

Walphy, un projet expérimental de réhabilitation de cours d'eau : suivis hydromorphologiques et écologiques

Walphy, an experimental project of river rehabilitation: hydromorphological and ecological monitoring

Liévin Castelain¹, Alexandre Peeters², Marie Halleux¹,
Bernard de le Court³, Gisèle Verniers¹

¹ Université de Namur – URBE, rue de Bruxelles 61, 5000 Namur, Belgique
lievin.castelain@unamur.be

² Université de Liège – LHGF, Clos Mercator 3, B11, 4000 Liège, Belgique
a.peeters@ulg.ac.be

³ Direction des Cours d'Eau non Navigables, avenue Reine Astrid 39, 5000 Namur, Belgique
bernard.delecourt@spw.wallonie.be

Résumé – Le projet Life Environnement WALPHY, co-financé par l'Union Européenne, a eu pour objectif de réaliser des travaux de restauration de la qualité hydromorphologique du Bocq, affluent de la Meuse. La continuité longitudinale, qui concerne la libre circulation des poissons et le transport naturel des sédiments, a été fortement perturbée par un grand nombre d'obstacles (vannages, déversoirs, ...). Afin de rétablir cette continuité, des travaux d'arasement ou d'aménagement (passes à bassins, bras de contournement, rampes rugueuses...) d'obstacles ont été réalisés. De plus, des travaux de reméandration, de diversification des écoulements ou de création d'habitats piscicoles ont été menés afin d'améliorer la continuité transversale. Ces travaux ont fait l'objet de suivis scientifiques sur base d'analyses géomorphologiques, hydromorphologiques et écologiques. Des méthodes standardisées et reproductibles ont été mises au point pour comparer la situation avant et après travaux. L'application de ces méthodes a montré que le suivi des microhabitats couplé à l'analyse des populations de macroinvertébrés et de poissons est à même de mettre en évidence les évolutions post-travaux. Deux exemples d'études avant et après travaux sont présentés : l'arasement d'un déversoir et la reméandration d'un secteur rectifié. Les résultats montrent une bonne évolution des indicateurs biologiques.

Mots-clés – restauration hydromorphologique, travaux de réhabilitation, suivis écologiques et hydromorphologiques, DCE

Abstract – The Life Environment project WALPHY, co-funded by the European Union, aimed to improve hydromorphology of the Bocq catchment, a tributary of the Meuse. Longitudinal continuity, which concerns the free movement of fish and sediments, was strongly affected

by a large number of barriers (weirs, culverts, ...). In order to restore this continuity, different rehabilitation projects have been undertaken, such as weir removal, bypass channel, pre-barrages, fish passes or rock ramp. In addition, operations such as remeandering, flow diversification or creating fish habitats were also conducted to restore lateral connectivity. These projects have been the subject of a scientific monitoring based on geomorphological, hydromorphological and ecological analyzes. Standardized and reproducible methods have been developed to compare the situation before and after rehabilitation. Application of these methods showed that microhabitats survey associated with the analysis of macroinvertebrates and fish provide good indicators for the post-project monitoring. Two examples of pre- and post-restoration studies are presented : the a weir removal at Spontin and the a remeandering of a straightened river channel at Emptinale. The results show a good evolution of biological indicators.

Key words – hydromorphological restoration, rehabilitation projects, hydromorphological and ecological monitoring, WFD

1 INTRODUCTION

1.1 Contexte du projet

Diverses modifications engendrées par l'Homme et ses activités ont mis à mal l'intégrité des milieux aquatiques, tant au niveau physico-chimique que morphologique. Les interventions anciennes sur lesquelles il faut agir sont multiples : rectification, modification du tracé, recalibrage voire canalisation, ouvrages transversaux, etc. Mis en place pour différentes raisons, ils ont eu un impact majeur sur la diversité des habitats des rivières ainsi que sur la circulation des sédiments et des organismes (Malavoi et Adam, 2007). Ce n'est que depuis une vingtaine d'années que se développe l'écologie de la restauration des cours d'eau. C'est l'amélioration de l'habitat qui est généralement visée, à travers le remaniement du tracé, l'aménagement des obstacles ou la diversification du lit (Roni *et al.*, 2008). Les maîtres-mots sont la libre circulation des organismes et des sédiments ainsi que l'hétérogénéisation des substrats et des faciès

d'écoulement. Mais les résultats se montrent mitigés (Roni *et al.*, 2008), ce qui semble indiquer une grande variété de situations. Il n'est effectivement pas évident de faire ressortir des généralités à ce sujet.

Le projet Life Environnement Walphy s'inscrit dans le contexte de la directive-cadre sur l'Eau (DCE 2000/60/CE), qui impose aux états membres d'atteindre le « bon état écologique » des masses d'eau de surface à l'horizon 2015, et au plus tard en 2027. L'objectif principal de ce projet pilote a consisté en la mise au point d'une méthodologie concrète permettant d'identifier les travaux de restauration à entreprendre en vue d'améliorer la qualité hydromorphologique des masses d'eau « à risque de non-atteinte du bon état écologique » du bassin hydrographique de la Meuse. Pour ce faire, le schéma général du projet Walphy et l'emboîtement des différentes actions ont été définis de la manière la plus cohérente possible d'un point de vue conceptuel. Le projet comprenait :

- des études préliminaires permettant de sélectionner les masses

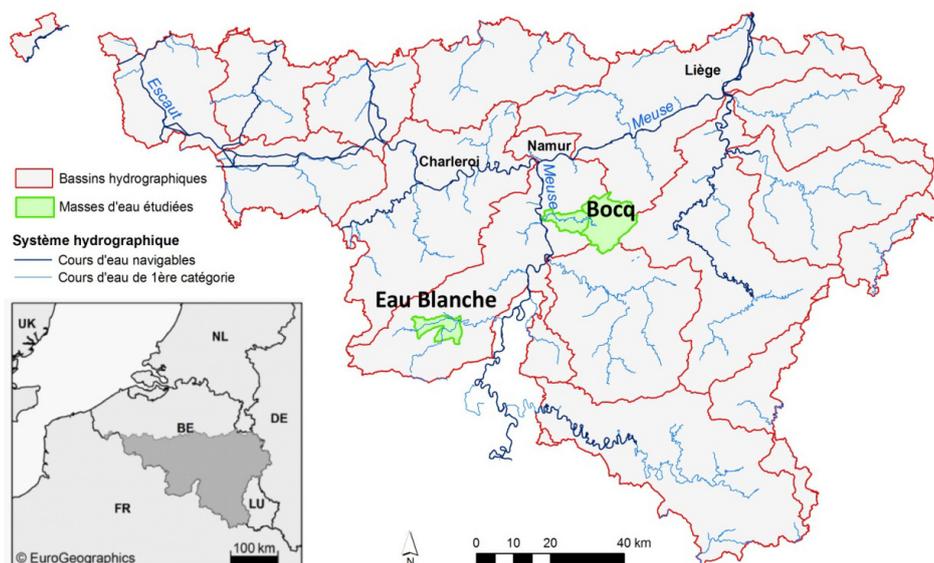


Fig. 1. Localisation des masses d'eau étudiées dans le projet Walphy.

Fig. 1. Location of the water bodies studied in the Walphy project.

d'eau sur lesquelles il est nécessaire d'intervenir ;

- un diagnostic sur la qualité hydromorphologique des masses d'eau, afin d'identifier les secteurs les plus altérés physiquement ;
- une connaissance du terrain et un ensemble de lignes directrices permettant la conception et la réalisation des travaux de restauration ;
- la mise au point d'une méthodologie d'évaluation de la qualité hydromorphologique et biologique avant travaux (états initiaux) et de suivis après travaux (suivis).

La méthodologie a été appliquée sur les masses d'eau de deux cours d'eau de caractéristiques différentes : l'Eau Blanche, à faible énergie, et le Bocq, à forte énergie (Fig. 1), ceci afin de dégager des enseignements applicables à une large échelle et pour différents

types de cours d'eau. La volonté de restaurer l'ensemble du linéaire n'est pas anodine, puisque les aménagements se concentrent d'ordinaire sur des portions restreintes (Lake *et al.*, 2007). De même, pour une évaluation écologique globale, le suivi pré- et post-travaux a été très complet par rapport à ce qui est communément opéré (Palmer *et al.*, 2010). L'ensemble de ces enseignements a été synthétisé dans un guide technique (Peeters *et al.*, 2013a ; téléchargeable sur le site www.walphy.be).

Le projet Life Environnement Walphy a démarré en janvier 2009 pour une durée de 5 ans avec un cofinancement de la Commission européenne. Il a été mené par trois partenaires : la Direction des Cours d'eau non navigables du Service public de Wallonie, qui a assuré les travaux selon deux axes de fonctionnalité de la

rivière (longitudinal et transversal) ; les Universités de Namur et de Liège qui ont été responsables des suivis écologiques et hydromorphologiques.

1.2 Sites d'étude et travaux de réhabilitation selon deux axes

Dans cet article, nous nous focaliserons sur les aménagements réalisés sur le Bocq, affluent rive droite de la Meuse. Son bassin versant est de 237 km², recouvert principalement de prairies et de cultures dans la zone amont et de versants boisés en aval. Le débit moyen inter-annuel en amont de sa confluence avec la Meuse est de 2,2 m³/s. Il s'agit d'une rivière à charge caillouteuse, dont la majeure partie du tracé possède une pente de l'ordre de 5 ‰, ce qui correspond à un cours d'eau à forte énergie (puissance spécifique pour le niveau de pleins bords supérieure à 100 W/m²). Le secteur intermédiaire du Bocq, où des travaux de reméandration ont été entrepris, possède une pente et une puissance spécifique plus faibles, de respectivement 2 ‰ et 20 W/m². Ces paramètres combinés à des débits d'étiage soutenus par l'apport de nombreuses résurgences en zones calcaires font du Bocq une rivière salmonicole.

1.2.1 Axe longitudinal

Le Bocq est fortement impacté par un grand nombre d'obstacles liés à des usages anciens du cours d'eau : moulins, forges, pompes à eau, douves de château... perturbant la libre circulation des poissons et le transport naturel des sédiments. Ils ont été recensés au

nombre de 76 dont 28 sont classés majeurs ou infranchissables (Fédération des Sociétés de Pêche Vesdre-Amblève, 2004). Ces obstacles fragmentent le cours du Bocq, le déconnectant de la Meuse d'une part, et le scindant en un grand nombre de biefs isolés les uns des autres d'autre part. Les plus grands linéaires sans obstacles, calculés en considérant les obstacles mineurs franchissables, ne dépassent pas 10 km (Fig. 2). Parmi ces obstacles, 26 ont fait l'objet d'études spécifiques et 22 ont été aménagés dans le cadre du projet Walphy, ce qui a permis de reconnecter le Bocq à la Meuse sur plus de 16 km et de libérer un linéaire de près de 31 km sur la partie médiane du bassin (Fig. 3).

Le choix des interventions a été effectué sur base d'études préliminaires débouchant sur plusieurs variantes d'aménagement. Les solutions techniques retenues sont diversifiées (Fig. 3). On compte 7 effacements d'ouvrage (arasements), 6 bras de contournement, 3 pré-barrages, 2 rampes rugueuses, 1 passe à poissons et 3 scénarii mixtes combinant 2 dispositifs techniques sur un même site (Fig. 4).

Le coût moyen des travaux de restauration de la continuité longitudinale s'est élevé à 68 396 euros par aménagement, pour un dénivelé moyen aménagé de 1,35 m, soit un coût moyen par mètre de dénivelé légèrement supérieur à 50 000 euros. Ce montant couvre le coût total des travaux excepté les frais éventuels d'acquisition de terrain et indemnités pour occupation temporaire des propriétés. Parmi les aménagements réalisés, c'est l'arasement qui a le meilleur rapport coût-efficacité, ce qui correspond à ce qui avait déjà

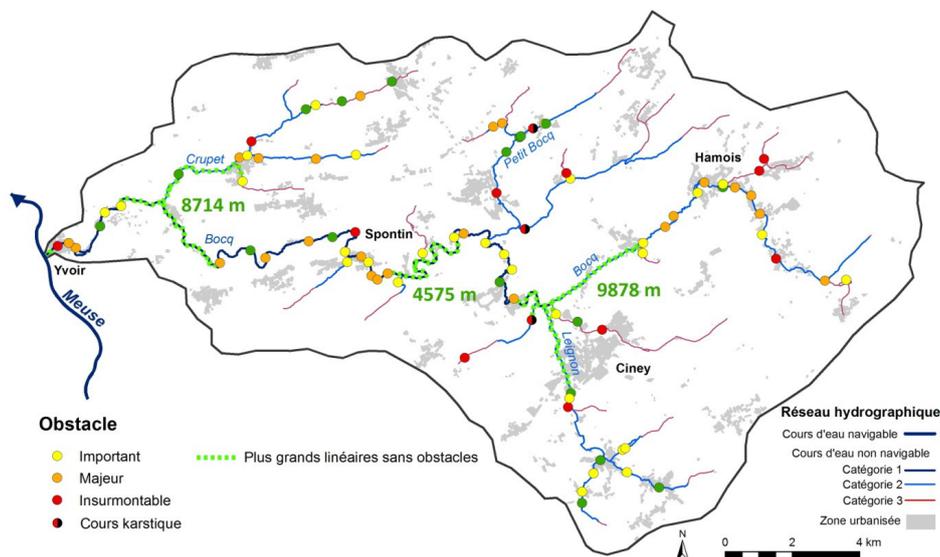


Fig. 2. Localisation des obstacles inventoriés dans le bassin du Bocq avant les travaux de restauration (modifié d'après Fédération des Sociétés de Pêche Vesdre-Amblève, 2004).

Fig. 2. Location of the barriers inventoried in the Bocq catchment before the restoration projects (modified from Fédération des Sociétés de Pêche Vesdre-Amblève, 2004).

été mis en évidence dans la littérature (Hart *et al.*, 2002 ; Elbourne *et al.*, 2013).

Nous développerons l'exemple de l'arasement du déversoir de Spontin d'une hauteur de 1,2 m, situé à la sortie du village ; il alimentait jadis une pompe à eau (Fig. 5). Les travaux d'arasement ont eu lieu en décembre 2010 et ont contribué à l'ouverture de la partie médiane du bassin.

1.2.2 Axe transversal

Des travaux de restauration de l'axe transversal, témoin des relations du cours d'eau avec sa plaine alluviale mais aussi de la diversité du milieu en habitats et lieux de reproduction, souvent banalisée par des rectifications, ont également été entrepris. Ils représentent 3 568 m de longueur effective

sur le Bocq et ses affluents. Le coût moyen s'élève à 68 euros/m linéaire.

Nous traiterons de l'exemple du site d'Emptinale où le Bocq passe sous une route nationale dans un pertuis en béton de 60 m de longueur datant des années soixante-dix et où le tracé du lit avait été rectifié en amont de ce pertuis (localisation à la Fig. 3). Dès lors, le Bocq présentait un faciès d'écoulement uniforme, profond et lent, offrant une faible diversité d'habitats aquatiques.

Le projet a eu pour objectif de réhabiliter les habitats dégradés en installant un substrat plus biogène dans le pertuis et en diversifiant les faciès d'écoulement par la création de deux méandres à l'amont du pertuis sur environ 150 m (Fig. 6). Les travaux ont eu lieu de septembre à octobre 2011.

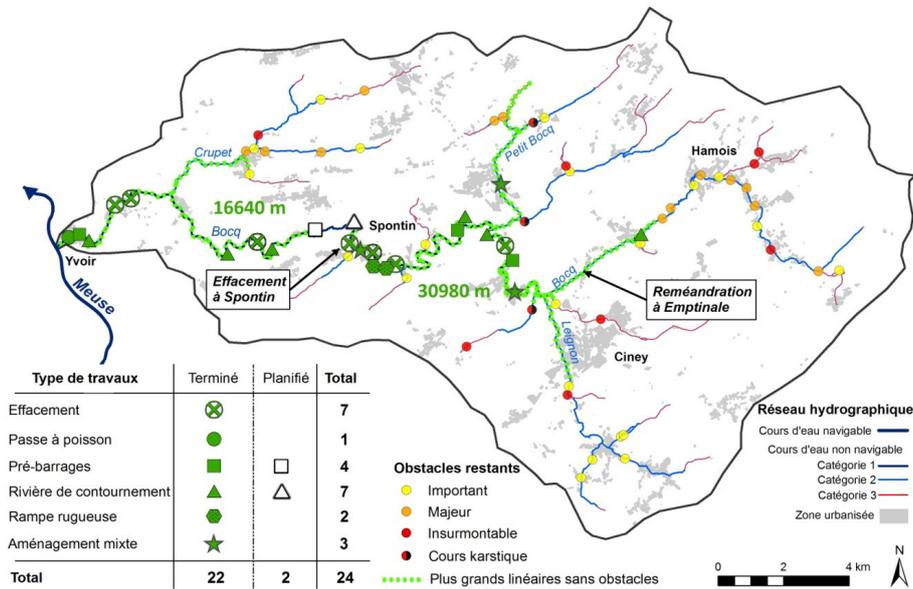


Fig. 3. Type de travaux d'aménagement d'obstacles réalisés et localisation des deux sites illustrés dans le présent article (cadres noirs) (modifié d'après Fédération des Sociétés de Pêche Vesdre-Ambève, 2004).

Fig. 3. Type of barriers restoration projects and location of the two sites illustrated in the present paper (black frames) (modified from Fédération des Sociétés de Pêche Vesdre-Ambève, 2004).



Fig. 4. Trois exemples d'aménagement d'obstacles sur le Bocq : bras de contournement à Purnode (à gauche), dispositif en pré-barrages Yvoir (au milieu) et passe à poissons à Yvoir (à droite).

Fig. 4. Three examples of barriers restoration projects implemented on the Bocq river: bypass channel in Purnode (left), pre-barrage (middle) and fish pass in Yvoir (right).



Fig. 5. Déversoir de Spontin avant (à gauche), pendant (au milieu) et après travaux d'effacement (à droite).

Fig. 5. Weir in Spontin before (left), during (middle) and after removal (right).



Fig. 6. Reméandration du Bocq à Emptinale.

Fig. 6. Bocq river remeandering in Emptinale.

2 DES SUIVIS HYDROMORPHOLOGIQUES ET ÉCOLOGIQUES

2.1 Méthodologies

2.1.1 Suivis hydromorphologiques

La méthode utilisée pour caractériser les habitats aquatiques est inspirée de méthodes existantes plus anciennes (Souchon *et al.*, 1989), consistant à dresser une cartographie précise des microhabitats pour une station déterminée (Peeters *et al.*, 2013b).

L'objectif de notre travail a donc été de caractériser physiquement chaque station suivant trois composantes : les profondeurs, les vitesses de courant et les substrats du fond du lit. La longueur

de la station cartographiée, pour être représentative du secteur restauré, est déterminée en fonction de la largeur du cours d'eau et du type d'aménagement. De manière générale, la cartographie couvre dix fois la largeur du cours d'eau, mesurée pour un niveau de pleins bords. Le relevé topographique est effectué à l'aide d'une station totale de type Leica TC600. Plusieurs mesures sont réalisées : (I) des profils en travers sont levés à intervalles réguliers (calculés en fonction de la longueur de la station) ; (II) des points intermédiaires entre les profils complètent le levé du fond du lit et (III) plusieurs relevés du plan d'eau sont effectués de manière à connaître la pente de la ligne d'eau et les profondeurs. Les mesures de

vitesse sont réalisées à l'aide d'un courantomètre électromagnétique (Flo-mate 2000 de Marsh-McBirney) à une profondeur correspondant à quatre dixième de la hauteur de la colonne d'eau (mesurée depuis le fond du lit), se rapprochant ainsi de la vitesse moyenne du profil vertical (Bravard et Petit, 2000). Chaque mesure de vitesse est associée à une mesure de profondeur de manière à avoir une bonne couverture du lit mineur. La cartographie des substrats de la station complète les données relevées. Elle est réalisée à l'aide d'un aquascope et elle concerne les substrats tant minéraux que végétaux.

Ce travail a été réalisé avant et après les travaux de restauration dans le but de suivre l'évolution des caractéristiques hydromorphologiques des sites : en août 2009 et mai 2012 (soit 17 mois après les travaux d'arasement) à Spontin sur 100 m en amont et en aval de l'obstacle, et en juillet 2011 et mai 2013 (soit 20 mois après les travaux de reméandration) à Emptinale sur 70 m.

Cette cartographie des habitats aquatiques à l'échelle stationnelle sert de base, non seulement à l'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques, mais également au calcul de différents indices de la qualité du milieu physique. Outre le coefficient morphodynamique (*cf. infra*), nous avons utilisé un indice développé par le bureau d'étude Téléos (Téléos, 2010). L'indice « tronçon », permet de calculer un score de la qualité physique à l'échelle du tronçon, sur base d'une acquisition de données au niveau de plusieurs échelles emboîtées : le tronçon, la station (ou séquence) et le faciès. Il possède une orientation piscicole marquée. Il fournit des résultats relatifs par

rapport à un tronçon référence et repose sur le calcul de quatre composantes : hétérogénéité du lit mineur, attractivité (qualité des substrats, caches et frayères), connectivité (longitudinale et transversale) et stabilité (érosion/sédimentation) (Téléos, 2010). Les trois premières composantes sont résumées sur la figure 7.

2.1.2 Suivis géomorphologiques

Le suivi géomorphologique s'est essentiellement focalisé sur l'impact de l'arasement du déversoir sur le transport solide. Pour ce faire, deux méthodes ont été utilisées : les relevés topographiques et le marquage des sédiments de la charge de fond (Peeters *et al.*, 2013b).

Les relevés topographiques sont réalisés selon le même protocole que celui décrit pour le relevé des microhabitats. La comparaison des relevés topographiques effectués avant et après les travaux d'arasement de barrage permet de mettre en évidence les changements morphologiques, ainsi que les impacts que l'arasement peut entraîner (érosion régressive et vague sédimentaire). Nous avons réalisé des relevés topographiques avant (2009) et après les travaux d'arasement (2011 et 2012). Ces deux derniers ont chacun fait suite à une crue dépassant le débit de mobilisation de la charge de fond : la crue du 7 janvier 2011 avait une récurrence égale à 11 ans ($Q : 33,8 \text{ m}^3/\text{s}$) alors que la crue du 6 janvier 2012 possédait une récurrence égale à 1,2 an. Ces relevés ont été réalisés sur une distance de 100 m en aval de l'ancien déversoir, pour pouvoir quantifier la vague sédimentaire des éléments

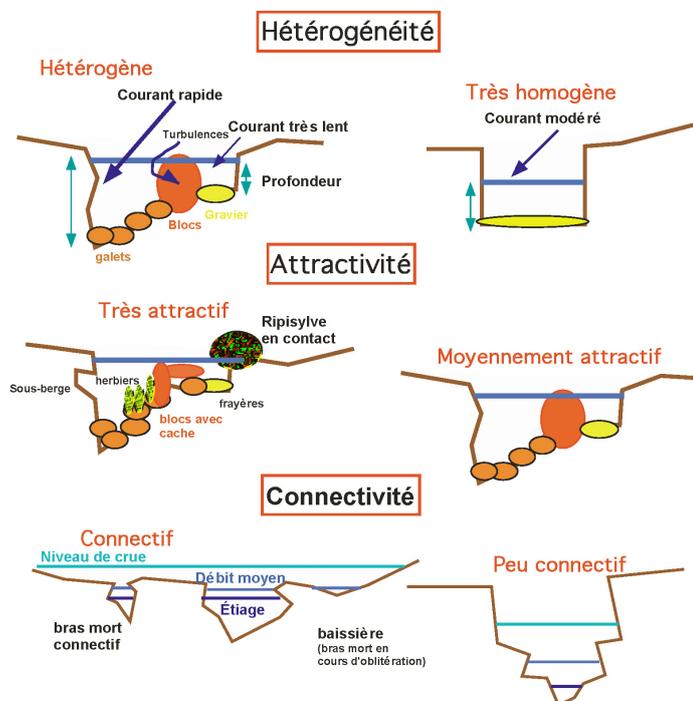


Fig. 7. Schéma résumant les trois premières composantes de l'indice « tronçon » (Téléos, 2010).

Fig. 7. Diagram summarizing the three first components of the « tronçon » index (Téléos, 2010).

piégés par le déversoir, et 140 m en amont de l'ancien déversoir, pour vérifier la présence d'une éventuelle érosion régressive malgré la mise en place de deux seuils de fond durant les travaux. Les profils en travers ont été relevés tous les 5 m.

Le marquage des sédiments de la charge de fond permet de mettre en évidence le rétablissement du transport naturel de la charge de fond et de quantifier la vitesse de la vague sédimentaire consécutive à l'arasement du déversoir. Pour ce faire, 50 galets ont été échantillonnés sur un seuil naturel situé en amont de la zone de remous du déversoir selon la méthode décrite par

Wolman et Leopold (1957). Après avoir été équipés chacun d'une puce électronique de type transpondeur passif (*pit tag - Passive Integrated Transmitter Tag*), ces galets sont ensuite réinjectés dans le cours d'eau à l'amont du déversoir. Il est alors possible de les localiser à l'aide d'une antenne et de mettre ainsi en évidence leur déplacement suite à une ou plusieurs crues (Lamarre *et al.*, 2005).

2.1.3 Suivis écologiques

L'analyse écologique s'est focalisée sur deux indicateurs de l'habitat : les macroinvertébrés et les poissons, en

suyant les classes de qualité en vigueur en Wallonie (Verniers et Peeters, 2013). Un contrôle préalable de la qualité physico-chimique de l'eau a été assuré au niveau nutriments afin de vérifier son évolution. Celle-ci est stable, et globalement bonne.

Pour les macroinvertébrés, des stations ont été définies comme suit : 100 m de part et d'autre de l'obstacle à araser pour Spontin (stations de Spontin amont et Spontin aval), et sur un tronçon rectifié de 70 m qui a ensuite été reméandré à Emptinale. L'état initial et le suivi ont été réalisés respectivement en août 2009 et juin 2012 à Spontin, et en juillet 2011 et juin 2013 à Emptinale. La station de Spontin possède une station de contrôle située quelques kilomètres en amont, sur un secteur naturel de 100 m dans l'entité de Senenne.

Deux approches ont permis une évaluation plus complète des communautés de macroinvertébrés. Suite aux 12 prélèvements effectués sur base des cartographies des microhabitats, différents indices ont été calculés : (I) L'IBGN (AFNOR 2004 et 2009) se base d'une part sur la diversité, et d'autre part sur le groupe faunistique indicateur retrouvé (GFI), qui est une classification des taxons sur une échelle croissante de polluosensibilité. (II) Le coefficient morphodynamique (Verneaux, 1982) permet d'appréhender la qualité du milieu physique indépendamment des organismes, uniquement sur base des couples substrat/vitesse (microhabitats) inventoriés. (III) L'indice de diversité de Shannon et son indice d'équité associé (Quinn et Hickey, 1990) dépendent de la richesse et de l'abondance en invertébrés. Ils renseignent sur l'équilibre de la répartition des

groupes faunistiques. (IV) L'indice de similarité de Jaccard (Legendre et Legendre, 1998) est la similarité taxonomique entre les relevés, ou le « pourcentage d'espèces en commun ». (V) Enfin, le coefficient d'aptitude biogène (Cb2, Verneaux, 1982) permet d'affiner l'exploitation de l'IBGN. Il est basé sur la diversité globale pour attester de la qualité de l'habitat (sous-indice Iv) ainsi que sur le niveau de sensibilité des organismes pour la qualité de l'eau (sous-indice In) en considérant davantage de taxons indicateurs que l'IBGN. La deuxième approche a consisté à analyser les communautés en fonction des traits écologiques, biologiques et physiologiques (TEBP ; Tachet *et al.*, 2000). Ils permettent une analyse fonctionnelle de la communauté. Concrètement, pour chaque taxon, un codage indique, pour chaque trait (par ex. vitesse du courant), où se situe son préférendum pour chaque modalité (ici : nul, lent, moyen ou rapide). À l'échelle de la liste faunistique, on obtient une distribution de fréquences relatives qui indique le « pourcentage global de préférence » pour chaque modalité de chaque trait.

Dans le cas de l'arasement d'un déversoir, une analyse plus poussée a été réalisée au niveau statistique. Les listes faunistiques de chaque prélèvement unitaire (substrats) ont été transformées en logarithmes et regroupées dans un dendrogramme selon la méthode hiérarchique de Ward sur Pc-Ord (McCune et Mefford, 2011). Sur base du dendrogramme, les taxons ont été répartis selon leur valeur indicatrice (IndVal ; Dufrêne et Legendre, 1997) dans les groupes de substrats identifiés. Afin de quantifier l'effet de la saison

et des mesures de restauration, des analyses canoniques de redondance (RDA) partielles ont été réalisées avec la librairie vegan de R (Oksanen *et al.*, 2012) sur le logarithme des proportions relatives de chaque taxon dans chaque prélèvement unitaire, en codant différentes variables de manière binaire. Une variable « saison » englobe toute la variabilité saisonnière ainsi que la variabilité inter-annuelle entre l'état initial et le suivi. Elle correspond à l'avant et à l'après aménagements, que la station ait été aménagée ou non. Une variable « déversoir » a pour objectif d'isoler la station aménagée avant aménagements, c'est-à-dire son état perturbé. L'obtention d'une p-valeur indique le poids de la contribution partielle unique de chaque variable dans l'importance des différents taxons au sein des différents substrats. Autrement dit, l'impact du temps et de l'arasement du déversoir sur la communauté d'invertébrés est-il significatif ? Le même travail a été réalisé avec les TEBP calculés sur les listes faunistiques de chaque prélèvement unitaire.

Pour l'étude des poissons, des pêches électriques ont été organisées à la même période avant et après travaux. Il s'agit de pêches complètes à pied à 2 passages successifs, utilisant un matériel fixe de type Dream Electronique Héron, pour 2 anodes et 4 épuiettes. Les longueurs et largeurs des stations prospectées sont, pour Spontin, 100 m (juillet 2010 et juin 2012) pour une largeur moyenne de 7,9 m, et pour Emptinale, 143 m (juin 2011) et 100 m (juin 2013) pour une largeur moyenne de 4 m.

Les données ont été analysées en termes de diversité, de biomasse et de

densité mais aussi grâce à l'indice IBIP utilisé en Région wallonne, applicable sur des cours d'eau de taille moyenne. L'IBIP est une adaptation de l'IBI (Karr, 1981) au contexte européen (Didier, 1997). Il résulte de la comparaison entre la communauté de poissons observée d'une station et une communauté théorique attendue dans ce type de milieu non perturbé par des activités anthropiques. C'est un indice multiparamétrique basé sur 6 paramètres regroupés en 3 catégories - richesse spécifique, qualité de l'eau et qualité de l'habitat - considérant respectivement le nombre d'espèces présentes, la proportion d'espèces polluosensibles, et la structure de la population de l'espèce intolérante dominante.

Les probabilités de capture et les populations estimées sont calculées selon la méthode du double effort de capture (Seber et Le Cren, 1967). Si la probabilité de capture est trop faible (< 50 %), ou négative, il n'est pas opportun ou possible d'estimer la population.

2.2 Arasement d'un déversoir - Résultats

2.2.1 Changements morphologiques et transport solide

La comparaison des profils en travers du secteur amont a montré que les sédiments grossiers piégés à l'amont de l'ancien déversoir ont été partiellement remobilisés, bien qu'une partie ait été évacuée durant les travaux. La comparaison des deux relevés après travaux (2011 et 2012) n'a pas montré de vague d'érosion régressive, ce qui

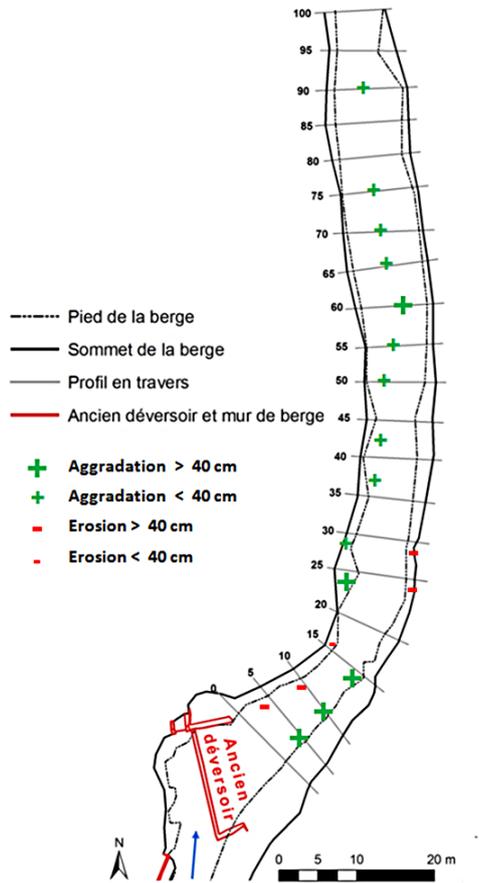


Fig. 8. Zones d'érosion (symboles rouges) et d'aggradation (symboles verts) du fond du lit entre 2009 et 2011 sur le secteur situé en aval de l'ancien déversoir sur le Bocq à Spontin.

Fig. 8. Zones of erosion (red symbols) and aggradation (green symbols) of the streambed between 2009 and 2011 on a sector located downstream from the former weir on the Bocq river in Spontin.

prouve que les deux seuils de fond jouent leur rôle de manière efficace actuellement.

L'analyse du secteur aval a montré un bilan tendant vers une aggradation du fond du lit, suite à la propagation de la vague sédimentaire entraînée par la crue du 7 janvier 2011 (Fig. 8). Cette aggradation est en général de l'ordre de 20-30 cm et atteint localement

30-50 cm. À titre d'exemple, le profil en travers 25 m (Fig. 9) montre la formation d'un dépôt de convexité en rive gauche, accompagné d'une érosion de la berge droite, concave. Le recul de cette berge est de l'ordre de 40 cm.

La vague sédimentaire qui a fait suite au démantèlement du déversoir a aussi été mise en évidence par marquage des sédiments. Le marquage

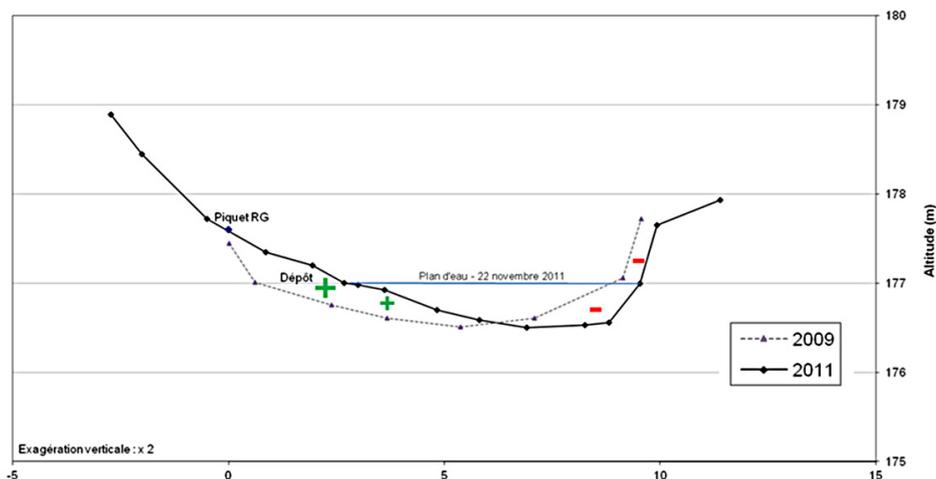


Fig. 9. Zones d'érosion (symboles rouges) et d'aggradation (symboles verts) entre 2009 et 2011 au droit du profil en travers situé 25 m en aval de l'ancien déversoir sur le Bocq à Spontin.

Fig. 9. Zones of erosion (red symbols) and aggradation (green symbols) between 2009 and 2011 on the cross section located 25 m downstream from the former weir on the Bocq river in Spontin.

était composé de 50 galets échantillonnés sur un seuil naturel situé en amont du remous du déversoir. Ses éléments possédaient un axe b compris entre 21 et 67 mm, avec un D50 de 38 mm, ce qui est représentatif du seuil échantillonné. Ce marquage avait été réinjecté en amont du déversoir. Le relevé du marquage a fait suite aux travaux d'arasement (décembre 2010) et à la crue du 7 janvier 2011. Il en ressort qu'aucun galet n'a été retrouvé à sa position initiale, c'est-à-dire à l'amont du déversoir. Seuls 11 galets ont été retrouvés en aval, tous au niveau des secteurs à aggradation ou dans les dépôts de convexité et ce jusqu'à une distance de 60 m en aval. La taille des éléments retrouvés se situe dans l'ensemble de la gamme granulométrique injectée. Il n'y a pas de tri qui s'est effectué. Enfin, le faible taux de récupération peut en partie s'expliquer par le

curage partiel des sédiments de l'amont de la retenue lors des travaux de réhabilitation.

2.2.2 Diversité des microhabitats

L'impact de l'arasement du déversoir de Spontin sur l'hydromorphologie s'est marqué par une augmentation sensible de la vitesse moyenne (0,10 à 0,48 m/s) en parallèle à la diminution de moitié de la profondeur moyenne en amont de l'ancien déversoir (0,86 à 0,43 m). Il ressort ainsi que l'arasement a contribué à diversifier les habitats aquatiques sur la station amont, qui possède maintenant un caractère plus lotique qu'auparavant. Ceci se marque au niveau du coefficient morphodynamique, calculé sur base des couples substrat/vitesse inventoriés, qui passe de 15 à 18,3. Cette amélioration de la qualité physique se traduit aussi dans

Tableau I. Indices basés sur les macroinvertébrés pour la station de contrôle (Senenne) et les deux stations de Spontin (amont et aval du déversoir) avant (2009) et après (2012) les travaux d'arasement.
Table I. Indices based on macroinvertebrates for the control station (Senenne) and for the two Spontin stations (upstream and downstream) pré-(2009) and post-weir removal (2012).

	Senenne		Spontin amont		Spontin aval	
	2009	2012	2009	2012	2009	2012
Richesse taxonomique	34	26	40	33	32	28
GFI /9	6 (Lepidostomatidae)	6 (Lepidostomatidae)	5 (Hydroptilidae)	7 (Goeridae)	7 (Goeridae)	6 (Lepidostomatidae)
IBGN /20	15	13	15	16	15	13
Shannon	1,22	1,17*	0,94	1,22	1,24	1,09
Équitabilité	0,73	0,73*	0,56	0,72	0,78	0,66
Qualité de l'habitats Iv	7,5	5,7	8,8	7,3	7,0	6,2
Qualité de l'eau In	7,3	7,5	7,1	8	6,7	6,9
Cb2 (Iv + In) /20	14,7	13,2	15,9	15,3	13,7	13,1
Coef. Morphodynamique /20	19,7	19,3	15	18,3	18,3	18,6

* Calculés sans les Simuliidae. Valeurs réelles : Shannon = 0,72 et Équitabilité = 0,44

l'indice « tronçon » qui passe d'une qualité moyenne à bonne, en raison d'une meilleure connectivité, d'une hétérogénéité des faciès d'écoulement, et d'une attractivité supérieure pour les poissons (présence de caches et de frayères potentielles).

2.2.3 Réponse des macroinvertébrés

Nous nous sommes focalisés sur la station amont de l'ancien déversoir (Spontin amont) qui a été analysée en parallèle avec la station aval de l'ancien déversoir (Spontin aval), ainsi qu'avec une station de contrôle située sur un secteur naturel à quelques kilomètres en amont (station de Senenne).

La diversité sur les trois stations étudiées est plus faible lors du suivi, ce qui se ressent sur les indices, mais l'IBGN de la station restaurée augmente en raison de la présence de taxons plus sensibles ; le GFI passe de 5 à 7 avec les Goeridae (Tab. I). Le Cb2 suit la même tendance que pour la station de contrôle et la station aval, mais avec une plus nette augmentation du sous-index In,

peut-être imputable non pas à la qualité de l'eau en elle-même, mais à son type d'écoulement qui a fort changé sur cette station, devenant d'emblée plus attrayante pour les taxons d'eau vive, moins tolérants. La dominance des Diptères (Chironomidae) s'est estompée, faisant augmenter les indices de Shannon et d'équitabilité à un niveau plus comparable aux autres stations étudiées sur le Bocq.

La figure 10 met en évidence la trajectoire différente qu'a suivie la station restaurée des deux autres. On y constate une forte diminution des Chironomidae, groupes les plus inféodés aux zones lenticques, et l'apparition des Trichoptères (*Hyperrhynchophila* et *Hydropsyche*) et des Éphéméroptères (*Ephemerella*, *Torleya* et *Baetis*) espèces d'eau plus courante et plus typiques d'une zone salmonicole. L'augmentation des Éphéméroptères est plus franche que pour les autres stations (de 1,6 à 25,6 % du peuplement). Les Trichoptères et les Diptères suivent une évolution contraire par rapport à la station aval et la station de contrôle de Senenne.

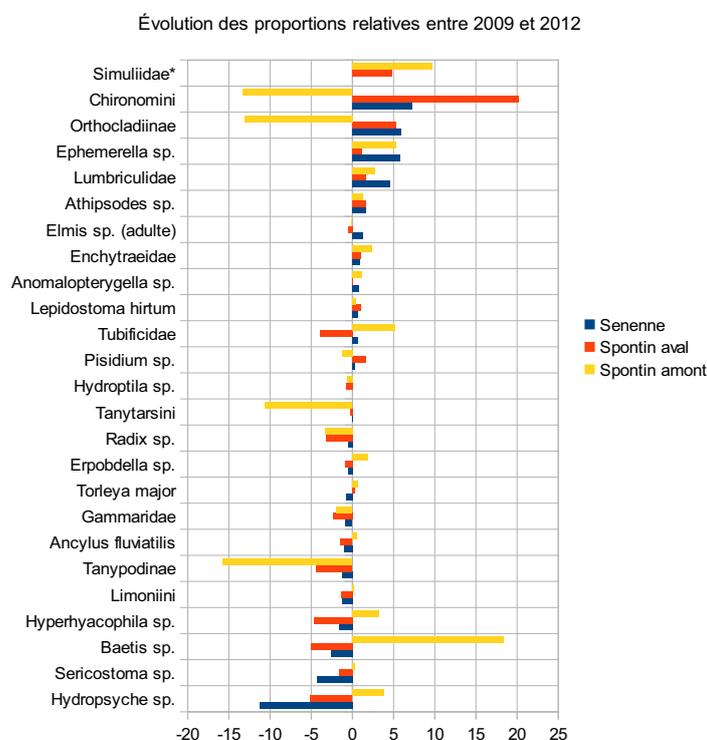


Fig. 10. Variations des proportions des principaux taxons entre 2009 (avant travaux) et 2012 (après travaux) pour les stations sur le Bocq en amont (jaune) et en aval (rouge) du déversoir de Spontin, ainsi que sur la station contrôle de Senenne (bleu). * Simuliidae non prises en compte pour la station de Senenne en 2012 en raison d'une surabondance non pertinente sur le plan écologique (Ladle *et al.*, 1977).

Fig. 10. Variations in the proportions of main taxa between 2009 (before works) and 2012 (after works) for the stations on the Bocq river upstream (yellow) and downstream (red) from the former weir in Spontin, as well as for the control station in Senenne (blue). * Black flies not taken into account for Senenne in 2012 because of an ecologically irrelevant over-abundance (Ladle *et al.*, 1977).

Le dendrogramme (Fig. 11) offre une vision complémentaire, en considérant les différents prélèvements individuellement. Les substrats des trois stations sont regroupés et les taxons sont ensuite assignés au groupe pour lequel ils sont le plus spécifique. On distingue 4 groupes :

Groupe 1 : Vases, sables et certains graviers de toutes stations et dates

confondues. Ce groupe est caractérisé essentiellement par les Oligochètes et les Bivalves.

Groupe 2 : Associé au précédent, ce groupe rassemble tous les substrats de la retenue d'eau (Spontin amont 2009). Les 4 groupes de Chironomidae et les quelques taxons uniquement trouvés dans cette station sont fédérateurs. Les substrats végétaux étaient impactés au

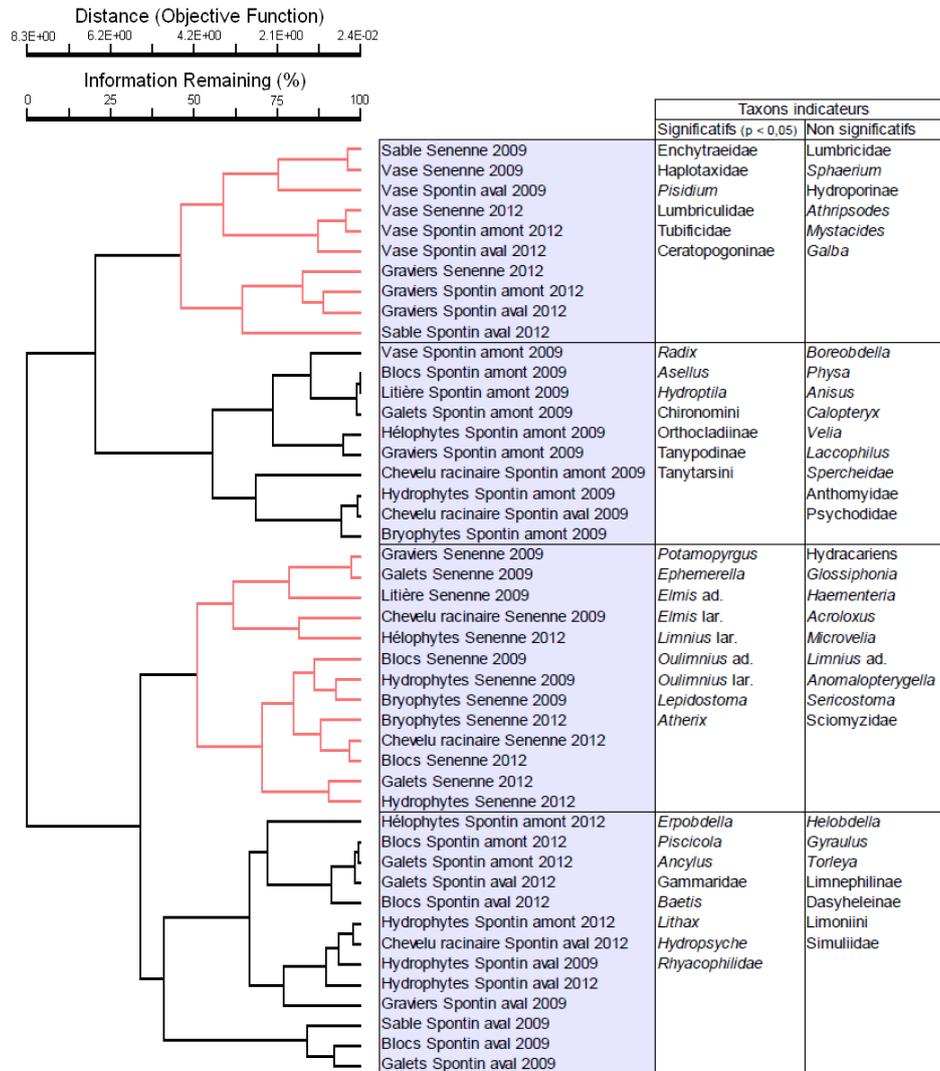


Fig. 11. Dendrogramme sur les substrats des stations du Bocq basé sur les peuplements d'invertébrés, et adjonctions des taxons à ces groupes selon la méthode des valeurs indicatrices (Dufrière et Legendre, 1997). Spontin amont = station en amont du déversoir ; Spontin aval = station en aval du déversoir ; Senenne = station de contrôle ; 2009 = état initial ; 2012 = suivi post-arasement du déversoir. Les couleurs mettent les quatre groupes en évidence.

Fig. 11. Clustering over the Bocq stations substrates based on invertebrates settlements, and taxa assignment to these groups according to the indicator species method (Dufrière et Legendre, 1997). Spontin amont = station upstream from the weir ; Spontin aval = station downstream from the weir ; Senenne = control station ; 2009 = initial state ; 2012 = post weir removal monitoring. Colors highlight the four groups.

même titre que les substrats minéraux par le déversoir.

Groupe 3 : Ici se retrouvent la plupart des substrats de la station de contrôle de Senenne. Tous les genres d'Elmidae, larves et adultes, sont les éléments dominants de ce groupe, car très abondants dans ce secteur.

Groupe 4 : Ce dernier groupe rassemble les substrats de la station en aval du déversoir (Spontin aval) avant (2009) et après (2012) arasement, ainsi que ceux de Spontin amont 2012. On y retrouvera les autres taxons typiquement rhéophiles : Gammaridae, Trichoptères, *Baetis*, Simuliidae.

Ces deux derniers groupes sont proches dans le dendrogramme. Remis ensemble, ils forment un large groupe reprenant tous les substrats et les espèces typiques de rivières à l'opposé des deux premiers groupes rassemblés en un super-groupe lentique.

L'effacement de l'ouvrage a donc modifié l'isolement de Spontin amont au niveau du peuplement macrobenthique.

Le *clustering* au niveau des traits écologiques, biologiques et physiologiques (TEBP : non illustré) fournit des groupes très similaires. Les substrats de Spontin amont 2009 sont toujours individualisés, rassemblant avec les vases, sables et graviers des autres stations, les traits lenticques. Ceux-ci concernent typiquement la fin du continuum fluvial, les zones à courant lent et nul, les substrats fins, les cycles de vie courts, un degré plus élevé d'eutrophie et de saprobie, et les mangeurs de sédiments fins.

À l'opposé, les substrats de Senenne, Spontin aval et Spontin amont 2012 concentrent les traits à

caractère lotique. Notons que les substrats de Senenne sont davantage mélangés à ceux des autres stations ; les TEBP sont donc moins discriminants que le peuplement en lui-même.

La distinction 2009/2012 n'est claire que pour Spontin amont. La composante saisonnière n'a donc pas un impact très important sur ce type d'analyse. Pourtant, selon les analyses de redondance partielles réalisées sur les données, la saison a un impact significatif sur les proportions des différents taxons dans les différents substrats ($p = 0,002$). Les taxons incriminés dans la séparation 2009/2012 sont ceux présentés dans l'histogramme des variations de peuplement station par station (Fig. 10). Le déversoir avait également un impact significatif ($p = 0,001$). Dans ce cas, les espèces corrélées à la variable « déversoir » sont celles qui caractérisent les groupes 1 et 2 du dendrogramme. Les espèces rhéophiles des groupes 3 et 4 y sont anti-corrélées. Le même constat apparaît pour les traits biologiques (p -déversoir = 0,002 ; p -saison = 0,042).

2.2.4 Impacts sur les populations de poissons

Suite à l'arasement du déversoir, on observe une diminution des espèces limnophiles telles que le gardon et la perche. Cette dernière n'y est plus présente, au même titre que la tanche. La diversité spécifique est donc plus faible, mais on observe une nette augmentation des rhéophiles que sont la truite fario, l'ombre commun et le chabot. Ces données influent sur l'IBIP qui passe de 19 à 23 sur 30 (Tab. II) au travers du sous-indice consacré à la qualité de

Tableau II. Recensement des populations de poissons sur la station en amont du déversoir de Spontin sur le Bocq avant (2010) et après (2012) arasement.**Table II.** Fish population census for the station upstream from the weir in Spontin on the Bocq river pre- (2010) and post-weir removal (2012).

		Captures 2010	Proportion des captures (%)	Population/ha		Biomasse (kg/ha)	
				observée	estimée	observée	estimée
Truite fario	<i>Salmo trutta fario</i>	1	1,0	14	/	/	/
Ombre commun	<i>Thymallus thymallus</i>	1	1,0	14	/	/	/
Loche franche	<i>Barbatula barbatula</i>	1	1,0	14	/	0,1	/
Chabot	<i>Cottus gobio</i>	52	50,0	748	/	3,7	/
Épinoche à trois épines	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	14	13,5	202	377	0,6	1,4
Gardon	<i>Rutilus rutilus</i>	29	27,9	417	366	26,4	29,3
Perche commune	<i>Perca fluviatilis</i>	5	4,8	72	63	7,2	7,2
Tanche	<i>Tinca tinca</i>	1	1,0	14	/	/	/
Total		104		1497	/	38,1	/
IBIP (/30)		19					

		Captures 2012	Proportion des captures (%)	Population/ha		Biomasse (kg/ha)	
				observée	estimée	observée	estimée
Truite fario	<i>Salmo trutta fario</i>	29	5,3	487	494	36,7	37,2
Ombre commun	<i>Thymallus thymallus</i>	75	13,6	1261	1318	139,5	145,9
Loche franche	<i>Barbatula barbatula</i>	15	2,7	252	/	1,9	/
Chabot	<i>Cottus gobio</i>	409	74,1	6874	/	43,1	/
Épinoche à trois épines	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	12	2,2	202	202	0,3	0,3
Gardon	<i>Rutilus rutilus</i>	12	2,2	202	210	22,0	25,0
Total		552		9277	/	243,5	/
IBIP (/30)		23					

l'habitat : on y retrouve une majorité de pondeurs spécialisés, et différentes classes de tailles chez la truite. Notons une augmentation sensible du nombre d'individus (de 1497 à 9277 individus/ha) et de la biomasse (de 38 à 243,5 kg/ha), en raison de l'essor des truites, des ombres et des chabots, les trois espèces les plus typiques du cours d'eau.

2.3 Reméandration à Emptinale sur le Bocq – Résultats

2.3.1 Diversité des microhabitats

La reméandration a eu un impact positif sur l'hétérogénéisation des substrats. La perte de superficie de la vase en 2013, qui dominait à 80 % en 2011, est due à deux phénomènes : le terrassement nécessaire du lit mineur pour la

création des méandres, et l'augmentation des vitesses de courant suite aux travaux. Ainsi la classe de vitesses 25-75 cm/s a gagné 17,6 % en 2013 par rapport à 2011. De plus, en 2013, la perte de deux substrats (sables et débris organiques grossiers) est compensée par la mise en place de zones de galets au sein de la station. Les galets possèdent la meilleure habitabilité parmi les substrats minéraux pour les invertébrés, et constituent des zones à frayères pour les salmonidés.

La reméandration à Emptinale a permis une augmentation du nombre de microhabitats de 12 à 19 mais une grande partie des substrats est constituée de limons compactés (38 %) peu intéressants pour la faune. Ceci se marque au niveau du coefficient morphodynamique (Tab. III) qui à l'inverse évolue peu passant de 12,8 à 13,7.

Deux paramètres interviennent dans la limitation de l'évolution positive de ce coefficient : le fait que l'habitat dominant soit passé de la vase en 2011 au limon d'habitabilité moindre en 2013 et que le couple substrat-vitesse de l'habitat dominant soit également moins biogène qu'en 2011.

L'indice « tronçon » de la qualité physique passe de la classe « médiocre » à la classe « très bon » grâce à la présence de caches en sous-berge, de frayères de galets mais aussi à l'amélioration de l'hétérogénéité *via* la diversification des faciès d'écoulement.

La mise en place de tous ces changements a une incidence sur les faciès d'écoulement, témoins également d'une amélioration de la capacité d'accueil du secteur. En effet, le cours d'eau a évolué d'un faciès de courant uniforme vers une alternance de mouilles, plats-courants et radiers.

Pour mieux visualiser les changements opérés avant et après travaux sur l'ensemble de la station, les cartes des microhabitats sont reprises sur la figure 12.

2.3.2 Réponse des macroinvertébrés

Les résultats au niveau du milieu physique sont mitigés, mais l'effet sur les macroinvertébrés est surprenant. L'IBGN passe de 9 à 16/20, en raison d'un bond de 11 taxons répertoriés, et une augmentation du GFI de 4 points (Tab. III).

Le Cb2 est en hausse également, avec à la fois une augmentation de la qualité de l'habitat, reflet d'une diversité supérieure, et de la qualité de l'eau, reflet de la présence d'espèces plus sensibles. Avant les travaux il n'y avait

Tableau III. Indices basés sur les macroinvertébrés avant (2011) et après (2013) travaux de reméandration du Bocq à Emptinale.

Table III. Indices based on macroinvertebrates pre- (2011) and post-remeandering (2013) of the Bocq river in Emptinale.

	Emptinale	
	2011	2013
Richesse taxonomique	22	33
GFI /9	3 (Limnephilidae)	7 (Goeridae)
IBGN /20	9	16
Shannon	0,74	1,02*
Équitabilité	0,55	0,67*
Qualité de l'habitats Iv	4,8	7,3
Qualité de l'eau In	5,7	7,1
Cb2 (Iv + In) /20	10,5	14,4
Coef. morphodynamique	12,8	13,7

* Calculés sans les Hydrobiidae. Valeurs réelles : Shannon = 0,76 et Équitabilité = 0,50.

chez les Trichoptères que des Limnephilidae. Après les aménagements, on y rencontre aussi, par ordre croissant de sensibilité, des Hydropsychidae (21), Rhyacophilidae (2), Goeridae (3), Philopotamidae (1), Odontoceridae (1). Ce n'est pas la qualité de l'eau qui s'est améliorée, mais bien la qualité de l'habitat, qui permet l'installation de taxons sensibles.

Grâce à l'analyse des TEBP, on peut mettre en évidence le passage d'une station à caractère lentique, colonisée par des invertébrés mésotrophes caractéristiques de milieu fort envasé et d'une qualité d'eau moyenne, à une station plutôt lotique (alternance de seuils et de mouilles) occupée par des invertébrés oligotrophes typiques d'une eau plus claire, bien oxygénée et moins riche en nutriments (Fig. 13). Ceci est le résultat de la diminution de 43 % des Chironomidae, et l'essor de *Baetis* (10 à 198 ind.), *Ephemerella* (32 à 196 ind.) et *Gammarus* (274 à 795 ind.). En regardant les TEBP, on constate une augmentation du préférendum pour la

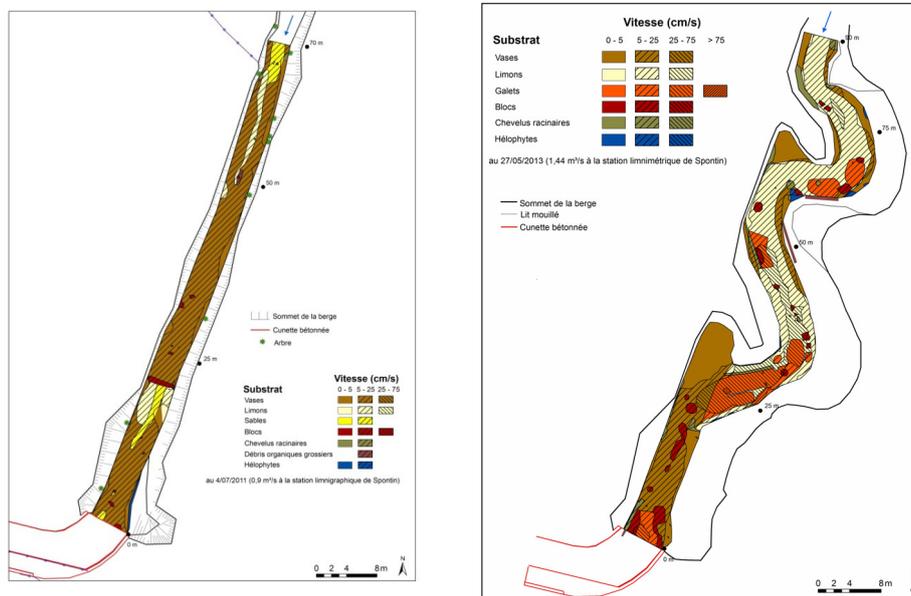


Fig. 12. Cartes des microhabitats avant (2011) et après (2013) travaux de reméandration du Bocq à Emtinale.

Fig. 12. Maps of the microhabitats pre- (2011) and post-remeandering (2013) of the Bocq in Emtinale.

vase et une diminution pour les vitesses rapides. La raison est le gastéropode *Potamopyrgus antipodarum* qui représente la moitié de la liste faunistique. C'est une espèce mésosaprobe à polysaprobe de fin de continuum, inféodé aux eaux lentes et aux substrats fins.

Malgré les résultats partagés au niveau physique en terme d'habitats (*cf.* vases et limons abondants), l'augmentation de la vitesse du courant offre une attractivité globalement meilleure. L'apparition modeste de quelques taxons sensibles et le large développement de *Potamopyrgus* devront être suivi sur un plus long terme.

2.3.3 Impacts sur les populations de poissons

Les résultats des pêches électriques montrent une évolution contrastée après travaux. En 2011, huit espèces différentes étaient recensées : la truite fario, le chabot, la loche franche, le goujon, l'épinoche à trois épines, l'ombre commun, la perche fluviatile et le chevesne. En 2013, les goujons et la perche sont absents et on observe la présence d'un barbeau commun (Tab. IV). L'ombre stagne à un très faible effectif tandis que la truite est en légère hausse (477 à

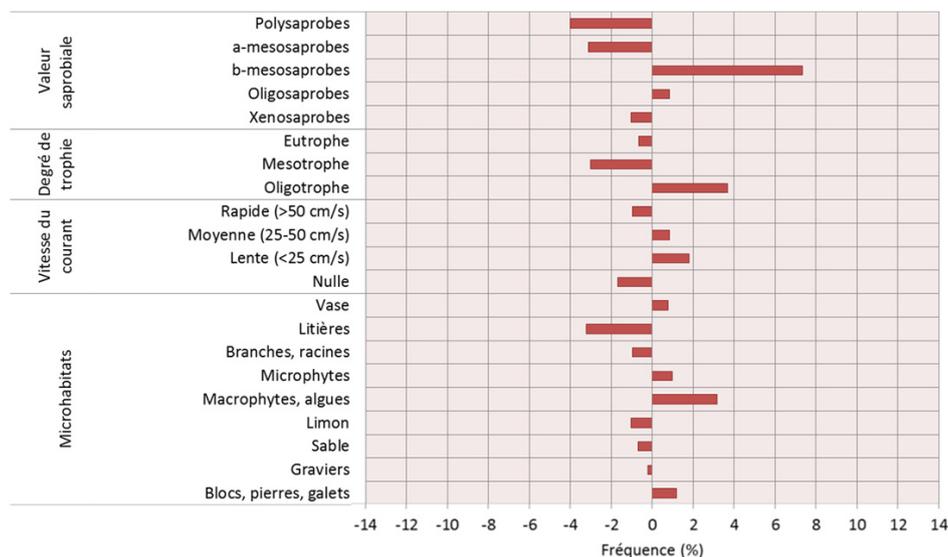


Fig. 13. Variations de fréquence des TEBP des macroinvertébrés sur la station du Bocq à Emptinale entre 2011 (avant) et 2013 (après travaux de reméandration). Les traits sont divisés en plusieurs modalités.

Fig. 13. Variations in frequency of macroinvertebrates biological, physiological and ecological traits (TEBP) for the station on the Bocq river in Emptinale. Traits are divided into several modalities.

575 ind. estimés/ha). Grâce à l'essor des chabots, l'IBIP augmente de 22 à 24/30, classant la station en très bonne qualité. D'un point de vue quantitatif, le nombre de poissons capturés passe de 207 à 666, sachant que le secteur de pêche est plus grand avant travaux, et la biomasse de 77,8 à 162,3 kg/ha. On se situe ici dans des gammes relativement proches de l'autre station sur le Bocq présentée plus haut.

Le développement de l'épinoche à trois épines, moins caractéristique des zones salmonicoles peut poser question. Les faibles vitesses recensées par endroit ainsi que les larges zones de fines peuvent expliquer l'attractivité du secteur pour cette espèce.

3 DISCUSSION

3.1 Arasement d'obstacle

L'arasement du déversoir de Spon-tin s'est marqué sur l'hydromorphologie par une augmentation sensible des vitesses en parallèle à la diminution de la profondeur. Le paramètre vitesse a permis le « nettoyage » de la couche de sédiments fins accumulés sur le fond. L'effet a été visible sur les deux indicateurs biologiques utilisés avec pour chacun un passage d'une communauté lentique à une communauté lotique, permettant dans tous les cas une augmentation des indices biotiques. Ce résultat était attendu (Bushaw-Newton

Tableau IV. Recensement des populations de poissons sur la station d'Emptinale sur le Bocq avant (2011) et après (2013) travaux de reméandration.**Table IV.** Fish population for the station of Emptinale on the Bocq river pre- (2011) and post-remeandering (2013).

		Captures 2011	Proportion des captures (%)	Population/ha		Biomasse (kg/ha)	
				observée	estimée	observée	estimée
Truite fario	<i>Salmo trutta fario</i>	22	10,6	321	477	34,0	50,6
Ombre commun	<i>Thymallus thymallus</i>	2	1,0	29	29	4,0	4,0
Loche franche	<i>Barbatula barbatula</i>	57	27,5	833	1262	8,2	12,4
Chabot	<i>Cottus gobio</i>	104	50,2	1520	/	11,6	/
Épinoche à trois épines	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	12	5,8	175	/	0,3	/
Chevesne	<i>Leuciscus cephalus</i>	1	0,5	15	15	17,4	17,4
Perche commune	<i>Perca fluviatilis</i>	1	0,5	15	15	1,7	1,7
Goujon	<i>Gobio gobio</i>	8	3,9	117	132	0,5	0,5
Total		207		3025	/	77,8	/
IBIP (/30)		22					

		Captures 2013	Proportion des captures (%)	Population/ha		Biomasse (kg/ha)	
				observée	estimée	observée	estimée
Truite fario	<i>Salmo trutta fario</i>	35	5,3	506	575	41,2	51,2
Ombre commun	<i>Thymallus thymallus</i>	1	0,2	14	14	1,0	1,0
Loche franche	<i>Barbatula barbatula</i>	84	12,6	1215	1620	10,8	14,4
Chabot	<i>Cottus gobio</i>	425	63,8	6149	10295	43,2	72,4
Épinoche à trois épines	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	115	17,3	1664	/	2,6	/
Chevesne	<i>Leuciscus cephalus</i>	5	0,8	72	/	45,0	/
Barbeau	<i>Barbus barbus</i>	1	0,2	14	14	18,6	18,6
Total		666		9635	/	162,3	/
IBIP (/30)		24					

et al., 2002 ; Stanley *et al.*, 2002 ; Maloney *et al.*, 2008 ; Hansen et Hayes, 2011). Par rapport aux éléments que l'on peut trouver dans la littérature, la durée d'un an et demi entre les travaux et le suivi semble assez courte à Spontin, cependant les stations amont et aval ont des caractéristiques déjà fort similaires. Les dizaines d'années citées par Hansen et Hayes (2011) semblent pessimistes face aux autres études qui se limitent à 2 voire 1 an. Dans le cas de Spontin, tant au niveau des invertébrés qu'à celui des poissons, aucun élément tangible ne peut suggérer que la station amont n'ait pas fini son évolution. Pour les poissons, il faudrait néanmoins une étude à plus large échelle et sur un plus long terme pour attester de l'impact de la continuité longitudinale rétablie sur

l'ensemble du bassin du Bocq grâce au projet. Une *review* de Hart *et al.* (2002) référence en effet de nombreux cas d'impacts positifs sur les poissons migrateurs dont l'accès aux zones en amont des barrages avait été rétabli.

L'aspect qui a retenu notre attention durant les travaux d'effacement du déversoir est l'impact potentiel de la remise en suspension des sédiments fins stockés dans la retenue. En effet, d'après une étude menée dans le Wisconsin (Orr *et al.*, 2008) portant sur deux suppressions de barrages aux caractéristiques similaires à celles du déversoir de Spontin sur le Bocq, le suivi effectué un an et demi après les travaux avait mis en évidence une diminution immédiate de 60 % du périphyton et un déclin drastique des Éphéméroptères, des Trichoptères et de

certaines Diptères. Leurs populations étaient encore inférieures à la station de référence à la fin de la période d'étude. C'est pourquoi, durant les travaux d'effacement du déversoir de Spontin, des précautions ont été prises pour diminuer ce type d'impact. Ainsi le Bocq a été détourné dans un bief temporaire, de manière à travailler à sec pour démolir le déversoir, ce qui a permis de curer les sédiments fins durant les travaux et d'éviter leur remise en suspension vers l'aval. Par ailleurs, une crue de récurrence décennale a rapidement suivi la fin des travaux, ce qui a remobilisé les éventuels sédiments fins accumulés à l'aval du déversoir arasé. Aucun effet de l'arasement sur la station aval n'a donc été mis en évidence lors du suivi.

3.2 Reméandration

De par la création de méandres, une dynamique hydromorphologique a été initiée à Emptinale. Elle est caractérisée par la création de zones profondes à courant lent avec des dépôts de sédiments fins, alternant avec des zones rapides à granulométrie plus grossière. L'amélioration de la qualité du lit mineur se marque par une meilleure diversité des substrats minéraux de différents diamètres, dont surtout les galets et les blocs, et la présence de supports ligneux qui créent une mosaïque d'habitats favorable aux organismes aquatiques. Tous ces éléments sont des facteurs contribuant à une bonne qualité écologique des systèmes fluviaux (Gilvear *et al.*, 2002). En effet, en intervenant sur la profondeur, la vitesse de courant et les substrats d'une rivière, on intervient sur le milieu

physique dans lequel les organismes vivent. Plus précisément, la vitesse du courant détermine la disponibilité en oxygène et est également essentielle dans le mécanisme de dispersion des espèces (Gore, 1978). La profondeur influe quant à elle sur les variations de température et la pénétration de la lumière. Elle joue également un rôle dans la distribution des invertébrés benthiques, dont la plupart préfèrent les faibles profondeurs (Wesche, 1985). Enfin, l'hétérogénéité en substrats est étroitement associée à la profondeur et aux conditions hydrauliques. Elle offre abris et zones de frais et permet le maintien d'un peuplement stable en macroinvertébrés (Soar et Thorne, 2001). Les résultats obtenus au sein de cette station vont pour l'instant en ce sens, c'est-à-dire une amélioration des indices physiques et biologiques, une augmentation de l'abondance et de la richesse spécifique en macroinvertébrés et de la biomasse en poissons. L'avenir attestera de la robustesse de ces constatations.

Le seul bémol rencontré après l'opération de reméandration à Emptinale demeure la mise à découvert du limon compacté offrant un habitat peu biogène pour les macroinvertébrés et inexploitable pour les poissons.

3.3 Conclusion

Peu de suivis de restauration de cours d'eau sont menés dans nos régions et encore moins des suivis comprenant à la fois une approche hydromorphologique et une approche biologique. C'était tout l'intérêt de ce projet pilote. De manière générale, les suivis

sont basés sur des situations antérieures jamais tout à fait comparables à cause de la variabilité environnementale (conditions hydrologiques et climatiques). En conséquence, la grande variabilité spatiale, saisonnière et annuelle des organismes, les macroinvertébrés par exemple (Rosillon, 1989 ; Li *et al.*, 2001), peut perturber l'interprétation des résultats ce qui met en évidence la nécessité de suivis sur plusieurs années d'une part, et de comparer les résultats avec une station de référence, d'autre part. Cependant, cette dernière n'est pas toujours existante car elle devrait idéalement être caractérisée par l'absence d'impact humain. C'est pourquoi nous utilisons le terme de station de contrôle, dont le but est d'intégrer les effets de la variabilité environnementale et les éventuelles perturbations anthropiques. Enfin, rappelons que les délais nécessaires après les travaux cités dans la littérature devraient être de 2 à 5 ans minimum pour permettre une bonne récupération biologique (Biggs *et al.*, 1996 ; Friberg *et al.*, 1998 ; Degiorgi *et al.*, 2007). Cela n'a pas été possible dans le cadre du projet Walphy (durée de 5 ans) vu les délais de 2 à 3 ans entre le démarrage de l'étude de faisabilité des aménagements, les concertations et l'achèvement des travaux. Néanmoins, dans notre cas, les suivis réalisés de 17 à 20 mois après les travaux montrent des résultats déjà positifs, stables à première vue pour Spontin, et encore en cours de stabilisation pour Emptinale. Des suivis à plus longue échéance sont d'ores et déjà prévus.

L'utilisation des indices peut être considérée comme réductrice, mais ils ont l'avantage d'être synthétiques et

facilement comparables pour les gestionnaires et le grand public. De plus, certains sont utilisés pour le réseau de surveillance des eaux de surface en Wallonie, et ont donc une valeur légale au sens de la DCE dans l'évaluation de l'état écologique. C'est le cas de l'IBGN et de l'IBIP. Pour établir un lien entre le milieu physique et les listes faunistiques, ces indices peuvent être assortis d'autres indices et analyses pour affiner le diagnostic. Aussi a-t-on multiplié les approches afin d'appréhender les potentialités de chacune. Des histogrammes bien construits et des analyses multivariées permettent de mettre en évidence ce qui n'est pas visible à travers les indices : effet saison, effets indésirables éventuels (diminution du débit, pollution) ou évolutions différentes entre les stations par exemple. Les TEBP pour les macroinvertébrés étayent aussi l'interprétation des listes faunistiques en donnant une vision fonctionnelle de la communauté, ce qui permet un couplage entre l'évolution morphodynamique et l'évaluation biologique.

Au vu des résultats présentés ici, et ceux du projet dans sa globalité, la restauration hydromorphologique se présente comme un atout à considérer pour atteindre le bon état écologique des masses d'eau.

REMERCIEMENTS

Cette recherche a été financée par la Service Public de Wallonie (Direction des Cours d'Eau non navigables) et par l'Union Européenne au travers d'un projet LIFE+ Environnement (Walphy). Les données hydrologiques ont été

aimablement mises en ligne par la DCENN. Les auteurs tiennent à remercier Jean-Pierre Descy (UNamur) et François Petit (ULg) pour leurs remarques constructives.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AFNOR, 2004. Norme NF T90-350 : Qualité de l'eau - Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN).
- AFNOR, 2009. Norme XP T90-333 : Qualité de l'eau - Prélèvement des macroinvertébrés aquatiques en rivières peu profondes.
- Biggs J., Hansen H.O., Corfield A., Grøn P., Walker D., Whitfield M. & Williams P., 1996. A joint Danish EU-Life demonstration project : Life – Brede, Cole and Skerne river restoration V – The effects on the aquatic macroinvertebrates and plant communities of two contrasting restored river reaches. Actes du colloque « International Conference arranged by the European Centre for River Restoration in 1996 », Denmark, 1998, pp. 143-151.
- Bravard J.P. & Petit F., 2000. Les cours d'eau. Dynamique du système fluviale, Armand Colin, 222 p.
- Bushaw-Newton K.L., Hart D.D., Pizzuto J.E., Thomson J.R., Egan J., Ashley J.T., Johnson T.E., Horwitz R.J., Keeley M., Lawrence J., Charles D., Gatenby C., Kreeger D.A., Nightengale T., Thomas R.L. & Velinsky D.J. 2002. An integrative approach towards understanding ecological responses to dam removal: the Manatawny Creek study. *Journal of the American Water Resources Association* 38(6) : 1581-1599.
- Degiorgi F., Resch J.-N. & Grandmottet J.-P., 2007. Le bassin du Drugeon : histoire tourmentée d'une zone humide d'altitude, de la correction et du drainage à la restauration. Actes du colloque « La gestion physique des cours d'eau : bilan d'une décennie d'ingénierie écologique », Namur, 10-12 octobre 2007, pp. 145-154.
- Didier J., 1997. Indice biotique d'intégrité piscicole pour évaluer la qualité écologique des écosystèmes lotiques. Thèse de doctorat en Sciences, Facultés Universitaires N.D. de la Paix, Namur, 313 p.
- Dufrêne M. & Legendre P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67(3) : 345-366.
- Elbourne N., Hammond D. & Mant J., 2013. Weir removal, lowering and modification: A review of best practice, Environment Agency Evidence Report SC0700242013. Environment Agency, Bristol, 81p.
- Fédération des Sociétés de Pêche Vesdre-Amblève. 2004. Convention « Inventaire des obstacles physiques à la libre circulation des poissons dans le réseau hydrographique wallon, Bassin du Bocq », Ministère de la Région Wallonne, Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement, Direction des Cours d'eau non navigables.
- Friberg N., Kronvang B., Ole Hansen H. & Svendsen L.M., 1998. Long-term, habitat-specific response of a macroinvertebrate community to river restoration. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8 : 87-99.
- Gilvear D.J., Heal K.V. & Stephen A., 2002. Hydrology and the ecological quality of Scottish river ecosystems. *The science of the Total Environment* 294 : 131-159.
- Gore J.A. 1978. A technique for predicting in-stream flow requirements of benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 8 : 141-151.

- Hansen J.F. & Hayes D.B. 2011. Long-term implications of dam removal for macroinvertebrates communities in Michigan and Wisconsin rivers, United States. *River Research and Applications* 28: 1540–1550.
- Hart D.D., Johnson T.E., Bushaw-Newton K.L., Horwitz R.J., Bednarek A.T., Charles D.F., Kreeger D.A. & Velinsky D.J., 2002. Dam Removal: Challenges and Opportunities for Ecological Research and River Restoration. *BioScience* 52(8) : 669-681.
- Karr J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6 : 21-27.
- Ladle M., Bass J.A.B., Philpott F.R. & Jeffery A., 1977. Observations on the ecology of Simuliidae from the River Frome, Dorset. *Ecological Entomology* 2 : 197-204.
- Lake P.S., Bond N. et Reich P. 2007. Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology* 52 : 597-615.
- Lamarre H., Mc Vicar, B. & Roy A.G., 2005. Using passive integrated transponder (PIT) tags to investigate sediment transport in gravel-bed rivers. *Journal of Sedimentary Research* 75 : 736-741.
- Legendre P. & Legendre L., 1998. Numerical Ecology. Second English edition. Elsevier Science B.V., Amsterdam, 853 p.
- Li J., Herlihy A., Gerth W., Kaufmann P., Gregory S., Urquhart S. & Larsen D.P., 2001. Variability in stream macroinvertebrates at multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 46 : 87-97.
- Malavoi J-R. & Adam P., 2007. La restauration hydromorphologique des cours d'eau : concepts et exemples en France. Actes du colloque « La gestion physique des cours d'eau : bilan d'une décennie d'ingénierie écologique », Namur, 10-12 octobre 2007, pp. 27-49.
- Maloney K., Dodd H., Butler S.E. & Wahl D.H., 2008. Changes in macroinvertebrate and fish assemblages in a medium-sized river following a breach of a low-head dam. *Freshwater Biology* 53: 1055-1068.
- McCune B. & Mefford M.J., 2011. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 6. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- Oksanen J., Blanchet F.G., Kindt R., Legendre P., Minchin P.R., O'Hara R.B., Simpson G.L., Solymos P., Henry M., Stevens H. & Wagner H. 2012. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-5.
- Orr C.H., Kroiss S.J., Rogers K.L. & Stanley E.H. 2008. Downstream benthic responses to small dam removal in a cold-water stream. *River Research and Applications* 24 : 804-822.
- Palmer M.A., Menninger H.L. & Bernhardt E. 2010. River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity : a failure of theory or practice? *Freshwater Biology* 55 : 205-222.
- Peeters A., Hallot E., Houbrechts G., Levecq Y., Van Campenhout J., Denis A. & Petit F. 2013a. Conception d'un outil d'aide à la décision pour la restauration hydromorphologique des masses d'eau en Région Wallonne – rapport scientifique : suivi géomorphologique. Projet Walphy, 132 p.
- Peeters A., de le Court B. & Verniers G., 2013b. Walphy, la restauration hydromorphologique des cours d'eau en Wallonie : premiers retours d'expériences, Guide technique, 62 p.
- Quinn J.M. & Hickey C.W., 1990. Characterization and classification of benthic invertebrate communities in 88 New Zealand rivers in relation to environmental factors. *New Zealand Journal of*

- Marine and Freshwater Research* 24 : 387-407.
- Roni P., Hanson K. et Beechie T., 2008. Global Review of the Physical and Biological Effectiveness of Stream Habitat Rehabilitation Techniques, *North American Journal of Fisheries Management* 28(3) : 856-890.
- Rosillon D., 1989. The influence of abiotic factors and density-dependent mechanisms on between-year variations in a stream invertebrate community. *Hydrobiologia* 179 : 25-38.
- Seber G.A.F. & Le Cren E.D., 1967. Estimating Population Parameters from Catches Large Relative to the Population. *Journal of Animal Ecology* 36(3) : 631-643.
- Soar P.J. & Thorne C.R., 2001. Channel restoration design for meandering rivers. Coastal and Hydraulics Laboratory ERDC/CHL CR-01-1, 454 p.
- Souchon Y., Trocherie F., Fragnoud E. & Lacombe C. 1989. Les modèles numériques des microhabitats des poissons : application et nouveaux développements. *Revue des Sciences de l'Eau* 2 : 807-830.
- Stanley E.H., Luebke M.A., Doyle M.W. & Marshall D.W. 2002. Short-term changes in channel form and macroinvertebrate communities following low-head dam removal. *Journal of the North American Benthological Society* 21(1) : 172-187.
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M. & Usseglio-Polatera P. 2000. Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie, écologie, CNRS, 587 p.
- Téléos. 2010. Formation aux méthodes de détermination de la qualité physique des cours d'eau. Méthode Qualité Physique à l'échelle du Tronçon. Méthode IAM. Bureau d'études Téléos Suisse, Montmelon, 85 p.
- Verneaux J., 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. Trav. Cent. Hydrobiol. Univ. Besançon, 20 p.
- Verniers G. & Peeters A., 2013. Conception d'un outil d'aide à la décision pour la restauration hydromorphologique des masses d'eau en Région Wallonne – rapport scientifique : suivis hydromorphologiques et écologiques. Projet Walphy, 258 p.
- Wesche T.A., 1985. Stream channel modifications and reclamation structures to enhance fish habitat. In: Gore J.A. (Ed.), *The Restoration of Rivers and Streams*. Butterworth, Boston, Massachusetts, 103-159.
- Wolman, M.G. et Leopold L.B. 1957. River Floodplains: Some Observations on their Formation. USGS Professional Paper 282-C. U.S. Geological Survey, Washington, DC, 30 p.