



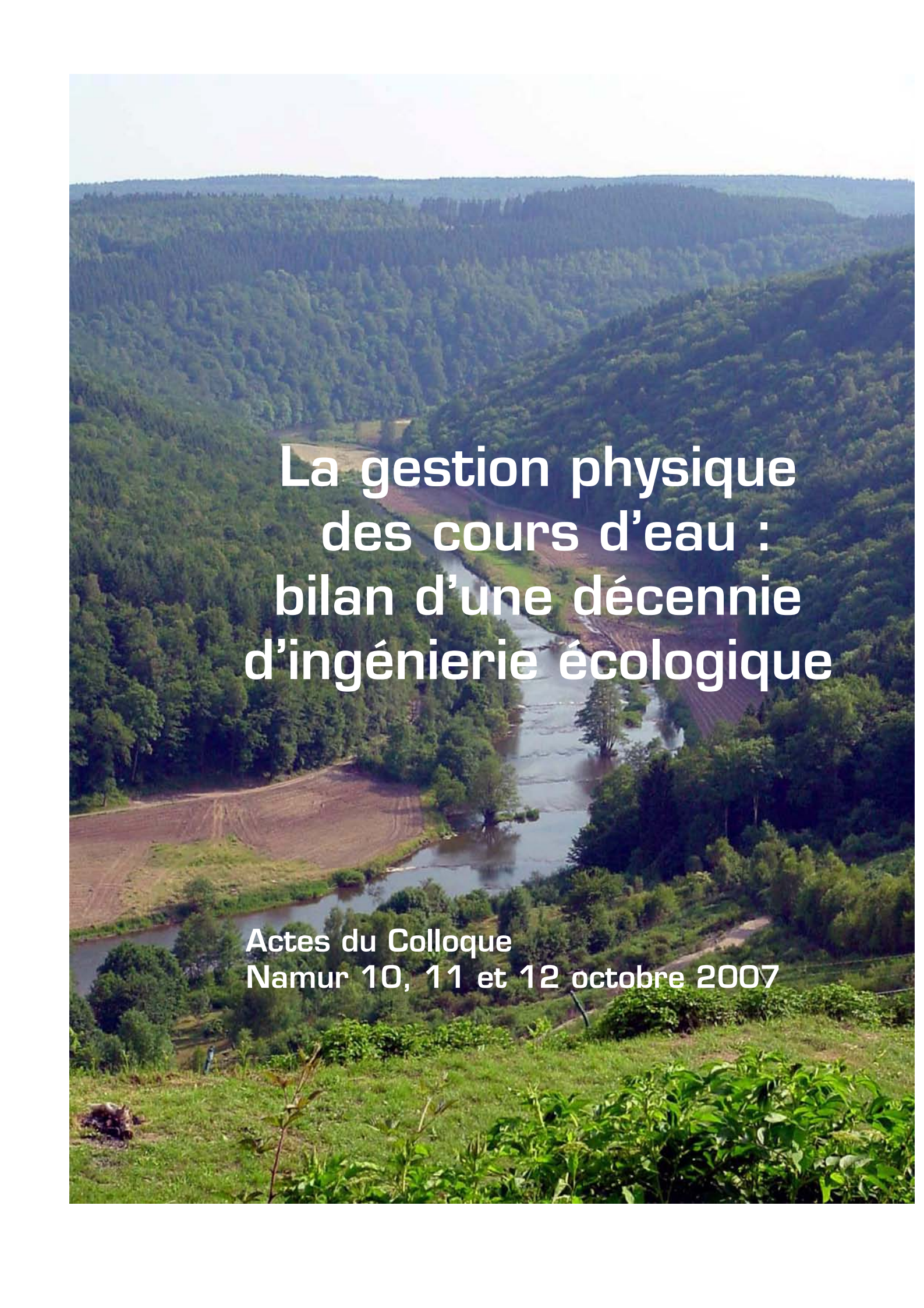
La gestion physique des cours d'eau : bilan d'une décennie d'ingénierie écologique

Actes du Colloque
Namur 10, 11 et 12 octobre 2007

Groupe Interuniversitaire de Recherches
en Ecologie Appliquée - FUNDP

Laboratoire d'Hydrographie et de
Géomorphologie Fluviale



An aerial photograph of a river valley. The river flows through a landscape of dense green forests. A large, irregularly shaped area of brown, cleared land is visible on the left side of the river, extending into the valley. The foreground shows a grassy slope with some green plants. The sky is a pale, clear blue.

La gestion physique des cours d'eau : bilan d'une décennie d'ingénierie écologique

Actes du Colloque
Namur 10, 11 et 12 octobre 2007

Coordination et conception du document : Gisèle VERNIERS - GIREA FUNDP

**Supervision scientifique : François PETIT - Laboratoire d'Hydrographie et de
Géomorphologie Fluviale ULg**

**Comité de lecture : Alexandre PEETERS, Eric HALLOT, Geoffrey HOUBRECHTS,
Jean VAN CAMPENHOUT - LHGF ULg**

**Responsable de l'édition : Francis LAMBOT - Direction des Cours d'Eau non
navigables – Ministère de la Région wallonne**

Mise en page : Philippe LEROY - GIREA FUNDP

Avant-propos

Claude DELBEUCK, Directeur général

Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement

La Wallonie est sillonnée par plus de 18.000 km de cours d'eau, ce qui représente plus de 12.000 rivières. Les cours d'eau sont donc omniprésents et représentent une des richesses de notre patrimoine wallon qu'il faut préserver et restaurer.

Ceux-ci sont actuellement concernés par la mise en œuvre des directives européennes relatives, d'une part, au réseau écologique européen "Natura 2000", qui comprend la Directive Oiseaux et la Directive Faune-Flore-Habitats et d'autre part, à la qualité de l'eau, par la Directive 2000/60 sur l'Eau, mieux connue sous le nom de Directive-cadre Eau. Celle-ci a été traduite en droit wallon dans le Code de l'Eau, constituant lui-même un des chapitres du Code de l'Environnement.

Ces directives ont en commun un même objectif, qui est le maintien ou l'amélioration de la qualité des cours d'eau.

Pour être tout à fait complet, il faut évoquer également la Directive Benelux M(96) du 26 avril 1996 par laquelle la Région wallonne se voit dans l'obligation de réaliser des travaux visant à rétablir la libre circulation des poissons (salmonidés migrateurs et anguille) dans les cours d'eau navigables et non navigables.

En Région wallonne, c'est la Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement (DGRNE) qui s'est vue confier la tâche de mener à bien l'application de ces Directives européennes. Dans le cadre de la modernisation de l'administration régionale, ce concept eau lié à la qualité écologique a été, à nouveau, confirmé au sein d'une même structure et ce rassemblant la gestion physico-chimique et la gestion du milieu vivant

Ceci rend dès lors possible une approche commune aux différents acteurs, principalement la Division de l'Eau et la Division Nature et Forêts, appuyés par bon nombre de chercheurs des universités et de bureaux d'études ainsi que par le Centre de Recherche de la Nature, de la Forêt et du Bois et les autres Directions générales.

La Directive 2000/60 a introduit le principe de la coordination transfrontalière au sein des bassins hydrographiques, afin de parvenir à une bonne qualité de toutes les eaux, mais elle n'a pas fixé d'objectifs en ce qui concerne la gestion des risques d'inondation.

C'est ainsi que la Directive 2007/60 du 17 septembre 2007, relative à l'évaluation et à la gestion des inondations, vise à gérer et à réduire les risques dus aux inondations en particulier le long des rivières et il conviendra de la traduire en droit wallon dans les deux ans.

Toutes ces directives ont un commun dénominateur, la nécessité de gérer le mieux possible les berges et les lits des cours d'eau, autrement dit la qualité hydromorphologique des rivières, en prenant comme unité d'appréciation la masse d'eau définie dans la Directive-cadre Eau.

Les cours d'eau wallons sont gérés essentiellement par les services publics. Cela constitue une exception au niveau de l'Europe et cela permet de mieux développer des politiques intégrées.

C'est ainsi que l'administration, et plus spécialement la Division de l'Eau à travers la Direction des Cours d'Eau non Navigables, s'est attachée depuis plus de vingt ans à étudier et à tester des techniques de restauration de cours d'eau.

Les dix premières années ont porté sur de petits tests, accompagnés en cela par des chercheurs wallons qui ont défini les procédures de base et produit les premières publications sur les espèces à utiliser. Ces publications font toujours autorité chez nous et à l'étranger.

Il y a dix ans a débuté la mise en œuvre de chantiers d'envergure, destinés à juger si ces techniques, dites douces, peuvent rivaliser avec les techniques classiques longtemps décriées comme artificialisant les cours d'eau.

Les résultats de ces recherches et de leurs suivis sont exposés ci-après dans les actes du colloque sur la gestion physique des cours d'eau et je vous en laisse juge. Elles apporteront sans nul doute des réponses mais poseront surtout des questions sur la manière de gérer l'écosystème-rivière, en adéquation avec la

protection des biens et des personnes, dans le cadre des obligations européennes et dans un contexte international pessimiste, je pense ici aux effets annoncés du changement climatique.

Gageons que les scientifiques et les ingénieurs mettront en œuvre des solutions pour garantir aux générations futures un cadre agréable de vie, c'est le meilleur que je puisse nous souhaiter.

Je vous donne rendez-vous dans quelques années pour montrer l'engagement de l'administration et des acteurs de l'eau à dépasser les concepts et à les mettre en pratique.

Sommaire

Programme du colloque	1
La Directive-cadre Eau (DCE) et la qualité hydromorphologique des cours d'eau wallons	3
GERARD Pierre	
La typologie et les caractéristiques hydromorphologiques des cours d'eau wallons	7
PETIT François	
Biodiversité et caractéristiques physiques des cours d'eau	17
PHILIPPART Jean-Claude	
La restauration hydromorphologique des cours d'eau : concepts et exemples en France	27
MALAVOI Jean-René	
De la correction à la décorrection, en passant par le génie végétal : synthèse et évolution de l'ingénierie biologique	51
LACHAT Bernard	
River Restoration practice in the UK : Past experiences and future direction	67
SKINNER Kevin	
Bilan d'une décennie d'ingénierie écologique en Région wallonne	73
LAMBOT Francis	
Régionalisation des débits en Région wallonne	81
GAILLIEZ Sébastien	
Protection des habitats de la moule perlière (<i>M. margaritifera</i>) en Belgique. Bilan des 5 années du projet Life Nature	91
MOTTE Grégory	
Restauration morphologique des cours d'eau pour les habitats et espèces « Natura 2000 »	95
KEULEN Christine	
Réhabilitation de cours d'eau : complémentarité de la morphologie et de la qualité de l'eau	101
DUPONT Etienne, HALLOT Eric	
Bases biologiques et éco-hydrauliques pour la restauration de la continuité piscicole en rivière : premier bilan et perspectives	113
OVIDIO Michaël	
La gestion de la ripisylve : focus sur l'aulne	123
MOUCHET Frédéric	
Tests de gestion mécanique des Renouées envahissantes (<i>Fallopia</i> spp.) le long des berges en Région wallonne	131
PIERET Nora	
Gestion physique concertée des cours d'eau en basse Semois, 10 années d'expérience avec le contrat de rivière	137
ROSILLON Francis	
Le bassin du Drugeon : histoire tourmentée d'une zone humide d'altitude, de la correction et du drainage à la restauration	145
RESCH Jean-Noël	
La restauration des habitats humides au Grand-Duché de Luxembourg	155
KIRPACH Jean-Claude, BUNUSEVAC Micha	
Assainissement et réhabilitation du Nant des Grebattes (Genève)	167
PILLET Stéphane	
Stream restoration, a major condition to reach the Water Framework Directive goals : examples from southern Limburg	175
TOLKAMP Harry	

Préconisations de gestion physique de petits hydrosystèmes périurbains : l'exemple du bassin de l'Yzeron (France)	177
SCHMITT Laurent	
Mise en place de suivis post-travaux : essai d'évaluation des gains biologiques et physiques sur les écosystèmes restaurés	187
VIGIER Laure, CAUDRON Arnaud	
Le SYstème Relationnel d'Audit de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau (SYRAH-CE). Outil multi-échelle d'aide à la décision pour la gestion des cours d'eau	195
CHANDESRIS André	
Etude de la qualité hydromorphologique de la rivière Eau d'Heure avec QUALPHY	201
HECQ Benoît	
Evaluation de la qualité physique des cours d'eau avec QUALPHY, étude de cas appliquée au Bocq	209
VAN BRUSSEL Sofie	
Etat phytosanitaire des principales essences ligneuses des milieux rivulaires	215
ABRAS Stéphane, CHANDELIER Anne	
Le Plan de Gestion Piscicole de la Semois	219
CONJAERTS Colette, NEDERLANDT Nicolas	
La jonction thalwegs – cours d'eau : pour une gestion dès l'amont	225
DAUTREBANDE Sylvia, DEGRE Aurore	
L'observatoire du paysage : compte-rendu de l'expérience menée par le contrat de rivière Semois-Semoy	229
LOBET Jérôme	
Listing des posters	235
Comptes-rendus des visites sur le terrain	237
• Synthèse de la visite de terrain sur la Berwinne à Dalhem	239
• Synthèse de la visite de terrain sur la Lesse à Villers-sur-Lesse et Lessive	244
• Synthèse de la visite de terrain sur la Semois à Etalle et sur la Sûre à Strainchamps	249
Contenu du CD-Rom :	
• Posters	
• PPT des exposés	
• Quelques photos... souvenir !	

Programme du colloque

Mercredi 10 octobre 2007

8h30 – 9h : Accueil

9h15 – 9h25 : B. Lutgen - Ministre de l'Agriculture, de la Ruralité, de l'Environnement et du Tourisme

9h25 – 9h35 : F. Lambot – Direction des Cours d'Eau non Navigables

9h35 – 9h55 : P. Gérard - CRNFB – La DCE et la qualité hydromorphologique des cours d'eau wallons

10h00 – 10h30 : pause-café

Matinée : président de séance : Pierre Gérard – Directeur du CRNFB

1^{er} thème : la gestion du milieu physique

10h30 – 10h50 : F. Petit – ULg/LHGF - La typologie et les caractéristiques hydromorphologiques des cours d'eau wallons

10h50 – 11h10 : P. Dewil – DGVH/SETHY – Implication de la Directive inondation sur la gestion physique des cours d'eau en Région wallonne – Plan Pluies

11h10 – 11h30 : J.-C. Philippart – ULg/LDPH – Biodiversité et qualité physique des cours d'eau

11h30 – 12h00 : questions - réponses

12h00 – 13h30 : lunch

Après-midi : président de séance : Jean-Claude Micha – Professeur émérite FUNDP

2^{ème} thème : l'ingénierie écologique

- **Les techniques végétales : stratégie de restauration des bandes riveraines**
- **Les projets de restauration / réhabilitation**

13h30 – 14h10 : J.-R. Malavoi – Ingénieur conseil - France – La restauration hydromorphologique des cours d'eau : concepts et exemples en France

14h10 – 14h50 : B. Lachat – BIOTEC - Suisse – De la chenalisation à la « décorrection » en passant par le génie végétal : synthèse de l'évolution de l'ingénierie biologique

14h50 – 15h30 : K. Skinner – Jacobs School Green - Grande-Bretagne - River Restoration practice in the UK : past experiences and future directions

15h30 – 16h00 : débat

16h00 – 16h30 : pause-café

16h30 – 17h00 : F. Lambot - DCENN – Bilan d'une décennie d'ingénierie écologique en Région wallonne

17h00 – 18h00 : présentation des posters



Jeudi 11 octobre 2007

Thème : **les expériences pratiques de gestion du milieu physique**

Matinée : président de séance : Jean-René Malavoi – Ingénieur conseil - France

9h – 9h20 : S. Gailliez – DCENN - La régionalisation des débits en région wallonne

9h20 – 9h40 : JM. Marcoen - FUSAGx - GERIV : Système informatisé à référence spatiale dédié aux cours d'eau non navigables en Région wallonne

9h40 – 10h : G. Motte, C. Keulen – CRNFB - Restauration morphologique des cours d'eau pour les habitats et espèces N2000

10h – 10h20 : E. Dupont, E. Hallot – CRNFB, ULg/LHGF – Réhabilitation de cours d'eau : complémentarité de la morphologie et de la qualité de l'eau

10h20 – 10h50 : pause café

10h50 – 11h10 : M. Ovidio – ULg/LDPH - Bases biologiques et éco-hydrauliques pour la restauration de la continuité piscicole en rivière – premier bilan et perspectives

11h10 – 11h30 : N. Debruxelles, F. Mouchet – FUSAGx – La gestion de la ripisylve : focus sur l'aulne

11h30 – 11h50 : N. Pieret – FUSAGx – Essais de gestion de la renouée du Japon le long des cours d'eau en Région wallonne

11h50 – 12h10 : F. Rosillon – ULg - Gestion concertée des cours d'eau en basse Semois, 10 années d'expérience avec le contrat de rivière

12h10 – 12h30 : débat

12h30 – 14h : repas

Après-midi : président de séance : Bernard Lachat – Directeur BIOTEC - Suisse

14h – 14h20 : S. Jund – SINBIO – Bilan de l'application des techniques végétales en France : techniques mises en place et premiers résultats des suivis

14h20 – 14h40 : J.-N. Resch – Communauté de communes du Plateau de Frasne - Le bassin du Drugeon : histoire tourmentée d'une zone humide d'altitude, de la correction et du drainage à la restauration (France)

14h40 – 15h : J.-C. Kirpach, M. Bunusevac – Ministère de l'Environnement – La restauration des habitats humides au Grand Duché du Luxembourg

15h – 15h20 : S. Pillet – BTEE – Assainissement et réhabilitation du Nant des Grebattes à Genève (Suisse)

15h20 – 15h50 : pause-café

15h50 – 16h10 : H. Tolkamp – Waterschap Roer en Overmaas - Restauration des cours d'eau, une condition majeure pour atteindre les objectifs de la DCE : exemple au sud Limbourg (Pays-Bas)

16h10 – 16h30 : L. Schmitt, L. Groprêtre et al – Université Lyon 2 – Géomorphologie et gestion environnementale des petits hydrosystèmes péri-urbains : l'exemple du bassin de l'Yzeron (France)

16h30 – 16h50 : A. Caudron, L. Vigier.– Fédération de pêche Haute-Savoie - Mise en place de suivis post-travaux : essai d'évaluation des gains biologiques et physiques sur les écosystèmes restaurés (France)

16h50 – 17h20 : débat

17h20 – 18h30 : posters

18h30 : réception sur place – buffet dînatoire



La Directive-cadre Eau (DCE) et la qualité hydromorphologique des cours d'eau wallons

GERARD Pierre

Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois – DGRNE - Gembloux
p.gerard@mrw.wallonie.be

1. Introduction

La composante hydromorphologique constitue un axe de travail majeur dans la mise en œuvre de la directive européenne 2000/60/EC établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. La directive, dont l'objet majeur est l'atteinte du bon état ou du bon potentiel écologique, fait sans cesse référence à l'hydromorphologie des masses d'eau. Les critères hydromorphologiques sont en effet utilisés dans différents aspects de la mise en œuvre de la DCE qu'il s'agisse de la délimitation des masses d'eau, de leur caractérisation ou du diagnostic de leur qualité.

2. Typologie, délimitation des masses d'eau de surface et caractéristiques hydromorphologiques

La DCE impose le découpage du réseau hydrographique en fonction de critères relatifs :

- à la taille du bassin versant (petit, moyen, grand ou très grand) ;
- aux régions naturelles (Condroz, Famenne, Ardenne, Lorraine belge, région limoneuse, région fagnarde) ;
- aux classes de pente (forte, moyenne ou faible).

Sur base de ces critères, 24 types de cours d'eau différents ont été identifiés en Région wallonne et le territoire wallon a été découpé en 355 masses d'eau.

3. Caractérisation des masses d'eau de surface et paramètres hydromorphologiques

La détermination des masses d'eau artificielles s'est faite sur avis d'expert (il s'agit essentiellement de canaux). L'analyse des pressions hydromorphologiques a permis notamment la distinction entre masses d'eau naturelles, artificielles ou fortement modifiées (CIS WK-group, 2003).

En Région wallonne, cette analyse a été réalisée grâce la mise au point d'un outil d'évaluation globale de la qualité hydromorphologique des masses d'eau, développé en simplifiant la méthodologie « Qualphy » créée par l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse (Guyon *et al.*, 2006).

Un indice global de la qualité hydromorphologique a pu être établi pour chaque masse d'eau. Celui-ci tient compte de critères d'altération relatifs respectivement à la morphologie du cours d'eau (score morphologique), à l'intégrité du cycle hydrologique (score hydrologique) et à la continuité longitudinale des cours d'eau.

Les critères d'altération relatifs à la morphologie du lit et des berges sont :

- les modifications de la chenalisation appréciées par comparaison des tracés actuels et anciens des cours d'eau (sources : cartes IGN topographiques les plus récentes et cartes de Vander Maelen dressées en 1850) ;
- les perturbations du caractère naturel des berges appréciées par une approche cartographique des linéaires de berges aménagées ;
- les perturbations dans la continuité de la ripisylve appréciées à partir de photographies aériennes récentes.

Les critères d'altération relatifs à l'intégrité du cycle hydrologique sont :

- les modifications relatives à la stabilité du cycle hydrologique traduites par la présence d'ouvrages hydrauliques (barrages, réservoirs...) ou d'aménagements pour la navigabilité (elles sont appréciées par les données relatives au pourcentage de linéaires des cours d'eau impactés) ;

- les perturbations du débit d'étiage engendrées par les prélèvements d'eaux de surface nécessaires pour satisfaire les besoins domestiques et leurs impacts parfois non négligeables sur la faune et la flore aquatiques.

Les critères d'altération relatifs à la continuité longitudinale des cours d'eau sont liés à la présence d'obstacles pour le transport solide (matériaux du lit) ou pour la libre circulation de la faune et de la flore aquatiques. Ce critère est apprécié en fonction du degré de sévérité des obstacles et du pourcentage de linéaire de cours d'eau affecté par ceux-ci au sein du bassin versant.

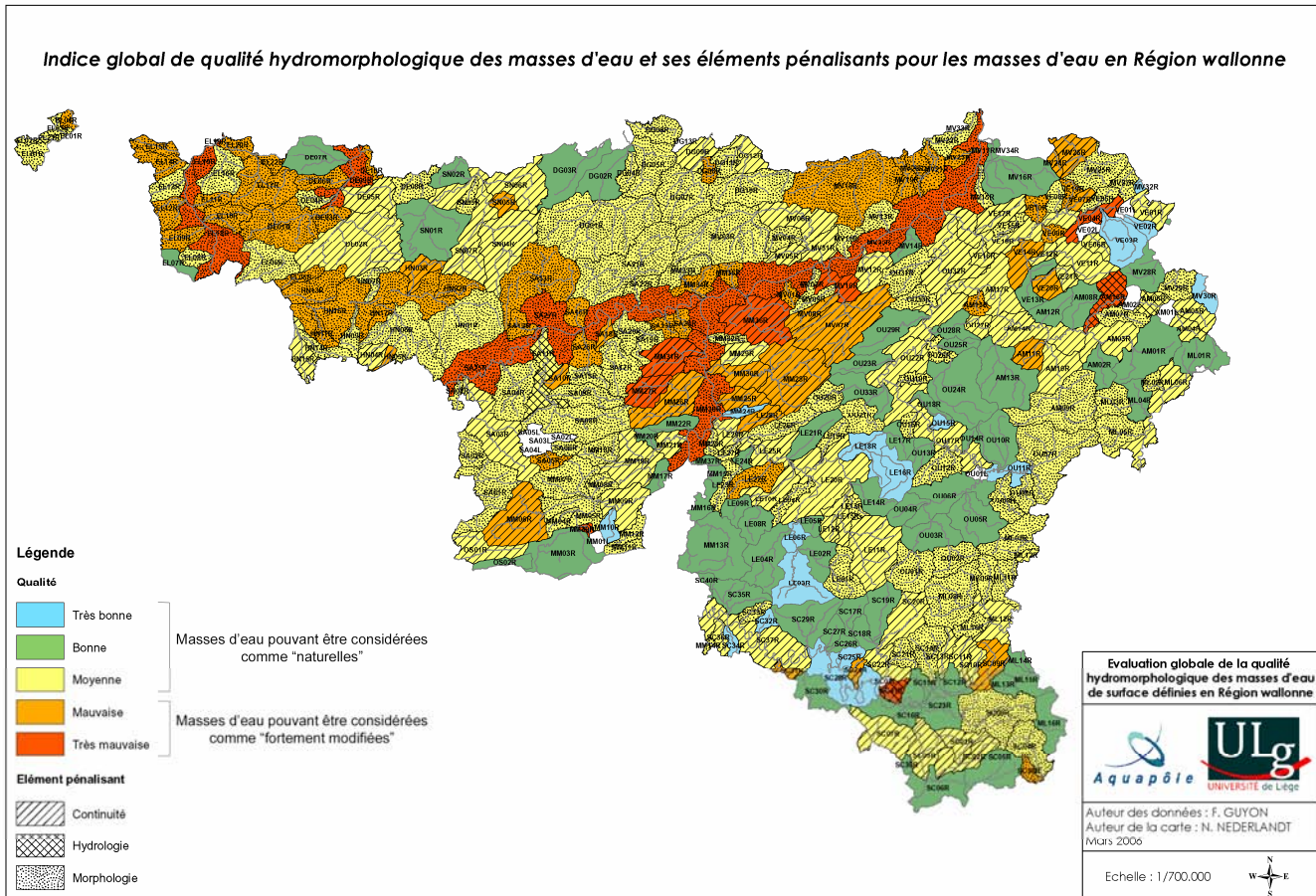


Figure 1 : Répartition des masses d'eau en Région wallonne en fonction de leur qualité hydromorphologique (Guyon et al. 2006)

Lors du calcul de l'indice de qualité globale hydromorphologique, la plupart des critères d'altération morphologique énoncés ci-dessus ont été pondérés en fonction de paramètres comme la largeur du lit majeur du cours d'eau, le type physique auquel le cours d'eau appartient, le type de vallée...

Les indices de qualité hydromorphologique obtenus ont été répartis en 5 classes (Très bonne, Bonne, Moyenne, Médiocre, Mauvaise) comme l'impose la DCE (figure 1).

Les masses d'eau présentant un indice de qualité hydromorphologique global > 40 (de 40,1 à 100) ont été considérées comme des masses d'eau « naturelles » (classes moyenne à très bonne). Les masses d'eau présentant un indice hydromorphologique < 40 ont été considérées comme « fortement modifiées ». En Région wallonne, les masses d'eau fortement modifiées sont de trois types : les rivières canalisées (exemple : la Meuse, la Sambre...), la majorité des réservoirs de barrages (exemple : le lac de Nisramont...) et les rivières sur lesquelles s'exercent des pressions hydromorphologiques importantes évoquées ci-dessus (cours d'eau rectifiés comme la Dendre...).

Parmi les 355 masses d'eau de la Région wallonne, 246 sont qualifiées de « naturelles », 92 sont « fortement modifiées » et 17 sont « artificielles ».

Cette distinction, imposée par la DCE, implique des objectifs environnementaux qui peuvent être parfois différents des masses d'eau naturelles. Rappelons que la directive impose, à l'horizon de 2015, le bon état

écologique pour les masses d'eau naturelles et le bon potentiel écologique pour les masses d'eau fortement modifiées.

4. Diagnostic de l'état écologique des masses d'eau et qualité hydromorphologique

La DCE impose d'appréhender la qualité des eaux de surface selon trois aspects :

- **l'état écologique** (critères biologiques, physico-chimiques et hydromorphologiques) ;
- **l'état chimique** (lié à la présence de substances chimiques dangereuses) ;
- **l'état quantitatif** (débits significatifs soutenant les états écologiques et chimiques).

En ce qui concerne les eaux de surface, ce sont essentiellement les états écologique et chimique qui sont analysés.

L'état écologique est évalué en tenant compte non seulement de la qualité biologique de la masse d'eau mais aussi des qualités physico-chimique et hydromorphologique.

Pour établir le diagnostic écologique de la masse d'eau, les différents éléments sont intégrés selon le schéma repris ci-dessous (figure 2) - (ECOSTAT, 2003).

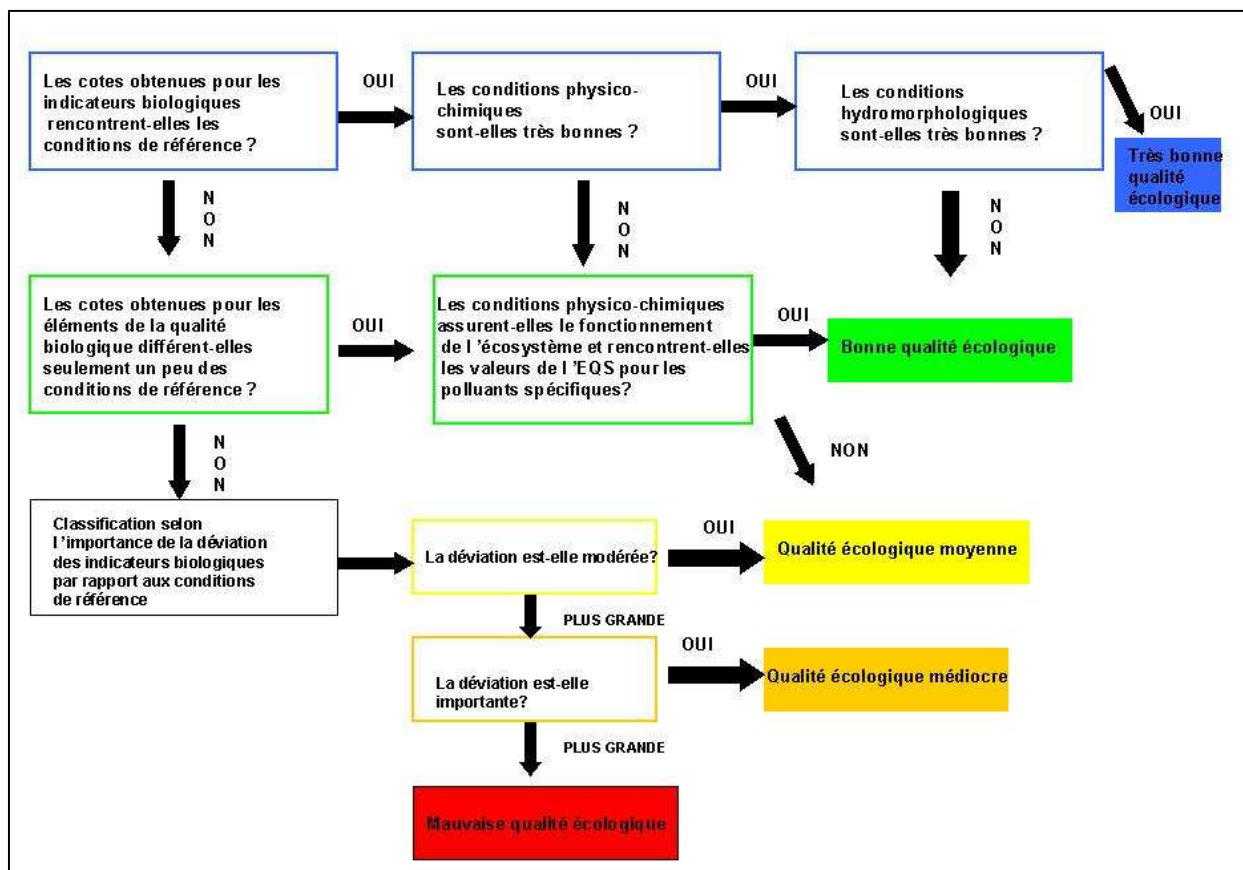


Figure 2 : Schéma d'établissement du diagnostic écologique d'une masse d'eau

Dans ce schéma, la qualité hydromorphologique n'est donc prise en considération que si la qualité biologique et la qualité physico-chimique sont très bonnes. Néanmoins il est clair que la qualité biologique de la masse d'eau est sous-tendue par la qualité hydromorphologique et la qualité physico-chimique.

La qualité physico-chimique n'est prise en considération que si la qualité biologique est bonne ou très bonne.

Dans les autres cas, la qualité écologique globale de la masse est donnée par la seule qualité biologique de la masse.

5. Conclusions

La qualité hydromorphologique est une des composantes essentielles de la mise en œuvre de la DCE. L'établissement des communautés animales et végétales dans nos cours d'eau est conditionné par des critères relatifs à la méandration, à la diversité des faciès, au caractère naturel ou non des berges, à la présence d'embâcles naturels, au fonctionnement des annexes hydrauliques, à la continuité latérale, longitudinale et verticale (Keulen, 2007). Tous ces critères seront analysés lors du monitoring hydromorphologique qui sera établi pour les cours d'eau wallons. Le maintien en bon état des masses d'eau passe également par une surveillance de l'état morphologique des masses.

5. Bibliographie

CIS WORKING GROUP 2.2. GUIDANCE DOCUMENT, 2003. On identification and designation of heavily modified and artificial water bodies. WFD

ECOSTAT- WFD WORKING GROUP 2A, 2003. Overall Approach to the Classification of the Ecological Status and Ecological Potential, 45 p.

GUYON F., COGELS X. & VANDERBORGHT P., 2006. Développement et application d'une méthodologie d'évaluation globale de la qualité hydromorphologique des masses d'eau de surface en Région Wallonne. *Rapport final de convention. Mars 2006. Ulg – Aquapôle et MRW (DGRNE)*. 76 p. + annexes cartographiques.

KEULEN C., 2007. Faune, flore et habitats dans les milieux humides et aquatiques. Chap 12. *Rapport analytique sur l'Etat de l'Environnement Wallon 2006-2007*, 546-555.

La typologie et les caractéristiques hydromorphologiques des cours d'eau wallons

PETIT François, HALLOT Eric, HOUBRECHTS Geoffrey, LEVECQ Yannick, MOLS Julien, PEETERS Alexandre, VAN CAMPENHOUT Jean

Laboratoire d'Hydrographie et de Géomorphologie Fluviale – Université de Liège
Francois.Petit@ulg.ac.be

1. Introduction

La puissance spécifique représente en quelque sorte la capacité de travail qu'une rivière peut effectuer. C'est une notion introduite assez récemment en géomorphologie et, initialement, dans la perspective d'une évaluation du débit solide de la charge de fond, c'est-à-dire de la mobilisation et du transport des sédiments qui constituent le fond du lit (Bagnold, 1966 ; 1977).

Depuis lors, la puissance spécifique a trouvé d'autres champs d'application, principalement en vue d'appréhender l'activité des rivières telle que la dynamique des formes et des méandres (Ferguson, 1981) ou encore afin de cerner la possibilité de réaction et d'adaptation des rivières en réponse à des travaux d'aménagement (Brookes, 1988). La puissance spécifique est aussi couramment utilisée comme facteur de discrimination des lits fluviaux, notamment pour l'apparition du tressage (Ferguson, 1987 ; Bravard, 1991). Plus récemment, la distance parcourue par la charge de fond mobilisée a été mise en relation avec l'excès de puissance spécifique par rapport à la puissance spécifique critique, c'est-à-dire la puissance qui doit être atteinte ou dépassée pour qu'il y ait mise en mouvement de la charge de fond (Hassan *et al.*, 1992 ; Gintz *et al.*, 1996). Enfin, la puissance spécifique est maintenant envisagée comme critère en vue d'élaborer une typologie des rivières (Petit, 1995 ; Bernot *et al.*, 1996 ; Hallot *et al.*, 2004 ; Schmitt *et al.*, 2001 ; 2007). C'est dans cette perspective que les puissances spécifiques ont été évaluées dans plus de quatre-vingt stations situées principalement, en Wallonie.

2. Méthode et sites d'étude

La puissance spécifique (ω exprimée en W/m^2) se présente sous la forme suivante : $\omega = (g \rho Q S) / w$ avec Q le débit (en $m^3.s^{-1}$), w la largeur du lit (en m), S la pente longitudinale (en $m.m^{-1}$), ρ la masse volumique du fluide (en $kg.m^{-3}$) et g l'accélération de la pesanteur (en $m.s^{-2}$). Afin de permettre des comparaisons entre rivières différentes, on retient généralement comme débit, le débit à plein bord, auquel cas w est la largeur prise entre les berges au niveau du débordement.

Nous avons tout d'abord sélectionné une série de rivières à charge caillouteuse dont le bassin versant est constitué de roches imperméables. Ces rivières peuvent être schématiquement regroupées en trois ensembles distincts (figure 1) :

- le Sud de l'Ardenne : Sûre (Martelange - 1), Rulles (forêt d'Anlier - 2, Habay-la-Neuve - 3, Habay-la-Vieille - 4 et Tintigny - 6), Mellier (Marbehan - 5), Vierre (Suxy - 7), Semois ardennaise (Membre - 8) et certains de ses petits affluents (Ry du Moulin à Vresse-sur-Semois - 79 et ruisseau des Aleines à Auby-sur-Semois - 80) ;
- le Nord de l'Ardenne : Eau Noire (Couvin - 9), Houille (Felenne - 11), Lesse (Daverdisse - 12, Resteigne - 13 et Han-sur-Lesse - 14), Lhomme (Grupont- 16, Forrière - 17 et Jemelle - 18), Wamme (Hargimont - 19), Ourthe (Houffalize - 23 et Nisramont - 24), et certains de ses affluents : Aisne (Erezée - 26 Juzaine - 27), Amblève (Martinrive - 35), et sous-affluents, Lienne (Lorcé - 34), Salm (Trois-ponts - 32), Vesdre (Chaufontaine - 37), Hoëgne (Theux - 36), Schwalm (Galgenberg - 38) ;
- la Fagne-Famenne : Eau Blanche (Aublin - 39 et Nismes - 40), Hermeton (Hastièrre - 41), Wimbe (Lavaux-Ste-Anne - 43), Vachaux (Villers-sur-Lesse - 45), ruisseau d'Heure (Baillonville - 46), Marchette (Baillonville - 47).

Des rivières à charge caillouteuse sur substratum plus ou moins perméable ont également été retenues. Elles sont situées soit dans le Condroz, soit dans l'Entre-Vesdre-et-Meuse, soit dans la partie méridionale de la Hesbaye, comme la Méhaigne (Moha - 62) et la Burdinale (Marneffe - 61).

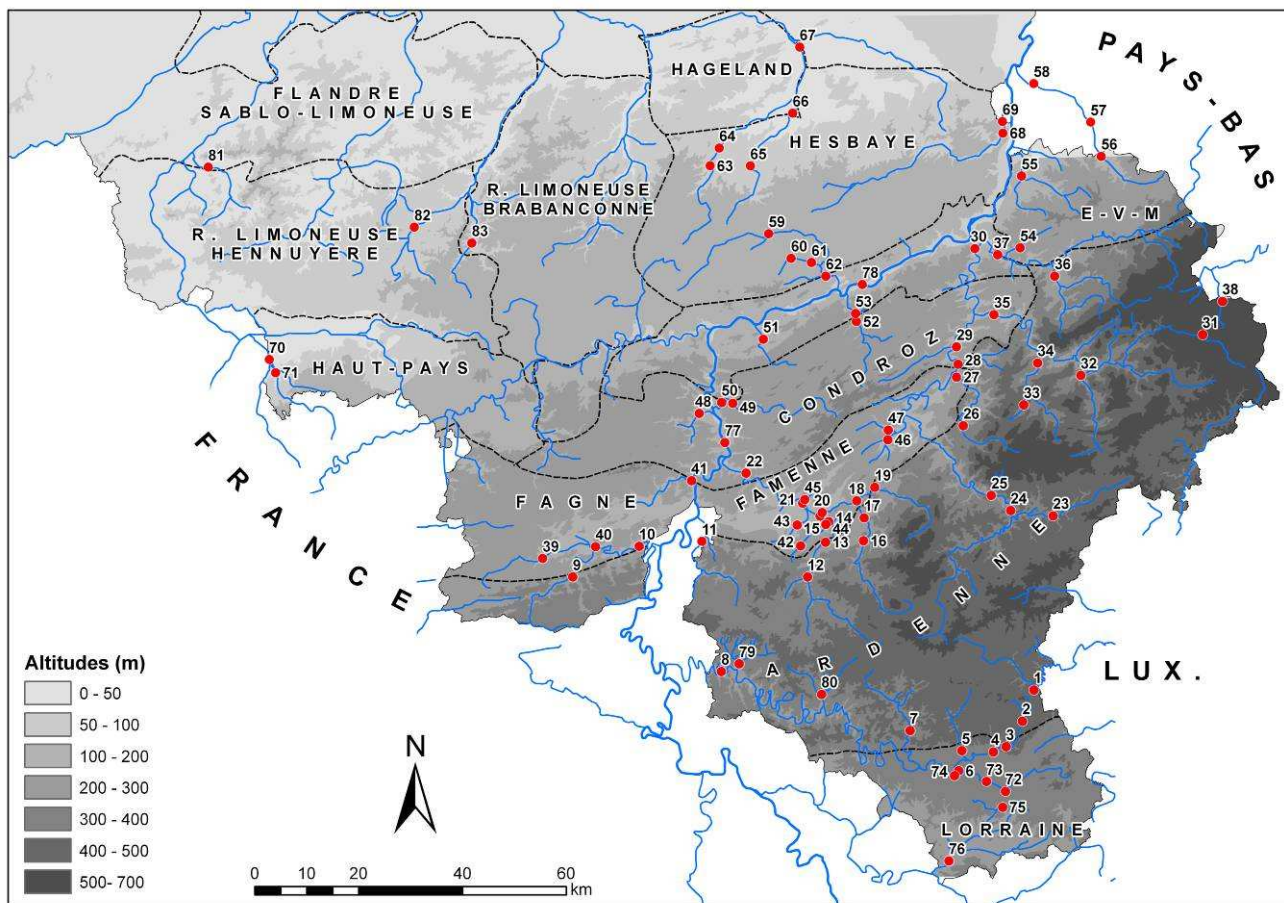


Figure 1 : Localisation des sites d'étude

Ont également été analysées des rivières à charge sableuse situées essentiellement en Lorraine (Rouge Eau à St-Léger - 76, Ton à Harnoncourt - 75, Semois lorraine à Chantemelle - 72, Etalle - 73 et Tintigny - 74) et à charge limono-sableuse situées en Hesbaye (Geer à Eben-Emael - 68 et à Kanne - 69, Gette à St-Jean-Geest - 63 et à Hoegaarden - 64), dans le Hainaut (Rhosnes à Amougies - 81, Grande Honnelle à Baisieux - 71 et Anneau à Quiévrain - 70) et dans le Brabant (Senne à Steenkerke - 82 et Sennette à Ronquières - 83). Précisons que certaines rivières plus importantes d'origine ardennaise traversent différentes régions naturelles mais conservent leur caractère ardennais en ce qui concerne leur charge caillouteuse et le régime des débits. C'est par exemple le cas de la Lesse (Eprave - 15 et Villers-sur-Lesse - 21) et de la Lhomme à Eprave (20) que nous considérerons comme des rivières ardennaises bien que ces stations limnigraphiques se situent en Famenne. De même, le Viroin (à Treignes - 10) se situe dans la bande calcaire mais garde une charge caillouteuse provenant de l'Ardenne, la plus grande partie de son bassin étant par ailleurs située sur des terrains imperméables.

3. Valeur du débit à plein bord et taille du bassin versant

Le débit à plein bord a été identifié aux stations limnimétriques et limnigraphiques existantes, selon une méthodologie testée et développée précédemment (Petit & Daxhelet, 1989 ; Petit & Pauquet, 1997 ; Petit *et al.*, 2005). Dans le cas des rivières à charge caillouteuse développées sur substratum imperméable, représentées essentiellement par les rivières ardennaises (*sensu stricto*), il se dessine une relation fiable entre les valeurs du débit à plein bord (Q_b en m^3/s) et la taille du bassin versant (A en km^2) : $Q_b = 0,1346 A^{0,974}$

Par rapport à cette relation, il apparaît que les rivières des autres régions présentent des valeurs du débit à plein bord différentes de celles de l'Ardenne.

Pour faire mieux ressortir ces écarts, nous avons calculé le résidu pondéré entre la valeur du Q_b donnée par la régression calculée pour les rivières ardennaises et la valeur réelle de la rivière considérée. L'intervalle de confiance à 95% de la relation calculée pour les valeurs ardennaises apparaît en grisé à la figure 2. Il correspond aux différentes positions que la droite de régression serait susceptible d'occuper avec des échantillons de rivières ardennaises différents.

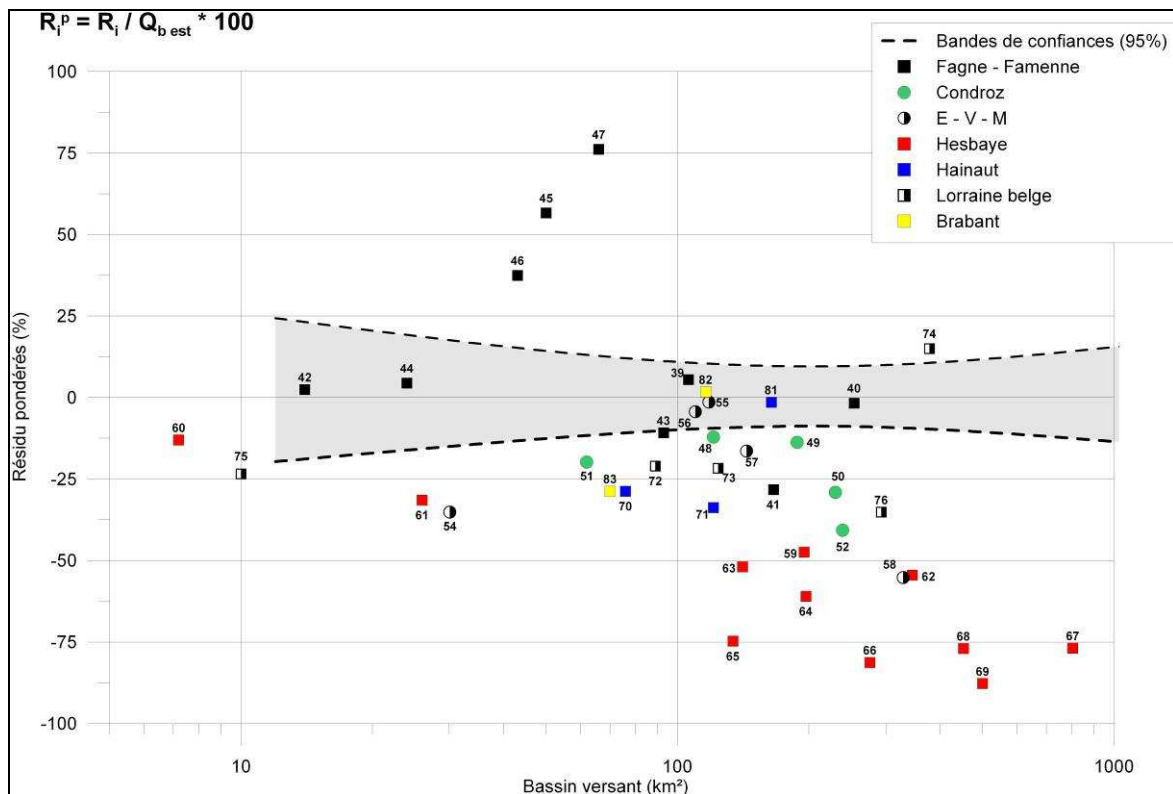


Figure 2 : Résidus pondérés (par rapport au $Q_{b\ est}$) des valeurs de Q_b par rapport au modèle établi pour les rivières ardennaises

On peut noter les points suivants :

- toutes les rivières du Condroz ont des débits à plein bord plus faibles que ceux attendus par la régression, de même que celles de l'Entre-Vesdre-et-Meuse et de Lorraine ;
- cette différence est encore plus flagrante quand on envisage les rivières du Hainaut et surtout de Hesbaye ;
- en revanche, les rivières de Fagne-Famenne montrent, à des degrés divers, des valeurs du débit à plein bord plus importantes. C'est spécialement le cas du ruisseau d'Heure (Baillonville - 47), de la Marchette (Baillonville - 46) et du Vachaux (Villers-sur-Lesse - 45) qui semblent être des rivières typiques de la Famenne. Ceci se marque moins dans le cas de la Wimbe (Lavaux-Ste-Anne - 43) et du Ry d'Ave (Wellin - 42), du fait que ces rivières proviennent de l'Ardenne et conservent, au moins partiellement, certaines caractéristiques ardennaises, comme on l'a vu pour d'autres rivières plus importantes. Les valeurs élevées du débit à plein bord qui caractérisent les vraies rivières de Fagne-Famenne, résultent du fait qu'elles coulent sur des schistes peu résistants, ce qui permet une incision plus forte qui, comme on le verra par la suite, ressort de certains paramètres géométriques du lit tel que le rapport w/d (largeur / profondeur).

4. Récurrence du débit à plein bord et taille du bassin versant

Précisons d'emblée que les récurrences ont été calculées par ajustement de Gumbel, avec la série partielle des débits, en suivant une procédure détaillée par ailleurs (Petit *et al.*, 2005). Il se dessine une bonne relation entre la récurrence du débit à plein bord et la taille du bassin versant pour les rivières ardennaises (figure 3). Par ailleurs, on remarque systématiquement une récurrence plus élevée pour les rivières de Famenne. Mais cette récurrence est également plus élevée pour les rivières sur substrat perméable alors qu'elles avaient globalement des valeurs du débit plein bord plus faibles. Dans ce cas, il s'agit donc plus d'une influence du régime hydrologique que de la morphologie du lit et de la taille de la charge de fond. Dans les rivières de Hesbaye, il faut y voir en plus une faiblesse généralisée des écoulements (Gette et Geer par exemple), car les précipitations y sont nettement moins importantes et les prélèvements anthropiques sont loin d'être négligeables.

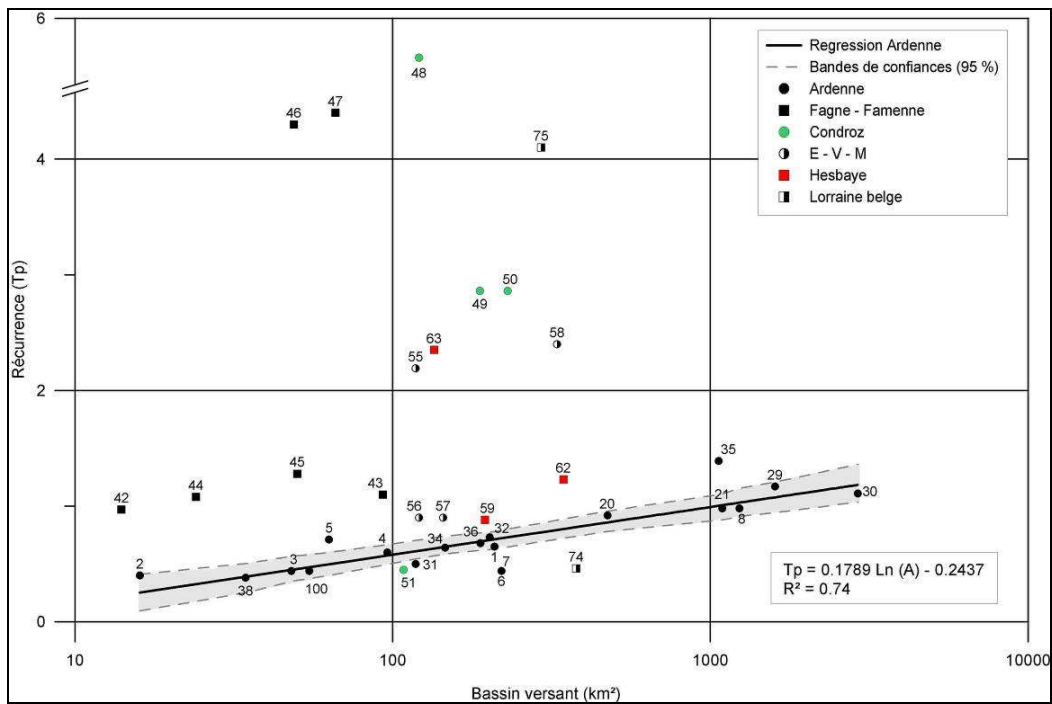


Figure 3 : Récurrence du débit à plein bord en fonction de la taille du bassin versant

5. Géométrie du lit des rivières en relation avec la taille de la charge de fond et influence sur la valeur du débit à plein bord

Les caractéristiques géométriques du lit mineur sont souvent synthétisées par le rapport largeur/profondeur, ces deux valeurs étant prises au plein bord. De façon générale, ce rapport augmente avec la taille du bassin versant car la largeur des rivières augmente plus vite que leur profondeur (Bravard & Petit, 1997). Nous avons tracé une relation entre le rapport w/d et le débit à plein bord, pris comme descripteur de la taille du bassin versant, ceci uniquement pour les rivières ardennaises (figure 4).

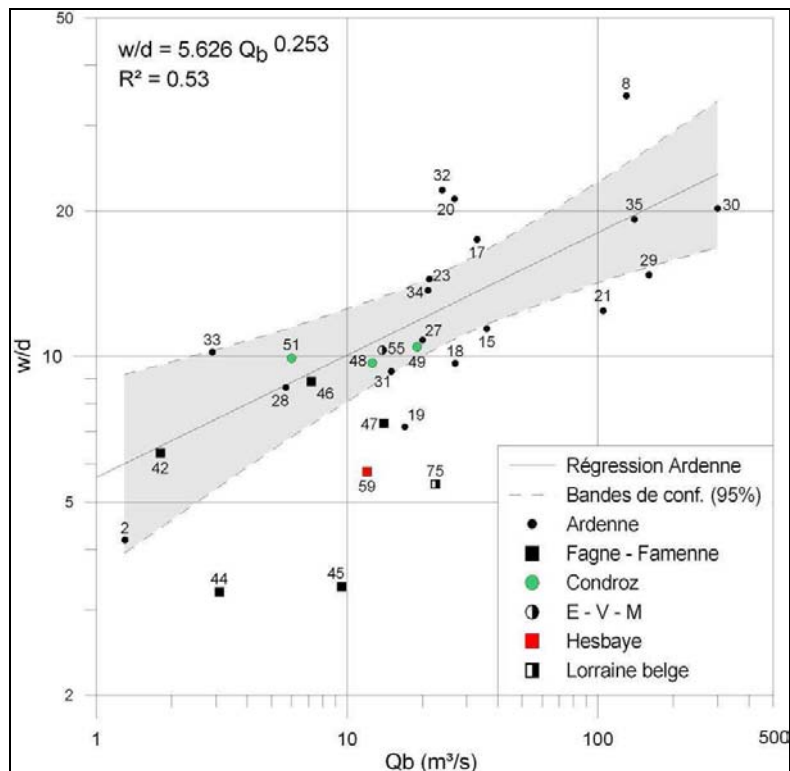


Figure 4 : Rapport largeur profondeur en fonction du débit à plein bord

Il se vérifie que le rapport augmente avec le débit à plein bord. Mais c'est la position des points par rapport à la droite de régression qui est intéressante à analyser : si, pour un débit à plein bord donné, les points se situent au-dessus de cette droite, ceci montre que le rapport w/d est anormalement élevé et donc que ces rivières sont larges et peu encaissées dans leur plaine alluviale. C'est par exemple le cas de la Semois ardennaise (8) dont la profondeur est contrôlée par les nombreux affleurements de roche en place résistante. De plus, la hauteur des berges y est moins importante, vu la plus faible sédimentation en plaine alluviale liée à une moindre disponibilité en sédiments fins dans le bassin versant de la Semois par rapport au nord de l'Ardenne.

En revanche lorsque les points se situent en dessous de la droite de régression, les rivières présentent alors un lit mineur encaissé par rapport à leur plaine alluviale, ce qui est le cas des rivières de Famenne (44, 45, 47) ainsi que des rivières de Hesbaye (59 et 62).

Ces différences peuvent également s'expliquer par la taille de la charge de fond et la nature de la roche encaissante. Il ressort de la figure 5 que les rivières qui ont une charge de fond grossière montrent généralement un rapport largeur/profondeur élevé tandis que les rivières à charge plus fine (rivières de la zone limoneuse telles que la Mehaigne à Ambresin - 59) sont plus étroites et profondes. De même, les vraies rivières de Famenne se caractérisent par une charge de fond relativement fine (il s'agit de débris de schistes fammeniens) alors que le bed-rock est peu résistant, ce qui permet l'encaissement du lit mineur (cas du ruisseau d'Heure à Baillonville - 47, de la Marchette à Baillonville - 46 et du Vachaux à Villers-sur-Lesse - 45). En revanche, une charge de fond grossière (comme celle de la Salm, 32) entrave l'incision de la rivière et, afin de pouvoir en assurer l'évacuation, implique un élargissement du lit.

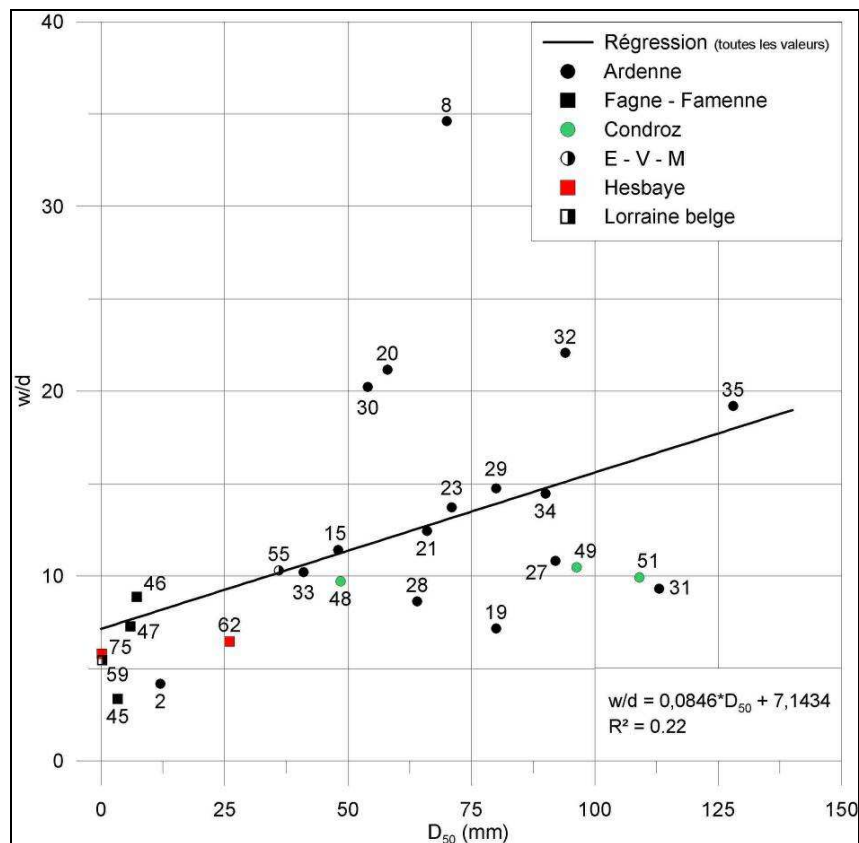


Figure 5 : Rapport largeur profondeur en fonction de la taille de la charge de fond

6. Puissances spécifiques

Les puissances spécifiques calculées pour le débit à plein bord ont été reportées sur une carte de synthèse. Toutefois, avant d'analyser cette carte il convient d'apporter quelques précisions quant au choix des classes de puissance que nous avons retenues (tableau 1).

Les rivières dont la puissance spécifique ne dépasse pas 15 W/m^2 se caractérisent généralement par des chenaux inactifs et des méandres libres relativement figés.

Les méandres actifs non confinés nécessitent des puissances au moins supérieures à 30 W/m^2 , ce qui rejoint assez bien les conclusions de Brookes (1988) qui observait que les rivières dont la puissance est

inférieure à 35 W/m², sont incapables d'un auto-ajustement en réponse à des aménagements ou à des contraintes extérieures.

Par contre, les rivières où la puissance dépasse 50 W/m² commencent à avoir une dynamique de modification du tracé fort active, avec des processus pouvant même aboutir à la multiplication des chenaux et à la formation du tressage, ceci dépendant aussi de la taille du matériau qui constitue le fond du lit puisque Richards (1982) considère que le tressage n'apparaît qu'au delà de 100 W/m². Par ailleurs, dans ces rivières à forte énergie (80 à 100 W/m²), le cycle apparition/disparition des méandres se réduirait à une vingtaine d'années (Bravard, 1991).

Tableau 1 : Valeurs « seuils » des puissances spécifiques au Q₀ ou au Q_{1.5}

Inférieure à 15 W/m ²	Chenaux inactifs Méandres libres figés	Brookes (1988)
Inférieure à 35 W/m ²	Rivières incapables d'auto-ajustement	Brookes (1988)
Supérieure à 30 W/m ²	Méandres actifs	Ferguson (1991)
Supérieure à 50 W/m ² Entre 80 et 100 W/m ²	Tendance au tressage « Cycle » de la méandration de l'ordre d'une vingtaine d'années	Ferguson (1987) Bravard (1991)
Supérieure à 100 W/m ²	Tressage	Richards (1982)
Supérieure à 200 W/m ²	<i>Step pool system</i> Marche cuvette	Gintz et al. (1996)

Enfin, lorsque la puissance spécifique atteint 200 W/m², des rivières à charge caillouteuse grossière et à fort gradient peuvent alors s'organiser en *step-pool system*, c'est-à-dire une disposition en marches-cuvettes régulièrement espacées : les marches sont constituées de blocs alignés perpendiculairement au thalweg, tandis que des matériaux plus fins, mais toujours caillouteux, tapissent le fond des cuvettes.

6.1 Différenciation régionale basée sur les puissances

C'est en fonction des valeurs épinglées ci-dessus que nous avons retenu les différentes classes de puissance spécifique présentées sur la carte de synthèse (figure 6).

On note tout d'abord un contraste flagrant entre le sud et le nord de l'Ardenne. Les rivières du sud de l'Ardenne ont des puissances relativement faibles (inférieures à 30 W/m²), ce qui résulte de pentes peu marquées liées au tracé de la Semois et à l'organisation de son réseau hydrographique dont la mise en place a été conditionnée par plusieurs captures fort anciennes qui ont affecté cette partie du bassin de la Meuse (Pissart, 1961). Toutefois, au niveau des affluents de la Semois, on observe un gradient est-ouest avec une augmentation progressive dans la partie aval du bassin de la Semois, vu l'encaissement de cette dernière dans la surface d'érosion.

Dans le nord de l'Ardenne, les puissances sont systématiquement plus importantes (toujours supérieures à 50 W/m²) mais à des degrés divers. Dans l'Ardenne du nord-est, on note en effet des valeurs proches voire supérieures à 100 W/m² (cf. Aisne, Lienne, Salm, Hoëgne, Amblève). Les rivières de la bordure centrale de l'Ardenne montrent des valeurs légèrement plus faibles, aux environs de 70 W/m² pour la Lesse ardennaise et ses affluents mais avec un gradient est-ouest : la Wamme montre plus de 100 W/m², suivie par la Lhomme et enfin par la Lesse elle-même, calqué sur l'énergie du relief. L'Ourthe, dans sa partie ardennaise, montre des puissances du même ordre de grandeur que la Lesse, voire légèrement plus faibles.

L'énergie du relief et la proximité de la Meuse qui fait office de niveau de base justifient également les puissances élevées de certaines rivières (Demoulin, 1998). C'est le cas de rivières du Condroz telles que le Bocq et le Hoyoux (plus de 75 W/m²). C'est également le cas de la Houille qui, sur une courte distance, descend de la Croix Scaille et que l'on peut d'ailleurs opposer au Viroin qui a des puissances plus faibles étant donné que son tracé est plus long et que sa dénivelée est moindre.

Les rivières de Fagne-Famenne ont systématiquement des puissances inférieures à 50 W/m² et souvent voisines de 30 W/m². Les rivières de Hesbaye montrent des puissances plus faibles encore, pour la plupart inférieures à 15 W/m², à l'exception du cours inférieur de la Méhaigne et de son affluent là où elles incisent

le Paléozoïque. Notons enfin que les rivières de l'Entre-Vesdre-et-Meuse présentent des valeurs oscillant aux environs de 40 W/m^2 . En Lorraine, la Rouge Eau, affluent du Ton, qui entaille le revers de la première cuesta, montre une puissance importante (supérieure à 50 W/m^2) vis-à-vis des rivières à tracé subséquent telles que la Semois et, dans une moindre mesure, le Ton.

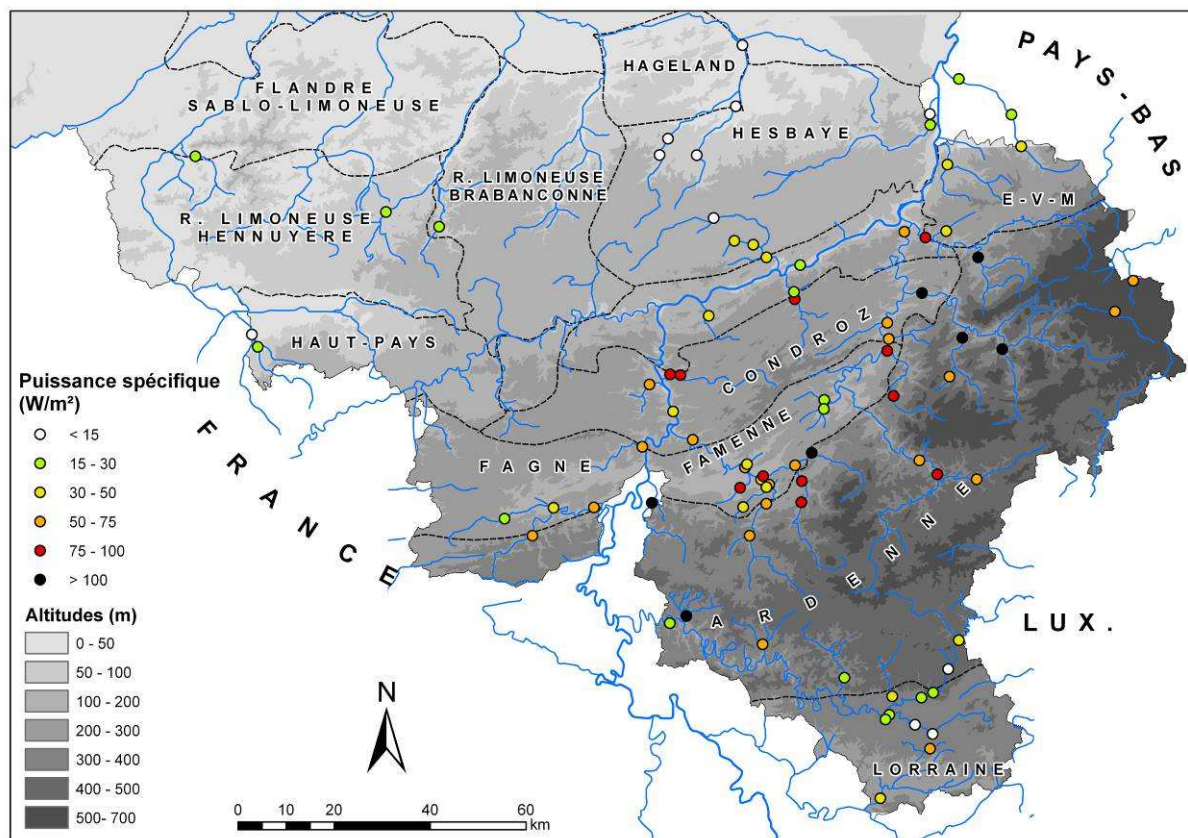


Figure 6 : Différenciation régionale basée sur les puissances

6.2 Dynamique des rivières en relation avec les puissances

Certains indices de la dynamique des rivières étudiées ci-dessus peuvent être mis en relation avec les valeurs de puissance proposées. Ces observations portent sur l'évolution de la méandration et le style fluvial, et d'autre part sur la compétence des rivières appréhendées par des campagnes de marquage de charge de fond et l'utilisation de différents types de traceurs (Houbrechts & Petit, 2003). Des éléments supplémentaires seront fournis par la résistance de protections de berges dans certaines des rivières étudiées.

Pour les rivières de Hesbaye, telles que le Geer, qui développent des puissances spécifiques faibles (inférieures à 15 W/m^2), la comparaison des cartes les plus anciennes avec les cartes actuelles montre une grande stabilité de leur tracé, sans changement notable au niveau des méandres. Toutefois, nous avons constaté que, suite à l'édification d'embâcles latéraux agissant tels des déflecteurs, cette rivière peut réagir en constituant une méandration secondaire (Petit, 1975). En d'autres termes, un certain ajustement peut donc se réaliser, malgré des puissances inférieures à 15 W/m^2 .

Les rivières du sud de l'Ardenne, qui développent des puissances peu importantes (moins de 30 W/m^2), se caractérisent par une évolution peu rapide du cycle de la méandration. Une étude détaillée portant sur douze méandres de la Rulles en forêt d'Anlier montre que tous les méandres actuels étaient déjà présents en 1957 (date des premières photographies aériennes) et que la plupart d'entre eux n'ont pas évolué de façon significative (Petit, 1992). Par ailleurs, les recoupements de méandres prennent un temps considérable, même lorsque des chenaux s'individualisent au travers du pédoncule des méandres, ce qui nécessite une série de conditions préparatoires. La compétence effective de cette rivière est relativement limitée puisque les éléments les plus grossiers susceptibles de se déplacer sur de grandes distances n'atteignent que 15 mm (Petit, 1987).

Les rivières de l'Entre-Vesdre-et-Meuse, malgré des puissances comprises entre 30 et 50 W/m², font preuve d'une dynamique fort 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) pour des puissances qui localement sont de l'ordre de 30 W/m². Notons également que ces rivières sont capables d'auto-ajustement rapide face à des aménagements tels que, par exemple, l'installation d'épis (Hallot *et al.*, 2003). Par ailleurs, comme démontré par Houbrechts *et al.* (2006), la mobilisation de la charge de fond est relativement fréquente dans la Berwinne, ce qui tiendrait notamment au fait que le diamètre médian de la charge de fond (D₅₀) y est relativement peu important (de l'ordre de 35 mm).

Dans le cas de rivières telles que l'Ourthe en Famenne, le temps de création des méandres dépasse la cinquantaine d'années et le temps nécessaire à leur recoupement complet est du même ordre de grandeur (Juvigné, 1964), ce qui nous donnerait un cycle apparition/disparition des méandres supérieur au siècle, alors que les puissances y dépassent 50 W/m². Par ailleurs, on remarque que, d'un point de vue morphologique, l'Ourthe en Famenne tend à évoluer localement vers une ébauche de tressage, par édification de bancs médians avec déversements latéraux, le D₅₀ atteignant 40 à 50 mm. Ceci se marque également pour la Lesse en Famenne, où les puissances (60 W/m²) et le D₅₀ (50 mm) y sont du même ordre de grandeur. Toutefois, la Lesse montre une activité plus marquée que l'Ourthe avec des déplacements de méandres sur plusieurs dizaines de mètres de distance en une vingtaine d'années.

Dans le nord de l'Ardenne, les systèmes à méandres libres bien organisés semblent être le fait de rivières à puissance relativement faible : pour rappel, on les retrouve dans des rivières où la puissance spécifique est de l'ordre de 60 W/m² avec un calibre de la charge de fond relativement limité (D₅₀ entre 30 et 40 mm) ; il s'agit notamment de la Schwalm et de la Chavanne voire de la Lienne et de l'Ourthe occidentale dans la partie supérieure de leur cours.

La puissance beaucoup plus importante développée par les rivières du nord de l'Ardenne se marque également sur leur style fluvial et sur leur dynamique. En effet, dans des rivières comme l'Aisne et la Salm (puissances comprises entre 90 et 120 W/m², D₅₀ entre 85 et 95 mm), l'organisation du lit mineur ne se fait pas en train régulier de méandres libres. Le lit est subrectiligne, avec une dominance de fond plat, même si on peut observer des ébauches de seuils et mouilles mais sans organisation systématique. Une autre catégorie peut être présente, avec une ébauche de tressage, lorsque des disponibilités de divagation latérale existent mais aussi en fonction de puissances suffisamment élevées vis-à-vis de la taille et de l'abondance de la charge de fond ; c'est le cas de la Wamme dans la dépression pré-ardennaise où les puissances atteignent 110 W/m² pour un D₅₀ compris entre 60 et 70 mm.

Dans des rivières avec une puissance encore plus élevée (plus de 150 W/m²), telles que la Lienne, la Hoëgne ou la Helle, le lit est tapissé d'une charge de fond grossière (D₅₀ de l'ordre de 100 mm), avec une tendance à l'organisation en *step-pool-system*, c'est-à-dire avec un alignement transversal des plus gros blocs. Toutefois, les puissances spécifiques des rivières ardennaises ne semblent pas suffisantes (théoriquement plus de 200 W/m²) pour permettre une organisation du lit en véritable *step-pool-system*.

7. Conclusions et perspectives

Dans cette étude, nous avons proposé une typologie des cours d'eau wallons basée sur les puissances spécifiques. De plus, des relations entre la taille du bassin et la valeur du débit à plein bord d'une part, entre le rapport largeur/profondeur du lit mineur (w/d) et le débit à plein bord d'autre part, ont été mises en évidence, ce qui permet d'individualiser certaines différenciations régionales. Au niveau des puissances spécifiques, on note un contraste très net entre les rivières du sud de l'Ardenne et celles du nord de l'Ardenne pour lesquelles on observe d'ailleurs un gradient est-ouest de décroissance des puissances. Les rivières du Condroz et de l'Entre-Vesdre-et-Meuse montrent des puissances intermédiaires alors que celles de Hesbaye ont des valeurs très faibles.

Il ressort aussi que les valeurs « seuils » des puissances proposées doivent faire intervenir la taille des sédiments qui constituent le fond du lit et/ou la taille des sédiments qui sont régulièrement mobilisés et transportés, ce qui nécessite une meilleure connaissance de ces derniers. A cet égard, une régionalisation des rivières ardennaises a déjà été élaborée sur base de leurs caractéristiques en terme de taille du matériel charrié, des quantités charriées, de l'épaisseur de la couche graveleuse qui est mobilisée et de l'occurrence des débits de charriage (Houbrechts *et al.*, 2006).

Une différenciation régionale est également en voie d'élaboration sur base des sédiments transportés en suspension (DCENN, 2006). Mises en relation avec les débits, les quantités de sédiments transportés en suspension permettent ainsi d'avancer des taux de dénudation des bassins versants, en relation avec leurs caractéristiques telles que la disponibilité en matériaux fins, l'affectation du sol et l'énergie du relief.

Par ailleurs, l'approche basée sur les puissances spécifiques permet de connaître les valeurs des puissances à des stations bien précises qui serviront ultérieurement de « calage » pour les puissances estimées sur des segments de rivières à partir de paramètres extraits de MNT.

8. Bibliographie

- BAGNOLD R.A., 1966. An approach to the sediment transport problem from general physics. *U.S. Geol. Survey Prof. Paper*, 422-1.
- BAGNOLD R.A., 1977. Bedload transport by natural rivers. *Water Resources Research*, 13 (2), 303-312.
- BERNOT V., CALLAND V., BRAVARD J.P. & FOUSSADIER R., 1996. La sectorisation longitudinale du Vidourle (Gard-Hérault) : une méthode appliquée à la gestion environnementale d'un espace fluvial méditerranéen. *Revue de Géographie de Lyon*, 74(4), 323-339.
- BRAVARD J.P., 1991. La dynamique fluviale à l'épreuve des changements environnementaux : Quels enseignements applicables à l'aménagement des rivières ? *La Houille Blanche*, 7-8, 515-521.
- BRAVARD J.P. & PETIT F., 1997. Les cours d'eau : dynamique du système fluvial. A. Colin, Paris, 222 p.
- BROOKES A., 1988. Channelized rivers, perspectives for environmental management. Wiley, New York, 326 p.
- DCENN, 2006. Caractérisation et quantification du transport des sédiments en rivières (matière en suspension et charge de fond) en relation avec une différence régionale. *Rapport d'état d'avancement, Laboratoire d'Hydrographie et de Géomorphologie fluviale de l'Université de Liège, Région Wallonne DCENN*, 79 p.
- DEMOULIN A., 1998. Testing the tectonic significance of some parameters of longitudinal river profiles: the case of the Ardenne (Belgium, NW Europe). *Geomorphology*, 24, 189-208.
- FERGUSON R.I., 1981. Channel form and channel changes. In *British Rivers*, Lewin J. (Ed), Allen, London, 91- 125.
- FERGUSON R.I. 1987. Hydraulic and sedimentary controls of channel pattern. In *River Channels, Environment and Process*. Richards K (Ed.), London, Blackwell, 130-155.
- 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.
- HALLOT E., SCHMITT L., MOLS J. & PETIT F., 2004. Elaboration d'une typologie hydro-géomorphologique de cours d'eau dans l'Euregio Meuse-Rhin. *Mosella*, 24, 3-4, 309-322.
- 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 « Evaluer le milieu », Journées des géographes belges, SOBEG-BEVAS, Liège*, 173-178.
- 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, 617-627.
- HOUBRECHTS G., HALLOT E., GOB F., MOLS J., DEFECHEREUX O. & PETIT F., 2006. Fréquence et importance du charriage dans les rivières ardennaises. *Géographie physique et Quaternaire*, 24 p (sous presse).
- HOUBRECHTS G. & PETIT F., 2003. Utilisation des scories métallurgiques en dynamique fluviale : détermination de la compétence effective des rivières et estimation des vitesses de progression de leur charge de fond. *Géomorphologie*, 2003/1, 3-12.
- JUVIGNE E., 1964. Etude géomorphologique dans la région de Noisieux. *Annales de la Société géologique de Belgique*, 87, 263-270.
- MOLS J., 2004. Dynamique fluviale en réponse aux changements d'affectation du sol des bassins versants de l'Euregio Meuse-Rhin, *Mém. DEA Sciences*, Univ. Liège, 55 p.
- PETIT F., 1975. Zone de dépôts et points d'érosion dans les méandres et les sinuosités du Geer inférieur. *Bull. Soc. Géog. Liège*, 11, 129-145.
- PETIT F., 1987. The relationship between shear stress and the shaping of the bed of a pebble-load river (la Rulles - Ardenne). *Catena*, 14 (5), 453-468.
- PETIT F., 1992. L'influence des plantations de résineux en fond de vallée sur l'évolution géomorphologique de rivières de Haute Belgique. *Colloque International Région Wallonne (Namur) : Impacts des travaux d'aménagement sur les cours d'eau: évaluation, méthodologie, aide à la gestion* : 341-352.
- PETIT F., 1995. Régime hydrologique et dynamique fluviale des rivières ardennaises. In *L'Ardenne : Essai de Géographie Physique. Livre en hommage au Professeur A. Pissart, Demoulin A. (Ed.)*, 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. *Bull. Soc. Géog. Liège*, 25, 69-84.
- PETIT F. & PAUQUET A., 1997. Bankfull discharge recurrence interval in gravel-bed rivers. *Earth Surface Processes and Landforms*, 22, 685-693.

- PETIT F., HALLOT E., HOUBRECHTS G. & MOLS J., 2005. Evaluation des puissances spécifiques de rivières de moyenne et haute Belgique, *Bull. Soc. Géog. Liège*, 46, 37-51.
- PISSART A., 1961. Les terrasses de la Meuse et de la Semois, la capture de la Meuse lorraine par la Meuse de Dinant. *Ann. Soc. Géol. Belgique*, 84, 1-108.
- RICHARDS K., 1982. *Rivers, Forms and Process in Alluvial Channels*. Methuen, 358 p.
- SCHMITT L., MAIRE G. & HUMBERT J., 2001. La puissance fluviale: définition, intérêt et limites pour une typologie hydro-géomorphologique des rivières. *Zeitschrift für Geomorphologie*, N.F., 45, 201-224.
- SCHMITT L., MAIRE G., NOBELIS P. & HUMBERT J., 2007. Quantitative morphodynamic typology of rivers: a methodological study based on the French Upper Rhine basin. *Earth Surface Processes and Landforms*, 32,11, 1726-1746.
- STAM M. H., 2002. Effect of land-use and precipitation changes on floodplain sedimentation in the nineteenth and twentieth centuries (*Geul River, The Netherlands*), *Spec. Publ. Int. Ass. Sediment.*, 32, 251-267.

Biodiversité et caractéristiques physiques des cours d'eau

PHILIPPART Jean-Claude

Unité de Biologie du Comportement, Laboratoire de Démographie des Poissons et d'Hydroécologie,
Université de Liège, Tihange, Belgique.
jcphilippart@ulg.ac.be

1. Introduction

La composition des biocénoses aquatiques végétales et animales est déterminée de manière majeure par les conditions générales d'habitat associées aux caractéristiques physico-chimiques de l'eau (température, salinité, minéralisation, pH, alcalinité-dureté, teneur en calcium, matières azotées, concentration en oxygène dissous,...) et aux caractéristiques hydromorphologiques structurelles du milieu qui forment l'habitat physique.

L'habitat physique des organismes aquatiques et spécialement de la faune est une combinaison de caractéristiques écologiques liées : i) à la géomorphologie du cours d'eau (pente du cours, largeur, profondeur, vitesse du courant, nature et structure du substrat du fond, forme du lit et des berges, activité des processus d'érosion-sédimentation, charge des matières en suspension endogènes et exogènes, présence de systèmes latéraux, degré de connectivité longitudinale et latérale), ii) au climat qui influence le régime thermique (moyenne annuelle, mois le plus chaud), l'ensoleillement, la pluviosité et le régime des débits (en termes de module et de variabilité mensuelle et interannuelle) et iii) à la végétation présente dans le lit et au niveau des berges ainsi qu'aux embâcles, comme sources ou supports de nourriture, lieux de dépôt des oeufs, milieux de refuge et facteurs d'ombrage.

Beaucoup de caractéristiques physiques des milieux aquatiques sont étroitement interdépendantes (par ex. relation entre la pente du cours, la vitesse du courant et la granulométrie des matériaux du fond ; effet de l'ombrage par la ripisylve sur la température de l'eau) et certaines d'entre-elles influencent la composition chimique de l'eau (réoxygénation favorisée par la turbulence de l'eau). Une autre particularité de l'habitat physique des cours d'eau en système naturel est leur extrême variabilité temporelle (dynamique) en réponse à l'action des crues morphogènes. Par ailleurs, les caractéristiques physiques structurelles des cours d'eau sont fortement influencées par un ensemble d'interventions humaines, parfois anciennes, qui concernent la modification de la profondeur et de l'écoulement de l'eau (barrages de tous types), du régime des débits (rétention et dérivation d'eau, de la morphologie du lit et des berges (rectification, canalisation, chenalisation,...) et des apports de fins sédiments qui colmatent les fonds caillouteux (rejets directs en rivière et apports dus à l'érosion des berges et du bassin versant).

Nous allons évoquer quelques aspects de l'influence des caractéristiques physiques des cours d'eau sur des éléments de la biodiversité de leurs biocénoses animales et spécialement ichthyennes, en termes de présence de certaines espèces, d'abondance des populations de ces espèces et de possibilités pour celles-ci d'exécuter toutes les phases d'un cycle vital qui implique des migrations vers l'amont et l'aval.

2. Exigences générales des organismes animaux pour l'habitat physique

Les exigences de la faune aquatique pour l'habitat physique concernent les différentes fonctions vitales (se reproduire, se nourrir, s'abriter, se déplacer ou effectuer des migrations) et les divers stades de développement ou tailles : oeufs, embryons, larves, alevins, adultes chez les Poissons. Les exigences et limites de tolérance des espèces pour les différentes composantes de l'habitat physique représentent leurs besoins autoécologiques de base et définissent leur appartenance à des catégories écologiques ou guildes d'habitat. Des informations sur les exigences écologiques des espèces pour l'habitat physique sont contenues dans les ouvrages spécialisés (pour les poissons en Wallonie, voir : Baras, 1992 ; Kestemont *et al.* ; 2002, 2004 ; Philippart, 2000 ; 1999 ; Philippart & Vranken, 1983 ; Poncin, 1993).

En terme spatial, les besoins pour l'habitat s'expriment à l'échelle du domaine vital des espèces, c'est-à-dire de l'aire ou de la longueur de cours d'eau exploitée par les organismes pour accomplir leur cycle vital. Le domaine vital peut mesurer à peine quelques dizaines de mètres chez un petit poisson sédentaire comme le chabot. Mais il peut atteindre près de 4-5 000 km chez les poissons grands migrateurs amphihalins comme l'anguille et le saumon qui voyagent entre l'océan et les eaux douces continentales et vice-versa (Philippart, 2005).

3. Niveaux d'approche de la biodiversité aquatique en eau courante

La biodiversité d'un cours d'eau peut être caractérisée à plusieurs niveaux :

- a) en considérant l'ensemble de toutes les espèces animales et végétales présentes effectivement ou potentiellement (habitat dégradé) dans le milieu ;
- b) en prenant en compte prioritairement des espèces indicatrices de grande valeur écologique du milieu, souvent fortement menacées ou localement éteintes (voir Etat de l'Environnement wallon 2006, Cas des Poissons : Philippart, 2007) ;
- c) en centrant l'analyse sur des espèces et habitats aquatiques (spécialement la rivière à renoncule) d'intérêt communautaire au sens de la Directive UE FF (Faune-Flore-Habitat), base de Natura 2000 (De Wolf, 2004) ;
- d) à un niveau d'analyse plus complexe, en considérant les composantes génétiques et comportementales de la biodiversité, particulièrement chez les poissons.

Par rapport aux objectifs de gestion de la faune et son habitat, il est logique d'approcher prioritairement le problème aux niveaux b) et c), en visant les espèces et populations de grande valeur patrimoniale et halieutique qui sont les plus susceptibles de contribuer à une évolution significative de la biodiversité dans un sens négatif (risque de disparition ou de régression démographique) ou positif (perspectives d'amélioration grâce à des actions de restauration).

4. Caractéristiques morpho-hydrauliques du milieu

Hormis la température souvent déterminante pour les animaux poecilothermes, la composante majeure de l'habitat physique d'un milieu aquatique est sa morpho-hydraulique, c'est-à-dire sa structuration spatiale et temporelle en termes de profondeur de l'eau, de vitesse du courant et de substrat (composition, granulométrie et agencement des matériaux du fond). La combinaison des variables profondeur-vitesse-substrat détermine une mosaïque spatiale d'habitats et de microhabitats qui se rattachent à deux types extrêmes :

- a) l'habitat à courant rapide, profondeur faible à moyenne, substrat constitué de matériaux grossiers (blocs, cailloux). C'est le milieu lotique qui abrite une biocénose où dominent les espèces rhéophiles, inféodées aux substrats caillouteux et qui sont généralement aussi exigeantes en eau froide < 18 °C (espèces cryophiles) et bien oxygénée (espèces oxyphiles). Cette biocénose est celle qu'on rencontre dans la partie supérieure des cours d'eau à forte pente dans le bassin de la Meuse (zones à truite et à ombre) ;
- b) l'habitat à courant lent, profondeur moyenne à grande, substrat constitué de matériaux fins (fin gravier, sable, vase). C'est le milieu lentique qui abrite une biocénose où dominent les espèces limnophiles, inféodées aux substrats fins et qui sont généralement assez tolérantes à une eau peu oxygénée et relativement chaude (max. 26°C) . Cette biocénose est celle qu'on rencontre dans les cours d'eau de plaine à faible pente dans le bassin de l'Escaut et dans la partie moyenne et inférieure des grands cours d'eau affluents de la Meuse.

La particularité écologique fondamentale des cours d'eau est que leur structure en termes d'habitat physique évolue naturellement de l'amont vers l'aval, en relation avec, d'une part, l'augmentation du débit, de la largeur, de la profondeur (et aussi de la température) et, d'autre part, la diminution de la pente moyenne, de la vitesse du courant, de la granulométrie des particules du substrat (et aussi de la concentration en oxygène dissous). Cette évolution amont/aval de l'habitat dans un cours d'eau se traduit par un accroissement de la diversité en espèces qui, dans le cas des poissons, définit la « zonation piscicole » au sens de Huet (1949). Chez les poissons par exemple, l'Ourthe abrite naturellement 3 espèces (truite, chabot, petite lamproie) dans son cours supérieur mais ce nombre passe à près de 25 dans la partie du cours en contact avec la Meuse.

Par rapport à des caractéristiques morpho-hydrauliques clés, la richesse locale en espèces d'un tronçon de cours d'eau dépend de la diversité des microhabitats représentés qui est associée à l'hétérogénéité du milieu dans un sens longitudinal (avec l'alternance de profonds et de rapides ou radiers), dans un sens latéral (grâce à la méandration et à l'existence d'une dissymétrie transversale et, même, dans le sens vertical (avec la perméabilité du substrat sur une certaine épaisseur). Cette grande hétérogénéité spatiale du milieu est garantie par le caractère naturel, non ou peu aménagé du milieu (figure 1) ainsi que par la variabilité temporelle des débits et l'action des crues morphogènes. Cet aspect de la question est détaillé dans plusieurs ouvrages sur l'écologie des rivières et leur gestion (pour la Wallonie voir : Verniers *et al.*, 1985 ; Verniers, 2005 ; Dupont, 1998).



Figure 1 : Contraste entre deux tronçons de la Mehaigne présentant des conditions d'habitat hydromorphologique (à gauche) assez hétérogènes en tronçon relativement naturel et (à droite) très homogènes en tronçon hydrauliquement aménagé

5. Le rôle essentiel de la qualité du substrat

Beaucoup d'espèces rhéophiles ont impérativement besoin d'un substrat caillouteux perméable et bien oxygéné pour pondre leurs oeufs (cas chez les poissons lithophiles comme le saumon atlantique, la truite commune, l'ombre et le barbeau), pour effectuer le début de leur développement (chez les jeunes moules perlières) et pour passer leur vie larvaire (nombreux insectes terrestres au stade adulte). Quand un substrat caillouteux est colmaté par des fins sédiments (matières en suspension rejetées directement ou apportées par l'érosion des sols et des berges ou par les travaux en rivière), on enregistre une diminution de la survie des organismes pendant leur phase de vie intra-gravier (figure 2) qui peut devenir nulle et entraîner l'élimination locale des espèces fragiles. Il devient indispensable de mener des actions énergiques pour lutter contre ce phénomène du colmatage des fonds dans le sens de la prévention et de la restauration.

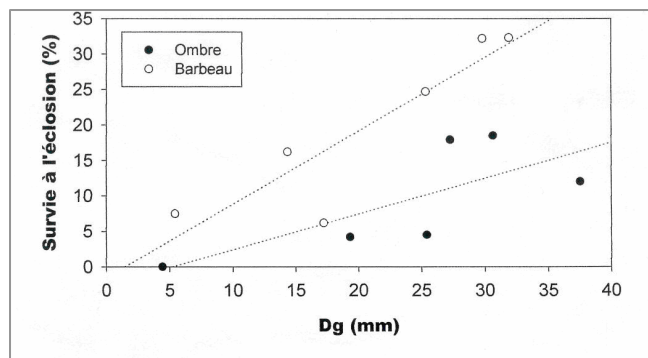


Figure 2 : Relation entre la survie à l'éclosion des embryons d'ombre (dans l'Aisne) et du barbeau (dans l'Ourthe) dans des incubateurs artificiels implantés dans le substrat et le diamètre moyen ($D_g = (D_{16} \times D_{84})^{0,5}$) des particules du substrat (Parkinson *et al.*, 1999). Les sédiments fins déposés sont mortels pour les jeunes poissons des espèces rhéophiles et lithophiles

Chez la petite lamproie, espèce patrimoniale Natura 2000, la larve ammocète vit 4 années dans des dépôts de fins sédiments riches en matières organiques. La survie des populations de l'espèce dans un cours d'eau est directement dépendante du maintien de ce microhabitat sédimentaire particulier.

Le chabot, autre espèce patrimoniale Natura 2000, a besoin d'un substrat de gros cailloux pour servir de gîte-refuge et de lieu de ponte (paquets d'oeufs collés sous les pierres). Dans certains cours d'eau pauvres en ce type de substrat, les populations du chabot pourraient être préservées, voire renforcées, par la réimplantation de blocs et gros cailloux selon des modalités à déterminer.

6. Rôles de la berge et de la ripisylve comme élément de l'habitat physique d'un cours d'eau

La berge et la ripisylve peuvent être considérées comme d'importants éléments de l'habitat physique en milieu aquatique, notamment à travers des rôles mécaniques divers.

Les racines servent d'abris à de nombreuses espèces (y compris des vertébrés terrestres fortement inféodés au milieu aquatique comme le cinglé plongeur et la loutre) et de support de ponte aux organismes pondéreux phytophiles, notamment des poissons comme la perche, le gardon, les brèmes commune et bordelière, la tanche et la carpe commune. C'est cette fonction qui est gravement affectée par les perturbations des régimes hydrologiques associés à la gestion des barrages pour la production d'hydroélectricité (fonctionnement en éclusées entraînant des variations incessantes du niveau d'eau).

Le bois mort tombé dans l'eau contribue à former des embâcles au niveau desquels se forment des mosaïques de microhabitats attractifs pour beaucoup d'espèces d'invertébrés et de poissons. Il faut donc être particulièrement attentif aux interventions en cours d'eau (cf. opérations de nettoyage) qui consistent à enlever les accumulations de débris végétaux.

Le feuillage apporte de l'ombrage pendant l'été dans les moyens et grands cours d'eau (mais une fermeture complète de la voûte végétale n'est pas favorable aux petits cours d'eau) et influence le régime thermique en limitant le réchauffement estival.

7. Importance des annexes hydrauliques du type noue et bras mort

Les noues et les bras morts sont des constituants écologiquement très importants des hydrosystèmes lotiques. Ce sont des milieux qui, en bordure des cours d'eau à courant rapide, offrent un habitat accueillant pour les espèces lenticques (parmi les poissons, cas de la tanche, du carassin et de la carpe mais aussi d'espèces très rares comme la loche d'étang). Ils constituent l'habitat de ponte recherché par le brochet (parfois au terme d'une longue migration de reproduction en remontée) et par la lotte de rivière, très rare. Ils fonctionnent comme des nurseries pour les jeunes poissons rhéophiles (hotu, chevaine, vandoise) nés au niveau des radiers dans une rivière rapide. Enfin, ils constituent pour toutes les espèces des refuges hydrauliques efficaces pendant les périodes de hautes eaux et de crue.

Vu leur importance stratégique pour le maintien de certaines espèces qui y résident en permanence (loche d'étang par exemple) et pour la réalisation du cycle de vie d'espèces qui y séjournent au moment de la reproduction (cas du brochet, de la tanche), les annexes fluviales nécessitent des mesures urgentes de gestion portant sur leur préservation même (pas de comblement, maintien d'une connexion avec le cours d'eau principal) et sur leur restauration structurelle et fonctionnelle. Mais en cette matière, on veillera à n'entreprendre des travaux de « restauration de frayères » ou de « création de nouvelles frayères » qu'en toute connaissance de cause, en prévoyant la mise en œuvre des bonnes techniques (figure 3) et en procédant à une évaluation technique et scientifique des interventions.



Figure 3 : Contraste entre une bonne frayère naturelle à brochet (à gauche : frayère de Bomal dans l'Ourthe, détruite au début des années 1990 par des travaux de recreusement ; Balzat, 1993) et une mauvaise frayère artificielle creusée dans un dépôt alluvial (à droite : frayère de l'île du Lion sur l'Ourthe à Poulseur)

8. Régimes hydrologiques naturels et perturbés

Le régime hydrologique est un élément majeur de l'habitat physique aquatique à travers des caractéristiques naturelles telles que : i) sa diversité en termes d'importance (ordre) du cours d'eau, de mode d'alimentation (ruissellement, milieu karstique) et son degré de variabilité saisonnière et interannuelle, ii) l'importance écologique majeure des crues morphogènes, notamment pour éliminer les sédiments fins qui colmatent le substrat et pour régénérer les habitats associés aux dépôts sédimentaires et iii) l'incidence écologique majeure de certains étiages.

Aux effets écologiques de la diversité-variabilité naturelle des régimes hydrologiques s'ajoutent souvent ceux des perturbations anthropiques de trois grands types (figures 4 et 5).

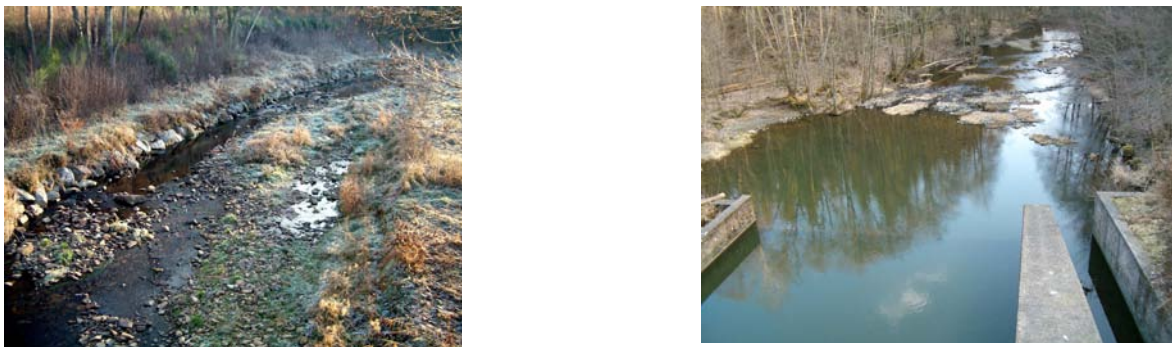


Figure 4 : Exemples de forte réduction du débit de base dans deux petites rivières affectées par une dérivation d'eau vers une usine hydroélectrique. A droite : la Vierre en aval du barrage de Suzy. A gauche: la Lhomme à Poix Saint-Hubert.

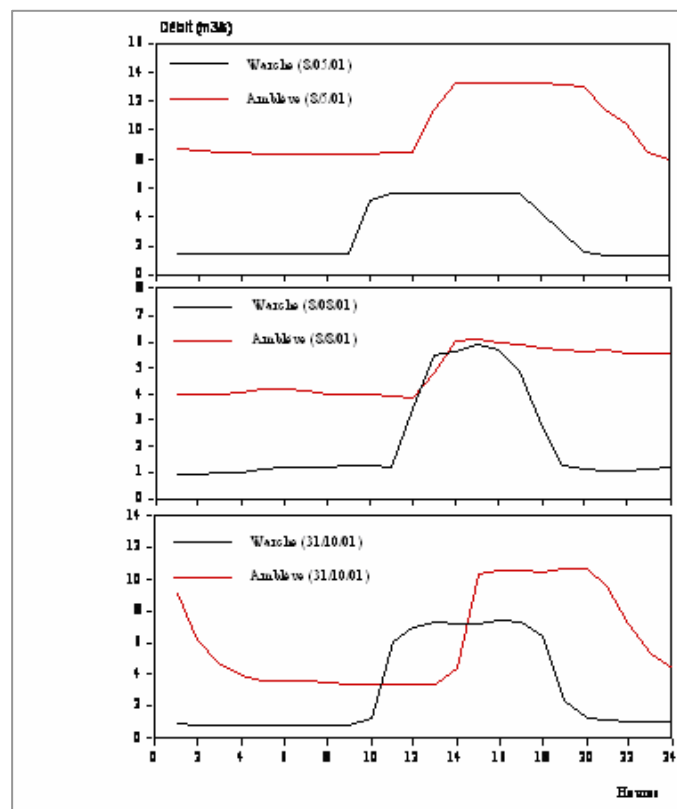


Figure 5 : Forte variation journalière du débit de la Warche et de l'Amblève sous l'influence du turbinage par la centrale hydro-électrique du barrage de Robertville à Bévercé en mai, août et octobre 2001 (source des données de débit : SETHY-MET Région wallonne).

- Présence de barrages retenues qui transforment un milieu de cours d'eau peu profond et à courant rapide en un milieu de lac assez profond et à courant faible, avec comme conséquence une modification complète de la faune, dans le sens d'une élimination-régression des espèces rhéophiles d'origine au profit d'espèces limnophiles ou indifférentes au courant.

- Forte réduction, voire une annulation périodique, du débit de base par captage, rétention dans un barrage ou dérivation vers un étang ou une centrale hydroélectrique (figure 4) Ce type de perturbation entraîne une diminution de la largeur, de la profondeur, de la superficie utile des abris de berge, de l'accès aux annexes hydrauliques, de la vitesse du courant et de la force érosive (d'où sédimentation accrue des particules fines) et accroît l'amplitude thermique. Chez les poissons, il en résulte généralement un appauvrissement quantitatif (densité et biomasse) des populations des espèces de grande taille (truite, ombre) avec parfois compensation sous la forme d'une augmentation des espèces de petite taille (chabot, loche franche) (Ovidio *et al.*, 2007). La gestion de cette composante de l'habitat aquatique physique nécessite la prise de dispositions pour maintenir dans le cours d'eau un débit écologique minimum (réservé) qui garantit le maintien d'un fonctionnement écologique le plus naturel possible.

- Fortes fluctuations journalières du débit (*hydropeaking*) résultant des turbinages hydroélectriques intermittents (figure 5). Ce type de perturbation entraîne de grandes variations de la hauteur d'eau (et des variables associées), un accroissement de la force érosive (pour le lit, les berges et la végétation) lors des pics de débit (Assani & Petit, 2003), une instabilité journalière du milieu et des phénomènes d'exondation-inondation de certains microhabitats potentiellement utilisables par les poissons comme lieux de ponte et nurseries. Face à ce type de problème, s'imposent aussi de nouvelles mesures de gestion.

9. La continuité fluviale et sa rupture par des ouvrages hydrauliques formant obstacle à la mobilité en remontée

Les mouvements vers l'amont sont inscrits dans la biologie de nombreux animaux aquatiques, avec une expression spectaculaire chez les poissons et spécialement chez les espèces amphihalines qui remontent de la mer vers l'eau douce pour s'y reproduire (migrateurs anadromes comme la truite de mer, le saumon atlantique et les lamproies fluviatile et marine) ou pour effectuer leur croissance (migrateur catadrome comme l'anguille européenne) (Philippart, 2005).

La continuité fluviale existe normalement en milieu naturel sauf au niveaux des cascades et chutes et des obstacles temporaires tels que les embâcles végétaux et, plus récemment, les barrages de castor. Mais depuis près de deux siècles, la continuité fluviale dans nos régions est fortement perturbée par de nombreux obstacles de tous types édifiés par l'homme : grands barrages retenues, barrages de navigation et à vocation hydroélectrique ou de prise d'eau industrielle, barrages d'alimentation d'installations hydroénergétiques (moulins de tous types) ou d'étangs de pêche et d'agrément, passages en pertuis sur les petits cours d'eau, passages sous les diverses voiries.

La rupture de la continuité longitudinale dans les axes fluviaux et la fragmentation de l'habitat qui en a résulté sont responsables de la perte catastrophique de biodiversité qui a affecté les poissons migrateurs amphihalins (7 espèces éteintes en Wallonie) bloqués par les barrages au moment de leur migration de reproduction vers l'amont (Philippart, 2005). Elle a aussi provoqué la disparition de l'anguille (sauf dans le cas de repeuplements) en amont de tous les grands barrages réservoirs et a perturbé sérieusement la démographie de plusieurs espèces (truite commune, ombre, barbeau, hotu) qui migrent vers l'amont en eau douce (Ovidio & Philippart, 2002). Les réponses techniques au problème de la rupture de la continuité fluviale par des obstacles à la remontée sont (colloque DCENN, Ovidio *et al.*, 2007) :

- la connaissance scientifique de la grandeur des domaines vitaux des différentes espèces de poissons qui correspondent à l'expression de leur mobilité naturelle à garantir ;
- la destruction des barrages et seuils devenus inutiles ;
- l'encouragement à ne construire que de nouveaux barrages et seuils de tous types qui soient franchissables par conception ;
- la construction d'échelles à poissons (ou passes migratoires) sur les barrages anciens et récents situés à des endroits stratégiques (en aval des bassins et sous-bassins hydrographiques) pour les poissons migrateurs.

Au cours des deux dernières décennies, des échelles à poissons modernes et performantes ont été construites ou sont programmées sur les barrages de la Meuse néerlandaise (7 barrages) et de la Meuse liégeoise (3 barrages) ainsi que sur ceux de plusieurs affluents et sous-affluents navigables (Ourthe, basse Amblève) et non navigables (Roer aux Pays-Bas et en Allemagne, Berwinne, Vesdre, Amblève, Aisne) du fleuve. C'est cette forme de restauration de l'habitat physique aquatique qui ouvre la perspective réaliste d'une reconstitution (assistée par des repeuplements) du saumon atlantique dans le bassin de la Meuse wallonne, 70 ans après son élimination causée par les activités humaines. (Programme Meuse Saumon 2000, Malbrouck *et al.*, 2007). On rappellera que les premiers retours effectifs de saumon en Wallonie ont eu

lieu en 2002-2003 dans la Meuse à Visé-Lixhe (13 saumons) et dans la Berwinne à Berneau (2 saumons) et que la période fin 2007-début 2008 s'est révélée favorable à de nouveaux retours (2 saumons dans l'échelle à poissons de Lixhe le 31 décembre 2007 et le 24 janvier 2008) (voir <http://www.saumon-meuse.be>). Ces améliorations de la continuité fluviale dans l'axe Meuse internationale-affluents devraient aussi contribuer à la restauration dans nos régions de la biodiversité de la communauté des poissons migrateurs comprenant, en plus du saumon, la truite de mer (variante migratrice de la truite commune), la lamproie fluviatile et la lamproie marine (Philippart, 2003).

10. La continuité fluviale et sa rupture par des ouvrages hydrauliques faisant obstacle à la mobilité en descente

Des mouvements vers l'aval (ou de dévalaison) sont aussi inscrits dans la biologie de plusieurs espèces de poissons, surtout amphihalins. Chez les migrateurs anadromes comme la truite de mer, le saumon atlantique et les lamproies fluviatile et marine, les dévalaisons concernent des juvéniles (généralement < 20 cm) (figure 3, photo 4) tandis que chez un migrateur catadrome comme l'anguille, elles concernent des sujets pré-adultes de grande taille (> 60-120 cm dans la Meuse à Tihange ; Sonny, 2006).

Pour les poissons en migration de dévalaison, la rupture de la continuité fluviale se traduit surtout par la présence des prises d'eau hydro-électriques qui dérivent la presque totalité du débit des cours d'eau et entraînent cette eau et les poissons qu'elle contient dans les turbines, avec comme conséquence une mortalité immédiate ou différée plus ou moins forte selon les espèces (photo 5), la taille des poissons et les caractéristiques techniques des turbines (Philippart *et al.*, 2003). L'impact écologique global de ces ouvrages de prise d'eau peut être considérable quand plusieurs centrales hydroélectriques se succèdent dans un axe fluvial.

Un autre aspect du problème est l'entraînement forcé des poissons de rivière dans un canal de navigation à grand gabarit, comme cela se marque à hauteur de l'entrée du canal Albert alimenté par la Meuse à Liège. Des études radio-téléométriques ont montré que jusqu'à 70% des saumoneaux dévalants qui arrivent dans la Meuse à Liège est entraînée dans le canal Albert (et donc vers l'Escaut peu accueillant pour les poissons salmonidés), au lieu de poursuivre leur migration de descente vers la mer dans l'axe Meuse au-delà du barrage de Monsin.

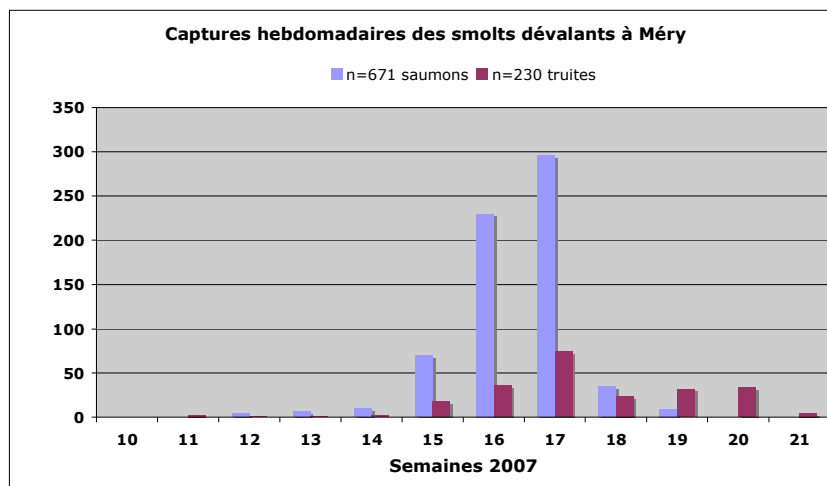


Figure 6 : Comparaison des répartitions hebdomadaires des captures de saumoneaux et de truites dans l'exutoire de dévalaison de la prise d'eau hydroélectrique de Méry-Tilff en mars-mai 2007 (semaine 15 : du 9 au 15 avril) (Philippart *et al.*, 2007).



Figure 7 : Smolt de saumon atlantique (à gauche) et de truite commune (à droite) capturés dans le piège de dévalaison de la prise d'eau hydroélectrique du barrage de Méry-Tilff sur l'Ourthe en mars-mai 2007



Figure 8 : Effet destructeur du passage d'anguilles argentées dévalantes dans une turbine hydroélectrique.

Les réponses techniques au très grave problème de la rupture de la continuité fluviale par des obstacles à la descente et particulièrement par les prises d'eau hydroélectriques sont (Philippart & Sonny, 2003 ; Ovidio *et al.*, 2007) :

- la construction d'un exutoire de dévalaison à hauteur de la grille de protection de l'entrée de l'eau vers les turbines, combinée à une limitation à idéalement 1-3 cm de l'espacement des barreaux de cette grille et, en cas d'impossibilité, à l'installation d'une barrière ou guide comportemental basé sur l'utilisation d'un stimulus répulsif : lumière, ultrasons ou infrasons (Sonny *et al.*, 2006) ;
- l'utilisation de types de turbines hydro-électriques peu (ou moins) dangereuses pour les poissons (« *fish friendly* » ou « *ichthyophiles* »), comme par exemples la turbine hélicoïdale (vis d'Archimède inversée);
- le maintien d'un débit suffisant (= débit réservé) sur le déversoir du barrage de prise d'eau pour permettre la dévalaison aisée des poissons, avec, à la limite, une réduction du débit turbiné pendant les périodes de l'année critiques (mi mars - mi mai pour les jeunes salmonidés, automne pour les anguilles).

11. Conclusions et perspectives

Une bonne qualité physico-chimique de l'eau reste de très loin la condition primordiale du maintien et de la restauration (grâce à l'épuration des eaux) de la biodiversité aquatique. Mais dans certains cas, la qualité de l'habitat physique (= hydromorphologique au sens de la Directive Cadre sur l'Eau de l'Union européenne) influence aussi la biodiversité aquatique par un effet déterminant sur des éléments clés des besoins écologiques des espèces : existence d'annexes hydrauliques et de zones humides connectées avec le cours principal, diversité et qualité sédimentologique des substrats de reproduction et de résidence, possibilité de libre mobilité vers l'amont et vers l'aval.

La composante « continuité fluviale » de l'habitat aquatique physique est particulièrement importante pour les poissons grands migrateurs. Il est en effet bien établi que plusieurs de ces espèces (esturgeon, aloses, saumon) ont été éliminées de nos régions (et dans beaucoup d'autres) par la construction de barrages infranchissables pour les reproducteurs en remontée. Par ailleurs, une autre espèce migratrice, l'anguille européenne, est actuellement dangereusement affectée et menacée par la destruction des reproducteurs entraînés dans les prises d'eau industrielles et hydroélectriques au moment de leur dévalaison vers la mer.

Dans beaucoup de situations, l'altération des habitats physiques aquatiques (par exemple par canalisation, chenalisation, perturbation hydrologique,...) n'atteint pas un degré d'intensité qui entraîne la disparition de certaines espèces ou taxons et réduit la biodiversité locale. Les effets observés sont davantage quantitatifs et concernent l'abondance absolue des populations spécifiques qui se répercute sur leurs biomasse et productivité et sur celles de l'ensemble des communautés. Comme ressource halieutique, les poissons sont aussi particulièrement touchés par ces effets qui peuvent être directs, en cas de perte de qualité et/ou de superficie d'habitat aquatique utilisable, mais aussi indirects, à travers la diminution de l'abondance et de la disponibilité des ressources alimentaires représentées par la faune des invertébrés benthiques, elle aussi affectée par les altérations physiques du milieu.

La perturbation des interactions trophiques poissons/invertébrés ainsi que l'accentuation des stress éco-physiologiques des poissons résultant de la dégradation des conditions d'habitat physique, (particulièrement hydraulique : débits trop faibles et/ou trop variables, réaction des poissons migrateurs face à des obstacles

physiques), est un aspect de la question qui mérite certainement des études complémentaires en vue d'une gestion durable de la biodiversité aquatique.

12. Bibliographie

ASSANI, A.-A. & PETIT F., 2003. Impact of hydroelectric power releases on the morphology and sedimentology of the bed of the Warche River (Belgium). *Earth Surf. Process. Landforms*, 29, 133-143.

BALZAT N.-H., 1993. Bomal-Destruction de la plus grande frayère à cyprins de l'Ourthe moyenne. *Le Pêcheur Belge*, 2-4.

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.

DE WOLF P., 2004. Natura 2000 et la gestion des milieux et des espèces aquatiques en Région wallonne, 26-30. In *Actes du Colloque GIPPA « La Gestion piscicole, Natura 2000 et la Directive Cadre sur l'Eau »*, Château de Colonster, Liège, 17 février 2004, 115 p.

DUPONT, E., 1998. Entretien des cours d'eau et les habitats des poissons. Division de l'Eau, Direction des cours d'eau non navigables, DGRNE du Ministère de la Région wallonne.

HUET M., 1949. Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Revue Suisse d'Hydrologie*, vol. XI, fasc. 3/4, 332-351.

HUET M. & TIMMERMANS J.-A., 1976. Influence sur les populations de poissons des aménagements hydrauliques de petits cours d'eau assez rapides. *Trav. Stat. Rech. Eaux et Forêts*, Sér. D, N° 46, 27 p.

KESTEMONT P., GOFFAUX D. & GRENOUILLET D., 2004. Les poissons indicateurs de la qualité écologique des cours d'eau en relation avec la Directive Cadre sur l'Eau, pp. 26-30. In *Actes du Colloque GIPPA « La Gestion piscicole, Natura 2000 et la Directive Cadre sur l'Eau »*, Château de Colonster, Liège, 17 février 2004, 115 p.

KESTEMONT P., GOFFAUX D., BREINE J., BELPAIRE C., DE VOCHT A., PHILIPPART J.-C., BARAS E., ROSET N., DE LEEUW J. & GERARD P., 2002. Fishes of the River Meuse: biodiversity, habitat influences and ecological indicators, In *ICM, Proceedings of the First International Scientific Symposium on the River Meuse. November 27-28, 2002*, Maastricht, 84-90

MALBROUCK C., MICHA J.-C. & PHILIPPART J.-C., 2007. La réintroduction du saumon atlantique dans le bassin de la Meuse : synthèse et résultats. Ministère la Région wallonne, 25 p. (avril 2007).
<http://environnement.wallonie.be/publi/education/saumon2000.pdf>

OVIDIO M. & PHILIPPART J.-C., 2002. The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish. . Synthesis of a five years telemetry study in the River Meuse Basin. *Hydrobiologia*, 483: 55-69.

OVIDIO M., PHILIPPART J.-C., ORBAN P., DENOEL Ph., GILLIQUET M. & LAMBOT F., 2007. Bases biologiques et éco-hydrauliques pour la restauration de la continuité piscicole en rivière : premier bilan et perspectives. Colloque DCENN.

OVIDIO M., PAQUER F., NEUS Y., RIMBAUD G., CAPRA H. & PHILIPPART J.-C., 2007. Impacts de la mise en service de la microcentrale « Hydroval » sur les populations de poissons de la Lhomme à Poix Saint-Hubert. Implications pour la mise en place de dispositions réglementaires pour la gestion des débits réservés en Wallonie. *Rapport de synthèse 2002-2006 pour le Ministère de la Région Wallonne, DGRNE, Direction des Cours d'Eau non Navigables de la Division de l'Eau. Université de Liège, Laboratoire de Démographie des Poissons et d'Hydroécologie*, 169 p.
<http://environnement.wallonie.be/convent/de/lhomme/definitif.pdf>

PARKINSON D., PETIT F., PERPINIEN G. & PHILIPPART J.-C., 1999. Habitats de reproduction des poissons et processus géomorphologiques dans les 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.

PHILIPPART J.-C., 2005. Le voyage périlleux des poissons grands migrateurs dans la Meuse. *APAMLg asbl*, Liège, 56 p.

PHILIPPART J.-C., 2007. L'érosion de la biodiversité : les poissons. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006-2007 sur l'Etat de l'Environnement wallon. 306 p
Site : http://environnement.wallonie.be/eew/rapportproblematique.aspx?id=FFH_11

PHILIPPART J.-C., 2003. Restauration de la biodiversité : le cas des poissons migrateurs dans la Meuse, pp. 75-84. In : Franklin A., Peters M.&Van Goethem J (Eds). *Actes du Symposium. Dix ans après Rio. Quel avenir pour la biodiversité en Belgique ?*, *Bulletin de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique*, Biologie Vol 73 Suppl. 203, 139 p.

PHILIPPART J.-C., 2000. Les poissons de Wallonie et leurs habitats, pp. 19-62. In: Stein, J. (ed.), *Les zones humides de Wallonie*, Actes des Colloques organisés en 1996 par le Ministère de la Région wallonne (Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement, Namur) dans le cadre de l'Année mondiale des Zones humides. *Travaux de la Conservation de la Nature*, n°21, 518 p.

PHILIPPART J.-C., 1989. Ecologie des populations de poissons et caractéristiques physiques et chimiques des rivières dans le bassin de la Meuse belge. *Bulletin de la société géographique de Liège*, 25 : 175-198.

- PHILIPPART J.-C. & VRANKEN M., 1983. Atlas des Poissons de Wallonie. *Cahiers d'Ethologie appliquée*, Suppl. 3, 395 p.
- PHILIPPART J.-C. & SONNY D., 2003. Vers une production d'hydroélectricité plus respectueuse du milieu aquatique et de sa faune. *Tribune de l'Eau*, N°619-620/5-6 2002 & n°621/1 2003: 165-175.
- PHILIPPART J.-C., RAEMAKERS V. & SONNY D., 2003. Impact mécanique des prises d'eau et turbines sur les poissons en Meuse liégeoise. Comptes-rendus du colloque Hydroécologie, Liège octobre 2002, *Tribune de l'eau*, N°5-6, Vol. 55 - N°619-620 ; Vol. 56 - N°621: 98-110.
- PHILIPPART J.-C., MOTTET M., NEUS Y., OVIDIO M., RIMBAUD G. & SONNY D., 2007. Evaluation d'un dispositif simple pour permettre la dévalaison des poissons salmonidés migrateurs au niveau de la centrale hydroélectrique Mérytherm sur l'Ourthe à Tilff. *Rapport de recherche du Laboratoire de Démographie des Poissons et d'Hydroécologie de l'Université de Liège*, 63 p. + annexes.
- PONCIN P., 1993. La reproduction des poissons de nos rivières. *Cahiers d'Ethologie* , 13 (3) : 317-342.
- SONNY D., 2006. Etude des profils de dévalaison des poissons dans la Meuse moyenne belge. *Thèse de Doctorat en Sciences Biologique*, Université de Liège, 288 p.
- SONNY D., KNUDSEN F.-R., ENGERS P.-S., KVERNSTUEN T. & SAND O., 2006. Reactions of cyprinids to infrasound in a lake and at the cooling water inlet of a nuclear power plant. *Journal of Fish Biology*, 69 : 735-748
- VERNIERS G., 2005. La rivière, milieu vivant. GIREA et DGRNE du Ministère de la Région wallonne, Namur, 72 p.
- VERNIERS G., MICHA J.-C., DETHIOUX M., JADOT B. & LEBAILLY J.-P., 1985. Rives et rivières, des milieux fragiles à protéger. Fondation Roi Baudouin et Région wallonne, 102 p.

La restauration hydromorphologique des cours d'eau : concepts et exemples en France

MALAVOI Jean-René ¹, ADAM Philippe ²

¹ Ingénieur conseil – Parcieux, France
jr.malavoi@wanadoo.fr

² BIOTEC France – Lyon, France
biotec@biotec.fr

1. Introduction

Depuis 2000, la Directive Cadre Européenne (DCE) sur l'eau donne des objectifs de résultats ambitieux en terme d'état ou de potentiel écologique des rivières et en terme de continuité écologique. Or l'état des lieux des bassins hydrographiques réalisés en 2004 a mis en évidence que, pour un grand nombre de masses d'eaux de surface, le principal obstacle au bon état écologique est un problème de qualité physique des rivières (berges et lit mineur) et donc de **fonctionnement hydromorphologique**.

Un bon **fonctionnement hydromorphologique** peut être caractérisé par les paramètres listés ci-après : une diversité de faciès d'écoulement, des berges naturelles non protégées, des bancs alluviaux mobiles, une ripisylve variée, un corridor fluvial boisé, des annexes hydrauliques et surtout, une dynamique fluviale la plus libre possible.



a



b



c



d



e



f

Figure 1 : Quelques illustrations des critères permettant d'évaluer un bon fonctionnement hydromorphologique.
a. des faciès d'écoulement diversifiés ; b. des berges non protégées ; c. des bancs alluviaux mobiles ; d. une ripisylve fournie et variée ; e. un corridor fluvial boisé ; f. des annexes hydrauliques (photos Malavoi).
Ces éléments traduisent une dynamique fluviale naturelle.

Or, suite à des décennies, voire des siècles, de chenalisations excessives, d'extractions de granulats, d'implantation de seuils et barrages, des dizaines de milliers de kilomètres de cours d'eau français ne présentent plus aujourd'hui ces critères de bon fonctionnement hydromorphologique. Chaque type d'intervention humaine a induit une grande variété d'altérations et de dysfonctionnements morpho-écologiques selon le type de cours d'eau touché, le linéaire affecté, l'ancienneté et l'ampleur des travaux. De plus, de nombreuses interventions ont été « multiples » : rectification plus recalibrage plus endiguement,...

Les travaux de restauration nécessaires pour tenter de retrouver un fonctionnement plus naturel seront donc fréquemment, eux aussi, multiples et complexes.

Une première partie de notre intervention sur la restauration hydromorphologique présentera les 10 principaux types d'interventions humaines ayant pu être réalisés sur les cours d'eau et les dysfonctionnements hydromorphologiques et écologiques qui leur sont associés. Nous les présentons ci-après dans un ordre *a priori* décroissant d'impact sur les milieux.

La seconde partie traitera des concepts et des principes de restauration adaptés à ces dysfonctionnements, illustrés par quelques exemples en France et à l'étranger.

Les éléments constituant cet article sont extraits en grande partie de deux études récentes (Malavoi, Biotec 2006 et 2007). Ils ont été partiellement présentés lors du 85^{ème} Congrès de l'ASTEE ainsi que dans la revue TSM (Malavoi & Adam, 2007) et dans la revue Ingénieries (Malavoi & Adam, 2007).

2. Principaux types d'interventions humaines et dyfonctionnements associés

2.1 Couverture de cours d'eau

2.1.1 Contexte

De très nombreux cours d'eau français ont été fortement chenalisés, endigués, rescindés, recalibrés, etc. Cette chenalisation a parfois été poussée à l'extrême, notamment en milieu urbain ou péri-urbain, avec la couverture complète du cours d'eau sur des linéaires pouvant être très importants. Ces actions ont occasionnellement été conduites en milieu rural dans le but de « gagner » des terrains agricoles et de favoriser l'intensification de l'agriculture.



Figure 2 : La Bièvre à Fresnes, sous des dalles de béton (photos Malavoi).

2.1.2 Principaux dysfonctionnements identifiés

La couverture complète de cours d'eau est sans conteste **l'intervention humaine la plus traumatisante** pour le milieu naturel puisqu'elle se traduit par la disparition totale de ce dernier. Il s'agit alors à la fois d'une disparition complète des habitats, des faciès, de la ripisylve, des relations entre la nappe et les berges, etc., mais également d'une discontinuité écologique majeure sur le réseau fluvial. Il existe peu de données précises dans la littérature mais on peut admettre qu'un linéaire de plus de 25-30 mètres de couverture de cours d'eau constitue une altération déjà très lourde, notamment vis-à-vis du franchissement par les poissons.

Outre l'absence de lumière, qui pose un grave problème pour de nombreuses espèces piscicoles, ce sont souvent les conditions hydrauliques extrêmes qui empêchent la franchissabilité des portions de cours d'eau enterrées (fortes vitesses, faibles profondeurs en étiage, fond souvent lisse (béton)). Indépendamment de l'aspect « franchissabilité », l'ampleur du traumatisme engendré par la couverture d'un cours est dépendante de plusieurs facteurs dont la longueur touchée, la structure du lit à l'intérieur du voûtage (granulométrie « naturelle » du fond du lit en opposition avec du béton lisse par exemple), présence ou non de surfaces exondées à l'intérieur d'un voûtage (bancs de graviers, berges),...

2.2 Déplacement de cours d'eau

2.2.1 Contexte

Un certain nombre de cours d'eau ont été volontairement déplacés de leur position initiale naturelle vers l'un ou l'autre coté du fond de vallée. Ces déplacements sont souvent très anciens (plusieurs siècles). L'objectif était principalement de gagner des terres cultivables ou d'améliorer leur exploitabilité en libérant une partie des espaces agricoles de la présence d'un cours d'eau. L'objectif était parfois aussi de faciliter l'alimentation des moulins. Notons que le déplacement d'un cours d'eau a souvent été couplé à d'autres interventions telles que la rectification et le recalibrage du nouveau lit mineur, la protection des berges contre l'érosion, la suppression de la ripisylve (systématique sur au moins l'une des deux berges) et l'endiguement. Les impacts sont donc souvent multiples.

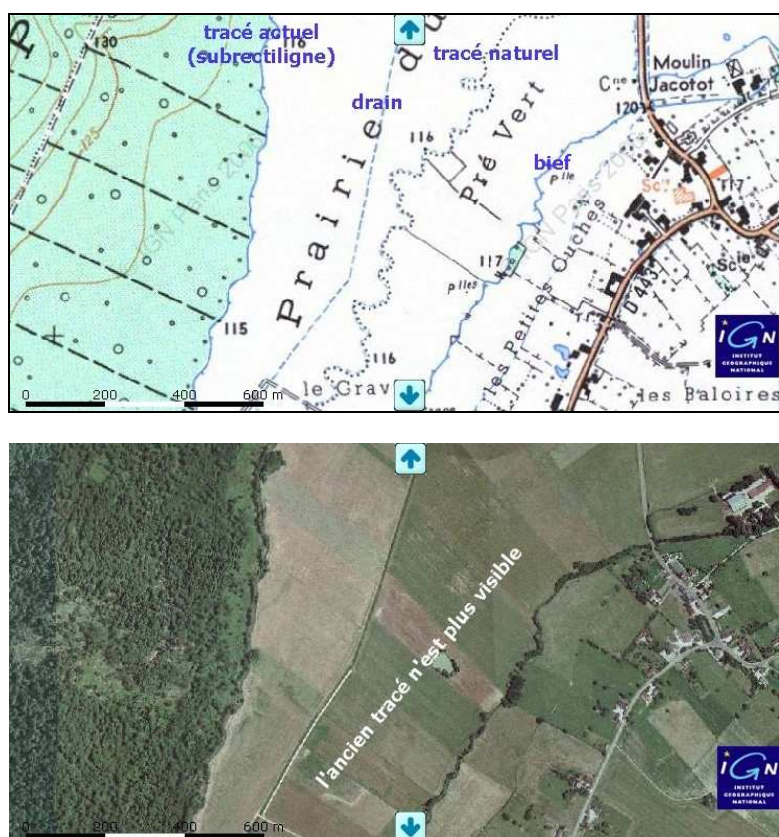


Figure 3 : Exemples de déplacement complet de cours d'eau. Notez que les anciens méandres sont visibles sur la carte car ils ont servi de base à la délimitation de la frontière communale. Ils ne sont quasiment plus identifiables sur le terrain (photo du bas) (Géoportail, IGN)

2.2.2 Principaux dysfonctionnements identifiés

Le déplacement complet d'un cours d'eau se traduit généralement par les dysfonctionnements hydromorphologiques et écologiques suivants :

- modification des relations nappe/rivière : le cours d'eau, souvent déplacé en position topographique plus élevée que naturellement, a tendance à alimenter la nappe en permanence, d'où des étiages plus prononcés;
- si le nouveau cours d'eau est rectiligne et surcalibré, s'ajoutent les dysfonctionnements liés à la rectification et au recalibrage.

2.3 Rescindement de méandres – Rectification

2.3.1 Contexte

De très nombreux cours d'eau naturellement sinueux ou méandriformes ont été artificiellement rectifiés sur de longues distances, généralement pour en augmenter la débitance (notamment grâce à l'augmentation de la pente) et réduire ainsi la fréquence de submersion des terrains riverains. On a aussi fréquemment utilisé le rescindement de méandres pour linéariser les parcelles agricoles afin d'en faciliter la culture (cas des

petits cours d'eau lors d'opérations de remembrement). On a enfin pratiqué des rescindements pour améliorer la navigabilité des grands cours d'eau. Lorsque les anciens tracés naturels ne sont plus visibles (rescindements très anciens) ou lorsque la linéarisation du tracé a été plus modeste (quelques ondulations subsistent) on parle plutôt de **rectification**.

Notons que le rescindement/rectification d'un cours d'eau a souvent été couplé à d'autres interventions telles que le surcalibrage du nouveau lit, la protection des berges contre l'érosion, la suppression de la ripisylve et l'endiguement plus ou moins « rustique ». Les impacts sont donc souvent multiples.



Figure 4 : Exemples de rescindements de méandres à vocation principalement agricole (à gauche photo Luc Terraz, à droite photo : DIAE du canton de Genève)

Nota : les bosquets encore présents indiquent le tracé des anciens méandres



Figure 5 : Exemple de rescindements de méandres à vocation de navigation sur la Seine (Géoportail, IGN)

2.3.2 Principaux dysfonctionnements identifiés

La rectification d'un cours d'eau, notamment lorsqu'elle est poussée à l'extrême comme dans le cas des rescindements, se traduit par des dysfonctionnements hydromorphologiques et écologiques caractéristiques :

- homogénéisation des faciès d'écoulement, des variables hydrodynamiques (vitesses, profondeurs) et des substrats : **forte banalisation des habitats aquatiques** ;
- perte de fréquence et de durée de submersion du lit majeur et des annexes hydrauliques ;
- incision du lit mineur suite à l'augmentation de la pente : **abaissement de la nappe d'accompagnement, déstabilisation des ouvrages de génie civil** (ponts, digues, protections de berges). Souvent, **déconnexion des annexes hydrauliques** ou des anciennes sinuosités rescindées (du fait de l'incision mais souvent aussi en raison de protections latérales et de digues réalisées en même temps que les rescindements).¹
- aggravation des inondations en aval.

¹ nota : on a souvent tenté de maîtriser cette incision galopante par la construction de seuils perpendiculaires au cours d'eau, qui ont eux-mêmes généré de nouveaux dysfonctionnements (voir impacts des seuils).

2.4 Recalibrage

2.4.1 Contexte

Le recalibrage des cours d'eau est probablement l'un des types d'intervention les plus fréquemment réalisés en France. Ce type de travaux hydrauliques a été mis en œuvre très anciennement dans les zones urbaines et périurbaines, souvent accompagné d'endiguements étroits, pour réduire la fréquence des inondations. Il a été utilisé de manière quasi systématique dans les zones rurales, particulièrement au cours des années 1950 à 1980, pour diminuer la fréquence de submersion des terres agricoles, notamment celles exploitées en maïs, céréale très peu résistante à la submersion.

Le principe du **recalibrage** consiste à augmenter la débitance du lit mineur en augmentant la section d'écoulement par élargissement du lit, approfondissement ou les deux. Rappelons que **la capacité d'écoulement d'un cours d'eau naturel avant débordement dans le lit majeur correspond sensiblement à la crue journalière de fréquence 1 à 2 ans**. En concertation avec les acteurs du monde agricole qui proposaient un « débit de projet (égal à Q_{5ans} , Q_{10ans} ou Q_{50ans}), l'ingénieur hydraulicien calculait le profil type à donner au cours d'eau pour garantir ce débit de projet sans débordement. Notons que le recalibrage d'un cours d'eau a souvent été couplé à d'autres interventions telles que la rectification du lit mineur, la protection des berges contre l'érosion, la suppression de la ripisylve (systématique sur au moins l'une des deux berges) et l'endiguement « rustique » (merlon réalisé avec les déblais du recalibrage). Les impacts sont donc souvent multiples.

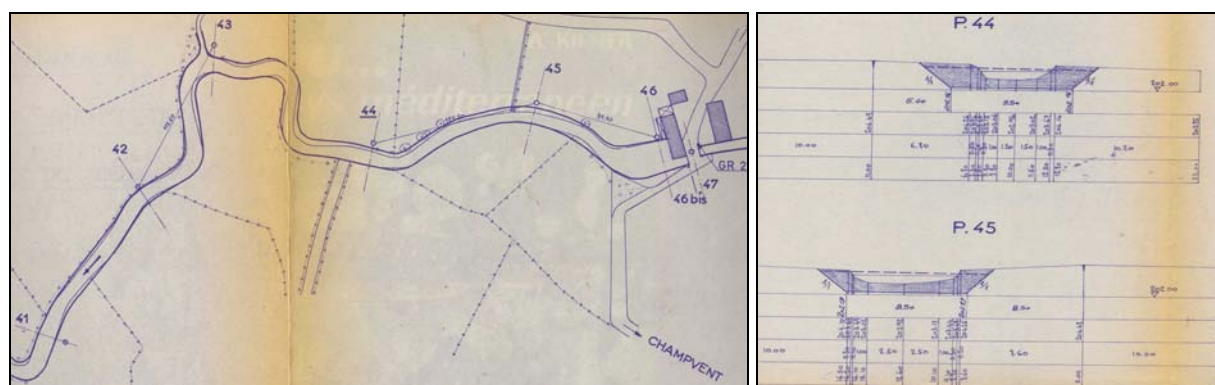


Figure 6 : Exemple de projet de recalibrage généralisé d'un cours d'eau. En blanc le profil initial, en gris le profil à créer (DDAF 01)

2.4.2 Principaux dysfonctionnements identifiés

Les impacts hydromorphologiques et écologiques du recalibrage sont bien connus :

- **détérioration des habitats aquatiques et semi-aquatiques (berges)** : les faciès d'écoulement, donc les habitats aquatiques, deviennent très homogènes et de faible capacité d'accueil. En effet, le surélargissement du lit mineur, principe technique « de base » de ce type d'intervention, se traduit systématiquement par un étalement de la lame d'eau à l'étiage avec des profondeurs qui deviennent limitantes pour une grande partie des biocénoses aquatiques et notamment les poissons ;
- **réchauffement de l'eau et aggravation des effets de l'eutrophisation** : cet étalement de la lame d'eau augmente la vitesse de réchauffement de l'eau en été, ce qui peut se traduire par des conditions létales pour les biocénoses et aggraver les effets de l'eutrophisation si celle-ci est présente ;
- **modification des relations nappe/rivière** : le cours d'eau souvent surcreusé a tendance à drainer la nappe en permanence, d'où la réduction des zones humides du lit majeur ;
- **réduction des connexions avec les annexes hydrauliques** : la plus faible fréquence de débordement, but de l'opération, se traduit par des problèmes de reproduction pour les espèces se reproduisant en lit majeur (prairies inondées ou annexes hydrauliques) ;
- **augmentation des contraintes hydrauliques en crue** : le recalibrage se traduit par des vitesses et des hauteurs d'eau en crue bien supérieures aux valeurs naturelles et généralement limitantes pour les biocénoses aquatiques qui ont des difficultés à trouver des refuges hydrauliques ;
- si, de plus, le nouveau cours d'eau est rectiligne et endigué, s'ajoutent les dysfonctionnements liés à la rectification et à l'endiguement.

2.5 Suppression de la ripisylve

2.5.1 Contexte

Il est fréquent que la végétation des berges des cours d'eau soit partiellement ou intégralement supprimée lors de la réalisation de travaux de chenalisation. Mais la suppression totale ou partielle de la ripisylve peut aussi être simplement due à des interventions plus ou moins fréquentes des riverains (notamment dans les zones agricoles) ou des organismes gestionnaires (syndicats, collectivités locales...).



Figure 7 : Exemple de portions de cours d'eau sans ripisylve (la Veyle (01) (photos C. Thévenet).

2.5.2 Principaux dysfonctionnements identifiés

Afin de décrire les principaux impacts physiques et écologiques de la suppression des ripisylves, nous détaillons les fonctions majeures que celles-ci assurent, et donc les carences fonctionnelles lorsqu'elles sont supprimées :

- les formations végétales riveraines sont essentielles pour beaucoup d'organismes vivants, notamment les mammifères, amphibiens, oiseaux, poissons,... En effet, la faune trouve dans cette mosaïque végétale des conditions favorables pour se cacher, se nourrir et se reproduire. La végétation rivulaire joue également un rôle de « corridor », exprimé par un cordon assurant une continuité entre des milieux souvent fragmentés, facilitant les échanges et les déplacements entre les différentes communautés animales ;
- les racines des arbres, les troncs tombés dans l'eau, les débris végétaux (ou embâcles) créent une diversité d'habitats favorable à la faune aquatique, en faisant office successivement de lieux de cache, de supports de ponte ou de source de nourriture pour de nombreux poissons et invertébrés ;
- la végétation des berges, en procurant de l'ombre au-dessus des eaux, permet également de maintenir une température des eaux fraîche, ceci à la fois pour les bords du fleuve et pour les milieux annexes tels que mares, bras morts, dépression marécageuse,... Une température des eaux élevée diminue la solubilité de l'oxygène dans l'eau, ce qui risque de provoquer une augmentation des affections virales ou bactériennes, indirectement une hausse de la mortalité des poissons ;
- l'ombre produite au dessus des cours d'eau, régule aussi la quantité de lumière. A long terme, un surcroît de lumière peut être source de surdéveloppement d'algues aquatiques et d'eutrophisation du milieu, néfaste à la vie des organismes vivants ;
- les formations végétales riveraines assurent un apport constant en matière organique (végétale et animale), assurant l'échelle trophique (feuilles mortes, insectes tombant des arbres... De plus, beaucoup d'insectes ont besoin des tiges de la végétation riveraine pour se développer (éphémères, libellules,...) ;
- les formations végétales riveraines participent à l'élimination de pollutions diffuses, en réduisant la teneur des eaux en nitrates et phosphates et en diminuant la concentration en pesticides ;
- indépendamment de ces fonctions écologiques vitales pour le maintien de la biodiversité, la végétation rivulaire joue d'autres rôles ou procure d'autres avantages, tels que le maintien des sols en place face à l'érosion, une fonction régulatrice du cycle hydrologique, un effet brise-vent ou encore des fonctions paysagères ou récréatives.

Lorsque l'absence de végétation riveraine se cumule avec une chenalisation, une incision du lit ou encore une retenue de seuil, les effets négatifs de ces interventions sont amplifiés.

2.6 Protection des berges

2.6.1 Contexte

Afin de préserver le maximum d'espace pour l'agriculture et l'urbanisation dans les plaines alluviales, des milliers de kilomètres de berges de cours d'eau ont été protégés contre les processus d'érosion, le plus souvent au moyen de techniques dites « lourdes » à base de perrés, de murs de béton, d'enrochements, d'épis, de palplanches, de gabions,...

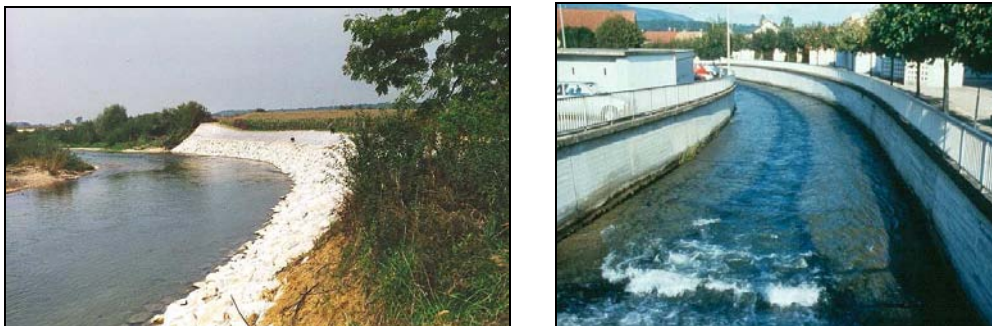


Figure 8 : Quelques exemples de protections de berges « classiques » (photos Biotec).

2.6.2 Principaux dysfonctionnements identifiés

- Blocage de la dynamique latérale

Un hydrosystème fluvial naturel est caractérisé par une diversité géomorphologique dont le moteur est, notamment dans un cours d'eau à méandres, l'érosion des berges et la migration latérale du chenal vif. Ces processus d'érosion, de transport de sédiments, de dépôt, de recoupement de méandre, ont pour effet de créer, détruire, recréer, dans une courte échelle de temps, une diversité de milieux dont la grande richesse écologique tient justement à leur fréquence de régénération. Le blocage des processus géodynamiques par des protections de berges, qu'elles soient minérales ou végétales, se traduit donc par un appauvrissement général de la qualité fonctionnelle du corridor fluvial. L'absence de processus d'érosion latérale entraîne de surcroît une baisse de la « production » de sédiments grossiers par manque de reprise du stock alluvial disponible sur les berges. Or, l'équilibre débit liquide/débit solide est un élément essentiel de la dynamique fluviale. Cet effet est d'autant plus sensible sur les cours d'eau à dynamique active et coulant dans des alluvions non cohésives.

Enfin, il est couramment admis aujourd'hui que les protections de berge favorisent l'incision du lit, au moins localement.

- Appauvrissement de la qualité écologique des rives

Les protections de berges se traduisent généralement par une simplification des caractéristiques écologiques des rives. Outre la perte d'habitat rivulaire (sauf parfois dans le cas d'enrochements libres dégradés que peuvent affectionner certaines espèces de poissons, mais là encore on ne considère qu'un compartiment de la biodiversité), les protections de berges « lourdes » remplacent par un système simple l'**écotone de rive** naturellement beaucoup plus complexe et favorable à une forte augmentation de la biodiversité : systèmes racinaires des arbres de la ripisylve, hélophytes de pied de berge, sous-berges, etc. Les techniques de protection de berge par **génie végétal** réduisent notablement ce type d'impact.

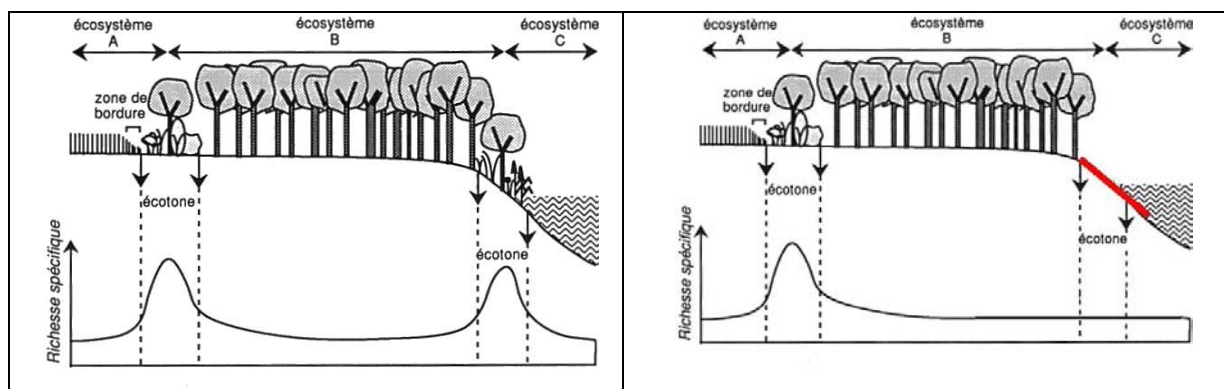


Figure 9 : Exemple de réduction de la richesse spécifique au niveau de l'écotone « rive » suite à une protection de berges (Amoros *et al.*, 1993).

- Aggravation des autres impacts liés à la chenalisation

Les protections de berges artificielles ont souvent été mises en place à l'occasion d'autres types d'interventions (rectification du lit, rescindements de méandres, recalibrages, endiguement, suppression de la ripisylve,...). Les impacts induits par ces protections viennent donc aggraver les impacts liés à ces autres interventions.

2.7 Endiguement et merlons de curage

2.7.1 Contexte

De très nombreux cours d'eau français ont été endigués, parfois sur de très longues distances. **En zone urbanisée**, l'endiguement étroit des cours d'eau, souvent très ancien, avait pour objectif de réduire la fréquence des inondations dommageables aux personnes et aux biens dans des zones à forte concentration humaine. **En zone rurale**, l'endiguement des cours d'eau répond à un objectif complémentaire : outre la protection des villages et hameaux situés dans le lit majeur inondable, parfois très loin du cours d'eau, il vise aussi la réduction de la fréquence de submersion des terrains cultivés.

Le principe de l'endiguement est simple : on érige le long du cours d'eau, dans la zone où se situent les enjeux à protéger, des structures linéaires plus ou moins sophistiquées (du simple remblai de terre ou de graviers issus de curages jusqu'à des constructions de génie civil de plusieurs mètres de haut). L'endiguement peut être uni- ou bilatéral, large ou étroit, de faible ou de forte hauteur selon les sites, les enjeux, les moyens techniques et financiers des collectivités. Les produits de curage des rivières sont très souvent redéposés en cordons (merlons) le long des cours d'eau. A terme, ces cordons finissent par former de véritables digues (c'est d'ailleurs souvent l'un des objectifs secondaires de cette méthode...). Le linéaire de cours d'eau soumis à ce type de « pseudo-endiguement » est probablement extrêmement important et beaucoup de travaux de restauration pourraient déjà consister à supprimer ces merlons de curage.



Figure 10 : A gauche, endiguement en béton sur les deux berges en zone urbanisée (photo Biotec). à droite digue en enrochements + remblai (sapé par déversement) en zone rurale (la rivière est à gauche) (photo Malavoi)



Figure 11 : A gauche : vue aérienne d'un système à double endiguement en zone rurale (protection des cultures). Etroit pour les crues fréquentes et large pour les crues plus rares. A droite, vue de merlons de curage se traduisant par un véritable endiguement (photos Malavoi)

L'endiguement d'un cours d'eau a souvent été couplé à d'autres interventions telles que : la rectification du lit mineur; la protection des berges contre l'érosion et la suppression de la ripisylve. Les impacts sont donc souvent multiples.

2.3.2 Principaux dysfonctionnements identifiés

L'endiguement d'un cours d'eau se traduit généralement par des dysfonctionnements hydromorphologiques et écologiques dans le lit mineur mais surtout au sein du lit majeur :

- déconnexion entre le lit mineur et le lit majeur et ses annexes hydrauliques :

Ces déconnexions ont des caractéristiques très variables selon les cours d'eau, la largeur de la zone intra-digues, la hauteur des digues... :

- o elles peuvent être **permanentes** : plus aucune connexion n'existe quel que soit le niveau atteint par les crues ;
- o elles peuvent être **temporaires** ou se traduire « seulement » par une moindre fréquence de connexion. Par exemple, les connexions qui avaient lieu au moins une fois par an ou une fois tous les 2 ans, ne se font plus que tous les 5 ans, tous les 10 ans,...

Selon l'intensité de ces «déconnexions», les impacts sur les milieux naturels sont plus ou moins importants et plus ou moins réversibles. D'une manière générale la déconnexion du lit majeur de son lit mineur se traduit par :

- o un appauvrissement des milieux naturels du lit majeur lié à une absence de submersion fréquente ;
- o un appauvrissement des biocénoses terrestres associées ;
- o un appauvrissement de certains compartiments des biocénoses aquatiques dont une partie du cycle de développement est lié à ces connexions (notamment la reproduction pour certaines espèces de poissons).
- o incision du lit mineur suite à l'augmentation des débits dans la zone intra-digues, particulièrement si l'endiguement est étroit ;
- o abaissement de la nappe d'accompagnement, déstabilisation des ouvrages de génie civil (ponts, digues, protections de berges) ;
- o aggravation des inondations en aval ;
- o si le cours d'eau est rectifié et recalibré, s'ajoutent les dysfonctionnements liés à la rectification et au recalibrage.

2.8 Seuils et ouvrages transversaux

2.8.1 Contexte

La plupart des cours d'eau français sont parsemés de nombreux seuils (hauteur de chute inférieure à 5 m) résultant d'anciens usages énergétiques (forges, moulins) ou agricoles (irrigation). Ces ouvrages n'ont pour la plupart plus de vocation économique « active ». Ils génèrent par contre des impacts importants sur les caractéristiques abiotiques (hydromorphologie, physico-chimie de l'eau...) et biologiques (entraves à la circulation des espèces, dérive typologique...) des hydrosystèmes. Ils peuvent cependant, rarement, présenter des intérêts : maintien d'une lame d'eau en étiage, maintien d'un niveau de nappe pour l'alimentation en eau potable ou l'irrigation, stabilisation du fond du lit...

Ce type d'action anthropique a un effet immédiat sur l'**homogénéisation des faciès d'écoulement, donc des habitats aquatiques**. Des dizaines de milliers de kilomètres de cours d'eau sont aujourd'hui sous l'influence directe de seuils. Notons que les seuils sont souvent associés à d'autres interventions telles que : la rectification du lit mineur, le recalibrage; la protection des berges contre l'érosion et la suppression de la ripisylve. Les impacts sont donc souvent multiples.

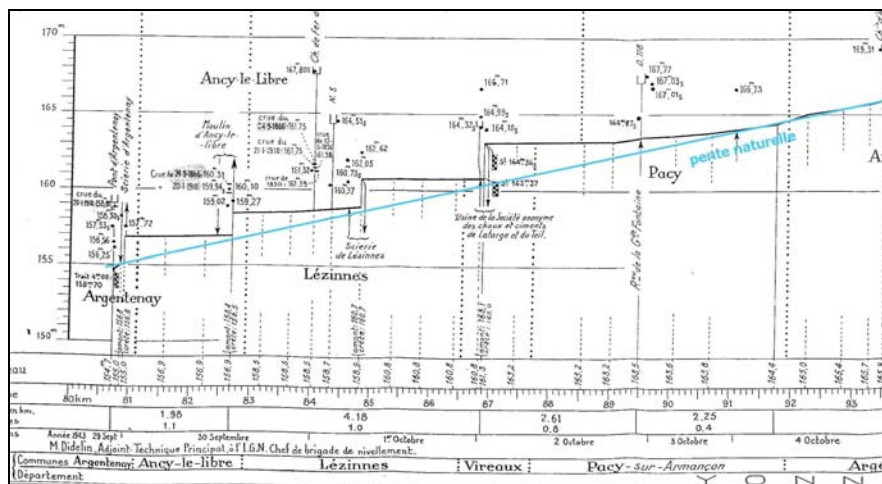


Figure 12 : Exemple de profil en long fortement altéré par la présence de seuils (IGN)



Figure 13 : A gauche : portion naturelle relictuelle présentant des faciès d'écoulement variés et des milieux diversifiés (bancs alluviaux diversement végétalisés). A droite : vue « classique » d'une retenue générée par l'ouvrage : un faciès lentique homogène sur plusieurs centaines de mètres (photos Malavoi).

2.8.2 Principaux dysfonctionnements identifiés

Les impacts hydromorphologiques et écologiques liés à la présence de seuils ont fait l'objet d'une étude récente (Malavoi & AREA, 2003). Quel que soit leur objectif initial (dérivation pour la force hydraulique ou l'irrigation, stabilisation du fond), les seuils en rivière ont des impacts physiques et écologiques extrêmement importants.

Ces impacts peuvent être déclinés en 3 grandes catégories :

- les seuils modifient les **flux** liquides, solides, biologiques : modification plus ou moins importante des hydrogrammes, blocage de la charge solide, difficulté de franchissement par les poissons et rupture de la continuité écologique pour les biocénoses aquatiques ;
- ils ont un effet **retenue** : ils se traduisent à leur amont par un remous à l'origine de faciès d'écoulement lenticques et profonds en lieu et place des séquences naturelles de faciès d'écoulement (radiers, plats, mouilles...). Outre ces altérations drastiques des habitats aquatiques, ces retenues favorisent le réchauffement de l'eau en étiage et aggravent les effets de l'eutrophisation ;
- ils ont un effet « **point dur** » : en réduisant notamment les processus naturels d'érosion latérale dans l'emprise de la retenue. Ils sont un point de blocage local de la dynamique fluviale qui perturbe les processus d'équilibre géodynamique ; si, de plus, la portion soumise à l'effet retenue est rectiligne, endiguée ou recalibrée, s'ajoutent les dysfonctionnements liés à la rectification, à l'endiguement et au recalibrage.

2.9 Etangs implantés sur le cours d'eau

2.9.1 Contexte

Il arrive fréquemment que des étangs aient été créés directement sur un cours d'eau, notamment dans un objectif halieutique. Leur ligne d'eau a généralement été calée par un ouvrage (digue perpendiculaire à la vallée + seuil ou vannage) situé à l'extrémité aval du plan d'eau. Ce type d'intervention est donc un cas particulier et aggravé du contexte de seuil.

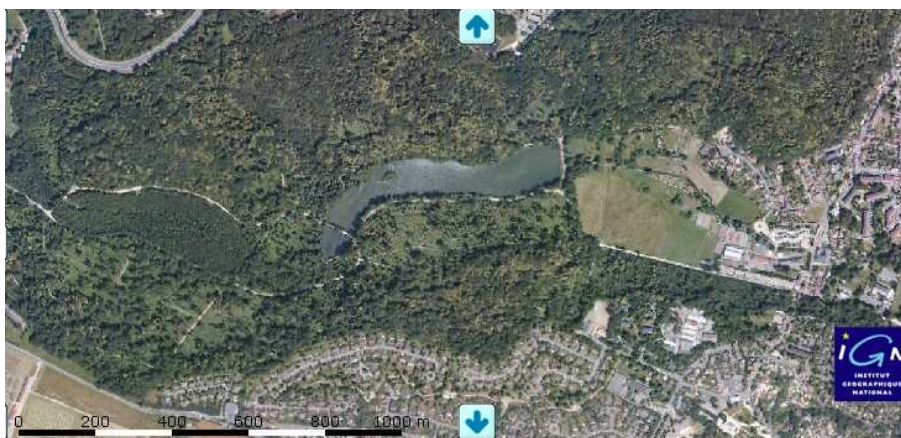


Figure 14 : Exemple d'étang implanté directement sur un cours d'eau (Géoportail, IGN)

2.9.2 Principaux dysfonctionnements observés

Les étangs positionnés sur un cours d'eau ont les mêmes types d'impacts morphoécologiques que ceux décrits pour les seuils « classiques », mais généralement accentués :

- **modification des flux liquides, solides et biologiques;** la charge solide est ici totalement bloquée mais la fraction fine peut être brutalement relarguée lors des vidanges (impacts directs sur les biocénoses aquatiques vivant en aval et colmatage des substrats grossiers) ;
- **l'effet « retenue » est également aggravé,** notamment dans ses aspects biologiques. On identifie généralement un dysfonctionnement du compartiment piscicole du fait d'une « pollution » du cours d'eau par des espèces cyprinicoles caractéristiques des zones extrêmement lenticques et favorisées ici par l'homme à des fins halieutiques. Dans le même esprit, la qualité de l'eau est également altérée du fait des effets de réchauffement ;
- **l'effet point dur est également aggravé,** puisque le cours d'eau n'a plus aucune capacité d'ajustement géomorphologique, tout processus d'érosion étant bloqué.

2.10 Extractions de granulats

2.10.1 Contexte

- Extractions en lit mineur

Les alluvions du lit mineur de la plupart des cours d'eau moyens à grands ont été intensément exploitées entre 1945 et le milieu des années 1990 (septembre 1994 : arrêté ministériel interdisant définitivement l'exploitation des alluvions dans les lit mineurs des cours d'eau). Il est à noter que sur plusieurs grands cours d'eau, tels que la Dordogne, la Loire..., les extractions en lit mineur avaient déjà été interdites avant cette date.

L'objectif de l'immédiat après-guerre était la reconstruction des villes détruites et cette tâche nécessitait une grande quantité d'alluvions fluviales pour la confection du béton. Par la suite, outre l'essor immobilier lié à la croissance démographique, les années 1960 à 1990 ont été marquées par le développement de grandes infrastructures routières et autoroutières qui ont nécessité des millions de m³ de remblais, eux aussi souvent constitués d'alluvions fluviales. Par exemple, sur la Loire à l'aval de sa confluence avec l'Allier, c'est environ 300 mètres cubes par mètre linéaire de cours d'eau qui ont été exploités ! (Malaval , 1993).

Aujourd'hui, la plupart des cours d'eau exploités au cours de la seconde moitié du XX^e siècle sont encore **fortement déficitaires en sédiments grossiers.**

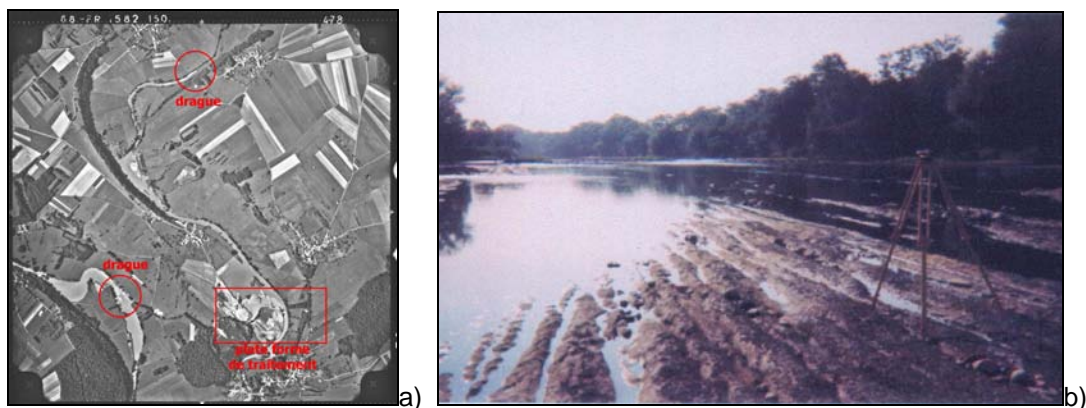


Figure 15 : a) extractions alluvionnaires en lit mineur par drague flottante. Noter les sur-élargissements liés à l'extraction en profondeur et en largeur (photo IGN) ; b) résultats : incision généralisée du lit et absence d'alluvions sur le fond du lit mineur (la photo de gauche montre les traces de « dents » des pelleteuses dans les marnes (photo Malavoi))

Notons que les extractions en lit mineur de cours d'eau ont souvent été associées à d'autres interventions telles que le surcalibrage du lit mineur (figure 15a); la protection des berges contre l'érosion et l'endiguement plus ou moins « rustique » (mise en tas ou en merlons des rebus trop grossiers d'exploitation) pour protéger les plateformes de traitement. Les impacts sont donc souvent multiples.

- Extractions en lit majeur

Dès le début des années 1980, les impacts des gravières en lit mineur ayant été identifiés, il a été suggéré aux extracteurs de matériaux de ne plus exploiter dans le lit mineur des cours d'eau et de se déplacer vers le lit majeur. Pour ne pas avoir à construire de nouvelles plateformes de traitement, les exploitants se sont souvent installés à proximité immédiate des anciens sites d'extraction en lit mineur. La présence d'extraction en lit majeur est donc un bon indice de présence d'anciennes exploitations en lit mineur.



Figure 16 : Exemples d'extractions en lit majeur. On observe que le lit mineur a souvent été rectifié et endigué (photos Malavoi).

Notons que les extractions en lit majeur de cours d'eau ont souvent été associées à d'autres interventions telles que la rectification du lit mineur et le rescindement de méandres pour augmenter les surfaces exploitables et réduire les contraintes d'extraction (voir ci-dessus); la protection des berges contre l'érosion et l'endiguement plus ou moins « rustique » pour protéger les zones d'extraction et les plates-formes de traitement.

2.10.2 Principaux dysfonctionnements identifiés

- Extractions en lit mineur : une incision généralisée et rapide des lits fluviaux

Depuis l'effondrement du Pont Wilson à Tours (1978), de nombreuses études ont été consacrées à l'évaluation des impacts hydromorphologiques et écologiques causés par l'incision des cours d'eau liée aux extractions. Les principaux impacts reconnus sont :

- l'abaissement de la nappe phréatique alluviale et ses effets indirects comme l'assèchement des écosystèmes riverains et la réduction d'une ressource en eau potable de qualité.
- **la déconnexion entre le lit mineur, le lit majeur et ses annexes hydrauliques** :
- elle peut être **permanente** : plus aucune connexion n'existe quel que soit le niveau atteint par les crues;
- elle peut être **temporaire** ou se traduire « seulement » par une moindre fréquence de connexion. Par exemple, les connexions qui avaient lieu au moins une fois par an ou une fois tous les 2 ans, ne se font plus que tous les 5 ans, tous les 10 ans... Selon l'intensité de ces « déconnexions », les impacts sur les milieux naturels sont plus ou moins importants et plus ou moins réversibles. D'une manière générale la déconnexion du lit majeur de son lit mineur se traduit par :
- un appauvrissement des milieux naturels du lit majeur lié à une absence de submersion fréquente ;
- un processus accéléré de maturation des formations végétales riveraines, avec la fixation des sols et des atterrissements originellement mobiles ;
- un appauvrissement des biocénoses terrestres associées ;
- un appauvrissement de certains compartiments des biocénoses aquatiques dont une partie du cycle de développement est lié à ces connexions (notamment la reproduction pour certaines espèces de poissons) :
- la modification de la nature des fonds (mise à nu du substratum notamment), avec des répercussions majeures sur les biocénoses benthiques et le peuplement piscicole (baisse drastique de la diversité des habitats) ;
- l'érosion accrue des berges et leur déstabilisation, le cours d'eau cherchant à compenser le déficit de charge solide par une augmentation de la sinuosité (réduction d'énergie) et une recharge latérale ;
- le déchaussement d'ouvrages d'art (ponts, digues,...).
- Extractions en lit majeur : elles rendent l'incision irréversible
- **l'impact direct des extractions en lit majeur** est la disparition immédiate et définitive (contrairement à l'agriculture par exemple) des milieux naturels humides de la plaine alluviale. Les bras morts, noues, prairies humides et autres annexes hydrauliques sont irrémédiablement remplacées par des bassins d'extractions de plusieurs milliers de mètre cubes.
- **pour ce qui concerne les impacts indirects des extractions en lit majeur**, le plus grave est de rendre irréversible le processus d'enfoncement du lit mineur car la recharge du cours d'eau par l'érosion latérale est impossible : le concept d'espace de mobilité est inapplicable.

3. Généralités sur la restauration hydromorphologique

3.1 Concepts généraux

Une restauration hydromorphologique peut être menée « passivement » (en réduisant les « forces de dégradation ») ou « activement » (par des interventions plus lourdes) (Boon *et al*, 1992). Le concept de **restauration passive** fait référence à la typologie géodynamique des cours d'eau présentée ci-dessous. Plus un cours d'eau sera puissant, avec des berges facilement érodables et des apports solides importants, plus sa restauration sera facile, peu coûteuse et avec des effets rapides. La simple suppression des forces de dégradation (enrochements de protection de berges, barrages) suffira généralement pour que le cours d'eau se réajuste rapidement, tant du point de vue physique qu'écologique (à condition toutefois pour ce dernier point, que la qualité physico-chimique de l'eau soit correcte). La **restauration active** sera nécessaire sur les cours d'eau peu puissants, peu actifs et à faibles apports solides. Elle nécessitera des travaux plus coûteux et donnera a priori des résultats moins spectaculaires.

3.2 Typologie géodynamique et score d'efficacité

3.2.1 Typologie

Nous avons élaboré une typologie simplifiée des cours d'eau, adaptée à la problématique de restauration hydromorphologique (Malavoi & Biotec, 2006). Cette typologie a pour objet de déterminer l'**intensité de l'activité géodynamique actuelle ou potentielle** d'un cours d'eau, dont dépendent en grande partie :

- ses caractéristiques géomorphologiques : géométrie, faciès d'écoulement, substrats, intensité actuelle ou potentielle des processus d'érosion latérale, verticale et de transport solide ;
- ses caractéristiques écologiques globales ;
- mais surtout, dans l'objectif qui est le nôtre aujourd'hui, ses capacités d'ajustement géomorphologique suite à des travaux de restauration.

Les trois paramètres entrant dans l'analyse typologique sont :

- la puissance spécifique²

D'un point de vue scientifique, il a été démontré depuis de nombreuses années que les capacités d'ajustement d'un cours d'eau étaient en grande partie fonction de sa puissance spécifique. D'une manière synthétique, les résultats de Brookes (1988) permettent d'identifier 2 seuils de puissance spécifique :

- un seuil « majeur » aux environs de 35 W/m² au-dessus duquel la puissance naturelle des cours d'eau leur permet de se réajuster morphologiquement suite à des travaux de chenalisation
- un seuil mineur aux environs de 25 W/m² en dessous duquel les cours d'eau ont beaucoup de mal à se réajuster.

- l'érodabilité des berges

Nos propres investigations (Malavoi, non publié) nous amènent à penser que ces seuils autour de 25-35 W/m² peuvent être affinés et relativisés en fonction des caractéristiques sédimentologiques des berges des cours d'eau et notamment de leur érodabilité.

Ainsi des cours d'eau à faible puissance (10-15 W/m²) peuvent néanmoins présenter une activité géodynamique relativement importante si leurs berges sont non ou peu cohésives et s'ils reçoivent de l'amont une certaine quantité d'alluvions grossières qui, par leur dépôt sous forme de bancs, activent les processus d'érosion sur les berges opposées.

A l'inverse, des cours d'eau plus puissants (40-50 W/m²) mais coulant dans une plaine alluviale composée de sédiments plus cohésifs (limons, sables limoneux, argiles) seront probablement moins actifs, surtout si les apports solides provenant de l'amont sont modestes.

- Les apports solides

Outre leur rôle d'activation des processus d'érosion latérale (effet défecteur de l'écoulement), les apports de charge sédimentaire grossière en provenance de l'amont sont extrêmement importants en termes de création du substrat alluvial indispensable à de nombreux organismes composant les biocénoses aquatiques.

² La puissance spécifique correspond sommairement au produit de la pente X le débit, qui caractérise les potentialités dynamiques du cours d'eau.

La puissance (Ω) est calculée comme suit : $\Omega = \gamma QJ$ (en watts/m)

La puissance spécifique (ω) est calculée comme suit : $\omega = \Omega / l$ (en watts/m²)

où γ est le poids volumique de l'eau (9810 N/m³), Q le débit (m³/s) (ici le débit journalier de crue de fréquence 2ans), J la pente de la ligne d'énergie en m/m, l la largeur du lit pour le débit utilisé (m).

3.2.2 Score d'efficacité

Couplée à deux autres paramètres, cette typologie géodynamique permet d'identifier a priori les opérations qui pourraient présenter les meilleurs taux de réussite. Le principe que nous proposons de retenir consiste alors à évaluer un « score d'efficacité probable » de la restauration envisagée, sur la base :

- de la valeur des trois variables typologiques majeures présentées plus haut : puissance, érodabilité des berges, apports solides ;
- de l'emprise foncière disponible pour réaliser la restauration ;
- de la qualité de l'eau.

Notre postulat est alors le suivant :

- plus un cours d'eau est puissant, plus ses berges sont facilement érodables, plus les apports solides sont importants, plus on dispose d'espace pour restaurer et plus l'eau est de bonne qualité ;
- meilleure est la garantie de réponse positive du système, plus rapides sont les résultats, plus grande est la pérennité des bénéfices écologiques de la restauration, moindre est le coût, puisque le cours d'eau effectue lui-même une partie du travail de restauration.

Les valeurs permettant d'apprécier ce score sont très empiriques et ne sont pas validées scientifiquement. Par exemple, chacune des variables a ici le même poids dans la « note ».

Ces paramètres sont évalués sur la base des caractéristiques moyennes du cours d'eau pour le **tronçon géomorphologique homogène**³ concerné :

- la **puissance spécifique** est évaluée en utilisant la largeur moyenne naturelle à pleins bords et le débit moyen journalier de fréquence biennale ;
- les **apports solides** sont évalués en tenant compte de la présence éventuelle de sites de piégeage en amont du secteur à restaurer (barrages, anciennes fosses d'extractions, zones où des curages sont réalisés régulièrement...) ;
- l'**érodabilité des berges** est évaluée en faisant abstraction des protections existantes. Il s'agit donc de l'érodabilité potentielle des berges naturelles ;
- l'**emprise disponible** est évaluée selon une analyse rapide du contexte socio-politique du projet. Doit-on obligatoirement limiter les aménagements au strict gabarit actuel du cours d'eau ? Peut-on se permettre d'élargir l'espace alluvial d'un facteur allant de 1 à 3 fois la largeur du lit (L), de 3 à 10 x L, ou avec une emprise dépassant 10 x L ?
- la **qualité de l'eau** est évaluée selon la classification et la cartographie simplifiée de 5 à 4 classes des Agences de l'Eau : - *qualité mauvaise* - *qualité médiocre* - *qualité passable* - *bonne et très bonne qualité*.

Paramètre	Note	0	2.5	5	10
Puissance spécifique		<10 W/m ²	10-30 W/m ²	30-100 W/m ²	> 100 W/m ²
Erodabilité des berges		Nulle	Faible	Moyenne	Forte
Potentiel d'apports solides		Nul	Faible	Moyen	Fort
Emprise disponible		1 largeur de lit	1 à 3 L	3 à 10 L	> 10 L
Qualité de l'eau		Mauvaise	Médiocre	Passable	Bonne

Figure 17 : Variables permettant d'évaluer un « score d'efficacité probable » de la restauration envisagée (score mini = 0, maxi = 50)

³ Nous distinguons habituellement sur les cours d'eau, 6 entités emboîtées présentant, chacune à leur échelle, une homogénéité des processus géomorphologiques et des processus écologiques qui leurs sont corrélés (Malavoi, 2000).

* secteur (quelques milliers de fois la largeur du lit (L))

* unité (quelques milliers de fois L)

* **tronçon (plusieurs centaines de fois L)**

* sous-tronçon (quelques centaines de fois L)

* segment (une centaine de fois L)

* faciès (quelques dizaines de fois L)

Parmi ces entités spatiales, celle représentée par le **tronçon géomorphologique homogène** nous semble la plus pertinente pour décrire et gérer un cours d'eau. Variable de contrôle essentielle des processus géodynamiques, des phénomènes d'inondation, voire des pressions socio-économiques, c'est la largeur du fond de vallée alluvial (Fz et Fyz des cartes géologiques au 1 :50 000) qui nous guide principalement dans la discrimination des **tronçons homogènes**. Sont ajoutés comme paramètres discriminants complémentaires : les confluences majeures et les changements notables de pente de la vallée. Un **tronçon homogène** tel qu'identifié par les critères exposés ci-dessus, doit en théorie, selon les lois de la géomorphologie fluviale, présenter des **caractéristiques géomorphologiques homogènes** : géométrie (largeur, profondeur), pente, sinuosité, style fluvial....

A titre d'exemple, le classement de trois opérations de cours d'eau peut être représenté par la note globale de son score (sur 50).

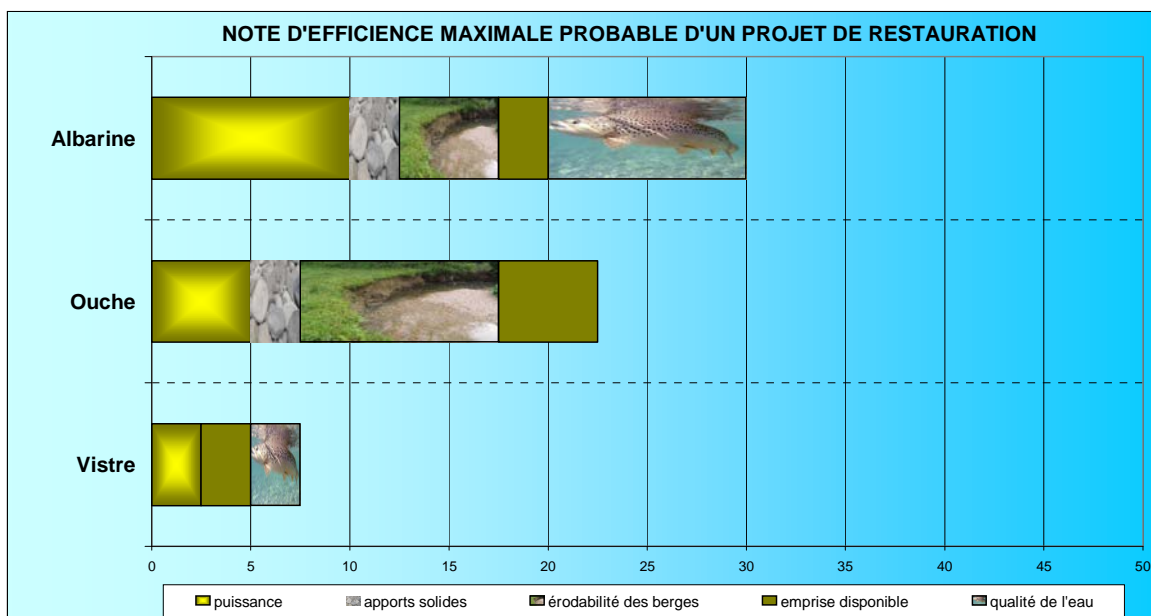


Figure 18 : Score d'efficacité probable de trois opérations de restauration de cours d'eau (Malavoi, Biotec 2006)

L'axe des abscisses de la figure 18 donne « l'efficacité probable » d'une opération de restauration, qui peut également se traduire par le rapport coûts/efficacité des travaux envisagés. En effet, sur un cours d'eau à score très bas (faible puissance, faible transport solide et faible érodabilité des berges, qualité d'eau médiocre et minimum d'espace pour réaliser les travaux), le projet devra nécessairement être très abouti et très construit dès le départ pour atteindre un minimum de résultats positifs, ce qui influe évidemment directement sur les coûts de réalisation des travaux de restauration (agencement de blocs, risbermes végétalisées, caches artificielles, radiers et mouilles artificiels...). A l'inverse, un cours d'eau puissant, à berges très érodables et encore abondamment fourni en charge alluviale ne nécessitera que peu de travaux pour que les résultats soient rapidement positifs. L'essentiel du coût sera lié à la suppression des contraintes et à la maîtrise foncière (concept de restauration passive).

Attention : cette approche ne doit pas amener à ne financer que les opérations présentant les meilleurs scores. Tous les cours d'eau dégradés méritent une restauration. La prise de décision finale reposera donc sur des critères complémentaires au seul score d'efficacité probable, tels que l'existence d'approches globales de gestion (Sage⁴, contrat de rivière), la présence de fortes volontés locales,...

3.2.3 Linéaire pertinent de restauration

Dans le même esprit, il est important de vérifier si le linéaire concerné par le projet est pertinent par rapport à la taille du cours d'eau, par rapport au niveau d'objectif et enfin par rapport au niveau d'ambition souhaité.

Ainsi, une restauration de 100 m de rivière, qu'elle soit de niveau R1 ou R3, n'a que peu d'intérêt d'un point de vue biologique, sauf très localement, pour un cours d'eau dont la largeur est supérieure à 10 m. Par contre, pour un cours d'eau dont la largeur est de 2 m, une telle restauration peut produire des effets positifs significatifs à l'échelle d'un tronçon.

Nous proposons donc une grille sommaire d'évaluation de la pertinence d'une opération de restauration de cours d'eau sur la base de la proportionnalité linéaire restauré/largeur du cours d'eau :

- **linéaire inférieur à environ 20 fois la largeur** : effet généralement uniquement local. Opération qui peut avoir éventuellement un intérêt en traversée urbaine couplé à un objectif paysager ; peut se justifier aussi pour des opérations pilotes destinées à devenir des « vitrines » locales de ce qui peut se faire en matière de restauration (objectif de sensibilisation) ; peut se justifier enfin pour la restauration d'un habitat particulier d'une espèce patrimoniale (zone de reproduction notamment), qui peut se traduire par un effet positif bien au delà du simple secteur restauré ;

⁴ SAGE : Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux

- **linéaire compris entre 20 et 100 fois la largeur du cours d'eau** : l'effet reste local mais on se rapproche de dimensions pertinentes à l'échelle d'un tronçon de cours d'eau ;
- **linéaire supérieur à 100 fois la largeur** : on atteint des dimensions significatives vis à vis de la restauration de tronçons de cours d'eau ;
- **linéaire approchant plusieurs centaines de fois L** : la restauration fonctionnelle globale de tronçons entiers de cours d'eau est réellement atteignable.

2.3 Niveaux d'ambition des travaux de restauration

On peut définir trois grandes catégories d'actions sur un cours d'eau visant à préserver ou à restaurer un bon fonctionnement morpho-écologique :

2.3.1 Préservation : catégorie P

Si le fonctionnement morpho-écologique est encore bon, il s'agira de mettre en œuvre des opérations de **préservation** de secteurs peu ou pas altérés mais menacés par une pression anthropique latente. Les actions peuvent se concrétiser par des arrêtés de biotopes, l'achat de terres sur un espace alluvial élargi ou en secteur de mobilité potentielle d'un cours d'eau, des contrats d'exploitation extensive de terres riveraines avec des agriculteurs...). Elles peuvent se traduire déjà simplement par une sensibilisation des acteurs aux impacts générés par les interventions humaines et à l'importance de préserver des secteurs encore relativement épargnés.

2.3.2 Limitation des dysfonctionnements futurs : catégorie L

Si le fonctionnement morpho-écologique est légèrement dégradé mais encore correct, une opération de restauration n'est peut-être pas nécessaire mais il semble important de mettre en œuvre des actions qui bloquent les dysfonctionnements en cours de manifestation : seuils de fond pour stabiliser une incision qui commence à se manifester, espace de mobilité pour éviter une accentuation d'une incision encore modérée, meilleure gestion des débits à la sortie d'un barrage, meilleure gestion de la qualité de l'eau...

2.3.3 Restauration : catégorie R

Si l'état est dégradé, il est nécessaire de mettre en œuvre un programme de restauration hydromorphologique. Dans cette catégorie d'intervention nommée **R**, on peut alors distinguer 3 niveaux d'objectifs de restauration (qui correspondent aussi à 3 niveaux d'ambition) :

- **Niveau R1** : objectif de restauration d'un compartiment de l'hydrosystème, **souvent piscicole**, dans un contexte où l'on ne peut réaliser une véritable opération de restauration fonctionnelle. Il s'agit généralement de mettre en place des structures de diversification des écoulements et des habitats : déflecteurs, petits seuils, caches, frayères... Ce niveau d'ambition ne nécessite pas une grande emprise latérale. Il peut être mis en œuvre dans l'emprise actuelle du lit mineur ou légèrement augmentée. Il devrait être réservé aux zones urbaines ou péri-urbaines où les contraintes foncières sont importantes mais on constate qu'il est fréquemment mis en œuvre en zone rurale, pour des raisons foncières aussi et probablement par manque d'ambition.

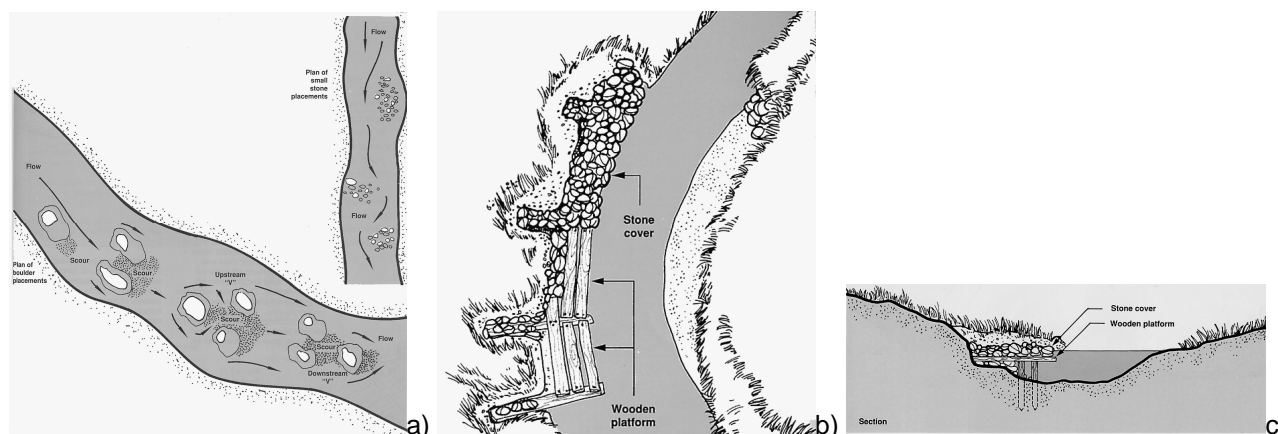


Figure 19 : Exemples de petits aménagements piscicoles de type R1 : a) installation de blocs dans le cours d'eau pour créer à la fois des abris hydrauliques pour les poissons adultes (généralement de truites) et éventuellement des zones de reproduction dans les dépôts de graviers qui se font entre les blocs ; b) vue en plan d'installation de sous-berges artificielles pour créer des caches pour les poissons adultes ; c) vue en coupe (FAO, 1998)



Figure 20 : Exemples de réalisations de niveau R1 (photos Malavoi, Biotec)

- **Niveau R2** : objectif de restauration fonctionnelle plus globale. L'amélioration de tous les compartiments aquatiques et rivulaires est visée : transport solide, habitat aquatique, nappe alluviale, ripisylve. Ce niveau nécessite une emprise foncière plus importante (de 2 à 10 fois la largeur naturelle du lit mineur). Il peut être atteint par exemple par un reméandrage léger pour un cours d'eau rectifié, par un écartement des digues pour un cours d'eau fortement endigué, par la « remise » à ciel ouvert d'un lit de cours d'eau couvert...

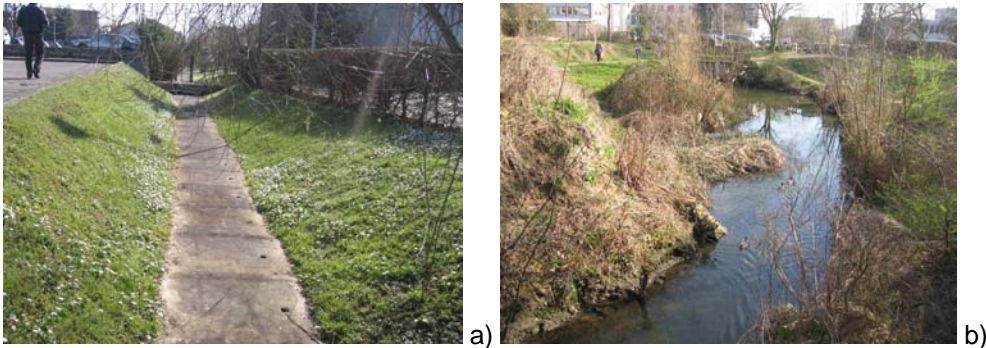


Figure 21 : Exemples de réalisation de niveau R2 : la Bièvre à Antony
a) dans sa partie couverte et b) immédiatement en aval, dans une partie remise à ciel ouvert (photos Malavoi)

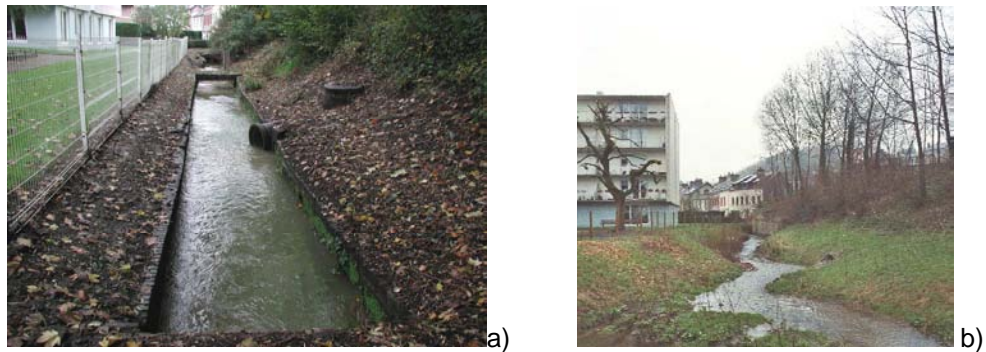


Figure 22 : Exemples de réalisation de niveau R2 : le Bolbec à Bolbec.
a) avant travaux (photo Silène Biotec), b) après travaux(photo Biotec)

- **Niveau R3** ; niveau R2 + espace de mobilité ou de fonctionnalité. Restauration fonctionnelle complète de l'hydrosystème y compris de la dynamique d'érosion et du corridor fluvial. L'emprise nécessaire pour que ce niveau d'ambition soit pertinent est au minimum de l'ordre de 10 fois la largeur du lit mineur avant restauration.

Si le cours d'eau est actif ou potentiellement actif, cette emprise sera un véritable **espace de mobilité** qui lui permettra d'éroder ses berges et de retrouver une dynamique fluviale naturelle. Si le cours d'eau n'est pas potentiellement actif (faible puissance, berges cohésives, peu d'alluvions en transit), cette emprise sera plutôt un **espace de fonctionnalité**. Dans un tel espace de fonctionnalité, on laissera s'installer une végétation alluviale naturelle (corridor fluvial) ou on créera de toutes pièces une diversité de milieux biologiques annexes au cours d'eau (zones humides, mares, bocages, haies, secteurs pionniers,...)



Figure 23 : Exemple de restauration fonctionnelle de niveau R3. Reméandrage d'un petit cours d'eau rectifié dans les années 60 : a) amont non restauré ; b) aval restauré.
L'ancien tracé rectiligne est bien visible à la corde des méandres (photos Malavoi).

ATTENTION : cette catégorisation des niveaux de restauration correspond à un gradient continu allant de la restauration d'un nombre limité de fonctionnalités (R1) à un nombre maximal de fonctionnalités (R3). La limite entre ces « classes » est donc fictive.

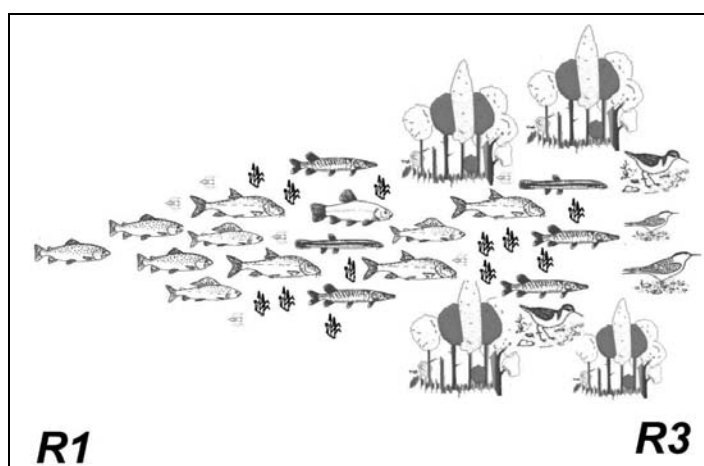


Figure 24 : Illustration schématique d'un gradient continu de restauration des fonctionnalités entre R1 et R3

4. Principes de restauration des altérations hydromorphologiques liées aux interventions anthropiques

Nous proposons ici quelques orientations de restauration hydromorphologique, fonction des interventions humaines à l'origine des altérations et des niveaux d'ambition. Le « Manuel de restauration hydromorphologique des rivières » (Malavoi & Adam, 2007) permet d'aller plus loin et de choisir les techniques les plus adaptées à chaque cas au moyen de fiches techniques détaillées listées ci-dessous.

- Petits aménagements piscicoles (très général, renvoi à des guides existants) (fiche 1)
- Création d'une ripisylve (fiche 2)
- Epis (fiche 3)
- Bacs et risbermes alternés (fiche 4)
- Reconstitution du matelas alluvial (fiche 5)
- Seuils et rampes (fiche 6)
- Reconnexion d'annexes hydrauliques (fiche 7)
- Arasement/dérasement de seuils (fiche 8)
- Suppression des contraintes latérales (fiche 9)
- Remise à ciel ouvert de cours d'eau (fiche 10)
- Modification de la géométrie du lit mineur/moyen (augmentation de l'emprise) (fiche 11)
- Diversification de berges notamment sur les grands cours d'eau navigués (fiche 12)
- Suppression des digues, élargissement de l'intra-digues (fiche 13)
- Suppression d'étangs (fiche 14)
- Reméandrage ou recréation de cours d'eau (fiche 15)
- Travaux en limite des opérations de restauration : entretien de la végétation aquatique, de la ripisylve et lutte contre le piétinement du bétail, passes à poissons, gestion des espèces invasives, curage d'entretien...

Les interventions humaines présentées ici renvoient à la première partie de cet article général.

4.1 Couverture de cours d'eau

- Niveau R3

La méthode la plus radicale consiste à découvrir totalement le cours d'eau et à le «recréer» intégralement dans son thalweg naturel en respectant sa morphologie d'origine (tracé en plan, profils en long et en travers).

- Niveau R2

Si l'emprise foncière de l'ancien tracé n'est pas disponible, un moindre niveau d'ambition sera visé. On pourra « découvrir » le cours d'eau et lui redonner des berges naturelles (adoucissement de pentes, végétalisation...), recréer un lit d'étiage avec une morphologie plus adéquate (mise en place de substrats favorables, création de caches, de déflecteurs,...).

- Niveau R1

Si pour diverses raisons techniques et financières, la découverte n'est pas envisageable, on recherchera néanmoins à mettre en œuvre des mesures de limitation des impacts, tels que la création de puits de lumière sur le linéaire couvert (pour autant que ce dernier ne soit pas trop long), la mise en place d'un substrat alluvial en fond de lit, la création de surfaces exondées à l'intérieur du voûtage, la mise en place d'éléments physiques (cailloux, blocs, rondins, déflecteurs,...) de diversification des faciès et de facilitation du franchissement par les poissons.

4.2 Déplacement de cours d'eau

- Niveau R3

La méthode idéale consiste à réinstaller le cours d'eau dans son talweg naturel en respectant sa morphologie d'origine (tracé en plan, profils en long et en travers),

- Niveau R2

Si l'emprise foncière de l'ancien tracé n'est pas disponible ou pour d'autres raisons techniques, un moindre niveau d'ambition sera visé.

Les principaux types de restauration envisageables sont alors :

- une augmentation minimale de l'emprise du cours d'eau ;
- la recréation d'un tracé un peu plus sinueux si celui-ci est trop rectiligne ;
- la mise en place de bancs alluviaux alternés;
- la recréation de ripisylve.

- Niveau R1

Même type de travaux que pour la plupart des projets de niveau R1, quel que soit le type d'altération, à savoir principalement des ouvrages de diversification du lit et des faciès.

4.3 Rescindement de méandres – Rectification

- Niveau R3

Pour résorber la plupart des dysfonctionnements générés par le rescindement des méandres d'un cours d'eau, la méthode la plus ambitieuse consiste à recréer un cours d'eau sinueux ou méandriforme. Selon le score géodynamique du cours d'eau, ce reméandrage sera complet et réalisé artificiellement au moyen d'engins de chantier ou partiel avec une simple initiation des méandres après suppression des protections de berges s'il en existe. A ce niveau d'ambition, on tentera de reconquérir un espace de mobilité sur les cours d'eau dynamiques et un espace de fonctionnalité, avec forêt alluviale et zones humides sur les cours d'eau moins actifs.

- Niveau R2

Si l'emprise foncière disponible est insuffisante (cours d'eau périurbains, présence de gravières en lit majeur comme sur la Seine par exemple) ou pour d'autres raisons techniques, un moindre niveau d'ambition sera visé.

Les principaux types de restauration envisageables sont alors :

- l'augmentation de l'emprise du cours d'eau;
- la recréation d'un tracé plus sinueux;
- la mise en place de bancs alluviaux alternés;
- la recréation de ripisylve;
- parfois la création de seuils et rampes pour limiter les effets de l'incision.

- Niveau R1

Même type de travaux que pour la plupart des projets de niveau R1, quel que soit le type d'altération, à savoir principalement des ouvrages de diversification du lit et des faciès.

4.4 Recalibrage

- Niveau R3

La méthode la plus ambitieuse consiste à redonner au cours d'eau sa géométrie hydraulique naturelle. Selon le score géodynamique du cours d'eau, les techniques seront très différentes :

- Score élevé : réinitiation des processus d'érosion latérale pour favoriser un auto-ajustement.
- Score faible : apports de matériaux alluvionnaires si ceux-ci font défaut et recréation d'un nouveau cours d'eau.

- Niveau R2

Si l'emprise foncière disponible est insuffisante ou pour d'autres raisons techniques, un moindre niveau d'ambition sera visé. Les principaux types de restauration envisageables sont alors :

- la réduction de la largeur du lit mineur;
- la recréation d'un talweg d'étiage sinueux;
- la mise en place de bancs alluviaux alternés;
- la diversification des berges;
- la création de ripisylve.

- Niveau R1

Même type de travaux que pour la plupart des projets de niveau R1, quel que soit le type d'altération, à savoir principalement des ouvrages de diversification du lit et des faciès.

4.5 Suppression de la ripisylve

Les principes de restauration de la végétation riveraine seront fonction des raisons de son élimination. Ainsi, si la suppression de la végétation riveraine s'est faite lors d'opérations de chenalisation, les travaux de restauration s'accompagneront nécessairement de travaux de « recréation » de formations végétales riveraines, ceci de manière « directe » (plantation de végétaux, techniques du génie végétal) ou « indirecte » en créant des conditions de croissance favorables au développement spontané de la végétation indigène adaptée (mise en place de déflecteurs, création de bancs de graviers, terrassement de berges en pente très douce, etc.).

En fonction du niveau d'ambition choisi et en relation avec d'autres types de travaux de restauration, on pourra :

- niveaux R2 et R3 : travailler sur un espace élargi où l'on favorisera au maximum le développement de conditions de croissance favorables plutôt que d'implanter directement les bons végétaux. Le but est de « recréer » un véritable corridor fluvial. Plus la puissance du cours d'eau sera prépondérante, plus la restauration même selon des objectifs de « végétalisation » sera passive ;
- niveau R1 : il n'y a pas d'autres alternatives que de procéder à des plantations simples ou la mise en place de protections de berge végétales pour le développement de formations végétales adaptées.

4.6 Protection des berges

- Niveau R3

La seule méthode adaptée à un tel niveau d'ambition est l'élimination complète des protections de berge existantes afin de garantir un espace de liberté au cours d'eau et le retour à un écotone rivulaire naturel.

- Niveau R2

La solution à rechercher sera également la suppression des protections de berge existantes et le report de nouvelles protections, si possibles végétales à une certaine distance du cours d'eau. Si les protections actuelles sont composées d'enrochements, les blocs pourront être réutilisés de manière indirecte pour réaliser des épis, des caches, des risbermes, etc. L'espace du cours d'eau sera ainsi élargi mais néanmoins contenu dans une emprise délimitée en raison d'enjeux identifiés comme devant être protégés.

- Niveau R1

Si, du fait de la présence d'enjeux forts, la présence d'ouvrages de protection de berge est indispensable, on peut prévoir le remplacement des protections « lourdes » par des techniques plus douces issues du génie végétal ou l'adjonction d'ouvrages de diversification des faciès et du lit.

4.7 Endiguement et merlons de curage

- Niveau R3

Pour résorber la plupart des dysfonctionnements générés par l'endiguement, la méthode la plus efficace consiste à supprimer les digues. A ce niveau d'ambition, on tentera de reconquérir un espace de mobilité sur les cours d'eau dynamiques et un espace de fonctionnalité, avec forêt alluviale et zones humides sur les cours d'eau moins actifs.

- Niveau R2

Si l'emprise foncière disponible est insuffisante ou pour d'autres raisons techniques ou sécuritaires (risque d'inondation de zones à enjeux forts), un moindre niveau d'ambition sera visé. Les principaux types de restauration envisageables sont alors :

- une augmentation minimale de la zone intra-digues;
- un abaissement de certaines digues au droit de zones à moindre enjeu.
- Niveau R1

Mise en place de systèmes de connexions lit mineur/annexes hydrauliques (buses à clapet, etc.) ou de mesures de diversification des berges.

4.8 Seuils et ouvrages transversaux

Le bilan globalement négatif de l'impact des seuils amène à conclure que dans la plupart des situations, et en l'absence d'intérêt économique ou d'intérêt majeur sur le plan du patrimoine ou du paysage, la meilleure solution pour aller dans le sens des objectifs de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE), consiste à supprimer le seuil (**dérasement**) ou au moins à en réduire considérablement la hauteur (**arasement**). Des précautions doivent cependant être prises pour éviter les impacts potentiellement négatifs face à des enjeux humains d'une telle opération : érosion régressive, reprise de l'érosion latérale en amont, apports solides importants en aval.

- Niveau R3

On propose à ce niveau d'ambition un dérasement complet de l'ouvrage (il est néanmoins possible de conserver un radier de fond pour limiter les risques d'érosion régressive).

- Niveau R2

Si pour des raisons économiques ou techniques, l'arasement total n'est pas envisageable, un moindre niveau d'ambition sera visé. Les principaux types de restauration sont alors :

- un arasement partiel de l'ouvrage pour gagner un peu de linéaire à écoulement naturel ;
- la création d'îlots, de risbermes ou de bancs dans la retenue du seuil (avec peu d'effets hydrauliques car peu de vitesses. Essentiellement un effet « récif ») ;
- la diversification des berges de la retenue ou la création d'une ripisylve plus diversifiée.
- Niveau R1

Même type de travaux que pour la plupart des projets de niveau R1, quel que soit le type d'altération, mais en raison de l'absence des courants dans la retenue d'un seuil, les effets positifs seront très limités.

4.9 Etangs implantés sur le cours d'eau

Si les dysfonctionnements induits par la présence d'étangs sont assez proches de ceux que l'on observe pour les seuils, les principes de restauration sont parfois plus complexes du fait d'un surcreusement de l'étang dans le lit majeur (non systématique).

- Niveau R3

La première solution à proposer est la suppression de l'ouvrage (digue, seuil, barrage,...), puis si possible le remblaiement de l'ancienne retenue si celle-ci a été excavée et la recréation d'un nouveau cours d'eau dans cette emprise. Si cette première solution n'est pas envisageable, une deuxième variante consiste à recréer un nouveau cours d'eau qui court-circuitera totalement le plan d'eau, celui-ci pouvant alors être conservé sous forme de bras mort ou de zone humide. Une telle solution n'est pas toujours réalisable pour des raisons foncières mais aussi et surtout topographiques. Il est en effet important, pour des raisons hydrauliques et géodynamiques, que le nouveau cours d'eau soit réalisé dans son talweg en fond de vallée et non en situation perchée. Si l'étang occupe lui-même ce fond de vallée (ce qui est généralement le cas), la mise en œuvre de cette technique ne sera pas envisageable.

- Niveau R2

Si aucune de ces deux solutions n'est envisageable, on pourra travailler sur les déblais/remblais des sédiments de la retenue pour créer un chenal préférentiel d'écoulement, augmenter la diversité des profondeurs d'eau, augmenter la diversité des formations végétales présentes,... Il est également envisageable de fractionner un plan d'eau en plus petits éléments, de manière à limiter les dysfonctionnements précités. Pour favoriser un cheminement préférentiel des écoulements, on pourra également mettre en place de longs épis dans le plan d'eau ou des secteurs complets de remblais sous forme de risbermes.

- Niveau R1

La seule solution envisageable pour ce niveau d'ambition consiste à diversifier les berges du plan d'eau avec des plantations rivulaires adaptées.

4.10 Extractions de granulats

- Niveau R3

La plupart des cours d'eau à dynamique active, qui ont souvent été les plus exploités par les extractions en lit mineur, ont plus que jamais aujourd'hui besoin de se recharger en sédiments par érosion latérale afin d'équilibrer leur « balance morphodynamique ». C'est le concept d'espace de liberté ou de mobilité. Ce concept qui est à mettre en œuvre le plus rapidement possible sur les cours d'eau actifs (voir le score géodynamique), rencontre malheureusement de très fortes réticences sociologiques (peur généralisée des inondations, des érosions,...).

- Niveau R2

Si l'emprise foncière disponible est insuffisante (notamment en cas de gravières en lit majeur) ou pour d'autres raisons techniques, un moindre niveau d'ambition sera visé.

Les principaux types de restauration envisageables sont alors :

- aménagement écologique des gravières en fin d'exploitation pour leur donner une fonctionnalité proche de celles des annexes hydrauliques naturelles ;
- éventuellement favoriser la reconnexion des annexes hydrauliques.
- Niveau R1
- Apport d'alluvions et blocage éventuel par des structures transversales (mini-seuils).
- Mise en place de structures transversales s'il existe encore des apports solides provenant de l'amont avec de longs épis ou des mini-seuils. Attention toutefois à ne pas reproduire les dysfonctionnements générés par les seuils.

5. Conclusion

Les techniques de restauration hydromorphologique sont aujourd'hui assez bien connues grâce à plus de 25 ans de retours d'expérience, notamment en Allemagne. Il apparaît cependant, au fil des enquêtes menées sur le territoire national (Malavoi & Biotec, 2006, 2007), que les restaurations de rivières déjà réalisées en France et les projets en cours de formalisation sont encore très peu nombreux, d'ambition généralement modérée et d'extension spatiale très modeste (quelques dizaines à quelques centaines de mètres).

En effet, très peu de Maîtres d'Ouvrage publics sont aujourd'hui tentés par une démarche de restauration :

- parce qu'ils sont souvent relativement satisfaits de l'état actuel de leur cours d'eau (peu de débordements, peu d'érosion, paysage rectiligne ou simplifié qui « fait propre », etc.);
- parce qu'ils ne voient pas l'intérêt de remettre en question des aménagements hydrauliques souvent récents (30-40 ans), qui avaient été bien argumentés d'un point de vue technique à l'époque par les services de l'Etat, qui en étaient les prescripteurs et souvent les Maîtres d'œuvre (réduction des inondations, notamment des terres agricoles) ;
- parce que cela coûte cher *politiquement* de vouloir revenir à un état plus naturel, assimilé souvent à de la « friche » et qui se traduirait notamment par une perte de « confort » pour les riverains immédiats, particulièrement les agriculteurs ;
- parce que cela coûte cher *financièrement*, même si des subventions importantes peuvent être apportées (d'autant que certains syndicats n'ont encore pas fini de payer les intérêts des emprunts liés aux travaux des années 60 !) ;
- parce que, enfin, **l'argumentaire autour de l'intérêt de la restauration hydromorphologique des cours d'eau est insuffisamment développé** et difficile à faire passer, notamment auprès de non scientifiques. Il ne suffit pas de dire (et c'est même déconseillé) « *c'est une Directive européenne qui nous oblige à...* ».

Compte tenu de la volonté encore très modérée des maîtres d'ouvrages publics de réaliser des opérations de restauration hydromorphologique, il nous semble déjà très ambitieux de consacrer les 5 à 10 prochaines années à de **nombreux projets pilotes** de restauration qui auraient pour vocation majeure, outre l'amélioration réelle de l'état écologique des cours d'eau concernés, de servir de « vitrine » à ce qui pourrait être fait au cours des 20 prochaines années. Ces « vitrines » devront être réparties sur l'ensemble du territoire pour que de nombreux élus et gestionnaires puissent y avoir accès facilement. Elles devront être conçues comme des supports de communication et, si possible, présentées aux autres élus et par les élus du secteur eux-mêmes, convaincus du bien-fondé des démarches de restauration entreprises. Ces orientations peuvent sembler limitatives et il n'est évidemment pas exclu de tenter de mettre en œuvre partout où ce sera possible des projets de restauration ambitieux, tant en termes de niveau d'ambition (R3) que de linéaire. L'une des priorités d'action devra aussi être accordée à la **préservation** des cours d'eau encore non ou peu altérés.

Enfin, la restauration hydromorphologique d'un cours d'eau, même ambitieuse et bien réalisée, peut se révéler infructueuse si subsistent, à l'échelle du bassin versant, des dysfonctionnements fortement perturbants :

- forte quantité de matières en suspension générée par l'érosion de sols agricoles et pouvant colmater durablement les fond alluviaux des cours d'eau,
- faiblesse des débits d'étiage due à un drainage extrême des terrains, à des ouvrages de dérivation ou de rétention,
- mauvaise qualité d'eau,...

La mise en œuvre de projets de restauration doit donc être précédée d'une analyse générale du fonctionnement du bassin versant et du corridor alluvial. La mise en œuvre de mesures correctrices ou réductrices au niveau du bassin et du corridor fluvial doit si ce n'est précéder, au moins être réalisée simultanément aux restaurations hydromorphologiques proprement dites.

6. Bibliographie

ADAM P., MALAVOI J.R., 2007. Manuel de restauration hydromorphologique des rivières. *Agence de l'Eau Seine-Normandie*.

AMOROS C. & PETTS G. (eds.), 1993. Hydrosystèmes Fluviaux, Masson, Paris : 300 p.

BOON P., CALOW P., PETTS G., 1992. River Conservation and Management. Wiley & Sons Ltd. 470p.

BROOKES A., 1988. Channelized Rivers : Perspectives for Environmental Management., (eds.). Wiley & Sons Ltd. 342 p.

MALAVOI J.-R., AREA, 2003. Stratégie d'intervention de l'Agence de l'Eau sur les seuils en rivière. *Agence de l'Eau Loire-Bretagne*.

MALAVOI J.-R., BIOTEC, 2006. Retour d'expérience d'opérations de restauration de cours d'eau et de leurs annexes sur le bassin Rhône-Méditerranée-Corse. *Agence de l'Eau RMC*.

MALAVOI J.R., ADAM P., 2007. Préservation et restauration physique des cours d'eau. *Aspects techniques. Techniques, Sciences, Méthodes*. N°2. p39-53.

De la correction à la décorrection, en passant par le génie végétal synthèse et évolution de l'ingénierie biologique

LACHAT Bernard

BIOTEC Biologie appliquée SA – Delémont, Suisse

<http://biotec.ch/>, bernard.lachat@biotec.ch

BIOTEC Biologie appliquée sarl – Lyon, France

<http://biotec.fr/>, bernard.lachat@biotec.fr

1. Les corrections

Dans le passé, les cours d'eau méandraient, ils ne faisaient qu'un avec le paysage, ils étaient des lieux de vie et de diversité, ils étaient la «vie».

Puis selon un précepte éculé qui veut que tout sur Terre doit permettre de rapporter de l'argent, rapidement, l'homme s'est attaqué aux cours d'eau pour les maîtriser. Maîtriser les inondations d'abord, maîtriser les érosions ensuite, afin d'obtenir des voies navigables, de l'électricité, de nouvelles terres à exploiter.

Ainsi, de très nombreux cours d'eau de plaine, pour ne pas dire quasi tous en Europe, ont subi à un moment ou à un autre les assauts de la technique, les conduisant d'un vaste espace naturellement fonctionnel à un chenal ridiculement petit (figure 1).

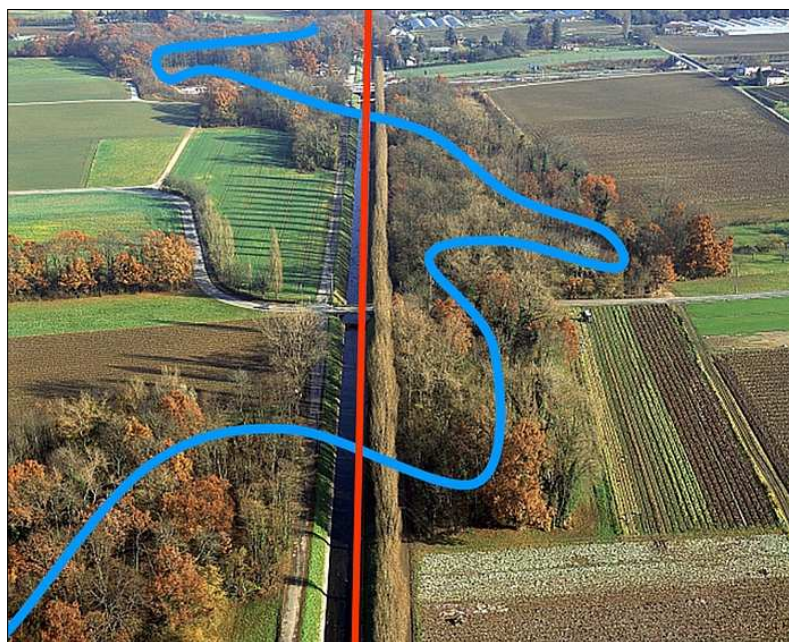


Figure 1 : Résultat d'une correction. On distingue encore les anciens méandres boisés (bleu) et le chenal rectiligne (rouge) qui a été construit.

Il est beaucoup plus étroit que l'ancien lit. On remarque aussi que l'agriculture s'est appropriée une partie des terrains «abandonnés».

Ce cours d'eau pose tellement de problèmes actuellement qu'il sera décorrigé en 2008

La notion de «correction» était née, terme qui fut repris dans de nombreux textes de loi. On appliquait bêtement une formule mathématique qui veut que, pour écouler un maximum d'eau dans un minimum de temps, il faut créer des cours d'eau dont les berges et le lit soient lisses, que l'amont et l'aval soient le moins éloigné possible, le mieux étant en ligne droite. Pour cela, tuyaux, béton et pierres maçonnées étaient idéals (figures 2, 3 et 4).



Figure 2 : Exemple où le lit a été complètement bétonné mais où l'on a gardé un certain méandrage !



Figure 3 : Les cours d'eau chenalisés et construits selon des processus d'hydraulicité seule constituent des endroits où la vie est quasiment absente. Souvent aménagés pour récupérer des drainages, ils véhiculent des eaux polluées incapables de se régénérer.



Figure 4 : Chenalisation brute d'un cours d'eau. La destruction de la végétation typique des berges permet la croissance d'espèces invasives comme la renouée du Japon.

Malheureusement, (et indépendamment de nouveaux problèmes physiques qui ont surgi à la suite de ces corrections) parce qu'on avait totalement éclipsé les aspects écologiques, les cours d'eau corrigés se sont tellement appauvris biologiquement que beaucoup d'entre eux peuvent être qualifiés de morts.

Les composantes de la dynamique alluviale telles que les bancs d'alluvions, la diversité structurelle et morphologique, la végétation,... ont été parfois complètement anéanties, ne permettant plus au cours d'eau de s'autoréguler face à la température, à l'oxygène, aux pollutions. La mort a remplacé la vie, même si l'on peut considérer que d'un point de vue strictement hydraulique, tout n'est pas si mauvais.

Pour essayer d'améliorer l'ordinaire, des ingénieurs, accompagnés parfois de « pêcheurs » éclairés, ont tenté de diversifier les lits en pensant que les poissons y trouveraient de meilleures conditions de vie (figure 5).

Plus tard, on a remplacé le béton par des blocs disjoints en pensant, là aussi, que tout était résolu car il y avait ainsi de nombreuses caches à poissons (figure 6).



Figure 5 : Lit en béton et en pierre dans lequel des blocs de pierres ont été placés pour permettre la circulation des poissons (!)



Figure 6 : Destruction d'un lit naturel au profit d'énormes enrochements monstrueux. Essayer de recréer un cours d'eau naturel à partir de cela est impossible sans tout enlever et tout refaire

Les corrections de berge coûtant souvent assez cher, chacun essaie, finalement, de protéger sa berge comme il peut et avec ses moyens (figure 7).

Quelque soit le style utilisé, on se rend compte que les corrections ont conduit à des simplifications extrêmes de la morphologie, à la destruction d'une végétation typique de cours d'eau qui comprenaient des espèces bien adaptées et utiles, à la destruction quasi-totale d'habitats faunistiques,... Toute cette problématique a été bien mise en évidence par Malavoi *et al.* (1991), Piegay *et al.* (2003) et Wasson *et al.* (1995).

Il convient donc de trouver d'autres techniques et aussi de stimuler d'autres réflexions. Existe-t-il des méthodes d'intervention et de gestion plus respectueuses du cours d'eau ?



Figure 7 : Style particulier de protection contre l'érosion (carcasses de voitures).

2. Le Génie végétal

Dans le Jura suisse, lors de fouilles archéologiques en relation avec la construction d'une autoroute, il fut mis en évidence, non loin d'un cours d'eau, la présence d'anciens tressages en bois, bien conservés dans des limons argileux (figure 8).

Même si l'ouvrage, selon les archéologues, se retrouve associé à une zone d'amarrage, cela prouve que l'utilisation de techniques végétales est ancienne et que le génie végétal a bien une histoire. Preuve en est également la phrase suivante : «*Les racines des saules empêchent l'effondrement des talus des canaux et les branches de saules, qui sont placées transversalement sur la berge et ensuite coupées, deviennent chaque année plus denses, et ainsi Tu obtiens une berge vivante d'un seul tenant*». Ce texte de Léonard de Vinci montre à quel point l'observation de la nature était importante pour en tirer profit judicieusement et intelligemment.



Figure 8 : Tressage du VII^e siècle, découvert lors de fouilles archéologiques.
(© BIOTEC)

Plus tard, le roi de Prusse Friedrich Wilhelm I écrivit en 1735 : «*Là où il y a des fossés, il faut planter des saules des deux côtés de façon à rendre plus résistantes les berges*».

En fait, de par le passé, beaucoup de publications ont paru sur le sujet (tableau 1).

Jusqu'au début du 20^e siècle, il y eut beaucoup d'applications avec des végétaux que ce soit en techniques pures ou mixtes (avec des consolidations minérales). On retrouve beaucoup de traces et des schémas pour les torrents de montagne et les cours d'eau navigués.

Tableau 1 : Quelques exemples historiques d'auteurs traitant de l'utilisation de techniques végétales. Ce sont surtout les pays germanophones qui excellaient dans ce domaine.
Evette *et al.* (in press) ; Lachat (1999), Schlüter (1984)

<p><i>Prusse, Autriche, Allemagne :</i></p> <p>Silberschlag : 1772/73 Josef Schemerl : 1770-1780 Franck : 1781 Woltmann : 1791/92 Fuchs : 1791 August : 1792 Wiebeking : 1792 Schreyer : 1794/95 Kirchmann : 1797 Voit : 1821 Duile : 1826 Stiny : 1908 Schiechtl : dès 1954</p> <p><i>Italie :</i> Bettoni : 1782 ...</p>	<p><i>France :</i></p> <p>De Serres : 1600 Forest de Bellidor : 1730 Défontaine : 1833 Mathieu : 1864 Demontzey : 1860-1894 Bechmann : 1887 Depelchin : 1887 Thiéry : 1891 Pontzen : 1891 Barlatier de Mas : 1899 Kuss : 1903 Arnould : 1913 Bernard : 1927 ...</p> <p><i>Suisse :</i></p> <p>Lauterburg : 1886 Schindler : 1890 Burckhardt : 1893 ...</p>
--	--

Puis, les diverses périodes de crises et de guerres ont conduit vers d'autres directions :

- autres soucis ⇒ travaux d'occupation de chômeurs ⇒ grands travaux d'aménagement de cours d'eau : correction, drainages, (conquête agricole, ...) ;
- volonté de montrer une certaine puissance ⇒ développement de la mécanisation, nouvelles machines,...

Après les guerres, on observe les phénomènes suivants :

- la continuation des procédés lourds de construction ;
- la diminution voire la disparition du génie végétal ;
- un excès de technologie lourde au détriment d'un certain respect de la nature et du paysage.

Malgré un ralentissement certain, le génie végétal est cependant resté au contact de cette évolution et a même bénéficié des acquis en mécanisation (Lachat, 1994). Si on relit la littérature historique, on s'aperçoit assez vite que le génie végétal était parfois fort mal utilisé (tout comme aujourd'hui d'ailleurs !). Mauvaises espèces proposées, mauvaises analyses des paramètres du milieu et mise en place inadéquates sont les «erreurs» que l'on constate le plus fréquemment (Adam *et al.*, 1997 ; Lachat *et al.*, 1999).

Actuellement, le génie végétal s'avère beaucoup plus performant qu'au XIX^e et qu'au début du XX^e siècle. En effet, parmi les grandes avancées et les acquis les plus forts on peut citer :

- utilisation d'un machinisme moderne performant (tronçonneuse, pelle hydraulique, battage mécanique des pieux,...) ;
- nouveaux produits intéressants comme les géotextiles dégradables (remplacent les racines non encore développées) ;
- connaissances récentes et approfondies en sciences (physiologie végétale, besoins écologiques, sociologie des plantes, ...).

On peut définir le génie végétal de la manière suivante (Lachat, 1994) :

Concevoir et mettre en œuvre des ouvrages de stabilisation de talus, de berges et de rives, avec des techniques qui allient les principes de l'écologie et du génie en utilisant des végétaux vivants comme matériau de base pour confectionner des armatures végétales.

Si l'un des objectifs du génie végétal consiste à résoudre des problèmes techniques de stabilisation et de protection des sols contre l'érosion, ce qui le différencie des autres «génies» c'est qu'il maintient, améliore ou recrée des fonctions écologiques naturelles (Lachat, 1991 ; Lachat *et al.* 1999). En tout cas il le devrait !

Ainsi, il ne faut pas confondre le génie végétal avec le génie «bizeness» qui met en œuvre des marques déposées ou des systèmes brevetés, généralement très coûteux et très simplificateurs, en donnant plein d'illusions aux maîtres d'ouvrages (figures 9, 10 et 11).

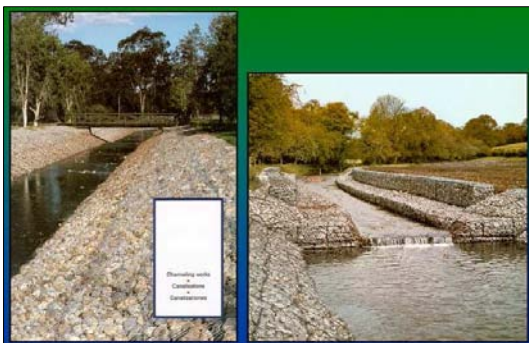


Figure 9 : Quelle réalité écologique et paysagère procurent les systèmes brevetés ?



Figure 10 : Tirée d'une plaquette d'annonce d'un grand congrès sur le génie végétal, on découvre quelques illustrations confuses telles que des gabions remplis de cailloux avec, en prime, quelques boutures insérées dedans ! Le végétal n'a aucune chance de survie et il n'est utilisé que comme décoration de systèmes lourds et stériles pour faire croire que l'ouvrage est vivant.

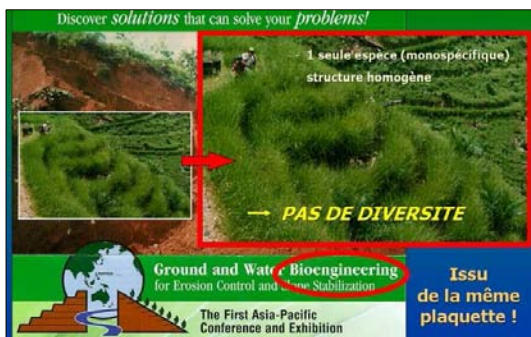


Figure 11 : Extrait de la même plaquette, on trouve une publicité pour la plante miracle. Au final : une seule espèce présente sur le site, structure homogène et pas de diversité. Ces aménagements, purement techniques et mercantiles, ressemblent à des cultures intensives de nos régions avec la même pauvreté en terme d'habitats et de biodiversité.

Sur des aménagements, se prévalant d'utiliser les techniques issues du génie végétal et pour lesquels il y a eu de la réflexion, on peut trouver des résultats surprenants qui s'apparentent plus à ce que l'on pourrait appeler du «verdouillage» plutôt que du génie végétal (figures 12 et 13).



Figure 12 : Très mauvaise application des principes du génie végétal. On est très éloigné des modèles naturels



Figure 13 : L'excès de baguettes de saule conduit à des ouvrages ridicules et inutiles en milieux naturels

Le génie végétal n'est donc, malheureusement, pas toujours du génie végétal (surtout dans l'utilisation des systèmes brevetés et dans la mise en place de techniques jardinées) !

Les constats sur les systèmes brevetés et les techniques du jardinage sont les suivants (Lachat, 2005a) :

- ils sont souvent très éloignés des modèles naturels ;
- les arguments écologiques vantés dans la publicité sont inexistants, même plusieurs décennies après ;
- ils sont caractérisés par des absences de diversité structurelle (mosaïques, strates, hétérogénéité des substrats, morphologie), de biodiversité et de dynamique évolutive du vivant ;
- les gains écologiques et paysagers sont très médiocres à nuls ;
- le rapport coût/bénéfice est disproportionné, en comparaison avec des aménagements de base du génie végétal.

Pourtant, le génie végétal n'est pas si difficile à réaliser, pas plus que le génie civil. Il faut bien maîtriser les paramètres du milieu récepteur et les végétaux (Lachat, 2004). Les figures 14 et suivantes présentent quelques exemples issus de la bonne pratique du génie végétal.

Vallon Rossignol à Grasse (France)



Figure 14 : Vue d'un glissement avant les travaux, avec affleurements de gypse (printemps 1998)



Figure 15 : Débroussaillage et nettoyage du site avant travaux. On distingue une incision importante du lit (17.02.99)



Figure 16 : Détail du lit nettoyé montrant les effets de l'érosion et de la dégradation des terrasses et des murs. Le torrent manque souvent d'eau et les crues sont aussi subites que très violentes (1999)



Figure 17 : Les barrages en bois ont été construits. Dans la mesure du possible, ils s'encastrent dans et entre des murs existants de manière à consolider les talus et relever le lit au maximum (24.03.99)



Figure 18 : Vue côté amont des barrages-bois en fin de chantier. Le lit a été relevé et les rives sont mieux stabilisées de même que les murs liés aux maisons (mars 1999)



Figure 19 : Pour consolider certains talus du vallon risquant de bouger avec l'eau, des lits de plants et plançons ont été confectionnés, doublés avec des géotextiles biodégradables. On notera la pente très raide des talus traités, malgré tout, en techniques végétales pures (14.04.99)



Figure 20 : Vue d'ensemble du chantier montrant le mode opératoire et les processus de construction avec les machines (14.04.99)

Figure 21 : Les techniques végétales commencent à produire leurs effets quelques semaines après la fin des travaux (23.06.99).



Figure 22 : Six mois après les travaux (21.10.99)



Figure 23 : Cinq ans après les travaux, les espèces végétales installées avec le génie végétal ou simplement plantées confèrent une ambiance paysagère naturelle avec des habitats et des structures diversifiées (09.06.04)

La Birse à Soyhières (Suisse)



Figure 24 : Diverses raisons liées à la sécurité routière et face aux inondations ont nécessité le déplacement de ce cours d'eau dont on voit ici les premiers terrassements (mars 1984)

Figure 25 : Les terrassements du nouveau tracé sont terminés. La protection contre l'érosion s'est faite avant tout avec la mise en place de différents géotextiles et des espèces herbacées (septembre 1984)





Figure 26 : Développement de la végétation. La berge droite a été plantée d'espèces indigènes devant jouer un rôle paysager de cicatrisation de la forêt, tout en stabilisant la berge. La rive gauche a été traitée avec des techniques végétales simples (herbacées) et deux petits massifs de buissons aux endroits critiques. La pente des berges a été variée pour diversifier la morphologie et laisser s'installer une dynamique de colonisation végétale (1988)

Figure 27 : 9 ans après les travaux (1993). Cette image montre un des critères de réussite du génie végétal : quelques années après, on ne voit plus qu'il y a eu intervention



Figure 28 : 23 ans après (2007). Malgré un spectaculaire développement de la végétation, aucun entretien n'a été nécessaire et il est fort probable qu'il n'y en ait jamais

La Loire à Brives-Charensac (France)



Figure 30 : Vue de l'aménagement mixte réalisé avec des épis déflecteurs en enrochements, des lits de plançons en pied de berge, des plantations, des ensemencements et des géotextiles biodégradables. Les épis servent à soulager le pied de la berge des forts courants. Ceci permet des dépôts de matériaux fins dans lesquels s'installent les racines issues des techniques végétales (avril 1998)

Figure 29 : La Loire en cours d'élargissement, peu de temps après la crue de 1996 (janvier 1997)

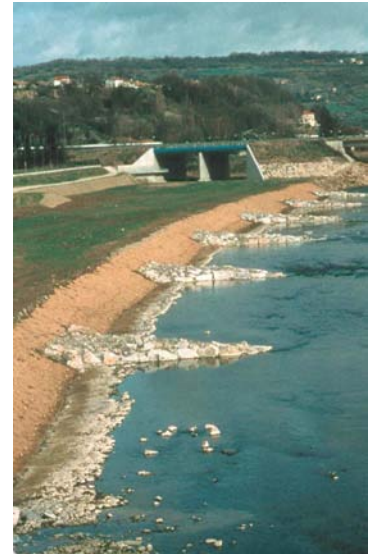


Figure 31 : Vue du même site quatre ans après les travaux. Les épis en déflecteurs (recentrage du courant) évitent à des dépôts d'alluvions de se créer trop près des berges, ce qui aurait pour effet d'augmenter les contraintes de cisaillement du courant contre la berge (juillet 2002)

Figure 32 : Vue du site neuf ans après les travaux (août 2007)



Les principes fondamentaux pour un génie végétal « authentique » sont donc les suivants :

- c'est le **végétal vivant** qui stabilise, consolide et protège les sols. On peut aider avec des ouvrages hydrauliques transversaux, des géotextiles... (le végétal n'est pas de la cosmétique ou de la décoration d'ouvrages minéraux) ;
- il faut essayer de **favoriser la recolonisation spontanée** et/ou **l'implantation de végétaux autochtones**. L'évolution naturelle normale doit être favorisée tout comme le développement des successions végétales. Une attention particulière doit être portée sur les espèces invasives ;
- la conception des ouvrages doit être basée sur la **compréhension des phénomènes et les modèles naturels observables sur le terrain**. Tout est écrit sur place. Il suffit de savoir déchiffrer la « partition » ! La biologie doit se marier à la physique, le vivant à l'inerte ;
- les objectifs, même s'ils sont avant tout **techniques**, doivent aussi porter sur d'autres aspects essentiels : la **qualité biologique** et la **diversité de la flore et de la faune**.

3. Les «Décorrections»

Le génie végétal a fait prendre conscience que la «correction traditionnelle», la chenalisation, n'était pas toujours la solution idéale. Il a permis d'abord une remise en cause des techniques d'intervention. Mais il a permis de se poser les bonnes questions sur les cours d'eau avec une vision beaucoup plus environnementale et aussi de montrer qu'on pouvait intervenir avec beaucoup de **respect** (Frossard *et al.*, 1998 ; Lachat, 2005c ; Piegay *et al.*, 1996).

Ensuite, un autre problème est venu se greffer sur la réflexion amorcée. En Suisse, par exemple, mais c'est aussi le cas dans d'autres pays, l'Etat constate que, depuis des décennies, il dépense des milliards pour la correction des cours d'eau (figure 33). Dans le même temps, il constate qu'il dépense aussi des milliards pour les dommages liés aux crues et aux inondations. A quoi servent donc les corrections ?

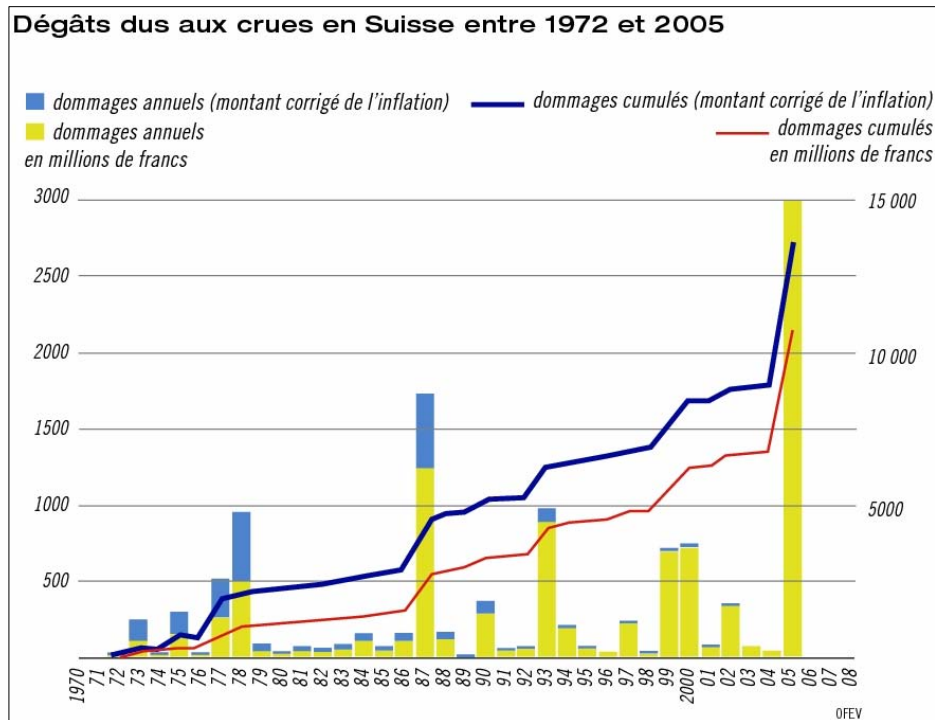


Figure 33 : Diagramme de l'évolution des dépenses en Suisse concernant les dommages dus aux crues (OFEV)

Tout ceci a débouché sur un renoncement aux interventions musclées au profit de «décorrection». Le mouvement pendulaire s'inverse. L'Etat a publié un abaque (figure 34) sous forme de recommandations destinées à donner plus d'espace aux petits et moyens cours d'eau.

Ainsi, actuellement, il y a une véritable volonté de redonner plus d'espace au cours d'eau, notamment en démontant les «corrections» du passé. Cette volonté est présente dans beaucoup de pays, heureusement, et le vocabulaire ne manque pas pour effectuer ces tâches : restauration, revitalisation, reméandrage, renaturation, reconstruction, réhabilitation....

Beaucoup de cas existent en Suisse et tous ont donné jusqu'ici les résultats escomptés face à la sécurité (Frossard *et al.*, 1998).

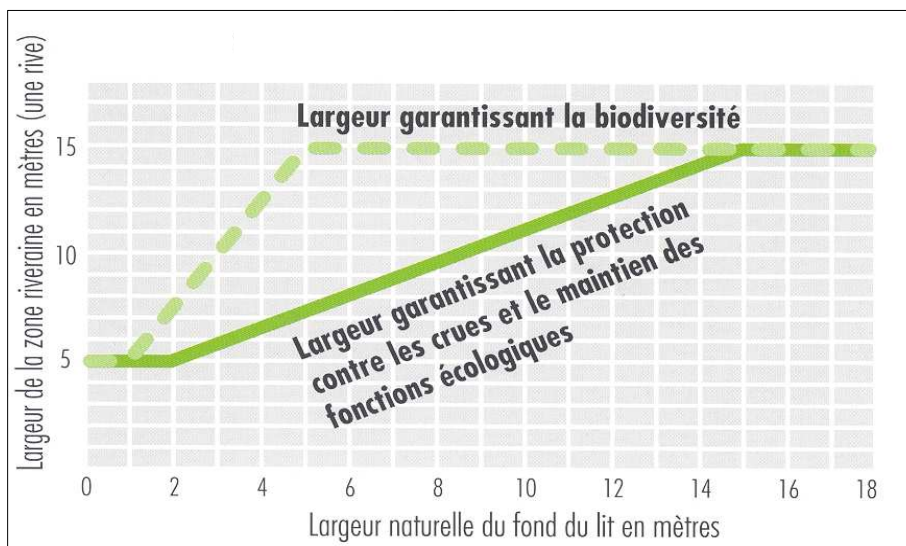


Figure 34 : La courbe en trait plein stipulé une largeur de bande riveraine (sur une berge) garantissant la protection contre les crues et le maintien de fonctions écologiques du cours d'eau. Cette courbe est variable selon la largeur du lit. La courbe en traitillé permet, en plus, de garantir une meilleure biodiversité (OFEV, 2000)

A titre d'exemple, voici quelques cas :

La Cornoline à Cornol (Suisse)



Figure 35 : Etat de la Cornoline, avant travaux, avec pied de berge et seuils en béton, tracé rectiligne et végétation très peu diversifiée (14/02/00)



Figure 36 : Etat à la fin des terrassements avec la création de berges en pente douce et variées, ainsi que la création d'îlots. Sur les petits cours d'eau, on peut travailler dans cet espace restreint avec tout de même de bons résultats (27/09/01)



Figure 37 : Etat du lit une année après (2002)

L'Aire à Genève (Suisse)



Figure 38 : De graves problèmes d'inondation existent sur l'Aire corrigée (voir aussi figures 1 et 3)



Figure 39 : La collaboration étroite entre différents corps de métier est indispensable. Des réflexions de spécialistes mises en commun débouchent sur des projets forts

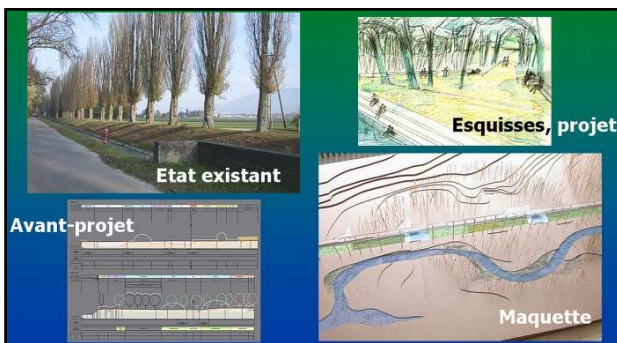


Figure 40 : L'analyse de l'état existant suivi d'esquisses de projet par les architectes, débouche sur un avant-projet et des maquettes permettant de montrer aux riverains et à la population à quoi ressemblera concrètement la revitalisation



Figure 41 : Un exemple de projet définitif pour les milieux naturels. Il montre quels milieux seront créés ou ceux qui sont attendus par une recolonisation naturelle. Ces milieux ont été définis en fonction d'espèces cibles

4. Conclusions

Dans tout projet d'aménagement, il doit y avoir une logique d'intervention. Celle-ci a déjà été exprimée à de nombreuses reprises (Lachat, 2004). La variante 0, c'est-à-dire la non-intervention, doit d'abord être privilégiée sauf s'il y a une volonté de décorriger un état existant non satisfaisant.

Puis il faut passer en revue toutes les autres possibilités des plus douces au plus fortes. Les moyens de génie civil n'interviennent qu'en dernier recours, quand toutes les autres solutions ont dû être écartées. Il faut aussi des connaissances et des compétences tant chez le concepteur que chez l'entreprise qui réalise les travaux. Mais par-dessus tout, c'est la motivation qui prime.

Un état d'esprit collectif qui voit l'intérêt général avant celui du particulier et une volonté politique avec une vision globale plutôt qu'une version locale sont essentiels.

Finalement, il faut se doter d'une législation qui permette de remettre de l'ordre dans le respect que l'on doit avoir des cours d'eau et de l'eau en général.

Ainsi, verra-t-on bientôt une nouvelle **rencontre de territoires**, comme cette vue d'une revitalisation de cours d'eau en Suisse où une extension de la rivière (annexe hydraulique) a été aménagée dans un champ de maïs (figure 42).

L'avenir c'est assurément ça : redonner de l'espace au cours d'eau, au détriment d'activités humaines à repenser.



Figure 42 : Une nouvelle rencontre de territoires (nouveau lit tracé dans un ancien champ de maïs).

5. Bibliographie

ADAM P., FROSSARD P.A. & LACHAT B. 1997. La référence aux modèles naturels pour l'aménagement des cours d'eau. Ingénieries. Eau - agriculture - territoires. *Numéro spécial Rivières et paysages*. Cemagref, Dicova, Antony : 119-122.

EVETTE A., In press. Historique du génie biologique sur les cours d'eau.

FROSSARD P.A., LACHAT B. & PALTRINIERI L., 1998. Davantage d'espace pour nos cours d'eau. Pour l'homme et la nature. Contributions à la protection de la nature en Suisse. *Pro Natura*, Bâle. n°20. 48 p.

LACHAT B., 1991. Hydroécologie et génie biologique. Les fondements de l'aménagement des cours d'eau. *In Ingénieurs et architectes suisses*. SIA Société suisse des Ingénieurs et Architectes. 24 : 503-510.

LACHAT B., 1994. Guide de protection des berges de cours d'eau en techniques végétales (en collaboration avec Ph. Adam, P.-A. Frossard, R. Marcaud). Ministère de l'Environnement. Paris. DIREN Rhône-Alpes. 143 p.

LACHAT B., 1999. Quelques souvenirs historiques et perspectives d'avenir du génie biologique en Suisse romande et en francophonie - Erinnerungen und Zukunftsperspektiven der Ingenieurbiologie in der französischen Schweiz und den französischsprachigen Ländern. *In Génie biologique*, bulletin n°4 : 7-14.

LACHAT B., 2004. Aspects biologiques et techniques des projets d'aménagement. *Revue horticole suisse*, vol. 77, n°5/6 : 142-145.

LACHAT B., 2005a. Le génie biologique est-il toujours du génie biologique ? *In Génie biologique*, bulletin n° 3+4, septembre : 51-55.

- LACHAT B., 2005b. Revitalisation des cours d'eau : Mode ou nécessité ? FSP *Fonds Suisse pour le paysage*. Bulletin n° 22, 04.05 : 4-9.
- LACHAT B. 2005c. «Décorriger» les cours d'eau : une option difficile mais incontournable. in *Défis, ADIJ Association de développement et d'initiative dans l'Arc jurassien*, n° 12, 12.05 : 12-15.
- LACHAT B., PIEGAY H. & PETIT C., 1999. Protection des berges de cours d'eau. De la bonne utilisation des techniques végétales. Forêt-entreprise. *IDF Institut pour le développement forestier*. Paris. 126 : 41-45.
- MALAVOI J.-R., WASSON J.-G. & SOUCHON Y., 1991. Approche typologique de l'impact des aménagements de rivière sur les habitats piscicoles en vue de l'application de l'article L 232-3 du code rural. C.I.P.E.A., CEMAGREF. 53 p.
- OFEV. 2000. Réserver de l'espace pour les cours d'eau. *Plaquette*. Office fédéral de l'environnement.
- PIEGAY H., BARGE O., BRAVARD J.-P., LANDON N. & PIERY J.-L., 1996. Comment délimiter l'Espace de liberté des rivières ? In *L'Eau, l'Homme et la Nature*. 24èmes journées de l'Hydraulique. Congrès de la SHF du 18-20.9.96. Paris.
- PIEGAY H., PAUTOU G. & RUFFINONI C., 2003. Les forêts riveraines des cours d'eau. Ecologie, fonctions et gestion. *IDF Institut pour le développement forestier*. Paris. 464 p.
- SCHLÜTER U., 1984. Zur Geschichte der Ingenieurbiologie. *Landschaft + Stadt* 16, (1/2) : 2-10.
- WASSON J.-G., MALAVOI J.-R., MARIDET L. SOUCHON Y. & PAULIN L., 1995. Impacts écologiques de la chenalisation des rivières. CEMAGREF Groupement de Lyon, EPTEAU, Ministère de l'Environnement. Paris. 168 p.

River Restoration practice in the UK : Past experiences and future direction

SKINNER Kevin

Principal Geomorphologist, JACOBS, United Kingdom
kevin.skinner@jacobs.com

1. Introduction

River restoration is used here as an umbrella term to describe those activities that seek to improve the form or functioning of a river. Measures that are used vary from in-stream measures (such as deflectors, riffles and point bar construction) to full restoration, which involves the physical alteration of the channel's planform. In UK practice, river restoration predominantly emerged in the mid 1990s as a means for improving habitat. This was largely a result of two demonstration projects undertaken by the River Restoration Project in 1996 (now the UK River Restoration Centre). One of these was on the River Cole, which is a rural location in lowland England, and the other an urban project on the River Skerne in Darlington, in the North East. This paper will first review these two demonstration projects focusing on their general objectives. Other early restoration practice will also be outlined prior to discussing current trends in river restoration highlighting the benefits of catchment scale assessments in guiding the approaches adopted. The opportunities for restoration will be finally discussed in light of the Water Framework Directive. The paper will largely use examples from the UK.

Habitat improvement is not a new process with early in-stream enhancements being undertaken in the USA in the early 1930s (Swales, 1994; Ehlers, 1956). In the UK, river restoration has evolved over the 11 years of practice with both the number, and range, of projects being undertaken increasing. For example, the database held by the River Restoration Centre shows how the number of schemes undertaken has increased by 150% between 1999 and 2003. Practice was largely initiated through three demonstration projects funded by the EU Life Programme. These were the River Cole (rural watercourse in Wiltshire), River Skerne (urban watercourse in Darlington) and the River Brede in Denmark (for more information see RRC website: <http://www.therrc.co.uk>). These were undertaken by the River Restoration Project which later became the UK's national River Restoration Centre (RRC). Figures 1-9 are illustrated courtesy of the RRC. The principal aims of the projects were to convert channelised reaches to more natural, meandering channels restoring both form and function. In addition, these demonstration projects also aimed to test a variety of different techniques that could be used to improve habitat.

2. Different projects

The River Cole project was undertaken in the headwaters of the River Thames. It was developed in a rural setting on a channelised section (see figure 1) of the watercourse. This was based around an old mill structure on land owned by a single land owner, namely the National Trust.

The project objectives were specifically to:

- restore the river and floodplain in terms of physical features, flood storage, habitat diversity and visual appearance;
- apply innovative restoration techniques and best management practices within a sustainable agricultural system;
- further knowledge and understanding of restoration techniques.



Figure 1 : River Cole

The scheme used a variety of techniques to achieve its objectives with the construction of 2 km of channel. The restored channel (in 1996) is shown in figure 2. The channel was largely left to freely adjust (see differences between figures 3, taken after reconnection in 1996, and 4, taken in 1998) but willows were planted at a number of locations to examine their use as a bank protection method. In addition, backwaters were also included in the scheme, particularly where they were left in the old part of the watercourse. While the river was designed to flood more frequently, particularly in the field of the Snake's Head Fritillary, there were constraints as a consequence of concerns by the tenant farmer and local heritage structures.



Figure 2 : Restored channel



Figure 3 : After reconnection in 1996



Figure 4 : In 1998

The River Skerne project was undertaken in an urban setting within Darlington in the North East of England. As a result of the urban landscape, there were considerably more constraints to the scheme. These included a gas and sewer pipeline, electricity cables and neighboring housing developments. The reach had been historically straightened (figure 5).

The project objectives were specifically to :

- restore 2 km of the river in terms of physical features, flood management, habitat diversity, water landscape and recreational access
- apply innovative restoration techniques and best management practices
- further knowledge and understanding of restoration techniques



Figure 5 : River Skerne

Figures 6 and 7 show the Skerne following the re-connection of flow in 1996. Figure 6 shows the meandering channel while figure 7 shows a riffle, which acts as a ford.



Figure 6 : Meandering channel



Figure 7 : Riffle

The River Cole and Skerne schemes have been extensively monitored and have been successful projects in advancing the science behind restoration practice (see Sear *et al.*, 1998).

Historically, restoration schemes have been undertaken on an ad-hoc basis rather than part of a coherent catchment wide restoration strategy. Projects have been generally led by pro-active landowners or teams from local statutory authorities. These have been generally low budget ranging from anything between £5000 and £100,000 (7000–145,000 €). Often these projects have been performed on land owned by a single landowner since this has made the undertaking of schemes easier. These projects have often been conservative with concern over the issues of bank erosion. Examples of two schemes undertaken over this era are illustrated in figures 8 and 9. Figure 8 shows in-stream deflectors in an urban landscape on the River Wraysbury, in west London. Figure 9 illustrates a recently installed deflector (1996) on the River Idle, in north Nottinghamshire. While being located in a rural, agricultural, setting there are extensive gravel pits nearby

In the last five years, in the UK, there has been an emerging trend for larger scale restoration schemes that have restored both form and function allowing rivers to freely adjust. These projects have been more akin to the demonstration projects on the River Cole and River Skerne. Many of these schemes have been driven by a fuller understanding of the catchment scale processes. There has been increasing evidence for the improvement in habitat quality offered by such restoration measures (Klein *et al.*, 2007). In particular, fluvial geomorphology has been central component in these types of projects. One of the schemes that have demonstrated this understanding has been the 1.3 km restoration of Sinderland Brook in the North-West (see Skinner & Haycock, 2005). The restored channel has been allowed freely to adjust over its length which has resulted in minimal maintenance but maximum habitat diversity. This has been undertaken in an urban setting. The project is shown in figures 10-13 (courtesy of Haycock Associates). Figure 10 shows the upper section of the scheme prior to restoration (note the old channelised course), while figure 11 shows the same reach after restoration in 2004 (note new meandering form and newly landscaped floodplain). Figure 12 shows the lower section of the scheme prior to restoration, while figure 13 shows the same reach after restoration in 2004.



Figure 8 : Deflectors on river Wraysbury



Figure 9 : Deflector on river Idle



Figure 10 : Upper section Sinderland Brook



Figure 11 : After restoration



Figure 12 : Lower section



Figure 13 : After restoration

The drive to restore more freely meandering rivers is going to be more important over the forthcoming years as a consequence of the requirements of the Water Framework Directive. The Water Framework Directive (WFD) is a major piece of European legislation that will govern the future management of water bodies in member states. The Directive aims to ‘protect, enhance and restore all bodies of surface water... with the aim of achieving good surface water status at the latest 15 years (i.e. 2015) after the date of entry into force of this Directive’ (Directive 2000/60/EC). Surface water bodies include rivers, lakes, coastal waters and transitional waters. Good water status is defined by both the need to reach, and maintain, good ecological and chemical status. Ecological Status is defined as being either ‘high’, ‘good’, ‘moderate’, ‘poor’ or ‘bad’ status, while chemical status is only defined as being ‘good’ or ‘failing to achieve good’. Ecological status in the WFD is an expression of the quality of the structure and functioning of aquatic ecosystems associated with surface waters, as classified in accordance with Annex V of the Directive. Hydromorphology is an important component within the WFD as it is used to define the difference between high and good ecological status.

As a result, the hydromorphological component effectively relates to a reference condition. Within a river system the main hydromorphological elements are:

- River depth and width variation
- Structure and substrate of the river bed
- Structure of the riparian zone
- River continuity

The only exemption to the need to achieve good status is if a water body is defined as being a Heavily Modified Water Body (HMWB). In this case, a water body will be defined as being modified for a particular function, such as flood risk management. However, even if a water body is defined as Heavily Modified it is still required to achieve and maintain good ecological and chemical potential. This would be achieved through a series of mitigation measures. The combination of requirements necessary under the Water Framework Directive represents a major challenge for statutory authorities and a significant opportunity for restoration practice.

3. Conclusion

In conclusion, river restoration practice in the UK while initially focusing on small scale schemes has now gradually moved towards larger scale projects that allow rivers to adjust freely to maximize habitat diversity and minimize maintenance. This practice is going to be particularly important to satisfy the requirements of the Water Framework Directive. This has the potential to rapidly increase the number and extent of restoration projects undertaken in member states whether they are being performed to reach good ecological status or good ecological potential, in the case of water bodies that are defined as Heavily Modified Water Bodies. The scale of an individual water body is highly variable but restoration measures offer a means to incrementally improve status across the water body and hence can be used to achieve the requirements of the Water Framework Directive.

4. Bibliography

COMMISSION OF EUROPEAN COMMUNITY (CEC). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for the community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Union* L237, 1-72, 22nd December 2000.

EHLERS R., 1956, An evaluation of stream improvement devices constructed eighteen years ago, *Californian Journal of Fisheries and Game*, **42**, 203-217.

KLEIN L.R., CLAYTON S.R., ALLDREDGE J.R & GOODWIN P., 2007, Long-term monitoring and evaluation of the Lower Red River meadow restoration project, Idaho, USA., *Restoration Ecology*, **15**, 2, 223-239.

SEAR D.A., BRIGGS A. & BROOKES A. 1998, A preliminary analysis of the morphological adjustment within and downstream of a lowland river subject to river restoration, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 1998, **8**, 167-183.

SKINNER K.S. & HAYCOCK N.E., 2005, Sinderland Brook, 1.8 km of river and floodplain restoration integrated into a new housing development, *River Restoration Centre newsletter*, March 2005.

SWALES S., 1994, Habitat restoration methods - a synthesis, in Cowx, I.G. (ed.), *Rehabilitation of fresh fisheries*, Blackwell, Oxford, UK, 133-137.

Bilan d'une décennie d'ingénierie écologique en Région wallonne

LAMBOT Francis¹, VERNIERS Gisèle², de le COURT Bernard¹, OTTE Pierre¹
DAXLELET Charles¹, LECOMTE Jean¹,
avec la collaboration de PETIAU Louis-Michel¹ et GILLIQUET Marc¹

¹ Direction des Cours d'Eau Non Navigables

f.lambot@mrw.wallonie.be

² Groupe Interuniversitaire de Recherches en Ecologie Appliquée – FUNDP – Namur

gisele.verniers@fundp.ac.be

1. Evolution des techniques d'aménagement des berges

L'évolution des techniques « traditionnelles » vers les techniques végétales s'est déroulée en deux phases. Tout d'abord, une première démarche a été réalisée par Maurice Dethioux, chef de travaux à la section « Ecologie » du Centre de Recherche et de Promotion Forestières à Gembloux. Défenseur d'un aménagement intégré des cours d'eau et soucieux d'un environnement de qualité, il a réalisé plusieurs essais de fixation des berges, impliquant des techniques de bouturage, de plantation et de semis (Dethioux, 1991).

La deuxième démarche est arrivée plus tard avec les publications sur les techniques végétales du suisse Bernard Lachat. Ces publications ont pour but de constituer un support technique pratique pour les concepteurs-projeteurs, les techniciens et les maîtres d'ouvrage, afin d'optimiser leurs interventions en matière de protection de berges à l'aide de techniques végétales (Lachat, 1994).

Depuis 1995, la DCENN tente de développer des techniques végétales pour stabiliser les berges. En mai 1998, un colloque regroupant des spécialistes étrangers de la gestion des cours d'eau et des techniques végétales, mais aussi des gestionnaires de la DCENN, fut organisé à Liège.

Les comptes-rendus de ces journées (Verniers *et al.* 2001) font le point sur la situation en Région wallonne en mettant aussi en évidence l'intérêt du milieu riverain, notamment comme habitat pour les poissons et certaines espèces de l'avifaune tels le martin-pêcheur et l'hirondelle de rivage.

Un premier inventaire des techniques végétales mises au point par la DCENN, a été réalisé dans le cadre du mémoire de licence en biologie (FUNDP) de Caroline Lenoir en 1998 par le biais d'un questionnaire envoyé dans les différents centres extérieurs. Ce questionnaire reprenait les caractéristiques essentielles des aménagements et comprenait quatre parties (Lenoir, 1998) :

- localisation des travaux : cours d'eau, localité, coordonnées Lambert,
- état de la berge avant aménagement : pente, type du sol, recouvrement végétal, dégradation, occupation de la rive, origine des problèmes,
- aménagement, type de protection, matériaux utilisés,
- suivis et évolution après aménagement.

L'information reçue des différents districts fut complétée par les publications de Dethioux (Dethioux, 1991).

Ce travail d'inventaire ne fut pas aisé à réaliser. En effet, les informations étaient difficiles à récolter car elles n'étaient pas répertoriées de manière systématique et n'étaient pas centralisées. De plus, il manquait de données sur les espèces végétales utilisées. Les travaux manquaient d'étude avant leur réalisation et surtout de suivi après travaux.

Ce constat fut à l'origine d'une convention d'étude du suivi géomorphologique et écologique des chantiers de techniques végétales réalisée par le Groupe Interuniversitaire de Recherches en Ecologie Appliquée (GIREA-FUNDP) et le Laboratoire d'Hydrographie et de Géomorphologie fluviale (LHGF) de l'ULg (2000 à 2002 et 2005 à 2007).

Dans le même temps, d'autres conventions d'études ont complété l'approche « gestion intégrée » menée par la DCENN. Celles-ci ont été répertoriées en 2005 (Verniers, 2005). Elles sont relatives notamment à :

- la libre circulation des poissons – ULg LDPH,
- la gestion des bandes riveraines – FUSAGx, GIREA FUNDP,
- la gestion des ripisylves, maladie de l'aulne, espèces invasives – FUSAGx, CRA-W,

- l'amorce des projets Life loutre et moule perlière – ULg,
- l'interface eau-agriculture – Phragmites – FUSAGx,
- la qualité physique des cours d'eau – ULg.

Des journées d'études ont également été organisées à :

- Gembloux 2004 : Monitoring et gestion physique des cours d'eau wallons
- Liège 2005 : Conférence sur les cours d'eau dans le cadre d'un projet Euregio.

2. Techniques végétales

Toutes ces démarches entreprises entre la DCENN et les centres universitaires ont débouché sur la promotion de nouvelles techniques de stabilisation des berges plus efficaces au niveau hydraulique, ayant une bonne intégration paysagère et tenant compte de la restauration des habitats rivulaires. Ces techniques végétales étaient nouvelles à la fois pour les gestionnaires mais aussi pour les entreprises.

Des chantiers expérimentaux ont vu le jour. De nombreux essais ont été tentés, souvent avec succès, parfois avec problèmes.

C'est donc le bon moment pour capitaliser l'ensemble des expériences, évaluer le coût de la restauration et appliquer à plus grande échelle dans un programme de restauration hydromorphologique des cours d'eau.

Le contexte actuel de la DCENN implique des restaurations physiques de cours d'eau.

3. Conditions préliminaires aux chantiers

Avant de détailler et de faire le bilan des techniques végétales, il est bon d'expliquer quelques impondérables rencontrés lors de l'utilisation de toutes techniques. En effet, trois variables indépendantes des techniques influencent leur efficacité et leur qualité. Il s'agit des conditions météorologiques, des compétences de l'entreprise engagée pour le travail et des difficultés rencontrées lors de la mise en œuvre des travaux.

Les conditions météorologiques font partie des paramètres imprévisibles qui interviennent lors des travaux. Ainsi, lors de fortes pluies, la terre boueuse devient difficile à manipuler et les chantiers glissants sont dangereux pour les ouvriers. Si des crues surviennent peu de temps après les travaux, elles risquent d'emporter toutes les nouvelles plantations et donc réduisent le travail à néant, c'est pourquoi dans la plupart des cas, on utilise des géotextiles qui maintiennent la terre en place. A l'inverse, lors de fortes chaleurs et de sécheresse, les plantations dépériront et le travail peut être compromis si un arrosage régulier n'est pas prévu.

L'entrepreneur joue un rôle déterminant pour assurer la résistance et la qualité de l'aménagement. En effet, certaines entreprises sont plus performantes et plus adaptées à la construction végétale que d'autres. Or, deux sortes d'entreprises peuvent être engagées pour effectuer ces travaux. Il s'agit d'entreprises de génie civil, qui, malheureusement sont peu formées en ce qui concerne les végétaux, ou des entreprises de jardinage qui, elles, n'ont aucune connaissance des cours d'eau. La qualité et la précision du cahier spécial des charges sont essentielles à ce niveau.

La formation des entreprises mais aussi de l'Administration nécessite une certification spécifique.

Les difficultés rencontrées lors de la mise en œuvre des travaux peuvent être variées. En effet, le site à aménager est parfois d'accès difficile, voire impossible par voie terrestre (absence de chemin carrossable, présence de bois épais rendant l'approvisionnement difficile, etc) ; des problèmes d'inondations et de drainage peuvent se présenter lors des travaux : le substrat est un facteur qui conditionne aussi l'avancement des travaux puisque, par exemple, un substrat rocheux rendra les ancrages difficiles à exécuter.

La berge réhabilitée peut aussi faire l'objet d'endommagements qui réduiront l'efficacité des travaux entrepris : tant que le talus et ses abords ne se seront pas fondus dans la masse végétale environnante, ils resteront sensibles au piétinement et à l'arrachage ou au bétail. D'autres dangers sont liés au rat musqué qui devrait être piégé avant le démarrage des chantiers. Enfin un nouveau venu, le castor, peut perturber certains aménagements mais en parallèle, il assume une sorte « d'entretien » des végétations souvent utile et peu perturbant lorsqu'il est bien contrôlé.

Parmi les contraintes écologiques, la « non » intervention entre mars et juin est essentielle en fonction des espèces piscicoles présentes et de leurs conditions de reproduction.

Enfin, les aspects logistiques : fourniture de plants, outillage ad hoc ne sont pas à négliger.

4. Bilan général

Le premier bilan dressé (Lenoir, 1998) prenait essentiellement en compte les expériences menées par Dethioux ainsi que les premiers chantiers expérimentaux des trois années précédentes. Un total, tous districts confondus, de 49 chantiers a été recensé comprenant 34% de techniques combinées (essentiellement de la végétalisation de gabions), 20% de techniques végétales pures, 16% d'épis, 14% de caissons et 10% de peignes.

Il est difficile de dégager une répartition géographique en fonction des techniques utilisées. Le district de Mons (4 chantiers) pratique les techniques combinées : gabions ou enrochements en pied de berge, talus naturel planté vu la profondeur de la majorité des cours d'eau. Le district de Marche (4 chantiers) développe plus de chantiers de techniques végétales pures vu le caractère plus naturel des zones concernées. Les districts de Liège (24 chantiers) et de Namur (17 chantiers) expérimentent toutes les techniques car ces deux districts comportent une grande diversité de régions géographiques allant des plaines hesbignonnes aux régions plus vallonnées de l'Ardenne.

Le bilan général tous districts confondus montre que la répartition entre les différentes techniques de 1995 à 2006 est assez homogène : 24% de peignes, 21% de techniques végétales pures, 20% de techniques combinées, 15% de fascines et de caissons, 5% d'épis (figure 1).

En comparaison avec les techniques classiques de stabilisation des berges, les techniques végétales représentent un pourcentage qui varie d'un district à l'autre : 22,6% pour Namur, 70,5% pour Liège, 31,6% pour Marche, 66,6% pour Mons. Pour ce dernier district, il faut souligner que les techniques combinées représentent la majorité des techniques végétales, ce qui fausse quelque peu les résultats.

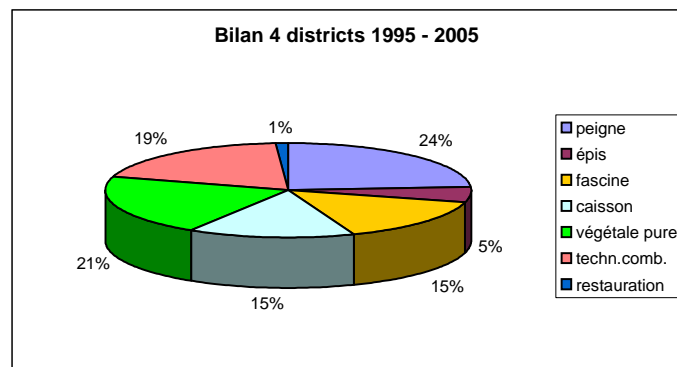


Figure 1 : Bilan de 10 ans d'application des techniques végétales en Région wallonne

5. Suivi des chantiers

Des suivis géomorphologiques et écologiques ont été menés sur quelques chantiers-pilotes, respectivement par le Laboratoire d'Hydrographie et de Géomorphologie Fluviale (ULg) et le GIREA Namur.

Les suivis géomorphologiques comportaient :

- le suivi des impacts géomorphologiques
 - ✓ modifications du tracé suite aux aménagements
 - ✓ modifications des faciès d'écoulement
- le suivi des impacts sédimentaires
 - ✓ balance érosion – sédimentation
 - ✓ apport en matières en suspension
- des analyses régionales de l'évolution du tracé (~150 ans)
 - ✓ cartes anciennes
 - ✓ modèle numérique de terrain
 - ✓ photogrammétrie
- l'étude de la modification de la rugosité suite aux aménagements et à la croissance des végétaux
- une étude de la résistance des aménagements face aux événements hydrologiques par l'estimation des puissances spécifiques
- la mise en évidence de la nécessité d'entretien des aménagements.

Les suivis écologiques ont mis en évidence :

- la dégradation des végétations rivulaires : les espèces nitrophiles dominent parfois jusqu'à 80%, les espèces typiques du bord des eaux étant minoritaires (max. 30%),
- la nécessité d'utiliser plusieurs espèces de saules ensemble dans les fascines,
- l'importance d'utiliser des espèces indigènes et bien appropriées à la région,
- la nécessité de clôturer à distance suffisante du bétail,
- le besoin d'améliorer les mélanges de graines (Dethioux) : beaucoup d'espèces étant soit absentes, soit n'arrivant pas à se développer (trop de graminées),
- l'importance du problème des espèces envahissantes : berce du Caucase, renouée du Japon, impatiente de l'Himalaya...,
- la nécessité de faire des essais de plantation d'espèces semi-aquatiques.

6. Quelques exemples de chantier

Quatre exemples repris dans les différents districts de la DCENN montrent la diversité des approches (figure 2) :

- projet de stabilisation de berge par technique végétale sur la Grande Honnelle à Angre (district de Mons),
- aménagement d'un deuxième bras pour la Messancy dans la traversée d'Athus pour limiter l'impact des inondations, avec intégration au contexte urbain (parc,...) (district de Marche),
- réalisation d'un peigne et d'une zone d'abreuvoir dans un contexte rural de dégradation de berge par le bétail sur la Ligne à Saint-Martin (district de Namur),
- construction d'une digue et d'un caisson végétalisé pour protéger le village d'Ouren (district de Liège).

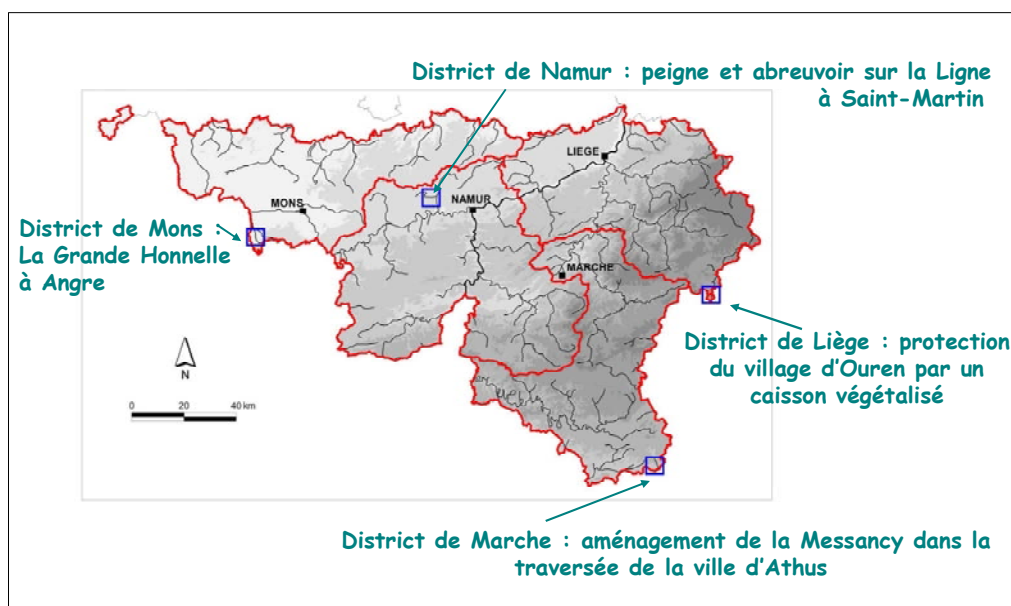


Figure 2 : Localisation des 4 exemples de chantiers

Projet de stabilisation de berges par technique végétale sur la Grande Honnelle à Angre

Contexte : projet de gestion intégrée de la Haine méridionale

En zone forestière

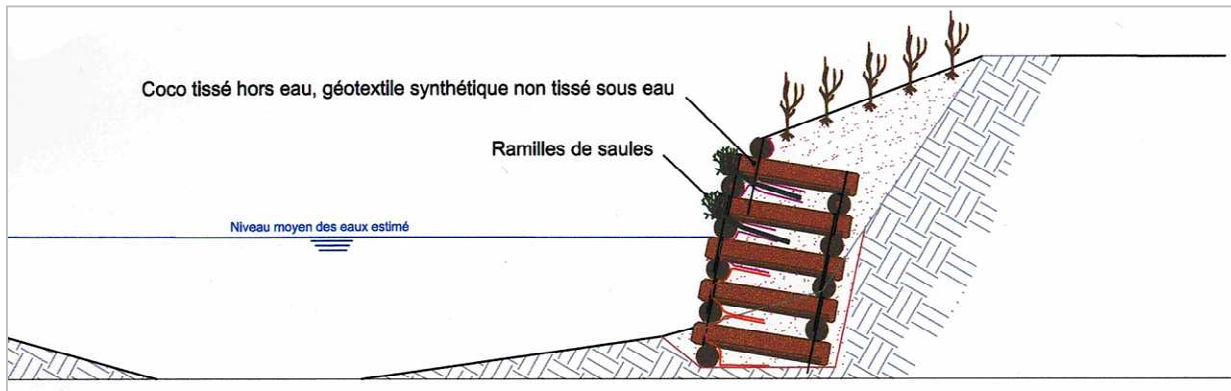
Parcours très sinueux avec variation du gabarit

Berge très sollicitée
Stabilité non assurée



Proposition bureau BTEE :

Mise en place d'un caisson + géotextile, + plantations



Aménagement de la Messancy à Aubange / Athus

Contexte : inondations régulières en zone urbaine

impact transfrontalier (Lux. F)

Démarche : augmentation de la section d'écoulement



Inondation de la Grand Rue en 1993



Secteur amont - parc du quartier Pesch

intégration du projet dans le cadre de la création d'un parc animalier par la commune

Réalisation d'un second bras tout en maintenant la rivière dans son tracé original



Avril 2005



Chantier sur la Ligne à Saint-Martin

Contexte : problème agricole de restauration de berge dégradée par le bétail > définition avec l'agriculteur d'un nombre d'accès limités au cours d'eau implantés de telle sorte à ne pas subir de dommage en cas de crues.

Chantier : réalisation de peigne dans les encoches d'érosion (L ~20 m, prof 4 à 5 m) banquettes végétalisées sur peignes en sapin > actuellement recouvertes de saules buissonnants + zones d'abreuvoir avec rampe d'accès empierrée, délimitées par une clôture.



Situation avant travaux mars 2002



Travaux en mars 2002



Juste après travaux mars 2002



Vue en juin 2002



Vue en décembre 2004

Protection du village d'Ouren

Contexte : Village inondé très fréquemment :
1991, 1993, 1995, 1998, 1999, 2002



Chantier : caisson végétalisé sur l'Our

Rehaussement du mur : élévation de 20 à 45 cm et placement de 4 portes étanches au niveau des 2 escaliers.

Caisson :

Particularité : il épouse le profil du mur en amont et développe un profil classique de digue en aval.

Hauteur : 3,60 mètres

Longueur : 105 mètres

Prix soumission : 40 €/m³ mis en place (sans le batardeau et les plantations). Géotextile en fibre de coco : 740g/m²



Plantation et bouturage du pied en avril 2003 :

5 boutures par mètre : environ 500 boutures de saules (hybride local) ; Schéma de bas en haut : environ 800 plants.

Peigne de pied en épicéas (2,5 à 3 mètres).

Alnus glutinosa, Prunus Padus, Fraxinus excelsior, Acer pseudoplatanus, Cornus sanguinea, Corylus avellana, Sorbus aucuparia, Viburnum opulus.

La jonction caisson-digue est également plantée selon le même principe

Digue :

Mise en place : mai-juin 2002

Hauteur : 1,60 mètres

Longueur : 350 mètres

Protection à l'aide de géotextile de la rive gauche sur une longueur de 100 mètres (1000 m²) et bouturage au pied de la digue à l'aide de saules

Géotextile en fibre de coco : 740g/m²



7. Conclusions et perspectives

Le cahier des charges est le lien réel entre la DCENN et l'entrepreneur. Il est indispensable que ce dernier vu, en général, son manque de qualification en techniques végétales dans le domaine des cours d'eau soit informé de manière précise.

Le cahier des charges devrait donc comprendre :

- les objectifs et la finalité des travaux,
- le mode d'exécution, le planning des travaux, le matériel adéquat,
- une description précise des travaux avec schémas et notice justificative,
- un plan des secteurs d'intervention avec localisation des différentes actions,
- Les responsabilités de l'entrepreneur et les précautions à prendre.

La DCENN doit être ouverte à l'idée d'adapter les techniques aux conditions locales, à des arrangements possibles avec les riverains, aux matériaux disponibles à proximité, à la combinaison de techniques. Par exemple, recours ponctuel à des sous-berges en enrochements bruts lors de fortes profondeurs ; les interstices entre enrochements pouvant constituer de bonnes caches à poisson, la partie supérieure de la berge étant végétalisée

De bons travaux de réhabilitation de berge ne sont souvent pas possibles s'il n'y a pas soit un recul, soit une protection de la crête de berge, ce qui sous-entend un arrangement préalable avec les propriétaires riverains.

L'ingénierie végétale devra s'inscrire dans le contexte général de la gestion de la qualité hydromorphologique elle-même liée à celle des écosystèmes-rivières.

Dans le contexte de la mise en place de la DCE et de la future directive « inondations » (plan P.L.U.I.E.S), un des objectifs est d'aménager le lit des rivières et des plaines alluviales en tenant compte des aléas météorologiques et hydrologiques tout en respectant et en favorisant les habitats naturels, gages de stabilité.

En lien avec la Directive Natura 2000 et avec les plans de gestion piscicole et halieutique, il faudra développer des techniques de restauration d'habitats plus spécifiques mais aussi systématiser les actions de restauration pour tous travaux réalisés au niveau des cours d'eau, même pour les interventions réalisées par des tiers, par l'insertion de clauses techniques spéciales dans les autorisations délivrées. Il conviendra également d'adapter la législation sur les cours d'eau à ces nouvelles exigences voulues par l'Europe.

8. Bibliographie

DETHIOUX M., 1991. Les cours d'eau de Wallonie : caractéristiques physiques et floristiques, principes et techniques de verduration. IRSIA, 141 p.

HALLOT E., VERNIERS G., HOUBRECHTS G. & PETIT F., 2006. Suivi géomorphologique et écologique de chantiers de techniques végétales et de renaturation. DCENN, 63 p.

LACHAT B., 1994. Guide de protection des berges de cours d'eau en techniques végétales. Ministère de l'Environnement, Paris, 143 p.

LENOIR C., 1998. Bilan de l'utilisation des techniques végétales pour la stabilisation des berges en Wallonie, Mémoire de licence en Biologie FUNDP, 78 p, + annexes.

VERNIERS G, 2005. Inventaire des études relatives à la Gestion des cours d'eau depuis 2000. DCENN.50 p.

VERNIERS G., HALLOT E., & PETIT F., 2003. Suivi écologique et géomorphologique des chantiers de techniques végétales. DCENN, 133 p + annexes.

VERNIERS G., VERSTRAETEN M. & LAMBOT F., 2001. Gestion intégrée des cours d'eau : l'apport des techniques végétales. Compte-rendu du colloque organisé les 19 et 20 mai 1998 à Liège. DGRNE- DCENN, 135 p.

Régionalisation des débits en Région wallonne

GAILLIEZ Sébastien, DAUTREBANDE Sylvia, DEGRE Aurore

Unité d'Hydrologie et d'Hydraulique agricole – FUSAGx – Gembloux
s.gailliez@mrw.wallonie.be
degre.a@fsagx.ac.be

1. Introduction

L'objectif premier de l'étude de régionalisation des débits en Région wallonne est de rechercher une éventuelle relation entre le débit des cours d'eau et des caractéristiques physiques des bassins versants. Dans le cas présent, la superficie des bassins versants est le paramètre retenu.

Le second objectif est d'examiner la possibilité de définir des zones homogènes en termes de débits caractéristiques et de rechercher les paramètres éventuels qui peuvent aider à définir ces zones.

2. Présentation de la zone d'étude

La zone d'étude est la Région wallonne. D'un point de vue hydrologique, celle-ci est scindée en quatre districts hydrographiques internationaux : Meuse, Escaut, Rhin et Seine, sur une superficie totale d'environ 16900 km² (figure 1).

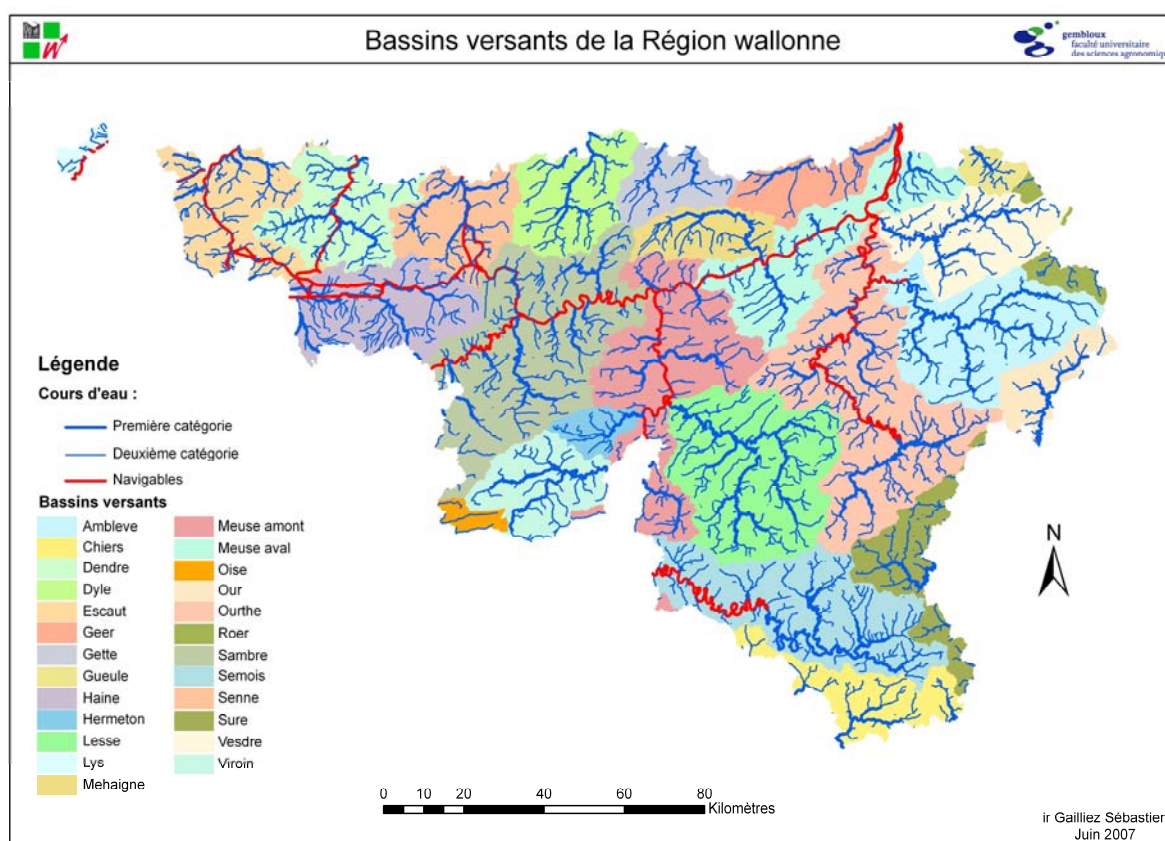


Figure 1 : Bassins versants de la Région wallonne

Le district hydrographique de la Meuse est le plus important de la Région wallonne, il couvre une superficie de 12283,5 km². Le district est scindé en plusieurs grands bassins versants : l'Amblève, la Lesse, la Sambre, la Meuse amont, le Virain, l'Hermeton, la Houille, la Molignée, le Bocq, la Meuse aval, le Hoyoux, le Geer, la Vesdre, l'Ourthe, la Semois et la Chiers.

Le district hydrographique de l'Escaut est situé le plus à l'ouest de la Région wallonne et s'étend sur une superficie de 3769,7 km². Il reprend les bassins versant suivants : la Dendre, l'Escaut, la Lys, la Dyle, la Gette, la Senne et la Haine.

Le district hydrographique du Rhin est situé à l'est de la Wallonie et représente 767,4 km². Il est composé des bassins versants de la Sûre et de l'Our.

Le district hydrographique de la Seine ne couvre qu'une superficie de 80,1 km² et n'est représenté que par le bassin versant de l'Oise.

3. Source des données

Les données traitées sont issues de deux réseaux de mesure. Le premier réseau de mesure appartient au Ministère de la Région wallonne – Direction générale des Ressources naturelles et de l'Environnement et plus particulièrement à la Direction des Cours d'Eau non navigables (<http://mrw.wallonie.be/dgrne/aqualim>).

Le deuxième réseau de mesure dont les données sont utilisées appartient au Ministère des Equipements et Transports – Direction générale des Voies hydrauliques, et plus particulièrement au Service d'Etudes hydrologiques (<http://voies-hydrauliques.wallonie.be>).

La figure 2 présente une carte de la Région wallonne et ses deux réseaux de mesure limnimétrique.

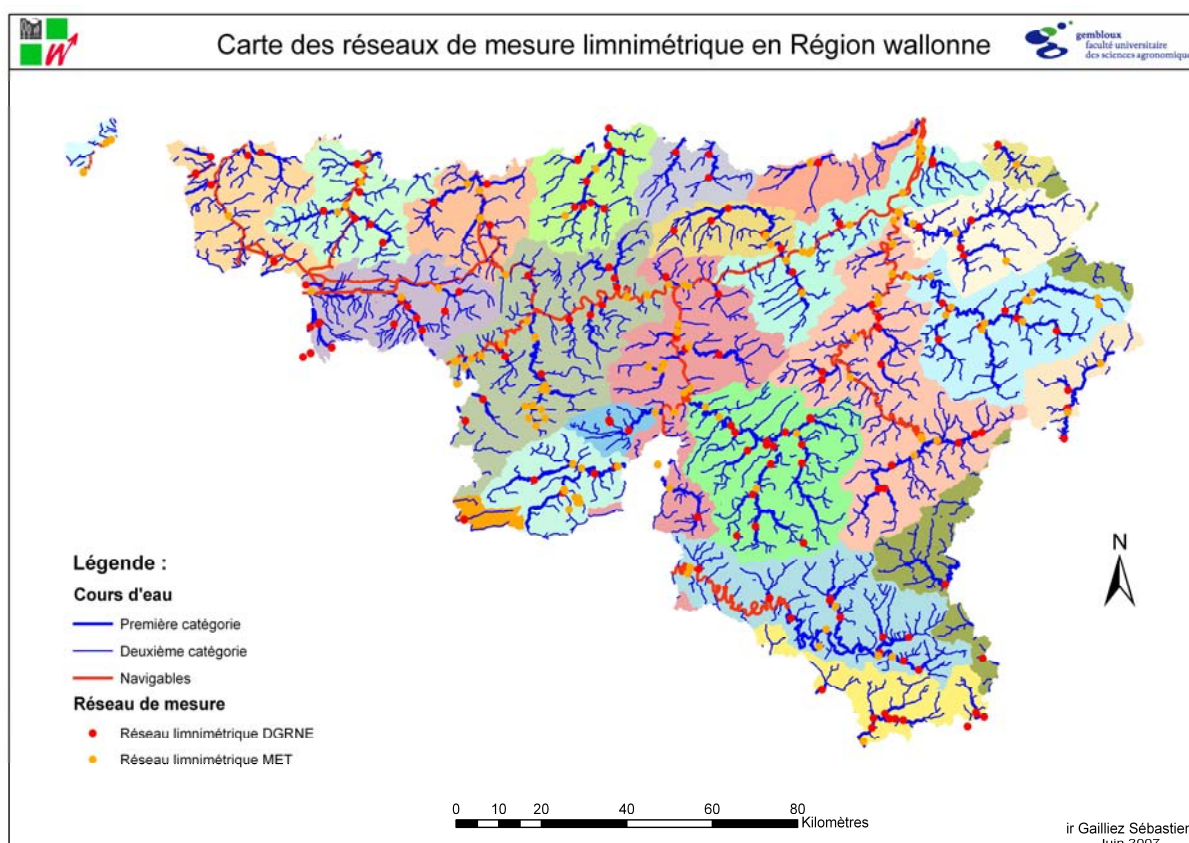


Figure 2 : Carte des réseaux de mesure limnimétrique en Région wallonne

4 Méthodologie : approche de la régionalisation des débits

4.1 Introduction

Le but de ce travail étant une approche de régionalisation des débits des cours d'eau, différents paramètres ont été envisagés a priori afin d'établir des zones homogènes de débits caractéristiques comme par exemple : pente du bassin versant et du cours d'eau, densité de drainage, forme et superficie du bassin versant, pédologie, géologie, occupation du sol, précipitations moyennes annuelles.

Une étude statistique générale incluant tous ces paramètres représenterait un travail important. Ce mode d'approche est actuellement plus efficacement remplacé par la modélisation hydrologique physiquement basée.

Suite à cette réflexion, il a été décidé dans un premier temps de mettre en relation les débits en fonction de la superficie du bassin versant afin de dégager éventuellement une tendance.

4.2 Sélection des stations de mesure limnimétrique

La sélection des stations de mesure a été réalisée sur base de différents critères :

- historique des données : disposer d'un historique de données suffisamment long afin de représenter au mieux le régime du cours d'eau ;
- problème de développement de végétations aquatiques durant la période estivale : ce développement a pour conséquence une diminution de la vitesse d'écoulement du cours d'eau, entraînant une hausse anormale du niveau de l'eau pour un débit donné. De ce fait, les jaugeages réalisés durant cette période se situent au-dessus de la courbe de tarage (débit – hauteur) en période hivernale ;
- relation hauteur – débit fiable, c'est-à-dire avec une faible dispersion des mesures de jaugeages et une faible extrapolation de la courbe pour les débits de crue et d'étiage.

Au final, 120 stations de mesure limnimétrique ont été utilisées dans le cadre de cette étude. Ces stations de mesure sont réparties sur l'ensemble des cours d'eau de la Région wallonne.

4.3 Données traitées

4.3.1 Introduction

Les débits analysés dans un but de caractérisation régionale sont les suivants :

- le débit moyen annuel ;
- le débit caractéristique d'étiage (DCE) : débit dépassé 355 jours par an ;
- débits caractéristiques de 1, 3 ou de 9 mois (DC_1 , DC_3 , DC_9) : les débits dépassés respectivement 1, 3 ou 9 mois par an ;
- le débit médian ou caractéristique de 6 mois (DC_6) : le débit dépassé 6 mois par an ;
- débit caractéristique maximum (DCM) : le débit atteint ou dépassé 10 jours par an.

4.3.2 Analyse

En période d'étiage, le débit d'un cours d'eau peut être significativement influencé par les prises d'eau réalisées dans son bassin versant (exemple : l'alimentation en eau des étangs, les pompages par les distributeurs d'eau). Par ailleurs, le débit d'étiage de certains cours d'eau peut également être influencé par des phénomènes karstiques (bassin versant de la Lesse par exemple). Rappelons que l'extrapolation de la courbe de tarage pour les bas débits joue un rôle sur la précision des résultats.

En période de crue, il reste difficile de comparer les débits de différentes stations situées sur un même cours d'eau et ce, pour deux raisons. Comme pour l'étiage, l'extrapolation de la courbe de tarage présente un risque d'imprécision. D'autre part, en période de débordement du cours d'eau, on observe un écrêtement du débit de pointe de la crue suite à l'épandage.

Pour toutes ces raisons, il a été décidé de ne travailler que sur les débits moyens annuels et sur les débits médians annuels (ou DC_6).

4.3.3 Préparation des données

Les débits spécifiques moyens interannuels et les débits spécifiques médians interannuels (ou débit caractéristique 6 mois – DC_6) des stations de mesure sélectionnées dans le cadre de cette étude ont été calculés et sont exprimés en litre par seconde et par kilomètre carré ($l/s \cdot km^2$).

5. Relation entre débit spécifique moyen interannuel et superficie du bassin versant

5.1 Introduction

Les résultats sont présentés dans un premier temps par district hydrographique international : Meuse, Escaut et Rhin. Le district de la Seine n'est pas présenté dans le cadre de ce travail vu le faible historique de l'unique station de mesure qui y est présente.

Dans un deuxième temps, les résultats sont présentés pour l'ensemble de la Région wallonne et une tendance ou une possibilité de regroupement sera ensuite recherchée afin d'établir des zones homogènes en termes de débit spécifique moyen interannuel.

5.2 Présentation des résultats pour chaque district hydrographique

La figure 3 présente la relation entre les débits spécifiques moyens interannuels et les superficies de bassin versant correspondantes pour le district hydrographique de la Meuse.

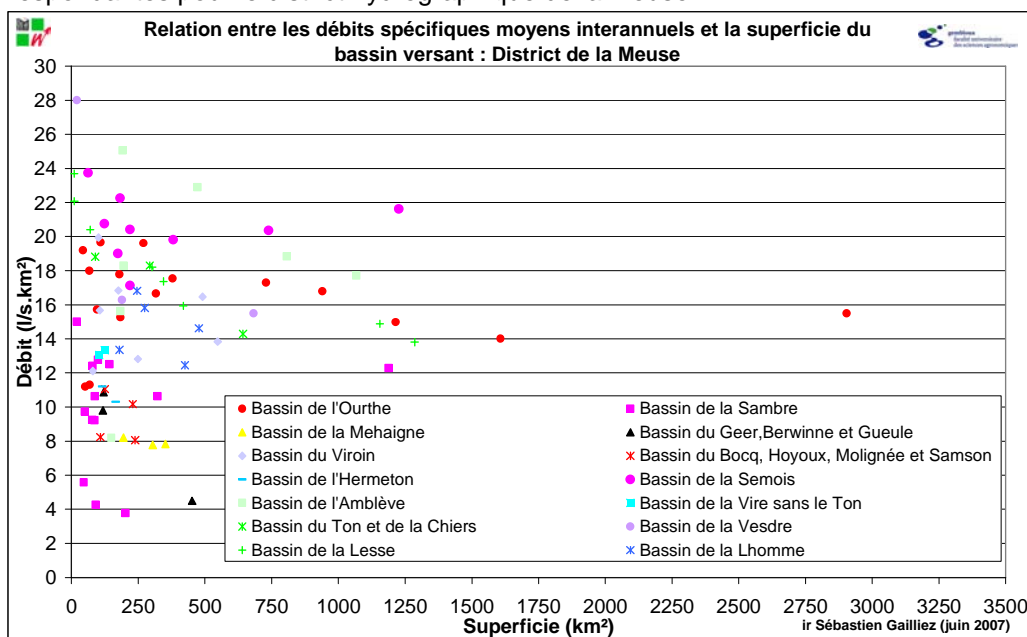


Figure 3 : Relation entre les débits spécifiques moyens interannuels et la superficie du bassin versant : District de la Meuse

On remarque que le débit spécifique moyen interannuel varie d'environ 4 l/s.km² pour des sous-bassins de la Sambre à 28 l/s.km² pour des sous-bassins versants de la Vesdre.

La figure 4 reprend les résultats obtenus pour le district hydrographique de l'Escaut.

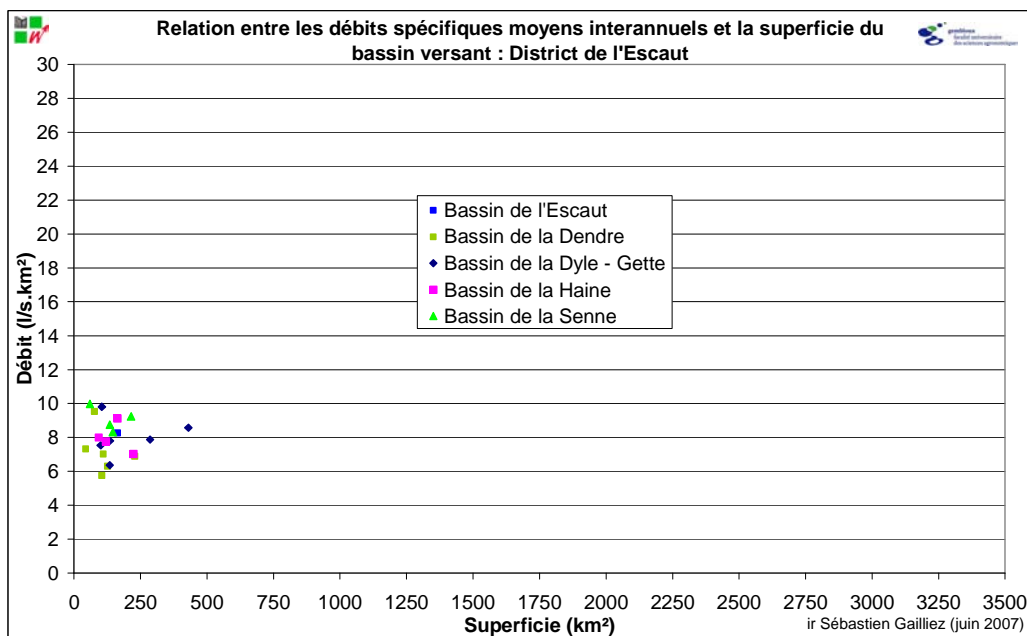


Figure 4 : Relation entre les débits spécifiques moyens interannuels et la superficie du bassin versant : District de l'Escaut

On remarque que les débits spécifiques moyens interannuels du district de l'Escaut se situent dans une gamme de valeurs plus resserrée entre 6 et 10 l/s.km².

La figure 5 reprend les débits spécifiques moyens interannuels des stations de mesure situées dans le district du Rhin.

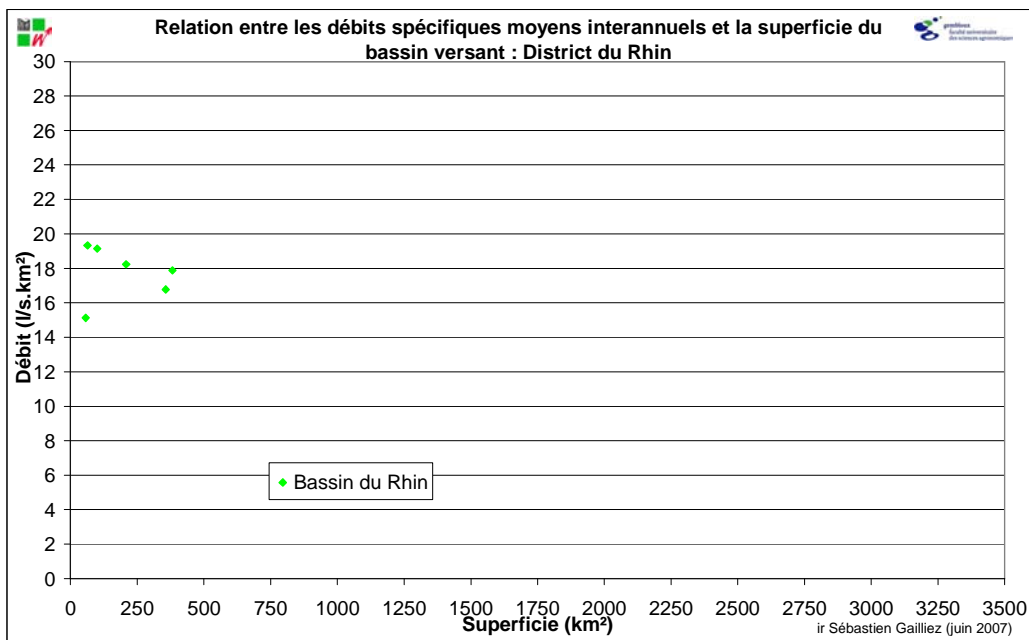


Figure 5 : Relation entre les débits spécifiques moyens interannuels et la superficie du bassin versant : District du Rhin

On observe que les valeurs obtenues se situent entre 15 et 20 l/s.km².

5.3 Analyse

A partir des figures 3, 4 et 5, on constate une décroissance du débit spécifique moyen interannuel quand la superficie du bassin versant augmente. Cette décroissance est notamment observée pour les bassins de l'Ourthe et de la Lesse. Cette décroissance est très marquée pour les superficies de bassins inférieures à 100 km² (figure 6).

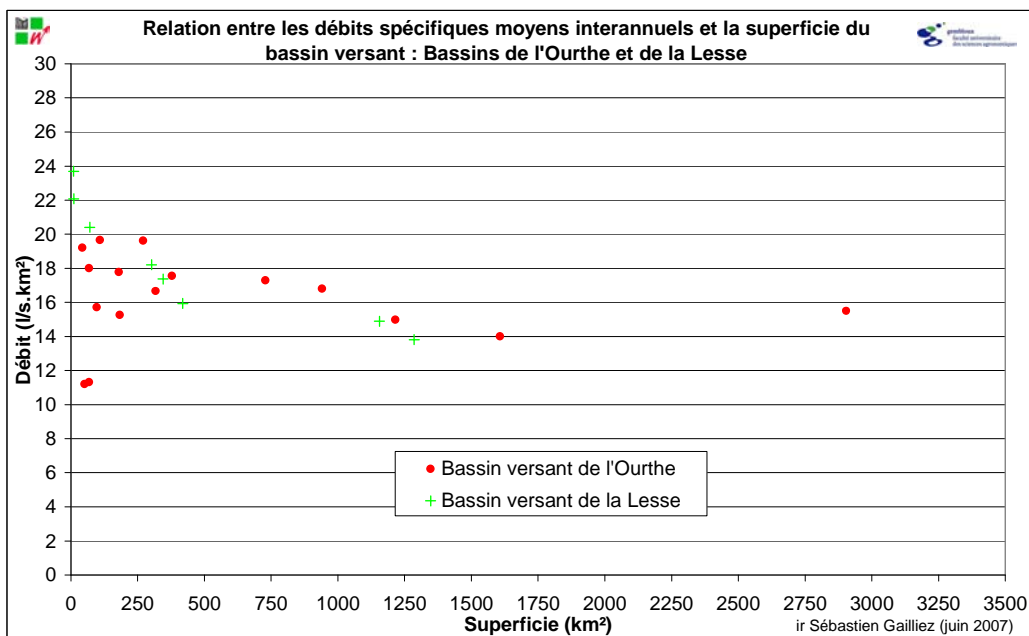


Figure 6 : Relation entre les débits spécifiques moyens interannuels et la superficie du bassin versant : Bassins de l'Ourthe et de la Lesse

La deuxième observation principale est l'influence des sites de pompages en eau. Ceux-ci sont concentrés au niveau de certains bassins versants tels que la Dendre occidentale, le Bocq, le Geer, le Hoyoux, le Houyoux, l'Orneau et la Vesdre. Ces captages en eau au sein d'un bassin versant peuvent avoir pour conséquence un export de celle-ci vers d'autres bassins. Par exemple, de l'eau prélevée dans le bassin du Bocq dans le Namurois est exportée vers la Région Bruxelloise. Ce phénomène a pour conséquence de diminuer le débit moyen annuel des cours d'eau situé à l'aval de ces captages avec export d'eau, et par

conséquent une diminution du débit spécifique moyen interannuel. Les stations de mesure influencées par un ou plusieurs captages ont dès lors été enlevées de l'analyse.

5.4 Présentation des résultats pour l'ensemble de la Région wallonne

La figure 7 présente la relation entre les débits spécifiques moyens interannuels et la superficie du bassin versant pour l'ensemble des stations de mesure limnimétrique retenues.

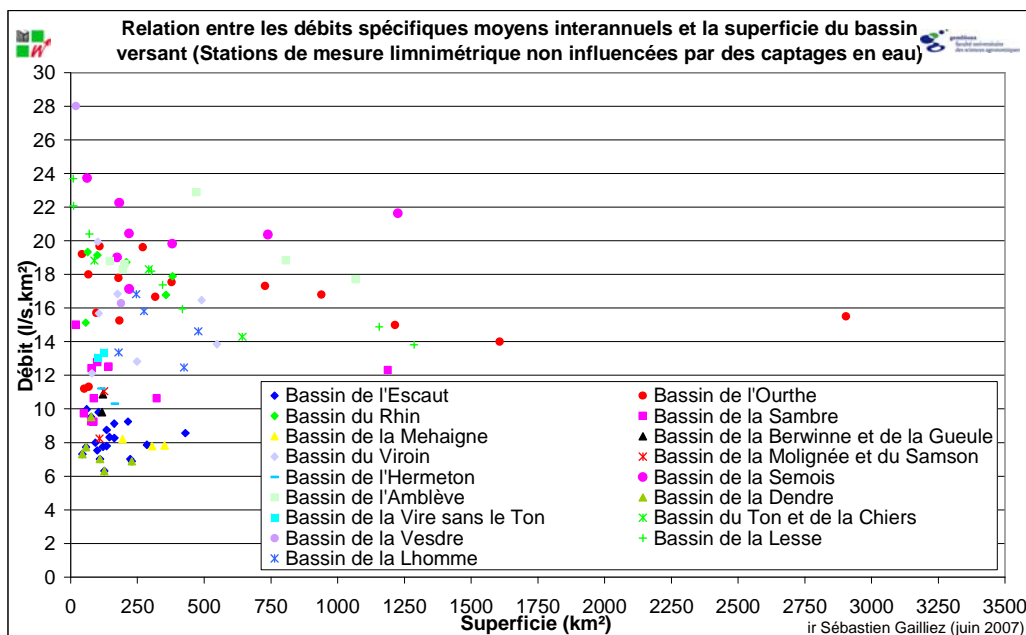


Figure 7 : Relation entre les débits spécifiques moyens interannuels et la superficie du bassin versant (Stations de mesure limnimétrique non influencées par des captages en eau)

A partir de la figure 7, on remarque qu'un certain nombre de stations de mesure limnimétrique faisant partie du district hydrographique de la Meuse ont des débits spécifiques moyens interannuels semblables à ceux obtenus pour les stations de mesure situées au sein du district de l'Escaut. Il s'agit des stations de mesure appartenant aux bassins versants de la Meuhaigne, du Samson, de la Berwinne et de la Gueule. Les valeurs obtenues y sont comprises entre 4 et 10 l/s.km².

6. Définition de zones homogènes en termes de débit spécifique moyen interannuel

6.1 Introduction

Les zones homogènes sont définies selon le débit moyen spécifique interannuel et présentées dans un premier temps sous forme de carte, ensuite sous forme de graphique. Pour rappel, il a été décidé de ne pas prendre en compte les bassins versants pour lesquels le débit des cours d'eau est influencé par les captages en eau.

6.2 Regroupement en zones homogènes en termes de débit spécifique moyen interannuel

Les bassins versants ou cours d'eau ayant des valeurs semblables de débit spécifique moyen interannuel sont regroupés au sein d'une même zone homogène.

Les zones homogènes obtenues sont reprises dans le tableau 1.

Tableau 1 : Zones homogènes en termes de débit spécifique moyen interannuel

Zone	Bassins versants ou cours d'eau
Zone 1	Bassins sous influence de captages en eau avec export de celle-ci du bassin versant : Dendre occidentale, Bocq, Hoyoux, Houyoux, Orneau, Néblon, Geer
Zone 2	Bassins de l'Escaut, de la Dyle, de la Gette, de la Dendre sans la Dendre occidentale, de la Meuhaigne, de la Berwinne et de la Gueule
Zone 3	Cours d'eau : l'Eau d'Heure et la Sambre
Zone 4	Bassins de la Sambre, de l'Hermeton, de la Brouffe et du Ruisseau d'Heure
Zone 5	Bassins de l'Eau blanche, de l'Eau noire, du Viroin et de la Houille
Zone 6	Bassin de la Semois
Zone 7	Bassin de la Lhomme
Zone 8	Bassins de la Lesse, de l'Ourthe et de ses affluents sauf le Néblon, la Lembrée et le Ruisseau d'Heure, du Rhin et de l'Amblève
Zone 9	Bassins du Ton sans la Vire et de la Marge sans la zone 10
Zone 10	Bassins de la Chiers et de la Vire
Zone 11	Bassin de la Warche
Zone 12	Bassin de la Vesdre

La figure 8 reprend la carte des zones homogènes identifiées au tableau 1.

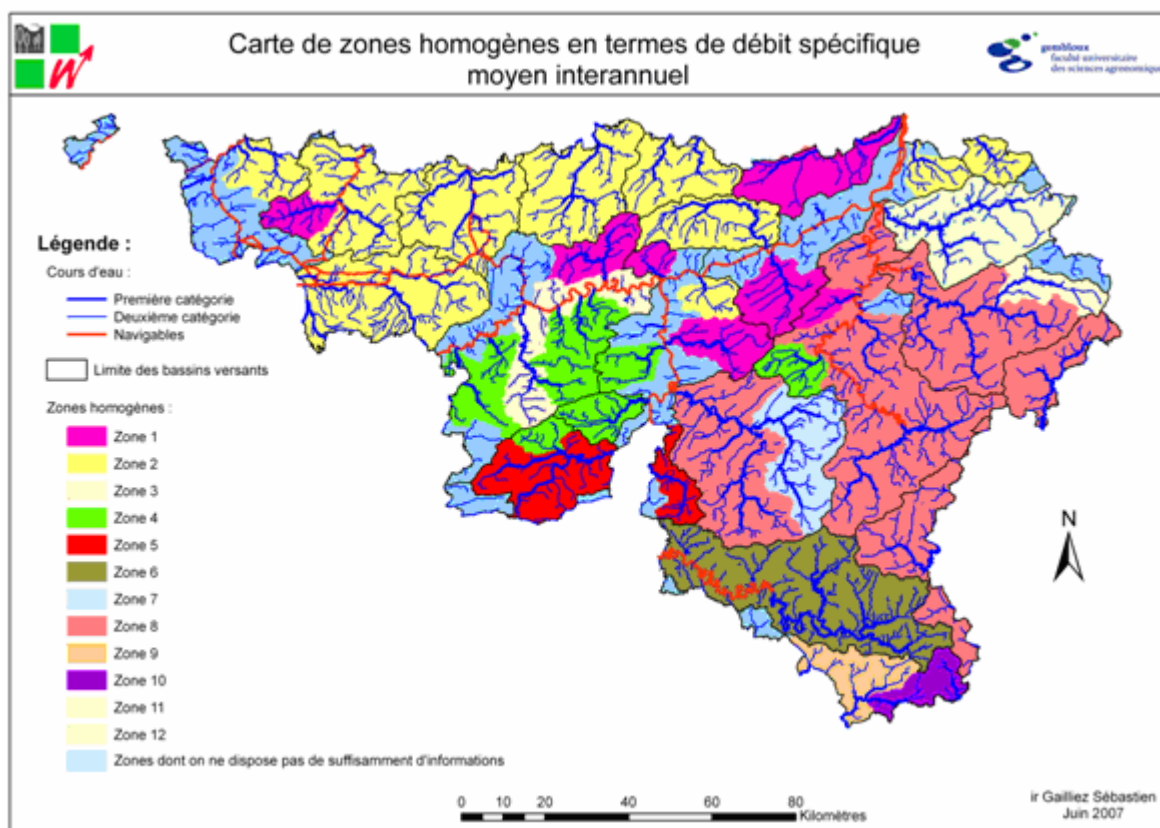


Figure 8 : Représentation cartographique de zones homogènes en termes de débit moyen spécifique interannuel

On peut remarquer que trois grandes zones d'importance apparaissent dépassant les limites de bassin versant. Il s'agit des zones 2, 4 et 8. Les autres zones correspondent essentiellement à des limites de bassins versants, comme par exemple le Viroin et la Houille (zone 5), la Semois (zone 6), la Lhomme (zone 7) et la Vesdre (zone 12).

La figure 9 montre que, pour chacune des zones identifiées, on peut distinguer deux tendances :

- Diminution du débit spécifique moyen interannuel (exemple : zone 8 qui reprend entre autres les bassins versants de la Lesse, de l'Ourthe et du district du Rhin),
- Identification d'une valeur médiane significative (faible variation des différentes valeurs) pour l'ensemble de la zone (exemple : zone 2 qui reprend la bassin de l'Escaut, de la Meuhaigne et de la Berwinne et de la Gueule).

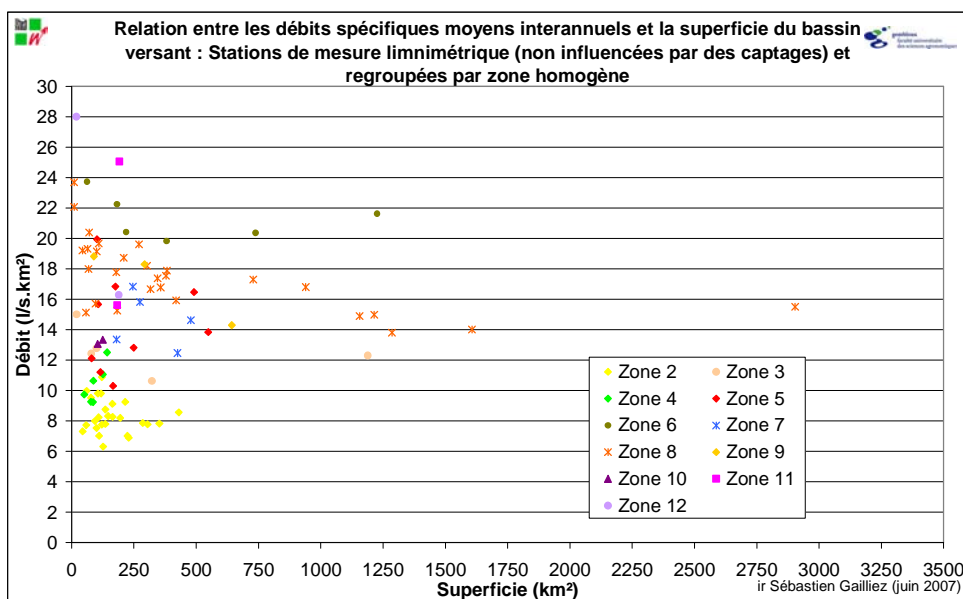


Figure 9 : Relation entre les débits spécifiques moyens interannuels et la superficie du bassin versant : Stations de mesure limnimétrique (non influencées par des captages) en eau regroupées par zone homogène.

6.4 Analyse

Sachant que le débit d'un cours d'eau dépend évidemment de la quantité de précipitations tombées au sein de son bassin versant, il est intéressant de mettre en relation les débits spécifiques moyens interannuels et les précipitations moyennes interannuelles par zone homogène. La figure 10 montre clairement que le débit spécifique moyen interannuel augmente avec les précipitations moyennes interannuelles (sources : IRM et SETHY traitées par EPICgrid) de façon quasi linéaire.

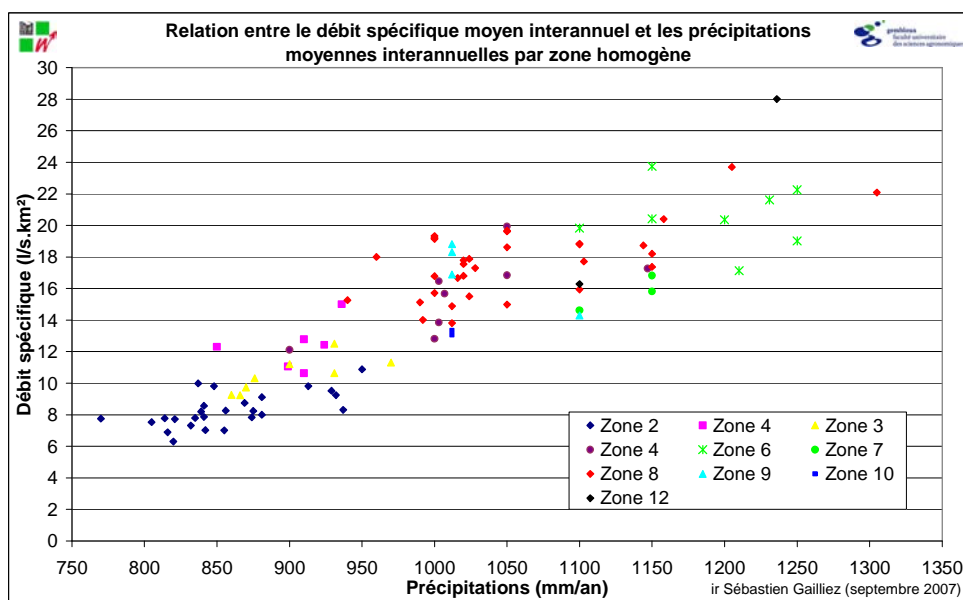


Figure 10 : Relation entre le débit spécifique moyen interannuel et les précipitations moyennes interannuelles par zone homogène

6.5 Cas particulier de la Semois

Contrairement aux autres cours d'eau, la Semois voit son débit spécifique moyen interannuel augmenter avec la superficie du bassin versant et non diminuer (figure 11).

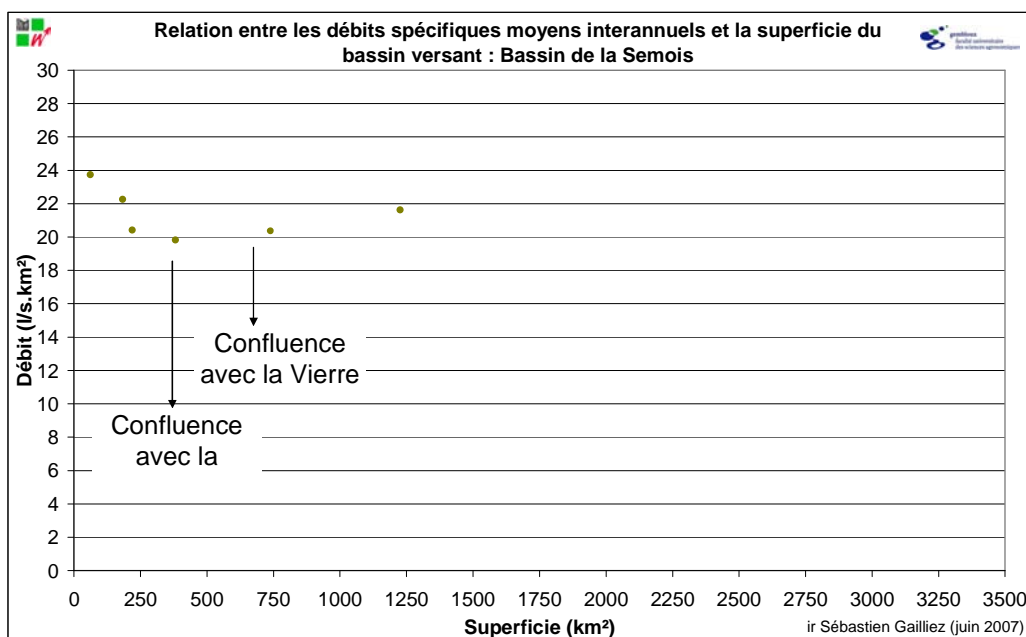


Figure 11 : Relation entre les débits spécifiques moyens interannuels et la superficie du bassin versant : Cas de la Semois

Après observation de la carte détaillée des précipitations sur ce bassin versant de la Semois (figure 12), on remarque que celles-ci augmentent nettement de l'amont vers l'aval, ce qui expliquerait l'augmentation du débit spécifique moyen interannuel en fonction de la superficie du bassin versant. En effet, les précipitations moyennes annuelles sont de l'ordre de 1000 à 1100 mm/an en amont de la confluence avec la Rulles, de 1100 à 1200 mm/an de la confluence avec la Rulles à la confluence avec la Vierre et sont supérieures à 1200 mm/an, voire 1300 mm/an à l'aval de la confluence avec la Vierre (sources : IRM et SETHY traitées par EPICgrid).

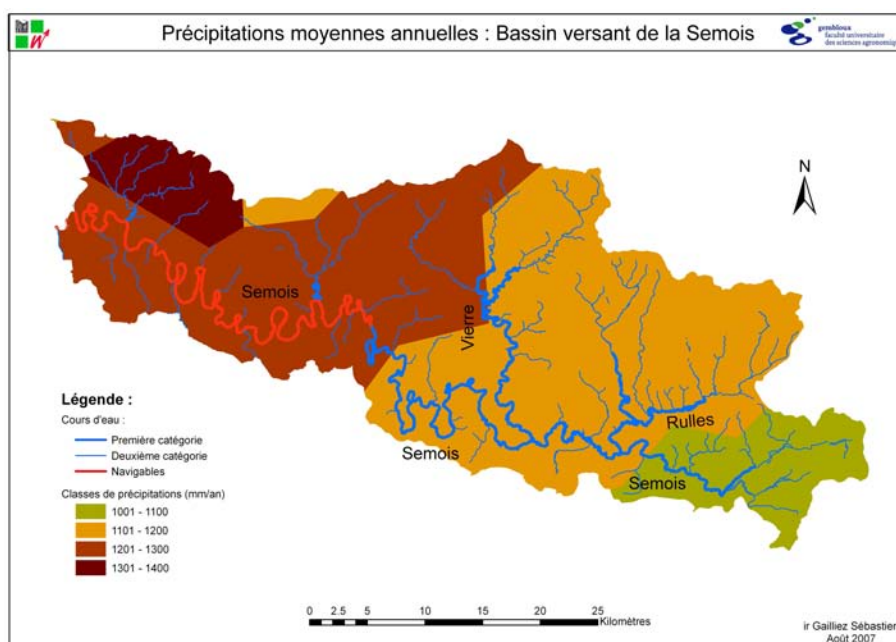


Figure 12 : Représentation cartographique des précipitations moyennes annuelles : Bassin versant de la Semois

7. Conclusions

Après avoir sélectionné les stations de mesure utiles pour l'étude de la régionalisation des débits en Région wallonne, le débit spécifique moyen interannuel a été identifié comme premier paramètre pertinent pour une approche de régionalisation des débits. En effet, il a été montré qu'il était délicat d'utiliser les données extrêmes, c'est-à-dire les valeurs de débit liées soit aux étiages soit aux crues, dans un premier temps.

A partir de la mise en relation entre les débits spécifiques moyens interannuels et la superficie du bassin versant, un regroupement en zones homogènes a été établi. Au final, douze zones ont été définies et correspondent soit à un bassin versant soit à un ensemble de bassins versants.

Une relation quasi linéaire a également été mise en évidence entre le débit spécifique moyen interannuel et les précipitations moyennes interannuelles.

Protection des habitats de la moule perlière (*M. margaritifera*) en Belgique. Bilan des 5 années du projet Life Nature.

MOTTE Grégory¹, BOCCA Stéphane², COLLAS Philippe², TERREN Stéphanie³.

¹ Centre de Recherche Nature, Forêts et Bois – ² Natagora – ³ Parc Naturel Hautes Fagnes-Eifel
G.Motte@mrw.wallonie.be

1. Introduction

Les programmes LIFE Nature visent à mettre en place des actions de conservation de la nature au sein des sites appartenant au réseau Natura 2000. La moule perlière est une espèce "Natura 2000" pour laquelle des sites ont été désignés. Le projet, proposé par le CRNFB, est cofinancé par la CE et la DGRNE. Les partenaires sont Natagora et le Parc Naturel Hautes-Fagnes Eifel.

Autrefois largement répandues en Europe, 95-99% des populations ont disparu au cours du XX^e siècle. En Belgique, ne subsistent que quelques populations dispersées dans les bassins de la Semois et de la Moselle.



Figure 1 : Trois moules perlières enfoncées dans le lit d'un cours d'eau

Le projet a pour objectifs la conservation et la restauration des habitats associés aux populations de la moule perlière.

2. Une espèce remarquable

Comme son nom l'indique, la moule perlière peut produire une perle suite, par exemple, à l'intrusion d'un grain de sable à l'intérieur de sa coquille. Pour se protéger, elle va l'enrober de nacre en couches sphériques et concentriques. Dans notre pays, la recherche des perles dans le courant des XIX^e et XX^e siècles a probablement contribué localement au déclin de l'espèce. Ailleurs en Europe, des populations entières ont été dévastées (voir aussi article de F. Beaulieu, bulletin n°162). A titre d'exemple, la robe portée par Catherine de Médicis pour le baptême de son fils était ornée de 32.000 perles...soit une estimation de 32.000.000 de moules sacrifiées.

Mais le véritable trésor de la moule perlière réside dans son cycle de vie, véritable merveille de complexité ! Il comporte quatre stades de développement : les glochidies et les stades parasite, juvénile et adulte. En fin d'été, les moules femelles relâchent par millions les larves glochidies dans le cours d'eau (estimation de 3.106 glochidies x femelles/1an). Pour survivre, seules quelques-unes (0,001%) vont pouvoir s'accrocher aux branchies de la truite fario (*Salmo trutta f. fario*), l'unique poisson hôte, en formant un kyste (0,04 mm). Au printemps, le kyste libère un petit bivalve (0,4 mm) ressemblant aux adultes (stade juvénile). Tombé sur le substrat, il s'y enfonce entre 5 et 50 cm de profondeur et poursuit sa croissance pendant 4-5 années. Ce

stade est le plus critique et le moins connu. Les moules sont sexuellement matures à l'âge de 12-20 ans et peuvent se reproduire au-delà de 70 ans. La longévité de l'espèce est exceptionnelle, dans nos régions l'espèce peut atteindre 100 ans ! Pour se nourrir, les moules filtrent l'eau (50 l/j) et ingèrent jusqu'à 90% de la matière organique en suspension. Les produits de décomposition des racines de graminées provenant de prairies inondables constitueraient une source de nourriture appropriée.

2. Une espèce particulièrement exigeante

Le milieu de vie de la moule perlière se caractérise par des rivières proches de l'état naturel, pauvres en nutriments (ex : concentration idéale en nitrates = 1 mg N/l ; en phosphates = 0,03 mg P/l) et en calcium, fraîche en été et riche en oxygène. La qualité de l'eau doit donc être excellente !

Pendant la phase de vie sédimentaire, lorsque les larves sont enfouies dans le fond du cours d'eau, il est également impératif que les sédiments soient propres et non colmatés.

En bordure de cours d'eau, les zones humides de fonds de vallée sont indispensables pour assurer les ressources alimentaires (particules organiques issues de la décomposition de la végétation). La présence de cordons rivulaires en bordure de cours d'eau assure des températures fraîches en été.

De par son cycle de vie, la présence de populations de truites fario est indispensable. Autrefois, le saumon atlantique pouvait également remplir la fonction de poisson hôte. Actuellement, dans les cours d'eau concernés, seule subsiste la truite fario. Le rôle de la truite ne s'arrête pas là : la moule perlière a des facultés de déplacement très limité, c'est donc la truite qui va assurer la colonisation de nouveaux tronçons de cours d'eau. Vive la truite perlière !

3. Des actions concrètes

En début de projet, une cartographie des populations et des problèmes rencontrés a été dressée. Des études sur la qualité de l'eau, des sédiments et sur la structure des populations de truites fario ont été menées. Sur cette base, plus de 100 réunions de travail ont été organisées avec les différents acteurs concernés : agriculteurs, forestiers, autorités responsables de la qualité de l'eau, pêcheurs. Environ 200 points noirs ont été soulevés par le projet : épuration des eaux usées domestiques en zone rurale, accès du bétail au cours d'eau, rejet de jus de fumière et de déchets verts dans les cours d'eau, drainage de zone humide, obstacle à la circulation du poisson, curage d'étang, remblais dans les zones humides, lutte contre les plantes invasives, gestion d'anciennes décharges publiques, ...

Outre ce volet, quatre actions majeures ont été menées.

Le piétinement des berges par le bétail et le libre accès au cours d'eau provoque la formation de zones de boues qui contribuent au colmatage des fonds et des zones de frai de la truite fario. Pour limiter l'érosion des berges et le colmatage, 76 km de clôtures et près de 120 abreuvoirs ont été installés pour les agriculteurs qui ont accepté de prendre part au projet.

Le retrait de résineux en fonds de vallées constitue également une action clé du projet. Sur certains secteurs, en moins de 100 ans, ¾ des prairies humides de fonds de vallées ont été remplacés par des bois d'épicéas. Avec leurs racines superficielles, les épicéas ne fixent pas correctement les berges de nos cours d'eau. Celles-ci se creusent anormalement, les arbres se déracinent en emportant des morceaux de berges dans le cours d'eau. De plus, le manque de lumière causé par les peuplements distants à 0-6 mètres seulement des berges appauvrit la faune aquatique dans la rivière, empêche la végétation de s'installer et limite donc la fixation du sol lors des crues. A cela s'ajoute le drainage des parcelles humides qui contribue également à envoyer des sédiments vers les cours d'eau. A l'aide de primes, notre équipe a pu convaincre près de 80 propriétaires de retirer 100 hectares de résineux afin de dégager les fonds de vallées et de restaurer un réseau de prairies humides et de forêts alluviales feuillues.

Afin d'ombrager les tronçons de cours d'eau, environ 16 ha de plantations rivulaires ont été installés en tête de bassin ou en bordure de populations de moules perlières.

Dans les zones très sensibles, les mesures de conservation peuvent devenir incompatibles avec les activités agricoles ou forestières. C'est pourquoi 164 ha de terrain ont été acquis ce qui permettra par la suite de classer environ 230 ha de terrains en réserves naturelles.

Parallèlement, l'information et la collaboration avec les acteurs et les différentes administrations responsables de la gestion de l'espace et de la qualité de l'eau constituent également une action importante

pour que la moule perlière reste un critère environnemental prioritaire de décision (politique d'épuration des eaux usées, mise en œuvre des Mesures Agri-Environnementales, gestion des points noirs). Des animations dans les écoles et la participation à des jeux interscolaires organisés dans les bassins hydrographiques concernés par le projet ont également permis de sensibiliser plus de 5000 étudiants.



Figure 2 : Installation de clôtures le long des cours d'eau



Figure 3 : Ancien accès du bétail au cours d'eau, 3 ans après l'installation de clôtures et abreuvoirs



Figure 4 : Construction d'une passerelle en bois au dessus d'un ruisseau pour le passage du bétail. Quelques semaines après la fin du chantier, les traces au sol indiquent que le ponton est utilisé régulièrement



Figure 5 : Restauration de prairie de fond de vallée : 10 mois après le retrait de résineux (vallée de la Sûre)



Figure 6 : Réouverture des fonds de vallée le long de la Vierre. Les terrains seront gérés par pâturage extensif avec du bétail rustique.

4. Bien plus que la protection d'une espèce

La diversité des exigences écologiques de la moule perlière et la nécessité de prendre en compte l'ensemble du bassin versant pour la gestion de ses habitats font de sa sauvegarde un véritable défi en Wallonie et partout en Europe. Les problématiques sont complexes et les acteurs nombreux. Ce projet met également en évidence l'importance de la communication entre nos différentes administrations et de la collaboration avec des structures locales comme les Contrats de Rivière, les Parcs Naturels, Centre Régionaux d'Initiation à l'Environnement...notamment pour assurer un suivi des actions au-delà de la durée du projet Life.

Les efforts valent la peine et les conséquences positives sont évidentes : les actions permettent non seulement de protéger la moule perlière mais surtout de restaurer nos cours d'eau, les habitats de fonds de vallées et de leurs bassins versants ainsi que l'ensemble des espèces tant aquatiques que terrestres qui en dépendent. Dans les rivières, ce sont l'ensemble des espèces de poissons ainsi qu'une autre espèce trop peu connue de náyade « Natura 2000 », la mulette épaisse (*Unio crassus*). Le cincle, le martin-pêcheur, la cigogne noire, la loutre ou encore deux espèces de papillons menacés comme le nacré et le cuivré de la bistorte bénéficient également des actions.

A terme, c'est également la qualité de nos écosystèmes et des paysages constitutifs de notre cadre de vie qui s'en trouve améliorée.

Pour plus de détails, le rapport d'activité simplifié des résultats est téléchargeable sur le site web du projet : <http://biodiversite.wallonie.be/offh/lifemp/>

Life Nature / N2000 / DGRNE / NATAGORA / PNHFE



Restauration morphologique des cours d'eau pour les habitats et espèces « Natura 2000 »

KEULEN Christine

Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois – DGRNE - Gembloux
c.keulen@mrw.wallonie.be

1. Introduction

Considérant le rôle écologique majeur que jouent les cours d'eau et leurs annexes hydrauliques, le réseau « Natura 2000 » a été bâti en Région wallonne sur la charpente du réseau oro-hydrographique. Les fonds de vallée et les milieux humides y sont donc largement représentés et hébergent une mosaïque d'habitats d'Intérêt communautaire, c'est-à-dire des milieux naturels concernés par les Directives européennes 79/409 et 92/42 (Rameau *et al.*, 2000 ; Collectif, 2002)

Les principaux habitats et espèces d'intérêt communautaire liés aux cours d'eau sont brièvement rappelés ci-dessous .

1.1 Habitats

- **3260 : végétation des cours d'eau dits « à renoncules »**

Celui-ci englobe toutes les phytocénoses d'eaux plus ou moins courantes avec ou sans renoncules ainsi que les communautés de bryophytes et d'algues filamenteuses aquatiques correspondant aux diverses zonations de la rivière. Il s'agit principalement de végétations dominées par les renoncules, les potamots, les callitriches, les myriophylles, les bryophytes aquatiques, les algues filamenteuses ou diverses formes aquatiques d'amphiphytes.

- **7220 : végétation des sources incrustantes (tufs) et travertins**

Sources d'eau calcaire avec dépôt actif de travertins. Ces formations se rencontrent dans des milieux assez divers allant des forêts aux paysages ouverts. Elles sont en général confinées en petits éléments (ponctuels ou longilignes) et dominées par les bryophytes.

- **91E0 : aulnaies-frênaies alluviales**

Forêts occupant la partie inondable du lit des cours d'eau, sur des dépôts alluvionnaires récents, soumis à des crues régulières. Il s'agit d'aulnaies-frênaies rivulaires ou alluviales, de saulaies arbustives ou arborées.

- **3270 : végétation des vases inondées à chénopode rouge et bidens**

L'habitat comprend la végétation nitrophile des limons et vases exondés ; il s'agit d'une végétation pionnière herbacée, souvent temporaire, des bordures de cours d'eau ou des bancs de graviers mobiles. Les bancs de gravier sont très souvent colonisés par des saules arbustifs.

- **6430 : mégaphorbiaies riveraines**

Bordures herbacées ou prairies humides à hautes herbes, nitrophiles et humides situées en lisière de cours d'eau et des forêts humides.

1.2 Espèces

- **Le chabot (*Cottus gobio*)**

Poisson de petite taille lié aux tronçons de cours d'eau, présentant des fonds caillouteux et graveleux non colmatés pourvus de refuges (branches, grosses pierres) et offrant des eaux bien oxygénées.

- **La petite lamproie (*Lampetra planeri*)**

Espèce piscicole liée aux faciès bien oxygénés de la rivière, comprenant des bancs de gravier et de sable ou des cônes sédimentaires d'une profondeur minimale de 20 cm.

- **La lamproie fluviatile (*Lampetra fluviatilis*)**

Poisson à migration anadrome, extrêmement rare en Région wallonne et qui se reproduit dans nos cours d'eau de février à mai dans des rivières à courant rapide et au fond rocailleux.

- **La loche de rivière (*Cobitis taenia*)**

Petit poisson de fond lié aux cours d'eau de taille petite à grande, à courant lent et possédant des fonds sablo-vaseux ; elle semble liée à une végétation de type eutrophe

- **La bouvière (*Rhodeus sericeus amarus*)**

Poisson de petite taille lié aux faciès profonds et calmes des rivières sur substrats sableux ou limoneux.

- **La cordulie à corps fin (*Oxygastra curtisii*)**

Libellule cantonnée à la région de l'Ourthe moyenne où elle se rencontre dans les parties lentes, calmes et profondes de la rivière. Elle recherche des fonds vaseux ou sablonneux, dans des sections généralement arborées et présentant peu ou pas de végétation émergente rivulaire. Les sites d'émergence se situent le long des berges abruptes garnies des racines de gros et vieux arbres, le plus souvent d'aulnes glutineux (*Alnus glutinosa*) et de frênes (*Fraxinus excelsior*).

- **L'agrion de Mercure (*Coenagrion mercuriale*)**

Cette libellule se reproduit dans les eaux courantes à faible débit et assez lentes (ruisseaux, petites rivières, sources, fossés...), mais à régime permanent. Ces eaux sont généralement riches en carbonates et bien éclairées avec une végétation émergente bien fournie (sans être trop haute ou trop dense), comprenant des plantes comme le cresson de fontaine (*Nasturtium officinale*), la petite berle (*Berula erecta*) et la véronique des ruisseaux (*Veronica beccabunga*).

- **La loutre d'Europe (*Lutra lutra*)**

Mammifère devenu extrêmement rare en Région wallonne et dont le domaine vital couvre près de 25 km de réseau hydrographique. L'espèce est tributaire de la qualité physico-chimique des eaux mais aussi d'une bonne biomasse de poissons. La présence de cordons rivulaires arborés et de zones refuges buissonnantes lui est également indispensable.

- **La moule perlière (*Margaritifera margaritifera*)**

La moule perlière peuple les cours d'eau ardennais clairs, frais, oligotrophes, frais en été, riches en oxygène et pauvres en calcaire. Ses substrats préférés sont le gravier fin, les éboulis et, dans une moindre mesure, le sable.

- **La mulette épaisse (*Unio crassus*)**

Mollusque aquatique lié aux cours d'eau de bonne qualité présentant des substrats meubles (sable, gravier, limon) où l'espèce peut s'enfouir. Sa présence dans nos cours d'eau est également conditionnée à celle des mollusques bivalves hôtes.

Aux côtés de ces espèces figurent (en annexes IV et V, notamment) des espèces pour lesquelles les Etats membres n'ont pas d'obligation en matière de désignation de sites Natura 2000 mais pour lesquelles ils doivent néanmoins prendre des mesures afin d'assurer leur sauvegarde en bon état de conservation. Pour les cours d'eau wallons, il s'agit principalement des espèces citées ci-dessous.

- **L'écrevisse à pattes rouges (*Astacus astacus*)**

Crustacé décapode indigène inféodé aux étangs et aux rivières mésotrophes et eutrophes et aux eaux propres et bien oxygénées. Elle affectionne plus particulièrement les sites ombragés, à végétation rivulaire dense offrant des possibilités de refuges. L'écrevisse indigène est gravement menacée par les maladies véhiculées par les écrevisses allochtones.

- **L'ombre commun (*Thymallus thymallus*)**

Salmonidé inféodé aux cours d'eau frais, bien oxygénés et à courant rapide sur fonds de pierres, de gravier ou de sable. Il se rencontre dans les zones à ombre, à truite mais aussi dans la zone à barbeau supérieure.

- **Le barbeau (*Barbus barbus*)**

Poisson typique de la zone à barbeau c'est-à-dire des rivières et fleuves à courant rapide, aux eaux fraîches et à fonds caillouteux ou graveleux.

2. Habitats d'intérêt communautaire et qualité des eaux.

L'enjeu principal du réseau Natura 2000 est, rappelons-le, le maintien en bon état de conservation, voire la restauration des habitats d'Intérêt communautaire. Cette potentialité d'accueil de la faune et de la flore est intimement liée à la qualité des eaux et ce tant du point de vue physico-chimique que chimique ou hydromorphologique.

2.1 Qualité hydromorphologique et états de conservation des habitats Natura 2000

La qualité hydromorphologique sous-tend la qualité biologique des eaux. Elle est fonction du degré d'intégrité d'une série de paramètres cités ci-dessous (Dupont, 1998 ; Collectif, 2002) :

- **la méandration** : la libre divagation des cours d'eau dans la plaine alluviale est garante de la diversité biologique des milieux aquatiques. Elle génère notamment des berges érodées vives propices aux espèces d'oiseaux ripicoles, des bancs de gravier où se développent des habitats pionniers ainsi que la diversité des faciès ;
- **la diversité des faciès** : la succession des séquences de profondeurs et de vitesse variables conditionne la variété des faciès d'écoulement et de substrats. De celle-ci dépendent l'installation et la diversité des communautés végétales et animales ;
- **le caractère naturel ou non des berges** : les berges sont des écotones c'est-à-dire des éléments de transition entre les écosystèmes aquatique et terrestre ; de la nature des berges, de leur pente, de leur couverture herbacée, dépend la qualité d'un grand nombre de microhabitats ;
- **la présence d'embâcles naturels** : celle-ci peut interrompre la monotonie d'un faciès lentique, générer de nouveaux faciès et provoquer une oxygénation des eaux ou un décolmatage des fonds en aval ;
- **le fonctionnement des annexes hydrauliques et la continuité latérale** : le bon fonctionnement de l'écosystème aquatique dépend notamment de la qualité des relations fonctionnelles entre le cours d'eau principal et ses annexes hydrauliques ainsi que des relations existant entre lit majeur et lit mineur. L'état de conservation des habitats alluviaux liés aux cours d'eau (forêts riveraines, prairies humides ou mégaphorbiaies notamment) dépend de la pérennité d'un cycle annuel d'émergence-immersion non perturbé par des structures latérales telles que les digues. Les bras morts en liaison permanente ou non avec le cours d'eau principal lors des crues sont utilisés comme frayères par de nombreuses espèces de poissons ;
- **le cycle hydraulique** : la qualité des composantes du cours d'eau énoncées ci-dessus est également largement dépendante du caractère non perturbé du cycle hydraulique (limitation de l'importance des pompes, dérivation vers des réservoirs de retenue...) ;
- **la continuité longitudinale** : la continuité amont-aval de la rivière est indispensable pour que celle-ci puisse jouer pleinement son rôle de corridor écologique notamment dans la dispersion des espèces ; la continuité longitudinale est également indispensable à la libre migration des espèces animales (poissons migrateurs) ou à leurs déplacements saisonniers entre sites de reproduction et sites d'habitat ;
- **la continuité verticale** : celle-ci concerne les transferts rivière/nappe et est indispensable au maintien de l'équilibre du cycle hydrologique.

2.2 Restauration hydromorphologique et habitats d'Intérêt Communautaire

En Région wallonne, la pratique de restauration des cours d'eau s'est surtout axée sur des restaurations de ripisylves et la limitation de phénomènes d'érosion (altération physique des berges par le bétail, zones d'érosion consécutives à de mauvaises pratiques agricoles, demandes de propriétaires relatives à l'accessibilité à leurs parcelles...). Les expériences de reméandration ou de restauration de la diversité des faciès restent ponctuelles (Dupont *et al.*, 2007). Le rétablissement de la fonctionnalité des annexes hydrauliques a également été réalisé dans plusieurs sous-bassins géographiques afin de restaurer ou créer des frayères mais agit sur l'espace de liberté du cours d'eau et par là même aborde la notion de continuité latérale à l'échelle de la plaine inondable est une possibilité largement sous-inventoriée dans nos régions et ce notamment, en raison des pressions anthropiques importantes. Le rétablissement d'une continuité

longitudinale, a été davantage traité (remédiations aux obstacles que représentent les barrages sur nos cours d'eau)

Des mesures visant à limiter la quantité d'eau prélevée dans les captages sont également en vigueur mais ne visent pas à obtenir des débits réservés.

Certains de ces travaux ou certaines des opérations de restauration hydromorphologiques réalisées sur nos cours d'eau s'accompagnent du développement d'espaces propices au développement d'habitats et d'espèces d'Intérêt communautaire.

Nous allons examiner ci-dessous certaines de ces réalisations et noter leur intérêt par rapport à la restauration des habitats d'intérêt communautaire.

2.3 Naturalité des berges et restauration de ripisylves

Exemple 1 : la gravière de Lanaye

Dans le courant des années '90, l'aménagement de la gravière de Lanaye (réalisée par le Ministère de l'Équipement et des Transports – MET, en partenariat avec l'Université de Liège) a permis de restaurer des habitats propices au développement des populations de poissons et d'oiseaux aquatiques au départ d'une gravière initialement creusée dans un but d'exploitation. A la fin de la période d'exploitation, le site a été retaluté afin d'aménager des berges en pente douce, de réaliser une connexion permanente avec le fleuve et d'installer une île centrale. Des restaurations de ripisylves (par plantations d'aulnes ou bouturages de saules – *Salix viminalis*, *Salix triandra*, *Salix purpurea*... et leurs hybrides issus par bouturages de sujets locaux) ont été réalisées. Des communautés de plantes aquatiques et amphibies ont été installées dans les parties les moins profondes de la gravière (rhizomes de nénuphars prélevés dans une autre noue du fleuve). Les opérations de restauration ont été accompagnées de mesures destinées à canaliser le public (tracés de chemins, aménagement de places de pêche au sein de la ripisylve) de manière à diminuer l'impact de la fréquentation touristique.

Exemple 2 : utilisation des techniques végétales pour des consolidations de berges

Bien que les techniques végétales aient été utilisées dans le but premier de pallier à des problèmes d'érosion pour protéger des ouvrages d'art ou répondre notamment à des plaintes de riverains..., leur utilisation peut induire de manière indirecte des aspects positifs pour des espèces d'Intérêt communautaire réputées sensibles au colmatage comme le chabot, la mulette épaisse ou la moule perlière. De plus, en choisissant judicieusement les essences et en incorporant des arbres de haut jet comme des frênes ou des espèces buissonnantes (framboisiers, prunelliers en haut de berge), l'attractivité du site peut être augmentée et fournir des habitats potentiels pour des espèces comme la loutre d'Europe. L'opportunité de ce type d'intervention doit néanmoins toujours être pensée en fonction de la présence d'espèces ripicoles comme le martin-pêcheur (*Alcedo atthis*) ou l'hirondelle de rivage (*Riparia riparia*).

Exemple 3 : reconstitution de cordons rivulaires, de milieux alluviaux et tourbeux par abattage de pessières

Dans le cadre des programmes Interreg II et III, ou dans le cadre précis des programmes *Life* (moule perlière, loutre ...) des portions de fonds de vallée ardennais ont été restaurées par abattage de pessières... Cette disparition des résineux s'est en général accompagnée d'une restauration du régime hydrique et du développement d'habitats d'Intérêt Communautaire dans le lit majeur (prairies de fauche de moyenne et de haute montagne – habitats 6510 & 6520, mégaphorbiaies hygrophiles – habitat 6430) ou dans le lit mineur de la rivière (développement d'aulnaies rivulaires – habitat 91E0). Dans le cas particulier de la moule perlière, ces opérations de déboisement des résineux ont notamment permis la limitation des phénomènes d'acidification et de colmatage ainsi que le développement de galeries herbeuses ou arborées propices à l'espèce.



Strange avant



Strange après

Figures 1 et 2 : Restauration de mégaphorbiaies et de prairies de fauche dans le cadre du programme Life « Moule perlière » - Vallée de la Strange. (Photos G. Motte)

Exemple 4 : protection indirecte de berges et reconstitution de milieux alluviaux

Lorsqu'elle s'avère nécessaire, la technique de protection indirecte des berges par création d'épis dérivants (végétaux ou minéraux) permet la création de berges vaseuses propices au développement de la végétation typique de ces milieux (végétation des berges vaseuses à chénopode rouge et bidents - habitat 3270 ou d'ourlets de mégaphorbiaies hygrophiles - habitat 6430).

2.4 Restauration de la fonctionnalité des annexes hydrauliques

Comblés par des déchets divers (organiques ou synthétiques), privés de leur alimentation avec la rivière, de nombreux bras morts ne remplissent plus aujourd'hui leurs fonctions d'annexes hydrauliques en général et de frayères, en particulier. A l'initiative de contrats de rivière, de programmes *Life*, de Fédérations de pêcheurs ou des gestionnaires eux-mêmes (MET, DCENN), des travaux de restauration des annexes hydrauliques ont été entrepris depuis une dizaine d'années en Région Wallonne. Les opérations entreprises les plus classiquement sont le rétablissement de la connexion avec la rivière, la remise en lumière (par recépage des arbres riverains sur les côtés est et sud du plan d'eau), talutage en pentes douces, évacuation des atterrissements trop importants et autres détritiques... La prudence est de mise dans toutes ces opérations car parfois le rétablissement d'une connexion entre le cours d'eau et une annexe isolée depuis un certain temps peut amener une perte de la qualité des eaux du plan d'eau et de biotopes de reproduction idéaux pour des amphibiens, insectes aquatiques... De même, le recépage des arbres entourant le plan d'eau doit être réalisé avec discernement de manière à ne pas compromettre la pérennité d'habitats rares comme les saulaies arborées.

D'une manière générale, ces opérations de réouverture de bras morts permettent la restauration de communautés de plantes aquatiques et amphibiens typiques de l'habitat d'Intérêt Communautaire 3150 et des ourlets de mégaphorbiaies (habitat 6430). Elles fournissent également des habitats de reproduction favorables à une espèce d'Intérêt communautaire comme la bouvière (si présence concomitante des mollusques hôtes).

2.5 Restauration de la continuité longitudinale

La restauration de la continuité longitudinale des cours d'eau a fait l'objet de la plupart des opérations de restauration menées à l'heure actuelle en Région wallonne. Nous ne nous attarderons pas sur l'impact sur les populations piscicoles plus particulièrement développé par Ovidio *et al.* (2007) mais soulignons simplement que la réalisation bien pensée de rivières de contournement (*cf* travaux de la DCENN à Moha ou à Wanlin) peut s'accompagner du développement d'habitats d'intérêt communautaire intéressants : cordons rivulaires arborés (habitat 91E0) ou mégaphorbiaies frangeantes (habitat 6430).

3. Conclusions

Les opérations de restauration hydromorphologique menées en Région wallonne n'ont généralement pas l'envergure de celles orchestrées chez nos voisins et ce notamment en fonction d'impératifs anthropiques existant dans les fonds de vallée. Néanmoins, au cours des trente dernières années, des efforts ont été entrepris pour veiller à l'utilisation de techniques moins dommageables à la faune et à la flore lors des travaux indispensables sur les cours d'eau. Les opérations de restauration ont le plus souvent concerné les cordons rivulaires ou les abords immédiats du lit mineur des cours d'eau, la restauration de frayères, ou le rétablissement de la continuité longitudinale des rivières. Elles s'accompagnent de la restauration voire de la création d'habitats intéressants généralement concernés par le réseau écologique européen. Les expériences de reméandration ou de rétablissement de la continuité latérale du cours d'eau restent malheureusement encore trop isolées et il serait opportun de développer, notamment à la faveur des Directives européennes (Directive Cadre sur l'Eau, Directive Inondation...) des plans de gestion permettant de donner davantage d'espace de liberté au cours d'eau. Cette notion d'espace de liberté à ménager est la meilleure garante de la biodiversité en milieux aquatique et alluvial.

4. Bibliographie

COLLECTIF, 2002. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire, Habitats humides *Cahiers d'habitats Natura 2000*. La Documentation française, tome 3, 457 p.

DUPONT E., 1998. Entretien des cours d'eau et l'habitat des poissons. MRW-DGRNE. 136 p.

DUPONT E., HALLOT E., VERNIERS G. & PETIT F., (sous presse). 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 »*.

KEULEN C., LONEUX M., PONCIN P. & RUWET J-CL., 1994. Reconstruire la nature : le cas de la nouvelle gravière de Lanaye en Meuse belgo-néerlandaise. *Cahiers d'Ethologie* - Collection Enquêtes et Dossiers : 22. Volume 16, fascicule 4 : 399-498.

OVIDIO M., PHILIPPART JC., DENOEL PH., ORBAN P. & LAMBOT F., (sous presse). Bases biologiques et éco-hydrauliques pour la restauration de la continuité piscicole en rivière : premier bilan et perspectives. *Actes du colloque « La gestion physique des cours d'eau : bilan d'une décennie d'ingénierie écologique »*.

RAMEAU JC, GAUBERVILLE C. & DRAPIER N, 2002. Gestion forestière et diversité biologique : identification et gestion intégrée des habitats et espèces d'intérêt communautaire – Wallonie, Grand-Duché du Luxembourg. 100 p + planches.

Réhabilitation de cours d'eau : complémentarité de la morphologie et de la qualité de l'eau

DUPONT Etienne¹, HALLOT Eric², VERNIERS Gisèle³, HOUBRECHTS Geoffrey²
PETIT François²

¹ Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois – Gembloux

² Laboratoire d'Hydrographie et de Géomorphologie Fluviale – ULg – Liège

³ Groupe Interuniversitaire de Recherches en Ecologie Appliquée – FUNDP – Namur

E.Dupont@mrw.wallonie.be

eric.hallot@ulg.ac.be, francois.petit@ulg.ac.be

gisele.verniers@fundp.ac.be

1. Présentation du site

En 2000, la Direction des Cours d'Eau Non Navigables, Secteur de Neufchâteau et le Centre de Recherches de la Nature, des Forêts et du Bois, ont lancé des travaux extraordinaires de modification d'un tronçon de la Semois en amont d'Etalle, via la création de plusieurs méandres sur deux secteurs rectifiés de deux cents mètres chacun. Ces méandres ont été volontairement surdimensionnés afin de laisser à la Semois la possibilité de créer une méandration secondaire adaptée à sa dynamique locale (figure 1).

A cet endroit, la Semois, déjà rectifiée depuis le début du vingtième siècle, a été élargie et approfondie dans les années soixante (figure 2). L'objectif évoqué était, comme souvent à cette époque, de lutter contre les inondations et de valoriser les terres agricoles.

Le secteur d'étude se trouve en Lorraine belge à l'amont du bassin, entre sa source à Arlon, à 410 m d'altitude, et Etalle, à la confluence avec le Ruisseau de l'Enclos, à 330 m (pente moyenne ~ 0,0035 m.m⁻¹). A ce niveau, le bassin est constitué des roches sinémuriennes (Jurassique inférieur), en particulier sur les Marnes de Warcq (Snam) et de calcaires sableux de Florenville (Snas). Les berges et le sol alentour sont constitués de dépôts alluviaux modernes très sableux.

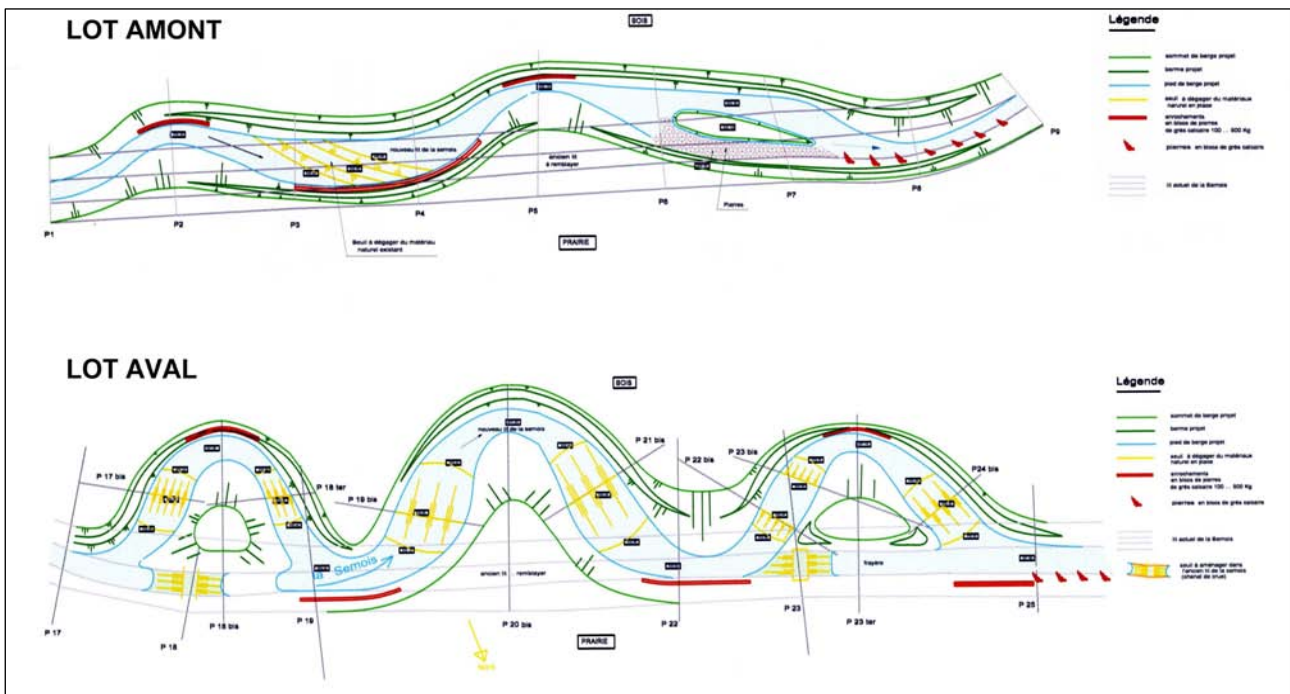


Figure 1 : Réaménagement de deux secteurs de la Semois en amont d'Etalle.

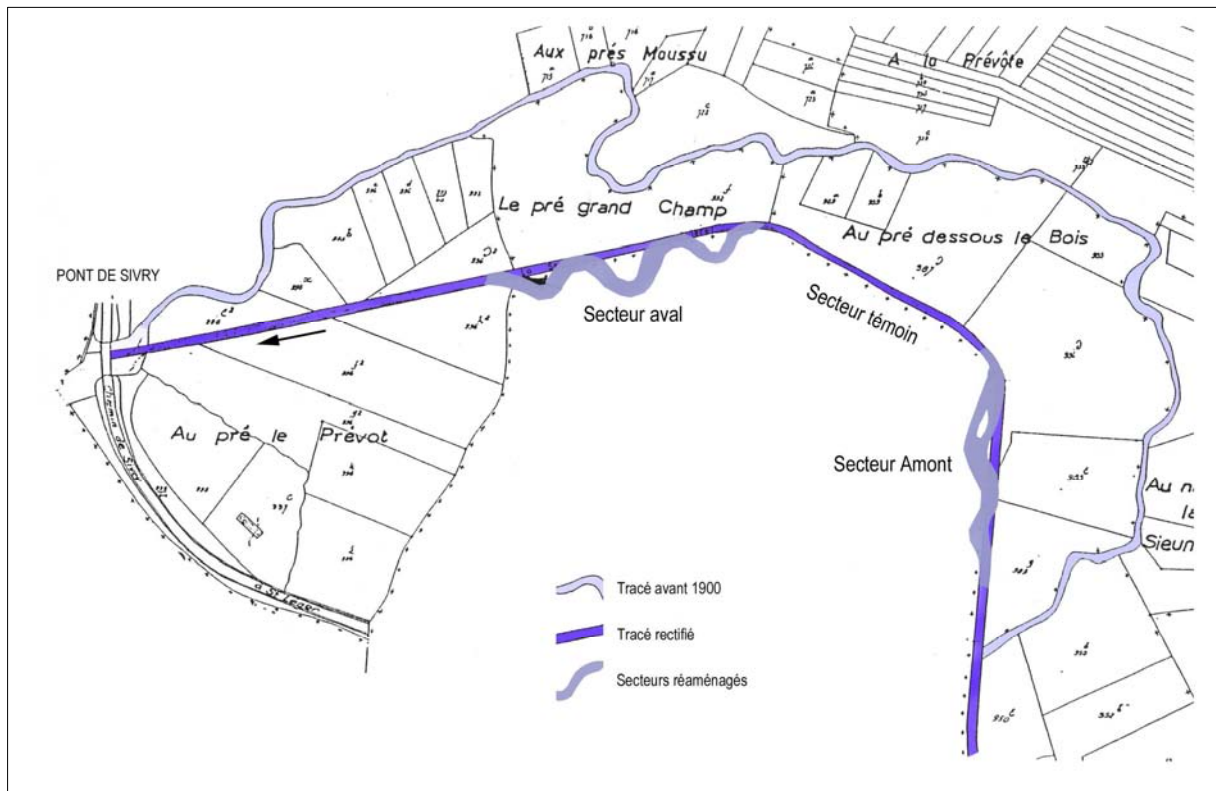


Figure 2 : Comparaison des tracés de la Semois en amont d'Etalle

2. Diversité morphologique

Dans l'optique d'un suivi écologique basé sur l'analyse des macroinvertébrés, une cartographie des microhabitats a été réalisée. La classification des habitats se base sur le croisement des données de profondeurs et de types de substrats. Ces deux éléments sont en effet susceptibles soit d'être modifiés lors de la réhabilitation d'un site, soit de se modifier « naturellement » à la suite de l'intervention. Deux secteurs comportant l'ensemble des diversifications ont été choisis pour faciliter l'analyse sur chacun des tronçons.

La méthodologie, illustrée à la figure 3, repose sur le croisement de deux couches d'information, la bathymétrie et le substrat. La bathymétrie est obtenue par soustraction du modèle de terrain (MNT) du fond du lit et du modèle numérique d'altitude (MNA) du plan d'eau à l'étiage afin de s'affranchir de l'effet de pente. Le substrat est obtenu par observations directes de terrain en utilisant une clé de détermination basée sur les grandes classes granulométriques du substrat et la granulométrie des éléments intercalaires.

L'emploi de cette méthode visuelle de reconnaissance des éléments constitutifs de la surface du lit peut être considéré comme subjectif mais a le grand avantage de ne déranger qu'un minimum la structure du lit ainsi que les habitats éventuels d'invertébrés. En effet, des prélèvements doivent y être pratiqués par la suite. Les deux couches d'information sont ensuite discrétisées. La bathymétrie est réduite en quatre classes adaptées en fonction du type de rivière. Le substrat est simplifié en quatre classes : fines, graviers, blocs et roche en place. La combinaison de ces éléments nous permet d'obtenir 16 types pour lesquels la superficie et la répartition peuvent être étudiés à partir d'outils SIG classiques.

Il s'agit de microhabitats théoriques. En effet, certaines classes sont inexistantes ou réduites à de très petites zones. Elles sont d'ailleurs plutôt dues aux limites des classes de profondeurs et de substrats qui peuvent se chevaucher sur de très petites surfaces. La méthode proposée, bien qu'aisée à mettre en œuvre, nécessite cependant une certaine expertise notamment lors de la détermination des classes du substrat. La précision du MNT du fond du lit définira quant à elle, la précision finale de la carte des microhabitats. Les emplacements des sites d'échantillonnage de macroinvertébrés ont été définis très précisément en fonction du pourcentage de superficie des types de microhabitats afin d'assurer une répartition la plus représentative possible.

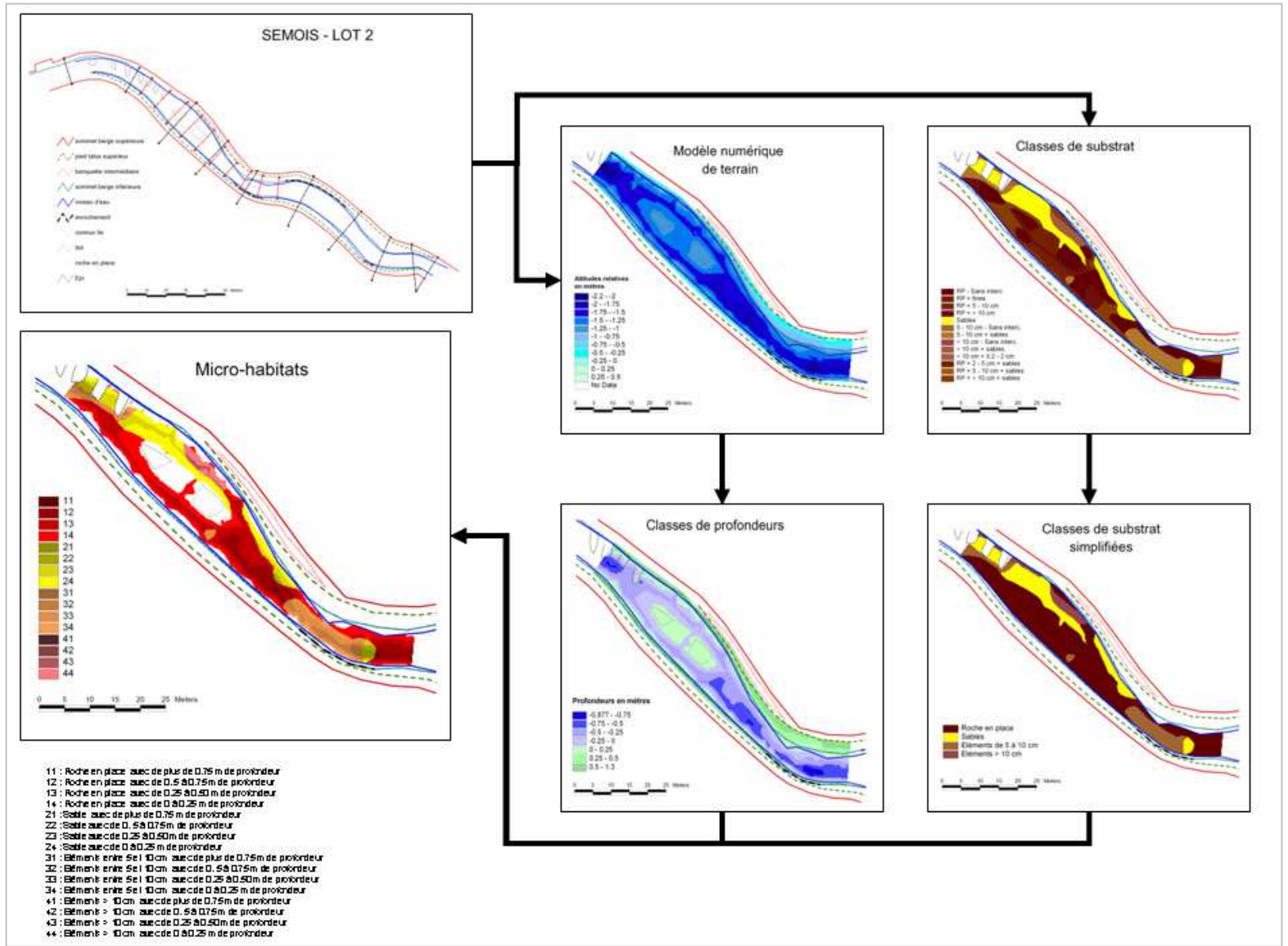


Figure 3 : Méthodologie adoptée

3. Diversité biologique

3.1 Méthodologie

L'échantillonnage des macroinvertébrés a été réalisé sur trois secteurs : le lot 2 situé en amont au niveau de l'îlot, le lot 1 en aval dans le 2^e méandre, ainsi que sur un tronçon rectifié non aménagé qui se trouve entre les deux lots. Le tronçon non aménagé sera utilisé comme témoin.

L'échantillonnage recouvre 3 saisons. Les lots 1 et 2 ont été prospectés le 20 octobre 2005, le 16 mai et 23 juin 2006. Le tronçon rectifié a, quant à lui, été échantillonné le 23 juin 2006.

Lors de chaque campagne de prélèvements, des analyses physico-chimiques ont été réalisées (pH, température, oxygène dissous, conductivité, vitesse du courant, ammoniacale, nitrites, nitrates et phosphore).

Le SEQ-Eau ou système d'évaluation de la qualité des eaux (Agences de l'Eau, 2000) a été utilisé pour l'évaluation de la qualité de l'eau. Ce système, mis au point en France par les Agences de l'Eau est utilisé en Région wallonne. Il est fondé sur la notion d'altération. Le SEQ-Eau fournit d'une part des évaluations concernant la qualité physico-chimique de l'eau pour chaque altération (classe) et d'autre part l'incidence de cette qualité sur la biologie et les usages de l'eau (classe d'aptitude à la biologie). Ce diagnostic permet de définir ultérieurement les actions à réaliser afin d'améliorer la qualité de l'eau en fonction de l'utilisation souhaitée.

Classe	Indice de qualité	Définition de la classe de qualité
Bleu	80 à 100	Eau de très bonne qualité
Vert	60 à 79	Eau de bonne qualité
Jaune	40 à 59	Eau de qualité moyenne
Orange	20 à 39	Eau de qualité médiocre
Rouge	0 à 19	Eau de mauvaise qualité

Nos données seront également comparées aux mesures physico-chimiques réalisées avant travaux (Hallot *et al.*, 2003) ainsi qu'aux données de la Région Wallonne (origine de l'information : MRW - DGRNE - Direction des Eaux de surface) pour l'année 2005 (Semois à Vance).

Les prélèvements de macroinvertébrés ont pour but de voir si les aménagements réalisés sur les deux lots pour augmenter le nombre d'habitats ont eu un impact sur la diversité des populations. Pour cette raison, nous avons mis en relation le type de substrat et la diversité taxonomique.

Le choix des microhabitats a été réalisé sur base de la diversité morphologique. Quatre types de substrats ont été échantillonnés :

- A. zone de courant plus lent avec dépôts de sédiments fins,
- B. zone de radier à courant rapide sur la roche en place avec la présence d'algues filamenteuses (*Cladophora* sp.),
- C. zone en bordure de berge avec des racines, de la végétation rivulaire,
- D. zone de végétation aquatique (Rubanier simple - *Sparganium emersum*) avec des sédiments fins.

Ces quatre microhabitats représentent l'essentiel de la diversité des deux secteurs (figure 4).

Les échantillons ont été prélevés à l'aide de deux types de filets, le Surber (figure 5) et le troubleau. Le Surber (400 cm² de surface) est composé de deux cadres métalliques soudés à angle droit et d'un filet de mailles de 0.5 mm. Les prélèvements réalisés avec le Surber sont semi-quantitatifs, tandis que les prélèvements réalisés avec le troubleau sont qualitatifs.

Différents indices ont été calculés pour analyser les données :

- l'IBGN ou indice biologique global normalisé NFT 90-350

utilisé en Région wallonne pour l'évaluation de la qualité biologique des cours d'eau, basé sur le rôle indicateur des macroinvertébrés.



A. Dépôt de sédiments



B. Radier



C. Berge



D. Rubaniers simples

Figure 4 : Quatre microhabitats échantillonnés (exemple lot 1, 2^{ème} méandre)



Figure 5 : Filet surber

- l'indice de diversité de Shannon-Weaver ($H' = -\sum p_i \times \log_2 p_i$)

p_i correspond à l'abondance relative de chaque espèce et est calculé en divisant n_i par N , où n_i représente l'abondance de l'espèce de rang i et N le nombre total d'individus récoltés. Nous pouvons calculer cet indice en prenant le logarithme en base 2.

L'indice de diversité de Shannon-Weaver nous permet de comparer des milieux différents.

Il est compris entre 0 (ce qui correspond à une seule espèce rencontrée) et une valeur indéterminée dépendant du nombre total d'espèces.

- l'indice d'équitabilité ($E = H' / \log_2 S$)

où S est le nombre d'espèces. L'équitabilité permet de comparer la diversité des peuplements qui renferment des nombres d'espèces différentes. Elle est comprise entre 0 (où une espèce domine le peuplement) et 1 (où toutes les espèces ont la même abondance).

- l'analyse des correspondances

L'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC), ou analyse des correspondances simples, est une méthode exploratoire d'analyse de tableaux de contingence. L'AFC a pour objet d'étudier simultanément les lignes et les colonnes d'un tableau de contingence et de mettre en évidence les « correspondances », c'est-à-dire les liaisons entre ces deux ensembles. Cette analyse a été employée dans ce travail pour résumer la structure d'un jeu de données de distribution d'espèces et le mettre en relation avec le substrat ou la saison. Pour réaliser cette analyse nous avons utilisé le logiciel ADE4.

3.2 Résultats

3.2.1 Analyses physico-chimiques

On ne constate aucune différence significative entre les données de 2006, les mesures avant travaux et les données de la Région wallonne (tableau 1). Le pH varie entre 7,4 et 8,0. La conductivité est élevée et varie entre 502 $\mu\text{S/cm}$ et 573 $\mu\text{S/cm}$. On remarque que la saturation en oxygène est plus élevée en été (85%), ce qui est probablement dû au développement des algues. Par contre, le taux est plutôt bas en automne (54,6%) et au printemps (52,9%), résultat d'une consommation d'oxygène par la dégradation de matières organiques polluantes et donc signe d'un déficit important.

Les matières azotées et le phosphore total sont en concentrations relativement moyennes.

Tableau 1 : Résultats des analyses physico-chimiques des 3 campagnes de terrain comparées aux données avant travaux (Hallot *et al* 2003) ainsi qu'aux données fournies par la Région Wallonne (2005) et aux normes des eaux de surface

	Automne 2005	Printemps 2006	Eté 2006	Données avant travaux (14/05/2001)	Données RW 2005*	Normes Eaux de Surface AR.21.11.87
T° (°C)	8.6	14.5	14.3	18.1	9.7	25.0
pH	8.0	7.7	7.8	7.4	7.8	6.0-9.0
O ₂ (mg/l)	6.7	6.5	8.3		8.7	
% saturation	54	52	85	77	74	50
Conductivité ($\mu\text{S/cm}$)	573	502	565	408	541	
MES (mg/l)	2.8	5.6	7.8	116.0	10.0	
Nitrites (mg N-NO ₂ /l)	0.038	0.067	0.026		0.093	
Ammonium (mg N-NH ₄ ⁺ /l)	0.06	0.16	0.23		0.20	
Nitrates (mg N-NO ₃ ⁻ /l)	2.07	1.50	1.43		3.38	
Phosphore total (mg P/l)	0.2	0.1	0.1		0.2	1.0

*Origine de l'information : MRW-DGRNE-Direction des Eaux des Surface.

Indice de qualité (SEQ-Eau)

Le SEQ-Eau pour les matières azotées (ammonium et nitrites) montre en automne une eau de qualité moyenne, au printemps et en été une eau de qualité médiocre. Le cours d'eau est riche en éléments minéraux nutritifs générés par la dégradation des matières organiques.

Indices de qualité de l'eau

Matières azotées		Matières phosphorées		Nitrates	
Automne	52	Automne	65	Automne	64
Printemps	33	Printemps	70	Printemps	66
Eté	26	Eté	69	Eté	66
Donnée RW (moy)	59	Donnée RW (moy)	63	Donnée RW (moy)	63

Les indices calculés pour les matières phosphorées, basés sur le phosphore total, sont témoin d'une eau de bonne qualité.

Les valeurs de l'indice calculé pour les nitrates sont relativement semblables. Elles nous permettent de voir que les nitrates ne présentent aucun problème majeur dans le secteur étudié.

Les indices calculés avec le SEQ-Eau nous montrent pour la plupart que le cours d'eau est classé dans la catégorie « bonne qualité », excepté pour les matières azotées hors nitrates.

Ceci est révélateur d'une pollution organique résiduelle, malgré l'épuration fonctionnant en amont. C'est également confirmé par les déficits de saturation en oxygène dissous et les teneurs relativement élevées en NH₄⁺ qui peuvent se révéler défavorables pour la faune. En résumé, en fonction de nos analyses, le bon état physico-chimique n'est pas atteint dans le secteur étudié.

3.2.2 Macroinvertébrés

Le tableau 2 reprend les résultats des prélèvements au filet surber dans les 4 microhabitats.

Les mêmes conclusions peuvent être émises pour les deux lots :

1. pour les lots 1 et 2, le nombre total d'unités systématiques varie de 20 à 22, on n'observe donc aucune différence significative entre les saisons ;
2. l'indice de diversité de Shannon est légèrement inférieur au printemps pour les deux lots ;
3. l'indice d'équitabilité ne montre pas de différence significative entre les trois saisons ;
4. l'IBGN est relativement bas, il varie entre 7 et 8/20 .

Les groupes indicateurs sont les trichoptères Limnephilidae et les éphémères Baetidae. Aucun groupe sensible n'est présent, l'ensemble des espèces étant polluo-tolérantes.

Les oligochètes, ou vers, dominant dans les échantillons avec comme exemple significatif le lot 2 en octobre 2005 (figure 6) :

- 50% dans les dépôts et les radiers,
- 20% le long des berges,
- 25% dans les rubaniers.

Parmi les insectes, c'est le groupe des Chironomidae qui est dominant avec 92%. Ces deux groupes systématiques sont particulièrement tolérants à la pollution et à la qualité du milieu.

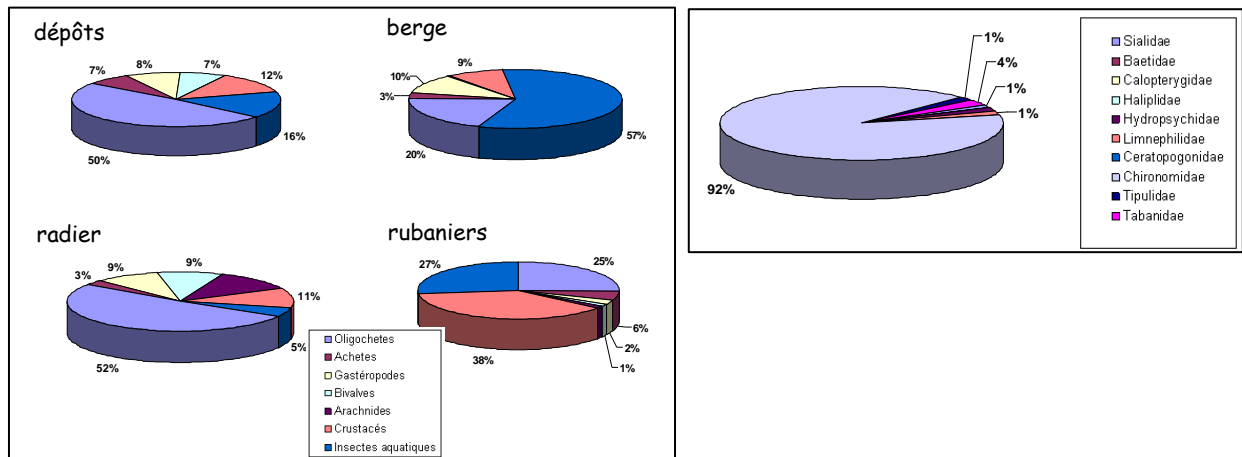


Figure 6 : Répartition des grands groupes taxonomiques dans l'échantillon du lot 2 en octobre 2005

Tableau 2 : Evaluation de la qualité biologique des lots 2 (amont) et 1 (aval) échantillonnés par filet surber

	Automne					Printemps					Été				
	A	B	C	D	Tot	A	B	C	D	Tot	A	B	C	D	Tot
Lot 2 (amont)															
U.S.	14	16	14	16	22	14	16	13	11	20	16	12	15	9	21
Nombre de taxa	15	17	15	17	23	14	17	14	12	21	16	13	16	9	22
Nombre d'individus					1053					1762					1411
Indice de diversité de Shannon H'					3.14					2.45					3.09
Indice d'équitabilité E					0.70					0.56					0.69
IBGN/20					7					7					8
Lot 1 (aval)															
U.S.	14	18	17	16	22	18	12	16	16	20	15	8	16	17	20
Nombre de taxa	15	19	18	17	23	19	12	15	17	21	16	8	17	18	21
Nombre d'individus					1023					1494					1629
Indice de diversité de Shannon H'					3.21					2.33					2.78
Indice d'équitabilité E					0.71					0.53					0.63
IBGN/20					7					7					7

Tableau 3 : Prélèvements au filet troubleau

	Été 2006			Avant travaux 2001	
	lot2	lot1	Témoin	lot2	lot1
U.S.	20	20	21	16	16
Nombre de taxa	21	21	22	21	18
Nombre d'individus	1185	571	838	1698	1916
Indice de diversité de Shannon H'	1.84	1.97	2.45	1.88	2.01
Indice d'équitabilité E	0.68	0.59	0.55	0.35	0.48
IBGN/20	7	6	7	8	9

La comparaison avec le secteur témoin et avant travaux basée sur des prélèvements au filet troubleau, seul type d'échantillonnage possible dans le secteur témoin plus profond, confirme la qualité très moyenne des résultats (tableau 3).

Le nombre d'US est de 16 en 2001 pour 20 en 2006 dans les lots 1 et 2, de 21 dans le secteur témoin. L'IBGN est de 8 et 9 en 2001 pour 7 et 6 en 2006 et 7 pour le secteur témoin. Les réelles différences sont dans le nombre d'individus nettement plus élevé en 2001 qu'en 2006.

Les indices de diversité de Shannon et d'équitabilité ne mettent pas en évidence de différence entre 2001 et 2006. On constate donc peu de changements entre les populations de macroinvertébrés avant et après travaux. Nous avons donc tenté une analyse de la relation entre microhabitats et biodiversité.

A	Zone de dépôts (entre les épis)
B	Zone située dans les cailloux (radier)
C	Zone de berge (végétation)
D	Zone située dans les sédiments fins + rubaniers

Là aussi les résultats sont peu différenciés (figure 7) :

- peu de différence saisonnière pour chaque microhabitat sauf dans les rubaniers où le nombre de taxa est moindre au printemps et au début de l'été car les plantes ne sont pas encore très développées à cette époque ;
- peu de différences entre les quatre substrats.

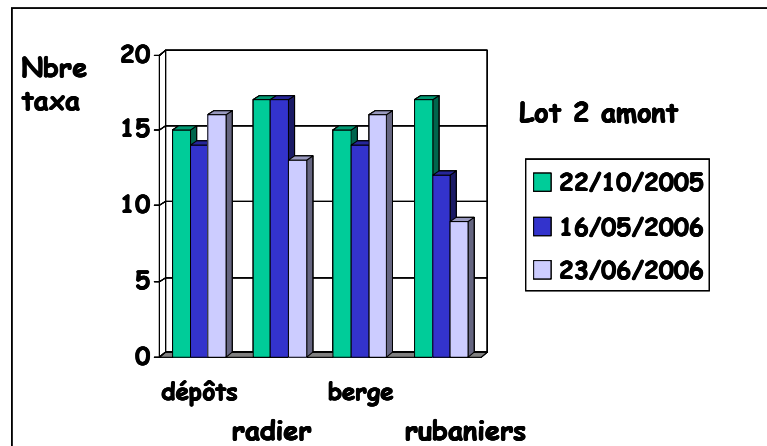


Figure 7 : Relation microhabitats - biodiversité

Ceci a été confirmé par une analyse factorielle des correspondances (AFC).

Celle-ci a été réalisée afin de voir si différents facteurs tels que la saison et le substrat ont une influence sur la répartition des macroinvertébrés recensés au cours des différentes campagnes de terrain et si on a des espèces spécifiques liées à un type de substrat.

Pour réaliser l'AFC nous avons fait une matrice (23:27), dont les 5 premières colonnes représentent : la saison, la profondeur, la vitesse, le type de substrats et la station. Les 22 autres colonnes correspondent aux différents taxons rencontrés sur le terrain.

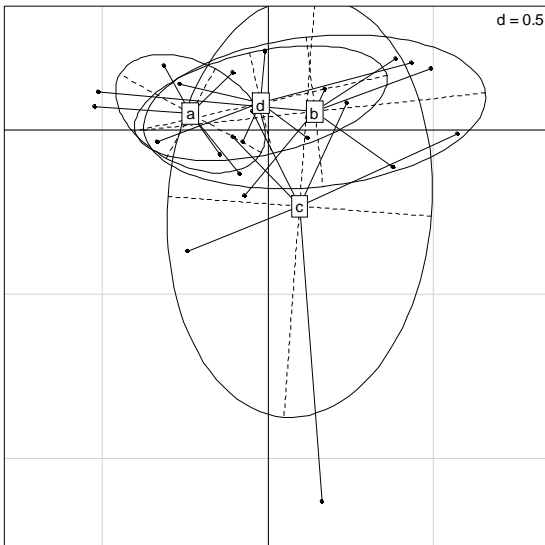


Figure 8 : Représentation des prélèvements dans l'espace factoriel F1 et F2

La figure 8 a été réalisée dans le but de voir si le substrat a une influence sur la communauté de macroinvertébrés. Ce que nous observons sur ce graphique, c'est que les ellipses « d » et « b » sont confondues et relativement proches. L'ellipse du substrat « a » recouvre également les ellipses « b » et « d ». Le seul substrat qui se dégage des autres est le substrat « c » qui correspond à la zone de berge et est caractérisé par les *Lumbriculidae* que l'on ne trouve que sur ce substrat et seulement au printemps.

Ces observations nous permettent de dire que la répartition des invertébrés à l'intérieur des différents substrats prospectés est relativement homogène.

L'AFC nous montre qu'il n'y a pas de grosse différence au niveau de la composition en macroinvertébrés dans les divers habitats prospectés.

3.3 Discussion

Différents facteurs jouent sans doute sur les résultats assez mitigés au niveau de l'amélioration de la biodiversité en macroinvertébrés.

Le facteur prépondérant est sans conteste la qualité de l'eau avec un déficit en oxygène lié à une pollution organique moyenne qui limite la colonisation par des espèces sensibles. Il est donc difficile de mettre en évidence une différence dans les communautés des secteurs rectifiés non aménagés et des secteurs améliorés.

Néanmoins, au niveau du milieu physique, une nette amélioration est observée par rapport au tronçon rectifié très uniforme quant à sa largeur, sa profondeur, sa vitesse de courant...

On peut aussi invoquer le facteur temps vu que notre suivi se situe trois ans après la fin du chantier. Divers auteurs montrent que notamment la richesse spécifique peut être retrouvée après un an mais pas l'abondance (Biggs & Hansen, 1998, sur la rivière Brede au Danemark). Gortz (1998) sur la rivière Esorm signale que les bénéfices d'une restauration ne sont constatés significativement qu'après quatre ans. Sur le Drugeon, dans le Jura français, cinq ans sont nécessaires pour reconstituer les microhabitats et retrouver une certaine diversité après un reméandrage du cours d'eau (Degiorgi *et al.* 2006).

Autre facteur qui peut également jouer, la longueur du secteur réhabilité. Deux cents mètres sont-ils suffisants ?

Ces différentes questions montrent l'intérêt du suivi scientifique de ce type d'aménagement de façon à pouvoir orienter le gestionnaire dans ses choix futurs.

Un nouveau suivi des relations microhabitats – faune (invertébrés, poissons) devrait être envisagé d'ici 2 à 3 ans en tenant compte de la qualité de l'eau.

4. Populations piscicoles

4.1 Site et schéma expérimentaux

Une des difficultés de l'expérimentation en aménagement de rivière est de disposer d'un témoin représentatif. En effet, les tronçons se suivent dans l'espace mais ne sont jamais rigoureusement identiques, et dans le temps, les années ne sont sûrement pas non plus comparables les unes aux autres. Pour être sûr du témoin, il faudrait idéalement avoir réuni un nombre important de données pour apprécier leur variabilité dans le temps et dans l'espace.

Dans le cas présent, les trois secteurs expérimentaux ont été choisis pour leur proximité et leur similitude. Il s'agit de trois tronçons rectilignes successifs aux caractéristiques physiques très similaires, hormis la pente qui s'accroît de l'amont vers l'aval passant de 0,04 à 0,15%. Le secteur intermédiaire a été choisi comme témoin, étant donné sa pente, égale à la moyenne de celles des deux secteurs amont et aval. Le secteur amont a subi une reméandration mineure et le secteur aval la reméandration la plus prononcée.

Les observations portent sur six années mais ne concernent malheureusement pas, chaque année, la totalité des trois secteurs, soit à cause des travaux eux-mêmes, soit en raison d'aléas climatiques (figure 9). Pour augmenter le nombre de données disponibles par traitement, les secteurs aménagés amont et aval n'ont pas été distingués et la situation témoin a été appréciée à partir des résultats des trois secteurs avant travaux. La situation du secteur témoin après travaux a dû être écartée car manifestement les travaux réalisés en aval avaient affecté ce secteur également en y augmentant la profondeur d'eau. Dans ces conditions, on peut comparer 4 valeurs après travaux avec 6 valeurs témoins avant travaux.

Goujon	Amont	Témoin	Aval
1999	10	22	27
2000			96
2002			22
2003	173	24	
2004		8	511
2005	276	89	309

Figure 9 : Résultats des pêches, par exemple pour le goujon, dans les trois secteurs prospectés, durant les six années d'observation. En vert, les six pêches considérées comme témoin, en rose les quatre pêches dans les secteurs ayant été aménagés et en jaune les deux pêches dans le secteur intermédiaire non aménagé mais néanmoins modifié par les travaux.

Les résultats piscicoles sont collectés grâce aux opérations de pêche électrique à l'aide d'appareils « hérons » de la firme Dream Electronic. L'emploi de 2 électrodes et quatre pêcheurs œuvrant de front est répété chaque fois pour un second passage après enlèvement des poissons de la première pêche. L'entièreté du secteur aménagé (200 m) est pêché intégralement à chaque opération.

Tous les individus sont dénombrés, mesurés et pesés, excepté les petits individus abondants qui sont pesés par lot. Pour chaque espèce, le nombre total d'individus pêchés est enregistré pour chacun des inventaires. Des moyennes et leur intervalle de confiance peuvent ainsi être calculés avant et après travaux pour chaque espèce. Pour certaines espèces, la structure de la population est examinée en vue de déceler si les travaux ont pu affecter certaines fractions celle-ci. La significativité des variations de distribution est estimée par le calcul du Chi carré.

4.2 Résultats

Lors des 12 inventaires réalisés au cours de ces 6 années de campagne de pêche, 17 espèces de poissons ont été observées dont 7 ne sont qu'occasionnelles (Ablette spirilin, Anguille, Barbeau, Epinoche, Lamproie de planer, Ombre et Rotengle ; (figure 10). Parmi les 10 espèces régulièrement présentes, 4 sont constantes (Chabot, Truite fario, Gardon et Perche) et parmi les 6 communes 3 sont en outre abondantes (Goujon, Loche et Vairon) tandis que les 3 autres sont constantes mais moins abondantes (Brochet, Chevaine et Vandoise).

Rares	fréquence
Ablette spirilin	1/12
Anguille	1/12
Barbeau	1/6
Epinoche	1/3
Lamproie de planer	5/12
Ombre	1/6
Rotengle	1/12

Inconstantes	fréquence
Chabot	1/2
Fario	5/6
Gardon	2/3
Perche	5/6

Communes	fréquence	abondance
Brochet	1	6
Chevaine	1	22
Vandoise	1	37
Abondantes		
Goujon	1	130
Loche	1	519
Vairon	1	85

Figure 10 : Espèces recensées lors des douze pêches effectuées avec leur fréquence et leur abondance

Aucune espèce absente avant travaux n'a fait son apparition après ceux-ci. 5 de ces 10 espèces régulièrement observées apparaissent favorisées par les aménagements de la rivière, ce sont la Loche, le Goujon, le Chabot, le Gardon et le Vairon (figure 11).

Nombre moyen d'individus dans chaque situation, par espèce.										
Situation :	Gardon	Chabot	Fario	Vandoise	Chevaine	Perche	Brochet	Goujon	Vairon	Loche
Indemne	0,3	0,3	3,0	36,0	15,0	2,8	6,3	33,5	35,2	146,2
Restauré	19,0	2,5	5,8	51,0	31,0	7,8	3,8	317,2	175,5	1201,8
Modifié	1,5	1,5	3,0	13,0	27,0	20,5	8,5	48,5	56,6	274,0
	<u>x 63</u>	<u>x 8</u>						<u>x 9</u>	<u>x 5</u>	<u>x 8</u>
coefficient par lequel l'effectif initial moyen est multiplié après travaux										

Figure 11 : Comparaison des effectifs moyens par situation et par espèces

Toutefois, comme ces effectifs peuvent fluctuer fortement d'une année à l'autre même dans les secteurs aménagés, la significativité de ces hausses d'effectif n'est pas évidente et seulement dans le cas du Goujon, elle est statistiquement prouvée (figure 12).

On peut noter que toutes ces espèces (sauf le Gardon) favorisées par les aménagements sont des espèces de petite taille. Pour elles la diversification de l'habitat, en particulier la création de zones de faibles profondeurs sont naturellement favorables puisqu'elles constituent des zones refuges où les poissons de grande taille ont un accès restreint.

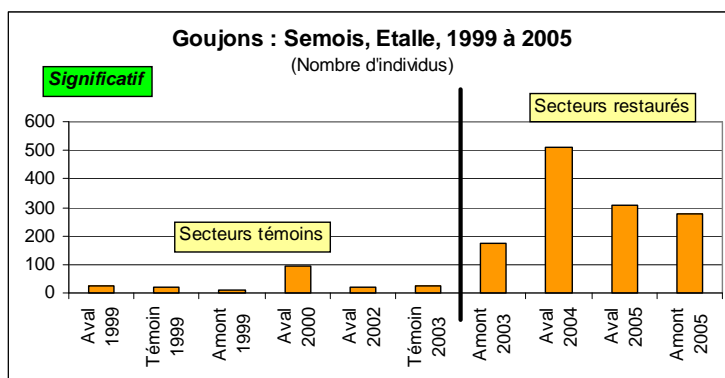


Figure 12 : Graphique de l'abondance du Goujon lors des différentes pêches

De la même manière, ces aménagements se révèlent aussi favorables aux petits (jeunes) individus d'espèces de plus grande taille. C'est le cas pour l'espèce Chevaine qui voit sa population de juvéniles en très nette augmentation (effectif trois fois plus important) à la suite des aménagements (figure 13).

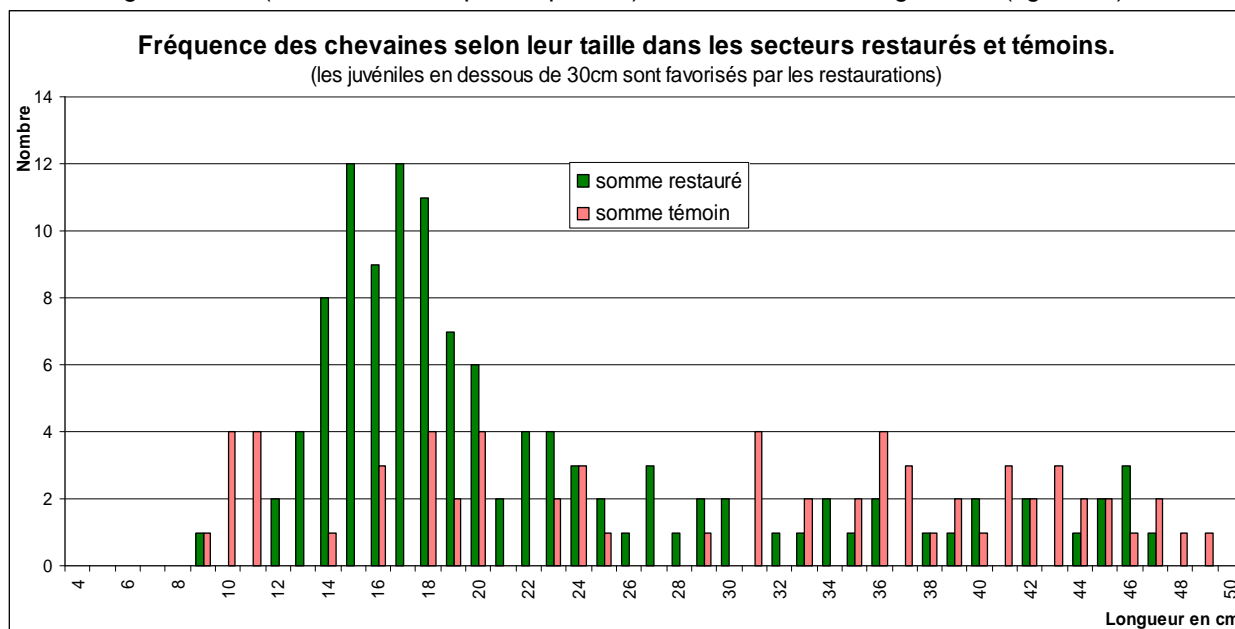


Figure 13 : Comparaison des effectifs moyens par situation et par espèce

La population d'adultes y est à l'inverse moins favorisée et se cantonne plutôt sur les secteurs voisins plus profonds. Le test du Chi carré montre que la différence entre répartition observée et répartition théorique des populations de juvéniles et d'adultes dans l'ensemble des secteurs aménagés et l'ensemble des secteurs témoins est hautement significative (figure 14).

	restauré	théorique	témoin	théorique	
juvéniles	96	80,31	30	45,69	126
adultes	20	35,69	36	20,31	56
	116		66		182
			coéf sécurité	99%	95%
chi carré =	27,48			> 6,64	> 3,84

Figure 14 : Test du Chi carré pour la comparaison de la répartition des juvéniles et adultes de l'espèce Chevine dans les secteurs témoins et restaurés.

4.3 Conclusion sur l'influence des aménagements pour les poissons

Si les travaux n'ont pas apporté d'amélioration qualitative révélant par exemple l'occurrence de nouvelles espèces, quantitativement par contre, les améliorations sont très perceptibles. Les modifications du cours d'eau ont principalement abouti à une diversification de l'habitat et singulièrement à l'apparition d'habitats peu profonds à courants rapides inexistant auparavant.

Ces nouveaux habitats favorables aux petits poissons déterminent des augmentations sensibles des populations des espèces de petite taille ainsi que des juvéniles d'une espèce de grande taille. Ces accroissements bien visibles sur les graphiques pour les Loches, les Gardons et les Chabots sont de plus hautement significatifs en ce qui concerne les Goujons et les juvéniles de l'espèce Chevine.

5. Conclusions générales

Les indicateurs physico-chimiques ne donnent que des indications sur la qualité de l'eau et ne sont en rien influencés par la diversité morphologique de la rivière.

Les indicateurs biotiques (macroinvertébrés) se révèlent également essentiellement déterminés par la qualité de l'eau plutôt que par celle du substrat ou par la diversité des microhabitats présents. Ils n'ont en rien été modifiés sur la Semois malgré les aménagements profonds et la diversification des habitats qui en a résulté.

Ces deux indices ne reflètent en rien le degré de diversité morphologique de la rivière.

Les résultats poissons traduisent mieux la diversité des habitats existants. Cette diversité s'exprime, chez les poissons, aussi bien lorsque la qualité de l'eau est déficiente (cas de la Semois) que lorsqu'elle est maximale (cas de l'Ourthe à Moiricy).

On peut en conclure que la qualité de l'eau et la qualité physique du cours d'eau agissent donc séparément et doivent être toutes deux réunies pour atteindre le bon état écologique du cours d'eau.

6. Bibliographie

AGENCES DE L'EAU., 2000. Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau. Seq eau – Principes généraux, *Les études des Agences de l'Eau* n°64, 21 p.

BIGGS J.-H. & HANSEN O., 1998. A joint Danish and British EU-Life demonstration project Life – Brede, Cole and Skerne river restoration, V – The effects on the aquatic macroinvertebrate and plant communities of two contrasting restored river reaches, 143-149.

DEGIORGI F., RESCH J.-N., GRANDMOTTET J.-P., 2006. Le bassin du Dugeon : histoire tourmentée d'une zone humide d'altitude, de la correction et du drainage à la restauration. 3^{ème} journée thématique de la Zabr. *L'ingénierie écologique des cours d'eau, Quelles évolutions depuis 20 ans ?* GRAIE, 33-46.

GORTZ P., 1998. Effects of stream restoration on the macroinvertebrate community in the River Esrom. Denmark. *Aquatic conservation marine and freshwater ecosystems*. L. John Wiley & Sons. *Aquatic conserve : Mar. Freshw. Ecosyst.* 8 :115-130

Bases biologiques et éco-hydrauliques pour la restauration de la continuité piscicole en rivière : premier bilan et perspectives

OVIDIO Michaël¹, PHILIPPART Jean-Claude¹, ORBAN Patrice², DENOEL Philippe³,
GILLIQUET Marc⁴ et LAMBOT Francis²

¹Laboratoire de Démographie des Poissons et d'Hydroécologie – Université de Liège – Tihange
M.Ovidio@ulg.ac.be

²DGRNE - DCENN

³Fédération des Sociétés de Pêche Vesdre-Amblève – Pepinster

⁴DGRNE - DPE – Liège.

1. Introduction

Les recherches scientifiques les plus récentes démontrent que les poissons de nos cours d'eau sont continuellement en mouvement pour des raisons liées à l'exécution de leurs fonctions vitales : se nourrir, se reproduire et se protéger contre les prédateurs et les conditions défavorables du milieu (Lucas & Baras, 2002). Suivant la nature de la fonction, ces mouvements écologiques s'expriment à des échelles de temps variables (jour, semaine, cycle annuel), sur des distances variables (de quelques centaines de mètres à plusieurs centaines de kilomètres) et dans des sens variables (vers l'amont, vers l'aval ou latéralement).

On appelle migrations les mouvements d'une certaine amplitude (au moins de l'ordre de grandeur de quelques km) qui s'inscrivent de manière régulière et prévisible dans le cycle de vie d'une espèce ou d'une population et qui impliquent un aller-retour (mais parfois seulement un aller chez les espèces dont les adultes meurent tous après leur reproduction unique ; voir Philippart, 2005) entre deux types de milieux correspondant aux zones de reproduction et de grossissement.

La particularité des mouvements et migrations des poissons est qu'ils ne peuvent s'exécuter que dans le milieu aquatique, ce qui constitue une contrainte majeure qui n'existe pas chez les animaux terrestres. Dans ces conditions, tout obstacle de nature chimique (zone de pollution aiguë permanente) et surtout physique (chute et barrage, turbine hydro-électrique) présent dans un axe ou un réseau fluvial peut perturber plus ou moins gravement le bon déroulement des déplacements longitudinaux des poissons avec comme résultat la régression, voire l'extinction, des populations concernées (Philippart, 2007 ; Ovidio & Philippart, 2002).

Dans le contexte du Programme Meuse Saumon 2000 lancé en 1987 (Malbrouck *et al.*, 2000) et de la Décision Benelux d'avril 1996 (Libre circulation des poissons migrateurs) puis de la Directive Cadre sur l'Eau de l'Union Européenne (2000/60/CE), le rétablissement de la continuité piscicole dans nos cours d'eau fait partie des objectifs prioritaires de la Région Wallonne, Ministère de l'Équipement et des Transports (MET) pour les cours d'eau navigables et la Direction des Cours d'Eau Non Navigables (DCENN) (Ovidio *et al.*, 2007 a, b et c). Depuis 1997, différents acteurs, gestionnaires, sociétés de pêche et scientifiques, étudient en profondeur les bases biologiques et éco-hydrauliques pour la restauration de la continuité piscicole en rivière par l'exécution de différentes actions intégrées financées par la DCENN.

L'objectif de cet article est de dresser un premier bilan des travaux accomplis dans le cadre des conventions de recherche, mais également de discuter des perspectives d'action pour les prochaines années.

2. Inventaire des obstacles à la libre circulation des poissons

Depuis une dizaine d'années, un travail de terrain considérable est réalisé par la Fédération de Pêche Vesdre-Amblève (asbl) qui répertorie, pour le compte de la DCENN-Région wallonne, l'ensemble des obstacles physiques susceptibles de perturber la continuité piscicole dans les cours d'eau de Wallonie. L'inventaire est exhaustif et concerne une grande variété d'obstacles physiques comme des embâcles, des petits seuils naturels ou artificiels, des moulins, des étangs et, bien évidemment, des barrages de tous types. Chaque obstacle rencontré par l'équipe d'inventaire est géoréférencé et photographié. Depuis le début des inventaires, près de 2500 obstacles qui ont été inventoriés par l'équipe de FSPVA, ce qui représente environ 59% de la surface totale des bassins versants ORI (figure 1).

Deux à trois fois par an, un comité d'accompagnement se réunit pour passer en revue l'ensemble des obstacles inventoriés. Chaque obstacle est classé en fonction de son degré d'impact potentiel apparent sur la libre circulation des poissons : obstacle mineur, important, majeur ou infranchissable.

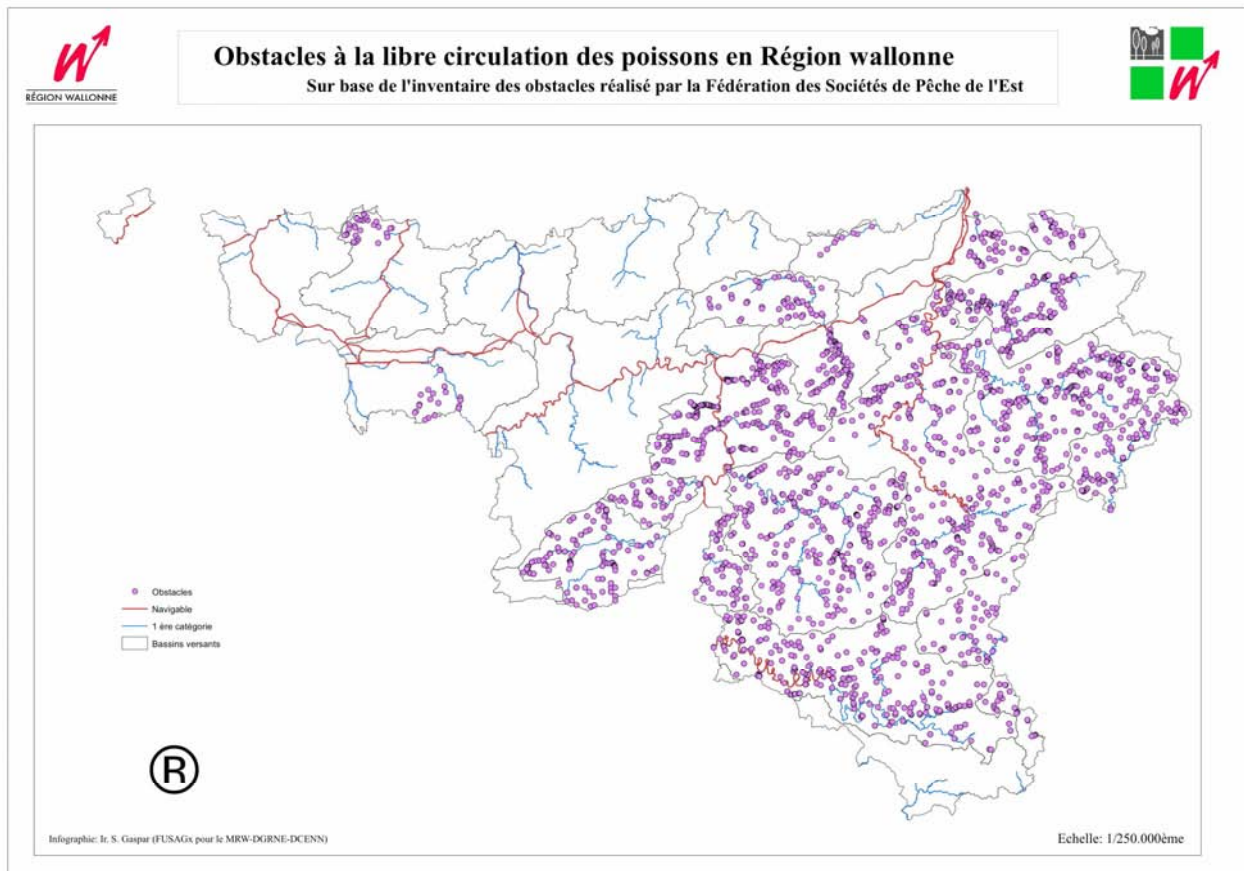


Figure 1 : Localisation des obstacles à la libre circulation des poissons dans le réseau hydrographique wallon (état d'avancement en juillet 2007)

3. Suivis biologiques pour étudier les capacités de franchissement par les poissons et déterminer les impacts biologiques des obstacles physiques

Face à la multitude d'obstacles de tout types présents sur les cours d'eau non navigables de Wallonie, il est essentiel pour le gestionnaire de connaître lesquels représentent effectivement un élément de perturbation ou d'empêchement biologiquement significatif de la libre circulation des poissons en remontée. Pour répondre à cette question, le LDPH-ULg utilise la télémétrie aquatique (radio-pistage) ainsi que d'autres méthodes de marquage individuel (pit-tag ou puce électronique) pour récolter *in situ* des informations sur la mobilité des poissons et sur leurs capacités de franchissement d'obstacles de différentes typologies. Le principe de cette étude consiste à marquer des poissons en aval d'obstacles physiques, de préférence avant la période potentielle de migration, et de suivre ensuite leur progression en remontée dans le cours d'eau et d'analyser leurs comportements de franchissement ou de non-franchissement. Il s'agit d'un travail très lourd et qui demande une présence continue sur le terrain, mais qui a permis de récolter des informations de grande valeur scientifique, particulièrement utiles pour les gestionnaires (Ovidio & Philippart, 2002, Ovidio *et al.*, 2007a et b).

Les observations comportementales sur le franchissement d'obstacles par des poissons radio-marqués ont porté sur un total de 207 individus, appartenant à 8 espèces et étudiés dans 11 cours d'eau, principalement non navigables mais aussi navigables comme l'Ourthe et la basse Amblève (tableau 1). Les résultats détaillés de ces recherches sont synthétisés dans un récent rapport de recherche (Ovidio *et al.*, 2007b). Nous nous limiterons donc à présenter ici les résultats les plus significatifs de manière très synthétique.

Les résultats démontrent que la truite commune (*Salmo trutta*) possède des capacités de franchissement d'obstacles largement supérieures à celles des autres espèces présentes dans nos cours d'eau. L'ombre commun (*Thymallus thymallus*) s'est également avéré habile à franchir de sérieux obstacles, mais ses capacités de saut sont légèrement inférieures à celles de la truite (figure 2). Le brochet (*Esox lucius*) est

étonnamment apparu très mobile au cours de la période de reproduction (Ovidio & Philippart, 2005) et s'est montré capable de franchir certains seuils en enrochements dans la basse Amblève (figure 3). En revanche, des cyprinidés d'eau rapide (hotu, barbeau) ou d'eau plus lente (gardon) qui réalisent régulièrement de longues migrations dans des rivières non perturbées par des barrages, n'ont jamais franchi le moindre obstacle au cours de nos recherches dans des cours d'eau fragmentés (figure 4). Le chabot (*Cottus rhenanus*), espèce Natura 2000 dont les comportements de mobilité restent encore peu étudiés, est capable de franchir de petits seuils naturels en enrochements, mais est facilement bloqué par le moindre obstacle vertical dont la hauteur de chute dépasse une vingtaine de centimètres (figure 5).

Tableau 1 : Répartition du nombre de poissons des différentes espèces radio-pistés dans les cours d'eau de Wallonie (Meuse exceptée) pour déterminer les capacités de franchissement des obstacles physiques
(SAU : saumon atlantique ; TRU : truite commune, OMB : ombre commun ; BAR : barbeau fluviatile ; HOT : hotu ; GAR : gardon ; BRO ; brochet ; CHA, Chabot)

Milieu et espèce	SAU	TRU	OMB	BAR	HOT	GAR	BRO	CHA	TOT
Berwinne	3	2	-	1	-	-	-	-	6
Gueule	-	7	-	-	-	-	-	-	7
Ourthe	-	9	-	14	5	-	6	-	34
Vesdre	-	10	-	-	7	8	-	-	25
Haze	-	2	-	-	-	-	-	-	2
Amblève	-	7	-	8	13	-	-	-	28
Néblon	-	4	11	-	-	-	-	-	15
Aisne	-	19	23	-	-	-	-	-	42
R. Oxhe	-	6	-	-	-	-	-	10	16
Méhaigne	-	9	-	5	-	-	-	-	14
Lhomme	-	5	13	-	-	-	-	-	18
TOTAL	3	80	47	28	25	8	6	-	207



Figure 2 : Vue à l'étiage d'obstacles physiques franchis (points verts) ou non franchis (points rouges) par les truites (*Salmo trutta*) et les ombres (*Thymallus thymallus*) radio-pistés au cours de la période de migration de reproduction



Figure 3 : Vue d'obstacles franchis par un brochet (*Esox lucius*) radio-pisté au cours de la période de migration de reproduction dans la basse Amblève (navigable)

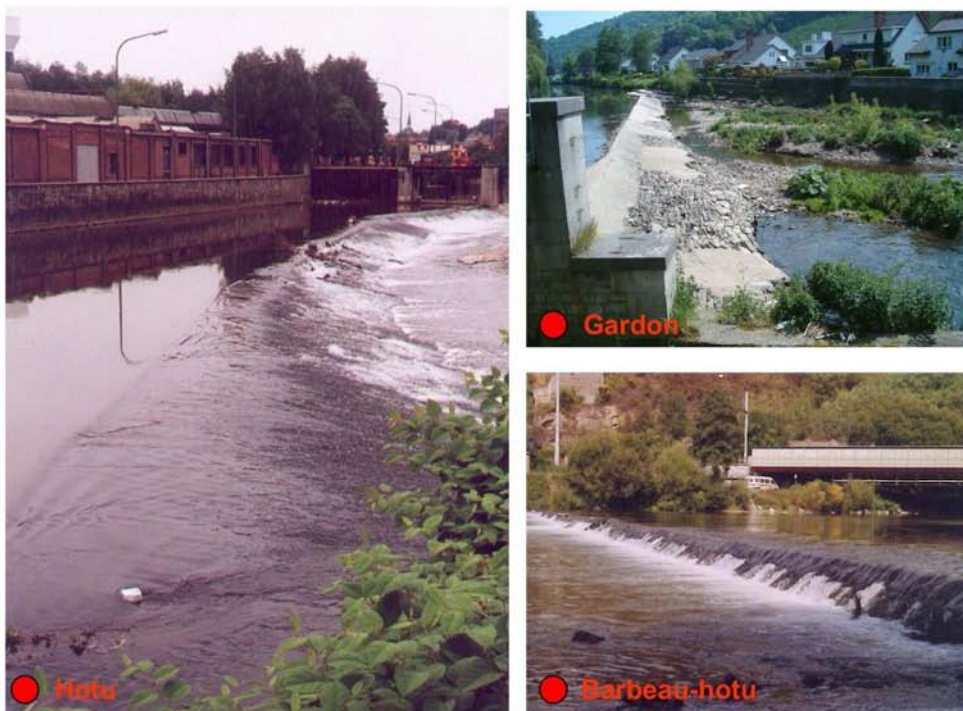


Figure 4: Vue en période de basses eaux d'obstacles non franchis par des cyprins (gardon, hotu, barbeau) radio-pistés au cours de la période de migration de reproduction dans la Vesdre (non navigable) et dans l'Ourthe (navigable)



Figure 5 : Exemples d'obstacles physiques franchis (points verts) ou non franchis (points rouges) par des chabots radio-pistés-pit-taggs dans le ruisseau du Fond d'Oxhe et dans le Ruisseau de Mosbeux. Les lettres représentent les différentes voies de passage théoriques qui peuvent être empruntées par les poissons et qui ont fait l'objet d'une description typologique (voir action point 4).

4. Description et caractérisation standardisées des obstacles franchis par les poissons

La plupart des obstacles qui ont fait l'objet d'un suivi biologique sur le terrain et pour lesquels nous possédons des données de franchissement ont été décrits en utilisant une méthodologie de caractérisation mise au point par le LDPH-ULg et validée par la communauté scientifique internationale (voir Ovidio *et al.*, 2007 pour plus de détails).

Le protocole de mesure sur le terrain mis au point a pour objectif de proposer une aide à la détermination de la franchissabilité théorique d'un obstacle. On considère que si les caractéristiques physiques d'un obstacle X sont semblables à celles d'un obstacle déjà franchi par l'espèce considérée (cf. point 2), c'est qu'il est théoriquement franchissable et il n'est donc plus nécessaire de réaliser des suivis biologiques par radio-pistage pour le vérifier. Même si le procédé n'est pas fiable à 100%, il permet de gagner beaucoup de temps dans le processus de détermination de l'impact potentiel d'un obstacle sur une espèce donnée. A l'heure actuelle, nous possédons des données de franchissement suffisantes pour réaliser ce type d'analyse chez la truite et l'ombre. À terme, cette méthodologie pourrait s'étendre à d'autres familles de poissons comme les cyprinidés rhéophiles et les chabots pour lesquels nous ne possédons pas encore de suffisamment d'observations de franchissements.

La description d'un seuil consiste d'abord à déterminer les voies potentielles de passage (voir par exemple la figure 5 où les voies sont représentées par des lettres) qui sont utilisables par le poisson pour franchir l'obstacle. Ensuite, sur chaque voie de passage, on mesure des caractéristiques topographiques simples représentées à la figure 6. Lorsque tous les obstacles ont été décrits, on peut déterminer les gammes théoriques de franchissement, espèce par espèce (figure 7, exemple pour la truite et l'ombre). Il apparaît qu'une **truite** de 26-49 cm est capable de franchir un plan incliné présentant une pente jusqu'à 26% et une longueur de maximum 8 m ainsi qu'une chute d'eau de 1 m de hauteur avec une fosse de 0,8 m. Un **ombre** de 27-37 cm est capable de franchir un plan incliné présentant une pente jusqu'à 12% et une longueur de

maximum 6 m ainsi qu'une chute d'eau de 0,6 m de hauteur avec une fosse de 0,35 m. Chez le **chabot**, nous avons observé des franchissements de seuils avec une hauteur de crête allant jusqu'à 43 cm et une différence de lame d'eau amont-aval de 32 cm. Nous avons également observé le franchissement d'un obstacle haut de 0,52 m avec une pente de 21,6%, mais parsemé d'enrochements qui créent une sorte de mini échelle à poissons naturelle. En revanche, les obstacles purement verticaux qui ne peuvent être franchis que par saut ou décrochage partiel du poisson de la lame d'eau semblent vite infranchissables, comme proposé par Utzinger *et al.* (1998).

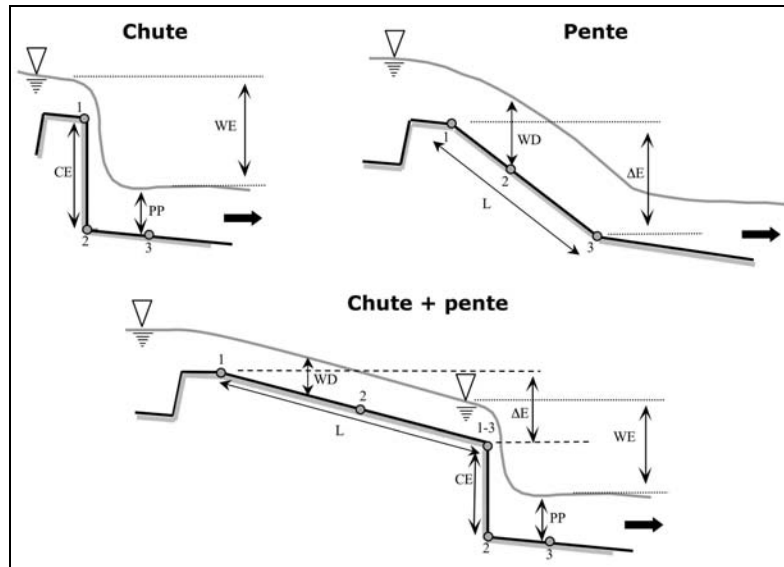


Figure 6 : Description des caractéristiques morphologiques des obstacles en vue longitudinale latérale. Les points de mesure doivent être situés sur trois sections transversales principales (points 1-3 sur la vue longitudinale) pour mesurer, pour une chute verticale, la dénivellation de l'eau (WE), la hauteur de la crête du barrage (CE) et la fosse en aval (PP) et, pour un plan incliné, la hauteur de la lame d'eau (WD), la longueur (L) et la dénivellation (DE pour calculer la pente). Un ou plusieurs points de mesure ont été choisis pour décrire l'hétérogénéité de chaque section transversale (extrait de Ovidio *et al.* 2007a).

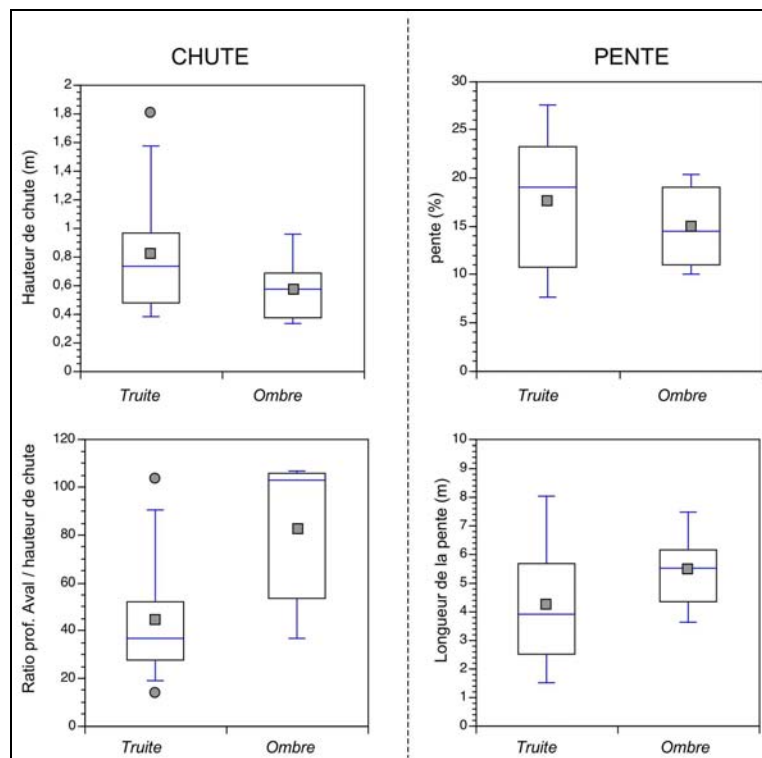


Figure 7 : Valeurs des principales variables physiques décrivant les obstacles de type chute et rampe franchis par la truite commune et l'ombre commun. Les valeurs présentées sont les médianes et les percentiles 5,25,75 et 95. Les cercles indiquent des valeurs hors tendance (extrait de Ovidio *et al.* 2007a).

5. Détermination des priorités d'actions pour les aménagements des dispositifs de franchissement

Il n'est pas envisageable d'aménager l'ensemble des obstacles considérés à première vue comme infranchissables ou majeurs dans tout le réseau hydrographique. Pour le LDPH de l'Université de Liège, cinq critères majeurs sont à prendre en considération pour qu'un obstacle soit prioritairement équipé d'un dispositif de franchissement (Philippart & Ovidio, 2007) :

- la présence effective ou potentielle d'espèces de poissons de grande valeur écologique (ombre, truite, grands migrateurs amphihalins comme le saumon, la truite de mer et l'anguille, cyprinidés rhéophiles),
- la position stratégique de l'obstacle dans l'axe fluvial, en l'occurrence à la base d'un axe,
- la prévision d'un gain démographique pour les espèces,
- le degré de franchissabilité effective par les poissons,
- les opportunités locales d'aménagement sur des sites qui ne seraient pas classés comme prioritaires, mais dont l'aménagement est facilité par une circonstance particulière (travaux de rénovation d'un barrage par exemple).

6. Aménagement de dispositifs de franchissement et évaluation scientifique de leur efficacité.

Lorsqu'un obstacle physique est jugé difficilement franchissable ou infranchissable, et qu'il répond aux critères de priorité d'aménagement définis au point 5, il peut être aménagé ou équipé d'un dispositif de franchissement ad-hoc. Dans certains cas, un aménagement artisanal peu coûteux est largement suffisant et peut se montrer très efficace, comme c'est souvent le cas dans les petits cours d'eau salmonicoles affluents de plus grands cours d'eau ou constituant des têtes de bassin.

La décision de réaliser une échelle à poissons est souvent liée aux faits que l'obstacle est imposant en terme de hauteur et de structure, qu'il se situe à un endroit hautement stratégique d'un cours d'eau et/ou qu'il est impératif de réaliser un dispositif de franchissement utilisable par un grand nombre d'espèces qui ont des capacités de nage et de saut très différentes. Les premières échelles à poissons ont été réalisées par la DCENN sur l'Aisne à Bomal, sur la Berwinne à Berneau et Mortroux (figure 8) et sur l'Ambliève au barrage hydroélectrique de Lorcé (figure 9). Ces passes migratoires récentes sont équipées d'un piège de capture qui permet de suivre scientifiquement le flux migratoire des poissons dans le cours d'eau mais aussi de vérifier par la même occasion leur bon fonctionnement.

Dans l'échelle à poisson de Berneau (Berwinne) qui est contrôlée depuis fin 2002, plus de 1400 poissons appartenant à quatorze espèces ont été interceptés et remis en amont du barrage. En matière de biodiversité piscicole dans la Berwinne, le contrôle de l'échelle de Berneau a permis de répertorier plusieurs événements majeurs : i) la capture de deux saumons atlantiques (*Salmo salar*) adultes en janvier 2003, qui marque le retour de l'espèce dans la Berwinne après plus de 80 années d'absence, ii) la capture d'un hotu (*Chondrostomas nasus*) dont la présence au niveau de Berneau n'avait plus été signalée depuis le début des années 1970, iii) la capture de dix barbeaux (*Barbus barbus*) adultes qui ont contribué au recrutement naturel de l'espèce en amont de Berneau, fait attesté par la capture de jeunes barbeaux 0+ de 4-5 cm dans la station de Dalhem en 2003 et 2006 et iv) l'abondance de l'ablette spirin (*Alburnoïdes bipunctatus*) qui est un signe encourageant d'amélioration de la qualité de l'eau. Le rapport complet des captures effectuées à Berneau est téléchargeable sur le site de DCENN (Ovidio *et al.*, 2007b).

Après trois mois de fonctionnement de la passe migratoire de Lorcé sur l'Ambliève entrée en fonction en automne 2007, c'est déjà plus de cent vingt truites fario et quelques ombres qui ont été interceptés dans la cage de capture. Certains de ces poissons ont été équipés d'un émetteur radio et ont poursuivi leur migration dans la Lienne et même dans un sous-affluent de la Lienne, sur une distance d'une vingtaine de kilomètres.



Figure 8 : Vue des échelles de Berneau (A, B) et de Mortroux (C) sur la Berwinne et de Mortroux sur son affluent le ruisseau d'Asse (D)



Figure 9 : Vue des bassins à sec de la nouvelle échelle à poissons de Lorcé sur l'Amblève. Les bassins sont équipés d'un substrat de fond pour permettre le passage des petites espèces benthiques de poisson (chabot, petite lamproie) et des macroinvertébrés

7. Discussion et perspectives

Le premier bilan des actions menées pour rétablir la continuité piscicole dans les cours d'eau non navigables de Wallonie est particulièrement positif et démontre l'efficacité d'un travail collectif réalisé de front par les gestionnaires des cours d'eau, les scientifiques et les sociétés de pêche. Les premiers contrôles des nouvelles échelles à poissons sont très encourageants et démontrent pleinement le bien fondé de tels **aménagements** dans des sites sélectionnés sur la base de critères biologiques objectifs. En effet, les effets concrets ont été immédiats en termes de **défragmentation** de l'habitat et d'amélioration de la **biodiversité** dans l'axe fluvial. À moyen terme, l'idéal est de poursuivre la réalisation de nouveaux dispositifs de franchissement sur les sites prioritaires identifiés et de continuer à tester leur efficacité tout en assurant leur entretien et leur bon fonctionnement dans toutes les conditions hydrologiques.

Il est également primordial de combiner les actions en faveur de la montaison des poissons avec le développement de solutions techniques pour permettre les migrations de dévalaison, spécialement chez les jeunes salmonidés (smolts) et les anguilles argentées. En cette matière, le défi est d'arriver à concilier la préservation ou le rétablissement de la continuité piscicole avec la demande croissante de **production d'hydro-électricité** dans les cours d'eau non navigables. Pour éviter de nouveaux conflits d'usage des eaux courantes liés au développement de la production d'hydro-électricité, il est urgent de définir, à la lumière des connaissances scientifiques et techniques actuelles, les critères d'évaluation des niveaux de risques d'incidences écologiques et piscicoles des différents types de centrales hydro-électriques et d'inventorier et

évaluer les dispositifs techniques et les modes de gestion des ouvrages qui permettent de minimiser les incidences environnementales.

Le lecteur intéressé par des informations plus détaillées sur l'ensemble des actions réalisées est invité à consulter les nombreux rapports de recherche disponibles sur le site de la Direction des Cours d'Eau Non Navigables (<http://environnement.wallonie.be/de/dcenn/index.htm>).

8. Remerciements

Nous tenons à remercier collectivement toutes les personnes et institutions qui ont accordé leur appui à la réalisation des études décrites dans ce rapport. Nous remercions spécialement MM. les Ministres B. LUTGEN et J. HAPPART (Ministère de l'Agriculture, de l'Environnement et des Ressources Naturelles de la Région Wallonne) qui ont accordé les différentes conventions de recherches à l'ULg au cours de la période 1999-2007. Un travail de terrain considérable a été réalisé par les équipes du LDPH-ULg (Y. Neus, G. Rimbaud) et de la FSPVA (D. Randaxhe, V. Prevost, A. Dizier, F. Hanquet, F. Legrain, N. Warnotte) que nous tenons particulièrement à remercier pour leurs efficacité et disponibilité. Nous remercions également les membres du comité d'accompagnement des conventions et l'équipe de la DCENN pour leurs participations actives aux réunions. Les études sur la caractérisation des ouvrages ont été réalisées en collaboration avec le Laboratoire d'Hydrécologie Quantitative du CEMAGREF de Lyon (Dr. H. Capra & P. Roger), notamment à la faveur de plusieurs missions scientifiques financées par le Commissariat Général aux Relations Internationales de la Communauté française de Belgique à travers les Projets bilatéraux France-Belgique « Tournesol ».

9. Bibliographie

GEERAERTS, C., OVIDIO, M., VERBIEST, H., BUYSSE, D., COECK, J., BELPAIRE, C., & PHILIPPART, J.-C., 2007. Mobility of individual roach (*Rutilus rutilus*) in three weir fragmented Belgian rivers. *Hydrobiologia*, 582, 143-153.

LUCAS, M. & BARAS, E., 2001. Migration of Freshwater Fish, Blackwell Science Ltd., 392 p.

MALBROUCK, C., MICHA, J.-C. & PHILIPPART, J.-C., 2007. La réintroduction du saumon atlantique dans le bassin de la Meuse : synthèse et résultats, Ministère de la Région wallonne, 25 p.
<http://environnement.wallonie.be/publi/education/saumon2000.pdf>

OVIDIO M. & PHILIPPART J.-C., 2005. Long range seasonal movements of northern pike (*Esox lucius* L.) in the barbel zone of the River Ourthe (River Meuse basin, Belgium). In: M. T. Spedicato, G. Lembo, G. Marmulla (eds.), *Aquatic telemetry: advances and applications*, 191-202 pp., FAO/COISPA, Rome, 296 p.

OVIDIO, M. & PHILIPPART, J.-C., 2002. The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish. Synthesis of a five years telemetry study in the River Meuse Basin *Hydrobiologia*, 483 (1-3), 55-69.

OVIDIO, M., CAPRA, H. & PHILIPPART, J.-C., 2007a. 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., CAPRA, H., NEUS, Y., RIMBAUD, G., ROGER, P. & PHILIPPART, J.C., 2007b. Elaboration d'une méthodologie d'évaluation de la franchissabilité par les poissons de différents types d'obstacles d'après des critères topographiques et hydrauliques simples. *Rapport final au Ministère de la Région Wallonne, DGRNE-Division de l'Eau, Direction des Cours d'eau non navigables*. Université de Liège, Laboratoire de Démographie des Poissons et d'Hydroécologie, 127 p.

OVIDIO, M., NEUS, Y., RIMBAUD, G., FRANÇOIS, A. & PHILIPPART, J.-C. (2007c). Suivi scientifique de l'efficacité des nouvelles échelles à poissons sur la Berwinne aux barrages de Berneau et de Mortroux. Bilan global des études et perspectives. *Rapport final au Ministère de la Région Wallonne, DGRNE-Division de l'Eau, Direction des Cours d'eau non navigables*. Université de Liège, Laboratoire de Démographie des Poissons et d'Hydroécologie, 160 p.

OVIDIO, M., PARKINSON, D., SONNY, D. & PHILIPPART, J.-C., 2004. Spawning movements of the European grayling *Thymallus thymallus* in the River Aisne. *Folia Zoologica* 53, 87-98.

PHILIPPART J.-C. 2005. Le voyage périlleux des poissons grands migrants dans la Meuse. APAMLg asbl, Liège, 56 p.

PHILIPPART, J.C. & OVIDIO, M., 2007. Identification des priorités d'action d'après les critères biologiques et piscicoles. *Rapport final au Ministère de la Région Wallonne, DGRNE-Division de l'Eau, Direction des Cours d'eau non navigables*. Université de Liège, Laboratoire de Démographie des Poissons et d'Hydroécologie, 71p.

PHILIPPART, J.C., 2007. L'érosion de la biodiversité : les poissons. *Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006-2007 sur l'Etat de l'Environnement wallon*, 306 p.
http://environnement.wallonie.be/eww/rapportproblematique.aspx?id=FFH_11

UTZINGER, J., ROTH, C. & PETER, A., 1998. Effects of environmental parameters on the distribution of bullhead *Cottus gobio* with particular consideration of the effects of obstructions. *Journal of Applied Ecology* 35, 882-892.

La gestion de la ripisylve : focus sur l'aulne

MOUCHET Frédéric, DEBRUXELLES Natacha, CLAESSENS Hugues

Unité de Gestion des Ressources forestières et des Milieux naturels – FUSAGx – Gembloux
mouchet.f@fsagx.ac.be
debruxelles.n@fsagx.ac.be
claessens.h@fsagx.ac.be

1. Introduction

L'aulne est la principale essence présente le long des cours d'eau wallons. Depuis 2001, il fait l'objet d'une attention particulière via des projets de recherche financés par la Direction de Cours d'Eau non Navigables. Le dépérissement des aulnes le long des cours en a été l'élément déclencheur. Des recommandations d'entretien de l'aulne, mais aussi plus globalement de la végétation de bord de cours d'eau (la ripisylve) ont donc été développées. Si des concepts généraux sont applicables pour l'ensemble du réseau hydrographique, les recommandations de gestion devront néanmoins être adaptées aux conditions locales (largeur du cours d'eau, forme de la vallée, type de ripisylve, ...) et aux enjeux le long des cours d'eau (loisirs, écoulement, conservation de la nature, ...). En effet, l'objectif du gestionnaire est actuellement d'intervenir de manière judicieuse tant pour éviter le coût inutile des interventions systématiques que pour adapter l'entretien du cours d'eau aux différentes fonctions que l'on attend de lui, dépassant à l'heure actuelle le seul écoulement des eaux vers l'aval.

2. Définition de la ripisylve

Piégay *et al.* (2003) décrivent la ripisylve comme un corridor dynamique de largeur variable qui se complexifie vers l'aval au fur et à mesure que les débits augmentent et que le chenal et le fonds de vallée s'élargissent. En tête de bassin, la ripisylve est étroite, régie à la fois par les apports du versant et la variabilité de l'écoulement dans le chenal. Dans les plaines d'inondation situées à l'aval, les ripisylves des grandes rivières sont constituées d'une mosaïque végétale qui devient très diversifiée et plus étendue.

Les ripisylves désignent donc les forêts riveraines des cours d'eau. Elles sont liées à la largeur du lit majeur et à son degré d'anthropisation, elles peuvent correspondre à un corridor très large comme à un liseré étroit et se composent d'entités phytosociologiques variées, « à bois dur » (*Alno-Padion*) ou à « bois tendre » (*Salicion*) ; tout dépend du niveau de perturbation par les inondations et du stade de développement dans la « série de végétation ». Par exemple, le lit majeur du cours d'eau peut être occupé par une forêt alluviale, mais il peut aussi être fortement modifié par l'homme (plantation, agriculture...), et n'être bordé que de cépées d'aulnes éparées et régulièrement entretenues. Dans les deux cas, on parlera de ripisylve.

Dans la suite de l'article, nous utiliserons aussi le terme de cordon rivulaire pour désigner la bande boisée, arbustive ou arborescente, continue ou éparse, présente sur la berge jusqu'à 2 m de la crête de berge. Il joue une série de rôles très importants et irremplaçables dans l'écosystème rivière (caches, abris, alimentation et lieux de reproduction pour de nombreux organismes aquatiques et terrestres, régulation thermique de l'eau, contrôle de certaines pollutions...). A plus grande échelle, le cordon est aussi un élément structurant du paysage et un corridor écologique non négligeable.

3. Situation en Région wallonne

Alors que de nombreux pays européens organisent des réseaux de mesures de qualité d'eau, rendus obligatoires par la Directive Cadre sur l'eau, pour apprécier l'évolution de l'état des masses d'eau (concept avancé par la directive 2000/60/CE, pour classer différents milieux aquatiques), la Région wallonne, parallèlement au développement du réseau de mesures obligatoire, a entrepris la réalisation d'un état des lieux et d'un suivi plus complet des caractéristiques physiques du réseau hydrographique et des bandes riveraines sur tout son territoire. Ainsi, dans le prolongement de l'expérience acquise en 2002 lors de la mise en œuvre d'un inventaire par échantillonnage destiné à déterminer l'importance du dépérissement de l'aulne glutineux (Debruxelles *et al.*, 2007), il a été décidé de réaliser une première description des ripisylves (Mouchet *et al.*, 2004) et de développer simultanément une méthodologie de monitoring.

Ce monitoring repose sur un inventaire par échantillonnage (1064 placettes) de tous les cours d'eau depuis leur source. L'unité d'échantillonnage est identifiée par un point de coordonnées fixées, sur l'une des rives déterminée préalablement et aléatoirement. Deux tronçons d'une longueur de 25 mètres sont disposés de part et d'autre de ce point afin d'installer une placette de 50 m de longueur, centrée sur le point d'inventaire et suivant les sinuosités du cours d'eau. La largeur de la placette d'échantillonnage est délimitée d'une part par le pied de la berge et d'autre part à 2 m au-delà de la crête de berge (figure 1). Au total, près de 100 descripteurs du lit mineur du cours d'eau, de la berge, du cordon rivulaire et du milieu adjacent au cordon sont récoltés sur les 1064 placettes de l'inventaire.

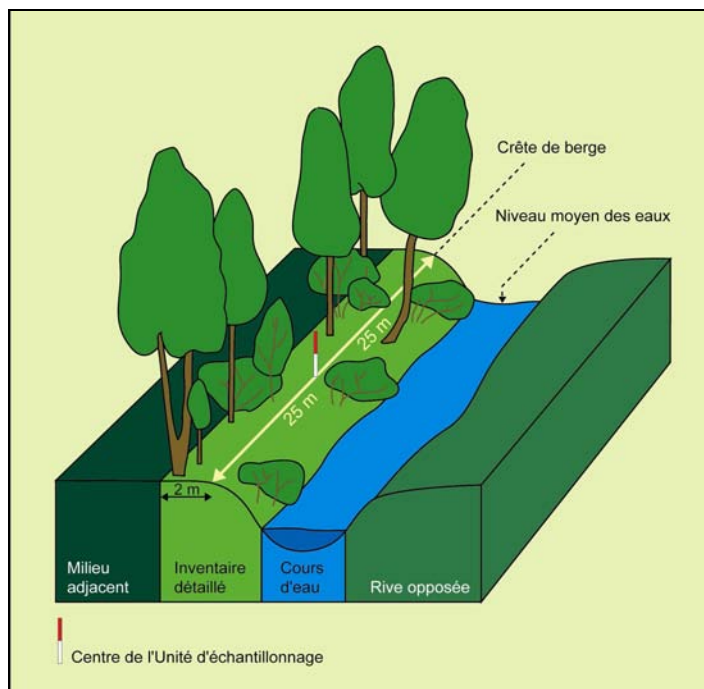


Figure 1 : Localisation des milieux décrits au sein d'une unité d'échantillonnage

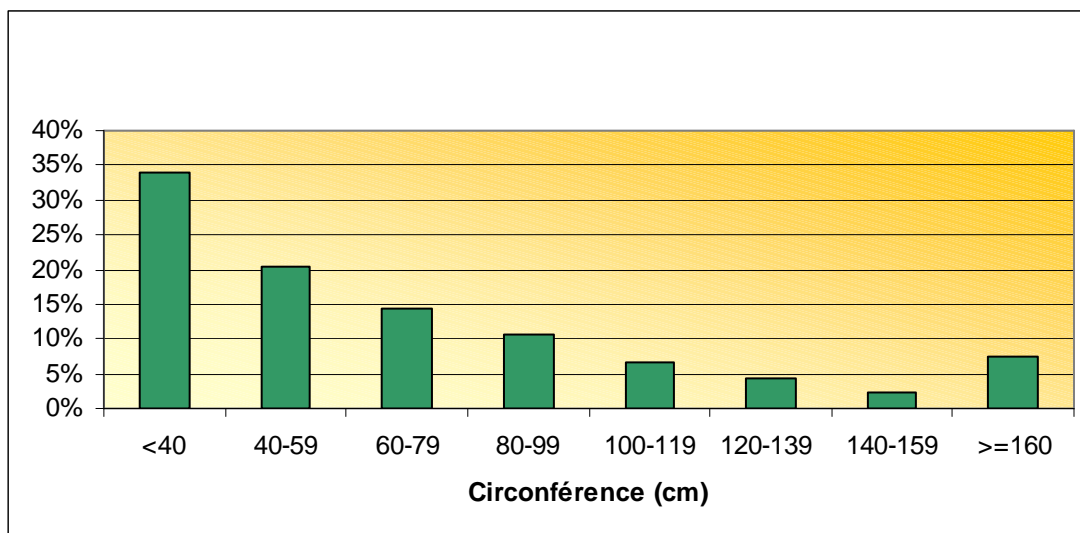


Figure 2 : Distribution de circonférence des arbres rivulaires

Les cours d'eau wallons présentent un cordon rivulaire interrompu dans 35% des situations et continu dans 18% des cas. Il est le plus souvent composé de minimum deux strates (figure 3) et l'on peut qualifier la distribution de circonférence des arbres du cordon rivulaire d'équilibrée (figure 2). Néanmoins, près de la moitié du réseau hydrographique wallon (45%) est orphelin de tout arbre et/ou arbuste ou seulement bordé d'individus épars (figure 3).

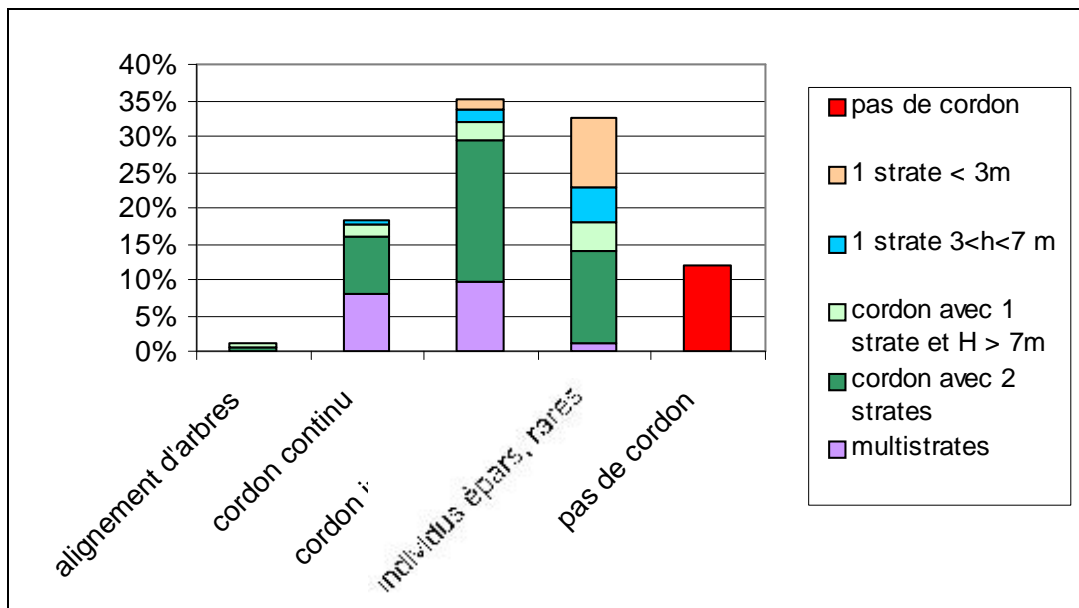


Figure 3 : Distribution de fréquence et types de cordon rivulaire présents le long des cours d'eau

L'ensemble des essences ripicoles les plus fréquentes (sur la berge et jusqu'à 2 m à partir de la crête de berge) relèvent du cortège classique des forêts alluviales et des chênaies-charmaies. Les premières occupant toujours la plaine alluviale, aux abords immédiats et en connexion étroite avec le cours d'eau, les autres occupant tantôt les terrasses alluviales hautes (exceptionnellement ou jamais inondées) ou encore les bas de versants.

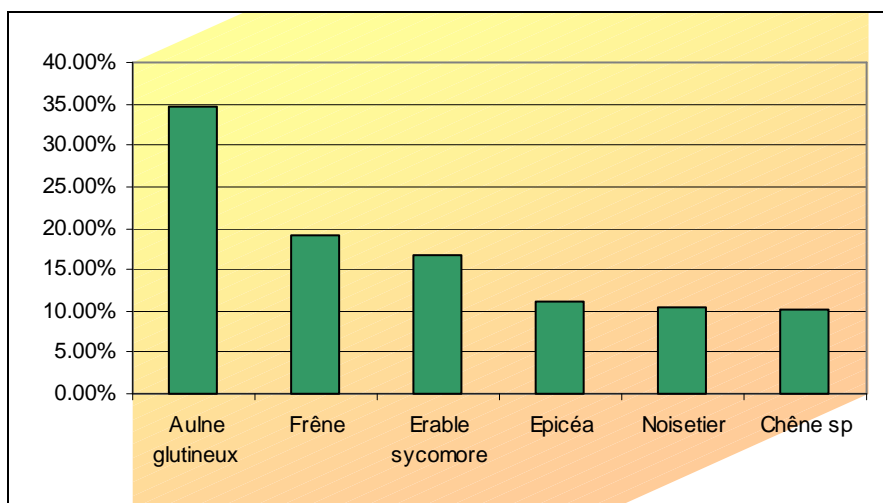


Figure 4 : Distribution de fréquence (% d'unités d'échantillonnage) des essences de la strate arborée (> 7 m de hauteur) du cordon rivulaire

En strate arborée, ces essences sont, par ordre décroissant de fréquence (fréquence des placettes où l'espèce est présente), l'aulne glutineux, suivi par le frêne et l'érable sycomore (figure 4). L'aulne glutineux est à ce point important le long des berges qu'il est présent dans 35% des unités d'échantillonnage. L'aulne est aussi présent en strate arbustive (strate < 7 m de hauteur) dans plus de 20% des situations, tout comme le noisetier, l'érable et le frêne (figure 5). D'autre part, cette figure 5 met en avant la présence d'essences typiques d'une strate arbustive, dépassant rarement 7 m et se retrouvant donc rarement en strate arborée (aubépine, sureau, vioerne...).

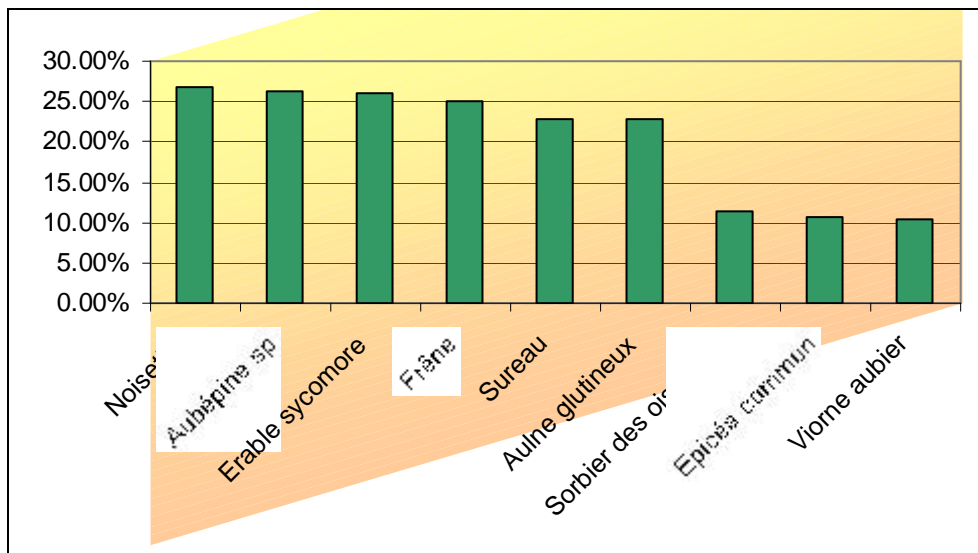


Figure 5 : Distribution de fréquence (% d'unités d'échantillonnage) des essences de la strate arbustive (< 7 m de hauteur) du cordon rivulaire

4. Recommandations de gestion de la ripisylve

Les cours d'eau sont un lieu où se focalisent un grand nombre d'intérêts divers (protection des biens et des personnes, tourisme, environnement...). Dès lors, chaque action menée sur le cours d'eau doit être raisonnée tant en ce qui concerne les enjeux locaux (d'ordre écologique, économique ou social), que les répercussions qu'elle engendrera en amont et en aval.

L'organigramme présenté en figure 6 fait le lien entre les objectifs principaux qu'il est possible d'assigner à un secteur de cours d'eau (cadres noirs), l'état à atteindre (cadres verts) et les programmes d'interventions sur la ripisylve (cadres rouges). Le gestionnaire décide d'intervenir ou non sur un secteur de cours d'eau. Le cas échéant, le parcours du secteur permettra de localiser les interventions nécessaires sur la ripisylve.

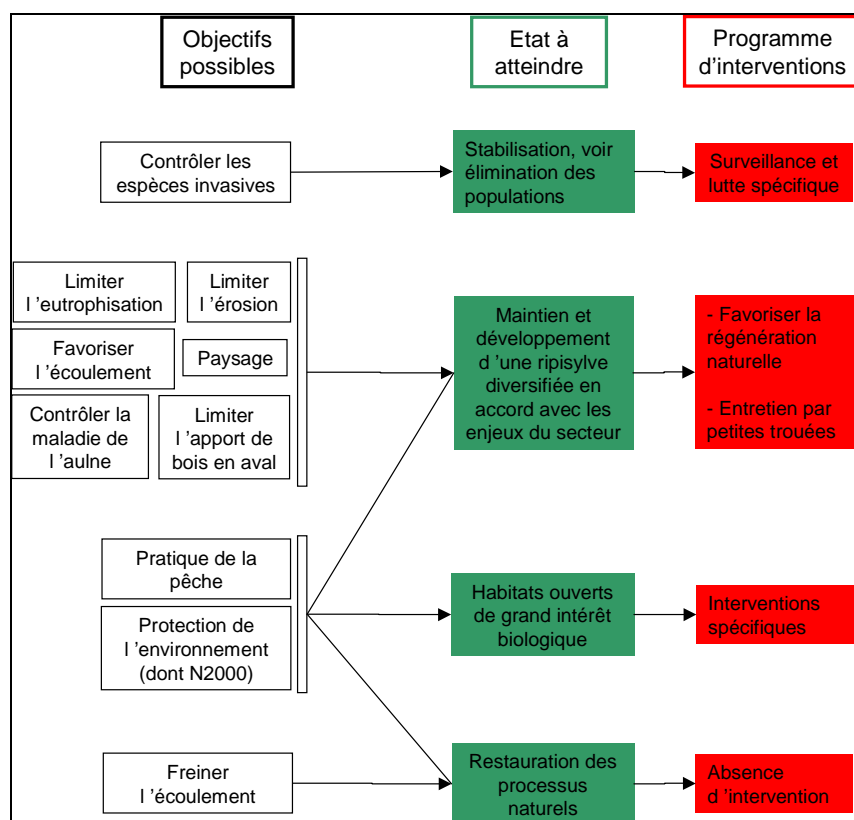


Figure 6 : Schéma d'intervention sur la ripisylve, différencié selon les objectifs de gestion retenus

Si très souvent l'abandon de toute intervention favorise au mieux le développement d'une ripisylve très intéressante sur le plan de la conservation de la nature, il est souvent incompatible avec la multiplicité des enjeux du secteur. Ainsi, c'est plutôt l'entretien des ripisylves par petites trouées (+/- 20 m) qui peut être considéré comme une méthode « standard » utilisée dans un grand nombre de situations. Il doit cependant être évité dans une série de cas particuliers, principalement liés à la conservation d'habitats ouverts de grand intérêt biologique (mégaphorbaies, berges verticales érodées favorables aux hirondelles de rivage...) ou dans les ripisylves forestières relevant des forêts alluviales.

Si le gestionnaire choisit d'intervenir, ces petites trouées d'environ 20 m devront être adaptées aux conditions locales (largeur du cours d'eau, forme de la vallée, occupation du sol, exposition...). On veillera à maintenir entre deux trouées, une ripisylve continue d'au moins deux fois la longueur de la trouée et en cas d'intervention sur les deux berges, on évitera de positionner celles-ci en vis à vis.

Sachant qu'une alternance d'ombre et de lumière est souvent favorable à la diversité et la productivité de la faune aquatique on privilégiera une mise en lumière au niveau des rapides, des seuils, là où l'oxygénation de l'eau est importante, et un ombrage au niveau des zones calmes et des mouilles.

Enfin, on positionnera les trouées en veillant à maintenir une diversité de la ripisylve dans les strates, les espèces et les classes d'âges en étant particulièrement attentif de conserver les arbres remarquables (le cas échéant, entretenir les têtards) ainsi que de maintenir les végétaux aquatiques, les racines dans l'eau, des gros arbres, quelques bois morts sur pied et dans l'eau, les branches basses, les buissons... (figure 7).



Figure 7 : Quelques éléments de la ripisylve favorables à la biodiversité

En milieu urbanisé, la ripisylve constitue un élément naturel, source de bien être au même titre que les espaces verts (oxygénation, rétention de polluants, aspect paysager, atténuation des vents, refuge de l'avifaune...). A ce titre, les principales recommandations sont :

- de favoriser autant que possible le maintien d'un cordon rivulaire continu et dense. Il assurera un rôle de corridor écologique, et pour les cours d'eau pollués, l'ombrage qui en résultera diminuera le risque d'eutrophisation. Aussi, il pourra servir de filtre vis-à-vis des sédiments et polluants provenant des voiries et des zones d'activité économique proches du cours d'eau ;
- de maintenir si possible les sources d'abris et de nourritures (arbres remarquables, buissons, débris ligneux, ...) à proximité des cours d'eau ;

Toutefois, les contraintes urbanistiques et la sécurité des personnes seront prioritaires.

Enfin, Il est préférable d'éviter l'abattage des arbres durant la période critique de reproduction des oiseaux : du 1^{er} avril au 30 juin selon les normes établies par la circulaire sur la biodiversité forestière.

5. Cas particulier de la maladie de l'aulne

C'est en 1999 que la maladie de l'aulne a été identifiée pour la première fois en Belgique (Cavelier *et al.*, 1999). Cette maladie, causée par *Phytophthora alni*, touche autant l'aulne glutineux, espèce indigène la plus fréquente le long de nos cours d'eau, que l'aulne blanc. Les aulnes atteints présentent différents types de symptômes, seuls ou en combinaison :

- des nécroses noires ou brunes peuvent apparaître à la base du tronc (dans les 2 premiers mètres) ou sur les grosses racines ;
- les feuilles sont plus petites et plus claires pouvant même être jaunâtres à jaunes selon la période d'observation ;
- le houppier s'éclaircit souvent sur le dessus au début et laisse apparaître progressivement des branches mortes.

En 2002, un inventaire par échantillonnage a été réalisé sur tous les cours d'eau classés et navigables en Région wallonne afin de cibler les zones concernées par la maladie et apprécier l'importance du phénomène (cf. point 3 ci-avant). Sur plus de 500 placettes installées, 184 comportaient de l'aulne et 63% d'entre-elles contenaient des aulnes présentant des symptômes de la maladie. Sur plus de 1000 aulnes décrits, 27% montraient des signes de la maladie.

Aussi, depuis 2002, 285 aulnes répartis dans 42 sites différents sont suivis annuellement afin de déterminer l'évolution des symptômes et l'importance des mortalités. Chaque brin d'aulne est décrit minutieusement, tant au niveau de son feuillage (coloration, taille, garniture du houppier, présence de branches mortes) qu'au niveau du tronc et des grosses racines émergées (recherche de nécroses). L'état sanitaire est réalisé à une seule reprise, à la fin de l'été (août-septembre), période la plus propice à l'observation des symptômes foliaires. Comme le montrent les graphiques ci-après (figure 8), la maladie est fort disséminée, le pourcentage de placettes contenant des aulnes présentant des symptômes est assez élevé et ce depuis 2002. Par contre, en terme de nombre d'individus, hormis un pic en 2004, la progression entre 2002 et 2006, bien que significative, est légère.

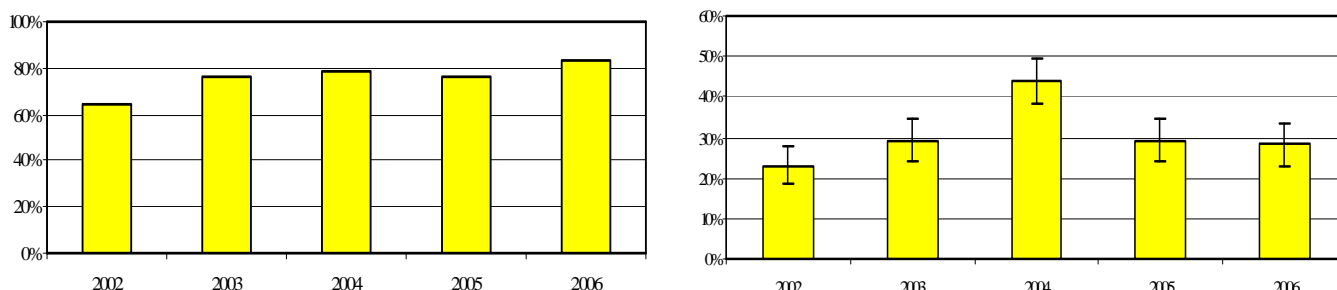


Figure 8 : Pourcentage de sites (à gauche) et d'aulnes (à droite) présentant des symptômes de la maladie

Le diagnostic de l'état sanitaire de chaque arbre constitue une phase préalable essentielle dans la gestion des dépérissements. Les nécroses qui apparaissent sur les 2 premiers mètres du tronc, avec éventuellement des écoulements noirâtres, sont des symptômes typiques d'une infection par le *Phytophthora* (figure 9). Cependant, l'observation de ces nécroses est variable au cours de l'année et n'est pas toujours aisée. Bien que moins spécifiques de l'infection par le *Phytophthora*, les symptômes foliaires (figure 10) sont plus faciles à observer et constituent malgré tout un bon témoin de l'état de santé de l'arbre. La démarche utilisée pour évaluer le degré d'infection des aulnes se base donc sur l'état du houppier.



Figure 9 : Présence de nécroses (taches noires) à la base du tronc jusqu'à 2 mètres de hauteur, d'où s'écoule un suintement de couleur rouille lorsque le champignon est actif

Figure 10 : Cime claire, feuilles jaunâtres et réduites

La période propice à l'observation des symptômes foliaires se situe à la fin de l'été, en août - septembre. L'échelle ci-dessous permet à l'opérateur d'évaluer le degré de dépérissement de l'arbre :

- niveau 1 : les aulnes présentent un houppier bien garni, avec des feuilles de taille normale et de couleur verte. Il n'y a pas de nécroses corticales sur le tronc.
- niveau 2 : les aulnes présentent des symptômes légers ; un houppier légèrement éclairci ou des feuilles jaunâtres. Ce niveau de symptômes n'est pas toujours détecté.
- niveau 3 : les aulnes présentent des symptômes marqués (tableau 1)
- niveau 4 : les aulnes sont mourants et présentent un houppier dégarni à plus de 50%

Tableau 1 : Combinaison de symptômes caractéristiques d'un niveau de dépérissement de niveau 3

Nécrose	Houppier	Taille des feuilles	Coloration des feuilles
Absente	Normale	Réduite	Normale
			Jaunâtre
	Cime claire	Normale	Jaunâtre
		Réduite	Normale
			Jaunâtre
Présence	Normale ou cime claire	Normale ou réduite	Normale ou jaunâtre

Le suivi des arbres sur pied et des souches recépées a montré que, selon le niveau de dépérissement, les modalités de gestion mais aussi le degré d'urgence de l'intervention pouvaient être différents. Ainsi, si l'on compare entre deux années successives les symptômes foliaires d'une part et la faculté de recépage d'autre part, on constate que :

- la plupart des arbres de niveau 2 (symptômes légers) ne présentent plus de symptômes foliaires l'année suivante. Il n'est donc pas urgent d'intervenir, d'autant plus qu'il n'est pas certain qu'il s'agisse dans tous les cas d'une infection par le *Phytophthora* ;
- les arbres de niveau 3 (symptômes marqués) conservent généralement (dans 75% des cas) leurs symptômes l'année suivante mais ont toujours une excellente capacité à rejeter des souches ;
- les arbres de niveau 4 (arbre mourant) ont atteint un niveau de dépérissement tel que leur capacité de rejeter des souches s'est fortement amoindrie. Le recépage n'est donc plus à conseiller.

Le recépage des aulnes malades n'est pas une priorité dans la gestion de la maladie car on ne peut espérer éradiquer le *Phytophthora* par l'abattage des arbres atteints. Le recépage permet cependant, dans certains cas, de maintenir la souche vivante et d'assurer la continuité de ses fonctions car les rejets de souche qui apparaissent après l'abattage sont sains.

Si l'on choisit d'intervenir, une mise en lumière suffisante de la souche sera nécessaire pour permettre une bonne reprise de celle-ci. Ainsi, l'entretien du cordon rivulaire par « petites trouées » constitue un mode de gestion possible, complémentaire aux autres enjeux, du moins si les trouées sont réalisées de manière adaptée (voir point 4 ci-avant relatif aux recommandations de gestion de la ripisylve). Le recépage des aulnes sera réalisé lorsque ceux-ci sont au stade de dépérissement 3, avant donc un stade de dépérissement trop avancé. Lors des abattages, on évitera de laisser des « tires-sèves » par un recépage de tous les brins. La coupe sera nette, franche et légèrement oblique. Elle sera effectuée le plus bas possible, c'est-à-dire juste au-dessus du niveau du collet pour les franc-pieds et juste au-dessus de l'insertion des brins pour les cépées, ce pour permettre aux rejets de développer un enracinement indépendant.

Les billes de pied portant des nécroses, tout comme les éventuels rejets infectés, seront éloignés du cours d'eau. Idéalement, ils pourraient servir de bois de chauffage, ce qui éliminerait tout risque éventuel de contamination. Les branches peuvent être broyées. Le broyat est exporté ou mis en haut de berge. Le rejet de copeaux dans l'eau de rivière est déconseillé, surtout lorsque la température de l'eau est supérieure à 6-8°C car les copeaux pourraient alors servir de vecteur de transport à longue distance du *Phytophthora*. Les copeaux issus des branches sont à priori indemnes de toute contamination par l'agent pathogène (qui n'est présent que dans les racines et les billes de pied). Ils peuvent donc être utilisés comme mulching par les entreprises de jardin. Les branches peuvent également être disposées en tas (fagots) sur le haut de la berge, de manière à éviter tout contact avec le cours d'eau pendant les mois qui suivent. L'exploitation des aulnes en hiver, quand la température de l'eau est basse, est le meilleur moyen d'éviter les contaminations.

6. Bibliographie

- ABRAS S., DEBRUXELLES N., DUFAYS E., LISSARRAGUE B., CHANDELIER A. & CLAESSENS H., 2006. Monitoring des bandes riveraines des cours d'eau et de l'état phytosanitaire de l'aulne et autres essences ligneuses de la berge, *rapport final janvier 2006*, MRW, DCENN, Gembloux
- BOYER M., PIÉGAY H., RUFFIONI C., CITTERIO A., BOURGERY C. & AILLEBOTE P., 1998. Guide technique SDAGE - La gestion des boisements de rivière, 2 volumes, Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse
- CAVELIER M., CLAESSENS H. & ETIENNE M., 1999. Premier signalement du *Phytophthora* de l'aulne (*Alnus glutinosa*) en Belgique, *Parasitica*, N°55(2-3), 63-71
- DEBRUXELLES N., DE MERLIER D., NEYRINCK N., DUFAYS E., CHANDELIER A. & CLAESSENS H., 2004. Etude du développement de la nouvelle maladie de l'aulne (*phytophthora alni* sur *alnus glutinosa*) et de ses conséquences sur la gestion des cours d'eau, *rapport final janvier 2004*, MRW, DCENN, Gembloux
- DEBRUXELLES, DUFAYS E. & CLAESSENS H., 2007. Monitoring des bandes riveraines des cours d'eau wallons, *rapport intermédiaire mars 2007*, MRW, DCENN, Gembloux.
- MOUCHET F., DEBRUXELLES N., GRAUX G., DUFAYS E., AUGIRON K. & CLAESSENS H., 2004. Physionomie et composition des zones riveraines des cours d'eau de Wallonie, *Forêt wallonne*, N°68, 2-7
- MOUCHET F., LAUDELOUT A., KEVER D., CLAESSENS H. & PAQUET J.-Y., 2005. Etude de la typologie et de la dynamique des forêts ripicoles wallonnes : conséquences pour la gestion hydrologique et biologique des cours d'eau, *rapport final décembre 2005*, MRW, DCENN, Gembloux
- MOUCHET F., HENROTAY F. & CLAESSENS H., 2007. Développement et mise en oeuvre d'une méthode de gestion sectorisée des bandes riveraines des cours d'eau de Région wallonne, *rapport final janvier 2007*, MRW, DCENN, Gembloux
- MOUCHET F., LAUDELOUT A. & DEBRUXELLES N., 2007. Guide d'entretien des ripisylves, MRW, DCENN, Gembloux
- PIÉGAY H., PAUTOU G. & RUFFIONI C., 2003. Les forêts riveraines des cours d'eau. Ecologie, fonctions et gestion, *Institut pour le Développement forestier*, Paris.

Tests de gestion mécanique des Renouées envahissantes (*Fallopia* spp.) le long des berges en Région wallonne

PIERET Nora, DELBART Emmanuel, MAHY Grégory

Laboratoire d'Ecologie - FUSAGx – Gembloux
pieret.n@fsagx.ac.be

1. Introduction

Depuis des siècles, l'homme s'est déplacé en emportant judicieusement avec lui les espèces végétales qui lui étaient utiles pour la culture (la tomate, le blé, le maïs...), l'élevage et l'ornement. Associées à ces espèces, pestes et maladies étaient simultanément et involontairement véhiculées. La modernisation des moyens de transport, le commerce, le tourisme et l'intensification des activités humaines, des échanges internationaux en général, ont favorisé ce déplacement d'espèces. L'homme leur a ainsi permis de se disperser au-delà des montagnes et des océans, barrières naturellement infranchissables par leurs seules capacités de dispersion. Il a ainsi joué le rôle de vecteur de dispersion et a donné aux espèces la possibilité de coloniser de nouveaux horizons jusqu'alors inaccessibles. Ces espèces introduites dans de nouvelles contrées sont appelées espèces **exotiques**.

Parmi toutes les espèces exotiques introduites, certaines parviennent à s'installer dans leur nouvel environnement, à s'acclimater aux nouvelles conditions environnementales, à se reproduire et à former de nouvelles populations viables sans l'aide de l'homme. Ces espèces sont dites **naturalisées**. Malheureusement, quelques-unes de ces espèces naturalisées se répandent ensuite de manière explosive dans leur zone d'introduction: on les appelle espèces **envahissantes** (ou « invasives » par anglicisme) (Richardson *et al.*, 2000). On estime qu'une espèce de plante exotique sur mille introduites peut devenir envahissante dans sa zone d'introduction (Williamson, 1996). Cette explosion démographique ne se fait pas sans conséquence. Les impacts peuvent être multiples: problèmes de santé publique (cas de la Berce du Caucase), freins aux activités humaines, altérations des écosystèmes envahis mais surtout menaces de la biodiversité native (Parker *et al.*, 1999). En effet, les espèces introduites présentent souvent l'intérêt d'être très vigoureuses, présentant des capacités de reproduction élevées et constituant souvent de très bonnes compétitrices face aux espèces **indigènes**. A l'échelle planétaire, les invasions biologiques sont ainsi considérées comme la seconde cause de diminution de la biodiversité après la perte et la fragmentation des habitats naturels. L'impact économique des invasions biologiques est considérable bien que fort difficile à évaluer en raison de la multiplicité des paramètres à prendre en compte (Parker *et al.*, 1999).

Les plantes exotiques envahissantes sont très souvent observées dans les zones perturbées comme les zones urbanisées et industrielles mais peuvent également être observées dans des milieux plus naturels (Alper *et al.*, 2000 ; Burk & Grime, 1996). Les berges de cours d'eau sont des milieux particulièrement sensibles aux invasions par les plantes suite à la fréquence des perturbations qu'elles subissent, tant naturelles (crues) qu'artificielles (aménagement). Elles engendrent différents dégâts tels que la déstabilisation des berges, une intensification de leur érosion, une réduction de l'accès aux cours d'eau, une destruction des frayères, une augmentation de l'eutrophisation du cours d'eau, la formation d'embâcles,... (Master & Sheley, 2001). En tant qu'éléments linéaires du paysage, les cours d'eau et leurs berges jouent ainsi un rôle prépondérant dans la dispersion des plantes invasives en tant qu'habitat et en facilitant la dispersion des graines au gré du courant (With, 2000). Les Renouées sont des espèces emblématiques de l'invasion des berges des cours d'eau dans nos régions.

Jusqu'en 2006, il n'existait pas en Région wallonne de programme coordonné dans le domaine des invasions biologiques. Pour combler cette lacune, une convention MRW-DCENN a été mise en place pour étudier les méthodes de gestion et fournir des conseils sur les meilleures pratiques à respecter pour plusieurs espèces invasives dont les Renouées envahissantes. Une gestion mal adaptée peut en effet amplifier le processus d'invasion! Les données récoltées visent à étudier l'impact des différentes méthodes de gestion sur la capacité de croissance de la plante et sur la flore indigène, ainsi qu'à estimer le travail d'entretien nécessaire et le coût des différentes techniques.

2. Renouées envahissantes

Les Renouées envahissantes (*Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene, *F. sachalinensis* (F. Schmidt Petrop.) Ronse Decraene) ont été introduites au XIX^e siècle comme plantes ornementales, fourragères et fixatrices de sol. Après une phase de latence d'une cinquantaine d'années, leur démographie est devenue exponentielle. Elles ont également donné naissance à une espèce hybride *F. x bohemica* (Chrtk et Chrtková) J. P. Bailey, très vigoureuse (Weber, 1997).

Les trois espèces sont morphologiquement très semblables avec des tiges creuses, noueuses, légèrement teintées de rouge et un limbe foliaire cordé. Elles forment des massifs très denses, couvrant parfois plusieurs centaines de mètres carrés et colonisent des habitats très divers (figures 1 et 2). Bien que produisant des graines, leur dispersion est assurée principalement par le transport de fragments de leurs rhizomes, organes sous-terrains de stockage des éléments nutritifs assurant la pérennité de la plante. Ce transport peut avoir lieu lors de déplacements de terre, au fil du courant de la rivière...



Figure 1 : Clones de *Fallopia japonica*



Figure 2 : Comparaison des limbes foliaires de (de gauche à droite) *Fallopia sachalinensis*, *F. X bohemica* et *F. japonica*

Les impacts causés par les Renouées envahissantes peuvent être multiples. La présence des Renouées peut entraîner une déstabilisation des berges et favoriser leur érosion, former des embâcles, déstructurer les frayères, mais surtout menacer la biodiversité native. En effet, les Renouées envahissantes forment des massifs denses et monopolisent l'ensemble des ressources nutritives. Elles sont ainsi de très bonnes compétitrices face aux espèces **indigènes**. Tous les niveaux trophiques sont susceptibles d'être influencés par leur présence, par des effets en cascade.

3. Prévention et gestion

Il est possible d'agir à différents niveaux concernant la problématique des invasions biologiques. Il est toutefois plus efficace et moins coûteux d'agir préventivement que de manière curative une fois les invasions déclarées. Concernant la prévention, il est envisageable d'agir sur le choix des espèces pénétrant sur le territoire de même que sur l'information du public et des secteurs professionnels concernés (horticulteurs, paysagistes, gestionnaires...) afin de les conscientiser et de prendre en compte la problématique lors de leur choix de consommation, de leurs activités. L'expérience des pays voisins permet également d'identifier les futures espèces invasives potentielles. En Belgique, le Forum belge sur les espèces invasives propose ainsi une classification des espèces exotiques envahissantes au sein de listes noires et de listes de surveillance. Cette classification, établie par des experts, tient compte des impacts des espèces et de leur niveau d'invasion en Belgique et peut servir de base de référence.

Dans le domaine de la gestion, la méthode à appliquer dépend de l'espèce, du site envahi ainsi que de son degré d'invasion. Les méthodes de gestion peuvent être mécanique, écologique (restauration des habitats naturels), biologique ou chimique. Le long des cours d'eau, la solution chimique est bien entendu écartée.

3.1 Tests de gestion des Renouées envahissantes

En ce qui concerne les Renouées envahissantes, les méthodes de gestion testées dans le cadre de la convention MRW-DCENN sont des méthodes mécaniques. Elles consistent en l'épuisement des ressources nutritives contenues dans les rhizomes de la plante par la fauche ou le traitement thermique (figure 3),

associé ou non à une couverture du sol et une verdurisation. Différents types de couvertures du sol sont comparées (bâche agricole, géotextile, biomulch, bâche anti-racines...) (figure 4), de même que différents types de verdurisation (plantation d'essences arbustives ou semis de graminées).



Figure 3 : Gestion d'un clone de *Fallopia japonica* par la technique du traitement thermique



Figure 4 : Gestion d'un clone de *Fallopia japonica* par la fauche, la pose d'un biomulch et la plantation de boutures de saules

Chaque méthode est testée sur au moins deux clones. Son efficacité est évaluée par la réalisation d'une série de mesures au sein de quadrats permanents de 1 m², disposés à raison de deux quadrats par clone géré. Les mesures réalisées portent sur la taille et la forme des rejets (nombre, longueur, diamètre) ainsi que sur la flore indigène présente (richesse spécifique, recouvrement). L'ensemble des clones est visité mensuellement durant toute la saison de végétation de la plante en vue de réaliser les mesures et les opérations de dégagement.

Les tests ont débuté en 2006 par la mise en place de la fauche et du traitement thermique. La mise en place des autres méthodes de gestion a été finalisée en 2007. Les résultats intermédiaires sont présentés dans les points suivants.

3.1.1 Impacts sur la plante

En ce qui concerne la **densité des rejets**, deux observations majeures ont été faites : le traitement thermique augmente la densité des rejets tandis que la bâche anti-racines résiste à la perforation et la réduit fortement. Parmi les autres techniques, les efficacités sont relativement équivalentes avec un meilleur résultat pour les bâches suivies de la fauche et des semis de graminées (tableau 1).

Tableau 1 : Impacts des méthodes de gestion testées sur la densité des rejets de Renouée du Japon. Le « Delta 06-07 » est exprimé en pourcents du nombre de tiges en 2006

Méthode	Delta 06-07
Bâche Anti-racine	-98
Bâches (autres)	-59
Fauche	-52
Herbacées	-50
Bouturage de saules	-31
Géotextile+arbustes	-7
Géotextile+herbacées	-4
Arbustes	25
Thermique	29

Les gestions réalisées ont influencé également la **forme des rejets**. Les données de longueur et de circonférence ont été combinées par l'intermédiaire d'un calcul du volume de chaque tige, assimilée à un cylindre. Les résultats intermédiaires montrent que l'ensemble des techniques mises en place ont permis de réduire le volume à extraire, certaines techniques, comme les bâches, le réduisant d'avantage (tableau 2). Il est important de souligner que cette réduction du volume a également été permise par la réalisation des gestions selon un rythme mensuel, ne permettant pas aux tiges d'atteindre une taille importante.

Tableau 2 : Impacts des méthodes de gestion testées sur le volume des rejets à prélever avant chaque opération de gestion de la Renouée du Japon. Le « Delta 06-07 » est exprimé en pourcents du volume de 2006

Méthode	Delta 06-07
Bâche Anti-racine	-99,6
Fauche	-87,7
Herbacées	-83,2
Géotextile+arbustes	-80,4
Bâches (autres)	-78,4
Thermique	-75,3
Bouturage de saules	-55,7
Géotextile+herbacées	-34,2
Arbustes	-14,9

Du point de vue de la capacité de restauration des sites, les différentes techniques ont permis une augmentation du nombre **d'espèces indigènes** présentes, excepté dans le cas de l'application du traitement thermique et de la bâche anti-racines (tableau 3).

Tableau 3 : Impacts des méthodes de gestion testées sur la densité observée en espèces indigènes avant chaque opération de gestion de la Renouée du Japon. Le « Delta 06ini-max07 » représente le gain en nombre d'espèces entre la situation initiale avant gestion en 2006 et le maximum d'espèces indigènes observé en 2007

Méthode	Delta 06ini-max07
Arbustes	8
Herbacées	7
Bouturage de saules	5
Bâches (autres)	4
Géotextile+arbustes	3
Géotextile+herbacées	3
Fauche	2
Thermique	0
Bâche anti-racines	-2

3.1.2 Coûts

Du point de vue du coût, les méthodes impliquant l'utilisation du géotextile sont les méthodes les plus coûteuses. La fauche et le traitement thermique sont les méthodes les moins onéreuses. Les autres méthodes engendrent des coûts relativement équivalents (tableau 4).

Tableau 4 : Coûts (€/m²) des différentes méthodes de gestion testées pour 2006 et 2007.

« m » : moyenne, « σ » : écart-type, « * » : valeur manquante.

Ces estimations n'incluent pas les frais de déplacement. Le coût horaire de la main d'œuvre est fixé à 30 €/h

Méthode	m	σ
Fauche	3,6	1,2
Thermique	3,7	*
Bâche anti-racine	10,6	*
Plantations	11,2	*
Bâches (autres)	15,8	2,9
Herbacées	16,9	14,6
Bouturage de saules	19,3	4,6
Géotextile+arbustes	19,6	8,4
Géotextile+herbacées	25,7	1,7

3.1.4 Conclusions intermédiaires

Les méthodes de gestion testées démontrent, d'après les résultats actuels, une certaine efficacité quant à la réduction du volume de matériel végétal à gérer. Toutefois, il est encore difficile de déterminer dans quelle mesure les méthodes testées permettent d'épuiser les ressources nutritives des Renouées envahissantes. Une gestion durant plusieurs années est en tout cas bel et bien nécessaire.

Les mesures effectuées ont permis de réaliser une série d'observations permettant de dégager les bonnes et mauvaises pratiques de gestion des Renouées envahissantes et démontrent l'importance de choisir la méthode de gestion au cas par cas afin qu'elle soit la plus adéquate. Chaque méthode possède en effet ses avantages et ses inconvénients. Des observations supplémentaires sont nécessaires pour confirmer et approfondir les résultats obtenus.

3.2 Autres espèces étudiées

Dans le cadre de ses objectifs, la convention MRW-DCENN étudie également les méthodes de gestion mécaniques de la Berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier, Apiaceae) et de la Balsamine de l'Himalaya (*Impatiens glandulifera* Royle, Balsaminaceae) (figures 5 et 6), représentant également des espèces exotiques envahissantes emblématiques de l'invasion des berges des cours d'eau.



Figure 5 : Individus de Berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum*)



Figure 6 : Individus de Balsamine de l'Himalaya (*Impatiens glandulifera*)

4. Informations complémentaires

Des informations supplémentaires sont disponibles sur les deux sites internet suivants :

- Site officiel du projet MRW-DCENN « Mise en place d'une cellule d'appui à la gestion des plantes invasives. Proposition de solutions de gestion préventives et actives des plantes invasives le long des cours d'eau non navigables en Région wallonne » proposant différents documents comme un guide de conseils de gestion et un guide de reconnaissance des principales espèces de plantes invasives des milieux humides : www.fsagx.ac.be/ec/
- Forum belge sur les espèces invasives synthétisant au sein d'une base de données consultable en ligne, l'information scientifique disponible relative à l'écologie et aux impacts des plantes et des animaux exotiques les plus dommageables à l'environnement. Le classement se fait suivant un protocole d'évaluation du risque appelé ISEIA : ias.biodiversity.be

5. Remerciements

Nous adressons tous nos remerciements aux contrats de rivière Amblève, Ourthe, Sambre et affluents et Vesdre pour leur contribution de même qu'à l'ensemble des gestionnaires qui nous ont épaulés et aidés dans la réalisation des tests de gestion.

6. Bibliographie

- ALPER P., BONE & HOLAPFEL C., 2000. Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 3: 52-66.
- BURK M.J.W. & GRIME J.-P., 1996. An experimental study of plants community invasibility. *Ecology*, 77: 776-790.
- MASTERS R.A. & SHELEY R.L., 2001. Principles and practices for managing rangeland invasive plants. *Journal of range management*, 54(5): 502-517.
- PARKER I.M., SIMBERLOFF D., LONSDALE W.M., GOODDELL K., WONHAM M., KAREIVA P.M., WILLIAMSON M.H., VON HOLLE B., MOYLE P.B., BYERS J.E. & GOLDWASSER L., 1999. Impact : Toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological invasions*, 1(1): 3-19.
- REJMÁNEK M. & RICHARDSON D.M. 1996. What attributes make some plant species more invasive. *Ecology*, 77: 1655-1661.
- RICHARDSON D.M., PYŠEK P., REJMÁNEK M., BARBOUR M.G., PANETTA F.D. & WEST C.J., 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Biodiversity and Distributions*, 6:93-107.

WEBER E.F., 1997. The alien flora of Europe: a taxonomic and biogeographic review. *Journal of Vegetation science*, 8:656-572.

WITH K.A., 2001. The landscape Ecology of Invasive spread. *Conservation Biology*, 16:1192-1203.

WILLIAMSON M., 1996. Biological invasions. Chapmanet Hall. London.

Gestion physique concertée des cours d'eau en basse Semois, 10 années d'expérience avec le contrat de rivière

ROSILLON Francis

Département des Sciences et Gestion de l'Environnement – Université de Liège
f.rosillon@ulg.ac.be

1. Introduction

Depuis plus de 12 années, à travers les contrats de rivière, une gestion participative de l'eau au niveau local, est mise en œuvre avec succès en Région wallonne de Belgique (Rosillon & Vander Borght, 2005). Grâce à ce mode de gestion innovante et concertée, les partenaires publics et privés rassemblés au sein d'un comité de rivière définissent consensuellement et sur base volontaire un programme d'actions en vue de restaurer les multiples fonctions et usages de l'eau à l'échelle d'un bassin versant. A ce jour, 18 contrats de rivière couvrent 80% du territoire wallon.

Au-delà des nombreuses réunions de concertation et des rencontres entre acteurs, le contrat de rivière est concrétisé au quotidien par un programme d'actions locales concrètes qui assurent la crédibilité de la démarche, tout en renforçant l'adhésion des usagers au projet.

Parmi ces actions locales, celles relatives à la gestion physique des cours d'eau occupent une place privilégiée. Le caractère multifonctionnel des cours d'eau implique des modes de gestion qui garantissent cette plurifonctionnalité en respect des préoccupations de chacun des usagers. La gestion physique ne peut être inféodée au seul domaine sectoriel hydraulique par exemple mais il convient qu'elle intègre tous les aspects du cours d'eau. Aussi, la gestion physique des cours d'eau implique l'intégration des fonctions hydraulique, biologique, paysagère, halieutique... voire historique et culturelle ; ces fonctions étant portées par divers représentants invités à participer aux travaux du comité de rivière.

En Région wallonne, les contrats de rivière ont apporté leur contribution en faveur d'une gestion physique intégrée en mettant notamment en exergue les avantages des techniques de génie végétal. L'exemple des actions menées dans le cadre du contrat de rivière Semois est particulièrement évocateur de cet apport de la gestion participative pour une restauration physique des écosystèmes aquatiques.

Initié en 1994 par les 12 principales communes du bassin, le contrat Semois a acquis, à travers les programmes européens Interreg II et III un caractère transfrontalier, Semois belge et Semoy française étant associées dans un même projet (Rosillon & Lobet, 2007). Ce rapprochement avec nos amis français a encore renforcé l'intérêt d'une approche écosystémique basée sur le recours à des techniques « douces » de gestion des cours d'eau.

Alors que par le passé, les interventions en Semois consistaient en la pose de gabions ou d'enrochements afin de lutter contre l'érosion des berges, aujourd'hui, les interventions ne sont plus uniquement réalisées à partir de support minéral. Le végétal est aussi utilisé.

Avant de préciser les techniques mises en œuvre dans trois cas précis, nous rappellerons la méthodologie du contrat de rivière. Nous insisterons sur les résultats obtenus, certaines réalisations ayant près de 10 années d'âge. Signalons que ce tronçon de la Semois est classé en rivière navigable et flottable et est soumis à la gestion de la Direction des Voies hydrauliques du Ministère de l'Équipement et des Travaux publics (MET). Ce gestionnaire, ayant adhéré à l'esprit et à la démarche du contrat, joue pleinement la carte de la concertation.

Les trois cas présentés ci-après répondent chacun à un contexte spécifique :

- la restauration d'une île en basse Semois répond au souhait de son propriétaire, l'asbl « Espaces pour demain », de préserver cette île et de reconstituer la tête de l'île particulièrement érodée ;
- l'aménagement d'une frayère dans le cadre du plan de gestion piscicole Semois/Semoy vise à retrouver des potentialités naturelles de reproduction des poissons, particulièrement en faveur des cyprinidés et de gérer les habitats ;

- le troisième cas de figure étudié s'inscrit dans le cadre de la restauration d'un ouvrage patrimonial ancien particulièrement dégradé. Il s'agit du barrage de Alle-sur-Semois, datant de plusieurs siècles et auquel les usagers et riverains se sentaient sentimentalement attachés.

2. Matériel, méthodes et techniques mises en oeuvre

2.1 La démarche participative du contrat de rivière, un cadre adéquat pour des projets de gestion physique des cours d'eau

Les modalités de mise en œuvre des contrats de rivière en Région wallonne sont définies par une circulaire ministérielle. La première datant de mars 1993, relative aux conditions d'acceptabilité et aux modalités d'élaboration des contrats de rivière, a fait l'objet de plusieurs adaptations mais l'esprit reste le même. Suite à l'adoption du code wallon de l'eau dans lequel est repris le contrat de rivière, un arrêté d'application est en cours d'élaboration, ce qui devrait renforcer plus encore la démarche « contrat de rivière », pressentie par les autorités wallonnes comme un des outils au service de la Directive Cadre Eau (DCE). De par leur proximité avec les acteurs de terrain, les contrats de rivière seront amenés à apporter leur contribution à la réalisation d'actions locales complémentaires aux programmes wallons en vue d'atteindre le bon état des eaux en 2015, particulièrement les actions en faveur d'un bon état écologique.

Après un inventaire de terrain, souvent réalisé en partenariat avec les membres du comité de rivière et l'identification de points noirs prioritaires, le comité définit un programme d'actions de restauration consigné dans le contrat qui sera signé par l'ensemble des acteurs concernés. Cette concertation portant sur l'élaboration d'un programme est très souvent complétée par une série de rencontres spécifiquement organisées afin de préciser l'objet des travaux à réaliser préalablement à la mise en chantier.

Lors de ces réunions de terrain animées par la cellule de coordination du projet, le gestionnaire est entouré de divers représentants concernés par la rivière. A titre d'exemple, pourront être invités : la commune concernée, des représentants de la Division Nature et Forêt, le service de la pêche, des associations de pêcheurs, des associations de défense du patrimoine, parfois des associations de riverains, les services de l'urbanisme, des représentants du secteur touristique, la Commission Royale des Monuments, Sites et Fouilles en cas de travaux dans un site classé, par ailleurs nombreux en vallée de Semois ardennaise.

2.2 Techniques mises en œuvre lors de la réalisation des travaux

2.2.1 La restauration de l'île du Pont de Claies à Laforêt (Commune de Vresse)

Ce sont essentiellement des techniques de génie végétal qui ont été mises en œuvre. La technique du peigne, décrite par Lachat (1994), qui consiste à piéger les sédiments charriés par la rivière a été utilisée en tête de l'île. Au pied de la berge sapée, des cimes d'épicéas ont donc été entassées de manière enchevêtrée et solidement attachées afin de former un ensemble végétal capable de filtrer les éléments en suspension dans l'eau (figure 1). Ces amas de végétaux sont en général placés perpendiculairement au courant qui traverse le peigne. Ce dispositif permet de réduire la vitesse d'écoulement. Les sédiments fins véhiculés dans la rivière peuvent alors se déposer et reconstituer la berge.

A hauteur de la berge de l'île, côté Semois, des épis réalisés, eux aussi avec des cimes d'épicéas, ont été mis en œuvre. Ces épis seront orientés légèrement vers l'amont, solidement ancrés dans le substrat et séparés de 5 à 10 mètres l'un de l'autre. De cette façon, le dépôt de sédiment devrait se faire de manière à reconstituer un nouveau pied de berge en feston (Tassin *et al.*, 2002).

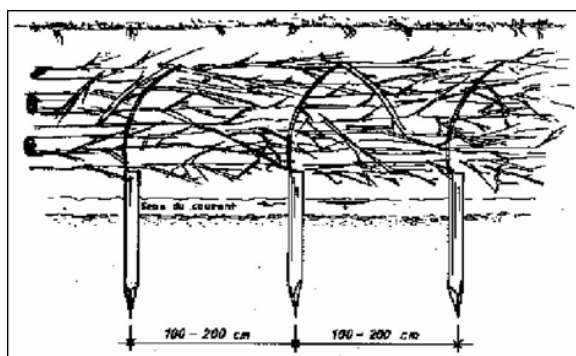


Figure 1 : Principe et confection du peigne (Silène-Biotec, Lachat, 1994)

A d'autres endroits de la Semois navigable, des fascines et des tapis vivants ont été installés. C'est notamment le cas des aménagements réalisés à la noue de l'Ai à Frahan (Commune de Bouillon) dans le cadre du programme LIFE de mise en valeur des sites de la Moyenne Semois (Semois et Vierre, 2001).

2.2.2 L'aménagement d'une frayère aux îles de la Bergerie à DOHAN (Commune de Bouillon)

Dans le cadre du plan de gestion piscicole du bassin de la Semois, l'évaluation de la qualité des habitats de reproduction du brochet constitue un élément majeur. Le fonctionnement des annexes fluviales est avant tout tributaire des niveaux d'eau qui règnent dans le chenal principal. Quelque soit le type d'annexe, il est indispensable de retrouver des critères de pente (inondabilité et connectivité), d'accessibilité, d'installation de végétaux aquatiques et de plantes herbacées, de réchauffement des eaux, de production biologique.

Il est donc impératif de bien connaître le régime hydrologique de la rivière et en particulier le seuil de débit dépassé en continu durant la période de reproduction. C'est le débit biologique de fonctionnement des surfaces mouillées. Pendant la période de fonctionnement des frayères à brochets, l'examen des débits classés montre que cette valeur se situe au-dessous du module (moyenne des débits moyens annuels pour la période de reproduction). Il est aussi important que les juvéniles puissent regagner la rivière à temps, avant l'étiage, d'où la prise en compte du critère de connectivité (Perez *et al.*, 2005).

Le site de la Bergerie en basse Semois, constitué d'une annexe aquatique en voie de comblement, a fait l'objet de travaux de restauration afin de retrouver une fonctionnalité en termes d'habitat de reproduction pour le brochet. En préparation à cet aménagement, une étude topographique du site, couplée à l'élaboration d'une relation entre la hauteur d'eau dans l'annexe et le débit de la rivière (courbe de tarage), a permis d'obtenir une quantification des surfaces en eau favorables à la reproduction et de modéliser ces surfaces en fonction de débits simulés (figure 2). Cette étude a permis de déterminer la nature des travaux de terrassement et de reprofilage des berges afin d'obtenir une surface potentielle de reproduction satisfaisante (Perez *et al.*, 2005).

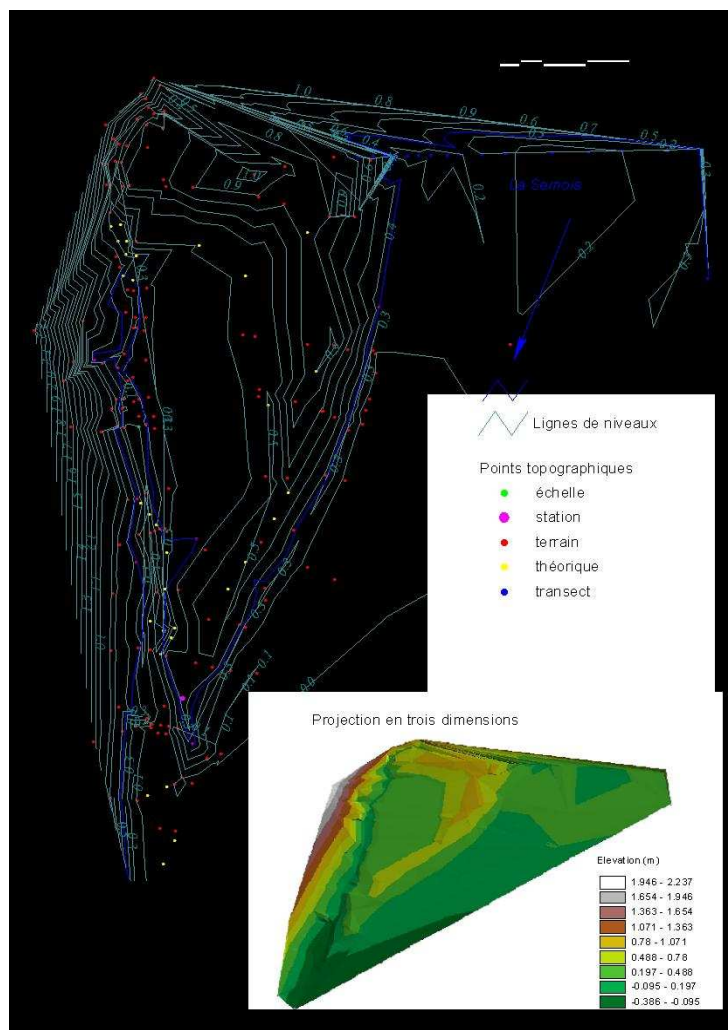


Figure 2 : Topographie du site de la Bergerie avant travaux (Perez, 2005)

3.2 Réalisation et évaluation des travaux

3.2.1 La restauration de l'île du Pont de Claies à Laforêt (Commune de Vresse)

Les travaux se sont échelonnés sur plusieurs années. Les asbl « les Amis de la Terre » et « Espaces pour demain », aidées par quelques bénévoles et encadrées par l'expertise du bureau Eco-Tec (JM Laurent), ont mis en place les premiers dispositifs de peigne en décembre 2005. Ceux-ci ont été complétés l'année suivante.

Quelques années après la réalisation des travaux qui consistaient principalement en la pose de peignes de cimes d'épicéas, on peut noter des dépôts de sédiments importants. Les atterrissements ainsi formés en tête de l'île ont été colonisés naturellement au fur et à mesure de leur développement par des végétaux qui renforcent la stabilité des dépôts. cinq ans après le chantier, la tête de l'île a été complètement reconstituée. Environ 18 m de terrain ont pu ainsi être regagnés sur la rivière (figure 4).



Figure 4 : Reconstitution de la tête de l'île du Pont de Claies à Laforêt (Photo F. Rosillon, 2007)

A hauteur de la berge de l'île, côté Semois, le résultat est moins spectaculaire. On peut remarquer également la présence de dépôts mais ceux-ci semblent moins réguliers que ceux constatés en tête d'île. Des plantations d'hélophytes ont permis de renforcer la stabilisation de l'ouvrage. Au final, les berges sapées ont été reconstituées, le dispositif en place devant encore se renforcer à l'avenir à la faveur des apports sédimentaires des crues hivernales.

La technique du peigne présente l'avantage de produire un effet immédiat de protection et représente une intervention peu coûteuse et rapide, applicable en cas d'urgence. Par ailleurs, cette technique est confrontée aux difficultés suivantes :

- elle est utilisable uniquement sur des cours d'eau où le transport solide est important ;
- des crues fréquentes sont nécessaires pour favoriser un important dépôt de sédiments ;
- dans un lit rocheux comme celui de la Semois ardennaise, une solide fixation des dispositifs mis en place ne peut parfois être garantie que par l'utilisation de barres en fer qui peuvent toutefois être enlevées après quelques années.

Si le dispositif mis en place à l'île du Pont de Claies a conduit à des résultats spectaculaires, il n'en est pas de même à d'autres endroits de la Semois où les peignes placés ont été moins efficaces, le transport solide étant plus faible. C'est le cas d'un chantier de restauration de berge sapée au méandre du Han à Dohan.

3.2.2 L'aménagement d'une frayère aux îles de la Bergerie à DOHAN (Commune de Bouillon)

L'étude topographique de la noue de la bergerie et la modélisation des hauteurs d'eau dans la frayère en fonction de débits ont permis de définir les clauses techniques de mise en œuvre des travaux (Perez, 2005).

Dans le cadre du bail d'entretien de la Semois navigable, la Direction des Voies Hydrauliques du MET, gestionnaire du cours d'eau, a réalisé des travaux de terrassement et de reprofilage des berges en référence à l'étude préalable. Par ailleurs, le maître d'œuvre a pris soin, avant travaux, de prélever les plantes aquatiques présentes sur le site et de les réserver pour une réimplantation après travaux.

La surface potentielle de fraye est passée de 800 à 1700 m². Rapidement, le plan d'eau a été envahi de glycérie (*Glyceria maxima*), cette espèce dominant toutes les autres. Cette végétation dense (figure 5) est favorable à l'accueil des brochets qui affectionnent ce type de support pour le dépôt des œufs. Des géniteurs ont été observés dans le plan d'eau à la période de fraye mais il serait opportun à l'avenir de développer un suivi scientifique rigoureux afin de s'assurer du bon fonctionnement de cette frayère.

Au niveau des berges, la balsamine géante de l'himalaya (*Impatiens glandulifera*) a rapidement colonisé les terres remaniées qui ceignent le plan d'eau, le site de la Bergerie étant couvert par cette plante invasive. Des chantiers d'élimination de cette plante sont prévus dans le nouveau programme d'actions du contrat de rivière Semois approuvé en décembre 2007.

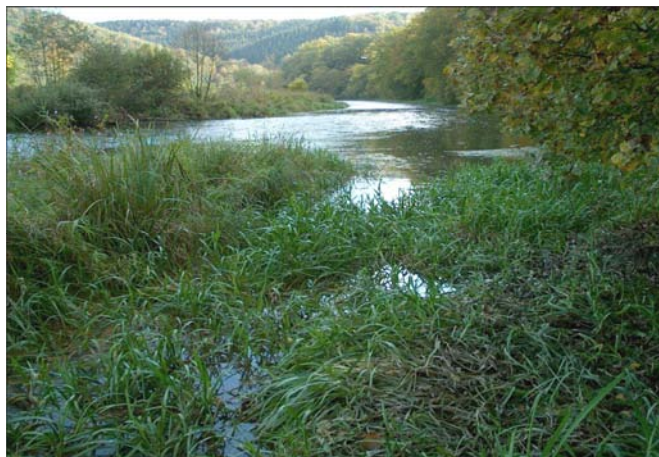


Figure 5 : Frayère des îles de la Bergerie après travaux (Photo F. Rosillon, 2007)

3.2.3 La restauration du barrage de Alle-sur-Semois (Commune de Vresse)

Afin de respecter le caractère patrimonial de cet ancien ouvrage, la technique dite du perré crêté a donc été utilisée. Sur base de l'observation de l'ancienne structure, les travaux ont été réalisés en 2006 et 2007 par le gestionnaire du cours d'eau (MET). Ces travaux ont consisté en la restauration des perrés du bief d'alimentation de l'ancien moulin et la reconstruction de la digue du barrage en respectant les cotes des niveaux d'eau retrouvés sur d'anciens plans. Les pierres utilisées sont des schistes et des schistes gréseux provenant d'une carrière proche du chantier.

La pose manuelle réalisée jadis, à la force des bras, a été aujourd'hui rendue moins contraignante par l'utilisation d'engins modernes de génie civil, la maîtrise de la technique par l'entrepreneur étant absolument indispensable à la bonne réalisation des travaux (figure 6). Préalablement à la pose, l'entrepreneur a cependant pris soin de refendre les blocs trop épais. Ce chantier a permis aussi à l'entreprise de se réapproprier une technique ancienne qui concilie efficacité hydraulique et respect du patrimoine pour la plus grande satisfaction des riverains et usagers de la rivière.



Figure 6 : Pose du perré crêté au barrage de Alle (Photo F. Rosillon, 2006)

4. Conclusions et perspectives

La nature même de la démarche wallonne des contrats de rivière permet d'offrir aux gestionnaires un cadre adéquat pour mener à bien des actions de restauration de façon écosystémique, tout en s'assurant de la satisfaction des usagers. Le contrat offre l'espace de rencontre afin de concilier les préoccupations des différents usagers et à travers ces préoccupations, les diverses fonctions de la rivière.

Les trois exemples de réalisations concrètes présentés ci-dessus ont démontré l'intérêt de développer une approche participative au service d'une gestion physique concertée de la Semois. Ces chantiers originaux ont aussi permis aux entreprises d'acquérir de nouvelles techniques ou de se réapproprier des techniques anciennes. Ces expériences viennent enrichir le savoir faire wallon en matière de gestion écologique des cours d'eau qui fut selon Lambot *et al.* (2007) « une entreprise assez nouvelle à la fois pour les gestionnaires et les entrepreneurs en travaux publics ».

Un cahier des charges suffisamment précis et détaillé, la formation des entreprises et l'expérience des surveillants de chantier, la disponibilité et la qualité des fournitures (Lambot *et al.*, 2007) sont les garants de la réussite de tels travaux. Ceux-ci semblent donner entière satisfaction et jusqu'à présent résistent bien à l'usure du temps. Ceci est particulièrement vrai pour la reconstitution de la tête de l'île du Pont de Claies où la stabilisation des berges se poursuit plus de 10 ans après les premières interventions.

A l'avenir, il s'agira de capitaliser ces expériences, d'évaluer les apports mais aussi les contraintes et difficultés, cette analyse pouvant permettre de mieux définir d'autres chantiers. Il sera aussi opportun de mettre en place un suivi scientifique régulier quant au bon fonctionnement et au comportement des ouvrages en transformant les observations de terrain en indicateurs d'évaluation.

5. Bibliographie

LACHAT B., 1994. Guide protection des berges de cours d'eau en techniques végétales. Ministère de l'environnement, DIREN Rhône Alpes, 143 p.

LACHAT B., sous presse. De la chenalisation à la « décorrection » en passant par le génie végétal : synthèse de l'évolution de l'ingénierie biologique. *Communication Colloque « La gestion physique des cours d'eau »*, MRW, GIREA, ULG, Namur, octobre 2007.

LAMBOT F., DE LE COURT B., DAXHELET C., OTTE P. & LECOMTE J. , sous presse. Bilan d'une décennie d'ingénierie écologique en Région wallonne. *Communication Colloque « La gestion physique des cours d'eau »*, MRW, GIREA, ULG, Namur, octobre 2007.

MALAVOI J.-R. & ADAM P., sous presse. La restauration hydromorphologique des cours d'eau : concepts et exemples en France. *Communication Colloque « La gestion physique des cours d'eau »*, MRW, GIREA, ULG, Namur, octobre 2007.

PEREZ E., SOFIANOS A. & GUYON F., 2005. Evaluation des fonctionnalités d'une frayère à brochet par modélisation de la hauteur d'eau et exemple d'aménagement d'une annexe latérale. *Rapport technique, Contrat de rivière Semois*, ULG, Arlon, 22 p.

ROSILLON F. & VANDER BORGHT P., 2005. Les contrats de rivière en Wallonie (Belgique) : retour d'expériences. *Revue Européenne de droit de l'Environnement 4-2004*, 414-429.

ROSILLON F., 2007. The river contract, for an integrated and participative water management in protected areas. *IWA, Int. Conf. Waters in protected areas*, Dubrovnik, 2007, 6p.

ROSILLON F. & LOBET J., 2007. Transboundary river contract Semois-Semoy between Belgium and France. in *Integrated Water Management : Practical Experiences and Case Studies*, Springer Ed., 199-206.

SEMOIS ET VIERRE asbl, 2001. Mise en valeur des sites de la Moyenne Semois : la noue de l'Ai. Programme LIFE Commune de Bouillon – Office Wallon de Développement Rural, 13-19.

TASSIN M., ROSILLON F. & LAURENT J.-M., 2002. Le génie végétal en Semois navigable, pour ou contre : analyse des premières expériences de protection contre l'érosion des berges. *Info Semois-Semoy N°31*, décembre 2002. Cellule de coordination du Contrat de Rivière Semois, FUL – Arlon, 20-23.

Le bassin du Dugeon : histoire tourmentée d'une zone humide d'altitude, de la correction et du drainage à la restauration*

DEGIORGI François^{1,2}, RESCH Jean-Noël^{1,3}, GRANDMOTTET Jean-Pierre¹

¹ BE TELEOS, France

² Université de Franche-Comté – France

³ Communauté des communes du plateau de Frasne et du Val Dugeon - France
jn-resch.cfd@wanadoo.fr

1. Contexte et problématique

Le Dugeon est une rivière de moyenne montagne de 3 à 10 mètres de large arrosant un des seconds plateaux du massif jurassien. Il s'écoule suivant une pente modérée, au sein d'une large cuvette calcaire d'origine glaciaire, de sa source située à 900 m d'altitude jusqu'à l'aval de Pontarlier (800 m) où il conflue avec le Doubs (figure 1). Son bassin versant dépassant 170 km² est tapissé de dépôts morainiques plus ou moins imperméables expliquant sa richesse exceptionnelle en zones humides : la vallée du Dugeon est un joyau de la nature, reconnue pour la richesse de sa flore et de sa faune, elle figure à l'inventaire européen des sites Natura 2000. Depuis février 2003, elle est inscrite sur la liste Ramsar des zones humides d'importance internationale (1266^e site).

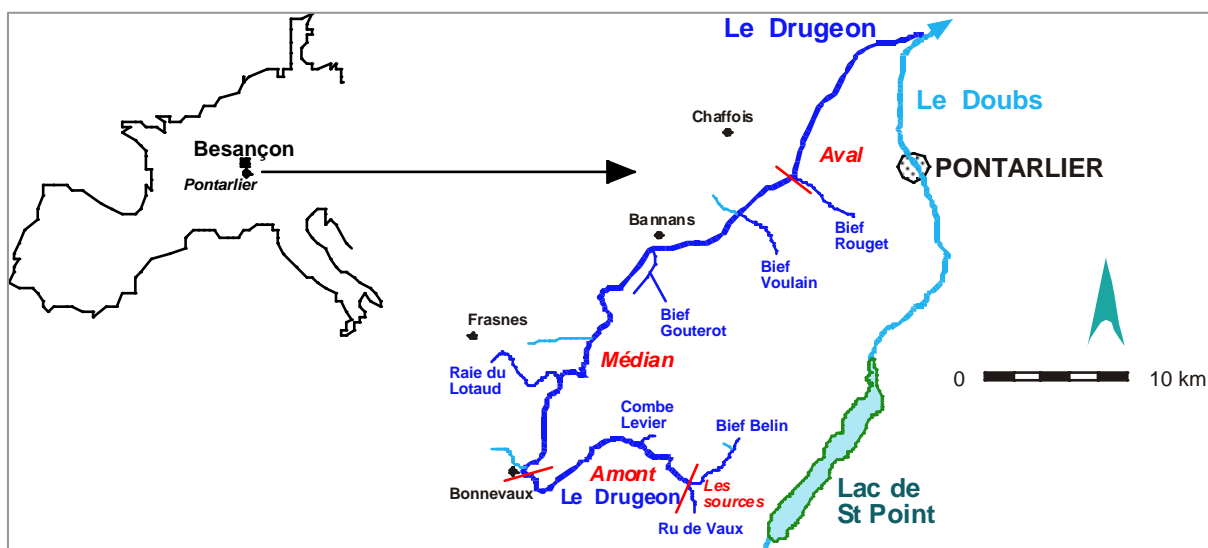


Figure 1 : Localisation, hydrographie et sectorisation du Dugeon

Pourtant, les marais et les tourbières de cette vallée ont subi, entre la fin des années 1950 et le début des années 1970, des travaux d'assèchement sévères. L'objectif affiché de ces aménagements était de transformer plus de 2 000 ha de zones humides en terres arables. Dans ce dessein, le Dugeon, dont le linéaire originel méandrique dépassait 40 km a été rectifié sur sa totalité, la longueur de son tracé étant réduite de plus de 8 km (figure 2). Les affluents ont presque tous subi le même sort.

Malgré le manque de gain réel pour l'agriculture (à peine 200 ha labourables, désormais transformés en prairie), la prise de conscience des dégâts écologiques occasionnés n'interviendra qu'après 1990, grâce aux efforts conjugués de naturalistes, de pêcheurs, d'universitaires et d'agents du Ministère de l'Environnement. Impulsée par un programme européen LIFE Nature entre 1993 et 1997, la restauration et la préservation puis la gestion intégrée des espaces et des espèces sont alors prises en main par la Communauté de Communes du plateau de Frasne et du val du Dugeon, soutenue et appuyée par de nombreux partenaires financiers et techniques.

* Conférence présentée à Arras le 14 novembre 2006 aux Conférences professionnelles - La renaturation des milieux aquatiques – Agence de l'Eau Artois-Picardie.

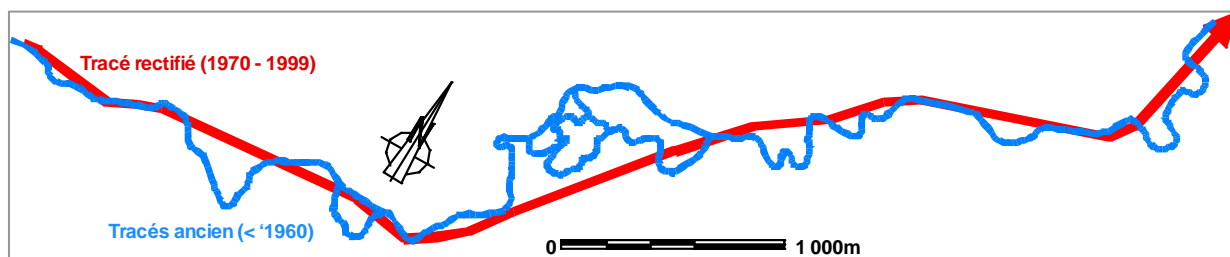


Figure 2 : Comparaison du tracé originel (cadastre napoléonien identique aux levés de 1951) et du tracé rectifié entre 1960 et 1970 : cas du Drugeon médian entre Bannans et Ste-Colombe

Le programme européen LIFE et les actions complémentaires induites dans le cadre de Natura 2000 permettent aujourd'hui de conduire une gestion à plus long terme de cette vallée :

- restauration du Drugeon : depuis 1997, les travaux ont permis de regagner 7 km de méandres ;
- réouverture de zones humides et pelouses sèches en friche et gestion par fauche et pâturage (environ 300 ha) ;
- amélioration de la qualité de l'eau : raccordement des eaux usées domestiques, construction d'une station d'épuration, efforts vers la maîtrise des pollutions d'origine agricole... ;
- protection des milieux par la mise en place d'un arrêté de protection du biotope sur 3 000 ha.

Le projet de restauration du cours d'eau a été conçu par une équipe multidisciplinaire suivant des principes rationnels explicites. Il a été élaboré à partir d'un état initial de l'état rectifié, suivant des stratégies coordonnées tenant compte des potentiels optimaux à restaurer, des caractéristiques géomorphologiques et des contraintes anthropiques. Cette expérience a en outre bénéficié d'un suivi scientifique s'intéressant aux compartiments physiques et biologiques. Une telle démarche a permis à la fois de moduler ou de valider les modalités de restauration, ainsi que d'en tirer des enseignements extrapolables à d'autres cours d'eau de faible à moyenne énergie.

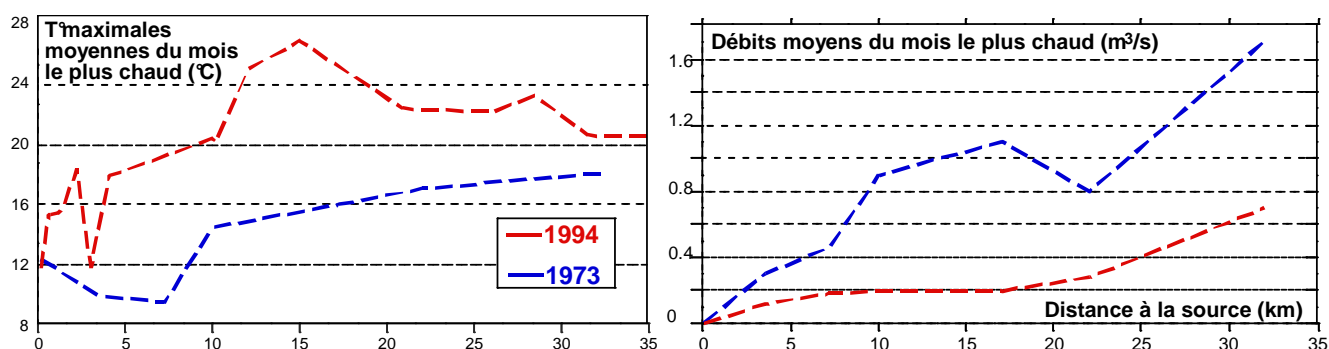
2. Principes ayant présidé à la restauration du cours d'eau

Débutée en 1997 dans le cadre du programme LIFE « sauvegarde de la vallée du Drugeon », la restauration du cours d'eau se poursuit depuis dans le cadre d'un programme pluriannuel non-contractuel. Actuellement les deux tiers des travaux sont réalisés et les dernières tranches sont en cours de réalisation. Ce projet ambitieux possède plusieurs originalités :

- la totalité du réseau hydrographique altéré (Drugeon et affluents) est visée par la renaturation ;
- les objectifs opérationnels sont d'abord morphologiques et non hydrauliques. Ils visent la réhabilitation du tracé originel dont on disposait d'un tracé précis (cadastre). Quand le retour à l'état originel s'avère impossible, c'est la reconquête des potentiels biologiques qui guide le choix des actions à réaliser et qui sert à définir les modalités de mise en œuvre ;
- le porteur du projet est la Communauté de Communes du plateau de Frasne et du val du Drugeon (anciennement Syndicat mixte de la vallée du Drugeon), mais un co-pilotage par gestionnaires, administrations et scientifiques a été instauré dès le départ. L'efficacité et l'harmonie de cette collaboration se sont améliorées au fur et à mesure du déroulement des opérations ;
- l'aspect épuration/qualité de l'eau a été pris en compte simultanément à la restauration physique ;
- un suivi technique et scientifique pluriannuel a été engagé dès le début des travaux, dans le dessein d'étudier les processus de recolonisation, de valider et/ou réorienter les modalités d'aménagements retenus et le cas échéant de circonscrire les freins persistants à la reconquête du potentiel biologique initial. Ce suivi, qui se poursuit encore, a d'autant plus d'intérêt qu'il a été précédé d'un état initial AVANT travaux ayant comporté des mesures biologiques et physiques.

État initial en 1993 / 1994 : l'érosion des ressources et des potentiels aquatiques

La rectification sévère du Drugeon a induit l'uniformisation et la banalisation des habitats aquatiques, l'étalement de la lame d'eau, le tarissement ou/et la perte des débits d'étiage ainsi qu'un réchauffement estival net (figures 3 et 4). Ces altérations physiques ont entraîné à leur tour la réduction des biomasses et des richesses spécifiques des consommateurs. En particulier, les biomasses de truites se sont effondrées sur les parties médiane et aval tandis que les grands plécoptères et les écrevisses à pieds blancs disparaissaient sur la totalité du linéaire du Drugeon. En définitive, ces impacts ont réduit drastiquement les capacités épuratoires et favorisé les proliférations végétales.



L'état initial a mis en évidence l'intensité de la réduction des ressources et la déstructuration de tous les étages de l'édifice biologique. Il a donc contribué à justifier la mise en œuvre de travaux ambitieux. Parallèlement, il a aussi servi à sectoriser le Drugeon en fonction de ses caractéristiques morphologique, hydrodynamique, biologique mais aussi selon son état d'altération et selon l'espace disponible pour la restauration en relation avec l'intensité des pressions de nature anthropique.

3. Elaboration du projet : stratégies de restauration

Pour répondre à cette configuration complexe, cinq stratégies ont été conçues et mises en œuvre sur les différents tronçons jalonnant le Drugeon (tableau 1). Ces approches restauratoires se distinguent par des espaces de liberté et des largeurs de la zone inondée ainsi que par l'altitude des niveaux d'étiage et de crues décroissants. Corrélativement, le taux de récupération des potentiels biologiques originels diminue selon l'ordre des stratégies présentées, tandis que les coûts à prévoir sont, eux, plutôt croissants.

Tableau 1 : Lien entre l'état initial et les stratégies de restaurations mises en place le long du Drugeon (stratégies explicitées ci-dessous)

Tronçon (cf. fig. 1)	Pente ‰	largeur m	Type	Zonation Huët	Altération physique	Contrainte spatiale	Stratégie(s)
Sources	8 à 20	1 à 3	B1-B2	Truite sup.	Forte	Max	Diversification (5)
Haut Drugeon	2 à 6	3 à 5	B3-B4	Truite moy	Moyenne	Min	Renaturation (1)
Moyen Drugeon	1 à 2,5	5 à 7	B4-B6	Trf inf. / Ombre	Forte	Mixte	Renat., Recr., Compr H (1), (2), (3)
Bas Drugeon	0,8 à 1,5	7 à 10	B5-B7	Ombre	Très forte	Max	Compromis V (4)

- **La restauration sensu stricto** consiste à remettre le cours d'eau dans son lit originel en retrouvant le tracé en plan, la forme des profils en travers et donc l'altitude d'avant rectification. Le chenal rectiligne doit être rebouché pour éviter la recapture en crue ou le drainage en étiage.
- **La récréation à l'équivalent** consiste, lorsque l'espace du lit originel est désormais occupé, mais que l'on dispose d'un espace de liberté adjacent équivalent, à recreuser un nouveau chenal en lui conférant les caractéristiques originelles (sinuosité, formes des méandres, altitude des fonds,...).
- **Le compromis en plan** consiste à remettre le cours dans son lit d'origine, mais en pratiquant des coupures sèches des méandres afin de diminuer la fréquence et l'amplitude des débordements. Le maintien du chenal rectiligne recoupant le lit sinueux permet d'augmenter la débitance, mais le fond doit en être calé au-dessus du niveau d'étiage pour ne pas drainer les faibles débits.
- **Le compromis vertical** consiste à remodeler le chenal rectifié en décaissant ses berges pour ménager un lit moyen inondable tout en rehaussant l'altitude du lit mineur. Cette opération autorise la récréation d'une sinuosité ménagée du tracé d'étiage. En définitive, le lit restauré sera plus haut et plus sinueux que le lit rectiligne mais moins élevé et moins méandrique que le lit originel.

- **La réhabilitation simple ou diversification** : quand aucun espace ne peut être restitué au cours d'eau et que la ré-augmentation même modérée des fréquences de débordement n'est pas admissible, une simple diversification des écoulements avec ajouts de rugosité hydraulique et de caches peut permettre des gains biologiques modérés. Les dimensions de ces aménagements doivent être soigneusement calculées pour s'effacer en crue tout en restant efficaces en étiage.

4. Mise en œuvre des travaux de restauration : quelques exemples

Conformément à la loi sur l'eau, ces travaux ont été autorisés suite à une enquête publique. Ils ont été également déclarés d'intérêt général et d'utilité publique. Cette dernière procédure autorise l'expropriation en cas de refus du propriétaire. Le but de la collectivité est que la population adhère également au programme, l'expropriation n'a donc jamais été utilisée, malgré la réticence de certains. Mais la DUP ajoute un poids supplémentaire au projet qui peut s'avérer convaincant.

4.1 Cas des contraintes faibles : renaturation sur le Dugeon amont

Les anciens méandres court-circuités, non remblayés lors des travaux de chenalisation étaient encore visibles, voire en eau lors des montées de nappe. Les travaux ont consisté en un comblement total du lit rectifié et en une simple re-connexion des méandres, dont certains ont tout de même été désengraissés à la pelle mécanique (figure 4). Pour favoriser l'auto-ajustement du profil et permettre la mobilité du lit, aucune protection végétale n'a été installée le long du lit restauré. Seules les intersections avec l'ancien tracé rectiligne sont protégées par des fascinaiges de saule. Enfin, lorsque la partie restaurée rejoint une portion maintenue rectiligne, le calage du profil en long est assuré par l'implantation d'une rampe en enrochement noyé, afin d'éviter érosion régressive et incision.



Figure 4 : Renaturation du Haut-Dugeon : de gauche à droite, le chenal rectiligne et incisé en 1996 ; vue aérienne des travaux ; lit restauré méandriforme et connecté à sa zone humide en 2000, 3 ans après les travaux

4.2 Cas des contraintes moyennes ou mixte : le Moyen Dugeon à Sainte-Colombe

L'ancien méandre est remis en eau sans re-creusement grâce à l'installation d'un seuil en bois de hauteur ajustable étanche. Le débit transitant dans le méandre est limité par une buse rectangulaire permettant le franchissement de 4 m³/s. Au-delà, le tracé rectiligne est également actif (figure 5).



Figure 5 : Compromis à Ste Colombe : réactivation du méandre avec maintien du lit rectiligne en coupure humide

4.3 Cas des contraintes fortes : la basse vallée de Houtaud à la confluence avec le Doubs

L'utilisation des terrains adjacents au cours d'eau (lotissement en zone inondable et exploitation agricole) ne permet pas de réemprunter l'ancien tracé. Le décaissage des berges du chenal rectifié et incisé permet de reconstituer un lit mineur plus étroit et plus profond, jalonné de risbermes avec caches, d'amas de blocs et d'épis alternés (figure 6).

Ces aménagements permettent en effet de resserrer la lame d'eau à l'étiage, de diversifier les vitesses d'écoulement et créer des caches à poissons : amas de blocs, risberme avec sous-berges, épis crénelés. Parallèlement, l'altitude du lit est rehaussée de façon ménagée grâce à une recharge des fonds en graviers et petits galets issus du décaissage (diamètre granulométrique 2-50 mm).

Si la ligne d'eau à l'étiage est augmentée en moyenne de 30 cm, à 12 m³/s (débit moyen de débordement), elle n'est pas modifiée grâce au décaissage des berges permettant la création d'un lit moyen emprunté à ces débits. Au-delà, aucune modification des lignes d'eau n'est faite. Ces travaux sont en cours de réalisation, et seront suivis comme les autres tronçons.



Figure 6 : Remodelage et diversification du lit rectifié de la Basse Vallée (à gauche avant et à droite pendant les travaux de réhabilitation)

5. Suivi technique et scientifique

Le suivi a été conçu sur mesure. Programmé dès le lancement de l'opération, chaque tronçon réhabilité est suivi pendant au moins 6 ans selon un pas de temps du type : N+1, N+2, N+3, N+6. Les paramètres suivis et les méthodes d'études sont standardisés. Toutefois, les modalités spatio-temporelles de ce suivi ont dû souvent être adaptées (pollution de type toxique non prévue, ajustements des travaux ou des aménagements peu efficaces au premier abord...).

5.1 Méthodes de suivi

Le suivi a été appliqué à 6 compartiments jugés intégrateurs ou/et discriminants. Les paramètres présélectionnés ont été étudiés en appliquant des méthodes standard inventoriées ci-dessous.

1. Hydrologie et piézométrie : les niveaux piézométriques sont relevés toutes les 2 semaines sur 5 transects transversaux répartis sur la vallée.
2. Morphologie et hydrodynamique : la cartographie des stations est effectuée à différentes reprises selon le protocole de l'Indice d'Attractivité Morphodynamique (IAM, CSP 1993-Teleos 2001) ; cette méthode permet d'évaluer l'aptitude biogène des mosaïques d'habitats à partir de leur hétérogénéité et de leur attractivité vis-à-vis du poisson considéré comme indicateur.
3. Thermographie du Drugeon et de ses affluents : 21 sondes thermiques à pas de mesure horaire sont disposées sur le cours d'eau et ses principales afférences et relevées chaque année.
4. Physicochimie de l'eau : analyse physico-chimique classique et étude des proliférations algales suivant un pas de mesure annuel à trisannuel.
5. Ichtyologie et astacologie : des inventaires piscicoles par pêches électriques sur 3 à 5 stations par an. Des références aval et médiane sont prospectées chaque année.
6. Hydrobiologie : les communautés benthiques sont étudiées à l'aide de l'application du protocole MAG20 (Téléos 2001) ; cette méthode consiste à réaliser 20 prélèvements de 1/20^{ème} de m², qui sont triés et dénombrés exhaustivement puis déterminés au genre pour 5 ordres d'insectes à larve aquatique (plécoptères, éphéméroptères, trichoptères, odonates, coléoptères) et à la famille à l'ordre ou à la classe pour les autres taxons. Cette méthode permet a fortiori de calculer l'IBGN.

5.2 Principaux résultats du suivi

Les relevés piézométriques montrent que la nappe a été rehaussée de plusieurs dizaines de centimètres immédiatement après les travaux. Le relèvement atteint 70 à 80 cm dans le cas des renaturations qui permettent de remonter le fond du lit à son altitude originelle. Au fil des années, la nappe d'été se maintient au niveau reconquis juste après les travaux. Dans certains cas, elle se rehausse même encore de quelques centimètres, probablement du fait de la réhumectation de sols tourbeux qui avait été tassés par l'assèchement des zones humides, lié à la rectification.

Le métabolisme thermique montre un refroidissement plus lent des débits estivaux. En effet, peu après les travaux, on observe parfois un léger réchauffement dû à la nature tourbeuse du nouveau lit, à la diminution de la pente engendrée par le reméandrement et à l'absence de couvert végétal. Cependant, la température estivale se rafraîchit ensuite régulièrement pendant plusieurs années successives. L'impossibilité de renaturer les secteurs de sources et les zones de pertes karstiques bride probablement cette reconquête du métabolisme psychrotherme originel.

Les gains en matière de qualité habitationnelle sont nettement positifs, mais ils varient fortement en fonction de la stratégie adoptée (figure 7). Ils sont maximaux dans le cas de la renaturation sans aucun surcreusement des méandres reconnectés. Ils sont importants mais non optimaux dans le cas des méandres désengraissés ou trop recrusés. Ils sont faibles dans le cas des compromis mal réalisés.

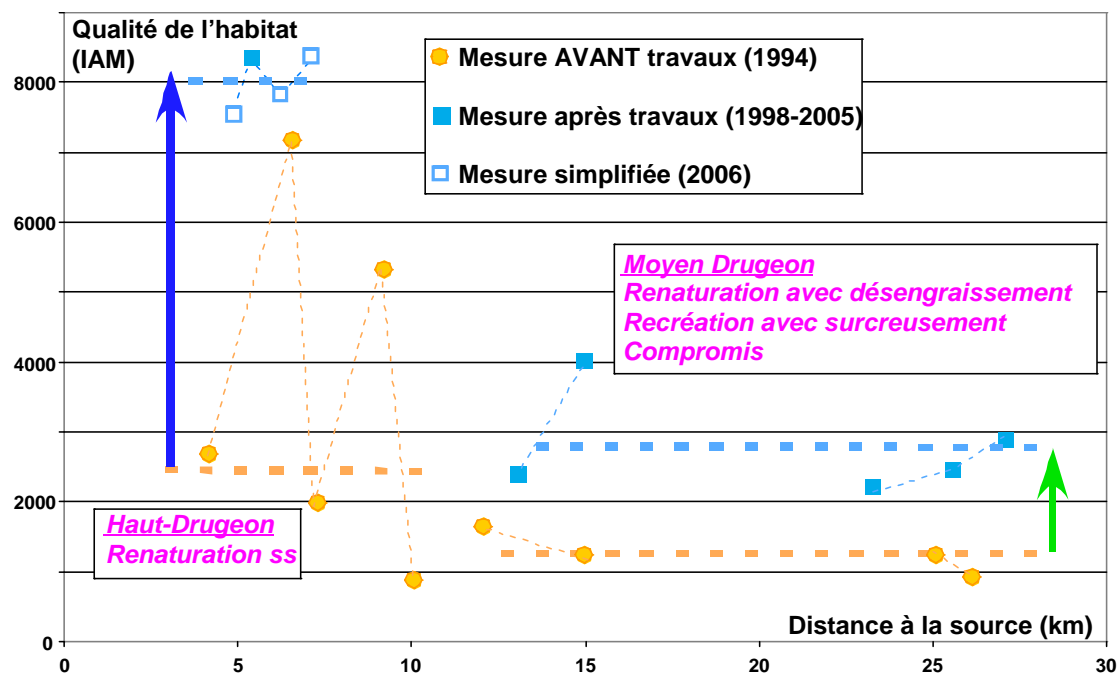


Figure 7 : Suivi de la restauration de la qualité des mosaïques d'habitat après restauration du Drugeon

Il faut noter toutefois que le suivi annuel réalisé sur une station du haut Drugeon montre que la durée minimale de reconstitution des mosaïques d'habitat est d'au moins 5 ans après la fin des travaux, en particulier à cause du temps de recolonisation des bryophytes et des herbiers. Par conséquent, le niveau maximum de la restauration des capacités habitationnelles des parties médianes et aval n'a pas encore pu être mesuré.

Sur le plan piscicole, les résultats sont eux aussi positifs mais également contrastés et comportent plusieurs bémols (figure 8). Les gains observés sur l'amont sont inférieurs à ceux qui devraient être induits par la restauration de la qualité physique. L'augmentation aval de la biomasse est spectaculaire (sauf dans le cas des compromis qui n'ont pas été réalisés de façon optimale). Cependant la composante salmonicole, même si elle est en progression depuis les pêches avant travaux, montre un déficit persistant.

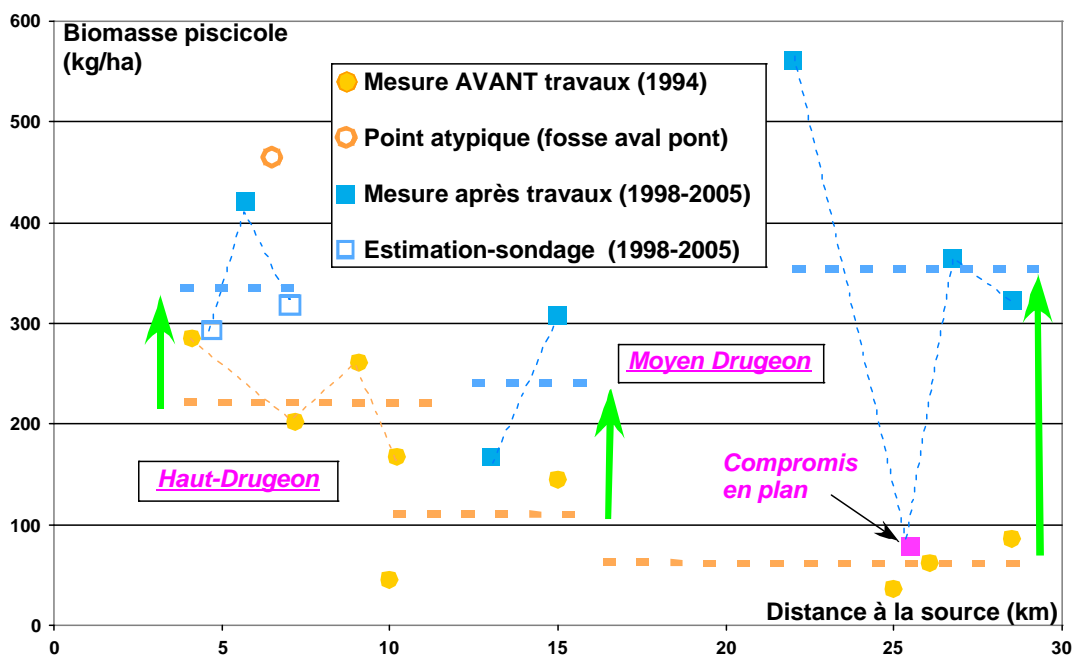


Figure 8 : Suivi de la restauration des peuplements piscicoles du Drugeon

Cette tendance composite à la reconquête importante mais non totale des potentiels biologiques est également visible pour les communautés benthiques. En effet, la qualité biologique globale augmente bien sur l'ensemble du linéaire comme en témoigne le gain moyen de deux points d'IBGN (figure 9). Parallèlement, les variétés mesurées dans le cadre de l'application du MAG20 passe de la gamme de 40-50 unités taxonomiques à celle de 50-60 ce qui reflète bien l'amélioration de la qualité physique qui a été observée.

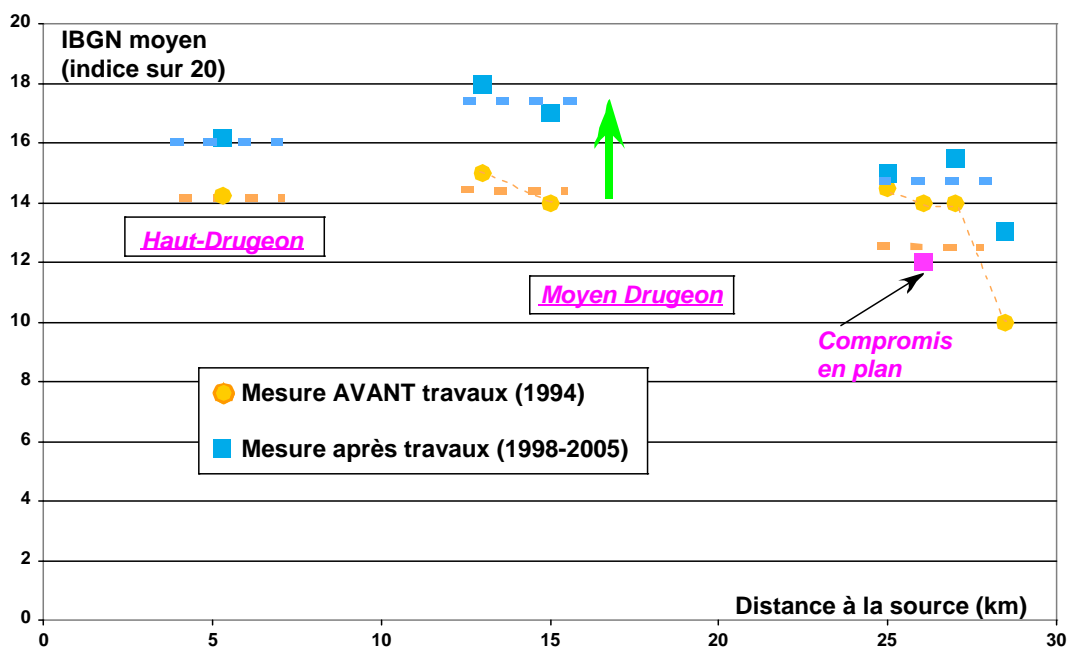


Figure 9 : Suivi de l'amélioration de la qualité biologique globale du Drugeon

Cependant les IBGN restent inférieurs à 18/20 tandis que la gamme optimale de 70-80 unités taxonomiques n'est que très rarement atteinte. Enfin, plusieurs groupes de macroinvertébrés sensibles pourtant électifs de ce type de cours d'eau, comme en particulier les grands plécoptères, n'ont pas encore recolonisé le Drugeon.

5.3 Bilan et interprétations des résultats du suivi

La qualité physique a été nettement restaurée :

- accroissement du linéaire par des facteurs allant de 1,2 à 1,9 ;
- multiplication des capacités habitationnelles par un facteur allant de 2 à 3 ;
- rehaussement de la nappe, refroidissement progressif des températures ...

En définitive, la restauration apparaît d'autant plus efficace que la stratégie adoptée se rapproche d'avantage de la renaturation *sensu stricto*, c'est-à-dire de l'état originel.

Les potentiels biologiques se sont nettement accrus mais pas autant qu'attendu, en particulier sur certains secteurs. Ainsi, on observe le doublement ou le triplement de la biomasse piscicole moyenne, mais il persiste un déficit salmonicole sur la basse vallée tandis que les macroinvertébrés les plus sensibles restent cantonnés à la partie la plus apicale de certains affluents. Parallèlement, des petites espèces de poissons comme la loche et des macroinvertébrés pourtant résistants aux excès de matières organiques comme les gammares montrent des déficits d'abondance récurrents.

Ces différentes anomalies et en particulier les déficits biologiques par rapport aux capacités habitationnelles y compris pour des espèces saprobiontes nous ont fait suspecter l'existence de pollutions toxiques pernicieuses. Des analyses de l'eau phréatique et des sédiments ont confirmé l'existence de telles contaminations. En particulier, des analyses spécifiques ont montré que les produits de traitement du bois suintant des trois scieries jalonnant le haut bassin du Drugeon devaient être incriminés et que cette pollution devait être traitée en priorité.

En dehors de cet important problème de qualité de l'eau, le suivi scientifique a également permis de mettre en évidence quelques insuffisances de conception ou de mise en œuvre des aménagements. L'identification des facteurs de réussite mais aussi des causes d'erreurs ou des lacunes a permis de formuler des enseignements transférables.

6. Enseignements techniques : améliorations de la conception et de la mise en œuvre

6.1 Altération du cycle de l'eau sur l'ensemble du bassin

Malgré la prise en compte explicite des atteintes au cycle de l'eau lors de la conception du projet, il est notoire que les actions de restauration préconisées pour les zones de sources et pour les secteurs de pertes karstiques, soit n'ont pas été réalisées correctement soit n'ont pas été mises en œuvre du tout. Cette tendance freine ou bride la reconstitution des débits d'étiage frais et donc la réapparition des espèces les plus sensibles de la zone à truite à laquelle appartiennent les Haut et Moyen Drugeon.

Pour les zones apicales, la stratégie de renaturation *sensu stricto* doit absolument être préférée et systématiquement mise en œuvre afin de reconstituer les châteaux d'eau du réseau hydrographique. De même, les modelages compromis ne conviennent guère aux tronçons affectés par des pertes qui nécessitent un rehaussement maximum du lit et une diminution de la pente pour tenter de diminuer la porosité des fonds. Enfin, pour les sources, le cheminement qui mène à la diminution des quantités captées pour l'eau potable, voire pour alimenter les fontaines apparaît particulièrement lent et difficile en zone rurale.

6.2 Cas des contraintes faibles : renaturation ou récréation à l'équivalent

La réactivation d'un ancien tracé doit se faire autant que possible sans recreusement. Toutefois, lorsque les anciens méandres à reconnecter sont oblitérés par le temps, il convient de se contenter de les désengraisser très légèrement en évitant absolument tout surcreusement, en particulier suivant un gabarit cuvelé. Il est préférable de sous-dimensionner nettement la section du nouveau lit et de lui conférer un profil rectangulaire franc (figure 10).

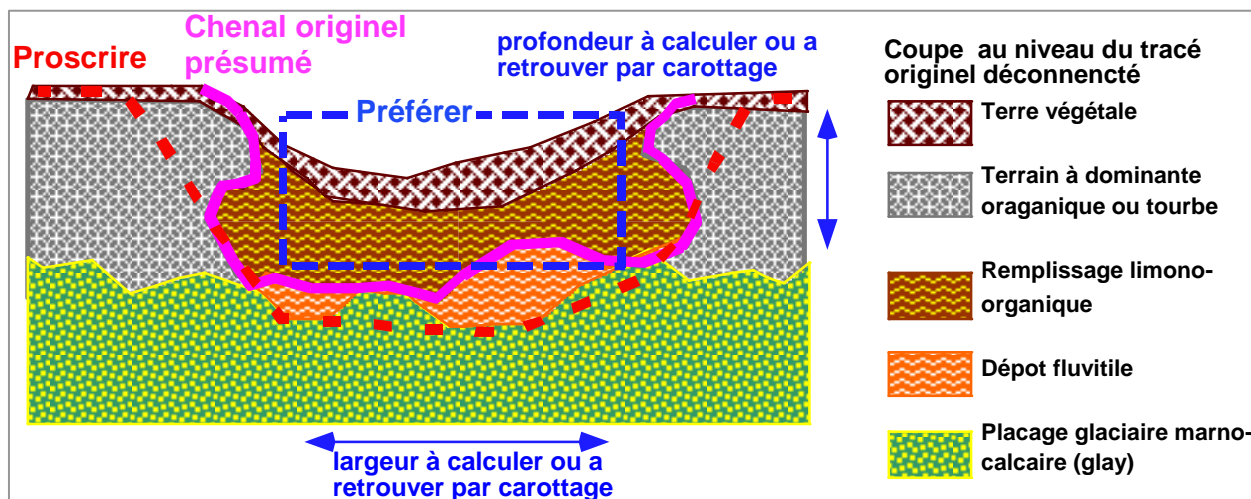


Figure 10 : Préconisation pour le désengraissement ménagé d'un ancien méandre à reconnecter ou pour le creusement d'un méandre équivalent

Parallèlement, l'oblitération du tracé rectiligne doit prendre en compte le tassement des matériaux afin d'éviter que le fantôme de l'ancien chenal ne soit emprunté lors de crues. Il doit s'accompagner de la mise en place de bouchons marneux pour éviter le drainage des débits faibles (ce principe n'a malheureusement pas toujours été mis en œuvre sur le Druegon).

Dans certains cas, une recharge des fonds en matériaux minéraux peut s'avérer nécessaire, en particulier quand les débits d'étiage ont diminué depuis l'état originel, par exemple à cause des pressions sur les têtes de bassin (cf. ci-dessus). Enfin, pour qu'un auto-ajustement hydrodynamique favorise la reconstitution rapide de mosaïques d'habitats attractives et biogènes, une certaine rugosité doit être maintenue dans le lit en évitant de travailler trop « proprement ». Cet aspect est d'autant plus important que l'énergie propre au cours d'eau est faible.

6.3 Cas des contraintes moyennes ou mixtes : recréation à l'équivalent ou compromis

Dans le cas des coupures sèches de méandre, on veillera à vérifier l'étanchéité du seuil de répartition des débits et calculer précisément la hauteur de calage de façon à conserver la totalité du débit d'étiage dans les méandres réactivés (figure 11). En effet lorsque le chenal rectiligne n'est pas calé au-dessus du niveau d'étiage, il conserve un pouvoir drainant qui n'est pas compatible avec l'objectif de remontée de la nappe et de soutien d'étiage. En outre, les débits à faire transiter dans les méandres doivent être suffisants pour permettre l'auto-ajustement du cours d'eau et garantir le transit du transport solide.

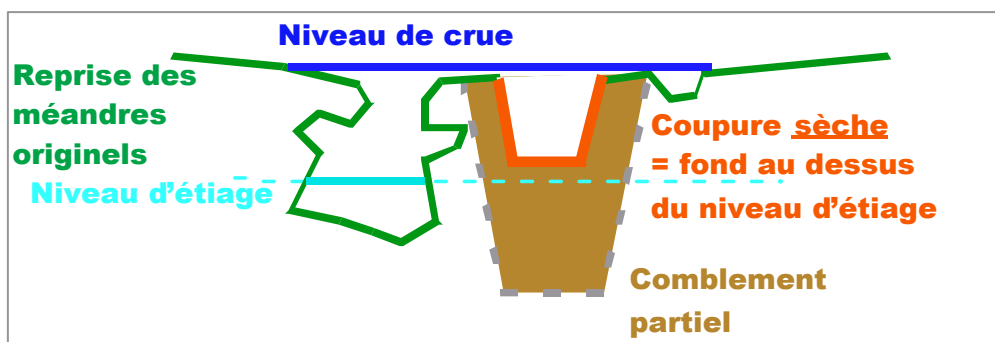


Figure 11 : Principe de calage d'une coupure sèche : reprise partielle des anciens méandres selon le principe du compromis horizontal ; le niveau d'étiage est moins haut que lors de la situation originelle

7. Bilan financier

Le tableau 2 présente le bilan financier du projet.

Tableau 2 : Coût global des travaux de restauration réalisés et prévus - du Dugeon et charge restant à la collectivité (hors frais de fonctionnement de la structure)

Travaux			
1 : 1997 Vaux – Bonnevaux	366 000 €	100%	- €
2 : 1998 Bonnevaux – La Rivière Dugeon	167 694 €	80%	33 539 €
3 : 1999 La Rivière Dugeon – Sainte-Colombe	228 674 €	80%	45 735 €
4 : 2000 Sainte-Colombe – Pont des Artilleurs	152 449 €	80%	30 490 €
5 : 2001 Seuils, diversification, affluents	106 714 €	90%	10 671 €
6 : 2002 affluent, houtaud	50 183 €	90%	5 018 €
7 : de Houtaud à la confluence (en cours)	839 298 €	80%	167 860 €
8 : traversée des villages (estimation)	457 347 €	80%	91 469 €
Total	2 368 358 €		384 782 €
Etudes préalables			
DIREN	24 392 €	100%	- €
Eco-euro conseil	44 210 €	100%	- €
Csp	13 720 €	100%	- €
Socio-écono	1 524 €	100%	- €
Travaux HV	18 294 €	80%	3 659 €
Traversée des villages amont*	41 771 €	80%	8 354 €
Total	143 912 €		12 013 €
Suivi			
Suivi 1999	30 892 €	80%	6 178 €
Suivi 2000	32 308 €	80%	6 462 €
Suivi 2001	37 050 €	90%	3 705 €
Suivi 2002	29 350 €	90%	2 935 €
Suivi 2003	36 747 €	90%	3 675 €
Suivi 2004	48 541 €	90%	4 854 €
Suivi 2005	47 732 €	90%	4 773 €
Suivi 2006	49 000 €	90%	4 900 €
Suivi 2007 estimation	35 000 €	80%	7 000 €
Suivi 2008 estimation	35 000 €	80%	7 000 €
Suivi thermique, stage divers... (estimation)	10 000 €	50%	5 000 €
Total	360 728 €		50 304 €
Total	2 872 998 €		447 099 €

8. Conclusion

L'approche interdisciplinaire qui a présidé à la conception et à la mise en œuvre de la restauration du Dugeon a débouché sur des principes d'action originaux qui se sont montrés globalement efficaces sur le plan de la reconquête de la qualité physique. Le suivi scientifique et technique de cette opération a aussi permis d'en mesurer les gains biologiques, importants mais pas encore optimaux.

Il en a été déduit les actions complémentaires à réaliser pour valoriser encore davantage les efforts déjà portés. Ainsi, il apparaît indispensable de supprimer les contaminations toxiques et de mieux reconstituer les ressources en eau des secteurs apicaux pour achever la reconquête des potentiels biologiques remarquables de cette rivière qui fut jadis un véritable joyau halieutique et astacicole. Parallèlement, des enseignements précieux ont été acquis en ce qui concerne la mise en œuvre d'aménagements adaptés à la fois aux potentiels des cours d'eau et aux contraintes anthropiques.

Enfin, le bilan financier montre que le coût en euros constant de cette opération est du même ordre que les dépenses engagées pour la rectification de la quasi-totalité du réseau hydrographique. Souhaitons que cet aller et retour tumultueux soit sanctionné par la prise de conscience durable de l'importance et de la fragilité des ressources naturelles liées aux écosystèmes aquatiques.

La restauration des habitats humides au Grand-Duché de Luxembourg

KIRPACH Jean-Claude ¹, BUNUSEVAC Micha ²

¹ Administration des Eaux et Forêts – Luxembourg
jean-claude.kirpach@ef.etat.lu

² Bureau d'études Micha Bunusevac - Bertrange – Luxembourg
bureaumb@pt.lu

1. Introduction

Au Luxembourg, l'administration de la gestion de l'eau est compétente pour la mise en œuvre de la directive 2000/60/CE. La directive 92/43/CEE concernant la conservation des habitats naturels, la directive 79/409/CEE concernant la conservation des oiseaux sauvages, ainsi que la convention de RAMSAR envisagent la conservation, mais aussi la restauration des habitats naturels. Au Luxembourg, l'administration des eaux et forêts est chargée de l'application de ces textes. Ayant dans ses attributions la conservation de la nature depuis 1965, elle s'occupe aujourd'hui notamment de la création, de l'aménagement et de la gestion des zones protégées d'intérêt communautaire et d'intérêt national. Une grande partie des habitats naturels et des zones protégées sont des zones humides situées dans la plaine alluviale des cours d'eau.

Alors que par le terme « renaturation » on comprend d'abord l'aménagement écologique du cours d'eau proprement dit, le terme « restauration des habitats humides » vise plutôt la valorisation écologique et paysagère de la plaine alluviale du cours d'eau, c'est-à-dire la renaturation de la plaine alluviale du cours d'eau.

Le développement suivant se limite aux cours d'eau des plaines, à faible pente longitudinale, tendant plutôt à la sédimentation qu'à l'érosion. Il ne s'applique donc pas aux cours d'eau de type montagnard.

La restauration des habitats humides vise à remettre la plaine alluviale d'un cours d'eau dans un état plus naturel. Il importe de préciser cette notion.

2. L'état naturel

Pour renaturer un cours d'eau ou une plaine alluviale, il faut avoir une vision de l'état à atteindre par le projet.

A cet effet, il paraît intéressant de distinguer trois genres de paysages qui se sont succédés dans l'histoire :

- Le paysage naturel au sens strict, c'est-à-dire le paysage tel qu'il existait avant les interventions de l'homme : il était entièrement couvert de forêts.
- L'ancien paysage traditionnel : la forêt a fait place aux cultures agricoles (la plaine alluviale est défrichée relativement tôt dans l'histoire en raison de sa fertilité naturelle). Mais les interventions humaines restent faibles.
- Le paysage moderne marqué par des interventions incisives de l'homme (agriculture intensive, urbanisation...). Le cours d'eau subit des modifications lourdes de conséquences à maints égards au niveau du profil et du tracé.

La conservation de la nature se réfère souvent aux habitats de l'ancien paysage traditionnel, qui est un milieu ouvert, mais quand même caractérisé par une haute biodiversité.

Il y a aussi un intérêt culturel à cette vision de la plaine alluviale, dans le sens où les hommes connaissent les vallées dans un état ouvert déjà depuis plusieurs siècles.

Nous disposons aujourd'hui de nombreuses références pour nous faire une image de cet état semi-naturel, qui devait caractériser la plaine alluviale des cours d'eau jusque dans la première moitié du XX^e siècle (figure 1).

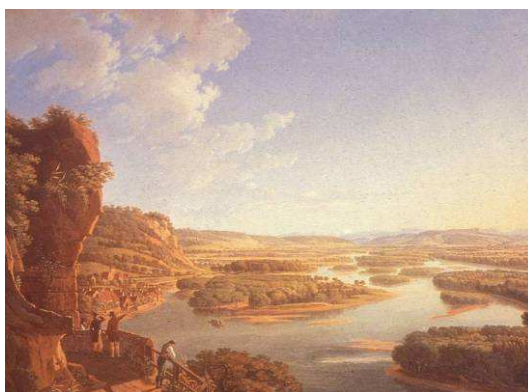


Figure 1 : Etat semi-naturel – première moitié du XX^e siècle

3. Les références

Dressée pour des besoins militaires, la carte du Comte de Ferraris indique que le fond des vallées était couvert de prairies marécageuses. Son intérêt principal consiste dans l'information sur la largeur de la zone humide qui revêtait le fond de vallée. Nous avons pu constater que le plus souvent la largeur indiquée sur la carte Ferraris (figure 2) correspond à la largeur de la zone inondable actuelle, telle qu'elle apparaît sur les photographies aériennes de 1993.

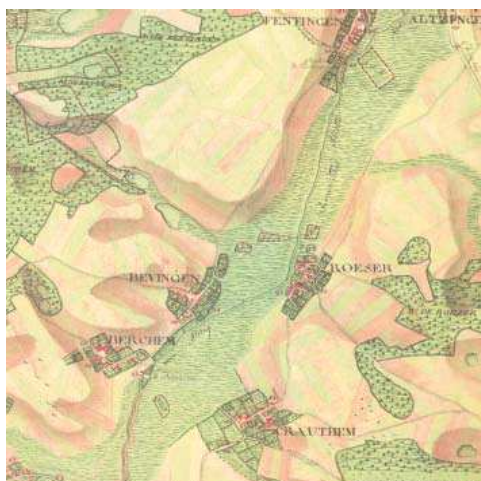


Figure 2 : Extrait de la carte de Ferraris

Alors que le tracé du cours d'eau proprement dit ne semble pas être indiqué de manière fiable sur la carte Ferraris, il ressort avec précision de la carte cadastrale originelle de 1820-30 (figure 3). Elle met en évidence les nombreux méandres qui caractérisaient pratiquement tous les cours d'eau. Les anciens méandres peuvent dès lors être retrouvés à partir de la forme sinueuse des limites cadastrales.

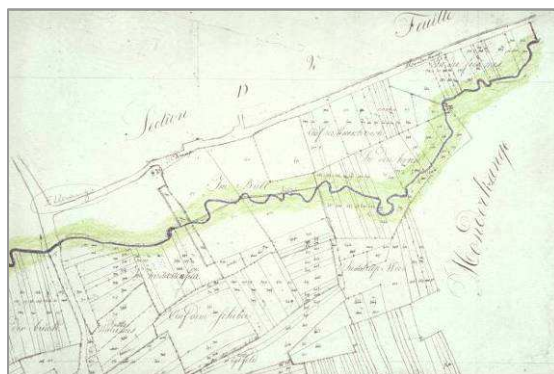


Figure 3 : Carte cadastrale (1820-1830)

Les anciens tableaux et les photographies historiques (figure 4) fournissent des informations sur la nature de la végétation ayant couvert la plaine alluviale (bandes de roselière ou de laïches plus ou moins larges s'étendant le long du cours d'eau proprement dit), la petite profondeur de l'eau en cas de faible débit (présence de nombreux gués, touffes de végétation dans l'eau), l'existence de nombreuses zones d'alluvions plus ou moins grandes, soit adossées aux berges soit sous forme d'îlots, des berges à pente extrêmement douce, à caractère amphibien.



Figure 4 : Anciennes photographies

Des descriptions intéressantes aux points de vue écologique et paysager sont transmises par les chroniques historiques. Ainsi un texte des années 1930 dresse un tableau du « Roeserbann », la plaine alluviale de l'Alzette entre Roeser et Hespérange, comme d'une grande zone marécageuse, où la circulation était difficile.

La première carte topographique des années 1910 ainsi que la configuration du relief font état de nombreux vestiges de structures alluviales. Elles réapparaissent après une pluie, sous forme d'une bande d'eau stagnante, à petite largeur et aux formes sinueuses.



Figure 5 : Vestiges de structures alluviales (carte topo 1910)

4. Les dégradations

A partir des années 1950, après la mise en œuvre de la politique agricole commune dans les années 1960, (figure 6) jusque dans les années 1980 et même 1990 avec notamment le développement de l'urbanisation, les cours d'eau et les plaines alluviales ont subi des modifications fondamentales :

- **création de sections de lit à grande efficacité hydraulique**, profondément entaillées et relativement étroites (par rapport à la largeur de la plaine alluviale), de forme trapézoïdale, destinées à accueillir une grande partie des débits, à retarder ainsi le débordement et à accélérer l'écoulement vers l'aval ;
- **endiguement**, réalisé dans certains pays (mais en principe pas au Luxembourg). Il a accentué ces effets ;
- **mise en canalisation souterraine** de cours d'eau ;
- **drainage des zones humides** de la plaine alluviale ;
- **mise en œuvre d'une agriculture intensive** dans la plaine alluviale : les roselières et les prairies à laïches ou à molinies ont été transformées en prairies ou pâturages uniformisés (créés par labourage, suivi d'ensemencement et fertilisation, périodiquement renouvelés) ou même en champs de maïs.



Figure 6 : Etat de la plaine alluviale suite aux travaux des années '60

5. Les interventions

Pour remettre les cours d'eau dans un état plus naturel, il y a moyen de distinguer deux interventions, celles au niveau du profil du lit et celles au niveau du tracé. Souvent dans un même projet les deux catégories d'intervention sont appliquées.

5.1 Les interventions au niveau du profil du lit

Elles consistent à rehausser le fond du ruisseau, afin de rendre au cours d'eau la faculté de s'étendre en largeur dès la première augmentation de débit.

Dans le cas de figure optimal, c'est-à-dire lorsqu'il n'y a pas de contraintes, ce rehaussement peut se faire jusqu'au niveau de la crête de berges. Le lit artificiel est complètement remblayé et ne peut plus accueillir que le débit d'étiage. Tous les autres débits doivent s'étendre en largeur.

Souvent, il n'est pas possible de rehausser le fond jusqu'à la crête des berges. Dans ce cas, un rehaussement partiel s'accompagne d'un abaissement correspondant des berges. Il y a alors création d'un lit moyen, partiellement exondé en dehors des périodes de pluie et capable d'accueillir les crues d'été. Les crues d'hiver, par contre, débordent dans le lit moyen. Ce procédé a été appliqué à Luxembourg lors de la renaturation de l'Alzette entre Walferdange et Steinsel.

Si aucun rehaussement n'est possible, c'est-à-dire si l'espace latéral à mettre à disposition du ruisseau ne peut être obtenu que par abaissement des berges jusqu'au niveau du fond du lit artificiel, la renaturation devient difficile et coûteuse (terrassements importants, recherche de possibilités pour déposer les déblais). A Luxembourg, il a été procédé de cette manière lors de la renaturation en milieu urbain (peu d'emprise latérale disponible) d'un ruisseau à Rumelange, du « Mierbaach » près de la nouvelle école à Bascharage et de la Chiers à Pétange.

Le remblayage du lit peut se faire avec le matériel existant sur place.

5.2 Les interventions au niveau du tracé

Elles consistent à restaurer les anciens méandres d'un cours d'eau actuellement aligné, ou à remettre le lit du cours d'eau dans le thalweg naturel, c'est-à-dire dans la partie la plus basse de la vallée. Il suffit de mettre le ruisseau en mesure de s'écouler librement dans la plaine alluviale.

Au Luxembourg, de multiples tronçons de cours d'eau se trouvent en dehors du thalweg : il s'agit d'anciens canaux de moulins qui ont été ultérieurement aménagés en lit principal du cours d'eau. Dans ce cas le terrassement peut se limiter à créer une percée pour permettre au cours d'eau de retrouver la plaine alluviale. Cette méthode a été employée au Luxembourg dans le cadre du projet concernant la Syre à Mensdorf ainsi que du projet concernant l'Alzette à Schifflange.

Si le lit chenalisé et approfondi est resté plus ou moins à l'intérieur de la plaine alluviale, il suffit de rehausser le fond jusqu'aux berges, c'est-à-dire jusqu'au niveau de la plaine alluviale pour qu'il retrouve lui-même ses anciens méandres.

Il faut en tout cas renoncer à toute stabilisation artificielle des berges (par exemple avec des plantations ou avec des pierres cyclopéennes) et accepter au contraire qu'elles soient modifiées ou même complètement supprimées par la dynamique naturelle du courant.

5.3 La renaturation spontanée

Chaque cours d'eau ayant subi des aménagements hydrauliques est capable de retrouver de sa propre force des états naturels, à l'exception peut-être de ceux dont les berges ont été consolidées. En effet, le cours d'eau procède à l'**érosion** des berges, ce qui provoque un élargissement du lit, et à la **sédimentation** du matériel érodé en aval (figure 7).



Figure 7 : Dynamique naturelle du cours d'eau (érosion-sédimentation)

Il faut par ailleurs disposer de la maîtrise foncière d'une bande de terrains suffisamment large, à l'intérieur de laquelle il est donné libre cours au processus naturel.

Voilà pourquoi, pour favoriser les phénomènes de la renaturation spontanée, il faut quand-même faire élaborer une planification détaillée et notamment une simulation hydraulique du comportement du ruisseau lorsqu'il aura retrouvé un état plus naturel.

6. Les effets

Il y a moyen de distinguer les effets sur le comportement des crues, sur la nature et la biodiversité, sur le pouvoir auto-épurateur, sur l'érosion et sur le paysage.

6.1 Les effets hydrauliques

Le surélévation du fond du ruisseau, l'aménagement d'une section hydraulique élargie et peu profonde, colonisée de végétation, mais aussi la restauration du tracé sinueux ont pour effet que la vitesse d'écoulement est diminuée et que lors de la moindre augmentation de débit, l'eau s'étend en largeur. L'eau pénètre relativement tôt, lors de l'avènement de la crue, dans la plaine alluviale, elle y reste longtemps et met beaucoup de temps pour se retirer dans son lit proprement dit.

L'apparition de zones amphibienues bordant le lit d'été, de zones de transition entre la bande couverte d'eau en permanence et les terrains toujours secs pendant la période de végétation est une caractéristique essentielle des projets de renaturation.

Lors des crues d'hiver, l'eau occupe l'ensemble de la largeur de la plaine alluviale. Celle-ci devrait donc être considérée comme une catégorie de lit du ruisseau, à savoir le lit majeur.

Il se peut donc qu'après la renaturation il y ait plus d'inondation sur le site renaturé qu'avant. Il y a réactivation de la capacité de rétention naturelle de la plaine alluviale.

Voilà pourquoi la renaturation dans sa variante maximale ne peut être exécutée qu'aux endroits où la plaine alluviale est encore intacte, c'est-à-dire non construite. Dans ces zones il n'y a pas d'inconvénients à augmenter l'envergure des inondations. Le fait que l'eau soit retenue plus longtemps dans une zone non bâtie en amont a pour effet que l'eau ne se concentre plus avec la même rapidité au niveau des zones menacées en aval. Le principal effet de protection contre les crues se fait au niveau régional et non pas au niveau local. Voilà pourquoi le financement des projets est parfois difficile, dans la mesure où une commune sur le territoire de laquelle le projet est exécuté n'est pas forcément celle qui en profite en ce qui concerne la protection contre les crues.

Il existe cependant une modalité de la renaturation qui permet de générer un effet de protection contre les crues sur le site-même où le projet est mis en œuvre. Il faut alors, non pas rehausser le fond du ruisseau et combler son lit, mais en abaisser les berges.

Les comportements des différents débits avant et après l'intervention de renaturation font l'objet d'une étude hydraulique. Sur base d'un modèle de terrain détaillé, la vérification des effets hydrauliques s'effectue moyennant un modèle hydraulique bidimensionnel. Ces calculs permettent de déterminer l'écoulement

secondaire sur les estrans pendant les débordements des hautes eaux, de calculer le volume de rétention (vitesse proche de zéro) et le transport des sédiments (figure 8).

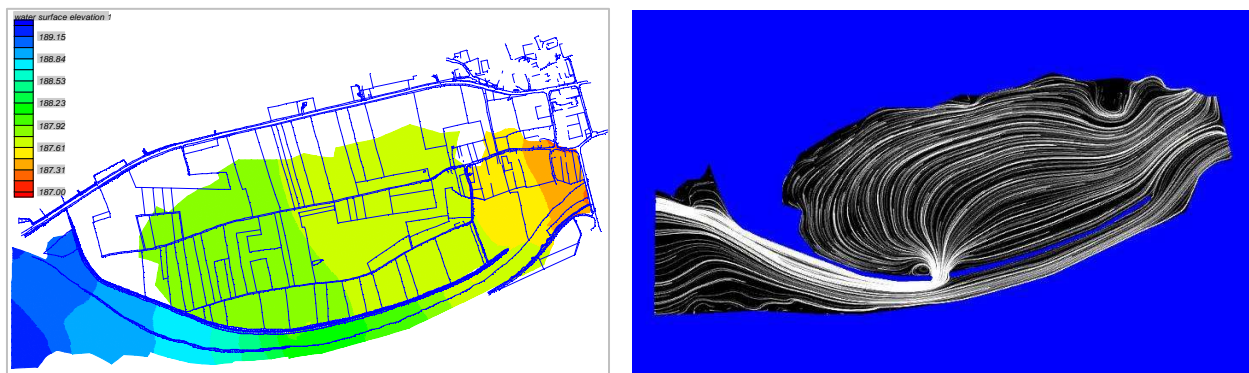


Figure 8 : Eléments de l'étude hydraulique (hauteurs d'eau et modèle)

6.2 Les effets écologiques

La renaturation conduit à la **restauration des petites crues d'été** et au **rehaussement de la nappe phréatique**, les deux facteurs essentiels qui déterminent la diversification des conditions stationnelles et des habitats. Il y a moyen de distinguer de façon schématique, en partant du lit d'été dans le thalweg jusqu'au pied des versants à l'extérieur de la plaine alluviale, les formations suivantes.

Le lit d'été, par définition toujours couvert d'eau, présente des **zones à eau basse**, souvent marqués par la présence de formations végétales à Phalaris et Typha (« roselières ») ainsi que des **zones à eau profonde** (par exemple au pied de la berge raide d'un méandre), hébergeant des végétations aquatiques flottantes (figure 9).



Figure 9 : Lit d'été de l'Alzette

Les alluvions dans le lit d'été ainsi que la bande du lit moyen, directement attenante au lit d'été, c'est-à-dire les îlots, les bancs de gravier, de sable et de limon, les dépôts latéraux, sont presque toujours inondées, même en été (cette zone étant couverte par des débits moyens). Elles ne sont exondées que brièvement pendant la période de sécheresse en été. En raison de la durée et de la fréquence des inondations, de la force du courant, de la dynamique naturelle entre l'érosion et la sédimentation, cette zone est colonisée essentiellement par une végétation annuelle des vases périodiquement exondées (*Bidentetalia*) (figure 10). Les espèces de cette formation arrivent à se contenter de la courte période de l'exondation pour développer leur corps et produire des graines et supportent le fait d'être ensevelies chaque année par de nouveaux sédiments. Sur ces sites se déposent fréquemment des amas de bois morts qui représentent des habitats particuliers.



Figure 10 : Zone de vase périodiquement exondée

Les zones amphibienues du lit moyen, situées à une plus grande distance du lit d'été, par contre, sont exondées pendant la plus grande partie du temps en période de végétation et ne se couvrent d'eau que pendant les temps de pluie en été. Le niveau de la nappe phréatique constamment élevé et les inondations périodiques en période de végétation déterminent l'apparition de prairies à laïches et à juncos (figure 11).



Figure 11 : Prairies à laïches et à juncos

Sur les terrains situés dans le lit d'hiver, en dehors du lit moyen, les inondations n'ont que peu d'effets sur la végétation dans la mesure où elles ont lieu en dehors de la période de végétation. Il est cependant vrai que les inondations d'hiver déposent des sédiments qui déterminent la fertilité des sols alluviaux. Voilà pourquoi cette zone est habituellement couverte de prairies grasses, qui y existeraient également sans la renaturation. Si par contre la renaturation aboutit parallèlement au rehaussement de la nappe phréatique, alors peuvent se développer des prairies à molinie, qui sont caractéristiques des terrains humides, non ou peu souvent inondés.

Le rehaussement de la nappe phréatique dans la plaine alluviale peut conduire à un refoulement de l'eau souterraine au pied des versants situés à l'extérieur des limites de la plaine alluviale. Ainsi, les terrains peuvent y regorger d'eau sans être inondables. L'eau souterraine peut apparaître sous forme de résurgences ponctuelles ou surfaciques. Ces sites se couvrent alors de prairies à molinie, des marécages des pentes et de végétations des sources.

Il est évident que certaines des formations végétales énumérées ne peuvent se développer que si la succession naturelle est inhibée, par exemple au moyen d'une exploitation agricole extensive, telle qu'elle était pratiquée pendant des siècles dans l'ancien paysage traditionnel formé par l'homme. Si l'effet de ce facteur disparaissait, par contre, la plaine alluviale se couvrirait des différentes formes de la forêt alluviale. Mais si l'exploitation agricole est suffisamment extensive, il subsiste de petites surfaces résiduelles où peuvent s'installer des éléments de la forêt alluviale, comme par exemple des bosquets de saules arbustifs ou arborescents dans un pâturage, recherchés par le bétail comme abri naturel, ou des rangées ou des haies de saules le long de prairie de fauche.

Certains de ces habitats sont devenus rares dans les paysages modernes. Les mégaphorbiaies des franges nitrophiles et humides des cours d'eau, la végétation annuelle des rives exondées (*Nanocyperetalia*), les prairies à molinie, les forêts alluviales, la végétation de type Magnopotamion, les tourbières, les sources

pétrifiantes sont inscrites à l'annexe de la directive européenne concernant la protection des habitats naturels.

La plupart de ces formes de végétation abritent un nombre plus ou moins important de plantes rares. Ainsi ont été relevés sur le projet de Mensdorf plus de 170 espèces floristiques au cours d'inventaires effectués en 2004 et 2005. Parmi celles-ci, de nombreuses figurent sur la liste rouge nationale. Sont par exemple considérées comme menacées d'extinction : *Campanula patula* ou comme fortement menacées *Callitriche palustris*, *Carex riparia*, *Geranium pratense*, *Juncus subnodulosus*, *Ranunculus sceleratus*, et comme menacées *Berula erecta*, *Carex vulpina*, *Centaureum erythraea*, *Epilobium palustre*, *Hordeum secalinum*, *Iris pseudacorus*, *Juncus compressus*, *Poa palustris*, *Scrophularia umbrosa*.

Les habitats restaurés par la renaturation abritent un grand nombre d'espèces de la faune sauvage. Plus de 150 espèces de l'avifaune ont été recensées sur le site de Mensdorf. Parmi celles-ci, 19 sont reprises à la liste des espèces d'oiseaux de l'annexe I de la directive européenne concernant la protection des oiseaux. Parmi les espèces remarquables rencontrées sur le site de Mensdorf, on peut citer la bécassine, la cigogne blanche et la cigogne noire, le vanneau huppé, la rousserolle effarvatte, divers bruants, des limicoles, le râle d'eau, le grèbe castagneux. De nombreuses autres espèces faunistiques remarquables ont été recensées sur le site de Mensdorf, dont notamment des amphibiens, des reptiles, des poissons, des mammifères, des insectes (des libellules, des criquets, des papillons, des coléoptères).

Il est intéressant de souligner que la mise en œuvre d'une exploitation agricole extensive sur les terrains renaturés conduit à une augmentation des avantages écologiques.

Le rehaussement de la nappe phréatique jusqu'à son niveau naturel est favorable à la restauration des habitats humides de la plaine alluviale. Il peut cependant générer des conflits avec des zones d'habitation construites dans le passé à l'intérieur de la zone inondable. Dans ces cas, il est procédé à l'élaboration d'une étude hydrogéologique selon les directives du service géologique de l'administration des ponts et chaussées.

7. La restauration de la capacité d'autoépuration

L'introduction d'oxygène dans l'eau favorise le développement des bactéries aérobies qui sont responsables de la minéralisation des substances organiques contenues dans l'eau. La charge polluante d'un cours d'eau est en partie constituée de substances organiques. Dans une station d'épuration, l'introduction d'oxygène dans l'eau se fait par des moyens techniques. La renaturation favorise l'introduction de l'oxygène dans l'eau par des processus naturels, à savoir l'augmentation de la surface de contact entre l'eau et l'air et l'augmentation de la turbulence naturelle. Les substances minérales sont assimilées par les plantes, dont la présence dans et au bord de l'eau est également favorisée par la renaturation.

Un ruisseau renaturé présente des surfaces amphibiennes plus ou moins étendues, qui sont alternativement inondées et exondées. Pendant les phases de l'exondation les vases ou autres alluvions déposés lors des crues peuvent se dessécher à l'air, notamment pendant les périodes de sécheresse. Dans un ruisseau pollué elles comportent une haute teneur en matière organique. En se desséchant elles recouvrent le sol sous forme d'une croûte craquelante, qui se décompose en humus au bout de quelques jours.

Dans un ruisseau eutrophique se développent souvent des algues, qui retirent de l'eau les matières nécessaires à l'édification de leur corps. Dans un ruisseau renaturé, **les algues** sont parfois arrachées lors des crues et déposées sur les zones amphibiennes où elles se dessèchent pendant l'exondation.

Les matières en suspension dans l'eau sont préférentiellement sédimentées dans certaines structures d'un ruisseau renaturé, comme les zones à eau peu profonde, les zones amphibiennes, les végétations parcourues par les crues et les zones où l'écoulement est ralenti.

8. La protection contre l'érosion

Dans un lit large et peu profond, où l'eau doit s'étendre en largeur à la moindre augmentation de débit, la vitesse d'écoulement est plus faible que dans un lit à section trapézoïdale, étroit et entaillé, où des débits relativement élevés peuvent encore être accueillis sans débordement. Avec la diminution de la vitesse d'écoulement diminuent également les forces érosives agissant tant au fond que sur les berges du lit. Après renaturation, un cours d'eau (de plaine) perd ainsi sa force érosive et retrouve sa tendance naturelle à la sédimentation.

9. La valorisation paysagère

Le ruisseau renaturé est constitué d'un lit d'été et d'un lit moyen, qui sont situés au niveau de la plaine alluviale (à fleur du terrain naturel) et qui occupent une largeur relativement importante. Cette bande de terrain est en plus couverte d'une végétation très différente de celle qui compose les cultures agricoles.

Après renaturation le ruisseau apparaît donc dans le paysage. La renaturation conduit à la reconstitution de paysages fluviaux, catégories de paysage qui sont devenus rares.

10. La gestion au moyen d'exploitation extensive

Si après la renaturation les terrains compris dans le lit moyen étaient abandonnés à l'évolution naturelle, ils se couvriraient de végétation ligneuse qui aboutirait à une forêt alluviale. Même si celle-ci a un grand intérêt au point de vue écologique, il convient de noter que la plupart des habitats, dont la protection ou la restauration sont envisagées par les législations, sont des habitats de milieu ouvert. La plupart des réserves naturelles situées dans les fonds de vallées ont été créées en fonction de la présence d'habitats de milieu ouvert. Par ailleurs le maintien du paysage ouvert dans les vallées semble avoir un intérêt historique ainsi qu'un intérêt lié à la qualité de vie des habitants.

Il s'est avéré que le maintien de l'état ouvert, et notamment la gestion des habitats humides restaurés par la renaturation, peut avantageusement se faire au moyen d'une agriculture extensive.

La renaturation, du moins dans sa variante optimale, rend les terrains de la plaine alluviale plus humides (augmentation des inondations, rehaussement de la nappe phréatique), et non seulement ceux du lit moyen, mais également ceux du lit d'hiver. Or, actuellement, la plaine alluviale est le plus souvent utilisée par l'agriculture conventionnelle, en raison de sa fertilité naturelle, pour des productions à haut rendement (culture de maïs, production laitière, prairies de fauche coupées jusqu'à cinq fois par an, etc.).

La solution préconisée au Luxembourg est de faire accompagner une renaturation par un projet d'exploitation extensive, et notamment un projet de pâturage extensif (figure 12), qui peut se résumer par les caractéristiques suivantes :

- Les animaux se nourrissent exclusivement de la végétation se développant naturellement sur le terrain. Il est renoncé à toute mesure d'amélioration agronomique telle que le drainage, la fertilisation, le renouvellement du pâturage par labourage suivi d'ensemencement, le sursemis.
- Pâturage permanent (les animaux restent sur le pâturage pendant l'hiver) étant donné qu'en hiver les animaux broutent préférentiellement la végétation ligneuse.
- En principe pas d'affouragement.
- Choix d'une race rustique de bovin présentant les qualités suivantes :
 - la capacité de s'alimenter avec du fourrage riche en fibres et pauvre en protéines,
 - la résistance naturelle aux maladies, notamment celles liées aux terrains humides,
 - la capacité d'évoluer sur des terrains humides,
 - la faculté de supporter les intempéries au cours de l'année et le froid en hiver,
 - la facilité de vêlage.
- Densité du bétail peu élevée (environ 0,5 unité de gros bétail par hectare).

Cette forme d'agriculture peut-être relever d'un intérêt économique qui est déterminé par trois facteurs :

- L'octroi du subside biodiversité
- Les économies au niveau :
 - a) des investissements en capital : moins de besoins en bâtiments et en machines agricoles (pour l'hiver : pas de mise à l'étable, pas de production de fourrage ni d'immobilisation de terrains pour produire le fourrage),
 - b) des coûts de fonctionnement (renonciation à de nombreux travaux tels que drainage, labourage, fertilisation, épandage de pesticides, fauchage, égalisation, sursemis)
 - c) du travail (moins d'interventions sur le terrain, pas de modification des conditions stationnelles, autosuffisance et autonomie du bétail)
- La valeur du produit qui est déterminée par :
 - a) la qualité de la viande : faible teneur en graisse, haute teneur en acides gras non saturés, absence d'hormones et de résidus de pesticides ou d'engrais, mûrissement lent (âge d'abattage au plus tôt au bout de trois ans, pas d'engraissement artificiel au moyen de maïs ou d'ensilage à l'étable pendant l'hiver, pas d'engraissement subséquent au pâturage, légère diminution de la masse pendant l'hiver, etc.)
 - b) une commercialisation spécifique consistant à sensibiliser le consommateur pour les liens qui existent entre les valeurs écologiques et paysagères d'une zone naturelle, l'exploitation agricole extensive, le producteur et la gastronomie. Le visiteur de la réserve naturelle peut ainsi devenir un client potentiel de l'exploitation agricole et de la gastronomie.



Figure 12 : Pâturage extensif

Pour l'exécution de la renaturation, l'Etat ou les communes doivent acquérir un minimum de surfaces, le plus souvent celles correspondant au lit moyen. Il s'agit des surfaces qui le cas échéant supportent des terrassements et connaissent une humidification substantielle. Lors de la mise en œuvre du projet d'agriculture extensive, ces surfaces publiques sont données en location à l'un ou plusieurs exploitants agricoles des terrains avoisinants, à la condition qu'ils y pratiquent une exploitation extensive et à condition qu'ils apportent au projet des surfaces privées. Ainsi l'envergure du projet d'agriculture extensive est habituellement plus importante que celle de la renaturation.

Le bien-fondé économique, la faisabilité technique et les modalités d'exécution du projet d'agriculture extensive sont élaborés par des experts en matière d'extensification agricole dans le cadre d'une étude agricole. A cet effet, l'administration des eaux et forêts collabore étroitement avec les différents services du ministère de l'agriculture.

11. Les systèmes didactiques

Les projets de renaturation et d'agriculture extensive sont dotés d'infrastructures didactiques (figure 13), destinées à sensibiliser le grand public aux valeurs environnementales. Elles peuvent comprendre, selon l'envergure du projet, les éléments suivants :

- un centre d'accueil ;
- un abri pour bétail à fonction didactique ;
- un sentier de découverte, sous forme d'un sentier en terre ou d'un chemin sur pilotis en bois, le plus souvent bordés d'une double clôture et longeant ou bien traversant le pâturage extensif, avec des stations thématiques marquées sur le terrain ;
- une tour d'observation ;
- des plates-formes d'observation.

Normalement, une brochure explique l'ensemble du projet et attire l'attention sur les éléments visibles aux stations.

La sensibilisation environnementale est un moyen de protection efficace, dans la mesure où elle favorise un comportement respectueux vis-à-vis de la nature et du paysage, mais non pas avec des moyens réglementaires ou répressifs, mais en développant la compréhension pour les valeurs naturelles et les avantages que l'homme peut y puiser.

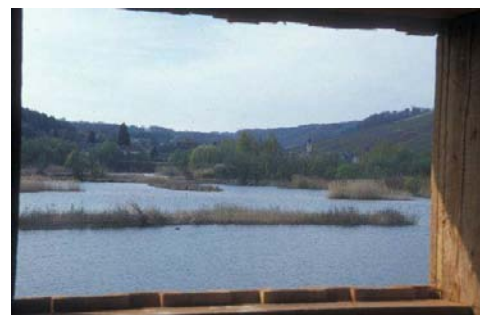


Figure 13 : Infrastructure didactique (tour d'observation)

Elle pourrait aussi contribuer à augmenter le bénéfice des exploitants agricoles travaillant sur les projets. En effet, venant initialement pour visiter une renaturation ou une zone protégée, les visiteurs seront, une fois sur le site, confrontés à l'agriculture extensive. Ils y apprennent entre autres le nom de l'exploitant et celui des restaurants et des bouchers où la viande peut être achetée. Ces derniers peuvent donc gagner des nouveaux clients à travers un projet environnemental. La conservation de la nature peut ainsi générer un développement économique une meilleure qualité de vie.

12. Les perspectives

La renaturation des cours d'eau et de leur plaine alluviale est un domaine pluridisciplinaire qui exige la collaboration d'acteurs divers. Etant donné qu'il s'agit d'une approche assez difficile exigeant d'importantes concertations, il n'a pas encore été possible de poursuivre toutes les pistes de développement concevables.

Dans le domaine de l'agriculture il serait intéressant d'étudier les possibilités d'utiliser le matériel de fauche provenant des habitats humides de la plaine alluviale restaurés par la renaturation à des fins de production d'énergie (par biométhanisation ou par incinération). En effet, la végétation, qu'il s'agisse par exemple de la saulaie alluviale ou de la roselière, y connaît une forte croissance annuelle qui peut se voir augmentée davantage en cas d'eutrophisation des eaux. Le fauchage aurait en même temps un effet positif sur la conservation des habitats des milieux ouverts.

A l'intérieur des agglomérations il serait concevable d'intégrer dans un projet de renaturation les multiples zones de verdure urbaines, situées le long des cours d'eau et aujourd'hui aménagés suivant des concepts horticoles artificiels.

Le cas de figure le plus intéressant serait celui d'un parc récréatif (figure 14) parcouru par un cours d'eau. La renaturation permet non seulement d'en augmenter le potentiel écologique, mais surtout d'y générer une nouvelle qualité de vie pour les visiteurs. Ils pourront y vivre la nature au gré des changements de la dynamique naturelle et bénéficier, en plein milieu urbain, des avantages d'un paysage proche de l'état naturel.



Figure 14 : Parc récréatif

Enfin il existerait des possibilités intéressantes dans le domaine de la **construction près de l'eau** (figure 15). Elle pourrait s'inspirer des modalités techniques appliquées dans le passé lors de la construction des moulins. Même certains concepts développés récemment aux Pays-Bas concernant une **architecture flottante** pourraient s'avérer prometteurs dans le cadre des projets de renaturation de plaines alluviales.

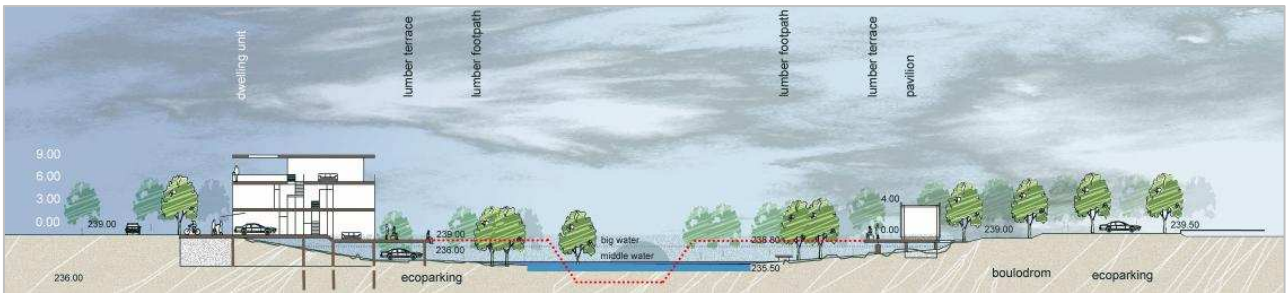
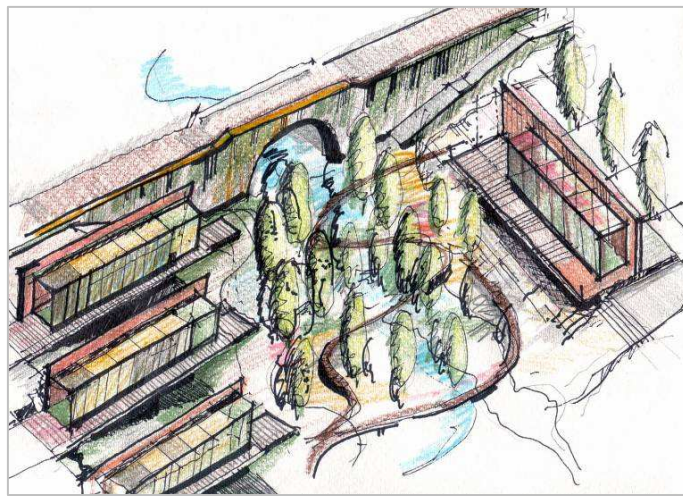


Figure 15 : Plans des différents projets de constructions près de l'eau

Assainissement et réhabilitation du Nant des Grebattes (Genève)

PILLET Stéphane¹⁻², BORGEAUD Jan²

¹ Bureau de Travaux et d'Etudes en Environnement (BTEE SA) – Comblain-la-Tour
stephane.pillet@bureaubtee.com

² Bureau de Travaux et d'Etudes en Environnement (BTEE) – Liddes – Suisse
info@bureaubtee.com

1. Introduction

De par sa situation géographique en milieu urbain et son état dégradé, le Nant des Grebattes fait l'objet de nombreuses préoccupations des autorités communales. Les ouvrages élaborés à l'époque étaient conçus de manière « lourde » (béton armé, gabion, etc) pour répondre par une sécurité absolue, aux différentes contraintes rencontrées. A l'heure actuelle, ces aménagements sont complètement dégradés et ils ne sont plus entretenus.

De façon à optimiser la sécurité des personnes et des biens privés sur le site et de répondre aux nouvelles normes sur l'aménagement des cours d'eau, la revitalisation du Nant des Grebattes s'avère primordiale. Celle-ci consiste en une gestion physique du lit et des berges du Nant des Grebattes par le biais d'interventions du génie biologique et forestier efficaces pour la protection contre l'érosion lors de crues tout en valorisant les richesses naturelles et le paysage sur l'ensemble du vallon.

Etant donné que ce projet combine plusieurs contraintes techniques d'ordre hydrologique, hydraulique, géotechnique et biologique, un groupe de travail pluridisciplinaire s'est formé sous l'impulsion du bureau BTEE afin de répondre de manière optimale à l'ensemble de la problématique du Nant des Grebattes.

Le groupement comprend les bureaux suivants :

- Bureau de Travaux et d'Etudes en Environnement – BTEE qui pilote le projet et s'occupe des aspects nature, paysage et génie biologique ;
- Mouchet, Dubois et Boissonnard SA qui s'occupe des aspects génie civil et du réseau d'assainissement ;
- Géotechnique appliquée Dériaz SA qui traite des aspects géotechniques et des glissements de terrain ;
- Hochuli Kohler Dunant Géomatique SA qui se charge des relevés topographiques.

2. Situation géographique

Le Nant des Grebattes (figure 1) se situe en bordure du Rhône sur le territoire de la commune de Vernier, à Genève. Le nant est entouré d'un cordon boisé dense et dégradé couvrant l'ensemble du vallon. La rive gauche est caractérisée par une urbanisation légère typique des zones de villas individuelles, quant à la rive droite, elle est composée d'imposants immeubles. C'est la Cité du Lignon avec ses imposants immeubles locatifs atteignant pour certains une hauteur de 30 étages. L'amont du bassin versant est occupé par la zone industrielle du Lignon (figure 2).

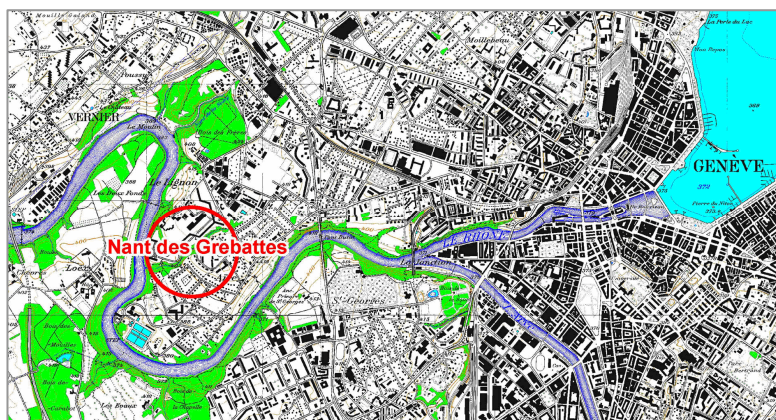


Figure 1 : Situation du Nant des Grebattes

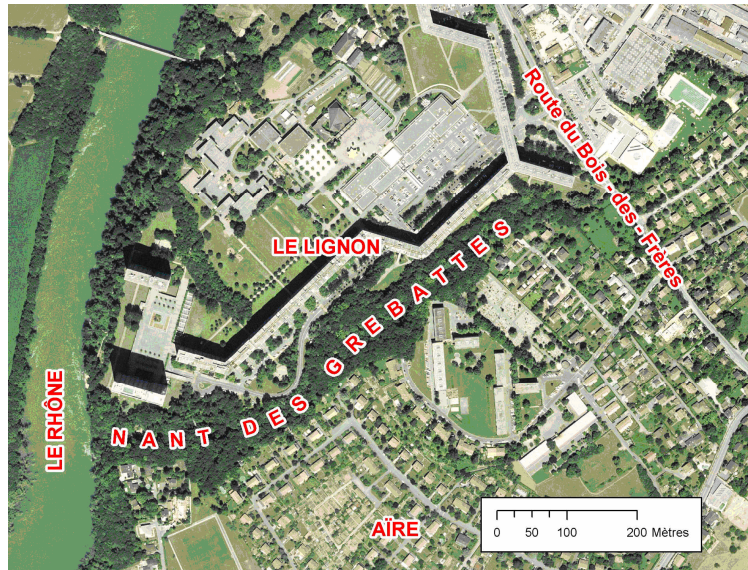


Figure 2 : Vue aérienne du Nant des Grebattes

3. Etat actuel

3.1 Etat du bassin versant et débits

Les eaux du Nant des Grebattes proviennent de deux bassins versants hydrauliques fortement urbanisés d'une superficie totale de 83 ha. Une partie non négligeable (57 ha) de ces bassins versants ne possède pas encore un système séparatif complet. La qualité des eaux du bassin versant est donc qualifiée de médiocre. De par la nature urbaine des bassins versants, l'étiage et les pics de crue sont en corrélation directe avec la durée et l'intensité des pluies. Le Nant des Grebattes possède des débits théoriques de 5 m³/s avec un temps de retour de 10 ans et de 7 m³/s avec un temps de retour de 30 ans auxquels il faut ajouter 1 à 2 m³/s d'apports latéraux. En période d'étiage, le cours d'eau est caractérisé par un mince filet d'eau de quelques litres par minute.

3.2 Etat du cours d'eau

Le Nant des Grebattes est actuellement un cours d'eau semi-artificiel. Sous le lit naturel se trouve une canalisation qui transporte les eaux polluées issues des déversoirs d'orages jusqu'à l'embouchure dans le Rhône. A l'époque, cette canalisation était enfouie sous le lit du nant. Par des phénomènes d'affouillement du lit, elle se trouve à l'heure actuelle, partiellement à ciel ouvert (figure 3). Complètement dégradée, cette canalisation ne permet plus le transit des eaux usées en période pluvieuse. De plus, en période d'étiage, elle draine les eaux de surface ce qui assèche le nant.

Les données géométriques du Nant des Grebattes sont les suivantes :

- longueur du nant : 868 m dont 262 m sous terre
- largeur moyenne du lit : 1,30 – 5,50 m.
- dénivelée : 36 m.
- pente moyenne : 5,2%.

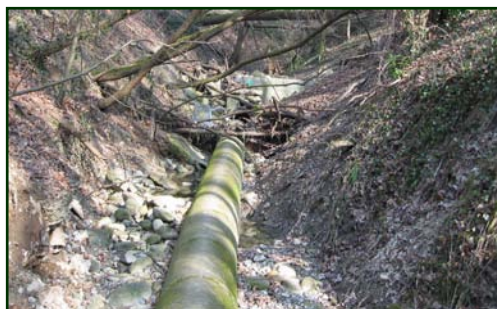


Figure 3 : Lit asséché et canalisation

L'écomorphologie du lit est très variable. De manière générale, la partie amont du nant (figure 4) d'une longueur de 108 m est moins pentue, elle possède une écomorphologie naturelle d'un cours d'eau en milieu forestier. Le lit mineur est d'une largeur moyenne d'un mètre, le lit majeur d'une largeur de 2.5 à 3 m est constitué de risbermes de part et d'autre du lit mineur. La partie médiane est sous tuyau sur une longueur linéaire de 80.50 m. La partie aval d'une longueur de 498 m est beaucoup moins diversifiée et les ouvrages sont nombreux (figure 5). La morphologie du lit est artificielle et fortement dégradée. En période d'étiage, l'eau s'écoule dans le collecteur fissuré et non à ciel ouvert.



Figure 4 : Lit naturel de la partie amont



Figure 5 : Ouvrage dégradé

De nombreux ouvrages parcourent le Nant des Grebattes. Ils sont constitués de différentes matières et illustrent très bien les techniques de canalisation utilisées dans les années 1980 :

- des murs et des seuils en béton armé ;
- des gabions en pied de berge et sur les berges ;
- un collecteur et différents regards parcourent le fond du lit.

Actuellement, les ouvrages sont fortement dégradés, car ils n'ont pas subi de contrôles réguliers, d'entretiens, ni de consolidations. Actuellement, ils ne peuvent plus jouer leur rôle. Lors de période de crue, le lit et les pieds de berges s'affouillent, provoquant des glissements de terrain remontant jusqu'en haut du vallon et des chutes d'arbres. La sécurité des biens et des personnes n'est à l'heure actuelle plus assurée par ces ouvrages. Le cours d'eau n'est pas piscicole à l'exception de son exutoire dans le Rhône.

3.3 Etat du vallon

Les pentes du vallon, d'abord douces et de hauteur limitée (environ 25° et 10 m de haut sur le tiers supérieur), se redressent progressivement alors que le vallon s'approfondit (36° et 18 m de haut). Il est caractérisé par une forêt de type chênaie à gouet (*Quercus-carpinetum areretosum genevense*) et par une forêt anthropogène atypique. La forêt est considérablement dégradée. De nombreux arbres sont déracinés ou fortement penchés, ils sont également malades, en partie secs ou morts. La diversité floristique du sous-bois et le recrû sont faibles car insuffisamment ensoleillés. L'état de cette forêt engendre des instabilités de la pente par endroit (figure 6).

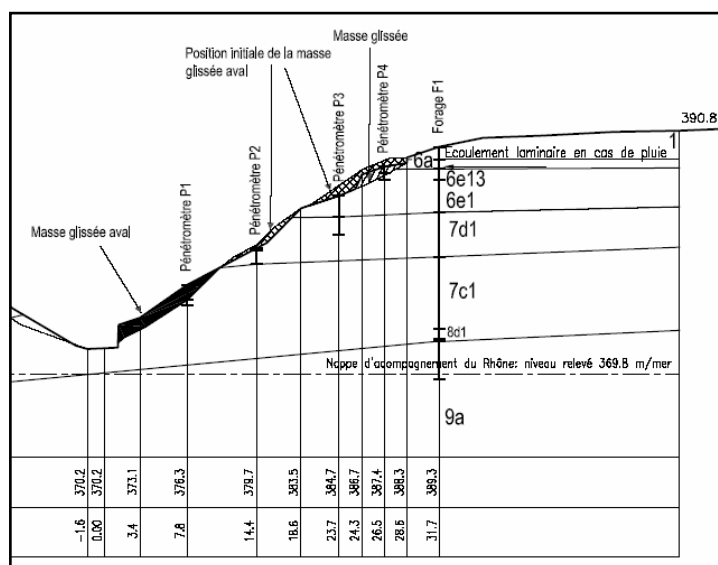


Figure 6 : Coupe schématique du vallon, affouillement du lit et glissement de terrain

4. Problématique

La mauvaise qualité physico-chimique de l'eau, les problèmes d'érosion dus aux grandes variations des débits, la dégradation et les niches d'érosion apparues sur les ouvrages rendent impératif d'effectuer, à court terme, un aménagement du cours d'eau en essayant d'améliorer tant la qualité physico-chimique que biologique des eaux du Nant des Grebattes.

5. Objectifs

Objectif général

- Stabilisation et revitalisation biologique et paysagère du cours d'eau et du vallon.

Objectifs spécifiques

- Remplacement des ouvrages dégradés et mal intégrés.
- Mise à ciel ouvert des tronçons enterrés.
- Diversification écomorphologique du lit et des rives.

Objectifs de protection

- Stabilisation des rives et des pentes du vallon.
- Sécurisation des chemins et des accès publics.
- Sécurisation des biens publics et privés.

6. Projet d'aménagements du Nant

6.1 Travaux préparatoires

Les aménagements du génie biologique nécessaires à la stabilisation des pentes et du lit impliquent l'abattage d'environ 75% du volume de bois sur pied de la forêt, pour sécuriser les lieux, stabiliser les pentes et permettre la mise en lumière du sous-bois. Le volume de bois moyen à évacuer est de 1900 m³. Il est également nécessaire de démolir tous les ouvrages en béton ou en gabions constituant les chutes actuelles, les chambres de contrôle des canalisations et les renforcements mis en place pour la stabilité des berges et des pentes du cours d'eau. La plupart des matériaux de démolition seront utilisés pour le remblayage de certaines zones du projet. En revanche, les déchets, le béton armé et les matériaux pollués ou inaptes au remblayage seront évacués.

6.2 Modification du profil en long

Une des difficultés de ce projet consiste à limiter au maximum les déplacements de matériaux dans le fond du vallon. En effet, la topographie accidentée du site complique et renchérit considérablement les mouvements de matériaux. Par conséquent, le profil en long et le dimensionnement du lit ont été conçus en respectant les principes suivants :

- assurer la stabilité des pentes du vallon ;
- limiter un maximum les mouvements de matériaux et la production de déchets de chantier ;
- garantir un espace suffisant pour l'écoulement de l'eau ;
- permettre à la flore rivulaire de se développer ;
- empêcher l'affouillement du lit et du pied de berges ;
- respecter la physionomie du vallon.

6.3 Gestion physique du cours d'eau

La succession des aménagements proposés dépend des contraintes hydrauliques et d'un souci de diversification maximum tout en gardant une marge de sécurité suffisante. Hormis les points durs et les seuils qui sont nécessaires pour limiter l'affouillement, le lit du Nant n'est pas stabilisé et des modifications de l'écomorphologie du lit sont attendues et souhaitables. Ces modifications consisteront en un charriage des matériaux graveleux du lit où de petits bancs de graviers ou de limon peuvent se former et disparaître au rythme des crues. Une colonisation naturelle du lit par des espèces végétales hydrophiles est aussi attendue.

6.4 Seuil

Les seuils en bois servent à rattraper le profil en long de manière à garantir une pente maximale proche de 2-3% sur toute la longueur du nant. Ils contribuent aussi à dissiper l'énergie de l'eau. Ils sont constitués de rondins de mélèze intégrés profondément dans les berges et dans le lit. Des tiges métalliques maintiennent les rondins entre eux et les géotextiles biodégradables tiennent les matériaux graveleux en place avant que la végétation se stabilise par les racines. Des techniques du génie biologique combinant boutures de saules,

plants forestiers, fascines ou couches de branches et d'ensemencement contribuent à la végétalisation de l'ouvrage, tout en renforçant sa stabilité. Deux types de seuils sont projetés, des petits seuils en rondins ou en enrochements d'une hauteur de 20 cm servant à la diversification morphologique du lit et des seuils plus grands en bois d'une hauteur de 70 à 150 cm permettant de garantir une pente maximum inter-seuils d'environ 2-3%, servant à stabiliser le lit et dissiper l'énergie de l'eau (figure 7).

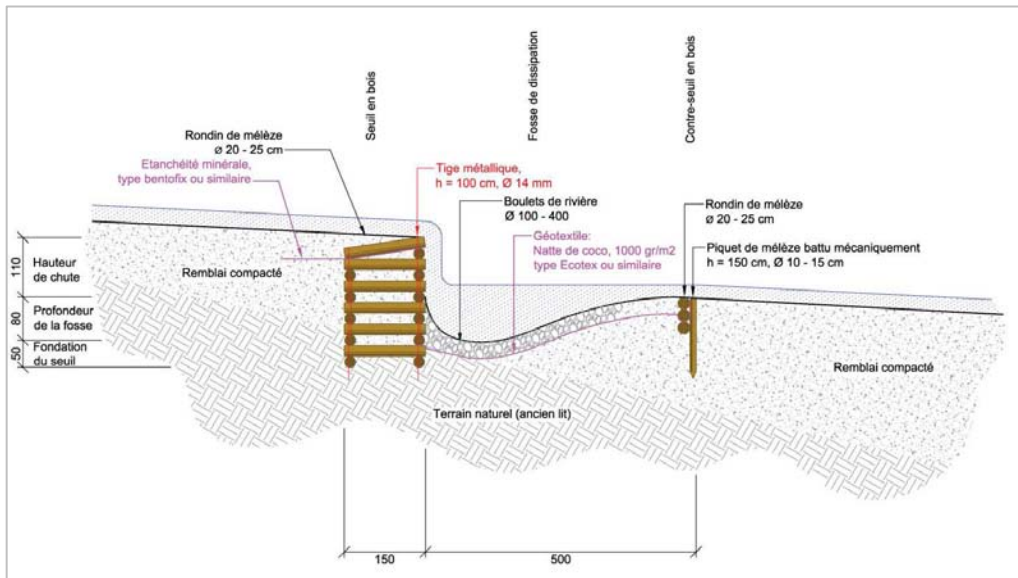


Figure 7 : Vue de profil d'un grand seuil

6.5 Fosse de dissipation de l'énergie et contre-seuil

La fosse de dissipation sert, comme son nom l'indique à dissiper l'énergie de l'eau. Elle suit toujours un seuil ou une rampe (une chute d'eau) et possède une forme de demi poire (figure 8). Pour les grands seuils, le fond de la fosse est stabilisé par des amas de boulets de rivière afin de prévenir une érosion régressive au pied du seuil. Le contre-seuil termine la fosse de dissipation et contribue à stabiliser l'ensemble seuil-fosse de dissipation. Il empêche également l'affouillement du lit en le maintenant à une cote fixe, il est formé de rondins de mélèze transversaux et de piquets verticaux intégrés dans le lit du cours d'eau.

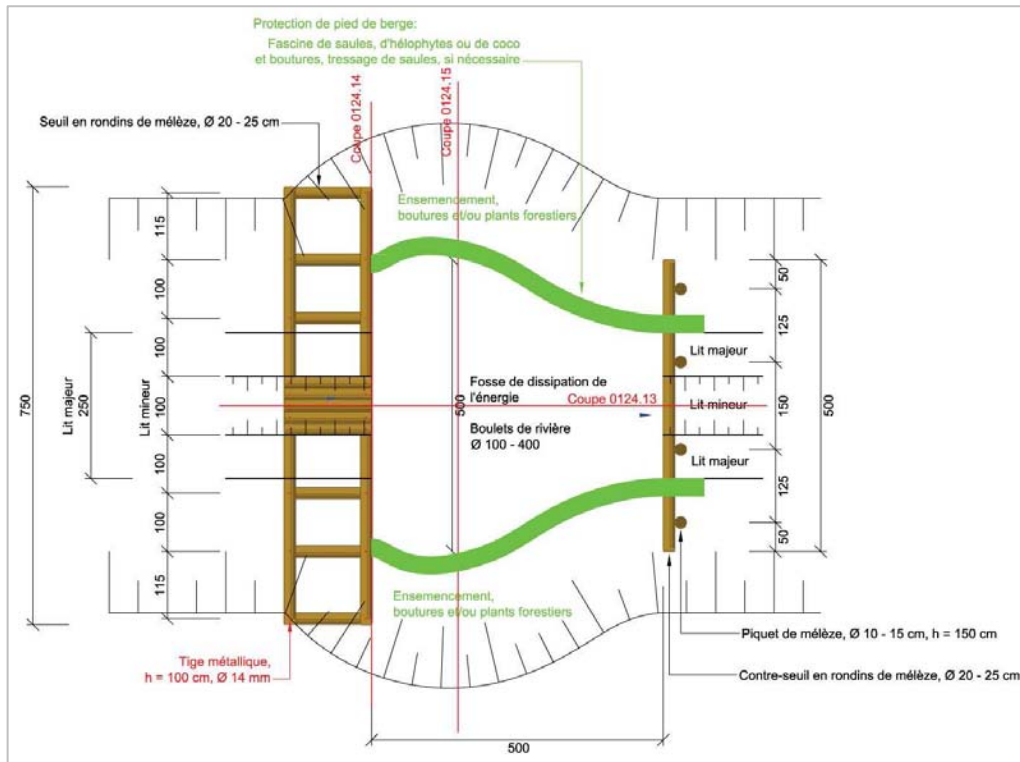


Figure 8 : Vue en plan de l'ensemble seuil-fosse

6.6 Point durs

Les points durs servent à maintenir le lit à une cote fixe en empêchant l'affouillement de celui-ci. Les points durs en enrochement sont constitués d'une rangée d'enrochement (~50x50x80 cm) intégrée transversalement dans le lit du Nant et s'enfonçant légèrement dans la berge. Afin de concentrer les eaux en période d'étiage mais aussi de limiter l'érosion en période de crue, les points durs ont une forme légèrement concave. Les points durs en bois sont constitués de rondins de mélèze (Ø 20-25 cm) transversaux et de piquets (Ø10-15cm) verticaux intégrés dans le lit du cours d'eau. Des ailettes transversales légèrement inclinées servent à concentrer les eaux en période d'étiage mais aussi à limiter l'érosion de la rive en période de crue.

6.7 Rampes en enrochement

Les rampes en enrochement servent à rattraper le profil en long, à dissiper l'énergie de l'eau et à diversifier les vitesses d'écoulement des eaux. Les rampes sont constituées de rangées d'enrochements (~50x50x80cm) en quinconce intégrées transversalement dans le lit du Nant et s'enfonçant légèrement dans la berge (figure 9). Afin de concentrer les eaux en période d'étiage mais aussi de limiter l'érosion en période de crue, les rampes ont une forme de toboggan légèrement concave. Afin d'augmenter la stabilité des enrochements en cas de crue, des pieux métalliques sont insérés entre les blocs.

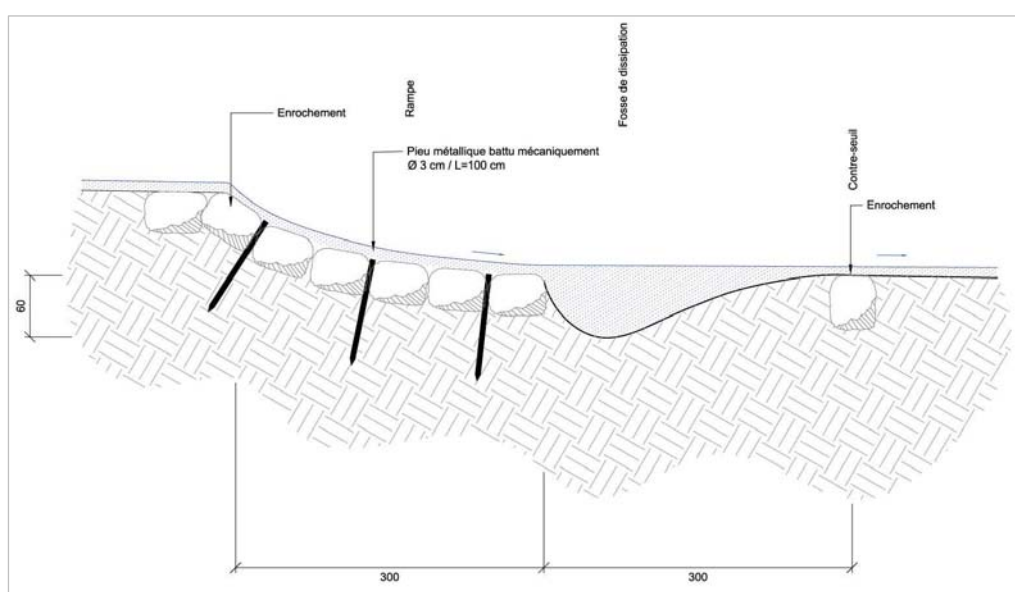


Figure 9 : Vue de profil d'une rampe en enrochement

6.8 Aménagements de végétalisation et de diversification du lit

La plantation d'hélophytes dans le lit majeur contribue à la diversification du lit et à l'épuration biologique de l'eau. Un choix de plantes à port réduit et à fort enracinement est souhaitable afin de garantir l'écoulement de l'eau et la stabilité des plants lors des périodes de crues. Ces hélophytes participeront également à la colonisation et à la végétalisation naturelle de l'ensemble du Nant.

Les hélophytes sont implantées sur des risbermes principalement au moyen de fascines d'hélophytes, de rhizomes enterrés et de plants en pot. Un géotextile biodégradable sera utilisé aux emplacements problématiques pour maintenir les plants en place lors de crues avant la prise des racines dans le sol. L'implantation irrégulière de blocs en pied de berge permet la diversification de l'écoulement des eaux et par conséquent la sédimentation des matériaux en suspension. La dépose des matériaux sableux non triés dans le lit vise à offrir des substrats variés favorables à l'implantation d'une végétation diversifiée. La finalité de ces différentes mesures de diversification du lit est d'augmenter le potentiel de diversité biologique et paysager du nant de façon à renforcer l'intégration paysagère de ce dernier dans le vallon. Au fil du temps, les interventions d'origine anthropique s'effaceront au profit d'un développement naturel à même de garantir à long terme une bonne qualité écomorphologique.

6.9 Boutures et plants forestiers

Les surfaces recouvertes de boutures et plants forestiers sont associées à la pose de géotextile et d'un ensemencement, lorsqu'il y a un risque d'érosion. Cette technique combinée permet une grande diversité d'aménagements, en faisant varier les espèces végétales ligneuses ou non, ainsi que les densités de plantation, tout en respectant les contraintes liées à la hauteur d'eau et aux forces d'arrachement. Cette

technique est utilisée principalement sur le haut de berge où les forces d'arrachement ne sont pas trop importantes mais également pour garantir le gabarit d'écoulement des eaux.

6.10 Fascines

Les fascines sont des aménagements de pied de berge. Quatre types de fascines sont généralement utilisés pour l'aménagement du pied de berge. En règle générale, tous les types de fascines sont maintenus au sol grâce à des pieux de bois et du fil de fer :

- une fascine de saule est constituée d'un fagot de branches de saule vivantes et capables de rejeter. Elle est utilisée généralement en pied de berge, toutefois lorsque le niveau de l'eau varie fortement l'utilisation de fascines plus haut dans les berges peut s'avérer utile ;
- la fascine de coco avec bouture de saule est une fascine moins coûteuse que la précédente pour un résultat semblable. La fascine de coco est biodégradable et ne sert qu'au maintien des matériaux terreux avant la croissance des racines ;
- la fascine d'hélophyte permet de maintenir en place des matériaux terreux, mais aussi des plants et des rhizomes avant l'implantation des racines dans le sol. Elle est généralement utilisée aux emplacements subissant de fortes forces d'arrachement, car de nombreuses espèces d'hélophytes possèdent une très grande résistance une fois qu'elles sont bien enracinées ;
- la fascine de coco ensemencée permet le maintien en place des matériaux terreux avant la croissance de la végétation herbacée. Elle est utilisée de préférence aux emplacements où le lit du nant est étroit. En effet, lorsque le lit est large, un géotextile plaqué au sol est généralement suffisant.

6.11 Couche de branches

Généralement associées à un aménagement de pied de berge comme une fascine de saule, les couches de branches consistent à recouvrir le sol de branches de saule vivantes d'une longueur de 2 à 3 mètres capables de rejeter. Les branches disposées de manière serrée sont maintenues par des piquets de bois et du fil de fer. Elles assurent le maintien des matériaux terreux avant l'enracinement. Cette technique résiste fortement aux forces d'arrachement, toutefois elle crée des massifs de saules denses qui empêchent la diversification, c'est pourquoi elle n'est utilisée que ponctuellement.

6.12 Sous-berges

Il est proposé d'implanter des sous-berges au niveau de l'exutoire dans le Rhône. Elles sont constituées d'une armature en mélèze sur laquelle sont déposés des matériaux terreux et elles offrent des milieux favorables pour la faune piscicole.

6.13 Aménagement du vallon

L'aménagement du lit du Nant des Grebattes implique également le réaménagement des pentes du vallon. Les pentes instables seront renforcées par des aménagements de type caisson et armature en bois, lit de plants et de plançons, boutures et plants forestiers. De plus, le tracé du chemin pédestre sera modifié de façon à assurer la sécurité du public et permettre l'élargissement du lit du nant. Du mobilier urbain (poubelle, banc) sera mis en place tout au long du parcours pour rendre le lieu accueillant pour le public.

6.14 Ensemencement

De façon à stabiliser le nouvel aménagement et favoriser le développement de la végétation, un semis hydraulique est prévu sur l'ensemble des surfaces aménagées. Les mélanges grainiers ont été sélectionnés et confectionnés spécifiquement pour ce projet. Il est important de signaler que toutes les espèces végétales utilisées dans les aménagements cités ci-avant sont des géotypes locaux adaptés aux conditions du milieu. En plus de leur fonction esthétique les végétaux sont choisis en fonction de leur potentiel de stabilisation.

6.15 Budget

Les coûts sont estimés en euros.

- Travaux d'assainissement du bassin versant	1 200 000 €
- Travaux forestiers	300 000 €
- Démolition des ouvrages et génie-civil	340 000 €
- Génie forestier et biologique	400 000 €
- Total	2 240 000 €

Les travaux proposés par rapport à une variante en béton permettent une économie de l'ordre de 100000 €.

Stream restoration, a major condition to reach the Water Framework Directive goals : examples from southern Limburg (NL)

TOLKAMP Harry¹, van BUGGENUM Harry¹

¹ Waterschap Roer en Overmaas Regional Water Authority, Department of Policy – Sittard, Pays-Bas
h.tolkamp@overmaas.nl, h.vanbuggenum@overmaas.nl

1. Introduction

Waterschap Roer and Overmaas Regional Water Authority (WRO) is responsible for the integrated water management of all regional surface waters and upper groundwater tables in southern Limburg and this can be summarized in three major tasks: management of water quality of surface waters, including waste water treatment, management of water quantity of surface waters and groundwater and the management of the regional dykes along the River Meuse. The area in which WRO performs these tasks is 950 km² (of the 35.000 km² of the Meuse basin), including 933 km of stream lengths (of which 650 km is permanent running water, almost 300 km concerns summer dry ditches and valleys that function as a watercourse during showers).

Most of the water that enters the River Meuse in Limburg originates from the neighboring countries (126 km of border with FRG, 107 km with Wallonia and 31 km with Flanders, not counting the Meuse itself between Flanders and Limburg).

2. Projects

The management area of WRO is one of the six areas in the Dutch part of the River basin of the Meuse, and WRO is responsible for the realization of the river basin management plan (RBMP) for this area as part of the Water Framework Directive RBMP 2009-2015. All the work on de RBMP for the Meuse area is coordinated by a Project bureau Maas, which sees to it that the regional and national products are harmonized and thus give comparable results. After the analysis of the characteristics of the river basin in 2004, and the production of the Monitoringplan in 2006, in 2007 all measures necessary to reach the good ecological status or the good ecological potential have been inventoried and estimations are made of the costs involved. Between autumn of 2007 and spring 2008 the decisions will be made which measures will be taken in the first planning period (before 2015) and which will be taken later.

As we were trying to determine the right measures to be taken, we estimated per (potential) measure

- The number, surface area, length, etc.
- The cost per unity (often existing or national standard amounts or own experiences in the previous period)
- The contribution to solving the problem in 4 categories: 0-5%, 5-20%, 20-50%, 50-100%

This has lead to the knowledge that concerning the aquatic ecology about 21 % of the problems can be solved by process and effect aimed measures, like buffers strips, reduction of the amount of manure, etc. Some 11% of the problems in streams will be tackled by taking on sewer overflows, reducing the use of pesticides and reducing the amount of nutrients leaching into the streams or discharged with treated wastewater. But 67% of the problems for aquatic ecology can be solved by improving morphological conditions, changing the management of the streams, using retention in the river basins to reduce peak discharges, etc.

In conclusion of this inventory of all measures, the major investments by the WRO will concern the restoration of streams, including the unhindered migration of aquatic animals, the retention of rainwater, the prevention of flooding in municipalities, and the improvement of the sewage treatment plants.

At the moment the sanitation of untreated wastewater discharges has been completed for 99,9% (all houses are connected to a sewer which is connected to a sewage treatment plant (STP), of an individual waste water treatment system is in place for locations to far removed from a central STP. A remaining problem for the water quality of the streams are the emergency overflows of the sewers. Especially when the sewer discharges in relatively small stream systems, the hydraulic stress on the macro-invertebrate community is enormous and together with the impact of the pollution itself one of the issues still to be dealt with by the municipalities.

The major measure necessary to further improve the ecological quality of the streams to be carried out by the water authorities, is the restoration of the hydro-morphological conditions and the improvement of river continuity .

Of the 650 km streams we have in our area, about 50% needed to be upgraded to a better hydro-morphological condition. This concerns all non-urban streams (stretches) that were canalized or that have a non-natural land use in the adjacent riparian zone.

Streams function according to the 5-S model (Verdonschot, 1995) which means that all 5 S-'s must be in order :

- System conditions: geology, climate
- Substances: Organics, N & P, pesticides,..
- **Stream velocity**: hydrology, hydraulics,..
- **Structures**: substrate, shade, mosaics,..
- Species: response to the conditions

Since the 1970's the water quality has improved considerably, STP's were built, measures to reduce the amounts of nutrients entering the streams from agricultural sources were taken and focus on micro pollutants (heavy metals, pesticides, etc.) is still there. But many streams still lack the better conditions necessary for a good ecological quality assessment because the structure of the streambed and the riparian zone , together with the hydrological conditions are unnatural and of poor quality. In 1980 we estimated that only about 5 % of all Dutch streams was still in a more or less natural state. The rest had been straightened and canalized for the benefit of agricultural production and obtaining possibilities to regulate the discharge or storage of the water. The condition of the streams within the management area of WRO has been determined by investigating the hydro-morphological condition of every 100 m stretch of all streams and determining the structural conditions of these streams stretches with the German method for hydro-morphological assessment of the stream structure (see the two posters of Van Buggenum and Smits, 2007). The results are presented in the slides 18 and 19.

As soon as the index is below 6 on a 10 point scale measures are deemed necessary.

Fifteen years ago we started a restoration program and at this moment 242 km are still to be realized. In the period until 2007-2009 about 22 km will be restored, including buying land, removing artificial bank enforcements and allowing natural meandering and growth of wooded bank vegetations. In the first RBMP period between 2009 and 2015 we plan to treat 42 km in the same way. Additionally, in this period about 110 km of small natural spring streams get buffer zones between the streams and the agricultural fields. At the same time migration barriers will be removed or fish passages will be constructed. After 2015 some 80 km remain to be dealt with.

Based on experience with stream restoration in the last 15 years we now estimate the cost per meter at 552 € for a complete 'makeover', while the cost for smaller repair measures are estimated at 130 € per meter. In slide 28 the total costs for the 242 km are presented per planning period.

At the basis of these calculations lies the policy of the water authority to obtain on the average restoration zones of at least 3-5 m on both sides of the banks for the smallest spring streams , 5-15 m on both sides for middle range streams, while 5-25 m (average 15 m) zones are needed along the larger streams. All streams are thus classified and the necessity to obtain these zones to give the restored stream room to meander and creating a buffer zone is included in the costs.

In the period 2000-2006 we invested ca. 19 M€ in river restoration for ecological purposes, in 2007-2009 some 11 M€ will be spent and between 2009 and 2015 some 22 M€ is foreseen. Finally 22 M€ will be necessary for the period 2015-2027. In total approximately 10 M€ will be invested in making migration barriers passable. All figures are still to be confirmed by the responsible organizations like the municipalities, provinces, water authorities and will be included in the first drafts of the River basin Management Plans that will be published by the end of 2008 for public participation, as foreseen in the Water Framework Directive.

3. Bibliography

VAN BUGGENUM, H. & M. SMITS, 2007. Hydro-morphological assessment of two tributaries of the Meuse based on the Dutch guidance on monitoring: pilots Geul and Geleenbeek (Posters 41a and 41b).

VERDONSCHOT, P.F.M. (ed.), 1995. Beken stromen. Leidraad voor ecologisch beekherstel (Streams run. A guidance for ecological stream restoration projects). *Stowa rapport 95-03*. 236 p. (in Dutch).

Préconisations de gestion physique de petits hydrosystèmes périurbains : l'exemple du bassin de l'Yzeron (France)

SCHMITT Laurent¹, GROSPRÊTRE Loïc¹, BREIL Pascal², LAFONT Michel², VIVIER Anne², PERRIN Jean-François², NAMOUR Philippe², JEZEQUEL Céline¹, VALETTE Laurent¹, VALIN Karine¹, CORDIER Raphaëlle¹, COTTET Marylise¹

¹ Université de Lyon – CNRS - Université Lumière Lyon2 – France

laurent.schmitt@univ-lyon2.fr

² Cemagref – Lyon – France

1. Introduction

Le poids de l'environnement urbain et périurbain tient en quelques chiffres : environ 80% de la population des pays dits développés vit dans des zones urbaines et 60% de la population mondiale devrait y vivre en 2030 (UN, 2003). En France, le dernier recensement fait état d'une forte extension des villes avec 76% de la population en zones urbaines et périurbaines, dont la surface occupe seulement 18% du territoire. Cette extension est notamment due à la croissance des communes rurales limitrophes des grandes villes, puis à leur intégration dans l'agglomération, ce qui atteste d'une importante dynamique périurbaine. Dans ces espaces de transition où les surfaces sont partiellement imperméabilisées, les rejets urbains de temps de pluie (RUTP) dans les cours d'eau récepteurs (via des réseaux unitaires ou séparatifs, c'est-à-dire par des déversoirs d'orages - photo 1, ou simplement sous la forme de ruissellement concentré en bordure des chaussées), tendent à se multiplier. Ceci altère aussi bien l'hydrologie, la physico-chimie des eaux, l'hydrogéomorphologie que la biologie. Comme ces différents compartiments sont étroitement liés, l'étude des impacts des rejets et leur mitigation est particulièrement complexe (figure 1).

Le bassin versant de l'Yzeron (147 km²) est un petit bassin représentatif de ce type de situation. Il s'agit d'un affluent de rive droite du Rhône drainant les Monts du Lyonnais et le plateau lyonnais, ce dernier étant partiellement compris dans la couronne périurbaine de l'agglomération lyonnaise (figure 2a). L'expression « petit bassin » (ou « petit hydrosystème ») est à considérer sous l'angle du rapport entre les débits naturels et les débits déversés par le système urbain ; ce rapport pouvant aller de 1 à 10, voire plus en étiage. Un net gradient d'urbanisation croissante de l'ouest vers l'est affecte l'aire de drainage. Entre 1970 et 1990, les surfaces imperméabilisées de ce bassin – surtout de la zone périurbaine – sont passées de 15% à 30% (Radojevic *et al.*, 2002 ; Cottet, 2005). Parallèlement, l'amont – Monts du lyonnais et certains fonds de vallée – ont connu une mutation d'une autre nature, les cultures cédant la place aux prairies, aux friches et enfin à la reprise des forêts (Cottet, 2005).

Sur un plan général de la qualité des écosystèmes aquatiques, la Directive Cadre Européenne sur l'Eau impose un retour au bon état écologique pour l'ensemble des masses d'eau d'ici 2015. Ceci a conduit les organismes de recherche (CNRS, Cemagref, ANR) et les gestionnaires (Communauté Urbaine de Lyon, Syndicat d'Aménagement et de Gestion de l'Yzeron, du Ratier et du Charbonnières - SAGYRC, Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, Région Rhône-Alpes), entre autres via des structures de recherches finalisées comme l'Observatoire de Terrain d'Hydrologie Urbaine (OTHU) et la Zone Atelier Bassin du Rhône (ZABR), à soutenir des programmes de recherche inter-disciplinaires où l'hydro-géomorphologie tient une place importante (Breil *et al.*, 2006a, 2006b ; Lafont *et al.*, 2006a).

Compte tenu du thème de ce volume et pour ne pas dépasser la place impartie à cet article, nous présenterons essentiellement les résultats opérationnels et les recommandations de gestion du milieu physique qui ont pu être formulées jusqu'à présent, sur la base des résultats scientifiques acquis. Sous réserve d'adaptations indispensables aux contextes de chaque bassin, ces résultats et recommandations sont transposables à d'autres petits bassins périurbains situés dans des zones de relief à énergie moyenne (moyennes montagnes, collines, plateaux, terrasses...). Notons que cet article n'abordera pas la question du risque d'inondation, bien qu'il soit également présent sur le bassin et fasse l'objet de programmes de recherches, notamment au sein de l'OTHU (Chocat, 1997 ; Radojevic *et al.*, 2002 ; Breil & Chocat, 2007 ; El Kadi Abderrezzak *et al.*, soumis).

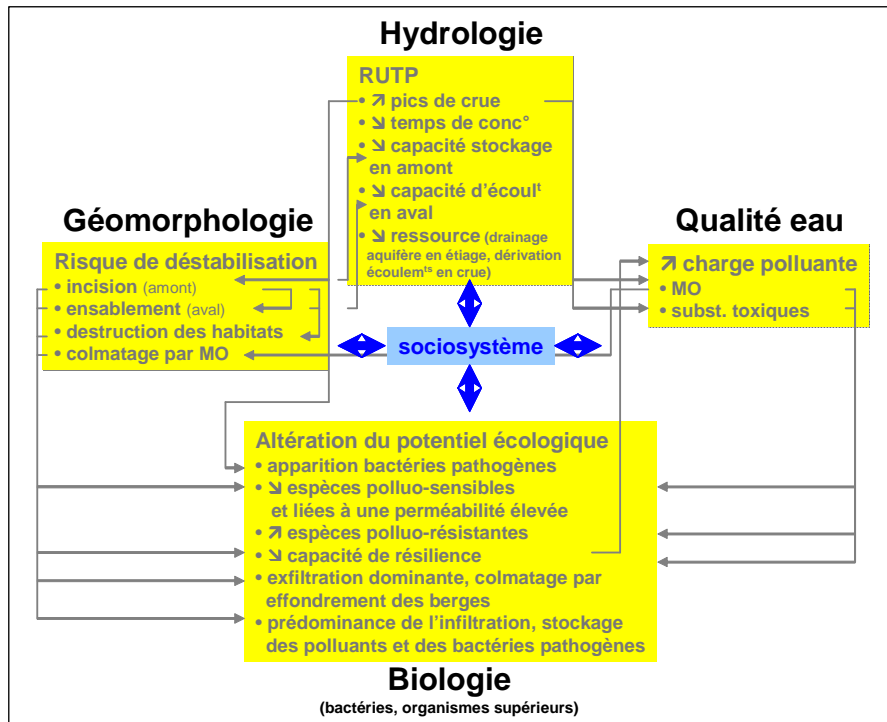


Figure 1 : Modèle conceptuel des interactions entre les différents compartiments d'un petit hydrosystème périurbain impacté par des RUTP

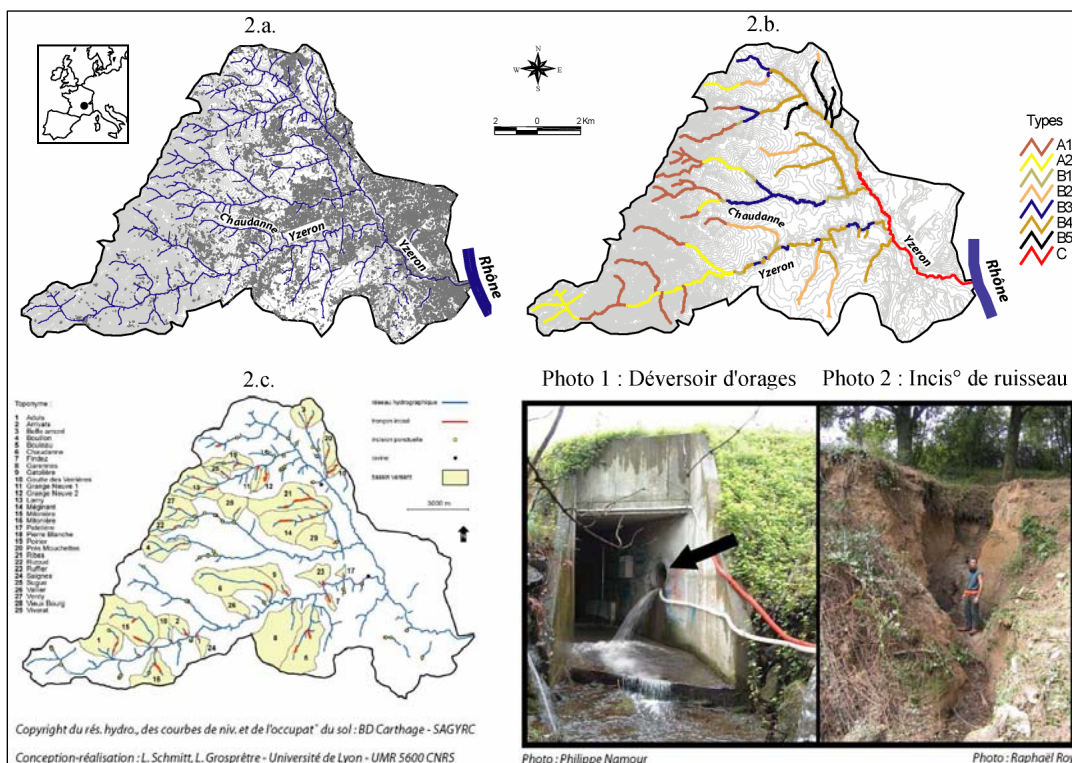


Figure 2 : Présentation du bassin versant de l'Yzeron, cartographies des résultats de quelques investigations géomorphologiques et illustrations photographiques

2.a. Relief, réseau hydrographique et urbanisation du bassin de l'Yzeron.

2.b. Carte de la typologie hydro-géomorphologique du réseau hydrographique de l'Yzeron (d'ap. Schmitt *et al.*, 2006).

2.c. Carte des incisions des cours d'eau tête de bassin et des sous-bassins concernés (d'après Grosprêtre & Schmitt, 2007)

2. Synthèse des recherches menées dans le bassin de l'Yzeron

Il ne sera bien entendu pas question ici de présenter de façon détaillée les divers programmes de recherches réalisés ou en cours, mais simplement d'en résumer les objectifs, les méthodes mises en œuvre et les résultats les plus marquants.

2.1 Objectifs

- Amélioration des connaissances sur le fonctionnement écologique de l'hydrosystème (flux hydriques et flux associés de polluants et de sédiments en relation avec l'évolution de l'occupation du sol, impacts géomorphologiques et biologiques), si possible par des diagnostics permettant de faire la part entre les altérations chimiques et physiques (hydrologiques et géomorphologiques). Deux échelles spatiales emboîtées sont prises en compte :
 - o une échelle fine, celle de la Chaudanne, un affluent de l'Yzeron dont le bassin draine 2,8 km² et dont le fonctionnement est impacté par d'importants RUTP. Cette échelle permet l'étude fine des processus ;
 - o une échelle large, celle du bassin de l'Yzeron, permettant la prise en compte des solidarités amont-aval ainsi que la mise en évidence d'une sensibilité plus ou moins marquée de certaines parties du bassin (par ex. des types hydro-géomorphologiques ; (figure 2b) à certains impacts. Cette échelle permet également d'envisager des généralisations-transpositions.
- Evaluation de la qualité des milieux.
- Proposition de scénarios de gestion-restauration préventifs et curatifs, visant à réduire les pressions sur les milieux aquatiques et, pour ce qui est des mesures curatives, à corriger les impacts des RUTP. Des scénarios prédictifs intégrant les futurs changements d'occupation du sol et le changement climatique sont aussi prévus.
- Proposition et évaluation d'indicateurs de suivi.

2.2 Principaux impacts des RUTP

Les modifications hydrologiques liées aux RUTP impactent tous les composants des écosystèmes aquatiques des petits hydrosystèmes :

- Hydrologie :
 - o élévation des pics de crue ;
 - o augmentation de la fréquence des crues d'intensité faible à moyenne ;
 - o diminution du temps de réponse des bassins (Chocat, 1997 ; Radojevic *et al.*, 2002; Breil *et al.*, 2007) ;
 - o stimulation des échanges hyporhéiques selon les faciès géomorphologiques (Breil *et al.*, 2007)
 - o diminution de la ressource locale en eau en période d'étiage par effet de drainage des réseaux d'assainissement et par dérivation de tout ou partie des eaux de pluie par les réseaux d'assainissement unitaires par temps de pluie normale (Gnouma & Breil, 2006), et en corollaire limitation des apports solides à la rivière.
- Géomorphologie :
 - o incisions des cours d'eau de tête de bassin (ordre 1 à 2 ; les incisions, généralement de 1 à 2 m, peuvent atteindre 4 m ! (figure 2c ; photo 2) induites par une élévation des forces tractrices et des puissances spécifiques (augmentation des débits de pointe et augmentation temporaire de la pente de la ligne d'eau pendant les phases de montée des eaux), élargissement des chenaux incisés par érosion des berges consécutive à l'incision. Ces évolutions géomorphologiques sont renforcées par la diminution de la charge sédimentaire due à l'imperméabilisation. Une incision peut débiter 1 à 3 ans après l'implantation d'un rejet. Des incisions peuvent exister sans RUTP, mais ces derniers augmentent considérablement leur fréquence et leur importance. Les types géomorphologiques B4, B5 et B2 sont les plus sensibles aux incisions. Aucune incision n'est observée sur les bassins de plus de 4 km², cette taille de bassin apparaissant dans le cas de l'Yzeron comme un seuil au-delà duquel aucune incision n'est observée (faible pourcentage des RUTP par rapport aux écoulements naturels). Les problèmes de gestion peuvent être les suivants : déstabilisation des ouvrages (buses, ponts...), pertes foncières, déstabilisation de la base des versants (glissements de terrain, solifluxion), abaissement du niveau piézométrique, appauvrissement biologique par érosion de la zone hyporhéique et/ou pavage du fond des chenaux, risque potentiel de chute de riverains et d'animaux de pâturage dans les incisions les plus profondes (Schmitt, 2002 ; Cordier, 2006 ; Grosprêtre & Schmitt, 2007) ;
 - o tendance à l'ensablement des branches principales du réseau hydrographique, où la pente est plus faible qu'à l'amont, qui résulte en partie du déstockage sédimentaire amont lié aux

incisions. Les types géomorphologiques C, B3 et B4 sont les plus sensibles à l'ensablement. Les problèmes de gestion peuvent être les suivants : comblement rapide des dessableurs installés à l'amont immédiat des réseaux souterrains, uniformisation et dégradation de l'habitat piscicole (comblement des mouilles, colmatage des zones de frai... ; Grosprêtre & Schmitt, 2007).

- Physico-chimie de l'eau (Chaudanne ; Breil *et al.*, 2005 ; Namour *et al.*, 2007) :
 - o altération mécanique due au rejet de boues et de particules ;
 - o altérations trophiques par la matière organique et les éléments fertilisants (sels d'azote et phosphore) rejetés par le réseau ;
 - o altérations toxiques métalliques provenant principalement des surfaces lessivées par les pluies (bâtiments, chaussées), des pièces d'usure, des dépôts atmosphériques... Métaux rejetés : Zn, Ti, Pb, Cu, Cd, Ni, Cr ;
 - o altérations toxiques organiques regroupant des HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques), des PCB, des substances pharmaceutiques, des pesticides ;
 - o altérations microbiennes pathogènes d'origines fécales.
- Biologie des milieux aquatiques (groupements d'Oligochètes) dans les sédiments grossiers superficiels et dans la zone hyporhéique :
 - o altération des Traits Fonctionnels (TFs) d'habitat du substrat des rivières 1 et 2 et apparition des TFs 3 et 4, mais les impacts sont variables selon les types géomorphologiques (Lafont *et al.*, 2006a, 2006b ; Lafont *et al.*, 2007) ;
 - o les types géomorphologiques A1, B1 et B3 sont plus favorables à une bonne qualité du milieu (énergie et flux plus élevés) que les types B2 et B4, en particulier, pour le type B2, en présence d'une diminution locale de la pente (Lafont & Vivier, 2006 ; Vivier, 2006 ; Jezequel, 2006 ; Schmitt *et al.*, soumis).

2.3. Méthodes mises en œuvre

- Hydrologie :
 - o suivi de stations hydrométriques du réseau national et de stations implantées par le Cemagref de Lyon dans le cadre de l'OTHU ;
 - o suivi des RUTP, notamment sur la Chaudanne, et modélisation des RUTP sur l'ensemble du bassin ;
 - o suivi et modélisation hydraulique des flux hyporhéiques, typologie des échanges nappe-rivière (Lafont *et al.*, 2006a) ;
 - o modélisation du cycle hydrologique sur l'ensemble du bassin ;
- Géomorphologie :
 - o élaboration d'une typologie hydro-géomorphologique fonctionnelle de l'ensemble du réseau hydrographique (utile pour l'étude des impacts biologiques et géomorphologiques ; Schmitt *et al.*, 2006 ; Schmitt *et al.*, 2007a ; 2007b ; figure 2b). La méthode a été transférée vers un bureau d'étude (DynamiqueHydro), même si elle peut encore être améliorée (Hallot *et al.*, 2006) ;
 - o diagnostic géomorphologique de l'ensemble du bassin (incisions, ensablement ; Grosprêtre & Schmitt, 2007) ;
 - o suivi du transport solide (traçage des sables et des galets, prélèvements automatique d'eau ; Grosprêtre & Schmitt, 2007) ;
 - o estimation par dendrochronologie du temps de réponse entre l'implantation des RUTP et les incisions (Cordier, 2006) ;
- Physico-chimie de l'eau :
 - o suivi saisonnier sur la Chaudanne (5 sites) en 2004-2006 : COT et COD, nitrite, nitrite et ammonium, phosphate ;
 - o suivi saisonnier sur 4 sites sur l'Yzeron en 2004-2005 : COT & COD, nitrite, nitrite et ammonium, phosphate (Lafont *et al.*, 2007) ;
- Biologie :
 - o bioindication des fonctionnalités des milieux aquatiques (par ex. capacité de dégradation de la pollution organique). Les bioindicateurs retenus sont les communautés d'oligochètes interstitiels des sédiments grossiers superficiels et hyporhéiques (Lafont *et al.*, 2006b ; 2007 ; Vivier, 2006) ;
 - o interprétation des communautés d'oligochètes par des traits fonctionnels (TRFs ; Lafont *et al.* 2006b ; Vivier, 2006). TRF1 = « perméabilité », TRF2 = « sensibilité à la pollution », TRF3 = « résistance à la pollution », TRF4 = « effet boues polluées ». Un potentiel écologique (PE) peut également être calculé = rapport entre les TRFs indicateurs de bon fonctionnement et les TRFs indicateurs d'altération dans le milieu superficiel et le milieu hyporhéique (Lafont *et al.*, 2007).

- Modélisation de scénarios de restauration - Gestion : développement d'un logiciel pluri-disciplinaire d'aide à la gestion-restauration des petits hydrosystèmes périurbains (Perrin *et al.*, 2007).

3. Préconisations de gestion physique

Nous ne présenterons ici, à titre d'exemple, que les préconisations relatives aux problèmes d'incision des cours d'eau de tête de bassin. Elles seront assorties de quelques recommandations d'ordre géomorphologique liées aux impacts biologiques. Ces préconisations sont susceptibles d'évoluer et d'être complétées au fur et à mesure de l'avancement des programmes de recherche en cours.

3.1 Echelle des versants imperméabilisés : une meilleure gestion des apports hydriques

Trois types d'actions d'ordre hydrologique sont susceptibles de diminuer les perturbations géomorphologiques des sous-affluents dont la surface drainée est inférieure à 4 km² :

- Limiter la production d'eaux superficielles et donc le ruissellement ; en d'autres termes, favoriser l'infiltration.
En effet, l'imperméabilisation des sols est le premier facteur qui perturbe l'hydrologie des bassins versants urbains. Des techniques innovantes, pourtant relativement anciennes mais rarement mises en application, existent pour améliorer l'infiltrabilité des sols urbains : revêtements poreux, chaussées à structure réservoir, tranchées drainantes, puits d'infiltration... (CERTU, 2003). La planification de l'urbanisation peut également inclure des critères d'urbanisme limitant l'imperméabilisation des surfaces, par exemple en diminuant le Coefficient d'Emprise au Sol.
- Limiter et/ou retarder le transfert des eaux superficielles depuis les versants jusqu'au réseau hydrographique.
Il s'agit en général de bassins de rétention ou, lorsque les sols et les formations superficielles le permettent, de bassins d'infiltrations. Ces ouvrages peuvent être implantés :
 - o au niveau des zones de production, c'est-à-dire sur les versants, et particulièrement au niveau des zones imperméabilisées (rétention à la source) ;
 - o à l'exutoire du réseau d'assainissement, c'est-à-dire aux points de sortie des réseaux (rejets d'eaux pluviales et déversoirs d'orage) en amont du milieu naturel récepteur.
- Evaluer régulièrement l'efficacité réelle de ces bassins (remplissage effectif, débit de fuite...) pour remédier aux éventuels dysfonctionnements (non remplissage du bassin, déstabilisation des parois du bassin...) qui peuvent survenir et qui, d'après nos observations, sont relativement fréquents.
- En présence d'un RUTP ne pouvant pas être traité, il peut être envisagé de le déplacer vers un tronçon drainant un bassin supérieur à 4 km² ou appartenant à un type géomorphologique moins sensible aux incisions (à condition que l'extrémité aval du tronçon de ce type draine une superficie supérieure à 4 km²).

Pour ce qui concerne la qualité biologique des cours d'eau, il est clair que l'idéal est d'éviter tout rejet dans les cours d'eau. Des réseaux d'assainissement séparatifs sont bien entendu à privilégier, de façon à ce que la charge polluante des rejets soit la plus faible possible. Lorsqu'un rejet est inévitable, il convient de traiter les eaux en amont du rejet (bassin décanteur avec filtres à roseaux...). Mais, que cela soit le cas ou pas, nos résultats préliminaires tendent à montrer qu'il est préférable de localiser les rejets sur les tronçons présentant la meilleure capacité d'auto-épuration, à savoir les types géomorphologiques A1, B1 et B3 du bassin de l'Yzeron.

3.2 Echelle des cours d'eau de tête de bassin

3.2.1 Les tronçons incisés

Principe général : la non-intervention contrôlée

Le principe général adopté pour la gestion des tronçons incisés est la non-intervention contrôlée. Cela consiste à laisser s'exprimer la dynamique de réajustement morphologique des ruisseaux en surveillant les évolutions de façon à pouvoir intervenir rapidement si des dysfonctionnements locaux survenaient. Outre son moindre coût, cette approche permet au lit fluvial de s'ajuster librement aux nouvelles conditions d'écoulement (le cas échéant après implantation d'un bassin de rétention/infiltration) pour rétablir une morphologie susceptible de ne plus poser de problèmes de gestion à moyen terme. Après incision et érosion latérale se forme classiquement un nouveau lit à deux niveaux, relativement stable, dont la morphologie est la suivante :

- un lit plus large et profond qu'avant l'incision, contenant un néo-fond alluvial encaissé ;
- un néo-lit mineur, emboîté dans le précédent.

A ce stade, nous n'avons pas observé de reprise d'incision et il semble que les problèmes de gestion soient alors quasiment résolus (faible érosion, faible fourniture sédimentaire vers l'aval...).

Par ailleurs, le principe de non-intervention contrôlée est justifié par le fait que (i) il est plus efficace à long terme d'agir sur les causes des perturbations (c'est-à-dire le traitement des RUTP, voir plus haut) plutôt que sur leurs conséquences et que (ii) le traitement systématique des incisions induirait des coûts disproportionnés par rapport à la vulnérabilité.

Suivi physique des cours d'eau dans le cadre d'un Observatoire du bassin

Pour ce qui est de la surveillance, nous recommandons un suivi morphologique régulier et systématique des incisions (localisation des incisions, hauteur des berges, largeur à pleins bords), ainsi que des tronçons non incisés mais présentant une forte sensibilité à l'incision. Le pas de temps pourrait être de 5 à 10 ans, mais des suivis après les événements pluvieux rares (durée de retour de plus de 10 ans) devront également être réalisés. Ce suivi permettra de réactualiser régulièrement la carte des incisions. En complément, les ajustements de 5 tronçons incisés représentatifs des diverses situations rencontrées (contexte naturel et typologie du tronçon concerné, stade d'ajustement, cause de l'incision...) devront être suivis par des profils en travers fixes. Le pas de temps devrait être de 1 à 3 ans, en plus de levés post-événements pluvieux rares. Ces levés permettront de suivre les ajustements des tronçons incisés.

Notons que, en fonction de leur stade d'évolution morphologique et de leur situation par rapport à des ouvrages (voies de communication, seuils artificiels, ponts...) certaines incisions sont à surveiller plus fréquemment que les autres (suivi environ annuel) de façon à pouvoir intervenir dès que nécessaire.

L'Observatoire du bassin de l'Yzeron intègre évidemment tous les compartiments de l'hydrosystème. Ces aspects ne pourront cependant pas être développés dans le cadre du présent article.

Stabilisation des berges et du profil en long

Dans le cas de débuts d'incisions dont le développement est encore limité, des travaux légers et peu coûteux de redressement progressif du profil en long de tronçons particulièrement incisés peuvent être réalisés, de manière à stopper l'érosion régressive et à limiter la fourniture de sédiments vers l'aval. Le principe de ce type d'aménagement, en plusieurs étapes, est illustré dans la figure 3. Pour favoriser la stabilité du thalweg, le premier seuil (de préférence en technique végétale) doit être implanté à l'extrémité aval du tronçon incisé. Une fois que la zone de remous solide de l'ouvrage est comblée par piégeage de matériaux, un nouveau seuil peut être implanté un peu plus en amont. L'opération doit être répétée jusqu'au redressement complet du profil en long. Les modalités d'implantation des seuils (hauteur de chute et position) seront à déterminer en fonction de l'évolution du profil en long. Il convient de veiller au bon ancrage des seuils dans les berges pour éviter leur contournement.

Intervention en cas de risque de déstabilisation de structures riveraines

Un faible nombre de tronçons incisés présente un risque important de déstabilisation des structures riveraines de cours d'eau : voies de communication, habitations abandonnées... Des interventions ponctuelles, potentiellement lourdes (protection des berges, implantation de seuils, toutes deux en technique végétale ou en dur) sont ici indispensables.

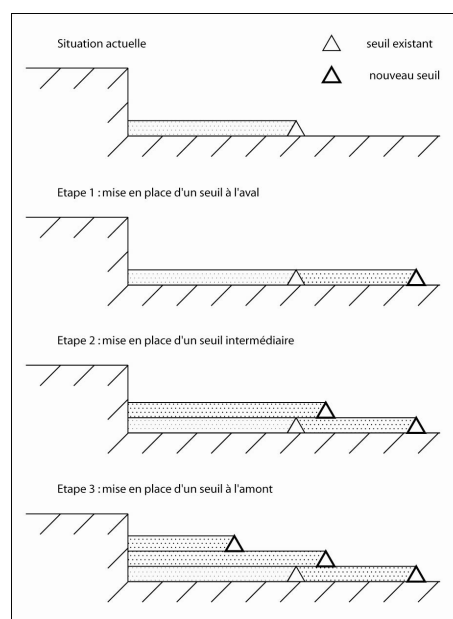


Figure 3 : Schéma d'implantation des seuils pour le redressement du profil en long des tronçons incisés (L. Grosprêtre)

3.2.2 Tronçons non incisés, mais sensibles à l'incision

Principe général

La gestion des affluents non incisés, et sur lesquels aucun enjeu spécifique n'a été identifié, repose sur le principe de non-intervention. En outre, comme des problèmes d'inondation sont identifiés sur le bassin (en général sur les branches principales du réseau hydrographique), il peut être utile d'appliquer le principe du ralentissement dynamique des eaux (Chastan *et al.*, 2004). Cela consiste à retenir les eaux en amont et à ralentir les vitesses d'écoulement dans les cours d'eau. Or, le ralentissement des écoulements est notamment favorisé par la production de bois mort et la formation d'embâcles (Gippel 1995). Ces derniers constituent des obstacles aux écoulements et augmentent la rugosité hydraulique du lit. Ils favorisent ainsi le débordement des eaux dans le lit majeur, l'infiltration des eaux vers les nappes alluviales et la diminution des vitesses. Dans les cours d'eau de tête de bassin, dont la largeur est généralement inférieure à 5 mètres, la plupart des troncs sont suffisamment longs pour entraver le lit ou former des embâcles (Gurnell, 2003). De cette manière, ils ne risquent pas d'être entraînés sur de longues distances lors des crues et ils participent à la stabilité du chenal. De plus, ces éléments ligneux de grandes dimensions favorisent le piégeage des plus petits débris (Abbe & Montgomery, 2003), ce qui limite leur transfert vers l'aval et prévient les problèmes d'accumulation au niveau des ouvrages à risque. L'abondance de bois mort permet également de diversifier l'habitat physique, de limiter les transferts de sédiment et d'augmenter l'abondance et la diversité des espèces aquatiques (Piégay & Maridet, 1994). Enfin, ne pas entretenir une ripisylve, permet de laisser s'exprimer une dynamique végétale spontanée. Il en résulte des écosystèmes forestiers complexes et présentant une biodiversité élevée (Dufour *et al.* 2003).

Cas particuliers

Les tronçons non incisés mais présentant un enjeu spécifique local ont été recensés et visités. Les préconisations de gestion suivantes ne constituent cependant que des recommandations générales en terme d'entretien, dont les modalités restent à déterminer au cas par cas.

- Risque local d'inondation : sur certains ruisseaux, un risque d'inondation a été constaté lors des plus fortes crues. Il peut alors être envisagé de favoriser l'écoulement (suppression locale des embâcles...), ainsi que de sensibiliser les riverains à l'acceptabilité du risque.
- Habitat piscicole : les tronçons à potentialité piscicole élevée (fraie des salmonidés), ainsi que les linéaires situés plus à l'amont, sont également à surveiller de façon à pouvoir intervenir rapidement en cas de début d'incision sur les tronçons considérés (érosion du substrat) ou à l'amont (risque de comblement des mouilles et de colmatage des frayères pour une fourniture sédimentaire sableuse en excès).

4. Conclusion

La typologie hydro-géomorphologique fonctionnelle de cours d'eau développée sur le bassin de l'Yzeron constitue un bon outil de gestion des impacts géomorphologiques et biologiques des RUTP, dans un contexte de petit hydrosystème périurbain. Nos résultats montrent également que le risque d'incision des cours d'eau de tête de bassin, et d'accentuation corrélatif de l'ensablement plus en aval, est à prendre en compte dans la gestion, ce qui n'était pas le cas pour l'Yzeron jusqu'à il y a quelques années. Des préconisations pour une meilleure gestion (mesures préventives et curatives) des incisions sont particulièrement développées dans le présent article. Ces préconisations, demandées par les organismes gestionnaires, seront amenées à être prises en compte dans les prochaines décennies : documents d'urbanisme, gestion des RUTP... Dans l'avenir, les mesures de gestion pourront être affinées grâce à une meilleure connaissance des écoulements ruraux et urbains, des échanges nappes rivière, du transport solide et des impacts biologiques des RUTP sur un nombre plus élevés de sites. Ceci fait l'objet de programmes de recherche en cours.

5. Remerciements

Ce travail a été réalisé grâce aux données de l'OTHU et aux financements de la région Rhône-Alpes (projet GEREHPUR, Thématique prioritaire 2003-2005 "Développement Durable"), du CNRS (programme ECCO-PNRH 2004-2005), de l'Agence National de la Recherche (projet AVuPUR 2008-2010), du SAGYRC, de la Communauté Urbaine de Lyon et de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée-Corse (pour ce dernier organisme via la Zone Atelier Bassin du Rhône, 2007 et 2008).

6. Bibliographie

- ABBE T.B. & MONTGOMERY D.R., 2003. Pattern and processes of wood debris accumulation in the Queets River Basin, Washington. *Geomorphology*, 51, 3, 109-126.
- BREIL P., LAFONT M., NAMOUR P., PERRIN J.-F., VIVIER A., BARIAC T., SEBILLO M., SCHMITT L., CHOCAT B., AUCOUR A.-M. & ZUDDAS P., 2005. Dynamique du Carbone et de l'Azote en rivière dans un gradient rural – urbain. *Actes du Premier colloque de restitution scientifique du Programme National / ACI « Ecosphère continentale, risques environnementaux (ECCO) »*, CNRS, 5-7 déc. 2005, Toulouse, pp. 387-392.
- BREIL P., SCHMITT L., CHOCAT B., LAFONT L., NAMOUR P., PERRIN J.F., GNOUMA R., VIVIER A., RUYSSCHAERT F., GROSPRETRE L., THOLLET F., LAGOUY M. & FOURNIER T., 2006a. Impacts hydrologiques, morphodynamiques et écologiques de l'urbanisation sur les petites rivières : développements méthodologiques et premiers résultats. *Actes du 2ème Séminaire Scientifique de l'Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine, Communauté Urbaine de Lyon*, ZABR, 26 p.
- BREIL P., LAFONT M., NAMOUR N., SCHMITT L., GUERIN S. & PECORARO J., 2006b. L'Ingénierie écologique sur l'Yzeron : expérience d'une rivière péri-urbaine. *Actes de la 3^{ème} Journée Thématique de la Zone Atelier Bassin du Rhône, « L'ingénierie écologique des cours d'eau. Quelles évolutions depuis 20 ans ? »*, 20 juin 2006, Guilhaud-Granges (Valence), 11 p.
- BREIL P. & CHOCAT B., 2007. Méthode d'estimation de la modification du régime des crues dû à l'urbanisation. *3^{ème} journée technique de l'OTHU*. 25 janvier 2007. Lyon. *Fiche Technique*. 6 p.
- BREIL P., LAFONT M., VIVIER A., NAMOUR P. & SCHMITT L., 2007. Effects of combined sewer overflows on a periurban stream ecosystem : methodological approach. *International Symposium on New Directions in Urban Water Management, 12-14 Sept. 2007*, UNESCO Paris, 8 p.
- CERTU, 2003. La ville et son assainissement. Principes, méthodes et outils pour une meilleure intégration dans le cycle de l'eau. *CERTU*, 503 p.
- CHASTAN B. (coord.) *et al.*, 2004. Le ralentissement dynamique pour la prévention des inondations. Guide des Aménagements associant l'épandage des crues dans le lit majeur et leur écrêtement dans de petits ouvrages. *Guide Technique rédigé à la demande du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable*, 104 p.
- CHOCAT B., 1997. Le rôle possible de l'urbanisation dans l'aggravation du risque d'inondation : l'exemple de l'Yzeron (Lyon). *Revue de Géographie de Lyon*, 72, 4, 273-280.
- CORDIER Raphaëlle, 2006. Vitesse de réaction des affluents de l'Yzeron à la suite d'impacts anthropiques (étude dendrochronologique). *Mémoire de Master 1, Université Lyon 2*, 87 p. + ann.
- COTTET M., 2005. Evolution de l'occupation du sol dans le bassin versant de l'Yzeron au cours du XX^{ème} siècle. Premiers éléments pour un diagnostic hydrologique. Université Jean Moulin Lyon III, Université Lumière Lyon II, UMR 5600 CNRS, *Mémoire de Master 1 de Géographie*, 105 p.
- DUFOUR S., MOULIN B. & PIEGAY H., 2003. Doit-on promouvoir systématiquement l'entretien des lits fluviaux et de leurs marges ? *Forêt Méditerranéenne*, 24, 3, pp. 335-344.
- EL KADI ABDERREZZAK K., PAQUIER A. & MIGNOT, E., soumis. Modelling flash flood propagation in urban areas using a two-dimensional numerical model. *Natural Hazard, Special issue: Modelling and simulation*.
- GIPPEL C.J., 1995. Environmental hydraulics of large woody debris in streams and rivers. *Journal of Environmental Engineering*, 121, 5, 388-395.
- GNOUMA R., BREIL P., 2006. Eléments d'hydrologie dans le bassin de l'Yzeron. Des zones rurales aux zones périurbaines et urbaines. *Séminaire Gé_Eau_Graphies « La ressource en eau dans les hydrosystèmes périurbains. Enjeux, gestion, restauration. L'exemple de l'Yzeron »*. Université Lyon 2, LRGE, UMR 5600 CNRS, OTHU, ZABR, 03 mars 2006, Bron.
- GROSPRETRE L. & SCHMITT L., 2007. Etude hydro-géomorphologique de l'Yzeron et définition d'indicateurs de suivi – *Rapport d'avancement n°3*. Université Lyon 2 – CNRS/UMR 5600. Réalisé pour le compte du Grand Lyon et du S.A.G.Y.R.C. 127 p. + ann.
- GURNELL A.M., 2003. Wood storage and mobility. *American Fisheries Society Symposium*, 37, pp. 75-91.
- HALLOT E. J., SCHMITT L., MOLS J. & PETIT F., 2006. Elaboration d'une typologie hydro-géomorphologique de cours d'eau dans l'Euregio Meuse-Rhin. *Mosella*, XXIX, 3-4, 309-322.
- JEZEQUEL C., 2006. Le rôle de la géomorphologie sur les échanges nappe-rivière et les écosystèmes aquatiques interstitiels en milieu pollué (compartiments superficiel et hyporhéique). *Mémoire de Master 1, Université Lyon 2*, CEMAGREF-Lyon, 52 p. + ann.
- LAFONT M. & A. VIVIER, 2006. Oligochaete assemblages in the hyporheic zone and coarse surface sediments: their importance for understanding of ecological functioning of watercourses. *Hydrobiologia*, 564, pp. 171-181.
- LAFONT M., BREIL P., PERRIN J.-F., SCHMITT L., NAMOUR P., MALARD F., ASTE J.-P., BURNOUD S., GUERIN S., & BONNEFILLE M., 2006a. Rapport final du Projet GEREHPUR (GEstion de la Ressource en Eau des Hydrosystèmes Péri-URbains), *Thématique prioritaire Région Rhône-Alpes 2003–2005 « Développement Durable »*, 19 p. + ann.

- LAFONT M., A. VIVIER, S. NOGUEIRA, P. NAMOUR & P. BREIL, 2006b. Surface and hyporheic Oligochaete assemblages in a French suburban stream. *Hydrobiologia*, 564, 183-193.
- LAFONT M., VIVIER A., BREIL P., JEZEQUEL C., SCHMITT L., PERRIN J.F., NAMOUR PH. & BERNOUD S., 2007. Appréciation et suivi du potentiel écologique « PE » : application aux cours d'eau en paysages urbanisés. *Fiche Technique N°3 OTHU, 3ème Journée Technique de l'OTHU – Les petites rivières périurbaines : Connaissance des risques, évaluation de la qualité, aide à la décision*, 25 janv. 2007, Lyon, 4 p.
- NAMOUR P., BREIL P., PERRIN J.-F., LAFONT M., VIVIER A., SCHMITT L. & GROSPRÊTRE L., 2007. Rejets par temps de pluie en rivière péri-urbaine : diagnostic et gestion. *L'Eau, L'Industrie, Les Nuisances*, 304, 78-87.
- PERRIN J.F., ASTE J.P., BADJI N., SCHMITT L., BREIL P., LAFONT M., NAMOUR P., & GROSPRÊTRE L. Le Système d'Intégration des Connaissances (SIC) dédié au bassin versant atelier de l'Yzeron. *Actes du Colloque STIC & Environnement*, Lyon, 2007, 9 p.
- PIEGAY H. & MARIDET L., 1994. Formations végétales arborées riveraines des cours d'eau et potentialités piscicoles (revue bibliographique). *Bulletin Français de Pêche et Pisciculture*, 333, pp. 125-147.
- RADOJEVIC B., BREIL P. & CHOCAT B., 2002. Quantification du rôle de l'urbanisation en particulier et de l'usage du sol en général sur les crues de l'Yzeron depuis quarante ans. Rapport final programme RIO, CEMAGREF de Lyon, URGC-Hydrologie urbaine INSA, 77 p.
- SCHMITT L., 2002. Définition des zones inondables et diagnostic géomorphologique du bassin versant du ruisseau des Prés Mouchettes. Université Lumière Lyon II, UMR 5600 CNRS, IRG, LRGE, Communauté Urbaine de Lyon, Direction de l'Eau, 31 p. + ann.
- SCHMITT L., VALETTE L., VALIN K., PIEGAY H. & HALLOT E., 2006. Proposition d'une méthode de typologie hydro-géomorphologique des cours d'eau et test sur un sous-bassin du Rhône (bassin de l'Yzeron). *Mosella*, XXIX, 3-4, 323-340.
- SCHMITT L., VALETTE L., VALIN K., GROSPRÊTRE L. & LAFONT M., 2007a. Une méthode de typologie hydro-géomorphologique d'états de référence de cours d'eau : un outil de gestion des hydrosystèmes périurbains. Application au bassin versant de l'Yzeron. *Fiche Technique OTHU, 3ème Journée Technique de l'OTHU – Les petites rivières périurbaines : Connaissance des risques, évaluation de la qualité, aide à la décision*, 25 janv. 2007, Lyon, 4 p.
- SCHMITT L., MAIRE G., NOBELIS P. & HUMBERT J., 2007b. Quantitative morphodynamic typology of rivers. A methodological study based on the French Upper Rhine basin. *Earth Surface Processes and Landforms*, 32, 11, 1726-1746.
- SCHMITT L., LAFONT M., TREMOLIERES M., VIVIER A., JEZEQUEL C., BREIL P., VALIN K., VALETTE L., PERRIN J.-F. & NAMOUR P., soumis. Use of hydro-geomorphological typologies in functional ecology: first results in contrasted hydrosystems.
- UN, 2003. <http://www.un.org/esa/population/publications/wup2003/WUP2003.Report.pdf>
- VIVIER, A. 2006. Effets écologiques de rejets urbains de temps de pluie sur deux cours d'eau périurbains de l'ouest lyonnais et un ruisseau phréatique en plaine d'Alsace. *Thèse, Université de Strasbourg*, 208 p.

Sitographie

<http://www.graie.org/othu/>
<http://www.graie.org/zabr/>

Mise en place de suivis post-travaux : essai d'évaluation des gains biologiques et physiques sur les écosystèmes restaurés

VIGIER Laure¹, CAUDRON Arnaud¹

¹ Fédération de Haute-Savoie pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique – Le Villaret - France.
fdp74.l.vigier@orange.fr

1. Introduction

Depuis une vingtaine d'années, la restauration de l'habitat physique a émergé comme une activité clé pour les gestionnaires chargés de « réparer » les dégâts induits sur la qualité physique des cours d'eau par les activités anthropiques (Bond & Lake, 2003 ; Kauffman *et al.*, 1997, Brooks *et al.* , 2002). En effet, dans les années 80, la pratique de restauration des cours d'eau s'est amplifiée, et depuis la fin des années 90, les projets de restauration évoluent globalement de tentatives d'amélioration des caractéristiques physiques à de petites échelles vers des programmes plus ambitieux d'actions de restauration écologique à l'échelle du bassin versant (Kauffman *et al.*, 1997). Ainsi, l'activité de restauration des cours d'eau constitue aujourd'hui une industrie multimilliardaire à travers le monde (Brooks & Lake, 2007), mais ses effets positifs et négatifs à long terme ont rarement été mesurés (Moerke & Lamberti, 2003 ; Frissell & Nawa, 1992). En effet, le suivi n'était et n'est souvent pas considéré comme une part intégrante des projets (Frissell & Ralph, 1998). De ce fait, on constate aujourd'hui un manque de méthodes scientifiques rigoureuses et d'une théorie sur laquelle baser la conception et le suivi des actions de restauration (Brooks *et al.*, 2002). Par conséquent, l'évaluation scientifique de l'atteinte des objectifs, l'évolution des conditions écologiques avant et après la mise en place de ces projets et l'acquisition d'informations sur le long terme est nécessaire pour construire une base écologique et pour la création et l'expansion de notre connaissance des limites des travaux de restauration de cours d'eau (Schartz *et al.*, 2007 ; Moerke & Lamberti, 2003 ; Jansson *et al.*, 2007 ; Suren & Mc Murtries, 2005 ; Moerke *et al.*, 2004). Pour cela, la standardisation des suivis, la tenue d'archives et la diffusion des résultats paraissent nécessaires pour assurer une meilleure distribution de l'argent et une efficacité maximale des actions de restauration (Gretchen & Allan, 2006).

Un constat similaire a été réalisé plus localement sur le département de la Haute-Savoie. Grâce aux engagements contractuels de type contrat de rivières, les sommes investies pour la restauration physique des cours d'eau atteignent environ 4,7 millions d'euros sur 10 ans. La réalisation de ces travaux coûteux, ne prévoit quasiment jamais de suivis temporels permettant d'évaluer objectivement les gains biologiques et physiques de ces restaurations. Pourtant chaque acteur de la restauration des milieux, à son niveau : ingénierie, maître d'œuvre, entreprises spécialisées, maître d'ouvrage et partenaires financiers a intérêt à avoir un retour d'expérience sur la réalisation de tels travaux car les enjeux sont à la fois :

- techniques, amélioration des techniques et évolution des pratiques,
- financiers, montants investis importants,
- politiques, orientation des décisions politiques des futurs programmes d'intervention des collectivités.

Aussi, la Fédération de Pêche de Haute-Savoie a entrepris récemment, suite à de premiers résultats peu encourageants, une démarche plus conséquente d'estimation post-travaux des gains potentiels. Un essai d'application en cours sur le Dadon, un cours d'eau restauré en 2004, permet d'obtenir de premiers résultats.

2. Etat intermédiaire de la synthèse bibliographique

L'analyse bibliographique en cours de réalisation a mis en évidence l'étendue des références bibliographiques traitant du sujet de l'évaluation des travaux de restauration de cours d'eau qui sont de l'ordre de plusieurs centaines. Actuellement, notre travail a permis de recueillir 280 documents.

Les résultats intermédiaires présentés sont issus de l'étude plus poussée de 113 articles scientifiques traitant de projets de restauration physique des habitats en rivière dont l'analyse a mis en évidence :

- une augmentation récente selon un schéma exponentiel des travaux publiés dans le domaine de la restauration des cours d'eau depuis 2002 (figure 1).
- sur le plan international, la domination de cette discipline par les pays Nord-américains (USA et Canada) qui sont à l'origine de la majorité des publications (65%) ainsi que l'essor récent de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande depuis 2003-2004 (figure 1) ;

- o au niveau européen, l'écrasante domination des pays nordiques (Suède, Finlande, Norvège, Danemark), de la Grande-Bretagne de l'Allemagne et de l'Autriche ainsi que la quasi absence de documents d'origine francophone ;
- o une production constante d'évaluation de projets d'aménagement, de synthèses bibliographiques et de travail sur les méthodes d'évaluation ainsi que l'apparition récente de synthèses de bases de données qui recensent les projets réalisés à une large échelle.

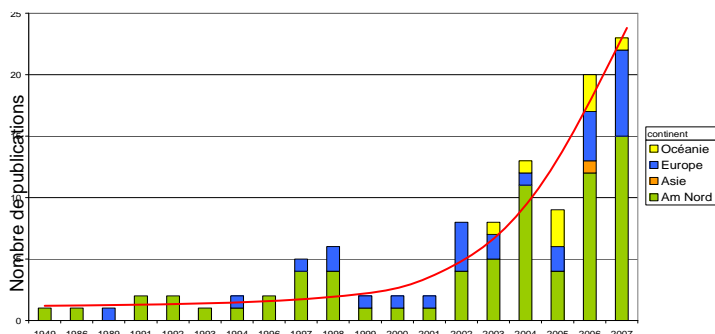


Figure 1 : Evolution par année du nombre et de l'origine de publications relatives à l'évaluation des travaux de restauration de cours d'eau

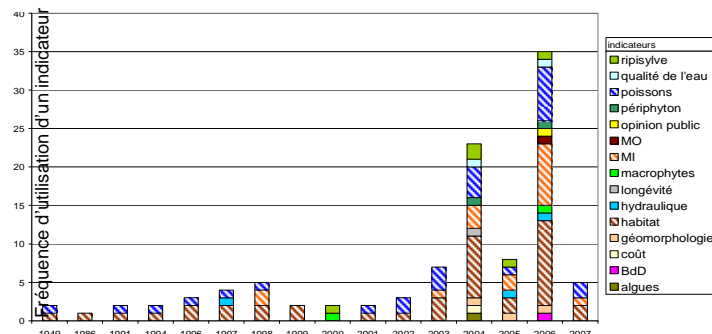


Figure 2 : Evolution temporelle des indicateurs utilisés pour évaluer les travaux de restauration de cours d'eau

Enfin, l'évolution temporelle des indicateurs utilisés dans les 58 études de cas examinées montre (figure 2) :

- o que l'habitat et l'état du peuplement piscicole sont quasi systématiquement utilisés depuis les premières expériences d'évaluation,
- o que l'étude des peuplements de macroinvertébrés est devenue plus récemment quasi-systématique,
- o une récente augmentation de la diversité et de la multiplicité des indicateurs utilisés dans les suivis à partir de 2004.

Le nombre restreint d'études (113) sur lesquelles reposent ces résultats intermédiaires ne permet pas de disposer d'une vision exhaustive, mais il semble néanmoins faire ressortir des tendances relevées par divers auteurs.

3. Essai d'évaluation des gains biologiques et physiques sur les écosystèmes restaurés

3.1 Matériel et méthodes

3.1.1 Contexte, objectifs et présentation des travaux réalisés

Le Dadon, est un affluent du Chéran, ce cours d'eau a subi de fortes perturbations physiques lors de l'installation d'une zone industrielle sur son secteur aval : drainage de sa zone humide associée, prélèvement d'eau ainsi que la rectification et l'endiguement de son lit. Les travaux de restauration suivis concernent le secteur amont du linéaire perturbé.

Afin de réhabiliter le lit et les berges du Dadon, victimes du phénomène d'érosion, divers types d'aménagements allant de la simple diversification au complet remaniement du lit, ont été mis en œuvre. L'objectif du projet était de restituer un habitat propice au développement et au maintien des populations piscicoles et principalement de truite fario (*Salmo trutta L.*). Dans ce but, la restauration des caractéristiques fonctionnelles du cours d'eau avec un objectif sur le long terme a été préférée.

3.1.2 Présentation du suivi : méthodes et traitement

Le suivi mis en place avait pour objectif de quantifier le plus précisément possible les effets de ces travaux sur le compartiment physique et biologique. Ainsi nous avons tenté de caractériser la qualité de l'habitat, du peuplement piscicole et macrobenthique avant et après travaux sur le secteur concerné (figure 3).

Le peuplement piscicole a été étudié qualitativement et quantitativement selon la méthode par enlèvement successif (De Lury, 1951) sur une station.

Le peuplement macrobenthique a été échantillonné selon la méthode d'analyse générique semi-quantitative (MAG 20) des peuplements benthiques (adaptée de Bacchi, 1994 ; Parmentier, 1994). En effet, l'indice Biologique Global Normalisé (NFT 90-350) ne sanctionne pas assez nettement les altérations physiques mais caractérise plutôt une aptitude biogène globale. Cette méthode expérimentale (MAG 20) finalisée par Teleos en 2000, est fondée sur une prospection plus complète de l'espace fluvial (20 placettes) et sur une détermination taxonomique plus poussée, elle permet cependant de disposer des 8 prélèvements constitutifs de

l'IBGN. Afin de permettre une analyse plus fine, les 20 prélèvements réalisés sur une station sont conservés séparément. L'analyse de ces peuplements macrobenthiques est réalisée, sur 2 stations, au niveau :

- de la qualité globale caractérisée par les indices IBGN, Cb2 (Verneaux, 1982) et de leurs sous indices.
- de l'évolution quantitative des effectifs du peuplement ainsi que de la variété au niveau des ordres, familles ou genres.
- de l'évolution fonctionnelle du peuplement par l'intermédiaire de l'utilisation des traits biologiques, écologiques et physiologiques –TBEP- (Tachet *et al.*, 2003) pour les taxons disposant du niveau de détermination requis à leur utilisation. Cette analyse est réalisée sous le logiciel de statistiques R. Les TBEP en rapport direct avec les modifications physiques du milieu sont particulièrement examinés : sensibilité à la température, distribution transversale dans le chenal, préférendum de microhabitat et de vitesse de courant. La valeur saprobiale, est considérée, dans notre cas comme, intégrative d'un certain nombre d'informations relatives à l'évolution du milieu (oxygénation, transfert des matières organiques, colmatage...) car aucun effort n'a été réalisé parallèlement pour améliorer la qualité physico-chimique de l'eau.

La qualité de l'habitat est étudiée sur l'ensemble du linéaire restauré (360 m) à 2 échelles :

- à l'échelle du faciès (Malavoi & Souchon, 2002).
- à l'échelle du microhabitat : la méthode utilisée pour décrire l'habitat est expérimentale (CSP DR5 et finalisée par Teleos, 1998), elle repose sur une analyse cartographique standard de la qualité des mosaïques d'habitats aquatiques à travers les trois composantes que sont les hauteurs d'eau, les vitesses d'écoulements et les substrats/supports. L'analyse s'attache surtout à caractériser la diversité et la répartition de la combinaison (pôle d'attraction) de ces 3 composantes. Le rendu cartographique a été réalisé à l'aide du logiciel *Mapinfo Professional 7.0*.

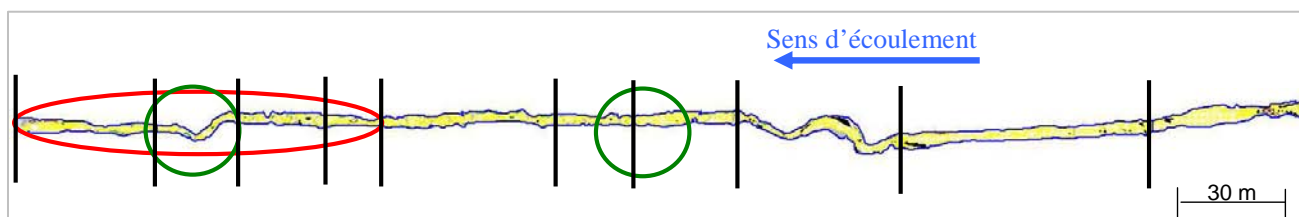


Figure 3 : Situation des stations étudiées avant et après travaux sur le tronçon restauré du Dadon (360m).
En vert : stations de prélèvement macroinvertébrés, en rouge : station de pêche électrique
et en noir : délimitation des 10 tronçons, utilisée pour l'étude de la qualité de l'habitat

Nous disposons de deux campagnes de mesures « complètes » concernant l'ensemble des descripteurs étudiés qui ont été réalisées en 2004 (avant travaux) et 3 ans après (2007) ainsi que de 2 types de données intermédiaires : un relevé de l'habitat quelques mois après travaux sur un tronçon reméandré (T2) et un tronçon diversifié à l'aide de blocs, seuils et épis (T5) en 2004, ainsi que de résultats sur le macrobenthos en 2006.

Ce suivi sera poursuivi jusqu'à l'atteinte d'un état stable et/ou l'atteinte des objectifs fixés sur la base d'une fréquence annuelle pour les macroinvertébrés et les poissons et fonction des événements hydrologiques pour le suivi de la qualité de l'habitat.

4. Résultats

4.1 Peuplement piscicole

La biomasse piscicole augmente d'un facteur 35 entre 2004 et 2007 et la densité d'un facteur 14 (tableau 1). Ces augmentations sont largement portées par les chevennes (*Leuciscus cephalus*) pour la biomasse et les vairons (*Phoxinus phoxinus*) pour la densité. Deux nouvelles espèces : le blageon (*Telestes souffia*) et la carpe commune (*Cyprinus carpio*) apparaissent en 2007. La présence de ces deux espèces semble s'expliquer respectivement par la proximité du Chéran pour le blageon et la présence d'un étang de loisir pour la carpe commune.

Tableau 1 : Densité (ind/100m²) et biomasse (kg/ha) par espèce et totale avant travaux (2004) et 3 ans après travaux (2007) sur le secteur restauré du Dadon.

espèce	2004		2007	
	densité (ind/100m ²)	biomasse (kg/ha)	densité (ind/100m ²)	biomasse (kg/ha)
CHE	0,32	0,22	34,32	195,37
TRF	0,32	0,09	0,63	10,44
LOF	14,24	6,80	50,71	22,57
VAI	17,09	2,53	356,81	75,77
BLN	0,00	0,00	3,16	28,40
CCO	0,00	0,00	1,90	2,91
Total	31,96	9,65	447,53	335,47

4.2 Peuplement macrobenthique

4.2.1 Evolution des indices de qualité globale : IBGN et Cb2

La tendance de 2004 à 2007 est à l'amélioration des indices sur les deux stations étudiées sur les tronçons T2 et T7 (figure 4). Une augmentation de note de l'ordre de 5 points est observée sur ces deux stations entre 2004 et 2007 pour les indices généraux : IBGN, robustesse et Cb2. Malgré tout, la qualité hydrobiologique du milieu reste mauvaise avec des notes variant entre 10 et 12 en 2007.

Après une augmentation globale de tous les indices entre 2004 et 2006, l'amélioration de la qualité globale entre 2006 et 2007 semble principalement portée par l'augmentation de la variété taxonomique pour l'IBGN et par l'indice variété (lv) pour le Cb2. Ces variables reflètent plus particulièrement la qualité physique de l'habitat. De même, le coefficient morphodynamique (Verneaux, 1982), caractérisant la capacité d'accueil du milieu vis-à-vis du macrobenthos sur la base des substrats/vitesses prélevés, est en hausse.

Au contraire, les indicateurs de la qualité de l'eau : le groupe indicateur (GI) pour l'IBGN et l'indice nature (In) pour le Cb2 montrent une amélioration entre 2004 et 2006 puis stagnent, voire diminuent, entre 2006 et 2007.

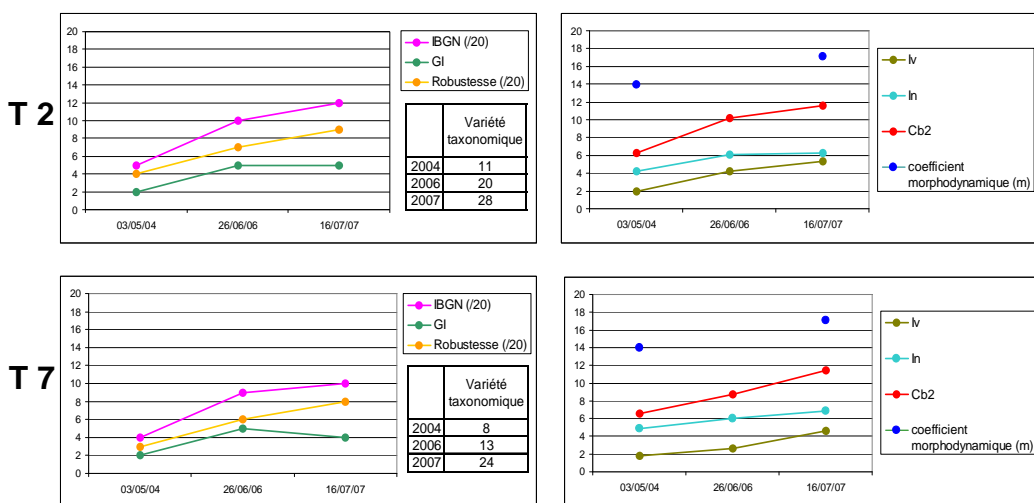


Figure 4 : Evolution des indices IBGN et Cb2 et de leurs variables associées sur les deux stations situées sur les tronçons T2 (en haut) et T7 (en bas) sur le secteur restauré du Dadon, avant travaux (2004) et après travaux (2006 et 2007).

Ainsi l'amélioration de la qualité hydrobiologique globale semble être liée à l'amélioration de la qualité de l'habitat, cependant ces méthodes indicielles ne nous permettent pas d'en comprendre les mécanismes et de quantifier les effets induits par les travaux de restauration.

4.2.2 Evolution des effectifs et de la variété taxonomique

La tendance est principalement à la baisse des effectifs, notamment pour la station T2 (figure 5). Cette diminution s'accompagne d'une augmentation des ordres représentés ainsi que d'une modification de leur représentation. En effet, les effectifs d'oligochètes et de diptères diminuent fortement parallèlement à une explosion des effectifs d'amphipodes (*Gammarus*) et à une augmentation du nombre d'ordres significativement représentés. D'autre part, la variété taxonomique (générique) observée montre une progression en deux étapes : légère entre 2004 et 2006 puis plus forte entre 2006 et 2007.

La forte amélioration de la qualité hydrobiologique observée sur les deux stations étudiées, peut être temporelle par les bonnes conditions hydrologiques de l'année 2007 exceptionnellement pluvieuse durant la période estivale.

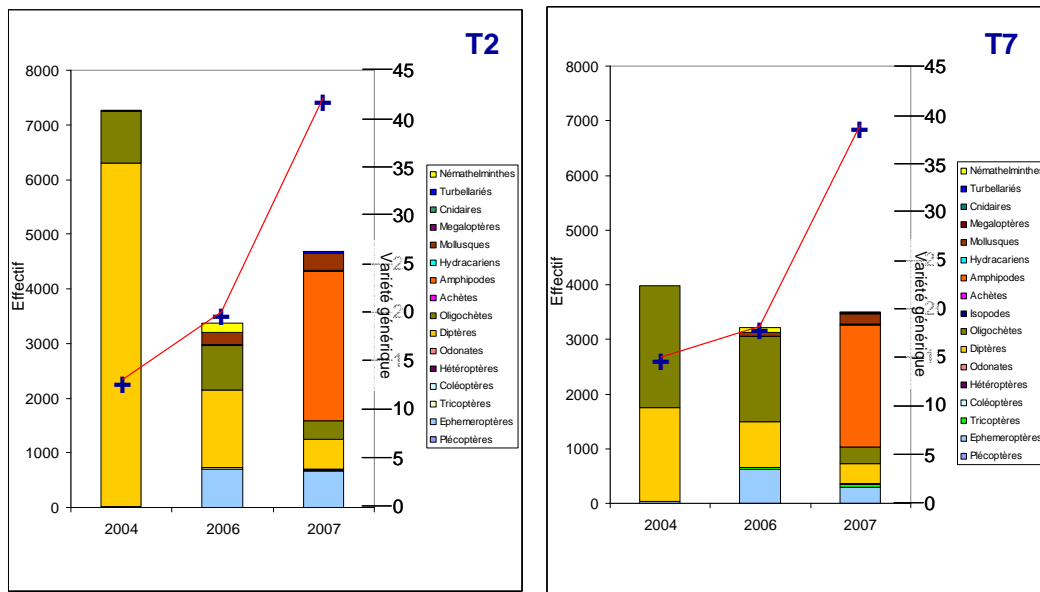


Figure 5 : Evolution des effectifs par ordres (histogramme) et de la variété générique (courbe) des peuplements d'invertébrés avant travaux (2004) et après travaux (2006 et 2007) sur le tronçon restauré du Dadon.

4.3 Qualité de l'habitat physique

Une grande diversification de l'habitat physique est visible :

- à l'échelle du faciès (figure 6) où l'on note l'apparition de figures d'écoulements variées contrairement à la situation initiale où le secteur concerné était un grand radier.
- à l'échelle du microhabitat ou pôle d'attraction (figure 7). Cette diversification semble être portée par l'augmentation de la diversité et de la répartition des surfaces occupées par des substrats homogènes, l'augmentation de la hauteur d'eau et des vitesses d'écoulement et de la répartition plus hétérogène des différentes classes.

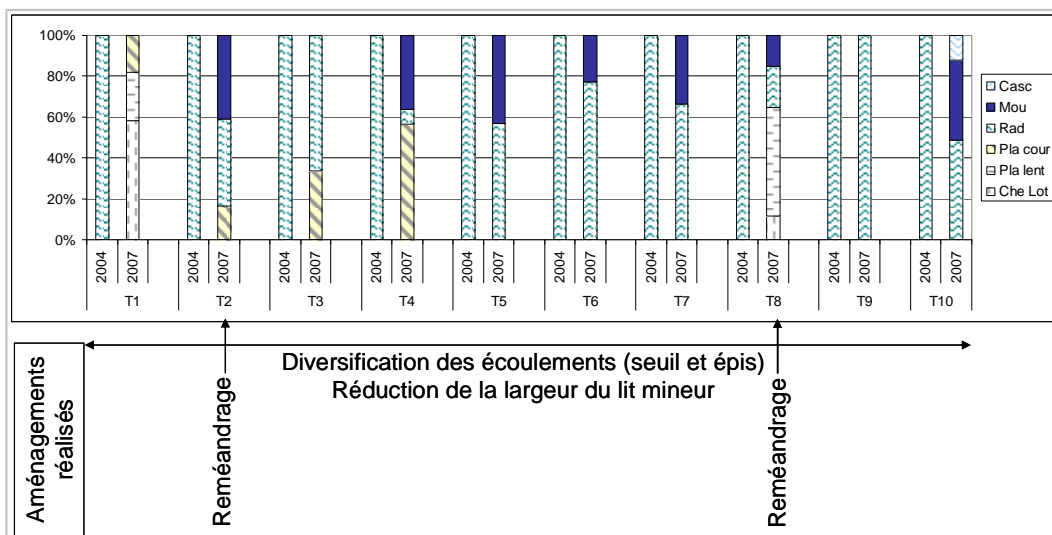


Figure 6 : Evolution des faciès d'écoulements par tronçon (10), avant travaux (2004) et 3 ans après (2007) sur le secteur restauré du Dadon.

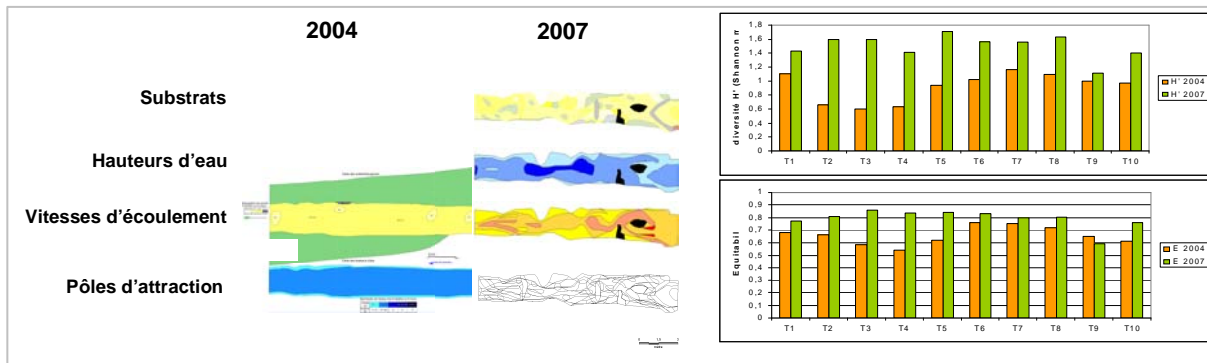


Figure 7 : Illustration cartographique de la diversification des microhabitats ou pôles d'attraction (à gauche) et de l'évolution du calcul de diversité (H') et d'équirépartition (E) des pôles d'attractions (à droite) en 2004 et 2007 sur la totalité du secteur restauré sur le Dadon.

L'examen plus précis de l'évolution des substrats (figure 8) amène à quelques hypothèses sur les mécanismes ayant amenés à cette augmentation de diversité :

- le rétrécissement du lit et les structures mise en place en places (épis, seuils) fournissent par le biais d'une augmentation des vitesses d'écoulements, une nouvelle compétence au cours d'eau et lui permet de redistribuer des substrats existants à l'origine (2004) sous forme mélangés et colmatés. Ainsi, des placettes à substrat homogène de galets, graviers et sables semblent se différencier plus nettement (GAL, GRA, SAB) ;
- l'apport de matériaux de construction des aménagements, où les aménagements eux-mêmes entraînent soit l'apparition de nouveaux substrats/supports soit des modifications de leur représentativité. Cette remarque est principalement valable en ce qui concerne les sous-berges, les blocs et les dalles. (BER, BLO, DAL) ;
- l'apparition de nouveaux substrats particulièrement biogènes : bryophytes, chevelu racinaire, litière et branchage (CHV, LIT, BRA) principalement liés à la reconstitution d'une ripisylve en contact avec le cours d'eau, et apparemment à une amélioration des conditions d'écoulements pour les bryophytes.

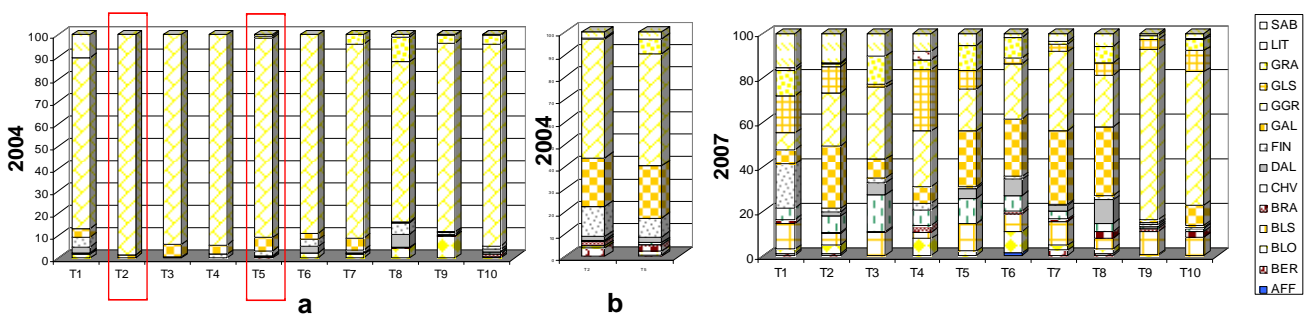


Figure 8 : Evolution de la surface relative des différents substrats par tronçon (10) avant travaux (2004a) quelques mois après travaux sur les tronçons T2 et T5 (2004b) et 3 ans après travaux (2007) sur le secteur restauré du Dadon.

5. Discussion

Une augmentation significative de l'hétérogénéité de l'habitat et des effets apparents sur le compar-timent biologique

Le peuplement piscicole

L'amélioration du peuplement piscicole se traduit globalement par l'augmentation sensible en termes de densité et biomasse des cyprinidés d'eau vive (chevaine et vairon) et de la loche franche ainsi que par l'apparition de nouvelles espèces (blageon et carpe commune). Ces augmentations de diversité, biomasse et densité paraissent fortement liées à l'augmentation de la diversité des faciès d'écoulement et notamment à l'apparition d'habitats profonds inexistantes avant travaux, à l'accélération des écoulements ainsi qu'à l'apparition d'habitats en sous berges.

L'habitat physique actuel ne semble pas limitant pour la truite. D'autre part, les caractéristiques thermiques de la zone, étudiées en 2005-2006, ne paraissent pas restrictives pour cette espèce (Vigier *et al.*, 2007). L'hypothèse d'une qualité physico-chimique encore restrictive pour la vie salmonicole ne peut être exclue, aussi, cet aspect devra être considéré plus particulièrement dans la suite du suivi. D'autre part, l'extrême aval du Dadon n'a pas fait l'objet de travaux et son aspect rectiligne et surdimensionné sur plusieurs dizaines de mètres peut également poser des problèmes en terme de connectivité longitudinale. La poursuite du suivi en parallèle de la restauration du secteur aval permettra d'en évaluer plus précisément l'impact. Enfin, Jungwirth *et al.* (2006) suggèrent que l'équilibre au niveau des communautés de poissons nécessite plus de 3 ans pour se mettre en place même si l'on observe rapidement des améliorations en termes de biomasse, d'abondance et de diversité (Schwartz *et al.*, 2007 ; Brooks *et al.*, 2004).

Le peuplement macrobenthique

L'analyse succincte présentée concernant les peuplements de macroinvertébrés semble mettre en évidence un rapport direct entre l'amélioration de la diversité habitationnelle et la qualité du peuplement. Cette corrélation positive semble principalement portée par la relation directe existant entre la diversité de l'habitat et la diversité des communautés d'invertébrés. Cette observation est fréquemment réalisée sur d'autres cours d'eau non urbains (Nakano & Nakamura, 2006 ; Jungwirth *et al.*, 2006 ; De Vaate *et al.*, 2007).

En outre, le remaniement total de la structure du peuplement macrobenthique est également bien retranscrit par l'analyse quantitative. Outre la tendance globale à la diminution des effectifs, la représentativité des différents ordres montre une évolution notable. En effet, alors que les effectifs des taxons globalement saprobiontes (oligochètes et diptères) diminuent fortement au cours du temps, la diversité des taxons représentés ainsi que leur significativité en terme d'effectif augmente.

Les résultats obtenus dans cette étude ne permettent pas de mettre en évidence les relations directes existantes entre les poissons et les macroinvertébrés. Ainsi, la possibilité d'une diminution d'effectif des invertébrés induite par l'augmentation de la pression de prédation des poissons, beaucoup plus nombreux en 2007 qu'en 2004, est une hypothèse que l'on ne peut exclure.

6. Conclusion et perspectives

L'évolution observée sur les résultats obtenus avant et après travaux est encourageante, concernant principalement l'amélioration de l'habitat et du peuplement macrobenthique. Si le peuplement piscicole montre une certaine amélioration, les objectifs concernant ce compartiment, et notamment le retour d'une population structurée de truites, ne sont pas encore atteints.

D'une manière générale, la précision des résultats est limitée d'une part par l'absence de chroniques de données sur plusieurs années et l'absence d'une station de contrôle et d'autre part par l'inexistence de données sur la variabilité inter-opérateur, notamment en ce qui concerne la caractérisation des substrats pour la méthode utilisée à l'échelle des microhabitats.

La poursuite du suivi sur plusieurs années permettra d'observer l'évolution des indicateurs au cours du temps parallèlement à la restauration du secteur compris entre la zone étudiée et la confluence avec la rivière principale, le Chéran.

Le coût de cette étude atteint environ 13% du montant total des travaux. L'ajustement du protocole pour une optimisation maximale du rapport effort d'échantillonnage / information acquise permet d'imaginer que l'on puisse aboutir à des suivis scientifiques rigoureux sur des durées de moyen ou long terme pour des sommes de l'ordre de 15 à 20% du montant des travaux. Cependant, ceci ne sera possible que par l'intermédiaire de la réalisation d'autres projets expérimentaux de ce type ainsi que par l'acquisition plus systématique de données et du partage des expériences.

Ainsi, en complément, la Fédération cherche à établir d'autres partenariats afin de multiplier les initiatives d'évaluation par le biais d'une démarche volontairement incitative.

NB : un rapport plus complet concernant ces résultats sera prochainement disponible sur le site internet www.pechehautesavoie.com (rubrique : études et travaux).

7. Remerciements

Merci à toutes les personnes qui ont participé aux différentes campagnes de terrain : Guillaume Bini, Ludovic Catinaud, Philippe Huchet, Yves Josserand, Anthony Large, Régis Talguen, Julien Tozzio et Jean-Philippe Vuillet. Merci aussi à Benjamin Bulle de la Fédération de pêche de l'Ain pour nous avoir communiqué sa fonction de calcul des traits biologiques sous le logiciel R et à Aude Beauger.

8. Bibliographie

- AFNor, 1992. Essai des eaux. Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN). Association française de normalisation, norme homologuée T 90-350, 8 p.
- BACCHI, 1993. Recherche sur la macrofaune benthique de la Haute-Loue, structuration des habitats, évolution des peuplements macrobenthiques depuis 1973. *Mémoire de DESS eaux continentales, Université de Besançon*, 30 p.
- BOND & LAKE, 2003. Local habitat restoration in streams: constraints on the effectiveness of restoration for stream biota. *Ecological Management & Restoration*; 4(3) : 193-198.
- BROOKS, GEHRKE, JANSEN & ABBE, 2004. Experimental reintroduction of woody debris on the Williams River, NSW : geomorphic and ecological responses. *River Research and Applications* ; 20(5) : 513-536.
- BROOKS & LAKE, 2007. River restoration in Victoria, Australia: change is in the wind, and none too soon. *Restoration Ecology*; 15(3) : 584-591.
- DE LURY D.B., 1951. On the planning of experiments for the estimation of fish population. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 18 : 281-282.
- DE VAAT, KLINK, GREIJANUS-KLAAS, JANS, OOSTERBAAN & KOK, 2007. Effects of habitat restoration on the macroinvertebrate fauna in a foreland along the river waal, the main distributary in the Rhine delta. *River Research and Applications*; 23(2) : 171-183.
- FRISSELL & NAWA, 1992. Incidence and causes of physical failure of artificial habitat structures in streams of Western Oregon and Washington. *North American Journal of Fisheries Society*; 12 : 182-197.
- FRISSELL & RALPH. 1998. Watershed Restoration. In: Naiman, R. J., R. E. Bilby (eds.), *River Ecology and Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion*. Springer-Verlag, New York. 599-624.
- GRETCHEN & ALLAN, 2006. Stream restoration in the upper Midwest, USA. *Restoration Ecology*, 14(4) : 595-604.
- JANSSON, NILSON & MALMQVIST, 2007. Restoring freshwater ecosystems in riverine landscapes: the roles of connectivity and recovery processes. *Freshwater Biology*; 52(4) : 589-596.
- JUNGWIRTH, MOOG & MUHAR, 2006. Effects of river bed restructuring on fish and benthos of fifth order stream, melk, Austria. *Regulated Rivers : Research & Management* 8(1-2) : 196-204.
- KAUFFMAN, BESCHTA, OTTING & LYTJEN, 1997. An ecological perspective of riparian and stream restoration in the western united states. *American Fisheries Society*; 22 : 12-24.
- MALAVOI & SOUCHON, 2002. Description standardisée des principaux faciès d'écoulement observables en rivière : clé de détermination qualitative et mesures physiques. Bulletin Français de la Pêche et de la Protection des milieux aquatiques *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*. 365/366 : 357-372.
- MOERKE, GERARD, LATIMORE, HELLENTHAL & LAMBERTI, 2004. Restoration of an Indiana, USA, stream: bridging the gap between basic and applied lotic ecology. *Journal of North American Benthological Society*; 23(3) : 647-660.
- MOERKE & LAMBERTI, 2003. Responses in fish community structure to restoration of two Indiana streams. *North American Journal of Fisheries Management*; 23 : 748-759.
- NAKANO & NAKAMURA, 2006. Responses of macroinvertebrate communities to river restoration in a channelized segment of the Shibetsu River, Northern Japan. *River Research and Applications* ; 22(6) : 681-689.
- PARMENTIER, 1994. Etude de la biocénose benthique du Drugeon. Application d'un nouveau protocole d'échantillonnage. Bilan de la qualité habitationale. Analyse biocénotique générique. Bilan de la qualité faunistique, *Mémoire de DUEHH, Laboratoire d'Hydrobiologie. Université de Franche-Comté*, 69 p.
- SCHWARTZ & HERRICKS, 2007. Evaluation of pool-riffle naturalization structures on habitat complexity and the fish community in an urban Illinois stream. *River Research and Applications* : 23(4) : 451-466.
- SHIELDS, COOPER & KNIGHT, 2006. Initial habitat response to incised channel rehabilitation. *Aquatic conservation : Marine and Freshwater Ecosystems*; 3(2) : 93-103.
- SUREN & MC MURTRIE, 2005. Assessing the effectiveness of enhancement activities in urban streams: II. Responses of invertebrate communities. *River Research and Applications* ; 21(4) : 439-453.
- TACHET, RICHOUX, BOURNAUD & USSEGLIO-POLATERA, 2003. Invertébrés d'eau douce, systématique, biologie, écologie, CNRS Eds, 587 p.
- VERNEAUX, 1982. Expression biologique, qualitative et pratique de l'aptitude des cours d'eau au développement de la faune benthique, un coefficient d'aptitude biogène : le Cb2, *note interne*, 20 p.
- VIGIER, CATINAUD & CAUDRON, 2007. Etude de la qualité thermique des affluents du Chéran Haut-Savoyard, données 2005-2006. FDP74.03/07.
- VUILLET, 2004. Projet de travaux de restauration de l'habitat aquatique sur le Vièran et le Dadon, deux cours d'eau de Haute-Savoie : Etat des lieux, conception et évaluation. *Rapport de stage DESS REMAC, Univ. B.P. Clermont-Ferrand*; 56p + annexes.

Le SYstème Relationnel d'Audit de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau (SYRAH-CE)

Outil multi-échelle d'aide à la décision pour la gestion des cours d'eau

CHANDESRI¹ André, MALAVOI Jean-René ², SOUCHON Yves¹,
WASSON Jean-Gabriel.¹, MENGIN Nicolas.¹

¹ CEMAGREF Groupement de Lyon Unité de Recherche Biologie des Ecosystèmes Aquatiques – France
<http://www.lyon.cemagref.fr/bea/>

² Ingénieur conseil Géodynamique fluviale - hydraulique - hydrologie – hydroécologie – Parcieux – France
jr.malavoi@wanadoo.fr

1. Le contexte actuel

Afin de pouvoir mettre en œuvre les mesures appropriées pour atteindre les objectifs fixés par la Directive Cadre sur l'Eau, un outil d'analyse du fonctionnement hydromorphologique des cours d'eau est nécessaire. En effet, le « Bon Etat Ecologique », objectif commun assigné à l'ensemble des masses d'eau, repose sur une évaluation des compartiments biologiques (poissons, macro-invertébrés, macrophytes, diatomées) et de certains paramètres chimiques.

Les caractéristiques physiques des cours d'eau, uniquement citées pour qualifier le « Très Bon Etat Ecologique », sont prises en compte de façon indirecte, par leur incidence sur la qualité des habitats des biocénoses aquatiques, eux-mêmes susceptibles d'influencer l'état biologique.

2. Les principes de l'audit

Les déterminants primaires à l'échelle régionale (relief, climat, géologie) formatent les variables de contrôle de l'hydromorphologie (régime hydro-sédimentaire, largeur et pente des fonds de vallée). De celles-ci, combinées à la structure de la végétation rivulaire et au bon fonctionnement des connectivités latérales et verticales du cours d'eau, dépendent les facteurs clés du fonctionnement écologique : habitat physique, « climat » aquatique, réseaux trophiques. La compréhension et le diagnostic des dysfonctionnements écologiques d'origine hydromorphologique doivent nécessairement intégrer cette organisation hiérarchique et multi-échelles du fonctionnement des hydrosystèmes.

L'approche « descendante », proposée dans le système d'audit SYRAH-CE, s'appuie sur une évaluation du « risque d'altération » à large échelle qui permet de renforcer l'effort d'analyse au niveau inférieur si des probabilités d'altérations importantes sont identifiées.

Pour des raisons techniques (courts délais de mise en œuvre de l'audit) et économiques (budget relativement limité), l'évaluation du fonctionnement hydromorphologique en fonction des contraintes exercées par les déterminants primaires le long des cours d'eau a été privilégiée par rapport à une approche plus classique de description d'« état » à la seule échelle de la station.

Les altérations des processus (flux liquides et flux solides notamment) et de structures (morphologie résultante) sont au centre de l'évaluation :

- elles sont en effet fortement liées à l'intensité des pressions anthropiques dans un contexte géomorphologique donné (échelle du tronçon de cours d'eau),
- elles sont clairement à l'origine de perturbations directes et indirectes des habitats aquatiques ainsi que de leur processus de régénération.

Quatorze altérations hydromorphologiques, les plus fréquentes et les plus susceptibles d'être à l'origine d'impacts sur le fonctionnement écologique des cours d'eau, ont été identifiées.

Pour les traiter, l'audit repose sur la valorisation de couches d'informations géographiques, et de bases de données existantes, et sur leur croisement avec des informations nécessaires à la gestion, la programmation, la décision et l'évaluation des actions de restauration.

3. Le principe

Nous situons notre première échelle d'analyse des dysfonctionnements hydromorphologiques au niveau d'un compartiment supérieur nommé « **Activités et occupations des sols** » (urbanisation, agriculture, transport, énergie). Ces activités et occupations des sols interagissent, selon leur nature, avec le

fonctionnement des cours d'eau à plusieurs échelles spatiales latérales et longitudinales différentes (le bassin versant, le lit majeur, le lit mineur).

Elles se matérialisent concrètement en « **Aménagements et Usages** », objets identifiables et souvent quantifiables, exerçant des effets directs et indirects sur le fonctionnement des cours d'eau. Ces effets se traduisent par des « **altérations de processus** » (modification des flux liquides et solides, des processus d'érosion fluviale, des composantes hydrodynamiques) **et des « altérations de structure »** (géométrie en plan, en long et en travers, faciès d'écoulement, substrats) du milieu physique (figure 1).

Ces altérations sont en réalité des modifications (au négatif) des formes naturelles des cours d'eau et par conséquent de leurs habitats.

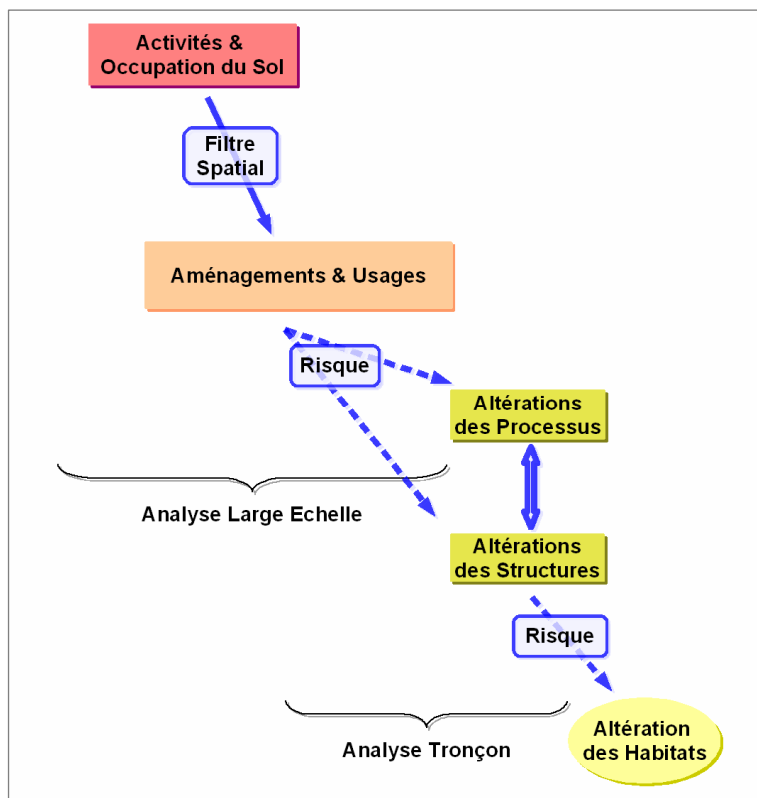


Figure 1 : Schéma conceptuel de SYRAH-CE

Les altérations : perturbations du fonctionnement et des structures physiques (figure 2)

L'objectif majeur de l'audit est de détecter les altérations hydromorphologiques d'origine non naturelle et pouvant être clairement associées à une dégradation de l'« Etat écologique », notamment par le biais d'une détérioration des habitats aquatiques et rivulaires.

Les altérations de structure (morphologie en grande partie) se traduisent généralement par une altération des « formes fluviales » (lit principal et bras secondaires, succession de faciès, géométrie du lit mineur, granulométrie). Cela nécessite de recourir à des descriptions ou des mesures par observations directes de terrain.

Pour les altérations de processus (flux solides et liquides), s'ajoute une notion temporelle nécessitant le recours à des chroniques d'informations.

Evaluer directement les altérations, notamment de structure, est donc difficile (nécessité de mesures de terrain sur l'ensemble du réseau hydrographique), voire impossible (dispositifs compliqués et volumineux à mettre en œuvre et à actualiser). Il a donc été nécessaire de proposer une méthode d'appréciation indirecte.

4. Les aménagements et usages

L'objectif final de l'audit étant l'aide à la mise en œuvre d'actions permettant de corriger les dysfonctionnements si possible dès leur origine, il nous a semblé pertinent de proposer des méthodes d'audit commençant à l'« amont » de la chaîne de causalité, donc au niveau des « Aménagements et Usages ».

Une liste d'aménagements et usages susceptibles de générer des altérations hydromorphologiques a été établie en tenant compte des diverses échelles spatiales impliquées : bassin versant (agriculture, zone urbaine), lit majeur (agriculture, zone urbaine, transport), lit mineur (transport, énergie, voire tourisme).

Il est possible d'analyser l'ensemble de ces aménagements et usages identifiés à large échelle à l'aide de bases de données géographiques disponibles à une échelle nationale.

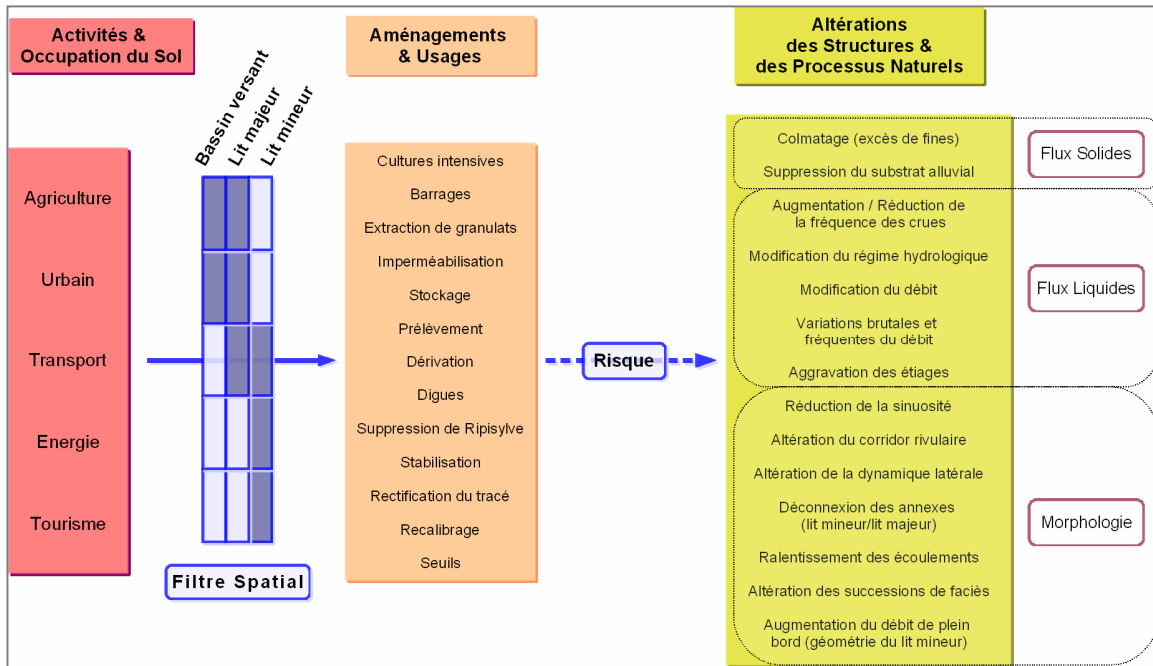


Figure 2 : Variables de pression et risques d'altérations physiques

Les cartes résultantes (figure 3) sont utilisables dans une perspective de gestion et de programmation mais la précision est limitée, notamment pour les aspects morphologiques « locaux ». Cette échelle d'analyse est donc insuffisante pour poser un diagnostic précis des dysfonctionnements et concevoir des mesures de restauration mais permet néanmoins de disposer d'une vision globale sur un grand territoire.

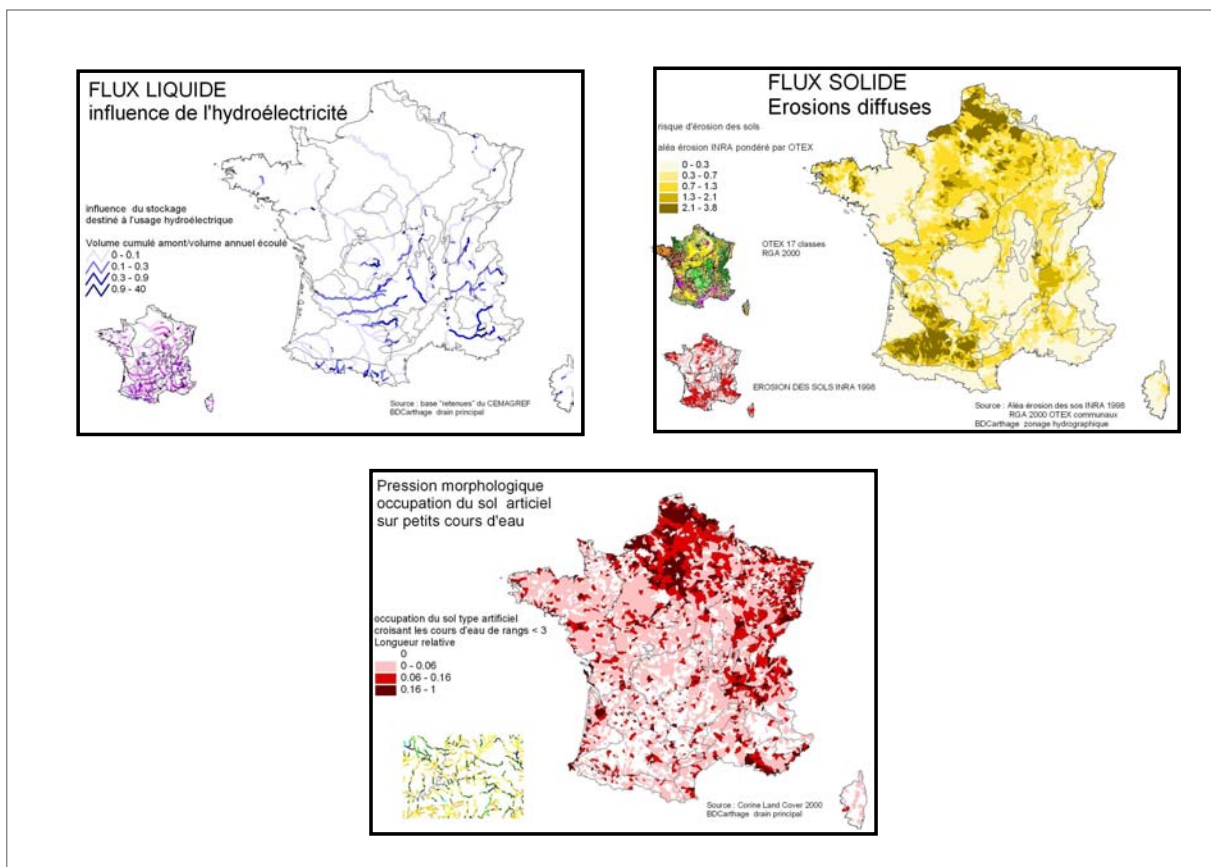


Figure 3 : Exemples de cartes de l'analyse des aménagements et usages à large échelle

L'analyse à l'échelle de sous-tronçons géomorphologiques permet une description de ces « aménagements et usages » à un niveau de précision compatible avec la recherche de causes de dégradation de l'état écologique observable. Ce niveau de finesse dans l'analyse est rendu possible par l'existence de bases de données géographiques précises de type BDTOPO IGN® (figure 4).

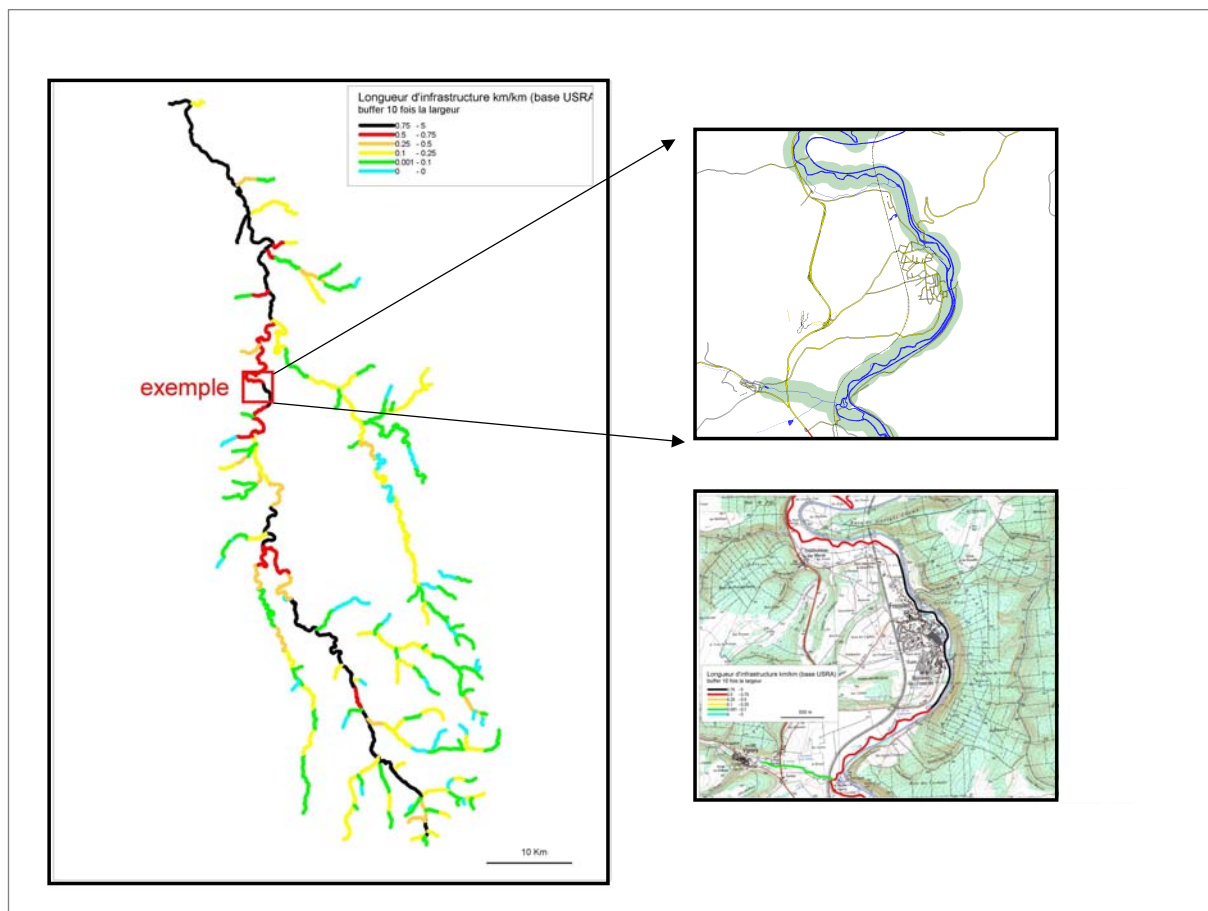


Figure 4 : Exemple d'analyse à l'échelle du tronçon utilisant la BDTOPO IGN® : voies de communication en lit majeur

5. Les résultats

On obtient, pour les « aménagements et usages » identifiés, des valeurs brutes d'indicateurs pour chaque unité d'analyse (sous-tronçon géomorphologique) (figure 5).

Ces résultats peuvent être stockés en bases de données géoréférencées et cartographiés.

Une étape ultérieure sera nécessaire pour réinterpréter ces résultats en fonction des caractéristiques géomorphologiques du tronçon où elles sont collectées.

Par exemple, une même densité de seuils n'a pas des conséquences identiques dans une rivière de montagne à forte puissance ou dans une rivière de plaine à faible pente ; autre exemple : les infrastructures en lit majeur à proximité immédiate du cours d'eau n'ont de véritables conséquences négatives que sur les rivières géodynamiquement actives.

6. L'utilisation potentielle de l'audit

Outre la cartographie des risques d'altérations hydromorphologiques subis par les cours d'eau, l'audit SYRAH-CE permet d'aller plus loin dans l'aide à la gestion et à la restauration fonctionnelle.

Les résultats bruts de l'audit permettent d'identifier facilement les éléments du réseau hydrographique subissant une pression limitée. Cette information, combinée avec la connaissance de la qualité chimique de l'eau, peut aider à l'identification des secteurs susceptibles de se situer en « Très Bon Etat » au sens de la Directive Cadre sur l'Eau et donc à préserver en priorité.

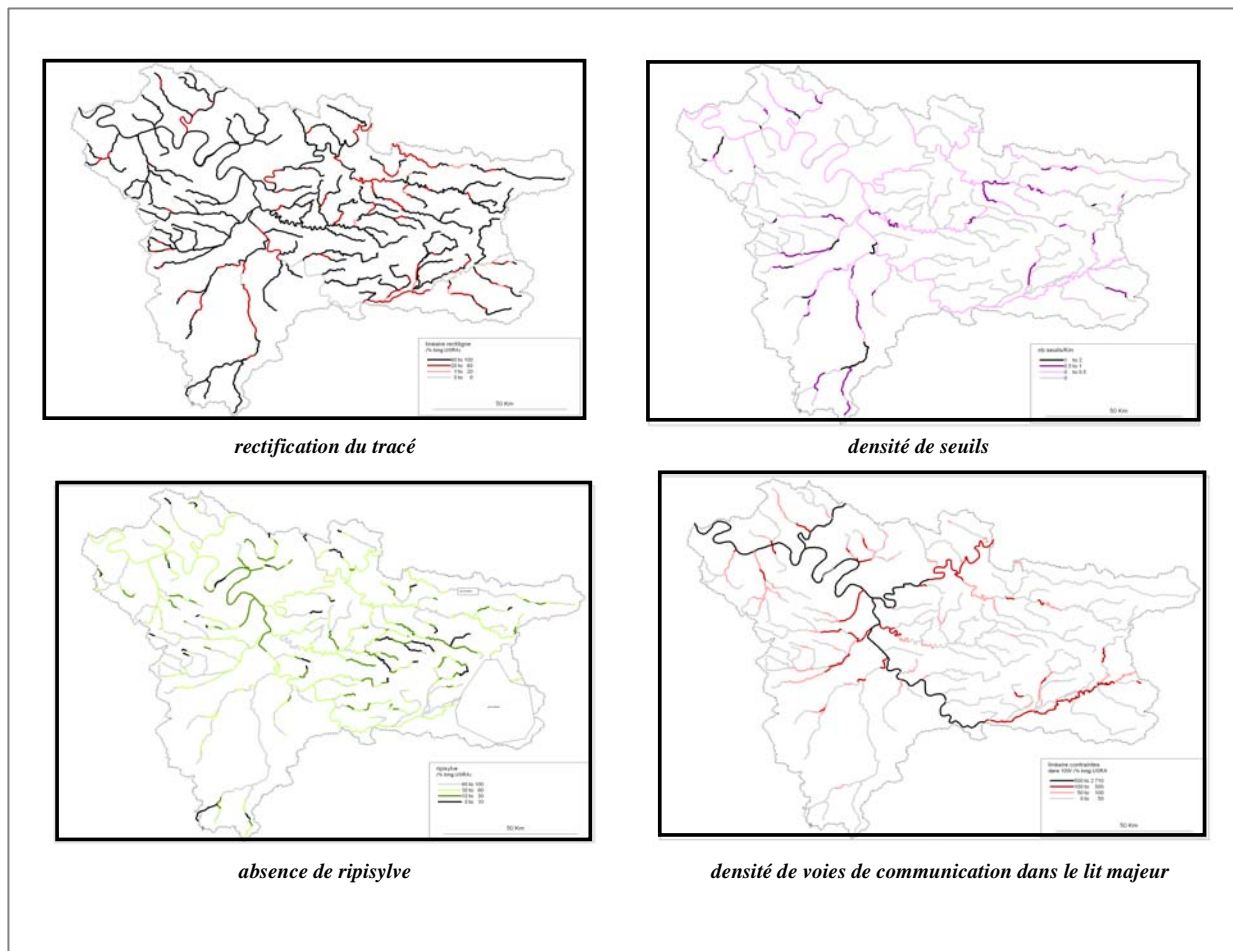


Figure 5 : Exemples de résultats de l'analyse des aménagements et usages (AESN – DRIF Malavoi, 2007).

La méthode utilisée permet de replacer les cours d'eau analysés dans un contexte plus général, et focalise l'analyse sur le fonctionnement hydromorphologique s'exprimant à une échelle plus large que celle du site d'investigation.

L'intérêt du report cartographique d'indicateurs rendant compte des pressions à l'origine de dysfonctionnement géomorphologique est de pouvoir identifier les plus prépondérantes, de localiser les problématiques et d'en établir une hiérarchie.

Une expertise de cet ensemble d'informations permet d'envisager un appui à l'établissement de plans de gestion à plusieurs échelles, avec une identification facilitée des actions de restauration souhaitables et une assistance à leur programmation.

Etude de la qualité hydromorphologique de la rivière Eau d'Heure avec QUALPHY

HECQ Benoît¹, ROLLIN Xavier^{1,2}

¹ Unité des Eaux et Forêts – UCL
benoithecq@gmail.com

² Maison wallonne de la pêche ASBL – Namur
rollin@maisondelapeche.be

1. Introduction

Au niveau européen, la Directive Cadre sur l'Eau a été instaurée pour gérer durablement les ressources en eau et leurs écosystèmes. Les Etats membres doivent atteindre le « bon état général » pour l'ensemble de leurs masses d'eau naturelles d'ici 2015. Celui-ci est atteint si les états écologique et chimique satisfont au moins au critère du « bon état ». L'étude **hydromorphologique**, qui intervient dans l'évaluation de la qualité écologique des cours d'eau, est à la base de l'évaluation de la qualité biologique, prioritaire dans la détermination de l'état écologique.

La présente étude s'est intéressée à l'Eau d'Heure en aval du complexe des barrages (masses d'eau SA08R et SA11R du sous-bassin de la Sambre) ; (figure 1), soit une longueur totale de 36 km.

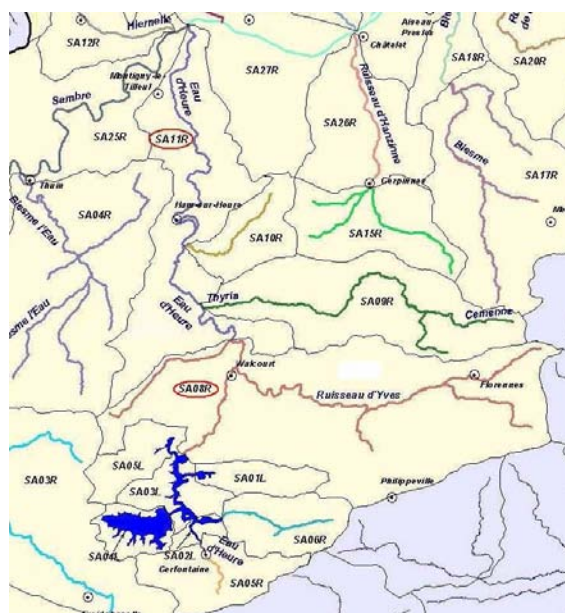


Figure 1 : Masses d'eau de surface du sous-bassin de la Sambre. Source: MRW-DGRNE. Observatoire des Eaux de surface, 2004

2. Méthode QUALPHY

De manière à répondre positivement aux obligations de la Directive, plusieurs nouveaux outils sont développés au niveau européen. Pour la composante physique de l'évaluation de l'état des masses d'eau, les méthodes développées permettent d'évaluer la qualité physique des cours d'eau pour pouvoir mettre sur pied des plans de gestion de l'eau et d'amélioration des cours d'eau et de leur écosystème à l'échelle du sous-bassin et du district. Développée en France par l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse, QUALPHY répond à la plupart des exigences de la Directive. Elle permet de déterminer le degré d'altération physique du cours d'eau par rapport à son état de référence en tenant compte de son type géomorphologique de référence. Cette méthode est largement utilisée en France et en Région wallonne pour répondre aux obligations de la Directive; néanmoins, en Wallonie, cette méthode a été simplifiée pour permettre un premier diagnostic rapide de l'ensemble des masses d'eau wallonnes.

L'application et l'utilisation de l'outil QUALPHY se déroule en quatre phases que nous résumons ci-dessous:

- La typologie : la première phase nécessite de définir la typologie du cours d'eau en rapport avec son fonctionnement et sa dynamique pour le comparer à son type géomorphologique de référence ;
- Le découpage : cette phase consiste en une sectorisation du cours d'eau en tronçons et ensuite en segments homogènes sur la base de critères géomorphologiques et anthropiques ;
- L'inventaire : il s'agit des visites de terrain. Pour chaque segment déterminé au point 2, il est impératif de renseigner sur une fiche d'inventaire 40 paramètres importants observés sur le terrain qui permettent de décrire le lit mineur, le lit majeur et les berges,
- Le traitement informatique (tableau 1) : l'utilisation du logiciel QUALPHY qui calcule les indices QUALPHY à partir des paramètres de l'inventaire en les pondérant en fonction de la typologie du cours d'eau.

Tableau 1 : Classification des indices et leur signification (Agence de l'Eau Rhin Meuse, 2002)

Indice	Classe de qualité	Signification
81-100%	Qualité excellente à correcte	Le segment est proche de son état hydro-géomorphologique de référence.
61-80%	Qualité assez bonne	Le segment a subi une pression anthropique modérée qui l'éloigne légèrement de son état de référence. Il conserve toutefois une bonne fonctionnalité et offre les habitats physiques nécessaires au développement d'une faune et d'une flore diversifiée.
41-60%	Qualité moyenne à médiocre	Le segment s'éloigne assez fort de son état de référence. Il a subi de nombreuses interventions et son fonctionnement perturbé se stabilise.
21-40%	Qualité mauvaise	Milieu très perturbé. Des altérations d'origine anthropiques altèrent les trois compartiments du cours d'eau. La fonctionnalité naturelle du cours d'eau est très diminuée et la disponibilité des habitats physiques est faible.
0-20%	Qualité très mauvaise	Milieu totalement artificialisé ayant perdu son fonctionnement et son aspect naturel.

Ces valeurs d'indices renseignent l'état de dégradation de l'ensemble des segments par rapport à leur type géomorphologique de référence.

Un indice de 0% correspond à une dégradation maximale et un indice de 100% correspond à une dégradation nulle.

3. Résultats

3.1 Typologie

Partie amont :

Cette partie s'étend de la sortie des barrages à la fin de la zone de berges artificialisées en aval de la moyenne surface commerciale de Walcourt (figure 2). Cette zone correspond au type 2, caractéristique des cours d'eau des vallées en U à énergie moyenne à forte. La vallée présente un fond alluvial ; le lit majeur est occupé principalement par des pâturages et le substrat est majoritairement constitué de cailloux grossiers (jusqu'à 20 cm de diamètre). Les écoulements observés dans cette partie sont une succession de « radiers et de plats courants ».

Partie intermédiaire :

De Walcourt au lieu dit « Le Laminoir » à Jamioulx (figure 2), ce linéaire correspond au type 3S dans lequel se retrouvent les cours d'eau des côtes schisteuses à énergie moyenne à faible. Ce type est caractérisé par des pentes moyennes à faibles et par une activité morphodynamique généralement faible (le faciès d'écoulement dominant est le plat courant ou mouille/radier). La vallée est de type fermée en forme de U ou de V sur schistes et phyllades ou sur calcaires et calcoschistes. Des prairies occupent généralement le fond de vallée alors que des forêts de feuillus colonisent généralement les versants souvent forts escarpés.

Partie aval :

Etendue de Jamioulx à la confluence avec la Sambre (figure 2), cette zone correspond au type 4, caractéristique des cours d'eau des basses vallées schisteuses ou calcaires à énergie moyenne à faible. La vallée est

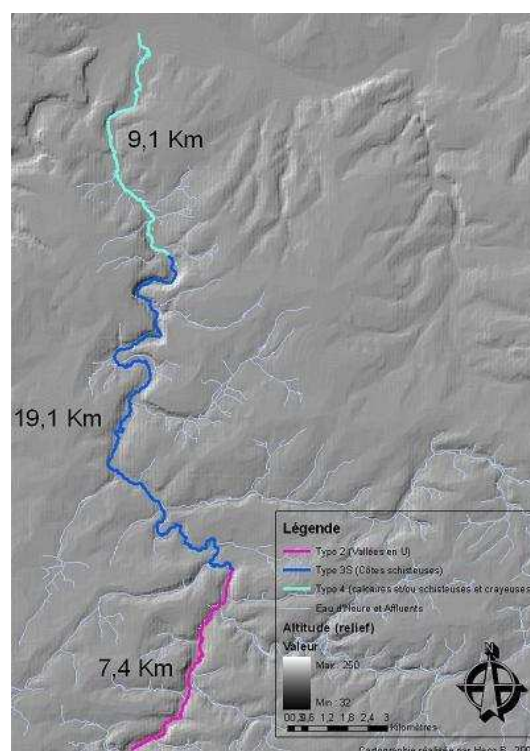


Figure 2 : Localisation géographique des trois types déterminés sur l'Eau d'Heure

assez large mais bordée par des versants aux pentes prononcées sur craies, calcaires et/ou schistes. Les méandres sont généralement peu tortueux et des annexes hydrauliques étaient présentes dans le passé.

3.2 Découpage

Lors de cette étape, nous avons obtenus au final 8 tronçons et 33 segments homogènes.

La figure 3 présente le résultat du premier découpage en 8 tronçons homogènes.

Sur cette figure, nous observons que le tronçon 5 présente une largeur de lit majeur plus faible que les tronçons 4 et 6 ainsi que des pentes de versants plus élevées. D'autres critères géomorphologiques non visibles sur cette figure ont permis de confirmer la délimitation du tronçon 5 (territoire écologique, pente de lit mineur, etc.). De même, pour la délimitation des segments, il est courant que plusieurs critères anthropiques se superposent (occupation du sol, obstacles à la libre circulation des poissons, etc.).

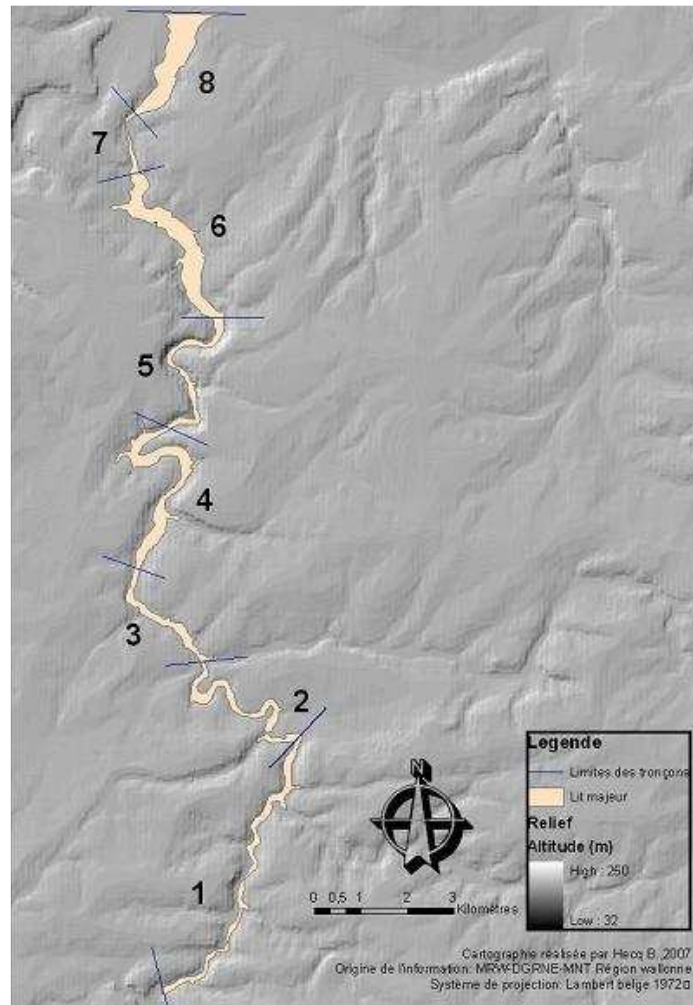


Figure 3 : Localisation géographique des 8 tronçons délimités sur la base de critères géomorphologiques

3.3 Valeurs d'indices

La figure 4 illustre l'évolution de la valeur de l'indice global de QUALPHY d'amont en aval pour chaque segment de l'étude. On peut y observer que la majorité des segments sont situés à un niveau de qualité « assez bon à médiocre » (entre 40 et 81%) tandis que cinq segments sont de qualité « mauvaise » (entre 20 et 40%). Pour l'entièreté du cours d'eau, nous obtenons un indice global de 56% et des indices partiels « lit majeur », « berges » et « lit mineur » de respectivement 57, 51 et 59%. Ces résultats correspondent sans surprise à un niveau de qualité « moyen à médiocre ».

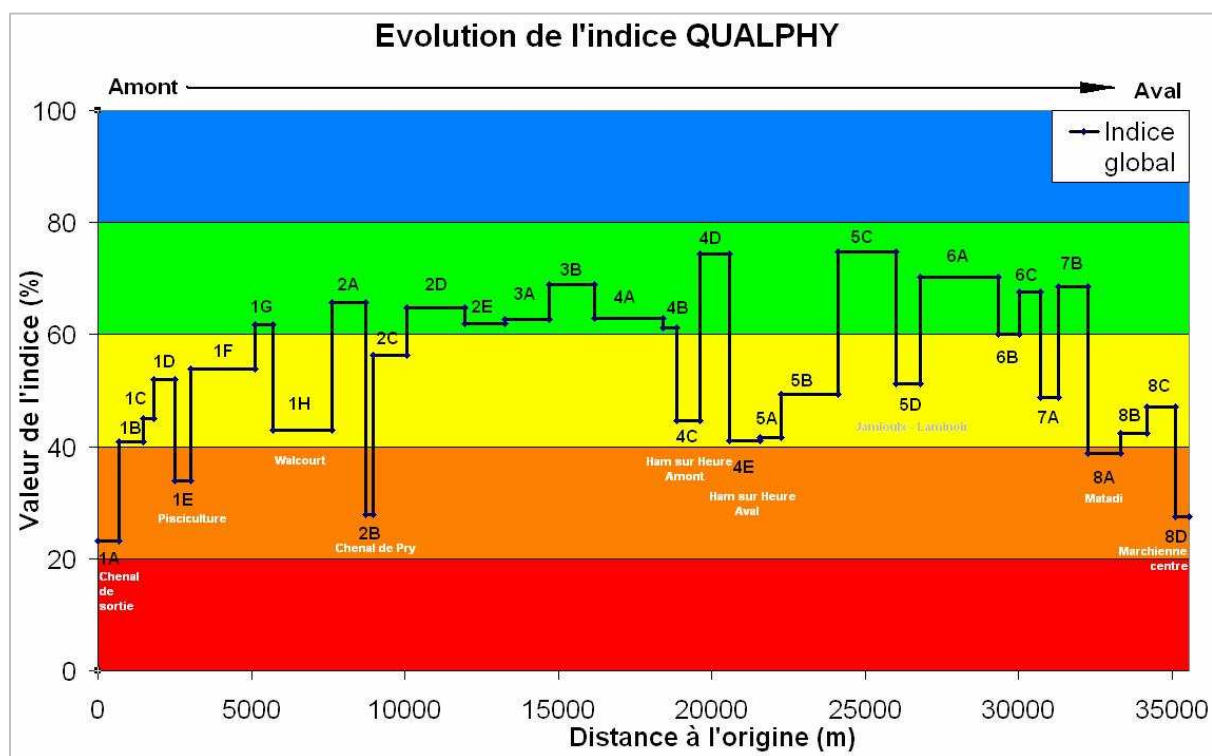


Figure 4 : Evolution de l'indice QUALPHY en fonction du segment concerné et de la distance à l'origine

En outre, au tableau 2, nous observons que la qualité du lit majeur est principalement pénalisée par la dégradation ou l'absence des annexes hydrauliques¹. En ce qui concerne les berges, nous observons que c'est leur mauvaise structure qui pénalise le plus la valeur de l'indice de ce compartiment.

Par contre, pour ce qui est de la végétation, à part quelques segments particuliers, la qualité et la quantité sont satisfaisants. Enfin, pour le lit mineur, c'est principalement le faciès d'écoulement et ensuite le substrat (lié fortement au faciès) qui pénalisent le plus l'indice « lit mineur ». En effet, sur l'Eau d'Heure, il est courant de rencontrer des zones de faciès d'écoulement assez homogènes (type « plat lent) avec la présence d'un fond de type colmatant et peu diversifié.

Pour terminer, nous avons calculé les coefficients de détermination entre les différents compartiments. Nous avons ainsi remarqué que le lit majeur est corrélé à l'indice partiel « berges » ($r^2=0,53$), mais pas du tout au lit mineur ($r^2=0,05$). Par ailleurs, les indices partiels « berges » et « lit mineur » ne sont pas corrélés entre eux ($r^2=0,04$). La présence d'un lit majeur de type urbanisé entraîne souvent la présence de berges bloquées et artificielles. De même, la présence d'un lit majeur en zone naturelle engendre souvent des berges naturelles de bonne qualité. Par contre, un lit mineur en zone urbaine peut être très diversifié tout en ayant des berges artificialisées. En ce qui concerne l'indice global, la présence d'un lit majeur de type « urbanisé » entraîne souvent des valeurs d'indice de moyenne voire de médiocre qualité.

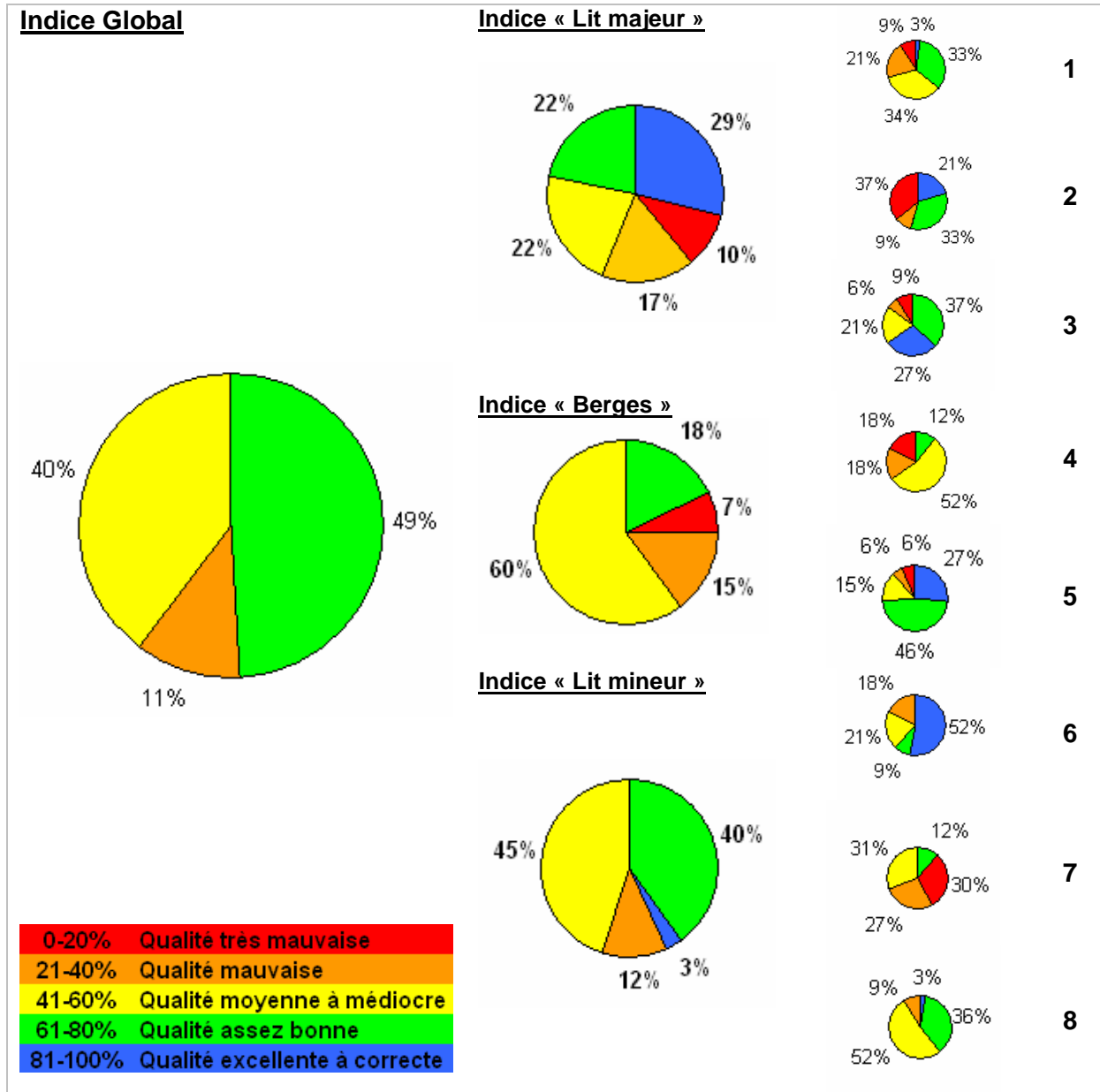
4. Actions prioritaires et impact sur l'indice global

L'utilisation de la méthode QUALPHY nous a fourni des valeurs d'indices forts utiles dans une optique d'amélioration voire de restauration de la qualité écologique du milieu. Nous reprenons ci-dessous une liste non exhaustive des actions utiles à entreprendre pour améliorer la qualité physique de l'Eau d'Heure et nous évaluerons leurs impacts sur les valeurs d'indices QUALPHY. Les indices de qualité obtenus pour les différents compartiments de l'Eau d'Heure (lit majeur, berges et lit mineur) mettent en évidence les segments où il est nécessaire d'intervenir prioritairement, en montrant clairement le facteur ou le groupe de facteurs qui pénalise le plus le fonctionnement naturel du cours d'eau. Ces propositions d'actions doivent ensuite être précisées sur le terrain et nécessitent une étude de faisabilité technique, foncière et financière.

¹ Modifiées, perturbées ou supprimées suite à la construction du chemin de fer qui est présent le long de l'Eau d'Heure.

L'interface du logiciel QUALPHY permet de modifier la valeur des intrants. De cette manière, il est possible d'observer l'impact de tout changement positif (= simulation) sur la valeur de l'indice global. En partant de ce principe, nous avons entrepris trois simulations. La première concerne la diminution de l'impact des obstacles à la libre circulation sur l'ensemble du tracé de l'Eau d'Heure (figure 5). La deuxième s'intéresse à la restauration des berges et de la ripisylve sur certains segments altérés (figure 6). Enfin, la troisième concerne un changement majeur d'occupation du sol sur certains segments particuliers.

Tableau 2 : Représentation arborescente de l'indice global, des indices partiels et des sous indice (1 = occupation du sol, 2 = annexes hydrauliques, 3 = inondabilité, 4 = structure, 5 = végétation, 6 = hydraulique, 7 = faciès et 8 = substrat)



Au final, pour ces trois simulations, nous obtenons un gain net de + 3,6% pour l'indice global sur l'ensemble de la masse d'eau. Ces simulations illustrent clairement les gains qu'il est possible d'obtenir en ciblant les actions sur des problèmes majeurs.

Dans le cas étudié, l'indice global final passerait de 56% à 59,7%, c'est-à-dire tout près de la limite de qualité « assez bonne ». En agissant de manière concertée sur des problèmes de ripisylve absente ou mal structurée, de berges bloquées ou piétinées et même de changement d'occupation du sol (privilégier les prairies aux cultures, enlever les plantations artificielles, etc.), nous observons que l'atteinte du bon état physique est possible.



Figure 5 : Obstacle infranchissable à la libre circulation des poissons présents à Thy-le-Château



Figure 6 : Piétinement et absence de ripisylve à Mont-sur-Marchienne.

5. Perspectives

Lien entre hydromorphologie et biologie

Dans la politique commune d'évaluation de la qualité écologique des masses d'eau de surface, la Directive Cadre sur l'Eau privilégie l'évaluation de la qualité biologique à celle de la qualité hydromorphologique. Or, cette dernière sous-tend la qualité biologique. Il serait donc intéressant de déterminer et de caractériser le lien qui existe entre ces deux éléments de la qualité en évaluant la qualité biologique sur les segments déterminés dans ce travail.

Etude des variations de débits

Des études menées dans d'autres pays suggèrent que la régulation des débits liée à l'écrêtage des crues ou à l'hydroélectricité, ont un impact sur la qualité biologique en aval des réservoirs. Pour l'Eau d'Heure, il serait utile de conduire une étude dans ce sens.

Gestion des inondations

L'utilisation de nos résultats et du logiciel QUALPHY permettrait aux gestionnaires des cours d'eau de prévoir l'impact des aménagements de lutte contre les inondations sur l'indice QUALPHY. Tout l'intérêt de l'utilisation de la méthode QUALPHY dans ce cas pourrait être d'observer si au final le gain réalisé par la restauration des écosystèmes aquatiques en zone rurale (ralentissement des eaux) est suffisant pour combler la perte due aux aménagements en zone urbaine (accélération des eaux).

Plans de gestion

Une évaluation complémentaire de la qualité hydromorphologique des affluents de l'Eau d'Heure serait également intéressante car ils sont souvent de mauvaise qualité physique. Ceux-ci sont importants pour la reproduction de certaines espèces de poissons dont la truite et le chabot (espèce Natura 2000).

Préservation et protection de sites

Aucune zone à proximité immédiate de l'Eau d'Heure ne fait l'objet d'une quelconque préservation et/ou protection. Nous pensons que l'Eau d'Heure devrait faire l'objet d'un inventaire biologique en complément de notre inventaire physique afin d'identifier les zones à haut potentiel biologique en vue de les préserver voir de les restaurer.

6. Conclusion

L'objectif principal de cette étude est d'appliquer la méthodologie QUALPHY à la rivière Eau d'Heure. L'interprétation des résultats nous a permis d'évaluer la qualité hydromorphologique de la rivière qui est globalement « moyenne à médiocre ». Même si certains segments présentent une qualité « assez bonne », la traversée de nombreux villages réduit fortement la valeur de l'indice à ces endroits. C'est surtout la zone amont, correspondant au type 2, qui pénalise le plus la valeur de l'indice global. Dans cette partie, la présence d'un lit mineur rectifié, d'un lit majeur urbanisé et de berges bloquées limite fortement la qualité de l'indice global. Ailleurs, les valeurs d'indice obtenues permettent de mettre en avant les zones de qualité « assez bonne » ainsi que les zones particulières de qualité « mauvaise » où les indices partiels (lit majeur, berges et lit mineur) atteignent parfois une qualité « très mauvaise ».

L'utilisation, *in fine*, de ces résultats et du logiciel QUALPHY est intéressante comme outil d'aide à la décision pour le gestionnaire du cours d'eau. En effet, les valeurs d'indice le renseignent sur les compartiments et les segments les plus altérés qui seront prioritaires dans les plans d'action prévus pour atteindre le bon état écologique. De plus, le logiciel QUALPHY, grâce son interface, permet de modifier des groupes de pa-

ramètres, permettant ainsi d'observer l'impact dans le temps et l'espace de tout changement virtuel entrepris sur le cours d'eau. Malgré les priorités d'action que nous avons définies, le choix devra se faire en fonction des différents enjeux relatifs au cours d'eau et à ses usagers, tout en n'oubliant pas l'objectif principal d'atteinte du bon état. Les actions seront entreprises pour améliorer la qualité globale de l'Eau d'Heure, en prévenant tout risque de dégradation supplémentaire.

Le diagnostic que nous avons réalisé permet d'entrevoir des perspectives intéressantes qui vont toutes dans un but commun de restauration et de préservation de la qualité hydromorphologique de l'Eau d'Heure.



Figure 7 : Zone de « bonne qualité » physique sur l'Eau d'Heure (Jamioulx-Beignée)

7. Bibliographie

- AGENCE DE L'EAU RHIN MEUSE, 1998. Typologie des cours d'eau du bassin Rhin Meuse. Compléments et consolidation, 62 p.
- AGENCE DE L'EAU RHIN MEUSE, 2000. Notice d'utilisation de la fiche description du milieu physique, 38 p.
- AGENCE DE L'EAU RHIN MEUSE & ONF, 2002. Qualité du milieu physique de la ZEMBS, 19 p.
- BRIGNON, 2004. Les modèles pressions/impacts pour la Directive Cadre Eau : Bilan des outils actuellement utilisés et des besoins futurs. Ministère de l'Ecologie et du développement durable - Unité Modélisation et Analyse Economique pour la gestion des risques (MECO) - Direction des Risques Chroniques *DRC Rapport*, 42 p.
- COGELS, MOY & GUYON, 2004. Caractérisation du milieu physique des cours d'eau. PIRENE- Département en Sciences et gestion de l'environnement - Arlon Rapport final, 114, p.
- COHEN, 1998. Régionalisation de l'habitat physique du poisson. Approche multi-scalaire et application au bassin de la Loire, France. Université Claude Bernard, Lyon *Thèse de doctorat*, 266 p.
- CUPP, 1989. Stream corridor classification for forested lands of Washington. Washington Forest Protection Association - Olympia, Washington, USA, 24 p.
- DELVINGT, GILLET & MONTOSY, 1989. Etude des déversements en salmonidés dans les rivières du Hainaut au sud de la Sambre de 1984 à 1989, 14 p.
- DEMORTIER, 2007. La définition du bon état et mise en oeuvre du programme de surveillance des eaux de surface dans le cadre de la DCE - L'approche française, *Agence de l'Eau Rhin Meuse*, 24 p.
- DIREN, ONF & AERM, 2002. Qualité du milieu physique des affluents de la Zorn. Réseau d'Intérêt Départemental du Bas-Rhin, 53 p.
- DIREN ALSACE & AGENCE DE L'EAU RHIN MEUSE, 2002. Qualité du milieu physique de la Mossig. Campagne 2002-2003, 50 p.
- DIREN BAS-RHIN & AGENCE DE L'EAU RHIN MEUSE, 1999. Qualité du milieu physique Rhin Tortu et Affluents. Campagne 2002, 35 p.
- DIREN LORRAINE & AGENCE DE L'EAU RHIN MEUSE, 1999. Evaluation de la qualité physique de la Nied Réunie. Campagne 1999-2000, 33 p.
- DIREN LORRAINE & AGENCE DE L'EAU RHIN MEUSE, 2001. Qualité du milieu physique de la Fensch, 25 p.
- GALOUX & DELVAUX - MRW – DGRNE, 1991. Fichier écologique des essences. *Environnement* Tome I et II, 45 p.
- GUYON, COGELS & VANDERBORGHT, 2006. Développement et application d'une méthodologie d'évaluation globale de la qualité hydromorphologique des masses d'eau de surface définies en Région wallonne. ULg - Département en Sciences et gestion de l'environnement - Arlon Rapport final, 75 p.
- GUYON, MOY & VANDERBORGHT, 2005. Evaluation de la qualité hydromorphologique des masses d'eau définies en région wallonne Adaptation de la méthodologie QUALPHY et mise au point d'un système d'évaluation de la qualité hydromorphologique des masses d'eau de surface en région wallonne. Convention Etude Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'environnement/Observatoire des Eaux de surface – Aquapôle / ULg Campus d'Arlon Rapport final, 68 p.

- HENNEBERT, 1948. Notice explicative de la carte géologique de Belgique au 1/25.000, 55 p.
- HUET, 1949. Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes 1 1 (3-4), 345–351.
- IGRETEC, 2006. Contrat de Rivière Sambre et Affluents. Programmation 2006-2008, 107 p.
- JUND, PAILLARD, FROSSARD, LACHAT, SAUCY & JOST, 2000. Guide de la végétation des bords des cours d'eau Rapport général, 54 p.
- MALAVOI, 1998. Détermination de l'espace de liberté des cours d'eau. *Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée - Corse Guide technique numéro 2*, 42 p.
- MET - Direction Générale des Voies Hydrauliques, 1997. Quand les barrages prennent l'Eau d'Heure. *Les cahiers du MET*, 7^{ème} cahier, 68 p.
- MINISTERE DE LA REGION WALLONNE, 2005. Etat des lieux du sous-bassin de la Sambre. Description générale des caractéristiques du sous-bassin, 55 p.
- MINISTERE DE LA REGION WALLONNE – Direction Générale de l'Aménagement du territoire, 1988. Occupation des sols du sous-bassin de la Sambre .
- PARLEMENT EUROPEEN ET CONSEIL EUROPEEN, 2000. Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. *Journal Officiel*.
- PARLEMENT EUROPEEN ET CONSEIL EUROPEEN, 2001. Modification de la Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. *Journal Officiel* L331 décision n°2455/2001/CE.
- PARLEMENT EUROPEEN ET CONSEIL EUROPEEN, 2005. Circulaire DCE n°2 005-12 du 28 juillet 2005 relative à la définition du « bon état » et à la constitution des référentiels pour les eaux douces de surface, en application de la directive européenne 2000/60/DCE du 23 octobre 2000 ainsi qu'à la démarche à adopter pendant la phase transitoire (2005-2007). *BOMEDD* n°5/19.
- PELLA, WASSON & SOUCHON, Non daté. Caractérisation des vallées alluviales. Cemagref Département Gestion des Milieux aquatiques - UR Biologie des Eco- systèmes Aquatiques - Laboratoire d'Hydro écologie Quantitative, Rapport final, 57 p.
- RADOUX, 2005. Distance perpendiculaire points lignes. Département des Sciences du milieu et de l'aménagement du territoire - MILA - UCL.
- REY-DEBOVE & REY, 1995. *Nouvelles éditions du Petit Robert. Dictionnaire alphabétique et analogique de la langue française*, 2551 p.
- RESEAU SUISSE POISSONS EN DIMINUTION, 2004. Sur la trace du déclin piscicole. *Rapport final Fischnetz*, 188 p.
- VAN BRUSSEL, 2005. Evaluation de la qualité physique des cours d'eau a` l'aide de l'outil QUALPHY - Etude de cas appliquée au Bocq. Université Catholique de Louvain - Maison wallonne de la pêche, 89 p.
- VANDEN BOSSCHE, 2005. Evolution la qualité biologique et écologique des cours d'eau de Wallonie de 1990 à 2002. Ministère de la région wallonne, Direction générale des Ressources naturelles et de l'environnement, Centre scientifique de Gembloux, Affiche.

Evaluation de la qualité physique des cours d'eau avec QUALPHY, étude de cas appliquée au Bocq

VAN BRUSSEL Sofie¹, ROLLIN Xavier^{1,2}, HECQ Benoît^{1,2}

¹ Unité des Eaux et Forêts – UCL – Louvain-la-Neuve,
sofievancouver@gmail.com

² Maison wallonne de la pêche ASBL – Namur
rollin@maisondelapeche.be

1. Introduction

En Europe, la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) a été instaurée pour gérer durablement les ressources en eau et leurs écosystèmes. Les Etats membres doivent atteindre le « bon état général » pour l'ensemble de leurs masses d'eau naturelles d'ici 2015. Celui-ci est atteint si les états écologique et chimique satisfont au moins au critère du « bon état ». L'**hydromorphologie**, qui intervient dans l'évaluation de la qualité écologique des cours d'eau, conditionne la qualité biologique, prioritaire dans la détermination de l'état écologique.

La présente étude s'est intéressée au Bocq, de sa confluence avec le Petit Bocq jusqu'à sa confluence avec la Meuse (masse d'eau MM30R à la figure 1), soit une longueur totale de 23 km.

L'ensemble de l'étude est disponible gratuitement en ligne sur www.maisondelapeche.be à la rubrique « Restauration des milieux ».

2. Méthode QUALPHY

De manière à répondre positivement aux obligations de la DCE, plusieurs nouveaux outils sont développés au niveau européen. Pour la composante physique de l'évaluation de l'état des masses d'eau, les méthodes développées permettent d'évaluer la qualité physique des cours d'eau pour mettre sur pied des plans de gestion de l'eau et d'amélioration des cours d'eau et de leur écosystème à l'échelle du sous-bassin et du district. Développée en France par l'Agence Rhin-Meuse (2000a, 2000b ; 2002), QUALPHY répond à la plupart des exigences de la DCE. Elle permet de déterminer le degré d'altération physique du cours d'eau par rapport à son état de référence en tenant compte de son type géomorphologique. Cette méthode est largement utilisée en France et en Région wallonne pour répondre aux obligations de la DCE ; néanmoins, en Wallonie, cette méthode a été simplifiée pour permettre un premier diagnostic rapide des masses d'eau wallonnes, et s'inscrire ainsi dans le calendrier de la DCE.



Figure 1 : Masses d'eau de surface du sous-bassin de la Meuse (amont). Source: MRW-DGRNE. Observatoire des Eaux de surface, 2004.

L'application et l'utilisation de l'outil QUALPHY se déroulent en quatre phases que nous résumons ci-dessous :

- la typologie : la première phase nécessite de définir la typologie du cours d'eau en rapport avec son fonctionnement et sa dynamique pour comparer le cours d'eau à son type géomorphologique de référence (typologie nationale).
- le découpage : cette phase consiste en une sectorisation du cours d'eau en tronçons et ensuite en segments homogènes sur la base de critères géomorphologiques et anthropiques.
- l'inventaire : il s'agit des visites de terrain. Pour chaque segment déterminé il est impératif de renseigner sur la fiche les 40 paramètres importants observés sur le terrain qui permettent de décrire le lit mineur, le lit majeur et les berges.
- le traitement informatique : l'utilisation du logiciel QUALPHY qui calcule les indices à partir des 40 paramètres de l'inventaire en les pondérant en fonction de la typologie du cours d'eau (tableau 1).

Tableau 1 : Classification des indices et leur signification (Agence de l'Eau Rhin Meuse, 2002).

Indice	Classe de qualité	Signification
81-100%	Qualité excellente à correcte	Le segment est proche de son état hydrogéomorphologique de référence.
61-80%	Qualité assez bonne	Le segment a subi une pression anthropique modérée qui l'éloigne légèrement de son état de référence. Il conserve toutefois une bonne fonctionnalité et offre les habitats physiques nécessaires au développement d'une faune et d'une flore diversifiée.
41-60%	Qualité moyenne à médiocre	Le segment s'éloigne assez fort de son état de référence. Il a subi de nombreuses interventions et son fonctionnement perturbé se stabilise.
21-40%	Qualité mauvaise	Milieu très perturbé. Des altérations d'origine anthropiques altèrent les trois compartiments du cours d'eau. La fonctionnalité naturelle du cours d'eau est très diminuée et la disponibilité des habitats physiques est faible.
0-20%	Qualité très mauvaise	Milieu totalement artificialisé ayant perdu son fonctionnement et son aspect naturel.

Ces valeurs d'indices renseignent l'état de dégradation de l'ensemble des segments par rapport à leur type géomorphologique de référence. Un indice de 0% correspond à une dégradation maximale et un indice de 100% correspond à une dégradation nulle.

3. Résultats

3.1 Typologie du bassin versant du Bocq

Partie amont : cette partie s'étend de la source du Bocq jusqu'à sa confluence avec le Petit Bocq. Elle correspond à un cours d'eau d'énergie moyenne à forte des collines et plateaux sur schistes, phyllades et calcaires (Type 5ter de la typologie définie en Région wallonne, figure 2). Ce type correspond à un cours d'eau de collines argilo limoneuses (T6bis) dans la typologie de l'Agence d'Eau Rhin Meuse et correspond à des zones d'incision collinéenne limitées dans l'espace. Sur le terrain, la vallée présente une forme en V ouvert, la pente du lit est moyenne à très faible, le substrat est colmaté et l'écoulement est du type mouille radier ou plat courant.



Figure 2 : Zone amont caractéristique du type déterminé (T 5ter).

Partie aval : cette zone s'étale de la confluence avec le Petit Bocq jusqu'à la Meuse. Elle constitue la zone d'étude proprement dite et correspond à un cours d'eau à énergie moyenne à forte des vallées encaissées en U (Type 2 de la typologie définie en Région wallonne, (figure 3). Ce type correspond à un cours d'eau de moyenne montagne (T2) dans la typologie de l'Agence de l'Eau Rhin Meuse et se caractérise par un fond de vallée alluviale dont la texture grossière des matériaux ne permet pas la mise en culture. La vallée prend une forme en « U » caractéristique et la pente du lit est moyenne à forte. Le substrat est majoritairement constitué de cailloux grossiers (jusqu'à 20 cm de diamètre), avec des blocs dispersés. Les écoulements observés dans cette partie sont une succession de « radiers et de plats courants ». Ce type présente une transition entre les phases de production et les phases de dépôt plus marquées.



Figure 3 : Zone aval représentative du type déterminé (T 2).

3.2 Découpage

Lors de cette étape, nous avons obtenu au final 7 tronçons et 24 segments homogènes. (voir figure 4).

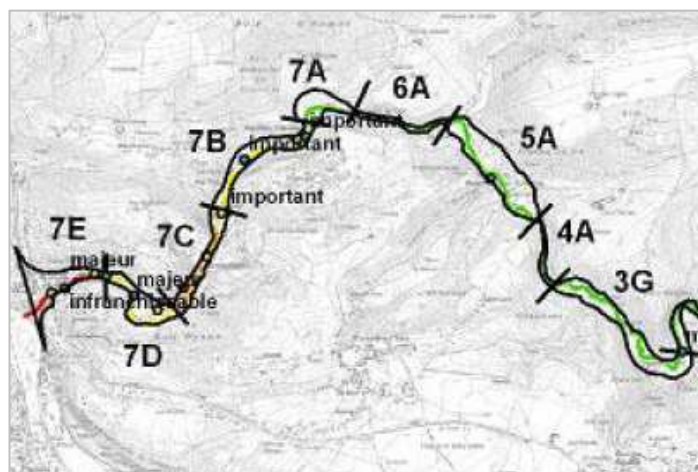


Figure 4 : Exemples du découpage en tronçons et en segments homogènes (segments 3G à 7E).

Sur cette figure, nous observons que le segment 5A présente un lit majeur plus large que les segments 4A et 6A. D'autres critères géomorphologiques non visibles sur cette figure ont permis de confirmer la délimitation de ce segment (territoire écologique, pente de lit mineur, etc.).

3.3 Valeurs d'indices

La figure 5 illustre l'évolution de la valeur de l'indice global de QUALPHY d'amont en aval dans chaque segment de l'étude. On y observe également l'évolution des indices correspondant aux trois compartiments du cours d'eau (indices partiels « lit majeur », « berges » et « lit mineur »). A l'échelle de la masse d'eau (indices pondérés en fonction du linéaire concerné) l'indice global est de 57% et les indices partiels « lit majeur », « berges » et « lit mineur » respectivement de 59, 56 et 56%. Ces résultats correspondent à un niveau de qualité « moyen à médiocre ».

Selon ces résultats, 51% du linéaire étudié présente une « qualité assez bonne », 34% du linéaire se marque par une « qualité moyenne à médiocre », 12% par une « qualité mauvaise » et 3% par une « qualité très mauvaise ». Néanmoins, quand on tient en compte de l'indice partiel du compartiment le plus pénalisé pour chacun de ces segments, seulement 25% du linéaire a une « qualité assez bonne », tandis que 51% est de « qualité moyenne à médiocre », 8% de « qualité mauvaise » et 15% de « qualité très mauvaise ». L'indice global est inférieur à 40% dans les deux zones de captage, à l'emplacement d'un pertuis, à la carrière de Dapsens et au centre d'Yvoir.

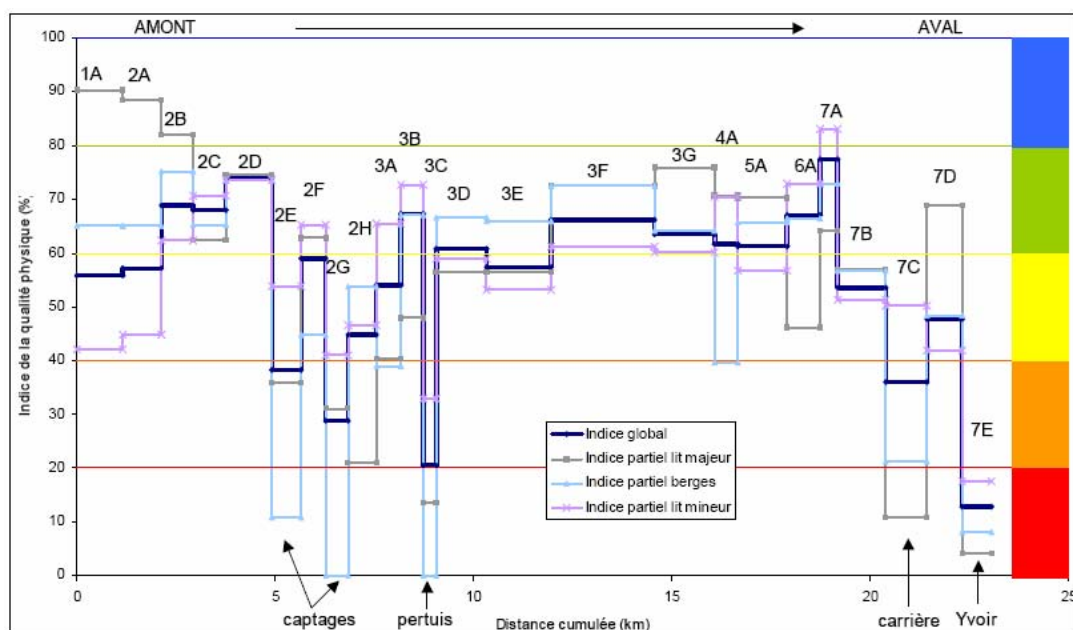


Figure 5 : Indices de qualité physique globaux et partiels par segment. Les classes de qualité sont indiquées : 0 - 20% = très mauvaise, 21 - 40% = moyenne à médiocre, 61 - 80% = assez bonne et 81 – 100 % = excellente.

Enfin, le tableau 2 présente les résultats des indices partiels et de sous-indices, obtenus pour chaque segment.

Tableau 2 : Indice global et sous indices de qualité obtenus par segment.

Les classes de qualité sont indiquées :

0 - 20% = très mauvaise, 21 - 40% = moyenne à médiocre, 61 - 80% = assez bonne et 81 – 100 % = excellente.

Code	Longueur segment (m)	Indice global	Indice partiel le plus pénalisant	Sous-indice le plus pénalisant	Lit majeur	Occupation	Annexes hydrauliques	Inondabilité	Berges	Structure	Végétation	Lit mineur	Hydraulique	Facies	Substrat
1A	1155	56	42	16	90	84	100	100	65	74	36	42	84	16	20
2A	977	57	45	30	88	81	100	100	65	74	36	45	53	30	49
2B	805	69	62	47	82	81	68	100	75	82	50	62	82	47	55
2C	826	68	62	44	62	58	68	68	65	71	44	71	84	65	62
2D	1137	74	74	65	74	78	68	68	74	74	72	74	85	69	65
2E	763	38	11	10	36	35	31	21	11	10	14	54	84	44	30
2F	607	59	45	39	63	59	68	68	45	46	39	65	82	65	49
2G	579	29	0	0	31	45	31	21	0	0	0	41	84	15	18
2H	700	45	21	0	21	23	31	0	54	60	34	47	35	47	58
3A	614	54	39	21	40	23	68	68	39	44	21	65	57	65	75
3B	579	67	48	21	48	62	31	21	67	71	54	73	94	73	50
3C	314	21	0	0	14	22	0	0	0	0	0	33	82	0	9
3D	1265	61	57	31	57	62	31	68	67	71	52	59	51	65	62
3E	1631	57	53	31	57	62	31	68	66	71	49	53	31	69	63
3F	2594	66	61	51	73	75	68	68	73	76	59	61	51	87	51
3G	1520	64	60	41	76	71	68	100	64	71	41	60	65	65	51
4A	596	62	40	37	71	72	68	68	40	37	49	71	89	62	58
5A	1252	61	57	47	70	71	68	68	66	71	49	57	61	47	60
6A	820	67	46	21	46	46	68	21	66	71	50	73	94	73	51
7A	452	77	64	59	64	62	68	68	73	77	59	83	96	69	81
7B	1186	54	51	43	57	50	68	68	57	61	43	51	53	47	53
7C	1058	36	11	0	11	7	31	0	21	21	22	50	57	44	49
7D	867	48	42	28	69	69	68	68	48	54	28	42	37	30	56
7E	746	13	4	0	4	7	0	0	8	10	1	17	34	0	15

Comme il s'agit des valeurs moyennes par segment, les indices de qualité ne peuvent être traduits directement en propositions de gestion bien localisées dans l'espace. Mais ils constituent un premier diagnostic par segment (homogène) du degré de dégradation physique du milieu. Ainsi, l'outil QUALPHY peut, en synergie avec des études visant la qualité physicochimique et biologique de ces cours d'eau, préparer, encadrer et orienter des recherches plus détaillées. Les indices obtenus par segment ont été moyennés en fonction des linéaires concernés pour chaque segment afin d'obtenir des valeurs moyennes pour la masse d'eau étudiée.

4. Comparaison avec la méthode simplifiée

La confrontation de ces indices de qualité moyennés à l'échelle de la masse d'eau avec ceux obtenus par « la méthodologie d'évaluation de la qualité hydromorphologique des masses d'eau définies en Région wallonne » (protocole simplifié de QUALPHY, Guyon *et al.* 2005), a fait apparaître une discordance entre les résultats obtenus par les différentes méthodes. Contrairement à QUALPHY complet qui classe la masse d'eau étudiée dans les cours d'eau de « qualité moyenne à médiocre », la méthode simplifiée a abouti à un indice de qualité hydromorphologique de seulement 17,1%, ce qui classe la masse d'eau dans la catégorie « qualité très mauvaise ». Cette pénalisation est liée au nombre d'obstacles qualifiés d'infranchissables et de « majeurs » présents sur le linéaire du Bocq (figure 6).



Figure 6 : Obstacle à la libre circulation des poissons présent sur le Bocq.

Même s'il s'agit ici de deux méthodologies aux objectifs spécifiques dont les résultats ne sont pas facilement comparables de manière simple et univoque, on peut malgré tout douter de la capacité de l'outil QUALPHY de tenir compte correctement des perturbations provoquées par la présence d'obstacles à la libre circulation des poissons.

Dans ce cadre, une étude ciblée sur la répartition spatiale des obstacles à l'échelle du contexte piscicole paraît à l'avenir incontournable, étude qui devrait déboucher sur une nouvelle manière de prendre en compte les obstacles avec QUALPHY. Finalement, la méthode QUALPHY gagnerait sûrement à intégrer ce facteur dans le calcul du sous-indice « hydraulique ».

5. Conclusion

Globalement, l'évaluation de la qualité physique avec QUALPHY semble performante et plus précise qu'avec le protocole « simplifié » de QUALPHY, étant donné que les indices de qualité physique obtenus par segment permettent de mettre en évidence des zones de perturbations (figure 7) et des zones proches de l'état naturel (figure 3), ainsi que les compartiments les plus touchés. En effet, ce sont surtout les indices partiels et les sous-indices obtenus pour chaque segment qui conduisent à identifier les segments affectés par les diverses perturbations anthropiques. Néanmoins, le protocole « simplifié » de QUALPHY permet une évaluation beaucoup plus rapide de la qualité hydromorphologique à l'échelle de la masse d'eau, l'inventaire de terrain n'étant pas nécessaire.

En ce qui concerne la méthode QUALPHY, on a pu constater un certain degré de subjectivité dans l'estimation des paramètres sur le terrain et la longueur des segments peut influencer les indices obtenus. Néanmoins, quelques spécifications sur la définition de certains termes et sur leur estimation sur le terrain, combiné à une étude préliminaire pertinente, résoudront la plupart des difficultés.

Même si la longueur minimale des segments d'inventaire n'est pas explicitement fixée dans la notice d'utilisation de la méthode, la longueur moyenne proposée pour les segments (3 km) indique que QUALPHY ne s'applique pas à une échelle trop petite. Par conséquent, les indices de qualité ne peuvent pas directement être traduits en propositions de gestion bien localisées dans l'espace. Cependant, ils constituent un premier diagnostic de l'état de dégradation physique du milieu aquatique, à la base d'un plan de gestion. Finalement, l'outil QUALPHY permet de suivre l'évolution d'un milieu dans le temps et d'apprécier ainsi l'effet des actions de restauration effectuées (Guyon *et al.*, 2003a).



Figure 7 : Zone anthropisée de la "Sainte Catherine" (captage d'eau).

6. Remerciements

Les auteurs remercient vivement le Dr. F. Guyon (ULg) pour son aide très précieuse dans l'acquisition de la méthode QUALPHY et ses multiples conseils pertinents. Ils remercient également le Prof. Dr. F. Devillez pour son aide dans la reconnaissance des plantes invasives et le Dr. P. Gérard (CRNFB-MRW) pour ses

critiques constructives. Enfin, les auteurs remercient messieurs L.-M. Petiau et B. de le Court (DCENN – MRW) pour l'accès aux données numériques.

7. Bibliographie

AGENCE DE L'EAU RHIN-MEUSE, 2000a. Fiche de description du milieu physique. 8 p.

AGENCE DE L'EAU RHIN-MEUSE, 2000b. Notice d'utilisation de la fiche « description du milieu physique ». 38 p.

GUYON F., COGELS X. & VANDERBORGHT P., 2003. Application d'un outil d'évaluation de la qualité physique des cours d'eau en Région wallonne – Modèle QUALPHY, Validation de la méthode dans le bassin de la Semois, Rapport Final, Fondation Universitaire Luxembourgeoise et Direction des Cours d'Eau Non Navigables, Arlon, 141 p.

GUYON F., MOY J., COGELS X. & VANDER BORGHT P., 2005. Evaluation globale de la qualité hydromorphologique des masses d'eau définies en Région wallonne – Adaptation de la méthodologie QUALPHY et mise au point d'un système d'évaluation de la qualité hydromorphologique des masses d'eau de surface en Région wallonne, Convention Etude Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement/Observatoire des Eaux de Surface Aquapôle/ ULg Campus d'Arlon, Rapport final, 68 p. + Annexes.

Etat phytosanitaire des principales essences ligneuses des milieux rivulaires

ABRAS Stéphane, CHANDELIER Anne, FASSOTTE Christiane,
BARBIER Jérôme, CAVELIER Marc

Département Lutte biologique et Ressources phytogénétiques,
Centre wallon de Recherches agronomiques – Gembloux
abras@cra.wallonie.be

1. Introduction

En Wallonie, d'après Mouchet (2004), les berges des cours d'eau possèdent un cordon rivulaire boisé dans 62% des cas. Ces essences ligneuses jouent un rôle indéniable dans l'écosystème de la rivière (aspect paysager, zone refuge pour les oiseaux, mammifères, insectes et poissons ...) et dans la stabilisation des berges. Le système racinaire des arbres permet la fixation et le maintien de celles-ci lors des inondations et des phénomènes d'érosion naturelle. La présence d'un cordon rivulaire est donc indispensable à l'équilibre de ce milieu. La maladie provoquée par *Phytophthora alni* décrite par Debruxelles et Chandelier (2007), affectant actuellement plus d'un quart des aulnes rivulaires, a suscité depuis 2004 la réalisation d'un état des lieux phytosanitaire généralisé visant les principaux genres ligneux qui participent à la stabilisation des berges. Cette surveillance phytosanitaire réalisée par Abras *et al.* (2005a, 2005b) en 2004 et 2005 a permis de réaliser un inventaire qualitatif des problématiques phytosanitaires importantes sur 17 genres ligneux rivulaires.

Depuis 2006, une caractérisation de l'état phytosanitaire limitée aux 4 principaux genres ligneux de la ripisylve et un inventaire quantitatif des maladies et ravageurs rencontrés sur ces espèces est en cours de réalisation. La mise en évidence de problèmes phytosanitaires nouveaux ou réurgents ainsi que l'information des gestionnaires des cours d'eau constituent des objectifs connexes à cette étude.

2. Méthodologie

Un réseau de surveillance phytosanitaire de 125 unités d'échantillonnage (figure 1) a été mis en place sur tout le territoire wallon à partir d'un réseau de monitoring existant réalisé par Debruxelles (2004). Le taux de sondage est de 0,15‰. Les quatre genres ligneux principaux de la ripisylve, à savoir les aulnes (*Alnus* spp.), les saules (*Salix* spp.), les frênes (*Fraxinus excelsior*) et les érables (*Acer* spp.), font l'objet d'observations suivies sur ces placettes d'inventaire. Sur chaque unité d'échantillonnage, pour chacun de ces 4 genres ligneux, seuls les 6 arbres les plus proches du centre de l'unité sont pris en considération. Le nombre maximum d'arbres pris en compte est donc de 24 arbres par placette. La largeur de la placette est fixée à 2 mètres à partir de la crête de berge. La longueur est variable en fonction de l'implantation des arbres les plus proches du centre de la placette, avec une valeur maximale fixée à 80 mètres.

Le nombre d'arbres n'est pas fixe mais fonction de la présence/absence des 4 genres ligneux principaux et de la dispersion de ceux-ci. Il est toujours compris entre 3 (limite inférieure fixée arbitrairement) et 24 arbres. La longueur moyenne (L_{moy}) d'une unité d'échantillonnage est de 38 mètres ($L_{max} = 80$ m et $L_{min} = 4$ m). Chaque placette est visitée deux fois chaque année (entre avril et juin et ensuite entre juillet et octobre).

Pour chaque arbre étudié, tous les symptômes foliaires, racinaires, sur troncs et sur rameaux sont relevés et un indice global d'aspect visuel lui est attribué (tableau 1). Celui-ci est destiné à fournir une estimation de l'état de santé des arbres évalués. Il se base uniquement sur des observations visuelles de symptômes.

Tableau 1 : Description de l'indice global d'aspect visuel associé à chaque arbre

Indice 1	Arbres sans symptôme (moins de 10% de dommages)
Indice 2	Arbres avec symptômes légers (entre 10 et 25% de dommages)
Indice 3	Arbres avec symptômes plus importants (entre 25 et 50% de dommages)
Indice 4	Arbres avec symptômes très importants (entre 50 et 75% de dommages)
Indice 5	Arbres dépérissants (plus de 75% de dommages)
Indice 6	Arbres morts (100% de dommages)

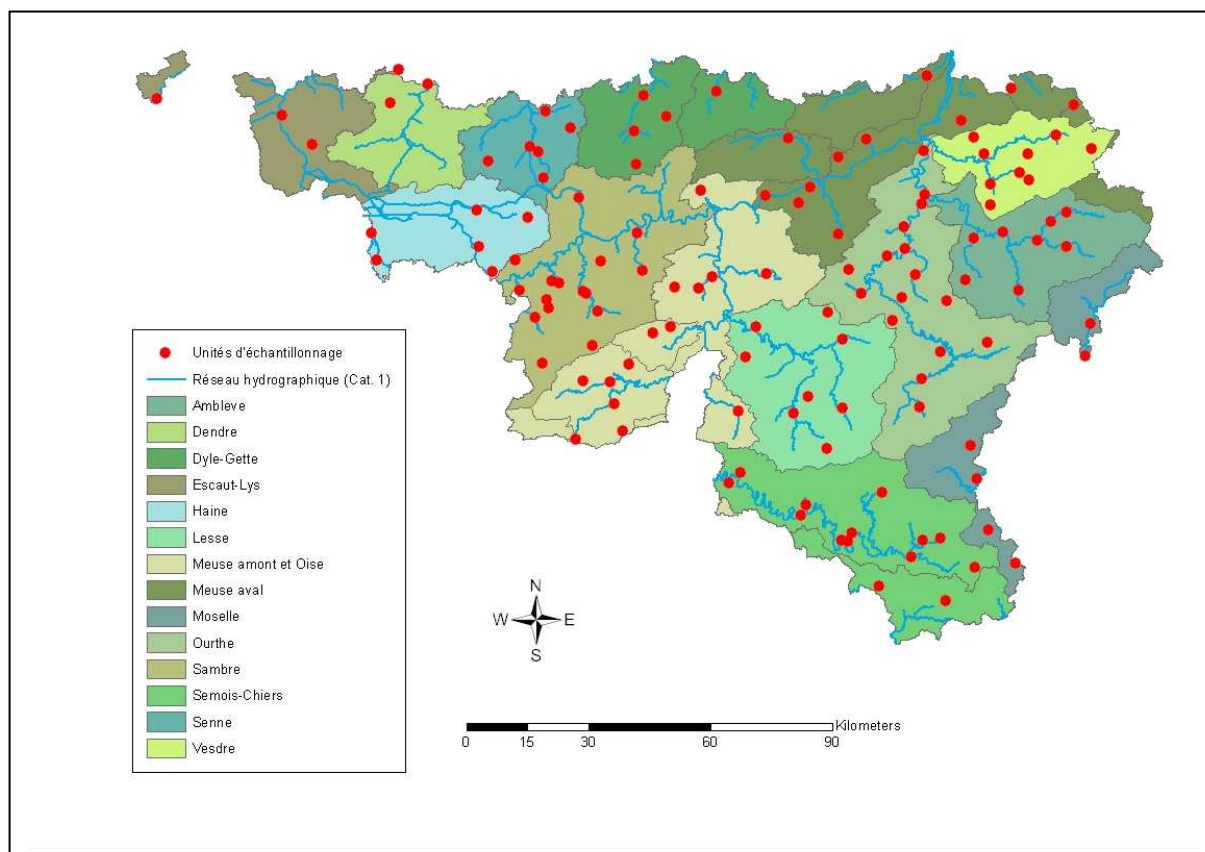


Figure 1 : Réseau de surveillance phytosanitaire

Le relevé des maladies et ravageurs présents sur les arbres est réalisé à chaque passage et assorti de prélèvements d'échantillons de tissus végétaux présentant des symptômes, de carpophores de champignons et d'arthropodes ravageurs. Les tissus et champignons collectés sont analysés en laboratoire à l'aide des techniques habituelles : observation à la loupe binoculaire ou au microscope, isolement et mise en culture en boîte de Pétri, incubation, analyse moléculaire (PCR). Les larves d'insectes sont élevées en chambre conditionnée jusqu'à l'obtention des adultes. Tous les insectes adultes récoltés sont montés sur aiguille, identifiés sous loupe binoculaire et classés en boîtes entomologiques. L'inventaire des maladies (champignons, bactéries) et ravageurs (insectes, acariens, mammifères) des ligneux rivulaires est alors intégré dans une base de données.

3. Résultats

3.1 Etat phytosanitaire

Au cours de l'année 2006, plus de 9000 observations de symptômes ont été réalisées sur 1231 arbres (554 aulnes, 227 saules, 225 frênes et 225 érables). Les indices d'aspect visuel sont présentés dans le tableau 2 et révèlent que plus de $\frac{3}{4}$ des arbres étudiés paraissent tout à fait normaux (indice 1). Seuls 5 à 6% des arbres présentent des symptômes très importants ou sont dépérissants voire morts (indices 4, 5, 6).

Tableau 2 : Indice global d'aspect visuel attribué à chaque arbre en 2006

	Aulnes	Saules	Frênes	Erables	Total
1 - Arbres sans symptôme	77,5%	56,1%	89,7%	91,5%	78,7%
2 - Arbres avec symptômes légers	12,7%	22,9%	3,1%	6,3%	11,2%
3 - Arbres avec symptômes plus importants	4,2%	11,2%	2,7%	0,9%	4,7%
4 - Arbres avec symptômes très importants	3,3%	7,6%	1,3%	0,9%	3,3%
5 - Arbres dépérissants	1,6%	0,9%	1,8%	0,0%	1,1%
6 - Arbres morts	0,7%	1,3%	1,3%	0,4%	1,0%

Les saules, dont seulement 56% des individus sont sans symptômes, ont l'état sanitaire le plus dégradé. Les causes principales de ce résultat sont : la présence de maladies et ravageurs divers (les armillaires

notamment) mais aussi les dégâts mécaniques causés par les crues ou par les pratiques sylvicoles (maintien de saules têtards). La position souvent en pied de berge et le port buissonnant des arbres favorisent ce type de dégâts. Les aulnes sont sans symptômes dans plus de 77% des cas. Les dommages sont provoqués principalement par la présence de *Phytophthora alni* qui entraîne le dépérissement des arbres atteints. Les frênes (90% des individus sains) et les érables (92% des individus sains) se montrent les genres ligneux les plus résistants aux agressions extérieures.

3.2 Agents pathogènes et insectes ravageurs les plus dangereux

Sur aulnes, *Phytophthora alni*, présent sur 25% des arbres étudiés, est le parasite primaire qui est responsable de la « maladie de l'aulne ». Il provoque à des niveaux d'intensité divers des nécroses suintantes sur les troncs et racines des individus atteints, un nanisme et un jaunissement des feuilles et un dégarnissement progressif des houppiers des brins infectés. En quelques années, les arbres malades vont dépérir. Les chrysomèles (Chrysomelidae) sont présentes sur 45% des aulnes. L'espèce la plus rencontrée et la plus dommageable est *Agelastica alni* dont les larves et les adultes causent au printemps et en été, parfois massivement, une défoliation des houppiers. La maladie des cloques de l'aulne, causée par *Taphrina tosquinetii*, affecte également 14% des individus. Elle provoque un débourrement retardé du feuillage, un gigantisme de certaines feuilles et la formation de cloques sur les limbes à partir du début de l'été. En fin de saison, les feuilles touchées chutent alors prématurément causant une perte de croissance pour l'arbre.

Sur saules, les chrysomèles (Chrysomelidae) sont présentes sur 53% des individus étudiés. Les larves de tenthrèdes (Tenthredinidae) causent également des dégâts sur 43% des arbres. Ces deux familles de ravageurs sont responsables de la défoliation parfois importante des saules dès l'apparition du feuillage. Des rouilles du genre *Melampsora* sont aussi observées sur 19% des arbres. A partir du milieu de l'été, la face inférieure des feuilles se couvre de petites pustules groupées de couleur jaune orangé. En automne, les feuilles atteintes chutent prématurément. Les saules fortement touchés subissent une perte de croissance.

Sur frênes, les charançons (Curculionidae) affectent 38% des arbres observés. Ils sont responsables de nombreuses morsures occasionnées sur les limbes du feuillage. Le charançon le plus fréquent est *Stereonychus fraxini*, souvent présent en masse. Chez 41% des frênes, les feuilles sont également affectées par *Psyllopsis fraxini* (Psyllidae). Les larves de ce psylle provoquent par leurs piqûres de nombreuses déformations de feuilles dont l'enroulement du bord des folioles, puis le jaunissement et le rougissement de celles-ci. Un miellat blanc est aussi déposé sur ces folioles. Ces attaques de charançons et de psylles qui débutent au printemps sont suivies parfois en fin d'été d'une chute importante du feuillage. *Phyllactinia guttata* est un oïdium présent sur 12% des frênes. Il cause le développement d'un feutrage blanchâtre à la face inférieure des folioles en fin d'été sur lequel des petites fructifications noires apparaissent ensuite. Ce champignon participe activement à la chute prématurée du feuillage.

Sur érables, 28% des individus étudiés présentent des symptômes d'anthracnose. Plusieurs agents cryptogamiques sont responsables de ceux-ci : *Petrakia echinota*, *Cristulariella depraedans*, *Aschochyta aceris*, *Gloeosporium apocryptum* et *Phyllosticta aceris*. Des taches nécrotiques apparaissent dès le début de l'été sur les limbes. Les feuilles se déforment progressivement et sèchent. A la fin de l'été, le feuillage chute précocement parfois entièrement et les érables en sont affaiblis. A partir de la fin du printemps, des galles du cynips *Pediaspis aceris* (Cynipidae) sont présentes sur 40% des arbres. Ces galles sèchent avant l'automne et engendrent la déformation du feuillage qui chute prématurément.

Sur les 4 essences étudiées, environ 3% des troncs présentent des traces d'armillaires (rhizomorphes, mycélium ou carpophores). Le tableau 3 présente les résultats pour chaque genre ligneux. Les outils de biologie moléculaire (PCR-RFLP) ont permis d'identifier quatre espèces en milieux rivulaires : *Armillaria mellea*, *Armillaria cepistipes*, *Armillaria borealis* et *Armillaria gallica*.

Tableau 3 : Taux d'infection par les armillaires des 4 genres ligneux

	<i>Alnus</i> spp.	<i>Salix</i> spp.	<i>Fraxinus</i> spp.	<i>Acer</i> spp.
Arbres infectés	1,4%	5,3%	3,6%	0,9%
Arbres sains	98,6%	94,7%	96,4%	99,1%

Ces armillaires sont responsables de la maladie du pourridié-agaric qui entraîne un dépérissement d'arbres sains ou déjà affaiblis. A la suite du développement sous l'écorce d'un réseau de palmettes de mycélium et/ou de rhizomorphes, des nécroses apparaissent sur les troncs infectés et un dégarnissement du houppier est visible. Une pourriture s'installe au niveau du système racinaire et l'arbre infecté subit une perte de stabilité.

4. Conclusion

L'état sanitaire global de la ripisylve wallonne apparaît satisfaisant. Cependant, les saules et les aulnes ont un aspect phytosanitaire plus dégradé que les frênes et les érables. L'origine des dommages observés est variable : facteurs environnementaux (climat, inondations), agents pathogènes (champignons, bactéries), ravageurs (insectes, acariens, mammifères) et facteurs humains (pollution, pesticides et engrais, dégâts d'abattage...). Certaines maladies comme celles causées par *Phytophthora alni* et *Armillaria mellea* sont responsables du dépérissement d'arbres rivulaires. Des insectes ravageurs comme les chrysomèles, les charançons et les tenthrèdes entraînent aussi des affaiblissements parfois importants. L'équilibre sanitaire des ligneux rivulaires est donc précaire et les gestionnaires des cours d'eau doivent rester attentifs à toute nouvelle problématique pouvant mettre en péril la stabilité des berges.

5. Bibliographie

ABRAS S., CHANDELIER A., FASSOTTE C., LISSARRAGUE J.-B., DEBRUXELLES N., DUFAYS E. & CAVELIER M., 2005. Phytosanitary monitoring of woody species from the banks of watercourses in Wallonia, *Parasitica* 61 (2-4), 69-80.

ABRAS S., FASSOTTE C., CHANDELIER A. & CAVELIER M., 2005. Guide visuel des principales maladies et ravageurs des essences ligneuses des milieux rivulaires, version provisoire – DGRNE/CRAW, 66 p., → téléchargeable sur <http://phytorive.cra.wallonie.be>

DEBRUXELLES N., CHANDELIER A., DUFAYS E., CLAESSENS H., CAVELIER M. & RONDEUX J., 2007. Le dépérissement de l'aulne en Wallonie, *Silva Belgica* 114/3, 2-5 et 114/4, 2-7.

DEBRUXELLES N., GRAUX G., DUFAYS E., LEJEUNE P., CLAESSENS H. & RONDEUX J., 2004. Guide méthodologique de l'inventaire des cours d'eau wallons en 2002 – *Note Technique Forestière de Gembloux* n°10, FUSAGx, 35 p.

MOUCHET F., DEBRUXELLES N., GRAUX G., DUFAYS E., AUGIRON K. & CLAESSENS H., 2004. Physionomie et composition des zones riveraines des cours d'eau de Wallonie, *Forêt wallonne* n°68, 2-7.

Le Plan de Gestion Piscicole de la Semois

CONJAERTS Colette ¹, NEDERLANDT Nicolas ², PEREZ Emmanuel ², ROSILLON Francis ²,

¹ Service de la Pêche – Ministère de la Région wallonne
c.conjaerts@mrw.wallonie.be

² Département des Sciences et Gestion de l'Environnement - Université de Liège – Arlon
f.rosillon@ulg.ac.be

1. Introduction

Le développement des activités anthropiques entraîne de profonds changements dans les écosystèmes naturels. Les milieux aquatiques n'échappent pas à cette réalité. Certains de ces écosystèmes aquatiques ou semi-aquatiques subissent des dégradations importantes compromettant considérablement le fonctionnement des processus biologiques naturels des espèces vivant dans ces milieux.

Le Plan de Gestion Piscicole du Bassin (PGPB) de la Semois est né de la volonté commune des partenaires transfrontaliers franco-belges responsables de la protection des milieux aquatiques et de la ressources piscicole, de préserver le patrimoine écologique du bassin de la Semois et de restaurer les fonctionnalités des habitats et des populations piscicoles là où elles sont dégradées.

Ce plan de Gestion Piscicole du bassin de la Semois s'inscrit dans le projet de contrat de rivière transfrontalier Semois / Semoy, soutenu par le programme opérationnel européen INTERREG III Wallonie / France / Vlaanderen (2002 – 2007). Les fédérations de pêche françaises et belges du bassin, les deux cellules de coordination du contrat de rivière transfrontalier Semois / Semoy ainsi que les services gestionnaires des cours d'eau et les services responsables de la gestion piscicole de part et d'autre de la frontière à savoir l'ONEMA (Office national de l'eau et des milieux aquatiques) en France et le Service de la pêche du Ministère de la Région wallonne qui participent à l'élaboration et au suivi de ce projet.

La présente contribution présente la méthodologie développée à l'échelle du bassin versant de la Semois/Semoy, qui devrait constituer les bases du modèle wallon de plan de gestion piscicole.

2. Enjeux du Plan de Gestion Piscicole du Bassin de la Semois/Semoy

Dans le cadre du bassin transfrontalier de la Semois/Semoy, les enjeux sont relatifs à la qualité de l'eau et à la diversité des peuplements piscicoles et de leurs habitats.

Les objectifs majeurs consistent à :

- mettre en relation les différents acteurs concernés par la gestion piscicole ;
- préserver les milieux aquatiques ainsi que leurs principaux habitants ;
- protéger les processus écologiques naturels (cycle de vie des poissons, reproduction, etc.) ;
- développer le loisir « pêche » en veillant à l'utilisation durable et raisonnable des ressources du milieu aquatique et en veillant à l'adéquation entre les populations piscicoles et les capacités des milieux ;
- veiller au maintien de la diversité génétique naturelle des espèces.

La gestion piscicole est vue dans un esprit patrimonial qui met en avant les actions de protection et de restauration du milieu aquatique afin de pérenniser la ressource piscicole. La philosophie générale du plan de gestion piscicole peut être résumée par la phrase suivante : « *Gérer, c'est adopter un projet commun* ».

La gestion piscicole a pour objet d'organiser les relations entre les pêcheurs et les poissons dans leur milieu. De plus, la gestion piscicole s'intègre dans une notion de gestion durable des milieux et des espèces. La restauration des milieux aquatiques n'a pas pour unique but d'améliorer la qualité de l'eau à des fins de consommation. C'est une volonté de l'ensemble des usagers de retrouver un environnement de bonne qualité et de le transmettre aux générations futures.

3. Méthodologie

La méthodologie des plans de gestion piscicole se base sur la concertation et la collaboration entre les différents acteurs du monde de la pêche : les pêcheurs, le Service de la Pêche, les gestionnaires des cours d'eau, les scientifiques... Ces acteurs s'organisent en comité de gestion piscicole de bassin.

Concrètement, les missions du comité de gestion sont :

- l'élaboration du Plan de Gestion Piscicole de Bassin (PGPB) comprenant :
 1. la définition des contextes piscicoles spécifiques et de leur(s) espèce(s) repère(s);
 2. l'approbation du diagnostic à l'échelle des contextes spécifiques ;
 3. la définition des mesures de gestion (programme d'actions).
- l'approbation des Plans de Gestion Piscicole de Parcours (PGPP) et la vérification de leur conformité avec le PGPB ;
- le suivi et l'élaboration des programmes d'action (PGPB et PGPP).

Cette méthode permet, grâce à la délimitation de contextes piscicoles et à la définition d'espèces repères, de planifier les priorités d'actions et apporte une vision prospective de la gestion piscicole.

Le contexte piscicole est la partie du réseau hydrographique dans laquelle une population de poissons fonctionne de façon autonome, en y réalisant les différentes phases de son cycle vital. Trois types de contexte sont définis : les contextes salmonicole, intermédiaire et cyprinicole.

Une espèce repère est une espèce présentant une bonne éco-sensibilité et représentative du peuplement de poisson étudié.

3.1 Structuration des entités de gestion piscicole à l'échelle du bassin

Avant de développer la méthode d'application concrète des différentes phases du plan de gestion piscicole, il convient d'organiser et de structurer les conditions de mise en œuvre de ce plan à travers les mécanismes d'application des orientations choisies au sein des différentes entités concernées par la gestion piscicole (figure 1).

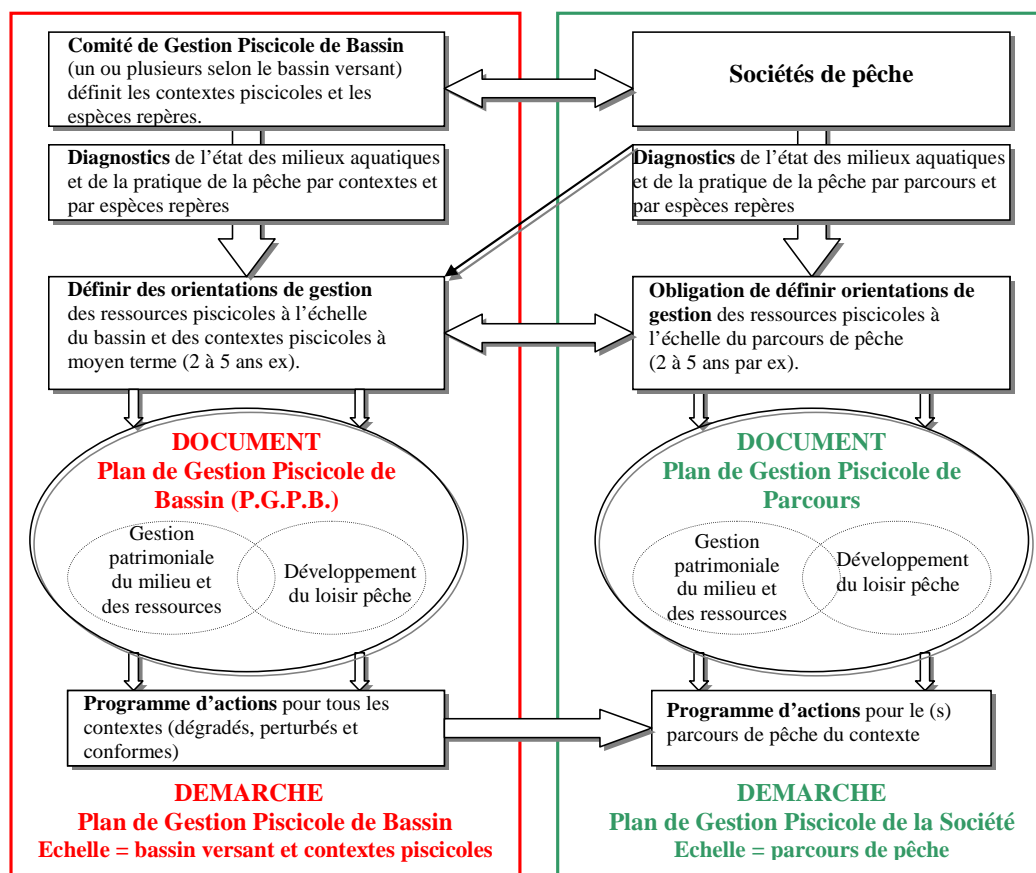


Figure 1: Proposition de structuration de la prise de décisions à l'échelle d'un bassin versant

3.2 Contextes piscicoles de la Semois

Une carte des contextes piscicoles du bassin de la Semois a été réalisée à l'aide du système d'information géographique Arcview (SIG) et grâce au recoupement de plusieurs types d'informations.

Ainsi ont été combinées les informations suivantes :

- l'inventaire des obstacles à la libre circulation du poisson (Denoël *et al.*, 2002) ;
- le découpage du bassin versant de la Semois en sous-bassins à l'aide d'un Modèle Numérique de Terrain (MNT). Ce découpage correspond en de très nombreux points avec le découpage réalisé par la Région wallonne dans le cadre de la définition des masses d'eau exigée par la Directive cadre européenne ;
- la zonation piscicole théorique : il s'agit de la sectorisation des cours d'eau en fonction du type de communauté de poissons que l'on y trouve. Ce concept, défini en 1949 par un chercheur nommé Huet, distingue notamment les zones à truite, à ombre, à barbeau, à brème, en fonction de la pente et de la largeur des cours d'eau. Les pentes et les largeurs de cours d'eau ont été encodées par F. Guyon (2003) ;
- la connaissance du terrain des agents du Service de la Pêche.

Pour chacun des contextes piscicoles définis, une espèce repère prioritaire ainsi qu'éventuellement une espèce repère secondaire ont été désignées : la truite pour les contextes salmonicoles, le brochet et l'ombre pour les contextes intermédiaires, le brochet pour les contextes cyprinicoles.

3.3 Diagnostic de bassin

Afin d'établir un diagnostic de l'état des milieux aquatiques et de la pratique de la pêche à l'échelle du bassin, des données pertinentes sont collectées. Outre les données d'ordre général qui renseignent sur les aspects géographiques et administratifs de l'ensemble du bassin (limites de communes, plans de secteurs, occupation du sol, limites de forêts soumises au régime forestier, etc), elles caractérisent cinq aspects qui sont présentés ci-après :

- la qualité des habitats poissons en lien avec le développement de l'outil QUALPHY projeté en Région wallonne :
 - obstacles à la libre circulation des poissons ;
 - qualité et continuité des végétations en berges ;
 - hétérogénéité des substrats et des écoulements – degré de colmatage ;
 - diversité des caches et abris du lit mineur et des berges ;
 - connectivité latérale du lit mineur avec le lit majeur ;
 - impacts des aménagements du lit mineur et des berges.
- la qualité des frayères des espèces repères ;
- la qualité piscicole : analyse des résultats des pêches électriques ;
- la qualité de l'eau (altérations concernées par l'usage "Fonctions biologiques" du SEQ Eau) ;
- la qualité des pratiques de pêches :
 - nombres de sociétés de pêche ;
 - nombre de membres ;
 - données sur les déversements ;
 - pratique de la pêche.

4. Plan de Gestion Piscicole de Bassin, le programme de mesures et actions

Sur base des diagnostics finalisés, le PGPB a été accepté et signé par les membres du comité de gestion piscicole du bassin de la Semois. Ce plan contient les grandes orientations de gestion par contexte et l'ensemble des recommandations horizontales et verticales adoptées par le comité de gestion.

Trois types de mesures de gestion sont envisagés :

- les mesures générales : applicables à l'ensemble du bassin versant (horizontales) ;
- les mesures par type de contexte (salmonicole, intermédiaire et/ou cyprinicole) ;
- les mesures par contexte spécifique (verticales).

Les mesures et actions prévues à l'échelle de l'ensemble du bassin de la Semois sont présentées ci-après selon les 6 thématiques retenues (tableau 1) :

- A. la qualité physico-chimique des eaux de surface ;
- B. les espèces ;
- C. les habitats ;
- D. la libre circulation ;
- E. la sensibilisation ;
- F. la pratique de la pêche.

Tableau 1 : Liste des mesures générales et actions applicables à l'ensemble du bassin de la Semois

<p><u>A. Qualité physico-chimique des eaux de surface</u></p> <p>Mesure 1 : préserver et améliorer la qualité physico-chimique des eaux de surface</p> <ul style="list-style-type: none">Action : sensibiliser des gestionnaires et des riverains <p><u>B. Espèces</u></p> <p>Mesure 1 : préserver les espèces appartenant au patrimoine de la Semois : ablette commune, ablette spirilin, anguille, barbeau, bouvière, brochet, carpe, chabot, chevesne, écrevisse à pattes rouges, épinoche, gardon, goujon, hotu, ide mélanote grise (lac), loche franche, ombre, perche, petite lamproie, rotengle, tanche, truite fario, vairon, vandoise.</p> <ul style="list-style-type: none">Action : engagement de toutes les sociétés à ne déverser que les espèces présentes dans cette liste dans le cadre de leur PGPP <p>Mesure 2 : veiller à ne pas introduire des souches non indigènes</p> <ul style="list-style-type: none">Action 1 : sensibiliser les pêcheurs et les pisciculteurs à l'origine du poissonAction 2 : favoriser les productions locales de poisson pour les déversements <p>Mesure 3 : veiller à restaurer ou recréer la diversité spécifique des populations piscicoles</p> <ul style="list-style-type: none">Action 1 : élaborer un programme de repeuplement pour les zones dégradées en terme de diversité spécifiqueAction 2 : établir un programme de surveillance des populations piscicoles (cf. objectifs du réseau de surveillance piscicole de la DCE). <p><u>C. Habitats</u></p> <p>Mesure 1 : favoriser la reproduction naturelle</p> <ul style="list-style-type: none">Action : maintenir, restaurer, aménager ou créer des frayères dans les contextes où le diagnostic a montré un déficit <p>Mesure 2 : maintenir et restaurer une continuité des végétations aquatiques et des berges</p> <ul style="list-style-type: none">Action : entretenir, éclaircir ou replanter de la végétation rivulaire <p>Mesure 3 : préserver, maintenir et restaurer la diversité des habitats des poissons et en particulier les îles</p> <ul style="list-style-type: none">Action : sensibiliser les gestionnaires et les riverains à la richesse biologique des habitats des poissons et en particulier les îles <p>Mesure 4 : préserver, maintenir et restaurer les noues frayères et adapter les pratiques de pêche dans ces zones privilégiées</p> <ul style="list-style-type: none">Action : modifier les pratiques de pêche dans ces zones privilégiées <p><u>D. Libre circulation</u></p> <p>Mesure 1 : assurer la libre circulation des populations piscicoles</p> <ul style="list-style-type: none">Action : établir une liste des obstacles à aménager en priorité <p><u>E. Sensibilisation</u></p> <p>Mesure 1 : faire connaître le PGPP auprès des acteurs concernés (pêcheurs, gestionnaires, ...)</p> <ul style="list-style-type: none">Action 1 : organiser des journées d'information (par exemple par l'intermédiaire de la maison de la pêche ou des sociétés de pêche)Action 2 : réaliser des outils pédagogiques (cdrom, posters, plaquette d'information, ...) <p><u>F. Pratique de la pêche</u></p> <p>Mesure 1 : élaborer un code de bonnes pratiques de la pêche (techniques, comportements, déversements, ...)</p> <ul style="list-style-type: none">Action : sensibiliser les pêcheurs à ce code de bonne pratique <p>Mesure 2 : veiller à une harmonisation des politiques amont aval</p> <ul style="list-style-type: none">Action : organiser la concertation des pêcheurs lors des réunions des fédérations (déversements, aménagements, ..) <p>Mesure 3 : promouvoir la pêche des espèces naturellement présentes</p> <ul style="list-style-type: none">Action 1 : organiser des stages de jeunesAction 2 : sensibiliser des pêcheurs au patrimoine naturel <p>Mesure 4 : inciter les sociétés de pêche à avoir une réflexion sur la répartition des budgets dont elles disposent pour leur utilisation à des fins patrimoniales et/ou à des fins de "loisirs pêche"</p> <ul style="list-style-type: none">Action : comparer les pourcentages des budgets alloués aux "projets patrimoniaux" par rapport aux projets de "loisirs pêche" dans le Plan de Gestion Piscicole de Parcours (PGPP) de la société puis le faire valider par le comité de gestion du bassin. <p>Mesure 5 : établir une réglementation spécifique pour les noues frayères concernant les périodes de pêche.</p>

5. Conclusions

La gestion piscicole est vue dans un esprit patrimonial qui met en avant les actions de protection et de restauration du milieu afin de pérenniser la ressource. L'eau, les milieux et les êtres vivants aquatiques constituent un patrimoine commun qu'il est primordial de protéger.

Le Plan de Gestion Piscicole du Bassin de la Semois, en pointant les facteurs majeurs de perturbation (dont les pêcheurs ne sont souvent pas responsables), doit servir d'argumentaire technique au monde de la pêche dans ses relations avec les autres usagers des milieux aquatiques, par exemple dans le cadre du contrat de rivière. Il doit permettre de montrer l'effort de protection et de préservation réalisé par les pêcheurs sur les milieux aquatiques et leurs habitants.

Par ailleurs, les plans de gestion piscicole s'inscrivent dans la logique de la Directive européenne établissant un cadre pour une gestion communautaire de l'eau et devraient contribuer à l'élaboration du plan de gestion des différents sous-bassins hydrographiques wallons.

6. Bibliographie

CONJAERTS C., PEREZ E., GUYON F. & ROSILLON F., 2003. Les plans de gestion piscicole : méthodologie, *Le pêcheur belge*, N°7, 20-22.

CONJAERTS C., HAUPTMANN Y., WALTZING D., PEREZ E., GUYON F. & ROSILLON F., 2003. Méthodologie des plans de gestion piscicole en Région wallonne, application au bassin de la Semois, *Le pêcheur belge*, N°8, nov. 2003, 22-25.

DENOEL P., HANQUET F. & PREVOT V., 2002. Inventaire des obstacles physiques à la libre circulation des poissons dans le réseau hydrographique wallon. MRW/DGRNE/DCENN/ Fédération des Sociétés de pêche de l'Est et du Sud de la Belgique.

GUYON, F., COGELS, X., VANDER BORGHT, P., 2003. Application d'un outil d'évaluation de la qualité physique des cours d'eau en Région wallonne – Modèle Qualphy – Validation de la méthode dans le bassin de la Semois – MRW/DGRNE/DCENN/FUL.

PEREZ, E., GUYON, F. & ROSILLON, F., 2002. Elaboration d'un projet de plan de gestion piscicole concernant le tronçon de la Semois navigable et le bassin des Aleines – Rapport final de fin de convention (Arrêté Ministériel du 10/07/01) MRW/DGRNE/DNF/Service de la Pêche – FUL ; Septembre 2002. 197 p.

PEREZ, E., GUYON, F. & ROSILLON, F., 2004. Méthodologie des plans de gestion piscicole en Région wallonne – Rapport final de fin de convention – MRW/DGRNE/DNF/Service de la pêche – ULG – DSGE ; Décembre 2004. 96 p.

ULg – Département en Sciences de l'Environnement, MRW – Service de la pêche. 2005. Plan de gestion piscicole du bassin de la Semois, synthèse du PGPB. et programme d'actions.

La jonction thalwegs – cours d'eau : pour une gestion dès l'amont

DAUTREBANDE Sylvia, DEGRE Aurore, WANSART Alexandre,
DESPONTIN Céline, DAGNELIES Joëlle

Unité d'Hydrologie et d'Hydraulique agricole – Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux
degre.a@fsagx.ac.be

1. Introduction

Le thalweg est une vallée sèche où, lors des fortes pluies, se concentrent les eaux de ruissellement provenant de l'ensemble du bassin versant sec d'apport. Une fois dans le thalweg, elles y cheminent naturellement pour arriver au cours d'eau. Ces eaux de ruissellement jouent un rôle majeur de transport pour les sédiments arrachés des terres par la pluie lors de phénomènes érosifs et pour d'autres éléments indésirables tels que les pesticides.

De plus, le flux d'eau de ruissellement, associé éventuellement à une érosion significative des terres, peut être la cause d'inondations et d'apports boueux dans des zones naturellement exposées, avec dommages consécutifs si ces zones exposées sont vulnérables (habitat, voiries...).

Des outils de prévention sont disponibles actuellement, permettant notamment de déterminer les zones naturellement exposées à ces risques d'inondation par ruissellement et/ou de coulées boueuses mais aussi de déterminer les parcelles agricoles sensibles au risque d'érosion. Ces outils sont également explicatifs, permettant de déterminer les causes d'un problème d'inondation qu'elle soit boueuse ou non.

Les zones exposées sont déterminables grâce aux caractéristiques du milieu naturel ; les causes du problème associent le milieu naturel à des effets anthropiques.

2. Matériel et méthodes

Les données de base utilisées sont la carte pédologique, issue du projet de cartographie numérique des sols de Wallonie (PCNSW) ainsi qu'un modèle numérique de terrain utilisant autant que possible le projet informatique de cartographie continue (PICC) ou à défaut d'autres informations altimétriques. Des modèles hydrologiques largement validés en Région wallonne, tels que le modèle du Soil Conservation Service of USDA (Maidement, 1993) et l'équation universelle des pertes en sol de Wischmeier (Wischmeier et Smith, 1965) sont également à la base des cartographies réalisées.

L'application présentée ici concerne les bassins versants de la Trouille et de l'Aunelle. Ces deux bassins versants sont à cheval sur la frontière franco-belge, dans le Parc Naturel des Hauts-Pays. Le bassin versant de la Trouille à Mons couvre environ 200 km² et le bassin versant de l'Aunelle (Anneau en Belgique) à Quiévrechain couvre environ 70 km² (Dautrebande *et al.*, 2007).

En premier lieu, trois cartes de risques sont élaborées à l'échelle des deux bassins franco-belges (outre l'analyse des caractéristiques du milieu – relief, sols – et de l'occupation du sol) sur base d'une méthodologie en cours de généralisation pour toute la Région wallonne (ERRUISSOL) :

- une carte du risque de ruissellement sur les terres (« ruissellement diffus »),
- une carte du risque d'érosion (« érosion diffuse »),
- une carte du risque de concentration des eaux de ruissellement (« ruissellement concentré »).

La carte de ruissellement diffus permet d'identifier les zones productrices d'eau de ruissellement. La carte du risque d'érosion diffuse permet de connaître les zones agricoles sensibles au risque d'érosion diffuse et plus productrices de sédiments. La carte du risque de ruissellement concentré permet de connaître le chemin suivi par les eaux de ruissellement et les flux boueux, et les zones sensibles au ravinement.

En second lieu, pour maintenir le bon état physique du cours d'eau, il peut être nécessaire d'envisager une étude hydrologique par une approche intégrée du « petit bassin versant ».

Deux étapes sont nécessaires :

- L'analyse, sur le petit bassin versant sec (c'est-à-dire avec vallon – ou thalweg – non parcouru par un cours d'eau) afférent au cours d'eau, des cartes de risques, de l'occupation du sol, des informations obtenues sur base de visites de terrain et d'échanges de vues avec les agriculteurs, les communes et les habitants concernés. Ceci permet de formuler un diagnostic global de la situation et de déterminer les zones productrices de ruissellement et de sédiments ainsi que les chemins d'apport au cours d'eau.
- La proposition d'un ensemble de mesures combinées à l'échelle du petit bassin versant concerné, en vue de pallier (ou prévenir) les apports excessifs d'eau voire de boues par ruissellement. Ces mesures sont de type agronomique et d'hydraulique douce et, dans les cas les plus conséquents, portent sur des aménagements hydrauliques ou des mesures d'urbanisme. La prise en compte du petit bassin versant dans son ensemble (schéma-directeur pour le petit bassin versant) permet d'éviter les situations où une solution ponctuelle n'entraînerait qu'un déplacement du problème.

Les mesures appropriées, susceptibles de pallier ou prévenir les risques ou les problèmes de ruissellement et d'érosion ont été inventoriées (Dautrebande & Colard, 2003). Elles doivent être combinées à l'échelle du petit bassin versant sec.

3. Résultats et discussion

Les cartes introduites au précédent paragraphe constituent des outils de diagnostic précieux, particulièrement à la jonction thalweg – cours d'eau. Les figures 1 à 3 présentent pour un sous-bassin versant d'apport au cours d'eau donné, les informations typiques produites.

La figure 1 présente les axes de concentration du ruissellement. Le code de couleur renseigne en chaque point la superficie du bassin versant afférent en ce point. La figure 2 présente le risque de production de ruissellement relativement à un événement pluvieux fixé et tenant compte des caractéristiques physiques du milieu. Le code de couleur renseigne la gradation entre une production de ruissellement faible (inférieure à 5%) et élevée (supérieure à 40%). La figure 3 présente le risque d'érosion diffuse pour une occupation de sol déterminée, tenant compte également des caractéristiques du milieu. Ici encore, la gradation des couleurs renseigne sur l'importance du risque.

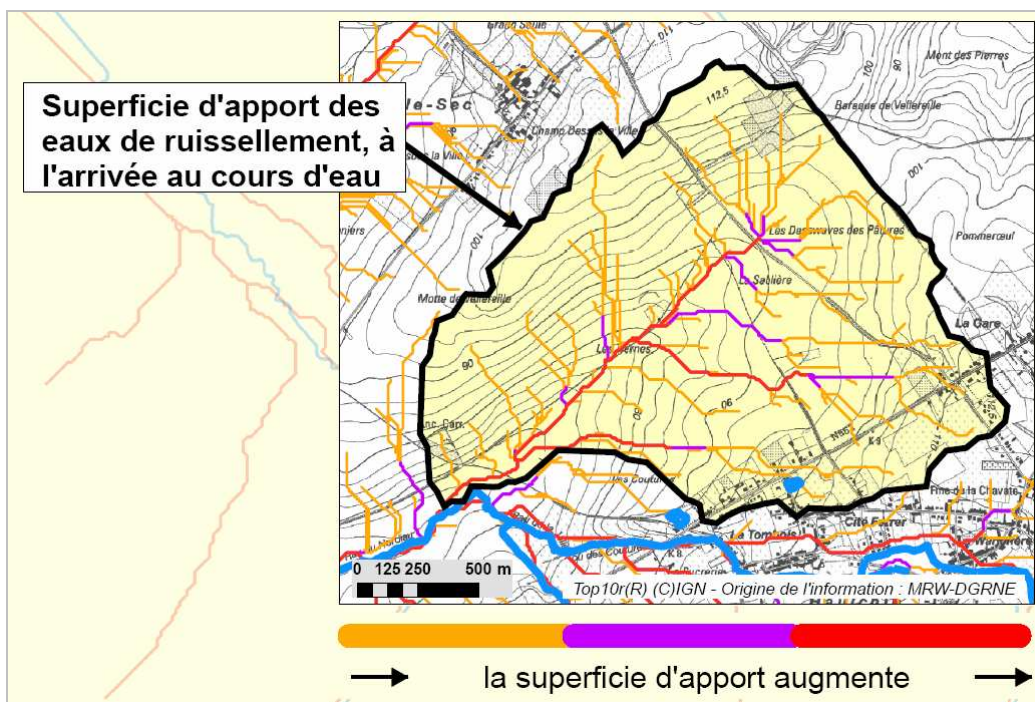


Figure 1 : Cartographie des axes de concentration du ruissellement

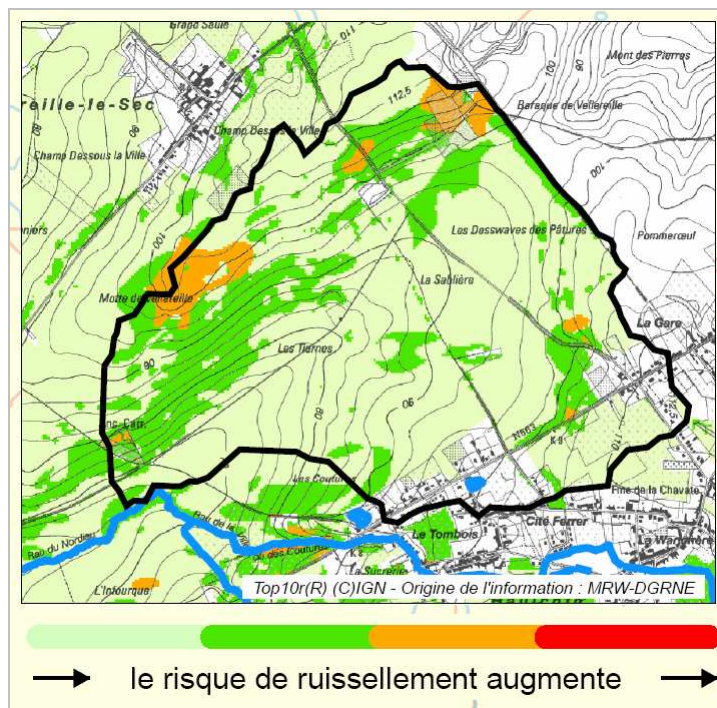


Figure 2 : Cartographie du risque de ruissellement diffus

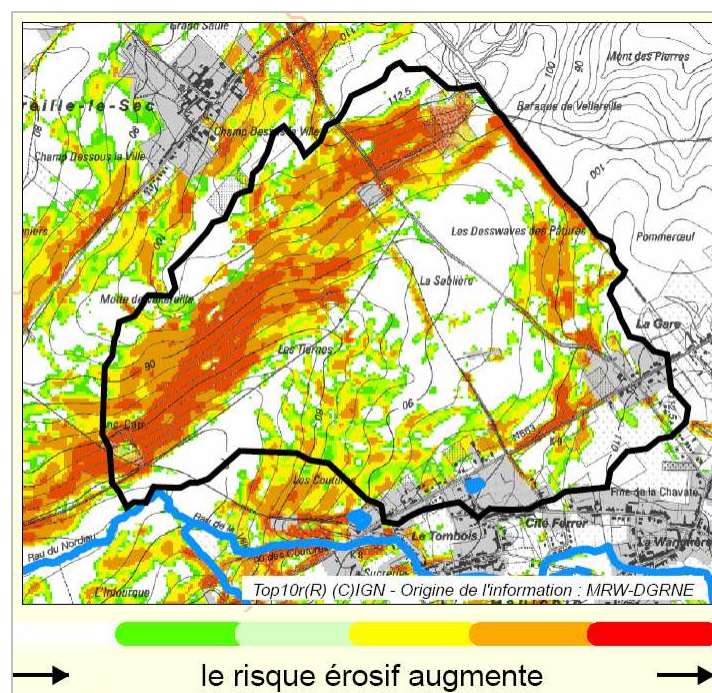


Figure 3 : Cartographie du risque d'érosion diffuse

L'étape de diagnostic est effectuée sur base de l'analyse détaillée des cartes de risque en relation avec l'occupation du sol, les visites de terrain appropriées, et les échanges de vues avec les agriculteurs, les communes et les habitants concernés.

L'étape de solutions proposées donne lieu à un schéma-directeur d'aménagements pour le petit bassin versant concerné, présenté selon un organigramme des mesures « d'amont vers l'aval ». Un exemple de schéma de réflexion est illustré à la figure 4.

L'établissement de ce schéma-directeur d'aménagements intègre des mesures de type agronomique et d'hydraulique douce. Un troisième type de mesure est associé, à savoir la nécessité d'un aménagement du territoire réfléchi en vue de minimiser la vulnérabilité (habitat, voiries...) en zone exposée ou a posteriori en y prévoyant des aménagements palliatifs complémentaires.

L'observatoire du paysage : compte-rendu de l'expérience menée par le contrat de rivière Semois-Semoy

LOBET Jérôme¹, ROSILLON Francis²

^{1,2} Contrat de rivière Semois-Semoy, Département des Sciences et Gestion de l'Environnement – ULg, Arlon
jlobet@ulg.ac.be, f.rosillon@ulg.ac.be
www.semois-semoy.org

1. Introduction

En Région wallonne, le contrat de rivière est défini comme étant un protocole d'accord entre un ensemble aussi large que possible **d'acteurs publics et privés** sur des objectifs visant **à concilier les multiples fonctions et usages des cours d'eau**, de leurs abords et des ressources en eau du bassin. Celui-ci se décline en un programme d'actions de restauration par lequel chaque partenaire concerné est amené à apporter sa contribution en fonction de ses compétences, responsabilités et budgets propres. Cette démarche volontaire consiste en un engagement moral de tous les acteurs, membres du comité de rivière et signataires du contrat. La mise en œuvre du contrat s'appuie sur une gestion participative et la recherche permanente du consensus.

Depuis le lancement du contrat de rivière, le paysage a toujours fait l'objet d'une attention particulière de la part des initiateurs et acteurs du projet.

D'une part, Contrat de rivière et paysage s'associent harmonieusement étant donné que les cours d'eau et leurs milieux annexes interviennent en tant que lignes de forces dans la structuration de ces perspectives. D'autre part, parmi les multiples fonctions liées aux cours d'eau, la fonction paysagère est assurément prioritaire pour une vallée aux paysages relativement bien préservés et à vocation touristique comme la Semois.

Lancé en 1993, après la mise en œuvre avec succès d'un premier contrat, un second programme d'actions signé en septembre 2002 est en fin d'application. Ce contrat de rivière était structuré en 10 thèmes prenant en compte les multiples fonctions et usages de l'eau dans le bassin versant. A la fonction paysagère de la Semois, correspond l'objectif 7 du contrat qui vise à promouvoir un programme de mise en valeur du patrimoine paysager.

Mais au-delà cette thématique spécifique, par son approche transversale et pluridisciplinaire, le contrat de rivière permet de faire « entrer » le paysage dans le cadre d'autres actions de restauration des fonctions et usages liés à l'eau. Le paysage est ainsi notamment pris en compte au niveau de la gestion des milieux, dans leur fonction hydraulique lors de chantiers d'aménagement de cours d'eau ou de protection de berges contre l'érosion, ou encore dans leur fonction écologique lors de la restauration d'annexes aquatiques.

En associant de nombreux partenaires dans un processus de négociation, on assiste à une mobilisation des acteurs locaux qui conduit dans ce cas à une « démocratisation » du paysage. Au-delà d'un programme sectoriel, le paysage devient véritablement un cadre de vie à forte valeur patrimoniale et culturelle.

2. L'observatoire du paysage, un projet transfrontalier

Plus qu'un simple lieu de passage, les paysages sont avant tout un espace de vie et d'activités diverses. Ils ne sont donc pas figés mais voués à évoluer. Dans cette optique, le Contrat de rivière transfrontalier Semois-Semoy s'est engagé dans un projet pilote d'observatoire du paysage dans le but d'améliorer sa connaissance des mécanismes, des acteurs et des facteurs de transformation des paysages de la vallée.

Cette action s'inscrit dans le cadre du programme de coopération transfrontalier INTERREG III France - Wallonie - Flandres. Celui-ci a permis de financer la moitié du projet via le Fonds Européen de Développement Régional (FEDER). L'autre moitié a quant à elle été assurée par chacun des deux pays. En France, l'Etat, la région Champagne-Ardenne et la Communauté de Communes de Meuse et Semoy ont apporté leur contribution. Côté wallon, le projet a été financé par la Division Générale de l'Aménagement du Territoire, du Logement et du Patrimoine (DGATLP).

3. Pourquoi observer l'évolution du paysage ?

Les paysages que nous pouvons admirer aujourd'hui sont le fruit de l'œuvre de la nature et de ses éléments qui, avec le temps, ont sculpté les reliefs depuis des millions d'années. Ainsi, notre planète est en perpétuelle évolution et les paysages actuels seront probablement fort différents d'ici des dizaines de millions d'années

L'homme, depuis son apparition relativement récente sur la terre, a également marqué de son empreinte son environnement d'accueil en y défrichant la forêt, en cultivant la terre, en exploitant les matières premières, en y construisant des villages...

Ces deux considérations sont à la base de la définition du paysage récemment adoptée par l'article premier de la Convention européenne du paysage : « Le paysage désigne une partie de territoire telle que perçue par les populations dont le caractère résulte de l'action de facteurs naturels et/ou humains et de leurs interrelations ».

Néanmoins, l'évolution récente et spectaculaire des techniques (surtout depuis le milieu du XX^e siècle) est à l'origine de transformations paysagères plus radicales et irréversibles qui ont davantage tendance à s'accélérer. Il suffit de comparer d'anciennes cartes postales de n'importe quelle région avec la situation actuelle pour se rendre rapidement compte des changements parfois impressionnants. Cette technique a d'ailleurs été utilisée dans la présente étude afin de mettre en évidence les principales modifications intervenues dans la vallée de la Semois-Semoy au cours du XX^e siècle.

Les transformations du paysage se font parfois de manière rapide et évidente. Par exemple, lorsqu'il s'agit de la construction d'un lotissement, de l'implantation d'une zone d'activité économique, du tracé d'une nouvelle ligne ferroviaire, de l'installation de réseaux de communication ou d'énergie,... Ces transformations, sont parfois plus lentes mais tout aussi radicales comme lors de la replantation forestière de parcelles agricoles. Enfin et surtout, elles peuvent être beaucoup plus imperceptibles lorsqu'elles résultent de l'accumulation d'une multitude d'actions isolées : installation d'enseignes publicitaires, modification de façade, réduction d'un trottoir, aménagement d'une piste cyclable, rénovation du mobilier urbain mais aussi abattage d'un arbre ou d'une haie, etc. Le bilan de ces interventions peut également conduire à une dégradation de la qualité du paysage.

Pour le moment, aucun outil n'a pu encore être mis en place pour **suivre, comprendre, guider** et **harmoniser** les transformations paysagères induites par les évolutions sociales, économiques et environnementales. La création d'un observatoire du paysage a donc comme but ambitieux de palier à cette lacune. Enfin, elle est une première étape incontournable afin d'entreprendre une gestion appropriée et respectueuse des paysages dont nous avons hérités et que nous transmettrons aux générations futures.

4. Différentes méthodes utilisées

Cette expérience s'articulait autour de la mise en place de trois approches différentes : **l'analyse de documents iconographiques (cartes postales) et cartographiques anciens** par rapport à la situation actuelle, **le séquençage** qui vise à constituer un fonds de séries photographiques, et enfin, une approche subjective basée sur des prises de vues aléatoires réalisées le long d'un itinéraire déterminé (« **itinéraire ce jour-là** »).

4.1 L'analyse de documents anciens

Une récolte de cartes postales anciennes de la vallée a premièrement été effectuée. L'objectif de cette démarche était double. D'une part, les cartes ont été scannées et archivées afin de constituer une base de données de référence pour l'ensemble du bassin versant. Depuis 2003, environs 1660 cartes postales ont ainsi pu être réunies à cette fin. D'autre part, la reproduction sur le terrain de cadrages de certains clichés anciens a été entreprise afin de permettre l'analyse comparative et d'appréhender objectivement les changements paysagers survenus au cours du XX^e siècle. 130 couples « carte postale ancienne/vue actuelle » ont ainsi pu être réalisés (figures 1 et 2).



Figures 1 et 2 : Le village de Poupehan, vue panoramique ancienne et actuelle.

Les changements qui apparaissent à la comparaison de ces deux clichés sont impressionnants et représentatifs de la Semois ardennaise. La déprise agricole de la plaine alluviale a souvent entraîné une profonde mutation de l'occupation du sol au profit de la recolonisation forestière (naturelle ou plantations) et d'infrastructures d'accueil (campings), résidentielles (chalets) ou encore sportives. Il en découle une fermeture du paysage ainsi qu'une diminution de la lisibilité suite à la disparition de transition entre les grands types d'occupation du sol (forêt, agriculture, habitat).

Divers facteurs de modification ont ainsi pu être mis en évidence suite à l'analyse de divers cas de figure. Ces éléments nous ont permis de dégager les principaux mécanismes d'évolution des paysages en Semois-Semoy, ce qui s'avérera précieux dans le cadre d'éventuelles actions de restauration par exemple. Parallèlement à cette démarche, l'analyse de plusieurs cartographies anciennes (Ferraris 1175 ; VDM 1850 ; IGM 1922 ; IGN 1983) a permis de conforter ou compléter l'étude des cartes postales anciennes par l'apport de données chiffrées sur l'évolution de l'occupation du sol de certaines localités (figure 3).

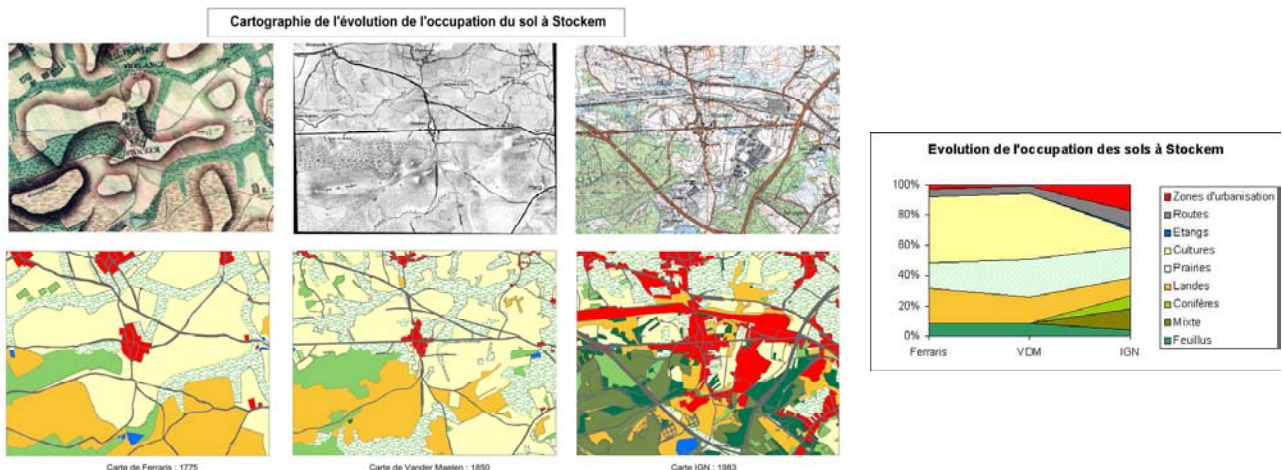


Figure 3 : Exemple d'analyse de l'évolution de l'occupation du sol à Stockem

4.2 Le séquençage

Le séquençage est une méthode qui consiste à réaliser un fonds de photographies, reconduites au cours du temps et des saisons, dans des conditions de cadrage analogues à partir de points d'observation préalablement déterminés. Cette série de prises de vues n'est pas uniquement composée de paysages remarquables mais se veut avant tout représentative des différents cadres de vie rencontrés dans le bassin de la Semois.

Depuis l'hiver 2003, diverses campagnes de prises de vues panoramiques ont été effectuées à partir de 125 sites belges et de 22 sites français répartis dans les 1330 km² du bassin versant.

L'analyse des séries photographiques (figures 4 à 7) a permis de dégager d'une part, deux principales tendances affectant le plus souvent les paysages de la Semois-Semoy : l'exploitation de parcelles de résineux et le développement de l'habitat. D'autre part, la confrontation des clichés a permis également de mettre en évidence divers exemples concrets de modifications paysagères intervenues au cours de cette période telles que l'apparition d'antenne GSM, la rénovation de façades, la disparition de haie, etc... ainsi que divers processus naturels liés au temps et à l'alternance saisonnière : intégration d'infrastructures par la végétation, phénomènes d'inondation, fermetures de perspectives dues au développement de la végétation...



Figures 4 à 7 : La plaine alluviale de la Semois observée depuis le point de vue de Laspote Laviaux (Mouzaive, commune de Vresse-sur-Semois) : évolution du site au cours du temps et des saisons. Cet exemple concret, saisi par le séquençage, met en évidence deux modifications majeures apparues dans ce paysage : la coupe d'une peissière suivie de l'extension d'un camping.

Cette série d'exemples devrait à l'avenir permettre d'interpeller et de sensibiliser différents acteurs du paysage (décideurs publics, gestionnaires, riverains, ...) envers leurs actions et conséquences que celles-ci peuvent avoir sur la qualité générale du paysage. Les constats obtenus par l'observatoire pourraient alors utilement alimenter des débats et servir de base de réflexion à des groupes de travail spécifiques. De ce schéma, on pourrait s'attendre à ce que des actions, tant globales que spécifiques et concrètes, soient avancées consensuellement en vue d'une meilleure gestion des paysages de la vallée.

4.3 Itinéraire « ce jour-là »

Cet itinéraire consistait à faire circuler sur un parcours défini, des utilisateurs issus de groupes sociaux présents ou étrangers au territoire afin d'établir un reportage d'une vingtaine de photos représentant la vision des paysages vus ... ce jour-là.

Cette expérience a permis d'affiner la perception des différents utilisateurs de ce parcours envers les grandes unités de perception de notre paysage et des différents éléments qui le composent. Les conclusions permettront d'orienter à l'avenir les choix d'aménagement de l'espace.

5. Conclusion et perspectives

Cette étude aura permis aux Contrat de rivière Semois et Semoy de poursuivre une réflexion commune transfrontalière centrée sur la problématique paysagère. Les mécanismes et facteurs de modification des paysages de la Semois-Semoy apparaissent plus clairement après ce travail. Cependant l'observation sur une plus longue durée est nécessaire afin d'affiner la connaissance des facteurs et mécanismes de transformation actuels. Les dispositions pratiques prises dans la mise en place du réseau de sites d'observation au sein du bassin versant, permettront la reconduction des vues au cours des prochaines années et l'évaluation périodique des changements apparus.

Dans le cadre de la mise en œuvre de la Convention européenne du paysage, ce projet d'observatoire du paysage est en voie de répondre à de nombreuses attentes formulées dans ce texte en faveur des paysages. De nouveaux projets similaires méritent d'être mis sur pied sur les territoires désirant se doter d'un véritable outil de sensibilisation et d'aide à la décision dans la gestion des paysages.

Des actions concrètes ont été menées par le Contrat de rivière Semois – Semoy sur base de diverses constatations. Ainsi, depuis 2004 par exemple, une action de restauration des points de vue de la vallée est mise en oeuvre en partenariat avec les communes et la Division Nature et Forêt du Ministère de la Région wallonne. 150 sites ont été répertoriés le long de la Semois ardennaise, visités et inspectés afin d'envisager d'éventuelles interventions de réouverture paysagère (figures 8 et 9). Pour d'autres points de vue, la gestion par pâturage de chèvres ou de moutons de races rustiques comme le roux ardennais est à l'étude.

Enfin, cette étude débouche sur une série de constatations qu'il paraît dorénavant intéressant de partager avec les différents partenaires impliqués dans le Contrat de rivière. Le nouveau programme d'actions pourrait permettre d'arriver concrètement à cette fin.



Figures 8 et 9 : Le point de vue de Cordemois (Bouillon), avant et après travaux de dégagement.

Liste des posters

Hydromorphologie

1. A. Chandesris, J.-R. Malavoi, Y. Souchon, J.-G. Wasson, N. Mengin – Cemagref Lyon – Le Système Relationnel d’Audit de l’Hydromorphologie des Cours d’Eau (SYRAH_CE) : construction d’un outil multi-échelle d’aide à la décision pour agir sur le physique des cours d’eau
2. E. Hallot, F. Petit – ULg LHGF – Elaboration d’une typologie hydro-morphologique comme outil de gestion, d’évaluation et de restauration physique des cours d’eau
3. E. Hallot, G. Houbrechts, G. Verniers, F. Petit – ULg LHGF / GIREA – Détermination et cartographie des micro-habitats lotiques : une approche géomorphologique
4. E. Hallot, G. Houbrechts, J. Mols, Y. Levecq, F. Petit – ULg LHGF – Techniques de marquage de la charge de fond des rivières : avantages et inconvénients
5. B. Hecq, X. Rollin – UCL / Maison wallonne de la Pêche - Evaluation de la qualité hydromorphologique de la rivière Eau d’Heure avec QUALPHY
6. G. Houbrechts, J. Mols, F. Petit – ULg LHGF – Analyse de l’évolution des plaines alluviales du massif ardennais grâce aux résidus de la sidérurgie ancienne
7. G. Houbrechts, J. Mols, F. Petit – ULg LHGF – Etude du transport de la charge de fond des rivières grâce aux résidus de la sidérurgie ancienne
8. G. Houbrechts, F. Petit – ULg LHGF – Caractérisation et quantification de la charge de fond transportée par un ruisseau ardennais
9. J. Mols, G. Motte, O. Defechereux, S. Terren, F. Petit – ULg LHGF / CRNFB – Etude de la qualité sédimentologique de cours d’eau abritant la moule perlière (*Margaritifera margaritifera*) en Ardenne
10. J. Mols, G. Houbrechts, F. Gob, F. Petit – ULg LHGF - Etude de l’épaisseur de la couche active de charriage de cours d’eau à charge graveleuse à l’aide de chaînes d’érosion
11. A. Peeters, E. Hallot, G. Houbrechts, G. Verniers, F. Petit – ULg LHGF/ GIREA – Evaluation de la résistance des aménagements par techniques végétales face aux événements hydrologiques
12. J.-M. Tricot – Contrats rivières Dyle/Gette - Analyse de la qualité physique des cours du bassin Dyle-Gette
13. S. Van Brussel, X. Rollin – UCL / Maison wallonne de la Pêche - Evaluation de la qualité hydromorphologique d’une masse d’eau du Bocq avec QUALPHY
14. J. Van Campenhout, X. Pirard, G. Houbrechts, A. Peeters, F. Petit – ULg LHGF – Apport de la dendrochronologie pour l’étude de l’évolution du lit mineur de la Lesse
15. J. Van Campenhout, G. Houbrechts, J. Mols, F. Petit – ULg LHGF – L’évolution de la Lesse en Famenne de l’époque de Ferraris à nos jours – analyse de documents cartographiques, photographiques et de levés de terrain
16. J. Van Campenhout, E. Hallot, G. Houbrechts, F. Petit – ULg LHGF – Analyse comparative des débits solides des rivières en Wallonie

Ecologie / biodiversité

17. S. Abras, A. Chandelier, C. Fassotte, J. Barbier, M. Cavelier – CRA-W – Etat phytosanitaire des essences ligneuses des milieux rivulaires
18. A. Chandelier – CRA-W – Contribution à l’étude de la maladie de l’aulne causée par *Phytophthora alni*
19. S. Couret – AquaTerra Solutions – Le radeau végétalisé pour fleurir les bassins, rivières, lacs... et encourager la biodiversité
20. S. Couret – AquaTerra Solutions – Fascines et géonattes pré-végétalisées pour le confortement des berges
21. N. Debruxelles – FUSAGx – La maladie de l’aulne : situation en Région Wallonne et recommandations de gestion
22. N. Debruxelles – FUSAGx – Le monitoring des bandes riveraines : vitrine des cours d’eau wallons

23. F. Gob – Cemagref Anthony – Pour une meilleure compréhension de l'impact des altérations physiques des cours d'eau sur leurs biocénoses
24. R. Gruselle – CRA-W – Multiplication végétative d'essences forestières pour la stabilisation des berges
25. C. Leclercq – Parc Naturel Haute-Sûre – Le bon état écologique des cours d'eau : la loutre aussi ! Principes de bonne gestion
26. D. Monnier, F. Schmitt – CSP Metz – Effacement de barrage - évaluation des impacts écologiques
27. D. Monnier, F. Pierron – CSP Metz – Exemple de restauration physique d'un cours d'eau dans le Nord-Est de la France
28. G. Motte, S. Bocca, P. Collas, S. Terren – CRNFB, Natagora, PNHFE - Protection des habitats de la moule perlière (*M.margaritifera*) en Belgique. Bilan du projet Life Nature
29. F. Mouchet, A. Laudelout, H. Claessens, J. Rondeux – FUSAGx – Adaptation de l'entretien des ripisylves au patrimoine naturel
30. N. Nederlandt, F. Rosillon – Contrat rivière Semois – Le Plan de Gestion Piscicole de la Semois - Semoy
31. N. Nederlandt, F. Rosillon – Contrat rivière Semois – Actions prévues dans le cadre du Plan de Gestion Piscicole de la Semois en 2007-2008

Hydraulique, aménagement du paysage

32. Bureau BTEE – Correction fluviale du Bondet – Bruet à Ollon (Suisse)
33. Bureau BTEE – Passe à poissons sur la Mehaigne à Moha
34. S. Dautrebande, J. Dagnelies – FUSAGx – La jonction thalwegs – cours d'eau : pour une gestion dès l'amont
35. B. de le Court - Aménagement d'une frayère à brochet dans un bras mort de la Wimbe à Villers-sur-Lesse (Rochefort)
36. F. Dossin, J. Bastien, J. Gesels, P. Nogarède, L. Thomas – FUNDP, FPMs, ULg – Etude des interactions qualitatives et quantitatives entre les eaux de surface et les eaux souterraines au sein des masses d'eau RWM011,012 et 021 (Condroz)
37. A. Le Roi, T. Walot - GIREA-UCL - Protection des cours d'eau en agriculture - l'appui des mesures agri-environnementales
38. A. Le Roi, T. Walot - GIREA-UCL - Emploi des MAE dans la gestion de bassins versants de grand intérêt biologique- le cas du Life-Nature « Moule perlière »
39. J. Lobet, N. Nederlandt, F. Rosillon – ULg - Les paysages de la vallée de la Semois : de l'observation à l'action
40. F. Mouchet, H. Claessens, J. Rondeux – FUSAGx – Sectorisation des cours d'eau wallons de première catégorie
41. H. van Buggenum – M. Smits – Waterschap Roer en Overmaas – Hydro-morphological assessment of two tributaries of River Meuse. Pilots Geulle and Geleenbeek (Pays-Bas)
42. G. Verniers – GIREA – Biodiversité, gestion et entretien de la végétation des berges de la Meuse
43. Les Bocages asbl – Protection du cincle plongeur (*Cinclus cinclus*) en Wallonie
44. Les Bocages asbl – Protection de l'Hirondelle de rivage (*Riparia riparia*) en Wallonie

Comptes-rendus des visites sur le terrain

1. Introduction

La 3^{ème} journée du colloque (vendredi 12 octobre 2007) fut consacrée aux visites sur le terrain qui avaient pour objectif d'une part d'analyser quelques réalisations de la Région wallonne en matière de chantiers en confrontant les avis des gestionnaires, des scientifiques, de l'administration et des experts. D'autre part, quelques situations problématiques où une intervention s'avère nécessaire ont été examinées afin de déboucher sur un pré-projet de réhabilitation concerté.

En matinée nous avons donc visité des chantiers expérimentaux, intéressants et novateurs vu les techniques utilisées, pour lesquels des suivis géomorphologiques et écologiques ont été réalisés par le LHGF de l'ULg et le GIREA aux FUNDP.

Dans l'après-midi, les visites se sont focalisées sur des situations, proposées par les gestionnaires pour leur intérêt technique, qui présentent une problématique spécifique. Différentes alternatives ont fait l'objet d'un débat qui permettra, nous l'espérons, d'orienter le gestionnaire dans son choix d'aménagement.

Ces visites ont nécessité une préparation importante afin de choisir au mieux les sites et les chantiers, d'analyser leur évolution et leurs impacts et d'y associer tous les services concernés (gestionnaires, contrats de rivière, projets divers, scientifiques, service de la pêche...). Nous tenons ici à remercier tous ces partenaires qui ont contribué à la réussite des visites.

Trois visites différentes ayant chacune un thème bien défini ont été proposées aux participants.

2. Programme des visites



1^{er} thème : **Morphologie des cours d'eau et continuité écologique**

- ✓ sédimentation et affectation du sol au niveau bassin versant
- ✓ mobilisation de la charge de fond et qualité de l'habitat
- ✓ suivi et entretien des protections de berge par techniques végétales
- ✓ restauration de la libre circulation des poissons

animation : François Petit – ULg/LHGF

expert étranger : Jean-René Malavoi – Ingénieur conseil - France

matinée : L'épis sur la Berwinne à La Folie et le chantier de fascinage de Berneau

- Présentation du chantier - Pierre Otte - DCENN Liège
- Analyse géomorphologique et écologique – Geoffrey Houbrechts – ULg/LHGF

L'échelle à poissons de Berneau - Jean-Claude Philippart / Michaël Ovidio – ULg/LDPH

repas : Abbaye de Val Dieu

après-midi : Projet de chenal de dérivation verdurisé à Cronwez – Pierre Otte

2^{ème} thème : **Dynamique du cours d'eau et gestion intégrée**

- ✓ problématique des dépôts et de leur végétalisation
- ✓ réhabilitation d'anciens chenaux en frayère
- ✓ entretien des techniques végétales
- ✓ habitats et espèces Natura 2000
- ✓ enjeux des aménagements

animation : Hughes Claessens – FUSAGx

expert étranger : Bernard Lachat – BIOTEC - Suisse

matinée : Les fascines et épis sur la Lesse à Villers/Lesse

- Présentation du chantier - Louis-Michel Petiau – DCENN Namur
- Evolution du chantier – Gisèle Verniers – FUNDP/GIREA
- Gestion des ripisylves : maladie de l'aune et aspects phytosanitaires – Stéphane Abras - CRAW
- Plans de gestion dans le cadre de Natura 2000 - Christine Keulen – CRNFB

Réhabilitation d'un ancien chenal en frayère à brochet

- Présentation – B de le Court DCENN Namur

repas : restaurant « Vieux Lessive »

après-midi : Projets à Lessive

- Evolution du tracé de la Lesse en Famenne – Jean Van Campenhout – ULg/LHGF
- Evolution du secteur et différents aménagements - Bernard de le Court – DCENN Namur
- Gestion sectorisée et enjeux – Frédéric Mouchet - FUSAGx

3^{ème} thème : **Biodiversité et essais de réhabilitation**

- ✓ espace de liberté des cours d'eau
- ✓ suivis scientifiques des chantiers
- ✓ rapport coût – intérêt des projets de renaturation
- ✓ impacts écologiques sur la productivité naturelle (fraye des truites, développement de la moule perlière, projet Life loutre ...)

animation : Francis Rosillon – ULg/DSGE

expert étranger : Kevin Skinner – ECRR Angleterre

matinée : Le reméandrage de la Semois à Etalle

- Présentation du chantier – Charles Daxhelet - DCENN Luxembourg
- Analyse géomorphologique et écologique – Eric Hallot – ULg/LHGF
- Evolution du chantier en 5 ans et impacts sur la biodiversité piscicole - Etienne Dupont – CRFNB

repas : restaurant « Relais d'Estalle »

après-midi : La connexion entre la Sûre et la Strange

- Contexte d'un Parc Naturel – Nicolas Mayon – contrat de rivière Haute-Sûre
- Aspects légaux et problématique du chenal de moulin par Michel Daoust – STP Luxembourg et Daniel Genin – DCENN Luxembourg
- Projets Life « moule perlière » par Grégory Motte – CRNFB et « loutre » par Christine Leclercq - Parc Naturel Haute-Sûre / Forêt d'Anlier
- Problématique de la remontée de la truite par Daniel Waltzing - Service de la pêche et Etienne Dupont - CRNFB
- Impact du transport des sédiments par Eric Hallot – ULg/LHGF

3. Synthèse de la visite de terrain sur la Berwinne à Dalhem

3.1. Contexte

Le bassin hydrographique de la Berwinne se situe dans l'Entre-Vesdre-et-Meuse. Il s'étend sur 118 km² à travers deux régions géographiques, à cheval sur la Région Wallonne et la Région Flamande. La Berwinne prend sa source à 270 mètres d'altitude près d'Henri-Chapelle dans le Pays de Herve et se jette dans la Meuse dans le Pays de Dalhem (zone des terrasses quaternaires de la Meuse) à 53 mètres d'altitude. Sa pente moyenne est de 0,78 %. La craie à silex d'âge crétacé repose en discordance sur des grès et schistes du Houiller présents dans le Pays de Herve, ce qui confère à la Berwinne une charge de fond graveleuse. En aval du village de Mortroux, la Berwinne entre dans la zone des terrasses de la Meuse. Ces dernières fournissent à la charge de fond de la Berwinne une quantité non négligeable de galets préalablement triés par la Meuse et sous calibrés par rapport à sa compétence. Le D₅₀ de la Berwinne à Dalhem est de 36 mm. Dans le Pays de Dalhem, la Berwinne mobilise sa charge de fond pour des débits assez faibles (1/3 du débit à plein bord). Le débit à plein bord est estimé à 13,8 m³/s et revient en moyenne tous les 1,6 années.

La journée de terrain s'articule autour de trois thèmes dont les deux premiers sont abordés en matinée et le troisième l'après-midi :

- présentation et évaluation de deux dispositifs de protection de berges à Bombaye (La Folie) et à Berneau (Longchamps)
- présentation du projet Saumon 2000 à l'échelle à poissons de Berneau
- débat autour de propositions d'aménagement du cours de la Berwinne au niveau de la Ferme de Cronwez à Dalhem

3.1.1 Coude de la Folie

Le but de cet aménagement est de limiter le recul d'une berge dans la concavité d'un méandre, tout en préservant sa verticalité. En effet, cette berge verticale constitue un habitat écologique très intéressant notamment pour la nidification des hirondelles de rivage.

Au mois de mars 2001, trois épis, de longueur croissante, reliés par des peignes latéraux, légèrement orientés vers l'amont, ont été installés une vingtaine de mètres en amont afin de dévier le courant (figure 1). Ces épis sont constitués de trois rangées de pieux de bois enfoncés dans le lit, remplis par des épicéas entiers et par des branchages liés entre eux au moyen de fils métalliques. Une zone de calme, limitant l'érosion, est ainsi créée au pied de la berge verticale. Cette zone est animée d'une cellule de contre-courant qui possède cependant des vitesses élevées en période de hautes eaux. Ces vitesses permettent ainsi le remaniement des sédiments accumulés en période de basses eaux et empêchent ainsi la formation d'une zone de sédimentation à caractère accumulatif susceptible d'être colonisée et stabilisée par la végétation, ce qui aurait modifié l'écologie de l'habitat à préserver.



Figure 1 : Epis sur la Berwinne au lieu-dit La Folie, vue vers l'aval en étiage et schéma de conception

G. Houbrechts aborde le suivi géomorphologique réalisé à la suite de l'aménagement. Il montre une réactivation du site entre 2004 et 2007, après une stabilisation entre 2002 et 2004. Cette réactivation semble donc incontestable mais ses causes sont actuellement difficiles à établir. Ce type d'aménagement a résisté

jusqu'à présent à des crues de l'ordre du plein bord (13,8 m³/s en Q moyen journalier – Période de retour de 1,6 ans, à partir des séries partielles – Puissance spécifique de 40 W/m²). La mouille devrait être vidangée naturellement pour des débits supérieurs à 8 m³/s, mais la présence d'une végétation arbustive sur les épis à limiter cette vidange. Le recépage de 2006 a permis de réactiver cette vidange.

M. Gilliquet et P.Otte, gestionnaires du cours d'eau, ajoutent que ce site était une expérience pilote afin d'évaluer les techniques végétales, de trouver des techniques novatrices afin de protéger les biens des agriculteurs dans un contexte politique sensible au développement durable. En effet, jusqu'aux années nonante, les protections de berges employées se limitaient à des enrochements sans tenir compte de la spécificité des sites. L. Schmitt pousse le débat plus loin en prônant une intervention encore plus limitée, en évoquant l'espace de liberté des cours d'eau. Le problème est que les agriculteurs mettent une grande pression sur les gestionnaires pour protéger leur bien via des techniques lourdes non végétales. Convaincre ces derniers d'utiliser des techniques plus légères est déjà une grande avancée. Il faut avancer progressivement afin de ne pas créer de blocages.

L'aspect écologique est abordé par J.-C. Phillipart. Il montre que les aménagements ont eu un effet bénéfique sur la diversité des habitats. Un facteur limitant au développement piscicole est dû au colmatage de la charge de fond par des sédiments fins. En effet, le bassin versant de la Berwinne est couvert par une couche loessique de 3 à 6 mètres et cette couche fournit énormément de sédiments fins transportés lors de crues et redéposés dans le fond du lit à chaque décrue. J. Mols expose la dynamique du stockage de ces sédiments fins en plaine alluviale, en fonction de l'évolution de l'utilisation du sol au cours des temps historiques.

3.1.2 Echelle à poisson de Berneau

M. Ovidio présente le projet « Saumon 2000 » qui consiste en la réintroduction du saumon dans les rivières wallonnes. Le projet donne des résultats encourageant car plusieurs saumons adultes réintroduits précédemment dans le bassin de l'Ourthe remontent le cours de la Meuse et atteignent Lixhe ou bien Berneau. M. Gilliquet présente les caractéristiques techniques de l'échelle à poisson. Cette échelle montre quelques défauts comme l'obstruction des grilles par des feuilles mortes. La DCENN a tiré les enseignements de ces erreurs et les échelles qui seront construites à l'avenir seront plus esthétiques avec un bassin supplémentaire.

Pendant ce temps J.-C. Phillipart montre à l'assemblée une truite arc-en-ciel et une truite fario piégées dans le bassin supérieur de l'échelle.

3.1.3 Pont de la N608 à Berneau

Afin de mieux cerner la dynamique de la Berwinne et en particulier son transit sédimentaire, le LHGF utilise une technique innovante permettant de connaître l'épaisseur de la couche active de charriage de la charge de fond du cours d'eau à l'aide de chaînes d'érosion. En combinant cette information avec la distance moyenne parcourue par des galets marqués, nous serons en mesure de quantifier le débit solide du cours d'eau.

Ce projet a été mis en place à la demande de la DCENN. Le fait de connaître le débit solide du cours d'eau et la section mouillée lors des crues permet de mieux planifier d'éventuels curages devenus onéreux. Cela apporte aussi une information utile lors du calcul de la contenance du chenal dans l'optique de la lutte contre les inondations.

3.1.4 Ferme de Longchamps

Afin d'introduire le sujet, M. Gilliquet montre des photos de la situation initiale et évoque les difficultés de communication avec le propriétaire.

Le chantier de Berneau, réalisé au printemps 2000, a fait l'objet d'un suivi géomorphologique et écologique. Ce chantier a consisté à restructurer complètement la berge gauche fortement érodée et envahie de matériaux divers liés à la présence de la ferme. Après dégagement, un retalutage 6/4 a été effectué. Le pied de berge a été protégé par une fascine composée d'une rangée de piquets en bois à l'arrière desquels ont été placés une fascine de branches vivantes de saule et des galets. Le talus de la berge a été maintenu par un géotextile (natte de coco), recouvert de terre arable semée avec un mélange de graines d'espèces herbacées. Le haut du talus a, quant à lui, été planté d'espèces arbustives. Le chantier comprend trois secteurs d'intervention de ± 60 m

Le suivi géomorphologique s'est attardé sur l'évolution de la rugosité du lit suite aux aménagements et à leur évolution. Des différences de rugosité ont été mesurées selon l'état de développement de la végétation qui a recolonisé les berges et suite au recépage des fascines. Cette variabilité de la rugosité se répercute sur le niveau d'eau atteint lors des crues.

Lors de 7 années de suivi, deux crues dépassant la puissance de 65 W/m² ont partiellement détruit les aménagements. Ces dégâts sont expliqués par l'aspect expérimental du chantier. Une première fascine en berge droite a été emportée à la première crue qui a suivi le chantier. Fort de cette expérience, cela a permis d'améliorer l'arrimage des autres fascines sur le site. Par ailleurs, l'ombrage porté par une rangée de peuplier sur les fascines situées en berge gauche a pénalisé le développement des boutures sensées garantir la sédimentation et fixer les ouvrages. En conclusion, le chantier de Longchamps a permis d'améliorer notre expertise en terme de protection de berge par des techniques végétales.

Repas de midi au moulin de Val-Dieu

3.1.5 Ferme de Cronwez à Dalhem

Le site de la ferme de Cronwez pose des problèmes d'inondation fréquente. Durant les années 1960, une cité de logements sociaux a été construite en deux phases sur la rive gauche de la Berwinne. Pour ce faire, le cours sinueux naturel de la rivière a été rectifié. En rive droite, un ensemble de deux anciennes fermes situées plus bas que la cité sont inondées chaque fois que le Q_b est dépassé, c'est-à-dire tous les 1,6 ans (figure 2). Une digue protégeait les deux fermes, mais l'érosion latérale de la Berwinne en rive droite a détruit la digue sur 20 mètres de longueur. En cas de débordement, l'eau s'engouffre dans cette brèche et inonde les deux fermes (zone rouge sur la figure 2)

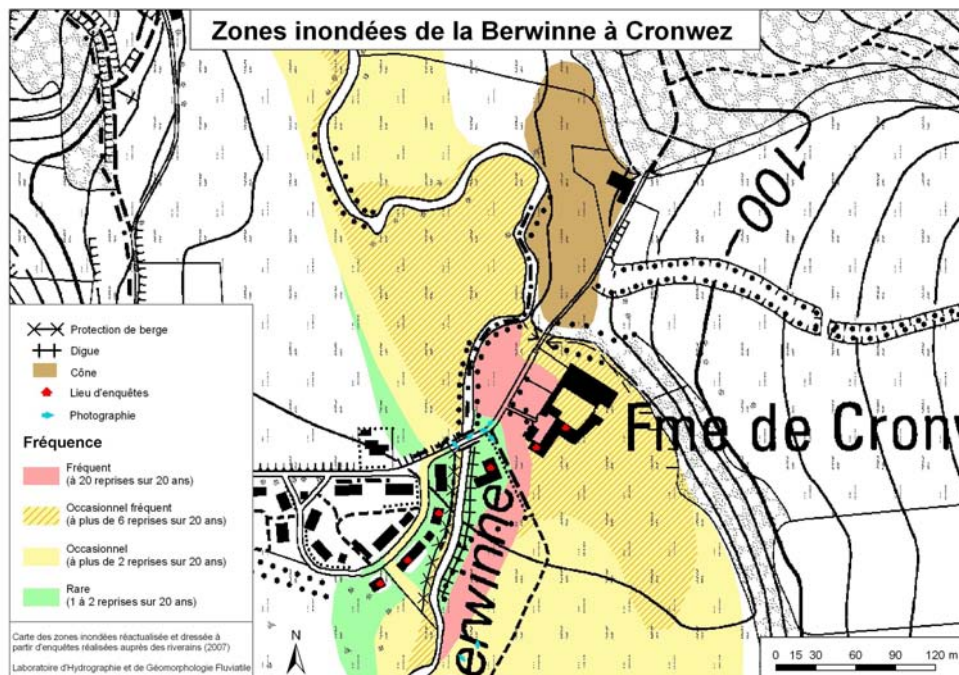


Figure 2 : Zones inondées de la Berwinne à Cronwez

Le mécontentement des propriétaires des deux habitations aménagées dans la ferme a incité le gestionnaire à proposer une solution. De plus la rive gauche au niveau de la cité s'érode dangereusement jusqu'à déstabiliser le fond des jardins. Les riverains tentent de protéger leur bien en remblayant la berge avec des matériaux divers et variés.

Les gestionnaires du cours d'eau envisagent d'augmenter la capacité de la Berwinne en creusant un chenal supplémentaire au niveau du site de Cronwez. Trois options sont proposées en rive droite (figure 3) :

- un chenal reprenant le tracé suivi par l'eau lors des débordements suivant le tracé rouge de la figure 2,
- un court chenal contournant par la droite les deux fermes, débutant au même endroit que la première option,
- un long chenal contournant par la droite les deux fermes débutant 200 m en amont que les options 1 et 2.

Les trois options aboutiraient dans la Berwinne 100 m en aval du pont de Cronwez. Afin de ne pas engorger le chenal en aval et éviter un rehaussement de la ligne d'eau et une inondation par l'aval, un chenal en rive gauche court-circuiterait le grand méandre en aval du site.

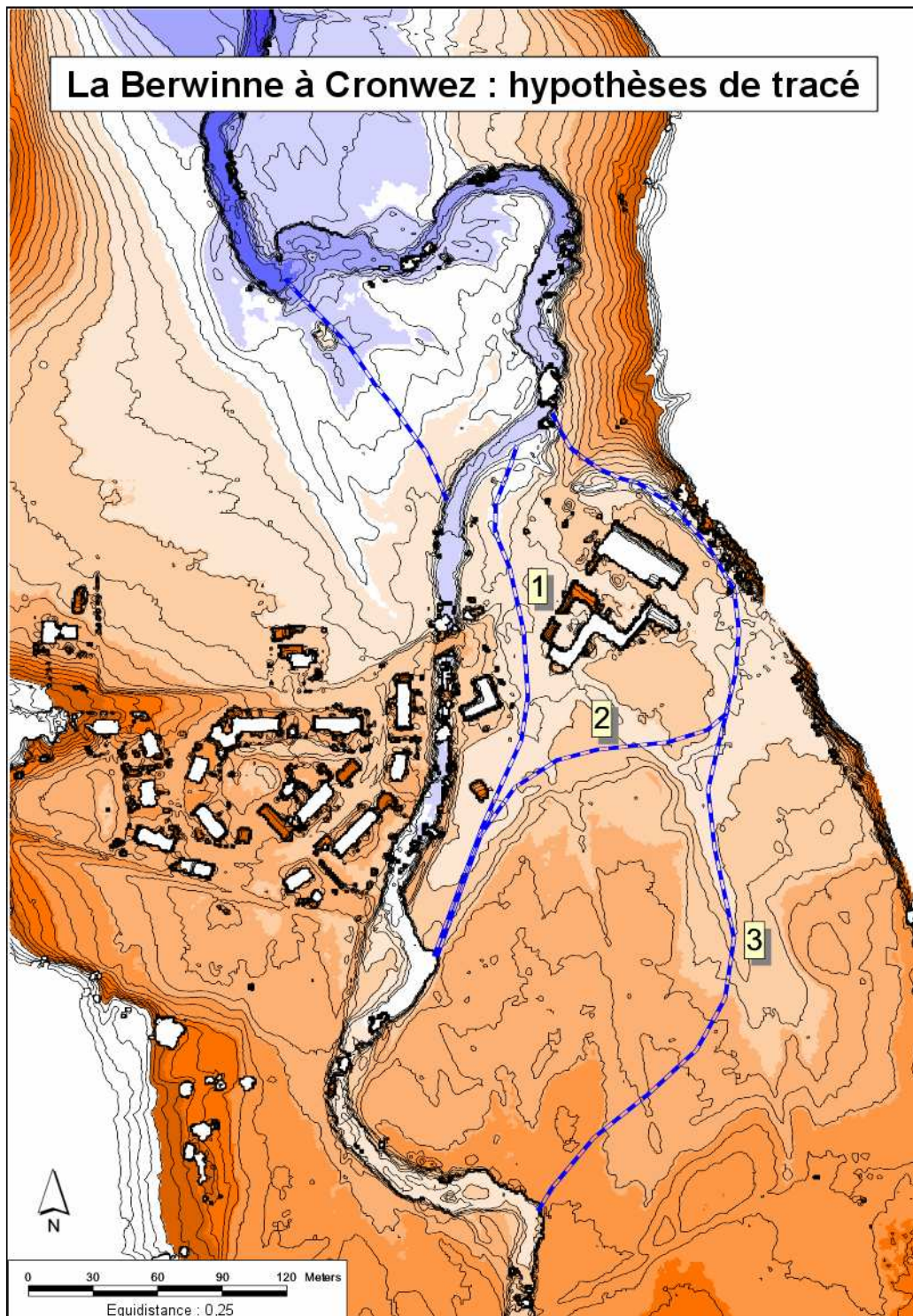


Figure 3 : Localisation des tracés proposés

3.1.6 Débat

Après présentation de la problématique, le débat s'oriente vers une mise en cause de la cité dans l'aggravation des inondations sur le site et de surcroît des deux fermes. Malheureusement, il manque de témoignages et de sources historiques concernant la situation avant la construction de la cité. D. de Thysebaert met également en évidence que le coût de tels aménagements en regard des enjeux protégés est prohibitif et que ce site n'est pas la priorité de la Région Wallonne. F. Petit ajoute qu'une estimation de

l'ampleur des inondations de faible récurrence et que les dégâts inhérents est nécessaire. Nous pouvons élargir alors l'éventail de solution de la manière suivante :

- reconstruire la digue rompue en amont → on protège pour une récurrence de 2 ans
- creuser un chenal selon les deux dernières options → on protège pour une récurrence de 10 ans
- réaliser des bassins de retenues en amont de Dalhem sur la Berwinne et sur le Bolland, affluent principal de la Berwinne → la protection dépend du cubage des bassins et de la dynamique de la crue à écrêter.
- ne rien faire → aucun aménagement et on informe la population sur les risques encourus.

Constatant l'état de délabrement de la rive gauche, la Région Wallonne envisage de rénover cette berge selon une technique non encore définie, mais qui s'orienterait sans nul doute vers des techniques végétales. Les caractéristiques techniques de ce chantier dépendront de l'option envisagée dans la protection du site face aux risques de débordement. Nous constatons qu'un travail de longue haleine de sensibilisation du public à la protection et au respect des cours d'eau doit être réalisé par l'intermédiaire des contrats de rivière et autres organismes de protection de l'environnement. A ce jour, il n'existe pas de contrat de rivière couvrant le bassin de la Berwinne.



4. Synthèse de la visite de terrain sur la Lesse à Villers-sur-Lesse et Lessive

4.1 Contexte

Le bassin hydrographique de la Lesse occupe une superficie de 1343,4 km² et s'étend sur trois grandes régions géographiques : l'Ardenne, la Famenne et le Condroz. La Lesse, ainsi qu'une partie de ses affluents, prennent leur source dans le massif ardennais sur des terrains primaires composés de schistes, phyllades, grès et quartzites. Elle traverse ensuite la bande calcaire, puis continue son parcours en Famenne. Cette dernière, de part la nature schisteuse de ses terrains, se situe en dépression par rapport aux deux autres régions (Ardenne et Condroz). La Lesse y présente une large plaine alluviale et un tracé à forte mobilité latérale.

Au site de Villers-sur-Lesse, situé en Famenne, la Lesse possède une pente de 0,002 m/m et une largeur de 27,6 m. Le débit à plein bord y a été observé à 85 m³/s (Tp = 0,93 an), ce qui permet de calculer une puissance spécifique, égale à 60,4 W/m². Enfin, la charge de fond y est de type caillouteux (D₅₀ mesuré à Lessive = 66 mm).

4.1.1 Villers-sur-Lesse, chantier de techniques végétales sur la Lesse

Entre 1993 et 1995, une série de crues importantes a été enregistrée sur le site de Villers-sur-Lesse. Ces dernières ont permis au méandre aval d'amorcer son recouplement (figure 1).



Figure 1 : Site de Villers-sur-Lesse (fond de plan : Image Quickbird 2006)

L'occupation du sol, à savoir les cultures de maïs en plaine alluviale, a favorisé l'amorce de ce recouplement, étant donné l'absence de couverture végétale sur les terrains inondables en période hivernale. Cette dynamique a donc été accélérée par l'action humaine. De plus, un important atterrissement était en cours de formation au pied de la rive droite. Le recouplement du méandre représentait des milliers de mètres cubes de matériaux mis en mouvement par la rivière. Or en aval du site se trouve le village de Villers-sur-Lesse, qui connaissait déjà de nombreux problèmes d'inondation. Dans un souci de limiter l'aggravation de la situation

dans le village de Villers-sur-Lesse, les gestionnaires de cours d'eau ont souhaité ralentir cette dynamique. Le deuxième souci était de conserver les terrains voués à l'agriculture (propriété de la Donation Royale) menacés par le recoupement de méandre. Par ailleurs, la rive droite de la Lesse subissait également une érosion, créant ainsi une berge verticale, ce qui constituait un site de colonisation pour les hirondelles de rivage.

En 1996, les gestionnaires ont entamé différentes interventions, souhaitant ralentir la dynamique de la rivière. Le chenal de recoupement a été remblayé par les matériaux prélevés dans le lit au niveau de l'atterrissement. De plus, des aménagements utilisant des techniques végétales ont été réalisés au niveau de la berge gauche. Ces aménagements consistaient en un talutage 8/4 sur lequel un géotextile a été posé et des plantations ont été réalisées. Le pied de la berge a été protégé par des fascines de saule. De plus une série d'épis ont été installés dans le but de réorienter le courant vers le centre de la rivière pour réduire l'érosion de la berge d'une part et favoriser la sédimentation d'autre part. Grâce à ces aménagements, on a pu créer une ripisylve sur la rive gauche.

De telle sorte, l'exploitant ne perdait pas de surface agricole utile et pouvait continuer à exploiter ses terres mais à condition qu'il les gère en prairies permanentes. De plus, il acceptait de laisser une bande sans culture (+/- 10 m) le long de la rivière sur environ 300 m de linéaire.

Actuellement le site requiert un entretien régulier mais aucune intervention majeure n'a été nécessaire. Les atterrissements se sont reconstitués depuis lors et la berge s'est bien stabilisée jusqu'à présent.

Un suivi de l'évolution de la végétation suite à ces aménagements a été réalisé par G. Verniers. De plus, des relevés d'insectes et d'oiseaux ont également été effectués. On a ainsi observé un recouvrement progressif des boisements et une forte réduction des espèces herbacées. Actuellement, le site comprend un mélange très dense et une bonne diversité d'espèces ligneuses qui assurent un rôle tampon joué par rapport à la culture de maïs (retenue des nitrates, des matières en suspension,...). Par ailleurs, l'îlot qui s'est formé en rive gauche le long des aménagements permet une certaine diversification au niveau du milieu aquatique (zone de courant rapide par rapport aux zones profondes alentours), ce qui constitue un effet positif sur la biodiversité des habitats. Notons que les renoncules présentes sur le fond du lit sont tout à fait indigènes et sont un indicateur des milieux mésotrophes à eutrophes.

La découverte de la bande boisée permet à S. Abras de présenter les recherches effectuées sur les aspects phytosanitaires : il explique notamment les symptômes et les effets des maladies (ex. *Phytophthora sp.*).

C. Keulen présente ensuite les plans de gestion réalisés dans le cadre de « Natura 2000 » (bases légales, cartographie des sites, objectifs,...). Le site « Natura 2000 » de Villers-sur-Lesse s'étend de Chanly (en amont) à Villers-sur-Lesse (en aval), ce qui comprend la zone du cours d'eau et quelques prairies humides. Vu la dynamique rapide du site, il est difficile de définir un seul habitat à préserver. En effet, nous sommes en présence de plusieurs habitats : les communautés végétales de plantes pionnières liées aux graviers, les prairies à hautes herbes (mégaphorbiaies), les forêts alluviales,... Cela représente différentes zones pour lesquelles des objectifs sont définis. On va considérer le site non pas au coup par coup mais dans son ensemble et essayer de garder cette mosaïque d'habitats sur l'ensemble du site « Natura 2000 ».

Dans ce type de rivière avec des fonds graveleux, caractérisés par des alternances de radiers et de zones plus calmes, au moins trois espèces de poissons sont présentes : le chabot que l'on trouve dans les zones de graviers bien oxygénées, les lamproies de planer, qui se reproduisent dans les zones plus calmes et la bouvière que l'on rencontre dans les bras morts. Le site est un des rares endroits en Belgique où l'on trouve la loutre. On peut également y rencontrer le martin pêcheur.

Les grandes idées du débat portent sur les mesures agri-environnementales, les sites « Natura 2000 », l'intérêt des clôtures mobiles et la politique d'intervention ou de non-intervention des gestionnaires en ce qui concerne le curage des atterrissements. La discussion porte également sur la « normalité » de l'érosion au site. En effet, l'érosion qui a provoqué le recoupement a été favorisée par le fait que la parcelle agricole était occupée par une culture sarclée, sans protection par un tapis végétal. Par contre, l'érosion en rive droite semble, quant à elle, plus limitée car elle s'est réalisée au niveau d'une pâture, là où il y a une protection par un tapis végétal. En ce qui concerne la politique de gestion des plantes invasives suivie en Région wallonne, les efforts se concentrent d'avantage sur la non propagation de ces plantes invasives, plutôt que sur leur destruction.

4.1.2 Villers-sur-Lesse, chantier sur la Wimbe

De façon globale, la réduction des effectifs de brochets est notamment due à une raréfaction des sites de reproduction. C'est pourquoi un ancien bras mort de la Wimbe, affluent de la Lesse, a été aménagé de manière à créer un site de frayère à brochets. Ce bras mort possède une pente légère mais continue sur une soixantaine de mètres de long. Les berges et le fond ont été ensemencés d'un mélange de graminées indigènes qui serviront d'herbiers submergés pendant les crues printanières et sur lesquelles les brochets

pourront déposer leurs oeufs. Un vannage rudimentaire a été installé à l'entrée de la frayère pour permettre le contrôle de la reproduction et, si nécessaire, le transport artificiel de géniteurs dans la frayère.

4.1.3 Barrage de Lessive

L.-M. Petiau présente le chantier de restauration du barrage de Lessive, pour lequel une passe à poissons a été réalisée. Cette dernière consiste en trois bassins successifs s'étageant à des niveaux différents.

4.1.4 Moulin de Lessive

L'évolution du tracé de la Lesse a été mise en évidence par étude diachronique. Celle-ci est basée sur la localisation des berges entre 1777 et 2007 à partir des documents historiques et récents disponibles (cartes anciennes, photographies aériennes, images satellitaires, levés topographiques,...). La dendrochronologie a également été utilisée pour compléter le jeu de données cartographiques. La figure 2 représente la situation du site du Moulin de Lessive en 2006, auquel a été superposé le tracé de la Lesse de 1952. On peut y voir que la localisation du tracé de la Lesse en 1952 diffère fortement de celui de 2006. Une étude plus détaillée a montré la reprise du processus de méandration, liée à un glissement du méandre vers l'aval, ce qui a engendré à partir de 1965 une érosion importante de la berge en rive droite. Entre 1965 et 2006-2007, l'érosion a été au maximum de 45 mètres, mesurée perpendiculairement à l'axe du lit mineur. Globalement, l'érosion mesurée est de l'ordre de 1 m/an.

De manière à ralentir cette érosion, différents aménagements ont été réalisés à titre expérimental en 1996 (figure 2). Outre la pose d'enrochements, deux peignes composés d'épicéas avaient été installés : un en rive gauche en aval du moulin et un second en rive droite au niveau de l'amont du secteur où l'érosion de la berge a été maximale. D'autre part, le grand atterrissement de la rive gauche avait été arasé, de même que d'autres dépôts de moindre importance. Malgré un ralentissement évident de la vitesse d'érosion pendant quelques années, ces aménagements n'ont pas été très efficaces car la sédimentation n'a pas été suffisamment importante pour colmater les peignes. De plus, les épicéas se sont rapidement désagrégés. L'atterrissement de la rive gauche s'est quant à lui rapidement reconstitué et est maintenant colonisé par de jeunes saules.

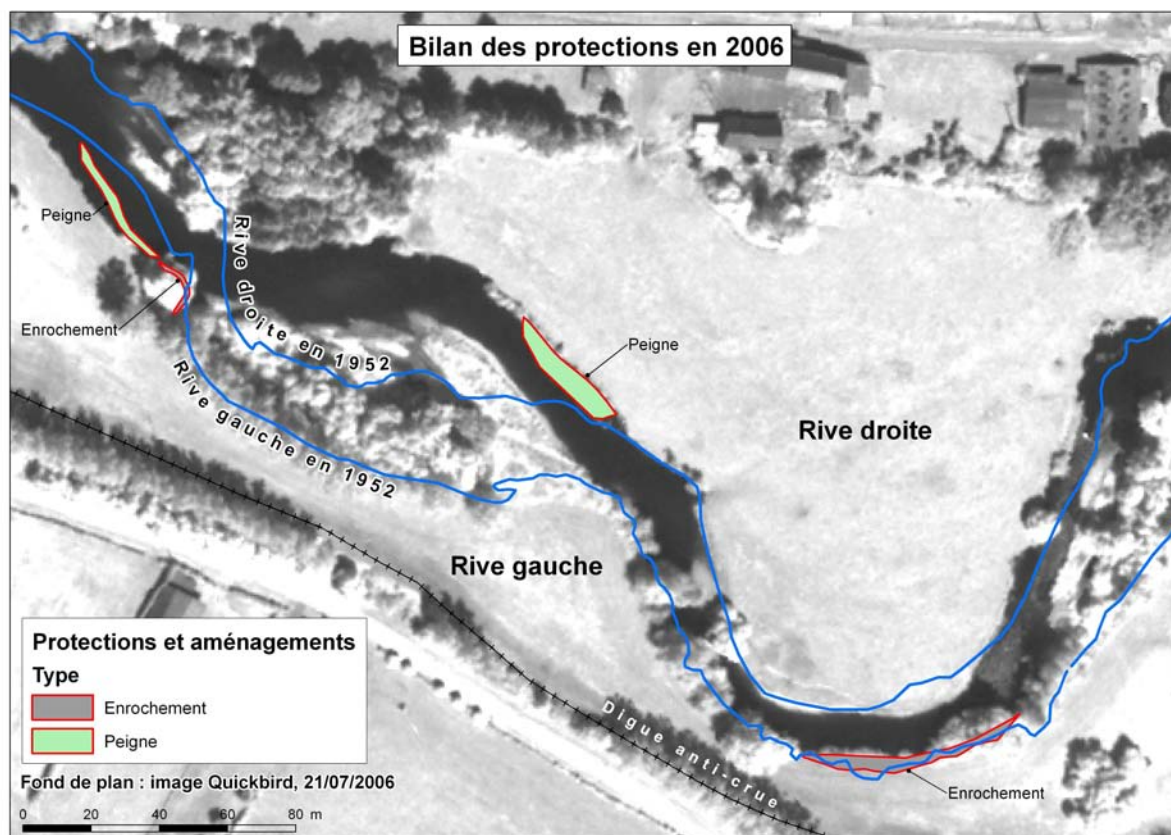


Figure 2 : Site du Moulin de Lessive (fond de plan : image Quickbird 2006)

Il serait intéressant de mettre en relation ces vitesses d'érosion avec les changements d'affectation du sol ayant eu lieu dans le bassin versant durant la période d'étude (entre 1868 et 2007). De manière générale, les changements concernent l'Ardenne où l'on a observé dès la fin du 19^{ème} siècle une expansion des herbages au détriment des terres labourées. On note également quelques cultures supplémentaires en fond de vallée.

4.1.5 Débat.

B. de la Court introduit le débat sur les enjeux, en présentant un projet de chantier à réaliser sur le site (figure 3) : mise à blanc de la plantation d'épicéas située en rive droite en aval, réhabilitation d'une zone de frayère en rive gauche, coupe des peupliers, réhabilitation d'un ancien chenal, pose d'épis en enrochement en amont de l'entrée du chenal réhabilité, arasement partiel du dépôt en rive gauche,... On ralentit ainsi l'érosion de la berge en rive droite et on crée une zone de refuge pour la loutre sur le dépôt de rive gauche.

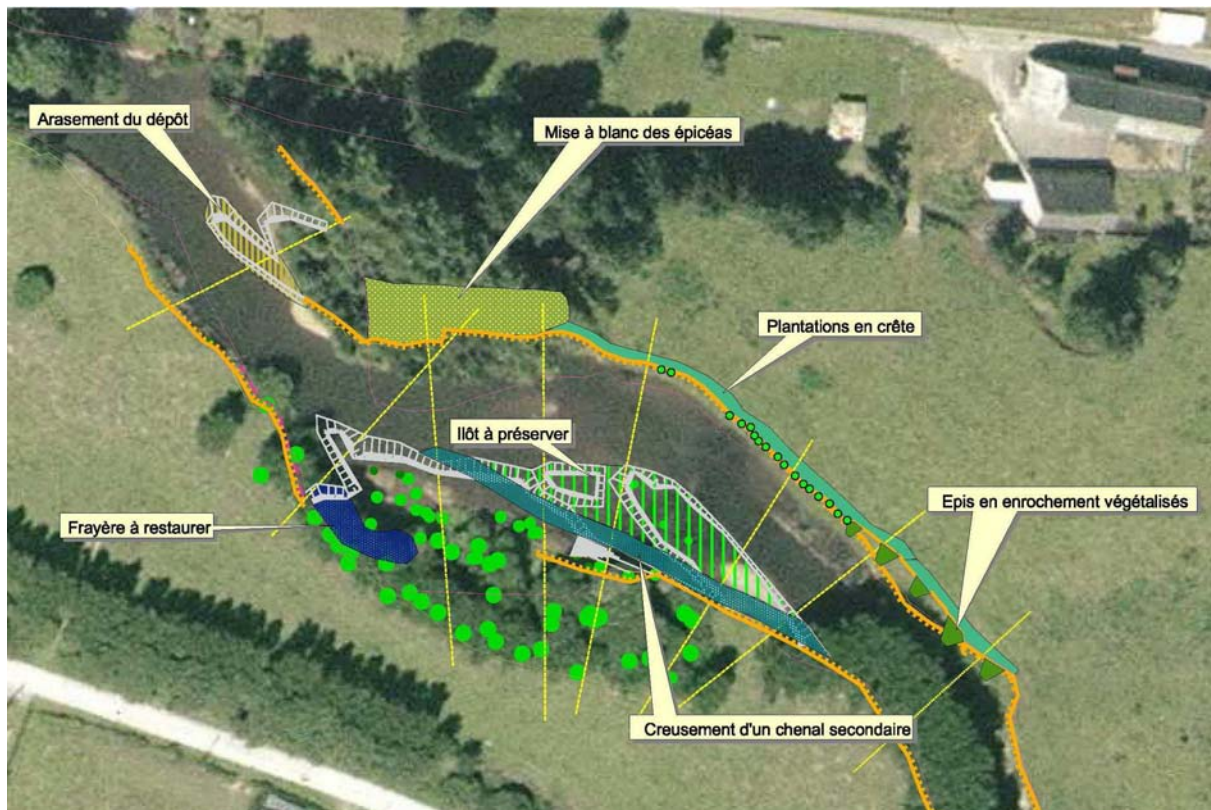


Figure 3 : Projet de chantier au Moulin de Lessive (fond de plan : PPNC 1999)

B. Lachat estime que ce projet n'est pas nécessaire. Il est plus intéressant de conserver la zone telle qu'elle se présente et d'adopter une politique de non-intervention. En effet, ces zones un peu fermées en bordure de cours d'eau présentent des eaux très intéressantes en terme de qualité physico-chimique (filtration à travers les galets). Rétablir un courant dans le chenal, et donc la communication avec la rivière, n'est donc pas une bonne idée selon lui. Par contre, l'abattage des épicéas et des peupliers semble être une bonne chose, d'autant plus que les feuilles de peuplier noir sont extrêmement toxiques lors de leur décomposition. L'ouverture de la noue par l'aval dans le but de créer une frayère à poissons est également à retenir. L'érosion de la berge n'est pas vraiment un problème car elle ne menace que des prairies. Cependant s'il faut impérativement résoudre ces problèmes d'érosion de berges, B. Lachat préconise des épis en enrochements, étant donné les caractéristiques de la rivière. Ceci dit, il est partisan de la non-intervention. Selon lui, il est préférable d'installer des épis en enrochements plutôt que des enrochements le long de la berge. En effet, les épis en enrochements n'isolent pas la berge par rapport au cours d'eau d'une part et ils créent une diversité des écoulements d'autre part. Ils sont donc plus écologiques que de simples enrochements le long de la berge. Un autre enjeu doit être pris en compte : l'érosion de la berge de la rive droite crée une zone d'habitat pour l'hirondelle de rivage. Cette hypothèse de non-intervention est en accord avec les enjeux « Natura 2000 ».

Dans ses travaux sur la sectorisation des cours d'eau, F. Mouchet définit ainsi des enjeux par secteur de cours d'eau. Le secteur de Villers-sur-Lesse s'étend entre les villages de Lessive et de Villers-sur-Lesse.

Les enjeux y sont d'ordre économique (villages, pont,...), écologique (zones « Natura 2000 ») et récréatif (pratique de la pêche, RAVeL,...). Tout comme la méthode *Qualphy*, dont elle est très proche, cette méthode repose sur un découpage spatial. Cependant elle utilise moins de critères et repose davantage sur l'utilisation du sol, du fait des enjeux préalablement définis. Au final, le secteur défini donne un cadre de travail au gestionnaire.



5. Synthèse de la visite de terrain sur la Semois à Etalle et sur la Sûre à Strainchamps

5.1. Reméandration de la Semois à Etalle

5.1.1 Présentation du site et des suivis géomorphologiques et écologiques

Ce premier arrêt se situe en Lorraine belge au sud du massif ardennais. Les roches sont composées en grande partie de conglomérats de marnes et de grès plus ou moins friables, de calcaires et de calcaires sableux du Trias et du Jurassique inférieur en discordance sur la pénélaine post-hercynienne. Au Quaternaire la résistance différentielle des roches a entraîné une érosion et la formation de trois cuestas. Les trois rivières principales (Semois, Ton et Vire/Attert) coulent au pied des trois cuestas et leurs affluents incisent leur front et leur revers. Les rivières typiques de Lorraine présentent une charge sableuse. En fonction de l'organisation du réseau hydrographique, les rivières subséquentes présentent des puissances faibles généralement inférieures à 30 W/m² tandis que celles qui entaillent le revers ou le front des cuestas présentent des puissances plus importantes, supérieures à 50 W/m² (la Rouge Eau).

Le secteur réaménagé de la Semois à Etalle se trouve dans la partie amont du bassin entre sa source à Arlon, à 410 m d'altitude, et Etalle, à la confluence avec le Ruisseau de l'Enclos, à 330 m. Elle parcourt 22,5 km et a donc une pente moyenne entre Arlon et Etalle de 0.0035 m.m⁻¹. Les puissances spécifiques à Chantemelle (2,8 Km en amont - 89 km²) et à Etalle (2,2 km - 127 km²) sont respectivement de 8 et 5 W/m².

Ce secteur, déjà rectifié depuis le début du vingtième siècle, a été rélargi et approfondi dans les années soixante (figure 1). L'objectif était de lutter contre les inondations et de valoriser les terres agricoles. En 2000, la DCENN Secteur de Neufchâteau et le Centre de Recherches de la Nature, des Forêts et du Bois, ont lancé ces travaux extraordinaires de modification du cours d'eau via la création de plusieurs méandres sur deux secteurs d'une centaine de mètres chacun (figure 2). L'ancien lit de la rivière n'a pas été réutilisé en raison de sa différence de niveau avec le lit actuel qui a été ré-approfondi dans les années soixante, ce qui ne permet pas de les reconnecter directement. La seule solution aurait été d'implanter un barrage, avec tous les effets indésirables concernant les inondations et la libre circulation de la faune et des sédiments. De plus, les terrains où se trouve l'ancien lit de la Semois sont des propriétés privées, à l'opposé de la zone réhabilitée qui s'étend sur des terrains communaux.

Le but des aménagements réalisés est de recréer une diversité d'habitats profitable aux poissons en élaborant un tracé sinueux présentant une fluctuation de la profondeur du lit devant permettre une amélioration de la biodiversité. Le secteur amont se caractérise par de faibles modifications de l'état initial. Une méandration légère est amorcée favorisant la formation de dépôts dans le lit. Un îlot de roche en place émergé en période d'étiage a été aménagé dans la partie aval du secteur. La partie non réaménagée entre les deux secteurs a servi de secteur témoin pour l'étude piscicole, tout en étant conscient que le niveau d'eau y a été légèrement augmenté suite aux aménagements. Le lot aval est caractérisé par une méandration plus importante devant permettre une plus forte différenciation de la profondeur du lit. L'ensemble des méandres a été volontairement surdimensionné afin de laisser à la Semois la possibilité de créer une méandration secondaire adaptée à sa dynamique locale.

Lors des travaux, des dispositions ont été prévues pour protéger au maximum les zones forestières ainsi que les populations piscicoles.

A la suite de ces aménagements, l'analyse des impacts sur la diversité morphologique a été étudiée grâce à la réalisation de cartes de microhabitats basées sur le croisement du substrat et de la bathymétrie. La combinaison de ces éléments a permis d'obtenir 16 types pour lesquels la superficie et la répartition peuvent être étudiés à partir d'outils SIG classiques. Les emplacements des sites d'échantillonnage de macroinvertébrés ont été définis très précisément en fonction du pourcentage de superficie des types de microhabitats afin d'assurer la répartition la plus représentative possible. Pour exemple, on peut considérer que les quatre sites d'échantillonnage du lot aval sont représentatifs de 60 % des types de microhabitats.

Des analyses semi-quantitatives ont été réalisées dans les différents microhabitats. Elles ne montrent pas de différences significatives entre les secteurs non réaménagés et aménagés. Les nombres de taxa et l'indice de Shannon sont même supérieurs dans le secteur non réaménagé. Cela peut s'expliquer par une grande proportion de taxons pollutotolérants et ubiquistes du point de vue du substrat. De plus, on peut considérer que plusieurs années sont nécessaires à la réinstallation des populations de macroinvertébrés dans des tronçons complètement réaménagés. Cela nous indique que l'impact de la qualité physico-chimique de l'eau semble dans ce cas, plus important que la qualité morphologique du cours d'eau.

Du point de vue piscicole, quatre espèces de petite taille sont sensiblement favorisées par les aménagements (Loche, Chabot, Goujon et Gardon). Par ailleurs, l'examen de la structure de la population de Chevaines montre également que les juvéniles de cette espèce sont nettement et, cette fois très significativement, favorisés par les aménagements (apparition de zones peu profondes). Dans ce cas,

malgré une qualité de l'eau déficiente, des résultats très tangibles sont perceptibles et quantitativement importants grâce à la seule modification physique du cours d'eau.

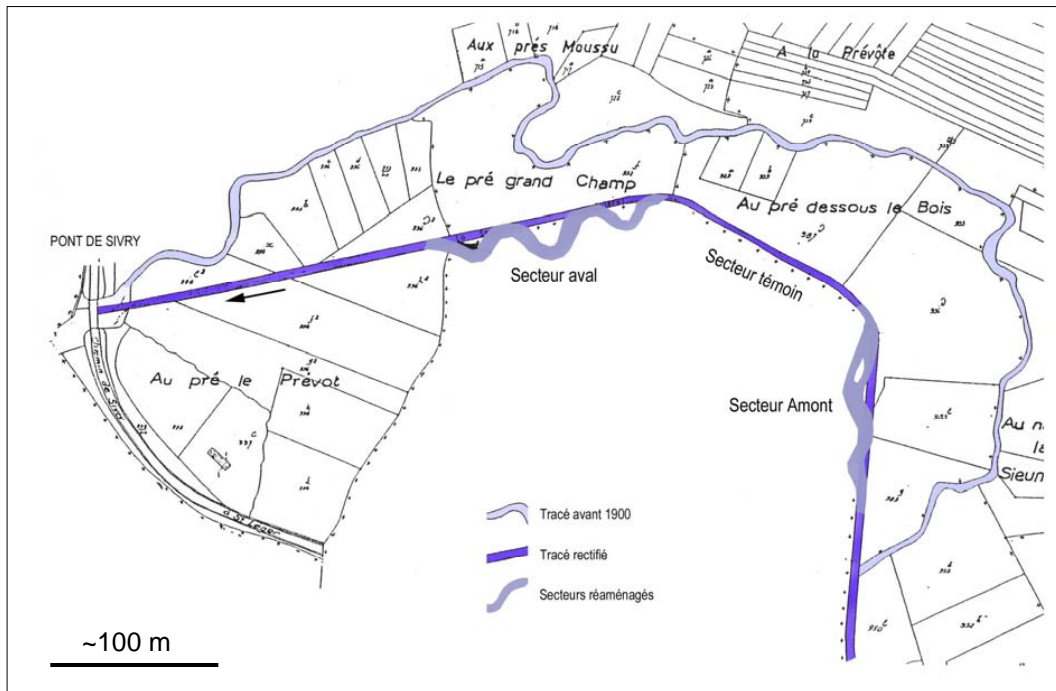


Figure 1 : Modifications de tracé de la Semois en amont d'Etalle

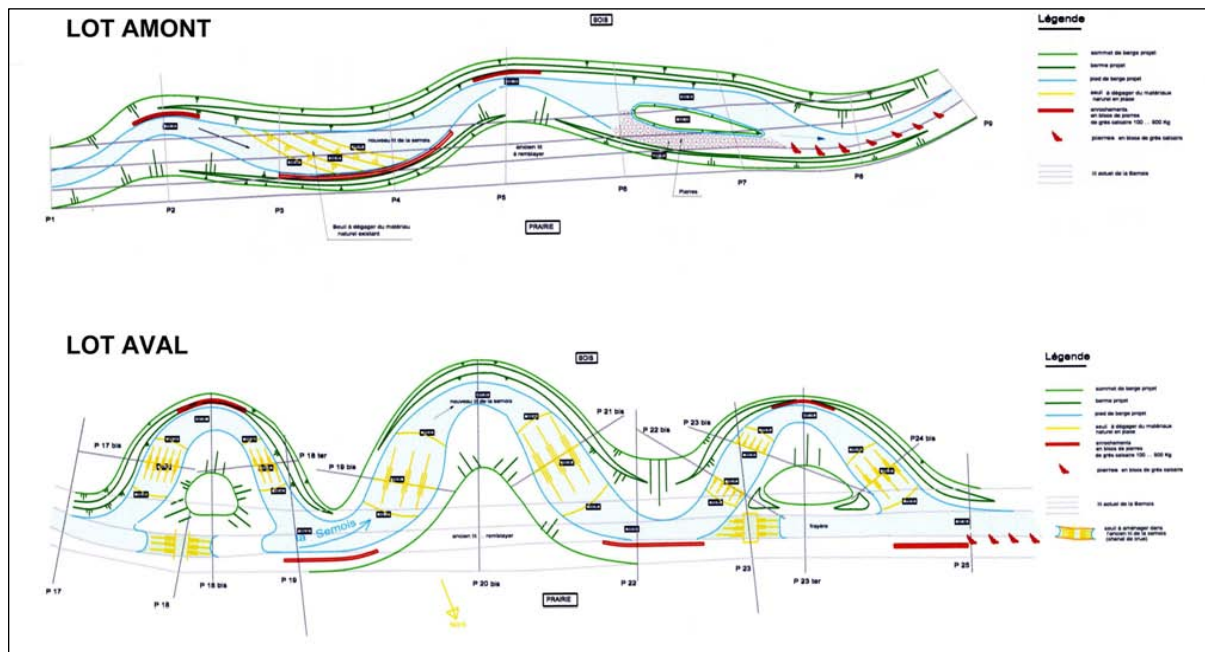


Figure 2 : Réméandrage du cours de la Semois en amont d'Etalle

5.1.2 Débat

Concernant l'utilisation des juvéniles comme indicateur de l'état du milieu L. Vigier précise que dans le cadre de travaux en Savoie, des variations inter et intra annuelles sont observées et s'interroge quant à l'impact éventuel sur les résultats. E. Dupont précise qu'il a observé ce phénomène tant dans les secteurs naturels que dans les secteurs remaniés sans que cela ne nuise aux résultats.

Au vu des aménagements réalisés, L. Vigier indique ensuite qu'en effectuant des aménagements similaires en France, une augmentation du nombre de microhabitats, la formation de dépôts et une amélioration rapide de la qualité de l'eau étaient observées. Il est précisé que du point de vue des sédiments, une variation des formes du fond du lit par des dépôts sableux était attendue dans des proportions plus importantes.

K. Skinner remarque que la solution adoptée semble convenir à une rivière de faible énergie. En effet des méandres très serrés, permettent une différentiation notable des profondeurs. Il remarque cependant les risques d'érosion dans les concavités des méandres. E. Dupont lui précise que des protections de berges ont été installées afin de limiter ce problème.

5.2 Confluence de la Strange à Strainchamps

5.2.1 Présentation du site

Le second site visité se situe au Sud-Est du Massif Ardennais. L'Ardenne est principalement composée de roches sédimentaires consolidées (phyllades, grès) mais aussi plus friables (schistes) du Dévonien inférieur et du Cambro-ordovicien, limitée au NO par des roches calcaires du Dévonien moyen et supérieur. Ces différences, ainsi qu'un héritage tectonique, influent sur le tracé, la pente et la largeur des vallées. Les rivières d'Ardenne sont principalement à charge caillouteuse avec un bassin versant constitué de roches imperméables. Au sud, on trouve des rivières avec des puissances faibles résultant de pentes peu marquées, liées à la mise en place du réseau hydrographique de la Semois. Par contre la Sûre, appartenant au bassin de la Moselle, montre des puissances plus importantes.

Au niveau de Strainchamps, la bassin versant de la Sûre est de 123 km². La pente locale est de 0.0026 m. m⁻¹ avec un Q_b estimé¹ à 15 m³/s et une largeur au Q_b de 9.2 m. Le bassin versant de la Strange est, à sa confluence avec la Sûre, de 31 km². La pente locale est de 0.007 m.m⁻¹ avec un Q_b estimé¹ à 3.7 m³/s et une largeur au Q_b de 3.3 m. Les puissances spécifiques au Q_b sont respectivement de 40 et 77 W/m².

La confluence naturelle de la Strange avec la Sûre a été supprimée et le cours d'eau a été dévié dans un bief de moulin. Actuellement la Strange termine son cours dans une conduite en béton (le trop plein du biez) qui est officiellement considérée comme la confluence. Le bief est actuellement fortement colmaté (figure 3). En effet, la différence de pente entre la Strange et le bief du canal provoque une perte de compétence importante qui provoque l'arrêt de la charge de fond.

L'observation des cartes anciennes permet de se rendre compte que la déviation de la Strange existait déjà à la fin du 18^{ème} siècle. A cette époque, une partie de la Sûre était également déviée afin d'assurer un débit plus important dans le bief. Cette partie est colmatée à l'heure actuelle.

Dans le cadre du projet « LIFE Loutre » qui vise à maintenir et à développer les populations de loutres et leurs habitats, il est envisagé de recréer une connexion semi-naturelle entre les deux rivières qui permettrait à la loutre de recoloniser la vallée de la Strange mais également de rendre la confluence franchissable pour la majorité des espèces aquatiques. Dans ce sens, ce projet est également soutenu par les Services techniques de la Province du Luxembourg et la Division Nature de la Région Wallonne (Service de la Pêche).

De plus, ce projet intéresse également le projet « LIFE Moules Perlières ». Une population existe dans la vallée de la Sûre, la Strange pourrait potentiellement en accueillir aussi vu qu'elle présente une bonne qualité d'eau. Cependant, la présence des moules perlières nécessite la présence d'une population de truite fario, ces dernières étant les hôtes du stade parasite des moules. Recréer une connexion franchissable entre la Sûre et la Strange permettrait donc aux truites de remonter cette rivière et favoriserait l'implantation d'une population de moules. G. Motte fait également remarquer que quelque soit la solution adoptée, il sera nécessaire de prendre des précautions quant aux sédiments colmatant actuellement le bief afin de ne pas « étouffer » les populations de moules et les frayères situées dans la Sûre en aval de la confluence.

Un des problèmes est d'origine foncière. C. Leclercq signale que le projet LIFE permet d'acheter des terrains dans le cadre d'une amélioration du site. Le terrain entre le canal de la Strange et la Sûre où pourrait être réalisée la nouvelle connexion est divisé en trois parcelles. Les propriétaires de la partie amont et de la partie aval sont disposés à céder tout ou partie des terrains. Cependant le propriétaire du moulin qui désire produire de l'hydroélectricité dans le futur demande que soit respecté son droit d'eau. Le propriétaire de la partie centrale ne désire pas vendre.

Actuellement deux connexions semi-naturelles existent en amont. Elles sont toutefois considérées comme infranchissables pour de nombreuses espèces de poissons.

La première s'est créée à partir du déversoir principal du bief (partiellement abaissé) conçu à l'origine pour réguler le débit du canal. Il laisse actuellement passer la majeure partie du débit de la Strange. De nombreux intervenants remarquent que le chenal, formé en quelques années seulement, s'apparente maintenant à un

¹ Cette valeur est obtenue par la formule $Q_b = 0,1346 A^{0,974}$ (PETIT F., HALLOT E., HOUBRECHTS G. & MOLS J., 2005. Evaluation des puissances spécifiques de rivières de moyenne et haute Belgique, Bull. Soc. Géog. Liège, 46, 37-51.)

chenal naturel avec une méandration, la présence d'une alternance seuils-mouilles et des dépôts latéraux. Mais vu que ce chenal n'est pas inscrit officiellement à l'Atlas des Cours d'Eau, le propriétaire du moulin peut décider légalement de fermer ce passage ou de colmater ce chenal. Ce dernier présente une chute de plusieurs dizaines de centimètres qui tend à se rapprocher du canal par érosion régressive.

La seconde connexion provient d'une brèche plus en amont dans la berge du canal. Cette brèche a été partiellement colmatée par un empierrement. Le chenal n'est actif que lors de forts débits de la Strange.

Trois solutions se dégagent, d'aval en amont :

1. Aménager le batardeau et le chenal semi-naturel au niveau de la propriété du moulin (A) ;
2. Aménager un chenal au niveau de la brèche amont dans la berge du canal (B) ;
3. Recréer une connexion avec la Sûre au niveau de l'ancienne confluence naturelle, le propriétaire du terrain ayant donné un accord de principe quant à la vente du terrain (C).

Quelle que soit la solution choisie, il sera nécessaire d'acheter ou de modifier légalement le droit d'eau du moulin. De même, tous les propriétaires et acteurs de la zone devront définir leurs objectifs quant à l'utilisation des terres et de l'eau.

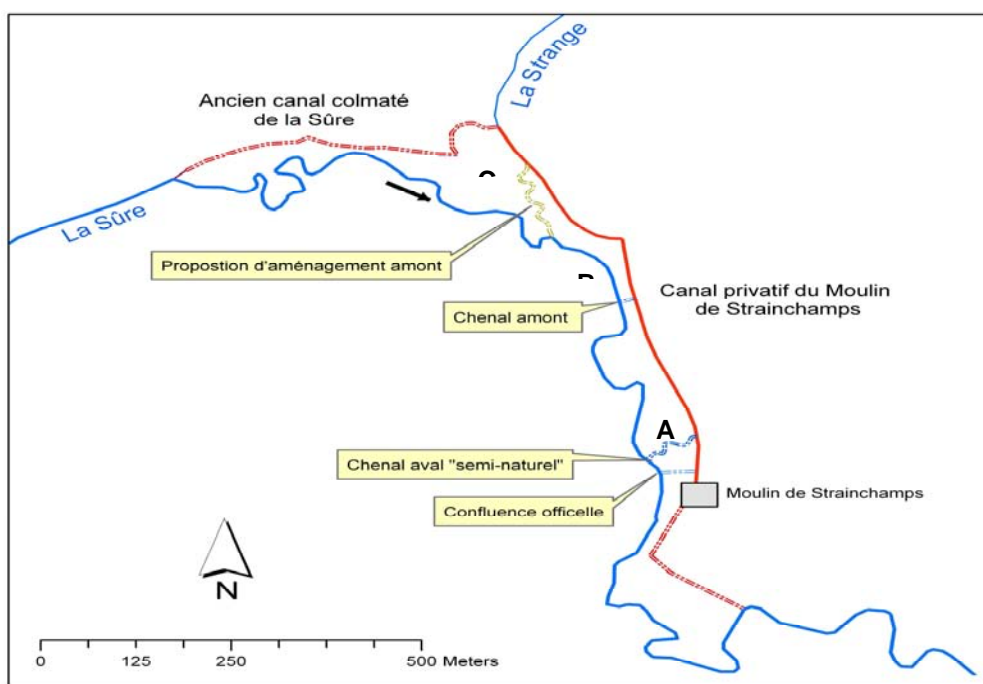


Figure 3 : Confluence de la Strange avec la Sûre - Moulin de Strainchamps

2.2 Débat

La majorité des intervenants suggère de conserver la connexion aval (A), car, existant déjà, les aménagements à réaliser seraient moindres. De plus, dans l'état actuel, certaines espèces piscicoles peuvent déjà franchir l'obstacle (la truite, p.ex.). Toutefois, E. Dupont signale l'intérêt de faire remonter d'autres espèces que la truite dans le cours d'eau.

K. Skinner donne un avis différent. Il précise que quelle que soit la solution, il sera nécessaire de dissiper l'énergie de la Strange vu les différences de pente et de puissance avec la Sûre. En effet, dans le cas de la connexion actuelle, en aval, le chenal présente une forte pente et l'érosion régressive observée risque de déstabiliser la berge du canal dans l'avenir. Pour lui, la solution idéale serait de recréer dans la partie amont du site (C) un chenal avec des méandres afin de se rapprocher des conditions naturelles de la rivière et également de dissiper son énergie. La pente de ce chenal devra être régulière et la plus proche possible de celle de la Sûre en amont de son entrée dans le canal, afin d'éviter le phénomène d'érosion régressive.

Les intervenants concluent en remarquant qu'il s'agit surtout d'un problème d'ordre foncier. Comment acquérir les parcelles et le droit d'eau en limitant les conflits entre les différentes parties concernées? La dernière solution proposée semble la plus pratique car elle peut être réalisée sur des terrains pouvant être acquis facilement et offrant suffisamment d'espace.

