

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

DUPONT Etienne ¹, HALLOT Eric ², VERNIERS Gisèle ³, HOUBRECHTS Geoffrey ²
PETIT François ²

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 $\sim 0,0035 \text{ m.m}^{-1}$). 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.

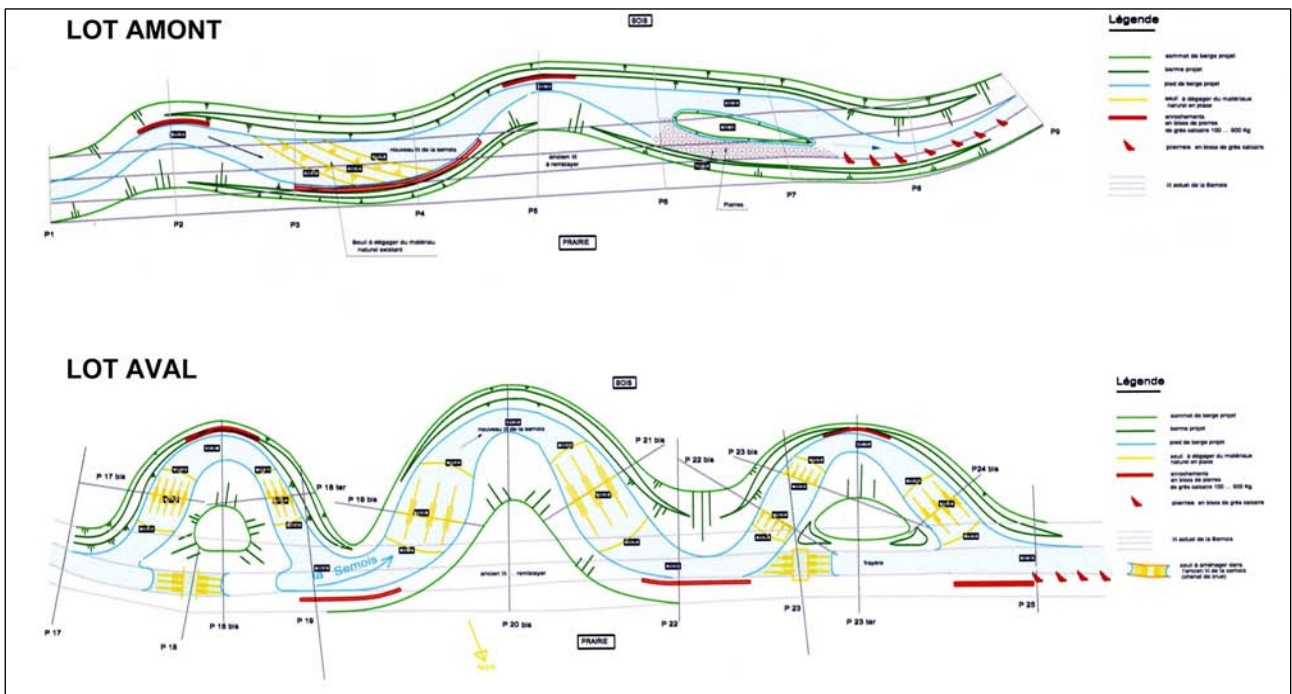


Figure 1 : Réaménagement de deux secteurs de la Semois en amont d'Etalle.

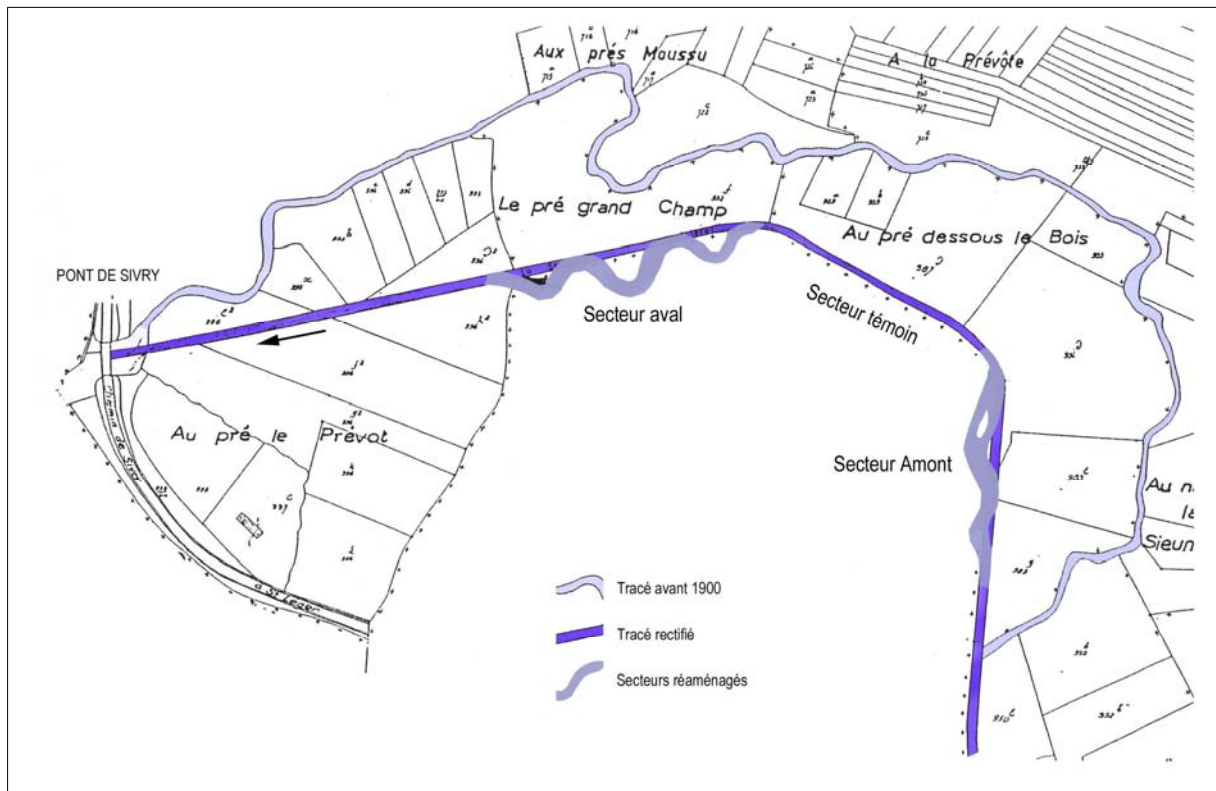


Figure 2 : Comparaison des tracés de la Semois en amont d'Etalle

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.

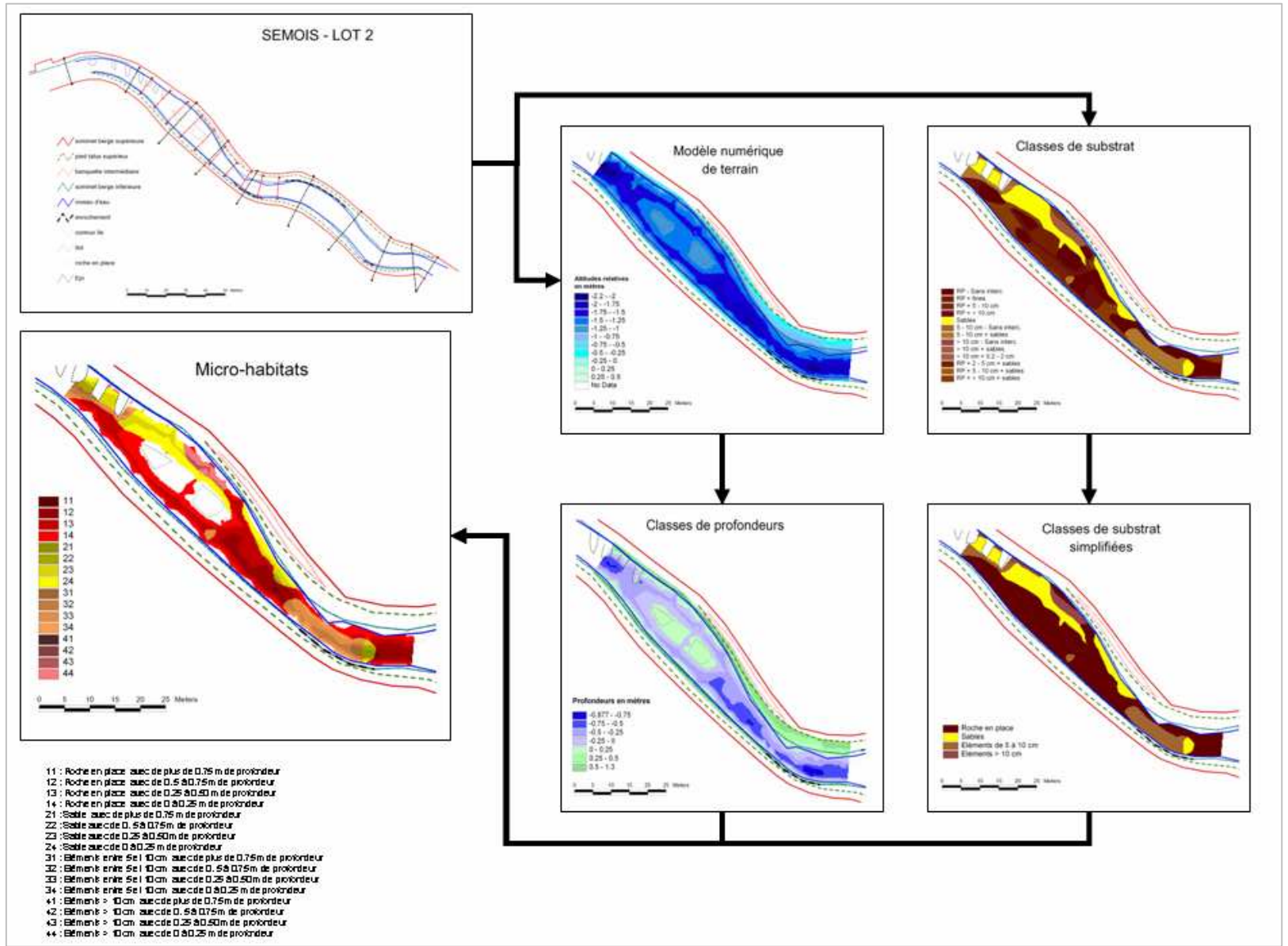


Figure 3 : Méthodologie adoptée

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.

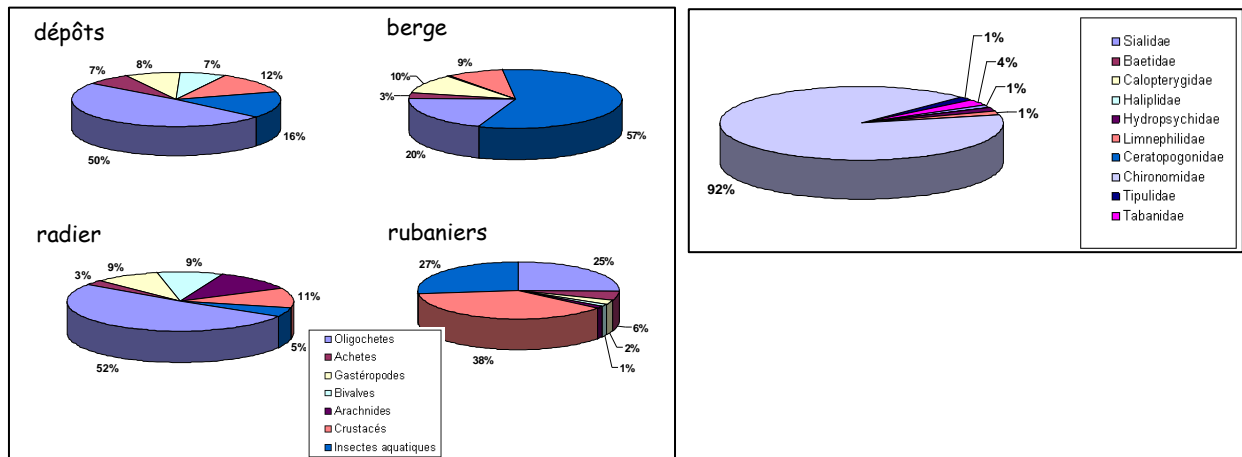


Figure 6 : Répartition des grands groupes taxonomiques dans l'échantillon du lot 2 en octobre 2005

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.

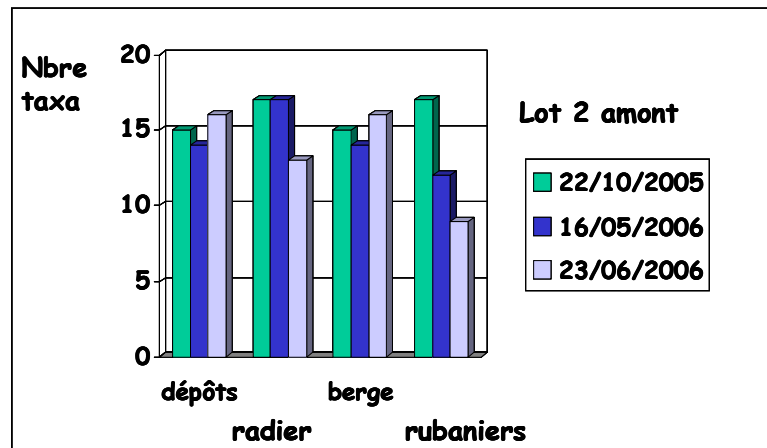


Figure 7 : Relation microhabitats - biodiversité

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.

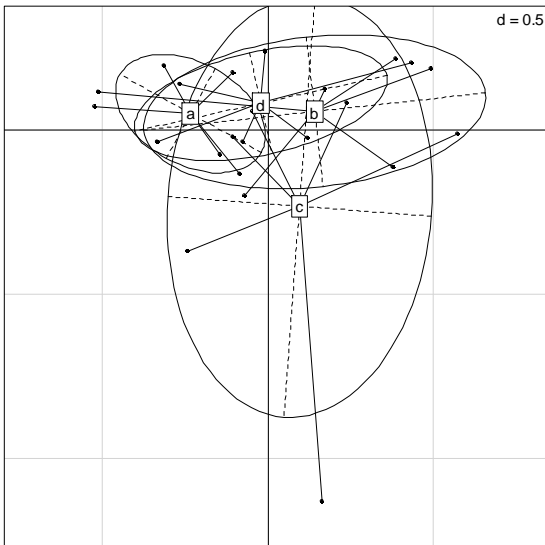


Figure 8 : Représentation des prélèvements dans l'espace factoriel F1 et F2

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.

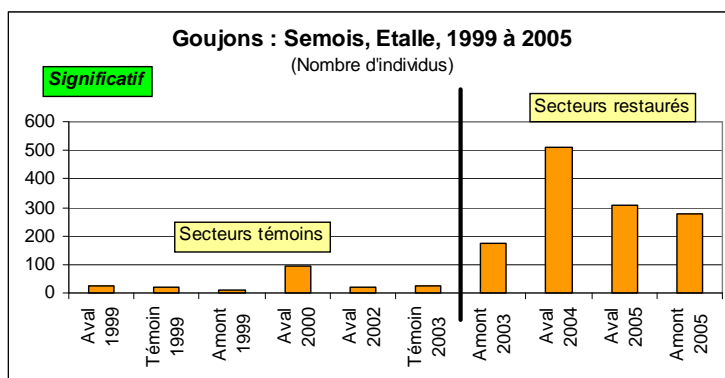


Figure 12 : Graphique de l'abondance du Goujon lors des différentes pêches

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).

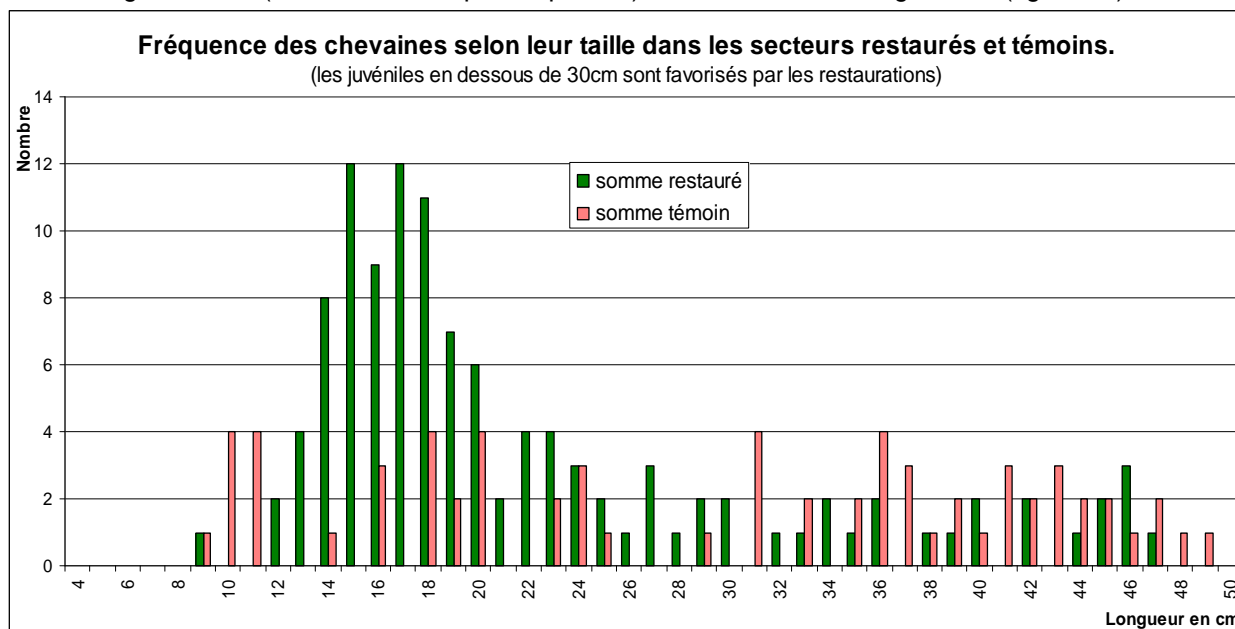


Figure 13 : Comparaison des effectifs moyens par situation et par espèce

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 Chevaine 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 Chevaine.

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