d'eau situés en contre-haut des villages (comme dans le bassin du Bocq ; *cf. infra*). Aujourd'hui, à quelques exceptions près, la majeure partie de ces ouvrages ne sont plus en activité car ils ont perdu leur usage. Néanmoins, bien que les bâtiments qui y sont associés disparaissent ou sont reconvertis, leurs structures hydrauliques sont généralement maintenues en place. Laissées à l'abandon, elles se dégradent progressivement au fil du temps et des crues. Dans certains cas, les ouvrages en travers font l'objet d'une réfection dans le but d'exploiter l'énergie hydraulique pour produire de l'électricité grâce à une turbine hydraulique (*i.e.*, centrale hydro-électrique). Ce type d'équipement est répertorié sur 159 déversoirs en Wallonie mais cette liste n'est probablement pas exhaustive parce que les centrales hydro-électriques de faible puissance (inférieure à 100 kW) ne doivent pas faire l'objet d'une autorisation (C. Poncelet, communication personnelle, le 29 septembre 2020).

En ce qui concerne les grands barrages, ils sont au nombre de neuf en Wallonie et ils assurent encore leur fonction aujourd'hui. C'est en 1878 que le premier grand barrage fut édifié en Wallonie. Le barrage de la Gileppe fut initialement construit pour améliorer l'approvisionnement en eau de l'industrie lainière de la ville de Verviers (Van Houtte, 1949). Sa fonction principale est devenue aujourd'hui l'alimentation en eau potable. Les barrages de l'Ourthe, du Ry de Rome et de la Vesdre (Figure 1.6.A) assurent également cette fonction d'alimentation en eau potable et industrielle (Service public de Wallonie, 2020b). Signalons que d'autres grands complexes hydrauliques ont pour fonction principale de produire de l'électricité, à savoir le complexe de la Warche (barrages de Robertville et Butgenbach) et le barrage de la Vierre. Enfin, le complexe des barrages de l'Eau d'Heure, composé de deux barrages principaux et de trois pré-barrages, a pour fonction de soutenir le débit d'étiage de la Sambre (et donc indirectement de la Meuse), ce qui contribue à assurer l'alimentation du canal Charleroi-Bruxelles et à limiter les effets de la pollution urbaine et industrielle dans la Sambre (Service public de Wallonie, 2020b).

L'inventaire de l'ensemble des ouvrages en travers (barrages et déversoirs) de Wallonie indique que leur nombre s'élève approximativement à 1050 (Service public de Wallonie, 2020d). Toutefois, ce

nombre est probablement sous-évalué car seuls les ouvrages qui constituent un obstacle à la libre circulation des poissons¹ y sont recensés. Dès lors, les vieux déversoirs en partie délabrés, qui ne représentent plus un obstacle à la libre circulation des poissons, n'y figurent pas. A l'échelle européenne, les ouvrages qui constituent un obstacle à la continuité écologique (comprenant non seulement les déversoirs et barrages, mais également les pertuis et passages sous voirie) sont estimés à plus de 1 million, ce qui représente une densité de 0.6 obstacle par kilomètre de cours d'eau (Amber, 2020).

b) Impacts des ouvrages en travers

Les impacts des grands barrages sur la dynamique fluviale sont bien étudiés depuis le début des années 1980 (e.g., Petts, 1980, 1984 ; Williams & Wolman, 1984 ; Kondolf, 1997 ; Wasson *et al.*, 1998 ; Brandt, 2000 ; Pizzuto, 2002 ; Assani et Petit, 2004 ; Graf, 2005, 2006 ; Petts & Gurnell, 2005 ; Rollet *et al.*, 2014 ; Major *et al.*, 2017). Ces travaux ont démontré que ces structures entraînent une modification des variables de contrôle (débits liquide et solide), susceptible d'entraîner une réponse des variables d'ajustement, avec des conséquences sur le fonctionnement écologique du milieu. Ces réponses sont très variées en fonction des opérations de chasse. Ce type de perturbations a été mis en exergue dans l'étude réalisée par Assani & Petit (2004), qui a permis d'identifier et de quantifier les impacts morphologiques résultants de la modification du débit de la Warche en aval du barrage de Butgenbach. Ainsi, l'augmentation significative de l'occurrence de crues morphogènes ($\sim 0,6.Q_b$) consécutives aux actions de turbinage a entraîné de profondes répercussions morphologiques en aval de la retenue : un doublement de la largeur du chenal en 45 ans, une diminution du nombre de seuils et de mouilles, une augmentation du nombre de dépôts et d'îlots et une augmentation des affleurements de roche en place dans le fond du lit. De plus, la mobilisation régulière des sédiments les plus fins par les lâchers réguliers a entraîné une sélection des matériaux du fond du lit, les éléments résiduels formant une couche d'armurage. Néanmoins, du fait d'une diminution de la rugosité du chenal (en lien avec la réduction de la sinuosité et l'homogénéisation des formes du lit), la compétence du cours d'eau a augmenté, permettant ainsi à des crues relativement faibles de mobiliser des éléments grossiers.

En revanche, le nombre d'études portant sur les déversoirs est beaucoup plus modeste et ces études concernent davantage les impacts écologiques que les impacts sur la dynamique fluviale (Melun, 2012). Ces impacts sont complexes et très variables selon, entre autres, les caractéristiques des structures en travers. En effet, du fait (i) de sa configuration composée d'une partie fixe (déversoir) et de parties mobiles (systèmes de vannage), et (ii) de la présence d'un canal de dérivation ou non, les effets sur les variables de contrôles sont très changeants (Figure 1.7). Ainsi, une perturbation du débit n'est observée que pour les déversoirs qui possèdent un canal de dérivation. Seul le secteur situé entre la prise d'eau amont et le rejet d'eau aval présente un déficit hydrique. L'importance de ce dernier dépend de la quantité d'eau dérivée et peut être prononcé lors des périodes d'étiage durant lesquels la plus grande partie du débit transite dans le chenal secondaire (Csiki & Rhoads, 2010 ; Beauchamp, 2018).

¹ En Wallonie, les obstacles à la libre circulation des poissons sont caractérisés par un comité d'experts sur base de l'examen de sa configuration (e.g., hauteur de chute, configuration spatiale, gestion des vannes), en tenant compte des variations hydrauliques et des capacités de franchissement des deux grandes familles de poissons que sont les Salmonidés et les Cyprinidés.

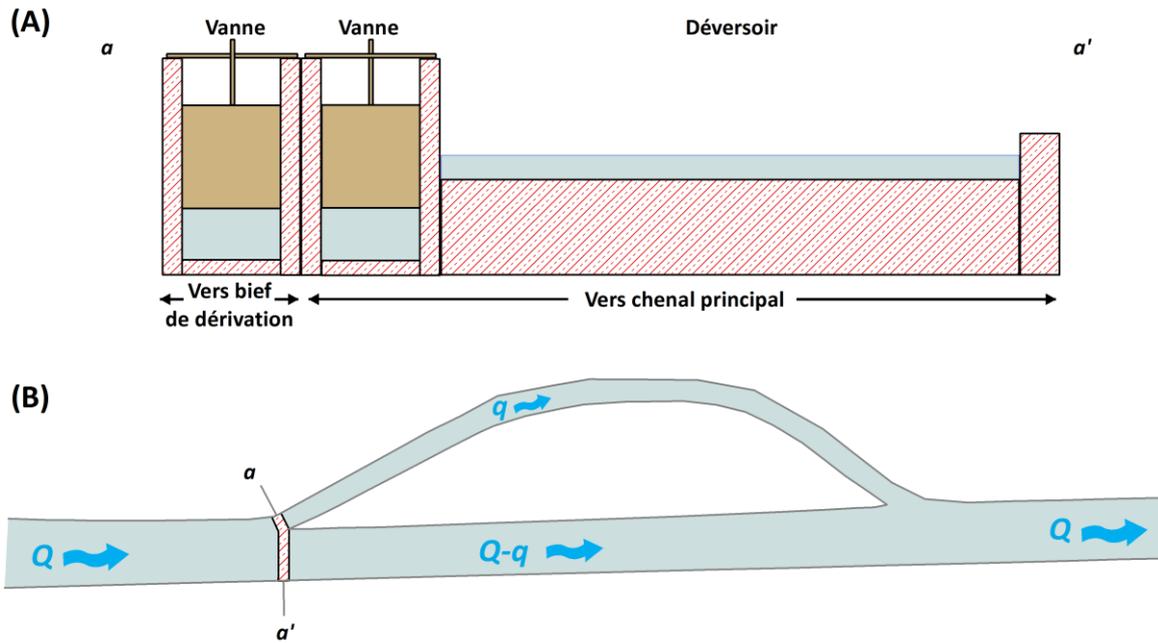


Figure 1.7 : Schéma conceptuel de la configuration générale d'un déversoir, (A) en coupe transversale et (B) en plan (modifié depuis Degoutte, 2012).

En ce qui concerne l'impact des déversoirs sur le débit solide, il convient de différencier la charge en suspension de la charge de fond. Le transport des sédiments en suspension est peu impacté par les déversoirs, les quelques accumulations de sédiments fins se faisant essentiellement le long des rives de la retenue (Viel, 2012 ; Melun, 2012). En revanche, les impacts sur le transport de la charge de fond sont plus variables et les paramètres expliquant l'entrave potentielle du transfert de ces sédiments sont encore mal connus. La capacité de ces ouvrages à piéger les sédiments de la charge de fond est très variable, comme l'ont montré différentes études (Csiki & Rhoads, 2010 ; Malavoi *et al.*, 2011). Tandis que certaines études ont montré que les retenues étaient partiellement remplies de sédiments grossiers, suggérant un piégeage de la charge de fond (*e.g.*, Pearson & Pizzuto, 2015), d'autres études indiquent que les déversoirs ne représentent pas d'entrave au transport de la charge de fond (*e.g.*, Csiki & Rhoads, 2014). Ces derniers sont considérés comme « transparents » par Malavoi *et al.* (2011). En outre, Pearson & Pizzuto (2015) ont mis en évidence la formation d'une rampe sédimentaire à contre-pente située au pied amont de l'ouvrage, cette rampe facilitant le transfert d'une partie des sédiments grossiers vers l'aval (Figure 1.8). Enfin, la présence ou non de parties mobiles (*i.e.*, vannage) au sein de l'ouvrage et leur fonctionnement sont des paramètres importants sur le transfert de la charge de fond (Beauchamp, 2018). Finalement, les facteurs qui semblent contrôler le piégeage de sédiments de la charge de fond dans les retenues sont : (i) l'occurrence des crues importantes, (ii) la disponibilité en sédiments, (iii) la taille des sédiments, (iv) la capacité hydraulique de la rivière à transporter les sédiments par-dessus la crête du déversoir, et (v) les caractéristiques de l'ouvrage (forme, hauteur de la crête, présence ou absence de systèmes de vannes).

En ce qui concerne les impacts sur les variables d'ajustement, les réponses morphologiques liées à la mise en place de déversoirs dépendent fortement de la capacité de ces ouvrages à piéger les sédiments dans leur retenue (Malavoi *et al.*, 2011) et de leur capacité à écrêter les crues (Brandt, 2000). Théoriquement, en cas de piégeage sédimentaire important dans la retenue, le déficit

sédimentaire en aval du déversoir devrait entraîner une érosion progressive du fond du lit et des berges (Williams & Wolman, 1984). Or, ce phénomène n'est généralement pas observé (Skalak *et al.*, 2013) et, lorsqu'il est observé, il est limité à l'aval direct du déversoir (Pearson & Pizzuto, 2015). Les effets en aval des déversoirs se marquent plus généralement par la formation d'un *plunge pool* au pied du déversoir, suivi quelques mètres en aval par la mise en place d'un dépôt alluvial (Figure 1.8) (Csiki & Rhoads, 2014 ; Pearson & Pizzuto, 2015).

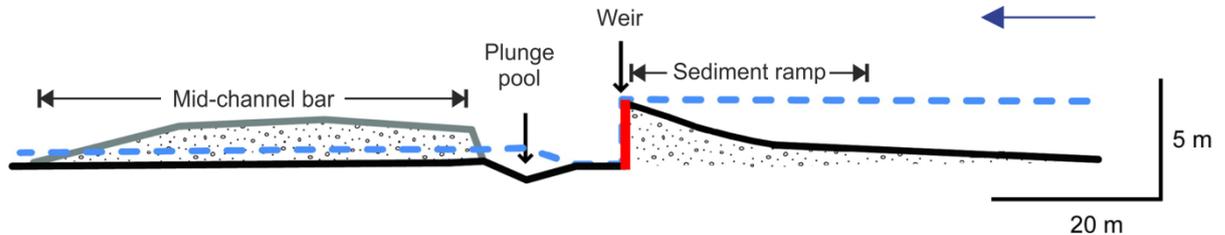


Figure 1.8 : Profil longitudinal type d'un déversoir (modifié depuis Pearson & Pizzuto, 2015).

En outre, la mise en place de déversoirs le long d'un cours d'eau peut avoir des impacts sur la morphologie de la plaine alluviale. Sur base du principe que la diminution des vitesses d'écoulement en amont du déversoir favorise une sédimentation dans la retenue, il en résulte un exhaussement régressif du fond de la retenue, favorisant les débordements en plaine alluviale. La fréquence des débordements contribue ainsi à l'alluvionnement, résultant *in fine* en un exhaussement de la plaine alluviale en amont des ouvrages, comme cela a été montré dans plusieurs études sur les déversoirs de moulins (Donovan *et al.*, 2016 ; Pearson *et al.*, 2016 ; Beauchamp *et al.*, 2017 ; Buchty-Lemke & Lehmkhul, 2018). Beauchamp *et al.* (2017) soulignent l'importance de la présence de vannages et de leur fonctionnement pour expliquer l'intensité de cette dynamique. En effet, un ouvrage sans vannage (ou dont la vanne est maintenue fermée) favorisera les débordements et de ce fait l'exhaussement du niveau de la plaine alluviale. Un tel exhaussement de la plaine alluviale a également été mis en évidence par Jacob-Rousseau *et al.* (2016) dans des prairies d'abissage, où les débordements étaient jadis régulièrement provoqués par la fermeture des différentes vannes des canaux d'irrigation. Cette dynamique favorisant l'alluvionnement n'a toutefois pas été observée partout, comme le suggèrent les travaux de Hupp *et al.* (2013) dans le Piedmont de Virginie (États-Unis) et ceux de Notebaert & D'Haese (2016) sur la Zwalm dans l'ouest de la ceinture de lœss belge.

Bien que les impacts écologiques des déversoirs soient moins importants que ceux des barrages (Souchon & Nicolas, 2011), ils sont néanmoins considérés comme une menace majeure pour la biodiversité aquatique (Bunn & Arthington 2002), en particulier en raison de l'impact cumulatif lié à leur grand nombre. Premièrement, ils représentent un obstacle à la libre circulation des poissons en raison de leur hauteur (ou de leur configuration ne permettant pas au poisson de le franchir), ce qui impacte non seulement les espèces migratrices mais également les espèces locales, qui doivent se déplacer pour se nourrir (Ward & Stanford, 1995). La franchissabilité d'un ouvrage dépend des aptitudes de nage des différentes espèces, de leur stade de vie, des caractéristiques de l'ouvrage (*e.g.*, hauteur de chute, configuration spatiale, gestion des vannes, profondeur du bassin en aval du déversoir) et des conditions hydrologiques (Ovidio & Philippart, 2002 ; Ovidio *et al.*, 2007 ; Baudoin *et al.*, 2014). L'impact sur la connectivité longitudinale concerne également les macrophytes car leur dispersion peut être entravée par ces ouvrages (Jones *et al.*, 2020). Cette idée que la fragmentation des habitats et l'isolement des populations par les ouvrages en travers n'entraînent que des effets négatifs sur la biodiversité n'est pas partagée par Bravard & Lévêque (2020), qui estiment que c'est

précisément l'isolement (et donc la fragmentation) des habitats qui conduit à la spéciation par vicariance et qui explique la présence d'espèces endémiques. Deuxièmement, les ouvrages en travers ont un impact sur la qualité habitacionnelle, en particulier dans la retenue formée par la présence du déversoir. Le faciès lotique (*i.e.*, caractérisé par de faibles vitesses de courant et une profondeur importante) de la retenue possède des habitats aquatiques qui sont davantage favorables aux espèces de poissons et d'invertébrés d'eau calme, au détriment des espèces d'eau vive. Troisièmement, les ouvrages en travers contribuent à modifier les conditions physico-chimiques de l'eau, en particulier dans les retenues. Par exemple, l'augmentation de la température de l'eau dans les retenues peut être dommageable pour de nombreuses espèces d'invertébrés aquatiques (Mueller *et al.*, 2011). Enfin, du fait de la surélévation du toit de la nappe en amont de l'ouvrage, les ouvrages en travers influencent l'écologie de la ripisylve et de plaine alluviale. Ainsi, par exemple, des espèces hygrophiles peuvent s'y établir grâce à un niveau piézométrique de la nappe alluviale relativement haut (Dufour & Piegay, 2006). Au final, il est difficile généraliser des conclusions sur les impacts écologiques des déversoirs en raison de la grande diversité de situations et du faible nombre d'études sur la question.

1.2.3. Chenalisation

a) Définitions et état des lieux

D'après Wasson *et al.* (1998), le terme de chenalisation englobe « *toutes les interventions de rivière visant ou aboutissant de façon directe ou indirecte à une accélération de l'écoulement par modification du tracé en plan, de la géométrie en travers ou de la pente du cours d'eau. Ces travaux sont fréquemment accompagnés par des ouvrages de stabilisation qui ont pour but de limiter les processus érosifs induits par l'aménagement lui-même* » (*i.e.*, les seuils de stabilisation du fond du lit et les protections de berges étendues). Les principales interventions de chenalisation peuvent être regroupées en cinq catégories selon la typologie proposée par Brookes (1988). Elles figurent au Tableau 1.2, dans lequel Parrot (2015) et Chardon (2019) ont associé à chaque type d'interventions les impacts potentiels sur la géométrie du lit et sur la dynamique fluviale.

Tableau 1.2 : Principales interventions employées dans le cadre d'une chenalisation de cours d'eau et impacts associés (modifié d'après Brookes, 1988 ; Parrot, 2015 ; Chardon, 2019).

Intervention(s)	Méthode(s)	Impact(s) sur la géométrie du lit	Impact(s) sur la dynamique fluviale
Recalibrage	Elargissement et approfondissement du chenal	Augmentation de la capacité hydraulique du chenal	Formation de dépôts au niveau du secteur élargi, érosion régressive en amont et progressive en aval
Rectification	Modification du tracé en plan, raccourcissement du linéaire	Réduction de la sinuosité, augmentation de la pente et de la capacité hydraulique du chenal	Incision du chenal rectifié, érosion régressive en amont et sédimentation progressive en aval
Endiguement	Augmentation localisée ou étendue de la hauteur des berges	Augmentation de la capacité hydraulique du chenal et limitation des débordements	Incision du chenal endigué
Stabilisation de berges	Structures locales visant à limiter l'érosion des berges (épis, enrochements, gabions, tunage)	Atténuation de la mobilité latérale	Réduction, voire suppression, de la fourniture sédimentaire potentielle par érosion latérale
Entretien et curage	Enlèvement des obstructions, curage des matériaux du lit	Réduction de la rugosité	Modification de la pente de la ligne d'eau

Parmi les types d'interventions de chenalisation, le recalibrage, la rectification de tracé et la stabilisation de berges concernent plusieurs des rivières étudiées dans ce travail. Bien souvent, ces interventions sont menées de concert, comme ce fut le cas sur une grande partie du réseau hydrographique secondaire de Wallonie à partir du XIX^e siècle et plus particulièrement durant les années 1950 et 1960 (Figure 1.9). Ainsi, poussé par un cadre législatif centré sur les questions hydrauliques et sur l'atteinte de l'autosuffisance alimentaire (*cf.* politiques agricoles d'après-guerre), de nombreux cours d'eau ont été approfondis et élargis, et ont vu leur tracé rectifié afin d'améliorer l'écoulement de l'eau. Dans certains cas, un enrochement des berges ou la mise en place d'un tunage (*i.e.*, rondins de bois enfoncé verticalement au pied de la berge) permettait de fixer le gabarit du cours d'eau et d'éviter une migration latérale. En milieu rural, ces travaux d'hydraulique agricole étaient localement réalisés par les Wateringues, une administration publique décentralisée dont l'objectif principal était de « *réaliser et maintenir un régime des eaux favorable à l'agriculture et à l'hygiène, ainsi que pour la défense des terres contre l'inondation (Loi de 1956)* ». D'autres interventions de chenalisation ont été menées plus localement dans le cadre de la mise en place des réseaux de transport ferroviaire (à partir des années 1840) et routier. Dans certains cas, ces voies de communication ont réduit considérablement les espaces de liberté des cours d'eau (Sluse, 1996 ; Snijders, 2004 ; Snijders *et al.*, 2006). Signalons également les travaux de canalisation de plusieurs cours d'eau afin d'y permettre la navigation, comme sur la Meuse à partir de 1853 (Suttor, 1989) et, dans une moindre mesure, sur l'Ourthe, où certaines portions de son tracé ont été canalisées à partir de 1827 pour y permettre le transport des petites embarcations (Vandooren, 1846 ; Dalem & Nelissen, 1973).

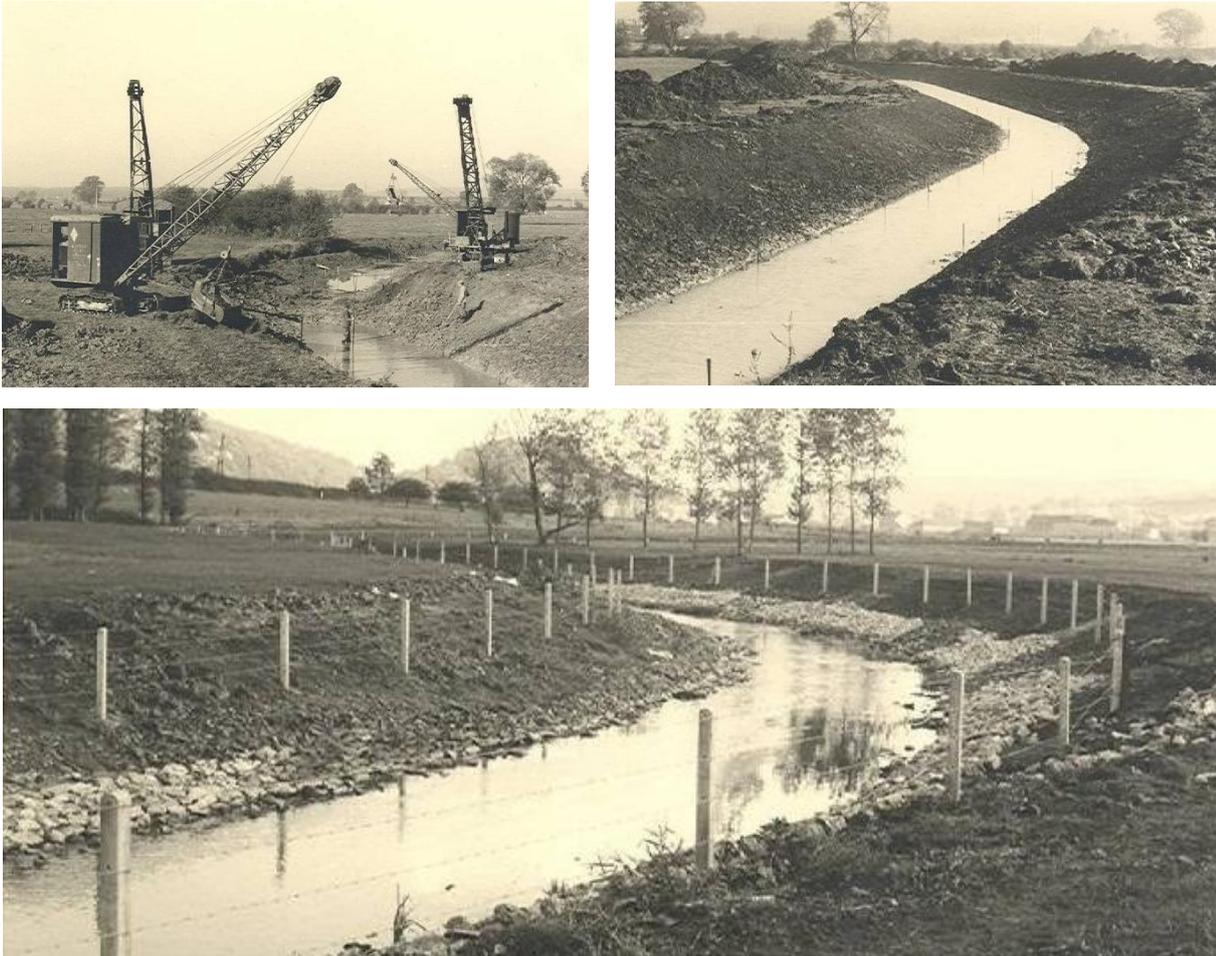


Figure 1.9 : Travaux de rectification de L'Eau Blanche en Fagne (Wateringue de l'Eau Blanche, 1954 - 1970).

b) Impacts de la chenalisation

Concernant les impacts de ces aménagements sur la dynamique fluviale, il faut tout d'abord pointer les effets de la rectification pour laquelle la diminution du linéaire du cours d'eau provoque une augmentation de sa pente et donc de sa puissance spécifique, favorisant à la fois une incision du chenal rectifié (Brookes, 1988 ; Knighton, 1998), mais également une possible érosion régressive et une sédimentation progressive au niveau des secteurs situés respectivement en amont et en aval du secteur rectifié (Simon & Darby, 1999 ; Downs and Gregory, 2004). Lorsque les berges sont stabilisées, cette incision peut s'accroître du fait de l'absence de recharge sédimentaire par érosion latérale. Quant à l'opération de recalibrage, elle vise à augmenter la capacité d'évacuation des débits de crue en lit mineur par un élargissement et un approfondissement de ce dernier (Wasson, 1998). Le profil idéal (*i.e.*, présentant le meilleur rapport entre une capacité hydraulique maximale et un terrassement des terres minimal) réside généralement en une section rectangulaire mais, dans la pratique, la section trapézoïdale lui est généralement préférée pour des raisons de stabilité des berges (Brookes, 1988). En théorie, le recalibrage devrait favoriser la formation de dépôts alluviaux au niveau du secteur élargi du fait de l'augmentation de la capacité hydraulique du chenal. Cependant, comme le recalibrage est généralement associé aux opérations de rectification de tracé et de stabilisation des berges, les effets de ces dernières auront tendance à compenser les effets du recalibrage, voire à faire basculer la balance sédimentaire vers une incision du chenal. Enfin, la

combinaison de ces interventions a tendance sur le long terme à favoriser les processus d'armurage et de pavage (Brookes, 1988 ; Bravard *et al.*, 1999).

Du point de vue écologique, ces changements morphologiques ont plusieurs répercussions :

- une simplification des faciès d'écoulement et une diminution de la diversité des vitesses, des profondeurs et des substrats, ce qui résulte en une homogénéisation des habitats aquatiques, affectant ainsi les communautés biologiques (Figure 1.10 ; Amoros & Petts, 1993 ; Wasson *et al.*, 1998 ; Fryirs & Brierley, 2013) ;
- un substrat devenu inadapté à la reproduction des poissons lithophiles (*i.e.*, dépôt des œufs sur ou dans les fonds caillouteux) car ces derniers ne sont plus capables de creuser ou de déplacer les sédiments trop grossiers de la couche d'armurage (Kondolf, 1997) ;
- une déconnexion verticale (abaissement du toit de la nappe) et transversale (entre le cours d'eau et ses annexes hydrauliques) pouvant provoquer un assèchement des milieux humides riverains et un appauvrissement des biocénoses (Bravard *et al.*, 1999).

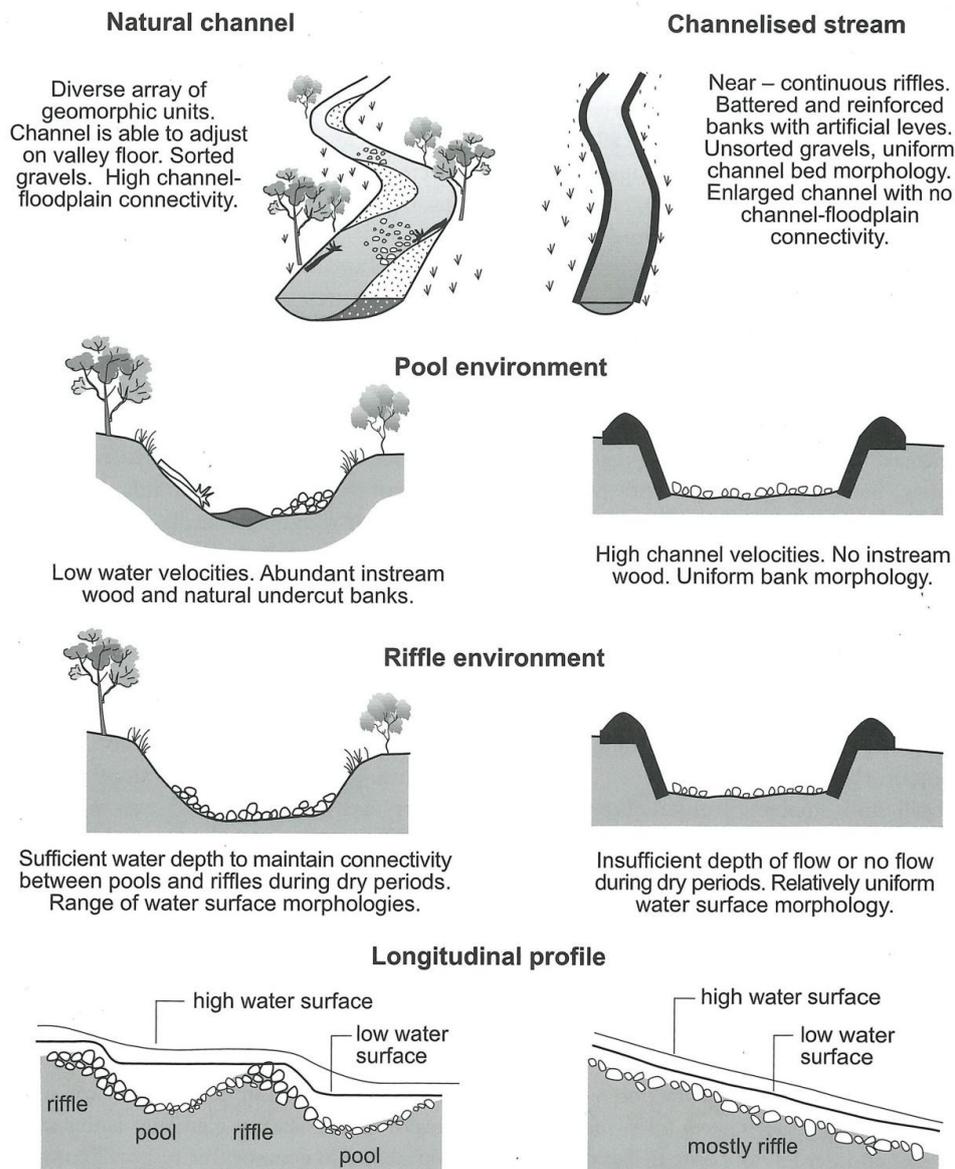


Figure 1.10 : Comparaison schématique des éléments hydromorphologiques entre un secteur de cours d'eau naturel et un secteur de cours d'eau chenalisé (Fryirs & Brierley, 2013).

1.2.4. Transferts d'eau

Le prélèvement d'eau dans le cours d'eau ou dans ses nappes d'accompagnement pour différents usages (*e.g.*, irrigation, captages d'eau souterraines et de surface, hydroélectricité) influence directement les flux liquides du cours d'eau. Lorsque l'eau prélevée n'est pas restituée au cours d'eau, alors les flux solides peuvent également être perturbés en raison d'une diminution de la compétence du cours d'eau provoquée par la diminution des débits. C'est généralement le cas des prélèvements destinés à l'irrigation, aux industries, à l'approvisionnement en eau potable ou aux détournements des cours d'eau en dehors du bassin versant par des canaux (Down & Gregory, 2004).

Par contre, lorsque l'eau prélevée peut être restituée au cours d'eau, seul le Tronçon Court-Circuité (TCC ; *i.e.*, le tronçon située entre le barrage et la restitution), présente une perturbation des débits (Tricart & Bravard, 1991). C'est notamment le cas pour les cours d'eau dont une partie du débit sert à alimenter un canal de navigation parallèle. Il faut aussi ajouter que des pertes pourront avoir lieu par évapo-transpiration pour les TCC de longueur importante.

Parmi les rivières étudiées dans ce travail, les perturbations liées aux transferts d'eau concernent principalement les captages d'eau souterraines, qui sont relativement importants et anciens (1899) dans le bassin versant du Bocq (*cf.* §4.2).

1.2.5. Extension urbaine et mutation des surfaces agricoles depuis 1950

Depuis les années 1950, de profondes mutations ont affecté les paysages wallons, jusque-là à dominante rurale. Les surfaces agricoles ont diminué au profit des surfaces artificialisées, tandis que la part de surfaces boisées est restée relativement stable (Conférence Permanente du Développement Territorial, 2012). Toutefois, ce sont les mutations intrinsèques aux surfaces agricoles qui ont été les plus importantes. En effet, le secteur agricole a subi une profonde restructuration depuis l'après-guerre principalement en lien avec la mécanisation de l'agriculture et le remembrement des parcelles agricoles destiné à faciliter l'exploitation des terres (loi de 1970) (Christians, 1988 ; Conférence Permanente du Développement Territorial, 2010). De telles modifications n'ont sans doute pas été sans effets sur les hydrosystèmes, comme l'ont montré plusieurs études réalisées par ailleurs. Tout d'abord, l'extension urbaine est devenue l'une des principales sources de perturbation anthropique des cours d'eau depuis les années 1950 (Navratil *et al.*, 2013). Elle se caractérise par des surfaces à très faible capacité d'infiltration qui conduisent à une augmentation des volumes ruisselés pour un événement pluviométrique donné, à une accélération des écoulements et à une modification de la distribution temporelle des débits (Grospretre, 2011). L'impact de ces modifications sur les flux liquides et solides peut entraîner des réponses variées des hydrosystèmes. Ainsi, l'augmentation globale de l'intensité et de la fréquence des crues sans apports sédimentaires suffisants peut avoir pour effet d'amplifier les processus d'érosion verticale et latérale (*e.g.*, Gregory *et al.*, 1992 ; Chin, 2006 ; Navratil *et al.*, 2013). En milieu périurbain, l'extension urbaine est plus limitée mais elle peut être associée à d'autres pressions complémentaires, telles que le recul des terres cultivées, la modification du couvert végétal (notamment forestier) et l'extension des réseaux de drainages artificiels (fossés et réseaux d'assainissement), qui sont également susceptibles d'entraîner des changements morphologiques des cours d'eau (Poesen & Hooke, 1997 ; Navratil *et al.*, 2013 ; Jugie, 2018).

Chapitre 2 : Apports de la géomorphologie dans l'élaboration de projets de restauration de cours d'eau

Afin de contextualiser ce travail de recherche doctorale, les repères chronologiques de la thématique de la restauration de cours d'eau sont dressés dans la première partie de ce chapitre, tout en accordant une attention particulière aux apports que la géomorphologie a fournis à la restauration de cours d'eau. L'implication de la géomorphologie dans les projets de restauration des cours d'eau n'a pas été immédiate, la restauration écologique relevant dans un premier temps du domaine de l'ingénierie et de l'écologie. Néanmoins, la géomorphologie s'est rapidement avérée être incontournable dans le cadre de l'élaboration de projets de restauration de cours d'eau, depuis le dimensionnement du chenal à restaurer jusqu'à l'identification et la caractérisation de l'état de référence visé par le projet, en passant par la mise au point de méthodes d'évaluation de la qualité hydromorphologique.

La seconde partie de ce chapitre présente la thématique de la restauration des cours d'eau telle qu'elle est abordée en Wallonie. Après une brève mise en contexte du cadre législatif européen et wallon, les repères chronologiques de la restauration de cours d'eau en Wallonie sont présentés. Enfin, une attention particulière est donnée au projet européen LIFE Walphy, qui représente un tournant important dans le développement de la restauration écologique en Wallonie.

2.1. Repères chronologiques et bilan général

2.1.1. Naissance de la restauration des cours d'eau

La restauration écologique des cours d'eau est une thématique récente, qui a émergé comme un champ de recherche à partir des années 1980, mais dont l'expansion ne s'est réellement opérée qu'au début des années 1990 en Amérique du Nord et en Europe (Morandi, 2014). Pourtant, le concept de restauration de cours d'eau était déjà existant auparavant, mais il se fondait davantage sur des préoccupations hydrauliques et paysagères plutôt qu'écologiques. Les actions de restauration permettaient alors de traiter les problèmes d'inondation et d'érosion des cours d'eau et ce, en réponse à plusieurs décennies caractérisées par un délaissement des rivières (Barraud, 2007 ; Degoutte, 2012). Malgré cela, même si elles ne sont pas centrées sur le milieu, ces actions de restauration étaient déjà caractérisées par des préoccupations environnementales (Malavoi & Bravard, 2010 ; Morandi, 2014). Ainsi, à partir des années 1980, les pratiques lourdes d'intervention se voient limiter leur impact écologique, notamment au travers de l'utilisation du génie végétal pour stabiliser les berges en cours d'érosion (Evette *et al.*, 2009) ou encore en préconisant les coupures sèches de méandres au lieu des rectifications intégrales (Morandi, 2014). Barraud (2007) décrit cette période comme un continuum de la tradition hydraulique mais avec une intégration des aspects écologiques.

Au début des années 1990, la restauration des cours d'eau se tourne vers le milieu. Morandi (2014) identifie cette évolution comme un changement de paradigme, la représentation « de la restauration hydraulique et paysagère » laissant progressivement la place à la conception « écologique » de la restauration, qui est davantage centrée sur le milieu. A ce titre, l'ouvrage de Gore (1985) « *the restoration of rivers and streams* » constitue un jalon important dans la littérature scientifique, bien qu'il se concentre essentiellement sur les impacts négatifs des exploitations minières sur les écosystèmes aquatiques aux États-Unis. En Europe, on notera la conférence « *Lowland Streams Restoration Workshop* » qui s'est tenue à Lund (Suède) mais dont les études de cas concernaient surtout la gestion des eaux usées (Osborne *et al.*, 1993). Par la suite, en 1996, l'*European Center for River Restoration* organise sa première conférence à Silkeborg (Danemark), où les présentations feront davantage la part belle à la restauration du milieu physique. Les projets de restauration se multiplient en Amérique du Nord et en Europe, et plusieurs ouvrages de synthèse voient le jour (*e.g.* Ward *et al.*, 1994; National Research Council, 1992; Brookes & Shields, 1996). Au Japon, le début des années 1990 est marqué par un tournant dans la gestion des cours d'eau, notamment grâce à une législation plus orientée vers une approche de gestion plus naturelle, ce qui a stimulé d'innombrables initiatives de restauration dans tout le pays (Nakamura *et al.* 2006). En Europe, la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) marque également un tournant pour la gestion et la protection des milieux aquatiques et humides, en établissant un cadre pour une politique globale communautaire de la gestion de l'eau (Commission Européenne, 2000). De plus, en 1992, l'Union Européenne met en place un programme de financement de projets environnementaux, climatiques et en faveur de la préservation de la nature (projet LIFE, l'instrument financier pour l'environnement). C'est ainsi que des projets de restauration seront mis en œuvre à titre démonstratif sur plusieurs kilomètres de linéaire de cours d'eau en Angleterre (rivières Skerne et Cole) et au Danemark (rivière Brede) (Biggs *et al.*, 1998).

2.1.2. La restauration en tant que concept

La définition du terme « *River restoration* » ne semble pas faire consensus auprès de la communauté scientifique (Sear, 1994 ; Newson, 2002). Au moins 30 auteurs différents en ont proposé une définition (Wheaton *et al.*, 2008), bien que la plupart d'entre-elles soient similaires. Parmi les tentatives de définition, celle proposée par Cairns (1991) est probablement la plus utilisée : « *the complete structural and functional return to a pre-disturbance state* ». Néanmoins, parce que l'action de restauration implique un acte de retour à une référence naturelle qui est difficile à caractériser d'une part et à atteindre d'autre part (Amoros, 2001 ; Brierley & Fryirs, 2000), il apparaît nécessaire de définir davantage de concepts en fonction des objectifs et des mesures mises en œuvre (Brookes & Shields, 1996). Ainsi, plusieurs auteurs opposent au concept de *restoration* celui de *rehabilitation*, ce dernier se définissant par « *the partial structural and functional return to a pre-disturbance state* » (Gore & Shields, 1995 ; Shields *et al.*, 1997). Le terme *rehabilitation* apparaît plus pragmatique que la *restoration*, du fait de cette dimension partielle qui tient davantage compte de l'état évolutif des cours d'eau et en particulier du facteur anthropique. En effet, l'objectif de cibler un état de référence statique avant-perturbation est jugé peu réaliste (Stanford *et al.*, 1996 ; Palmer *et al.*, 2005) car l'empreinte humaine est omniprésente et inscrite à long terme (Downs & Gregory, 2004 ; Dufour & Piégay, 2009). Cette vision statique fait peu à peu place à une vision plus dynamique, basée sur une réhabilitation des processus, et visant à rétablir le bon fonctionnement physique et écologique du cours d'eau (Adam *et al.*, 2007). Enfin, Morandi (2014) fait la distinction entre l' « approche éco-centrée » où l'humain est un élément perturbateur du milieu, et l'approche « anthropo-centrée » qui

renvoie davantage aux fonctions de l'écosystème dont bénéficient les sociétés (notion de services écosystémiques).

Quoi qu'il en soit, le concept de restauration reste ambigu et regroupe une grande diversité d'interventions. Alors que les premiers projets avaient tendance à se concentrer sur l'amélioration des conditions d'une seule espèce cible (Clarke *et al.*, 2003), plusieurs auteurs constatent une évolution vers des projets de restauration axés sur une approche holistique visant à améliorer la biodiversité en mettant l'accent sur le fonctionnement et la résilience des écosystèmes (Wohl *et al.*, 2005 ; Palmer *et al.*, 2005). Les motifs d'intervention sont variés et dépendent des pressions majeures propres aux différents états (Smith *et al.*, 2014). Par exemple, au Japon, l'accent est mis sur la restauration de la migration des poissons en raison de la fragmentation du réseau hydrographique (Nakamura *et al.*, 2006). En France, sur base d'un bilan des actions de restauration déclarées du domaine de la restauration par des opérateurs, des élus et des scientifiques, Morandi & Piegay (2011) ont identifié 23 mesures distinctes qu'ils ont regroupées en trois grands types (Tableau 1.3) : (i) les actions de restauration écologique, (ii) les actions de restauration piscicole, et (iii) les actions de restauration hydraulique. Il est à noter que les interventions de restauration hydraulique, telles que le curage du chenal ou la pose de gabions pour stabiliser une berge, semblent encore de nos jours relever du domaine de la restauration écologique. Ceci traduit peut-être un manque de consensus sur la signification du terme restauration, dont les questions d'écoulement et d'érosion sont toujours au centre des préoccupations.

Dans ce travail, nous emploierons la définition du terme « *river restoration* » proposée par Wohl *et al.* (2005), qui regroupe les actions qui ont pour objectif de rétablir l'intégrité écologique dans un bassin versant dégradé, en restaurant les processus (hydrologiques, géomorphologiques et écologiques) nécessaires au maintien d'un écosystème naturel au sein du bassin versant, et en réintroduisant des éléments biologiques disparus, endommagés ou menacés. Nous élargirons toutefois le concept de restauration afin d'inclure également les actions de stabilisation de berges qui font appel au génie végétal.

Tableau 1.3 : Classification des actions en fonction du type de restauration et des mesures mises en œuvre (Morandi & Piégay, 2011).

(i) Restauration écologique

- Relèvement des débits minimums
- Diversification des écoulements
- Recharge sédimentaire / rétablissement de la continuité sédimentaire
- Remodelage du chenal (nouveau lit, lit d'étiage, banquettes submersibles, sinuosité, terrassements...)
- Reméandrage du chenal
- Reconnexion / restauration d'annexe hydraulique
- Restauration / reconstitution végétale de ripisylve (plantation, bouturage, lutte contre les espèces invasives, déboisement de plantations...)
- Restauration végétale du chenal (plantation d'hélophytes, roselières...)
- Suppression / aménagement / non restauration volontaire d'infrastructure (barrage, déversoirs, digues, palplanches, buses, couverture, plan d'eau...)
- Utilisation des sols (installation de clôtures, d'abreuvoirs à bétail, suppression de décharges, acquisitions foncières...)

(ii) Restauration piscicole

- Restauration / création de frayère annexe
- Restauration de l'habitat par construction d'infrastructures (déflecteurs, seuils, caches, blocs, troncs, rondins de bois)
- Restauration de l'habitat par introduction / réintroduction de substrat (sable, gravier)
- Restauration / création de frayère dans le chenal

(iii) Restauration hydraulique

- Gestion hydraulique
- Stabilisation du profil en long par infrastructures (déversoirs et dispositifs de dissipation de l'énergie)
- Curage du chenal
- Gestion des atterrissements (suppression de la végétation, tranchée...)
- Protection de berges par génie végétal
- Protection de berges en génie civil (mur en pierres sèches, gabions)
- Entretien du chenal (suppression d'embâcles)
- Entretien de la ripisylve (débroussaillage, élagage, coupe sélective)

A l'échelle internationale, le recensement des interventions réalisées dans le cadre des projets mentionnés dans les publications scientifiques relatives à la « *river restoration* » (Morandi, 2014) indique que les interventions relatives aux conditions d'habitat du chenal concernent 50 % des projets référencés (Figure 1.11). L'analyse des sous-classes permet de préciser que les principales

interventions sur les conditions d'habitat du chenal consistent à introduire des sédiments (graviers, blocs) ou du bois mort afin notamment de recréer des seuils (radiers) ou des zones de fraie. Les interventions visant à améliorer la continuité longitudinale, dominées par la suppression des obstacles à cette continuité, ne représente que 3 % des interventions recensées. La stabilisation de berges par génie végétal ne figure pas dans ce recensement.

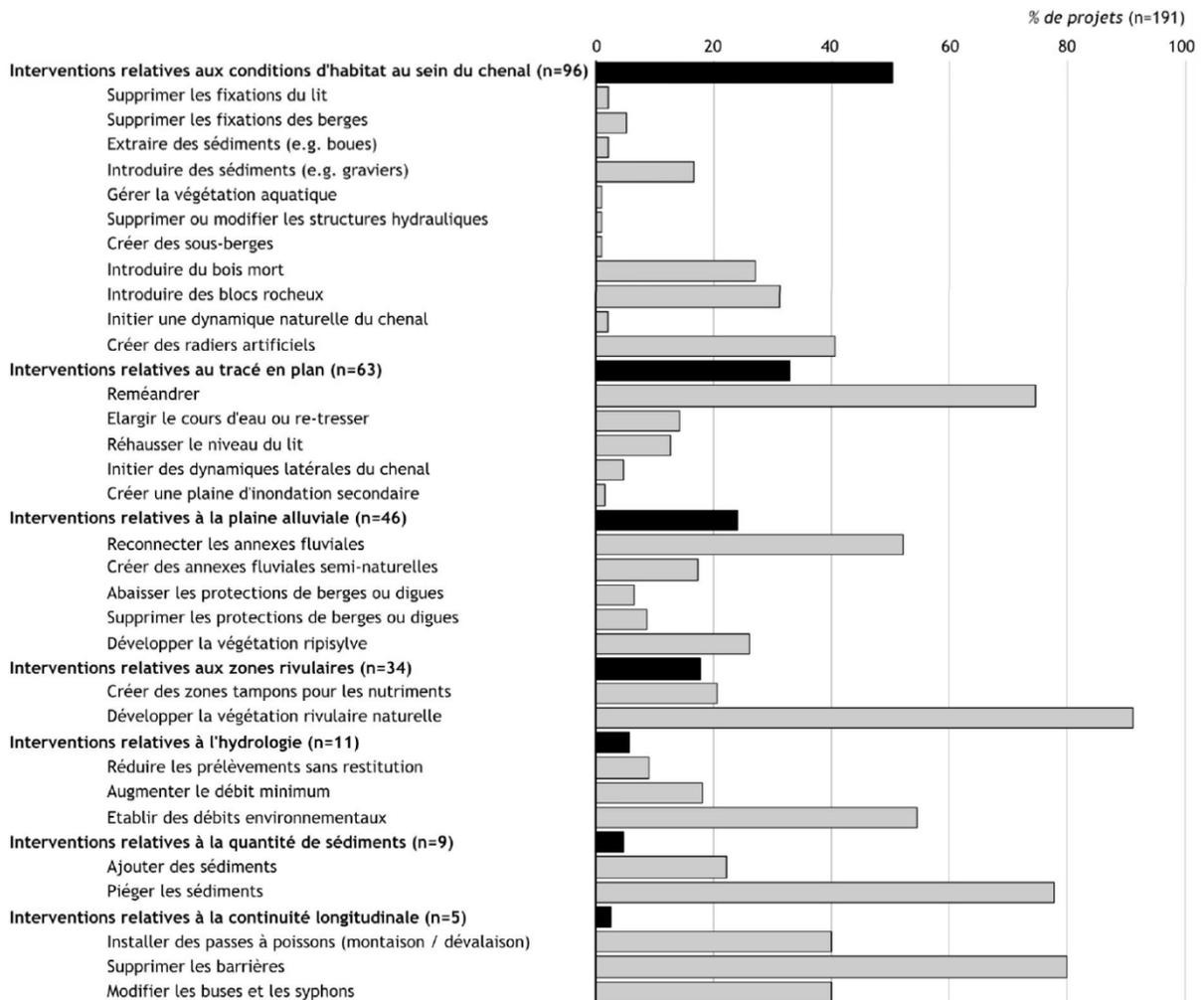


Figure 1.11 : Classification des interventions réalisées dans le cadre des projets mentionnés dans les publications scientifiques internationales relatives à la « river restoration » (les bâtonnets gris représentent les pourcentages au sein d'un groupe d'interventions représenté par un bâtonnet noir) (Morandi, 2014).

2.1.3. Restauration des cours d'eau : apports de la géomorphologie

a) Depuis la conception et le dimensionnement d'un chenal stable

Jusqu'au milieu des années 1990, la restauration des cours d'eau a d'abord été l'apanage des ingénieurs, des écologues aquatiques et des architectes paysagistes, le rôle du géomorphologue étant souvent réduit à caractériser le contexte des sites d'intervention (Sear, 1994). Ce rôle a progressivement gagné de l'importance et le géomorphologue est ainsi régulièrement sollicité au stade de la conception de projets de restauration, afin de dimensionner les méandres à réhabiliter, de calculer l'espacement des faciès d'écoulement ou encore de fournir les paramètres géométriques

du chenal sur base de relations empruntées à la littérature scientifique (Brookes & Sear, 1996). Pourtant, dès le milieu des années 1990, plusieurs auteurs estiment que la géomorphologie a bien plus à offrir, non seulement au stade de la conception des projets de restauration, mais également en amont, au niveau de la définition des objectifs de restauration, et en aval, lors de l'évaluation de la réussite des projets entrepris (Sear, 1994; Brookes & Shields, 1996). Le rôle du géomorphologue devient ainsi au cœur de la plupart des projets de restauration. Il est notamment amené à évaluer la bonne stabilité des lits restaurés en fonction de l'énergie des cours d'eau, à développer des techniques alternatives en génie végétal pour stabiliser les berges en cours d'érosion et à créer des habitats spécifiques pour les espèces aquatiques menacées (Brookes & Sear, 1996). La création et le dimensionnement d'un chenal stable, visant à restaurer les conditions environnementales propices à certaines espèces cibles, constitue probablement la tâche la plus ardue confiée aux géomorphologues (Shields *et al.*, 2003). En effet, concevoir le lit d'un cours d'eau nécessite, non seulement une connaissance des processus de transport solide et liquide à l'échelle du site d'intervention, mais aussi aux échelles plus larges (Montgomery, 1999), ainsi que la compréhension des processus physiques et biologiques (Sear, 1994).

b) Vers une approche plus holistique

Les apports de la géomorphologie ont ainsi progressivement conduit la restauration de cours d'eau vers une nouvelle approche plus intégrée, qui considère le site dans sa globalité (multiples échelles spatiales, depuis le bassin versant jusqu'à la forme) et sur différentes durées (échelles de temps des processus et des interventions humaines) (Brookes & Sear, 1996 ; Grabowski *et al.*, 2014). Par exemple, avant ce changement de vision, la conception de projet était basée sur des hypothèses d'ingénierie traditionnelle qui considéraient que les apports sédimentaires du cours d'eau étaient constants et en équilibre, ce qui facilitait les ajustements morphologiques consécutifs aux aménagements (Sear, 1994). En revanche, l'approche géomorphologique établit un diagnostic de l'état actuel du système sédimentaire du bassin versant, comprenant une identification des apports, des piègeages et des entraves. De plus, elle étudie l'évolution temporelle des apports sédimentaires, tenant compte des modifications climatiques et de l'impact humain, ce qui permet de prévoir la direction des changements morphologiques probables du cours d'eau et d'établir *in fine* la morphologie fluviale la plus appropriée pour la restauration (Sear, 1994 ; Brookes & Sear, 1996, 1996 ; Grabowski *et al.*, 2014). En outre, le diagnostic établi aux multiples échelles spatiales et temporelles permet d'identifier les éléments susceptibles de faire échouer le projet de restauration. Par exemple, une importante couverture de sédiments fins dans un bassin versant agricole résultant en un taux de sédiments en suspension important au site d'intervention pourrait représenter un facteur d'échec dans le cadre d'un projet de restauration de frayères pour poissons lithophiles. Au final, définir des objectifs de restauration qui prennent en compte ces aspects géomorphologiques permet de mettre en œuvre des actions de restauration plus efficaces et plus durables (Sear, 1994 ; Brookes & Sear, 1996).

c) Vers une approche centrée sur les processus

A partir du milieu des années 1990, il est également question de géomorphologie dans le débat qui anime la sphère des gestionnaires et des scientifiques de la restauration écologique ; débat portant sur l'approche à privilégier pour concevoir un projet de restauration de cours d'eau. D'un côté, la conception du projet se base sur un état de référence statique issu d'un système de classification spécifique à la restauration des cours d'eau (« *classification approaches* »), le système le plus utilisé

étant celui de Rosgen (1994). D'un autre côté, le projet est conçu à partir d'une modélisation des paramètres physiques disponibles (« *process-based modeling approaches* »), ce qui permet d'évaluer la sensibilité du cours d'eau aux changements (*e.g.*, altérations de l'écoulement, reméandration), mais également de prévoir les futures conditions du lit restauré (Small & Doyle, 2012). Alors que les approches par classification sont reconnues comme étant appropriées pour les étapes de reconnaissance et d'évaluation de la conception de projets de restauration (Kondolf *et al.*, 2003), elles sont par contre vivement critiquées par les scientifiques car elles tendent à trop simplifier la complexité du système fluvial (Kondolf, 2003; Miller & Ritter, 1996), ce qui pourrait conduire des personnes non qualifiées à entreprendre des projets de restauration sans tenir compte des processus géomorphologiques (Small & Doyle, 2012). En revanche, l'approche basée sur les processus, forte d'un solide ancrage scientifique, permet de mieux quantifier les processus et de dimensionner les chenaux à restaurer. Toutefois, sa réalisation repose sur une bonne qualité des données alimentant les modèles. Finalement, comme le soulignent Small & Doyle (2012), ces deux approches doivent être considérées comme complémentaires, fusionnant ainsi la vision analytique de l'ingénierie avec la perspective à long terme et à large échelle du géomorphologue.

Aussi, cette période est marquée par plusieurs études qui montrent que l'objectif visant à atteindre un état de référence se rapportant à une situation intacte de la rivière (*i.e.*, avant l'impact de l'Homme) est trop ambitieux, voire impossible, compte tenu de la difficulté de caractériser cette référence (Stanford *et al.*, 1996 ; Palmer *et al.*, 2005 ; Dufour & Piégay, 2009) et de la nature irréversible de certains changements fluviaux (Amoros & Petts, 1993). Par ailleurs, plusieurs retours d'expérience de restauration indiquent que certains projets n'ont pas rempli leurs objectifs (Williams *et al.*, 1997; Kondolf *et al.*, 2001, 2003). Face à ce double constat, plusieurs écologues appellent à un changement de vision de la restauration écologique (Clarke *et al.*, 2003 ; Bernhardt *et al.*, 2005 ; Palmer *et al.*, 2005 ; Palmer, 2009). Les projets de restauration portant sur de courts tronçons isolés et visant le maintien d'une ou plusieurs espèces cibles sont généralement peu efficaces car ils ne tiennent pas compte des processus écosystémiques, tels que le cycle des nutriments, de la matière organique et des éléments chimiques, qui se produisent à des échelles spatiales beaucoup plus larges et, dans certains cas, sur des bassins versants entiers (Palmer *et al.*, 2005). De même, les projets qui visent à augmenter l'hétérogénéité des habitats aquatiques et rivulaires sans considérations des processus représentent un objectif insuffisant de restauration écologique (Richards *et al.*, 2002). Ce constat est partagé par les géomorphologues, qui estiment que la restauration telle qu'elle est pratiquée ne tient pas suffisamment compte des processus hydrologiques et géomorphologiques, et ce particulièrement à l'échelle du bassin versant (Wohl *et al.*, 2005 ; Kondolf *et al.*, 2006 ; Gregory & Downs, 2008 ; Brierley & Fryirs, 2009). Ainsi, plusieurs auteurs estiment qu'il est préférable de se concentrer sur les causes des dégradations des cours d'eau par un rétablissement réaliste des processus, plutôt que de traiter leurs symptômes pour tenter d'atteindre une situation particulière ou un point final statique (Wohl *et al.*, 2005 ; Kondolf *et al.*, 2006 ; Beechie *et al.*, 2010). Ce changement de vision s'accompagne donc d'une meilleure prise en compte de l'échelle du bassin versant, comme le montre explicitement la directive-cadre sur l'eau (DCE) (Clarke *et al.*, 2003 ; Gregory & Downs, 2008 ; Grabowski *et al.*, 2014). De la même manière, les notions de « *work with nature* » (Fryirs & Brierley, 2000) ou de « *design with nature* » (Gilvear, 1999 ; Downs & Gregory, 2004) soutiennent l'idée d'intégrer ces processus dans les projets de restauration. Cette démarche vise à renforcer les mécanismes naturels de récupération du cours d'eau, en facilitant la rivière à se rétablir elle-même (« *look after itself* », Brierley & Fryirs, 2009). Ainsi, l'idée de fournir un espace de

liberté à la rivière pour lui permettre de déborder et de se déplacer a été explorée par différents auteurs (Piégay *et al.*, 2005 ; Ollero, 2010 ; Biron *et al.*, 2014 ; Buffin-Bélangier, 2015).

d) Intérêt de la prise en compte des dimensions historiques et évolutives des systèmes à restaurer

Comme évoqué précédemment, l'objectif de retour à un état antérieur du système est rarement réalisable. En effet, les paysages fluviaux actuels ont été façonnés par de multiples interactions entre les écosystèmes et les sociétés au cours des millénaires (Petts *et al.*, 1989), et aucun état antérieur ne peut être justifié en faveur d'un autre état considéré comme plus naturel (Dufour & Piégay, 2009). Néanmoins, dans l'optique de bien cibler les objectifs de restauration, l'étude des états antérieurs relève une certaine importance car elle fait partie des éléments qui permettent de déchiffrer l'histoire et la chronologie fluviales à plusieurs échelles de temps, ainsi que d'appréhender le stade actuel de dégradation de la rivière et sa trajectoire (en cours de détérioration, d'amélioration ou stable) (Kondolf & Larson, 1995 ; Fryirs & Brierley, 2000 ; Brierley & Fryirs, 2005 ; Dufour & Piégay, 2009). Une bonne connaissance de l'état antérieur du système renseigne également sur le potentiel d'ajustement du système, dont les objectifs de restauration devront tenir compte. En effet, un système sensible à l'ajustement demandera relativement peu d'interventions, alors qu'un système plus résilient réclamera une intervention plus prononcée (Brookes, 1992).

Pour caractériser les états antérieurs et les changements des systèmes fluviaux, plusieurs outils et méthodes sont couramment utilisés en géomorphologie. Construit sur base des recensements réalisés dans différentes études synthétiques (Knighton, 1998 ; Brierley & Fryirs, 2005 ; Grabowski *et al.*, 2014), le Tableau 1.4 dresse une liste ces outils et méthodes regroupés par source d'information. Ils permettent de couvrir une large gamme d'échelles temporelles, depuis l'observation instantanée sur le terrain jusqu'aux périodes historiques et aux périodes plus longues (Holocène et antérieures) (Figure 1.12 ; Grabowski *et al.*, 2014).

Tableau 1.4 : Outils et méthodes, regroupés par sources d'information, utilisés pour détecter les changements au sein des systèmes fluviaux (modifié depuis Knighton, 1998 ; Brierley & Fryirs, 2005 ; Grabowski *et al.*, 2014).

Source d'information	Outils et méthodes
Observation directe	<ul style="list-style-type: none"> • Appareils enregistreurs (rarement continus, s'appliquant généralement sur des intervalles allant de quelques minutes à plusieurs années) • Relevés photographiques • Relevés de terrain (tels que relevé régulier de profils en travers) • Connaissances anecdotiques locales
Archives historiques	<ul style="list-style-type: none"> • Archives historiques, telles que photos, plans et relevés anciens, coupures de presse, peintures, etc. • Cartes anciennes • Photographies aériennes • Images satellitaires et télédétection (MNT-Lidar)
Archives sédimentaires	<p>Enregistrements sur le long terme des changements fluviaux (largement dérivés d'enregistrements sédimentaires complexes et généralement incomplets). Cela implique l'analyse :</p> <ul style="list-style-type: none"> • des formes de surface et des paléo-chenaux • des formes de subsurface au moyen de techniques telles que les géoradars • des données sédimentaires exploratoires (données de forage, de carottage et de tranchées) • de la granulométrie des matériaux du lit, des formes de lit, des indicateurs de paléocourant et de l'architecture des unités de dépôt
Techniques de datation	<p>Méthodes relatives :</p> <ul style="list-style-type: none"> • hauteur relative (<i>i.e.</i> niveaux des terrasses fluviales) • restes organiques • artéfacts (restes archéologiques, en particulier les tessons de poterie) <p>Méthodes absolues :</p> <ul style="list-style-type: none"> • datations isotopiques • dendrochronologie • Thermoluminescence

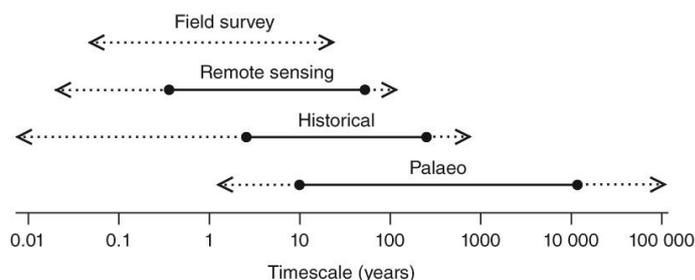


Figure 1.12 : Échelles temporelles sur lesquelles différentes approches peuvent fournir des informations utiles. Les lignes pleines sont les échelles temporelles de base ; les lignes pointillées illustrent la gamme potentielle des échelles temporelles (Grabowski *et al.*, 2014).

e) Prise en compte des aspects géomorphologiques dans les méthodes d'évaluation de la qualité hydromorphologique

Dans le même temps, cette prise en compte des dimensions historiques et évolutives des systèmes fluviaux concerne également les méthodes d'évaluation de la qualité physique des cours d'eau. Permettant de caractériser la structure physique des rivières et d'évaluer la qualité de l'habitat fluvial, ces méthodes sont devenues depuis le début des années 1990 de plus en plus importantes en tant qu'élément d'aide à la décision dans la planification environnementale, en particulier en tant que composante de l'évaluation des incidences sur l'environnement (Raven *et al.*, 2002). Elles se sont multipliées en Europe en réponse à la DCE et à son objectif d'atteindre le bon état écologique à l'horizon 2015 (Belletti *et al.*, 2015). Elles reposent généralement sur des informations quantitatives et qualitatives récoltées sur le terrain et permettent de calculer un score de qualité physique sanctionnant le degré de dégradation morphologique d'un secteur de cours d'eau. C'est notamment le cas de la méthode Qualphy (Agence de l'Eau Rhin-Meuse, 1996), qui s'appuie sur le relevé de 40 paramètres pour évaluer la qualité physique d'un secteur de cours d'eau homogène (d'un point de vue géomorphologique). Elle sanctionne ainsi le degré d'altération du secteur par rapport à une situation de référence (définie par une typologie dont dépend le poids attribué à chacun des paramètres évalués).

Toutefois, la plupart de ces méthodes se concentrent sur la description des habitats et ne prennent pas suffisamment en compte les processus physiques (Belletti *et al.*, 2015), ce qui ne répond que partiellement aux enjeux posés par la DCE. Face à ce constat, plusieurs méthodes accordant une plus grande importance aux processus géomorphologiques ont vu le jour en Europe. Par exemple, la méthode française SYRAH-CE couvre la plupart des processus fluviaux pertinents pour l'analyse des altérations (*i.e.*, continuité longitudinale et latérale, érosion/stabilité des berges, ajustement des chenaux et connexion verticale aux eaux souterraines) (Valette *et al.*, 2008). Plus récemment, cette méthode a été couplée à des « référentiels » d'état hydromorphologique construits à partir d'une base de données nationale (méthode CARHYCE ; Gob *et al.*, 2014). Ces référentiels hydromorphologiques présentent non seulement une variabilité spatiale (échelle régionale) mais également dynamique. Ils peuvent dès lors servir de point de comparaison pour quantifier l'altération physique des cours d'eau. Cet outil de gestion a également pour vocation d'aider les gestionnaires à définir les opérations de restauration à mettre en œuvre.

f) Vers une amélioration et une multiplication des outils

Cette dernière décennie voit se multiplier les projets de restauration de cours d'eau (Smith *et al.*, 2014 ; Wohl *et al.*, 2015 ; Pasternack, 2020). De plus en plus de projets de restauration s'inscrivent dans le droit fil des tendances déjà en cours dans les années 2000, à savoir (i) qu'ils sont davantage centrés sur les processus et (ii) qu'ils accordent une grande importance à la dimension historique des systèmes à restaurer. Ainsi, plusieurs recherches continuent de fournir des outils d'évaluation nécessaires pour les stratégies de gestion et les conceptions de projets de restauration.

Malgré ce consensus croissant sur l'importance de restaurer le processus, les outils permettant d'intégrer les processus de transport de la charge de fond dans la conception et le monitoring des projets de restauration de cours d'eau font encore souvent défaut. A ce titre, l'évaluation réalisée par Houbrechts *et al.* (2015) sur le transport par charriage à l'aide de différents traceurs (*PIT tags* et scories) permet de quantifier ce processus sur le court et sur le long terme, ce qui fournit des éléments essentiels à la conception de projets de restauration et à la gestion des cours d'eau de

manière plus générale. Depuis lors, l'utilisation des traceurs est également utilisée pour évaluer l'efficacité d'actions de restauration de cours d'eau (MacVicar *et al.*, 2015 ; Arnaud *et al.*, 2017 ; Chardon *et al.*, 2018 ; Brousse *et al.*, 2019 ; Papangelakis & MacVicar, 2020). De la même manière, Rollet *et al.* (2014) ont mis au point un outil méthodologique permettant d'évaluer les impacts du déficit sédimentaire dans des contextes de rivières fragmentées par des barrages. Intégrant plusieurs composantes morphologiques et écologiques, cette approche multicritère hiérarchique représente une base cohérente pour évaluer les options les plus appropriées pour la restauration des cours d'eau dans un contexte cloisonné.

D'autres recherches se concentrent sur la documentation détaillée des impacts des changements sur les systèmes fluviaux pour des périodes historiques et pour des périodes plus longues (Holocène), ce qui fournit des informations utiles pour la gestion future des cours d'eau et pour les perspectives de restauration et leur mise en œuvre (*e.g.*, Grabowski *et al.*, 2014 ; Reid & Brierley, 2015 ; Brierley & Fryirs, 2016). Ainsi, Lespez *et al.* (2015) soulignent la nécessité d'évaluer non seulement la sensibilité inhérente à l'ajustement des rivières à restaurer, mais aussi l'origine hybride des états actuels des hydrosystèmes. Les concepts géomorphologiques de « *river sensitivity* » et « *sediment connectivity* » sont de plus en plus utilisés pour définir les objectifs de restauration (Wohl *et al.*, 2019 ; Khan & Fryirs, 2020 ; Lisenby *et al.*, 2020 ; Poepl *et al.*, 2020). Ils permettent aux gestionnaires d'évaluer la probabilité et la variabilité des réponses des rivières, ce qui s'avère utile pour anticiper les impacts potentiels du changement climatique et des modifications des pratiques de gestion.

Enfin, cette dernière décennie voit également émerger de nouveaux outils qui contribuent à la planification et l'évaluation de la restauration, en particulier les outils empruntés à la télédétection (Piégay *et al.*, 2020), tels que les drones (*e.g.*, Michez *et al.*, 2016), les lidars aéroportés (*e.g.*, Heckmann *et al.*, 2017) et terrestres (*e.g.*, Chardon *et al.*, 2020), les relevés bathymétriques multifaisceaux (*e.g.*, Williams *et al.*, 2014) et la photogrammétrie de type *structure-from-motion* (*e.g.*, Jugie *et al.*, 2018). En outre, des améliorations fournies aux outils déjà utilisés auparavant (Tableau 1.4) contribuent également à une meilleure planification et une meilleure évaluation de la restauration. C'est notamment le cas des mesures topographiques, qui sont réalisées avec une plus haute résolution spatiale et temporelle, ce qui améliorent ainsi la détection des changements géomorphologiques (Wheaton *et al.*, 2010).

2.1.4. Restauration des cours d'eau : nouvelles directions

Parallèlement au nombre croissant de projets de restauration, Smith *et al.* (2014) soulignent que le nombre de projets qui font l'objet d'une évaluation de leur réussite est également en augmentation. Toutefois, ces évaluations s'avèrent généralement insuffisantes, faute de fonds accordés au suivi scientifique ou en raison d'un monitoring inadéquat reposant davantage sur les aspects de conception que sur la restauration des processus (Wohl *et al.*, 2015). Quoi qu'il en soit, un nombre croissant d'études suggère que les projets de restauration n'ont pas été à la hauteur de leurs propres aspirations, malgré les efforts déployés et les investissements consentis (Palmer *et al.*, 2010 ; Haase *et al.*, 2013). Outre les problèmes liés à la définition des objectifs de restauration déjà évoqués ci-dessus, plusieurs études mettent en cause le fait que les variables du bassin hydrographique ou du tronçon aient une influence prépondérante sur l'état écologique, comparées aux effets de la restauration locale de l'habitat. Ainsi, Lorenz & Feld (2013) concluent que les mesures de restauration entreprises à l'échelle du site risquent d'échouer si l'habitat physique du tronçon situé en amont est dégradé. Les plus optimistes estimeront quant à eux que l'état écologique devrait

s'améliorer avec le temps, et que son amélioration ne pourra être mise en évidence que lorsque des suivis seront entrepris sur le long terme (sur une durée qui dépend du temps de résilience de l'écosystème).

Par ailleurs, une approche récente de restauration écologique repose sur l'objectif de restaurer les services que le cours d'eau apporte aux individus et aux sociétés (Morandi *et al.*, 2014). L'état de référence serait donc ici un cours d'eau assurant un certain nombre de services écosystémiques, tels que des activités récréatives (pêche, promenade) et éducationnelles, une amélioration de la biodiversité, de la qualité des eaux, une meilleure gestion des crues, une plus-value paysagère, etc. Cette approche peut être couplée avec la recherche du meilleur rapport coût/bénéfice, c'est-à-dire que les bénéfices escomptés sont examinés au regard des coûts engendrés par le projet de restauration. Ainsi, Gilvear *et al.* (2013) proposent un système de notes attribuées aux actions de restauration en fonction de leur capacité à améliorer les services écosystémiques. Il est ainsi possible d'établir la priorité aux actions de restauration qui fournissent le meilleur ratio coût/bénéfice. Il convient toutefois de rester prudent dans l'application de cette approche à des fins opérationnelles car tous les services ne se valent pas et tous les enjeux en matière de gestion des hydrosystèmes ne s'évaluent pas en termes de services (Dufour *et al.*, 2016). De plus, cette notion n'a pas forcément une portée universelle, parfaitement applicable en tous lieux.

Enfin, Wohl *et al.* (2015) constatent que la restauration de cours d'eau comprend de plus en plus une reconnaissance explicite de l'importance des interactions physique-biotique. Outre les interactions entre la végétation et les processus physiques (Gurnell *et al.*, 2012), qui peuvent être exploitées dans les projets de restauration, plusieurs études proposent des approches de restauration simples, tirant profit de l'ingénierie fournie par le castor (DeVries *et al.*, 2012 ; Pollock *et al.*, 2014). Ces projets visent à encourager la présence de barrages de castor afin de restaurer des cours d'eau incisés. Dans certains cas, si le castor n'est pas présent, les actions de restauration visent à mettre en place des "Beaver Dam Analogues", c'est-à-dire des répliques de barrages de castors, qui auront pour effets de favoriser la sédimentation dans les retenues et d'améliorer les habitats aquatiques et rivulaires (Pilliod *et al.*, 2018). Cette nouvelle approche, qui vise à tirer parti du pouvoir de la biologie pour influencer les processus fluviaux, est appelée « *biomic river restoration* » (Johnson *et al.*, 2020). D'une manière générale, Brown *et al.* (2018) estiment que la réintroduction (passive ou active) d'espèces localement éteintes (actions de « *rewilding* ») permet d'aller plus loin que la restauration traditionnelle pour retrouver une bonne fonction écologique des rivières et des plaines inondables.

2.2. Restauration des cours d'eau en Wallonie

2.2.1. Cadre législatif

a) Gestion des cours d'eau en Belgique : une compétence régionale nécessitant une coordination internationale et interrégionale

La politique de l'eau en Belgique est principalement assurée par les régions, conformément à la répartition des compétences entre l'État fédéral, les communautés et les régions (fixée par la Constitution belge et la Loi spéciale de réformes institutionnelles du 8 août 1980). Par conséquent, la Région wallonne est en charge, non seulement de la mise en œuvre de cette politique de l'eau sur son territoire, mais aussi de l'implémentation de la Directive-cadre sur l'Eau (DCE ; 2000/60/CE) et de la directive relative à l'évaluation et à la gestion des risques d'inondation (dite Directive Inondations, 2007/60/CE). Néanmoins, comme l'exige la DCE, une coordination internationale doit être assurée

pour les districts hydrographiques s'étendant sur le territoire de plusieurs États membres et une coordination interrégionale (intra-belge) pour les districts hydrographiques s'étendant sur plusieurs Régions. C'est pourquoi les parties contractantes d'un district hydrographique, États et Régions, doivent établir des Plans de gestion et des programmes de mesures coordonnés. Les Plans de gestion des États et des Régions font l'objet de plusieurs accords, commissions et comités, à la fois internationaux et interrégionaux, afin d'assurer la bonne coordination demandée par la DCE (Service public de Wallonie, 2016).

b) Gestion des cours d'eau en Wallonie

Du fait d'une répartition des responsabilités multiples, l'organisation de la gestion du réseau hydrographique en Wallonie est relativement complexe (Figure 1.13). Une première distinction doit être faite entre les cours d'eau non-navigables et les cours d'eau navigables, ces derniers étant classés comme tels par le Gouvernement régional. Ensuite, parmi les cours d'eau non navigables, un découpage en quatre catégories est réalisé en fonction de la superficie de leur bassin versant et de la présence d'une limite administrative séparant deux communes (plus exactement entre deux anciennes communes, avant la fusion des communes de 1977). De la sorte, à chaque catégorie de cours d'eau correspond un gestionnaire spécifique, désigné par la loi du 28 décembre 1967 (Figure 1.13). Ainsi, un même cours d'eau peut avoir des tronçons classés dans différentes catégories et être géré par quatre administrations différentes et le propriétaire riverain.

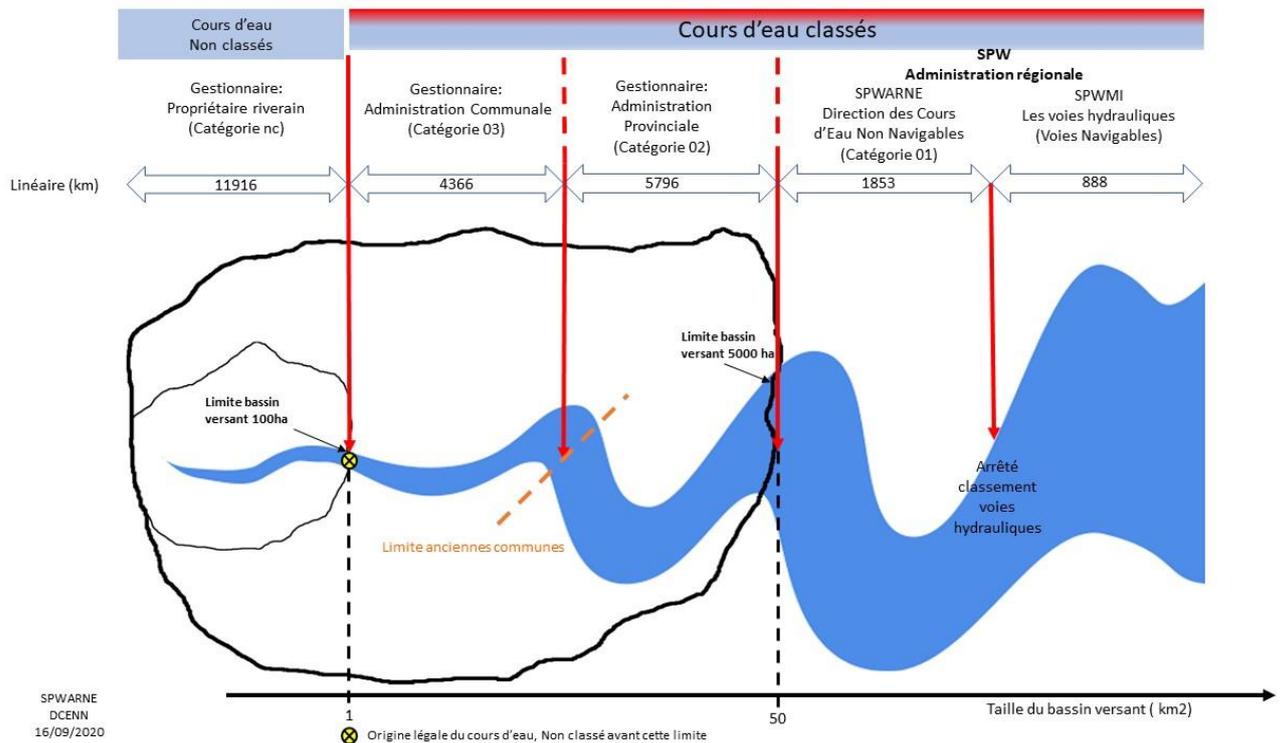


Figure 1.13 : Classification des cours d'eau et responsabilités en matière de gestion des cours d'eau en Wallonie (document non publié, Service public de Wallonie, 2020).

c) Un cadre législatif s'orientant vers une de gestion intégrée à l'échelle des bassins versants

Historiquement, la loi du 28 décembre 1967, relative aux cours d'eau non navigables (loi d'écoulement héritée de 1820, 1877, 1950), définit les types de travaux autorisés suivants (Lambot, 2015) :

- les travaux ordinaires (mobiliers, récurrents) : entretien du cours d'eau en vue de prévenir les obstacles à l'écoulement générateurs d'inondation (curage, recépage d'arbres,...) et réparation de berges affaissées (murs, plantations) ;
- les travaux extraordinaires (immobiliers, ponctuels et occasionnels) : amélioration de l'écoulement des eaux, approfondissement et élargissement du lit, adaptation des ouvrages d'art et modification n'ayant pas un rapport direct avec l'écoulement (digues).

Cette liste de travaux montre à quel point le cadre législatif était exclusivement centré sur les questions hydrauliques et peu adapté à la multifonctionnalité et à la gestion intégrée des ressources en eau.

Par la suite, l'émergence des considérations écologiques et la prise de conscience collective de la dégradation du patrimoine naturel ont conduit à promouvoir de nouveaux modes de gestion des milieux aquatiques. Il est apparu nécessaire de développer la notion de gestion intégrée à l'échelle des bassins versants, avec une attention particulière donnée à la gestion physique des lits mineurs (gestion de la charge solide, de la végétation des berges et des atterrissements), l'occupation des lits majeurs en fonction des besoins (aménagement du territoire) et les caractéristiques des lits (dynamique fluviale) (Lambot, 2004). C'est dans cette optique que le gouvernement wallon a adopté le 27 mai 2004 le décret relatif au Livre II du Code de l'Environnement contenant le Code de l'Eau. Ce dernier constitue une transposition en droit wallon des dispositions législatives, réglementaires et administratives nécessaires aux Etats membres pour se conformer, entre autres, à la DCE (Commission Européenne, 2000). Ce décret modifie la loi du 28 décembre 1967 et donc le mode de gestion et de réalisation de travaux. Ce nouveau décret stipule que l'eau fait partie du patrimoine commun de la Région wallonne. Le cycle de l'eau doit être géré de façon globale et intégrée, avec le souci d'assurer à la fois la qualité et la pérennité de la ressource, dans le cadre d'un développement durable. Les politiques futures doivent prévenir toute dégradation supplémentaire, préserver et améliorer l'état des écosystèmes aquatiques et terrestres, ainsi que des zones humides qui en dépendent. Il convient de promouvoir une utilisation durable de l'eau, fondée sur la protection à long terme des ressources en eau disponibles et de viser à renforcer la protection de l'environnement aquatique (Moniteur belge, 2004 ; in Hallot, 2010).

d) La Directive-cadre sur l'Eau (DCE ; 2000/60/CE) et les PGDH

A l'échelle européenne, la directive cadre sur l'eau (2000/60/CE), adoptée le 22 décembre 2000, a marqué un tournant dans les démarches de gestion et de protection des milieux aquatiques et humides, en établissant un cadre pour une politique globale communautaire de la gestion de l'eau. L'objectif ciblé était le « bon état écologique » des eaux de surface et souterraines d'ici 2015. Pour ce faire, elle propose un mode de gestion par « district hydrographique », défini comme « zone terrestre et maritime, composée d'un ou plusieurs bassins hydrographiques ainsi que des eaux souterraines et eaux côtières associées » (Commission Européenne, 2000). Pour les districts s'étendant sur le territoire de plusieurs états, la directive prévoit la mise en place de districts internationaux possédant leur propre autorité compétente. Au sein des districts hydrographiques, un deuxième découpage est réalisé afin d'obtenir les « masses d'eau », qui peuvent se définir comme unités hydrographiques ou

hydrogéologiques cohérentes, présentant des caractéristiques homogènes. Les masses d'eau constituent l'unité d'évaluation des Etats membres vis-à-vis de l'Europe pour caractériser l'atteinte du « bon état écologique ». En Wallonie, l'atteinte de cet objectif repose majoritairement sur la mise en œuvre de Plans de gestion des districts hydrographiques (PGDH). Ceux-ci contiennent notamment un catalogue de mesures dont l'objectif direct est l'amélioration de la qualité des eaux de surface et souterraines.

L'évaluation de l'état d'une masse d'eau relève de trois notions : l'état chimique, l'état quantitatif (relatif aux masses d'eau souterraines) et l'état écologique (relatif aux masses d'eau de surface). Pour les masses d'eau de surface, le bon état écologique est évalué selon le schéma conceptuel du diagnostic écologique d'une masse d'eau proposé par la Commission européenne (EC, 2005 ; Figure 1.14). A première vue, une place importante est donnée aux indicateurs biologiques et, dans une moindre mesure, aux indicateurs physico-chimiques. Les indicateurs hydromorphologiques ont, quant à eux, une importance assez restreinte car ils permettent uniquement de faire la distinction entre la « bonne qualité écologique » et la « très bonne qualité écologique ». Il ne faut toutefois pas réduire le rôle de l'hydromorphologie à ce seul diagramme décisionnel car il est évident que la qualité biologique est sous-tendue par la qualité hydromorphologique (Hallot, 2010). En effet, la répartition et la qualité des implantations animales et végétales dépendent en grande partie de la qualité et de la diversité des habitats aquatiques fournis par le cours d'eau, ces habitats étant eux-mêmes définis par les éléments hydromorphologiques du cours d'eau (diversité des faciès morphologiques, sinuosité, pente, granulométrie,...). Dès lors, les indicateurs hydromorphologiques s'avèrent être une composante essentielle de la mise en œuvre de la DCE.

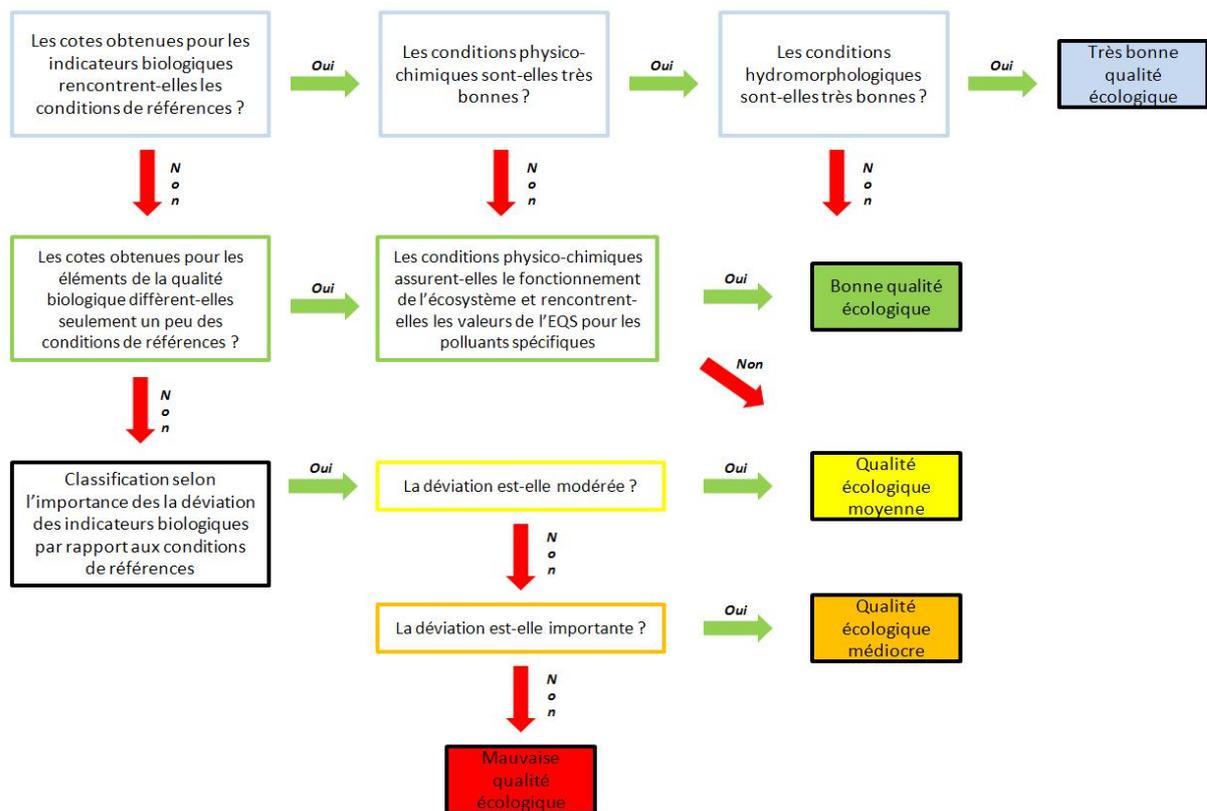


Figure 1.14 : Schéma conceptuel du diagnostic écologique d'une masse d'eau (modifié depuis EC, 2005).

L'évaluation de la qualité hydromorphologique des cours d'eau repose sur trois séries de variables : (i) le régime hydrologique (débit et connexion aux masses d'eau souterraines), (ii) la continuité des cours d'eau (migration faunistique et transit sédimentaire), et (iii) les conditions morphologiques (variation de la géométrie du chenal, structure et caractéristiques du lit mineur et structure rivulaire).

Enfin, précisons que si l'objectif essentiel de la DCE est fixé à 2015, des dérogations peuvent toutefois être autorisées en cas de non-atteinte des objectifs environnementaux. Les demandes de dérogations doivent toutefois être dûment justifiées auprès de la Commission européenne (Service public de Wallonie, 2018a). Elles consistent soit en un report des obligations, soit à la réduction de leur niveau d'exigence environnementale. Les reports s'effectuent par tranche de six ans, limitant l'atteinte des objectifs à 2021 ou 2027. Les types de dérogations autorisés sont de trois ordres : (i) les conditions naturelles (le temps de réponse du milieu considéré trop long avant que les mesures produisent un effet favorable), (ii) l'infaisabilité technique (impossibilité technique ou manque de connaissance), et (iii) les critères d'ordre économique (coûts disproportionnés des mesures à mettre en œuvre au regard des bénéfices envisagés). Toutefois, ces dérogations doivent rester l'exception (Service public de Wallonie, 2016).

Enfin, il est important de préciser que la DCE accorde en effet un grand rôle à la consultation du public, non seulement en lui garantissant un bon accès aux différents documents, mais également en lui assurant une participation aux procédures d'élaboration des plans de gestion.

e) Décret du 4 octobre 2018 : vers une meilleure prise en compte des aspects hydromorphologiques

L'utilité d'une révision complète de la législation relative aux cours d'eau était reconnue depuis longtemps, tant celle-ci était obsolète face aux objectifs environnementaux assignés aux rivières et aux objectifs de prévention contre les risques d'inondation. En effet, le Code de l'eau de 2004 n'était pas complet car les titres consacrés aux cours d'eau et aux wateringues n'étaient jamais entrés en vigueur. Dès lors, la loi du 28 décembre 1967 relative aux cours d'eau non navigables et la loi du 5 juillet 1956 relative aux wateringues ont continué à être d'application, nonobstant l'adoption du Code de l'eau (Service public de Wallonie, 2020c).

Dans ce contexte, le décret du 4 octobre 2018, dont l'objectif est d'instaurer un cadre juridique global et transversal de la gestion des cours d'eau, a permis d'abroger les deux lois obsolètes précitées. Cette réforme du cadre juridique vise à assurer une gestion intégrée des cours d'eau autour de quatre enjeux (hydraulique, écologique, économique et socio-culturel), et ce afin de rencontrer au mieux les objectifs environnementaux fixés par les PGDH de la DCE, en cohérence avec les plans de gestion des risques d'inondation (PGRI, imposés par la Directive « Inondations ») et les futurs Programmes d'Actions sur les Rivières par une approche Intégrée et Sectorisée (PARIS).

Les PARIS représentent un élément majeur de cette réforme. Ils consistent en un nouvel outil de planification et de coordination entre gestionnaires, qui vise à faciliter l'atteinte des objectifs environnementaux relatifs à l'hydromorphologie du cours d'eau et ceux relatifs à la gestion des risques d'inondation à l'échelle du sous-bassin hydrographique. Sur base d'un découpage du réseau hydrographique en secteurs formant des unités de gestion homogènes, les gestionnaires peuvent : (i) procéder à la détermination et à la hiérarchisation des enjeux de chaque secteur, (ii) assigner à chaque secteur des objectifs de gestion, et (iii) planifier les actions à mener sur chaque secteur pour parvenir aux objectifs fixés (Service public de Wallonie, 2020c). Les plans d'actions ont une durée de six ans, en cohérence avec les PGDH et les PGRI.

Parmi les autres axes de cette réforme, un volet sur la libre circulation des poissons fait référence à l'annexe V de la DCE sur la continuité écologique. Il interdit la création de tout nouvel obstacle qui ne prévoit pas de solution garantissant la libre circulation des poissons. En outre, il impose de lever les obstacles classés « majeurs » ou « infranchissables » sur les cours d'eau jugés « prioritaires », au travers de travaux d'aménagement ou, à défaut, d'une suppression (Service public de Wallonie, 2020c).

Parmi les avancées législatives liées à ce nouveau décret, on notera aussi l'obligation de clôturer les pâtures situées le long des cours d'eau non navigables et l'abrogation des dérogations à cette obligation (prévue pour le 1/01/2023 au plus tard).

2.2.2. Prémices de la restauration des cours d'eau en Wallonie : les projets de stabilisation de berges en génie végétal et les premières initiatives de restauration d'habitats

En Wallonie, les premières actions de restauration de cours d'eau ont commencé à voir le jour dès le milieu des années 1990. Il s'agissait presque qu'exclusivement de projets de stabilisation de berges utilisant des techniques issues du génie végétal (principalement des caissons végétalisés, des peignes, des fascines et des épis). L'amorce de cette dynamique a débuté dans les années 1980, avec les recherches de M. Dethioux sur la végétation des berges des cours d'eau (e.g., Dethioux, 1981) et l'intérêt croissant du Groupe Interuniversitaire de Recherches en Ecologie Appliquée (GIREA) pour les aménagements écologiques des berges des cours d'eau (GIREA, 1983). Par la suite, en s'appuyant sur ces travaux de recherche, les gestionnaires des cours d'eau non navigables (DCENN) se sont lancés dès les années 1990 dans plusieurs chantiers pilotes de stabilisation de berges en génie végétal, avec un souci constant d'évaluer la réussite de leurs travaux (Lambot, 2001). Cette évaluation s'est, dans un premier temps, concentrée sur les aspects écologiques, à savoir la reprise de la végétation sur la berge stabilisée, sa composition, la présence d'habitats rivulaires et aquatiques, etc. (Verniers, 1995). A partir des années 2000, il est apparu nécessaire de compléter l'évaluation des chantiers de stabilisation de berges par des aspects géomorphologiques, à savoir (Hallot *et al.*, 2003) :

- évaluer la résistance des aménagements face aux événements hydrologiques par le calcul des puissances spécifiques ;
- évaluer l'influence des variables environnementales (ensoleillement, nature de la berge, puissance spécifique, concentration en matières en suspension, etc.) sur l'efficacité des aménagements ;
- analyser l'évolution de la rugosité suite à la mise en place des aménagements et la croissance des végétaux, et évaluer la nécessité et la fréquence d'entretien de la végétation ;
- analyser les impacts géomorphologiques consécutifs aux aménagements (érosion/sédimentation, modification de tracé, modification des faciès d'écoulement).

En parallèle à la réalisation des chantiers, les suivis scientifiques se sont poursuivis jusqu'en 2006, fournissant ainsi un monitoring de près de 10 ans selon les chantiers (Hallot *et al.*, 2007). Les bilans de ces suivis ont été diffusés au travers de l'organisation d'un colloque (intitulé « La gestion physique des cours d'eau : bilan d'une décennie d'ingénierie écologique » ; Lambot *et al.*, 2008) et de la rédaction d'un guide technique à destination des gestionnaires de cours d'eau (Verniers *et al.*, 2009).

Par ailleurs, cette période voit également se multiplier des initiatives de restauration d'habitats spécifiques pour des espèces d'intérêt communautaire liées aux cours d'eau dans le cadre du développement du réseau Natura2000. C'est notamment le cas pour la moule perlière (*Margaritifera margaritifera*), pour laquelle des actions visant à protéger son habitat et à diminuer les concentrations de MES sont entreprises, à savoir le retrait de résineux en plaine alluviale et la pose de clôtures empêchant l'accès du bétail au cours d'eau (Motte, 2008). D'autres actions portent sur restauration des cordons rivulaires et des milieux alluviaux, la création d'annexes hydrauliques servant de site de reproduction aux poissons phytophiles et la mise en place de dispositifs destinés à améliorer la libre circulation des poissons (Keulen, 2008). Notons également le projet de réaménagement d'une ancienne gravière de la Meuse navigable à Lanaye, qui a permis de restaurer des habitats propices au développement des populations de poissons et d'oiseaux aquatiques (Keulen *et al.*, 1994).

Enfin, des premiers essais de travaux de diversification des habitats aquatiques du lit mineur ont été réalisés sur deux cours d'eau rectifiés : d'abord, sur l'Ourthe occidentale à Moircy, où des ouvrages de différents types (déflecteurs, îlots, caissons) et de différentes natures (blocs, bois, fascines) ont été installés sur un linéaire de 100 m pour diversifier les faciès d'écoulement (Jonet *et al.*, 2001) ; et ensuite sur la Semois à Etalle, qui a fait l'objet d'une reméandration sur deux tronçons de 100 m chacun (Dupont *et al.*, 2008). Les suivis de ces deux chantiers ont montré des résultats très contrastés, dans le sens où les aménagements réalisés sur l'Ourthe occidentale ont été jugés trop modestes que pour avoir une incidence sur les habitats aquatiques et les indices biotiques, alors que la reméandration sur la Semois a entraîné une amélioration très significative des habitats aquatiques (mais dont les effets sur les indices biotiques ont été neutralisés par une mauvaise qualité physico-chimique de l'eau ; Dupont *et al.*, 2008).

2.2.3. Un projet de restauration ambitieux : le projet Walphy

Ce sous-chapitre présente le contexte et les objectifs du projet Walphy, ainsi que la méthodologie mise en œuvre pour sélectionner les actions de restauration et les sites d'intervention. Le monitoring mis en place pour évaluer la réussite des projets fait également l'objet de ce sous-chapitre. Le bilan des travaux sera par contre présenté dans les chapitres consacrés aux terrains d'étude (chapitre 5 pour le Bocq et chapitre 6 pour l'Eau Blanche).

a) Contexte et objectifs du projet Walphy

Après une douzaine d'années marquée par les initiatives de restauration hydromorphologique évoquées ci-dessus, le bilan des actions entreprises dressé durant le colloque de 2007 (Lambot, 2008) a mis en exergue la multiplicité des opérations de restauration menées en Wallonie, avec cependant le bémol qu'elles ne possèdent pas l'envergure des projets de restauration orchestrés dans les pays limitrophes (Keulen, 2008). En effet, la plupart des projets menés jusqu'alors en Wallonie ne concernait que des aménagements ponctuels ou des faibles linéaires de cours d'eau, et n'appréhendaient pas la restauration à l'échelle plus large (du tronçon, de la masse d'eau ou du bassin versant). Sur base de ce constat et dans le contexte législatif développé ci-dessus (*cf.* §2.2.1), les gestionnaires des cours d'eau non navigables (DCENN), appuyés par les Universités de Liège (le Laboratoire d'Hydrographie et de Géomorphologie Fluviale - LHGF) et de Namur (l'Unité de Recherche en Biologie Environnementale et Evolutive - URBE), ont élaboré un projet de travaux de restauration beaucoup plus ambitieux, le projet Walphy.

Bénéficiant du financement européen LIFE+, le projet Walphy (LIFE07 ENV/B/000038) a débuté en janvier 2009 pour se terminer en décembre 2013. Son principal objectif était de mettre au point une démarche structurée pour atteindre le bon état écologique requis par la DCE, et ce au travers de travaux de restauration hydromorphologique entrepris sur trois masses d'eau du bassin hydrographique de la Meuse amont (Figure 1.15). Parmi ces masses d'eau, le Bocq amont (MM28R) et l'Eau Blanche aval (MM05R) sont classées « à risque de ne pas atteindre le bon état écologique », tandis que la masse d'eau Bocq aval (MM30R) est classée « non à risque ». Il a néanmoins été décidé d'étendre les travaux de restauration à cette dernière masse d'eau, du fait de sa position géographique (entre la Meuse et la masse d'eau Bocq amont) qui lui confère une grande importance compte tenu des enjeux liés à la continuité longitudinale, et plus particulièrement de ceux portant sur la libre circulation des poissons.

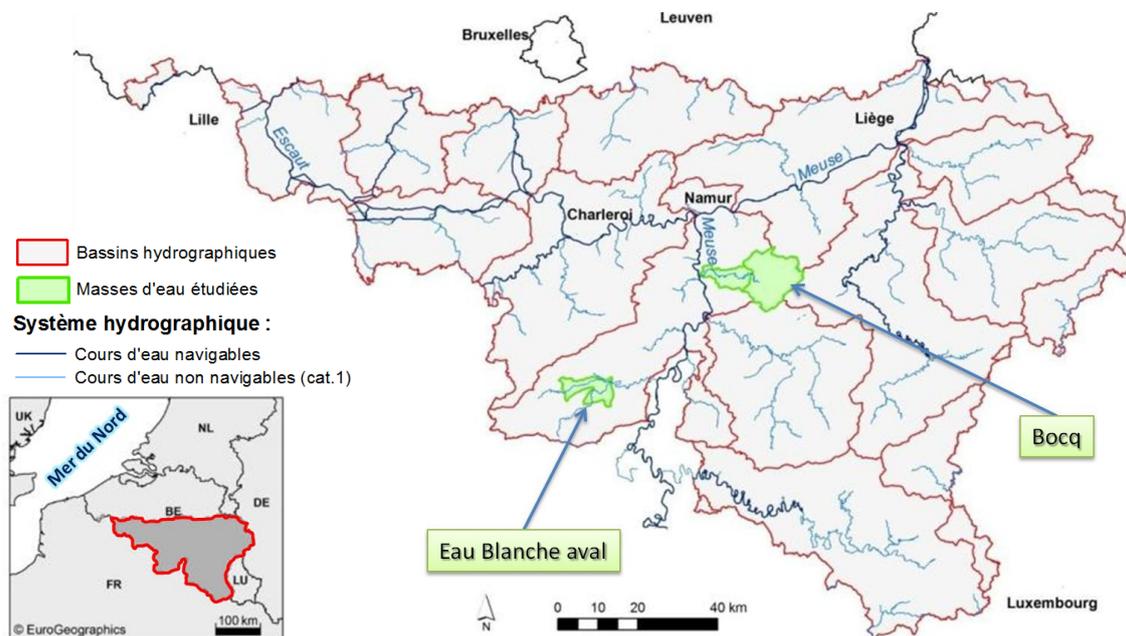


Figure 1.15 : Localisation des masses d'eau étudiées dans le cadre du projet Walphy.

Le Bocq est en effet un cours d'eau qui compte un grand nombre d'obstacles à la libre circulation des poissons et au transport naturel des sédiments. On dénombre au moins 88 obstacles à la continuité écologique dans le bassin versant du Bocq (inventaire modifié depuis Fédération des sociétés de pêche Vesdre Amblève, 2004). Ces obstacles sont essentiellement des déversoirs et des vannages d'anciens moulins qui n'ont plus d'usage aujourd'hui et dont la hauteur est comprise entre 0,4 et 2,3 m. Les deux masses d'eau du Bocq semblaient donc convenir pour réaliser des travaux de restauration concernant la dimension longitudinale.

Quant à la masse d'eau « Eau Blanche aval », son choix a été dicté par la faible qualité et la faible diversité de ses habitats aquatiques, en lien avec le caractère artificialisé de l'Eau Blanche et de ses affluents. En effet, ces rivières ont vu leur tracé rectifié et leur berges enrochées dans le courant des années 1950 et 1960, ce qui a entraîné une altération des connections entre le lit mineur et la plaine alluviale, ainsi qu'une banalisation des habitats aquatiques. La masse d'eau « Eau Blanche aval » représentait de ce fait un bon candidat pour la réhabilitation de la dimension transversale.

Outre ces critères liés à la nature des altérations hydromorphologiques, la sélection a écarté les masses d'eau qui présentaient des problèmes de qualité physico-chimique, ceci afin d'éviter que les

bénéfices écologiques liés à l'amélioration du milieu physique soient ruinés par une mauvaise qualité de l'eau.

b) Choix des sites et des actions d'intervention

Afin de déterminer les sites et les actions d'intervention, un diagnostic des masses d'eau a d'abord été réalisé sur base d'une expertise de terrain, comprenant entre autres l'application de l'outil d'évaluation de la qualité physique Qualphy (Agence de l'Eau Rhin-Meuse, 1996). Cette expertise de terrain a été complétée par un maximum de données existantes, telles que des études antérieures, des inventaires des obstacles à la libre circulation des poissons et des cartes et plans anciens. Ces données sont une aide précieuse au gestionnaire lorsqu'il doit définir ses actions d'intervention, les prioriser et les séquencer. Ensuite, les sites d'intervention potentiels identifiés ont fait l'objet d'une évaluation de type coûts-bénéfices, ceci afin d'écarter les sites pour lesquels la restauration aurait impliqué des budgets disproportionnés pour un gain écologique potentiellement faible (exemples des sites en milieu urbain). Enfin, la sélection finale des sites et des actions d'intervention a été décidée selon un processus différents selon les enjeux considérés. Ce processus sera présenté plus loin dans ce travail, dans les chapitres relatifs aux actions de restaurations menées dans les bassins versants du Bocq (chapitre 5) et de l'Eau Blanche (chapitre 6).

c) Suivi scientifique

Grâce au financement LIFE+, le projet Walphy s'est doté d'un large volet dédié aux suivis scientifiques des travaux de restauration. Ces suivis ont même débuté un an avant le début du projet de manière à établir un diagnostic des masses d'eau étudiées et à caractériser l'état initial (avant travaux de restauration) des sites qui feront l'objet des interventions. L'objectif du suivi était d'évaluer l'efficacité des travaux de restauration, en comparant la situation avant les travaux avec différentes situations après les travaux. En plus de cette analyse dans le temps, le monitoring comprenait également une analyse dans l'espace, basée sur des stations de contrôle, dans le but de discriminer les effets de la restauration des autres effets s'exerçant à une plus large échelle (saisonnalité, modification du débit liquide et du débit solide, impact d'une éventuelle pollution, etc.).

Le suivi mis en œuvre s'est articulé autour des trois groupes d'indicateurs qui permettent de caractériser le bon état écologique requis par la DCE (Figure 1.16). Les effets des travaux de restauration ont d'abord été analysés sous l'angle du milieu physique, sur base d'une cartographie des microhabitats aquatiques réalisée à l'échelle de la station et du calcul de différents indices d'habitabilité de la station (Verniers *et al.*, 2013). Ensuite, les relations entre l'amélioration des habitats et la diversité de la flore et de la faune ont été examinées au travers de trois indicateurs biologiques : les macrophytes, les macroinvertébrés et les poissons (Verniers *et al.*, 2013 ; Castelain *et al.*, 2018). L'analyse de la qualité physico-chimique de l'eau s'est avérée indispensable car une mauvaise qualité physico-chimique peut constituer un frein au développement des espèces sensibles et neutraliser les effets de la restauration des habitats.

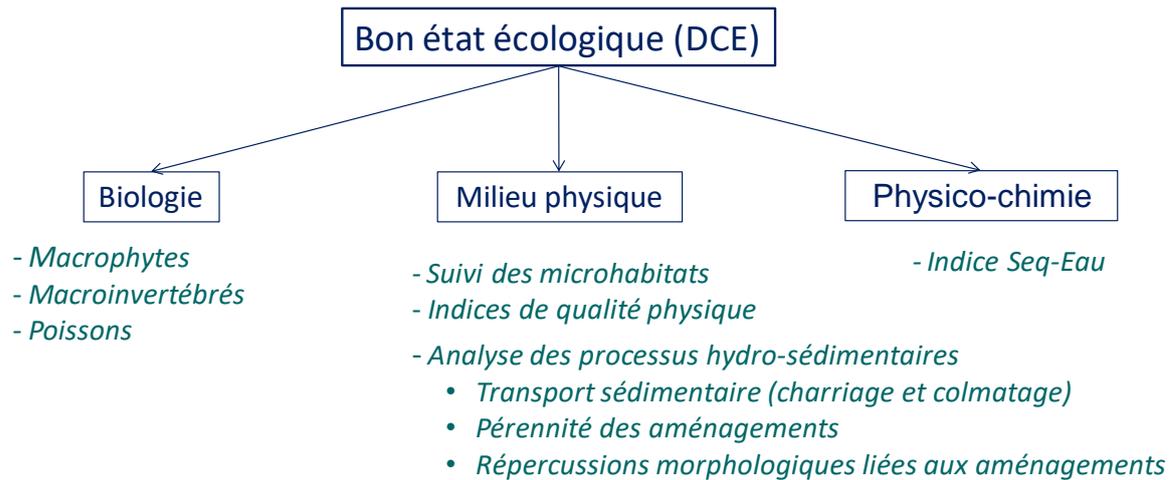


Figure 1.16 : Organigramme du suivi scientifique mis en œuvre dans le projet Walphy (modifié depuis Verniers *et al.*, 2013).

Enfin, des analyses complémentaires du milieu physique se sont avérées nécessaires pour évaluer les interactions entre les processus hydro-sédimentaires et les travaux de restauration. D'une part, pour les actions qui visent une restauration des processus hydro-sédimentaires, les répercussions des travaux de restauration sur la dynamique du cours d'eau ont été analysées, comme ce fut le cas, par exemple, suite à l'arasement d'un déversoir (vague sédimentaire et érosion régressive) ou encore suite à une reméandration du cours d'eau (évolution des berges et des formes du lit) (Peeters *et al.*, 2013b). D'autre part, les effets des processus hydro-sédimentaires sur les aménagements ont également été examinés car ils peuvent dans certains cas compromettre l'efficacité des aménagements et réduire leur durée de vie. C'est pourquoi l'efficacité et la pérennité des frayères reconstituées sur le Bocq et l'Eau Blanche ont été analysées en lien avec le transport sédimentaire (charriage et colmatage) (*cf.* partie 4). En outre, la résistance de différents aménagements (protections de berges, îlots, risbermes,...) face aux crues a également fait l'objet d'une analyse approfondie (Peeters *et al.*, 2013b).

Chapitre 3 : Problématique, questionnements et objectifs de la thèse

Alors que les opérations de restauration de cours d'eau se sont multipliées depuis trois décennies (principalement depuis les années 2000 en Europe sous l'impulsion de la DCE), un grand nombre de projets de restauration est encore mené sans réelle définition d'objectifs avant-travaux, ni d'évaluation scientifique de la réussite des projets (Kondolf, 1995; Downs & Kondolf, 2002). Dès lors, même si ces projets expérimentaux sont efficaces, ils ne permettent toutefois pas à la communauté scientifique et aux gestionnaires d'en bénéficier. Pourtant, de nombreux auteurs s'accordent sur la nécessité des retours d'expérience issus des évaluations scientifiques car ils fournissent des enseignements dont les futurs projets de restauration pourront tirer profit (Kondolf, 1995; Down et Kondolf, 2002; Palmer *et al.*, 2005; Wohl *et al.*, 2005). Ils permettent notamment de mieux définir les objectifs lors de la phase de conception des projets de restauration et de proposer des améliorations des actions entreprises. Ainsi, les futures actions de restauration, bénéficiant de ces nouvelles connaissances, doivent y gagner en efficacité et en durabilité. A ce titre, la géomorphologie fluviale joue un rôle important dans les schémas de planification des actions de restauration car elle fournit de nombreux outils et méthodes, d'une part (*cf.* §2.1.3, Tableau 1.4), et elle possède un champ d'actions qui explore de nombreux enjeux de la gestion des rivières, d'autre part (Brierley & Fryirs, 2005). En effet, ce sont les processus géomorphologiques qui déterminent la structure (cadre physique) du système fluvial. Ils représentent de cette façon le contexte général dans lequel les habitats aquatiques se présentent, les organismes aquatiques se développent, les inondations se propagent et les processus écologiques et physico-chimiques se déroulent (Piégay *et al.*, 2016). De plus, parce qu'elle repose sur des éléments abiotiques, la géomorphologie est relativement bien indiquée pour évaluer la réussite de projets de restauration (Wohl, 2005). Les suivis reposant sur des éléments biotiques sont en effet plus difficiles à évaluer car les réponses des organismes aquatiques face aux travaux de restauration sont difficilement dissociables des effets des autres éléments susceptibles de perturber les populations suivies (*e.g.*, mobilité des individus, saisonnalité, sensibilisé à la qualité de l'eau, prédation).

Dans ce contexte, l'**objectif général** de cette thèse est de mettre en évidence les apports des outils et des méthodes géomorphologiques dans les processus de conception, de suivi et d'évaluation des projets de restauration de cours d'eau. De cet objectif, découlent les trois questionnements suivants :

- Quelles sont les étapes de ces processus opérationnels qui peuvent bénéficier d'une contribution de la part des géomorphologues ?
- Sous quelle forme et sur base de quels outils et méthodes repose cette contribution de la géomorphologie ?
- Dans quelle mesure les études fines, réalisées à différentes échelles spatiales (bassin versant, cours d'eau, secteur, forme, particule) et temporelles (du temps long à l'événement), contribuent à améliorer les schémas de planification des actions de restauration ?

Afin d'apporter des éléments de réponses à ces questionnements et de rencontrer cet objectif général, ce travail s'appuie sur l'étude de trois compartiments : « la continuité écologique », « les habitats aquatiques du lit mineur » et « les berges », chacun de ces compartiments faisant l'objet d'une partie de ce manuscrit. Le compartiment « lit majeur », ne fait pas l'objet d'une partie de cette thèse mais il sera néanmoins abordé dans la discussion (*cf.* partie 6).

Enfin, cette recherche doctorale a également comme **objectif** d'apporter des connaissances sur les fonctionnements géomorphologiques des hydrosystèmes et plus particulièrement pour les contextes spécifiques qui seront traités dans les trois articles de cette thèse (parties 4 à 6).

La partie relative au **compartiment « continuité écologique »** (partie 4) concerne la composante longitudinale de la continuité sédimentaire. Les aspects de continuité des organismes aquatiques n'y sont pas traités mais seront néanmoins abordés dans la discussion. Partant du constat que les barrages et les déversoirs représentent des entraves à la continuité sédimentaire, les opérations de démantèlement de ces ouvrages sont de plus en plus courantes en Europe depuis les années 2000 et la mise en œuvre de la DCE dans l'objectif d'atteindre du bon état écologique (Lespez & Germaine, 2016 ; Howard *et al.*, 2017). Alors que les effets des entraves à la continuité des organismes aquatiques sont largement étudiés, la connaissance des impacts des barrages et des déversoirs sur la continuité sédimentaire est plus variable en fonction du type de structure. Comme cela a été développé précédemment (*cf.* § 1.2.2) les impacts des grands barrages sur le transport solide sont bien connus tandis que les effets des déversoirs sur le transport sédimentaire sont moins étudiés. Pourtant, une bonne compréhension de ces effets est indispensable pour (i) évaluer l'importance des impacts, tant à l'échelle de l'ouvrage qu'à l'échelle du cours d'eau, et (ii) pour justifier la nécessité d'intervention au niveau de ces entraves. C'est pourquoi un volet spécifique à la continuité sédimentaire est consacré dans ce travail. Les objectifs de ce volet sont :

- a. évaluer dans quelle mesure les déversoirs représentent localement des entraves au transport naturel des sédiments ;
- b. identifier les variables (morphodynamiques et liées aux caractéristiques des ouvrages) impliquées dans les processus de transfert et/ou de blocage des sédiments de la charge de fond ;
- c. représenter l'effet cumulé de ces obstacles potentiels sur la continuité sédimentaire à l'échelle du cours d'eau ;
- d. discuter de l'implication des résultats dans le cadre des projets de décloisonnement de cours d'eau visant à rétablir la continuité écologique (cadre de la DCE).

La partie relative au **compartiment « habitats aquatiques du lit mineur »** (partie 5) a, quant à elle, trait aux opérations de recharges sédimentaires destinées à créer des sites de reproduction pour poissons lithophiles. Depuis les années 1990, ce type d'opération est de plus en plus fréquemment mis en œuvre sur des cours d'eau pour lesquels le transport sédimentaire est impacté pour différentes raisons, principalement à cause de la présence de barrages et de déversoirs susceptibles d'entraver le transport naturel des sédiments de la charge de fond (*e.g.*, Gaeuman, 2012; Liedermann *et al.*, 2013; Rollet *et al.*, 2014; Heckmann *et al.*, 2017). De telles opérations sont également menées sur des rivières chenalées pour compenser le faible nombre, voire l'absence, de sites de reproduction, car les berges stabilisées ne permettent pas de recharge sédimentaire (Iversen *et al.*, 1993; Kondolf *et al.*, 1996). Toutefois, ces opérations sont souvent menées de manière empirique, sans étude préalable portant sur la sélection des sites de recharge, sur les formes à

recréer, sur les quantités à injecter et sur le dimensionnement des matériaux. Ce dernier point est pourtant fondamental car il doit tenir compte de la compatibilité de la taille des graviers avec les exigences écologiques des poissons mais il doit également prendre en considération les processus géomorphologiques (charriage et colmatage) susceptibles d'affecter la durée de vie des frayères reconstituées. Or, les études portant sur l'efficacité et la durabilité de ces opérations sont relativement limitées (Kondolf & Micheli, 1995 ; Wheaton *et al.*, 2004 ; Staentzel *et al.*, 2020) et sont généralement basées sur des paramètres biotiques (*e.g.*, Barlaup *et al.*, 2008 ; Pedersen *et al.*, 2009 ; Pulg *et al.*, 2013; Zeug *et al.*, 2014). De plus, les études qui portent sur les processus de charriage et de colmatage de frayères artificielles sont rares et aucune d'entre-elles n'aborde la combinaison de ces deux processus. Pourtant, la durée de vie des frayères artificielles est directement dépendante de ces processus sédimentaires. C'est pourquoi un chapitre leur est consacré dans ce travail. Les objectifs spécifiques de ce volet sont :

- a. évaluer l'efficacité et la durée de vie de telles actions de restauration au travers d'indicateurs abiotiques ;
- b. identifier les paramètres clés permettant d'optimiser l'efficacité et la longévité des frayères reconstituées ;
- c. fournir des relations empiriques qui permettront de faciliter la conception de futures opérations de recharges sédimentaires.

La partie relative au **compartiment « berges »** (partie 6) concerne les projets de stabilisation de berges en génie végétal. Bien que la stabilisation de berges ne puisse pas être considérée comme une intervention de « restauration de cours d'eau » au sens strict, elle est parfois rangée parmi les actions de « restauration de cours d'eau » au sens large lorsque les techniques du génie végétal sont utilisées comme alternative au génie civil (Morandi, 2014). Ces techniques ont en effet comme but premier de stabiliser la berge mais avec une préoccupation donnée à la préservation du caractère naturel de la berge, qui devrait conduire à favoriser la recolonisation des espèces indigènes, le rétablissement d'un écosystème fonctionnel et la biodiversité du cordon rivulaire (Cavaillé *et al.*, 2013). Les premiers retours d'expérience indiquent que le choix de la technique à utiliser est en partie dicté par le contexte environnemental de la berge à stabiliser (Schiechl & Stern, 1997; Evette *et al.*, 2009). Toutefois, bien que plusieurs variables environnementales soient identifiées, leurs limites d'utilisation sont encore floues. De plus, l'efficacité de ces ouvrages sur le long terme est peu connue car les études s'y référant ne dépassent généralement pas une durée de 5 ans. Afin de combler ces lacunes, l'étude sur le long terme de l'efficacité de tels aménagements de berges a été intégrée dans cette thèse. Les objectifs spécifiques de ce volet sont :

- a. évaluer la résistance d'ouvrages de protection de berges et la stabilité de berges face aux crues sur le long terme (jusqu'à 20 ans après les travaux) ;
- b. déterminer la valeur de puissance spécifique limite (*i.e.*, la valeur de puissance maximale à laquelle l'ouvrage peut résister) pour quatre techniques de protection de berges (fascine, peigne, caisson et épis végétaux) ;
- c. identifier les facteurs de dégradation des ouvrages de protection de berges, qui ont pour effet de diminuer la valeur limite de résistance des aménagements ;
- d. identifier les limites d'utilisation des quatre techniques étudiées en fonction du contexte environnemental et des caractéristiques des aménagements.

PARTIE 2

Cadres méthodologique et géographique

Chapitre 4 : Cadre méthodologique	53
Chapitre 5 : Cadre géographique du bassin versant du Bocq.....	75
Chapitre 6 : Cadre géographique du bassin versant de l'Eau Blanche	93

Partie 2 : Cadres méthodologique et géographique

Cette deuxième partie du manuscrit est consacrée, d'une part, à la présentation du cadre méthodologique global mis en place dans ce travail (chapitre 4) et, d'autre part, au descriptif du contexte géographique du terrain d'étude et de ses particularités (chapitres 5 et 6).

Le cadre méthodologique présenté dans cette partie permet d'introduire les différents outils et méthodes d'une manière plus complète et plus détaillée que dans les chapitres méthodologiques des articles (parties 3 à 5), avec lesquelles quelques redondances seront inévitables. Néanmoins, ce chapitre méthodologique global est essentiel car il met l'accent sur les spécificités méthodologiques propres à cette recherche doctorale, d'une part, et sur les limites et les incertitudes des outils et des méthodes utilisés, d'autre part.

La présentation du contexte géographique de cette partie du manuscrit est consacrée à la description du cadre physique des deux bassins versants principaux traités dans ce travail, à savoir le Bocq et l'Eau Blanche. Bien que ces deux bassins versants fassent déjà l'objet d'une brève description contextuelle dans les parties 3 et 4 de ce travail, leur cadre géographique est abordé ici de manière plus approfondie. L'accent est mis sur les pressions humaines et sur les actions de restauration qui y ont été entreprises. En revanche, les sites d'étude traités la partie 5 de ce travail ne font pas l'objet d'un chapitre spécifique à leur cadre géographique. Leur description présentée dans la partie 5 sera suffisante à la bonne compréhension de leur analyse.

Chapitre 4 : Cadre méthodologique

4.1. Documentation historique

L'utilisation des données historiques en géomorphologie fluviale est relativement courante car elle permet d'appréhender la mise en place des paysages fluviaux sur la longue durée historique et, plus spécifiquement, de retracer les changements induits par l'Homme en plus de ceux qui se produisent naturellement (Trimble, 1998). Cette perspective géohistorique s'inscrit non seulement dans une démarche de connaissance scientifique, mais également dans une démarche opérationnelle du fait de son fort potentiel d'application à la gestion des milieux fluviaux (Bravard & Magny, 2002 ; Valette & Carozza, 2010). Elle représente ainsi un outil essentiel pour résoudre de nombreux problèmes contemporains de géomorphologie fluviale, que ce soit pour comprendre l'évolution des variations des formes fluviales, pour établir la nature des impacts humains ou pour définir des conditions de référence pour la restauration et la gestion des cours d'eau (Gurnell *et al.*, 2003). Cette démarche géohistorique repose sur le recours à diverses données anciennes, tant cartographiques que photographiques, iconographiques et textuelles.

Dans le cadre de ce travail, quatre principaux types de documents historiques ont été utilisés : (i) les cartes anciennes, (ii) les plans anciens, (iii) les photographies aériennes, et (iv) les Modèles Numériques de Terrain. Ils font l'objet d'une description détaillée ci-dessous. Il faut également signaler que ce travail a régulièrement fait appel à d'autres types de documents anciens, tels que des cartes postales et des photographies de terrain. Ces documents ne sont cependant pas décrits de manière détaillée dans cette partie.

4.1.1. Cartes anciennes

Les cartes anciennes consultées dans ce travail présentent une variabilité tant au niveau de leur échelle d'édition qu'au niveau de leur qualité géométrique (Tableau 2.1). Les deux cartes les plus anciennes, les cartes de Ferraris (1770-1778) et de Vandermaelen (1846-1854), ne possèdent pas une qualité géométrique suffisante pour procéder à des analyses précises de l'évolution des formes fluviales, telles que l'étude de la mobilité latérale du chenal ou l'évolution de son indice de sinuosité dans le temps. La carte de Ferraris présente en effet des déformations, des tracés localement erronés et une schématisation exagérée (Snijders, 2004 ; Snijders *et al.*, 2006 ; Vervust, 2016). C'est également le cas, dans une moindre mesure, pour la carte de Vandermaelen, pour laquelle l'exactitude est nettement meilleure (Snijders, 2004 ; Snijders *et al.*, 2006) mais dont certains éléments présentent toutefois une schématisation exagérée. Ces éléments d'exactitude et de schématisation sont mis en lumière par la comparaison de ces deux cartes avec la carte du Dépôt de la Guerre (1865-1880) dont l'exactitude est meilleure. Il apparaît sur les extraits de cartes de l'Eau Blanche (Figure 2.1) que le tracé des cours d'eau montre des différences de position et de sinuosité entre les trois cartes. C'est particulièrement le cas pour la carte de Vandermaelen, où l'aspect sinueux du cours d'eau semble avoir été exagéré, comparativement aux deux autres cartes. Malgré ces limites, ces cartes anciennes s'avèrent extrêmement utiles pour caractériser des éléments anciens, tels que l'occupation du sol, le nombre de chenaux du cours d'eau, la présence d'aménagements anthropiques (*e.g.*, moulins, forges, gués, rectification du tracé), etc.

Tableau 2.1 : Caractéristiques des cartes anciennes utilisées dans ce travail.

Document	Date d'édition	Auteur	Echelle	Qualité géométrique de la donnée
Carte de Ferraris (ou carte des Pays-Bas autrichiens)	1770-1778	Comte Joseph de Ferraris	1/11.520	Faible exactitude (présente localement des déformations, des tracés erronés et une schématisation exagérée)
Carte de Vandermaelen	1846-1854	Philippe Vandermaelen	1/20.000	Exactitude variable (présente localement une schématisation exagérée)
Carte du Dépôt de la Guerre	1865-1880	- Dépôt de la Guerre (1865-1978) - Institut Cartograph. Militaire (1878-1880)	1/20.000	Bonne exactitude
Cartes topographiques	- 1904 - 1939 - 1969	- Institut Cartograph. Militaire (entre 1880 et 1947) - Institut Géographique Militaire (entre 1947 et 1976)	1/20.000 puis 1/25.000	Bonne exactitude
Cartes topographiques	Plusieurs éditions depuis 1989	Institut Géographique National (à partir de 1976)	1/25.000 puis 1/10.000	Bonne exactitude

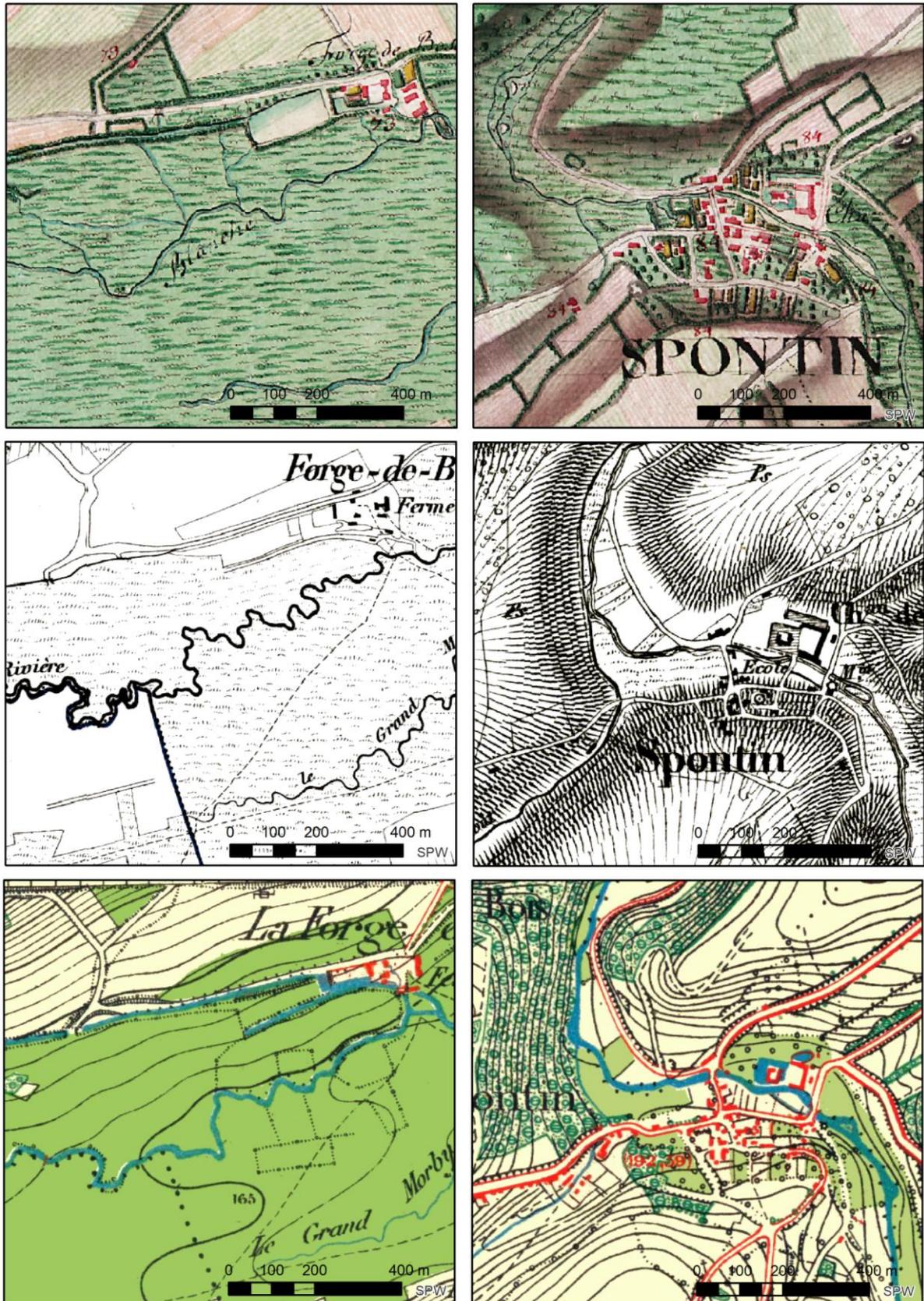


Figure 2.1 : Exemples de comparaison des cartes de Ferraris (1770-1778, en haut), de Vandermaelen (1846-1854, au centre) et du Dépôt de la Guerre (1865-1880, en bas) sur l'Eau Blanche en amont de Boussu-en-Fagne (à gauche) et sur le Bocq à Spontin (à droite).

Les cartes topographiques plus récentes (à partir du XX^e siècle) ont été peu utilisées dans ce travail car elles n'apportent que peu d'éléments d'information, en comparaison avec les plans locaux de la même époque qui sont réalisés à des échelles bien plus fines (*cf. infra*). La plupart de ces cartes sont disponibles sur le portail cartographique de Wallonie (WalOnMapGeoportail.wallonie.be), dans le système de référence belge Lambert 1972. Il n'a dès lors pas été nécessaire de réaliser leur géoréférencement dans le cadre de ce travail.

4.1.2. Plans anciens

Les plans anciens utilisés dans ce travail émanent de différents services administratifs de gestion des cours d'eau (communes, provinces, service de l'hydraulique agricole et région wallonne) (Tableau 2.2). Ils possèdent des échelles plus fines (entre 1/500^e et 1/2.500^e) que les cartes présentées ci-dessus et ils sont parfois accompagnés de profils en long et en travers du cours d'eau, ainsi que de tableaux synthétiques des données (indiquant les largeurs et les profondeurs pour chaque profil en travers). Ces différents éléments en font des documents aux multiples usages. Premièrement, ils permettent de connaître les caractéristiques géométriques des chenaux (largeur, profondeur, pente longitudinale du fond du lit) et de leur tracé (indice de sinuosité, amplitude, rayon de courbure et longueur d'onde des méandres). Deuxièmement, tout comme les cartes anciennes, ces plans permettent d'identifier la présence d'aménagements anthropiques, comme des ouvrages hydrauliques (*e.g.*, biefs, déversoirs, moulins ; exemples sur la Figure 2.2.A) ou des tracés qui ont été rectifiés par le passé (exemples sur la Figure 2.2.B). Troisièmement, ces différents plans peuvent être comparés entre eux afin d'identifier les évolutions du tracé des cours d'eau et de son niveau altimétrique.

Tableau 2.2 : Caractéristiques des plans anciens utilisés dans ce travail.

Document	Date d'édition	Auteur	Echelle	Qualité géométrique de la donnée et documents d'accompagnement
Atlas des voiries vicinales	1841	Communes de Belgique	1/2.500	Exactitude planimétrique variable
Atlas des cours d'eau non navigables ni flottables	1874-1884	Commissaire voyer des entités provinciales	1/2.500	Exactitude planimétrique variable, localement mauvais calage altimétrique Avec profil en long, vue des ouvrages en coupe et tableau de données (largeurs, profondeurs)
Plan de la Wateringue de l'Eau Blanche	dressé en 1920 (révisé en 1944)	Service de l'hydraulique agricole	1/2.500	Exactitude planimétrique variable Avec tableau de données (largeurs, profondeurs)
Atlas des cours d'eau non navigables	1950-1967	Autorités provinciales	1/2.500	Bonne exactitude planimétrique, localement mauvais calage altimétrique Avec profil en long et en travers, et tableau de données (largeurs, profondeurs)
Atlas des cours d'eau	1993-1994	Ministère de la Région Wallonne	1/500	Très bonne exactitude Avec profils en long et en travers (et détail des ouvrages d'art)

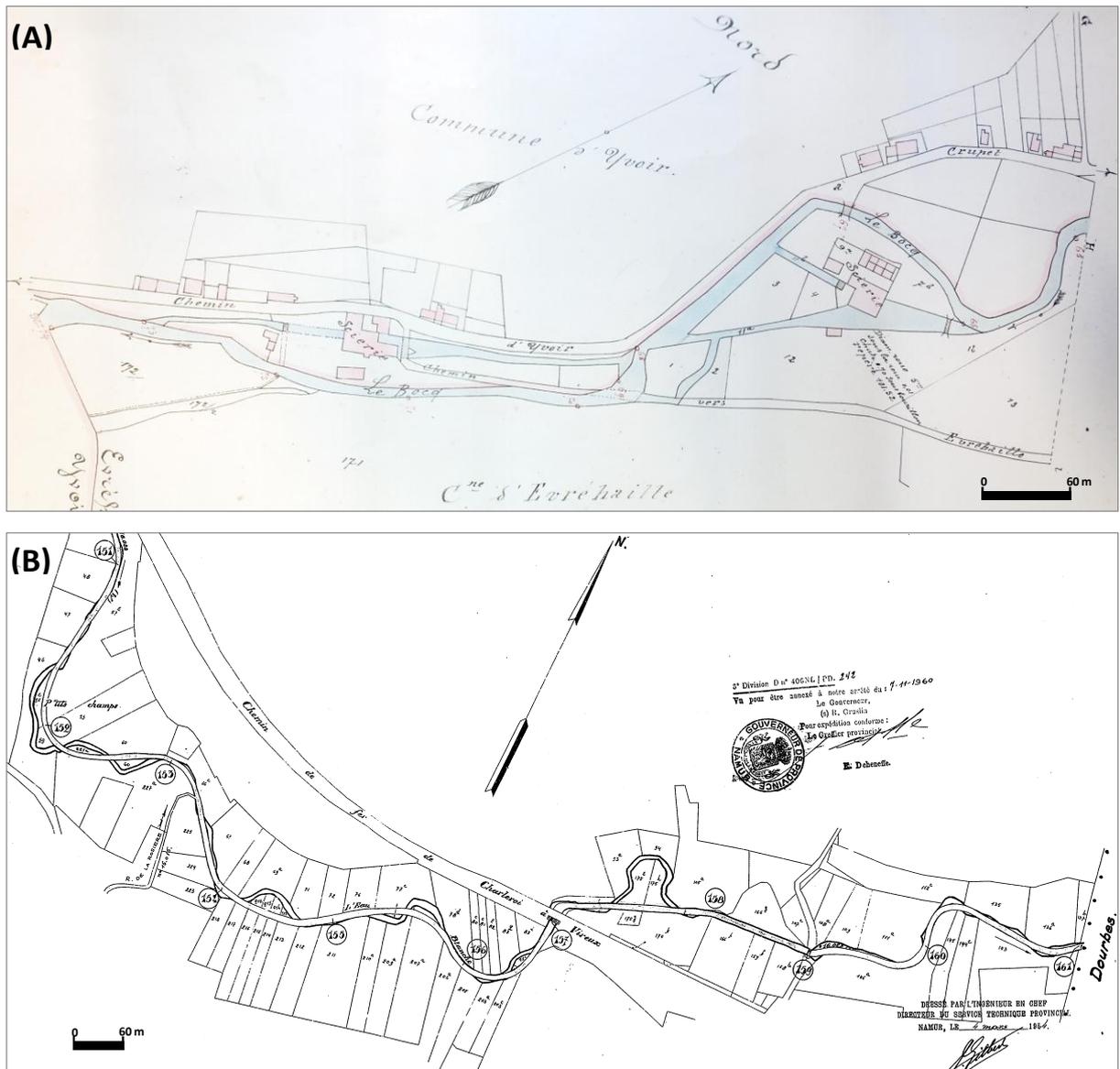


Figure 2.2 : Exemples d'extraits de plan ancien : (A) l'atlas des cours d'eau non navigables ni flottables (1874-1884) montrant de nombreux aménagements hydrauliques sur le Bocq à Yvoir, (B) atlas des cours d'eau non navigables (1950-1967) sur lequel figurent les tracés de l'Eau Blanche avant et après sa chenalisation à Nismes.

Pour quantifier l'évolution du tracé, il est nécessaire que les différents plans étudiés soient dans un système de coordonnées commun. C'est pourquoi nous avons réalisé un travail de géoréférencement des zones d'intérêts des différents plans dans le système de coordonnées belge Lambert 1972 à l'aide du logiciel ArcGIS 10.5.1. Pour les plans les plus récents (atlas des cours d'eau de 1993-1994), cette opération a été facilitée grâce au quadrillage qui renseigne les coordonnées XY sur les plans. Pour les autres plans ne disposant pas de ces repères, l'opération de géoréférencement a reposé sur des points de référence qui représentent le même objet sur le plan à corriger et sur le plan de référence. Partant du principe que ces objets cartographiques sont susceptibles de ne pas avoir subi de déplacement dans le temps, le choix des points de référence s'est porté sur des angles de bâtiments, des ouvrages d'art, des limites cadastrales, etc. Cette opération de géoréférencement est entachée d'erreurs inhérentes à la méthode employée et à la précision et l'exactitude des plans traités (Snijders, 2004 ; Snijders *et al.*, 2006). Le logiciel utilisé permet de calculer l'erreur moyenne

quadratique (*Root Mean Square - RMS - Error*) qui indique le degré de qualité de la transformation dérivée. Pour le géoréférencement des plans de l'atlas des cours d'eau de 1993-1994, cette erreur était de maximum quelques centimètres. Par contre, cette erreur s'est avérée être plus importante pour les plans plus anciens. Elle est de l'ordre de 170-190 cm pour les plans de 1920 et de 1950-1967. Pour les plans antérieurs, il est apparu que le calage n'était pas satisfaisant avec des erreurs souvent supérieures à 5 m.

4.1.3. Images aériennes

Les prises de vues aériennes réalisées par avion (à environ 3000 à 4000 mètres d'altitude) peuvent être analysées par simple photointerprétation (*i.e.*, vue stéréoscopique de deux images d'un même espace sous deux angles de vue différents) ou par télédétection. Dans ce dernier cas, les prises de vue doivent subir différents traitements (orthorectification, mosaïquage et géoréférencement) pour pouvoir être exploitées (Service public de Wallonie, 2018c). Il en résulte des orthophotos qui sont prêtes à être utilisées dans un système d'information géographique (SIG). En Wallonie, les collections d'orthophotos couvrent différentes périodes comprises entre 1971 et 2008, et présentent une résolution spatiale variable (25 cm pour les images les plus récentes).

Dans ce travail, les orthophotos ont principalement été utilisés pour évaluer l'état des ouvrages de protection de berges en génie végétal à différents moments et identifier la période durant laquelle ils ont été détruits. Par exemple, sur la Rulles à Ansart (Figure 2.3), l'orthophoto de 2015 montre un peigne en bon état dans la rive concave du méandre, tandis que l'orthophoto de 2018 révèle que ce peigne a été détruit car la berge a subi un recul et des enrochements ont été mis en place pour protéger la berge érodée.



Figure 2.3 : Exemple d'utilisation des orthophotos pour identifier la période durant laquelle un ouvrage de protection de berges a été détruit. Le peigne mis en place sur la Rulles à Ansart semble en bon état en 2015 (orthophoto de gauche). Le recul de la berge et la présence d'enrochements sur l'orthophoto de 2018 indiquent que le peigne a été partiellement détruit.

4.1.4. Modèle Numérique de Terrain

Le Modèle Numérique de Terrain (MNT) utilisé dans ce travail est issu d'un relevé LiDAR (*Light Detection And Ranging*) aéroporté du territoire wallon effectué entre février 2013 et mars 2014 (SPW, 2018). Ce relevé a été exécuté depuis un avion équipé d'un émetteur-récepteur qui envoie des ondes laser dont l'intensité et la vitesse du retour varient en fonction de la nature de l'élément rencontré. C'est la mesure du temps écoulé entre l'émission d'une impulsion et la détection de sa réflexion qui permet de modéliser le nuage de points représentatif du relief de la zone parcourue (SPW, 2018b). Ce nuage de points, dont la densité est de 2,58 points/m², permet ensuite de construire le MNT (qui représente l'altitude au sol) et le MNS (Modèle Numérique de Surface, qui représente l'altitude au sommet de la végétation et des bâtiments). La précision planimétrique du MNT est inférieure à 1 m et la précision altimétrique est de l'ordre de 0,12 m en absolu sur l'ensemble du territoire. Afin de mettre le relief en évidence, les données peuvent être représentées avec une vue ombrée (vue *hillshade* ou vue en estompage de pente).

Les données LiDAR sont couramment utilisées en géomorphologie fluviale car elles facilitent l'identification de différentes morphologies, telles que des anciens tracés des chenaux, des levées, des pentes colluviales ou des cônes alluviaux (Notebaert *et al.*, 2009). L'analyse qualitative des données LiDAR de ce travail a permis de repérer de telles morphologies, ainsi que des éléments anthropiques, à savoir des biefs d'irrigation abandonnés et des tracés de méandres artificiellement recoupsés. Enfin, les données LiDAR ont parfois été utilisées d'une façon plus quantitative, notamment pour mesurer la pente du plan d'eau (à défaut de données topographiques précises de l'altitude du plan d'eau ; cf. 4.2.1).

4.2. Levé topographique et estimation de volume de sédiments piégés dans les retenues

4.2.1. Levé topographique

Les technologies de levé à haute résolution (*i.e.*, station totale, GPS différentiel, scanner laser, LiDAR aéroporté) sont devenues au fil des dernières décennies des outils incontournables dans le domaine de la géomorphologie fluviale car elles fournissent des levés précis de la bathymétrie des cours d'eau et de la topographie des plaines alluviales, ce qui permet un large éventail d'analyses (*e.g.*, détection des formes et des changements géomorphologiques, modélisation hydraulique, modélisation de l'habitat) (Bangen *et al.*, 2014 ; Piégay *et al.*, 2020). Parmi ces techniques, les relevés topographiques à la station totale reproduisent de manière fiable la morphologie des paysages fluviaux. Bien qu'ils possèdent un temps de saisie des données plus long que celui d'autres techniques de levé, ils présentent une précision et une exactitude élevées (Bangen *et al.*, 2014). Leur principal atout réside néanmoins dans leur capacité à lever des points sous la surface de l'eau (lorsque la profondeur le permet) et au travers de la végétation, là où d'autres techniques d'acquisition connaissent certaines limites.

Les relevés topographiques effectués au cours de ce travail ont été réalisés avec une station totale de type Leica TC600 et ont visé plusieurs objectifs. Premièrement, ils ont permis de mesurer les variables géométriques des cours d'eau étudiés, à savoir la pente longitudinale et les caractéristiques géométriques des profils en travers des sites étudiés (largeur à plein bord, section mouillée et périmètre mouillé du chenal). Idéalement, la pente longitudinale est déterminée sur base d'un levé

topographique des laisses de crue pour le niveau de plein bord (ou légèrement inférieur), et ce pour un secteur centré sur le site étudié et dont la longueur correspond à au moins 14 fois la largeur à plein bord (Leopold *et al.*, 1964 ; Gob *et al.*, 2014). En l'absence de relevé du plan d'eau, le levé du fond du lit ou les données LiDAR fournissent une estimation de la pente.

Deuxièmement, le grand intérêt des levés topographiques est qu'ils permettent des comparaisons diachroniques, notamment lorsqu'ils sont réalisés avant et après des travaux de restauration ou bien avant et après une crue morphogène. Ceci permet d'identifier les zones d'érosion et d'aggradation, et d'analyser l'évolution des formes du chenal. C'est notamment le cas pour le suivi de l'évolution des injections de graviers destinés à la reproduction des poissons lithophiles (*cf.* partie 4). Enfin, la comparaison des levés topographiques avec les plans anciens permet d'étendre l'analyse sur une période plus longue (*i.e.*, plusieurs décennies). Les profils en travers à lever doivent alors être implantés aux mêmes emplacements que les anciens profils en travers. Cette opération a pu être effectuée avec précision pour les plans de l'atlas des cours d'eau (1993-1994). Par contre, l'examen des plans plus anciens (atlas des cours d'eau non navigables de 1950-1967) a rencontré de nombreux problèmes de calage altimétrique, rendant délicate la comparaison diachronique des profils en travers. Pour ces plans anciens, seuls les profils situés au niveau et à proximité des ouvrages d'art ont pu faire l'objet d'une analyse fiable.

4.2.2. Estimation du volume de sédiments piégés dans les retenues

Lorsqu'ils présentent une densité de points suffisante, les levés topographiques peuvent également servir à construire des MNT. La comparaison diachronique de couples de MNT d'un même secteur permet de calculer les volumes accumulés et déposés sur ce secteur. Cependant, les analyses reposant sur des profils en travers trop espacés peuvent souffrir d'une incertitude introduite par l'interpolation sur de grandes distances et, par conséquent, peuvent affecter les résultats et la portée des analyses basées sur le MNT (Heritage *et al.*, 2009).

Pour déterminer le volume de sédiments piégés dans les retenues des déversoirs étudiés dans ce travail (*cf.* partie 3), les plans anciens et la plupart des levés topographiques ne présentaient pas une densité de points suffisante pour employer la méthode de comparaison des MNT. Par exemple, les plans des années 1950 possèdent une interdistance moyenne entre deux profils en travers égale à environ 100 m (soit à peu près 10 fois la largeur à plein bord). C'est pourquoi une méthode alternative, basée sur l'analyse des profils longitudinaux et sur l'évaluation de l'incertitude des estimations de volume de sédiments piégés, a été utilisée. Cette méthode a été appliquée sur les plans des années 1990, dont l'interdistance moyenne entre deux profils en travers est comprise entre 20 et 40 m (selon les sites étudiés), et sur les levés topographiques récents (interdistance comprise entre 5 et 20 m).

Cette méthode se déroule en trois étapes principales, qui sont développées en détail dans la partie 3 de ce travail. D'abord, le profil longitudinal théorique de la retenue est établi pour une situation sans déversoir (*i.e.*, la situation avant la construction du déversoir). Pour ce faire, une régression linéaire est calculée sur les points altimétriques des secteurs limitrophes à la retenue (en amont et en aval), ces secteurs n'étant idéalement pas affectés par d'autres déversoirs. Ensuite, la surface délimitée par le profil longitudinal théorique construit ci-dessus et le profil longitudinal actuel (ou le profil longitudinal des plans anciens) est calculée par intégration. Enfin, la surface intégrée est multipliée par la largeur moyenne du chenal (mesurée entre les pieds de berges) pour déterminer le volume

total de sédiments stockés. Ce volume peut être comparé à la capacité théorique de la retenue (*i.e.*, le volume correspondant à une retenue remplie de sédiments, jusqu'à la crête du déversoir), ce qui fournit le ratio de sédiments de la charge de fond piégés dans la retenue.

Afin d'évaluer l'incertitude de ces estimations de volumes, nous avons travaillé spécifiquement sur le relevé le plus précis de cette étude, qui comprend une interdistance de 5 m entre deux profils en travers. Pour ce relevé, différentes estimations de volumes ont ensuite été effectuées en utilisant des interdistances entre profils plus élevées (interdistances de 20 m et 40 m). Ensuite, la comparaison de ces estimations de volume avec celles du relevé plus précis (5 m d'interdistance entre profils) a permis de fixer une incertitude sur l'estimation du volume de sédiments, cette incertitude variant en fonction de l'interdistance entre profils utilisée.

4.3. Analyses hydrologiques et puissance spécifique

4.3.1. Analyses hydrologiques

Pour évaluer l'intensité des crues survenues aux sites étudiées, trois indicateurs sont utilisés dans ce travail : *(i)* le débit, *(ii)* la récurrence et *(iii)* la puissance spécifique. L'utilisation des deux premiers indicateurs est décrites ci-dessous, tandis que celle de la puissance spécifique sera abordée plus loin (*cf.* §4.3.2).

Les valeurs de débit des cours d'eau utilisées dans ce travail sont enregistrées toutes les heures aux stations limnigraphiques des deux réseaux de mesures hydrologiques de Wallonie (Tableau 2.3) : la Direction de la Gestion hydrologique intégrée (SPW - DGO2 - DGHI ; <http://voies-hydrauliques.wallonie.be>) et la Direction des Cours d'Eau non navigables (SPW - DGO3 - DCENN ; <http://aqualim.environnement.wallonie.be>).

Parmi ces stations limnigraphiques, c'est la station sur le Bocq à Spontin qui est la plus fréquemment utilisée dans ce travail en raison de sa proximité avec de nombreux sites étudiés (*cf.* parties 3 et 4). Malheureusement, cette station présente une période d'enregistrement des débits relativement courte (débits enregistrés depuis 2006), qui de surcroît possède une interruption importante (entre le 18/08/2010 et le 1/04/2011), cette interruption comprenant les deux crues majeures de la période de suivi des sites étudiés. Pour déterminer la valeur de ces deux débits de pointe manquants, nous avons établi une relation entre les débits de pointe enregistrés à la station de Spontin et ceux enregistrés à la station limnigraphique d'Yvoir située 15 km en aval (relation construite à partir de la droite de régression s'ajustant sur 88 couples de valeurs de débit, avec un coefficient de détermination égal à 0,96). Par ailleurs, pour le calcul des récurrences à la station de Spontin, la période d'enregistrement des débits étant trop courte et incomplète, nous avons utilisé les données de débits de la station d'Yvoir (mise en service en 1979).

Tableau 2.3 : Stations limnigraphiques analysées dans les différentes parties de ce travail.

Cours d'eau	Station limnigraphique	Code	Gestionnaire	Parties de la thèse concernées
Aisne	Juzaine	L5491	SPW - DGO3 - DCENN	5
Bernwinne	Dalhem	L6390	SPW - DGO3 - DCENN	5
Bocq	Spontin	L7470	SPW - DGO3 - DCENN	3, 4
Bocq	Yvoir	L5800	SPW - DGO3 - DCENN	3, 4
Eau Blanche	Aublain	L6530	SPW - DGO3 - DCENN	4
Eau Blanche	Nismes	S9081	SPW - DGO2 - DGHI	4, 5
Eau Noire	Couvin	L6350	SPW - DGO3 - DCENN	5
Geer	Bergilers	S5572	SPW - DGO2 - DGHI	5
Gueule	Sippenaeken	L6660	SPW - DGO3 - DCENN	5
Leignon	Ciney	L7630	SPW - DGO3 - DCENN	4
Lesse	Gendron	S8221	SPW - DGO2 - DGHI	5
Lesse	Héroock	L6610	SPW - DGO3 - DCENN	5
Lienne	Lorcé	L6240	SPW - DGO3 - DCENN	5
Ligne	Saint-martin	L5570	SPW - DGO3 - DCENN	5
Mehaigne	Ambresin	L6470	SPW - DGO3 - DCENN	5
Ourthe occidentale	Amberloup	L6290	SPW - DGO3 - DCENN	5
Rulles	Tintigny	L5220	SPW - DGO3 - DCENN	5
Sûre	Martelange	L5610	SPW - DGO3 - DCENN	5

Lorsqu'un affluent notable se trouve entre la station limnigraphique et le site étudié ou lorsque la distance séparant la station limnigraphique et le site étudié est trop élevée (> 10 km pour les cours d'eau non navigables), les valeurs de débits sont alors calculées à partir du rapport des superficies des bassins versants selon la formule proposée par la DIREN Rhône-Alpes pour les bassins versants inférieurs à 2000 km² (Bravard & Petit, 2000) :

$$q = Q(a/A)^{0.8} \quad [1]$$

où q = le débit au site d'étude (en m³/s), Q = le débit à la station limnigraphique (en m³/s), a = la superficie du bassin versant au site d'étude (en km²) et A = la superficie du bassin versant à la station limnigraphique (en km²).

Pour caractériser l'intensité d'une crue, il est nécessaire de comparer son débit de pointe avec un débit de référence, qu'il soit statistique ou morphologique. Dans ce travail, nous avons pris comme débit caractéristique le débit à plein bord (Q_b) car il représente l'optimum d'efficacité pour les modifications géomorphologiques au sein du lit mineur (*i.e.*, transport sédimentaire, phénomènes d'érosion et de sédimentation, façonnement des méandres ; d'après Petit & Daxhelet, 1989). L'identification du débit à plein bord repose sur des observations de terrain en période de hautes eaux. Dans ce travail, une partie des valeurs du débit à plein bord est issue de nos propres observations de terrain, tandis qu'une autre partie de ces valeurs provient de la littérature (Petit & Daxhelet, 1989 ; Petit *et al.*, 2005 ; Petit *et al.*, 2008 ; Houbrechts *et al.*, 2015). Ainsi, l'intensité d'une crue s'exprimera généralement sous la forme du rapport entre le débit atteint par cette crue (Q_{max}) et le débit à plein bord (Q_b), soit Q_{max}/Q_b .

L'intensité des crues est également évaluée au travers du calcul de la récurrence du débit atteint par la crue étudiée. Le calcul de la récurrence des événements est basé sur la méthode de Gumbel (Gumbel, 1941) à la fois sur les séries partielles et annuelles des débits. Les séries partielles sont utilisées pour déterminer la récurrence d'événements relativement fréquents, généralement inférieure à 5 ans. Par contre, la détermination d'événements plus rares, dont la récurrence est supérieure à 5 ans, nécessite l'utilisation des séries annuelles (Van Campenhout *et al.*, 2020). Les séries partielles interviennent donc pour le calcul de la récurrence du débit à plein bord, qui est généralement comprise entre 0,4 et 1,5 an pour les rivières de Wallonie (Petit & Daxhelet, 1989 ; Petit *et al.*, 2008).

Un autre débit caractéristique évoqué dans cette recherche est le débit de mobilisation de la charge de fond (Q_c), autrement dit le débit critique à partir duquel débute le charriage (Petit *et al.*, 1996). D'après l'analyse de Houbrechts *et al.* (2006) portant sur le transport de la charge de fond de plusieurs rivières du massif ardennais, le charriage débute pour un débit avoisinant 0,5 fois le débit à plein bord pour des rivières de taille intermédiaire (entre 100 et 500 km²).

Notre recherche fait appel à l'utilisation du débit de mobilisation, notamment dans le but de caractériser la fréquence de mobilisation de graviers injectés dans les rivières (dans le cadre de la création de frayères artificielles ; cf. partie 4). Deux approches ont été employées pour déterminer le débit de mobilisation. La première, l'approche empirique, repose sur l'analyse d'un marquage par *PIT tags* (cf. *infra*) de la charge de fond sur une période qui inclut idéalement une vaste gamme de débits de pointe. Cette approche permet d'identifier le débit de mobilisation ou, à tout le moins, d'estimer une fourchette de débits dans laquelle il se situe. L'approche théorique fait, quant à elle, appel à la notion de puissance spécifique critique et sera détaillée dans le paragraphe suivant (cf. §4.3.2).

4.3.2. Puissance spécifique

Introduite en géomorphologie par Bagnold (1977), la notion de puissance spécifique représente la capacité de travail qu'un cours d'eau peut effectuer. Parmi ses champs d'application, elle constitue un bon indicateur du transport de la charge de fond (compétence effective, distance parcourue) et de la dynamique des rivières (évolution des formes fluviales et des méandres) (Ferguson, 1981 ; Petit *et al.*, 2005). En termes de dynamique, elle est couramment utilisée comme facteur de discrimination des lits fluviaux (Chang, 1979 ; Richards, 1982 ; Van den Berght, 1995 ; Gintz *et al.*, 1996), ainsi que pour appréhender la possibilité de réaction et d'adaptation des rivières en réponse à des travaux d'aménagement (Brookes, 1988 ; Bizzi & Lerner, 2013). Enfin, différents auteurs ont recours à la puissance spécifique pour élaborer une typologie des cours d'eau (Petit, 1995 ; Schmitt *et al.*, 2001 ; Hallot, 2004 ; Petit *et al.*, 2008).

La puissance spécifique (ω exprimée en W/m²) est déterminée par :

$$\omega = (g \cdot \rho \cdot Q \cdot S) / w \quad [2]$$

avec g l'accélération de la pesanteur (en m/s²), ρ la masse volumique du fluide (en kg/m³), Q le débit (en m³/s), S la pente longitudinale (en m/m) et w la largeur du lit (en m).

Il faut préciser que la largeur considérée dans ce travail pour calculer la puissance spécifique est déterminée à partir de la moyenne des largeurs au plein bord mesurées le long du secteur étudié. L'utilisation de la largeur au plein bord entraînera une légère surestimation de la puissance

spécifique pour les crues débordantes. Ceci est toutefois à nuancer car l'énergie disponible pour les processus géomorphologiques qui se déroulent dans le chenal est uniquement fournie par le débit s'écoulant à la verticale du lit mineur (qui est délimité par la largeur au plein bord).

Dans ce travail, la puissance spécifique est non seulement utilisée pour caractériser les sites d'étude, mais elle est également employée pour quantifier l'énergie du cours d'eau en lien avec le transport des sédiments analysé via les traçages par *PIT tags* (cf. 4.4.2). De cette façon, la puissance spécifique est employée sous trois formes différentes pour caractériser la signature hydrologique d'une période délimitée par deux relevés successifs de *PIT tags* : (i) la puissance spécifique de la crue maximale de la période étudiée (ω_{\max}), (ii) l'excès de puissance spécifique de la crue maximale de la période étudiée ($\omega_{\max} - \omega_c$), et (iii) la somme des excès de puissance spécifique de l'ensemble des crues mobilisatrices de la période étudiée ($\Sigma(\omega - \omega_c)$). L'excès de puissance se définit comme la différence entre la puissance spécifique du débit de pointe d'une crue donnée et la puissance spécifique critique (ω_c ; *i.e.*, la puissance nécessaire pour mobiliser un grain de taille D_i) (Hassan *et al.*, 1992 ; Gintz *et al.*, 1996). Le calcul de puissance spécifique critique nécessite dès lors de connaître le débit de mobilisation de la charge de fond (Q_c). Ce dernier peut être déterminé de manière empirique (cf. 4.3.1) ou bien de manière théorique.

L'approche théorique repose sur la relation entre la puissance spécifique et la taille des éléments mobilisés ($\omega = 0,142.D_i^{1,28}$) établie par Houbrechts *et al.* (2015) à partir d'un vaste ensemble de données (*i.e.*, 73 observations réalisés dans des rivières de taille moyenne à charge caillouteuse ; Figure 2.4). Parmi les deux relations proposées par Houbrechts *et al.* (2015), c'est la courbe enveloppe qui a été utilisée car elle correspond au seuil de puissance spécifique à partir duquel les premiers éléments de taille D_i sont mobilisés.

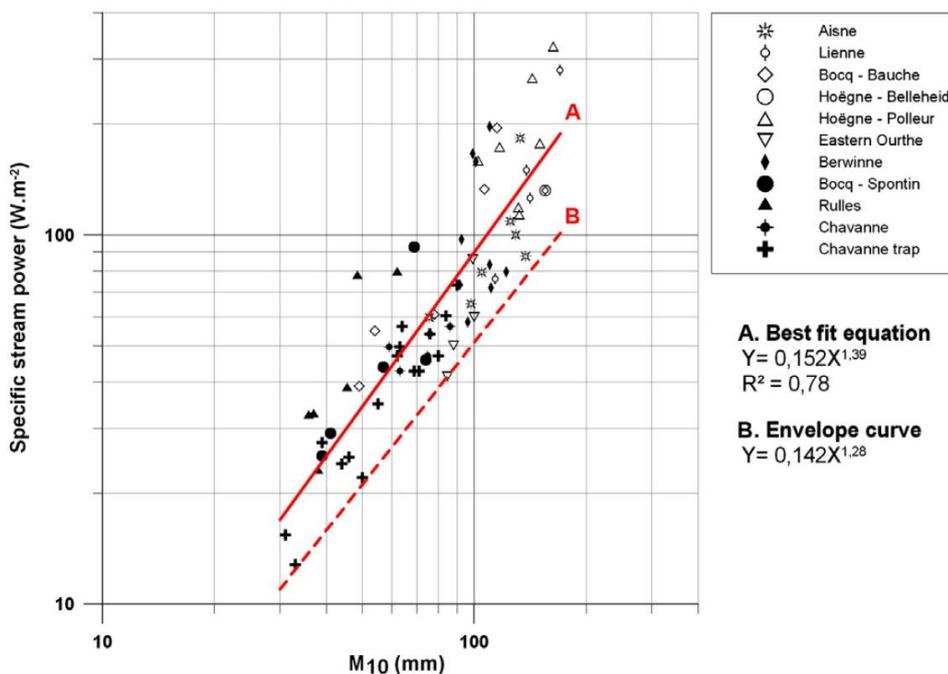


Figure 2.4 : Relations empiriques entre la puissance spécifique et la moyenne des 10 plus gros éléments transportés par une crue (M_{10}). Ces relations sont établies à partir de 73 observations de transport de la charge de fond. Le M_{10} est utilisé comme indicateur de la taille des éléments mobilisés (D_i) (Houbrechts *et al.*, 2015).

4.4. Analyse du transport de la charge de fond

4.4.1. Relevés granulométriques

D'une manière générale, les relevés granulométriques servent principalement à déterminer la compétence des cours d'eau. Ils consistent à échantillonner les éléments granulométriques qui constituent une forme du lit de la rivière (seuil, dépôt,...) et de représenter cet échantillon sous la forme d'une courbe cumulative basée sur la taille et la fréquence des éléments. Parmi les trois dimensions perpendiculaires qui caractérisent la taille des éléments, c'est l'axe b (largeur) qui est généralement considéré représentatif de la compétence du cours d'eau (Bunte, 2004). La fréquence des éléments peut être définie soit en termes de rapport de nombres, soit en termes de rapport de masses, en fonction de la méthode granulométrique utilisée (Houbrechts, 2005). À partir de la courbe granulométrique réalisée, plusieurs centiles (D_{90} , D_{84} , D_{50} ,...) peuvent être extraits afin de caractériser la distribution du sédiment (classement, asymétrie, acuité). Ces centiles sont également utilisés pour calculer la rugosité du lit (formule de Strickler), pour étudier l'évolution longitudinale de la taille de la charge de fond (Houbrechts, 2005) et pour estimer les débits solides par charriage (Gob *et al.*, 2005).

Les relevés granulométriques de ce travail ont visé (i) à caractériser les sites d'étude et (ii) à évaluer l'impact des déversoirs sur le transport de la charge de fond.

Pour caractériser les sites d'étude, nous avons utilisé les deux méthodes d'échantillonnage évoquées ci-dessus (rapport de nombres et rapport de masses). Les sites échantillonnés sont préférentiellement des seuils car ils correspondent aux zones de dépôt des éléments les plus grossiers de la charge de fond en transit.

La première méthode, basée sur le rapport des nombres, a été décrite par Wolman (1954). Elle consiste à prélever 100 éléments à intervalle régulier le long d'un décimètre. Chaque élément représente alors 1 % en termes de fréquence de la courbe cumulative. Il importe que la distance minimale entre deux prélèvements soit supérieure à la taille du plus gros élément, de manière à ne pas compter deux fois les éléments les plus grossiers. De plus, la précision des centiles dépend du nombre d'éléments mesurés. D'après Bunte & Abt (2001), un échantillonnage de 100 éléments est suffisant pour déterminer le D_{50} et le D_{84} avec une précision satisfaisante (10-15 %). Cette méthode n'est cependant pas utilisable avec les sédiments fins (gravillons et sable) en raison de la difficulté de prélever et de mesurer manuellement des éléments de telles dimensions.

La seconde méthode est basée sur le rapport de masses des fractions granulométriques qui constituent l'échantillon. Pour déterminer ce rapport, la méthode nécessite de passer l'échantillon au travers des tamis de différentes mailles et de mesurer la masse de matière qui est retenue par ces tamis (Bunte & Abt, 2001).

Pour évaluer l'impact des déversoirs sur le transport de la charge de fond, il convient d'analyser les variations des caractéristiques granulométriques en amont et en aval des déversoirs. Des différences notables des indices granulométriques (D_{50} , D_{90}) indiquent un éventuel piégeage des sédiments de la charge de fond dans la retenue. En revanche, des indices granulométriques similaires suggèrent que l'ouvrage est transparent, c'est-à-dire qu'il ne constitue pas d'entrave au transport de la charge de fond. Les sites sélectionnés pour effectuer l'échantillonnage granulométrique sont de préférence des seuils situés le plus près possible de la retenue, soit idéalement, en amont, le premier seuil situé au-delà de la retenue et, en aval, le premier seuil situé en aval du déversoir. L'échantillonnage y est

effectué selon la méthode proposée par Wolman (1954). Lorsque le niveau d'eau le permet, l'échantillonnage peut également avoir lieu au sein même de la retenue. Ceci permet d'analyser avec plus de précision l'évolution longitudinale de la taille de la charge de fond dans la retenue, ce qui fournit des éléments précieux pour déterminer l'effet de piégeage de la retenue.

4.4.2. Utilisation des PIT tags comme traceurs de la charge de fond

Différentes techniques de marquage de la charge de fond sont employées depuis plusieurs décennies pour étudier le transport de la charge de fond (Bunte & Ergenzinger, 1989 ; Sear *et al.*, 2002 ; Hassan et Ergenzinger, 2003 ; Lamarre *et al.*, 2005). La technique utilisée dans ce travail est celle des transpondeurs passifs (*PIT tags - Passive Integrated Transmitter tags*). Il s'agit de petites puces électroniques qui contiennent un code spécifique qui permet d'attribuer à chaque élément marqué un numéro d'identification alphanumérique. Ces puces sont passives et ne nécessitent pas de batterie. Plutôt que de transmettre un signal, ces puces doivent être activées par le champ magnétique émis par l'antenne du récepteur pour émettre une fréquence radio et renvoyer le code d'identification au récepteur (Lamarre, 2005). Étant donné l'absence de batterie, les *PIT tags* peuvent être intégrés dans des capsules en verre de petite taille et leur durée de vie est estimée à plus de 50 ans d'après leur fabricant (Lamarre, 2005).

Cette technique de marquage a été utilisée en géomorphologie fluviale à partir des années 2000, principalement pour analyser le transport par charriage (*e.g.*, Lamarre *et al.*, 2005 ; Rollet, 2007 ; Liébault *et al.*, 2012 ; Houbrechts *et al.*, 2015 ; Papangelakis & Hassan, 2016 ; Vázquez-Tarrío *et al.*, 2019). Elle permet en effet (i) d'identifier les débits de mise en mouvement des éléments de la charge de fond, (ii) d'analyser la compétence des crues de différentes importances, et (iii) de caractériser les distances parcourues par les éléments marqués lors de ces crues (Houbrechts *et al.*, 2015 ; Piégay *et al.*, 2016). Comparés aux autres techniques de marquage, les *PIT tags* offrent deux avantages considérables. Premièrement, ils fournissent des taux de récupération de loin supérieur à ceux des autres techniques (Rollet *et al.*, 2008). Deuxièmement, cette technique permet d'identifier les traceurs à distance, sans les manipuler, ce qui évite de modifier l'imbrication initiale du substrat. Ainsi, au fur et à mesure des relevés, les éléments restent en position naturelle dans le chenal, excepté pour le premier relevé qui suit l'injection. De la sorte, les vitesses de progression de la charge de fond peuvent être appréhendées sur le long terme (Houbrechts *et al.*, 2015). De plus, les sites de piégeage peuvent être identifiés et les paramètres de mobilisation déterminés pour différentes formes du lit (seuil, mouille, dépôt latéral,...) (Rollet, 2007). Plus récemment, la technique des *PIT tags* a trouvé de nouveaux champs d'application en géomorphologie fluviale, notamment pour évaluer l'efficacité d'actions de restauration (MacVicar *et al.*, 2015 ; Arnaud *et al.*, 2017 ; Chardon *et al.*, 2018 ; Brousse *et al.*, 2019) et pour déterminer les effets des déversoirs sur le transfert de la charge de fond (Casserly *et al.*, 2020). C'est dans ces deux optiques que les *PIT tags* ont été utilisés dans ce travail.

Le modèle de *PIT tag* employé dans cette étude est le RI-TRP-WRHP-03-TIR réinscriptible de chez Texas Instruments (distribué par Texim Europe ; Figure 2.5). Ses dimensions (23 mm de long et de 4 mm de diamètre) permettent de l'insérer dans des particules de petite taille, jusqu'à 18 mm d'axe b. Le module de détection provient, quant à lui, de la société Technologie Aquartis SENC (modèle Léonie ; Figure 2.5). Il comprend un boîtier de contrôle auquel sont raccordés un afficheur LCD et une antenne de terrain qui permet de détecter les *PIT tags* avec une précision de 50 cm (même au travers d'un substrat caillouteux).



Figure 2.5 : Dispositif de marquage par la technique des *PIT tags* : (A) *PIT tag* employé (www.ti.com), (B) *PIT tag* disposé dans l'entaille du galet avant scellage par mortier époxy (l'échelle est fournie par le fond quadrillé de maille de 5 cm), (C) prospection dans la retenue du Bocq à Purnode avec le module de détection Léonie (Technologie Aquartis SENC).

Le protocole de mise en œuvre de la méthode des *PIT tags* correspond sensiblement à celui décrit par Houbrechts *et al.* (2012, 2015) mais il comporte néanmoins des spécificités propres aux utilisations réalisées dans ce travail.

Premièrement, lorsque les *PIT tags* sont employés pour évaluer la franchissabilité des déversoirs, il convient en premier lieu de prélever les éléments à marquer sur un seuil situé en amont de la retenue du déversoir étudié. 50 galets sont échantillonnés aléatoirement selon la méthode décrite par Wolman (1954). Les galets sont ensuite entaillés à l'aide d'une meuleuse d'angle (Figure 2.5). Le *PIT tag* est alors introduit dans l'entaille, qui est rebouchée et scellée avec un mortier époxy (mélange de granulats quartzeux avec une résine époxyde fonctionnant comme durcisseur, de la marque Tec7 modèle Floor). Quand le mélange est sec, les galets marqués sont mesurés et pesés. Par la suite, ils sont disposés dans la retenue étudiée, en 3 lignes orientées perpendiculairement à l'écoulement, à des distances de 5, 10 et 15 m en amont de la crête du déversoir. Dans la mesure du possible, les galets marqués disposés le long d'une même ligne sont espacés d'à peu près 50 cm afin d'éviter les collisions de signaux entre *PIT tags*. Des *PIT tags* trop proches les uns des autres ne sont pas nécessairement détectables (Cassel *et al.*, 2017). À la suite d'une crue mobilisatrice, la zone d'injection et le secteur situé en aval sont prospectés avec le système de détection. Lorsque la retenue est trop profonde, l'antenne est manipulée depuis un petit bateau qui est déplacé à l'aide de cordes tendues en travers du chenal. La position longitudinale des galets marqués retrouvés est déterminée à l'aide de décamètres déployés le long d'une des deux berges depuis la crête du déversoir. Les mesures sont ensuite reportées sur le relevé topographique de l'ouvrage dans le logiciel ArcGIS (version 10.5.1). Ce positionnement fournit une précision de l'ordre d'1 m. Enfin, l'analyse des déplacements des galets marqués permet de déterminer s'ils ont franchi le déversoir ou non, en prenant en considération la taille des galets mobilisés, l'intensité des crues et les caractéristiques du déversoir (liées à la présence de vannes mobiles et à leur position).

Deuxièmement, les *PIT tags* sont également utilisés dans ce travail pour analyser la mobilité des graviers qui composent les frayères artificielles pour poissons lithophiles. Dans ce cas, l'échantillonnage des graviers à marquer est réalisé sur la frayère fraîchement reconstituée, où 100 éléments sont prélevés aléatoirement (Wolman, 1954). Le protocole d'équipement des *PIT tags* est identique à celui décrit ci-dessus. Le placement des graviers marqués dans le chenal se fait ici de deux manières différentes en fonction de la superficie des frayères étudiées et du souci d'éviter la collision des signaux des *PIT tags* trop proches les uns des autres : soit les graviers marqués sont disposés sur une seule grande frayère en trois lignes orientées perpendiculairement à l'écoulement (avec une interdistance comprise entre 0,5 et 1 m), soit ils sont répartis sur trois frayères de plus petite dimension se succédant le long d'un même secteur. Le relevé et le positionnement des graviers marqués se fait de la même manière que ceux décrits ci-dessus. Il faut toutefois préciser que, pour du calcul des distances parcourues dans le logiciel ArcGIS, la distance considérée le long des secteurs sinueux est la distance mesurée au centre du chenal. Cela a donc nécessité de projeter la position des graviers marqués mesurée depuis la berge vers le centre du chenal.

Pour analyser les déplacements du marquage entre deux relevés successifs, c'est la moyenne des déplacements des traceurs communs à deux levés successifs qui est utilisée, et ce en prenant en compte les traceurs immobiles. Il faut également noter que le nombre de traceurs récupérés tient compte des « traceurs déduits », c'est-à-dire les traceurs qui étaient absents pour un relevé donné mais qui ont été trouvés à une position identique lors des relevés précédents et ultérieurs (ce qui indique qu'ils sont restés immobiles entre temps ; Arnaud *et al.*, 2017). Enfin, le déplacement du marquage entre deux relevés successifs est considéré comme significatif lorsque (i) la distance moyenne de déplacement est supérieure ou égale à 1 m, et que (ii) le pourcentage de traceurs mobiles est supérieur ou égal à 10 % (Houbrechts *et al.*, 2006).

4.4.3. Utilisation des scories pour évaluer la franchissabilité des retenues des déversoirs

Les alluvions des rivières du massif ardennais contiennent de grandes quantités de scories issues de l'activité sidérurgique ancienne (Houbrechts, 2005). En effet, dès la fin de Moyen Âge, lorsque les métallurgistes s'installèrent en bord de cours d'eau afin d'utiliser l'énergie hydraulique, les scories étaient rejetées à proximité des établissements et parfois en bordure du cours d'eau, voire directement dedans. Ces scories de différents types et de différentes tailles fournissent plusieurs applications en géomorphologie fluviale. Les applications relatives aux scories sablo-limoneuses présentes dans les dépôts de la plaine alluviale seront abordées plus loin dans ce manuscrit (*cf.* §4.5). En ce qui concerne les scories les plus grossières (macroscories), elles constituent principalement un traceur pour analyser le transport de la charge de fond. Ainsi, la taille des scories les plus grossières transportées sur de longues distances renseigne sur la compétence de la rivière (Houbrechts, 2005). Elles sont aussi utilisées pour évaluer la progression de la charge de fond sur des périodes de plusieurs siècles (Sluse et Petit, 1998 ; Houbrechts, 2005 ; Houbrechts *et al.*, 2011, 2015). Pour être utilisées comme traceur de la charge de fond, il est nécessaire de déterminer la date de début de fonctionnement du site sidérurgique et de localiser le front de progression (*i.e.*, la distance maximale d'étalement des scories). De la sorte, la vitesse de progression de la charge de fond peut être appréhendée sur le temps long. Il faut également noter que l'utilisation des scories en tant que traceur concerne aussi le transport des sables, comme l'a montré l'étude menée par Houbrechts *et al.* (2012a). Enfin, en examinant la profondeur du lit affectée par la présence de macroscories,

Houbrechts *et al.* (2012b) ont montré que les scories pouvaient également être utilisées pour quantifier l'épaisseur de la couche active de charriage sur le temps long.

Dans ce travail, les macroscories sont utilisées pour évaluer la franchissabilité des retenues et des déversoirs suivant le principe que la présence de scories en aval d'un déversoir devrait démontrer que la retenue du déversoir n'agit pas comme un piège à sédiments et que la charge de fond peut franchir le déversoir. Cette analyse repose sur le postulat que la construction des déversoirs étudiés soit antérieure au passage du front de propagation des scories provenant de l'usine située en amont.

Pour mener cette analyse, il est nécessaire de déterminer le pourcentage de scories dans la fraction granulométrique mobile de la charge de fond (inférieure au D_{50} du fond du lit en secteur naturel) de part et d'autre de la retenue, et de comparer ces pourcentages. La localisation des sites échantillonnés repose sur deux critères : la distance la plus courte possible par rapport à la retenue et la possibilité de travailler sur des dépôts émergés ou des seuils de faible profondeur. Pour déterminer le pourcentage de scories, il faut procéder par tamisage *in situ* de la fraction granulométrique étudiée et compter le nombre de scories par rapport au nombre d'autres éléments. Lorsque les pourcentages s'avèrent être faibles, il est nécessaire de compter un nombre important d'éléments pour obtenir des résultats significatifs. Par exemple, pour des pourcentages de l'ordre de 10 %, il est nécessaire de compter un minimum de 500 éléments pour obtenir un intervalle de confiance inférieur à 3 % (avec une probabilité de 95 %) (Van der Plas & Tobi, 1965 ; Duchesne & Pissart, 1985).

4.5. Utilisation des scories comme marqueur stratigraphique des dépôts de plaine alluviale

Comme évoqué ci-dessus, les scories sidérurgiques peuvent être utilisées comme marqueur stratigraphique pour analyser la dynamique des cours d'eau et l'évolution post-sidérurgique des plaines alluviales. C'est ici la fraction sablo-limoneuse des scories (microscories) qui est analysée dans les sédiments mis en place par débordement dans la plaine alluviale. De la sorte, les microscories sont employées essentiellement pour définir l'importance de l'aggradation et de la vitesse de sédimentation depuis l'apparition de la sidérurgie au Moyen Âge (Henrottay, 1973 ; Houbrechts, 2005 ; Houbrechts *et al.*, 2003 ; Houbrechts & Petit, 2006 ; Notebaert *et al.*, 2011 ; Denis *et al.*, 2013 ; Houbrechts *et al.*, 2020). L'utilisation des microscories s'est également ouverte à d'autres champs d'application, tels que la datation de la formation de travertin (Franco *et al.*, 2008) et l'analyse de la mobilité latérale des rivières (Snijders *et al.*, 2006 ; Houbrechts *et al.*, 2020).

Les microscories sont utilisées dans ce travail pour identifier le processus et la période de mise en place d'un matériau limoneux présent en grande quantité sous le niveau du lit actuel du Bocq dans la partie moyenne de sa vallée. De manière à expliquer cette situation, nous avons réalisé plusieurs carottages en plaine alluviale sur différents sites. De plus, des échantillons ont été prélevés dans une coupe dégagée grâce à une tranchée creusée en plaine alluviale. L'analyse de la part de microscories de ces différents échantillons a permis de différencier les alluvions déposées avant et après le début de l'activité sidérurgique.

Pour ce faire, il convient d'abord de déterminer grâce aux sources historiques les sites de production des scories et leurs périodes de fonctionnement (Houbrechts, 2020). En connaissant la date du début

de fonctionnement des sites sidérurgiques, les taux de sédimentation moyens peuvent être calculés sur une période de plusieurs siècles.

Pour l'opération de carottage, il importe que les points d'échantillonnage soient alignés le long d'un profil en travers perpendiculaire à la vallée. Chaque carottage consiste à prélever des échantillons à différentes profondeurs à l'aide d'une tarière de pédologue (de type Edelman). Cette dernière permet de prélever des échantillons de sédiments fins sur une vingtaine de centimètres d'épaisseur. Comme cette épaisseur est influencée par l'humidité des sédiments, leur texture et leur profondeur, il est nécessaire de mesurer la profondeur atteinte par la tarière avec précision après chaque échantillonnage (Houbrechts *et al.*, 2020). La tarière de pédologue ne permet pas de traverser la nappe de cailloutis et le refus correspond généralement au sommet de cette nappe de cailloutis. Il faut toutefois préciser qu'une tête de tarière adaptée à l'extraction des éléments caillouteux a parfois été utilisée (principalement pour s'assurer de distinguer la nappe de cailloutis d'un éventuel galet isolé). En outre, cette méthode d'échantillonnage conduit à une déstructuration partielle de la stratification des dépôts. Elle reste néanmoins particulièrement efficace pour l'échantillonnage des sédiments fins.

Ensuite, pour déterminer la part de scories de chaque échantillon, nous avons recherché la présence de fragments de scories sidérurgiques dans les fractions sableuses selon la méthode proposée par Houbrechts & Petit (2006) et Houbrechts *et al.* (2020). Cette méthode consiste à compter dans chaque échantillon le nombre de scories vitreuses et de grains naturels présents dans les fractions granulométriques les plus grossières jusqu'à dépasser une centaine de grains. Cette méthode présente l'avantage d'identifier assez rapidement les alluvions post-sidérurgiques.

Lorsque la quantité des fractions sableuses est trop faible (moins de 50 grains par échantillon), il n'est pas possible de déterminer un pourcentage de scories de manière fiable. Il est alors nécessaire d'employer une autre méthode, basée sur la recherche de sphérules magnétiques dans les fractions granulométriques inférieures. Ces sphérules, d'un diamètre compris entre 20 et 600 μm , sont également issues de la sidérurgie ancienne. Elles étaient produites dans les forges d'affinage par expulsion d'étincelles en fusion lors du réchauffage de la fonte et du martelage du fer, et ensuite emportées avec les fumées et transportées par le vent. Elles se déposaient ensuite à la surface du sol autour des sites de production dans un rayon d'une dizaine de kilomètres mais pouvaient se déposer jusqu'à 25 km dans certains cas (Richardeau, 1977).

Pour rechercher les sphérules magnétiques dans un échantillon, nous avons utilisé la méthode proposée par Houbrechts *et al.* (2020). Après avoir isolé la fraction granulométrique 63 - 212 μm de l'échantillon par tamisage, quelques grammes (entre 5 et 10 g) de cette fraction granulométrique sont prélevés et pesés avec précision. Le nombre de billes dans l'échantillon est ensuite compté sous une loupe binoculaire (grossissement jusqu'à 50 fois), après extraction à l'aide d'un aimant à piston de type Conrad Clausthal. La concentration est ensuite calculée en divisant le nombre de sphérules par le poids de la quantité prélevée. Bien qu'efficace, cette méthode est nettement plus chronophage que la méthode de comptage des scories vitreuses dans les fractions sableuses.

Comme le soulignent Houbrechts *et al.* (2020), l'interprétation des résultats issus de ces deux méthodes doit être effectuée avec prudence en raison de l'impact potentiel de la bioturbation sur la distribution verticale des scories dans les alluvions.

4.6. Caractérisation de l'attractivité des frayères reconstituées

Pour évaluer l'attractivité des frayères reconstituées, nous avons (i) vérifié la compatibilité de leurs paramètres hydromorphologiques avec les préférences des espèces lithophiles ciblées par l'action de restauration, et (ii) évalué le degré de colmatage des substrats caillouteux qui composent ces frayères.

4.6.1. Détermination des paramètres hydromorphologiques

Les paramètres hydromorphologiques employés pour caractériser l'attractivité des frayères sont (i) le diamètre des particules qui constituent la frayère, (ii) la vitesse du courant, (iii) la profondeur, et (iv) l'épaisseur de la couche de graviers.

Dans ce travail, le diamètre des particules est mesuré selon la méthode Wolman (1954), telle qu'elle a été décrite auparavant (cf. §4.4.1).

En ce qui concerne la vitesse du courant, elle est mesurée avec un courantomètre électromagnétique (Marsh-McBirney Flo-mate 2000) à 10 cm au-dessus du fond du lit, comme recommandé par Petit (1988). Un minimum de six mesures est effectué en différents endroits de la frayère pour des conditions de basses eaux.

Quant à la profondeur, elle est mesurée au centimètre près à l'aide d'une mire graduée aux mêmes endroits que les mesures de la vitesse.

Enfin, l'épaisseur de la couche de graviers est mesurée avec une barre métallique graduée qui est enfoncée au marteau dans la couche de graviers jusqu'à ce qu'une différence significative de résistance soit identifiée, reflétant le changement de la composition des sédiments. Ces mesures sont réalisées aux mêmes endroits que les mesures de la vitesse et de la profondeur.

4.6.2. Evaluation du colmatage à l'aide des sticks hypoxies

Le colmatage des cours d'eau peut être défini comme l'infiltration dans la zone hyporhéique de sédiments fins depuis la zone benthique (Descloux *et al.*, 2010). Bien que le colmatage soit un phénomène naturel, il peut devenir excessif sous les effets de l'anthropisation et conduire à perturber le fonctionnement des processus qui se déroulent dans la zone hyporhéique. L'accumulation de sédiments fins dans la zone hyporhéique a pour effets de réduire la perméabilité du substrat caillouteux, ce qui diminue les vitesses interstitielles et par conséquent l'apport d'oxygène nécessaire à la survie des communautés d'invertébrés et des embryons de poissons lithophiles (Lisle, 1989 ; Wood et Armitage, 1997 ; Acornley et Sear, 1999 ; Greig *et al.*, 2005 ; 2007).

Parmi les techniques utilisées pour évaluer le colmatage de la zone hyporhéique, nous avons utilisé la méthode des sticks hypoxies décrite par Marmonier *et al.* (2004). Elle repose sur l'identification de la profondeur de l'anoxie (*i.e.*, la profondeur affectée par la réduction de la perméabilité et de la porosité). Pour ce faire, des piquets de pin de 30 cm de long sont enfoncés dans la couche de gravier et laissés en place pendant une période de minimum 4 semaines (Boulton *et al.*, 2002 ; Marmonier *et al.*, 2004). Ces bâtonnets vont se colorer en milieu anoxique par l'action des bactéries anaérobies. La coloration du bois est due au fait qu'en l'absence d'oxygène, les bactéries anaérobies vont oxyder les minéraux dissouts, ce qui les fait précipiter, tachant le bois en gris. En milieu non colmaté riche en oxygène, le bois gardera sa couleur d'origine. La limite entre l'anoxie et l'hypoxie est marquée par un

changement net de couleur (du brun clair au gris foncé ou au noir). Cette limite est mesurée à partir de la surface de la couche de graviers (fond du lit) et reflète le degré de colmatage interstitiel de la zone hyporhéique. Cette technique présente l'avantage d'être peu coûteuse et facile à implémenter (Marmonier *et al.*, 2004).

Pour mettre en œuvre cette technique sur les frayères étudiées, des sticks hypoxies ont été confectionnés à partir de lattes en pin achetées en magasin de bricolage (moulures non traitées à section triangulaire dont le plus grand côté fait 1,8 cm). Ces lattes sont découpées en bâtonnets de 30 cm de longueur et un trou est percé à 1 cm de l'extrémité supérieure du bâtonnet afin d'y attacher un fil électrique gainé de plastique coloré (Figure 2.6). Ce fil gainé facilite la localisation visuelle du stick, ainsi que son extraction hors du lit caillouteux.



Figure 2.6 : Exemple d'un stick hypoxie enfoncé dans une frayère reconstituée (en haut) et illustration de la coloration prise par les sticks hypoxies juste après qu'ils soient extraits du substrat caillouteux (en bas ; les sticks font 30 cm de longueur ; leur agencement et la flèche indiquent respectivement leur configuration dans le chenal et la direction d'écoulement).

Sur chaque frayère étudiée, 4 à 8 sticks hypoxies (en fonction de la superficie de la frayère) sont implantés pour une durée d'à peu près 30 jours (tenant compte des conditions hydrologiques). Lors de leur récupération, la distance entre l'attache du stick (partie affleurant au fond du lit) et la première zone de noircissement est mesurée. Il importe de faire la mesure rapidement sur le terrain car la couleur noire a tendance à s'estomper rapidement lorsque le biofilm bactérien sèche (Guffens,

2017). Simultanément à l'opération de récupération des sticks, de nouveaux sticks sont mis en place aux mêmes endroits que les anciens, et ce afin que le futur relevé soit dans des conditions de substrat identiques à celles du relevé précédent. Les relevés effectués dans ce travail ont été réalisés entre 3 et 6 reprises selon les frayères, en essayant de couvrir les périodes de frai et d'incubation des espèces étudiées.

Cette méthode a été appliquée avec une certaine réussite mais, comme nous le verrons par la suite, des améliorations ont été suggérées.

Chapitre 5 : Cadre géographique du bassin versant du Bocq

5.1. Description du milieu physique

Le Bocq est un affluent de la Meuse, qui possède un bassin versant de 233 km². Il prend sa source près du village de Scy, à 305 m d'altitude, pour ensuite effectuer un parcours de 43 km à travers le Condroz, et finalement se jeter dans la Meuse à Yvoir à 90 m d'altitude (Figure 2.7). La région agro-géographique du Condroz correspond à un plateau légèrement incliné de moyenne altitude (de ~240 m au nord à ~350 m au sud), qui possède un relief ondulé en relation avec la structure géologique. En ce sens, il se présente sous la forme d'une alternance de crêtes et de dépressions parallèles dont l'orientation est SO-NE (pour la partie du Condroz occupée par le bassin versant du Bocq). Ce relief est étroitement lié à la structure plissée des roches : les crêtes correspondent aux anticlinaux faisant affleurer les roches gréseuses du Dévonien supérieur (Famennien ; en orange sur la carte de la Figure 2.8) et les dépressions correspondent aux synclinaux dans lesquels affleurent les calcaires du Carbonifère (Viséen et Tournésien ; en bleu clair et vert sur la carte de la Figure 2.8) (Boulvain & Vandenberghe, 2018). La mise en place de ce relief s'est effectuée à partir de la surface d'érosion issue de la transgression oligocène, à la suite de laquelle l'érosion différentielle a mis en évidence les crêtes gréseuses qui sont plus résistantes à l'érosion que les calcaires, formant ainsi un relief appalachien (Demoulin *et al.*, 2018). Les dénivelés entre les crêtes et les dépressions sont généralement inférieures à 20 m mais elles peuvent atteindre jusqu'à 70 mètres dans la partie sud du Condroz (CPDT, 2010). Il faut également noter la présence de synclinaux perchés, où les schistes du Houiller affleurent, comme c'est le cas dans la partie nord du bassin du Bocq. Enfin, des dépôts sablo-limoneux, d'origine Cénozoïque (Oligocène ; en jaune sur la carte de la Figure 2.8) se trouvent localement dans les dépressions calcaires.

Le réseau hydrographique dans le bassin du Bocq est organisé en treillis. Au fur et à mesure du retrait de la mer oligocène, les cours d'eau dits conséquents se sont développés selon les lignes originelles de plus grande pente de la surface d'émersion sur laquelle ils s'installèrent, recoupant perpendiculairement les structures plissées (Grimbérieux *et al.*, 1995). Une partie du réseau hydrographique actuel du bassin du Bocq possède un tracé hérité de cette période, comme le Bocq en amont d'Hamois ou le Leignon. Par la suite, des cours d'eau dits subséquents se sont mis en place dans les synclinaux calcaires qui représentent des zones de moindre résistance, comme le Bocq entre Hamois et Ciney par exemple. Au cours du Quaternaire, le plateau condruzien a été disséqué par le réseau hydrographique en relation avec l'incision de la Meuse (qui représente le niveau de base du Bocq). Cet abaissement Quaternaire du niveau de base a entraîné une érosion régressive dans le Bocq et ses affluents (Rixhon *et al.*, 2011). Cette érosion régressive semble s'être propagée sur environ 20 km en amont de la confluence du Bocq avec la Meuse, ce qui se marque sous la forme d'une rupture de pente dans le profil longitudinal du Bocq (Figure 2.9).

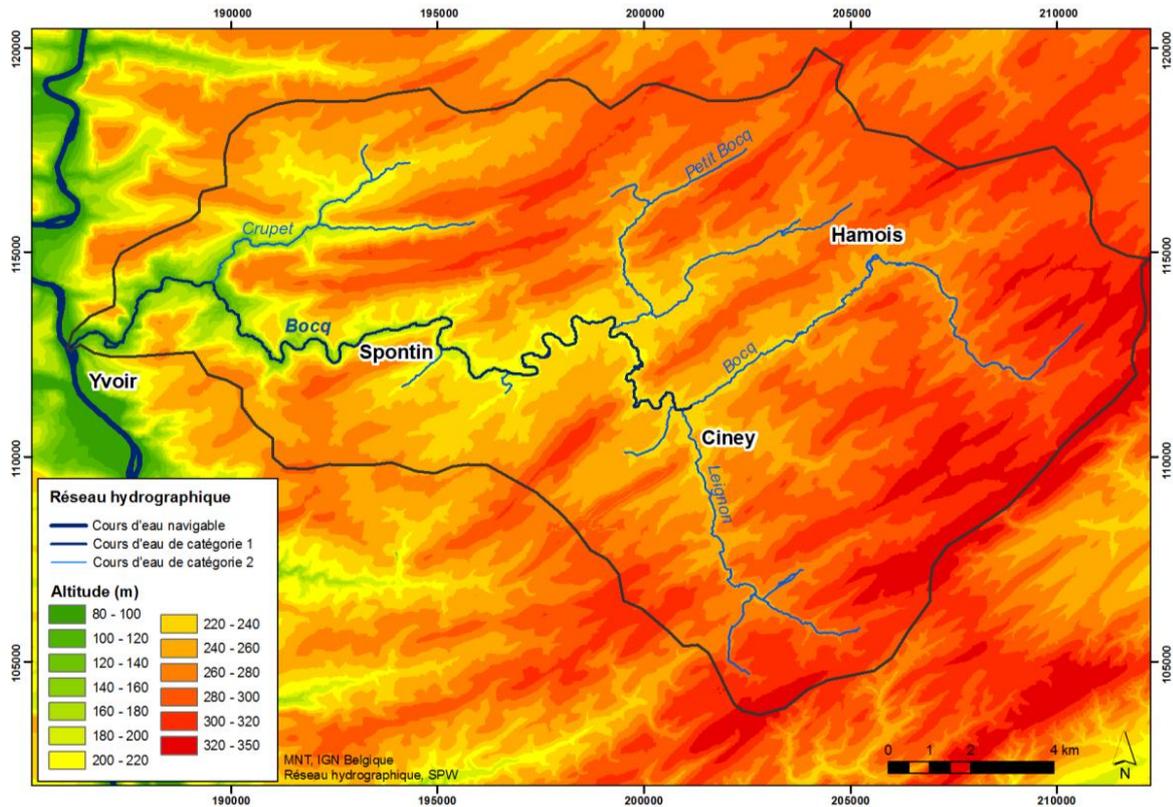


Figure 2.7 : Réseau hydrographique et relief du bassin versant du Bocq.

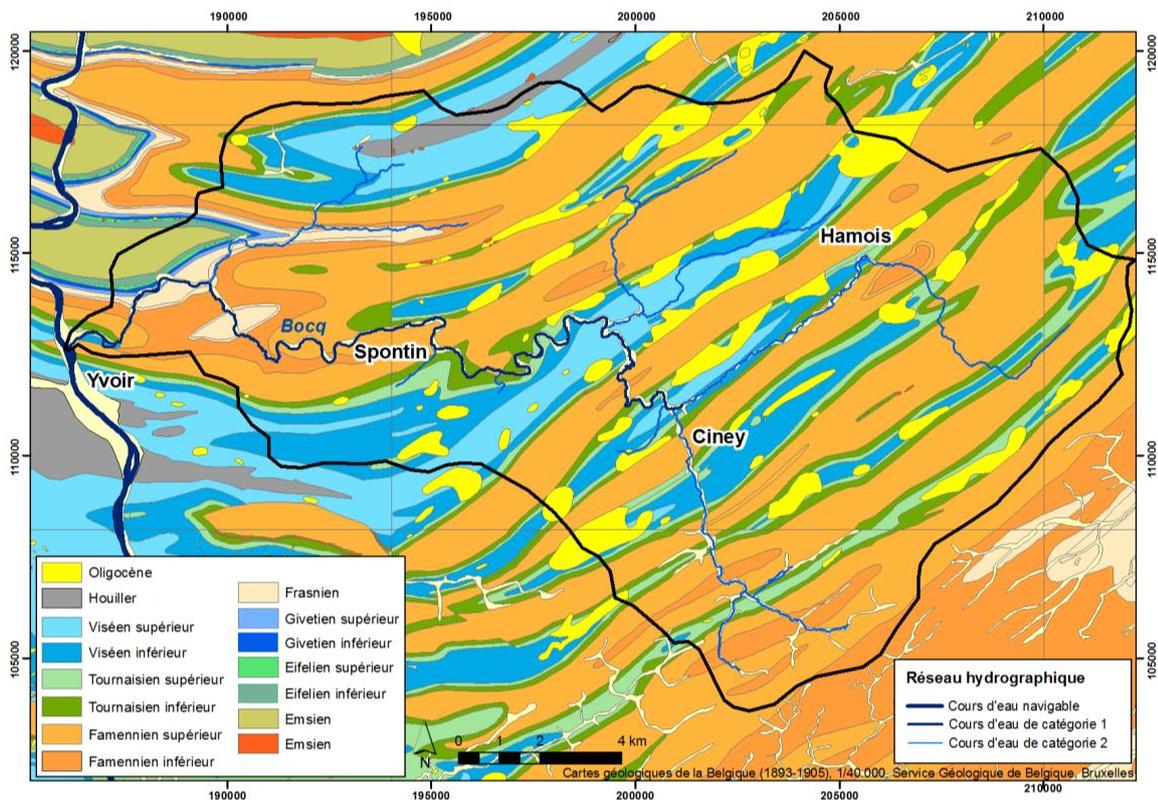


Figure 2.8 : Géologie du bassin versant du Bocq.

Une sectorisation du profil en long du Bocq sur base de l'identification des ruptures de pente permet de distinguer six secteurs de pente différente (Figure 2.9). Le secteur qui s'individualise le mieux est le secteur à faible pente ($\sim 2,3\%$) qui se trouve dans la moyenne vallée du Bocq et qui est entouré

par deux secteurs à plus forte pente (~4,9 ‰). Sa limite aval est matérialisée par le *knickpoint* évoqué ci-dessus. Il marque également le début d'un encaissement progressif de la vallée. C'est en aval de Spontin que l'encaissement est le plus important, avec des différences d'altitudes atteignant 100-150 m entre le plateau et le fond de la vallée.

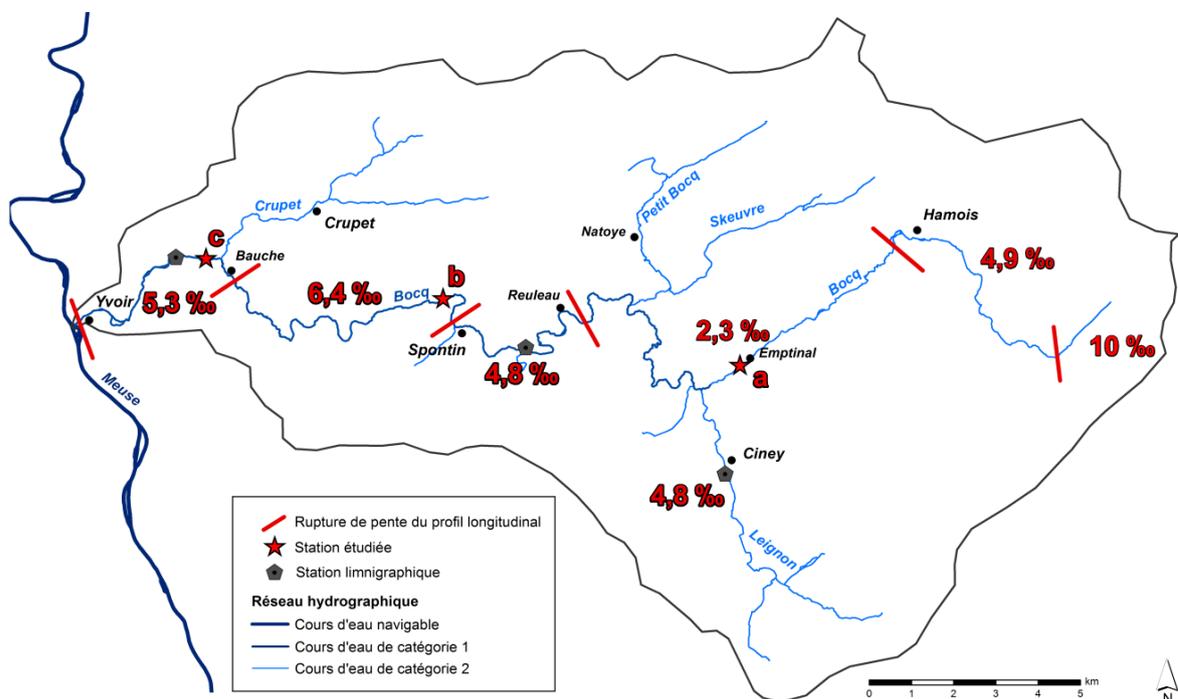
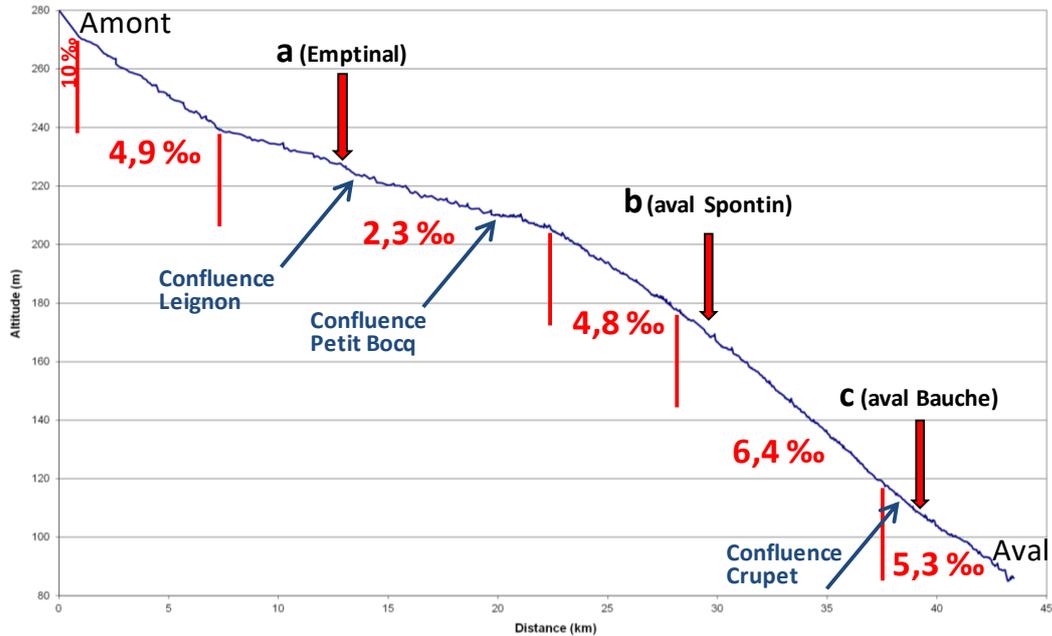


Figure 2.9 : Sectorisation du profil longitudinal du Bocq et stations d'étude (données issues de l'Atlas des Cours d'Eau de 1990-1991, Ministère de la Région Wallonne).

Dans ce contexte, la morphologie et la dynamique des secteurs du Bocq et de ses affluents présentent des différences en fonction de leur situation dans le bassin versant. Ces différences sont mises en évidence par la comparaison des caractéristiques géomorphologiques pour trois stations jugées représentatives des secteurs dans lesquels elles se trouvent (Tableau 2.4). Les six secteurs distingués sont (depuis l'amont vers l'aval) :

- deux secteurs non étudiés, situés en amont d'Hamois (Figure 2.9 ; non repris au Tableau 2.4), qui présentent une faible largeur ($w_b < 5$ m), une pente modérée (entre 5 et 10 ‰) et une charge caillouteuse peu grossière (D_{50} : 30 mm ; D_{90} : 78 mm) ;
- le secteur de la moyenne vallée du Bocq, situé entre Hamois et Reuleau, pour lequel les caractéristiques géomorphologiques de la station d'Emptinal indiquent qu'il possède une faible pente (2,2 ‰) et une faible puissance spécifique ($\omega_b < 20$ W/m²) (Figure 2.10.A). La majeure partie de ce secteur est caractérisée par un chenal dont le fond est composé d'un matériau limoneux compact sur lequel se trouvent localement quelques dépôts de charge caillouteuse (D_{50} : 33 mm ; D_{90} : 78 mm) de faible épaisseur ;
- un secteur de transition, entre Reuleau et Spontin, qui est marqué par un accroissement de la pente (~4,8 ‰) et un fond caillouteux (D_{50} : 40 mm ; D_{90} : 68 mm) ;
- un secteur plus encaissé, entre Spontin et Bauche, dont les caractéristiques géomorphologiques sont représentatives de celles déterminées à la station en aval de Spontin (*i.e.*, charge caillouteuse, pente modérée de 5,3 ‰ et $\omega_b = 93$ W/m² ; Tableau 2.4) ;
- un secteur encaissé, entre Bauche et Yvoir (Figure 2.10.B), qui, comme l'indiquent les caractéristiques géomorphologiques déterminées à la station en aval de Bauche, présente une pente (6,6 ‰) et une puissance ($\omega_b = 132$ W/m²) plus importantes et un fond caillouteux plus grossier (D_{50} : 56 mm ; D_{90} : 114 mm).

Tableau 2.4 : Caractéristiques géomorphologiques de trois stations situés sur le Bocq.

	a (Emptinal)	b (aval Spontin)	c (aval Bauche)
Taille du bassin versant (km ²)	50	170	230
Pente locale (‰)	2,2	5,3	6,6
Largeur à plein bord (w_b) (m)	6,2	10,2	12,8
Débit à plein bord (Q_b) (m ³ /s)	5,1	18,3	26,3
Réurrence Q_b (T_p) (an)	N/A	3	4
Puissance spécifique pour Q_b (ω_b) (W/m ²)	18	93	132
D_{50} (mm)	Fond limoneux	44	56
D_{90} (mm)		84	114



Figure 2.10 : Le Bocq (A) à Emptinne (secteur à faible pente) et (B) à Bauche (secteur à pente modérée).

D'un point de vue hydrologique, le Bocq est une rivière à débit de base dominant, c'est-à-dire que le débit de la rivière est principalement dominé par les débits provenant des eaux souterraines, surtout des aquifères calcaires (Van den Broeck *et al.*, 1910). Des observations de terrain effectuées en période de crue ont permis d'identifier la valeur du débit à plein bord pour les deux stations limnographiques présentes le long du Bocq, les stations de Spontin et de Bauche (Tableau 2.4). Leur récurrence pour le débit à plein bord, calculée sur base des séries partielles, est relativement élevée, avec des valeurs de respectivement 3 ans (station de Spontin) et 4 ans (station de Bauche), ce qui confirme les observations effectuées par Petit & Pauquet (1997).

5.2. Pressions humaines dans le bassin versant du Bocq

a) Ouvrages en travers

En tant que rivière à débit de base dominant, le Bocq garde un débit soutenu toute l'année, même pendant les périodes de sécheresse, ce qui a jadis fourni des conditions favorables à l'établissement de moulins à eau (Figure 2.11.A). Les premières archives relatives à la présence de moulins dans la vallée du Bocq remontent aux XIV^e et XV^e siècles, et concernent des déversoirs servant à la meunerie et à la sidérurgie (Germain & Genette, 2004 ; Gillard, 1971). Outre l'énergie hydraulique du Bocq, différents éléments ont probablement favorisé le succès de ces deux affectations durant le Moyen Âge : d'une part, la présence d'un plateau fertile à proximité pour la culture des céréales et, d'autre part, la présence de minerai de fer (notamment au contact des grès du Famennien et des calcaires du Carbonifère) et de grandes quantités de bois pour alimenter les hauts fourneaux à charbon de bois (Germain, 2011). De nombreux déversoirs ont également été construits durant cette période pour alimenter les systèmes d'irrigation des prairies d'abissage (Figures 2.11.C et 2.11.D) et, dans une moindre mesure, pour procurer un plan d'eau à vocation paysagère (*e.g.*, douve du château de Spontin ; Figure 2.11.B). Par la suite, c'est la construction du chemin de fer durant la seconde moitié du XIX^e siècle qui va marquer un tournant décisif dans l'établissement des déversoirs dans la vallée du Bocq. Le chemin de fer a favorisé le début d'une importante industrie extractive dans la vallée, qui aura recours à la force hydraulique du Bocq pour actionner les scieries à pierre et les turbines électriques (Germain & Genette, 2004 ; Germain, 2011) (Figure 2.11.E). Enfin, la fin du XIX^e siècle voit émerger plusieurs sites de captage des eaux souterraines dans le bassin du Bocq pour la consommation en eau potable (Deblon, 1903). Les eaux captées sont principalement acheminées par

de grandes conduites vers Bruxelles mais une partie est néanmoins destinée aux villages de la vallée. La distribution est assurée au départ de châteaux d'eau, qui sont eux-mêmes approvisionnés grâce à des systèmes de pompages des eaux, fonctionnant grâce à la force hydraulique du Bocq. Plusieurs déversoirs seront construits ou reconvertis pour assurer cette fonction (Figure 2.11.F).

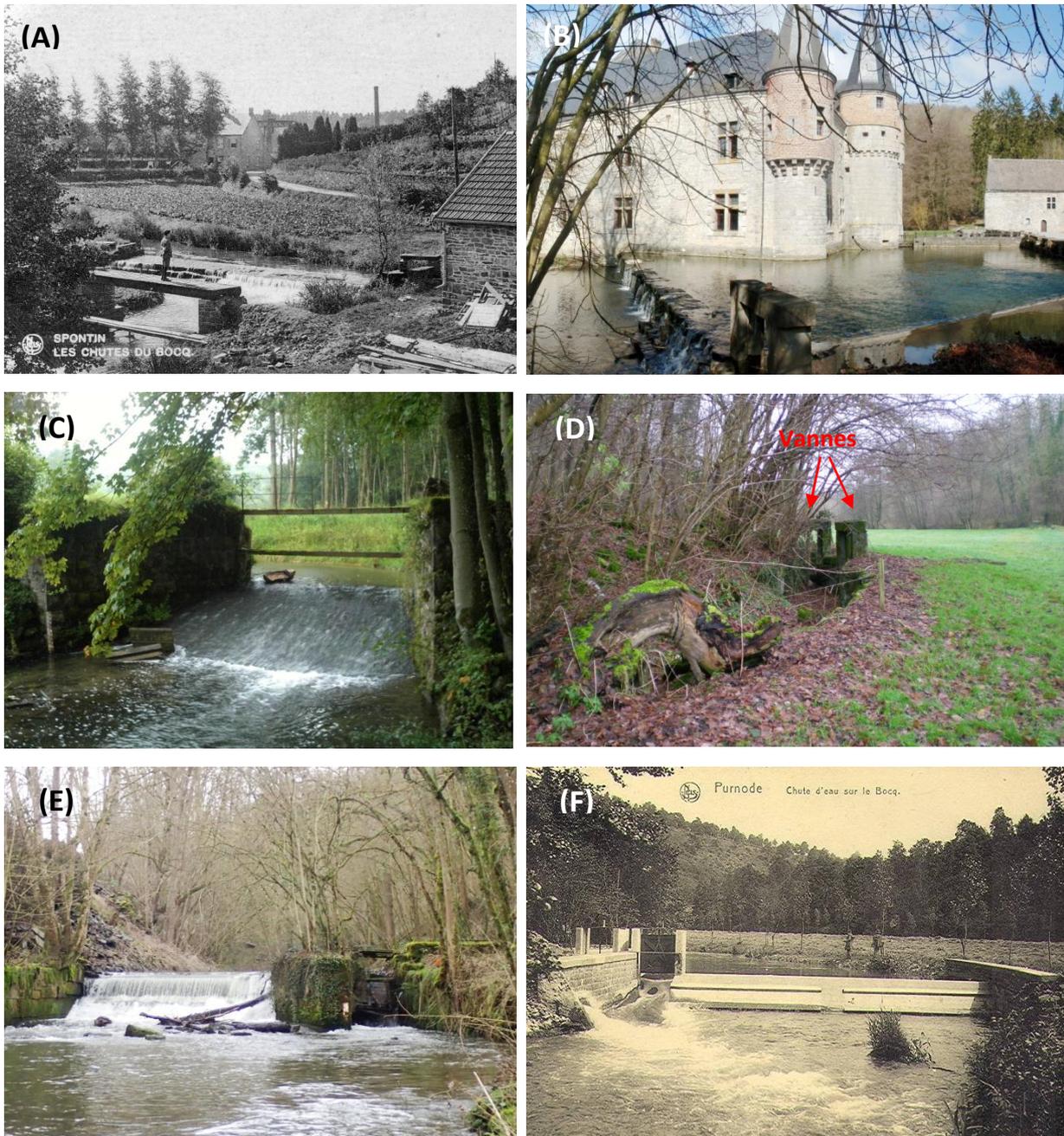


Figure 2.11 : Exemples de déversoir sur le Bocq : (A) moulin banal de Spontin vers 1925 (cartes postales Nels, in Germain & Genette, 2004), (B) douves du Château de Spontin, (C) déversoir alimentant un bief d'irrigation (en D) à Gémenne, (E) déversoir de la carrière de Chansin, et (F) déversoir de la station de pompage de Purnode au début du XX^e siècle (cartes postales Nels, document fourni par J. Germain).

Aujourd'hui, à quelques exceptions près, la majeure partie de ces ouvrages ne sont plus en activité car ils ont perdu leur usage. Pourtant, leur présence entraîne une perturbation potentielle de la

continuité écologique car ils peuvent représenter une entrave à la libre circulation des poissons et au transport naturel des sédiments.

Du point de vue de la libre circulation des poissons, le bassin du Bocq compte au moins 88 obstacles, d'après un inventaire de 2004 (Fédération des sociétés de pêche Vesdre Amblève, 2004), complété par des relevés de terrain réalisés en 2009 dans le cadre du projet Walphy (Figure 2.12). Si la majeure partie de ces obstacles consiste en des déversoirs de différents types, cet inventaire comprend également des buses, des pertuis et des cunettes bétonnées, ainsi que des obstacles naturels d'origine karstique (*i.e.*, systèmes perte-résurgence). Ces obstacles sont classés en fonction de leur degré de franchissabilité pour les poissons (de « mineur » à « insurmontable ») en fonction de critères liés à leur configuration (*e.g.*, hauteur de chute, configuration spatiale, position et état des vannes) et des capacités de franchissement des Salmonidés et des Cyprinidés. La position de ces obstacles au sein du bassin versant peut avoir de fortes répercussions sur les déplacements des poissons, en particulier pour les espèces migratrices anadromes (*i.e.*, le saumon) et catadromes (*i.e.*, l'anguille)². En ce sens, le premier déversoir qu'un poisson migrateur rencontrera en voulant remonter le Bocq depuis la Meuse est classé « insurmontable » (Bocq à Yvoir), ce qui limitera ses déplacements dans le bassin versant sur un linéaire de 452 m (Figure 2.12). Le reste du bassin est fort cloisonné et les déplacements des poissons sont de ce fait limités à de courts linéaires. Sans tenir compte des obstacles classés « mineur » (considérés facilement franchissables par les salmonidés), le plus long linéaire dépourvu d'obstacles dans le bassin fait 9878 m.

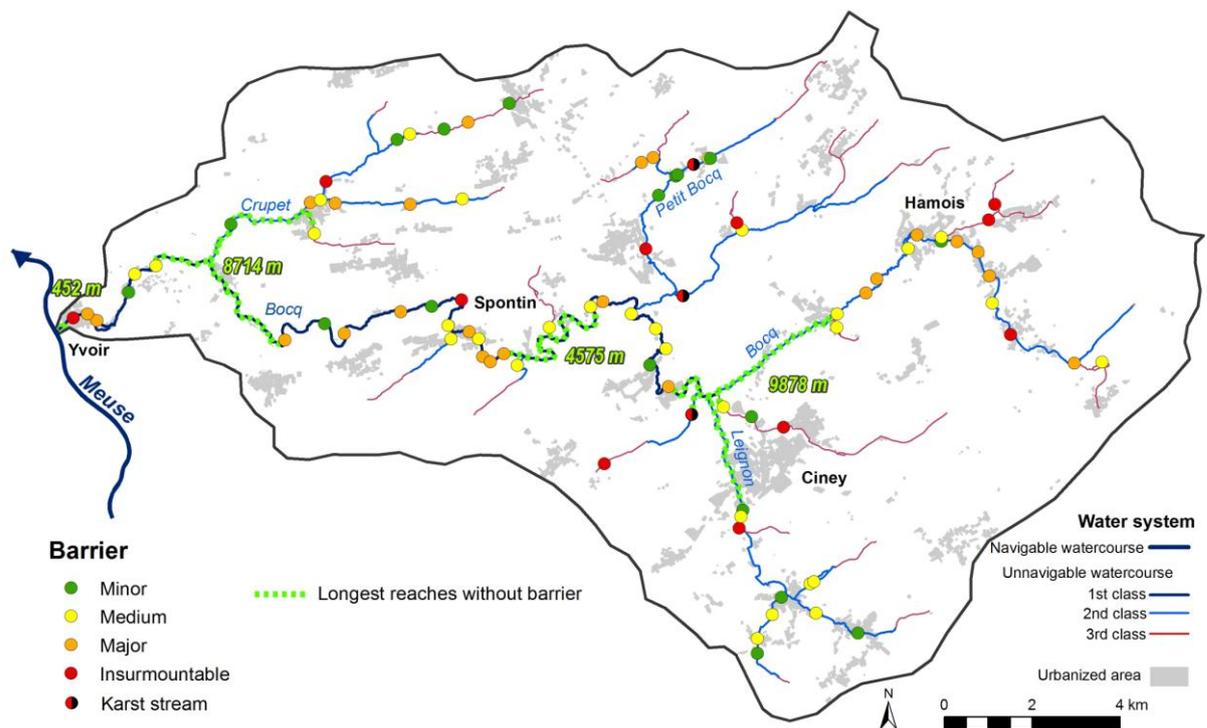


Figure 2.12 : Obstacles à la libre circulation des poissons en 2009 dans le bassin versant du Bocq. Les traits tiretés verts indiquent les plus longs linéaires dépourvus d'obstacles (modifié depuis Fédération des sociétés de pêche Vesdre Amblève, 2004).

² Les migrations de ces deux espèces sont entravées par de nombreux déversoirs le long de la Meuse mais de grands moyens sont mis en œuvre pour rendre ces déversoirs franchissables (via des passes à poissons) et permettre à ces deux espèces d'accéder aux têtes de bassin versant des affluents de la Meuse

Du point de vue de la continuité sédimentaire, le rôle d'entrave des obstacles au transport des sédiments diffère de celui des obstacles à la libre circulation des poissons. Par exemple, un pertuis infranchissable pour les poissons ne représente généralement pas une entrave au transport des sédiments. Face à ce constat, un inventaire des obstacles potentiels au transport des sédiments a été mené sur les 43 km de linéaire du Bocq dans le cadre de ce travail. Cet inventaire repose sur une reconnaissance de terrain, complétée par des informations historiques, telles que des cartes et plans anciens (en particulier l'atlas des cours d'eau non navigables ni flottables de 1884). Différents paramètres ont été sélectionnés pour évaluer la franchissabilité des déversoirs par les sédiments de la charge de fond :

- le type de déversoir, défini par la présence ou non de dispositifs mobiles (vannes) et leur position (par-dessus le déversoir ou sur le côté du déversoir) ;
- l'état du déversoir et plus spécifiquement l'état des systèmes mobiles (vannes) ;
- la hauteur du déversoir ;
- l'espacement vertical entre la crête du déversoir et le sommet de la rampe sédimentaire (à l'amont déversoir) ;
- l'éventuel contournement du déversoir par le cours d'eau.

Cet inventaire a permis de répertorier 74 ouvrages en travers le long des 43 km du Bocq (sans ses affluents), ce qui représente un espacement moyen de 580 m entre deux ouvrages (Figure 2.13). Parmi ces 74 ouvrages, 34 sont encore en bon état et peuvent être considérés comme des obstacles potentiels au transport de la charge de fond. L'analyse détaillée de cet inventaire et un examen approfondi de la franchissabilité de 7 déversoirs seront présentés dans la partie 3 de ce travail.

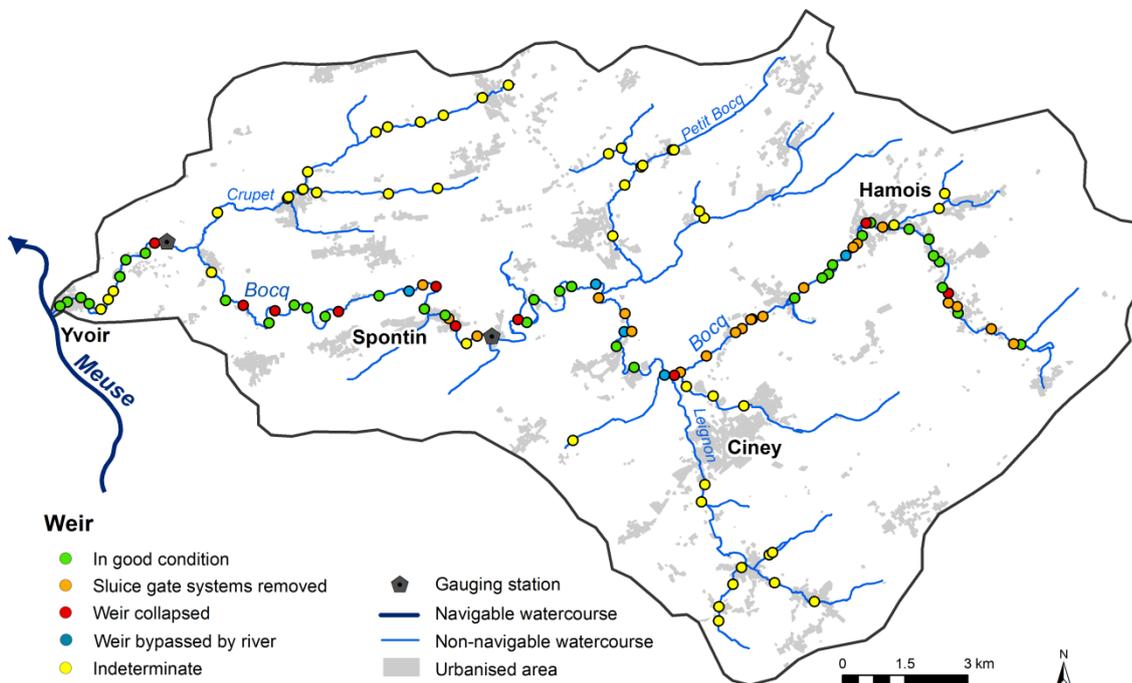


Figure 2.13 : Déversoirs recensés dans le bassin versant du Bocq et état de leurs structures.

b) Captage des eaux souterraines

Comme évoqué précédemment, le bassin du Bocq possède d'importants captages d'eau souterraine, les plus anciens remontant à 1899. La majeure partie des eaux captées est effectuée par la compagnie intercommunale bruxelloise VIVAQUA, qui exploite plusieurs captages afin d'approvisionner principalement la Région de Bruxelles-Capitale. Ainsi, les quatre captages principaux du bassin (*i.e.*, Spontin, Crupet, Durnal et Lienne) procurent un débit journalier de 34.000 à 55.000 m³, selon l'état des réserves des nappes exploitées, elles-mêmes fonction des conditions climatologiques des dernières années (Figure 2.14 ; Masset & Bougard, 2011). A titre d'exemple, pour l'année 2007, les prélèvements en eau souterraine destinés à la distribution publique représentaient approximativement 20.000.000 m³. Afin d'évaluer l'impact de ces captages sur le débit du Bocq, Brouyère *et al.* (2009) ont établi des bilans hydrogéologiques à l'échelle du bassin versant et à l'échelle du sous-bassin. A l'échelle du bassin versant, ce bilan indique que le débit du Bocq mesuré à son exutoire est diminué de 19 % par rapport à ce qu'il serait sans la présence de captages. Si ce pourcentage peut s'avérer acceptable à l'échelle du bassin versant (selon les critères définis par l'administration), il peut néanmoins masquer des disparités intrinsèques au bassin. En ce sens, le bilan dressé pour le sous-bassin du Crupet indique un prélèvement de l'ordre de 53 % du débit que la rivière aurait en conditions naturelles (Brouyère *et al.*, 2009). La pression exercée par les captages sur la ressource en eau de surface y est donc beaucoup plus forte. Pourtant, ces prélèvements sont contrôlés à travers un réseau de surveillance qui évalue les aspects qualitatifs et quantitatifs des eaux souterraines, en ce compris le maintien d'un débit de base suffisant en période d'étiage pour conserver un bon état chimique et écologique des eaux de surface. Quoiqu'il en soit, l'impact de ces prélèvements d'eau souterraine sur les flux solides et sur les biocénoses aquatiques du Bocq et de ses affluents n'a pas fait l'objet d'études à ce jour.

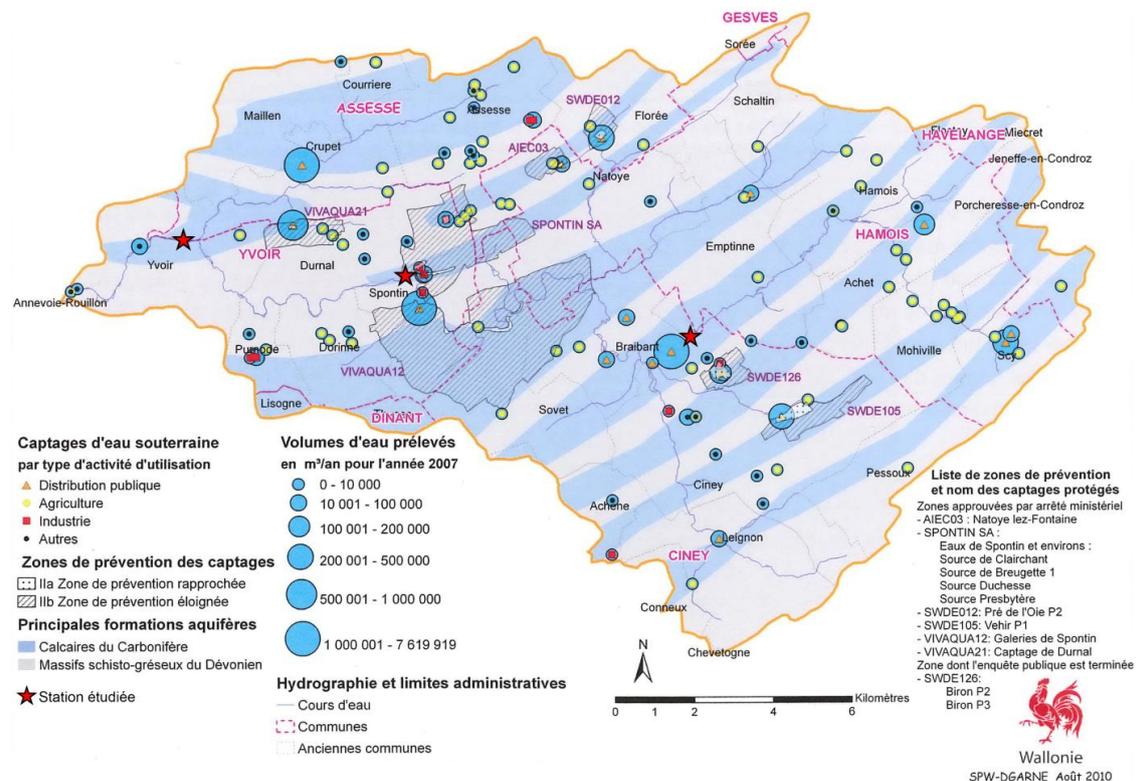


Figure 2.14 : Exploitation des eaux souterraines dans le bassin du Bocq (modifié depuis Masset & Bougard, 2011).

c) Impacts indirects de l'Homme

Comme cela a été évoqué précédemment, le secteur à faible pente et à faible énergie de la moyenne vallée du Bocq est caractérisé par un chenal dont le fond est composé d'un matériau limoneux compact sur lequel se trouvent localement quelques dépôts de charge caillouteuse (D_{50} : 33 mm ; D_{90} : 78 mm). Des prospections de terrain ont été menées afin de (i) identifier l'extension de ce secteur affecté par un fond limoneux et (ii) de comprendre le processus et l'origine de mise en place de ce matériau limoneux.

Premièrement, une reconnaissance avec d'une tarière pédologique (1,25 m de longueur) a permis de montrer (i) que l'étendue du linéaire affecté par le fond limoneux correspondait approximativement au secteur à faible pente de la moyenne vallée du Bocq (Figure 2.15) et (ii) qu'une nappe de cailloutis se trouvait sous le niveau actuel du fond du lit, à une profondeur comprise entre 0,4 m et plus de 1 m.

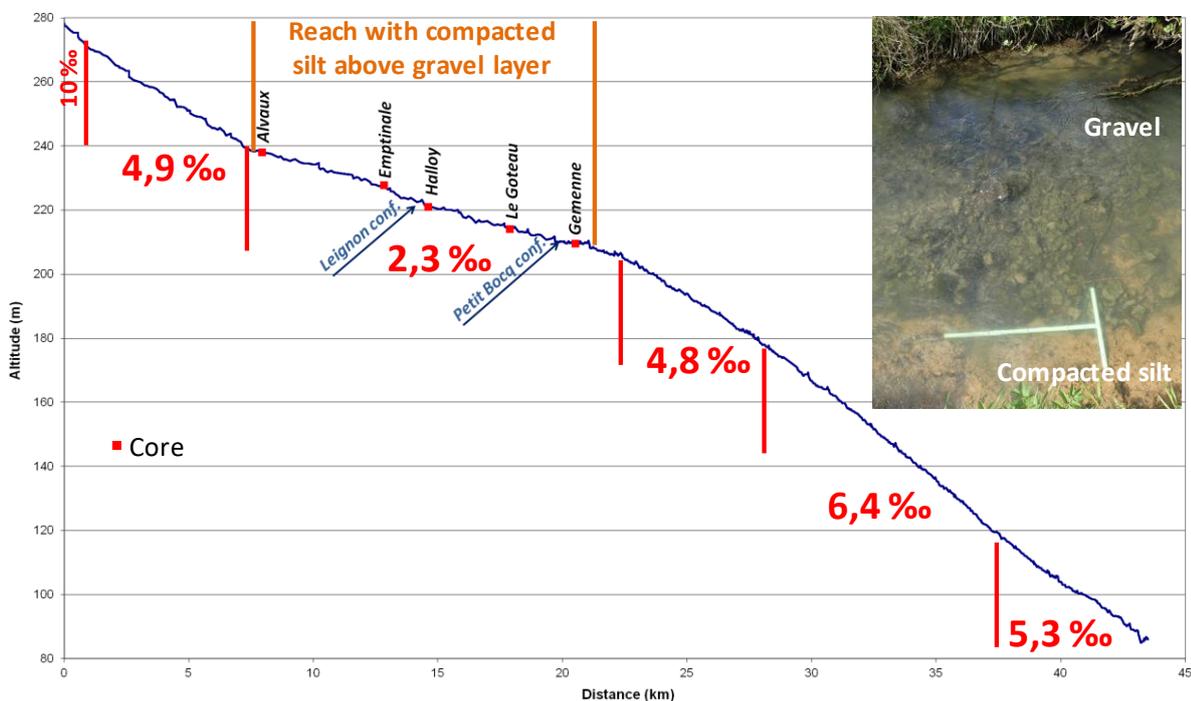


Figure 2.15 : Délimitation du secteur affecté par la présence d'un matériau limoneux compact dans le fond du lit du Bocq et prise de vue du lit mineur où affleure ce matériau limoneux en bordure des berges (l'échelle est donnée par la tarière pédologique, qui fait 1,25 m de longueur)

Par la suite, un examen plus poussé a été réalisé au niveau de trois sites répartis sur le Bocq et sur le Leignon, sur la base de différentes méthodes : analyse d'une coupe, carottages, datations radiocarbones et analyse des fragments de scories sidérurgiques piégées dans les dépôts de la plaine alluviale. La localisation des trois sites et le détail des relevés effectués sont présentés à la Figure 2.16 et synthétisés dans le Tableau 2.5.

Tableau 2.5 : Synthèse des relevés réalisés dans la plaine alluviale du Bocq et du Leignon.

Site	Coordonnées X et Y (Lambert belge 1972)		Relevés
a) Haljoux (Leignon)	200956.198	110913.857	4 carottages en plaine alluviale et analyse de la part de scories sidérurgiques dans la fraction sableuse des dépôts alluviaux
b) Halloy (Bocq)	200705.309	111368.369	3 carottages en plaine alluviale et analyse de la part de scories sidérurgiques dans la fraction sableuse des dépôts alluviaux
c) Gémenne (Bocq)	198962.051	113302.811	Analyse d'une coupe dans une tranchée creusée en plaine alluviale, analyse de la concentration en sphérules magnétiques dans la fraction sablo-limoneuse des dépôts alluviaux et datations radiocarbone

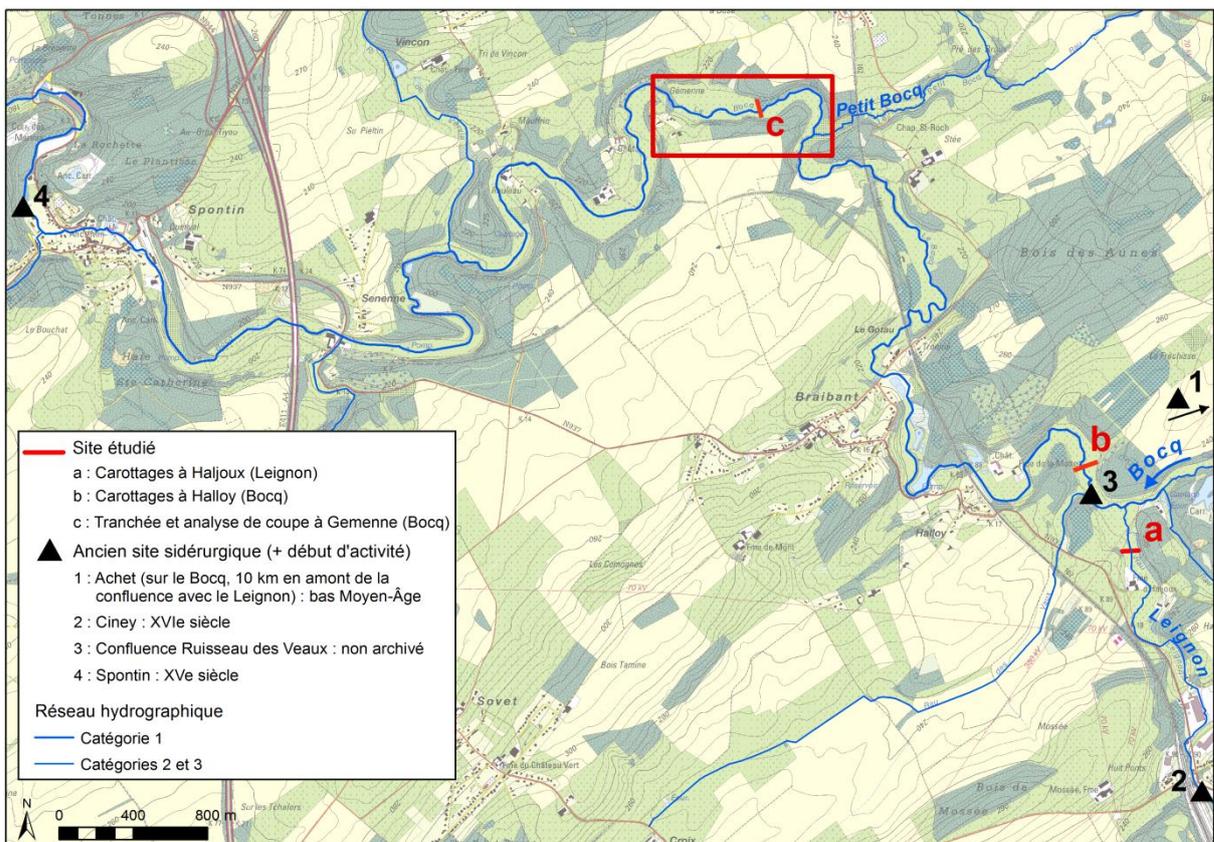


Figure 2.16 : Localisation des relevés réalisés dans la plaine alluviale du Bocq et du Leignon. L'encadré rouge localise la Figure 2.18.

Les sites a et b ont fait l'objet de plusieurs carottages le long d'un profil en travers dans la plaine alluviale. Pour le site a (Leignon à Haljoux), les carottages montrent que le sommet du cailloutis se situe entre 65 et 105 cm sous le lit actuel du Leignon. Le carottage n°2 (Figure 2.17.A) indique que les scories sont présentes dans les dépôts de crue jusqu'à 87 cm de profondeur. Les concentrations varient dans les échantillons entre 2 et 11 %. Ceci signifie donc que 87 cm de dépôts ont été mis en place par débordement après l'apparition de l'activité sidérurgique sur le Leignon (dès la première moitié du XVI^e siècle, d'après Gillard, 1971), ce qui correspond à un taux de sédimentation moyen de l'ordre de 17 cm/siècle.

Les résultats obtenus pour le site b (Bocq à Halloy) sont similaires à ceux obtenus sur le Leignon (site a). Le long du profil en travers, l'épaisseur de limon surmontant le cailloutis est comprise entre 2,2 et 3 m et le sommet du cailloutis se situe approximativement au niveau du lit actuel de la rivière. Le carottage n°3 (Figure 2.17.B), située à 1 m du sommet de la berge gauche, présente une épaisseur de 96 cm de limon possédant des scories sidérurgiques, ce qui indique que le taux de sédimentation moyen est de maximum 19 cm/siècle (considérant que l'apparition de l'activité sidérurgique sur la partie amont du Bocq a démarré dès le XVI^e siècle³ et considérant que la bioturbation et les contaminations lors du prélèvement sont faibles).

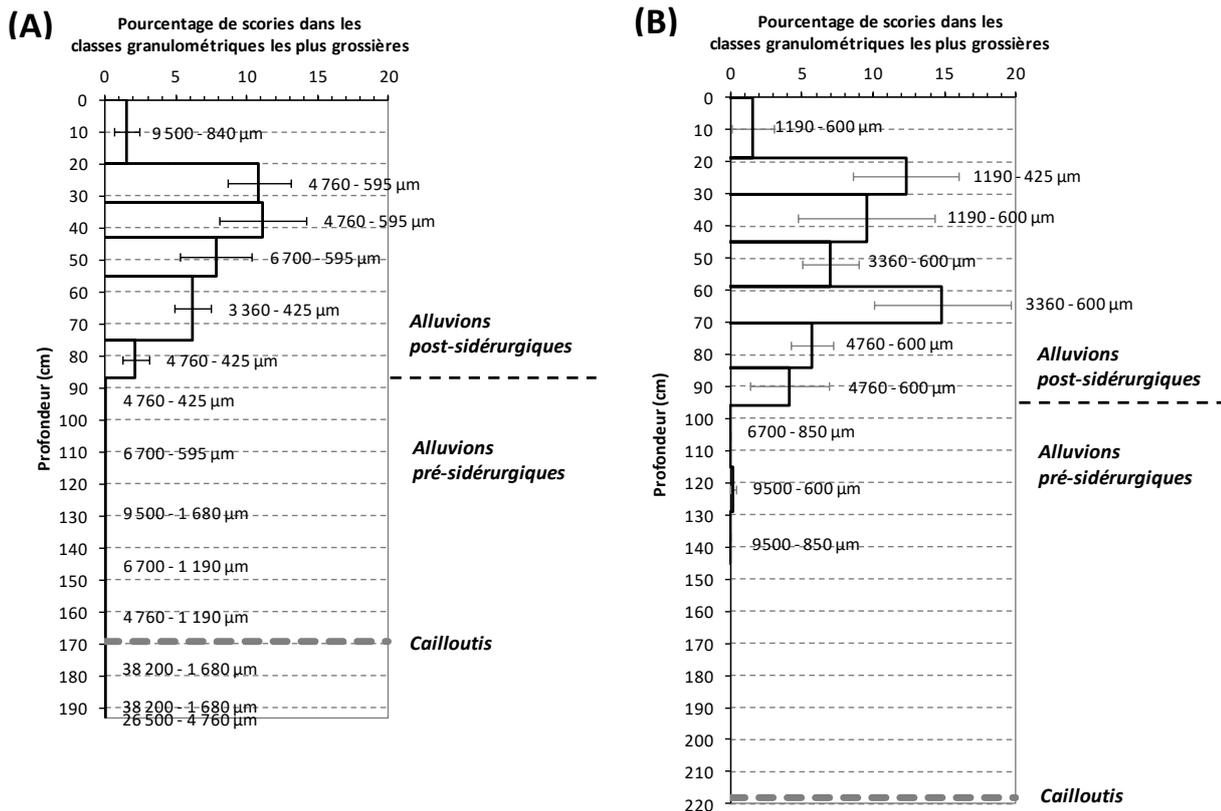


Figure 2.17 : Concentration en scories dans les alluvions (A) du Leignon à Haljoux (site a, carottage n°2 situé en rive droite à 9 m du sommet de la berge) et (B) du Bocq à Halloy (site b, carottage n°3 situé en rive gauche à 1 m du sommet de la berge).

En amont du hameau de Gémenne (site c sur le Bocq), une tranchée creusée en plaine alluviale a permis d'atteindre la nappe de cailloutis sous une épaisseur de 3,6 m de limon, soit 0,4 m plus bas que le lit actuel du Bocq (Figure 2.18). Les échantillons prélevés dans la coupe dégagée par la tranchée n'ont pas pu être analysés par la méthode appliquée pour les deux autres sites étudiés en raison de la très faible proportion de grains dans la fraction sableuse. Nous avons dès lors recherché la présence de sphérules magnétiques issues de la sidérurgie ancienne dans la fraction granulométrique 63 - 212 μm des échantillons. Le profil de concentration en sphérules montre un pic de 4 billes/g à 1 m de profondeur et une absence de billes au-delà de 1,3 m de profondeur (Figure

³ Bien qu'aucune archive n'ait été trouvée pour dater les sites sidérurgiques n°1 et 3 avec précision, ils datent probablement du XVI^e siècle car les scories qu'ils présentent sont semblables à celles identifiées dans d'autres bassins versants pour des forges qui ont fonctionné au XVI^e siècle (Houbrechts *et al.*, 2020).

2.18.C). Considérant que l'apparition de l'activité sidérurgique sur le Bocq a démarré dès le début du XV^e siècle dans l'entité de Spontin⁴ et que le site étudié se trouve dans l'air de dispersion de la forge (à 3,3 km de distance et dans le sens des vents dominants), ces résultats mettent en évidence un taux de sédimentation de maximum 21,5 cm/siècle.

Les taux de sédimentation observés au niveau des 3 sites étudiés sont compris entre 17 et 21,5 cm/siècle, et sont relativement proches de ce qui a été observé sur plusieurs rivières situées en périphérie du massif ardennais (Aisne, Lembrée, Somme ; Houbrechts *et al.*, 2020). Cette aggradation de la plaine alluviale a probablement entraîné une modification du gabarit du chenal et, si la largeur du lit mineur n'a pas varié, une augmentation de sa capacité au plein bord. Une telle évolution, toutes choses étant égales par ailleurs, a également entraîné une augmentation de la puissance spécifique au plein bord et donc une augmentation de la compétence de transport par charriage.

Dans la tranchée de Gémenne (site c), deux morceaux de bois ont également été prélevés et datés par la méthode du radiocarbone. Le plus bas (BOCQ1 - n° Beta-339077), situé au contact entre la couche limoneuse et la nappe de cailloutis, a fourni un âge de 1230 ± 30 BP, soit entre 690 et 880 AD en âge calibré (2σ). Le second (BOCQ2 - Beta-339078), situé 70 cm plus haut, a fourni un âge de 590 ± 30 BP, soit entre 1300 AD et 1410 AD en âge calibré (2σ). Cette seconde datation pose problème car cela signifierait que 160 cm de limon se sont déposés sur une période comprise entre 0,9 et 2 siècles, soit avec un taux de sédimentation très élevé de 129 ± 49 cm/siècle, ce qui semble très peu probable. Il est nettement plus vraisemblable que ce morceau de bois soit une racine, ce qui signifierait que la position stratigraphique de cet échantillon ne corresponde pas à la surface du sol entre 1300 AD et 1410 AD (âge calibré 2σ) mais plutôt au niveau de profondeur atteint par la racine. En écartant la datation radiocarbone BOCQ2, le taux de sédimentation pour la période comprise entre l'âge fourni par l'échantillon BOCQ1 (entre 690 et 880 AD) et le début de la sidérurgie indiquerait une valeur de 33 ± 4 cm/siècle, ce qui est supérieur au taux calculé pour la période post-sidérurgique. Toutefois, il faut nuancer ce résultat car la base des dépôts correspond généralement à des dépôts de glissement latéral de type *point bar*, qui se mettent en place très rapidement (Notebaert *et al.*, 2011 ; Houbrechts *et al.*, 2020).

Quoi qu'il en soit, pour expliquer la présence de ce matériau limoneux sur 3,6 m d'épaisseur (tranchée du site c), différentes hypothèses peuvent être avancées.

Premièrement, le site étudié se trouve dans la zone du remous du déversoir de Gémenne situé 500 m en aval et dont la première mention historique date du XVI^e siècle (Germain & Genette, 2004). Il est donc possible que le fonctionnement de ce déversoir ait entraîné une augmentation de la fréquence des débordements et donc une accélération de la sédimentation limoneuse en plaine alluviale.

Deuxièmement, on note la présence de biefs d'abissage situés au pied des deux versants de la vallée. Leur fonctionnement peut également avoir contribué à l'aggradation de la plaine alluviale.

⁴ La première mention d'une forge dans la vallée du Bocq remonte à 1406 (mention d'une redevance payée par des férons de Spontin pour l'extraction de minerai, dans le registre des comptes du Comté de Namur ; Gillard, 1971).

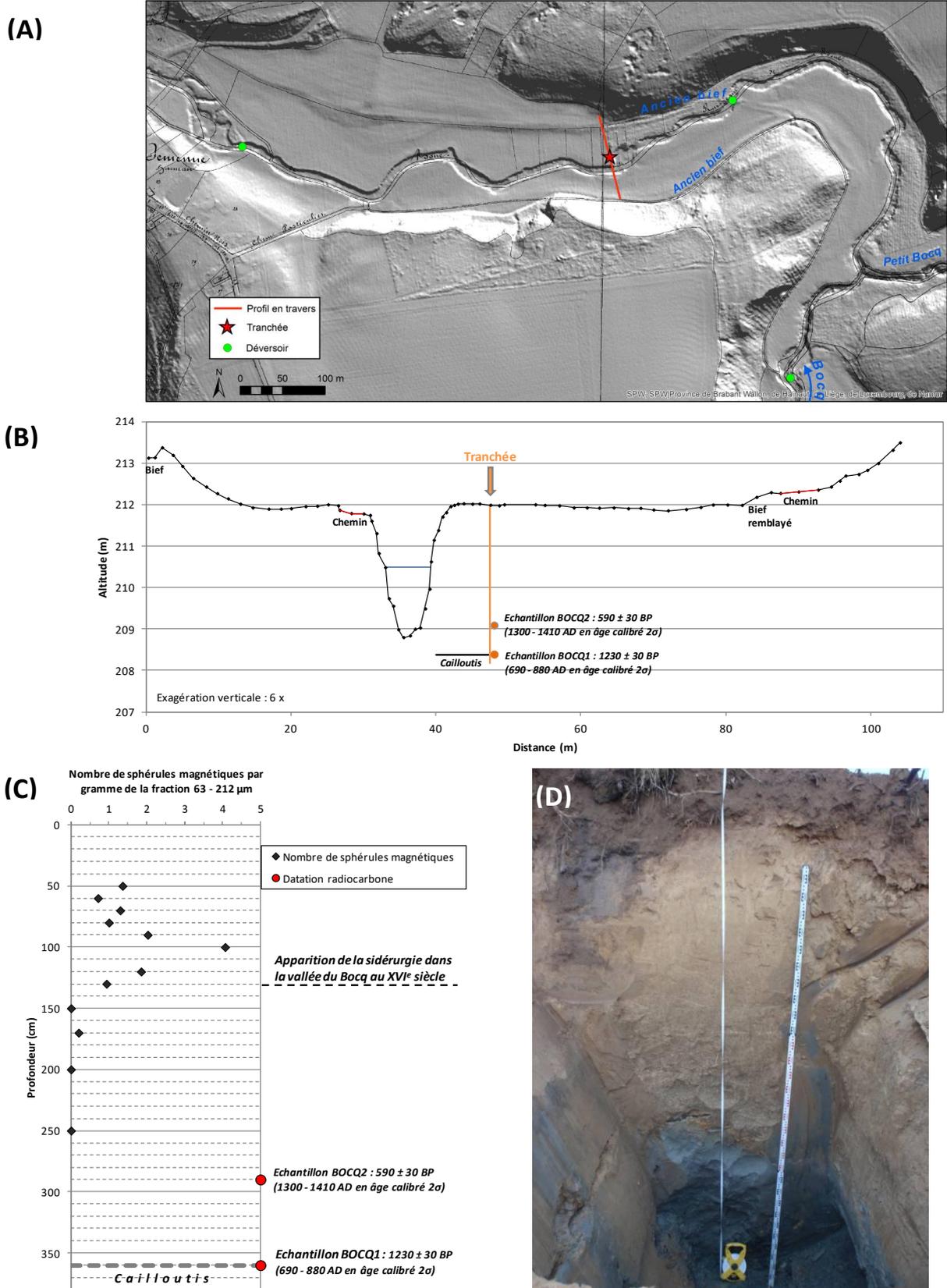


Figure 2.18 : Tranchée réalisée dans la plaine alluviale du Bocq à Gémenne : (A) Localisation de la tranchée et du profil en travers (fonds de plan : Atlas des voiries vicinales de 1841 et MNT-Lidar de Wallonie avec vue en estompage de pente *hillshade*), (B) profil en travers au droit de la tranchée indiquant l'altitude de la nappe de cailloutis et des deux datations radiocarbones), (C) concentration en sphérules magnétiques des échantillons prélevés dans la tranchée, (D) photo de la coupe échantillonnée dans la tranchée.

Troisièmement, il est possible que d'autres aménagements hydrauliques aujourd'hui disparus aient jadis fonctionné pour améliorer les sols de la plaine alluviale. C'est notamment le cas du limonage artificiel, qui était encore pratiqué en Belgique au XIX^e siècle (Damseaux, 1902) mais également dans d'autres régions d'Europe telles que dans la vallée de l'Isère (Girel, 2010). Le limonage artificiel repose sur l'action de forcer le débordement du cours d'eau dans le but d'enrichir les prairies en matériaux limoneux nutritifs ou pour remblayer des terrains humides de fond de vallée (marais, tourbière) pour des raisons de mise en valeur agricole ou de salubrité publique (Damseaux, 1902 ; Girel, 2010). Dans ce cas, la datation radiocarbone au contact du cailloutis indiquerait que ce type de pratique pourrait avoir été utilisé dans la vallée du Bocq dès le Bas Moyen Âge (XIII^e-IX^e siècle). Des investigations complémentaires, reposant sur davantage de carottages et de méthodes de datation, permettraient de vérifier cette hypothèse.

Quatrièmement, à une plus large échelle, il faut préciser que les premiers défrichements mentionnés dans la région auraient commencé vers les X^e et XII^e siècles (Germain & Genette, 2004), ce qui pourrait avoir entraîné une augmentation des flux sédimentaires et un accroissement de la sédimentation par alluvionnement dans la plaine d'inondation.

Pour déterminer dans quelle mesure ces quatre hypothèses peuvent expliquer l'évolution de la plaine alluviale du Bocq et du Leignon, il faudrait entreprendre une étude plus approfondie, reposant sur davantage de tranchées (ou de sondages) et de datations.

5.3. Levé des obstacles à la continuité écologique

a) Sélection des sites et des actions d'intervention

Dans le cadre du projet Walphy et de la restauration de la continuité écologique dans le bassin du Bocq, la sélection des sites et des actions d'intervention a été réalisée presque exclusivement sur la base de considérations piscicoles. Ainsi, la priorité a été donnée aux obstacles situés les plus en aval dans le bassin (pour reconnecter le Bocq à la Meuse), tout en accordant une importance particulière au regroupement géographique des obstacles considérés (dans le but de libérer des linéaires de cours d'eau les plus longs possible) et en intégrant les affluents susceptibles de fournir un accès vers des frayères potentielles. Une fois les sites d'intervention identifiés, la définition des actions a été effectuée sur base d'études spécifiques menées sur les obstacles étudiés, et ce afin de déboucher sur plusieurs variantes de travaux (arasement et plusieurs scénarios d'aménagement). Ces variantes d'aménagement ont ensuite fait l'objet d'une analyse multicritère et de plusieurs concertations avec les propriétaires pour dégager le scénario d'aménagement à mettre en œuvre.

b) Bilan des travaux

Au terme du projet Walphy, un total de 22 obstacles à la continuité écologique a été levé sur le Bocq et ses affluents, et ce pour un coût de 1.368.000 € (coût des travaux sans l'acquisition de terrains), soit un coût moyen de 68.400 € par obstacle (Peeters *et al.*, 2013a). Parmi les options d'aménagement retenues, c'est l'arasement d'ouvrage qui a été le plus souvent exécuté (35 % des cas ; Figures 2.19.A et 2.20) car il représentait a priori le meilleur rapport coût-bénéfice (Figure 2.21). Pour le reste, une grande variété de dispositifs différents a été mise en place (Figures 2.19 et 2.20) : une passe à bassins technique, deux rampes rugueuses, trois dispositifs en pré-barrages, cinq rivières de contournement et deux dispositifs hybrides, l'un combinant un dispositif de pré-barrages avec une rivière de contournement, et l'autre associant un arasement partiel avec un dispositif de pré-

barrages. Le coût moyen de ces dispositifs par mètre de dénivelé confirme que l'arasement est l'option la plus économique, et ce malgré des coûts parfois importants pour stabiliser les berges en amont (Figure 2.21). Les travaux de génie civil (passe à bassins technique) sont, quant à eux, les plus onéreux.



Figure 2.19 : Exemples de levées d'obstacle sur le Bocq : (A) arasement d'un déversoir à Spontin, (B) aménagement d'une rampe rugueuse à Spontin (zone de captages Vivaqua), (C) aménagement d'une rivière de contournement à Purnode, (D) construction d'une passe à bassins technique à Yvoir, (E) aménagement d'un dispositif combinant des pré-barrages avec une rivière de contournement à Braibant.

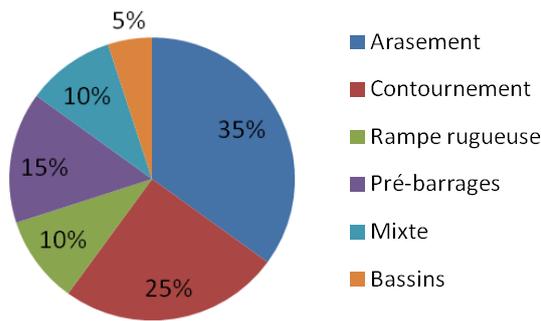


Figure 2.20 : Variété des dispositifs mis en place dans le cadre de la restauration de la continuité longitudinale dans le bassin versant du Bocq (Peeters *et al.*, 2013a).

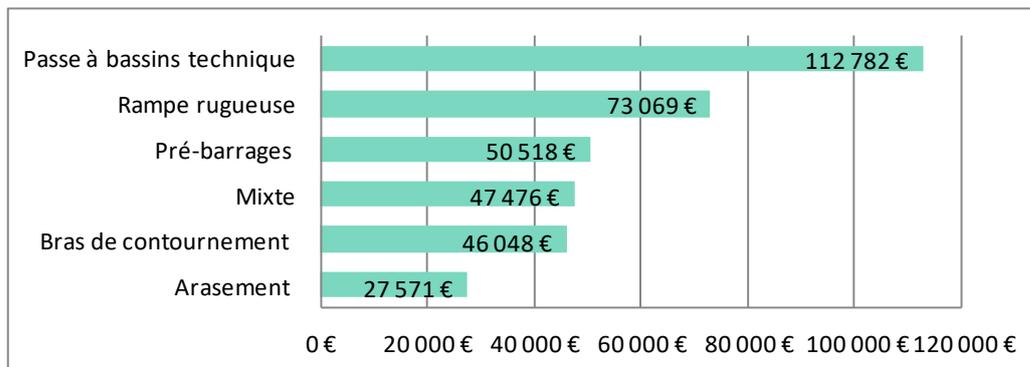


Figure 2.21 : Coût moyen par mètre de dénivelé des travaux de levée de 20 obstacles dans le bassin versant du Bocq (Peeters *et al.*, 2013a).

Au final, les travaux ont permis de reconnecter le Bocq à la Meuse sur un linéaire de 16,6 km dépourvu d'obstacles (Figure 2.22). Pour rappel, ce linéaire n'était que de 452 m avant les travaux de restauration. La partie intermédiaire du bassin, en amont de Spontin, a également été décroisonnée sur un vaste secteur de 31 km, permettant la reconnexion du Bocq avec plusieurs ruisseaux de tête de bassin qui offrent de nombreux sites potentiels de frayères. En aval de Spontin, il persiste toutefois deux obstacles à la libre circulation des poissons qui empêchent la reconnexion entre ces deux grands secteurs décroisonnés. Le premier est classé « insurmontable » car il s'agit d'un pertuis de 322 m de longueur dans lequel les conditions d'écoulement (vitesse élevée et faible profondeur) entravent la remontée des poissons. Le second, classé « majeur », est un déversoir d'1,6 m de hauteur, pour lequel aucun compromis d'aménagement n'a actuellement été trouvé avec le propriétaire. Des solutions techniques et de concertation sont toujours sur la table pour lever ces deux points noirs.

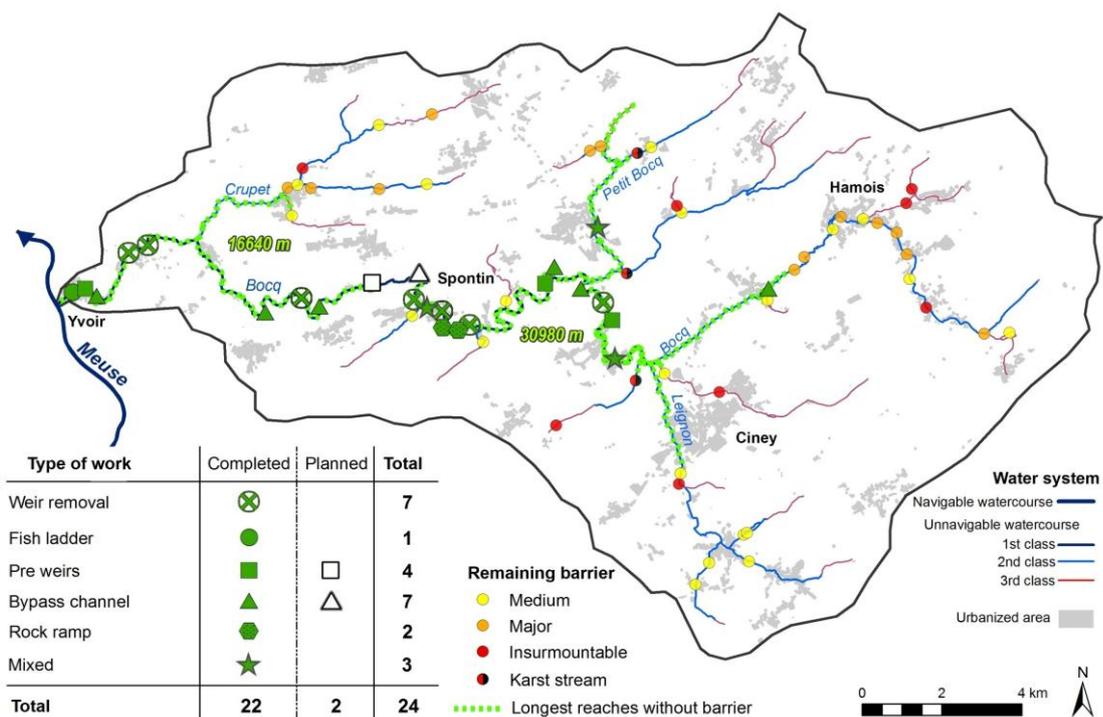


Figure 2.22 : Obstacles aménagés pour rétablir la libre circulation des poissons dans le bassin versant du Bocq. Les obstacles toujours présents en 2016 sont également représentés (sauf les obstacles « mineurs ») et les plus long linéaires dépourvus d'obstacles sont indiqués par un trait tireté vert (recensement modifié d'après Fédération des Pêcheurs de l'Est, 2004)

Chapitre 6 : Cadre géographique du bassin versant de l'Eau Blanche

6.1. Description du milieu physique

L'Eau Blanche possède un bassin versant de 259 km². Son tracé, long de 35 km, traverse trois régions agro-géographiques (Figure 2.23). Elle prend sa source en Ardenne, près de l'étang de la Fourchinée à Séloignes (commune de Chimay), vers 270 m d'altitude. Après un court parcours sur les terrains ardennais constitués de schistes et de grès de l'Emsien (Dévonien inférieur ; Figure 2.24), elle traverse l'Eifelien, qui marque une légère dépression, pour pénétrer ensuite en Calectienne, caractérisée par des calcaires du Dévonien moyen (Givetien) et supérieur (Frasnien). A partir d'Aublain, l'Eau Blanche entre dans la Fagne, constituée de schistes du Famennien. Elle y développe une large plaine alluviale. En aval de Mariembourg, elle rejoint à nouveau la Calectienne pour les quelques derniers kilomètres de son parcours. Enfin, elle conflue avec l'Eau Noire près de Dourbes (commune de Viroinval) vers 150 m d'altitude. Au-delà de la confluence, la rivière prend le nom de Viroin et poursuit son parcours jusqu'en France, où elle se jette dans la Meuse à Vireux-Molhain.

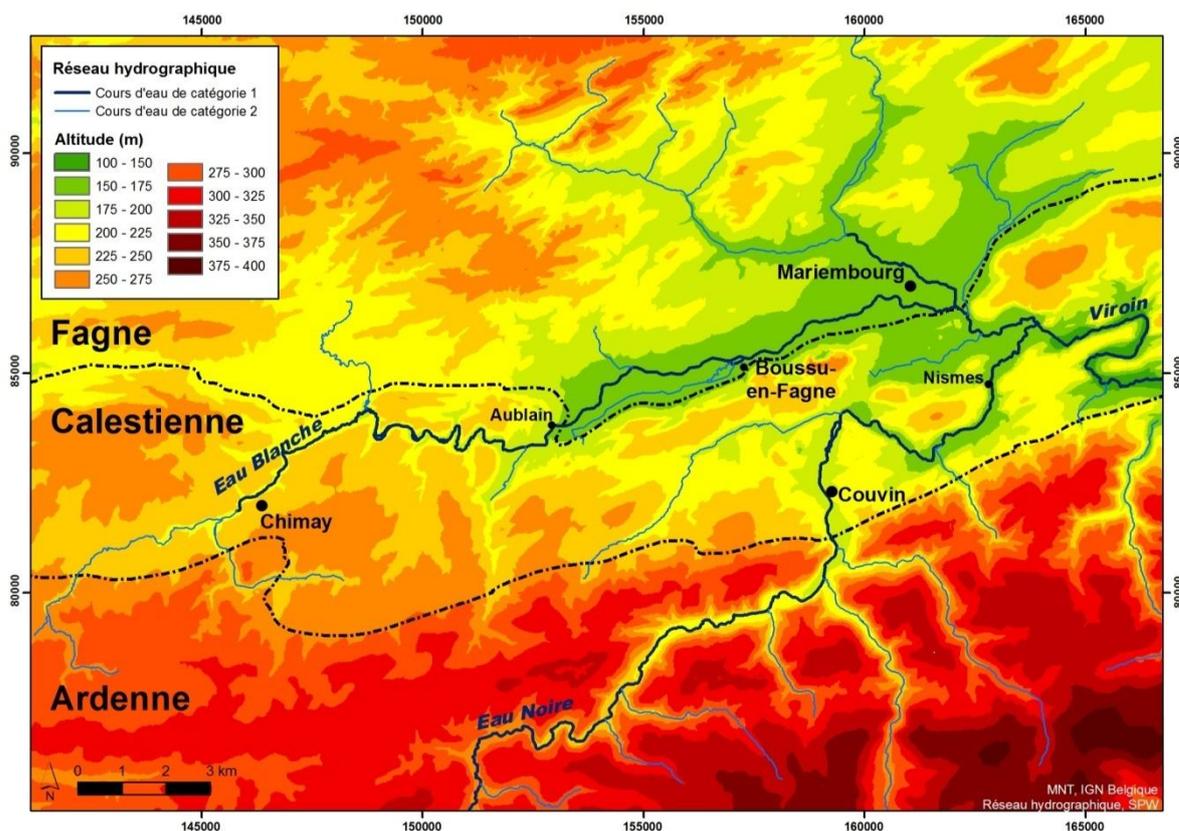


Figure 2.23 : Réseau hydrographique et relief du bassin versant de l'Eau Blanche.

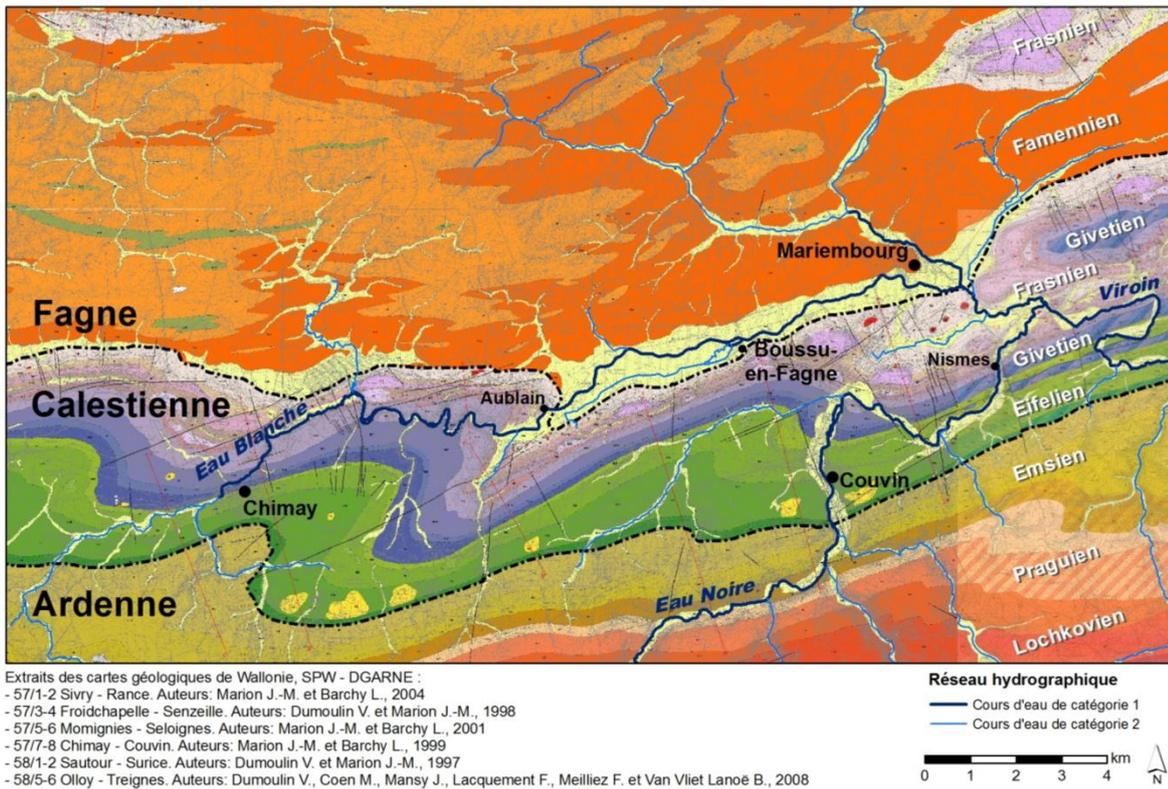


Figure 2.24 : Carte géologique du bassin versant de l'Eau Blanche.

Le profil longitudinal de l'Eau Blanche présente une concavité relativement bien marquée, avec néanmoins un *knickpoint* lithologique marquant le passage de l'Eifelien au Givetien en aval de Chimay (fin du secteur dont la pente moyenne vaut 4,4 ‰ sur le profil de la Figure 2.25). Il faut également préciser que le court secteur situé en amont de la confluence avec l'Eau Noire connaît localement un accroissement de la pente, qui passe de 1,3 à 2,8 ‰.

Les sites étudiés dans ce travail se trouvent dans la partie aval de l'Eau Blanche, soit entre Aublain et la confluence avec l'Eau Noire (*i.e.*, sur les secteurs à faible pente et le petit secteur aval marqué par la recrudescence de la pente ; Figure 2.25). Cette partie de l'Eau Blanche est caractérisée par un encaissement de l'ordre de 75 m et une large plaine alluviale (jusqu'à 650 m de large au niveau de Boussu-en-Fagne). Sur l'ensemble de ce secteur, l'Eau Blanche a été chenalisée dans les années 1950 et 1960, ce qui a complètement transformé la morphologie et la dynamique de la rivière (Figure 2.26.A). Les caractéristiques géomorphologiques des sites d'étude sont présentées sur base de l'analyse des trois stations jugées représentatives des secteurs sur lesquels elles se trouvent (Tableau 2.6). Malgré quelques variations locales de la pente, la puissance spécifique reste approximativement la même ($\omega_b \sim 14 \text{ W/m}^2$) le long des secteurs à faible pente. La largeur à plein bord est héritée du dimensionnement du chenal dans les années 1950 et 1960. Elle est plus importante en aval pour les secteurs à plus fort débit (*i.e.*, en aval de la confluence avec la Brouffe). La charge de fond est relativement peu grossière. Elle consiste en de fines plaquettes de schiste à Boussu-en-Fagne et en des éléments légèrement plus grossiers en aval (jusqu'à Nismes). En revanche, le court secteur situé en amont de la confluence avec l'Eau Noire possède, quant à lui, une puissance plus importante ($\omega_b \sim 43 \text{ W/m}^2$), du fait de sa pente plus élevée (2,8 ‰) (Figure 2.26.B). La charge de fond y est plus grossière car elle est héritée de l'Eau Noire (comme en témoignent la pétrographie des éléments).

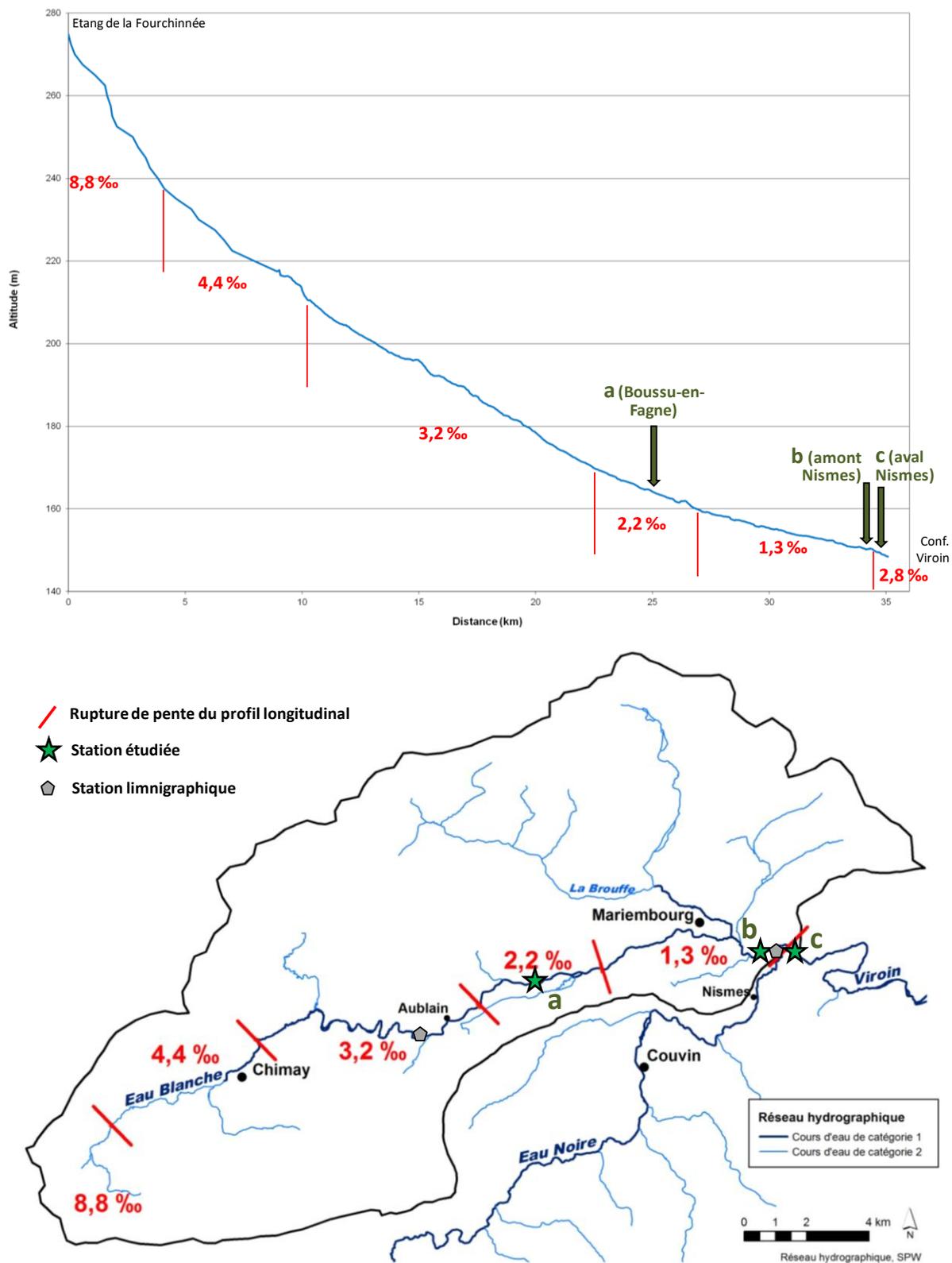


Figure 2.25 : Profil longitudinal de l'Eau Blanche et sectorisation de la pente de l'Eau Blanche (données issues de l'Atlas des Cours d'Eau de 1993, Ministère de la Région Wallonne).

Tableau 2.6 : Caractéristiques géomorphologiques de trois stations étudiées sur l'Eau Blanche.

	a (Boussu-en-Fagne)	b (amont Nismes)	c (aval Nismes)
Taille du bassin versant (km ²)	125	249	254
Pente locale (‰)	1,2	1,0	2,8
Largeur à plein bord (w_b) (m)	14,2	20,5	18,4
Débit à plein bord (Q_b) (m ³ /s)	17	29	29
Réurrence Q_b (T_p) (an)	1	0,43	0,43
Puissance spécifique pour Q_b (ω_b) (W/m ²)	14	14	43
D_{50} (mm)	Fond gravelo-sableux	19	46
D_{90} (mm)		31	70

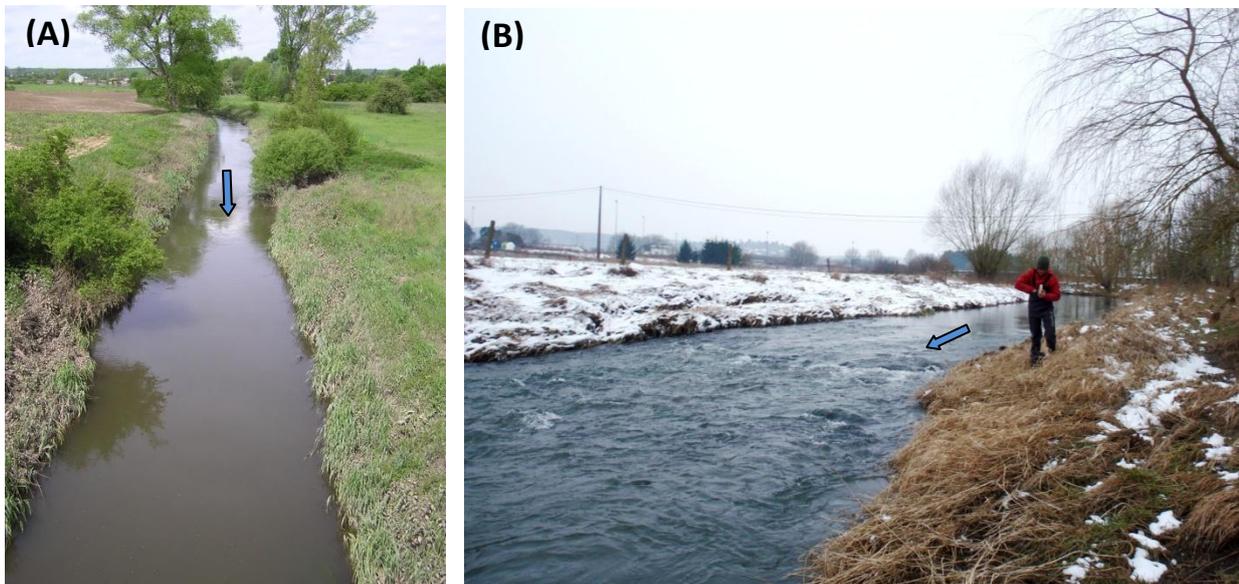


Figure 2.26 : L'Eau Blanche (A) à Mariembourg (secteur rectifié à faible pente) et (B) à Nismes (secteur à pente modérée).

6.2. Impact des chenalisations

Sur l'ensemble de son parcours de 14,5 km entre Aublain et Nismes, l'Eau Blanche a subi d'importants travaux de chenalisation, principalement dans les années 1950 et 1960 lors de travaux d'assainissement agricole réalisés par la Wateringue de l'Eau Blanche. Ces travaux ont consisté en une rectification du tracé, combinée avec un recalibrage (section trapézoïdale) afin d'augmenter la

capacité hydraulique du cours d'eau (Figure 1.9). Les berges ont été stabilisées au moyen d'enrochements, même sur les secteurs les moins propices à l'érosion, tels que les secteurs à faible énergie ou les rives convexes.

Un examen des modifications morphologiques entraînées par la chenalisation a été réalisé sur un secteur témoin, long de 3,5 km et situé en amont de Boussu-en-Fagne. Il repose sur l'analyse de cartes et des plans terriers anciens (datant d'avant la rectification) et de leur comparaison avec les documents plus récents (datant d'après la rectification) (Tableau 2.7 ; Peeters *et al.*, 2013c). Tout d'abord, il apparaît que la rectification a provoqué une nette diminution de l'indice de sinuosité, qui est passé de 1,6 (avant rectification) à 1,1 (après rectification). La Figure 2.27, qui compare le plan de la Wateringue (1944) avec la carte topographique de 2008, illustre parfaitement l'effet de la rectification sur la réduction de l'indice de sinuosité. La pente moyenne du lit a augmenté du fait de la rectification, passant de 1,5 à 2,21 ‰. En outre, le recalibrage a entraîné un élargissement du lit (w_b). Sur le secteur étudié, la largeur moyenne est passée de 9,5 à 14,9 m. De plus, le coefficient de variation est passé de 15 à 10 %, ce qui traduit une légère diminution de la diversité des largeurs. Quant aux profondeurs, elles ont peu évolué en moyenne mais l'analyse du coefficient de variation indique qu'elles ont subi également une uniformisation (de 26 à 18 %). Il faut enfin préciser que la stabilisation des berges par enrochement a supprimé les apports solides potentiels par érosion de berge. En somme, les travaux de chenalisation ont entraîné une simplification des habitats aquatiques qui a probablement eu des répercussions sur la faune et la flore aquatique (Verniers *et al.*, 2013).

Tableau 2.7 : Comparaison des paramètres morphologiques de l'Eau Blanche avant et après sa chenalisation (Peeters *et al.*, 2013c).

	Avant chenalisation		Après chenalisation
	1883 (Atlas CE)	1944 (Plan Wateringue) 1956 (Atlas CE)	1993 (atlas CE) 2004 (IGN)
Indice de sinuosité	1,6	1,6	1,1
Pente moyenne (‰)	1,5	N/A	2,21
Largeur moyenne (m) + coef. var.	N/A	8,5 (15%)	14,9 (10%)
Profondeur moy. (m) + coef. var.	1,5 (26%)	2,5 (18%)	2,7 (15%)
Largeur/prof. moy.	N/A	3,5	5,6

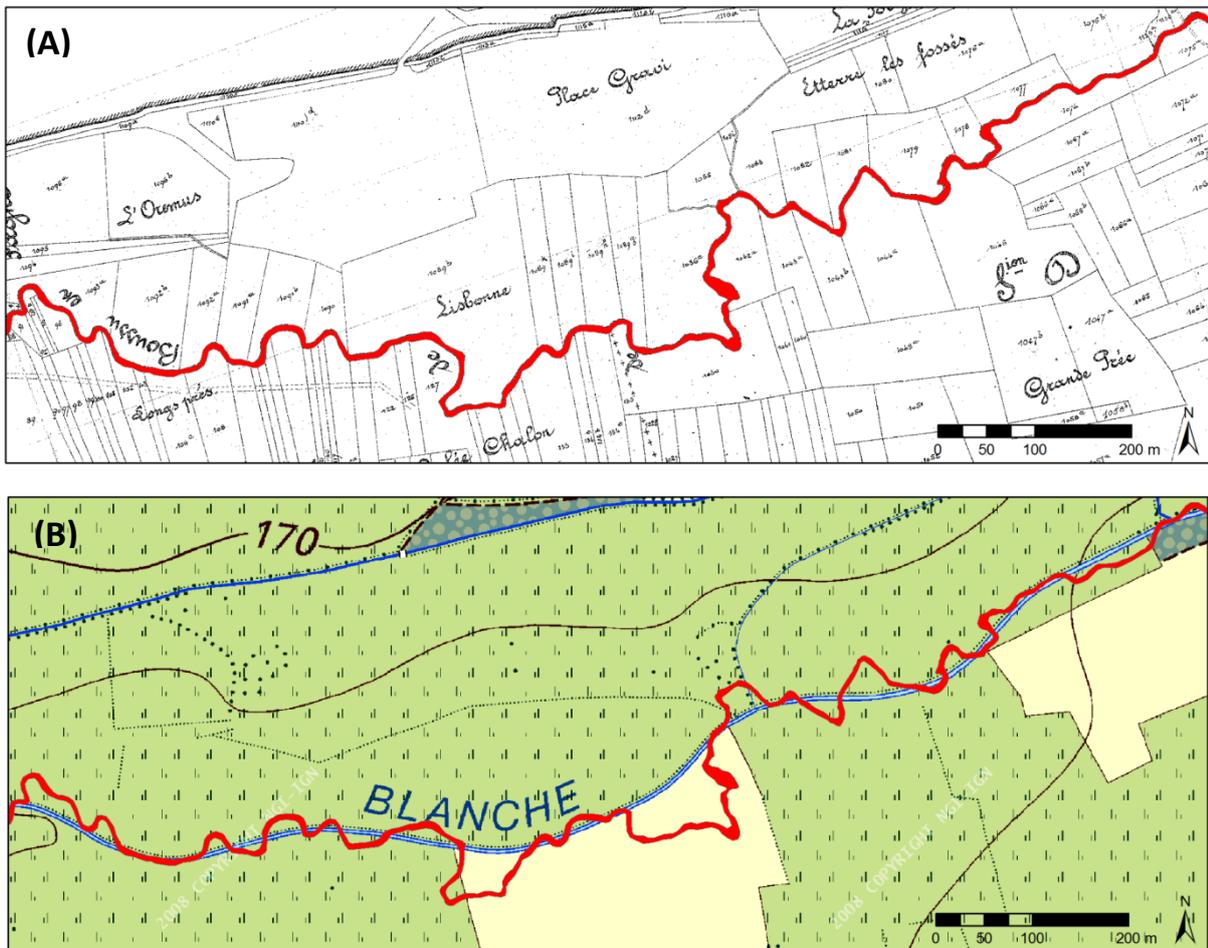


Figure 2.27 : Rectification de l'Eau Blanche à Boussu-en-Fagne : (A) Plan de la Wateringue de l'Eau Blanche (dressé en 1920 et révisé en 1944) ; (B) Carte IGN (2008) sur laquelle a été superposé le tracé de l'Eau Blanche issu du plan de la Wateringue.

6.3. Projets de reméandration et de diversification des habitats aquatiques

a) Sélection des sites et des actions d'intervention

Dans le cadre du projet Walphy, la sélection des sites et des actions d'intervention sur l'Eau Blanche a été principalement dicté par l'analyse des contraintes et des opportunités foncières. Elles ont permis de déterminer si le projet de restauration devait se limiter au lit mineur - auquel cas, le projet consistait à diversifier les faciès d'écoulement et les habitats aquatiques par différents aménagements au sein du lit mineur – ou si, au contraire, le projet de restauration pouvait avoir une emprise foncière qui s'étend dans la plaine alluviale, ce qui permet alors d'envisager une reméandration. Enfin, dans les zones urbanisées, le dimensionnement des aménagements et les techniques mises en œuvre ont également dû tenir compte des enjeux liés aux inondations.

b) Bilan des travaux

Différents aménagements ont été réalisés selon différents degrés d'ambition. Lorsque les enjeux foncières le permettaient, une reméandration basée sur le tracé de la rivière avant sa rectification a été réalisée (Figure 2.28.A). Dans le cas contraire, les aménagements sont restés cantonnés au lit

mineur. Dans certains cas, une reméandration secondaire a été réalisée selon le principe de retirer une partie des enrochements pour rétablir une berge verticale en concavité et d'étaler ces enrochements sur la rive opposée pour reconstituer un dépôt de convexité, ce qui permet une diversification des faciès d'écoulement et des habitats aquatiques (Figures 2.28.B et 2.28.C). Dans d'autres cas, des aménagements plus spécifiques tels que des îlots, des déflecteurs, des risbermes et des banquettes ont été mis en place pour diversifier les faciès d'écoulement et les habitats aquatiques (Figures 2.28.D et 2.28.E).

En outre, des mesures ciblant des habitats spécifiques étaient comprises dans la plupart de ces projets de restauration de la dimension transversale, telles que la création de caches à poissons par la pose de blocs et de bois (troncs et souches) dans le cours d'eau ou encore le déversement de graviers pour reconstituer des sites de reproduction pour poissons lithophiles (*cf.* partie 4).

Au total, les travaux de restauration de la dimension transversale ont été réalisés sur 9,7 km de linéaire de cours d'eau, principalement dans la masse d'eau « Eau Blanche aval » mais également dans la masse d'eau « Bocq amont ». Le coût moyen de ces travaux s'élève à 68 € par mètre linéaire. Il est toutefois délicat de chercher à établir une règle de proportionnalité entre l'ambition des travaux et leur coût car ces derniers sont fortement conditionnés par la nature des aménagements réalisés, les conditions d'accès au chantier pour les engins mécaniques et la nécessité ou non d'évacuer les matériaux de déblais (Peeters *et al.*, 2013a).

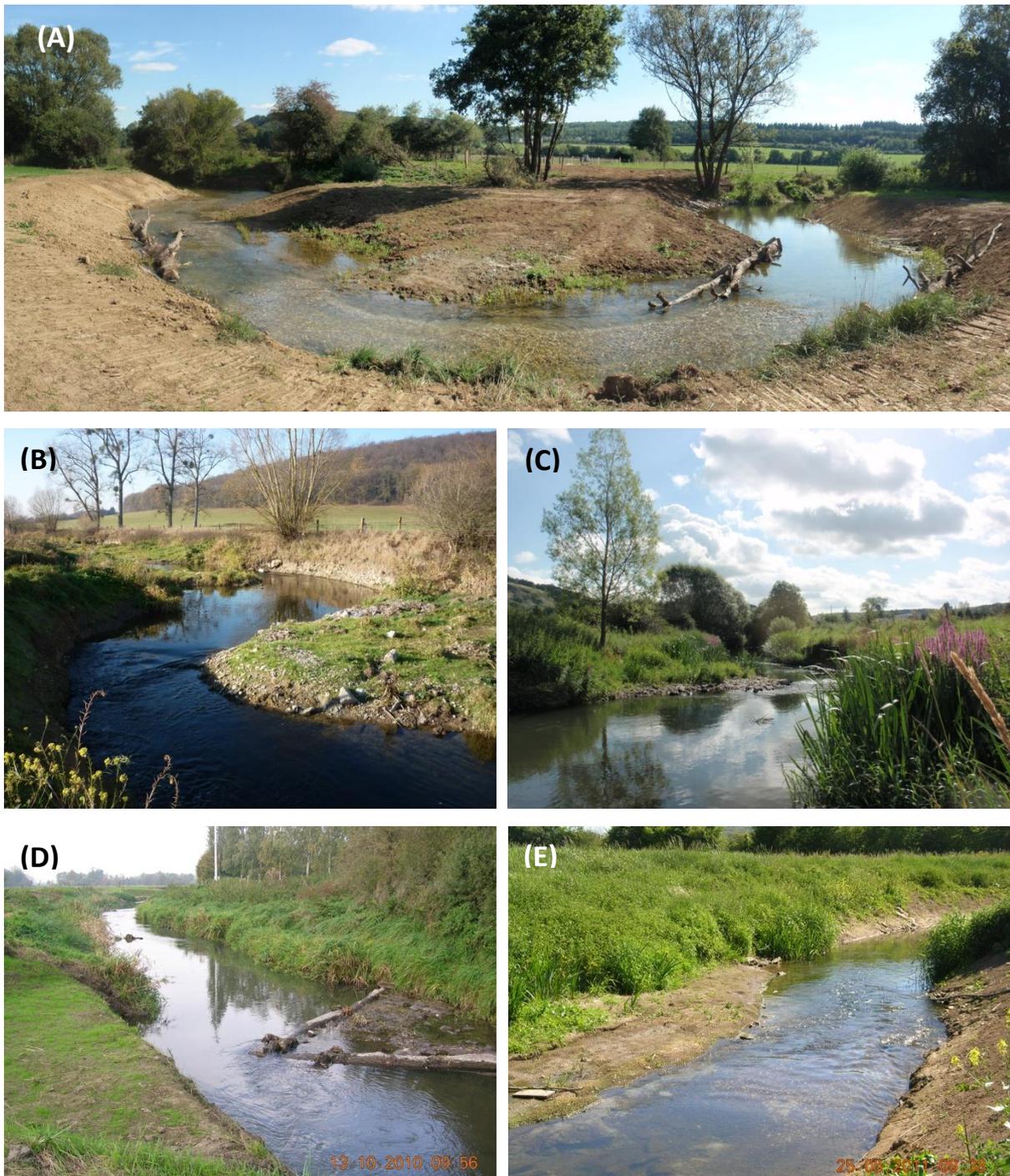


Figure 2.28 : Exemples d'aménagement sur le Bocq : (A) reméandration basée sur l'ancien tracé de la rivière et placement de graviers dans le chenal sur l'Eau Blanche à Boussu-en-Fagne, (B) reméandration secondaire au sein du lit mineur sur l'Eau Blanche à Nismes (3 mois après les travaux), (C) reméandration secondaire au sein du lit mineur sur l'Eau Blanche à Nismes (16 mois après les travaux), (D) déflecteur en rive gauche et banquette en rive droite sur l'Eau Blanche à Mariembourg, (E) riserme et plantation d'hélophytes en rive gauche et placement de graviers dans le chenal sur l'Eau Blanche à Mariembourg.

PARTIE 3

Can coarse bedload pass through weirs?

Partie 3 : Can coarse bedload pass through weirs?

Article publié dans la revue : *Geomorphology* (Volume 359, 15 June 2020, 107131)

Résumé

La restauration du transport sédimentaire de la charge de fond dans les rivières impactées par les interventions humaines a fait l'objet d'une attention croissante ces dernières années, notamment en réponse à la directive-cadre européenne sur l'eau (DCE) qui exige que la continuité écologique des rivières ne soit pas perturbée par des éléments anthropiques tels que des barrages ou des déversoirs. Le Bocq est un cours d'eau à pente modérée de Wallonie dont le bassin versant s'étend sur 233 km² et dont l'énergie hydraulique constituait autrefois une ressource largement exploitée, avec 74 déversoirs (jusqu'à 2,3 m de haut) sur un linéaire de 43 km. Dans cette étude, nous avons évalué les effets de sept déversoirs abandonnés sur le transport de la charge de fond, et ce pour trois types de déversoirs différents (définis par la présence et la position du système de vannage). Premièrement, les estimations du volume de sédiments (charge de fond) stockés dans les retenues ont indiqué que, malgré leur ancienneté, les retenues n'étaient pas complètement remplies (entre 25 et 50% de remplissage par rapport à la capacité maximale des retenues). De plus, leur remplissage n'a pas beaucoup évolué depuis 1990. Deuxièmement, l'analyse granulométrique des sédiments du fond du lit (en amont, en aval et dans les retenues), ainsi que l'étude du transport sédimentaire (à l'aide des galets marqués par *PIT tag* et des scories sidérurgiques) ont montré que la charge de fond continue à être transportée au travers des retenues et des déversoirs, bien qu'un piégeage sélectif des éléments les plus grossiers soit observé dans les retenues. Alors que les particules de taille proche du D_{50} peuvent passer par dessus la crête des déversoirs, les éléments plus grossiers ont tendance à rester dans les retenues. Cet effet de piégeage est atténué lorsque le déversoir possède des vannes ouvertes ou délabrées qui facilitent le transfert de la charge de fond. Ceci indique que les déversoirs agissent comme des barrières poreuses qui permettent le passage de la charge de fond, bien que les conditions géomorphologiques locales jouent un rôle primordial dans la détermination de la continuité locale des sédiments. Ces résultats suggèrent que la composante longitudinale de la connectivité sédimentaire est moins affectée qu'on ne le pensait initialement et qu'elle est susceptible d'augmenter avec le temps, à mesure que les anciens déversoirs se dégradent. Il convient d'en tenir compte lors de la planification des projets de restauration de la continuité longitudinale.

A. Introduction

Rivers maintain a long-term dynamic equilibrium between discharge, slope, sediment load and sediment size (Lane, 1955). The bedload fraction of the sediment yield is an essential component of river functioning in its role in bed level stabilization (Bravard, 1994) and the habitats it provides to benthic organisms (Palmer *et al.*, 2000; Ward *et al.*, 2002). Disturbances of bedload transport resulting from natural or anthropogenic changes may rapidly induce river channel changes (Schumm, 1993; Kondolf, 1997). This includes artificial features, such as dams or weirs, that interrupt or perturb bed material transfer (Williams & Wolman, 1984; Graf, 2005). Reduction in the bed material supply causes the degradation of river habitats for benthic macroinvertebrates and lithophilic fish species (Kondolf & Wolman, 1993). Thus, sediment continuity appears to be one of the key factors in preserving river morphodynamics and has received attention in recent years, notably in response to the European Water Framework Directive (WFD), which requires that the continuity of a river not be disturbed by anthropogenic activities and allows undisturbed migration of aquatic organisms and sediment transport (“very good ecological status” target) (European Commission, 2000). Nevertheless, sediment continuity is implicitly included in the biological requirements necessary to reach “good ecological status” (Newson & Large, 2006).

The impacts of large dams on bedload transport are well studied (Brandt, 2000; Graf, 2005, Graf, 2006; Major *et al.*, 2017; Rollet *et al.*, 2014). Sediments are trapped within the upstream impoundment, reducing reservoir capacity. The release of sediment-starved flow from the reservoir leads to the erosion and lowering of the channel bed (incision) and the development of a coarse-grained surface layer (armour) (Kondolf, 1997; Pizzuto, 2002; Assani & Petit, 2004; Petts & Gurnell, 2005).

In contrast, the geomorphological effects of smaller low-head dams are poorly studied. Also known as weirs or run-of-river dams, they are defined by Csiki & Rhoads (2010) as structures that do not exceed the elevation of the top of the channel banks and have flows that pass over the weir crest. The reservoir is delimited by a backwater reach contained within the upstream channel (*i.e.*, between the channel banks at the low-flow stage), unlike the impoundment of large dams that inundate the river channel and the floodplain (Csiki & Rhoads, 2010). Therefore, weirs usually have a small hydraulic head (few metres) and a short residence time (few minutes or hours) (Poff & Hart, 2002).

The geomorphological effects of such weirs are widely dependent on their capacity to trap sediments, ranging from downstream channel erosion to the absence of channel degradation (Malavoi *et al.*, 2011). In surveying studies conducted in North America, Csiki & Rhoads (2010) highlighted the high variability in trap efficiencies, resulting in varied amounts of sediment storage behind such weirs. Some studies established that bedload sediment can leave the reservoir during a high-flow event (Pearson *et al.*, 2011) or after exceeding the storage capacity of the reservoir (Major *et al.*, 2012). On the other hand, Csiki & Rhoads (2014) emphasized that four small-head dams of low-gradient rivers in Illinois do not create major discontinuities in channel morphology and sediment character, suggesting that they do not behave as major sediment traps. Furthermore, Pearson & Pizzuto (2015) documented the effects of six run-of-river dams in Delaware and showed that impoundments were partly filled with bedload sediment. According to these studies, sediment

storage behind weirs depends on several factors: (i) the occurrence of large flood events, (ii) the size of the sediments, (iii) the available sediment supply, (iv) the capacity of river hydraulics to transport sediments over the weir crest, and (v) the weir characteristics (form, height of the crest, presence or absence of sluice gate systems). Weirs can be classified into three types according to the presence of sluice gate systems in the main channel and their position relative to the weir (Figure 3.1).

The abovementioned studies highlight the high variability in the geomorphological effects of weirs on river systems and the need for a better understanding of these effects. Moreover, many weir removal operations have been conducted within the European Union since the 2000s, given the context of the WFD and its river continuity requirements (Lespez & Germaine, 2016; Howard *et al.*, 2017). Thus, river managers need a better knowledge of the effects of these structures on river systems to argue the need for removal operations and to forecast stream channel changes caused by such removal. Moreover, the effects of such in-channel structures on connectivity at a broader scale (river course, catchment) are key considerations in determining the recovery potential of fragmented river networks and the range of potential trajectories of geomorphic river adjustment (Brierley & Fryirs, 2005; Wohl *et al.*, 2019).

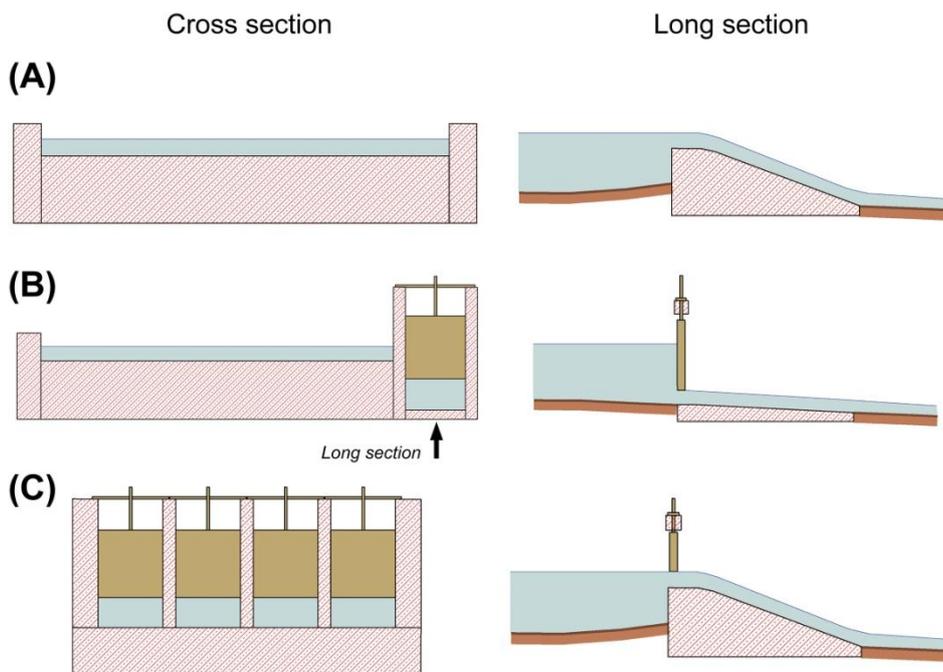


Figure 3.1 : Types of weirs: (A) weir without sluice gates in the main channel, (B) weir with sluice gates on the side in the main channel, (C) sluice gate system above the weir in the main channel.

Addressing these issues requires an in-depth assessment of the extent to which former weirs represent barriers to bedload continuity. Three outcomes are possible: (i) weirs impede bedload transport; (ii) weirs do not inhibit bedload transfer; and (iii) weirs act as leaky barriers that disrupt bedload transfer to a variable extent. To answer this question, we study the effects of three different types of weirs on bedload transport in a moderate-gradient stream in Wallonia (Belgium) based on the volume estimates of bedload stores in seven weir reservoirs, the variations in the characteristics of bed material upstream and downstream of these reservoirs, and bedload displacements over the weir crest using marked pebbles. The results inform the extent to which former weirs represent

barriers to bedload continuity, which also provides elements for assessing connectivity at the river course scale.

B. Study sites

The Bocq River is located in Wallonia, Belgium, and is a tributary of the Meuse River (Figure 3.2). Its catchment (233 km²) is mainly included in the Condroz region, where the underlying bedrock consists of Upper Devonian sandstone (anticlinal crests) and Carboniferous limestone (synclinal valleys). Local patches of Oligocene sands rest on the limestone valleys, mostly in karstic depressions. Land use in the catchment is dominated by grassland (~30%) in the valley bottom, crop land (~37%) on the plateau, and forested land (~31%) on the hillslopes. The region has a temperate oceanic climate with a mean annual rainfall of 850–900 mm (Dupriez & Sneyers, 1979).

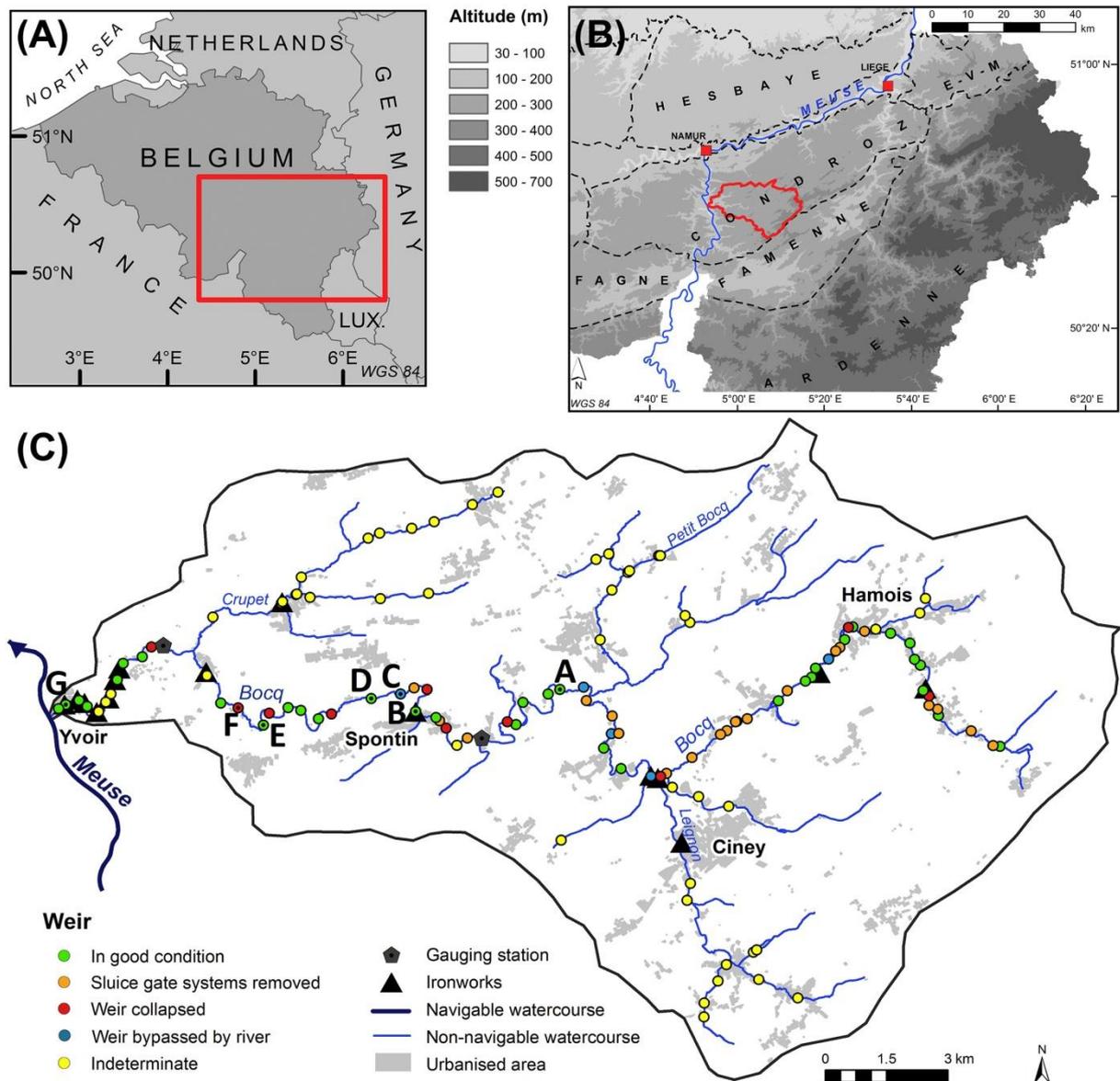


Figure 3.2 : (A) and (B) Location of the Bocq catchment in Belgium. (C) Location of the weir study sites (ID letter) within the catchment.

The Bocq River has a fluvial pattern characterized by a single-thread slightly sinuous channel with pools and riffles. It has cohesive silty banks with a well-developed forested riparian zone. Its bed material is mainly composed of sandstone and limestone pebbles.

The study sites are located on the middle and lower courses of the Bocq River. The middle course has a low slope (~2‰) and low energy (unit stream power at the bankfull stage ~30 W/m²), whereas its lower course is characterized by a medium slope (~6‰) and high energy (unit stream power at the bankfull stage >100 W/m²) (Figure 3.3). The break in slope between the two courses is related to the knickpoint retreat resulting from the Quaternary river incision in the Meuse catchment (Rixhon *et al.*, 2011). In this way, the stream in the incised downstream course is more regularly in contact with its valley slopes and receives steep tributaries that provide coarse elements. This factor results in a general downstream coarsening of bed material, as defined by the plots of specific percentiles of the surface grain size distributions, D₅₀ and D₉₀ (Figure 3.3).

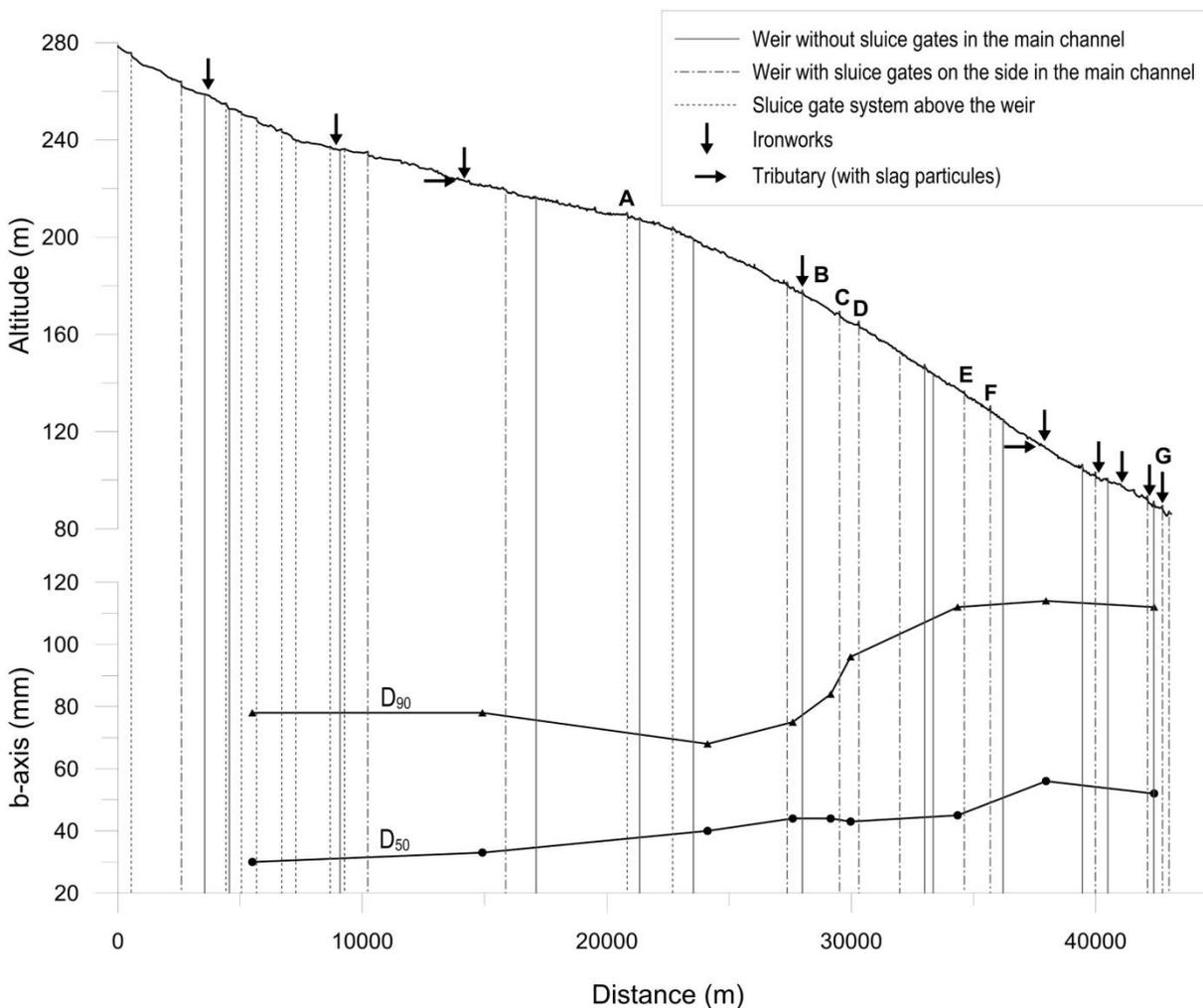


Figure 3.3 : Longitudinal profile of the Bocq River and D₅₀ and D₉₀ of the surface grain size distributions. The profile shows the location of the ironworks, the weirs in good condition and the weir study sites (ID letter).

The stream flow of the Bocq River is mainly dominated by base flow discharged from limestone aquifers (Van den Broeck *et al.*, 1910). This can explain the low frequency of bankfull discharge, with a return period equal to four years (Petit & Pauquet, 1997). The dominance of the base flow component implies a continuous flow of the stream, even during periods of drought, which has formerly provided favourable conditions for the establishment of water mills. However, since the end of the nineteenth century, several groundwater abstraction sites have emerged for drinking water production (Deblon, 1903). Today, groundwater abstraction lowers the discharge of the Bocq to such an extent that the annual volume that flows out of the catchment is 19% lower than that volume in natural conditions (Brouyère *et al.*, 2009).

Construction of mill weirs along the Bocq began as early as the fourteenth century and was favoured by the presence of a fertile plateau nearby for cereal cultivation (Germain, 2011). Other weirs were also built during the same period to supply water to meadow irrigation systems and to operate ironworks, which also required iron ore and large quantities of wood to feed the charcoal-fired blast furnaces, both available in the vicinity (Gillard, 1971; Germain, 2011). Thereafter, a railway built in the second half of the nineteenth century marked the beginning of an important extractive industry in the valley, with many sawmills (Germain & Genette, 2004; Germain, 2011). Including weirs related to electric turbines, water-pumping machines and agriculture (irrigation and livestock watering) by the end of the nineteenth century, at least 74 weirs were located on the 43 km river course with an average spacing of 580 m (Figure 3.2).

In 2009, an exhaustive database of the Bocq River weirs was compiled, based on previous inventories and additional field surveys (Table 3.1; Peeters *et al.*, 2013b). This database focused on parameters related to potential alterations of bedload transport continuity, such as the type of weir (Figure 3.1), the state of the weir and more specifically the state of the sluice gate systems, the height of the weir, and the vertical spacing between the weir crest and the stored sediment behind the weir. This database showed that 34 weirs are still in good condition. Their height ranges from 40 to 230 cm (107 cm on average), while the vertical spacing between the weir crest and the stored sediment is between 5 and 110 cm (45 cm on average). The sum of their backwater lengths is approximately 8.4 km, which represents 20% of the total river course. The presence of sluice gates, when they are maintained open, should theoretically play a role in facilitating sediment transfer, thus reducing the weir influence on bedload transport continuity (Dépret *et al.*, 2019). However, most of the surveyed weirs in good condition are not used and are commonly left abandoned with their gates closed, with some exceptions of a remaining mill weir and a few power plants. On the other hand, the database showed that many old weirs have their sluice gate systems dismantled, or they were destroyed or bypassed by rivers, which should therefore remove their potential effect as a barrier to bedload transport.

Table 3.1 : Survey of weirs in 2009 on the Bocq River.

		Type of weir			Total
		Weir without sluice gates in the main channel	Weir with sluice gates on the side in the main channel	Sluice gate systems above the weir	
State of the weir	In good condition	12	12	10	34
	Sluice gate systems removed	N/A	2	19	21
	Weir collapsed	1	6	3	10
	Weir bypassed by river	0	1	4	5
	Indetermined	2	2	0	4
Total		15	23	36	74

Today, with the growing concern over environmental issues, these weirs are still in good condition and are increasingly seen as barriers to the free movement of fish and sediment transport, which has led river managers to undertake river restoration projects. Thus, the Bocq River has been subject to a catchment-scale restoration project between 2009 and 2014 (European LIFE+ project Walphy), with 22 barriers removed or modified (*i.e.*, bypass channel, pre-weirs system, rock ramp or fish ladder) to reconnect the Bocq with the Meuse and to improve access to upstream areas of spawning grounds (Peeters *et al.*, 2013a; Castelain *et al.*, 2018). Prior to the restoration projects (2009), several weirs were studied in detail to assess their effect on sediment transport, including the seven weir sites of this study (Figure 3.4). Site selection balanced several considerations, including a variety of weir types and a variety of geomorphological contexts, defined by river slope and unit stream power (Table 3.2). In addition, site selection included a weir that was bypassed by the river (site C) and a weir that had degraded and then collapsed during the study period (site F). Three weir sites (B, D and E) were studied in more detail, with additional surveys conducted in 2009 and 2019.

Table 3.2 : Characteristics of the weir study sites.

ID	Site	Drainage area (km ²)	Weir height (m)	Extent of the back-water effect (m)	Type of weir	Former uses and period of activity	Number of sluice gates in the main channel	State of sluice gates	Vertical spacing between weir crest and stored sediment (m)
A	Gémenne	146	1.45	725	Sluice gate system above the weir	Water mill (mention in the late 16th century, water gate system from the early 19th century)	5	Open but obstructed with log jam	0.15
B	Spontin	165	1.20	200	Weir without sluice gates in the main channel	Irrigation (unknown date), ironworks (mention in the early 15th century), water pumping (from 1896 until mid-20th century)	N/A	N/A	0.5
C	Chansin 1	170	1.54	130(*)	Weir with sluice gates on the side in the main channel	Irrigation (unknown date), extractive industry (from 1896 until the 1980s)	1	Closed	0.29
D	Chansin 2	175	1.61	360	Weir with sluice gates on the side in the main channel	Irrigation (unknown date), extractive industry (from the 1896 until the 1980s)	1	Closed	0.5
E	Purnode 1	181	1.40	170	Weir with sluice gates on the side in the main channel	Irrigation (unknown date), water pumping (from 1898 until mid-20th century)	1	Closed	0.14
F	Purnode 2	185	2.30	0(**)	Weir without sluice gates in the main channel	Irrigation (unknown date), water pumping (from the 1890s until mid-20th century)	N/A	N/A	0.3
G	Yvoir	232	1.90	250	Weir with sluice gates on the side in the main channel	Ironworks (mention in 1714), water gates system from the early 19th century), electric turbine (from 1904 until 1950)	2	Closed	0.98

(*) Weir bypassed by river

(**) Breached weir



Figure 3.4 : Weir study sites. Kilometre numbers indicate distance downstream.

C. Methodology

The methodology was based (i) on the volume estimates of bedload sediment stored in reservoirs and (ii) on the assessment of bedload transport across reservoirs (Table 3.3). The volumes of bedload sediment stored in reservoirs were estimated at each study weir using a topographic survey dating from 1989 to 1990. Additional surveys were carried out in 2009 or 2019 for three weir sites (B, D and E) to allow comparison with older surveys. The assessment of bedload transport across reservoirs relies on pebble counts and tracing methods. The same bed sediment sampling scheme was carried out at each study weir. Two of the study weirs (D and E) were further evaluated using two tracing methods, iron slag particles and low-frequency passive integrated transponders (PIT tags) for assessing bedload transport through reservoirs and over weir systems, respectively.

Table 3.3 : Methodology applied to the weir study sites.

ID	Site	Volume estimates of bedload sediment stored in reservoirs		Assessment of bedload transport across reservoirs		
		1989-1990	2009 or 2019	Pebble counts	Iron slag particles tracing method	PIT tags tracing method
A	Gémenne	✓		✓		
B	Spontin	✓	✓	✓		
C	Chansin 1	✓		✓		
D	Chansin 2	✓	✓	✓	✓	✓
E	Purnode 1	✓	✓	✓	✓	✓
F	Purnode 2	✓		✓		
G	Yvoir	✓		✓		

Hydrological data

River discharge values (1-h frequency records) were recorded in two gauging stations and were obtained from the river managers of non-navigable watercourses (Wallonia, DCENN, Aqualim). The Yvoir gauging station, located in the downstream part of the Bocq (Figure 3.2), has recorded discharge values since 1979. On the other hand, the Spontin gauging station is closer to most of the study sites (~2 km upstream of the study site B) but it has a shorter monitoring period, which starts in 2006. It also has a significant gap between 18/08/2010 and 1/04/2011, including the two most important floods that occurred during the PIT tag monitoring period (*i.e.*, 14/11/2010 and 7/01/2011). The missing peak flows could be determined through the correlation based on maximum discharge values with the downstream station of Yvoir (n = 88; R2 = 0.96; Peeters *et al.*, 2013b).

Volume estimates of the bedload sediment stored in the reservoir

The volume estimates of bedload sediment stored in the reservoir were performed through the analysis of old and recent topographic surveys. The oldest survey dates from 1955 to 1957 and has channel cross sections measured every 100 m on average, which does not provide sufficient coverage to accurately estimate the volume of trapped sediments. The 1955–1957 data could only be used to compare the topographic evolution of the cross sections. In contrast, the 1989–1990 data have better coverage (average channel cross-section spacing of 43 m), with additional measures carried out on channel fluvial structures and on upstream filling. In 2009 and 2019, we resurveyed three study sites (B, D and E) using a total station. A large proportion of the surface area of the reservoirs was wadable. Surveying non-wadable areas of the reservoirs required the use of wetsuits and technical snorkeling gear. Cross sections were spaced at intervals of two channel widths (~20 m) upstream over a distance equal to the length of the backwater effect, except for site B, where the cross-section spacing was equal to half the channel width (5 m). Additional cross sections were surveyed at the same locations as the 1989–1990 cross sections and directly upstream of the weir crest. These surveys were georeferenced on the 1989–1990 data (RMS error of the estimated coordinates of a few centimetres).

In the absence of topographic data prior to the construction of weirs, the volume calculations of the reservoir capacity were made by analysing the theoretical pre-weir longitudinal profile. For each weir, we first calculated the linear regression that best fits the 1989–1990 stream bed for a line extending over several hundred metres upstream and downstream of the reservoir but not including the reservoir itself (Figure 3.5). This line was assumed to be unaffected by the presence of the considered weir, although its extent might be limited by the presence of other neighbouring weirs. This method provides a theoretical pre-weir longitudinal profile whose slope is roughly identical to that of the undammed neighbouring courses and for which the altitude coincides with that of the base of the weir. Afterwards, the total volume of reservoir capacity required calculating the area of the right triangle whose right angle, located on the top of the weir crest, is defined by a vertical side corresponding to the weir (from crest to base) and a horizontal side measured from the top of the weir crest to the intersection with the above regression line (Figure 3.5). Thus, this third side (hypotenuse) corresponds to the assumed pre-weir alluvium. The area of this triangle is then multiplied by the average channel width of the reservoir to establish the estimated total volume that the impoundment could hold. The sediments stored in the reservoir are evaluated by integrating between the third side (hypotenuse) of the above triangle and the reservoir streambed surveyed along the same longitudinal profile, where each value represents the mean depth of the related cross section (measured between bank toes). The integrated area is then multiplied by the same average channel width to determine the total volume of stored sediment.

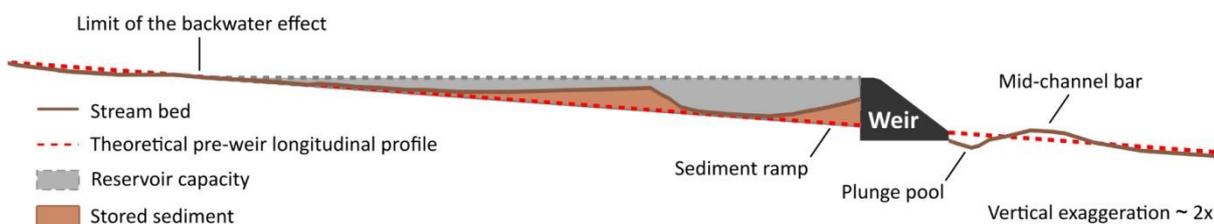


Figure 3.5 : Diagram of the volume calculations of the reservoir capacity and the stored sediment.

Although initially based on accurate topographic measurements, this method may suffer from sources of error, which are mainly related to the density of data points used to calculate the volumes of stored sediment (*i.e.*, the density of the channel cross section and the number of points per cross section). The mean point spacing along the cross section is below 1 m for all surveys, whereas the average cross-section spacing differs between surveys. It is 20 m for the 2019 surveys, whereas it ranges between 25 and 40 m for the 1989–1990 surveys. Only the 2009 survey on study site B is more accurate with an average cross-section spacing of 5 m. In that respect, to assess the uncertainty in estimates, the method was replicated on study site B for the same survey but with lower resolutions (*i.e.*, cross-section spacing of 20 m and 40 m). This comparison highlighted that the 20 m and 40 m cross-section spacing surveys overestimate the volume of stored sediment by 7% and 20%, respectively. Therefore, we can carefully set the uncertainty of the volume estimate of stored sediment to 20% and 7% for the 1989–1990 and 2009 surveys, respectively. This affects the ratio between stored sediment and reservoir capacity, for which an uncertainty can also be assigned.

Assessment of the bedload transport across reservoirs

To evaluate the impact of weirs on bedload transport, and the possible downstream coarsening of bed material, we first determined the variations in the characteristics of bed material upstream and downstream of reservoirs using the Wolman (1954) pebble count method. Samples were carried out on riffles downstream and upstream (beyond the backwater effect of the weir) of each studied reservoir, and within the Purnode 1 reservoir (site E), which was wadable. Samples were collected on two to three parallel lines (depending on the stream width) perpendicular to the main flow direction. Each sample consisted of 100 particles to ensure a minimum error of 20% on percentile estimates (Rice & Church, 1996).

Additionally, two kinds of tracers were used for assessing the effects of two weirs (sites D and E) on bedload transport: (*i*) the use of PIT tags to evaluate weir passability and (*ii*) iron slag particles to assess bedload continuity within the reservoir system. The latter consists of using slag elements produced by ancient blast furnaces established along rivers between the fourteenth and nineteenth centuries (Houbrechts *et al.*, 2020). These slag particles were dumped close to the stream bank or directly into the stream. Thereafter, considerable amounts of slag particles were injected into streams, mixed into bedload sediment, and dispersed in the form of a sediment wave with a downstream propagation front (Houbrechts *et al.*, 2011). When this front reaches the backwater effect of a weir, slag particles are either trapped in the reservoir or moved downstream of the weir system. Thus, the presence of slag particles downstream of a given weir should demonstrate that the weir reservoir does not act as a sediment trap. This method required dating the establishment of ironworks and the construction of downstream weirs. The proportion of slag elements is determined by sieving and counting a minimum of 500 elements, yielding a class interval below 3% with a 95% probability (Van der Plas & Tobi, 1965; Duchesne & Pissart, 1985). We focused on the 20 to 40 mm size fraction, which corresponds to the size of the movable particles in natural conditions (highlighted by PIT-tagged pebble tracking; see Peeters *et al.*, 2013b).

The second tracing method is based on PIT tags that are used for particle-tracking in rivers (Lamarre *et al.*, 2005; Liébault *et al.*, 2012; Houbrechts *et al.*, 2015; MacVicar *et al.*, 2015; Arnaud *et al.*, 2017). The PIT tags used are 23 mm long and are inserted into a slot made using a grinder, which allows us to equip pebbles of almost the same length (a-axis). Although PIT tags are sealed with epoxy glue,

the density and shape of the pebble are not significantly modified. The size of the tagged particles corresponds to the grain size of the surface of riffles located upstream from the backwater effect. For the two study sites, 50 particles were collected randomly following the Wolman method (Wolman, 1954). Afterwards, these marked particles were deployed into the reservoirs in three lines at distances of 5, 10 and 15 m upstream of the crest of the weir. Following a flow event that exceeded the discharge at which bedload begins to move, the survey was conducted with an antenna able to detect the tagged particles with a high degree of precision (within a 0.5 m radius), even when the tracers were buried in the gravel matrix. Walking searches were performed in shallow-water areas whereas non-wadable areas required the use of a small boat. Tracer location was determined using measuring tapes to be subsequently reported on the topographic survey, which provides a position with an accuracy within the range of one metre. Tracer analysis was performed to evaluate bedload transport over the two study weir systems, taking into account the size of the movable and unmovable particles, the magnitude of the related discharge and the weir characteristics (*i.e.*, the presence of sluice gates, their position and their state of disrepair).

D. Results

Volume estimates of the bedload sediment stored in reservoirs

The analysis of the 1989–1990 topographic survey shows that the volume of sediment stored in the reservoir ranges from 459 m³ to 2479 m³ (Table 3.4). Compared to the original reservoir storage capacity, the volumes of sediment trapped behind the studied weirs represent a ratio between 25 and 50% of capacity. The differences in the volumes of trapped sediment are primarily explained by the height of the weir and the capacity of the river to entrain bedload sediment over the reservoir. Indeed, the Gemenne weir (site A), despite its moderate height (1.45 m), has the highest trapped volume (~2500 m³) and the highest ratio of stored sediment (50%), which is likely caused by the low gradient and the low unit power of the stream course. Likewise, the two highest weirs studied (sites F and G) have a volume of approximately 850 m³, corresponding to a ratio of approximately 35%, which is nevertheless comparable to the ratio calculated for the smaller weirs located in the same context (sites B, D and E) defined by a moderate slope and a significant unit stream power.

Table 3.4 : Volume estimates of bedload sediment stored in the reservoir compared to the original reservoir storage capacity (with estimates of uncertainty in parentheses).

ID	Site	Date of survey completion	Weir height (m)	Total volume of stored sediment (m ³)	Original reservoir storage capacity (m ³)	Ratio (%)	Bankfull Q _b discharge (m ³ /s)	Pre-weir alluvium slope (m/m)	Width at Q _b (m)	Pre-weir unit stream power at Q _b (W/m ²)
A	Gemenne	1989-1990	1.45	2479 (496)	4950	50 (10)	16.2	0.0020	9.9	32
B	Spontin	1989-1990	1.20	459 (92)	1223	38 (8)	17.9	0.0058	9.2	110
		2009	1.20	308	1223	25				
C	Chansin 1	1989-1990	1.54	849 (170)	1850	46 (9)	18.3	0.0062	8.9	125
D	Chansin 2	1989-1990	1.61	645 (129)	2612	25 (5)	18.3	0.0052	9.2	101
		2019	1.61	349 (24)	2612	13 (1)				
E	Purnode 1	1989-1990	1.40	472 (94)	1434	33 (7)	21.7	0.0070	10.7	138
		2019	1.40	414 (29)	1434	29 (2)				
F	Purnode 2	1989-1990	2.30	844 (169)	2588	33 (7)	22.1	0.0068	10.1	145
G	Yvoir	1989-1990	1.90	846 (169)	2214	38 (8)	26.3	0.0059	11.1	137

For the three reservoirs studied in detail (sites B, D and E), the volumes calculated in 2009 and 2019 are systematically lower than those in 1989–1990. This can be attributed to the hydrological period, characterized by three peak flows with a recurrence interval >10 yr, likely to cause displacements in reservoirs and over the weirs (Figure 3.6.B). Nevertheless, this difference could also be related to the method, for which the higher density of the 2009 and 2019 channel cross sections provides a better accuracy of volume estimates than that for the 1989–1990 cross sections, as is the case at the upstream vicinity of weir site E (Figure 3.6.A). For reservoir site D, the difference in volume estimates is most likely caused by the partial destruction of the flushing gate during the 21/09/2014 flood ($Q = 19 \text{ m}^3/\text{s}$; $RI = 2.5 \text{ yr}$ at the Spontin gauging station), which resulted in a partial release of the trapped sediments from the reservoir. This might also be the case, to a lesser extent, for reservoir site E, for which the flushing gate remained open during the construction of a fish bypass channel in June 2010. Note that the most upstream part of this reservoir locally shows the 2019 long profile lower (~50 cm) than the theoretical pre-weir profile because of the presence of a pool near the right bank, which was not present on older profiles (Figure 3.6.A). Last, reservoir site C is a specific case because the weir was bypassed by the river between 1955–1957 and 1989–1990, leaving the trapped sediment in place, thus showing a high ratio (50%) of sediment stored in the reservoir. Without a recent survey, the evolution of the infill cannot be evaluated, but it is likely that some of the trapped sediment has been subsequently flushed away.

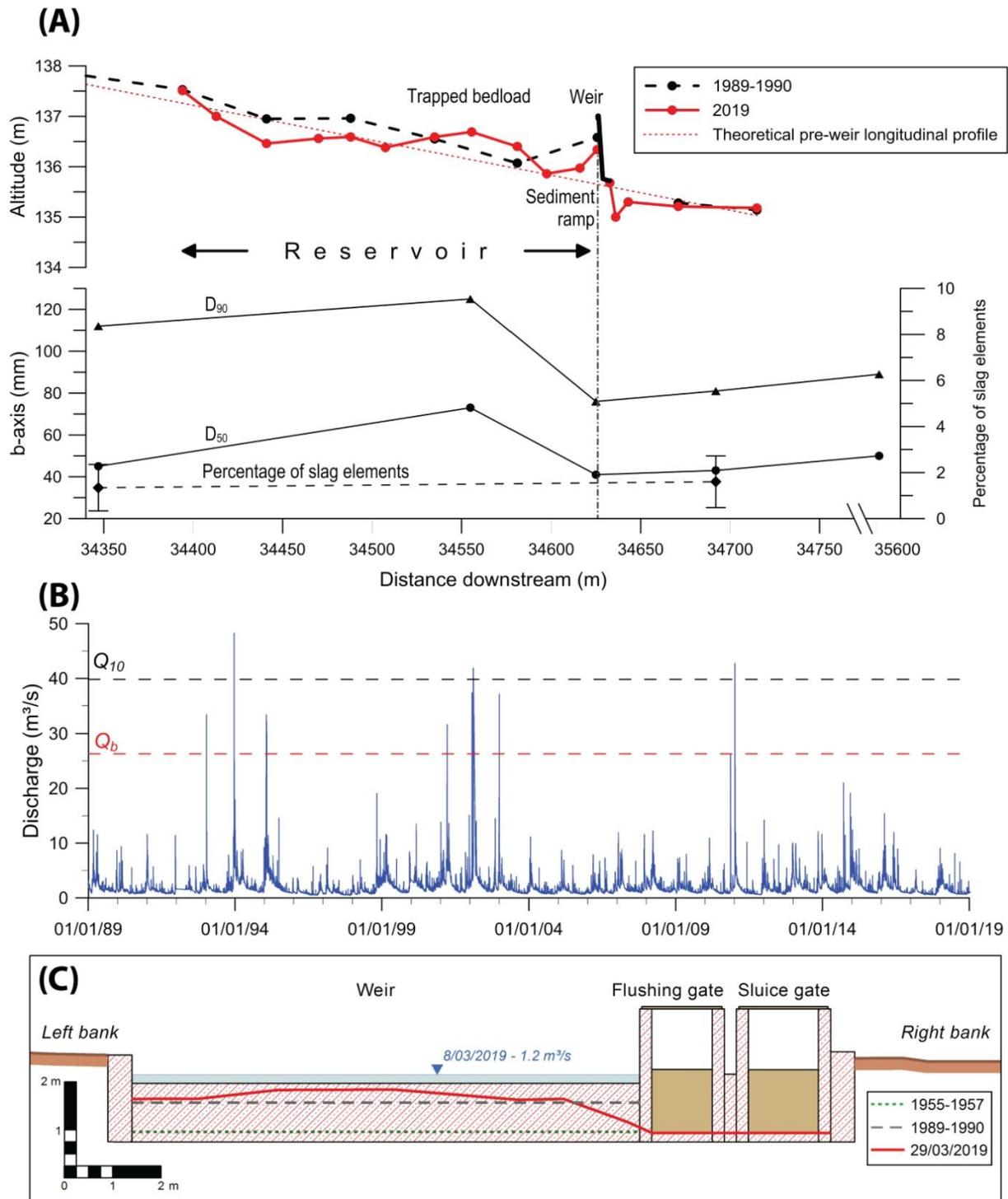


Figure 3.6 : Bedload trapped in the Purnode 1 reservoir (site E). (A) Longitudinal profile based on the mean bed elevation of cross sections (between bank toes); sediment characteristics upstream, downstream and within the reservoir; and percentage of slag particles (error bars denote standard deviation 2σ). (B) River discharge values (1-h frequency records) at the Yvoir gauging station (Wallonia, DCENN, Aqualim). Q_b : bankfull discharge and Q_{10} : 10-yr return period discharge. (C) Cross section of the weir and elevation of bedload sediment behind the weir.

Although the 1955–1957 profiles did not allow volume estimates, cross sections of the structure could nevertheless be compared with the most recent cross sections, in particular at the level of the sediment filling behind the weir. The example of weir site E (Figure 3.6.C) shows that the elevation of

the 2019 sediment filling is close to the elevation of the weir crest and is roughly the same as that of the 1989–1990 sediment filling. On the other hand, the level of the 1955–1957 filling is 60 cm lower and corresponds to the altitude of the flushing gate. These differences in elevation can be related to the activity of the flushing gate, which was likely regularly operated in the 1950s, inducing a release of the bedload sediments. Thereafter, with the abandonment of the activity, the gate remained closed, which allowed the sedimentary ramp to be re-established.

Assessment of bedload transport across reservoirs

The pebble counts carried out downstream and upstream of weir reservoirs did not highlight bedload coarsening downstream of the weirs (Table 3.5). In contrast, grain size analysis shows little change in the median (D_{50}) on both sides of reservoirs, while the D_{90} percentile shows a significant decrease downstream of reservoirs. Weir sites C and F are not affected by this decrease as they no longer represent a potential barrier to bedload transport because weir site C was bypassed by the river and weir site F has recently collapsed. The coarsening of bedload downstream of site F can be attributed to the presence of a tributary containing coarse sediments.

Table 3.5 : Specific percentiles of the surface grain size distributions upstream and downstream of weirs, and percentage of slag particles (with standard deviation in parentheses).

ID	Sampling location (in relation to the study weir)	River kilometre	Distance from weir (m)	D_{50} (mm)	D_{90} (mm)	Percentage of slag elements
A	Upstream (reference)	14.9	-1168	33	78	N/A
A	Downstream	21.1	228	38	62	N/A
B	Upstream (reference)	27.6	-396	44	75	N/A
B	Downstream	28.0	15	38	64	N/A
C	Upstream (reference)	29.2	-360	44	84	N/A
C	Downstream	29.6	106	46	88	N/A
D	Upstream (reference)	30.0	-338	43	96	1.3 (0.47)
D	Downstream	30.4	46	42	79	1.4 (0.52)
E	Upstream (reference)	34.3	-279	45	112	1.3 (0.50)
E	Within reservoir (trapped bedload)	34.6	-71	73	125	N/A
E	Within reservoir (sediment ramp)	34.6	-1	41	76	N/A
E	Downstream	34.7	66	43	81	1.6 (0.56)
F	Upstream (reference)	35.6	-87	50	89	N/A
F	Downstream	38.0	2282	56	114	N/A
G	Upstream (reference)	42.4	-337	52	112	N/A
G	Downstream	42.7	15	50	90	N/A

To explain this decrease in the amount of coarse sediments downstream of reservoirs, more pebble counts were made in the site E reservoir (Figure 3.6). The sediments trapped in the reservoir ($D_{50} = 73$ mm and $D_{90} = 125$ mm) are coarser than the sediments upstream (t-test, $\alpha = 0.05$, $p < 0.001$). On the other hand, the sediments that formed the sedimentary ramp (*i.e.*, immediately upstream from the crest of the weir) are finer ($D_{50} = 41$ mm and $D_{90} = 76$ mm) and have an almost identical grain size distribution as the sediments sampled downstream of the weir (t-test, $\alpha = 0.05$, $p = 0.6$). This suggests that the weir allows finer bedload grain sizes (below ~ 80 mm) to pass, while the coarser sediment (up to ~ 80 mm) is more generally trapped in the reservoir.

Regarding the slag particle tracing method, we first inventoried the potential sources of slag, namely, the four ironworks located in the upstream part of the basin (*i.e.*, upstream of the three weirs studied in detail, sites B, D and E; see Figure 3.3). Among them, the Spontin blast furnace can be considered the main source of the slag particles located farthest downstream (*i.e.*, the propagation front) because of its old age (it has operated since the early fifteenth century; Gillard, 1971) and its position (the closest blast furnace to the study weir sites). Although the location of the furnace is not precisely known, it has probably worked in relation to the Spontin weir (site B) given the presence of a slag dump between the river and the head race of the mill. In this context, the tracing method cannot be applied to weir site B, as the proximity between the slag injection and the weir does not allow for a comparison of the concentrations upstream and downstream of the reservoir (*i.e.*, the slag particles that are likely to come from upstream are mixed with the slags from the dump). However, the method was successfully applied to sites D and E (Table 3.5 and Figure 3.6) and provided percentages of slag elements ranging from 1.3% to 1.6%. Despite these low concentration values, there is little variation between upstream and downstream areas of the two study weirs. Moreover, taking into account the estimated speed of the bedload propagation front (2–4 km/century according to Houbrechts *et al.*, 2011) and the duration of the propagation period (~ 5.5 centuries between the establishment of the ironworks and the construction of the downstream weirs), the front likely reached the two study weir sites before their reconstruction. Nevertheless, the presence of slag particles in riffles within close proximity to the weirs suggests an upstream source (*i.e.*, sediment carried through the reservoir), especially because the reach between the weir and the sampled riffle did not display other potential supplies, such as a contaminated tributary or lateral erosion of bank material with slag particles. This suggests that bedload can cross the studied reservoirs, at least for the analysed grain size fraction (b-axis between 20 and 40 mm).

The PIT-tagged pebble tracing method applied to the two study sites (sites D and E) highlighted that bedload sediment can cross the weir system both through the open flushing gates and over the crest of the weirs. Surveys from weir site D are presented as an example of the results obtained with this method (Table 3.6). The 50 tracers were deployed on 16/12/2018 and were tracked three times (surveys S1, S2 and S3). Survey S1 was carried out after a short period characterized by a weak peak flow (recurrence interval $RI < 1$ yr) with no displacement of tracers. We recovered 38 of 50 tracers, probably because of tracer signal collisions (*i.e.*, tags in close proximity to one another and undetected; see Cassel *et al.*, 2016). Survey S2 followed a period characterized by several peak flows, including an 11-yr flood. Seventeen tracers were found downstream from the weir and five upstream, although the upstream tracking length was limited to the wadable sediment ramp (~ 8 m) in the absence of a boat. As the flushing gate was closed, the tracers crossed the weir over its crest (vertical spacing of 50 cm). The tracer diameter did not exceed 47 mm, which suggests that the coarsest tracers remained in the reservoir. Survey S3 corresponds to a period with several peak

flows, the highest being equivalent to the bankfull discharge (RI ~2.5 yr). The highest peak flow caused damage to the flushing gate (Figure 3.7.C) so that the reservoir bedload materials could be released through the gate. However, bedload sediment also crossed the crest of the weir, as shown by the tracers found in the downstream vicinity of the weir or trapped in the wrecked masonry of the downstream weir ramp. Regarding sediment size, surveys S2 and S3 indicate that sediments that have crossed the weir crest do not exceed 49 mm, whereas those that have passed through the gate (*i.e.*, after survey S3) are coarser, up to 114 mm.

Table 3.6 : PIT-tagged pebble surveys at study site D and the characteristics of flow events and sediment movement. Tracking length refers to the distance surveyed upstream (with a minus sign) and downstream (with a plus sign) of the weir crest. *S2 was limited to the wadable part of the reservoir.

Survey ID (+ period)	Q_{\max} at Spontin gauging station (m^3/s)	Date of Q_{\max}	Q_{\max}/Q_b	RI (yr)	ω (W/m^2) at Spontin gauging station	Tracking length (m)	% of recovered tracers	Number of tracers found downstream from the weir	Range of b-axis of tracers found downstream from the weir (mm)	D_{50} of tracers found downstream from the weir (mm)
S ₁ (16/12/2008 - 2/02/2009)	5.6	23/01/2009	0.31	< 1	29	From -20 to +30	76	0	N/A	N/A
S ₂ (2/02/2009 - 3/10/2011)	30.6	7/01/2011	1.67	11	156	From -8* to +115	42	17	18 - 47	38
S ₃ (3/10/2011 - 17/05/2017)	18.6	21/09/2014	1.02	2.5	95	From -20 to +140	78	36	18 - 114	38

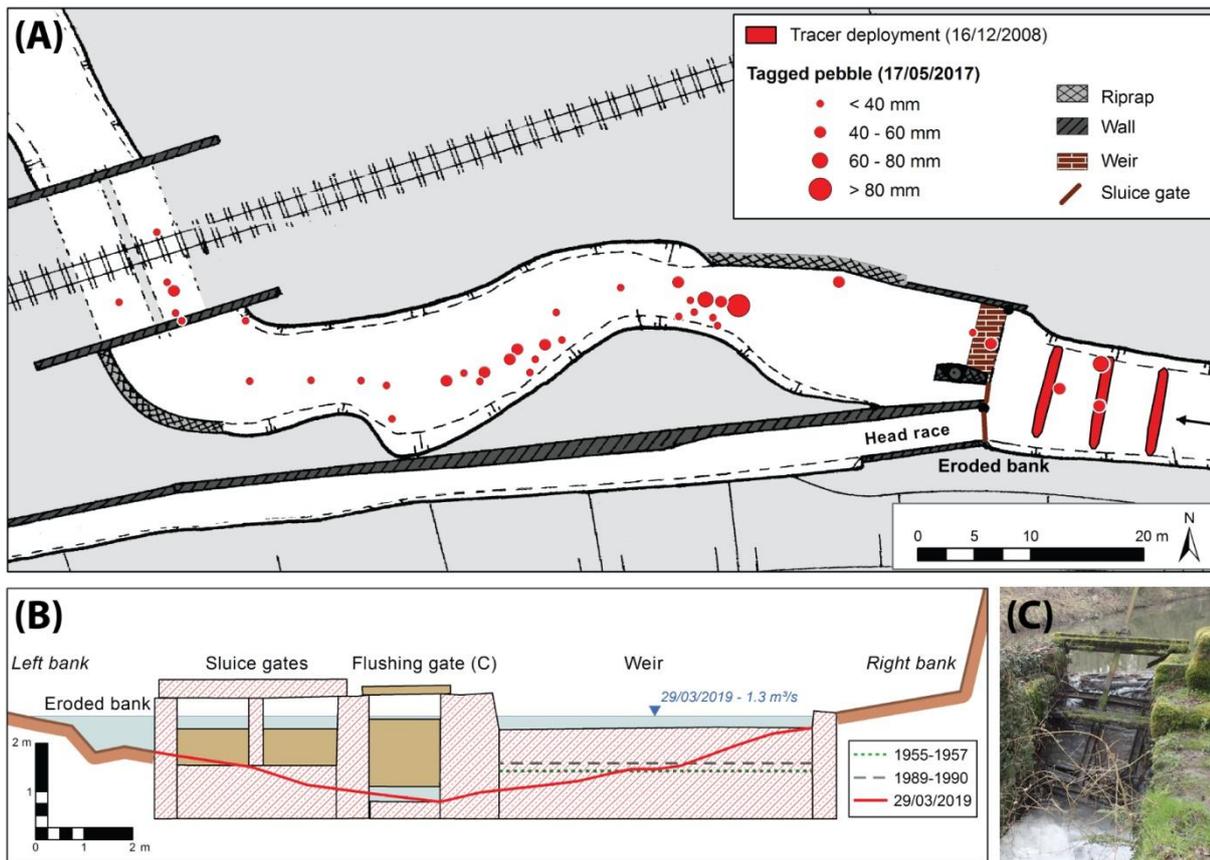


Figure 3.7 : Bedload transport over weir site D. (A) Localization of tracer deployment and the PIT-tagged pebbles surveyed on S3. The size of the red circles indicates their b-axis. (B) Cross section of the weir and the elevation of trapped bedload sediment behind the weir. (C) Flushing gate damaged by the 21/09/2014 peak flow ($Q = 19 \text{ m}^3/\text{s}$; $RI = 2.5 \text{ yr}$).

The results for weir site E are consistent with those of site D, namely, that 50% of the recovered tracers could cross the crest of the weir (vertical spacing of 14 cm), and this was true for diameters up to 61 mm.

E. Discussion

Bedload sediment stored in the weir reservoirs

Compared to the original reservoir storage capacity, the volume estimates of bedload trapped behind the weirs in this study represent a ratio between 25 and 50%. This ratio depends on the height of the crest and the river capacity to entrain bedload sediment over the reservoir. These observations are consistent with those reported by Pearson & Pizzuto (2015), who calculated a comparable ratio of 25% for the reservoir of a low-head dam (height = 2.5 m) in a slightly different context (*i.e.*, a larger river with a similar slope, a lower energy and finer bedload sediments). On the other hand, other studies highlighted a low amount of sediment in reservoirs (Wildman & MacBroom, 2005; Roberts *et al.*, 2007; Csiki & Rhoads, 2014) but in different contexts. In addition, one must consider three essential factors to explain this variability in the amounts of bedload sediment stored in reservoirs: (i) the age of the reservoir and the volume of annual bed material

supply, (ii) the presence and operation of devices likely to result in emptying the reservoir, and (iii) the combined effect of multi-weir series.

First, estimates of annual bedload supply should allow the calculation of the filling time of reservoirs since their construction. In the case of the Bocq River study weirs, considering an annual bed material supply of $2 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{yr}^{-1}$ (value observed for similar rivers in the Ardenne massif; see Houbrechts *et al.*, 2006) and a bulk density of $1.6 \text{ t}/\text{m}^3$, the reservoir storage capacity would have been filled in $<12 \text{ yr}$ (except for site A, which would require 27 yr). However, despite their old age, they are not completely filled, and are only half full at most. In addition, the reservoirs did not evolve very much since 1989–1990, suggesting that a large part of the bedload supply continues to be transported out of the reservoir.

Second, regarding the presence of devices aimed at emptying the reservoir, such as flushing gates, they should theoretically play a role in facilitating bedload transfer when they are operated or maintained open. However, they are commonly left abandoned without proper maintenance and with their gates closed, which means that they do not let bedload pass.

Third, one must consider the cumulative impact of multi-weir series along the same river course. Most studies focus on the influence of single weir without considering their combined effects, and few studies, mostly on large rivers, analyse the overlapping effects of successive dams (Skalak *et al.*, 2013; Vazquez-Tarrio *et al.*, 2019). Considering that sediment storage by upstream weirs can limit sediment delivery to downstream weirs, Fencil *et al.* (2015) attributed a geomorphological impact that decreases downstream. Our results did not highlight such a downstream decreasing impact, with the ratio of stored bedload material being roughly the same for all the weirs in this study ($\sim 35\%$). Only the most upstream weir (site A) has a higher ratio ($\sim 50\%$), but it is more likely because of its geomorphological context (low gradient and low unit stream power). Nevertheless, this does not demonstrate the absence of a cumulative effect. To do so, this would require a detailed study of the entire stream course that quantifies all the potential supplies of bedload material (*i.e.*, from tributaries and bank erosion) in addition to the evaluation of the barriers to bedload continuity (*i.e.*, weirs).

Regarding the grain size and spatial distributions of the sediments stored in the reservoir, Pearson & Pizzuto (2015) suggest a deviation from the typical reservoir models of large dam impoundments and a lack of preferential coarse-grained deposition in the reservoir. This differs from our observations, which highlighted that the quantity and grain size of bedload trapped upstream of a weir vary along the reservoir. Although the upstream part of the reservoir does not trap bedload sediments, the trapping effect increases progressively downstream in relation to the decrease in stream competence. Thus, the central part of the reservoir is occupied by the largest accumulation of bedload, where the coarser elements are stored, whereas the finer elements can still be transported downstream. Afterward, the downstream part of the reservoir shows a gently sloping sediment ramp composed of fine bedload elements coming from upstream. The end of the sediment ramp is slightly lower than the crest of the weir, which facilitates the passage of bedload sediments over the crest. The presence of the sediment ramp upstream of the weir crest was already described by Pearson & Pizzuto (2015). They also emphasized, through HEC-RAS modelling and bedload transport computations, that shear stresses decrease upon entering the reservoir, up to the sediment ramp, where a sharp increase in shear stresses provides a mechanism for moving bedload sediments up the

ramp and over the crest of the weir, with the help of the turbulence forces described by Csiki & Rhoads (2010).

Our results also showed that the amount and spatial distribution of bedload sediments stored in reservoirs are not constant over time, presumably in relation to the occurrence of high-flow events that can displace coarse sediments and locally scour the impoundment. While no threshold of critical discharge to cause entrainment of the coarser particles was identified within the reservoirs, one can assume that flows with a return period >10 yr are likely to cause such scour. This is consistent with the assumption of Pearson & Pizzuto (2015) that erosion occurs in the reservoir during high-flow events and deposition during low-flow events, thereby maintaining unfilled spaces within the reservoir.

Bedload transport in reservoirs

Grain size analysis has provided evidence that bedload sediment can cross the reservoir, as shown by Csiki & Rhoads (2010), with the exception in this study of coarser elements, which can be trapped within the reservoir. This was corroborated by the use of slag particle tracers, which suggests that finer grain sizes (b-axis between 20 and 40 mm) can pass through reservoirs. Tracking of PIT-tagged pebbles deployed on sediment ramps also demonstrated that such particles could pass over the crest of weirs. On the other hand, our results are more nuanced regarding the fate of the coarser particles stored in the reservoir (*i.e.*, with diameters greater than the median, 43 mm). Grain size analysis showed that they could be trapped in the reservoir. However, tracking of PIT-tagged pebbles demonstrated that they could pass over weirs, except for the coarser elements, which remained in the reservoirs despite an 11-yr flood. The marked pebbles found downstream of the two study weirs D and E hardly exceed the median grain size with diameters of 52 mm and 61 mm, respectively. This corresponds, in both cases, to the D_{64} percentile of the surface grain size distributions of the reference riffles (*i.e.*, upstream of reservoirs).

Our results also emphasized the effect of flushing gates on bedload transfer. Although several studies concern the sluicing and flushing operations of dams and power plants to enhance the downstream transfer of bedload (Petit *et al.*, 1996; Sindelar *et al.*, 2017; Dépret *et al.*, 2019), little attention is paid to the effects of the flushing gates of old unused weirs. Because they are commonly left abandoned with their gates closed, they do not let the bedload sediments pass. However, when the gate is deteriorating, it is then likely to be destroyed by a potential flood, which consequently modifies the conditions of bedload transfer over the weir. Thus, in addition to the sediments passing over the weir crest as described above, bedload sediments are also released through the damaged gates, as in study site D, for which the marked pebbles tracking showed that all particle size ranges passed through the sluice gate, including the coarser particles.

Connectivity of the river course

Assessing connectivity on the broader scale is a complex task because all the measures of connectivity are dependent on time and space scales (Wohl *et al.*, 2019). Although the Bocq River connectivity seems highly impacted at first sight because of the presence of 74 weirs along its 43 km course, the thorough assessment of these weirs shows that only 34 of them are in good condition (Table 3.1) and represent a potential barrier to bedload continuity. The length of the river directly affected by the 34 weirs is approximately 8.4 km, which corresponds to 20% of the total course.

Beauchamp *et al.* (2017) found a similar percentage (23%) for a river with many old hydraulic structures in Normandy, France. They also calculated that this impacted length was as high as 60% during the eighteenth century when these structures were in good working order. The end of the operation of these hydraulic structures and their destruction during the last fifty years has led to a disturbance of the hydrosedimentary balance of the river (Beauchamp *et al.*, 2017). Even though this percentage was also probably higher in the past on the Bocq River, it is likely to decrease over the next few decades as the structures gradually fall into disrepair. This dynamic aspect highlights the issue of time scale in appraising river connectivity (Wohl *et al.*, 2019).

Implications for rehabilitation measures and river management

The findings of this study lead us to reconsider the fate of such in-channel structures in view of the sediment continuity requirements of the WFD. To date, the reestablishment of this continuity has passed mainly through weir removal operations (Feld *et al.*, 2011; Germaine & Barraud, 2013), which are often cited as one of the most cost-efficient rehabilitation measures (Hart *et al.*, 2002; Whitelaw & Macmullan, 2002) with multiple benefits to the river ecosystem (*i.e.*, the improvement of aquatic habitats, fish mobility, biogeochemistry, flow and temperature regimes). However, our results indicate that alternative scenarios could be considered for improving bedload continuity, especially when considerations such as heritage or aesthetic value or recreational use are of prime importance. The presence of contaminants, such as heavy metals, in the sediments of the reservoir is also a major environmental issue that should be considered in barrier removal efforts (Davis *et al.*, 2017), although this does not apply to this study catchment. An effective planning process prior to barrier removal must take into account such considerations as well as environmental considerations, and should lead to three possible scenarios. (i) First, the most ambitious scenario from the point of view of the reestablishment of sediment continuity is the weir removal option, which provides the most pronounced improvement in the ecosystem. However, when heritage and recreational considerations dominate and the structure must be maintained, the other two options must be considered. (ii) The second option consists of opening the flushing gates, when they exist, or creating a notch in the weir so that the bedload sediments can flush during high-flow conditions. However, despite sediment continuity improvement, the other components of the ecosystem remain impacted. (iii) The non-intervention management option is based on the premise that the current situation is acceptable because a sufficient part of the bedload sediment can pass, thus limiting the downstream impacts. Although this option has a lower cost, it does not show significant benefits to upstream river ecosystems and fish mobility. Nevertheless, several examples from this study have shown that because of their state of disrepair, old abandoned weirs were expected to naturally collapse over time because of natural processes occurring without the need for additional intervention. Finally, choosing the most relevant option requires a case-by-case assessment to account for the many different perspectives, from heritage value and recreational use through cost-benefit evaluation and environmental considerations.

Implications for further studies

Although this study provided new insights into the impacts of weirs on bedload continuity through the use of tracers, further research using the two tracing methods would be desirable. First, the slag particle method could be implemented on other rivers with a metallurgical past where weirs are in

close proximity to slag injections, which would provide high concentration rates of slag elements (b-axis between 20 and 40 mm in this study). The low concentration rates of slag elements could be explained by the long distance from the injection site and also by the possible disintegration of slag into smaller particle size ranges (*i.e.*, sand), especially on high energy rivers, as demonstrated by Houbrechts *et al.* (2011). These authors also argue that the density values of slag (ranging from 2.2 to 2.5 g/cm³) are lower than those of natural pebbles, which should slightly favour their crossing over weirs. Finally, it is worth noting that such studies involve dating the establishment of the ironworks and the construction of the weirs located downstream from the ironworks, as well as evaluating the speed of the propagation front. However, where ironworks were operating very close to one another, as in the downstream course of the Bocq River, the propagation fronts cannot be distinguished as slag from various sites are mixed together (Houbrechts *et al.*, 2011).

Second, the PIT tag tracing method was successfully applied in this study. However, the use of more markers would have allowed us to identify more precisely the size of the elements that can cross the weirs, for example, by taking a sample of at least 100 pebbles or by focusing on the coarser particle size ranges. In addition, the PIT-tagged surveys carried out in this study have demonstrated that weirs can be crossed by marked pebbles from the sedimentary sloping ramp. To better understand the sediment transport processes within the reservoir, additional tracer deployment should be carried out in the reservoir itself (*i.e.*, farther upstream of the sloping ramp until the entrance of the reservoir).

Last, an in-depth analysis of the overall grain size composition within the reservoirs, taking into account the finer fractions, would provide a better understanding of the transport processes within these reservoirs. For example, the role of sand on bedload transport should be considered because it can significantly affect the efficacy of gravel transport, as shown by Curran & Wilcock (2005). For the Bocq River, the percentage of fine fractions in reservoirs is not known, but in undammed courses, it accounts for 5% and 21% in the surface and the subsurface layers, respectively (Levecq *et al.*, 2014).

F. Conclusions

This study demonstrates the complex interactions of weirs with fluvial morphodynamics and the importance of the individual geomorphic setting that determines the local sediment continuity. Old abandoned weirs in this study do not completely act as sediment traps, and a large part of the coarse bedload supply can pass through weirs and continue to be transported out of the reservoir. This was demonstrated by estimating the volumes of sediment stored in seven reservoirs, which were not completely filled (between 25 and 50% compared to the reservoir volume capacity). This volume did not evolve very much since 1990 for the three weirs studied in detail. Moreover, the grain size analysis of bed material and the evaluation of slag particle concentrations conducted upstream and downstream of reservoirs suggested that bedload continues to be transported out of the reservoir, except for the coarser clasts trapped in the central part of the reservoir. The downstream part of the reservoirs displayed a gently sloping sediment ramp that facilitated the passage of finer bedload sediment over the crest of the weir. Tracking PIT-tagged pebbles deployed on the sediment ramp of two study weirs also highlighted that particles in the range of the median could pass over the weir crest, while the coarser elements ($>D_{64}$) tend to remain in the reservoirs. However, bedload transfer

is facilitated when the weir is annexed with open flushing gates, as suggested by the release of the stored sediment following the collapse of the flushing gate of one studied weir.

Finally, from 74 weirs present along the 43 km course of the Bocq River, only 34 of them still represent a potential barrier to bedload continuity. Our results indicate that these 34 potential barriers do not completely disrupt bedload transfer. At the very least, they impede it partially through a slowdown in bedload transport and a selective trapping of the coarser elements. Therefore, assessing the cumulative effect of weirs on river connectivity on a broader scale is a complex task. Nevertheless, river connectivity is likely to increase over time as weirs gradually fall into disrepair. These findings need to be acknowledged when carrying out restoration schemes, in particular with regard to barrier removal operations.

PARTIE 4

Suitability and sustainability of spawning gravel placement in degraded river reaches, Belgium

Partie 4 : Suitability and sustainability of spawning gravel placement in degraded river reaches, Belgium

Article accepté (sous réserve de révisions modérées) dans la revue : *Catena*

Résumé

La restauration des habitats de frai par le placement de graviers dans les rivières dégradées représente une mesure de plus en plus employée pour atténuer le déclin des populations locales de poissons sauvages, notamment en réponse à la directive-cadre européenne sur l'eau (DCE). Cependant, les placements de graviers sont bien trop souvent conçus sans connaissance précise des processus hydro-sédimentaires des rivières, ce qui se traduit par une efficacité et une longévité limitées de la frayère reconstituée. Afin d'étudier les effets combinés des processus de transport de la charge de fond et de colmatage sur la durabilité des frayères reconstituées, nous avons analysés les effets de ces mesures de réhabilitation sur six tronçons de rivière dégradés de Wallonie. Ce monitoring repose (i) sur l'analyse de l'évolution de l'épaisseur et du colmatage des graviers injectés, et (ii) sur le suivi par marquage (*PIT tag*) de la dispersion des graviers sur une période comprise entre 3,6 et 8,5 ans. Les résultats ont montré que plusieurs frayères artificielles se sont rapidement colmatées en raison d'un mauvais dimensionnement des graviers. En effet, le surdimensionnement des graviers par rapport à la compétence de la rivière et l'utilisation d'une composition granulométrique peu diversifiée ont favorisé l'accumulation de sédiments fins dans les interstices de la couche de graviers. En outre, une des frayères étudiées s'est rapidement faite érodée (après 2,2 ans) en raison d'un sous-dimensionnement des graviers par rapport à la compétence du cours d'eau. En fin de compte, une seule frayère présentait un dimensionnement adéquat, permettant un transport périodique des graviers sur de courtes distances (la distance moyenne annuelle de déplacement était de ~3 m). En outre la longévité des frayères et la capacité des graviers déplacés à former de nouvelles frayères en aval dépendent fortement de la distance que les graviers sont susceptibles de parcourir ; cette distance dépendant à son tour de plusieurs paramètres géomorphologiques tels que la puissance spécifique du cours d'eau, la morphologie du chenal et la texture du lit. Les paramètres clés mis en lumière dans cette étude doivent être pris en compte lors de la conception des projets de restauration des habitats de frai.

A. Introduction

Many rivers have been profoundly altered by human activities (*e.g.*, channelization, land use change, and damming), resulting in morphological changes in river channels (Gregory, 2006; Brown *et al.*, 2018) and consequences on physical and ecological processes (Petts, 1984; Brookes, 1988). Such disturbances cause different types of degradation, including in-stream habitat loss associated with global declines in freshwater biodiversity (Palmer *et al.*, 2007; Geist, 2011). Since the nineties, efforts to restore altered streams have subsequently increased (Sear, 1994; Brierley & Fryirs, 2005; Wohl *et al.*, 2005, 2015), and in-stream habitat restoration was among the most frequently used types of restoration measures (Bernhardt, 2005; Morandi *et al.*, 2014). In-stream gravel augmentation, that is, artificially adding bed material to the channel, has received increasing attention as a tool for mitigating the effects of sediment deficits below dams (Gaeuman, 2012; Liedermann *et al.*, 2013; Rollet *et al.*, 2014; Heckmann *et al.*, 2017) and for rehabilitating degraded spawning habitats of lithophilic fish species (Iversen *et al.*, 1993; Kondolf *et al.*, 1996). In that respect, the addition of spawning gravel has become a popular tool, first in dammed rivers of North America (Kondolf *et al.*, 1996; Wheaton *et al.*, 2004; Merz *et al.*, 2006; Zeug *et al.*, 2014; Gaeuman *et al.*, 2017) and thereafter in Japan (Ock *et al.*, 2013) and Europe (Iversen *et al.*, 1993, Barlaup *et al.*, 2008; Pedersen *et al.*, 2009; Pulg *et al.*, 2013), notably in response to the European Water Framework Directive (WFD), which requires that the ecological functioning and quality of rivers achieve at least a “good ecological status” (European Commission, 2000).

In regulated rivers, the restoration of spawning substrate by gravel placement is commonly seen as one of the most important mitigation measures to stem local wild fish population declines (Barlaup *et al.*, 2008; Pasternack, 2008). However, far too often, spawning gravel placements are designed on an empirical basis. While the biological requirements of lithophilic spawning fishes are generally taken into account, few considerations are given to river processes (*e.g.*, gravel entertainment by floods and fine sediment clogging), and the longevity of spawning grounds can be strongly affected. The downstream displacement of gravels during floods can induce scour that threatens eggs laid in the bed and exposes deeper levels to the infiltration of fine sediment (Lisle, 1989). Moreover, the resulting decrease in the thickness of the spawning ground may affect its suitability and reduce its sustainability, considering the burial depths of the lithophilic fish species (Merz *et al.*, 2006; Barlaup *et al.*, 2008; Pedersen *et al.*, 2009; Hauer *et al.*, 2011). On the other hand, channel stability is not an appropriate goal for spawning habitat restoration because a lack of scour can favour the accumulation of fine sediment in a gravel habitat, which reduces the gravel permeability, interstitial velocity and oxygen supply to buried eggs, resulting in increased embryonic mortality (Wood & Armitage, 1997; Acornley & Sear, 1999; Greig *et al.*, 2005; 2007). Moreover, fine sediment clogging can also threaten the ability of fish to spawn, although some salmonid species have the capacity to clean gravel by redd cutting (Kondolf, 1993).

Although gravel addition projects are common, assessments of their efficiency and sustainability are limited (Kondolf & Micheli, 1995; Wheaton *et al.*, 2004; Morandi *et al.*, 2014; Staentzel *et al.*, 2020). Most assessments are based on the short-term benefits of gravel augmentation schemes and rely on biotic indicators, such as the occurrence of redds observed on introduced gravels, the quantification of fry emergence density, and the fish population structure (Barlaup *et al.*, 2008; Pedersen *et al.*, 2009; Pulg *et al.*, 2013; Zeug *et al.*, 2014). Relatively few studies have been performed to evaluate

the persistence of spawning grounds over time, focusing on abiotic parameters, in particular, on the interactions between sediment transport processes and the sustainability of rehabilitated spawning grounds. Some assessments aim to evaluate the quality of the spawning substratum by measuring the percentage of fine sediment within the spawning gravel substrate (*i.e.*, the ratio of matrix sand, silt and clay clasts to the framework gravel sizes) (Mertz *et al.*, 2004; Heywood & Walling, 2007). For instance, Pulg *et al.* (2013) monitored the effectiveness of gravel addition conducted between 2004 and 2008 in a chalk stream in southern Germany, focusing on sediment conditions (*e.g.*, sediment grain size distribution and interstitial oxygen concentration). They concluded that rehabilitation gravels would reach unsuitable conditions for reproduction within 6 yrs. A similar study conducted in Norfolk, UK, has suggested a longevity of 8 yrs (Mitchell, 2015). The few other studies conducted focus on the effects of bedload transport on the sustainability of spawning gravel placements. In this way, Merz *et al.* (2006) and Wheaton *et al.* (2010) estimated fluvial sediment budgets based on repeated topographic surveys. Hauer *et al.* (2020) evaluated gravel dispersion at spawning gravel placements in Norway through various methods, including quantifying the spatial extent and dynamics of the spawning sites and grain size distributions at the spawning sites, from which they determined the degree of erosion of the spawning sites and predicted a maximum life span of 15 yrs. Finally, a few studies have used tracers to assess the erosion of spawning grounds, first with tracer rocks (Kondolf *et al.*, 1991; Merz *et al.*, 2006; Sellheim *et al.*, 2016) and then with low-frequency passive integrated transponders (PIT tags) (Arnaud *et al.*, 2017). Of these few studies, none address the combined effects of the two processes of bedload transport and clogging, which are commonly studied individually. In addition, there is still a lack of knowledge about which discharge or unit stream power values are necessary to winnow the framework gravel of artificially created spawning grounds. Moreover, the discharge-related travel distance of the displaced spawning material and its ability to form new spawning grounds downstream have received little attention so far.

These issues are underpinned by two research questions: (i) To what extent does the combination of sedimentary processes affect the quality and sustainability of artificial spawning grounds? (ii) Can the displaced gravel form new spawning grounds downstream? To answer these questions, we evaluated the efficiency of spawning gravel placements conducted in six rehabilitated river reaches in Wallonia, Belgium, in the period 2010-2015 based on monitoring results of the thickness and clogging of the spawning grounds and the dispersion of the spawning gravels over periods of 3.6 to 8.5 yrs. The use of the same grain size fraction for all gravel addition operations and the geomorphological diversity of the study sites (*i.e.*, in terms of unit stream power, channel morphology and bed texture) provided beneficial results for future gravel addition projects.

B. Study sites

From river engineering to river restoration

The six study sites are located in the Eau Blanche River (259 km²) and Bocq River (233 km²) catchments in Wallonia, Belgium, which are both part of the Meuse River basin (Figure 4.1). The hydrographic systems of these two catchments are characterized by an oceanic rainfall hydrological regime, even though their hydrological regimes differ slightly due to geology. The Eau Blanche River catchment is dominated by Upper Devonian shale, whose impermeable nature results in a more

contrasted hydrological regime than that in the Bocq River catchment, where stream flow is mainly dominated by base flow discharged from the Upper Devonian sandstone and Carboniferous limestone aquifers (Petit & Pauquet, 1997). Land use in the Eau Blanche River catchment is dominated by forested land (63%) and grassland (19%), whereas cropland (49%) and forested land (34%) prevail in the Bocq River catchment. Nevertheless, the concentration of suspended sediment is low in both catchments (between 120 and 200 mg/l at the bankfull stage Q_b ; Van Campenhout *et al.*, 2013).

Study sites EB1, EB2 and EB3 are located in the downstream part of the Eau Blanche River catchment in the Fagne Region, in which the shale bedrock in the valley has formed a large depression occupied by grassland. Here, the Eau Blanche River has a low slope ($\sim 1 \text{ ‰}$) and a low energy (the unit stream power at the bank full stage is between 12 and 14 W/m^2). The bed material at site EB1 is mainly composed of coarse sand and shale gravel that usually exhibit a marked flatness, while the bed material at sites EB2 and EB3 are coarser particles of shale and limestone (Table 4.1). The 14.5-km course of the Eau Blanche River in the Fagne Region was channelized since the 1950s for flood mitigation and drainage improvement in such a way that its course was greatly straightened (sinuosity reduced from 1.6 to 1.1; Peeters *et al.*, 2013c), and its banks were stabilized with riprap to create a trapezoidal channel cross section. As a result, the lateral sediment supply was severely impeded, so the river course became a sediment supply-limited system. Moreover, the relatively featureless bed displays a very low diversity of benthic habitats and very few habitats suitable for lithophilic spawning fishes.

The Eau Blanche River was subject to a large-scale restoration project between 2009 and 2014 (European LIFE+ project Walphy). Various rehabilitation techniques have been tested over 6.8 km in total (Peeters *et al.*, 2013a, 2015; Castelain *et al.*, 2018). Site EB1 concerns the reconnection of a 500-m meandering channel, while sites EB2 and EB3 are part of a restoration scheme based on the creation of a sinuous low-flow channel within the over-widened stream bed. These three restoration designs include the rehabilitation of specific habitats and use spawning gravel placements for two target species, namely, the barbel *Barbus barbus* and the resident brown trout *Salmo trutta fario*.

Study sites Bo1, Bo2 and Bo3 are located in the Bocq River catchment, which is mainly in the Condroz Region. The fluvial pattern of the Bocq River and its tributaries is characterized by a slightly sinuous single-thread channel, in which bed material is usually composed of sandstone and limestone pebbles. However, some stretches of the Bocq River were locally straightened for several reasons, such as road construction (site Bo1 on the Bocq in Emptinal), drainage improvement (site Bo2 on the Leignon in Ciney, its tributary) and water supply protection (site Bo3 on the Bocq in Spontin). Furthermore, the middle course of the Bocq River, where sites Bo1 and Bo2 are located, is characterized by a stream bed with almost no pebbles. It is instead composed of compacted silt material, probably resulting from ancient anthropogenic activities (*e.g.* Middle Ages deforestation, agricultural practices or operation of mill weirs; Peeters *et al.*, 2013b). Therefore, this 13-km river course is characterized by sediment supply-limited conditions. In this context, sites Bo1 and Bo2 have a low slope ($\sim 2\text{-}3 \text{ ‰}$) and a low energy (the unit stream power at the bank full stage is between 18 and 35 W/m^2). Site Bo3 has a much greater energy (200 W/m^2 at the bank full stage) than the other Bocq River sites because Bo3 is in a steeper and narrower artificial reach (*e.g.*, stream bed and banks made of concrete and masonry). This 600-m long reach was completely channelized in the 1960s to

avoid any risk of contamination of the nearby drinking water well and surrounding area, making the site impassable for fish due to its hydraulic conditions (high flow and low depth).

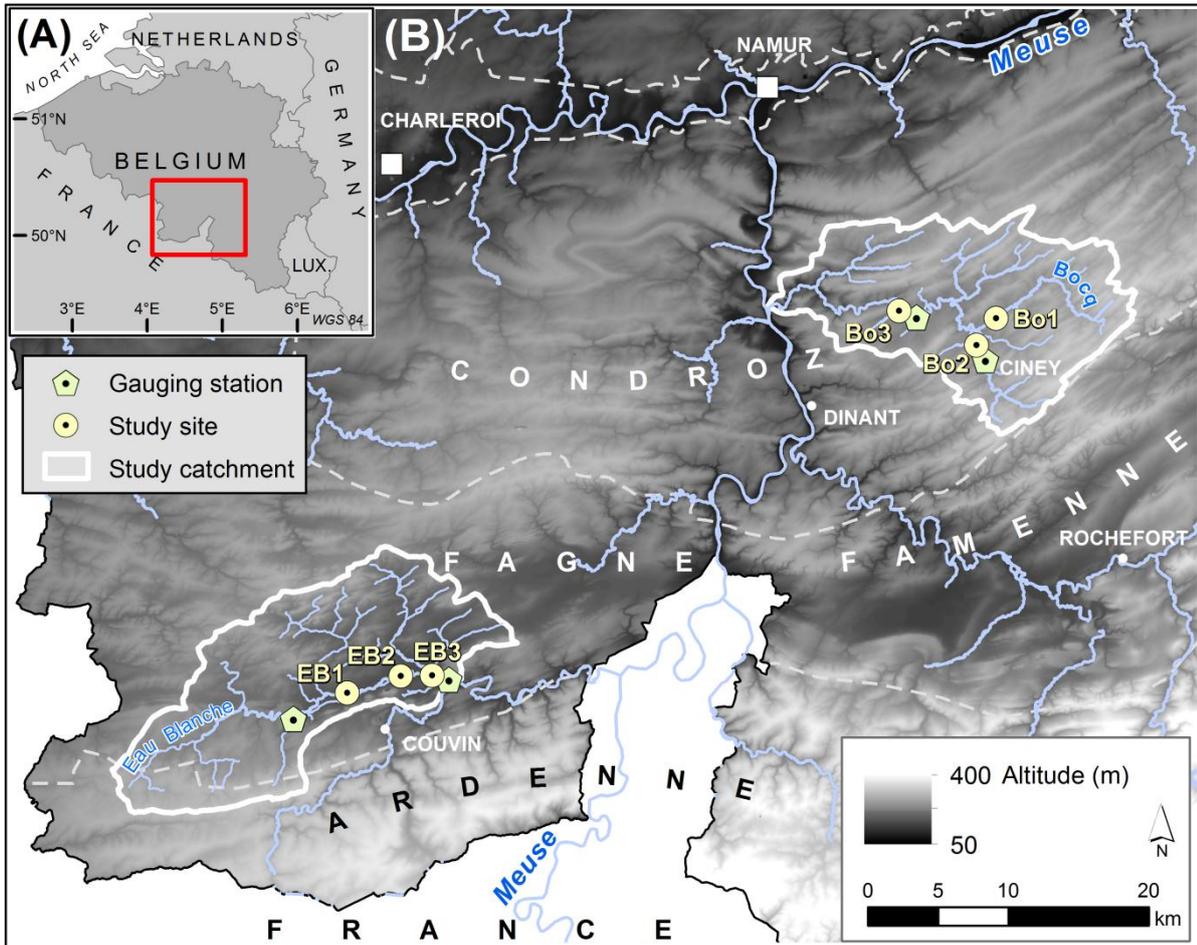


Figure 4.1 : Location of the study sites within Belgium (A) and at the regional scale (B).

Table 4.1 : Characteristics of the spawning study sites: The initial thickness of the gravel layer was inferred from the amount of gravel dumped and the area of the spawning ground.

Site ID	EB1	EB2	EB3		Bo1		Bo2	Bo3		
Site name	Eau Blanche (Boussu-en-Fagne)	Eau Blanche (Mariembourg)	Eau Blanche (Nismes)		Bocq (Emptinal)		Leignon (Ciney)	Bocq (Spontin)		
Reach scale	Drainage area (A) (km ²)	125	143	249		50		32	163	
	Bankfull discharge (Q _b) (m ³ /s)	17.0	17.0	29.0		5.1 [¶]		10.0	23.0	
	Return period of Q _b (yr)	1	1	0.43		2.99		2.99	5.5	
	Local slope (m/m)	0.0012	0.0013	0.0010		0.0022		0.0033	0.0062	
	Width at Q _b (W _b) (m)	14.2	18.4	20.5		6.2		9.2	7.0	
	Stream power at Q _b (W/m ²)	14	12	14		18		35	200	
	D ₅₀ of stream bed (mm)	2.8 [†]	20 [‡]	19 [‡]		Stream bed made of compacted silt		Stream bed made of compacted silt	Stream bed made of concrete	
	D ₉₀ of stream bed (mm)	6.2 [†]	29 [‡]	31 [‡]						
	Gravel placement ID and date	1 (Sept. 2015)	1 (Oct. 2010)	1 (Sept. 2011)	2 (Oct. 2015)	1 (Oct. 2011)	2 (Oct. 2015)	1 (Sept. 2010)	1 (April 2012)	2 (Feb. 2015)
	Length of the rehabilitated reach (m)	500 (~35 w _b)	180 (~10 w _b)	90 (~4 w _b)	90 (~4 w _b)	75 (~12 w _b)	75 (~12 w _b)	110 (~12 w _b)	600 (~86 w _b)	150 (~21 w _b)
	Total volume of added gravel in the reach (m ³)	28.8	10.0	8.4	13.8	6.9	8.8	6.0	87.5	21.9
	Number of patches	6	4	4	3	4	3	5	21	6
	Mean volume per patch (m ³)	4.8	2.5	2.1	4.6	1.7	2.9	1.2	4.2	3.6
Mean spacing between patches (m)	83	45	23	30	19	25	22	29	25	
Study site scale	Latitude / Longitude	50.07749 / 4.45523	50.09143 / 4.51445	50.08557 / 4.55548		50.31523 / 5.10027		50.30546 / 5.08536	50.31794 / 5.01691	
	Volume of added gravel (m ³)	10.8	2.6	2.2	5.3	1.6	3.6	1.9	6.7	3.5
	Area of the study spawning site (m ²)	40	10	9.7	18	10	45	9.5	33.7	8
	Initial tickness of the added gravel layer (cm)	27	26	23	40 [§]	16	24 [§]	20	20	45
	Channel bedform	Riffle	Riffle	Riffle-pool transition		Riffle		Riffle	Pool between artificial steps	

†: weighted average of grain-size distribution

‡: Wolman pebble count

§: tickness taking into account both gravel additions

¶: discharge (q) extrapolated from the discharge (Q) at the 13-km downstream gauging station using the relation (Bravard & Petit, 2000): $q = Q(a/A)^{0.8}$

Because of their low diversity of benthic habitats and their lack of spawning substrates for lithophilic target fishes (e.g., the European grayling *Thymallus thymallus* and the resident brown trout *Salmo trutta fario*), sites Bo1, Bo2 and Bo3 were rehabilitated through the above-mentioned European Walphy project. For study sites Bo1 and Bo2, the restoration scheme was based on the creation of a new channel meandering within the existing channel, with the installation of hydraulic structures made of wood and the placement of spawning gravel (Peeters *et al.*, 2013a; Castelain *et al.*, 2018). The rehabilitation scheme at site Bo3 was focused on modifying the roughness and hydraulic conditions of the concrete reach to make it passable for the target fishes. Rock weirs were placed at regular intervals to create a succession of 23 steps, raising the water level by 35 cm on average. Additional habitats were installed between the steps, such as rock berms, scattered boulders and spawning gravel (Peeters *et al.*, 2013a).

Gravel placement procedure

The gravel placement strategy relies on the creation of spawning riffles within the river channel, except for site Bo3, where gravel was placed between successive rock weirs (Table 4.1). The riffle configurations were designed to promote the exchange of water between the stream and gravel interstices. The gravel placements were performed from September to October to provide brown trout with unclogged gravel that would be directly usable for spawning (brown trout reproduce between October and January; Table 4.2). Site Bo3 was the only exception, as the gravel placements were constrained by the work implementation schedule. Gravel was dumped into the channel, ideally during low-flow periods, and then rearranged so that the spawning ground had a certain thickness, water level and water velocity compatible with the preferences of the above-mentioned lithophilic fish species (Table 4.2). The material placed at all the sites consists of well-rounded washed river pebbles ranging from 17 to 47 mm in diameter, with a median (D_{50}) and percentile D_{90} equal to 28 and 36 mm, respectively (these values were calculated by sampling and measuring 400 particles according to the Wolman method, 1954). This low grain size range was reflected by a sorting index (D_{84}/D_{16}) of 1.5. The size of the materials was based primarily on the needs of the lithophilic spawning target species. The substrate diameter was also adapted to prevent predation by leaches and bullhead *Cottus gobio* of the embryos within the intragravel voids (diameter ≤ 37 mm, according to Olsson & Persson, 1986). In addition, the project design was based on the assumption that the use of well-sorted gravel will provide a large volume of interstices and thus favour the circulation of oxygenated water.

Table 4.2 : Spawning habitat preferences of the studied target species.

Target species	Egg burial depth (cm)	Near-bed water velocity (10 cm above bed; cm/s)	Water depth (cm)	Diameter of bed material (mm)	Channel bedform	Spawning period
<i>Barbus barbus</i>	2-30 ^a	25-75 ^a	20-30 ^a	20-50 ^a	Riffle ^b	May - June ^b
<i>Thymallus thymallus</i>	~5 ^c	37-61 ^c	10-80 ^{b,c}	2-64 ^c	Riffle ^b	March - April ^{b,c}
<i>Salmo trutta trutta m. fario</i>	0-25 ^d	28-50 ^c	17-45 ^c	6-54 ^b	Riffle ^c	October - January ^d

Sources: Baras, 1992, 1994^a; Poncin, 1993^b; Parkinson et al., 1999^c; DeVries, 2011^d

The initial gravel placements, made between 2010 and 2012, consisted of several small patches (~10 m²) arranged along the rehabilitated reaches, with a thickness between 16 and 26 cm. Only the artificial reach of site Bo3 had locally larger patches. The length of the rehabilitated reaches corresponds to 4-35 times the channel width, except for site Bo3, where the rehabilitated concrete section is 86 times the channel width. In the meandering channel reaches, gravel patches were placed every 0.5 meander wavelength. Based on the responses to the first gravel additions, new gravel placements were made in 2015 either over larger areas (~40 m²) or to increase the thickness of the gravel layers. In the latter case, the objective was to allow larger spawners to breed at site Bo1, whereas replenishment was intended to mitigate gravel scour at sites EB3 and Bo3. At the reach scale, the volume of the added gravel ranged from 6 to 28.9 m³ for the rehabilitated meandering channel reaches (sites EB1, EB2, EB3, Bo1 and Bo2) and was 87.5 m³ for the concrete bed at site Bo3. For each study reach, a gravel placement was selected to analyse its efficiency and evaluate its longevity (Figure 4.2).



Figure 4.2 : Spawning study sites. Gravel was arranged along hydraulic structures made of wood at sites EB1, Bo1 and Bo2 and upstream of rock weirs at site Bo3. Sites EB2 and EB3 have no hydraulic structures. The PIT-tagged gravels are visible in red at site Bo2.

C. Methodology

The methodology was based on (i) the survey of the hydromorphological parameters used to characterize the suitability of the rehabilitated spawning ground (site scale) and (ii) the evaluation of the bedload transport process to appraise its effects on the sustainability of the spawning grounds and the ability of the displaced gravel to form new spawning grounds downstream (reach scale).

Hydrological and hydromorphological monitoring

River discharge values (1-hour frequency records) were recorded at four gauging stations (Figure 4.1). Sites EB1, EB3, Bo2 and Bo3 are close (<5 km) to their associated gauging stations. Site EB2, although located 10 km downstream from the nearest gauging station, is assumed to have similar flow values as the gauging station because of the absence of significant tributaries between the site and the station. In contrast, discharges at site Bo1 were extrapolated from the discharge values recorded at the 13-km downstream gauging station.

To characterize flood magnitude, we used (i) the ratio between the maximum discharge ($Q_{\max.}$) and the bankfull discharge (Q_b), (ii) the recurrence interval (RI) calculated according to the Gumbel method based on the partial series (Van Campenhout *et al.*, 2020), and (iii) the unit stream power of the maximum peak flow (W/m^2) calculated using the following equation:

$$\omega = (g \cdot \rho \cdot Q \cdot S) / w \quad [2]$$

where g is the acceleration due to gravity (m/s^2), ρ is the density of the water (kg/m^3), Q is the peak discharge (m^3/s), S is the slope (m/m) and w is the width of the water surface (m). The latter was obtained from the average of the widths measured at the total station along the study reach. The slope was measured using MNT-LIDAR data for sites EB1, EB2 and Bo1 and from the survey of high-water marks for sites EB3, Bo2 and Bo3 (Peeters *et al.*, 2013b).

Note that the river reach occupied by site Bo2 is bypassed by a head race of a former mill, which leads to uncertainty about the discharge passing through the site. In addition, the flow record at the nearby station is too short (<10 yrs) to calculate recurrences accurately. This is why the recurrences used correspond to the station close to the Bo3 site.

Water depth and water velocity were measured several months after gravel placement to verify their compatibility with the requirements of the target species. The depth was measured to the nearest centimetre with a levelling rod. The water velocity was measured with a direct electromagnetic current meter (Marsh-McBirney Flo-mate 2000) 10 cm above the bed, as recommended by Petit (1988). A minimum of six measurements were carried out for each site during low-flow conditions.

The initial thickness of the gravel layer was inferred from the amount of gravel dumped and the area of the spawning ground, whereas the subsequent thicknesses corresponded to the average of a minimum of 6 measurements made in the gravel layer. The measurements were carried out by driving a metal bar into the gravel layer until a significant difference in resistance was identified, reflecting the change in sediment composition.

Monitoring clogging of the spawning ground

To evaluate the clogging of the gravel layer, we used the wooden stakes method, which consists of driving 30-cm-long pine stakes into the gravel layer and leaving them for a period of 4 weeks (Boulton *et al.*, 2002; Marmonier *et al.*, 2004). Once recovered, the stakes show a dark coloration in their lower part, which indicates the hypoxic subsurface environment where the porosity is reduced and thus the oxygen used by biogeochemical processes (presumably because of manganese, sulfur or iron salt deposition; Descloux *et al.*, 2010). The anoxia to hypoxia limit is marked by an abrupt change in colour (from light brown to dark grey or black) that could be measured from the gravel surface. The depth of anoxia reflects the extent of interstitial clogging of the gravel layer.

The spawning grounds were equipped with 4 to 8 stakes, depending on the surface area of the study sites. These stakes were surveyed and reimplanted at the same locations 3 to 6 times, preferentially during the spawning period but also during the egg incubation period, as embryos are relatively vulnerable to fines sedimentation (Lisle, 1989).

Monitoring gravel dispersion

Gravel dispersion was assessed by particle tracking using PIT tags. This tracing method was used in rivers mainly to analyse bedload transport (Lamarre *et al.*, 2005; Liébault *et al.*, 2012; Houbrechts *et al.*, 2015; Papangelakis & Hassan, 2016; Vázquez-Tarrío *et al.*, 2019) but also to appraise the river rehabilitation actions (MacVicar *et al.*, 2015; Arnaud *et al.*, 2017; Chardon *et al.*, 2018; Brousse *et al.*, 2019) and evaluate the effects of low-head dams on bedload transport (Casserly *et al.* 2020; Peeters *et al.*, 2020). The PIT tags used were 23 mm long and were inserted into a slot made using a grinder, which allowed us to equip gravel of almost the same length (a-axis) and diameter (axis b) up to 18 mm. Despite the small size of the gravel and the use of epoxy glue to seal them, the density and shape of the gravel were not significantly modified. For each site, 100 particles were collected randomly following the Wolman method (Wolman, 1954) so that the size of the tagged particles corresponds to the grain size of the added gravels. Afterwards, these marked particles were deployed onto the rehabilitated spawning grounds either in three lines or in three patches to prevent tracer signal collisions (*i.e.*, tags in close proximity to each other are undetected; Cassel *et al.*, 2016). Tracer positions were tracked after a period of high flow with an antenna able to detect tagged particles with a high degree of precision (within a 0.5 m radius). The location of each marked pebble found was determined using measuring tapes and subsequently reported on the topographic survey. The distances travelled were then calculated by plotting the tracer positions in arcGIS. Note that the distance considered for the meandering reaches is that measured along the centre of the channel; this required projecting the measured position on the bank towards the centre of the channel.

Tracer analysis was performed to evaluate the degree of gravel dispersion and the ability of the displaced gravel to form new spawning grounds downstream. For each monitoring period, delimited by two successive tracer surveys (S_i and S_{i-1}), tracer travel distances were assessed through the mean travel distance of tracers common to the two surveys, taking into account the immobile tracers. Individual tracers were considered mobile when they covered a distance ≥ 1 m between two successive surveys due to sources of error related to the accuracy of the detection antenna and the positioning of the measuring tapes. The number of recovered tracers takes into account the inferred tracers, *i.e.*, tracers that were absent from the given survey but were found in previous and subsequent surveys and remained immobile throughout (Arnaud *et al.*, 2017). Displacement between two successive surveys was considered significant when the mean travel distance was ≥ 1 m and the percentage of mobile tracers was $\geq 10\%$ (Houbrechts *et al.*, 2006).

Each monitoring period has a specific hydrological signature with regards to the number of floods, their magnitude and duration. To characterize this signature, we used not only the unit stream power of the maximum flow event of the period but also the sum of the unit excess power values of the period ($\omega - \omega_c$, in W/m^2). The unit excess power is defined as the difference between the unit stream power at the peak discharge (ω) and the unit stream power at the critical discharge (ω_c , *i.e.*, the threshold of motion for a given grain size D_i). This calculation therefore requires knowing the critical discharge (Q_c), which can be determined empirically or theoretically. The empirical approach is based on the analysis of tracer surveys over long time series that include a wide range of peak flow

magnitudes. Only Q_c at site Bo3 could be determined by this approach. The theoretical approach was used for the other sites. The determination of the theoretical Q_c was based on the relation between unit stream power and the transported grain size ($\omega = 0.142 \cdot D_i^{1.28}$) established by Houbrechts *et al.* (2015) from a large dataset (*i.e.*, 73 observations of bedload displacement in medium-size gravel-bed rivers). We used a D_i equal to the D_{50} of the added gravel (28 mm) so that all the displacements provided positive values of excess stream power. In this way, Q_c was calculated with ω_c (10.1 W/m²) for each study site using Equation 2.

D. Results

Suitability and sustainability of spawning gravel placements

According to the values of water depth and water velocity measured several months after the gravel placements were made (Table 4.3), all the sites appear to be suitable to the preferences of the target fish species (see Table 4.2 for the spawning habitat preferences), with the exception of site EB3 and, to a lesser extent, site EB1. The first gravel addition conducted at site EB3 was characterized by low velocities, providing a habitat not very favourable for the reproduction of barbel *Barbus barbus*. Despite a second gravel addition, the habitat did not evolve favourably, with a decrease in depth and little change in velocity. For site EB1, only the depth was unsuitable, but as the measurements were made during very low water conditions, it is likely that this parameter will improve under higher flow conditions.

Table 4.3 : Near-bed water velocity and water depth of the rehabilitated spawning grounds (mean with standard deviation).

Site ID	Gravel placement ID (date)	Near-bed water velocity (10 cm above bed; cm/s)	Water depth (cm)	Number of measures	$Q_{\text{measurement}} / Q_b$	Date of measurement and time since gravel addition (month)
EB1	1 (Sept. 2015)	37 ± 4	12 ± 3	6	0.01	29/06/2016 (9)
EB2	1 (Oct. 2010)	45 ± 7	22 ± 7	6	0.02	3/07/2012 (21)
EB3	1 (Sept. 2011)	18 ± 11	31 ± 9	6	0.03	30/05/2012 (9)
EB3	2 (Oct. 2015)	19 ± 12	13 ± 9	6	0.04	6/10/2016 (12)
Bo1	1 (Oct. 2011)	60 ± 11	18 ± 1	6	0.11	27/05/2013 (19)
Bo1	2 (Oct. 2015)	55 ± 9	14 ± 1	6	0.08	15/09/2016 (11)
Bo2	1 (Sept. 2010)	37 ± 6	29 ± 2	7	N/A [†]	24/06/2011 (8)
Bo3	1 (April 2012)	60 ± 10	46 ± 6	6	0.03	27/06/2012 (7)
Bo3	2 (Feb. 2015)	52 ± 19	33 ± 3	6	0.04	4/11/2016 (21)

†: gap in the discharge values recorded during this period

The assessment of the sustainability of the rehabilitated spawning grounds was based on the analysis of the evolution of the clogging and thickness of the study spawning grounds and on the mobility of their gravel.

The monitoring data of gravel layer thickness (diamonds in Figure 4.3) indicated that sites EB1, EB2 and Bo1 had a very high stability in gravel thickness over time, despite the occurrence of several flow events. This is also the case, but to a lesser extent, for site Bo2, which showed an initial decrease of 3.5 cm, followed by a period of considerable channel stability. Site EB3 is also marked by an initial decrease in thickness of 5 cm and a subsequent period of channel stability, but it is then followed by a more pronounced decrease of 8 cm. This evolution is likely explained by the balance between the scour of the gravel and the sediment supply from three other spawning gravel placements located upstream along the meandering channel. Only site Bo3 reflected considerable channel instability for the two study gravel placements. The first one showed a slight increase resulting from low-flow events ($T_{Q_{max}} = 0.33$ yrs), which probably supplied the study placement with gravel from the upstream placements, and then a sharp decrease (from 24 cm to 0 cm) following a period marked by a 3.2-yr peak flow. The second placement also experienced a significant decrease in thickness after a period marked by a 1.1-yr peak flow.

Regarding the thickness of the clogged gravel layer (squares in Figure 4.3), all the sites showed a significant increase after gravel placement, although the standard deviations are high for site EB2. Thereafter, this increase is followed by a plateau at sites EB1, EB2 and EB3, with the latest surveys indicating a remaining unclogged thickness of 6.5, 8.4 and 3.2 cm, respectively. Such clogged thicknesses reduce the suitability of gravel placements, especially for spawners who bury their eggs deep in the gravel. On the other hand, the 2nd gravel addition carried out at site EB3 resulted in an unclogged thickness of 23.5 cm 1 yr after gravel placement, suggesting that the spawning ground there was still sufficient. At sites Bo1 and, to a lesser extent, Bo2, the thickness of the clogged gravel layer showed a higher variability over time, with systematically lower clogged thicknesses during the October-January period than for the rest of the year. This can be related to the brown trout spawning activity (*i.e.*, their ability to unclog gravel to bury their eggs) observed each year during the monitoring period at sites Bo1 and, to a lesser extent, Bo2. The latest surveys, carried out in March-April, showed a remaining unclogged thickness of 12 and 6.6 cm for Bo1 and Bo2, respectively, indicating that spawning grounds can reclogged rather quickly (in 2.5 and 5 months, respectively). For site Bo3, the thickness of the clogged gravel layer was significant with the first gravel placement until the gravel was subsequently completely scoured. The second placement resulted in almost no clogging of the gravel layer, which might indicate a positive effect of the hydraulic structures or an unclogging effect of the brown trout spawning activity.

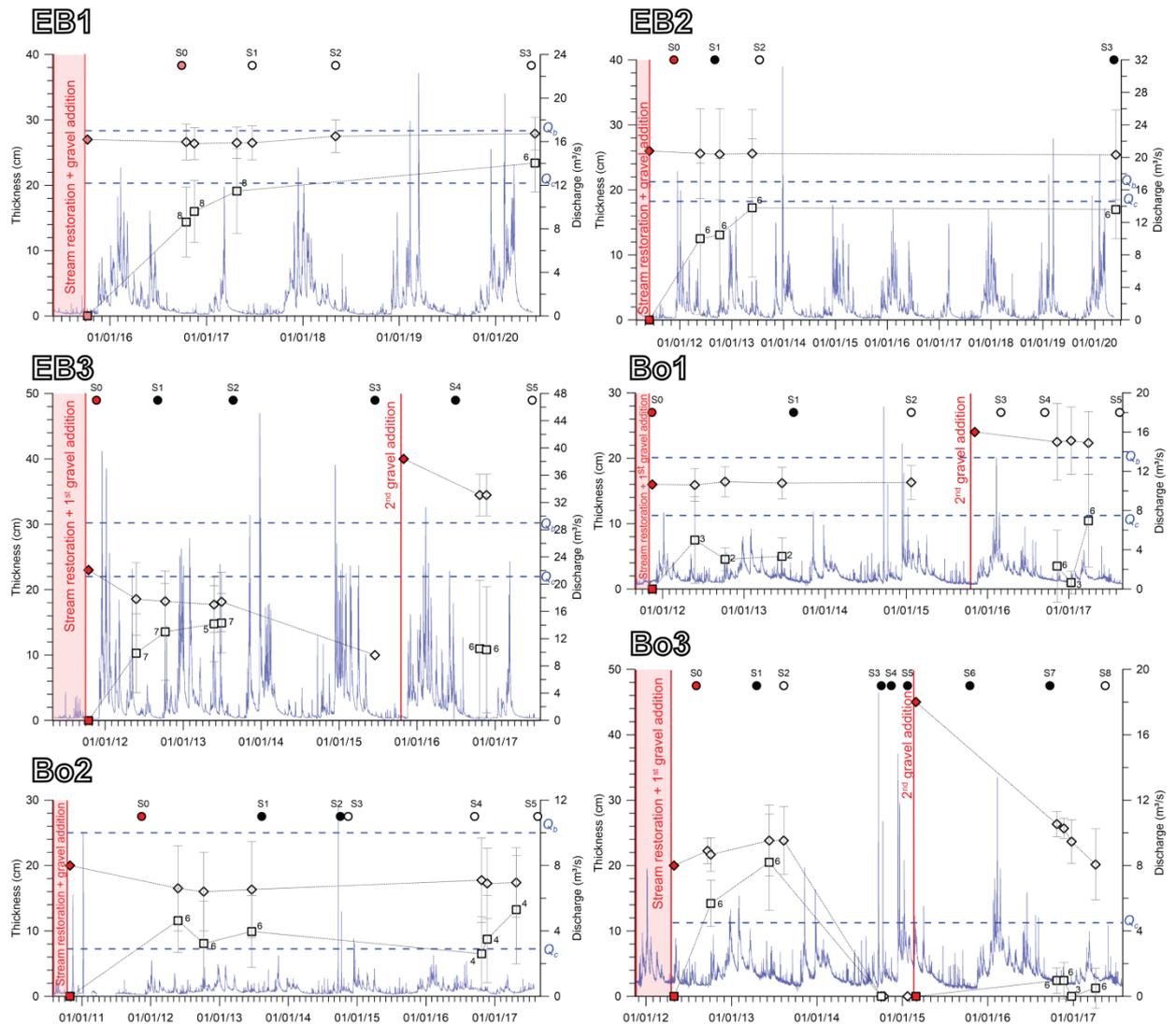


Figure 4.3 : Monitoring framework related to the hydrograph of the 6 study sites. Red diamonds show the theoretical thickness of the gravel layer (calculated from the area and the volume of the added gravel), and grey diamonds show the measured thickness of the gravel layer (mean with error bars representing the standard deviation 1σ). Red squares denote the theoretical thickness of the clogged gravel layer (assumed equal to 0 cm at the time of placement), and grey squares denote the measured thickness of the clogged gravel layer (mean with error bars representing the standard deviation 1σ and numbers referring to the number of measures). Circles show the PIT-tagged surveys (S_i) with a colour indicating a tracer deployment (in red), a lack of mobilization (in white) and a significant mobilization (in black). Q_b represents the bankfull discharge, and Q_c shows the theoretical critical discharge of the added gravel for all sites, except for site F, where Q_c was determined empirically.

With regard to gravel mobility, PIT-tagged particle tracking led to the identification of three scenarios. First, sites EB1 and Bo1 showed a near-zero mobility of the marked gravels (Table 4.4). Despite the occurrence of a 3-yr peak flow, the surveys did not highlight any significant displacements, except for the first survey at site Bo1 (mean travel distance of 1.1 m). The marked gravel dispersed over a distance < 10 m in 3.6 and 5.8 yrs for sites EB1 and Bo1, respectively (mean annual displacement of 0.4 m/yr; Figure 4.4). Site EB2 had a greater dispersal distance (furthest tracer at 50 m), but for a longer monitoring period (8.5 yrs), including an 8.9-yr peak flow, which also

corresponded to a mean annual displacement of 0.4 m/yr. In addition, the plot between the distances travelled and the size of the PIT-tagged gravels (Figure 4.4) shows that the finest tracers travelled the greatest distances at EB2. Second, the gravel mobility was slightly more pronounced at site Bo2, where significant displacement occurred only for the first flow event and then for the greatest flow event in the monitoring period (recurrence interval of 3.2 yrs). There, gravel was dispersed over a distance of 33 m after 5.8 yrs (mean annual displacement of 0.6 m/yr). Third, sites EB3 and Bo3 showed greater distances travelled and are analysed in more detail below.

Table 4.4 : Synthesis of PIT-tagged particle tracking and characteristics of the related flow events. Italics indicate significant displacements defined by a mean travel distance ≥ 1 m and a percentage of mobile tracer $\geq 10\%$.

Site - Survey	Number of peak flow > Q_c during period	Hours > Q_c during period	Date of Q_{max}	Q_{max} (m^3/s)	Q_{max}/Q_b	ω (w/m^2)	RI (yr)	Tracking length (m)	n_r	n_{same}	$n_{mob.}$	% mob. = $n_{mob.}/n_{same}$	Mean distance (m)	Max. Distance (m)
EB1 - S1	1	8	09-03-17	11.8	0.69	10	0.40	70	75	75	13	17	0.6	2.5
EB1 - S2	2	36	14-12-17	13.6	0.80	11	0.54	70	69	59	2	3	0.2	1.6
EB1 - S3	5	208	15-03-19	22.3	1.31	18	2.90	70	71	55	14	25	0.7	6
<i>EB2 - S1</i>	2	33	<i>16-12-11</i>	<i>18.3</i>	<i>1.08</i>	<i>13</i>	<i>1.3</i>	<i>50</i>	<i>82</i>	<i>82</i>	<i>42</i>	<i>51</i>	<i>1.2</i>	<i>3.5</i>
EB2 - S2	0	0	30-01-13	12.7	0.75	9	0.5	50	78	73	12	16	0.4	6.7
<i>EB2 - S3</i>	7	<i>177</i>	<i>25-12-13</i>	<i>31.1</i>	<i>1.83</i>	<i>22</i>	<i>8.90</i>	<i>80</i>	<i>88</i>	<i>70</i>	<i>32</i>	<i>46</i>	<i>1.6</i>	<i>13.6</i>
<i>EB3 - S1</i>	5	<i>154</i>	<i>17-12-11</i>	<i>39.5</i>	<i>1.36</i>	<i>19</i>	<i>1.2</i>	<i>100</i>	<i>79</i>	<i>79</i>	<i>65</i>	<i>82</i>	<i>10.2</i>	<i>43.9</i>
<i>EB3 - S2</i>	6	<i>139</i>	<i>30-01-13</i>	<i>26.7</i>	<i>0.92</i>	<i>13</i>	<i>0.35</i>	<i>195</i>	<i>82</i>	<i>71</i>	<i>40</i>	<i>56</i>	<i>6.4</i>	<i>81.5</i>
<i>EB3 - S3</i>	11	<i>263</i>	<i>25-12-13</i>	<i>45.1</i>	<i>1.55</i>	<i>22</i>	<i>2.3</i>	<i>250</i>	<i>89</i>	<i>78</i>	<i>32</i>	<i>41</i>	<i>8.3</i>	<i>82.1</i>
<i>EB3 - S4</i>	4	<i>89</i>	<i>10-02-16</i>	<i>31.3</i>	<i>1.08</i>	<i>15</i>	<i>0.53</i>	<i>250</i>	<i>88</i>	<i>81</i>	<i>17</i>	<i>21</i>	<i>4.3</i>	<i>81.5</i>
EB3 - S5	1	17	09-03-17	23.3	0.80	11	0.28	250	90	83	7	8	0.7	19.5
<i>Bo1 - S1</i>	1	28	<i>06-01-12</i>	<i>3.0[†]</i>	<i>0.59</i>	<i>10</i>	<i>0.41</i>	<i>100</i>	<i>77</i>	<i>77</i>	<i>35</i>	<i>45</i>	<i>1.1</i>	<i>4.1</i>
Bo1 - S2	6	94	21-09-14	7.2 [†]	1.41	25	3.2	100	84	72	12	17	0.4	4
Bo1 - S3	3	50	09-02-16	5.2 [†]	1.02	18	1.1	100	73	71	9	13	0.3	3.2
Bo1 - S4	0	0	16-06-16	2.4 [†]	0.48	8	0.34	100	66	64	3	5	0.2	1.7
Bo1 - S5	0	0	28-05-17	1.7 [†]	0.33	6	0.27	100	48	46	2	4	0.1	1.8
<i>Bo2 - S1</i>	0	0	<i>06-01-12</i>	<i>2.2</i>	<i>0.22</i>	<i>8</i>	<i>0.41</i>	<i>320</i>	<i>70</i>	<i>70</i>	<i>36</i>	<i>51</i>	<i>1.4</i>	<i>6.3</i>
Bo2 - S2	1	20	21-09-14	11.6	1.16	41	3.2	320	60	56	25	45	1.5	27
Bo2 - S3	1	7	09-10-14	5.2	0.52	18	0.67	320	60	56	0	0	0.2	0.9
Bo2 - S4	1	16	12-12-14	3.6	0.36	13	1.5	320	53	50	3	6	0.2	2.6
Bo2 - S5	0	0	09-03-17	1.3	0.13	5	0.26	320	47	42	0	0	0.05	0.6
<i>Bo3 - S1</i>	4	<i>90</i>	<i>01-02-13</i>	<i>6.1</i>	<i>0.27</i>	<i>53</i>	<i>0.33</i>	<i>95</i>	<i>77</i>	<i>77</i>	<i>40</i>	<i>52</i>	<i>5.2</i>	<i>23.9</i>
Bo3 - S2	0	0	30-05-13	3.4	0.15	29	0.25	95	68	48	4	8	0.4	2.1
<i>Bo3 - S3</i>	3	<i>76</i>	<i>21-09-14</i>	<i>18.6</i>	<i>0.81</i>	<i>161</i>	<i>3.2</i>	<i>320</i>	<i>78</i>	<i>56</i>	<i>53</i>	<i>95</i>	<i>28.6</i>	<i>61.5</i>
<i>Bo3 - S4</i>	1	<i>14</i>	<i>09-10-14</i>	<i>10.7</i>	<i>0.47</i>	<i>93</i>	<i>0.67</i>	<i>320</i>	<i>78</i>	<i>68</i>	<i>30</i>	<i>44</i>	<i>7.6</i>	<i>60.2</i>
<i>Bo3 - S5</i>	4	<i>143</i>	<i>14-12-14</i>	<i>14.8</i>	<i>0.64</i>	<i>129</i>	<i>1.5</i>	<i>410</i>	<i>75</i>	<i>62</i>	<i>38</i>	<i>61</i>	<i>31</i>	<i>101.5</i>
<i>Bo3 - S6</i>	1	<i>7</i>	<i>02-04-15</i>	<i>5.5</i>	<i>0.24</i>	<i>48</i>	<i>0.30</i>	<i>640</i>	<i>79</i>	<i>68</i>	<i>10</i>	<i>15</i>	<i>1.7</i>	<i>32.9</i>
<i>Bo3 - S7</i>	11	<i>248</i>	<i>09-02-16</i>	<i>13.4</i>	<i>0.58</i>	<i>116</i>	<i>1.1</i>	<i>640</i>	<i>70</i>	<i>60</i>	<i>19</i>	<i>32</i>	<i>10.7</i>	<i>106.8</i>
Bo3 - S8	0	0	09-03-17	4.0	0.17	34	0.26	640	68	62	4	6	0.6	11

n_r : number of recovered tracers

n_{same} : number of tracers that were found in both S_{i-1} and S_i

$n_{mob.}$: number of mobile tracers (travel distance >1 m) that were found in both S_{i-1} and S_i

% $_{mob.}$: percentage of mobile tracers from S_{i-1} and S_i

†: discharge (q) extrapolated from the discharge (Q) at the 13-km downstream gauging station using the relation (Bravard & Petit, 2000): $q = Q(a/A)^{0.8}$

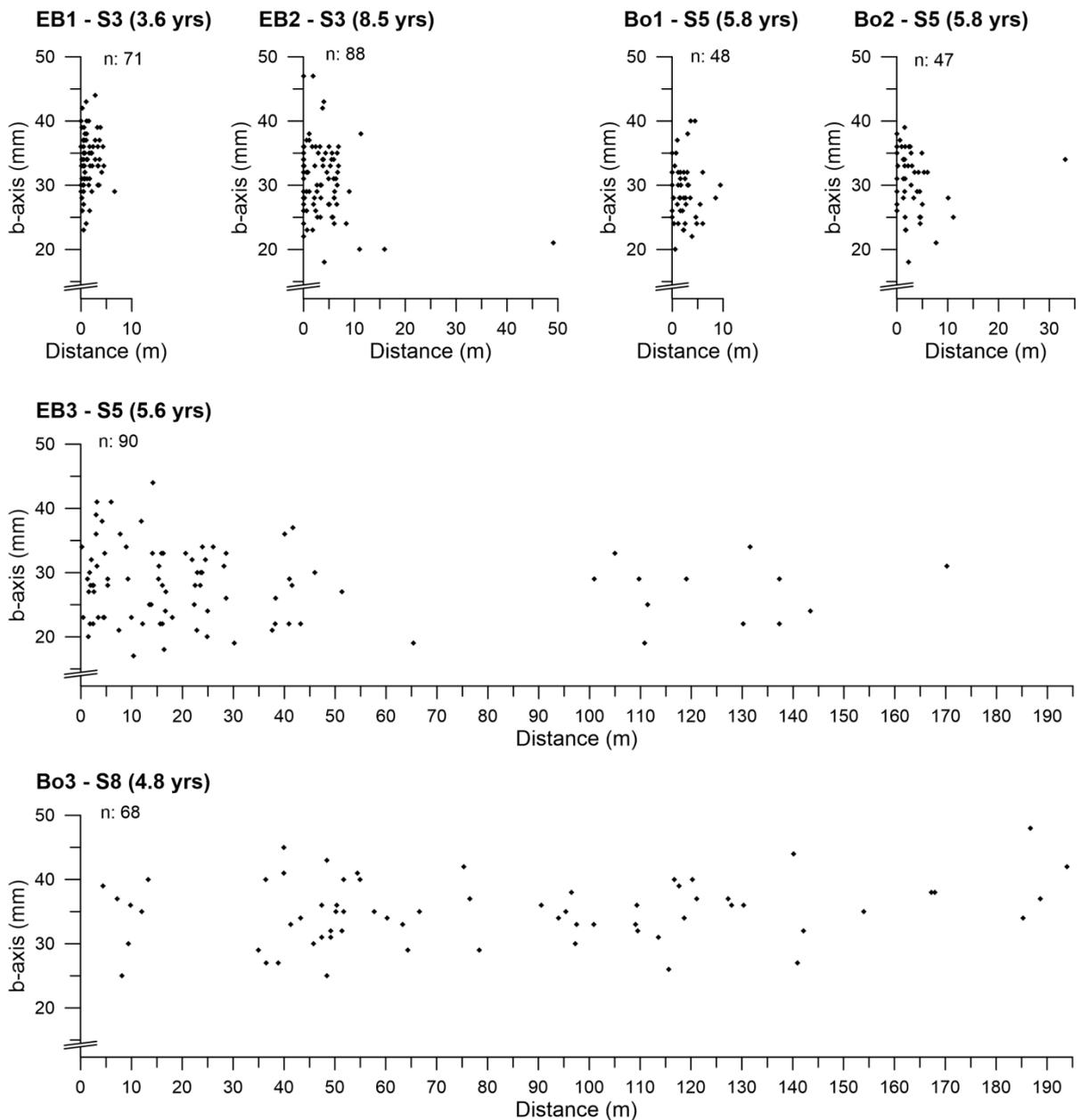


Figure 4.4 : Distance travelled by the PIT-tagged gravels between their deployment (S_0) and their latest survey (S_i) as a function of particle size. The time elapsed since tracer deployment is indicated in brackets.

Gravel dispersion and ability of the dispersed gravel to form new spawning grounds downstream

Whereas gravel at study sites EB1, EB2, Bo1 and Bo2 showed low to very low mobility, gravel dispersion was more pronounced for sites EB3 and Bo3, but to a variable extent that depended on the characteristics of the study reaches.

For the first spawning gravel placement monitored at site Bo3 (*i.e.*, upstream from rock weir 3; Figure 4.5.B), the dispersion of gravel was rapid, resulting in a decrease in its thickness. Survey S3 showed that the 3.2-yr flow dispersed the gravel over a distance of 60 m downstream, resulting in complete

erosion of the spawning ground after 2.2 yrs. Despite this, the displacement of gravel allowed the reconstitution of three new potential spawning grounds downstream. Two of these potential spawning grounds were reconstituted upstream of weirs W4 and W5 but with limited thickness (~10 cm). The third potential spawning ground was thicker (~20 cm) and established in the rock berm downstream of weir W4. The rest of the gravel from the study spawning ground was scattered in lateral rock berms and behind immobile boulders, as suggested by the position of the recovered tracers, but it did not present favourable conditions for spawning due to an insufficient thickness or surface area. Thereafter, the three reconstituted spawning grounds were again scoured and dispersed following two periods marked by 0.67-yr (S4) and 1.5-yr (S5) peak flows, resulting in scattering of the gravel over 140 m (S5), which no longer constituted spawning grounds downstream. Thus, the study gravel placement reached unsuitable conditions after 2.5 yrs, a period marked by 12 peak flows $>Q_c$. Thereafter, a second gravel placement was made in February 2015 in six patches with thicknesses ranging from 25 to 60 cm. The subsequent 0.3-yr and 1.1-yr peak flows caused further erosion and dispersal of gravel from the spawning grounds and the reformation of new spawning grounds downstream, as indicated by surveys S6 and S7. Thus, 1.6 yrs after the second gravel placement, the six reconstituted spawning grounds had thicknesses varying between 10 and 25 cm and were still viable.

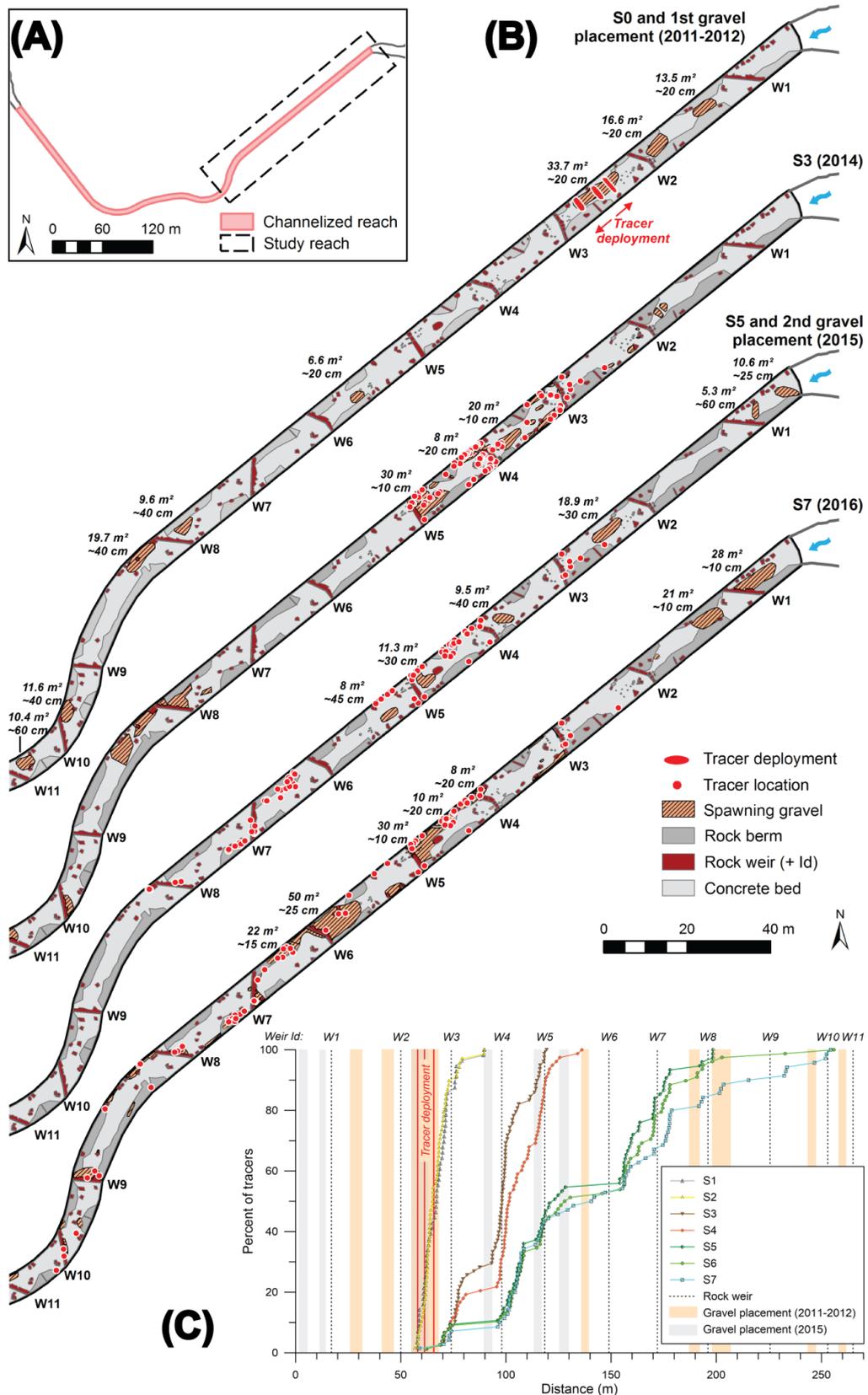


Figure 4.5 : Gravel dispersion at site Bo3. (A) Location of the tracer study reach within the channelized reach. (B) Tracer location along the study reach for S0 (and first gravel placement), S3, S5 (and second gravel placement) and S7. Distances are measured from the entrance of the channelized reach along the right bank. The PIT-tagged pebbles were deployed in three lines. (C) Cumulative distribution of the 7 tracer surveys (S_i).

At site EB3, tracer seeding was carried out in 2011 on three of the four patches placed along the new meandering reach (Figure 4.6.A). PIT-tagged gravel tracking highlighted a slower dispersion at EB3 than that at site Bo3 (Table 4.4). However, a proper analysis of gravel dispersion required the area to be divided into two separately treated reaches: the 90-m new meandering reach and the 100-m straightened reach located downstream and not covered by the rehabilitation scheme (Table 4.5). This highlighted a lower mobility in the meandering reach than in the straightened reach, with lower mean travel distances and percentages of mobile tracers, except for S5, for which mobilization was not significant. The sum of the mean travel distances in the meandering reach was 17.6 m over the monitoring period (5.6 yrs), which represents a mean velocity of approximately 3 m/yr. This indicates that the sinuosity created by the rehabilitation measure favoured the maintenance of placed gravel in this reach, which therefore increased the life span of the initial spawning grounds and allowed the reconstitution of new spawning grounds downstream after floods. On the other hand, when the gravels entered the straightened sector, they were eventually scattered over long distances. Tracer tracking showed progressive gravel dispersion over time, with preferential areas of accumulation, as on the intermediate and downstream patches (Figure 4.6.B). This indicated that gravel supply from upstream allowed the downstream spawning ground to maintain a sufficiently thick layer for a certain time (18 cm after 1.8 yrs). Thereafter, the gravel dispersion continued until the remaining gravel was 8 cm thick, 3.75 yrs after gravel placement. Thus, the spawning ground was no longer suitable and required a new replenishment in 2015 to increase its thickness. Lastly, grain size analysis of mobilized tracers indicated that gravels with a b-axis > 35 mm travelled only short distances, whereas those with a b-axis < 35 mm were dispersed over longer distances (Figure 4.4). This threshold is close to the limit of competence of the river reach, for which the D_{90} of natural surface substrate is 31 mm.

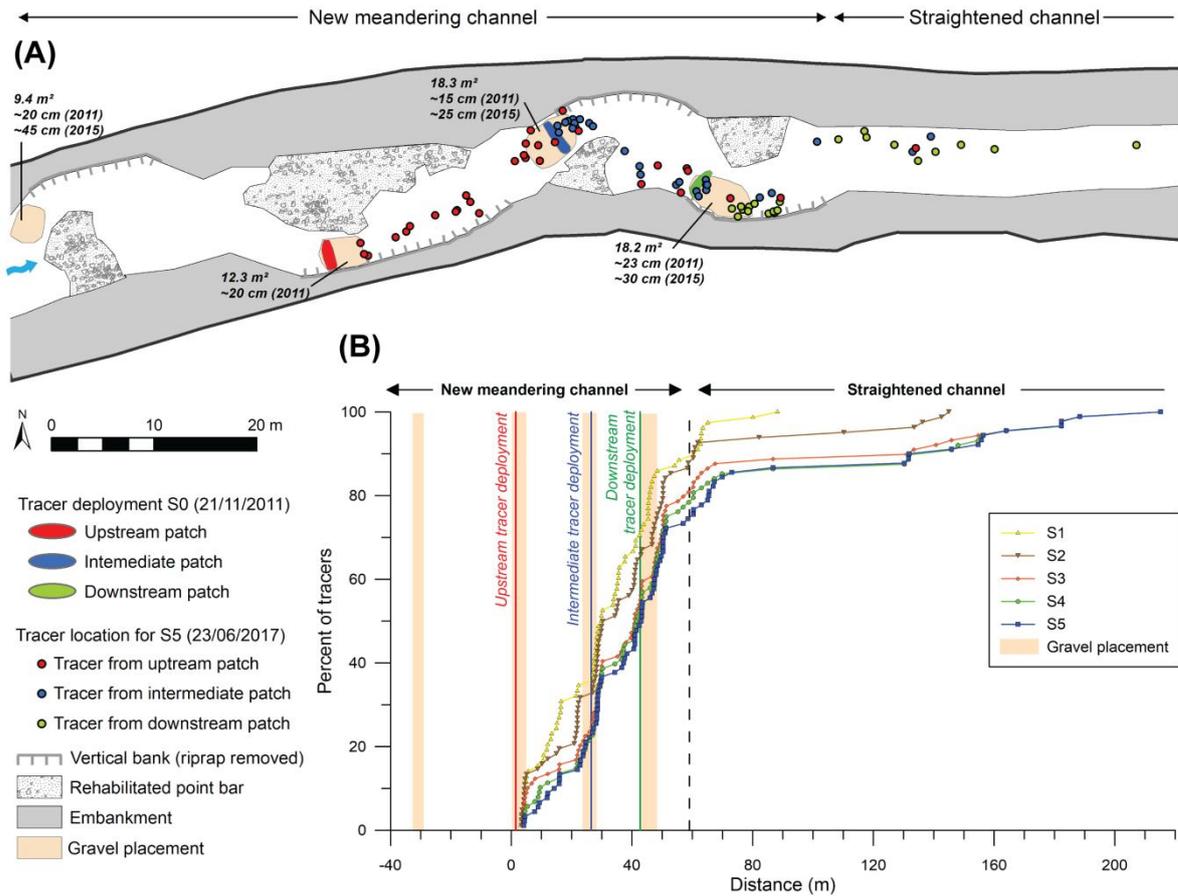


Figure 4.6 : Gravel dispersion at site EB3. (A) Gravel placements and tracer locations along the restored reach for S5. (B) Cumulative distribution of the 5 tracer surveys (S_i). The PIT-tagged gravels were deployed on three patches of spawning gravel. Distances were measured from the most upstream patch of tracer deployment along the channel centreline.

Table 4.5 : Synthesis of PIT-tagged particle tracking and characteristics of the related flow events at site C, with the meandering and straightened reaches treated separately.

Survey - reach	Number of peak flow > Q _c during period	Hours > Q _c during period	Date of Q _{max}	Q _{max} (m ³ /s)	Q _{max} /Q _b	ω (w/m ²)	RI (yr)	n _{same}	n _{mob.}	% mob. = n _{mob.} / n _{same}	Mean distance (m)	Max. Distance (m)
S1 - meandering reach	5	154	17-12-11	39.5	1.36	19	1.2	70	59	84	9.1	43.9
S1 - straightened reach								9	9	100	9.5	30.2
S2 - meandering reach	6	139	30-01-13	26.7	0.92	13	0.35	62	33	53	3.1	16.7
S2 - straightened reach								9	7	78	28.5	81.5
S3 - meandering reach	11	263	25-12-13	45.1	1.55	22	2.3	64	21	33	3	32.1
S3 - straightened reach								14	11	79	31.6	82.1
S4 - meandering reach	4	89	10-02-16	31.3	1.08	15	0.53	63	12	19	1.7	24.5
S4 - straightened reach								18	5	28	13.2	73.8
S5 - meandering reach	1	17	09-03-17	23.3	0.80	11	0.28	63	6	10	0.7	19.5
S5 - straightened reach								20	1	5	0.5	7.5

n_{same}: number of tracers that were found in both S_{i-1} and S_i

n_{mob.}: number of mobile tracers (travel distance >1 m) that were found in both S_{i-1} and S_i

%_{mob.}: percentage of mobile tracers from S_{i-1} and S_i

This analysis shows that the life span of the rehabilitated spawning grounds and the ability of their gravels to form new spawning grounds downstream are largely dependent on the hydromorphologic variables, mainly on the unit stream power of the flows, as shown by the plot of travel distance as a function of unit power (Figure 4.7.A) or unit excess stream power (Figure 4.7.B). Since some of the surveys were related to periods marked by multiple peak flows, this relation has a better fit when the sum of the unit excess stream power values are used (Figure 4.7.C).

To consolidate the relation using unit stream power (Figure 4.7.A), we supplemented the data from this study with 19 surveys from other studies using the same particle size range, namely, 10 surveys conducted on the Bocq River in two reference reaches located downstream from the sites of this study (Peeters *et al.*, 2013b) and 9 surveys carried out on two other rivers in Wallonia with similar characteristics (Berwinne and Rulles Rivers; see Houbrechts *et al.*, 2015). This relation is expressed in the form Mean distance = $0.0197 \cdot \omega_{\max}^{1.473}$ ($R^2=0.68$). This relation can be used to determine the mobility of spawning gravel and thus the life span of gravel placements. Considering that limited mobility is necessary to optimize the life span of the spawning ground (*i.e.*, a mean annual displacement of 3 ± 2 m, as in site EB3 with a range of values assigned arbitrarily at 2 m), an annual peak flow with a unit stream power of between 14 and 43 W/m² is required. A flood with a higher unit stream power will disperse the gravel over longer distances, as in site Bo3, so the efficiency of placement may not be long-lasting. Similarly, to take into account multiple peak flows occurring over a year, the spawning gravel mobility can be determined using the relation from Figure 4.7.C : Mean distance = $0.1764 \cdot \sum(\omega_{\max} - \omega_c)^{0.881}$ ($R^2=0.77$). In this way, the sum of the annual unit excess power values would be between 7 and 45 W/m², resulting in a mean annual displacement between 1 and 4 m.

Nevertheless, several points diverge from the above regression lines, suggesting that the unit stream power is not the only parameter involved in the analysis of the travel distance. First, channel morphology represents such a parameter, as highlighted by the above-mentioned tracer tracking at site EB3 (meandering vs. straightened reaches). Second, Figure 4.7 shows differences in the tracer transport observations between the first displacements after tracer seeding and the second and subsequent tracer displacements. This is particularly the case for site EB3, but is also true for sites EB2 and Bo2. For Bo1, only the first survey was affected by a significant displacement. This underlines the control of particle arrangement and bed texture on the entrainment of individual tracer displacement. In addition, surveys S3 and S4 at site EB3 show a decrease in the average distance travelled over time in proportion to the unit power, which might suggest an increase in the degree of tracer stabilization due to the particle arrangement and bed texture. This may also be the case to a lesser extent for surveys S6 and S7 at site Bo3, where the lateral rock berms and scattered boulders promote the hiding effects on spawning gravel.

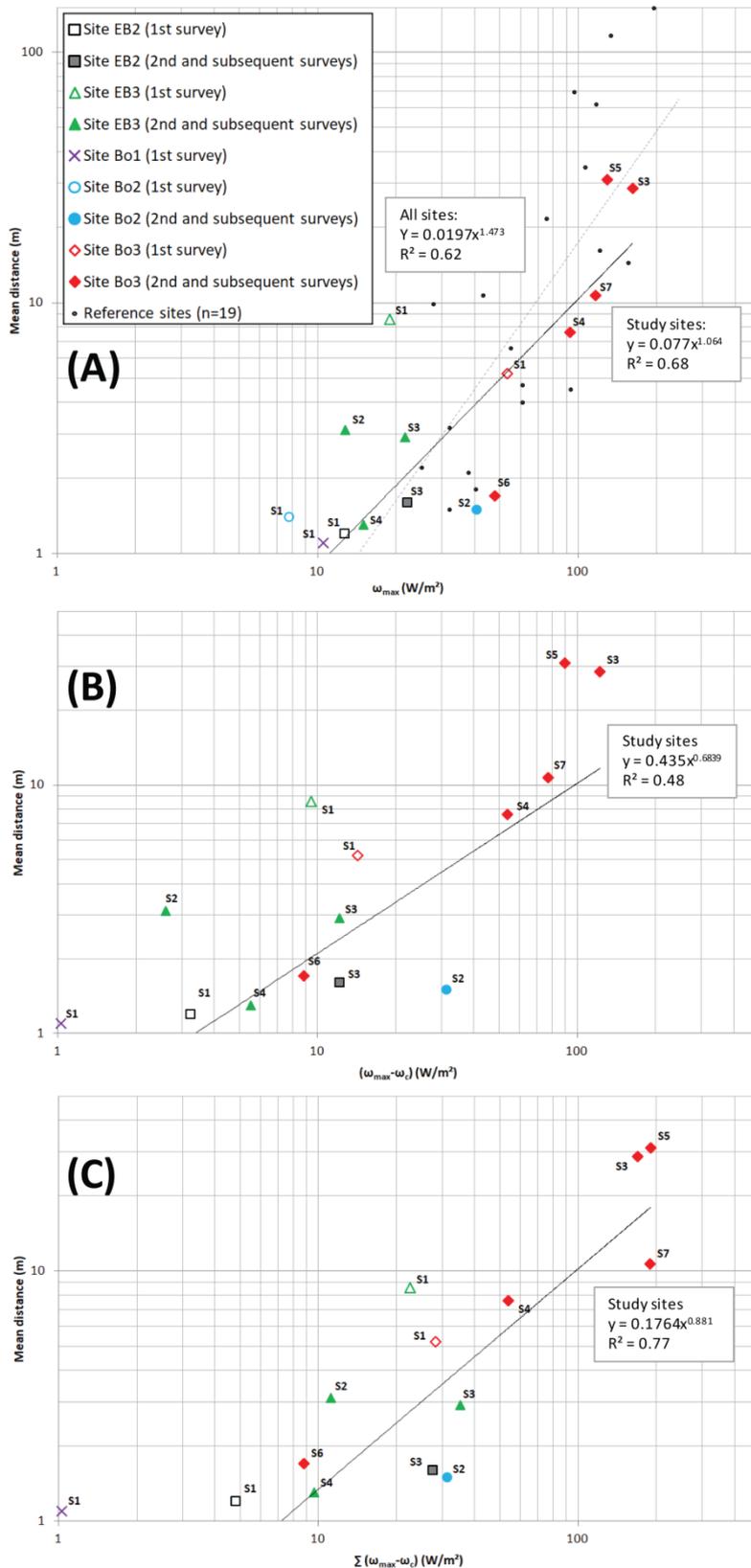


Figure 4.7 : Mean transport distance related to (A) the unit stream power of Q_{max} for the spawning study sites and reference sites from river reaches in Wallonia (Peeters *et al.*, 2013b; Houbrechts *et al.*, 2015), (B) the unit excess stream power of Q_{max} for the spawning study sites, and (C) the sum of the unit excess stream power values for the peak flows $>Q_c$ for the spawning study sites. The regression lines do not include the first surveys after tracer seeding. Travel distances at site EB3 are those observed in the new meandering reach.

E. Discussion

Site-scale suitability and sustainability of spawning gravel placement

The success of spawning habitat enhancement by gravel placement depends on accurate knowledge of both the biological requirements of lithophilic spawners and morphodynamic river processes. The success of spawning gravel placement may not be long-lasting because of rapid gravel dispersion or gravel clogging. This is particularly the case in the absence of an upstream gravel supply or a very low upstream gravel supply that is unlikely to replenish the spawning ground. In these cases, the challenge is to ensure that the placed gravel periodically travels distances limited to a few metres during flood periods to unclog the gravel layer and thus maintain a sufficient life span of the spawning ground. To some extent, this was achieved for study site EB3, at which a mean annual displacement of 3 m is expected to maintain the success of long-lasting gravel placement. However, this was not the case for the other study sites, either because the mobility was too high (*i.e.*, gravel dispersed quickly as at site Bo3) or too low (*i.e.*, gravel clogged quickly as at site Bo2), or even near-zero (*i.e.*, sites EB1, EB2 and Bo1).

In terms of morphodynamic constraints, PIT-tagged gravel tracking at study site Bo3 demonstrated that the spawning ground was completely scoured after 2.2 yrs due to the undersizing of the spawning materials relative to the river competence. Previous studies addressing this issue highlighted that the life spans of artificial spawning sites are between 1.5 and 15.5 yrs (Barlaup *et al.*, 2008; Hauer, 2020), but these studies concerned rivers with lower concentrations of suspended sediment, which allows sizing based on a greater bed stability. Conversely, study sites EB1 and Bo1 showed near-zero mobility due to their low unit stream power values, indicating an oversizing of the gravel. Such a gravel stability will subsequently favour the infiltration of fine sediments into the gravel interstices until ultimately suffocating the gravel layer. This issue was previously addressed by Pulg *et al.* (2013) and Mitchell (2015), who identified life spans of 6 and 8 yrs, respectively. Among the gravel placements monitored in this study, only those carried out on the new meandering reach of site EB3 have a sizing appropriate for the river morphodynamics. Notably, 1.8 yrs after the placement of a 23-cm thick gravel substrate, the remaining gravel was 18 cm thick, and the spawning ground was still viable. However, 3.75 yrs after gravel placement, the remaining gravel was 8 cm thick. Thus, the spawning ground was no longer suitable and required a new replenishment to increase its thickness. In any case, a life span of 2 yrs for a gravel placement carried out in a reach with a perturbed bedload supply represents the minimum required life span according to Bunte (2004). Compared to the natural surface substrate composition at site EB3 ($D_{50}=19$ mm; $D_{90}=31$ mm), the introduced gravels were slightly coarser ($D_{50}=28$ mm; $D_{90}=36$ mm). This suggests that by introducing slightly coarser sediment than that of the natural bed, the distances travelled will be more limited, which will promote the longevity of the spawning ground.

Regarding the clogging of spawning gravel, most of the study sites were found to have significant clogged thicknesses, which sometimes increased over time. Only the second additions made at sites EB3 and Bo3 had an unclogged thickness greater than 20 cm. Because the studied rivers are not characterized by high suspended sediment concentrations, it is necessary to analyse the other parameters likely to govern the fine infiltration process through the gravel layer to explain this high

degree of clogging. Among the site-scale parameters identified by Greig *et al.* (2007), hydromorphological conditions represent a key driver because they govern the complex interaction between the hydraulic and hyporheic exchange flux (Findlay, 1995; Stewardson *et al.*, 2016) and the spawning preferences of the target species (Pasternack, 2008). Thus, the design of spawning ground must take into account the hydraulic changes in the river related to gravel placements at both meso- (geomorphic unit) and micro-scales (hydraulic pattern). In this study, the most common geomorphic unit designed through spawning gravel placements was the riffle unit because its bedform topography promotes surface-subsurface water exchanges (Kondolf, 2000). Only the gravel placement at site Bo3 differed from the riffle unit because there, the gravel was dumped in the pool between two artificial steps created by rock weirs. Because this configuration does not favour interstitial currents, artificial hydraulic structures made of boulders were placed to produce a range of hydraulic units and to promote surface-subsurface water exchanges, which may have been effective for the second gravel addition only, as the first gravel addition resulted in significant clogging. Hydraulic structures made of wood were also installed at sites EB1, Bo1 and Bo2 to create suitable water depths and flow velocities according to the spawning preferences of the target species, as previously acknowledged through several studies (see Wheaton *et al.*, 2004).

Another parameter that governs the fine infiltration process through the gravel layer is the particle sizes of the gravel and the ensuing interstitial pore spaces (Greig *et al.*, 2007). In this study, the spawning gravel design was based on the assumption that the use of well-sorted gravel (sorting index equal to 1.5) should provide a large volume of interstices and thus favour the circulation of oxygenated water. The significant thicknesses of clogged gravel suggested that this option was not effective. In contrast, according to Lisle (1989), well-sorted spawning gravel with great interstitial voids is particularly vulnerable to fine sediment infiltration because fine sediments that are smaller than the interstitial gaps settle at the bottom of the gravel layer and fill the pores among the gravel particles from the bottom up (Einstein, 1968). The use of well-sorted gravel in this study likely promoted bottom-up sediment accumulation. According to Lisle (1989), a wider range of gravel sizes should impede fine sediment infiltration. When the fine sediments that infiltrate the upper layer of gravel are too large to pass through, they could be trapped near the surface of the riverbed, thus reducing the interstitial void spaces of the subsurface layer. This leads to the trapping of successively smaller particles, resulting in the formation of a seal that prevents deeper penetration of fine sediment particles (Beschta & Jackson, 1979). Furthermore, several studies have demonstrated that a greater range of grain sizes will support a wider range of spawning fish (Kondolf & Wolman, 1993; Kondolf, 2000; Barlaup, 2008).

In any case, despite clogging, several of the rehabilitated spawning grounds were frequented by *Salmo trutta fario*, as evidenced by the many redds dug by spawners. Moreover, the large fluctuation in the clogged thickness over time at sites Bo1 and Bo2 showed that *Salmo trutta fario* could unclog the placed gravel during spawning. Such winnowing of fine sediment from gravel by salmonids, resulting in a reduction in the fine sediment within redds, has been widely recognized in natural conditions (Schälchli, 1992; Kondolf, 1993). However, our results also indicated that the artificial spawning grounds can reclog rather quickly (between 2.5 and 5 months, depending on the site).

Reach-scale sustainability of spawning gravel placement

The amount of gravel used for spawning gravel placement balanced several considerations, including the biological and hydromorphological functionality of the spawning ground and the cost of gravel placement. Thus, the amount of gravel per patch represented a compromise between too much gravel, which could alter the hydromorphological preferences of the target species in terms of water depth and velocity, and too little gravel, which would not provide a sufficient thickness for spawning. Nevertheless, the quantities were found to be slightly insufficient in some cases. The first attempts, made between 2010 and 2012, consisted of small volumes ($\sim 2 \text{ m}^3$) of gravel placed in small patches ($\sim 10 \text{ m}^2$), providing a thickness of approximately 20 cm, which sometimes proved to be insufficient due to the decrease in the thickness of the gravel layer following the rearrangement of the gravel after the first flood. The 2015 placements had larger volumes of gravel (between 2.9 and 10.8 m^3) and thus greater thicknesses and/or larger areas ($\sim 40 \text{ m}^2$). This latter option represented a good way to increase the volume of gravel added without modifying the thickness and therefore the morphodynamic parameters too much. In this way, the greater the volume, the longer the gravel placement will last.

To estimate what these volumes represent in relation to the mean annual bedload yield in natural conditions, the latter was calculated on the basis of a bedload supply (Q_s) between 0.05 and 2 $\text{t.km}^{-2}.\text{yr}^{-1}$ as a function of the unit stream power at the bankfull stage (ω_b) from the relation $Q_s = 0.0266 * \omega_b - 0.4616$ ($n=23$; $R^2=0.69$; Houbrechts *et al.*, 2006). Note that for sites EB1, EB2, EB3 and Bo1, a bedload supply of 0.05 $\text{t.km}^{-2}.\text{yr}^{-1}$ was set due to the specific context of these river reaches (low-energy river with a fine bedload) in comparison with the main part of the sites that support the above-mentioned relation (higher energy with coarser bedload). In this way, using a bulk density of 1.6 t/m^3 , it appears that the added gravel volumes represent approximately half of the mean annual bedload yield at sites Bo2 and Bo3 and 1-2 times this yield at sites EB2 and EB3. In contrast, these gravel volumes were 4 to 7 times higher than the mean annual bedload yield at sites EB1 and Bo1. Previous studies addressing this issue have indicated that the volume of added gravel should correspond to the mean annual bedload transport capacity (Bunte, 2004; Arnaud *et al.*, 2017), or even two times this yield (Brousse *et al.*, 2019), but these studies had different contexts and focused on different issues (*e.g.*, large rivers impacted by dams).

Site selection at the reach-scale for gravel placement was successful. The creation of successive spawning riffles along a meandering reach was found to be suitable for spawning. The most long-lasting configuration was to install spawning gravel at each riffle, *i.e.*, every 0.5 meander wavelength, as in study site EB3, where the scour of the downstream gravel placements was compensated by the supply from the upstream scoured gravel placements. The same configuration was adopted at sites EB1, Bo1 and Bo2, but in the absence of gravel mobility, clogging occurred, and this approach was ultimately ineffective. For site Bo3, multiple placements were also made so that the dispersed gravel could reform and create new spawning grounds downstream, thereby extending the longevity of the most downstream spawning ground.

Ability of the displaced gravel to form new spawning grounds downstream

Our results highlighted that the ability of the displaced gravel to form new spawning grounds downstream is a function of the distance that the placed gravel is likely to travel, which in turn depends on several hydromorphological parameters.

First, travel length was strongly dependent on the frequency and intensity at which Q_c was exceeded and reflects the river energy, as shown by our results using the unit stream power. This corroborated the strong control that flow strength exerts on travel length, which was previously outlined by several studies (Hassan *et al.*, 1992; Houbrechts *et al.*, 2012, 2015; Vázquez-Tarrío & Batalla, 2019). Considering the grain size of the artificial spawning gravel in this study ($17 \leq D \leq 47$ mm), we observed the threshold of motion for unit stream power values between 10 and 15 W/m² depending on the site. Dépret *et al.* (2017) observed similar values (between 8 and 23 W/m²) in the Cher River, France, where the D_{50} of the bed surface ranges from 22 to 38 mm. Such power values generally displace the gravel over a few metres, or even more, depending on the other hydromorphological parameters discussed below. Then, the higher the unit power is, the greater the travel length increases, as illustrated by the relationship obtained from the tracer surveys of this study. The relation (Mean distance = $0.0197 \cdot \omega_{\max}^{1.473}$; $R^2=0.62$) obtained in this study is useful for apprehending spawning gravel mobility and thus the life span of gravel placements. In this way, the unit stream power of the annual peak flow can be determined on the basis of the stream bed geometric parameters (slope and width of the water surface) and hydrological data. The other way to predict the mobility of spawning gravel is to use the relation that takes into account multiple floods occurring over a year, namely, the sum of excess unit power values of peak flows $>Q_c$, which provided a stronger relation (Mean distance = $0.1764 \cdot \sum(\omega_{\max} - \omega_c)^{0.881}$; $R^2=0.77$). Although its determination requires more calculations than required for unit stream power, this metric was previously found to be relevant in several bedload transport studies, especially when the study periods include several peak flows (Houbrechts *et al.*, 2015; Arnaud *et al.*, 2017; Chardon *et al.*, 2018).

Second, channel morphology has a strong influence on gravel dispersion, as demonstrated by the comparison of the travel length between the meandering and straightened reaches at site EB3. The shorter travel distances observed in the meandering reach favoured a longer life span of the spawning grounds. In their assessment of salmonid spawning gravel placements in lowland Danish streams, Pedersen *et al.* (2009) also highlighted a lower gravel mobility in rehabilitated meandering channels compared to that in straightened reaches. In natural gravel-bed rivers, this influence on particle dispersion has long been recognized (*e.g.*, Petit *et al.*, 2005) and was summarized by Pyrcé & Ashmore (2003) and then by Vázquez-Tarrío *et al.* (2019).

Third, our results indicated that particle arrangement and bed texture exert control on gravel entrainment, marked by fostered mobility for the first displacement after gravel placement and a progressive increase in mobility over time with the degree of gravel stabilization. This is consistent with the data on natural gravel-bed rivers from the literature, summarized by Vázquez-Tarrío *et al.* (2019), which suggests that the distances travelled are greater for unconstrained-stone conditions (*i.e.*, first displacement after tracer seeding) than for constrained-stone conditions (*i.e.*, second and subsequent displacements). Houbrechts *et al.* (2015) also highlighted that gravel mobility decreases

over time. Moreover, the relative grain size distribution (*i.e.*, the ratio between the D_{50} of the artificial gravel and the D_{50} of the bed) may also have an influence on gravel dispersion. Although several studies indicated that a narrow grain size range can increase the critical threshold for sediment mobilization (see Bravard & Petit, 2000), Gilet *et al.* (2020) showed that it can also affect bedload transport by limiting the travel distance. In the cases treated in this study, considering the small particle size distribution (sorting index equal to 1.5), the grain size ratio can be considered equal to 1 at the time of gravel placement, but once the gravel has left the gravel placement site, its relative grain size ratio will change and depend on the local particle size distribution of the stream. Although this ratio will vary slightly for sites EB1, EB2 and EB3, characterized by a similar gravel-bed composition, this ratio will increase sharply for sites Bo1 and Bo2, characterized by a streambed made of compacted silt, which should then result in a lower critical threshold for sediment motion and long-distance displacements, as was the case for the 3.2-yr flood monitored at site Bo2. For study site Bo3, spawning gravel is trapped in rock berms and behind scattered immobile boulders (hiding effect), as shown previously by Lamarre & Roy (2008) for natural step-pool systems.

F. Conclusions

While the rehabilitation of spawning habitats by gravel placement is recognized as a good measure to stem local wild fish population declines, its success relies on accurate knowledge of both the biological requirements of the lithophilic fish species and the river morphodynamics processes. If the physical or ecological context is not properly considered through a process-based approach that takes into account morphodynamic and ecological river processes, restoration measures can have a limited efficacy. To some extent, this was the case for several aspects of the spawning gravel rehabilitation measures followed in this study, as several artificial spawning grounds quickly became clogged and one was rapidly eroded. These elements of failure highlighted through the examples in this study have enabled us to identify the key parameters that drive the success of such rehabilitation projects. They have also led to recommendations for spawning gravel design.

Our findings showed that fine sediment infiltration resulted in the clogging of several spawning gravel placements, mainly due to improper sizing. On the one hand, the gravel was oversized in relation to the river competence, resulting in a high degree of stability, which favoured clogging over time and inhibited unclogging during flow events. On the other hand, the use of a narrow grain size range created large interstitial voids that likely favoured bottom-up sediment accumulation within the interstices of the gravel.

Regarding gravel dispersion, PIT-tagged gravel tracking has underlined the importance of the unit stream power as a key parameter influencing the distance that artificial gravel is likely to travel, which in turn controls the longevity of the spawning gravel placement and the ability of the displaced gravel to form new spawning grounds downstream. Considering the grain size of the spawning gravel placed in this study ($17 \leq D \leq 47$ mm), the threshold of gravel motion was between 10 and 15 W/m^2 depending on the site, and the related travel lengths were a few metres. Thus, the life span of the spawning ground was driven by the frequency and intensity at which the critical discharge was exceeded. However, we showed that additional hydromorphological parameters can exert strong control on particle travel distance, in particular, channel morphology and bed texture. Our results showed that an average annual displacement of 3 m in a meandering reach was a good option to sustain long-lasting artificial spawning gravel habitats.

These results indicated that the design of gravel placements is a complex task due to this multiplicity of parameters to consider and their variability in time and space. Therefore, the key parameters that drive the suitability and sustainability of spawning gravel placements should be acknowledged in the design of future rehabilitation projects to ensure their success.

PARTIE 5

Efficacité et résistance de techniques de protection de berges en génie végétal

Partie 5 : Efficacité et résistance de techniques de protection de berges en génie végétal

Article publié dans la revue : *Géomorphologie : relief, processus, environnement* (Volume 24 - n° 2 – 2018, p. 121-138)

Résumé

Un ensemble de dix-neuf ouvrages de protection de berges en génie végétal a fait l'objet d'un suivi à court et long termes sur plusieurs rivières de Wallonie. Les aménagements, dont la mise en place remonte pour certains à 20 ans, ont dans l'ensemble bien rempli leur rôle de stabilisation de berges, même si plusieurs d'entre eux sont aujourd'hui partiellement détruits. Dans certains cas, l'endommagement des aménagements a conduit à une reprise de l'érosion de la berge à protéger. Le facteur principal de dégradation des ouvrages est l'énergie de la crue destructrice. Elle est quantifiée par la valeur de puissance spécifique limite, qui représente la valeur maximale de puissance à laquelle l'ouvrage peut résister. Déterminée sur la base des observations de terrain, elle est de l'ordre de 130 W/m² pour des fascines, 65 W/m² pour des peignes, 200 W/m² pour des caissons et 150 W/m² pour des épis végétaux. Toutefois d'autres facteurs d'échec font en sorte que l'aménagement est dégradé avant d'être détruit par les crues, ce qui le rend vulnérable pour des puissances spécifiques moins importantes. Les facteurs de dégradation mis en évidence sont (i) une mauvaise reprise de la végétation liée à un problème d'exposition, à des coupes non gérées et aux dégâts provoqués par les animaux s'attaquant aux plantations (bétail et rongeurs), (ii) des défauts de conception des aménagements (remplissage inadapté, mauvais dimensionnement) et (iii) une mauvaise prise en compte des caractéristiques géomorphologiques de la rivière. Ainsi, outre la puissance spécifique, un deuxième facteur important à prendre en compte est la quantité de Matières En Suspension (MES) disponible, étant donné que la plupart de ces ouvrages nécessitent un remplissage par des sédiments fins.

A. Introduction

L'érosion des berges est un des processus du fonctionnement hydromorphologique d'un cours d'eau qu'il convient de préserver (European Commission, 2000 ; Newson & Large, 2006). Néanmoins, lorsque des zones à forts enjeux (habitations, voies de communication, etc.) sont menacées, il est parfois nécessaire de lutter contre l'érosion des berges (Schmidt *et al.*, 2013). Dans le cas où il n'est pas possible d'intervenir directement sur la cause de l'érosion, des techniques de protection de berges peuvent alors être mises en œuvre. La stabilisation des berges peut se faire à l'aide des techniques classiques du génie civil (enrochements, gabions, etc.) ou bien grâce aux techniques du génie végétal (Schiechtl & Stern, 1997). Ces dernières visent à préserver au maximum le caractère naturel des berges en utilisant des éléments naturels (végétaux) pour les protéger (Rey *et al.*, 2015 ; Verniers *et al.*, 2009).

Les techniques du génie végétal reposent sur le principe que la végétation mise en place augmente la stabilité de la berge (Thorne, 1990 ; Pollen, 2006). Cette stabilité s'appuie sur le développement du système racinaire des éléments végétaux (Gray & Sotir, 1996 ; Reubens *et al.*, 2007 ; Evette & Frossard, 2009) et de leur appareil caulinaire qui favorisent un faible taux d'humidité grâce à l'interception par le couvert végétal et à l'évapotranspiration (Simon & Collison, 2002). De plus, lorsque la végétation de berge est développée, elle entraîne, suite à l'augmentation de rugosité, une réduction des vitesses et des tensions de cisaillement s'exerçant sur la berge (Li & Eddleman, 2002). Comparées aux techniques du génie civil, les techniques végétales favorisent la recolonisation des espèces indigènes, le rétablissement d'un écosystème fonctionnel et la biodiversité du cordon rivulaire (Cavaillé *et al.*, 2013). Enfin, elles maintiennent une qualité paysagère des berges (Li & Eddleman, 2002).

Il existe différentes techniques végétales de protection de berges (Lachat, 1994) qui peuvent être classées selon leur niveau de résistance (Schiechtl & Stern, 1997) ou selon la zone protégée (Allen & Leech, 1997). Le choix de la technique à utiliser pour stabiliser une berge dépend principalement de son contexte environnemental, caractérisé par le climat, l'exposition, les variables hydrologiques, la forme du tracé de la rivière, la nature et la structure de la berge, etc. (Schiechtl & Stern, 1997). L'efficacité de l'ouvrage dépend non seulement de la disponibilité en eau et en lumière pour que la végétation se développe, mais elle dépend également de la résistance de l'ouvrage face aux crues (Evette *et al.*, 2009) et de leur aptitude à piéger les sédiments en suspension (Schiechtl & Stern, 1997 ; FISRWG, 1998).

Évaluer l'efficacité d'un aménagement en technique végétale implique de tenir compte de son âge. En effet, à partir de sa mise en place, l'ouvrage connaît d'abord une période de fragilité relative qui correspond à la phase initiale de croissance végétale (Evette *et al.*, 2009). Par la suite, lorsque le système racinaire des arbustes, des boutures et des semences est développé, la berge est en principe stabilisée et peut résister aux forces d'érosion durant les périodes d'immersion (Evette & Frossard, 2009). Il est généralement considéré que l'ouvrage possède une résistance accrue après 3-4 périodes de végétation (Li & Eddleman, 2002). C'est pour pallier cette phase initiale de fragilité que les ouvrages comprennent des éléments tels que des pieux, des rondins et des géotextiles biodégradables. Lorsque ces éléments se dégradent avec le temps, ils perdent leur fonction de protection contre les contraintes physiques. Ce rôle de protection est alors assuré par la végétation qui a recolonisé la berge. Ainsi, lorsqu'un ouvrage est endommagé ou détruit, la berge peut

néanmoins être stabilisée, pour autant que la végétation ait eu le temps de se développer (Batier, 2004).

Ceci souligne la nécessité de prendre en compte deux principes essentiels pour évaluer l'efficacité d'un ouvrage de stabilisation de berges. Tout d'abord, l'évaluation porte non seulement sur la structure de l'ouvrage, mais aussi et surtout sur la stabilité de la berge, la structure de l'ouvrage ayant vocation à s'effacer progressivement (Evette *et al.*, 2013). Ensuite, il est indispensable que le suivi se fasse sur le long terme, afin de déterminer la pérennité des aménagements et d'évaluer leur impact sur l'hydrosystème. Dans certains cas, comme pour les rivières à faible et moyenne énergie, le temps de résilience de l'hydrosystème peut être relativement long (Bravard, 1998 ; Petit *et al.*, 2005). Malheureusement, les suivis de projets de réhabilitation sur le long terme sont peu fréquents (Kondolf & Micheli, 1995 ; Anstead *et al.*, 2012) et, lorsqu'ils existent, ils concernent généralement une courte durée (Simon & Steinemann, 2000). Dans le domaine du génie végétal, on notera les études de Batier (2004) et de Evette *et al.* (2013) effectuées sur une période d'environ 10 ans, ainsi que celle de Anstead & Boar (2010) pour laquelle le suivi était compris entre 10 et 20 ans.

L'évaluation de l'efficacité des ouvrages repose généralement sur des indicateurs déterminés par une approche empirique mettant en relation la résistance des aménagements avec les contraintes qu'ils ont subies lors des événements hydrologiques (Lebois *et al.*, 2016). Cette approche permet de déterminer un seuil d'admissibilité, qui représente la valeur maximale de l'indicateur de contrainte à laquelle un ouvrage peut résister. De cette façon, lorsque la contrainte qui s'exerce sur l'aménagement se trouve au-delà du seuil d'admissibilité, l'aménagement n'est théoriquement pas suffisamment résistant. Parmi les différents indicateurs, c'est la tension de cisaillement qui est le plus souvent utilisée (Gray & Sotir, 1996 ; Gerstgraser, 1999 ; Fischenich, 2001 ; Sotir & Fischenich, 2001 ; Frothingham, 2007 ; Lebois *et al.*, 2016 ; Evette *et al.*, 2017). Notons que plusieurs de ces études tiennent compte de l'âge de l'aménagement pour définir les seuils d'admissibilité.

D'autres indicateurs permettent de quantifier la résistance des ouvrages aux forces d'érosion. Ainsi, l'analyse effectuée par Veller & Doyle (2001) porte sur la puissance brute exercée au droit des ouvrages. Il en est de même pour le suivi de l'efficacité de caissons végétalisés réalisé par Krymer & Robert (2014).

Dans le cadre de notre étude, l'approche utilisant les puissances spécifiques a été privilégiée car elle constitue un moyen efficace pour quantifier la capacité de travail des cours d'eau et, contrairement aux tensions de cisaillement qui sont plus difficiles à estimer *a posteriori*, elle représente un indicateur pratique pour caractériser la résistance des aménagements lors des crues (Schmitt *et al.*, 2001). De plus, elle renseigne sur la capacité de réaction et d'adaptation des rivières en réponse aux travaux d'aménagement (Brookes, 1988 ; Brookes & Shields, 1996 ; Petit *et al.*, 2005, 2008).

En Wallonie, plusieurs projets expérimentaux de protection de berges en techniques végétales ont été mis en place à partir des années 1990 par les gestionnaires des cours d'eau non navigables (SPW-DCENN ; Lambot, 2001). Plusieurs de ces projets ont fait l'objet d'un suivi s'étendant jusqu'à 10 ans après travaux (Hallot *et al.*, 2007 ; Verniers *et al.*, 2009), voire jusqu'à 20 ans après travaux (Peeters *et al.*, 2016). Cet article dresse le bilan des aménagements qui ont été suivis sur le long terme, ainsi que d'autres aménagements mis en place plus récemment. L'efficacité de ces projets est évaluée du point de vue de la résistance des ouvrages et de la stabilité des berges face aux crues et à leur puissance spécifique.

B. Types d'ouvrages étudiés

Bien que la conception et la mise en œuvre des aménagements traités dans cette étude soient largement inspirées des guides techniques de références (Lachat, 1994 ; Verniers, 1995 ; Agence de l'Eau Rhin-Meuse, 1997 ; Jund *et al.*, 2003), elles possèdent néanmoins des particularités techniques qui sont le résultat des expérimentations effectuées en Wallonie (Lambot, 2001). Les quatre types d'ouvrages les plus fréquemment utilisés en Wallonie sont les fascines, les peignes, les caissons et les épis végétaux.

La « fascine » (Figure 5.1.A) est une protection du pied de berge réalisée avec des branches de saules vivants, assemblées en fagots et fixées par une rangée de pieux (fascine simple) ou disposées par couches successives entre deux rangées de pieux (fascine double). C'est une technique efficace qui apporte une protection mécanique immédiate, capable de résister à de fortes contraintes hydrauliques (Verniers *et al.*, 2009). Elle peut être combinée à la mise en place de géotextile et de boutures ou à d'autres techniques de protection de l'ensemble du talus de berge. Des branches en-dessous et en-arrière des fagots de saules peuvent être placées pour limiter l'effet d'affouillement. Des galets ou des matériaux terreux sont également parfois ajoutés dans le but de lester les fagots (Verniers *et al.*, 2009). Lorsque les tensions de cisaillement sont trop importantes, elles peuvent être combinées avec des enrochements disposés en pied de berge (Sotir & Fischenich, 2001).

Destiné à protéger le pied de berge également, le « peigne » (Figure 5.1.B) est quant à lui constitué par un entassement de grosses branches et d'arbres solidement attachés de manière à former un ensemble végétal capable de piéger les éléments en suspension dans l'eau (Verniers, 2009). Son efficacité dépend de l'apport en sédiments fins, donc de l'occurrence de crues qui le submergent et de la quantité de Matières En Suspension (MES) transportée par la rivière. Les six peignes analysés dans cette étude sont des peignes inertes, composés de troncs et de branches d'épicéa. Des boutures de saule sont parfois mises en place sur le peigne. Leur reprise dépend du remplissage du peigne. C'est pourquoi il est conseillé d'ajouter des matériaux terreux au remplissage végétal du peigne pour des rivières à faible charge en suspension.

Destiné à stabiliser l'ensemble de la berge, le « caisson » (Figure 5.1.C) est une structure en rondins de bois, composée de deux rangées longitudinales et parallèles de rondins (longrines) sur lesquels sont cloués, perpendiculairement aux premiers, d'autres rondins (moises). Les essences utilisées sont généralement le mélèze, l'épicéa ou le douglas. Le caisson est rempli de matériaux terreux, au moins dans la partie frontale (Verniers *et al.*, 2009). De par sa structure en bois, il offre une armature de soutien au talus et, de ce fait, une stabilisation immédiate. Des boutures de saules et des plantations (aulne principalement) sont réalisées sur les différents étages définis par les moises. Les plantes reprennent ensuite la fonction de stabilisation au fur et à mesure du développement du réseau racinaire et de la décomposition des rondins. Afin d'assurer une protection du remplissage du caisson pendant les premières années durant lesquelles la végétation est peu développée, un géotextile est disposé entre les longrines de manière à envelopper ce remplissage. Le géotextile se décomposant après 3 à 5 ans, le remplissage est alors stabilisé par le système racinaire de la végétation qui s'y est développée.

Enfin, les « épis végétaux » (Figure 5.1.D) sont des ouvrages transversaux au courant, implantés depuis la berge et s'étendant sur une partie du lit de la rivière. Ce sont des techniques dites

indirectes car elles permettent de protéger une berge en déviant le courant. Selon leur implantation et leur orientation, les épis permettent soit d'approfondir, soit de remblayer une partie du lit. Le caractère hémiperméable des épis en technique végétale permet un aménagement subissant des contraintes hydrauliques moins importantes, tout en augmentant la capacité de sédimentation par rapport à un épi en dur (Verniers *et al.*, 2009).

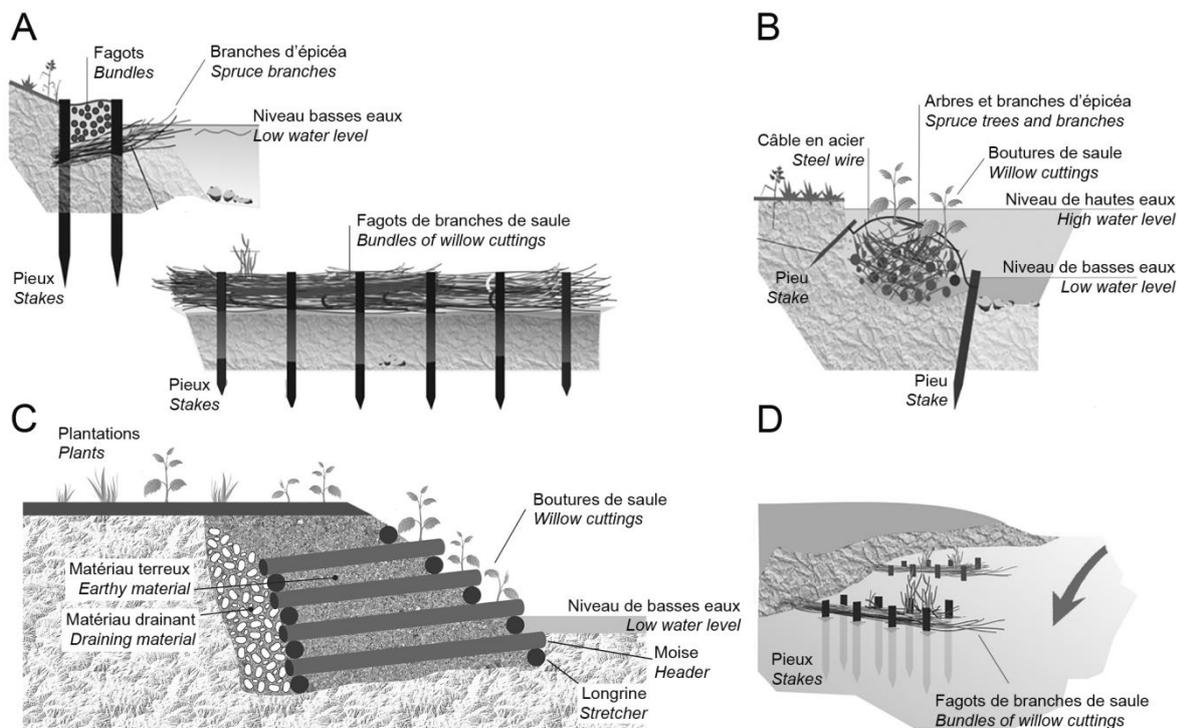


Figure 5.1 : Ouvrages de protection de berges en génie végétal couramment utilisés en Wallonie : (A) Fascine ; (B) Peigne ; (C) Caisson ; (D) Système d'épis végétaux (modifié depuis Verniers *et al.*, 2009).

C. Présentation des zones d'étude

L'ensemble des cours d'eau étudiés (Figure 5.2 et Tableau 5.1) appartient au bassin hydrographique de la Meuse, à l'exception de la Sûre (ID-11) qui est un affluent de la Moselle. Le choix des sites d'étude a été réalisé dans le but d'avoir une diversité des aménagements et des régions naturelles, ce qui suppose des contextes géomorphologiques variés qui couvrent une large gamme de puissances spécifiques (entre 9 et 147 W/m² pour le débit de plein bord ; Petit *et al.*, 2005) et une fourchette de concentration en MES étendue (entre 26 et 2618 mg/l pour le débit à plein bord ; Van Campenhout *et al.*, 2013). Le débit à plein bord est pris comme débit de référence afin de comparer les rivières entre elles du point de vue de leur puissance spécifique et de leur concentration en MES. La valeur de concentration en MES pour le débit à plein bord est obtenue à partir de la relation établie sur la base de prélèvements réalisés pour différents débits et dont les concentrations en MES sont mesurées (Van Campenhout *et al.*, 2013).

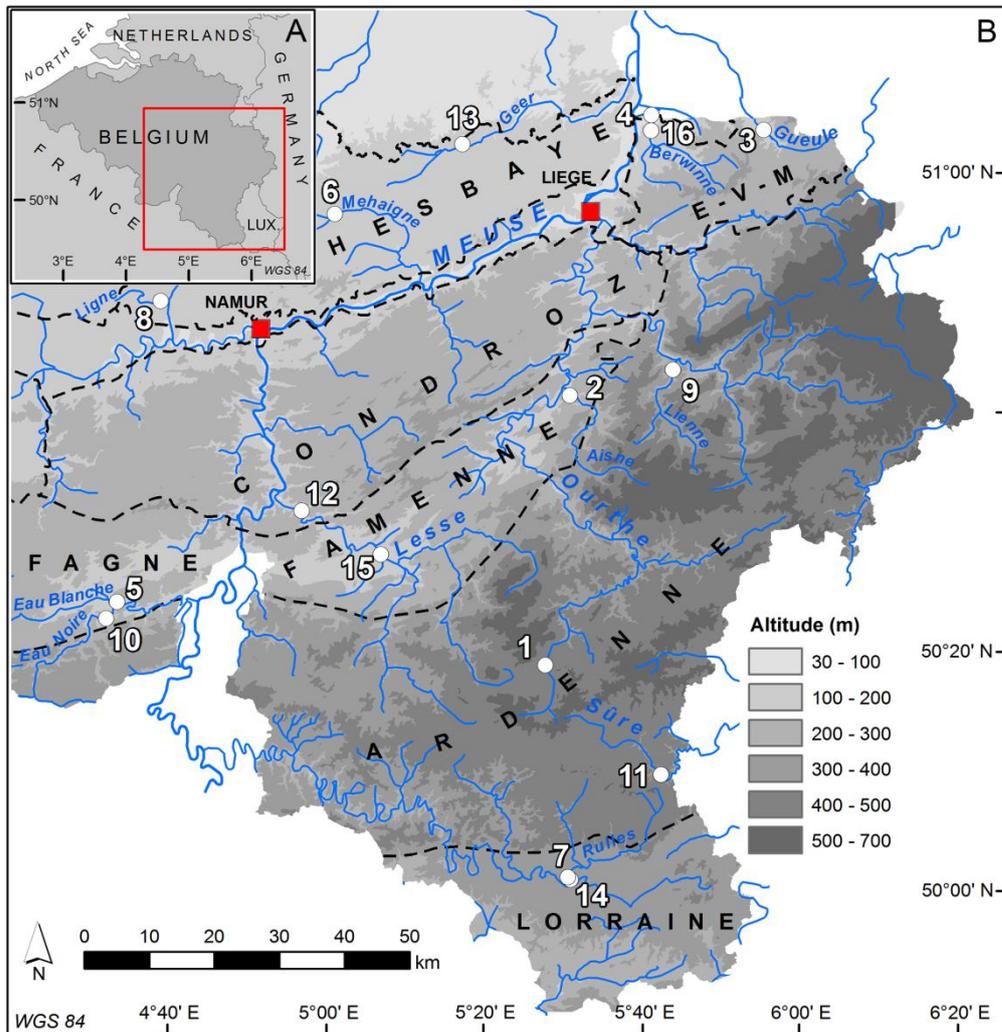


Figure 5.2 : Localisation des sites d'étude. (A) Situation ; (B) Sites d'étude et régions géomorphologiques. Le numéro d'identification (ID) réfère au Tableau 5.1. E-V-M signifie Entre-Vesdre-et-Meuse.

Tableau 5.1 : Caractéristiques des sites d'étude.

Site	ID	Région	A (km ²)	Q _b (m ³ /s)	MES (mg/l) pour Q _b	ω (W/m ²) pour Q _b	D50 du lit (mm)	Type d'ouvrage
Ourthe (Moircy)	1	Ardenne	74	12,5	62	69	64	Fascine
Aisne (Juzaine)	2a	Ardenne	183	23,8	170	91	92	Fascine
Gueule (Plombières)	3	Entre-Vesdre-et-Meuse	111	16	573	58	40	Fascine
Berwinne (Berneau)	4a	Entre-Vesdre-et-Meuse	127	17	561	67	50	Fascine
Aisne (Juzaine)	2b	Ardenne	183	23,8	170	91	92	Peigne
Berwinne (Berneau)	4b	Entre-Vesdre-et-Meuse	127	17	561	67	50	Peigne
Eau Blanche (Nismes)	5	Fagne	249	29	110	43	46	Peigne
Mehaigne (Ambresin)	6	Hesbaye	195	12	257	9	0,15	Peigne
Rulles (Ansart)	7	Lorraine	220	24,3	26	18	41	Peigne
Ligne (St-Martin)	8	Hesbaye	91	11	N/A	54	Lit caillouteux	Peigne
Lienne (Chession)	9	Ardenne	139	16,5	99	147	79	Caisson
Eau Noire (Petigny)	10	Fagne	214	36,9	167	98	95	Caisson
Sûre (Radclange)	11	Ardenne	209	32	44	51	42	Caisson
Lesse (Furfooz)	12a	Condroz	1286	131	207	69	48	Caisson
Geer (Bergilers)	13	Hesbaye	123	7	2618	20	Lit sableux	Caisson
Rulles (Ansart)	14	Lorraine	220	24,3	26	18	41	Caisson
Lesse (Furfooz)	12b	Condroz	1286	131	207	69	48	Épis
Lesse (Villers/Lesse)	15	Famenne	1019	99,5	162	57	66	Épis
Berwinne (La Folie)	16	Entre-Vesdre-et-Meuse	122	17	561	67	49	Épis

Parmi cette sélection, ce sont les rivières ardennaises qui possèdent les puissances spécifiques les plus importantes (entre 51 et 147 W/m² pour le débit à plein bord). Elles possèdent un tracé généralement subrectiligne, avec une ébauche d'une succession seuil-mouille (Petit *et al.*, 2015). Elles sont régulièrement en contact avec leurs versants. Leur charge de fond, relativement grossière, est composée de galets provenant du substratum paléozoïque, et est caractérisée par un aplatissement marqué (Houbrechts *et al.*, 2012). Du fait de la nature imperméable du substratum et de la faible couverture de sol, les crues possèdent un temps de réponse relativement rapide (Petit, 1995 ; Gischer *et al.*, 2012).

Précisons que plusieurs rivières s'écoulent majoritairement en Ardenne avant de traverser d'autres régions naturelles, ce qui leur confère des caractéristiques héritées de leur région d'origine en ce qui concerne leur charge caillouteuse et leur régime hydrologique (Petit *et al.*, 2008). C'est le cas de la Rulles, de la Lesse, de l'Eau Noire et, dans une moindre mesure, de l'Eau Blanche. Néanmoins, la traversée des autres régions, caractérisées par un substratum moins résistant, se marque par un changement de sinuosité ou de style fluvial. Ainsi, la Rulles en Lorraine (Ansart – ID-14) développe des méandres libres bien formés dans les formations marneuses du Secondaire. Il est en de même pour la Lesse (Villers-sur-Lesse – ID-15) dans la traversée de la dépression schisteuse de Famenne, où elle tend à évoluer vers une ébauche de tressage, avec des déplacements de méandres sur plusieurs dizaines de mètres en une vingtaine d'années (Petit *et al.*, 2008). Ces régions (Ardenne, Lorraine, Fagne, Famenne et Condroz) sont dans l'ensemble caractérisées par des concentrations en MES inférieures à 200 mg/l pour le débit à plein bord. Notons que pour les bassins forestiers du Sud de l'Ardenne et de Lorraine, ces valeurs sont inférieures à 50 mg/l (Van Campenhout *et al.*, 2013).

Les rivières comprises dans l'Entre-Vesdre-et-Meuse possèdent des puissances spécifiques de l'ordre de 60 W/m² et font preuve d'une dynamique très active puisque des érosions latérales atteignant localement 0,5 m/an ont été observées sur la Berwinne (Mols, 2004) ainsi que sur la Gueule (Stam, 2002). Elles sont caractérisées par des quantités en MES de l'ordre de 550 mg/l pour le débit à plein bord, en raison d'une occupation du sol essentiellement constituée de prairies et de quelques cultures de maïs (Van Campenhout *et al.*, 2013).

Les rivières à charge sablo-limoneuse de Hesbaye sont quant à elles caractérisées par des concentrations importantes en MES (jusqu'à 2618 mg/l pour le débit à plein bord sur le Geer à Bergilers – ID-13), ce qui s'explique par une épaisse couverture de lœss et une occupation du sol composée majoritairement de cultures (Van Campenhout *et al.*, 2013). Elles montrent des puissances très faibles, inférieures à 20 W/m² (Geer à Bergilers – ID-13 et Mehaigne à Ambresin – ID-6), à l'exception de la Ligne (à Saint-Martin – ID-8). Cette faible énergie explique la grande stabilité de leur tracé, sans changement notable au niveau des méandres. Seule la présence d'embâcles latéraux agissant tels des déflecteurs peut entraîner localement une érosion de berge, voire une méandration secondaire (Petit, 1975).

L'ensemble des sites est caractérisé par des berges dont la composition est à dominance limoneuse (limono-argileux et limono-sableux). Des lentilles caillouteuses sont localement présentes, sauf sur les cours d'eau de la Hesbaye.

D. Méthodes

Évaluation de l'état de l'aménagement et de la stabilité de la berge

Les observations de terrain ont été réalisées pour des conditions de basses eaux. Pour chaque aménagement de protection de berges, les éléments suivants ont été relevés :

(i) l'état de l'ouvrage (toujours en place, partiellement détruit, complètement détruit ou non visible) et l'importance de la sédimentation au sein de l'aménagement (ouvrage rempli et/ou recouvert de sédiments fins, partiellement évidé ou complètement évidé) ;

(ii) l'état de la berge (stabilisée, érosion localisée ou généralisée) et l'importance de l'éventuelle érosion (mesure du recul par rapport à la position des aménagements) ;

(iii) le développement de la végétation au sein de l'ouvrage et de la berge : présence d'une végétation ripicole distincte, son étendue (limitée au talus et/ou à la crête de la berge), sa composition (strate herbacée, strate arbustive et/ou strate arborée, présence de ligneux plantés et d'espèces invasives), et la nécessité ou non d'un entretien (coupe, recepage) ;

(iv) les éventuelles répercussions à plus large échelle, comme une érosion de la berge opposée, une érosion/aggradation du fond du lit ou encore une migration du train de méandres. Lorsque de telles répercussions sont identifiées sur le terrain ou sur des prises de vues anciennes, elles sont quantifiées par comparaison diachronique de levés topographiques, lorsqu'ils existent.

Les informations relatives aux aspects techniques des ouvrages ont été fournies par les gestionnaires de cours d'eau du SPW-DCENN. Leurs connaissances de terrain et leurs archives ont également permis de déterminer le moment de la destruction de certains aménagements, ce qui s'est avéré essentiel pour l'analyse des crues et l'identification des crues destructrices.

Analyse des crues subies par les aménagements et de leur puissance spécifique

Pour chaque site étudié, les débits enregistrés à la station limnigraphique la plus proche ont été mis à disposition par le SPW-DCENN. Dans le cas où un affluent notable se trouve entre le site étudié et la station limnigraphique, les valeurs de débits ont été calculées à partir du rapport des superficies des bassins versants selon la formule proposée par la DIREN Rhône-Alpes pour les bassins versants inférieurs à 2000 km² (Bravard & Petit, 2000) :

$$q = Q(a/A)^{0,8} \quad [1]$$

où q = débit recherché (en m³/s), Q = débit à la station (en m³/s), a = superficie du bassin versant au site étudié (en km²) et A = superficie du bassin versant à la station (en km²).

Les hydrogrammes ont permis d'identifier les crues que les ouvrages ont subies depuis leur mise en place. L'intensité de ces crues est caractérisée par trois indicateurs : (i) le débit, (ii) la récurrence et (iii) la puissance spécifique.

Pour évaluer l'intensité de la crue, il est d'abord nécessaire d'identifier le « débit à plein bord », soit sur base des observations de terrain en période de hautes eaux, soit sur base des données disponibles pour les rivières wallonnes (Petit *et al.*, 2005 ; Petit *et al.*, 2008 ; Houbrechts *et al.*, 2015). Le débit de la crue étudiée (Q) est ensuite mis en relation avec le débit à plein bord (Q_b) sous forme d'un rapport (Q/Q_b).

Bien que l'analyse porte sur l'ensemble des crues subies par les aménagements, nous avons sélectionné trois crues de référence qui sont mises en relation avec l'état de l'ouvrage et la stabilité de la berge : (i) la première crue subie par l'aménagement dont le débit est égal ou supérieur au débit à plein bord car l'aménagement est davantage vulnérable durant les 3 à 5 premières années qui suivent son installation ; (ii) la crue qui présente la valeur de débit maximale pour laquelle l'aménagement a résisté ; (iii) dans le cas où l'ouvrage est endommagé, la crue qui a provoqué sa destruction. Néanmoins, lorsque la date de destruction de l'aménagement n'est pas connue, on considère que la crue destructrice est la crue la plus importante subie par l'aménagement depuis sa mise en place.

Le calcul de la « récurrence » des événements est basé sur la méthode de Gumbel (Gumbel, 1941) à la fois sur les séries partielles et annuelles. Les séries partielles sont utilisées pour déterminer la récurrence d'événements relativement fréquents, fixée inférieure à 5 ans. Par contre, la détermination d'événements plus rares, supérieurs à 5 ans, nécessite l'utilisation des séries annuelles car les écarts entre les deux méthodes sont importants au-delà de 5 ans (Petit & Daxhelet, 1989). Les séries partielles interviennent donc pour le calcul de la récurrence du débit à plein bord, qui est généralement comprise entre 0,4 et 1,5 ans pour les rivières de Wallonie (Petit & Daxhelet, 1989 ; Petit *et al.*, 2008).

Quant à la « puissance spécifique » (ω exprimée en W/m^2), elle est déterminée par :

$$\omega = (g \cdot \rho \cdot Q \cdot S) / w \quad [2]$$

avec g l'accélération de la pesanteur (en m/s^2), ρ la masse volumique du fluide (en kg/m^3), Q le débit (en m^3/s), S la pente longitudinale (en m/m) et w la largeur du lit (en m).

La pente longitudinale est calculée sur base d'un levé topographique des laisses de crue pour le niveau de plein bord (ou légèrement inférieur), et ce pour un secteur centré sur l'aménagement et dont la longueur correspond à au moins 14 fois la largeur à plein bord (Leopold *et al.*, 1964 ; Gob *et al.*, 2014).

La largeur considérée pour le calcul de la puissance spécifique est déterminée à partir de la moyenne des largeurs au plein bord mesurées le long du secteur aménagé (sur base de levés topographiques ou, à défaut, au décimètre sur le terrain). Les mesures étant effectuées avec un pas de distance égal à la largeur au plein bord, le nombre de mesures dépend de la longueur du secteur aménagé.

Signalons que, lors des événements débordants, l'énergie disponible pour l'érosion des berges est uniquement fournie par le débit s'écoulant à la verticale du lit mineur. Or, le calcul de la puissance

spécifique tient compte du débit total de la rivière car la part du débit qui s'écoule dans la plaine alluviale est difficilement quantifiable, ce qui entraîne une légère surestimation de la puissance pour les évènements débordants.

Enfin, pour comparer les valeurs de puissances spécifiques avec les valeurs de la littérature utilisant d'autres indicateurs, les équations suivantes ont permis d'effectuer les conversions nécessaires :

$$\omega = \Omega / w \quad [3]$$

avec Ω la puissance brute (en W/m) et w la largeur du lit (en m).

$$\omega = \tau \cdot u \quad [4]$$

avec τ la tension de cisaillement totale (en N/m²) et u la vitesse moyenne du courant (en m/s).

E. Résultats

La Figure 5.3 montre l'état des différents ouvrages de protection de berges sur la base de leur âge et de la puissance spécifique des crues qu'ils ont subies. Pour chaque site, l'état de la berge et de la protection de l'aménagement est indiqué pour les crues caractéristiques décrites ci-dessus. Cette représentation sous la forme de trajectoire d'évolution permet de déterminer la limite de résistance des aménagements en fonction de leur ancienneté.

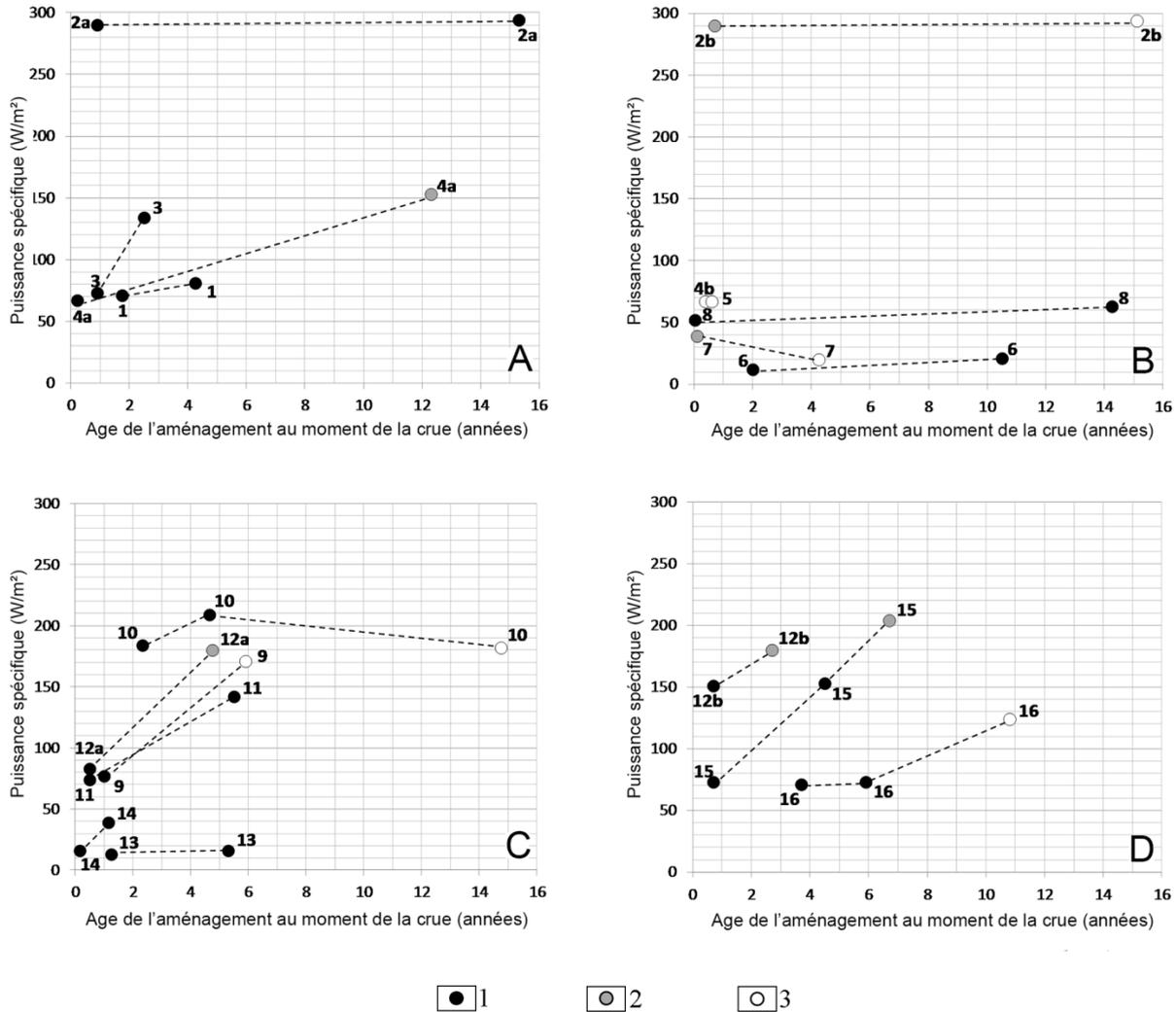


Figure 5.3 : État des ouvrages de protection de berges en relation avec leur âge et la puissance spécifique des crues qu'ils ont subies.

A. Fascine. B. Peigne. C. Caisson. D. Système d'épis. 1. Ouvrage en bon état et berge stabilisée ; 2. Ouvrage dégradé mais berge stabilisée ; 3. Ouvrage dégradé et berge en cours d'érosion. Le numéro d'identification (ID) réfère au Tableau 1.

ID-1. Ourthe (Moircy) ; ID-2. Aisne (Juzaine) ; ID-3. Gueule (Plombières) ; ID-4. Berwinne (Berneau) ; ID-5. Eau Blanche (Nismes) ; ID-6. Mehaigne (Ambresin) ; ID-7. Rulles (Ansart) ; ID-8. Ligne (St-Martin) ; ID-9. Lienne (Chession) ; ID-10. Eau Noire (Petigny) ; ID-11. Sûre (Radelage) ; ID-12. Lesse (Furfooz) ; ID-13. Geer (Bergilers) ; ID-14. Rulles (Ansart) ; ID-15. Lesse (Villers-sur-Lesse) ; ID-16. Berwinne (La Folie).

Parmi les ouvrages de pied de berge, les « fascines » constituent une option de stabilisation efficace (Tableau 5.2 et Figure 5.3.A). Entre 15 et 20 ans après leur installation, les berges à protéger sont aujourd'hui stabilisées et occupées par une végétation bien développée, comme le montre l'exemple sur l'Aisne – ID-2a (Figure 5.4). L'analyse des événements hydrologiques montre que les fascines ont résisté à des crues relativement importantes, supérieures à la crue décennale et pour lesquelles la puissance spécifique a atteint 134 W/m². La fascine de l'Aisne – ID-2a (Figure 5.4) a même résisté à deux crues exceptionnelles (T > 70 ans) qui ont atteint 300 W/m², l'une d'entre elles se présentant moins de 2 ans après les travaux d'aménagement. Toutefois, il faut préciser que cette fascine avait

été renforcée par des enrochements disposés en pied de berge, ce qui a favorisé sa résistance face aux contraintes fournies par les crues.

Tableau 5.2 : État des protections de berges par fascine et caractéristiques des crues subies.

Site	ID	Date de mise en place	Crue destructrice (ou crue la plus importante)				État de la berge	État de l'aménagement	Causes de la destruction
			Q (m ³ /s)	Q/Qb	T (ans)	ω (W/m ²)			
Ourthe (Moircy)	1	1998	14,7 (2/01/2003)	1,2	25	81	Stabilisée	Bon état	Aucune
Aisne (Juzaine)	2a	2001	77 (5/06/2016)	3,2	76	294	Stabilisée	Bon état	Aucune
Gueule (Plombières)	3	1996	37,1 (14/09/1998)	2,3	16	134	Stabilisée	Bon état	Aucune
Berwinne (Berneau)	4a	2000	38,9 (29/07/2012)	2,3	32	153	Pied en cours de légère érosion	Détruit	Contraintes hydrauliques, remplissage inadapté



Figure 5.4 : Aisne à Juzaine (ID-2a) : fascine 15 ans après sa mise en place. Vue vers l'aval.

Seule la fascine sur la Berwinne à Berneau – ID-4a (Figure 5.5) a été endommagée par des crues dont la puissance spécifique était supérieure à 100 W/m² (153 W/m² maximum), provoquant une légère reprise d'érosion au niveau du pied de berge (de l'ordre de 50 cm en 16 ans). Cependant, cette destruction était due à un défaut de conception, lié au remplissage d'une partie de la fascine par du matériau caillouteux, en plus des fagots de saules. A l'inverse du matériau argilo-limoneux, le matériau caillouteux est facilement érodable du fait de sa faible cohésion. L'évacuation du remplissage caillouteux par les crues a provoqué une déconnexion entre la fascine et la berge, ce qui a entraîné la mort de la fascine par dessèchement des fagots. Néanmoins, le reste de la berge a pu être stabilisé par une végétation arbustive, dont le développement a été favorisé par l'importante sédimentation sur le talus de la berge (jusqu'à 30 cm en 16 ans, d'après le relevé de plusieurs échelles graduées installées sur la berge). Cette sédimentation a été favorisée par les concentrations importantes en MES de la Berwinne atteignant 561 mg/l pour le débit à plein bord (Tableau 5.1).



Figure 5.5 : Berwinne à Berneau (ID-4a) : berge stabilisée, fascine détruite et légère reprise d'érosion du pied de berge 16 ans après les travaux. Les flèches blanches montrent les piquets de l'ancienne fascine.

En ce qui concerne la position de l'ouvrage dans le méandre, il apparaît que tant les fascines situées en secteur rectiligne, *e.g.* l'Ourthe – ID-1 (Figure 5.3.A), que les fascines disposées dans les zones de fortes contraintes hydrauliques des méandres, *e.g.* la Gueule – ID-3 (Figure 5.3.A), ont résisté à plusieurs crues et sont toujours en place après 15-20 ans. Le cas de la Gueule indique que les protections par fascines peuvent convenir pour des angles d'attaque relativement prononcés (angle formé entre le courant et la berge à protéger ; Knighton, 1998), et ce pour des puissances d'au moins 130 W/m^2 .

Le suivi des « peignes » installés en pied de berge présente un bilan moins positif que celui des fascines. En effet, seuls deux des six peignes étudiés ont permis de stabiliser la berge efficacement (Tableau 5.3 et Figure 5.3.B). Les quatre autres ont été endommagés, voire complètement détruits, comme l'illustre la Figure 5.6 sur l'Aisne – ID-2b, ce qui a localement entraîné une reprise d'érosion de la berge à protéger. La cause de destruction des peignes est la puissance des crues qu'ils ont subies, comme l'illustre la Figure 5.3.B, où il apparaît que les peignes ne conviennent pas pour des rivières à forte énergie telles que l'Aisne – ID-2b, dont la crue destructrice a développé une puissance spécifique proche de 300 W/m^2 ($T = 70$ ans). Par contre, ils sont davantage adaptés aux cours d'eau de faible énergie, tels que la Mehaigne (ID-6) et la Ligne (ID-8), où ils ont résisté à des crues de respectivement 21 et 63 W/m^2 .

Tableau 5.3 : État des protections de berges par peigne et caractéristiques des crues subies.

Site	ID	Date de mise en place	Crue destructrice (ou crue la plus importante)				État de la berge	État de l'aménagement	Causes de la destruction
			Q (m ³ /s)	Q/Qb	T (ans)	ω (W/m ²)			
Aisne (Juzaine)	2b	2001	76 (13/02/2002)	3,2	70	294	En cours d'érosion	Majoritairement détruit	Contraintes hydrauliques, faible sédimentation
Berwinne (Berneau)	4b	2000	17 (11/07/2000)	1	0,6	67	En cours d'érosion	Détruit	Contraintes hydrauliques, angle d'attaque
Eau Blanche (Nismes)	5	2013	45,1 (25/12/2013)	1,6	2	67	En cours d'érosion	Partiellement détruit	Contraintes hydrauliques, angle d'attaque
Mehaigne (Ambresin)	6	2006	21,1 (7/01/2011)	1,8	10	21	Stabilisée	Bon état général (localement évidé)	Aucune
Rulles (Ansart)	7	2010	53,3 (14/11/2010)	2,2	8,2	39	En cours d'érosion	Partiellement détruit	Contraintes hydrauliques, angle d'attaque, faible sédimentation, éclairage insuffisant
Ligne (St-Martin)	8	2002	12,9 (23/06/2016)	1,2	N/A	63	Stabilisée	Bon état	Aucune



Figure 5.6 : Aisne à Juzaine (ID-2b) : peigne détruit 15 ans après sa mise en place et berge en cours d'érosion. Vue vers l'amont. Les flèches blanches montrent les piquets métalliques de l'ancien peigne.

Plusieurs facteurs interviennent dans le processus de fragilisation des peignes, ce qui entraîne un abaissement du seuil d'admissibilité de la puissance spécifique. Il est toutefois difficile de quantifier cet abaissement pour un seul facteur donné car les effets des multiples facteurs de fragilisation s'exerçant sur un même peigne ne peuvent pas être dissociés. Parmi ces facteurs, le faible

remplissage en sédiments fins rend le peigne plus vulnérable face aux crues. Dès lors, l'utilisation du peigne n'apparaît pas judicieuse sur les cours d'eau présentant de faibles quantités en MES. C'est une des causes possibles pour laquelle le peigne installé sur la Rulles – ID-7 s'est dégradé, cette rivière possédant une concentration en MES de 26 mg/l (pour le débit à plein bord). En revanche, la technique a bien fonctionné sur les rivières de Hesbaye, *e.g.* Mehaigne – ID-6 et Ligne – ID-8 (Tableau 3), qui sont caractérisées par des concentrations en MES plus importantes. Une deuxième cause d'échec est l'angle d'attaque entre le courant et la berge à protéger. Plus cet angle est prononcé, plus le peigne est vulnérable. Ainsi, les peignes mis en place sur la Rulles (ID-7), l'Eau Blanche (ID-5) et la Berwinne (ID-4b) ont été endommagés par des crues relativement modestes, dont la puissance était de respectivement 39 W/m², 67 W/m² et 67 W/m². Ils possèdent un angle d'attaque de respectivement 45°, 80° et 75°. À l'inverse, le peigne installé sur la Ligne (Figure 5.7), dans une encoche d'érosion en secteur rectiligne, a résisté aux crues évoquées ci-dessus. De même, les peignes de la Mehaigne – ID-6 (Tableau 5.3) qui se trouvent dans des secteurs de faible concavité ont résisté aux différentes crues (jusqu'à 21 W/m²), et seules les zones soumises à de fortes contraintes hydrauliques (rive opposée à un affluent, concavité plus marquée) ont subi de légers dégâts. Une troisième cause d'échec est la mauvaise reprise des boutures de saule mises en place sur le peigne. Dans le cas de la Rulles (ID-7), outre un problème d'exposition (ouvrage face au Nord), les saules ont fait l'objet de coupes trop régulières provoquées par les castors, les riverains et le bétail, la clôture étant trop proche du peigne. Enfin, parmi les facteurs de réussite, le retalutage de la berge est nécessaire avant la mise en place du peigne, ce qui a été le cas pour la Ligne (ID-8) mais pas pour la Berwinne (ID-4b).



Figure 5.7 : Peigne sur la Ligne à Saint-Martin (ID-8). Vue vers l'aval. (A) Juste après sa mise en place ; (B) Développement des boutures de saule sur le peigne 21 mois après leur mise en place.

Malgré la difficulté de dissocier les effets des multiples facteurs de fragilisation s'exerçant sur un même peigne, on peut néanmoins affirmer que : (i) les peignes installés sur des tronçons rectilignes, avec retalutage préalable de la berge, peuvent résister à des puissances atteignant au moins 50 W/m² pour un peigne non rempli en sédiments fins et 65 W/m² pour un peigne rempli de sédiments fins ; (ii) lorsque l'angle d'attaque est supérieur à 45° et en l'absence de remplissage du peigne par des fines, des puissances de 40-65 W/m² semblent suffisantes pour détruire les ouvrages.

Destinés à protéger l'entièreté de la berge, les « caissons » étudiés se sont avérés être une option de stabilisation efficace. Entre 7 et 20 ans après leur installation, les berges à protéger sont aujourd'hui

stabilisées mais une reprise d'érosion est néanmoins observée pour deux des six sites étudiés (Tableau 5.4 et Figure 5.3.C).

Tableau 5.4 : État des protections de berges par caisson et caractéristiques des crues subies.

Site	ID	Date de mise en place	Crue destructrice (ou crue la plus importante)				Etat de la berge	Etat de l'aménagement	Causes de la destruction
			Q (m ³ /s)	Q/Qb	T (ans)	ω (W/m ²)			
Lienne (Chession)	9	2005	37,3 (9/01/2011)	2,3	9,1	171	Reprise d'érosion	Partiellement détruit et évidé	Contraintes hydrauliques, remplissage inadapté, castor
Eau Noire (Petigny)	10	1996	68,5 (7/01/2011)	1,9	6,6	182	Reprise d'érosion	Partiellement détruit et évidé	Contraintes hydrauliques, mauvais dimensionnement
Sûre (Radelange)	11	1997	88,4 (3/01/2003)	2,8	31	142	Stabilisée	Bon état	Aucune
Lesse (Furfooz)	12a	1998	346 (3/01/2003)	2,6	30	180	Stabilisée	Partiellement détruit et évidé	Contraintes hydrauliques, mauvais dimensionnement, remplissage inadapté
Geer (Bergilers)	13	2003	5,48 (4/08/2008)	0,8	N/A	15	Stabilisée	Bon état	Aucune
Rulles (Ansart)	14	2009	53,3 (14/11/2010)	2,2	8,2	39	Stabilisée	Bon état	Aucune

Comme pour les autres types d'ouvrage, la cause principale de destruction des caissons est la puissance des crues qu'ils ont subies, bien que d'autres facteurs favorisent leur dégradation préalablement à leur destruction par les crues. La définition d'une valeur limite de puissance spécifique relative à la résistance des caissons est rendue délicate du fait de la diversité de conception des caissons du point de vue de leur dimensionnement et de leur remplissage. Néanmoins, il apparaît que, jusqu'à 5 ans après leur installation, plusieurs caissons ont résisté à des crues dont la puissance spécifique était comprise entre 140 W/m² et 180 W/m². Le caisson de l'Eau Noire (ID-10) a même résisté à une puissance de 209 W/m². Au-delà de 5 ans, plusieurs caissons ont été endommagés pour des crues de même importance : 171 W/m² pour la Lienne (ID-9) et 182 W/m² pour l'Eau Noire (ID-10). Ces crues sont survenues au moment où le géotextile biodégradable, protégeant initialement le remplissage des caissons, était décomposé. A ce stade, c'est la végétation qui est censée prendre le relais de protection. Dans le cas de la Lienne (ID-9), la végétation n'a pas pu se développer en raison du mauvais éclaircissement de la berge et de la présence de castors sur le site peu de temps après la mise place du caisson. Dès lors, en l'absence d'un système racinaire fixant le remplissage du caisson, ce dernier s'est évidé. Dans le cas de l'Eau Noire – ID-10 (Figure 5.8), la destruction du caisson est davantage attribuée à sa vétusté car elle est survenue près de 15 ans après son installation, et ce pour une crue de plus faible importance (184 W/m²) que la crue maximale survenue auparavant (209 W/m²). Le seuil d'admissibilité de la puissance spécifique a dès lors probablement diminué en lien avec la vétusté, l'absence d'entretien ou peut-être une mauvaise conception. En effet, la structure du caisson, composée de rondins de mélèze, était en cours de pourrissement et localement délabrée par le système racinaire des aulnes qui s'y développent. Ajoutons qu'en raison de l'absence de recepage, les aulnes ont atteint une taille importante et présentent aujourd'hui un risque de basculement associé au recul de la berge, ce qui devrait par conséquent endommager davantage la structure du caisson.



Figure 5.8 : Caisson sur l'Eau Noire à Petigny (ID-10). (A) Pendant sa mise en place en 1996 (photo L.-M. Petiau) ; (B) Plantation d'aulnes sur le caisson (photo L.-M. Petiau) ; (C) Caisson détruit 20 ans après son installation ; (D) Détail des rondins endommagés.

Parmi les facteurs d'échec, outre les problèmes liés au mauvais éclaircissement de la berge et à l'impact des castors sur le développement de la végétation, trois défauts de conception sont mis en évidence. Le premier concerne le remplissage inadapté du caisson. En effet, les caissons de la Lesse (ID-12a) et de la Lienne (ID-9) ont été évidés de leur remplissage car ils étaient constitués d'un matériau caillouteux prélevé dans le lit mineur, peu cohésif et drainant, ne constituant pas un substrat favorable au développement de la végétation. Les autres caissons n'ont pas connu ce problème car ils étaient remplis par du matériau argilo-limoneux cohésif. Le second facteur d'échec concerne le dimensionnement du caisson. Un profil en escalier trop vertical, comme pour les caissons de la Lesse (ID-12a) et de l'Eau Noire – ID-10 (Figure 5.8), ne fournit pas d'espaces suffisamment larges sur les étages, ce qui ne favorise pas le développement de la végétation (Figure 5.8). En revanche, lorsque le caisson possède un profil moins vertical, avec des marches d'escalier relativement larges, la végétation dispose d'un espace suffisant sur chaque étage pour se développer. Ce dispositif s'est

avéré efficace sur la Sûre – ID-11 (Figure 5.9), où la végétation s’est bien développée : boutures de saule sur l’étage inférieur, aulnes sur l’étage intermédiaire et divers arbustes sur l’étage supérieur. Le troisième facteur d’échec concerne le diamètre des moises. Si les rondins possèdent un diamètre trop élevé (supérieur à 25 cm dans le cas du caisson de la Lesse – ID-12a), alors les espaces entre les longrines sont relativement larges, ce qui favorise l’entrée de l’eau dans le caisson en période de hautes eaux, et par conséquent la vidange du matériau de remplissage. Ce problème n’a été observé que sur les caissons qui comportaient un remplissage caillouteux.

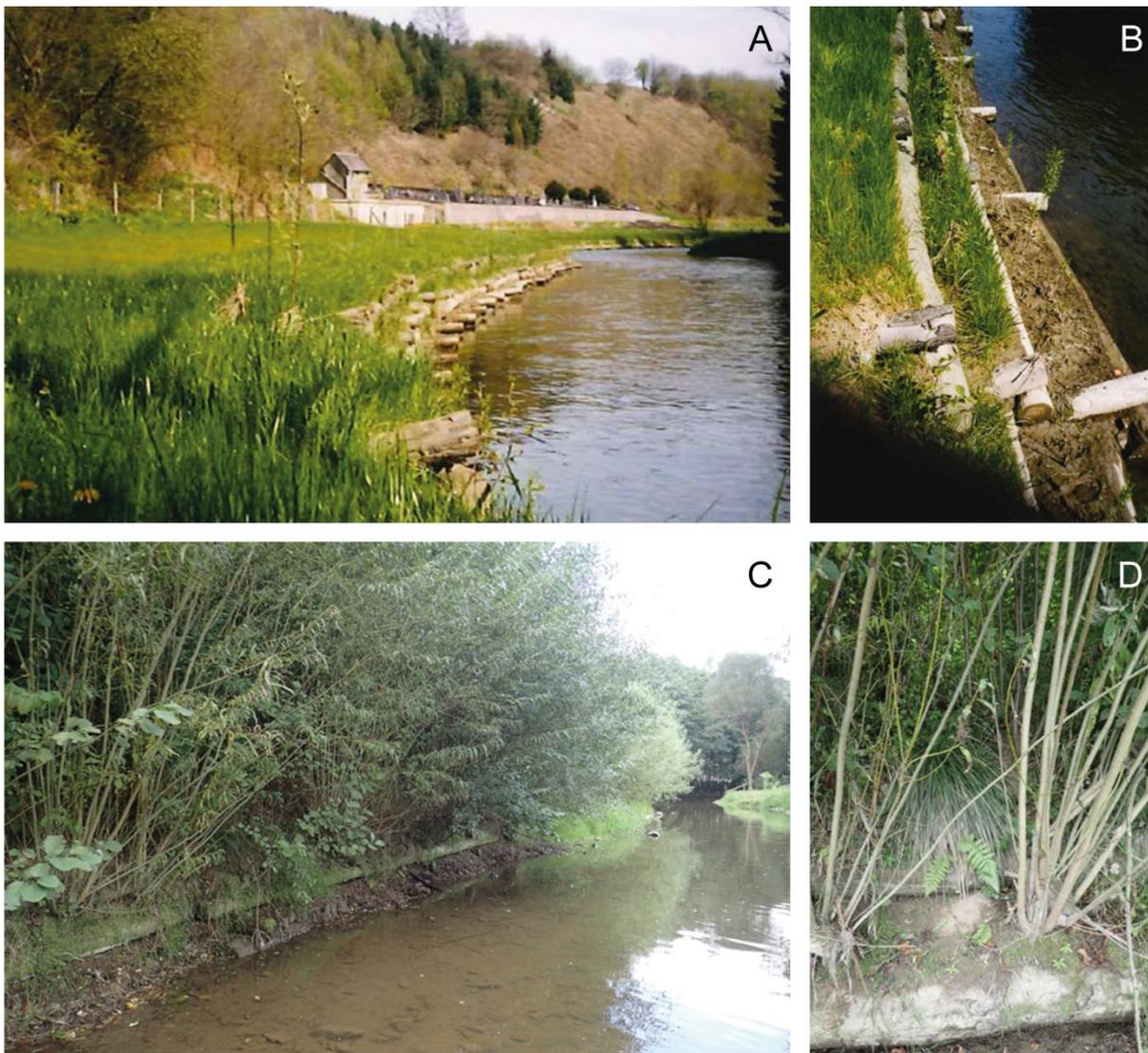


Figure 5.9 : Caisson sur la Sûre à Rademange (ID-11). Vue vers l’amont. (A) Pendant sa mise en place en 1997 (photo D. Genin) ; (B) Plantations sur les marches d’escalier (photo D. Genin) ; (C) Caisson végétalisé 19 ans après son installation ; (D) Détail des saules de l’étage inférieur.

Parmi les facteurs de réussite, on remarquera que l’ensemble des caissons a été installé sur une assise solide qui favorise leur stabilité : blocs d’enrochement, charge caillouteuse grossière ou roche en place. Enfin, il importe que le diamètre des moises soit inférieur à 25 cm, afin de ne pas favoriser l’entrée de trop grande quantité d’eau dans le caisson en période de crue, ce qui faciliterait l’érosion de son contenu.

Les sites dont les berges ont été protégées par la technique des « épis » peuvent être différenciés selon le rapport entre la longueur des épis et la largeur du lit au plein bord. Ce rapport est de 1/10 pour les épis de la Lesse – ID-12b et ID-15 (Figure 5.10) et de 2/3 pour le plus grand des épis de la Berwinne (ID-16). Ces systèmes en épis se différencient également par leur remplissage. Les épis de la Lesse sont composés de branchages de saule alors que ceux de la Berwinne comprennent des arbres entiers (épicéas) en plus des branches de saule.



Figure 5.10 : Epis composés de branchages sur la Lesse à Villers-sur-Lesse (ID-15). Vue vers l'amont. (A) Pendant leur mise en place en 1996 ; (B) 20 ans après leur mise en place. La flèche blanche montre l'extension d'un des épis détruits.

Bien que les épis de la Lesse (ID-12b et ID-15) aient été partiellement détruits en 2003 pour une crue relativement puissante ($\sim 200 \text{ W/m}^2$), ils ont résisté auparavant à des crues dont la puissance était de l'ordre de 150 W/m^2 (Tableau 5.5). La période qui a précédé leur destruction a été suffisamment longue pour que la végétation puisse se développer sur les sédiments accumulés entre les épis, ce qui a permis de stabiliser la berge. Il en est de même pour la Berwinne (ID-16), où les épis ont résisté à plusieurs crues légèrement débordantes, dont la puissance spécifique a atteint 71 W/m^2 . Ils ont ensuite été recouverts par l'accumulation des sédiments fins et grossiers provoquée par des crues plus importantes ($\omega = 124 \text{ W/m}^2$).

Tableau 5.5 : État des protections de berges par épis et caractéristiques des crues subies.

Site	ID	Date de mise en place	Crue destructrice (ou crue la plus importante)				Etat de la berge	Etat de l'aménagement	Causes de la destruction
			Q (m ³ /s)	Q/Qb	T (ans)	ω (W/m ²)			
Lesse (Furfooz)	12b	2000	346 (3/01/2003)	2,6	30	180	Stabilisée	Partiellement détruit	Contraintes hydrauliques
Lesse (Villers/Lesse)	15	1996	339 (3/01/2003)	3,4	44	204	Stabilisée	Détruit	Contraintes hydrauliques
Berwinne (La Folie)	16	2001	37,3 (5/01/2012)	2,2	24	124	Reprise d'érosion	Enfouis	Contraintes hydrauliques, castor

La sédimentation provoquée par les épis a été efficace pour les trois sites étudiés, en particulier pour la Berwinne (ID-16), ce qui est à mettre en relation avec les concentrations en MES, qui sont de l'ordre de 160-200 mg/l pour la Lesse et 560 mg/l pour la Berwinne pour le débit à plein bord.

Dans le cas de la Berwinne (ID-16), la mise en place des épis, qui étaient surdimensionnés, a entraîné une profonde modification du milieu, avec un auto-ajustement du cours d'eau, qui est toujours en cours 16 ans après les travaux, et ce sur un linéaire de plus de deux fois la longueur du secteur d'intervention (Hallot *et al.*, 2013). Le décalage du train de méandre a ainsi modifié les faciès d'écoulement en amont et en aval des épis, et a également entraîné de nouvelles zones d'érosion. Le site connaît une dynamique importante directement liée à l'occurrence des crues, à tel point que la berge à protéger connaît aujourd'hui une reprise d'érosion. Notons que les castors sont relativement actifs sur ce site. Bien qu'ils aient dans un premier temps stabilisé le développement de la végétation des épis en s'attaquant aux saules (receppe), ils ont par la suite mis à mal la végétation rivulaire d'une partie de la berge à protéger. L'impact des castors sur la pérennité des épis n'a pas pu être établi par la suite car les épis ont été recouverts par un dépôt de galets.

F. Discussion

D'une manière générale, il est difficile d'attribuer une seule et unique cause d'échec à un projet de stabilisation de berges par épis (2002). Néanmoins, pour les chantiers suivis dans cette étude, il apparaît que les contraintes hydrauliques des crues sont la principale cause de destruction des aménagements. C'est pourquoi nous tentons de définir ci-dessous des seuils d'admissibilité de puissances spécifiques pour les quatre techniques analysées, en comparant les résultats fournis par cette étude avec ceux de la littérature. Par ailleurs, il apparaît que plusieurs facteurs d'échec font en sorte que les aménagements sont dégradés avant leur destruction par la crue. Ils sont synthétisés dans le Tableau 5.6 et détaillés ci-dessous par type d'ouvrage. Enfin, sur base de l'analyse de l'état des aménagements de protection de berges sur le long terme, un modèle conceptuel de leur évolution a été construit pour chacune des quatre techniques (Figure 5.11).

Tableau 5.6 : Facteurs d'échec de projets de stabilisation de berges.

Technique	Facteurs d'échec					
	Puissance spécifique (estimation minimale de valeur limite en W/m^2)	Concentration en MES (valeur limite en mg/l)	Angle d'attaque (valeur limite en $^\circ$)	Remplissage inadapté	Eclairage insuffisant	Autres
Fascine	130	non	non	oui	oui	non
Peigne	65	~ 200	~ 45	non	oui	Berge non retalutée
Caisson	200	non	non	oui	oui	Mauvais dimensionnement castor
Épis	150	> 160	non	non	oui	Castor

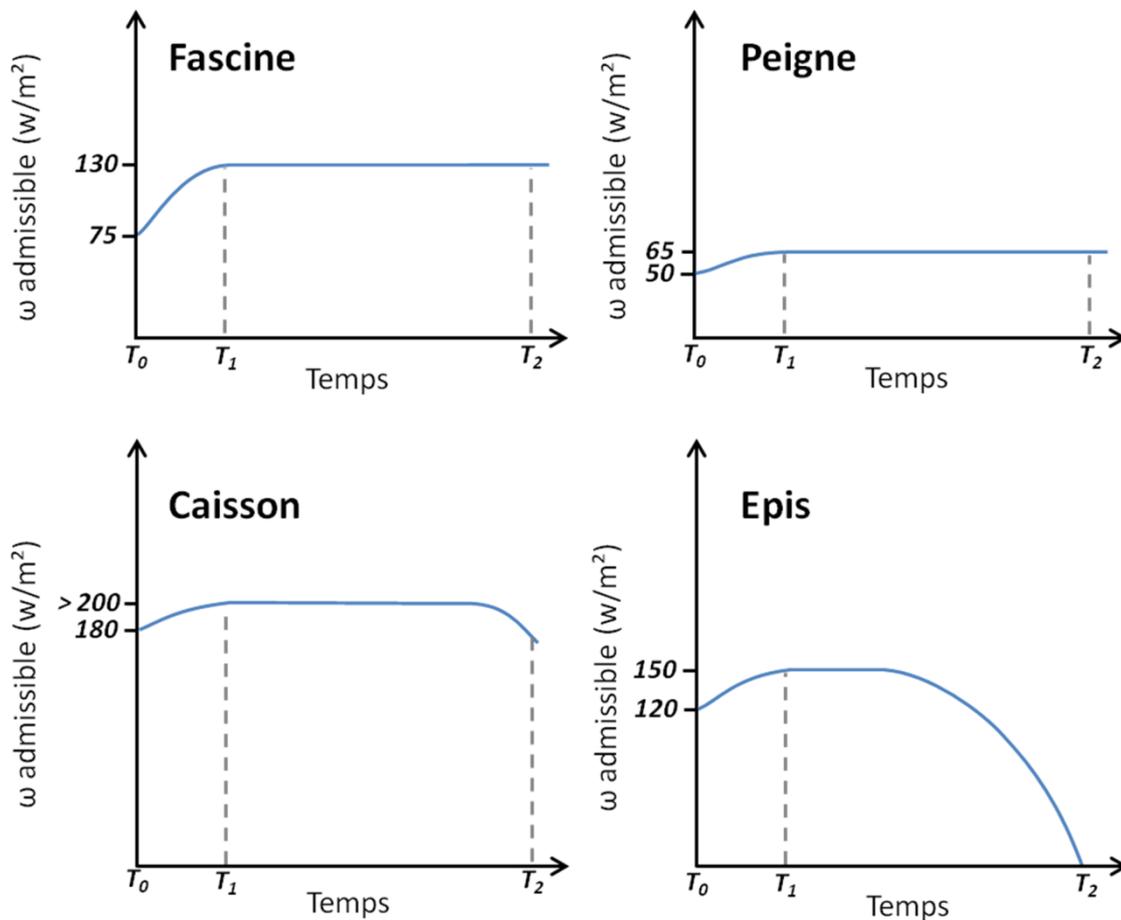


Figure 5.11 : Modèle conceptuel de l'évolution de la résistance des aménagements de protection de berges en technique végétale. ω = estimation minimale de la puissance spécifique admissible ; T_0 = Mise en place de l'aménagement ; T_1 = Aménagement végétalisé ($T_0 + 2-3$ ans) ; T_2 = État de l'aménagement sur le long terme ($T_0 + 12-15$ ans).

Les « fascines » offrent une très bonne résistance aux forces hydrauliques, ce qui avait déjà été démontré par Gerstgraser (1999) sur base d'une analyse extensive de la littérature et des tests effectués en flume. D'après notre étude, les fascines ont pu résister à de fortes puissances spécifiques, de l'ordre de 130 W/m^2 . Néanmoins, comme l'indique le modèle de la Figure 5.11, la valeur de puissance spécifique admissible est légèrement inférieure pour la période de 2-3 ans qui

fait suite à la mise en place de la fascine (75 W/m^2 au minimum) car la végétation n'y est pas encore développée. Par ailleurs, des fascines dont le pied était renforcé de blocs ont résisté à des puissances de l'ordre de 300 W/m^2 . Ces valeurs sont inférieures à celles mises en évidence par Sotir & Fischenich (2001). Leur synthèse, basée sur des mesures empiriques réalisées pour différents types de fascine, fournit des valeurs limites de vitesse et de tension de cisaillement qu'un ouvrage peut supporter, ce qui permet de déduire la puissance spécifique critique. Ainsi, pour une fascine vivante sans renforts, elle vaut 245 W/m^2 . Lorsqu'une assise en enrochements est disposée au pied de la fascine, la puissance spécifique admissible est de 542 W/m^2 . Il n'est pas étonnant que les valeurs rapportées par Sotir & Fischenich (2001) soient supérieures à celles observées dans cette étude, car elles sont calculées au niveau de la berge aménagée et non sur l'ensemble de la section d'écoulement. Plus récemment, Evette *et al.* (2017) ont réalisé des estimations de vitesses et de tensions de cisaillement de crues subies par des ouvrages en génie végétal sur des cours d'eau de montagne à forte énergie. Leurs estimations de vitesse d'écoulement maximale et de tension de cisaillement permettent de calculer une puissance spécifique maximale égale à 238 W/m^2 , ce qui est semblable à la valeur fournie par Sotir & Fischenich (2001). Ces valeurs sont supérieures à celles obtenues pour les fascines de cette étude. Cependant, à l'exception de l'Aisne (ID-2) pour laquelle l'aménagement est renforcé par des enrochements en pied de berge, les rivières étudiées ne sont pas capables de fournir de telles puissances spécifiques. Les puissances maximales atteintes (jusqu'à 153 W/m^2) correspondent à des crues dont la récurrence est comprise entre 16 et 32 ans.

Le seul facteur de dégradation des fascines mis en évidence dans cette étude est leur remplissage inadapté par du matériau caillouteux facilement érodable (peu cohésif). L'évacuation de ce remplissage par les crues provoque une déconnexion entre la fascine et la berge, ce qui entraîne un risque de dessèchement des fagots, comme l'ont montré précédemment Evette *et al.* (2007) et Anstead & Boar (2010). Un mauvais éclaircissement de la berge, ne garantissant pas un bon développement végétal de la fascine, constitue un facteur d'échec récurrent (Sotir & Fischenich, 2001) mais il n'a pas fait défaut pour les fascines analysées dans cette étude. Enfin, bien que l'angle d'attaque entre le courant et la berge à protéger peut constituer un facteur de diminution du seuil d'admissibilité, comme le précise Batier (2004), les cas documentés dans cette étude n'ont pas permis de le démontrer.

Parmi les ouvrages de pied de berge, l'utilisation du « peigne » n'apparaît pas judicieuse sur les cours d'eau à forte énergie car sa destruction est favorisée (Dave & Mittelstet, 2017) et la sédimentation au sein de l'ouvrage n'est pas facilitée (Jund *et al.*, 2003). Il semble donc que les peignes conviennent mieux pour des cours d'eau de plus faible énergie, qui comportent une charge en suspension importante. Les cas documentés dans cette étude ont montré que, pour des conditions optimales (tronçon rectiligne, berge retalutée), ils peuvent résister à des puissances atteignant au moins 65 W/m^2 pour des peignes remplis en sédiments fins et 50 W/m^2 pour des peignes non encore remplis (Figure 5.11). Ces valeurs limites sont inférieures pour des secteurs à concavité prononcée, où des dégâts ont été occasionnés par des crues de 39 W/m^2 . L'analyse de Veller & Doyle (2001), portant sur douze peignes installés sur des rivières de la Colombie Britannique (Canada), situe cette limite vers 50 W/m^2 pour les secteurs rectilignes. Cependant, pour les secteurs où l'angle d'attaque du courant par rapport à l'aménagement est supérieur à 45° , cette limite se trouve alors vers 30 W/m^2 (Veller & Doyle, 2001). Ceci rejoint nos observations et confirme que les peignes conviennent pour stabiliser des petites anses ou niches d'érosion, mais pas pour stabiliser une berge à concavité prononcée de méandre (Jund *et al.*, 2003).

Enfin, la technique des peignes est uniquement adaptée aux cours d'eau qui transportent beaucoup d'alluvions fines lors des crues car le peigne nécessite un remplissage en sédiments fins (Jund *et al.*, 2003). C'est probablement une des raisons pour lesquelles cette technique a bien fonctionné sur les rivières de Hesbaye, qui sont caractérisées par des concentrations en MES relativement importantes. Malgré le faible nombre de sites étudiés et la difficulté de dissocier les effets des multiples facteurs de fragilisation s'exerçant sur un même peigne, une valeur limite peut être définie grossièrement vers 200 mg/l de concentration en MES (pour le débit à plein bord). Ainsi, la mise en place d'un peigne ne pourrait être envisagée que sur des rivières dont les concentrations en MES sont supérieures à cette limite. Tenant compte des valeurs seuils de puissance spécifique, de concentration en MES et d'angle d'attaque, l'efficacité potentielle de la mise en place d'un peigne est définie à la Figure 5.12.

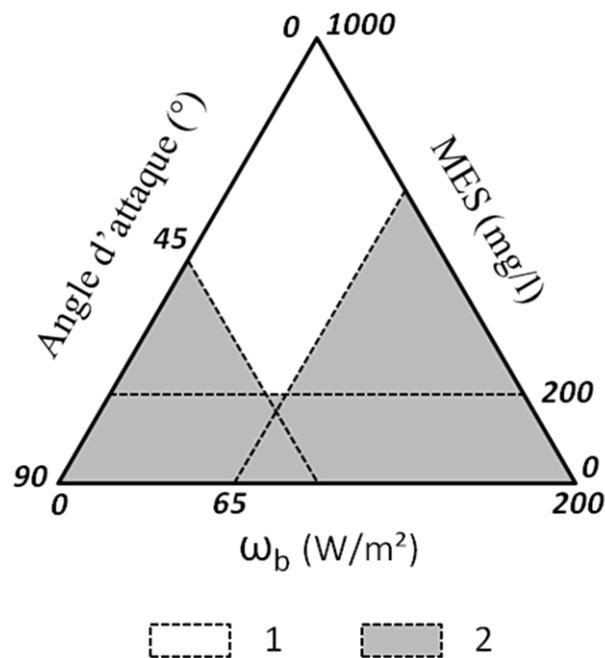


Figure 5.12 : Diagramme définissant l'efficacité potentielle d'un projet de protection de berges par peigne. 1. Bonne efficacité potentielle ; 2. Mauvaise efficacité potentielle. ω_b = Puissance spécifique pour le débit à plein bord ; MES = Concentration des Matières En Suspension pour le débit à plein bord.

Parmi les autres facteurs favorables à la réussite d'un projet de stabilisation de berges par peigne, on citera le retalutage nécessaire de la berge avant à la mise en place du peigne, ce qui avait déjà été constaté par Veller & Doyle (2001).

Les « caissons » sont, d'après la littérature, la technique en génie végétal la mieux adaptée aux rivières à forte énergie (Lachat, 1994 ; Li & Eddleman, 2002 ; Krymer & Robert, 2014). Ils peuvent être installés sur des pentes de berge élevées et ils possèdent une très bonne résistance à l'érosion (Evette *et al.*, 2007). Dans le cas des caissons analysés dans cette étude, leur évolution peut être synthétisée dans le modèle de la Figure 5.11 :

(i) dès sa mise en place (T_0), le caisson peut résister à des crues relativement importantes (puissance spécifique admissible de l'ordre de 180 W/m²) grâce à sa structure en rondins et à sa couverture en géotextile ;

(ii) après 2 à 3 ans (T_1), le caisson est davantage résistant car il est renforcé par la végétation qui s'y est développée. Il peut résister à des crues dont la puissance spécifique est supérieure à 200 W/m^2 ;

(iii) au-delà de 5 ans, bien que le géotextile de protection soit décomposé, le caisson conserve sa bonne résistance grâce à la végétation. Néanmoins, il se peut que le système racinaire de la végétation ne prenne pas le relais de protection, soit à cause du remplissage inadapté en matériau caillouteux, soit en raison d'une mauvaise reprise de la végétation (mauvais éclaircissement et impact des castors), ce qui diminue sa résistance ;

(iv) enfin, une diminution de la résistance du caisson peut être observée après une petite quinzaine d'années (T_3) en raison de sa vétusté, comme pour le caisson de l'Eau Noire (ID-10) où les rondins étaient en cours de pourrissement et brisés par le système racinaire de la végétation ligneuse.

Cette valeur seuil de 200 W/m^2 de puissance spécifique est intéressante et peut être comparée avec les valeurs issues de la littérature, bien que ces dernières soient généralement exprimées par la tension de cisaillement. Ainsi, Lebois *et al.* (2016) fournissent une tension de cisaillement issue de la littérature égale à 500 N/m^2 pour un caisson de moins d'un an, et à 600 N/m^2 pour un caisson de plus d'un an, ce qui est très élevé. Par contre, ils obtiennent pour les caissons qu'ils ont étudiés un cas de rupture pour une valeur de 381 N/m^2 et un cas de résistance pour 153 N/m^2 . Malheureusement, sans valeurs de vitesses d'écoulement, il n'est pas possible de convertir ces valeurs de tension de cisaillement en puissance spécifique. Evette *et al.* (2017) fournissent, quant à eux, des valeurs de vitesses et de tensions de cisaillement estimées pour des cours d'eau de montagne à forte énergie, ce qui permet d'en déduire la puissance spécifique. Trois des aménagements qu'ils ont suivis ont résisté à des crues dont la puissance spécifique estimée a atteint $360\text{-}380 \text{ W/m}^2$. Ces valeurs limites dépassent de loin les valeurs limites mises en évidence sur les rivières wallonnes. Il faut toutefois préciser que :

(i) les rivières analysées dans notre étude ne sont pas capables d'atteindre de telles puissances spécifiques, les puissances maximales (jusqu'à 209 W/m^2) correspondant à des crues dont la récurrence est déjà supérieure à la crue décennale ;

(ii) les rivières analysées par Evette *et al.* (2017) ont été suivies sur une durée de 5 ans, alors que celles traitées dans cette étude ont été suivies sur une plus longue durée, et que les cas de rupture des aménagements sont survenus à partir de 5 ans après leur installation ;

(iii) la conception des caissons n'est pas la même pour les deux études, les caissons de notre étude ne comportant pas systématiquement une assise en enrochements, ni de géotextile synthétique dans la partie inférieure du caisson.

Les facteurs de dégradation des caissons étudiés sont liés à une mauvaise reprise de la végétation et à un défaut de conception. Dans le premier cas, outre un mauvais éclaircissement de l'ouvrage, le développement de la végétation peut également être compromis par les dégâts provoqués par les castors. Dès lors, il faut veiller à ce que le caisson possède les conditions optimales d'ensoleillement pour que la végétation puisse s'y développer. Il est également parfois nécessaire d'installer des dispositifs de protection contre les castors (clôtures, manchons grillagés, gaines en plastique, etc.). En ce qui concerne les défauts de conception, c'est le remplissage inadapté du caisson qui est le plus récurrent. L'utilisation de matériaux argilo-limoneux s'est avérée être plus efficace que l'emploi de galets. Ces derniers sont peu appropriés car ils sont peu cohésifs et donc sujets à l'affouillement. De plus, de par leur granulométrie et leurs conditions hygrométriques, ils ne constituent pas un substrat

dans lequel la végétation peut facilement s'enraciner. Les matériaux caillouteux peuvent néanmoins être disposés au contact entre la berge et le caisson, sous la forme d'une chemise drainante, comme le préconisent Lachat (1994) et Evette *et al.* (2013). Néanmoins, ce rôle de drainage peut être pris en charge par le système racinaire des plantes. Le reste du caisson doit être rempli de matériaux argilo-limoneux bien compactés (Lachat, 1994). La verticalité trop prononcée du caisson représente également un défaut de conception car la végétation dispose de trop peu de place sur étages pour se développer. Il faut donc préférer lui donner un profil en marches d'escalier, offrant davantage d'espace disponible pour l'enracinement. Précisons également que les moises ne doivent pas avoir un diamètre supérieur à 25 cm afin de ne pas favoriser l'entrée de l'eau dans le caisson en période de crue, ce qui provoquerait la vidange de son contenu. Les valeurs généralement préconisées sont comprises entre 15 à 30 cm (Lachat, 1994 ; Krymer & Robert, 2013), voire inférieures à 15 cm (Evette *et al.*, 2013).

Enfin, pour favoriser la stabilité du caisson, il faut qu'il soit mis en place sur une assise solide ne devant pas subir de déformations (Lachat, 1994 ; Verniers *et al.*, 2009), ce qui a été respecté pour les six caissons étudiés.

Les systèmes composés « d'épis végétaux » ont une durée de vie limitée en fonction de l'occurrence des crues qu'ils subissent (Figure 5.11). Ils constituent néanmoins des aménagements efficaces. L'important est qu'ils restent en place suffisamment longtemps pour que la sédimentation se fasse entre les épis et que la végétation s'installe sur les sédiments accumulés. Un des facteurs clés de l'efficacité des épis est la capacité du cours d'eau à fournir des sédiments fins, qui se traduit par sa concentration en MES. Les ouvrages en épis que nous avons étudiés se sont montrés tous efficaces de ce point de vue, et ce pour des rivières dont la concentration en MES était supérieure à 160 mg/l (pour le débit à plein bord). Davantage de sites d'étude sur des rivières à plus faible charge en suspension, permettrait d'estimer une limite de concentration en MES en-dessous de laquelle la mise en place des épis n'est pas recommandée.

Concernant la résistance que les épis peuvent développer face aux crues, il apparaît que ces derniers peuvent résister à des crues dont la puissance est de l'ordre de 150 W/m² mais qu'ils peuvent être endommagés pour des crues dont la puissance est supérieure à 180-200 W/m². Le cas de la Berwinne (ID-16) présente une puissance admissible moins importante (destruction pour 124 W/m²) car les épis étaient surdimensionnés par rapport à la largeur du cours d'eau. Evette *et al.* (2013) font également état d'un chantier de dispositif en épis qui s'est avéré efficace. Réalisés sur une rivière à forte pente des Hautes-Pyrénées caractérisée par un transport solide important, ces épis ont favorisé une sédimentation en pied de berge, sur laquelle s'est installée une végétation herbacée. Ils précisent que, dix ans après les travaux, les épis sont toujours partiellement présents et qu'ils ont été régulièrement submergés, notamment par une crue légèrement inférieure à la crue décennale survenue 3 ans après les travaux. Cependant, ces crues ne sont pas caractérisées en fonction de leur énergie, ce qui ne permet pas de les comparer avec les aménagements de notre étude.

L'avantage des épis est qu'ils permettent de définir des secteurs du lit que l'on souhaite approfondir par affouillement ou d'autres que l'on vise à remblayer par sédimentation (Evette *et al.*, 2013). En effet, de par leur emprise, leur orientation et leur longueur (par rapport à la largeur du cours d'eau), les épis modifient les vitesses et la direction du courant du cours d'eau. Dans certains cas où le dimensionnement des aménagements ne tient pas suffisamment compte des caractéristiques du cours d'eau, l'impact des épis peut s'avérer nul ou disproportionné. Dans le cas de la Berwinne (ID-

16), les épis surdimensionnés ont certes protégé la berge pendant près de 15 ans. Cependant, ils ont surtout entraîné des répercussions morphologiques du cours d'eau sur plus de deux fois la longueur du secteur d'intervention (Hallot *et al.*, 2013). Cette dynamique a provoqué 15 ans plus tard une reprise d'érosion de la berge à protéger (Peeters *et al.*, 2016).

G. Conclusions

Les aménagements de protection de berges mis en place il y a 10-20 ans ont dans l'ensemble bien rempli leur rôle, même si plusieurs d'entre eux sont aujourd'hui partiellement détruits. Il est primordial que les aménagements restent en bon état pendant les premières années qui suivent leur installation, le temps que la végétation puisse s'y développer et stabiliser la berge par son système racinaire. Toutefois, dans certains cas, une reprise d'érosion de la berge a été observée plusieurs années après la mise en place de l'aménagement. L'analyse des crues subies par les aménagements a permis de définir des valeurs limites de puissance spécifique auxquelles les ouvrages peuvent résister. Par cette approche empirique il apparaît que les fascines peuvent supporter des puissances de l'ordre de 130 W/m², 65 W/m² pour les peignes, 200 W/m² pour les caissons et 150 W/m² pour les épis végétaux. Cependant, d'autres facteurs font en sorte que les aménagements peuvent être dégradés avant leur destruction par la crue, ce qui les rend vulnérable pour des puissances spécifiques moins importantes. Les facteurs de dégradation mis en évidence sont *(i)* une mauvaise reprise de la végétation liée à un problème d'exposition, à des coupes non gérées et à la présence d'animaux pouvant nuire aux plantations, *(ii)* des défauts de conception des aménagements (remplissage inadapté, mauvais dimensionnement) et *(iii)* une mauvaise prise en compte des caractéristiques de la rivière (énergie, concentration en MES).

Enfin, cette analyse met en évidence l'importance de caractériser le contexte géomorphologique des rivières soumises à intervention. En effet, en plus des facteurs hydrologiques classiques (régime et niveau des eaux) et des paramètres techniques liés à l'aménagement, il faut tenir compte des facteurs géomorphologiques, tels que les concentrations en MES et la puissance du cours d'eau.

PARTIE 6

Discussion, conclusions et perspectives

Partie 6 : Discussion, conclusions et perspectives

A. Rappel du contexte de recherche et des objectifs de la thèse

Partant du constat que de nombreux projets de restauration de cours d'eau sont encore aujourd'hui entrepris sans véritable définition d'objectifs avant-travaux, ni d'évaluations scientifiques de leur réussite (Kondolf, 1995 ; Downs & Kondolf, 2002), il apparaît nécessaire que davantage de retours d'expérience issus des évaluations accompagnent ces projets de restauration. Ceci permettrait aux futurs projets de restauration de tirer profit des enseignements issus de ces évaluations scientifiques (Kondolf, 1995; Down et Kondolf, 2002; Palmer *et al.*, 2005; Wohl *et al.*, 2005). Grâce à cette gestion adaptative, les incertitudes susceptibles de ruiner les projets de restauration seront connues et pourront être potentiellement contrôlées (Darby & Sear, 2008), ce qui contribuera à augmenter les chances de réussite et la durabilité des projets. A l'intérieur de ce schéma de planification des actions de restauration, la géomorphologie fluviale occupe un rôle primordial, du fait des multiples outils qu'elle fournit d'une part (*cf.* §2.1.3, Tableau 1.4), et en raison de son champ d'actions qui explore de nombreux enjeux de la gestion des rivières d'autre part (Brierley & Fryirs, 2005). Ce sont en effet les processus géomorphologiques qui déterminent la structure (cadre physique) du système fluvial dans laquelle se déroulent les processus écologiques et qui sert de lieu de vie aux organismes aquatiques. En outre, comme ils reposent sur des éléments abiotiques, les outils et méthodes issus de la géomorphologie sont relativement bien indiqués pour évaluer la réussite de projets de restauration (Wohl, 2005).

Dans ce contexte, l'objectif général de cette thèse était de mettre en évidence les apports des outils et des méthodes géomorphologiques dans les processus de conception, de suivi et d'évaluation des projets de restauration de cours d'eau, et ce au cours des différentes étapes des schémas de planification des actions de restauration, depuis le diagnostic de l'état géomorphologique (*i.e.*, l'identification du contexte environnemental) jusqu'à l'évaluation effectuée après les travaux de restauration. Pour ce faire, ce travail s'est appuyé sur trois études spécifiques (*cf.* parties 3 à 5), chacune d'entre-elles correspondant à un compartiment spécifique, à savoir « la continuité écologique », « les habitats aquatiques du lit mineur » et « les berges ». Cette partie finale du travail dresse la synthèse des apports de la géomorphologie fluviale dans les schémas de planification des actions de restauration. Cette synthèse repose principalement sur les apports fournis par les trois études spécifiquement traitées dans ce travail. Elle est complétée par des études complémentaires, réalisées dans le cadre du projet Walphy et portant sur le compartiment « lit majeur », ainsi que par une mise en perspective avec d'autres études issues de la littérature scientifique.

B. Apports de la géomorphologie fluviale dans les processus de conception, de suivi et d'évaluation de projets de restauration de cours d'eau

La présentation de la synthèse des apports de la géomorphologie fluviale dans les processus de conception, de suivi et d'évaluation des projets de restauration est structurée ci-dessous selon les différentes étapes du schéma de planification des actions de restauration. Identifiées au travers de plusieurs études (*e.g.*, Downs & Gregory, 2004 ; Sear *et al.*, 2009 ; Piégay *et al.*, 2016), ces étapes peuvent être regroupées globalement en quatre grandes phases successives :

- i. le diagnostic de l'état géomorphologique, qui vise à comprendre les fonctionnements géomorphologiques aux échelles du bassin versant et du secteur, et dont les résultats permettent de définir les objectifs de restauration ;
- ii. la conception du projet de restauration (avant travaux), dont le but est d'identifier la meilleure option de restauration parmi différents scénarios d'aménagement sur base d'une analyse des caractéristiques environnementales du secteur et de l'adéquation de l'aménagement sélectionné avec ces caractéristiques environnementales ;
- iii. la réalisation des travaux de restauration ;
- iv. l'évaluation après les travaux de restauration, qui permet de déterminer la réussite du projet et qui fournit également les enseignements qui contribueront à concevoir les futurs projets de restauration (gestion adaptative).

B.1. Diagnostic de l'état géomorphologique

Avant de planifier des actions de restauration, il est essentiel d'établir un diagnostic de l'état géomorphologique du bassin versant, reposant sur une caractérisation des processus géomorphologiques et sur l'identification des causes et des conséquences des éventuels dysfonctionnements. Une bonne compréhension des processus géomorphologiques sur le court et sur le long terme est primordiale pour prendre en compte les risques et les incertitudes des actions de restauration (Gregory & Downs, 2008). Pour ce faire, les gestionnaires de cours d'eau peuvent notamment s'appuyer sur des méthodes standardisées, qui permettent d'intégrer les éléments géomorphologiques dans les pratiques de gestion des cours d'eau (*e.g.*, Brierley & Fryirs, 2005 ; Sear *et al.* 2010). Par exemple, la méthode "*river style framework*" (Brierley & Fryirs, 2005), forte d'un cadre méthodologique hiérarchisé et basée sur l'analyse des formes, des processus et de leurs liens à l'échelle du bassin versant, permet au gestionnaire d'identifier les pressions qui s'exercent sur les cours d'eau et d'appréhender le stade actuel de dégradation de la rivière et sa trajectoire (en cours de détérioration, d'amélioration ou stable). De la sorte, cet outil permet de cibler les conditions de l'état à restaurer, de planifier les actions de restauration pour d'atteindre cet état et d'anticiper les réponses après la restauration.

Diagnostic de la connectivité sédimentaire

De manière générale, un diagnostic du fonctionnement hydro-sédimentaire repose sur une identification des apports solides et des dysfonctionnements hydro-sédimentaires de manière à dresser *in fine* un bilan sédimentaire à l'échelle du tronçon ou du bassin versant (Malavoi *et al.*, 2011). Le diagnostic réalisé sur le Bocq dans le cadre de ce travail (*cf.* partie 3) était principalement centré sur la composante longitudinale de la connectivité sédimentaire et plus particulièrement sur les dysfonctionnements hydro-sédimentaires. Ainsi, les entraves potentielles à la connectivité sédimentaire du Bocq ont été appréhendées à l'échelle du cours d'eau et à l'échelle de l'ouvrage (les entraves potentielles consistant exclusivement en des déversoirs). Ces deux échelles de travail se sont d'ailleurs avérées complémentaires pour dresser un diagnostic approfondi de la continuité sédimentaire du cours d'eau.

D'abord, à l'échelle du cours d'eau, un inventaire a été réalisé à partir d'informations historiques telles que des cartes et plans anciens, combinées à une reconnaissance de terrain. Cette dernière était principalement centrée sur les paramètres liés aux altérations potentielles de la continuité sédimentaire tels que le type de déversoir (avec ou sans vanne, ainsi que leur position), l'état du déversoir et plus spécifiquement l'état des systèmes mobiles (vannes), et l'espacement vertical entre la crête du déversoir et le sommet de la rampe sédimentaire (à l'amont déversoir). Cette analyse a révélé que, parmi les 74 ouvrages en travers recensés le long des 43 km du Bocq, 34 ouvrages peuvent être considérés comme des obstacles potentiels au transport de la charge de fond. Par la suite, 7 de ces ouvrages en travers ont fait l'objet d'un diagnostic plus approfondi à l'aide d'un panel de méthodes utilisées en géomorphologie, à savoir les levés topographiques et leur comparaison diachronique avec des plans plus anciens, des analyses granulométriques, des marquages de la charge de fond (*PIT Tag*) et des mesures réalisées sur les scories métallurgiques également utilisées en tant que marqueurs. Il est ressorti de cette analyse que les effets des ouvrages en travers étudiés étaient relativement limités et que l'effet d'entrave sur le transport sédimentaire se limite essentiellement à un ralentissement et un piégeage sélectif des éléments les plus grossiers.

A l'échelle de l'ouvrage, ces résultats consolident les connaissances acquises par les précédentes études portant sur les impacts des déversoirs sur le transport de la charge de fond, ces études se basant sur des relevés de terrain (essentiellement sur des levés topographiques et des analyses granulométriques) et sur la modélisation du transport sédimentaire (Csiki & Rhoads, 2014 ; Fencel *et al.*, 2015 ; Pearson & Pizzuto, 2015). En outre, les travaux de Casserly *et al.* (2020), reposant sur le suivi de traceurs (*PIT Tag*) injectés à l'amont de deux déversoirs situés dans le S-E de l'Irlande, ont également permis d'établir le caractère perméable des déversoirs. Sur cette base et en s'appuyant sur des modèles et des mécanismes étudiés par ailleurs, ces auteurs ont proposé un modèle conceptuel de l'évolution de l'impact des déversoirs sur le transport de la charge de fond ; modèle dans lequel les résultats de la présente étude pourraient s'ajuster (Figure 6.1). Comme pour les barrages, la construction d'un déversoir va dans un premier temps entraver le transport sédimentaire, en raison de la réduction des vitesses dans la retenue et de la diminution consécutive de la capacité de transport, ce qui se marquera par un appauvrissement des flux solide en aval du déversoir. Par contre, à l'inverse des barrages, une période de récupération fera suite à la perturbation initiale. Elle sera marquée par une accumulation sédimentaire dans la retenue et par la formation d'une rampe sédimentaire contre le déversoir, et ce jusqu'à atteindre un état d'équilibre dynamique entre les flux solides entrant et sortant de la retenue. Bien que cet équilibre soit vrai sur le long terme, la présence de l'ouvrage représente toujours une source de perturbation sur le court

terme en raison de l'effet de la retenue sur le transport de la charge de fond pour les crues de faible et de moyenne importance. En effet, la présence de la retenue continuera d'affecter le transport sédimentaire pour ces crues saisonnières, entraînant une accumulation sédimentaire dans la retenue, mais les effets de ces perturbations seront rééquilibrés par les événements hydrologiques majeurs, qui provoqueront une mobilisation importante des éléments piégés dans la retenue. Ceci se marquera par une augmentation de l'amplitude et de la longueur d'onde des fluctuations du transport sédimentaire (Figure 6.1). En ce sens, ce modèle souligne l'influence de l'échelle d'analyse temporelle sur l'évaluation de la connectivité sédimentaire (Wohl *et al.*, 2019). Il fait également ressortir la nécessité d'adopter la notion de temps long qui intègre la possibilité de variations climatiques et de variations provoquées par l'action humaine dans le bassin pour évaluer de l'effet d'entrave du déversoir sur les flux solides (Bravard & Lévêque, 2020). Enfin, il faut souligner que la nature conceptuelle de ce modèle implique qu'il possède des incertitudes, notamment celles liées à la gestion ancienne des ouvrages hydrauliques. En effet, l'historique et la gestion du fonctionnement de ces ouvrages sont encore mal connus, de même que leurs impacts hydrologiques pendant leur période de fonctionnement (gestion des vannes, opération de chasses, etc.).

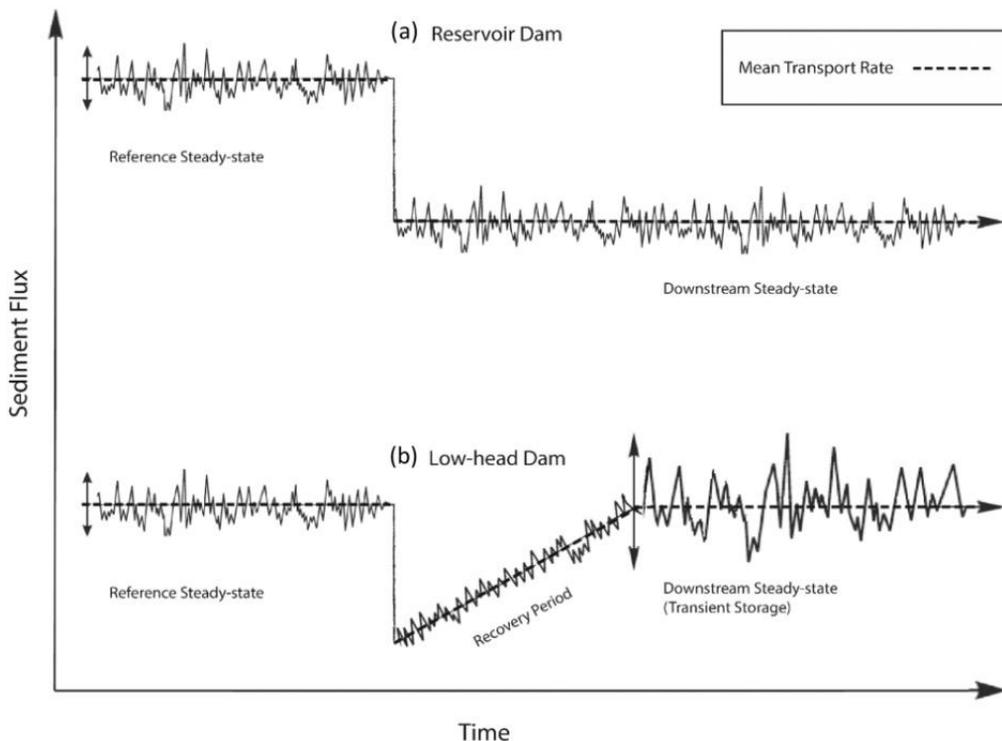


Figure 6.1 : Modèle conceptuel illustrant l'impact de la construction d'un ouvrage en travers sur le transport sédimentaire : (a) en aval d'un grand barrage et (b) en aval d'un déversoir (Casserly *et al.*, 2020).

A l'échelle du cours d'eau, l'évaluation de la connectivité sédimentaire doit tenir compte de l'impact cumulatif des différents déversoirs situés le long du cours d'eau (Fencl *et al.*, 2015). Les résultats issus du diagnostic réalisé sur le Bocq ont montré que la connectivité du cours d'eau évoluait dans le temps. En effet, étant donné la vétusté des ouvrages et leur absence d'entretien depuis la fin de leur fonctionnement, leurs structures se sont dégradées avec le temps et les crues, de sorte que plusieurs d'entre eux sont aujourd'hui détruits ou contournés par la rivière. Dès lors, ils ne représentent plus une entrave au transport naturel des sédiments. Ces résultats ont indiqué que la connectivité

sédimentaire du Bocq est aujourd'hui peu affectée par la présence des ouvrages en travers et qu'elle est susceptible d'augmenter avec le temps au fur et à mesure que les ouvrages se dégradent. Ces éléments sont à prendre en considération dans le contexte actuel de décloisonnement des cours d'eau dont l'objectif est de rétablir la continuité écologique visée par la DCE (annexe V) et par le décret wallon du 4 octobre 2018. Dans la pratique, la plupart de ces opérations de levée d'obstacles semble se faire sans diagnostic préalable de la connectivité sédimentaire, la continuité écologique n'est ainsi appréhendée qu'au travers de la seule libre circulation des poissons. La continuité sédimentaire n'est d'ailleurs pas mentionnée dans le décret wallon du 4 octobre 2018. Pourtant, une meilleure prise en compte de la continuité sédimentaire permettrait aux gestionnaires de mieux objectiver (i) la nécessité (ou non) d'intervention et (ii) la sélection du scénario d'intervention (arasement, ouvrages facilitant la franchissabilité des poissons, non intervention). Par exemple, l'option d'arasement d'un ouvrage à fort enjeu patrimonial ou paysager sous prétexte du rétablissement de la continuité écologique doit être objectivée en fonction des résultats discutés ci-dessus. Des solutions alternatives peuvent être mises sur la table pour concilier les enjeux écologiques et les enjeux patrimoniaux et paysagers.

Diagnostic de l'héritage sédimentaire

Parmi les évaluations mises en œuvre pour diagnostiquer l'état géomorphologique, les études paléoenvironnementales sont essentielles car elles permettent notamment au gestionnaire (i) d'appréhender le fonctionnement actuel du système fluvial (*i.e.*, sa trajectoire évolutive) et d'essayer d'anticiper ses changements potentiels (*i.e.*, d'identifier les seuils) dans un contexte de changement climatique et de mutation de l'occupation du sol, (ii) de comprendre la part et le rôle des héritages morphosédimentaires dans la dynamique actuelle, et (iii) d'identifier un fonctionnement de référence à atteindre par les actions de restauration (ou en tant que source d'inspiration) (Lespez *et al.*, 2015). Pour ce faire, les études paléoenvironnementales reposent sur des investigations de terrain (géophysique, analyse de coupes, sondages et carottages), couplées à des études de laboratoire (sédimentologie, micromorphologie, susceptibilité magnétique, etc.) et des méthodes de datations absolues et relatives (Tableau 1.4). Ces outils permettent de reconstituer la chronologie sédimentaire des milieux alluviaux et de la mettre en relation avec les données archéologiques et historiques (Beauchamp *et al.*, 2017).

Bien que les diagnostics de l'état géomorphologique n'aient pas fait l'objet d'une étude paléoenvironnementale approfondie dans le cadre des projets de restauration mis en œuvre dans les bassins versants du Bocq et de l'Eau Blanche, des investigations ont néanmoins été menées dans le cours moyen du Bocq afin de (i) comprendre l'origine de la présence d'un matériau limoneux compact affleurant dans le fond du chenal du Bocq (et de son affluent le Leignon), et (ii) d'évaluer dans quelle mesure ce matériau limoneux représente une contrainte pour la mise en œuvre des actions de restauration (reméandration, diversification des habitats aquatiques et levée d'obstacles). Une reconnaissance de terrain a d'abord permis de déterminer l'étendue du linéaire affecté par la présence de ce fond limoneux dans le chenal. Par la suite, un examen plus approfondi a été réalisé au niveau de trois sites sur base d'une combinaison de différentes méthodes (*i.e.*, coupe, carottages, datation radiocarbone et analyse des particules de scories métallurgiques piégées dans les dépôts de la plaine alluviale). Ces analyses ont révélé (i) la présence d'une nappe de cailloutis située localement jusqu'à 1 m sous le niveau actuel du fond du lit, (ii) une couche de limon sus-jacente à la nappe de cailloutis dont l'épaisseur varie entre 2 m et 3,6 m, et dont la mise en place a débuté depuis 690-880 AD (dates calibrées 2σ). Plusieurs hypothèses ont été avancées pour expliquer cette situation, depuis

les conséquences des modifications d'occupation des sols, jusqu'aux impacts du fonctionnement des aménagements hydrauliques anciens pour différents usages (meunerie, limonage et irrigation des prairies). Déterminer dans quelle mesure ces hypothèses peuvent expliquer l'évolution de la plaine alluviale du Bocq et du Leignon nécessite une étude approfondie, reposant sur davantage de tranchées (ou de sondages) et de datations. Quoi qu'il en soit, cette situation a dû être prise en considération lors de la définition des objectifs de restauration sur le cours moyen du Bocq, en particulier pour les projets de reméandration (sites Bo1 et Bo2 de la partie 4 de ce travail). La présence d'un fond limoneux de faible qualité habitationale n'étant pas propice à l'habitat de reproduction des espèces salmonicoles lithophiles visées par les actions de restauration, le choix de l'option d'aménagement sur ces deux sites s'est porté sur une reméandration, combinée à un apport de matériaux exogènes procurant des habitats aux espèces visées, à savoir des blocs et du bois mort pour fournir des caches à poisson et des graviers allochtones destinés au frai des poissons.

Ces réflexions amènent à faire un parallélisme avec les impacts des ouvrages en travers sur la morphologie des plaines alluviales. Pour rappel, différentes études ont montré que les déversoirs pouvaient entraîner une aggradation de la plaine alluviale consécutive à l'augmentation de la fréquence des débordements et l'accélération de la sédimentation limoneuse (Donovan *et al.*, 2016 ; Pearson *et al.*, 2016 ; Buchty-Lemke & Lehmkhul, 2018). Ainsi, dans un contexte de cours d'eau à faible énergie (moyenne vallée de la Seulles en Normandie), Beauchamp *et al.* (2017) estiment que la multiplication des moulins depuis le XI^e siècle et le rehaussement inhérent de la ligne d'eau auraient fortement contribué à l'édification de la plaine alluviale limoneuse (*i.e.*, 60 % du remplissage holocène de la plaine alluviale se serait mis en place au cours des derniers 600 ans) et qu'un équilibre dynamique se serait mis en place durant cette période d'activité de la meunerie. Toutefois, un processus de désaménagement est observé sur la Seulles depuis le début du XIX^e siècle, avec l'abandon des structures hydrauliques et leur désuétude (Lespez & Germaine, 2016), et ce processus pourrait être accentué aujourd'hui, avec les actions de démantèlement et d'arasement d'ouvrages menées dans la vallée (Beauchamp *et al.*, 2017). Il résulte de ce désaménagement un réajustement du système. Le comblement des biefs de moulin s'est traduit par une augmentation de la capacité du cours d'eau à éroder ses berges, ce qui a progressivement provoqué un déstockage des sédiments limoneux de la plaine alluviale (Lespez *et al.*, 2015). Ce processus de désaménagement a provoqué une déconnexion du chenal avec son lit majeur, du fait de l'importante hauteur des berges, héritée de la période de fonctionnement des moulins. Cette perturbation contemporaine de la composante transversale de l'hydrosystème est certes en cours depuis le début du XIX^e siècle mais a probablement été accentuée par les actions de restauration effectuées dans le cadre législatif environnemental actuel (Beauchamp *et al.*, 2017).

Ces deux exemples soulignent la difficulté de déchiffrer la chronologie de mise en place d'un système fluvial, ainsi que la nécessité de prendre en compte les héritages sédimentaires à des échelles fines pour mettre en œuvre des actions de restauration appropriées et anticiper au mieux les impacts de ces actions. Ces éléments de synthèse rejoignent les conclusions issues de différentes études (Lespez *et al.*, 2015 ; Bravard & Lévêque, 2020 ; Poepl *et al.*, 2020).

B.2. Prise en compte des processus géomorphologiques dans le cadre de la conception du projet de restauration (avant travaux)

La conception d'un projet de restauration nécessite au préalable, non seulement un diagnostic géomorphologique à l'échelle du bassin versant et du secteur (*cf. supra*), mais aussi une bonne compréhension du fonctionnement actuel du cours d'eau à l'échelle du secteur. Lorsque la décision de mettre en œuvre un projet de restauration a été prise, il est important d'améliorer les connaissances des processus géomorphologiques qui s'exercent actuellement sur le secteur à restaurer, et ce avant la phase de réalisation des travaux de restauration. En ce sens, des études complémentaires portant sur les processus géomorphologiques permettent aux gestionnaires de dégager différents scénarios de restauration et, par la suite, d'identifier la meilleure option de restauration (Piégay *et al.*, 2016). L'analyse des processus permet également d'optimiser l'efficacité et la durabilité des aménagements, en identifiant les processus susceptibles d'annihiler les effets des actions de restauration (*e.g.*, destruction des aménagements par les crues, colmatage de frayères reconstituées).

Ces différents éléments ont été mis en lumière au cours de ce travail, comme le résume l'analyse ci-dessous qui s'appuie sur les résultats de l'étude des compartiments « lit mineur » (*cf.* partie 4) et « berges » (partie 5), ainsi que sur les résultats du projet Walphy pour le compartiment « lit majeur ».

Pour optimiser l'efficacité des projets de stabilisation de berges

Les résultats de l'évaluation de l'efficacité d'ouvrage de stabilisation de berges en génie végétal réalisée dans le cadre de ce travail (*cf.* partie 5) ont démontré la nécessité de prendre en compte les processus physiques du cours d'eau lors de la conception de tels ouvrages. En effet, pour s'assurer de l'efficacité de l'intervention et de la bonne adéquation de la technique sélectionnée pour stabiliser la berge, une attention particulière doit être portée à l'examen du contexte environnemental, caractérisé par le climat, l'exposition, les variables hydrologiques, la forme du tracé de la rivière, la nature et la structure de la berge, etc. (Schiechl & Stern, 1997). Notre recherche, réalisée sur un panel de cours d'eau de Wallonie évoluant dans différents contextes, s'est principalement focalisée sur les deux variables environnementales que sont la puissance spécifique et le taux de Matières en Suspension (MES).

Grâce à une expertise de terrain visant à évaluer l'état des aménagements et la stabilité des berges à protéger, combinée à une analyse approfondie des crues subies par les aménagements, une valeur de puissance spécifique limite (*i.e.*, la valeur maximale de la puissance spécifique du cours d'eau à laquelle l'ouvrage peut résister) a pu être déterminée pour quatre techniques de stabilisation de berges en génie végétal (fascine, peigne, caisson et épis végétaux). Différentes études se sont également penchées sur la détermination d'un seuil d'admissibilité pour des techniques de stabilisation de berges. Parmi les indicateurs de l'énergie du cours d'eau, c'est la tension de cisaillement qui a fait l'objet du plus grand nombre de recherches, soit via une approche empirique similaire à la nôtre (Gray et Sotir, 1996 ; Gerstgraser, 1999 ; Fischenich, 2001 ; Sotir et Fischenich, 2001 ; Frothingham, 2007 ; Lebois *et al.*, 2016 ; Evette *et al.*, 2017), soit par des expérimentations en flumes (Recking *et al.*, 2019). D'une manière générale, les résultats de ces études concordent avec ceux de ce travail (*cf.* partie 5). Tout comme notre analyse, ils indiquent que le seuil d'admissibilité est variable en fonction de l'âge de l'aménagement. Ainsi, la valeur de puissance spécifique admissible d'une technique est légèrement plus faible durant les 2-3 premières années qui suivent la

mise en place de l'aménagement car la végétation n'y est pas encore assez développée. Par la suite, avec la croissance de la végétation, la berge sera naturellement stabilisée par le système racinaire de la végétation.

En outre, notre analyse a permis d'avancer des valeurs seuils de concentration en MES en dessous desquelles les techniques de peigne et d'épis végétaux ont peu de chance de réussite, ceci sur base du principe que l'efficacité de ces techniques repose sur un remplissage de l'ouvrage par des sédiments fins apportés par le cours d'eau. Ajoutons également que les peignes se sont avérés être plus vulnérables aux crues lorsqu'ils étaient installés avec un angle supérieur à 45° par rapport à la direction du courant du cours d'eau (*i.e.*, angle d'attaque, selon Knighton, 1998). Ils se sont donc révélés être peu appropriés aux secteurs sinueux. Au final, les valeurs seuils de ces trois variables (puissance spécifique, concentration en MES et angle d'attaque) ont permis de construire un outil d'aide à la décision visant à sélectionner la technique la plus adéquate au contexte environnemental (Peeters *et al.*, 2020). De la même manière, sur base d'une caractérisation des conditions environnementales à différentes échelles spatiales et d'une analyse de la berge érodée à stabiliser, Pinto *et al.* (2019) ont proposé une méthodologie pour sélectionner les solutions techniques les plus appropriées pour stabiliser une berge. Cette méthodologie repose sur l'utilisation de matrices d'évaluation et sur l'analyse de l'adéquation de chaque solution technique aux conditions du site d'intervention et aux caractéristiques du cours d'eau. Bien que les paramètres liés à l'énergie du cours d'eau (vitesses et tensions de cisaillement) et à la position de l'ouvrage (angle d'attaque) soient pris en compte, les concentrations en MES ne font pas partie de ces paramètres. En plus des paramètres liés à la compatibilité avec les conditions environnementales, la méthodologie présentée par Pinto *et al.* (2019) intègre également des critères complémentaires relatifs aux aspects esthétiques de l'aménagement et à l'amélioration de la diversité des habitats aquatiques et rivulaires.

Finalement, parmi les interventions de stabilisation de berges étudiées dans ce travail, la mise en place des épis végétaux sur la Berwinne (site n°16 de la partie 5 de ce travail) constitue un exemple significatif d'un projet de restauration qui n'a pas suffisamment tenu compte de la dynamique fluviale du cours d'eau. Pour rappel, l'installation de trois épis surdimensionnés, destinés à protéger la berge en cours d'érosion, a entraîné une réponse rapide du milieu, avec des répercussions morphologiques sur plus de deux fois la longueur du secteur d'intervention et sur une durée de plus de 16 ans (Hallot *et al.*, 2013). Même si l'objectif initial de protection de la berge a tenu ses promesses pendant près de 15 ans, il est clair que les impacts que les épis ont entraînés sur la morphologie du secteur n'avaient pas été prévus lors de la conception du projet. Pourtant, cette réponse du cours d'eau face aux aménagements aurait pu être anticipée si une analyse du contexte géomorphologique, comprenant une évaluation de la puissance spécifique et un examen de la dynamique sédimentaire et de la mobilité latérale du cours d'eau, avait été entreprise. Quoiqu'il en soit, l'utilisation des épis végétaux représentent une solution de protection de berges efficace car elle permet de résoudre les problèmes d'érosion par une approche indirecte qui implique de travailler avec les processus hydro-sédimentaires du cours d'eau (*i.e.*, sédimentation provoquée entre les épis). Toutefois, pour être utilisés efficacement, les épis végétaux nécessitent une bonne connaissance de la dynamique fluviale du cours d'eau.

Dans le cadre de projets de reméandration et de diversification des habitats aquatiques

Bien qu'ils n'aient pas fait l'objet d'une analyse spécifique dans cette recherche doctorale, les projets de reméandration et de diversification des habitats aquatiques suivis dans le cadre du projet Walphy ont néanmoins fourni des résultats qui mettent en avant la nécessité de travailler avec les processus géomorphologiques.

Ainsi, trois chantiers réalisés sur le tronçon à faible énergie de l'Eau Blanche ont été analysés et comparés sur la base de leur degré d'ambition et de leurs bénéfices hydromorphologiques et écologiques (Verniers *et al.*, 2013 ; Carpentier, 2016). Le premier chantier, dont le degré d'ambition était le plus élevé, a consisté en une reméandration dont le tracé était inspiré de celui datant des années 1950, soit avant la chenalisation de l'Eau Blanche. A défaut d'emprise foncière disponible dans le lit majeur, les deux autres chantiers se sont cantonnés au lit mineur, ce qui leur a conféré un degré d'ambition plus faible. Ainsi le deuxième chantier a consisté en une reméandration secondaire au sein du lit mineur (*i.e.*, retrait d'une partie des enrochements pour rétablir une berge verticale en concavité et étalement de ces enrochements sur la rive opposée pour reconstituer un dépôt de convexité), tandis que le troisième chantier s'est limité à l'installation d'aménagements spécifiques dans le lit mineur (*e.g.*, îlots, déflecteurs, risbermes, banquettes). L'étude du milieu physique a démontré une augmentation de la qualité hydromorphologique consécutive aux travaux de restauration pour les trois chantiers, et une augmentation d'autant plus intense que l'ambition était élevée (Verniers *et al.*, 2013). Il en est de même pour les bénéfices écologiques mis en évidence au travers des indicateurs relatifs aux invertébrés aquatiques et dans une moindre mesure aux poissons (Carpentier, 2016). Il ressort de cette analyse que les chantiers qui ont entraîné les effets les plus bénéfiques sur les qualités hydromorphologique et écologique sont ceux qui ont intégré au mieux les processus géomorphologiques. Ainsi, pour l'option de reméandration, c'est la rivière qui a fourni une partie du travail (transport sédimentaire, érosion des berges) qui a modelé les nouvelles zones d'habitats aquatiques (seuils, mouilles, dépôts de convexité) et riverains (berges verticales et en pente douce), à l'inverse des deux autres options, qui ont nécessité une intervention extérieure plus prononcée.

Par ailleurs, un dernier exemple sélectionné sur l'Eau Blanche souligne l'importance de la prise en compte de la dynamique du cours d'eau lors de la conception de projet de restauration. Partant du principe que le modèle d'aménagement de reméandration secondaire au sein du lit mineur (en dégageant les enrochements des berges) n'a pas provoqué d'érosion de berges indésirable dans les prairies le long du secteur à faible énergie de l'Eau Blanche, ce modèle d'aménagement a été remis en œuvre sur le secteur le plus en aval de l'Eau Blanche, qui présente localement une énergie plus importante (avec une puissance spécifique de 43 W/m^2 pour le niveau de plein bord). Le retrait des enrochements de la rive concave a ainsi entraîné une érosion importante de la berge, soit un recul de 6 m en une saison hydrologique marquée par trois crues de récurrence comprise entre 1 et 2 ans (Peeters *et al.*, 2013b). En dépit de la perte de terrain dans la prairie bordant le cours d'eau, cette érosion a entraîné des effets bénéfiques sur l'hydromorphologie. En effet, il en a résulté une diversification des habitats aquatiques (mouille profonde et dépôt de convexité en pente douce) à l'échelle du site mais aussi des répercussions sur près de 200 m en aval. Comme cette berge comprenait une épaisse lentille caillouteuse, son érosion a provoqué une réinjection de ces galets dans le cours d'eau, ce qui a contribué à recréer de nombreux dépôts caillouteux dans le chenal et des sites de reproduction favorables aux espèces lithophiles (Peeters *et al.*, 2013b). Si cet exemple souligne la nécessité de la prise en compte de la dynamique fluviale lors de la conception des actions

de restauration, il démontre surtout que les actions simples, soutenant l'idée d'intégrer les processus géomorphologiques dans les projets de restauration (notions de « *work with nature* » de Fryirs & Brierley, 2000, et de « *design with nature* » de Gilvear, 1999, et de Downs & Gregory, 2004) représentent le plus souvent le meilleur rapport coût-efficacité.

Pour garantir l'efficacité et la longévité des frayères reconstituées

Les résultats issus de l'analyse des frayères reconstituées dans les bassins versants du Bocq et de l'Eau Blanche (cf. partie 5) ont eux aussi démontré la nécessité de prendre en compte les processus géomorphologiques pour optimiser l'efficacité et la pérennité de tels aménagements. Pourtant, la réalisation de frayères artificielles par la pose de graviers est encore bien trop souvent conçue sur la base des seuls paramètres biologiques (*i.e.*, les exigences écologiques des espèces piscicoles), en négligeant les processus morphodynamiques et sédimentaires des rivières, ce qui conduit généralement ces projets vers une efficacité limitée, voire vers un échec après quelques années. Ce travail a souligné la complexité de la conception de ce type d'aménagement en raison de la multiplicité des paramètres à prendre en compte et de leur variabilité dans le temps et l'espace. Le gestionnaire de cours d'eau doit en effet tenir compte des préférences des espèces cibles (*e.g.*, vitesse du courant, profondeur, proximité de caches, composition granulométrique, superficie et épaisseur de la gravière) d'un part, et des processus géomorphologiques susceptibles de détériorer la frayère (*i.e.*, colmatage des gravières, érosion et dispersion des graviers) d'autre part.

A tout le moins, la conception de ce type de projet doit inclure au préalable une étude hydrologique et une analyse du transport sédimentaire, portant sur les concentrations en MES (susceptibles de colmater les frayères à réhabiliter) et sur les sédiments de la charge de fond (pour déterminer le dimensionnement des matériaux à injecter). A ce titre, le dimensionnement des matériaux à utiliser pour constituer la frayère peut reposer sur l'utilisation des relations de la littérature entre la taille des particules mobilisables et des paramètres indicateurs de la compétence du cours d'eau tels que la vitesse critique d'érosion (*e.g.*, Costa, 1983, Williams, 1983), le débit critique de mise en mouvement (*e.g.*, Ferguson, 1994, Lenzi *et al.*, 1999, Mao *et al.*, 2008), la contrainte de cisaillement critique (*e.g.*, Andrews, 1983, Petit, 1994, Batalla and Martin-Vide, 2001 ; Petit *et al.*, 2015) ou la puissance spécifique critique (*e.g.*, Ferguson, 2005, Petit *et al.*, 2005, Gob *et al.*, 2010, Houbrechts *et al.*, 2015). En outre, comme la durée de vie des frayères reconstituées est également largement dépendante de la dispersion des graviers par les crues, l'utilisation des relations empiriques entre les distances parcourues et les paramètres indicateurs de l'énergie du cours d'eau fournissent également des données utiles pour dimensionner la frayère. Ainsi, les données issues de l'évaluation réalisée par Houbrechts *et al.* (2015) sur les vitesses de transport par charriage pour différentes rivières de Wallonie ont fourni des éléments essentiels à la conception de frayères artificielles de ce travail (cf. partie 5). Couplées aux calculs des puissances spécifiques des secteurs étudiés, elles permettent de prédire les distances que les galets introduits sont susceptibles de parcourir.

Dans d'autres cas, l'évaluation avant-projet peut reposer sur une modélisation des paramètres hydrauliques et sédimentaires dans le but de quantifier l'érosion et de prédire la durée de vie des frayères reconstituées (Hauer *et al.*, 2020). La combinaison de ces deux approches (modélisation et terrain) a été réalisée dans le cadre de plusieurs projets de recharge granulométrique (Piégay *et al.*, 2010 ; Hauer *et al.*, 2011 ; Chardon *et al.*, 2018 ; Brousse *et al.*, 2019). En outre, les expérimentations en flume représentent une troisième approche qui permet de simuler les modifications morphologiques induites par l'apport des sédiments grossiers dans le chenal (Piégay *et al.*, 2010 ;

Welber *et al.*, 2020). Par exemple, dans le Vieux Rhin en aval du barrage de Kemp, la modélisation numérique a permis d'évaluer l'impact de l'action de recharge sur la modification des flux liquides et solides, tandis que des expérimentations en flume ont fourni des informations sur la déstabilisation potentielle de l'armurage du lit et l'érosion accélérée des berges (Piégay *et al.*, 2010 ; Arnaud *et al.*, 2015). Toujours sur le Vieux Rhin, l'injection expérimentale de 23000 m³ de sédiments grossiers a fait l'objet d'un suivi reposant sur un ensemble de méthodes (relevés topo-bathymétriques, suivi de marquages à l'aide de *PIT tag*, relevés granulométriques et imagerie aérienne), qui a fourni des informations sur la vitesse de déplacement des sédiments et l'évolution des caractéristiques morphologiques du chenal (Arnaud *et al.*, 2017).

En somme, ces différents outils sont complémentaires et leur application permet aux gestionnaires d'identifier la meilleure option de restauration, c'est-à-dire celle qui minimise les risques tout en maximisant les bénéfices écologiques (Piégay *et al.*, 2016).

Un indicateur de la sensibilité du système aux changements : la puissance spécifique

Ces différents exemples indiquent que la puissance spécifique représente un bon indicateur, non seulement pour déterminer l'adéquation d'un aménagement par rapport à la dynamique d'un cours d'eau, mais également pour appréhender la capacité d'ajustement d'un cours d'eau face à une perturbation. Les travaux pionniers de Brookes (1988), réalisés dans des contextes de cours d'eau chenalés, avaient déjà permis d'identifier un seuil de puissance spécifique (pour le débit à plein bord) à environ 35 W/m² ; seuil au-delà duquel ces chenaux commencent à se réajuster par érosion des berges et du lit. Ce seuil a par la suite été confirmé par d'autres études (*e.g.*, Ferguson, 1981 ; Petit *et al.*, 2005 ; Bizzi & Lerner, 2013). Généralement, plus la puissance spécifique augmente, plus la capacité d'ajustement des cours d'eau augmente et, au-delà de 50 W/m², les cours d'eau commencent à avoir une dynamique de modification du tracé fort active (Ferguson, 1987 ; Petit *et al.*, 2005). Précisons cependant que la capacité d'ajustement dépend également des apports solides et de l'érodabilité des berges. Aussi, sur base de ces trois variables, Malavoi & Bravard (2010) ont proposé une typologie géodynamique simplifiée qui repose sur une classification de chacune de ces variables et dont la combinaison permet de caractériser la réactivité géodynamique des cours d'eau. De telles indications aident les gestionnaires à prévoir si les actions de restauration envisagées sont compatibles avec la dynamique des cours d'eau. En outre, elles permettent d'évaluer la capacité du cours d'eau à travailler par lui-même (*i.e.*, le cours d'eau effectue une partie du travail de restauration), ce qui influence fortement la conception du projet et son coût (Sear *et al.*, 2010). Ainsi, un cours d'eau à faible énergie, aux berges limoneuses et à faible apports solides nécessitera une conception plus élaborée qu'un cours d'eau à forte énergie, aux berges caillouteuses et à fort apport solide (Malavoi & Bravard, 2010). De la sorte, les projets de restauration reposant sur les concepts de « *work with river* » ne sont pas envisageables à court terme pour les cours d'eau à faible énergie (Lespez *et al.*, 2015 ; Bravard & Lévêque, 2020). C'est pourquoi ces projets ont souvent recours au développement d'une restauration active qui implique la mise en œuvre des travaux pour modifier le chenal de façon permanente, faute de pouvoir travailler avec les processus du cours d'eau.

B.3. Evaluation après travaux

Comme évoqué précédemment, il est encore trop fréquent que les projets de restauration de cours d'eau ne soient pas accompagnés d'un volet consacré au monitoring. Or, comme le précisent différentes études, les apports des évaluations de projets de restauration sont nombreux (Brookes &

Shields, 1996 ; Downs & Kondolf, 2002 ; Downs & Gregory, 2004 ; Morandi *et al.*, 2014). Dans le cadre de cette étude, ils peuvent être regroupés en trois contributions essentielles :

- i. ils permettent d'abord d'évaluer la réussite du projet, en vérifiant que le projet ait bien atteint les objectifs préétablis et qu'il soit conforme aux spécifications de sa conception. Cette évaluation fournit ensuite un retour d'information opérationnel et des orientations pour les futurs projets de restauration (et pour la mise en œuvre d'une gestion adaptative ; Downs & Kondolf, 2002) ;
- ii. ils permettent ensuite d'identifier les impacts qui n'avaient pas été anticipés lors de la conception et de juger de la manière de gérer ces impacts ;
- iii. enfin, l'évaluation contribue à la connaissance scientifique fondamentale car les projets de restauration consistent en quelques sortes en des manipulations expérimentales des hydrosystèmes (Morandi *et al.*, 2014). De la sorte, les études géomorphologiques fines contribuent à accroître les connaissances sur la restauration des cours d'eau ; connaissances dont bénéficieront les futures études et qui dans certains cas combleront le manque de moyens et de perspectives accordés à la restauration.

Le rôle de la géomorphologie fluviale est relativement central dans cette étape clé de la mise en œuvre de projets de restauration, non seulement en raison de ses interconnexions avec les autres disciplines qui abordent la restauration (en particulier l'écologie et l'ingénierie), mais également et surtout en raison des multiples outils et méthodes que la géomorphologie fournit ; ces derniers couvrant une grande variété d'échelles spatiales et temporelles. Ce rôle central de la géomorphologie fluviale a été mis en exergue au travers des deux actions de restauration traitées dans ce travail : les projets de stabilisation de berges en génie végétal et les projets de création de frayères artificielles pour poissons lithophiles.

Un suivi pour évaluer l'efficacité des projets de stabilisation de berges

La plupart des évaluations de l'efficacité des ouvrages de protection de berges en génie végétal repose généralement sur des paramètres qui caractérisent les habitats riverains en tant que support de la biodiversité (*e.g.*, Cavaillé *et al.*, 2013, 2015 ; Schmitt *et al.*, 2018 ; Janssen *et al.*, 2019 ; Tisserant *et al.*, 2020) et les effets de ces aménagements sur les services écosystémiques des zones riveraines (Symmank *et al.*, 2020). Ces évaluations reposent sur le postulat que les ouvrages remplissent leur fonction de stabilisation des berges à protéger. Or, comme l'ont montré nos résultats (*cf.* partie 5), il est relativement fréquent que de tels ouvrages soient mis à mal en raison d'une mauvaise conception, d'un manque de prise en considération du contexte environnemental ou de pressions extérieures. Il semble dès lors tout aussi important d'accorder une part du monitoring à l'évaluation de la résistance des ouvrages et de leur efficacité sur le long terme, ce à quoi plusieurs études se sont attelées (Lachat, 1994 ; Sotir & Fischenich, 2001 ; Veller & Doyle, 2001 ; Jund *et al.*, 2003 ; Batier, 2004 ; Frothingham, 2007 ; Verniers *et al.*, 2009 ; Anstead & Boar, 2010 ; Evette *et al.*, 2013 ; Lebois *et al.*, 2016 ; Dave & Mittelstet, 2017 ; Evette *et al.*, 2017 ; Recking *et al.*, 2019). Les conclusions de ces études mettent en avant la nécessité d'évaluer l'état des ouvrages et la stabilité de la berge sur le long terme, ce qui fait écho aux conclusions de la présente étude. De la même manière, ces études s'accordent sur l'importance d'identifier les valeurs d'admissibilité des variables environnementales pour les différentes techniques de protection de berges. Comme cela a été évoqué ci-dessus, cette identification s'est fondée dans ce travail sur une expertise de terrain et sur une analyse des événements hydrologiques. En outre, l'expertise de terrain a également permis de

déterminer les facteurs d'échec qui ont entraîné la destruction de l'aménagement, voire la reprise d'érosion de la berge à protéger. Ces facteurs d'échec sont généralement liés à l'occurrence des crues destructrices mais pas exclusivement car d'autres facteurs peuvent faire en sorte que l'aménagement soit dégradé avant d'être détruit par une crue. Ces facteurs de dégradation sont liés à des défauts de conception, à une mauvaise prise en compte des caractéristiques géomorphologiques du cours d'eau et à des contraintes extérieures (tels que des dégâts provoqués par les rongeurs ou par le bétail). L'identification de ces facteurs d'échec fournit un retour d'information opérationnel dont les gestionnaires pourront s'inspirer lors de la conception des futurs projets de stabilisation de berges.

Par ailleurs, le suivi des épis végétaux surdimensionnés sur la Berwinne (site n°16 de la partie 5 de ce travail) a quant à lui démontré la nécessité de réaliser l'expertise de terrain, non seulement à l'échelle de l'aménagement, mais également à une échelle plus large, et ce afin d'identifier les éventuelles répercussions morphologiques provoquées par la mise en place de l'aménagement.

Enfin, l'utilité de réaliser des suivis sur le long terme a été mise en exergue dans cette étude. En effet, certains ouvrages ayant été détruits après plus de 10 ans, il était de ce fait indispensable que les suivis couvrent une période suffisamment longue (comprenant des crues de récurrence importante). De plus, des suivis de longues durées permettent de vérifier la bonne tenue des berges au moment où les ouvrages deviennent vétustes et ne remplissent plus leur fonction de stabilisation (jusqu'à 15 ans après travaux, dans cette étude). Ils permettent également d'évaluer les répercussions des aménagements sur le long terme (16 ans dans le cas des épis végétaux sur la Berwinne).

Un suivi pour évaluer l'efficacité et la durée de vie des frayères artificielles pour poissons lithophiles

Le monitoring entrepris pour évaluer l'efficacité et la pérennité des frayères reconstituées dans les bassins versants du Bocq et de l'Eau Blanche (cf. partie 5) a fait ressortir l'utilité des méthodes et outils employés en géomorphologie pour évaluer la réussite d'un projet de restauration de cours d'eau. En ce sens, l'utilisation des *PIT tags* pour étudier la mobilité des graviers qui composent les frayères a fourni des éléments essentiels, tels que la distance et la fréquence de mobilisation, pour caractériser la pérennité des frayères recrées (échelles de la particule et de la forme), ainsi que pour évaluer la capacité des graviers mobilisés par les crues à reformer de nouvelles frayères en aval (échelles de la forme et du secteur). A ce jour, seules quelques études ont mis à profit l'utilisation de ces traceurs dans le cadre d'actions de recharge en sédiments (Arnaud *et al.*, 2017 ; Chardon *et al.*, 2018 ; Brousse *et al.*, 2019) ou dans une optique plus générale de suivi d'actions de restauration (MacVicar *et al.*, 2015 ; Papangelakis & MacVicar, 2020).

De plus, le suivi des distances effectuées par les graviers marqués, couplé avec une analyse hydrologique du cours d'eau et l'examen des caractéristiques morphologiques des sites, a permis d'identifier les variables qui contrôlent les distances parcourues et donc la durée de vie des frayères. Si l'occurrence des crues mobilisatrices, caractérisées par leur puissance spécifique (ou leur excès de puissance), apparaît comme un paramètre clé incontournable, la morphologie du chenal et la texture du lit (caractérisée par la taille des matériaux et leur agencement) sont des variables qui influencent aussi fortement la dispersion des graviers des frayères. L'identification de ces facteurs clés a fourni au gestionnaire des éléments opérationnels utiles pour la conception des futurs projets de création de frayère.

Finalement, sur base des résultats des marquages de cette étude, complétés par les résultats issus de deux autres études (Peeters *et al.*, 2013b ; Houbrechts *et al.*, 2015), des relations empiriques entre la distance parcourue et la puissance spécifique (ou l'excès de puissance) ont pu être construites afin de prédire la vitesse de déplacement des graviers des frayères, ce qui fournit également un outil utile au gestionnaire qui souhaite maximiser la pérennité de ses aménagements.

C. Conclusions et perspectives

D'une manière générale, ce travail a démontré le rôle essentiel qu'occupe la géomorphologie au sein des processus de conception, de suivi et d'évaluation des projets de restauration de cours d'eau. En s'appuyant sur les trois études approfondies des compartiments « continuité écologique », « habitats aquatiques du lit mineur » et « berges » (*cf.* parties 3 à 5), les apports de la géomorphologie ont pu être mis en exergue pour les différentes étapes des schémas de planification des actions de restauration, depuis le diagnostic de l'état géomorphologique (*i.e.*, l'identification du contexte environnemental) jusqu'à l'évaluation effectuée après les travaux de restauration. Pour occuper cette place capitale, la géomorphologie se prévaut de nombreux atouts qui ont été mis en évidence par ce travail. En premier lieu, les schémas de planification des actions de restauration peuvent compter sur les multiples outils et méthodes fournis par la géomorphologie, ces outils et méthodes couvrant une grande variété d'échelles spatiales et temporelles. Ensuite, les principaux atouts de la géomorphologie se sont avérés être inhérents aux qualités intrinsèques de la discipline, dans le sens où la géomorphologie se caractérise par une vision globale du système qui accorde une grande considération aux processus hydro-sédimentaires actuels et anciens. Cette vision holistique la place au centre des différents enjeux de la gestion des cours d'eau.

Pourtant, force est de constater que le rôle des géomorphologues s'est jusqu'à présent essentiellement cantonné aux étapes de diagnostic avant projet et d'évaluation avant et après travaux de restauration. L'étape maîtresse de la conception des travaux de restauration reste encore l'apanage de l'ingénierie, même si les géomorphologues sont parfois sollicités pour collaborer aux efforts de conception, comme pour dimensionner les paramètres géométriques du chenal par exemple. Pourtant, les géomorphologues présentent de nombreuses ressources à faire valoir pour justifier une implication plus poussée dans cette étape de conception des travaux de restauration. Tout d'abord, les géomorphologues sont habitués à faire face à des systèmes complexes, caractérisés par des processus hydro-sédimentaires et écologiques difficiles à caractériser. Ensuite, la multitude des outils employés par les géomorphologues, et leur souci constant d'améliorer ces outils, constitue une plus-value évidente pour le dimensionnement des aménagements. Enfin, comme le souligne Pasternack (2020), la conception de projets pourrait bénéficier d'une approche empreinte de l'esprit critique qui caractérise les analyses géomorphologiques, basé (*i*) sur l'inter comparaison de différentes méthodes de calcul pour évaluer chaque paramètre de la conception de la restauration, et (*ii*) sur la prise en considération des incertitudes associées à la fixation des objectifs et à la conception du projet. Forts de ces atouts, les géomorphologues se doivent de faire valoir une plus grande implication dans la conception des travaux de restauration.

D'une manière plus spécifique, les trois problématiques traitées en détail dans ce travail (*cf.* parties 3 à 5) permettent de dégager les perspectives développées ci-dessous.

Perspectives liées à la problématique des entraves potentielles des déversoirs sur la continuité sédimentaire

Bien que cette étude ait permis d'améliorer les connaissances relatives aux impacts des déversoirs sur la continuité sédimentaire, elle ouvre également la voie vers de nouvelles perspectives de recherche.

Tout d'abord, la méthode de marquage par la technique des *PIT tags* s'est montrée déterminante pour évaluer la franchissabilité des ouvrages étudiés. Son utilisation mériterait d'être mise en œuvre au sein même des retenues afin de déterminer l'effet des retenues sur le transport de la charge de fond. Pour ce faire, des injections de galets marqués devraient être réalisées en différents endroits ciblés de la retenue, notamment à l'entrée de la retenue (amont) et à différentes distances en amont de la rampe sédimentaire. De plus, l'utilisation d'un plus grand nombre de galets marqués (supérieur à 100), dont la taille des particules couvrirait l'ensemble des classes granulométriques de la charge de fond en secteur naturel, permettrait d'identifier la compétence des éléments transportés dans la retenue pour différentes crues (d'intensité variable). Ceci permettrait de mieux comprendre les processus de transport au sein de ces retenues.

Ensuite, l'analyse des scories métallurgiques présentes dans la charge de fond s'est révélée être également une méthode de traçage efficace. Son champ d'application est toutefois limité (i) par les caractéristiques du cours d'eau (*i.e.*, en raison de la désagrégation possible des scories sur les cours d'eau à forte énergie) et (ii) par la position relative des implantations étudiées et la chronologie de leur fonctionnement. Ce dernier point repose sur le postulat que la construction des déversoirs étudiés soit antérieure au passage du front de propagation des scories provenant de l'usine située en amont. Néanmoins, même si la construction du déversoir est postérieure au passage du front de propagation, comme c'était probablement le cas dans cette étude, la présence de macrosories au pied du déversoir peut renseigner sur la franchissabilité de ce dernier.

Enfin, l'expertise mise en œuvre dans la vallée du Bocq n'a concerné que trois types de déversoir (différenciés en fonction de la présence et de la position de leurs parties mobiles). Or, la variété de ces ouvrages ne se limite pas aux trois types observés sur le Bocq et il existe davantage de configurations par ailleurs. Caractériser la franchissabilité de ces différentes configurations, en fonction du fonctionnement des ouvrages et des conditions morphodynamiques locales, reste un champ de recherche encore peu exploré à ce jour.

Perspectives liées à la problématique des frayères artificielles

Ce travail a fourni des nouveaux éléments de compréhension sur les processus sédimentaires susceptibles de dégrader les frayères reconstituées. Ces éléments pourront être utilisés à des fins opérationnelles, notamment dans le but d'optimiser l'efficacité sur le long terme des frayères reconstituées.

Néanmoins, les connaissances sur le déroulement des processus hydro-sédimentaires au sein de la zone hyporhéique sont encore incomplètes, en raison (i) des difficultés techniques pour étudier la sous-couche sans en détruire l'agencement, et (ii) de la complexité des processus au sein de la zone hyporhéique, du fait de sa position d'interface entre les circulations d'eau souterraine et d'eau de surface et des nombreux paramètres qui contrôlent ces circulations (Acornley and Sear, 1999; Greig *et al.*, 2007). Dès lors, caractériser le bon déroulement des circulations d'eau riche en oxygène dissout (nécessaire à la survie des embryons) au sein de la zone hyporhéique est une tâche

relativement complexe (Descloux *et al.*, 2010). La méthode des sticks hypoxies utilisée dans cette étude présente certes l'avantage d'être peu coûteuse et facile à mettre en œuvre mais elle comporte toutefois certaines limites (Marmonier *et al.*, 2004). Parmi ces limites, on notera l'absence d'échelle de référence pour évaluer le degré de colmatage. En effet, la méthode ne propose que deux choix (foncé pour le milieu colmaté ou clair pour le milieu non colmaté), et il serait souhaitable de pouvoir associer l'intensité du niveau des gris avec le degré de colmatage. Pour ce faire, les sticks hypoxies pourraient être scannés et analysés à l'aide d'une charte de niveau de gris, qui permettrait d'attribuer un degré de colmatage à la zone étudiée. A ce titre, des essais méthodologiques ont été réalisés dans les bassins du Bocq et de l'Eau Blanche mais ils nécessitent une calibration pour pouvoir être mis en œuvre de manière opérationnelle (Guffens, 2017). D'autre part, cette méthode possède une résolution temporelle relativement limitée (~1 mois), ce qui ne permet pas de mettre en évidence des variations du colmatage sur des périodes plus courtes. Or, caractériser le colmatage à une résolution plus fine permettrait d'évaluer l'effet de l'activité de reproduction des poissons ou des crues de différentes intensités sur l'évolution du colmatage. Ceci nécessiterait l'utilisation de méthodes plus précises mais plus difficile à mettre en œuvre telles que le *freeze coring* (Descloux *et al.*, 2010).

En ce qui concerne la mobilité des graviers qui composent les frayères, la technique des *PIT tags* s'est montrée déterminante. En ce sens, elle a permis de quantifier la dispersion des graviers et de mettre en lumière les paramètres qui contrôlent les distances parcourues par ces graviers. Ce suivi par marquage s'est toutefois concentré sur une gamme granulométrique donnée, dont les éléments étaient relativement bien triés. Des expérimentations supplémentaires devraient être menées sur des frayères dont la composition présente un plus grand éventail granulométrique. Ceci permettrait d'analyser les effets de l'agencement des graviers de la frayère sur les distances qu'ils peuvent parcourir. De plus, les effets de l'agencement des particules sur le degré de colmatage pourraient également être examinés.

Enfin, l'évaluation de l'érosion des frayères, réalisée au moyen de mesures régulières de leur épaisseur, pourrait faire l'objet d'un examen plus détaillé, qui permettrait de quantifier la sédimentation en plus de l'érosion. Pour ce faire, l'utilisation de chaînes d'érosion (Laronne *et al.* 1994 ; Houbrechts *et al.*, 2012b) permettrait de quantifier non seulement l'érosion de la frayère pour une crue donnée, mais également les apports de l'amont réapprovisionnant la frayère.

Perspectives liées aux protections de berges en génie végétal

L'évaluation de l'efficacité des aménagements de protection de berges en génie végétal a permis d'identifier les conditions d'admissibilité de quatre techniques de stabilisation et de fournir des recommandations opérationnelles pour mettre en œuvre ces techniques. Toutefois, ce travail s'est limité aux quatre techniques les plus fréquemment mises en place sur les cours d'eau de Wallonie. Dès lors, il serait intéressant d'élargir cette analyse à davantage de techniques, telles que le tressage, les tapis de branches ou les lits de plants et de plançons, qui sont plus couramment utilisés par ailleurs. De plus, transposer l'étude à d'autres contextes géographiques permettrait d'élargir la gamme des conditions évaluées, et donc de préciser les seuils d'admissibilité de différentes techniques. C'est notamment le cas des caissons dont la valeur limite de puissance spécifique est supérieure aux puissances que les rivières de Wallonie peuvent fournir.

Par ailleurs, en termes de résistance aux contraintes mécaniques, cette étude a montré l'intérêt d'évaluer la puissance spécifique sur le long terme. Il serait néanmoins intéressant d'examiner les

effets de la vétusté des structures et de l'absence d'entretien de la végétation sur l'évolution de la berge et de sa résistance à l'érosion. Par exemple, en raison de l'absence d'entretien de la végétation ligneuse qui se développe sur les caissons, les arbres qui ont atteint une taille importante sont susceptibles de basculer et rendre la berge à nouveau vulnérable.

Enfin, comme l'a montré notre étude, les impacts des castors sur les ouvrages de protection de berges sont assez variables. Dans certains cas, les castors présentent l'avantage d'effectuer le travail d'entretien de la végétation à la place du gestionnaire de cours d'eau mais, dans d'autres cas, il semble que la pression qu'ils exercent sur la végétation des berges et des aménagements soit trop importante, et ce jusqu'à rendre les aménagements inefficaces et les berges à nouveau vulnérables. Des études complémentaires seraient nécessaires pour déterminer, non seulement l'impact direct de ces rongeurs sur les aménagements, mais également les effets indirects de leurs retenues sur les aménagements et leur végétation.

Références bibliographiques

- Acornley R.M., Sear D.A., 1999. Sediment transport and siltation of brown trout (*Salmo trutta* L.) spawning gravels in chalk streams. *Hydrological Processes*, 13(3), 447-458.
- Adam P., Malavoi J.R., Debais N., 2007. Manuel de restauration hydromorphologique des cours d'eau. Agence de l'Eau Seine-Normandie, 160 p.
- Agence de l'Eau Rhin-Meuse, 1996. Outil d'évaluation de la qualité du milieu physique des cours d'eau. Synthèse réalisée par AQUASCOP, 78 p.
- Agence de l'Eau Rhin-Meuse, 1997. Guide de restauration des rivières, 62 p.
- Allen H.H., Leech J.R., 1997. Bioengineering for Streambank Erosion Control, Report 1: Guidelines. US Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station Technical Report, EL-97-8. 90 p.
- Amber, 2020. Amber Barrier Atlas [En ligne] <https://amber.international/european-barrier-atlas/> (consulté le 12/09/2020)
- Amoros C., 2001. The concept of habitat diversity between and within ecosystems applied to river side-arm restoration. *Environmental Management*, 28(6), 805-817.
- Amoros C., Petts G.E., 1993. Hydrosystèmes fluviaux. Paris, Masson, 300p.
- Amoros C., Roux A.L., Reygrobellet J.L., Bravard J.P., Pautou G., 1987. A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *Regulated Rivers*, 1(1), 17-36.
- Andrews E.D., 1983. Entrainment of gravel from naturally sorted river bed material. *Geological Society of America Bulletin*, 94, 1225-1231.
- Anstead L., Boar R.R., 2010. Willow spiling: review of streambank stabilisation projects in the UK. *Freshwater Reviews*, 3, 33-47.
- Anstead L., Boar R.R., Tovey N.K., 2012. The effectiveness of a soil bioengineering solution for river bank stabilisation during lood and drought conditions: two case studies from East Anglia. *Area*, 44, 479-488.
- Arnaud F., Piégay H., Béal D., Collery P., Vaudor L., Rollet A.J., 2017. Monitoring gravel augmentation in a large regulated river and implications for process-based restoration. *Earth Surface Processes and Landforms*, 42, 2147-2166.
- Arnaud F., Piégay H., Schmitt L., Rollet A.J., Ferrier V., Béal D., 2015. Historical geomorphic analysis (1932-2011) of a by-passed river reach in process-based restoration perspectives: the Old Rhine downstream of the Kembs diversion dam (France, Germany). *Geomorphology*, 236, 163-177.
- Arnaud-Fassetta G., Carcaud N., Castanet C., Salvador P.G., 2010. Fluvatile palaeoenvironments in archaeological context : Geographical position, methodological approach and global change - Hydrological risk issues. *Quaternary International*, 216, 93-117.
- Assani A.A., Petit F., 2004. Impact of hydroelectric power releases on the morphology and the sedimentology of the bed of the Warche River (Belgium). *Earth Surface Processes and Landforms*, 29, 133-143.

- Bagnold R.A., 1977. Bedload transport by natural rivers. *Water Resources Research*, 13(2), 303-312.
- Bangen S.G., Wheaton J.M., Bouwes N., Bouwes B., Jordan C., 2014. A methodological intercomparison of topographic survey techniques for characterizing wadeable streams and rivers. *Geomorphology*, 206, 343-361.
- Baras E., 1992. Etude des stratégies d'occupation du temps et de l'espace chez le barbeau fluviatile, *Barbus barbus* (L). *Cahiers d'Ethologie*, 12(2-3), 125-442.
- Baras E., 1994. Constraints imposed by high densities on behavioural spawning strategies in the barbel, *Barbus barbus*. *Folia Zoologica*, 43(3), 255-266.
- Barlaup B.T., Gabrielsen S.E., Skoglund H., Wiers T., 2008. Addition of spawning gravel - A means to restore spawning habitat of Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.), and anadromous and resident brown trout (*Salmo Trutta* L.) in regulated rivers. *River Research and Applications*, 24, 543-550.
- Barraud R., 2007. Vers un "tiers-paysage" ? Géographie paysagère des fonds de vallées sud-armoricaines. Héritage, évolution, adaptation. Thèse de Doctorat, Université de Nantes, 410 p.
- Batalla R.J., Martin-Vide J.P., 2001. Thresholds of particles entrainment in poorly sorted sandy gravel-bed river. *Catena*, 44, 223-243.
- Batier P., 2004. Bilan de dix années de protections des berges en génie végétal, bassin de la Touques, 1994-2004, CATER Basse-Normandie - Association P.A.R.A.G.E.S., 33 p.
- Baudoin J.M., Burgun V., Chanseau M., Larinier M., Ovidio M., Sremski W., Steinbach P. et Voegtle B., 2014. Évaluer le franchissement des obstacles par les poissons. Principes et méthodes. Onema. 200p.
- Beauchamp A., 2018. Impact des aménagements hydrauliques sur les systèmes fluviaux bas-normands depuis 2000 ans : approche géomorphologique et géoarchéologique, Thèse de Doctorat, Université Caen Normandie, 558 p.
- Beauchamp A., Lespez L., Rollet A.J., Germain-Vallée C., Delahaye D., 2017. Les transformations anthropiques d'un cours d'eau de faible énergie et leurs conséquences, approche géomorphologique et géoarchéologique dans la moyenne vallée de la Seulles, Normandie. *Géomorphologie: Relief, Processus, Environnement*, 23, 121-138.
- Beechie T.J., Sear D.A., Olden J.D., Pess G.R., Buffington J.M., Moir H., Roni P., Pollock M.M., 2010. Process-based principles for restoring river ecosystems. *Bioscience*, 3, 209-222.
- Belletti B., Rinaldi M., Buijse A.D., Gurnell A.M., Mosselman E., 2015. A review of assessment methods for river hydromorphology. *Environmental Earth Sciences*, 73, 2079-2100.
- Bernhardt E.S., Palmer M.A., Allan J.D., Alexander G., Barnas K., Brooks S., Carr J., Clayto, S., Dahm C., Follstad-Shah J., Galat D., Gloss S., Goodwin P., Hart D., Hassett B., Jenkinson R., Katz S., Kondolf G.M., Lake P.S., Lave R., Meyer J.L., O'Donnell T.K., Pagano L., Powell B., Sudduth O., 2005. Synthesizing U.S. river restoration efforts. *Science*, 28, 636-637.
- Beschta R.L., Jackson W.L., 1979. The Intrusion of Fine Sediments into a Stable Gravel Bed. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 36(2).
- Biggs J., Corfield A., Grøn P., Hansen H.O., Walker D., Whitfield M., Williams P., 1998. Restoration of the rivers Brede, Cole and Skerne: a joint Danish and British EU-LIFE demonstration project, V—

short-term impacts on the conservation value of aquatic macroinvertebrate and macrophyte assemblages. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 8(1), 241-255.

Biron P.M., Buffin-Bélanger T., Larocque M., Choné G., Cloutier C.A., Ouellet M.A., Demers S., Olsen T., Desjarlais C., Eyquem J., 2014. Freedom Space for Rivers: A Sustainable Management Approach to Enhance River Resilience. *Environmental Management*, 54, 1056-1073.

Bizzi S., Lerner D.N., 2015. The use of stream power as an indicator of channel sensitivity to erosion and deposition processes. *River Research and Applications*, 31, 16-27.

Boulton A.J., Depauw S., Marmonier P., 2002. Hyporheic dynamics in a degraded rural stream carrying a 'sand slug.' *SIL Proceedings*, 28, 120-124.

Boulvain F., Vandenberghe N., 2018. An Introduction to the Geology of Belgium and Luxembourg. In A. Demoulin (Ed.), *Landscapes and Landforms of Belgium and Luxembourg*, Springer, pp. 9-34.

Brandt S.A., 2000. Classification of geomorphological effects downstream of dams. *Catena*, 40, 375-401.

Bravard J.-P., 1994. L'incision des lits fluviaux: du phénomène morphodynamique naturel et réversible aux impacts irréversibles. *Revue de géographie de Lyon*, 69, 5-10.

Bravard J.-P., 1998. Le temps et l'espace dans les systèmes fluviaux, deux dimensions spécifiques de l'approche géomorphologique. *Annales de Géographie*, 107(599), 3-15.

Bravard J.P., Amoros C., Pautou G., 1986. Impacts of civil engineering works on the successions of communities in a fluvial system. A methodological and predictive approach applied to a section of the Upper Rhône River, France. *Oikos*, 47, 92-111.

Bravard J.P., Kondolf G.M., Piégay H., 1999. Environmental and societal effects of channel incision and remedial strategies. In Darby S.E. & Simon A. [eds], *Incised Rivers Channels*, John Wiley & Sons, Chichester, 303-342.

Bravard J.P., Lévêque C., 2020. La gestion écologique des rivières françaises. Regards de scientifiques sur une controverse. L'Harmattan, 364 p.

Bravard J.P., Magny M., (Eds.), 2002. Les fleuves ont une histoire : paléo-environnement des rivières et des lacs français depuis 15000 ans, *Archéologie aujourd'hui*. Errance, Paris, p. 312.

Bravard J.P., Petit F., 2000. *Les Cours d'eau : Dynamique Du Système Fluvial*, Armand Colin, Paris, Paris, 221 p.

Bravard J.-P., Verot-Bourrely A., Salvador P.G., 1992. Les climats d'après les informations fournies par les enregistrements sédimentaires étudiés sur les sites archéologiques. In : *Le climat à la fin de l'Âge du Fer et dans l'Antiquité (500BC – 500AD). Méthodes d'approches et résultats. Les nouvelles de l'archéologie*, 50, 7-13.

Brierley G.J., Fryirs K., 2000. River styles, a geomorphic approach to catchment characterization: Implications for river rehabilitation in Bega catchment, New South Wales, Australia. *Environmental Management*, 25(6), 661-679.

Brierley G.J., Fryirs K.A., 2005. *Geomorphology and River Management. Applications of the River Styles Framework*, Blackwell Publishing, John Wiley and Sons: Chichester, UK.

- Brierley G.J., Fryirs K.A., 2009. Don't fight the site: three geomorphic considerations in catchment-scale river rehabilitation planning. *Environmental Management*, 43, 1201-1218.
- Brierley G.J., Fryirs K.A., 2016. The use of evolutionary trajectories to guide 'moving targets' in the management of river futures. *River Research and Applications*, 32, 823-835.
- Brookes A., 1988. Channelized rivers: perspectives for environmental management. John Wiley & Sons, Chichester, 326p.
- Brookes A., 1992. Recovery and restoration of some engineered British river channels. In Boon, P.J., Calow, P., Petts, G.E. (Eds), *River Conservation and Management*. John Wiley, Chichester, 337-352.
- Brookes A., Sear D.A., 1996. Geomorphological principles for restoring channels. In Brookes, A. and Shields, F.D. Jr. (eds.), *River channel restoration: guiding principles for sustainable projects*, John Wiley and Sons Ltd., Chichester, UK, 75-101.
- Brookes A., Shields F.D., 1996. Perspectives on river channel restoration. In Brookes, A. and Shields, F.D. Jr. (eds.), *River channel restoration: guiding principles for sustainable projects*, John Wiley and Sons Ltd., Chichester, UK, 1-19.
- Broothaerts N., Notebaert B., Verstraeten G., Kasse C., Bohncke S., Vandenberghe J., 2014. Non-uniform and diachronous Holocene floodplain evolution: a case study from the Dijle catchment. *Belgium Journal of Quaternary Science*, 29, 351-360.
- Brousse G., Arnaud-Fassetta G., Liébault F., Bertrand M., Melun G., Loire R., Malavoi J.R., Fantino G., Borgniet L., 2019. Channel response to sediment replenishment in a large gravel-bed river: The case of the Saint-Sauveur dam in the Buëch River (Southern Alps, France). *River Research and Applications*, 36(6), 880-893.
- Brouyère S., Gesels J., Goderniaux P., Jamin P., Robert T., Thomas L., Dassargues A., Bastien J., Van Wittenberge F., Rorive A., Dossin F., Lacour J.-L., Le Madec D., Nogarède P., Hallet V., 2009. Caractérisation hydrogéologique et support à la mise en œuvre de la Directive Européenne 2000/60 sur les masses d'eau souterraine en Région Wallonne (Projet Synclin'EAU): délivrable D.3.52 et D.4.52. Rapport sur les interactions avec les eaux de surface (volet quantitatif et qualitatif). Convention RW et SPGE-Aquapôle.
- Brown A.G., 1995. Holocene channel and floodplain change: a UK perspective'. In Gurnell, A.M., Petts, G.E. (Eds.), *Changing River Channels*. Wiley, Chichester, pp. 43-64.
- Brown A.G., Lespez L., Sear D.A., Macaire J.J., Houben P., Klimek K., Brazier R.E., Van Oost K., Pears B., 2018. Natural vs anthropogenic streams in Europe: History, ecology and implications for restoration, river-rewilding and riverine ecosystem services. *Earth-Science Reviews*, 180, 185-205.
- Brunsdon, D., Thornes, J.B., 1979. Landscape sensitivity and change. *Transactions, Institute of British Geographers*, 4, 463-484.
- Buchty-Lemke M., Lehmkuhl F., 2018. Impact of abandoned water mills on Central European foothills to lowland rivers : a reach scale example from the Wurm River, Germany. *Geografiska Annaler : Series A, Physical Geography*, 0, 1-19.
- Buffin-Bélanger T., Biron P., Larocque M., Demers S., Olsen T., Choné G., Ouellet M.-A., Cloutier C.-A., Desjarlais C., Eyquem J., 2015. Freedom space for rivers: An economically viable river management concept in a changing climate. *Geomorphology*, 251, 137-148.

- Bunn S.E., Arthington A.H., 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, 30, 492-507.
- Bunte K., 2004. Gravel mitigation and augmentation below hydroelectric dams: a geomorphological perspective. State of the Science Review.
- Bunte K., Abt S., 2001. Sampling surface and subsurface particle-size distributions in wadable gravel- and cobble-bed streams for analyses in sediment transport, hydraulics and streambed monitoring. General Technical Report, United States Department of Agriculture, Forest Service, 428 p.
- Bunte K., Ergenzinger P.J., 1989. New tracers techniques for particles in gravel-bed rivers. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*. Numéro spécial : Rivières : formes, processus, milieu de vie. Sous la direction de Petit F., Laurant A. et Pissart A., 25, 85-90.
- Cairns J., 1991. The status of the theoretical and applied science of restoration ecology. *The Environmental Professional*, 11, 152-159.
- Carpentier C., 2016. Relation entre ambition d'aménagement et bénéfices écologiques sur 3 sites réhabilités de l'Eau Blanche. Mémoire de master, Université catholique de Louvain et Université de Namur, 131 p.
- Cassel M., Piégay H., Lavé J., 2017. Effects of transport and insertion of radio frequency identification (RFID) transponders on resistance and shape of natural and synthetic pebbles: applications for riverine and coastal bedload tracking. *Earth Surface Processes and Landforms*, 42(3), 399-413.
- Casserly C.M., Turner J.N., O'Sullivan J.J., Bruen M., Bullock C., Atkinson S., Kelly-Quinn M., 2020. Impact of low-head dams on bedload transport rates in coarse-bedded streams. *Science of the Total Environment*, 716, 136908.
- Castelain L., Peeters A., Halleux M., de le Court B., Verniers G., 2018. Walphy, un projet expérimental de réhabilitation de cours d'eau: suivis hydromorphologiques et écologiques. *Hydroécologie Appliquée*, 20, 29-55.
- Cavaillé P., Dommanget F., Daumergue N., Loucougaray G., Spiegelberger T., Tabacchi E., Evette A., 2013. Biodiversity assessment following a naturality gradient of riverbank protection structures in French prealps rivers. *Ecological Engineering*, 53, 23-30.
- Cavaillé P., Ducasse L., Breton V., Dommanget F., Tabacchi E., Evette, 2015. Functional and taxonomic plant diversity for riverbank protection works: Bioengineering techniques close to natural banks and beyond hard engineering. *Journal of Environmental Management*, 151, 65-75.
- Chang H.H., 1979. Minimum stream power and river channel patterns. *Journal of Hydrology*, 41, 303-327.
- Chardon V., 2019. Effets géomorphologiques des actions expérimentales de redynamisation du Rhin à l'aval de Kembs. Thèse de Doctorat, Université de Strasbourg, 132 p.
- Chardon V., Schmitt L., Piégay H., Arnaud F., Serouilou J., Houssier J., Clutier A., 2018. Geomorphic effects of gravel augmentation on the Old Rhine River downstream from the Kembs dam (France, Germany). In E3S Web of Conferences.
- Chardon V., Schmitt L., Piégay H., Lague D., 2020. Use of terrestrial photosieving and airborne topographic LiDAR to assess bed grain size in large rivers: a study on the Rhine River. *Earth Surface Processes and Landforms*, 45, 2314-2330.

- Chin A., 2006. Urban transformation of river landscapes in a global context. *Geomorphology*, 79, 460-487.
- Chorley R.J., 1962. Geomorphology and general systems theory. USGS professional paper, 500B, 10 p.
- Christians Ch., 1988. Trente ans d'aménagements ruraux en Belgique. *In Hommes et Terres du Nord*, numéro hors-série 1988. Campagnes et littoraux d'Europe. Mélanges offerts à Pierre Flatrès. pp. 213-221.
- Clarke S.J., Bruce-Burgess L., Wharton G., 2003. Linking form and function: Towards an eco-hydromorphic approach to sustainable river restoration. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(5), 439-450.
- Commission Européenne, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.
- Conférence Permanente du Développement Territorial (CPDT), 2010. Atlas des Paysages de Wallonie. 3. Le Plateau condrusien. 287 p.
- Conférence Permanente du Développement Territorial (CPDT), 2012. Note de recherche : l'occupation du sol en Wallonie. 30 p.
- Costa J.E., 1983. Paleohydraulic reconstruction of flash-flood peaks from boulder deposits in the Colorado front range. *Geological Society of America Bulletin*, 94, 986-1004.
- Csiki S.J., Rhoads B.L., 2010. Hydraulic and geomorphological effects of run-of-river dams. *Progress in Physical Geography*, 34, 755-780.
- Csiki S.J., Rhoads B.L., 2014. Influence of four run-of-river dams on channel morphology and sediment characteristics in Illinois, USA. *Geomorphology*, 206, 215-229.
- Curran J.C., Wilcock P.R., 2005. Effect of sand supply on transport rates in a gravel-bed channel. *Journal of Hydraulic Engineering*, 131, 961-967.
- Dalem R., Nelissen A., 1973. Mille ans de navigation sur l'Ourthe et ses affluents. Ed. Petitpas, Bomal-sur-Ourthe, 191 p.
- Damseaux A., 1902. Agriculture générale. Editeur Lambert-De Roisin, Namur, 3e édition, 461 p.
- Darby S, Sear D, (eds.), 2008. River Restoration: Managing the Uncertainty in Restoring Physical Habitat. Chichester: John Wiley & Sons; 2008.
- Dave N., Mittelstet A.R., 2017. Quantifying Effectiveness of Streambank Stabilisation Practices on Cedar River, Nebraska. *Water*, 9(12), 930.
- Davis R.P., Sullivan S.M.P., Stefanik K.C., 2017. Reductions in fish-community contamination following lowhead dam removal linked more to shifts in food-web structure than sediment pollution. *Environmental Pollution*, 231, 671-680.
- Deblon A., 1903. Les eaux alimentaires de l'agglomération bruxelloise en 1903 et spécialement la distribution des eaux des sources de Spontin. Annales des Travaux Publiques de Belgique. Goemaere, Bruxelles.
- Degoutte G., 2012. Diagnostic, aménagement et gestion des rivières. Hydraulique et morphologie fluviales appliquées. 2ème édition, Lavoisier, Editions Tec & Doc, Paris, 542 p.

- Demoulin A., Barbier F., Dekoninck A., Verhaert M., Ruffet G., Dupuis C., Yans J., 2018. Erosion surfaces in the Ardenne–Oesling and their associated kaolinic weathering mantle. *In* A. Demoulin (Ed.), *Landscapes and Landforms of Belgium and Luxembourg*, Springer, pp. 63-84.
- Denis A.-C., Wastiaux C., Petit F., Leclercq L., Juvigné E., Van Campenhout J., Houbrechts G., 2013. Reconstitution de la dynamique d'une rivière ardennaise (La Lienne) depuis le Tardiglaciaire grâce à l'analyse géomorphologique et chronostratigraphique d'une tourbière de fond de vallée. *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 2, 133-152.
- Dépret T., Gautier E., Hooke J., Grancher D., Virmoux C., Brunstein D., 2017. Causes of planform stability of a low-energy meandering gravel-bed river (Cher River, France). *Geomorphology*, 285, 58-81.
- Dépret T., Piégay H., Dugué V., Vaudor L., Faure J.-B., Le Coz J., Camenen B., 2019. Estimating and restoring bedload transport through a run-of-river reservoir. *Science of The Total Environment*, 654, 1146-1157.
- Descloux S., Datry T., Philippe M., Marmonier P., 2010. Comparison of different techniques to assess surface and subsurface streambed colmation with fine sediments. *International Review of Hydrobiology*, 95, 520-540.
- Dethioux M., 1981. Un essai de bouturage de saules sur les berges rajeunies du Geer, I.R.S.I.A.
- DeVries P., 1997. Riverine salmonid egg burial depths: Review of published data and implications for scour studies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(8), 1685-1698.
- DeVries P., Fetherston K.L., Vitale A., Madsen, S., 2012. Emulating Riverine Landscape Controls of Beaver in Stream Restoration. *Fisheries*, 37, 246-255.
- Donovan M., Miller A., Baker M., 2016. Reassessing the role of milldams in Piedmont floodplain development and remobilization. *Geomorphology*, 268, 133-145.
- Dotterweich M., 2008. The history of soil erosion and fluvial deposits in small catchments of central Europe: deciphering the long-term interaction between humans and the environment – a review. *Geomorphology*, 101, 192-208.
- Downs P.W., Gregory K.J., 2004. *River Channel Management, Towards Sustainable Catchment Hydrosystems*. Arnold, London, 395 p.
- Downs P.W., Kondolf G.M., 2002. Post-Project Appraisals in Adaptive Management of River Channel Restoration. *Environmental Management*, 29, 477-496.
- Duchesne F., Pissart A., 1985. Valeur statistique des comptages de cailloux de différentes lithologies. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 21, 13-23.
- Dufour S., Arnauld de Sartre X., Castro M., Oszwald J., Rollet A.J., 2016. Origine et usages de la notion de services écosystémiques : éclairages sur son apport à la gestion des hydrosystèmes. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, Hors-série 25.
- Dufour S., Piégay H., 2006. Forêts riveraines des cours d'eau et ripisylves : spécificités, fonctions et gestion. *Revue Forestière Française*, Ecole nationale du génie rural, 2006, LVIII (4), 339-350.
- 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*, 24, 1-14.

- Dupont E., Hallot E., Verniers G., Houbrechts G., Petit F., 2008. Réhabilitation de cours d'eau : complémentarité de la morphologie et de la qualité de l'eau. Actes du colloque « La gestion physique des cours d'eau : bilan d'une décennie d'ingénierie écologique ». Namur 10, 11 et 12 octobre 2007, pp. 101-112.
- Dupriez G., Sneyers R., 1979. Les nouvelles cartes pluviométriques de la Belgique. *IRM Publications*, série A, 103, 1-17.
- Dusar B., Verstraeten G., Notebaert B., Bakker J., 2011. Holocene environmental change and its impact on sediment dynamics in the Eastern Mediterranean. *Earth-Science Reviews*, 108(3-4), 137-157.
- Einstein H.A., 1968. Deposition of suspended particles in a gravel bed. *Journal of the Hydraulics Division*, 94(5), 1197-1206.
- European Commission, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*, L327, 1-72.
- European Commission, 2005. WFD CIS Guidance Document No. 13 Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential.
- Evette A., Frossard P.A., Vale N., Lebois S., Recking A., 2017. Oser le génie végétal en rivière de montagne – Retour d'expérience sur les ouvrages Génie'Alp. *Sciences, Eaux et Territoires*, article hors-série n° 32, 6 p.
- Evette A., Labonne S., Rey F., Liebault F., Jancke O., Girel J., 2009. History of bioengineering techniques for erosion control in rivers in Western Europe. *Environmental Management*, 43, 972-984.
- Evette A., Roman D., Barré J.-B., Cavallé P., Espinasse F., 2013. Recueil d'expériences techniques. In Bonin L., Evette A., Frossard P.-A., Prunier P., Roman D., Valé N. Génie végétal en rivière de montagne – Connaissances et retours d'expériences sur l'utilisation d'espèces et de techniques végétales : végétalisation de berges et ouvrages bois. Grenoble, 63-145.
- Federal Interagency Stream Restoration Working Group (FISRWG), 1998. Stream corridor restoration: Principles, processes, and practices. GPO Item no. 0120-A; SuDocs no. A 57.6/2: EN 3/PT.653. ISBN-0-934213-59-3.
- Fédération des sociétés de pêche Vesdre Amblève, 2004. Inventaire des obstacles physiques à la libre circulation des poissons dans le réseau hydrographique wallon, Bassin du Bocq, Convention Etude Fédération des Sociétés de Pêche Vesdre Amblève. MRW-DGRNE-DCENN.
- 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. *Advances in Ecological Research*, 44, 119-209.
- Fencl J.S., Mather M.E., Costigan K.H., Daniels M.D., 2015. How big of an effect do small dams have? Using geomorphological footprints to quantify spatial impact of low-head dams and identify patterns of across-dam variation. *PLoS ONE*, 10(11), e0141210.
- Ferguson R.I., 1981. Channel form and channel changes. In British Rivers, Lewin J. (Ed), Allen, London, 91-125.

- Ferguson R.I., 1994. Critical discharge for entrainment of poorly sorted gravel. *Earth Surface Processes and Landforms*, 19, 179-186.
- Ferguson R.I., 2005. Estimating critical stream power for bedload calculations in gravel-bed rivers. *Geomorphology*, 70, 33-41.
- Findlay S., 1995. Importance of surface-subsurface exchange in stream ecosystems: The hyporheic zone. *Limnology and Oceanography*, 40(1), 159-164.
- Fischenich C., 2001. Stability thresholds for stream restoration materials. Technical report EMRRP SR-29, Vicksburg, MS: USACE ERDC, Environmental Laboratory, 10 p.
- Franco B., Houbrechts G., Van Campenhout J., Petit F., 2008. Etude géomorphologique des barrages de travertin du Hoyoux. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 50, 45-56.
- Frothingham K.M., 2007. Evaluation of stability threshold analysis as a cursory method of screening potential streambank stabilisation techniques. *Applied Geography*, 28(2), 124-133.
- Fryirs K.A., Brierley G.J., 2013. *Geomorphic Analysis of River Systems: An Approach to Reading the Landscape*. Chichester, UK: John Wiley & Sons.
- Fuller I.C., Gilvear D.J., Thoms M.C., Death R.G., 2019. Framing resilience for river geomorphology: Reinventing the wheel? *River Research and Application*, 35, 91-106.
- Gaeuman D., 2012. Mitigating Downstream Effects of Dams. In *Gravel-Bed Rivers: Processes, Tools, Environments*.
- Gaeuman, D., Stewart, R., Schmandt, B., Pryor, C., 2017. Geomorphic response to gravel augmentation and high-flow dam release in the Trinity River, California. *Earth Surface Processes and Landforms*, 42, 2523-2540.
- Geist J., 2011. Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. *Ecological Indicators*, 11(6), 1507-1516.
- Germain J., Genette L. (eds.), 2004. Spontin, d'eau et de pierre. Un village millénaire au centre de la Wallonie. Spontin, La Mémoire de Spontin, 2 vol.
- Germain J., 2011. Le patrimoine de l'entité d'Yvoir, entre Meuse et Bocq. Carnets du Patrimoine 88, Institut du Patrimoine wallon, Namur.
- Germaine M.A., Barraud R., 2013. Restauration écologique et processus de patrimonialisation des rivières dans l'Ouest de la France. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, Hors-série 16.
- Gerstgraser C., 1999. The effect and resistance of soil bioengineering methods for streambank protection. In *Proceedings of the International Erosion Control Association 29th Conference, IECA Conference on Feb. 22-26, Nashville, Tennessee, USA*, 389-391.
- Gilet L., Gob F., Gautier E., Houbrechts G., Virmoux C., Thommeret N., 2020. Hydro-morphometric parameters controlling travel distance of pebbles and cobbles in three gravel bed streams. *Geomorphology*, 358, 107-117.
- Gillard A., 1971. L'industrie du fer dans les localités du comté de Namur et de l'Entre-Sambre-et-Meuse : de 1345 à 1600. Pro Civitate, Bruxelles.

- Gilvear D.J., 1999. Fluvial geomorphology and river engineering: future roles utilizing a fluvial hydrosystems framework. *Geomorphology*, 31, 229-245
- Gilvear D.J., Spray C.J., Casas-Mulet R., 2013. River rehabilitation for the delivery of multiple ecosystem services at the river network scale. *Journal of Environmental Management*, 126, 30-43.
- Gintz D., Hassan M.A., Schmidt K.H., 1996. Frequency and magnitude of bedload transport in a mountain river. *Earth Surface Processes and Landforms*, 21, 433-455.
- Girel, 2010. Histoire de l'endiguement de l'Isère en Savoie : conséquences sur l'organisation du paysage et la biodiversité actuelle. *Géocarrefour*, 85(1), 41-54.
- Gischer L., Hallot E., Houbrechts G., Van Campenhout J., Petit F., 2012. Analyse des débits en période de tarissement : Essai d'une typologie régionale appliquée à des rivières du bassin de la Meuse (Belgique). *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 59, 59-80.
- Gob F., Bilodeau C., Thommeret N., Belliard J., Albert M.-B., Tamisier V., Baudoin J.-M., Kreutzenberger K., 2014. Un outil de caractérisation hydromorphologique des cours d'eau pour l'application de la DCE en France (CARHYCE). *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 20(1), 57-72.
- Gob F., Bravard J.P., Petit F., 2010. The influence of sediment size, relative grain size and channel slope on initiation of sediment motion in boulder bed rivers. *Earth Surface Processes and Landforms*, 35, 1535-1547.
- Gob F., Houbrechts G., Hiver J.-M., Petit F., 2005. River dredging, channel dynamics and bedload transport in an incised meandering river (the River Semois, Belgium). *River Research and Applications*, 21, 1-15.
- Gore J.A., 1985. The restoration of rivers and streams. Theories and experience. Butterworth Publishers, Boston, 280 p.
- Gore J.A., Shields, F.D., 1995. Can large rivers be restored? *Bioscience*, 45(3), 142-152.
- Goudie A.S., 2020. The human impact in geomorphology – 50 years of change. *Geomorphology*, 366, 106601.
- Grabowski R.C., Surian N., Gurnell, A.M., 2014. Characterizing geomorphological change to support sustainable river restoration and management. *WIREs Water*, 1, 483-512.
- Graf W.L., 2005. Geomorphology and American dams: the scientific, social, and economic context. *Geomorphology*, 71, 3-26.
- Graf W.L., 2006. Downstream hydrologic and geomorphic effects of large dams on American rivers. *Geomorphology*, 79, 336-360.
- Gray D., Sotir R., 1996. Biotechnical and Soil Bioengineering Slope Stabilisation – A Practical Guide for Erosion Control. John Wiley and Sons, Inc., New York, 400 p.
- Gregory K.J., 2006. The human role in changing river channels. *Geomorphology*, 79(3-4), 172–191.
- Gregory K.J., Davis R.J., Downs P.W., 1992. Identification of river channel change to due to urbanization. *Applied Geography*, 12, 299-318.

- Gregory K.J., Downs P.W., 2008. The sustainability of restored rivers: catchment scale perspective on long-term response. In: Darby S, Sear D, (eds.) River Restoration: Managing the Uncertainty in Restoring Physical Habitat. Chichester: John Wiley & Sons; 2008, 253-286.
- Gregory K.J., Starkel L., Barker V.R. (Eds.), 1995. Globalcontinental palaeohydrology. J. Wiley & Sons, Chichester.
- Greig S.M., Sear D.A., Carling P.A., 2005. The impact of fine sediment accumulation on the survival of incubating salmon progeny: Implications for sediment management. *Science of the Total Environment*, 344(1-3), 241-258.
- Greig S.M., Sear D.A., Carling P.A., 2007. A review of factors influencing the availability of dissolved oxygen to incubating salmonid embryos. *Hydrological Processes*, 21(3), 323-334.
- Grimbérieux J., Laurant A., Ozer P., 1995. Les rivières s'installent. In A. Demoulin (Ed.), L'Ardenne. Essai de géographie physique. Hommage au Professeur A. Pissart. Publication du Département de Géographie physique et Quaternaire de l'Université de Liège, pp. 94-109
- Grospretre L., 2011. Etude et gestion des impacts hydrogéomorphologiques de la périurbanisation. L'exemple du bassin de l'Yzeron dans l'Ouest lyonnais. Thèse de doctorat, Université Lumière Lyon2.
- Groupe Interuniversitaire de Recherches en Écologie Appliquée (GIREA), 1983. Propositions d'aménagement des cours d'eau. Hydraulique Agricole, 299 p.
- Guffens C., 2017. Le colmatage des frayères de poissons lithophiles (ombre et barbeau) : amélioration de la méthode des sticks hypoxies par traitement d'images et comparaison avec d'autres méthodes. Mémoire de Master en sciences de l'ingénieur industriel en agronomie, Institut Supérieur Industriel Huy-Gembloux, 158 p.
- Gumbel E.J., 1941. The return period of flood flows. *The Annals of Mathematical Statistics*, 12(2), 163-190.
- Gurnell A.M., Bertoldi W., Corenblit D., 2012. Changing river channels: the roles of hydrological processes, plants and pioneer fluvial landforms in humid temperate, mixed load, gravel bed rivers. *Earth-Science Reviews*, 111, 129-141.
- Gurnell A.M., Peiry J.-L., Petts G.E., 2003. Using historical data in fluvial geomorphology. In Kondolf M, Piegay H (eds) Tools in fluvial geomorphology. Wiley, Chichester, pp. 77-99.
- Gurnell A.M., Petts G.E. (eds). 1995. Changing River Channels, John Wiley & Sons: Chichester; p. 460.
- Haase P., Hering D., Jähnig S.C., Lorenz A.W., Sundermann A., 2013. The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates, and macrophytes. *Hydrobiologia*, 704, 475-488.
- Hack J.T., 1960. Interpretation of erosion topography in humid temperate regions? *American Journal of Sciences*, 258A, 80-97.
- Hallot E., 2010. Typologie hydro-géomorphologique des cours d'eau dans l'Euregio Meuse-Rhin. Thèse de doctorat, Liège, Belgique, 246 p. + annexes.
- Hallot E., Houbrechts G., Peeters A., Van Campenhout J., Petit F., 2007. Convention relative au suivi géomorphologique de chantiers de techniques végétales d'aménagement de berges. Rapport d'activité, Laboratoire d'Hydrographie et de Géomorphologie Fluviale, ULg, 91 p.

- Hallot E., Petit, F., Verniers, G. & Lambot F., 2003. Utilisation des techniques végétales pour la stabilisation des berges : suivi de chantiers réalisés dans différents types de rivières wallonnes. Actes du colloque «Évaluer la capacité du milieu », Journées des géographes belges, SOBEG-BEVAS, Liège : 173-178.
- Hallot E., Peeters A., Houbrechts G., Verniers G., Petit F., 2013. Suivi à long terme d'un chantier de protection de berge par techniques végétales : la Berwinne à la Folie. Actes du colloque : « La restauration hydromorphologique des cours d'eau : premiers enseignements du projet Walphy ». Namur, 15-17 octobre 2013, 55.
- Hart D.D., Johnson T.E., Bushaw-Newton K.L., Horwitz R.J., Bednarek A.T., Charles D. F., Kreeger D.A., Velinsky D.J., 2002. Dam removal: Challenges and opportunities for ecological research and river restoration. *BioScience*, 52, 669-682.
- Hassan M.A., Church M., Ashworth P.J., 1992. Virtual rate and mean distance of travel of individual clasts in gravel-bed channels. *Earth Surface Processes and Landforms*, 17(6), 617-627.
- Hassan M.A., Ergenzinger P.J., 2003. Use of tracers in fluvial geomorphology. In Kondolf G.M., Piégay H., (eds.) *Tools in Fluvial Geomorphology* : John Wiley and Sons, Chichester, Great Britain: 397-423.
- Hauer C., Pulg U., Reisinger F., Flödl P., 2020. Evolution of artificial spawning sites for Atlantic salmon (*Salmo salar*) and sea trout (*Salmo trutta*): field studies and numerical modelling in Aurland, Norway. *Hydrobiologia*, 849, 1137-1158.
- Hauer C., Unfer G., Tritthart M., Habersack H., 2011. Effects of stream channel morphology, transport processes and effective discharge on salmonid spawning habitats. *Earth Surface Processes and Landforms*, 36(5), 672-685.
- Heckmann T., Haas F., Abel J., Rimböck A., Becht M., 2017. Feeding the hungry river: fluvial morphodynamics and the entrainment of artificially inserted sediment at the dammed river Isar, Eastern Alps, Germany. *Geomorphology*, 291, 128-142.
- Henrottay, J., 1973. La sédimentation de quelques rivières belges au cours des sept derniers siècles. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 9, 101-115.
- Heritage G.L., Milan D.J., Large A.R.G., Fuller I.C., 2009. Influence of survey strategy and interpolation model on DEM quality. *Geomorphology*, 112(3-4), 334-344.
- Heywood M.J.T., Walling D.E., 2007. The sedimentation of salmonid spawning gravels in the Hampshire Avon catchment, UK: Implications for the dissolved oxygen content of intragravel water and embryo survival. *Hydrological Processes*, 21(6), 770-788.
- Houbrechts G., 2005. Utilisation des macroscories et des microscories en dynamique fluviale : application aux rivières du massif ardennais (Belgique), Thèse de Doctorat en Sciences Géographiques, Université de Liège, 328 p.
- Houbrechts G., 2020. Des scories dans les alluvions du bassin de l'Ourthe : origine et utilisation en géomorphologie. In Michel G., Thys G., De Broyer C. (eds.) *Atlas du Karst Wallon. Bassin de l'Ourthe Calestienne*. Commission Wallonne d'Etude et de Protection des Sites Souterrains, La Hulpe, 26-32.
- Houbrechts G., Hallot E., Gob F., Mols J., Defechereux O., Petit F., 2006. Frequency and extent of bedload transport in rivers of the Ardenne [Fréquence et importance du charriage dans les rivières du massif ardennais]. *Géographie Physique et Quaternaire*, 60(3), p. 247-258.

- Houbrechts G., Levecq Y., Peeters A., Hallot E., Van Campenhout J., Denis A.C., Petit F., 2015. Evaluation of long-term bedload virtual velocity in gravel-bed rivers (Ardenne, Belgium). *Geomorphology*, 251, 6-19.
- Houbrechts G., Levecq Y., Petit F., 2012a. Characterisation of sand transport in gravel-bed rivers using iron slag dated by historical studies. Poster présenté au colloque EGU General Assembly, avril 2012, Vienne.
- Houbrechts G., Levecq Y., Vanderheyden V., Petit F., 2011. Long-term bedload mobility in gravel-bed rivers using iron slag as a tracer. *Geomorphology*, 126, 233-244.
- Houbrechts G., Petit F., 2004. Evolution des techniques sidérurgiques pré-industrielles et aperçu des critères de localisation de la métallurgie en « Terre de Durbuy », Terre de Durbuy, 89, pp. 3-29.
- Houbrechts G., Petit F., Kalicki T., 2003. Metallurgic slags of the last centuries as a tracer in archaeological and palaeogeographical studies in Arden (Belgium), Final Programme and Abstracts of 9th Annual Meeting of European Association of Archaeologists, 10th-14th September 2003, St. Petersburg, 17-18.
- Houbrechts G., Petit F., Notebaert B., Kalicki T., Denis A.C., 2020. Microslag as a stratigraphic tracer to quantify floodplain processes (Lienne catchment, Belgium). *Geomorphology*, 360, 107166.
- Houbrechts G., Van Campenhout J., Levecq Y., Hallot E., Peeters A., Petit F., 2012b. Comparison of methods for quantifying active layer dynamics and bedload discharge in armoured gravel-bed rivers. *Earth Surface Processes and Landforms*, 37(14), 1501-1517.
- Howard A.J., Coulthard T.J., Knight D., 2017. The potential impact of green agendas on historic river landscapes: Numerical modelling of multiple weir removal in the Derwent Valley Mills world heritage site, UK. *Geomorphology*, 293, 37-52.
- Hupp C.R., Noe G.B., Schenk E.R., Benthem A.J., 2013. Recent and historic sediment dynamics along Difficult Run, a suburban Virginia Piedmont stream. *Geomorphology*, 180-181, 156-169.
- Iversen T.M., Kronvang B., Madsen B.L., Markmann P., Nielsen M.B., 1993. Re-establishment of Danish streams: Restoration and maintenance measures. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 3(2), 73-92.
- Jacob-Rousseau N., Tscheiller C., Météry F., Navratil O., 2016. La petite hydraulique agricole et industrielle, de l'histoire économique à l'évaluation quantitative des pressions sur les écoulements, XIXe - début XXe siècle. Bassins de l'Arroux, de la Grosne et de la petite Grosne (Bourgogne, France). *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 67, 143-160.
- Janssen P., Cavaillé P., Bray F., Evette A., 2019. Soil bioengineering techniques enhance riparian habitat quality and multi-taxonomic diversity in the foothills of the Alps and Jura Mountains. *Ecological Engineering*, 133, 1-9.
- Johnson M.F., Thorne C.R., Castro J.M., Kondolf G.M., Mazzacano C.S., Rood S.B., Westbrook C., 2020. Biomic river restoration: A new focus for river management. *River Research and Applications*, 36, 3-12.
- Jones P.E., Consuegra S., Börger L., Jones J., Garcia de Leaniz C., 2020. Impacts of artificial barriers on the connectivity and dispersal of vascular macrophytes in rivers: A critical review. *Freshwater Biology*, 65, 1165-1180.

Jonet L., Petit F., Dupont E., Arnould R., 2001. Incidences morphodynamiques et biologiques de réaménagements de rivières : le cas de l'Ourthe occidentale à Moiricy. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 40, 57-65.

Jugie M., 2018. Trajectoire hydrogéomorphologique d'un petit cours d'eau périurbain francilien. Aménagement, « désaménagement » ? Thèse de doctorat, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne.

Jugie M., Gob F., Virmoux C., Brunstein D., Tamisier V., Le Coeur C., Grancher D., 2018. Characterizing and quantifying the discontinuous bank erosion of a small low energy river using Structure-from-Motion Photogrammetry and erosion pins. *Journal of Hydrology*, 563, 418-434.

Jund S., Paillard C., Kleiber E., 2003. Retour d'expérience des travaux réalisés en techniques végétales sur les cours d'eau français. Guide technique – Rapport général et fiches techniques, Sinbio, Les études des Agences de l'Eau, 59 p. + fiches.

Keulen C., 2008. Restauration morphologique des cours d'eau pour les habitats et espèces « Natura 2000 ». Actes du colloque "La gestion physique des cours d'eau : bilan d'une décennie d'ingénierie écologique". Namur 10, 11 et 12 octobre 2007, pp. 95-100.

Keulen C., Loneux M., Poncin P., Ruwet J.-C., 1994. Reconstruire la nature : le cas de la nouvelle gravière de Lanaye en Meuse belgo-néerlandaise. *Cahiers d'Ethologie - Collection Enquêtes et Dossiers*, 22(16), 399-498.

Khan S, Fryirs K., 2020. An approach for assessing geomorphic river sensitivity across a catchment based on analysis of historical capacity for adjustment. *Geomorphology*, 359, 107135.

Knighton A.D., 1998. Fluvial forms and processes: A New Perspective. London: Arnold, 383 p.

Kondolf G.M., 1995. Five Elements for Effective Evaluation of Stream Restoration. *Restoration Ecology*, 3, 133-136.

Kondolf G.M., 1996. A cross section of stream channel restoration. *Journal of Soil and Water Conservation*, 51(2), 119-125.

Kondolf G.M., 1997. Hungry Water: Effects of Dams and Gravel Mining on River Channels. *Environmental Management*, 21, 533-551.

Kondolf G.M., 2000. Assessing Salmonid Spawning Gravel Quality. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129, 262-281.

Kondolf G.M., Boulton A.J., O'Daniel S., Poole G.C., Rahel F.J., Stanley E.H., Wohl E., Bång A., Carlstrom J., Cristoni C., Huber H., Koljonen S., Louhi P., Nakamura K., 2006. Process-based ecological river restoration: visualizing three-dimensional connectivity and dynamic vectors to recover lost linkages. *Ecology and Society*, 11(2), 5.

Kondolf G.M., Cada G.F., Sale M.J., Felando T., 1991. Distribution and stability of potential salmonid spawning gravels in steep boulder-bed streams of the eastern sierra nevada. *Transactions of the American Fisheries Society*, 120(2), 177-186.

Kondolf G.M., Larson M., 1995. Historical channel analysis and its application to riparian and aquatic habitat restoration. *Aquatic Conservation*, 5, 109-126.

Kondolf G.M., Micheli E.R., 1995. Evaluating stream restoration projects. *Environmental Management*, 19(1), 1-15.

- Kondolf G.M., Montgomery D.R., Piegay H., Schmitt L., 2003. Geomorphic classification of rivers and streams. *In* Kondolf, GM, Piegay, H (eds) *Tools in Geomorphology*. Chichester: Wiley, 171-204.
- Kondolf G.M., Sale M.J., Wolman M.G., 1993. Modification of fluvial gravel size by spawning salmonids. *Water Resources Research*, 29(7), 2265-2274.
- Kondolf G.M., Smeltzer M.W., Railsback S., 2001. Design and performance of a channel reconstruction project in a coastal California gravel-bed stream. *Environmental Management*, 28, 761-776.
- Kondolf G.M., Vick J.C., Ramirez T.M., 1996. Salmon Spawning Habitat Rehabilitation on the Merced River, California: An Evaluation of Project Planning and Performance. *Transactions of the American Fisheries Society*, 125(6), 899-912.
- Kondolf G.M., Wolman M.G., 1993. The sizes of salmonid spawning gravels. United. *Water Resources Research*, 29(7), 2275-2285.
- Krymer V., Robert A., 2014. Stream restoration and cribwall performance: a case study of cribwall monitoring in Southern Ontario. *River Research and Applications*, 30, 865-873.
- Lachat B., 1994. Guide de protection des berges de cours d'eau en techniques végétales. Ministère de l'Environnement, France, 143 p.
- Lamarre H., MacVicar B., Roy A.G., 2005. Using Passive Integrated Transponder (PIT) Tags to Investigate Sediment Transport in Gravel-Bed Rivers. *Journal of Sedimentary Research*, 75(4), 736-741.
- Lamarre H., Roy A.G., 2008. The role of morphology on the displacement of particles in a step-pool river system. *Geomorphology*, 99(1), 270-279.
- Lambot F., 2001. Les techniques de génie végétal dans les cours d'eau. In *La gestion intégrée des cours d'eau : l'apport des techniques végétales*. Division de l'Eau, Direction des Cours d'eau non navigables, 91-97.
- Lambot F., 2015. Les nouveaux défis des gestionnaires des cours d'eau. Colloque du 6 mai 2015 « Au fil de l'Eau », Namur.
- Lambot F., Verniers G., de le Court B., Otte P., Daxhelet C., Lecomte J., Petiau L-M, Gilliquet M., 2008. Actes du Colloque "La gestion physique des cours d'eau : bilan d'une décennie d'ingénierie écologique". Namur, 10, 11 et 12 octobre 2007, pp. 73-80.
- Lane E.W., 1955. The importance of fluvial morphology in hydraulic engineering. *Proceedings of the American Society of Civil Engineers*, 81(7), 1-17.
- Laurant A., 1967. Les biez ardennais. Un système d'irrigation en voie de disparition. *Extrait de la revue belge de Géographie*, 91(1-2-3), 67-78.
- Lebois S., Evette A., Recking A., Favier G., 2016. Amélioration des méthodes de dimensionnement des ouvrages de génie végétal en berges de cours d'eau par une approche empirique. *Sciences Eaux et Territoires*, Article hors-série n° 27.
- Lenzi M.A., D'Agostino V., Billi P., 1999. Bedload transport in the instrumented catchment of the Rio Cordon. Part 1: analysis of bedload records, conditions and threshold of bedload entrainment. *Catena*, 36, 171-190.

Leopold L.B., Wolman M.G., Miller J.P., 1964. Fluvial Processes in Geomorphology. Freeman W.H. (Ed.), San Francisco, 522 p.

Lespez L., Clet-Pellerin M., Limondin-Lozouet N., Pastre J.-F., Fontugne M., Marcigny C., 2008. Fluvial system evolution and environmental changes during the Holocene in the Mue valley (Western France). *Geomorphology*, 98(1-2), 55-70.

Lespez L., Germaine M.A., 2016. La rivière désaménagée ? Les paysages fluviaux et l'effacement des seuils et des barrages de l'Europe de l'ouest et de l'Amérique du Nord-est. In Houbrecht, G., Gob, F., Hallot, E. (Eds.), Dynamique fluviale, Hommage au Pr. François Petit, *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 67, pp. 223-254.

Lespez L., Viel V., Rollet A.J., Delahaye D., 2015. The anthropogenic nature of present-day low energy rivers in western France and implications for current restoration projects. *Geomorphology*, 251, 64-76.

Levecq Y., Houbrechts G., Hallot E., Peeters A., Van Campenhout J., Denis A.C., Petit F., 2014. Caractérisation et quantification du transport des sédiments en rivières: phase 3. SPW, Direction des Cours d'Eau non navigables. Rapport final.

Li M.H., Eddleman K.E., 2002. Biotechnical engineering as an alternative to traditional engineering methods. A biotechnical streambank stabilisation design approach. *Landscape and Urban Planning*, 60, 225-242.

Liébault F., Bellot H., Chapuis M., Klotz S., Deschâtres M., 2012. Bedload tracing in a high-sediment-load mountain stream. *Earth Surface Processes and Landforms*, 37(4), 385-399.

Liedermann M., Tritthart M., Habersack H., 2013. Particle path characteristics at the large gravel-bed river Danube: Results from a tracer study and numerical modelling. *Earth Surface Processes and Landforms*, 38, 512-522.

Lisenby P.E., Fryirs K.A., Thompson C.J., 2020. River sensitivity and sediment connectivity as tools for assessing future geomorphic channel behavior. *International Journal of River Basin Management*, 18(3), 279-293.

Lisle T.E., 1989. Sediment transport and resulting deposition in spawning gravels, north coastal California. *Water Resources Research*, 25(6), 1303-1319.

Loreau M., Naeem S., Inchausti P., 2002. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives. Oxford (United Kingdom) : Oxford University Press.

Lorenz A.W., Feld C.K., 2013. Upstream river morphology and riparian land use overrule local restoration effects on ecological status assessment. *Hydrobiologia*, 704, 489-501.

Luxen P., Philippe A., Rouxhet S., 2010. Les prairies d'abissage en Ardenne belge. Un patrimoine naturel remarquable à sauvegarder. *Fourrages*, 203, 231-234.

MacVicar B., Chapuis M., Buckrell E., Roy A., 2015. Assessing the performance of in-stream restoration projects using Radio Frequency Identification (RFID) transponders. *Water (Switzerland)*, 7, 5566-5591.

Major J.J., East A.E., O'Connor J.E., Grant G.E., Wilcox A.C., Magirl C.S., Collins M.J., Tullis D.D., 2017. Geomorphic Responses to Dam Removal in the United States – a Two-Decade Perspective. In Gravel-Bed Rivers (eds D. Tsutsumi and J. B. Laronne).

- Major J.J., O'Connor J.E., Podolak C.J., Keith M.K., Grant G.E., Spicer K.R., Pittman S., Bragg H.M., Wallick J.R., Tanner D.Q., Rhode A., Wilcock P.R., 2012. Geomorphic response of the Sandy River, Oregon, to removal of Marmot Dam. US Geological Survey Professional Paper 1792, 64 pp.
- Malavoi J.R., Bravard J.P., 2010. Eléments d'hydromorphologie fluviale. ONEMA, 228 p.
- Malavoi J.R., Garnier C.C., Landon N., Recking A., Baran P., 2011. Eléments de connaissance pour la gestion du transport solide en rivière. ONEMA, 194 p.
- Mao L., Uyttendaele G.P., Iroumé A., Lenzi M.A., 2008. Field based analysis of sediment entrainment in two high gradient streams located in alpine and andine environments. *Geomorphology*, 93, 368-383.
- Marmonier P., Delettre Y., Lefebvre S., Guyon J., Boulton A.J., 2004. A simple technique using wooden stakes to estimate vertical patterns of interstitial oxygenation in the beds of rivers. *Archiv für Hydrobiologie*, 160, 133-143.
- Masset R., Bougard G., 2011. Captages et exploitation des aquifères du bassin du Bocq. In Michel G., Thys G., De Broyer C. (eds.) Atlas du Karst Wallon. Bassins du Bocq et du Samson. Commission Wallonne d'Etude et de Protection des Sites Souterrains, La Hulpe. p. 54-55.
- Melun G., 2012. Évaluation des impacts hydromorphologiques du rétablissement de la continuité hydrosédimentaire et écologique sur l'Yerres aval, Thèse de Doctorat, Université Paris 7 Diderot, 335 p.
- Merz J.E., Pasternack G.B., Wheaton J.M., 2006. Sediment budget for salmonid spawning habitat rehabilitation in a regulated river. *Geomorphology*, 76, 207-228.
- Merz J.E., Setka J.D., Pasternack G.B., Wheaton J.M., 2004. Predicting benefits of spawning-habitat rehabilitation to salmonid (*Oncorhynchus* spp.) fry production in a regulated California river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61(8), 1433-1446.
- Michez A., Piégay H., Lisein J., Claessens H., Lejeune P., 2016. Classification of riparian forest species and health condition using multi-temporal and hyperspatial imagery from unmanned aerial system. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(3), 146.
- Millenium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and human well-being: synthesis. Washington, DC: Island Press, 137 p.
- Miller J.R., Ritter J.B., 1996. An examination of the Rosgen classification of natural rivers. *Catena*, 27, 295-299.
- Mitchell L., 2015. An assessment of rehabilitation gravels for *Salmo trutta* spawning: a case study from a small chalk stream. Thesis (PhD), University College London.
- Mols J., 2004. Dynamique fluviale en réponse aux changements d'affectation du sol des bassins versants de l'Euregio Meuse-Rhin. Mémoire DEA Sciences, Univ. Liège, 55 p.
- Montgomery D.R., 1999. Process domains and the river continuum. *Journal of the American Water Resources Association*, 35, 397-410.
- 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. Eléments de recherche applicables. Thèse de doctorat, ENS de Lyon - Université de Lyon, France.

- Morandi B., Piégay H., 2011. Les restaurations de rivières sur Internet : premier bilan. *Natures Sciences Sociétés*, 19,224-235.
- Morandi B., Piégay H., Lamouroux N., Vaudor L., 2014. How is success or failure in river restoration projects evaluated? Feedback from French restoration projects. *Journal of Environmental Management*, 137, 178-188.
- Motte G., 2008. Protection des habitats de la moule perlière (*M.margaritifera*) en Belgique. Bilan des 5 années du projet Life Nature. Actes du colloque "La gestion physique des cours d'eau : bilan d'une décennie d'ingénierie écologique". Namur 10, 11 et 12 octobre 2007, pp. 91-94.
- Mueller M., Pander J., Geist J., 2011. The effects of weirs on structural stream habitat and biological communities. *Journal of Applied Ecology*, 48(6), 1450-1461.
- Nakamura K., Tockner K., Amano K., 2006. River and wetland restoration: lessons from Japan. *Bioscience*, 56, 419-429.
- National Research Council. 1992. Restoration of Aquatic Ecosystems: Science, Technology, and Public Policy. Washington, DC: The National Academies Press, 576 p.
- Navratil O., Breil P., Schmitt L., Grosprêtre L., Albert M.B., 2013. Hydrogeomorphic adjustments of stream channels disturbed by urban runoff (Yzeron River basin, France). *Journal of Hydrology*, 485, 24-36.
- Newson M.D., 2002. Geomorphological concepts and tools for sustainable river ecosystem management. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 12(4), 365-379.
- Newson M.D., Large A.R.G., 2006. 'Natural' rivers, 'hydromorphological quality' and river restoration: a challenging new agenda for applied fluvial geomorphology. *Earth Surface Processes and Landforms*, 31, 1606-1624.
- Notebaert B., D'Haese W., 2016. Why did watermills not have a dramatic effect on the Anthropocene sediment record of the Zwalm River, Belgium? Geophysical Research Abstracts (Vol. 18). Presented at the EGU General Assembly 2016, European Geosciences Union (EGU), Vienne.
- Notebaert B., Houbrechts G., Verstraeten G., Broothaerts N., Haeckx J., Reynders M., Govers G., Petit, F., Poesen J., 2011. Fluvial architecture of Belgian river systems in contrasting environments: Implications for reconstructing the sedimentation history. *Netherlands Journal of Geosciences - Geologie En Mijnbouw*, 90(1), 31-50.
- Notebaert B., Verstraeten G., 2010. Sensitivity of West and Central European river systems to environmental changes during the Holocene: a review. *Earth-Science Reviews*, 103(34), 163-182.
- Notebaert B., Verstraeten G., Govers G., Poesen J., 2009. Qualitative and quantitative applications of LiDAR imagery in fluvial geomorphology. *Earth Surface Processes and Landforms*, 34, 217-231.
- Ock G., Sumi T., Takemon Y., 2013. Sediment replenishment to downstream reaches below dams: implementation perspectives. *Hydrological Research Letters*, 7(3), 54-59.
- Ollero A., 2010. Channel changes and floodplain management in the meandering middle Ebro River, Spain. *Geomorphology*, 117(3-4), 247-260.
- Olsson T.I., Persson B.G., 1986. Effects of Gravel Size and Peat Material Concentrations on Embryo Survival and Alevin Emergence of Brown Trout, *Salmo Trutta* L. *Hydrobiologia*, 72(4), 985-1000.

- Osborne L.L., Bayley P.B., Higler L.W.G., Statzner B., Triska F., Iversen T.M., 1993. Restoration of lowland streams: an introduction. *Freshwater Biology*, 29, 187-194.
- Ovidio M., Capra H., Philippart J., 2007. Field protocol for assessing small obstacles to migration of brown trout *Salmo trutta*, and European grayling *Thymallus thymallus*: a contribution to the management of free movement in rivers. *Fisheries Management and Ecology*, 14, 41-50.
- Ovidio M., Philippart J.C., 2002. The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish: synthesis of a 5-year telemetry study in the River Meuse basin. *Hydrobiologia*, 483, 55-69.
- Palm D., Lindberg M., Brännäs E., Lundqvist H., Östergren J., Carlsson U., 2009. Influence of European sculpin, *Cottus gobio*, on Atlantic salmon *Salmo salar*, recruitment and the effect of gravel size on egg predation - implications for spawning habitat restoration. *Fisheries Management and Ecology*, 16(6).
- Palmer M.A., 2009. Reforming Watershed Restoration: Science in Need of Application and Applications in Need of Science. *Estuaries and Coasts*, 32, 1-17.
- Palmer M.A., Allan J.D., Meyer J., Bernhardt E.S., 2007. River restoration in the twenty-first century: Data and experiential knowledge to inform future efforts. *Restoration Ecology*, 15(3), 472-481.
- Palmer M.A., Bernhardt E.S., Allan J.D., Lake P.S., Alexander G., Brooks S., Carr J., Clayton S., Dahm C., Follstad Shah J., Galat D.J., Gloss S., Goodwin P., Hart D.H., Hassett B., Jenkinson R., Kondolf G.M., Lave R., Meyer J.L., O'Donnell T.K., Pagano L., Srivastava P., Suddth E., 2005. Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology*, 42, 208-217.
- Palmer M.A., Menninger H., Bernhardt E.S., 2010. River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology*, 55, 205-222.
- Palmer M.A., Swan C.M., Nelson K., Silver P., Alvestad, R., 2000. Streambed landscapes: Evidence that stream invertebrates respond to the type and spatial arrangement of patches. *Landscape Ecology*, 15, 563-576.
- Papangelakis E., Hassan M.A., 2016. The role of channel morphology on the mobility and dispersion of bed sediment in a small gravel-bed stream. *Earth Surface Processes and Landforms*, 41(15), 2191-2206.
- Papangelakis E., MacVicar B., 2020. Process-based assessment of success and failure in a constructed riffle-pool river restoration project. *River Research and Applications*, 36(7), 1222-1241.
- Parkinson D., Petit F., Houbrechts G., Philippart J.-C., 2001. Dynamique de modification de l'habitat physique de reproduction des poissons lithophiles sous gravier. Cas de deux frayères à ombre dans l'Aisne. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 40, 41-55.
- Parkinson D., Petit F., Perpinien G., Philippart J.C., 1999. Habitats de reproduction des poissons et processus géomorphologiques dans des rivières à fond caillouteux. Essai de synthèse et applications à quelques rivières du bassin de la Meuse. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 36, 31-52.
- Parrot E., 2015. Analyse spatio-temporelle de la morphologie du chenal du Rhône du Léman à la Méditerranée. Thèse de doctorat, Université Jean Moulin (Lyon 3), France.
- Pasternack G.B., 2008. Spawning habitat rehabilitation: advances in analysis tools. In Sear, D.A., DeVries, P., Greig, S. (Eds.), *Salmonid spawning habitat in rivers: physical controls, biological*

responses, and approaches to remediation. Symposium 65, American Fisheries Society, Bethesda, MD, p. 321-348.

Pasternack G.B., 2020. River Restoration: Disappointing, Nascent, Yet Desperately Needed In *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*, Elsevier.

Pearson A.J., Pizzuto J.E., 2015. Bedload transport over run-of-river dams, Delaware, U.S.A. *Geomorphology*, 248, 382-395.

Pearson A.J., Pizzuto J.E., Vargas R., 2016. Influence of run of river dams on floodplain sediments and carbon dynamics. *Geoderma* 272: 51–63.

Pearson A.J., Snyder N.P., Collins M.J., 2011. Rates and processes of channel response to dam removal with a sand-filled impoundment. *Water Resources Research*, 47(8), W08504.

Pedersen M.L., Kristensen E.A., Kronvang B., Thodsen H., 2009. Ecological effects of re-introduction of salmonid spawning gravel in lowland Danish streams. *River Research and Applications*, 25, 626-638.

Peeters A., De le Court B., Verniers G., 2013a. Walphy, la restauration hydromorphologique des cours d'eau en Wallonie : premiers retours d'expériences (Guide technique), Namur.

Peeters A., Hallot E., Houbrechts G., Levecq Y., Van Campenhout J., Denis A.C., Petit F., 2013b. Conception d'un outil d'aide à la décision pour la restauration hydromorphologique des masses d'eau en Région Wallonne (WALPHY LIFE 07 ENV/B/000038). Rapport scientifique. Suivi géomorphologique (action 7), 132 p.

Peeters A., Hallot E., Van Campenhout J., Houbrechts G., De le Court B., Verniers G., Petit F., 2013c. Caractérisation d'un état de référence de l'Eau Blanche pour guider les travaux de restauration écologique. Poster présenté au colloque « La restauration hydromorphologique des cours d'eau : premiers enseignements du projet LIFE WALPHY », 15-17 octobre 2013, Namur.

Peeters A., Houbrechts G., Hallot E., Van Campenhout J., Gob F., Petit F., 2020. Can coarse bedload pass through weirs? *Geomorphology*, 359, 107131.

Peeters A., Van Campenhout J., Petit F., Houbrechts G., 2016. Évaluation de l'efficacité d'aménagements de protection de berges en technique végétale en lien avec la puissance spécifique des cours d'eau et recommandations de gestion. Convention SPW-DCENN, rapport final, 83 p.

Peeters A., Verniers G., De le Court B., 2015. Assessing the effect of a catchment-scale restoration project in Wallonia (Belgium). In Angelopoulos, N., Buijse, T. et al.[eds.] Proceedings of the International Conference on River and Stream Restoration "Novel Approaches to Assess and Rehabilitate Modified Rivers". FP7 REFORM deliverable 7.5. p. 21-27.

Peeters A., Verniers G., Houbrechts G., Hallot E., Petit F., 2020. Protections de berges en génie végétal. Conception, application, suivi et recommandations, Guide technique, Service Public de Wallonie, Namur, Belgium, 59 pp. + annexes.

Petit F., 1975. Zone de dépôts et points d'érosion dans les méandres et les sinuosités du Geer inférieur. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 11, 129-145.

Petit F., 1988. Phénomènes influençant la mise en mouvement et le transport des particules en rivières naturelles. *Zeitschrift für Geomorphologie*, 32, 299-310.

- Petit F., 1994. Dimensionless critical shear stress evaluation from flume experiments using different gravel beds. *Earth Surface Processes and Landforms*, 19, 565-576.
- Petit F., 1995. Régime hydrologique et dynamique fluviale des rivières ardennaises. In Demoulin A. (Ed.), *L'Ardenne : Essai de Géographie Physique. Hommage au Professeur A. Pissart*, University of Liège, Belgium, 194-223.
- Petit F., Daxhelet C., 1989. Détermination du débit à pleins bords et de sa récurrence dans différentes rivières de Moyenne et de Haute Belgique. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 25, 69-84.
- Petit F., Gob F., Houbrechts G., Assani A.A., 2005. Critical unit stream power in gravel-bed rivers. *Geomorphology*, 69, 92-101.
- Petit F., Hallot E., Houbrechts G., Levecq Y., Mols J., Peeters A., Van Campenhout J., 2008. La typologie et les caractéristiques hydromorphologiques des cours d'eau wallons. Actes du colloque « La gestion physique des cours d'eau : Bilan d'une décennie d'ingénierie écologique », Namur, 10-12 octobre 2007, 7-16.
- Petit F., Hallot E., Houbrechts G., Mols J., 2005. Evaluation des puissances spécifiques de rivières de moyenne et de haute Belgique. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 46, 37-50.
- Petit F., Houbrechts G., Peeters A., Hallot E., Van Campenhout J., Denis A.-C., 2015. Dimensionless critical shear stress in gravel-bed rivers. *Geomorphology*, 250, 308-320.
- Petit F., Pauquet A., 1997. Bankfull discharge recurrence interval in gravel-bed rivers. *Earth Surface Processes and Landforms*, 22, 685-693.
- Petit F., Pauquet A., Pissart, A., 1996. Fréquence et importance du charriage dans des rivières à charge de fond caillouteuse. *Géomorphologie, Relief, Processus et Environnement*, 2, 3-12.
- Petit F., Poinart D., Bravard J.P., 1996. Channel incision, gravel mining and bedload transport in the Rhône river upstream of Lyon, France ("canal de Miribel"). *Catena*, 26, 209-226.
- Petts G.E., 1980. Long-term consequences of upstream impoundment. *Environmental Conservation*, 7(4), 325-332.
- Petts G.E., 1984. Impounded rivers : perspectives for ecological management. John Wiley & Sons, Chichester-New York-Brisbane-Toronto-Singapore, p. 326.
- Petts G.E., Gurnell A.M., 2005. Dams and geomorphology: research progress and future directions. *Geomorphology*, 71, 27-47.
- Petts GE, Möller H, Roux AL (eds). 1989. Historical Change of Large Alluvial Rivers: Western Europe, John Wiley & Sons: Chichester; p. 355.
- Piégay H., Aelbrecht D., Béal D., Alonso C. Armburster J., Arnaud F., Barillier A., Beraud C., Billard C., Bouchard J.-P., Brousse G. Burlet D., Camenen B., Clutier A., Combroux I., Di-Moran A., Dietrich L., Dittrich A., El Kadi Abderrazzak K., Garnier A., Hoenen D., Huppmann O., Johnstone K., Knibiely P., Koll K., Laperrouzaz E., Le Coz J., Merckling L., Ostermann R., Paquier A., Pfarr U., Pinte K., Piquette E., Pleis B., Rollet A.-J., Schmitt L., Seitz B.-J., Spaeth V., Trémolières M., Wintz M., 2010. Restauration morpho-dynamique et redynamisation d'une section court-circuitée du Rhin à l'aval du barrage de Kembs (projets INTERREG et EDF). Morphodynamics restoration and redynamisation of the

bypassed section of the Rhine downstream Kembs dam (INTERREG and EDF projects). Congrès SHF : Environnement et Hydro-électricité, Lyon.

Piégay H., Arnaud F., Belletti B., Bertrand M., Bizzi S., Carbonnea, P., Dufour S., Liébault F., Ruiz-Villanueva V., Slater, L., 2020. Remotely sensed rivers in the Anthropocene: state of the art and prospects. *Earth Surface Processes and Landforms*, 45, 157-188.

Piégay H., Chabot A., Le Lay Y.-F., 2020. Some comments about resilience: From cyclicity to trajectory, a shift in living and nonliving system theory. *Geomorphology*, 367.

Piégay H., Darby S.E., Mosselman E., Surian N., 2005. A review of techniques available for delimiting the erodible river corridor: a sustainable approach to managing bank erosion. *River Research and Applications*, 21(7), 773-789.

Piégay H., Kondolf M.G., Sear D.A., 2016. Integrating geomorphological tools to address practical problems in river management and restoration. In H. Piégay, M.G. Kondolf (eds.), *Tools in Fluvial Geomorphology*. J. Wiley and Sons. p. 505-532.

Pilliod D.S., Rohde A.T., Charnley S., Davee R.R., Dunham J.B., Gosnell H., Grant G.E., Hausner M.B., Huntington J.L., Nash C., 2018. Survey of Beaver-related Restoration Practices in Rangeland Streams of the Western USA. *Environmental Management*, 61, 58-68.

Pinto A.A.S., Fernandes L.F.S., de Oliveira Maia R.J.F., 2019. A method for selecting suitable technical solutions to support sustainable riverbank stabilisation. *Area*, 51, 285-298

Pizzuto J., 2002. Effects of Dam Removal on River Form and Process. *BioScience*, 52, 683-691.

Poepl R.E., Fryirs K.A., Tunnicliffe J., Brierley G.J., 2020. Managing sediment (dis)connectivity in fluvial systems. *Science of the Total Environment*, 736.

Poesen J.W.A., Hooke J.M., 1997. Erosion, flooding and channel management in Mediterranean environments of southern Europe. *Progress in Physical Geography*, 2, 157-199.

Poff N.L., Hart D.D., 2002. How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal. *Bioscience*, 52, 659-668.

Pollen N., 2006. Temporal and spatial variability in root reinforcement of streambanks: accounting for soil shear strength and moisture. *Catena*, 69, 197-205.

Pollock M.M., Beechie T.J., Wheaton J.M., Jordan C.E., Bouwes N., Weber N., Volk C., 2014. Using beaver dams to restore incised stream ecosystems. *BioScience*, 64, 279-290.

Poncin P., 1993. La reproduction dans nos rivières. *Cahiers d'Ethologie*, 13(3), 317-342.

Pulg U., Sternecker K., Trepl L., Unfer G., 2013. Restoration of spawning habitats of brown trout (*Salmo trutta*) in a regulated chalk stream. *River Research and Applications*, 182, 172-182.

Pyrce R.S., Ashmore P.E., 2003. The relation between particle path length distributions and channel morphology in gravel-bed streams: A synthesis. *Geomorphology*, 156(1-2), 167-187.

Raven P.J., Holmes N.T.H., Charrier P., Dawson F.H., Naura M., Boon P.J., 2002. Towards a harmonized approach for hydromorphological assessment of rivers in Europe: a qualitative comparison of three survey methods. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 12, 405-424.

- Recking A., Piton G., Montabonnet L., Posi S., Evette A., 2019. Design of fascines for riverbank protection in alpine rivers: Insight from flume experiments. *Ecological Engineering*, 138, 323-333.
- Reid H.E., Brierley G.J., 2015. Assessing geomorphic sensitivity in relation to river capacity for adjustment. *Geomorphology*, 251, 108-121.
- Reubens B., Poesen J., Danjon F., Geudens G., Muys B., 2007. The role of fine and coarse roots in shallow slope stability and soil erosion control with a focus on root system architecture: a review. *Trees*, 21, 385-402.
- Rey F., Crosaz Y., Cassotti F., De Matos M., 2015. Génie végétal, génie biologique et génie écologique : concepts d'hier et d'aujourd'hui. *Science Eaux et Territoires*, 16, 4-9.
- Rice S., Church M., 1996. Sampling surficial fluvial gravels; the precision of size distribution percentile sediments. *Journal of Sedimentary Research*, 66, 654-665.
- Richardeau C., 1977. Distribution de sphérules magnétiques provenant de la sidérurgie liégeoise. *Bulletin de la Société géographique de Liège*, 13, 155-165.
- Richards K., 1982. Rivers, Forms and Process in Alluvial Channels. Methuen, 358 p.
- Richards K., Brasington J., Hughes, F., 2002. Geomorphic dynamics of floodplains: ecological implications and a potential modeling strategy. *Freshwater Biology*, 47, 559-579.
- Rixhon G., Braucher R., Bourlès D., Siame L., Bovy B., Demoulin A., 2011. Quaternary river incision in NE Ardennes (Belgium). Insights from from 10Be/ 26Al dating of river terraces. *Quaternary Geochronology*, 6, 273-284.
- Roberts S.J., Gottgens J.F., Spongberg A.L., Evans J.E., Levine N.S., 2007. Assessing potential removal of low-head dams in urban settings: an example from the Ottawa River, NW Ohio. *Environmental Management*, 39, 113-124.
- Rollet A.J., 2007. Etude 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, PhD Thesis, University Jean Moulin Lyon 3; 305 pp.
- Rollet A.J., MacVicar B., Piegay H., Roy A., 2008. L'utilisation de transpondeurs passifs pour l'estimation du transport sédimentaire: premiers retours d'expérience. *La Houille Blanche*, 4, 110-116.
- Rollet A.J., Piégay H., Dufour S., Bornette G., Persat H., 2014. Assessment of consequences of sediment deficit on a gravel river bed downstream of dams in restoration perspectives: Application of a multicriteria, hierarchical and spatially explicit diagnosis. *River Research and Applications*, 30(8), 939-953.
- Rommens T., Verstraeten G., Bogman P., Peeters I., Poesen J., Govers G., Van Rompaey A., Lang A., 2006. Holocene alluvial sediment storage in a small river catchment in the loess area of central Belgium. *Geomorphology*, 77, 187-201.
- Rosgen D.L., 1994. A classification of natural rivers. *Catena*, 22, 169-199.
- Roux A.L. (Ed.), 1982. Cartographie polythématique appliquée à la gestion écologique des eaux : étude d'un hydrosystème fluvial : le Haut Rhône français. Edit. CNRS, Centre Région. Publ. Lyon, 116 p.

- Schälchli U., 1992. The clogging of coarse gravel river beds by fine sediment. *Hydrobiologia*, 235, 189-195.
- Schiechtl H.M., Stern R., 1997. Water Bioengineering Techniques: for Watercourse, Bank and Shoreline Protection. Wiley-Blackwell, Oxford, 186 p.
- Schmidt L., Bravard J.P., Rey F., 2013. Maîtriser les évolutions du lit des cours d'eau (incision, atterrissement,...) et mieux gérer les formes fluviales. In Ingénierie écologique appliquée aux milieux aquatiques : Pourquoi ? Comment ? Chocat B. (coord.), 84-93.
- Schmitt L., Maire G., Humbert J., 2001. La puissance fluviale : définition, intérêt et limites pour une typologie hydrogéomorphologique de rivières. *Zeitschrift für Geomorphologie*, 45(2), 201-224.
- Schmitt K., Schäffer M., Koop J., Symmank L., 2018. River bank stabilisation by bioengineering: potentials for ecological diversity. *Journal of Applied Water Engineering and Research*, 6(4), 262-273.
- Schumm S.A., 1977. The fluvial system. John Wiley & Sons, New-York, 338 p.
- Schumm S.A., 1993. River response to baselevel change: implications for sequence stratigraphy. *The Journal of Geology*, 101, 279-294.
- Sear D.A., 1994. River restoration and geomorphology. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 4(2), 169-177.
- Sear D.A., Lee M.W.E., Oakley R.J., Carling P.A., Collins M.B., 2002. Coarse sediment tracing technology in littoral and fluvial environments a review. In Foster, I. (ed.) Tracers in the Environment. Special Issue, Earth Surface Processes and Landforms. Chichester, UK, Wiley, 21-55.
- Sear D., Newson M., Hill C., Old J., Branson J., 2009. A method for applying fluvial geomorphology in support of catchment-scale river restoration planning. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19, 5066-5519.
- Sear D.A., Newson M.D., Thorne C.R., 2010. Guidebook of Applied Fluvial Geomorphology, London: Thomas Telford, 249pp.
- Sellheim K.L., Watry C.B., Rook B., Zeug S.C., Hannon J., Zimmerman J., Dove K., Merz J.E., 2016. Juvenile Salmonid Utilization of Floodplain Rearing Habitat After Gravel Augmentation in a Regulated River. *River Research and Applications*, 32(4), 610-621.
- Service public de Wallonie, 2016. Deuxièmes Plans de Gestion des Districts hydrographiques, 2016-2021, SPW-DGO3-DEE, Département de l'Environnement et de l'Eau, 214 p.
- Service public de Wallonie, 2018a. État de l'environnement wallon [En ligne] <http://etat.environnement.wallonie.be/home.html> (consulté le 27/08/2020).
- Service public de Wallonie, 2018b. Follow the LiDAR. [En ligne] <http://geoportail.wallonie.be/home/ressources/georeferentiel-de-la-wallonie/relief/FTL.html> (consulté le 28/09/2020).
- Service public de Wallonie, 2018c. Orthophotos : la Wallonie vue du ciel. [En ligne] <http://geoportail.wallonie.be/georeferentiel/orthophotos> (consulté le 28/09/2020).
- Service public de Wallonie, 2020a. Inventaire des centrales hydroélectriques existantes. Walonmap, [En ligne] <https://geoportail.wallonie.be/catalogue/576e2e75-f846-47ca-9955-1dccc4d924df.html> (consulté le 28/09/2020).

- Service public de Wallonie, 2020b. Les barrages. [En ligne] http://voies-hydrauliques.wallonie.be/opencms/opencms/fr/vn/Le_rxseau/barrages/ (consulté le 28/09/2020).
- Service public de Wallonie, 2020c. Note de présentation du décret 'cours d'eau' du 4/10/2018 (version du 01/01/2020) [En ligne] <http://environnement.wallonie.be/OH/2020.01.27-Note-de-presentation-decret--cours-d-eau--et-tableau.pdf> (consulté le 27/08/2020).
- Service public de Wallonie, 2020d. Obstacles à la libre circulation des poissons. Walonmap, [En ligne] <https://geoportail.wallonie.be/catalogue/efed0c92-48db-42a1-b7d8-88291bbc3fe3.html> (consulté le 12/09/2020).
- Shields F.D., Copeland R.R., Klingeman P.C., Doyle M.W., Simon A., 2003. Design for stream restoration. *Journal of Hydraulic Engineering*, 129, 575-584.
- Shields F.D., Knight S.S., Cooper C.M., 1997. Rehabilitation of warmwater stream ecosystems following channel incision. *Ecological Engineering*, 8, 2, 93-116.
- Silvestre M., 2016. Philippe Vandermaelen, the Mercator of young Belgium. Brussels Studies [Online], General collection, no 106, Online since 14 November 2016, connection on 01 May 2019.
- Simon A., Collison J.C., 2002. Quantifying the mechanical and hydrologic effects of riparian vegetation on streambank stability. *Earth Surface Processes and Landforms*, 27, 527-546.
- Simon A., Darby S.E., 1999. The nature and significance of incised river channel. In Darby S.E. & Simon A., [eds], *Incised River Channels: Processes, Forms, Engineering and Management*. John Wiley & Sons, Chichester, 3-18.
- Simon K., Steinemann A., 2000. Soil bioengineering: Challenges for planning and engineering. *Journal of Urban Planning and Development*, 126(2), 89-102.
- Sindelar C., Schobesberger J., Habersack H., 2017. Effects of weir height and reservoir widening on sediment continuity at run-of-river hydropower plants in gravel bed rivers. *Geomorphology*, 91, 106-115.
- Skalak K.J., Benthem A.J., Schenk E.R., Hupp C.R., Galloway J.M., Nustad R.A., Wiche G.J., 2013. Large dams and alluvial rivers in the Anthropocene: the impacts of the Garrison and Oahe dams on the Upper Missouri River. *Anthropocene*, 2, 51-64.
- Sluse P., 1996. Evolution de la Rulles, de la Semois et de la Mellier au cours des cinq derniers siècles grâce aux résidus métallurgiques de l'industrie du fer et par l'étude des cartes anciennes. Mémoire de License en Sciences géographiques, Université de Liège, 179 p. (+ annexes)
- Sluse P., Petit F., 1998. Evaluation de la vitesse de déplacement de la charge de fond caillouteuse dans le lit de rivières ardennaises au cours des trois derniers siècles, à partir de l'étude des scories métallurgiques. *Géographie physique et Quaternaire*, 52, 373-380.
- Small M.J., Doyle M.W., 2012. Historical perspectives on river restoration design in the USA. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 36(2), 138-153.
- Smith B., Clifford N.J., Mant J., 2014. The changing nature of river restoration. *WIREs Water*, 1, 249-261.

Snijders J.P., 2004. Délimitation des espaces de liberté des rivières à des échelles temporelles emboîtées. Application aux rivières ardennaises. Mémoire de License en Sciences géographiques, Université de Liège, 138 p. (+ annexes).

Snijders J.P., Hallot E., Houbrechts G., Petit F., 2006. Approche méthodologique pour la délimitation des espaces de liberté des rivières du massif ardennais. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 48, 7-17.

Sotir R.B., Fischenich C., 2001. Live and inert fascine streambank erosion control. Technical Notes, ERDC TN-EMRRP-SR-31, U.S. Army Corps of Engineers Engineering Research and Development Center, Vicksburg, MS., 8 p.

Souchon Y., Nicolas V., 2011. Barrages et seuils : principaux impacts environnementaux. Onema-Cemagref, Vincennes, p. 26.

Staentzel C., Kondolf G.M., Schmitt L., Combroux I., Barillier A., Beisel J.N., 2020. Restoring fluvial forms and processes by gravel augmentation or bank erosion below dams: A systematic review of ecological responses. *Science of The Total Environment*, 706, 135743.

Stam M.H., 2002. Effect of land-use and precipitation changes on floodplain sedimentation in the nineteenth and twentieth centuries (Geul River, The Netherlands). *Special Publications of the International Association of Sedimentologists*, 32, 251-267.

Stanford J.A., Ward J.V., Liss W.J., Frissell C.A., Williams R.N., Lichatowich J.A., Coutant C.C., 1996. A general protocol for restoration of regulated rivers. *Regulated Rivers*, 12(4-5), 391-413.

Starkel L., 1983. The reflection of hydrologic changes in the fluvial environment of the temperate zone during the last 15000 years. In Gregory, K.J. (Ed.), *Background to the Palaeohydrology, a Perspective*. Wiley, Chichester, pp. 213-235.

Stewardson M.J., Datry T., Lamouroux N., Pella H., Thommeret N., Valette L., Grant S.B., 2016. Variation in reach-scale hydraulic conductivity of streambeds. *Geomorphology*, 259, 70-80.

Strahler A.N., 1950. Equilibrium theory of erosional slopes, approached by frequency distribution analysis. *American Journal of Science*, 248, 673-696.

Suttor M., 1989. Etude historique d'hydrologie fluviale. L'exemple de la Meuse. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 25, 159-174.

Suttor M., 2002. Un usage intensif de l'énergie hydraulique : les moulins mosans du XIII^e au XVIII^e siècle. In *Moulins et meuniers : Dans les Campagnes européennes (IX^e – XVIII^e siècle) [en ligne]*. Toulouse : Presses universitaires du Midi, 2002 (généré le 29 septembre 2020).

Symmank L., Natho S., Scholz M., Schröder U., Raupach K., Schulz-Zunkel C., 2020. The impact of bioengineering techniques for riverbank protection on ecosystem services of riparian zones. *Ecological Engineering*, 158, 106040.

Tahon V., 1909. La métallurgie du fer au Pays de Liège, au Luxembourg et dans l'Entre-Sambre-et-Meuse. Période médiévale. *Annales du XXI^e congrès de la Fédération archéologique et historique de Belgique, Liège*, 2 (1), pp. 1-28.

Thorne C.R., 1990. Processes and mechanisms of river bank erosion. In *Vegetation and Erosion*, Thorne J.B. (Ed.), John Wiley & Sons, Chichester, 125-144.

- Tisserant M., Janssen P., Evette A., González E., Cavallé P., Poulin M., 2020. Diversity and succession of riparian plant communities along riverbanks bioengineered for erosion control: a case study in the foothills of the Alps and the Jura Mountains. *Ecological Engineering*, 152, 105880.
- Tricart J., Bravard J.P., 1991. L'aménagement des trois plus grands fleuves européens : Rhin, Rhône et Danube. Problèmes et méfaits. *Annales de géographie*, 561-562, 668-713.
- Trimble S.W., 1998. Dating fluvial processes from historical data and artifacts. *Catena*, 31, 283-304.
- Union des Villes et Communes de Wallonie a.s.b.l., 2019. Réforme du droit des cours d'eau non navigables : vers une approche intégrée, 24/01/2019, [En ligne] <https://www.uvcw.be/actualites/2,129,1,0,7853.htm> (consulté le 27/08/2020).
- Valette L, Chandesris A., Mengin N., Malavoi J.-R., Souchon Y., Wasson J.-G., 2008. Système Relationnel d'Audit de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau SYRAH CE. Principes et méthodes de la sectorisation hydromorphologique. Cemagref, 27 p.
- Valette P, Carozza J-M, 2010. Mise en œuvre d'une démarche géohistorique pour la connaissance de l'évolution des paysages fluviaux : l'exemple de la moyenne vallée de la Garonne. *Géocarrefour*, 85(1), 17-27.
- Van Campenhout J., Denis A.C., Hallot E., Houbrechts G., Levecq Y., Peeters A., Petit F., 2013. Flux des sédiments en suspension dans les rivières du bassin de la meuse: Proposition d'une typologie régionale basée sur la dénudation spécifique des bassins versants. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 61, 15-36.
- Van Campenhout J., Houbrechts G., Peeters A., Petit F., 2020. Return period of characteristic discharges from the comparison between partial duration and annual series, application to the wallon rivers (Belgium). *Water (Switzerland)*, 12(3), 792.
- Van Den Berght J.H., 1995. Prediction of alluvial pattern of perennial streams. *Geomorphology*, 12, 259-279.
- Van den Broeck E., Martel E.A., Rahir E., 1910. Les cavernes et les rivières souterraines de Belgique, Bruxelles, 2 vol., p 1592+92+LXVI.
- Van der Plas L., Tobi A.C., 1965. A chart for judging the reliability of point counting results. *American Journal of Science*, 263, 87-90.
- Van Houtte F.X., 1949. L'évolution de l'industrie textile en Belgique et dans le monde de 1800 à 1939, Louvain, Nauwelaerts, 1949, 293 p.
- Vandooren B.J., 1846. De l'Ourthe et de sa navigation. Extrait des annales des travaux publics de Belgique. Bruxelles, 124 p.
- Vázquez-Tarrío D., Batalla R.J., 2019. Assessing controls on the displacement of tracers in gravel-bed rivers. *Water (Switzerland)*, 11, 1-21.
- Vázquez-Tarrío D., Recking A., Liébault F., Tal M., Menéndez-Duarte R., 2019. Particle transport in gravel-bed rivers: Revisiting passive tracer data. *Earth Surface Processes and Landforms*, 44, 112-128.
- Vázquez-Tarrío D., Tal M., Camenen B., Piégay H., 2019. Present-day bed load transport capacities along the Rhône River following a century and half of human modifications. *Science of The Total Environment*, 654, 1375-1389.

- Veller J.C., Doyle P.F., 2001. Field performance of conventional tree revetment bank protection. *Canadian Water Resources Journal*, 26(1), 91-105.
- Verniers G. 1995. Aménagement écologique des berges des cours d'eau - techniques de stabilisation. Presses Universitaires de Namur, Belgique, 84 p.
- Verniers G., Peeters, A., Castelain L., Henrotte C., Halleux M., Regnier M., Rivière A., Latli A., Damman R., Descy J.P., 2013. Conception d'un outil d'aide à la décision pour la restauration hydromorphologique des masses d'eau en Région Wallonne (WALPHY LIFE 07 ENV/B/000038). Rapport scientifique. Suivi hydromorphologiques et écologiques, 258 p.
- Verniers G., Petit F., Hallot E., Houbrechts G., 2009. Techniques végétales : conception, application et recommandations, DCENN, 62 p.
- Verstraeten G., Broothaerts N., Van Loo M., Notebaert B., D'Haen K., Duser B., De Brue H., 2017. Variability in fluvial geomorphic response to anthropogenic disturbance. *Geomorphology*, 294, 20-39.
- Vervust S., 2016. Deconstructing the Ferraris maps (1770-1778) : a study of the map production process and its implications for geometric accuracy. Ghent University. Faculty of Sciences, Ghent, Belgium, 237 p.
- Viel V., 2012. Analyse spatiale et temporelle des transferts sédimentaires dans les hydrosystèmes normands. Exemple du bassin versant de la Seules. Thèse de doctorat, Université de Caen, 369 p.
- Walter R.C., Merritts D.J., 2008. Natural Streams and the Legacy of Water-Powered Mills. *Science*, 319, 299-304.
- Ward D., Holmes N., Jose P.(eds), 1994. The New Rivers and Wildlife Handbook. RSPB, Sandy, 426 p.
- Ward J.V., 1989. The Four-Dimensional Nature of Lotic Ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8(1), 2-8.
- Ward J.V., Stanford J.A., 1995. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research & Management*, 11, 105-119.
- Ward J.V., Tockner K., Arscott D.B., Claret C., 2002. Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology*, 47, 517-539.
- Wasson J.G., Malavoi J.R., Maridet L., Souchon Y., Paulin L., 1998. Impacts écologiques de la chenalisation des rivières. *Regulated Rivers: Research & Management*, 1, 17-36.
- Welber M., Papangelakis E., Ashmore P., MacVicar B., 2020. Experiments on restoring alluvial cover in straight and meandering rivers using gravel augmentation. *River Research and Applications*, 36(8), 1543-1558.
- Wheaton J.M., Brasington J., Darby S.E., Merz J., Pasternack G.B., Sear D., Vericat D., 2010. Linking geomorphic changes to salmonid habitat at a scale relevant to fish. *River Research and Applications*, 26(4), 469-486.
- Wheaton J.M., Brasington J., Darby S.E., Sear D.A., 2010. Accounting for uncertainty in DEMs from repeat topographic surveys: Improved sediment budgets. *Earth Surface Processes and Landforms*, 35(2), 136-156.

- Wheaton J.M., Darby S, Sear D., 2008. The Scope of Uncertainties in River Restoration. In: Darby S, Sear D, eds. *River Restoration: Managing the Uncertainty in Restoring Physical Habitat*. Chichester: John Wiley & Sons; 2008, 21-39.
- Wheaton J.M., Pasternack G.B., Merz J.E., 2004. Spawning habitat rehabilitation – II. Using hypothesis development and testing in design, Mokelumne River, California, U.S.A. *International Journal of River Basin Management*, 2(1), 21-37.
- Whitelaw E., Macmullan E., 2002. A Framework for Estimating the Costs and Benefits of Dam Removal: Sound cost-benefit analyses of removing dams account for subsidies and externalities, for both the short and long run, and place the estimated costs and benefits in the appropriate economic context. *BioScience*, 52, 724-730.
- Wildman L.A.S., MacBroom J.G., 2005. The evolution of gravel bed channels after dam removal: Case study of the Anaconda and Union City Dam removals. *Geomorphology*, 71, 245-262.
- Williams G.P., 1983. Paleohydrological methods and some examples from Swedish fluvial environments. *Geografiska Annaler*, 65, 227-243.
- Williams G.P., Wolman M.G., 1984. Downstream effects of dams on alluvial rivers. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey, Professional Paper 1286, Washington, DC.
- Williams J.E., Wood C.A., Dombeck M.P., 1997. Understanding watershed-scale restoration. In Williams, J.E., Wood, C.A. and Dombeck, M.P. editors, *Watershed restoration: principles and practices*, Bethesda, MD: American Fisheries Society, 1-16.
- Williams R.D., Brasington J., Vericat D., Hicks D.M., 2014. Hyperscale terrain modelling of braided rivers: fusing mobile terrestrial laser scanning and optical bathymetric mapping. *Earth Surface Processes and Landforms*, 39, 167-183.
- Wohl E., Angermeier P.L., Bledsoe B., Kondolf G.M., MacDonnell L., Merritt D.M., Palmer M.A., Poff N.L., Tarboton D., 2005. River restoration. *Water Resources Research*, 41, W10301.
- Wohl E., Brierley G., Cadol D., Coulthard T.J., Covino T., Fryirs K.A., Grant G., Hilton R.G., Lane S.N.O., Magilligan F.J., Meitzen K.M., Passalacqua P., Poepl R.E., Rathburn S.L., Sklar L.S., 2019. Connectivity as an emergent property of geomorphic systems. *Earth Surface Processes and Landforms*, 44, 4-26.
- Wohl E., Lane S.N., Wilcox A.C., 2015. The science and practice of river restoration. *Water Resources Research*, 51(8), 5974-5997.
- Wolman M.G., 1954. A method of sampling coarse bed material. *American Geophysical Union Transactions*, 35, 951-956.
- Wood P.J., Armitage P.D., 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management*, 21(2), 203-217.
- Wortley L., Hero J.-M., Howes M., 2013. Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. *Restoration Ecology*, 21, 537-543.
- Zeug S.C., Sellheim K., Watry C., Rook B., Hannon J., Zimmerman J., Cox D., Merz J., 2014. Gravel augmentation increases spawning utilization by anadromous salmonids: A case study from California, USA. *River Research and Applications*, 30(6), 707-718.

Table des figures

Figure 1.1 : Schématisation des secteurs du système fluvial et des dimensions de l'hydrosystème fluvial (modifié d'après Amoros & Petts, 1993).....	8
Figure 1.2 : Balance de Lane (1955 ; modifié d'après Fryirs & Brierley, 2013).....	9
Figure 1.3 : Diagramme schématique des échelles de temps des ajustements des différentes formes du chenal en fonction de leur dimension spatiale, au sein d'un bassin versant hypothétique de taille intermédiaire (Knighton, 1998).....	10
Figure 1.4 : Trajectoires évolutives des différents formes de résilience : (a) résilience à l'état de stabilité, (b) résilience dynamique, (c) résilience statique et (d) résilience méta-stable (Fuller <i>et al.</i> , 2019).....	12
Figure 1.5 : Localisation des exemples évoqués pour décrire les pressions humaines sur le système fluvial et les travaux de restaurations de cours d'eau menés en Wallonie.....	13
Figure 1.6 : Exemples d'ouvrages en travers en Wallonie : (A) barrage de la Vesdre à Eupen et (B) déversoir sur le Bocq à Purnode (Yvoir).....	15
Figure 1.7 : Schéma conceptuel de la configuration générale d'un déversoir, (A) en coupe transversale et (B) en plan (modifié depuis Degoutte, 2012).....	18
Figure 1.8 : Profil longitudinal type d'un déversoir (modifié depuis Pearson & Pizzuto, 2015).....	19
Figure 1.9 : Travaux de rectification de L'Eau Blanche en Fagne (Wateringue de l'Eau Blanche, 1954 - 1970).....	22
Figure 1.10 : Comparaison schématique des éléments hydromorphologiques entre un secteur de cours d'eau naturel et un secteur de cours d'eau chenalisé (Fryirs & Brierley, 2013).....	23
Figure 1.11 : Classification des interventions réalisées dans le cadre des projets mentionnés dans les publications scientifiques internationales relatives à la « river restoration » (les bâtonnets gris représentent les pourcentages au sein d'un groupe d'interventions représenté par un bâtonnet noir) (Morandi, 2014).....	29
Figure 1.12 : Échelles temporelles sur lesquelles différentes approches peuvent fournir des informations utiles. Les lignes pleines sont les échelles temporelles de base ; les lignes pointillées illustrent la gamme potentielle des échelles temporelles (Grabowski <i>et al.</i> , 2014).....	33
Figure 1.13 : Classification des cours d'eau et responsabilités en matière de gestion des cours d'eau en Wallonie (document non publié, Service public de Wallonie, 2020).....	37
Figure 1.14 : Schéma conceptuel du diagnostic écologique d'une masse d'eau (modifié depuis EC, 2005).....	39
Figure 1.15 : Localisation des masses d'eau étudiée dans le cadre du projet Walphy.....	43
Figure 1.16 : Organigramme du suivi scientifique mis en œuvre dans le projet Walphy (modifié depuis Verniers <i>et al.</i> , 2013).....	45

Figure 2.1 : Exemples de comparaison des cartes de Ferraris (1770-1778, en haut), de Vandermaelen (1846-1854, au centre) et du Dépôt de la Guerre (1865-1880, en bas) sur l’Eau Blanche en amont de Boussu-en-Fagne (à gauche) et sur le Bocq à Spontin (à droite).....	55
Figure 2.2 : Exemples d’extraits de plan ancien : (A) l’atlas des cours d’eau non navigables ni flottables (1874-1884) montrant de nombreux aménagements hydrauliques sur le Bocq à Yvoir, (B) atlas des cours d’eau non navigables (1950-1967) sur lequel figurent les tracés de l’Eau Blanche avant et après sa chenalisation à Nismes.....	57
Figure 2.3 : Exemple d’utilisation des orthophotos pour identifier la période durant laquelle un ouvrage de protection de berges a été détruit. Le peigne mis en place sur la Rulles à Ansart semble en bon état en 2015 (orthophoto de gauche). Le recul de la berge et la présence d’enrochements sur l’orthophoto de 2018 indiquent que le peigne a été partiellement détruit.....	58
Figure 2.4 : Relations empiriques entre la puissance spécifique et la moyenne des 10 plus gros éléments transportés par une crue (M_{10}). Ces relations sont établies à partir de 73 observations de transport de la charge de fond. Le M_{10} est utilisé comme indicateur de la taille des éléments mobilisés (D,) (Houbrechts <i>et al.</i> , 2015).....	64
Figure 2.5 : Dispositif de marquage par la technique des <i>PIT tags</i> : (A) <i>PIT tag</i> employé (www.ti.com), (B) <i>PIT tag</i> disposé dans l’entaille du galet avant scellage par mortier époxy (l’échelle est fournie par le fond quadrillé de maille de 5 cm), (C) prospection dans la retenue du Bocq à Purnode avec le module de détection Léonie (Technologie Aquartis SENC).....	67
Figure 2.6 : Exemple d’un stick hypoxie enfoncé dans une frayère reconstituée (en haut) et illustration de la coloration prise par les sticks hypoxies juste après qu’ils soient extraits du substrat caillouteux (en bas ; les sticks font 30 cm de longueur ; leur agencement et la flèche indiquent respectivement leur configuration dans le chenal et la direction d’écoulement).....	72
Figure 2.7 : Réseau hydrographique et relief du bassin versant du Bocq.....	76
Figure 2.8 : Géologie du bassin versant du Bocq.....	76
Figure 2.9 : Sectorisation du profil longitudinal du Bocq et stations d’étude (données issues de l’Atlas des Cours d’Eau de 1990-1991, Ministère de la Région Wallonne).....	77
Figure 2.10 : Le Bocq (A) à Emptinne (secteur à faible pente) et (B) à Bauche (secteur à pente modérée).....	79
Figure 2.11 : Exemples de déversoir sur le Bocq : (A) moulin banal de Spontin vers 1925 (cartes postales Nels, in Germain & Genette, 2004), (B) douves du Château de Spontin, (C) déversoir alimentant un bief d’irrigation (en D) à Gémenne, (E) déversoir de la carrière de Chansin, et (F) déversoir de la station de pompage de Purnode au début du XX ^e siècle (cartes postales Nels, document fourni par J. Germain).....	80
Figure 2.12 : Obstacles à la libre circulation des poissons en 2009 dans le bassin versant du Bocq. Les traits tiretés verts indiquent les plus longs linéaires dépourvus d’obstacles (modifié depuis Fédération des sociétés de pêche Vesdre Amblève, 2004).....	81
Figure 2.13 : Déversoirs recensés dans le bassin versant du Bocq et état de leurs structures.....	82
Figure 2.14 : Exploitation des eaux souterraines dans le bassin du Bocq (modifié depuis Masset & Bougard, 2011).....	83

Figure 2.15 : Délimitation du secteur affecté par la présence d'un matériau limoneux compact dans le fond du lit du Bocq et prise de vue du lit mineur où affleure ce matériau limoneux en bordure des berges (l'échelle est donnée par la tarière pédologique, qui fait 1,25 m de longueur).....	84
Figure 2.16 : Localisation des relevés réalisés dans la plaine alluviale du Bocq et du Leignon. L'encadré rouge localise la Figure 2.18.....	85
Figure 2.17 : Concentration en scories dans les alluvions (A) du Leignon à Haljoux (site a, carottage n°2 situé en rive droite à 9 m du sommet de la berge) et (B) du Bocq à Halloy (site b, carottage n°3 situé en rive gauche à 1 m du sommet de la berge).....	86
Figure 2.18 : Tranchée réalisée dans la plaine alluviale du Bocq à Gémenne : (A) Localisation de la tranchée et du profil en travers (fonds de plan : Atlas des voiries vicinales de 1841 et MNT-Lidar de Wallonie avec vue en estompage de pente hillshade), (B) profil en travers au droit de la tranchée indiquant l'altitude de la nappe de cailloutis et des deux datations radiocarbone), (C) concentration en sphérules magnétiques des échantillons prélevés dans la tranchée, (D) photo de la coupe échantillonnée dans la tranchée.....	88
Figure 2.19 : Exemples de levées d'obstacle sur le Bocq : (A) arasement d'un déversoir à Spontin, (B) aménagement d'une rampe rugueuse à Spontin (zone de captages Vivaqua), (C) aménagement d'une rivière de contournement à Purnode, (D) construction d'une passe à bassins technique à Yvoir, (E) aménagement d'un dispositif combinant des pré-barrages avec une rivière de contournement à Braibant.....	90
Figure 2.20 : Variété des dispositifs mis en place dans le cadre de la restauration de la continuité longitudinale dans le bassin versant du Bocq (Peeters <i>et al.</i> , 2013a).....	91
Figure 2.21 : Coût moyen par mètre de dénivelé des travaux de levée de 20 obstacles dans le bassin versant du Bocq (Peeters <i>et al.</i> , 2013a).....	91
Figure 2.22 : Obstacles aménagés pour rétablir la libre circulation des poissons dans le bassin versant du Bocq. Les obstacles toujours présents en 2016 sont également représentés (sauf les obstacles « mineurs ») et les plus long linéaires dépourvus d'obstacles sont indiqués par un trait tireté vert (recensement modifié d'après Fédération des Pêcheurs de l'Est, 2004).....	92
Figure 2.23 : Réseau hydrographique et relief du bassin versant de l'Eau Blanche.....	93
Figure 2.24 : Carte géologique du bassin versant de l'Eau Blanche.....	94
Figure 2.25 : Profil longitudinal de l'Eau Blanche et sectorisation de la pente de l'Eau Blanche (données issues de l'Atlas des Cours d'Eau de 1993, Ministère de la Région Wallonne).....	95
Figure 2.26 : L'Eau Blanche (A) à Mariembourg (secteur rectifié à faible pente) et (B) à Nismes (secteur à pente modérée).....	96
Figure 2.27 : Rectification de l'Eau Blanche à Boussu-en-Fagne : (A) Plan de la Wateringue de l'Eau Blanche (dressé en 1920 et révisé en 1944) ; (B) Carte IGN (2008) sur laquelle a été superposé le tracé de l'Eau Blanche issu du plan de la Wateringue.....	98
Figure 2.28 : Exemples d'aménagement sur le Bocq : (A) reméandration basée sur l'ancien tracé de la rivière et placement de graviers dans le chenal sur l'Eau Blanche à Boussu-en-Fagne, (B) reméandration secondaire au sein du lit mineur sur l'Eau Blanche à Nismes (3 mois après les travaux), (C) reméandration secondaire au sein du lit mineur sur l'Eau Blanche à Nismes (16 mois après les	

travaux), (D) déflecteur en rive gauche et banquette en rive droite sur l'Eau Blanche à Mariembourg, (E) risberme et plantation d'hélophytes en rive gauche et placement de graviers dans le chenal sur l'Eau Blanche à Mariembourg.....	100
Figure 3.1 : Types of weirs: (A) weir without sluice gates in the main channel, (B) weir with sluice gates on the side in the main channel, (C) sluice gate system above the weir in the main channel.....	104
Figure 3.2 : (A) and (B) Location of the Bocq catchment in Belgium. (C) Location of the weir study sites (ID letter) within the catchment.....	105
Figure 3.3 : Longitudinal profile of the Bocq River and D_{50} and D_{90} of the surface grain size distributions. The profile shows the location of the ironworks, the weirs in good condition and the weir study sites (ID letter).....	106
Figure 3.4 : Weir study sites. Kilometre numbers indicate distance downstream.....	110
Figure 3.5 : Diagram of the volume calculations of the reservoir capacity and the stored sediment.....	112
Figure 3.6 : Bedload trapped in the Purnode 1 reservoir (site E). (A) Longitudinal profile based on the mean bed elevation of cross sections (between bank toes); sediment characteristics upstream, downstream and within the reservoir; and percentage of slag particles (error bars denote standard deviation 2σ). (B) River discharge values (1-h frequency records) at the Yvoir gauging station (Wallonia, DCENN, Aqualim). Q_b : bankfull discharge and Q_{10} : 10-yr return period discharge. (C) Cross section of the weir and elevation of bedload sediment behind the weir.....	116
Figure 3.7 : Bedload transport over weir site D. (A) Localization of tracer deployment and the PIT-tagged pebbles surveyed on S3. The size of the red circles indicates their b-axis. (B) Cross section of the weir and the elevation of trapped bedload sediment behind the weir. (C) Flushing gate damaged by the 21/09/2014 peak flow ($Q = 19 \text{ m}^3/\text{s}$; $RI = 2.5 \text{ yr}$).....	120
Figure 4.1 : Location of the study sites within Belgium (A) and at the regional scale (B).....	132
Figure 4.2 : Spawning study sites. Gravel was arranged along hydraulic structures made of wood at sites EB1, Bo1 and Bo2 and upstream of rock weirs at site Bo3. Sites EB2 and EB3 have no hydraulic structures. The PIT-tagged gravels are visible in red at site Bo2.....	136
Figure 4.3 : Monitoring framework related to the hydrograph of the 6 study sites. Red diamonds show the theoretical thickness of the gravel layer (calculated from the area and the volume of the added gravel), and grey diamonds show the measured thickness of the gravel layer (mean with error bars representing the standard deviation 1σ). Red squares denote the theoretical thickness of the clogged gravel layer (assumed equal to 0 cm at the time of placement), and grey squares denote the measured thickness of the clogged gravel layer (mean with error bars representing the standard deviation 1σ and numbers referring to the number of measures). Circles show the PIT-tagged surveys (S_i) with a colour indicating a tracer deployment (in red), a lack of mobilization (in white) and a significant mobilization (in black). Q_b represents the bankfull discharge, and Q_c shows the theoretical critical discharge of the added gravel for all sites, except for site F, where Q_c was determined empirically.....	141

Figure 4.4 : Distance travelled by the PIT-tagged gravels between their deployment (S_0) and their latest survey (S_i) as a function of particle size. The time elapsed since tracer deployment is indicated in brackets.	143
Figure 4.5 : Gravel dispersion at site Bo3. (A) Location of the tracer study reach within the channelized reach. (B) Tracer location along the study reach for S_0 (and first gravel placement), S_3 , S_5 (and second gravel placement) and S_7 . Distances are measured from the entrance of the channelized reach along the right bank. The PIT-tagged pebbles were deployed in three lines. (C) Cumulative distribution of the 7 tracer surveys (S_i).....	145
Figure 4.6 : Gravel dispersion at site EB3. (A) Gravel placements and tracer locations along the restored reach for S_5 . (B) Cumulative distribution of the 5 tracer surveys (S_i). The PIT-tagged gravels were deployed on three patches of spawning gravel. Distances were measured from the most upstream patch of tracer deployment along the channel centreline.....	147
Figure 4.7 : Mean transport distance related to (A) the unit stream power of Q_{max} for the spawning study sites and reference sites from river reaches in Wallonia (Peeters <i>et al.</i> , 2013b; Houbrechts <i>et al.</i> , 2015), (B) the unit excess stream power of Q_{max} for the spawning study sites, and (C) the sum of the unit excess stream power values for the peak flows $>Q_c$ for the spawning study sites. The regression lines do not include the first surveys after tracer seeding. Travel distances at site EB3 are those observed in the new meandering reach.....	149
Figure 5.1 : Ouvrages de protection de berges en génie végétal couramment utilisés en Wallonie : (A) Fascine ; (B) Peigne ; (C) Caisson ; (D) Système d'épis végétaux (modifié depuis Verniers <i>et al.</i> , 2009).....	162
Figure 5.2 : Localisation des sites d'étude. (A) Situation ; (B) Sites d'étude et régions géomorphologiques. Le numéro d'identification (ID) réfère au Tableau 5.1. E-V-M signifie Entre-Vesdre-et-Meuse.....	163
Figure 5.3 : État des ouvrages de protection de berges en relation avec leur âge et la puissance spécifique des crues qu'ils ont subies. A. Fascine. B. Peigne. C. Caisson. D. Système d'épis. 1. Ouvrage en bon état et berge stabilisée ; 2. Ouvrage dégradé mais berge stabilisée ; 3. Ouvrage dégradé et berge en cours d'érosion. Le numéro d'identification (ID) réfère au Tableau 1. ID-1. Ourthe (Moircy) ; ID-2. Aisne (Juzaine) ; ID-3. Gueule (Plombières) ; ID-4. Berwinne (Berneau) ; ID-5. Eau Blanche (Nismes) ; ID-6. Mehaigne (Ambresin) ; ID-7. Rulles (Ansart) ; ID-8. Ligne (St-Martin) ; ID-9. Lienne (Chession) ; ID-10. Eau Noire (Petigny) ; ID-11. Sûre (Radelange) ; ID-12. Lesse (Furfooz) ; ID-13. Geer (Bergilers) ; ID-14. Rulles (Ansart) ; ID-15. Lesse (Villers-sur-Lesse) ; ID-16. Berwinne (La Folie).....	168
Figure 5.4 : Aisne à Juzaine (ID-2a) : fascine 15 ans après sa mise en place. Vue vers l'aval.....	169
Figure 5.5 : Berwinne à Berneau (ID-4a) : berge stabilisée, fascine détruite et légère reprise d'érosion du pied de berge 16 ans après les travaux. Les flèches blanches montrent les piquets de l'ancienne fascine.....	170
Figure 5.6 : Aisne à Juzaine (ID-2b) : peigne détruit 15 ans après sa mise en place et berge en cours d'érosion. Vue vers l'amont. Les flèches blanches montrent les piquets métalliques de l'ancien peigne.....	171

Figure 5.7 : Peigne sur la Ligne à Saint-Martin (ID-8). Vue vers l'aval. (A) Juste après sa mise en place ; (B) Développement des boutures de saule sur le peigne 21 mois après leur mise en place.....	172
Figure 5.8 : Caisson sur l'Eau Noire à Petigny (ID-10). (A) Pendant sa mise en place en 1996 (photo L.-M. Petiau) ; (B) Plantation d'aulnes sur le caisson (photo L.-M. Petiau) ; (C) Caisson détruit 20 ans après son installation ; (D) Détail des rondins endommagés.....	174
Figure 5.9 : Caisson sur la Sûre à Rademange (ID-11). Vue vers l'amont. (A) Pendant sa mise en place en 1997 (photo D. Genin) ; (B) Plantations sur les marches d'escalier (photo D. Genin) ; (C) Caisson végétalisé 19 ans après son installation ; (D) Détail des saules de l'étage inférieur.....	175
Figure 5.10 : Epis composés de branchages sur la Lesse à Villers-sur-Lesse (ID-15). Vue vers l'amont. (A) Pendant leur mise en place en 1996 ; (B) 20 ans après leur mise en place. La flèche blanche montre l'extension d'un des épis détruits.....	176
Figure 5.11 : Modèle conceptuel de l'évolution de la résistance des aménagements de protection de berges en technique végétale. ω = estimation minimale de la puissance spécifique admissible ; T_0 = Mise en place de l'aménagement ; T_1 = Aménagement végétalisé ($T_0 + 2-3$ ans) ; T_2 = État de l'aménagement sur le long terme ($T_0 + 12-15$ ans).....	178
Figure 5.12 : Diagramme définissant l'efficacité potentielle d'un projet de protection de berges par peigne. 1. Bonne efficacité potentielle ; 2. Mauvaise efficacité potentielle. ω_b = Puissance spécifique pour le débit à plein bord ; MES = Concentration des Matières En Suspension pour le débit à plein bord.....	180
Figure 6.1 : Modèle conceptuel illustrant l'impact de la construction d'un ouvrage en travers sur le transport sédimentaire : (a) en aval d'un grand barrage et (b) en aval d'un déversoir (Casserly <i>et al.</i> , 2020).....	189

Table des tableaux

Tableau 1.1 : Relations empiriques entre les fluctuations des variables de contrôle et les ajustements des variables de réponse (Schumm, 1977). Q : débit liquide ; Qs : débit solide ; l : largeur du chenal ; z : profondeur du chenal ; p : pente ; l/p : ratio largeur/profondeur ; λ : longueur d'onde des méandres ; Si : sinuosité.....	9
Tableau 1.2 : Principales interventions employées dans le cadre d'une chenalisation de cours d'eau et impacts associés (modifié d'après Brookes, 1988 ; Parrot, 2015 ; Chardon, 2019).....	21
Tableau 1.3 : Classification des actions en fonction du type de restauration et des mesures mises en œuvre (Morandi & Piégay, 2011).....	28
Tableau 1.4 : Outils et méthodes, regroupés par sources d'information, utilisés pour détecter les changements au sein des systèmes fluviaux (modifié depuis Knighton, 1998 ; Brierley & Fryirs, 2005 ; Grabowski <i>et al.</i> , 2014).....	33
Tableau 2.1 : Caractéristiques des cartes anciennes utilisées dans ce travail.....	54
Tableau 2.2 : Caractéristiques des plans anciens utilisés dans ce travail.....	56
Tableau 2.3 : Stations limnigraphiques analysées dans les différentes parties de ce travail.....	62
Tableau 2.4 : Caractéristiques géomorphologiques de trois stations situés sur le Bocq.....	78
Tableau 2.5 : Synthèse des relevés réalisés dans la plaine alluviale du Bocq et du Leignon.....	85
Tableau 2.6 : Caractéristiques géomorphologiques de trois stations étudiées sur l'Eau Blanche.....	96
Tableau 2.7 : Comparaison des paramètres morphologiques de l'Eau Blanche avant et après sa chenalisation (Peeters <i>et al.</i> , 2013c).....	97
Table 3.1 : Survey of weirs in 2009 on the Bocq River.....	108
Table 3.2 : Characteristics of the weir study sites.....	109
Table 3.3 : Methodology applied to the weir study sites.....	111
Table 3.4 : Volume estimates of bedload sediment stored in the reservoir compared to the original reservoir storage capacity (with estimates of uncertainty in parentheses).....	115
Table 3.5 : Specific percentiles of the surface grain size distributions upstream and downstream of weirs, and percentage of slag particles (with standard deviation in parentheses).....	117
Table 3.6 : PIT-tagged pebble surveys at study site D and the characteristics of flow events and sediment movement. Tracking length refers to the distance surveyed upstream (with a minus sign) and downstream (with a plus sign) of the weir crest. *S2 was limited to the wadable part of the reservoir.....	119
Table 4.1 : Characteristics of the spawning study sites: The initial thickness of the gravel layer was inferred from the amount of gravel dumped and the area of the spawning ground.....	133
Table 4.2. Spawning habitat preferences of the studied target species.....	135

Table 4.3 : Near-bed water velocity and water depth of the rehabilitated spawning grounds (mean with standard deviation).....	139
Table 4.4 : Synthesis of PIT-tagged particle tracking and characteristics of the related flow events. Italics indicate significant displacements defined by a mean travel distance ≥ 1 m and a percentage of mobile tracer $\geq 10\%$	142
Table 4.5 : Synthesis of PIT-tagged particle tracking and characteristics of the related flow events at site C, with the meandering and straightened reaches treated separately.....	147
Tableau 5.1 : Caractéristiques des sites d'étude.....	163
Tableau 5.2 : État des protections de berges par fascine et caractéristiques des crues subies.....	169
Tableau 5.3 : État des protections de berges par peigne et caractéristiques des crues subies.....	171
Tableau 5.4 : État des protections de berges par caisson et caractéristiques des crues subies.....	173
Tableau 5.5 : État des protections de berges par épis et caractéristiques des crues subies.....	177
Tableau 5.6 : Facteurs d'échec de projets de stabilisation de berges.....	178