

*Etude de l'hydromorphologie à l'échelle stationnelle des
cours d'eau de tête de bassin versant
Evaluation de l'impact des travaux de chenalisation*



Marion COLIN

Master 2 Gestion des Habitats et des Bassins Versants (GHBV)

Stage effectué du 02.03.2015 au 04.09.2015

A la Direction Interrégionale Bretagne-Pays de la Loire

Soutenu le 21.09.2015

Maîtres de stage : Olivier LEDOUBLE et Mikaël LE BIHAN

Tuteur universitaire : Luc AQUILINA

Remerciements

Avec ces quelques lignes, je tiens à exprimer ma gratitude aux nombreuses personnes m'ayant accompagnée pendant ce stage.

Je tiens à remercier tout particulièrement Olivier LEDOUBLE et Mikaël LE BIHAN mes maîtres de stage de m'avoir donné ma chance, pour leur investissement, leurs conseils avisés et leurs nombreuses relectures minutieuses lors de la rédaction de ce rapport.

J'ai été accueillie au sein de la Direction Interrégionale de Bretagne – Pays de la Loire de l'ONEMA à Rennes avec la plus grande sympathie. Je tiens donc à chaudement remercier toute l'équipe pour leur convivialité et leur soutien tout au long de ces six mois de stage.

Je n'oublie pas toutes les personnes qui ont fait de mes sorties terrain des moments très sympathiques, je remercie donc les différents agents des services départementaux qui ont su dégager de leur temps pour la phase terrain de mon stage, ainsi que les différents techniciens rivière.

Table des abréviations

ACP : Analyse en Composantes Principales

AFD : Analyse factorielle Discriminante

AURHA-CE : Audit Rapide de l'hydromorphologie des Cours d'Eau

BV : Bassin Versant

CAH : Classification Hiérarchique Ascendante

CARHYCE : CARactérisation HYdromorphologique des Cours d'Eau

D50 : Valeur moyenne de la granulométrie

DCE : Directive Cadre sur l'Eau

HER : Hydroécorégion

IQM : Indice di Qualità Morphologica

LAWA : Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser

REH : Réseau d'Evaluation des Habitats

RHS : River Habitat Survey

SIG : Système d'Information Géographique

SYRAH : Système Relationnel d'Audit de l'Hydromorphologie

TBV : un cours d'eau de tête de bassin versant

ZH : Zone Humide

Présentation de la structure d'accueil

L'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA) est un établissement public national qui relève du service public de l'environnement. Il a été créé en Mars 2007, suite à la Loi sur l'Eau et les Milieu Aquatiques (LEMA) du 30 décembre 2006, transposition française de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) du 22 décembre 2000. Il fut dès lors octroyé l'autorité et les missions de ce qui était jusque-là le Conseil Supérieur de la Pêche (CSP).

Placé sous la tutelle du Ministre de l'Ecologie et du Développement Durable, l'ONEMA reprend les missions et l'autorité du Conseil Supérieur de la Pêche (CSP) et devient un acteur essentiel dans la mise en œuvre de la stratégie nationale pour l'eau et les milieux aquatiques.

Les missions de l'ONEMA s'organisent autour de trois grands axes :

- Soutenir par la connaissance et l'expertise une politique de l'eau intégrée, créatrice de valeur environnementale, économique et sociale, notamment en renforçant l'information du public, la justification des décisions et de l'action publiques, le contrôle de l'application du droit communautaire et la prévention des contentieux ;
- Contribuer au bon état des eaux et au maintien d'usages durables en sélectionnant les thèmes et les modalités de travail adaptés aux enjeux prioritaires ;
- Contribuer à une mise en œuvre plus efficiente des politiques publiques de l'eau, dans le cadre d'une coopération renforcée entre l'Onema et ses partenaires aux différentes échelles territoriales. (Onema, Le contrat d'objectifs 2013-2018)

L'ONEMA est réparties sur trois échelons : Une direction générale, 9 délégations interrégionales, et 90 services départementaux et interdépartementaux.

La direction générale (DG) est dotée de trois missions principales :

- Le pilotage et la gestion administrative de l'établissement,
- L'appui aux politiques de gestion de l'eau
- Le soutien aux délégations interrégionales et services départementaux.

Elle est organisée en trois directions

- La Direction de l'Action Scientifique et Technique (DAST) ;
- La Direction de la Connaissance et de l'Information sur l'Eau (DCIE) ;
- La Direction du Contrôle des Usages et de l'Action Territoriale (DCUAT).

Les directions interrégionales (Dir) ont pour mission principale d'animer les services départementaux. Les ingénieurs au sein des délégations s'occupent des missions suivantes :

- Organisation du recueil et de la valorisation des données sur l'état des milieux et des espèces
- Appui technique aux services de l'état et gestionnaires de l'eau ;
- Encadrement et animation de l'activité de contrôle et de police exercée par les services départementaux.

Les services départementaux (SD) sont composées des techniciens et agents techniques de l'environnement, chargés de deux mission principales :

- Le contrôle des usages au titre de la police de l'eau et de la pêche ;
- Le recueil des données sur l'état des milieux aquatiques et des espèces ;
- L'appui technique aux gestionnaires et aux autorités chargées de mettre en œuvre la politique de l'eau.

Table des matières

Remerciements	2
Table des abréviations	3
Présentation de la structure d'accueil	4
Introduction	1
1. Connaissances des cours d'eau de tête de bassin versant	2
Définition géographique et cartographique	2
Importance et fonctions des TBV.....	2
Principes de l'hydromorphologie.....	3
Les TBV du Massif Armoricaïn.....	4
2. Les travaux hydrauliques en rivière et leurs impacts directs sur le milieu	4
Les travaux hydrauliques au fil de l'histoire	4
Les principaux travaux de chenalisation	5
Les impacts de la chenalisation.....	6
Le pâturage	7
Ripisylves et plantations	7
Seuils et plans d'eau.....	8
3. Les impacts secondaires de la chenalisation sur le milieu physique	8
Le phénomène de colmatage	8
Le phénomène d'incision	9
Les bancs alluvionnaires latéraux	9
4. Méthode de caractérisation de l'hydromorphologie	10
4.1 Localisation de la zone d'étude et choix des stations.....	10
4.2 Genèse du protocole TBV.....	11
4.3 Vers un protocole TBV fonctionnel pour tout type de stations	11
4.4 Outils d'analyses et traitements statistiques	12
5. Résultats	13
5.1 Résultats globaux entre les stations de référence et altérées.....	13
Paramètres hydromorphologiques principaux	13
Analyse en Composantes Principales (ACP).....	15
Paramètres secondaires	16
Faciès d'écoulements.....	16
Eléments diversifiant l'écoulement	17
Occupation du sol dans la bande riveraine.....	18
5.2 Résultats sur le jeu de données des stations altérées	19
Statistiques descriptives	19
Les Banquettes alluvionnaires	20
La couche d'armure	20
Le phénomène d'incision	21
Le phénomène de colmatage	21

6. L'analyse discriminante entre les stations de références et altérées	21
7. Discussion	22
7.1 Quelles sont les conséquences de la chenalisation pour les TBV ?	22
7.2 Quel avenir pour les stations altérées ?	27
8. Perspectives et conclusion	30
Bibliographie	1
Annexe 1 : Fiches terrain du Protocole TBV	1

Introduction

Les cours d'eau de tête de bassin versant (TBV) représentent une très grande partie du linéaire hydrographique et semble par conséquent incontournable pour atteindre le « bon état » écologique (Gob *et al.*, 2014). Grâce à leur situation à l'interface entre le sol et l'eau, ils rendent des services écosystémiques déterminant pour la qualité physico-chimique (Bishop *et al.*, 2008 ; Klaminder *et al.*, 2006) des masses d'eau. L'étude des cours d'eau en tête de bassin versant constitue un champ de recherche en pleine expansion. Depuis une dizaine d'années, le nombre de publications scientifiques sur le sujet est en croissance constante principalement aux Etats-Unis, en Australie et en Nouvelle-Zélande. En Europe les connaissances les concernant demeurent lacunaires (Bishop *et al.*, 2008).

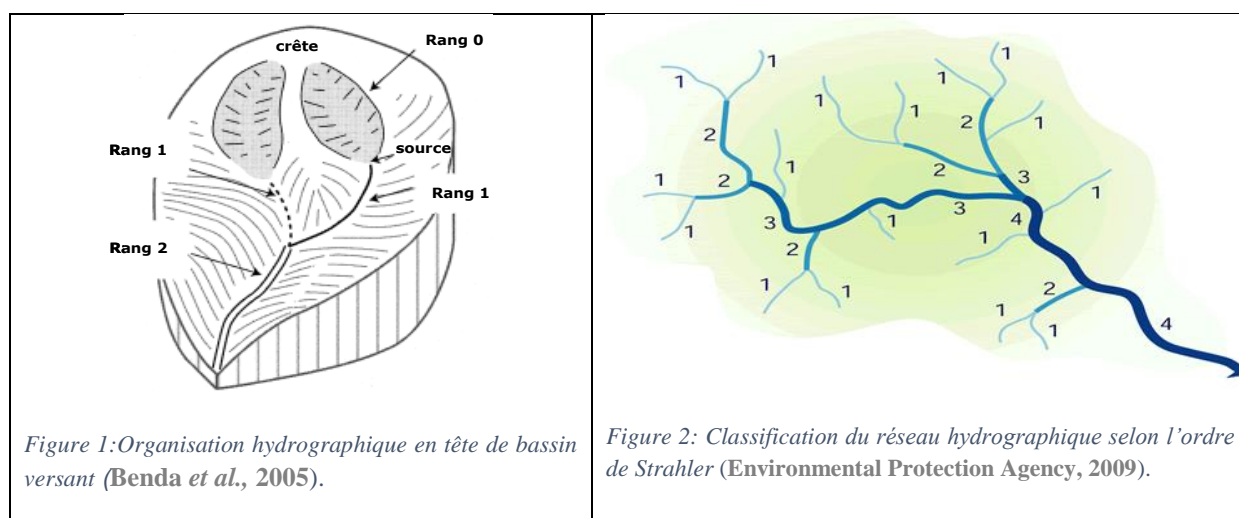
Les activités humaines (Millenium Ecosystem Assessment, 2005) et les politiques d'aménagement du territoire menacent les cours d'eau en modifiant considérablement leur hydromorphologie. Les études menées sur ces écosystèmes montrent que les impacts écologiques dus aux altérations physiques entraînent des dégradations sur les compartiments physico-chimique et biologique (Malavoi & Bravard, 2010). En matière de politique de l'eau, la Directive Cadre sur l'Eau n°2000/60/CE (DCE) pose les bases européennes concernant le "bon état écologique" à atteindre. La DCE tend à donner une cohérence à l'ensemble des mesures prises depuis les années 1970. Sa mise en œuvre repose sur différents acteurs dont l'ONEMA qui agissent pour la politique publique de l'eau ainsi pour atteindre ce "bon état écologique" des paramètres biologiques, physico-chimiques (Dassonville, 2010) ainsi qu'hydromorphologiques sont étudiés.

Les impacts que peuvent avoir les travaux hydrauliques sur les têtes de bassins versants restent encore imprécis. Dans une optique de meilleure compréhension de ces derniers et de la finalisation du protocole TVB, la présente étude repose sur deux axes. Elle vise dans un premier temps à identifier les variables décrivant la géométrie du lit permettant de différencier un cours d'eau « naturel » d'un cours d'eau « dégradé », l'étude s'inscrivant dans la continuité de deux études menées en 2013 et 2014 ayant permis d'établir la référence hydromorphologique pour les TBV du Massif Armoricaïn la comparaison est donc possible. Dans un second temps, l'étude cherche à évaluer la capacité des cours d'eau en TBV recalibrés à se restaurer. Tout en recherchant des pistes pour la mise en œuvre d'un indice de résilience qui *in fine* pourrait être un outil de gestion permettant d'évaluer le niveau de résilience du cours d'eau suite à la dégradation de sa morphologie.

1. Connaissances des cours d'eau de tête de bassin versant

Définition géographique et cartographique

Les têtes de bassins versant correspondent aux **extrémités amont** du réseau hydrographique (Henner, 2013 ; Benda *et al.*, 2005) (Figure 1). Au niveau national, ces TBV sont généralement définies, d'après la classification de Strahler (Strahler, 1957) (Figure 2), comme étant des cours d'eau de rangs 1 et 2 (ONEMA, 2015). En France, ce sont généralement les référentiels géographiques « Scan 25 » et « BD Topo » (respectivement aux échelles 1/25 000 et 1/10 000) de l'Institut Géographique National (IGN) qui permettent leurs identifications. Mais ces référentiels restent incomplets et une partie non négligeable de ces cours d'eau n'est pas cartographié (Le Bihan, 2009 ; Brooks & Colburn 2011). Il existe donc un biais concernant l'identification et la classification des TBV (Benda *et al.*, 2005) et leur détermination sur le « terrain » reste nécessaire.



Importance et fonctions des TBV

Selon plusieurs études menées au niveau international (Schumm, 1956 ; Leopold *et al.*, 1964 ; Shreve, 1969 ; Meyer & Wallace, 2001 ; Benda *et al.*, 2005) et en France (Malavoi, 2009 ; Le Bihan, 2009), ces cours d'eau représentent **70 à 80% du linéaire hydrographique**. Ils ont donc selon ces considérations, la représentativité géographique la plus importante. Mais du fait de leur petite taille (Lowe & Likens, 2005), de leur localisation ainsi que de leur intermittence (Mathieu, 2010) ils sont souvent mal perçus et parfois ne sont pas considérés en tant que cours d'eau.

L'eau des têtes de bassin versant va conditionner **la quantité d'eau** présente sur les cours d'eau de rangs supérieurs. En effet, 70% du volume d'eau des rangs 2, 40% du volume des rangs 4 et 55% du volume des rangs supérieurs proviennent des rangs 1 (Alexander *et al.*, 2007 ; Godreau *et al.*, 2009). De plus, par leur faible taille et leur rugosité, les TBV écrêtent les pointes de crues et réduisent leur vitesse (Meyer *et al.*, 2007).

De nombreux auteurs ont mis en exergue la relation entre une augmentation des concentrations en nitrate dans les cours d'eau de rangs supérieurs aux TBV et les modifications hydromorphologiques subies par ces derniers (Baker & Johnson, 1981 ; Fenelon & Moore, 1998 ; David & Gentry, 2000 ; McIsaac & Hu, 2004 ; Alexander *et al.*, 2007 ; Oraison *et*

al., 2011). En raison de leur faible débit, les TBV sont le lieu privilégié concernant l'**épuration** grâce aux échanges entre le cours d'eau, les berges, les forêts (Pinay *et al.*, 1993 ; Lowrance *et al.*, 1995) et les zones humides ripariennes associées (Hill, 1996). Les nitrates y sont également consommés par la végétation ou par dénitrification microbienne en présence de matière organique et absence d'oxygène (Knowles, 1982 in Grimaldi *et al.*, 1998).

Outre leur importance concernant l'épuration, les TBV jouent aussi un rôle en ce qui concerne le **cycle des nutriments** dans le réseau hydrographique. Selon Vannote et ses collaborateurs (Vannote *et al.*, 1980) et leur modèle descriptif, le « River Continuum Concept », les TBV ou zone de crénon sont le lieu d'initialisation de la dégradation de la matière organique allochtone. Cette phase essentielle conditionne le transfert des nutriments sur l'ensemble du gradient amont/aval. Donc si une perturbation se produit en TBV elle se répercute sur l'ensemble du cours d'eau (Haigh *et al.*, 1998 in Wipfli *et al.*, 2007).

Ces cours d'eau sont fréquemment laissés de côté par les scientifiques dû au manque d'évidence de leurs ressources (Benda *et al.*, 2005 ; AERM, 2009) ainsi que de leur faible diversité biologique (AERMC, 2011). Pourtant ils sont le lieu de vie d'espèces importantes au niveau **patrimonial** comme l'écrevisse à pattes blanches, la lamproie de planer ou bien la moule perlière (Godreau *et al.*, 2009).

Ces recherches montrent l'intérêt majeur que représentent les têtes de bassin versant tant en ce qui concerne la **qualité** et la **quantité** de l'eau sur l'ensemble des bassins versants mais également dans la **régulation** des phénomènes hydrologiques.

Principes de l'hydromorphologie

L'**hydromorphologie** ou géomorphologie fluviale est une science qui intègre, la **dynamique fluviale**, ensemble des processus physiques qui gouvernent la dynamique du cours d'eau, et la **morphologie fluviale**, ensemble des différentes formes adoptées par le cours d'eau en réponse à cette dynamique (Malavoi & Bravard, 2010). L'importance de l'hydromorphologie peut être illustrée par les conséquences qu'entraînent une perturbation du milieu physique sur la qualité biologique et physico-chimique (Oraison *et al.*, 2011) du cours d'eau.

Un des principes fondamentaux de la dynamique fluviale est la relation entre l'érosion et le dépôt. L'interaction entre ces deux processus va conduire à un ajustement permanent de la morphologie du cours d'eau aux différentes échelles temporelles : journée, année et millénaire (Malavoi & Bravard, 2010). Cet équilibre est schématisé par la balance de Lane (Lane, 1955), avec une oscillation permanente de l'aiguille en fonction de la variation des apports en sédiments grossiers (débit solide) et des variations hydrologiques (débit liquide).

Toutes les rivières sont sous l'emprise de deux types de variables :

- **Les variables de contrôle** : le débit liquide (Q), le débit solide (Qs), la pente et la géométrie de la vallée sont propres aux bassins versants et sont dictées principalement par l'histoire géologique et le climat.
- **Les variables de réponse** : la géométrie du lit, le profil en long et le style fluvial s'expriment à l'échelle du tronçon. Elles constituent l'adaptation du cours d'eau aux

variables de contrôle. Le cours d'eau se trouve ainsi dans un équilibre dynamique avec un ajustement permanent de ces variables autour de conditions moyennes.

Les rivières en conditions naturelles non perturbées et non artificialisées tendent à chercher un équilibre dynamiquement stable (Schumm, 1977 ; Malavoi & Bravard, 2010). Mais les modifications imposées sur l'une des variables de réponse telle que la géométrie du lit peuvent initier une réaction en chaîne qui entraîne une mutation forte et durable du système initial (Malavoi & Bravard, 2010).

Les TBV du Massif Armoricaïn

Les deux études préalablement réalisées en 2013 et 2014 sur les TBV en situation de référence (Jan, 2013 ; Bossis, 2014) ont permis de dégager des caractéristiques hydromorphologiques et écologiques des cours d'eau de rang 1 du Massif Armoricaïn.

Les TBV de référence répondent pour certaines variables aux mêmes lois hydromorphologiques que les cours d'eau de rangs supérieurs (Jan, 2013 ; Bossis, 2014). Notamment en ce qui concerne la relation entre l'augmentation de la pente et la diminution de la sinuosité, relation admise en ce qui concerne les cours d'eau de rangs supérieurs (Malavoi & Bravard, 2010).

Mais, ils présentent également des spécificités et dérogent parfois aux préceptes qui régissent les grands fleuves. Bien que le gabarit du lit des cours d'eau de référence semble être assez homogène entre les stations notamment du point de vue de sa géométrie et ses mensurations. De plus, ces études ont permis de mieux connaître la variabilité hydromorphologique de ces cours d'eau en milieu naturel, notamment la nature et le type de succession des faciès d'écoulement, la nature et la composition de la ripisylve, la végétalisation du lit mouillé, la nature des zones humides présentes, la quantité et le rôle du bois en rivière, ainsi que la nature de la granulométrie. Certains de ces éléments ont un fort impact et leur présence ou absence va conditionner fortement l'hydromorphologie de ces petits cours d'eau.

2. Les travaux hydrauliques en rivière et leurs impacts directs sur le milieu

Les travaux hydrauliques au fil de l'histoire

Il existe des signes de modifications fluviales dès l'antiquité romaine. A cette époque les villes étaient en majorité localisées près des fleuves et les travaux visaient principalement à se protéger des inondations (Allinne, 2007). De même, des modifications du tracé sont constatées au Moyen-âge (Leguay, 2002). Durant cette période, de nombreux cours d'eau ont été profondément remaniés afin d'être utilisés pour l'irrigation mais aussi pour l'alimentation des moulins (Le journal de la Veyle, 2002). Depuis la fin de la seconde guerre mondiale et en raison des progrès techniques (Marochini, 1999), l'homme a accentué ce remaniement. L'intensification de l'agriculture (Stoate *et al.*, 2001), le remembrement et l'urbanisation ont imposé de nombreux changements aux paysages ruraux, surtout entre les années 1960 à 1990 (AERM, 2009). En tête de BV, ces chenalisation ont été en grande partie réalisées pour la simplification du parcellaire (Renard, 2002 in Le Bihan, 2009 ; Bishop *et al.*, 2008), mais aussi dans le cadre des politiques de gestion de l'hydrologie afin d'éviter les débordements ainsi que pour compléter le drainage et le rendre plus efficace (Adam *et al.*, 2007).

La dégradation massive des TBV est aussi rendue possible par la facilité de leur aménagement. Notamment, dû à la rapidité à laquelle la chenalisation peut avoir lieu et au faible besoin matériel et pécuniaire nécessaire.

Les principaux travaux de chenalisation

Les travaux hydrauliques réalisés sur le lit mineur des cours d'eau sont recensés et regroupés sous le nom de travaux de chenalisation (Brookes, 1985 ; Brookes, 1988 ; Wasson *et al.*, 1995). Les principaux sont : la rectification, le recalibrage, le curage, l'endiguement et la protection des berges (Figure 3). L'objectif principal de ces aménagements est la protection locale contre les inondations, via l'accélération des écoulements en amont pour accroître la capacité d'évacuation des débits de crue du cours d'eau (Wasson *et al.*, 1995 ; Malavoi & Bravard, 2010).

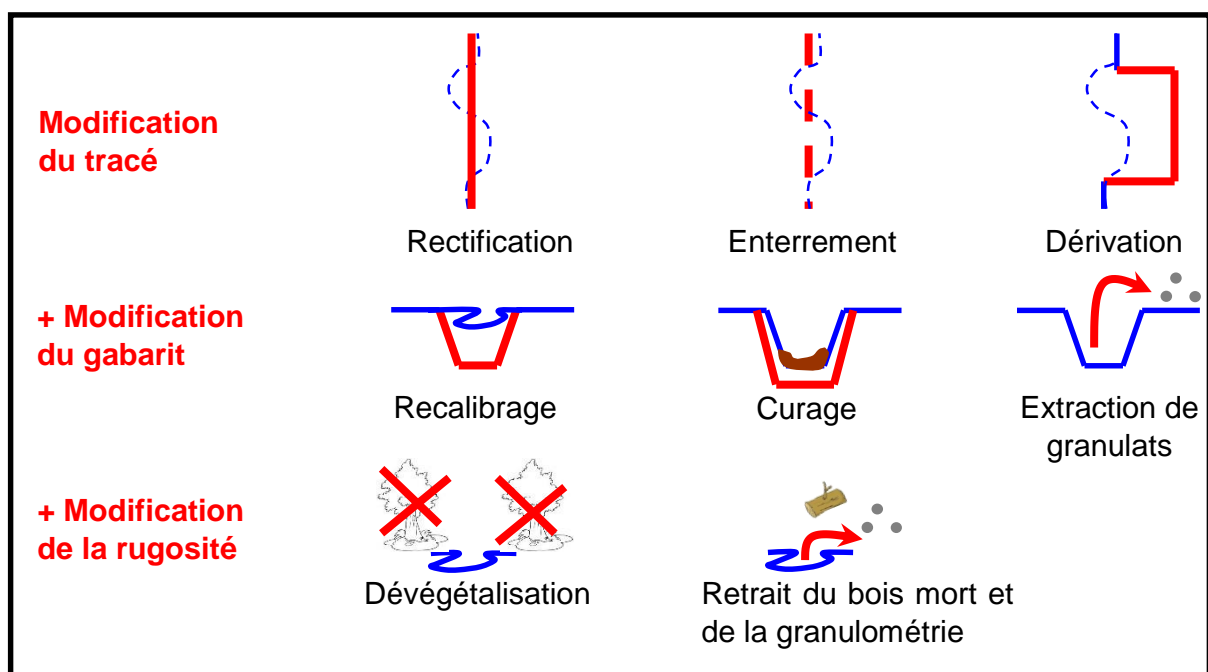


Figure 3: Principaux travaux de chenalisation (Le Bihan, 2014 non publié)

Généralement le recalibrage est utilisé afin d'homogénéiser la section de la rivière en approfondissant et élargissant le cours d'eau et en lui imposant une section en coupe de forme trapézoïdale au moyen de berges inclinées qui leur confèrent une plus forte stabilité (Wasson *et al.*, 1995) (Figure 4). La pratique de rectification du tracé va du recouplement d'un coude au rescindement de plusieurs méandres sur une grande portion de cours d'eau (Wasson *et al.*, 1998). L'enterrement de cours d'eau est un phénomène de chenalisation poussé à l'extrême (Adam *et al.*, 2007), il comprend le busage, le drainage et le comblement.

Le curage consiste à l'enlèvement de tous les obstacles à l'écoulement, tels que les sédiments, les plantes aquatiques et les embâcles (Brookes, 1988 in Wasson *et al.*, 1995). Il est aussi utilisé afin de maintenir la section dans sa nouvelle forme trapézoïdale à la suite de travaux de recalibrage (AERM, 2009) ou de conserver l'efficacité du drainage (Landwehr & Rhoads, 2003).

Afin de protéger les terres attenantes au cours d'eau des inondations, souvent des espaces agricoles ou urbains, des endiguements sont réalisés. Ces derniers induisent une suppression des connexions latérales entre le cours d'eau et la zone rivulaire.

Les impacts de la chenalisation

En rivière, ces travaux impactent l'hydromorphologie sur les dimensions longitudinale, latérale et verticale (**Hauer *et al.*, 2007**). Ces opérations d'artificialisation altèrent et perturbent le fonctionnement hydromorphologique et dégradent les hydrosystèmes fluviaux (**Barnetche *et al.*, 2010**). Ces travaux entraînent généralement une augmentation des phénomènes de crue à l'aval (**Barnetche *et al.*, 2010**), qui conduit souvent à de nouveaux aménagements sur ces secteurs. C'est l'amorce de la spirale de chenalisation.

Plusieurs perturbations hydromorphologiques peuvent survenir suite à la chenalisation : l'incision du lit mineur et l'érosion des berges (**Surian & Rinaldi, 2003 ; Simon & Rinaldi, 2006**), une diminution du coefficient de rugosité, un étalement de la lame d'eau : à section identique sera plus basse que sur une portion non impactée (**Wasson *et al.*, 1995**), une perte de la granulométrie d'origine, des dysfonctionnements morpho-sédimentaires (**Brookes, 1985**), un colmatage (**Landwehr & Rhoads, 2003**), une homogénéisation des faciès d'écoulement et généralement une baisse de leur diversité (**Malavoi & Bravard, 2010**). De même au niveau écologique, les nouvelles conditions du milieu provoquent des pertes d'habitats, une aggravation de l'eutrophisation (**Malavoi & Bravard, 2010**), une détérioration de la qualité physico-chimique de l'eau (**Shields *et al.*, 2010**) mais aussi une augmentation des températures à l'étiage (**Malavoi & Bravard, 2010**).

Les pratiques d'endiguement bloquent les phénomènes d'érosions naturels liés à la divagation du cours d'eau réalisée lors de son ajustement dynamique (**Brookes, 1988 in Le Bihan, 2009**). De même, les protections de berges ont un impact sur les cours d'eau et selon la technique employée, il peut être plus ou moins important : plus les matériaux sont inertes et plus l'impact écologique est grand (**Barnetche *et al.*, 2010**).

Dans le cas de rivières altérées, le curage (surtout s'il est réalisé de façon régulière) est d'autant plus néfaste qu'il bloque tout phénomène de résilience du milieu. Plus particulièrement si le cours d'eau a commencé à retrouver un gabarit plus adapté grâce à des zones de dépôts ou des bancs alluvionnaires. Par l'accélération des vitesses d'écoulement entraînée par les travaux de curage, une augmentation de l'érosion est également notée (**Gregory, 2006**).

La pratique de l'enterrement de cours d'eau est couramment utilisée en milieu urbain ou périurbain mais elle est également utilisée afin de «gagner» des terrains agricoles, elle consiste à buser/drainer/comblé un cours d'eau sur parfois sur un linéaire important (**Adam *et al.*, 2007**). Cet enterrement peut entraîner la disparition totale du cours d'eau des cartes. Il supprime toutes les connectivités entre les compartiments et est catastrophique pour le milieu notamment à cause de l'absence de lumière dans la partie enterrée qui rend le milieu quasiment abiotique (**Navarro *et al.*, 2012**).

Le drainage souterrain diminue le temps de réponse des bassins versants ce qui crée l'augmentation du débit de pointe des parcelles cultivées (**Rycroft & Massey, 1975 ; Bailey & Bree, 1981 ; in Leduc, 1990**). Une étude menée à l'Est de l'Illinois (Etats-Unis) montre que

sur certains BV la volonté d'obtenir un drainage toujours plus performant a mené à chenaliser l'ensemble des cours d'eau de rang 1 (Mattingly *et al.*, 1993, in Landwehr & Rhoads, 2003).

En tête de bassin versant, les impacts de la chenalisation sont encore peu documentés. C'est dans ce contexte qu'intervient cette étude.

Le pâturage

L'altération de l'hydromorphologie du cours d'eau par le piétinement du bétail génère une érosion localement plus marquée qui peut se situer sur les berges ou le lit mineur (Gregory, 2006). Une étude menée en Haute-Marne révèle que la moitié des TBV en zones prairiales sont plus ou moins impactées par le piétinement (Jarry, 2012). Dans le cas d'une agriculture extensive, les concentrations en sédiments augmentent en comparaison avec les zones forestières plus naturelles (Allan *et al.*, 1997), ce qui peut entraîner un colmatage sur le secteur aval.

Ripisylves et plantations



Figure 4: Photo de végétation exubérante en l'absence de ripisylve.

Dans le cadre de la chenalisation, la suppression de la ripisylve peut être réalisée totalement ou partiellement (Adam *et al.*, 2007). Or, la végétation rivulaire est l'un des paramètres qui contrôle la stabilisation des berges (Malavoi & Bravard, 2010), notamment grâce au chevelu racinaire. Ce dernier, lorsqu'il est présent sur la pente des berges, augmente le coefficient de rugosité (Moulin, 2005) ce qui diminue le temps de transfert et donc les pics de crue en aval, de même pour le bois en rivière (Gippel, 1995 in Moulin, 2005). Les petits cours d'eau sont très influencés par la végétation tandis que pour les grands cours d'eau, ce sont les processus géodynamiques qui prédominent (Bergeron & Roy, 1985 ; Malavoi & Bravard 2010), d'où l'importance de la ripisylve en tête de bassin.

L'ombrage créé par la présence d'arbres en berge sert de régulateur thermique (Henner, 2013), et empêche également le développement d'algues envahissantes (CRPF Nord-Pas de Calais, 2009) mais aussi la prolifération de végétation dans le lit mineur (Figure 4). Sa disparition induit également une perte de matière organique allochtone dans le cours d'eau qui peut mener à une diminution de la biomasse de poisson (Hickman, 1975, in Wasson *et al.*, 1998).

Les plantations monospécifiques de conifères et de peupliers qui remplacent parfois la ripisylve naturelle sont susceptibles de causer des perturbations sur la qualité hydromorphologique (érosion des berges du à leur faible ancrage), biologique ainsi que physico-chimique (acidification) (Guérolde *et al.*, 2000) du cours d'eau.

Seuils et plans d'eau

Les seuils, les barrages et les étangs implantés sur les cours d'eau impactent les flux solides, liquides et biologiques (Dassonville, 2010). La vitesse d'écoulement est perturbée en amont de l'obstacle, les faciès naturels plutôt lotiques deviennent lentiques par ennoïement (Malavoi, 2009). De plus ces ouvrages constituent des obstacles majeurs à la continuité écologique¹. L'augmentation du temps de résidence de l'eau va favoriser l'élévation de la température. Ce qui induit un changement des peuplements biologiques présents dans le cours d'eau et favorise l'évaporation d'où une diminution des débits (notamment en période d'étiage dans nos régions) (Malavoi & Bravard, 2010). Un risque d'apport excessif en sédiments existe également lors de certaines vidanges de plans d'eau (Godreau *et al.*, 2009). Le nombre de seuils en tête de bassin est plus élevé en comparaison avec les cours d'eau de rangs supérieurs. En effet, 1 à 2 ouvrages sont dénombrés en moyenne par kilomètre de cours d'eau dans les extrémités apicales des BV (Baran *et al.*, 2009 ; Vallée du Blavet, 2009 ; Bourguinon, 2011) contre 1 ouvrage tous les 4 à 5 km pour les rangs supérieurs (ROE, 2011).

3. Les impacts secondaires de la chenalisation sur le milieu physique

Le phénomène de colmatage

Il existe trois types de colmatages : le colmatage minéral (par les limons ou argiles), le colmatage biologique (Exemple : larve de *Chironomidae*) et le colmatage organique (particules organiques). Les deux causes principales du colmatage sont les pratiques agricoles mais aussi les problématiques d'érosion des sols (Waters, 1995).

La zone d'interface entre le lit profond et les écoulements de surface est constituée de la couche d'armure (matériaux grossiers) et d'une couche de sub-surface (éléments plus fins et plus diversifiés) (Gayraud *et al.*, 2002). Cette zone est un lieu d'échange d'eau et de matière entre la surface et le lit. Le colmatage minéral est un phénomène, qui fait référence aux dépôts et à l'infiltration des sédiments fins dans le lit (Gayraud *et al.*, 2002). La cohésion du substrat est renforcée par la pénétration de ces sédiments fins entre les éléments grossiers (Les Agences de l'Eau, 1999) ce qui diminue la capacité du cours d'eau à piéger les éléments plus grossiers transportés par saltation ou roulement. Ce phénomène a comme impact secondaire une altération de la biologie (Gayraud *et al.*, 2002). Les microhabitats qui présentent la concentration en sédiments fins la plus importante sont aussi les plus pauvres en espèces (Bournaud & Cogérino, 1986). En effet, l'habitat le plus biogène pour la faune est constitué d'un substrat alluvial dont les fractions sont supérieures à 2 cm (Willians & Mundie, 1978 ; Jowett *et al.*, 1991).

Le colmatage du substrat grossier de surface peut s'évaluer grâce à un indice développé par le CEMAGREF d'Aix en Provence (Archambaud *et al.*, 2005).

¹ La continuité écologique est définie comme la libre circulation des organismes vivants et leur accès aux zones indispensables à leur reproduction, leur croissance, leur alimentation ou leur abri, le bon déroulement du transport naturel des sédiments ainsi que le bon fonctionnement des réservoirs biologiques (connexions latérales et conditions hydrologiques favorables) (Article R.214-109 du code de l'environnement).

Le phénomène d'incision

L'incision se caractérise par un enfoncement généralisé du lit, résultat d'une érosion progressive et/ou régressive². Le phénomène d'incision se déroule en plusieurs étapes (figure 6), mais peut être stoppée à chacune de ces dernières. Chaque cours d'eau est susceptible de réagir différemment selon la pression qui lui est exercée. Ces différentes réponses morphologiques sont décrites par le Channel Evolution Model (CEM) adapté par Simon pour les cours d'eau artificialisés (Simon, 1989). Une végétalisation de ces banquettes peut être constatée dans certains cas, ce qui peut améliorer leur stabilité donc leur pérennité. L'apparition de bancs alluvionnaires n'est pas une étape susceptible de survenir sur tous les cours d'eau.

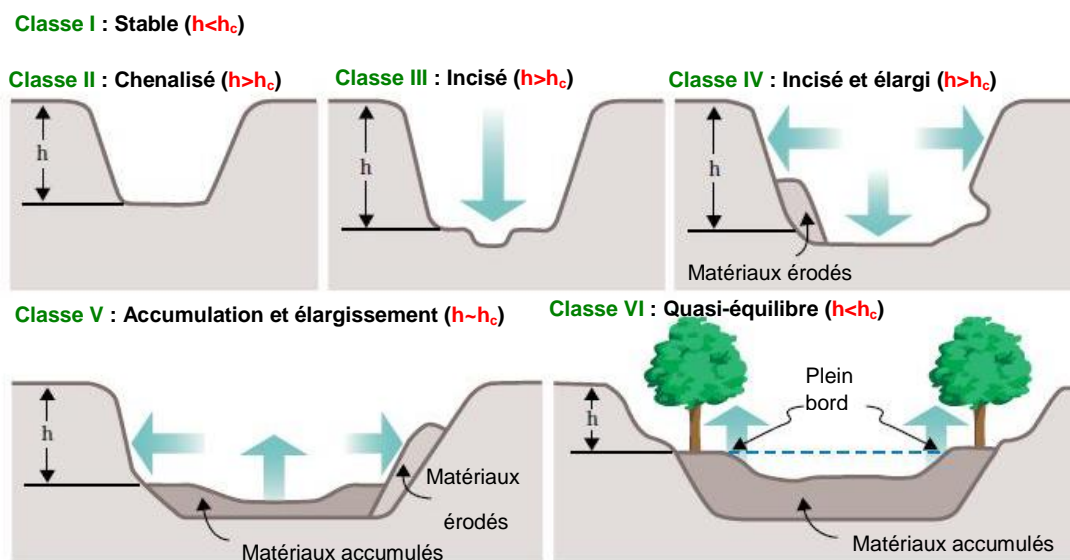


Figure 5 : Représentation schématique de la section de travers et du profil longitudinal d'un cours d'eau incisé montrant les caractéristiques des 5 classes du CEM (Channel Evolution Model) (Simon, 1989 ; Traduit par Le Bihan, 2014) ; Avec h_0 =hauteur de berge critique et h = hauteur de berge réelle.

Les bancs alluvionnaires latéraux

La création de bancs alluvionnaires latéraux ou atterrissements peut être la résultante de phénomènes naturels de rehaussement du lit après sédimentation d'apports alluvionnaires provenant de l'amont, ces sédiments peuvent être fins ou grossiers (Malavoi *et al.*, 2011). Une autre source possible «d'engraissement» du lit mineur est l'apport direct de matière due à l'érosion latérale des berges. La présence d'un seuil ou de bois en rivière ralentit les écoulements en amont ce qui amplifie le phénomène en accélérant les dépôts.

Dans les systèmes qui ont été remaniés par l'homme, ce phénomène n'est pas forcément un indice de dysfonctionnement mais à l'inverse plutôt une indication de résilience du cours d'eau (Malavoi *et al.*, 2011). C'est l'un des processus qui permet aux cours d'eau recalibrés de retrouver un gabarit correspondant aux débits liquide et solides qui le traversent.

² Dans le premier cas elle est induite par un déficit en sédiment (barrage, prélèvement d'alluvions, ...) et se déplace de l'amont vers l'aval, dans le second cas, elle est liée à une augmentation subite de la pente et un ajustement du cours d'eau qui cherche à retrouver son profil d'équilibre. Elle se déplace alors de l'aval vers l'amont.

Ces banquettes selon leur composition granulométrique ainsi leur taux de végétalisation, sont plus ou moins fixées (Landwehr & Rhoads, 2003). Leur pérennité peut être confortée par l'apparition d'une succession d'espèces adaptées ou tolérantes aux inondations et aux perturbations diverses causées par la dynamique fluviale (Amoros & Petts, 1993). Selon le stade de développement végétal, une succession de niveau de stabilisation est observée. Lors des stades pionniers herbacés, moins résistants lors d'épisodes de crue, les bancs alluviaux peuvent être mobilisés. A l'opposé, les stades buissonnants/arbustifs ainsi que le stade arborescent grâce à leur végétation ligneuse ont plus de chance de rester fixés lors des forts débits.

4. Méthode de caractérisation de l'hydromorphologie

4.1 Localisation de la zone d'étude et choix des stations

La zone d'étude sélectionnée se situe sur l'HydroEcorégion (HER) Massif Armoricain (Wasson *et al.*, 2002). Cette zone présente un réseau hydrographique, ramifié et dense, constitué de nombreux petits ruisseaux (Lefrancois *et al.*, 2005). Ainsi le Massif Armoricain se distingue par ses roches primaires dures, imperméables et non carbonatées, un relief de collines peu accentué, et un climat océanique (Wasson *et al.*, 2002).

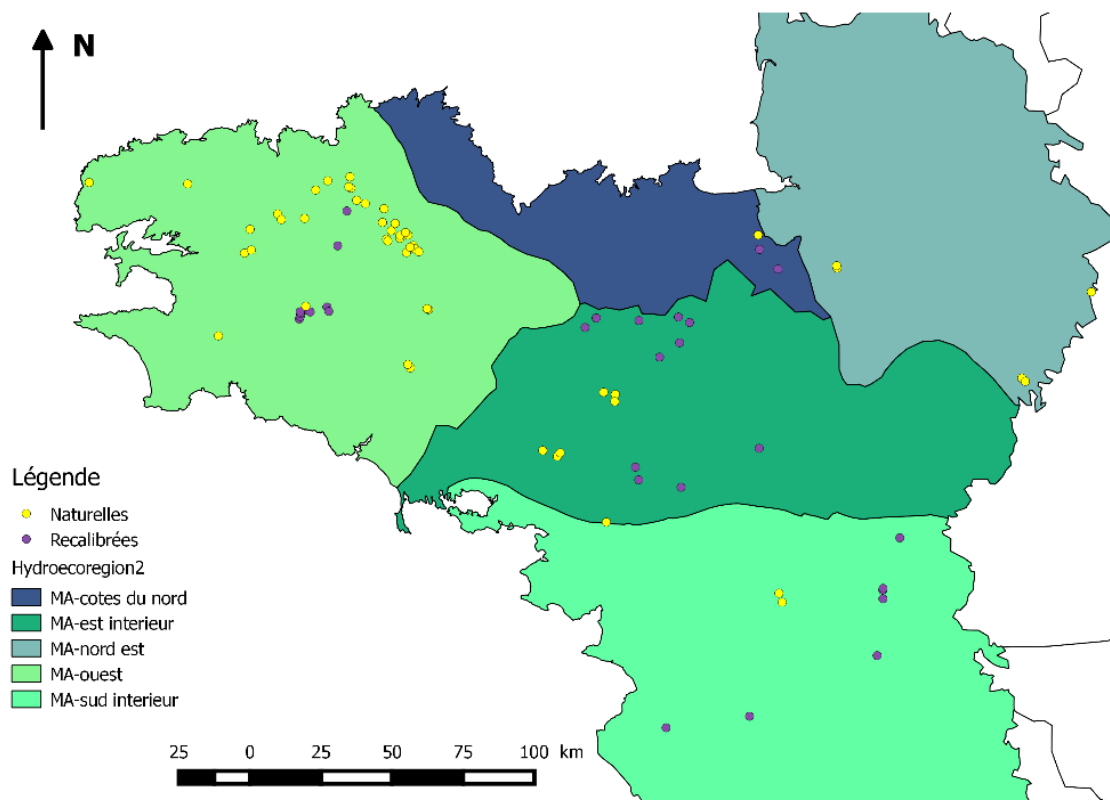


Figure 6 : Carte des stations naturelles et recalibrées sur l'HER 1 Massif Armoricain décliné en ses sous parties les HER de niveau 2.

En se basant sur les stations échantillonnées les années précédentes, une analyse a été effectuée pour localiser des sites potentiellement altérés par des travaux hydrauliques grâce à un Système d'Information Géographique (SIG) basée sur les référentiels BD Ortho, BD topo cours d'eau et carte IGN au 1 / 25000. Puis, les sites sont validés ou invalidés par la connaissance du territoire des techniciens rivières et/ou des agents des différents Services Départementaux (SD) de

l'ONEMA. Dans un second temps, ce sont les mêmes acteurs qui les ont identifiées sur le « terrain ». Ces stations étant dans une même HER, les variables de contrôle de l'hydromorphologie sont similaires à l'échelle de l'HER (Wasson *et al.*, 2002).

Les stations altérées étudiées (Figure 6) présentent au minimum un recalibrage sur une distance de 50 m consécutive, la longueur de la station étudiée étant de 30 m. Afin de pouvoir comparer nos résultats à ceux des années précédentes (Stations naturelles sur la Figure 6), toutes nos stations sont également implantées sur des cours d'eau de rang 1. Les cours d'eau qui présentent des caractéristiques trop particulières et peu représentées sont écartées : vallée très étroite ou en gorge et pente trop importante.

4.2 Genèse du protocole TBV

La Directive Cadre sur l'Eau n°2000/60/CE (DCE) adoptée le 23 octobre 2000 donne une définition générale de la qualité de l'eau qui repose sur une gestion globale et intégrée des milieux aquatiques (Gob *et al.*, 2014). Bien que prise en compte de manière indirecte dans la DCE (Barnetche *et al.*, 2010), l'hydromorphologie est un compartiment clé dans sa mise en œuvre (Gob *et al.*, 2014), sans elle l'amélioration de la qualité de l'eau ne peut être atteinte (Direction de l'eau, 2005).

En Europe, plusieurs pays ont développé des outils d'évaluation de l'hydromorphologie : l'IQM en Italie (Rinaldi *et al.*, 2013), la méthode du LAWA en Allemagne et le RHS en Angleterre (Raven *et al.*, 1998 ; Raven *et al.*, 2002). En France aussi des outils de caractérisation de l'environnement physique ont été conçus, pour l'évaluation linéaire : SYRAH, AURHACE et le REH mais aussi pour l'évaluation stationnelle : CARHYCE. Le protocole d'évaluation de l'hydromorphologie des cours d'eau en tête de bassin versant à l'échelle stationnelle est inspirée de ces méthodes, il a été développé et a évolué au cours du temps notamment grâce aux analyses des données récoltées (Mathieu, 2010 ; Jan, 2013 ; Bossis, 2014). Cette évolution induit des changements dans la nature des données collectées et rend impossible certaines comparaisons.

4.3 Vers un protocole TBV fonctionnel pour tout type de stations

S'il s'avère indispensable de poursuivre les mesures qualifiant la géométrie, la granulométrie, les faciès, les éléments naturels diversifiant l'écoulement, la ripisylve, *etc*, il est obligatoire de pouvoir caractériser les pressions et impacts qui s'exercent aux différentes échelles géographiques : bassin versant, tronçon et station. Le protocole précédemment développé a donc été complété afin de les prendre en compte (Tableau 1). Chaque catégorie regroupe un certain nombre de mesures quantitatives et/ou qualitatives. Elles sont parfois mixtes, en contenant à la fois des éléments présents sur toutes les stations et des éléments spécifiques à une partie d'entre elles. Par exemple la section « berge » comprend les bases du calcul de la rugosité (sur tous les sites) mais aussi le degré de l'artificialisation des berges (pour les stations dégradées).

Tableau 1: Sections du protocole TBV, les sections présentant un astérisque ont été rajoutées ou bien complétées.

Données générales	Faciès d'écoulement
Rugosité	Eléments diversifiant l'écoulement
Gabarit	Granulométrie
Ripisylve	Couche d'armure
Litière	Débit
Occupation du sol	
Caractéristiques des travaux hydrauliques*	Berges*
Banquettes*	ZH*
Caractéristiques des sous BV amont et aval*	Réseau hydraulique annexe*
Incision*	Colmatage*

Les fiches terrain du protocole Annexe 1.

4.4 Outils d'analyses et traitements statistiques

Les fiches terrains sont saisies individuellement sur un masque de calcul Excel. Les variables comme la puissance spécifique, la pente ou bien le débit à plein bord sont calculées automatiquement par ce masque et intégrées à la base de données.

Les stations sont également géolocalisées et intégrées dans un Système d'Information Géographique (SIG) grâce au logiciel Qgis. Les calculs des surfaces des bassins versants sont réalisés grâce à l'outil GRASS de Qgis en se basant sur les localisations des stations aval qui ont été considérées comme le point exutoire du bassin versant à l'amont.

Les analyses statistiques ont été réalisées grâce aux logiciels R et XLSTAT (Module du logiciel Excel).

Traitements statistiques :

Les résultats sont traités en deux parties.

- Dans un premier temps les stations recalibrées sont comparées aux stations de référence afin d'identifier les variables les plus discriminantes entre les deux jeux de données. Par la suite une analyse discriminante est appliquée au jeu de données dans son ensemble. Elle a pour but de séparer les stations en fonction de paramètres sélectionnés. Grâce au modèle construit de nouvelles stations peuvent être classées selon leur probabilité d'appartenir à un groupe ou bien à l'autre.
- Dans un second temps les différences et similarités inter-stationnelles sont visualisées sur le jeu de données 2015 concernant les stations recalibrées.

Sur le jeu de données complet :

Afin de visualiser les différences entre les variables quantitatives principales, la distribution des valeurs moyennes est étudiée au sein des deux jeux de données. Elles sont représentées sous forme de «boîtes à moustaches». Elles permettent de visualiser si les distributions entre les deux modalités sont symétriques. Associées à un test de comparaisons de moyennes il est possible de vérifier si les différences éventuellement constatées sont significatives ou non.

Une Analyse en Composantes Principales (ACP) (statistique exploratoire) est réalisée sur les variables quantitatives principales afin de détecter celles qui sont les plus discriminantes. En éliminant/ajoutant des variables par analyses successives, la meilleure modélisation est sélectionnée.

La réalisation de l'analyse discriminante se base sur les comparaisons de moyennes sur les divers paramètres quantitatifs, pris un par un, car ils ne sont pas toujours discriminants pour déterminer si une station est altérée ou non. Mais grâce à l'analyse discriminante il est possible d'intégrer ces divers paramètres et ainsi de différencier les stations dans l'un des 2 sous-groupes. L'analyse discriminante à 2 niveaux ou analyse discriminante linéaire de Fisher est faite grâce au package MASS sous R avec la fonction `lda()`.

Sur le jeu de données stations altérées

Les statistiques descriptives ont été réalisées dans la partie précédente, le traitement statistique commence par une ACP, puis à partir de ces variables une Classification Hiérarchique Ascendante (CAH) est générée, le but de cette dernière est de créer des groupes homogènes de stations. Afin de limiter les effets liés aux différentes mesures et échelles, les données sont centrées et réduites.

5. Résultats

5.1 Résultats globaux entre les stations de référence et altérées

Paramètres hydromorphologiques principaux

Le jeu de données complet comprend 58 stations naturelles dites de référence et 31 stations altérées. Visuellement des différences apparaissent (Figure 7), notamment sur : les valeurs moyennes des largeurs plein bord, les hauteurs plein bord, la sinuosité ainsi que sur les puissances spécifiques.

Des comparaisons de moyennes sont réalisées (en accord avec les résultats de normalité et d'homocédasticité) entre les données des stations de références et les stations altérées. Pour les variables $L_{pb_{moy}}$, $H_{t_{moy}}$, $L_{pb_{moy}}/H_{t_{moy}}$, la sinuosité, la pente, la puissance spécifique, le débit à plein bord, la surface du bassin versant amont ainsi que la granulométrie (D50) le test non paramétrique de Mann-Whitney est appliqué. Suite à ces comparaisons, seule la pente (p -value=0,22) ne présente pas de différence significative au risque alpha de 5 %. Il n'existe donc pas de différence significative entre les moyennes de cette variable, ce qui est confirmé par la faible variation entre leur écart type. Le gabarit moyen du lit des deux types de stations a été

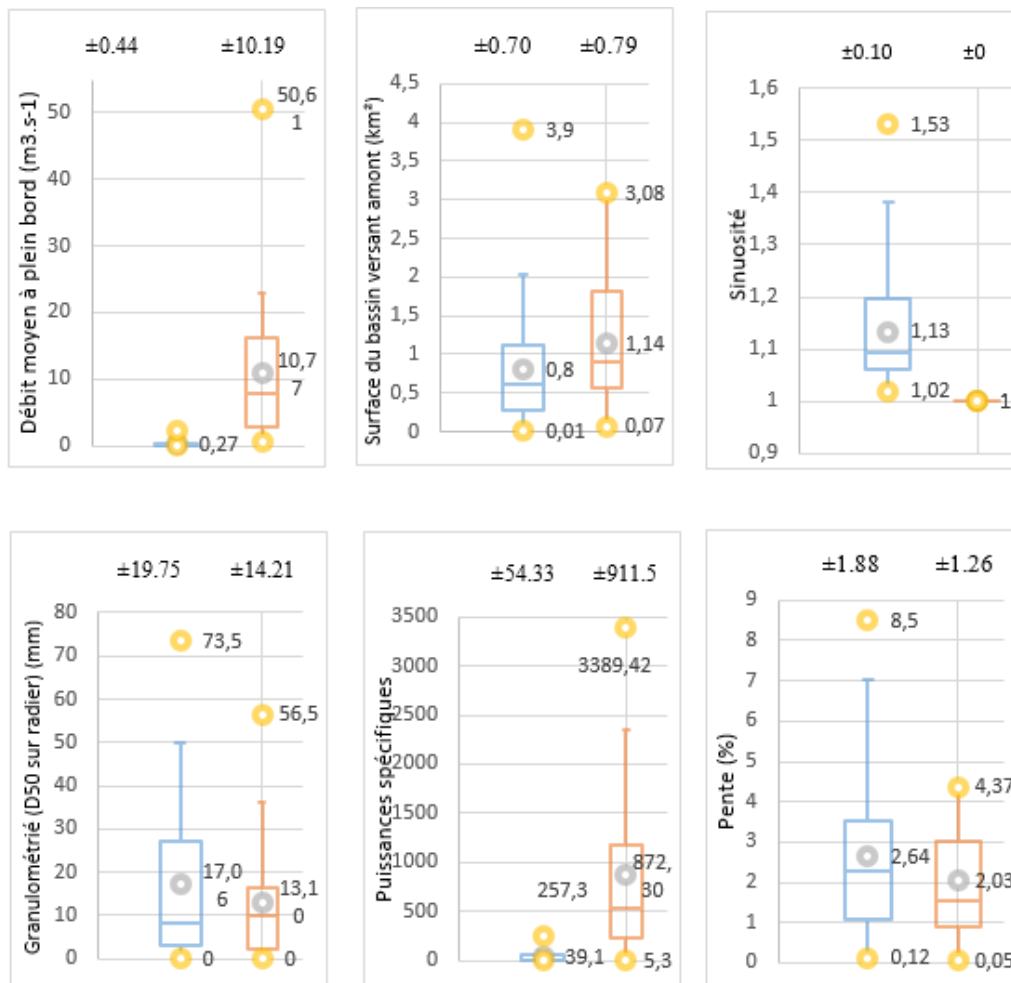


Figure 7: Boîtes à moustaches des paramètres hydromorphologiques principaux. Les stations de références sont représentées en bleu et les stations altérées en orange. Les moyennes des échantillons sont représentées par un cercle gris (dont la valeur est en regard), les valeurs extrêmes sont signalées par des cercles jaunes et les écarts types sont au-dessus du graphique.

calculé en se basant sur les moyennes des distances entre les points d'échantillonnage intra-stationnel (moyenne réalisée sur les 6 transects d'une station) puis inter-stationnel, il en va de

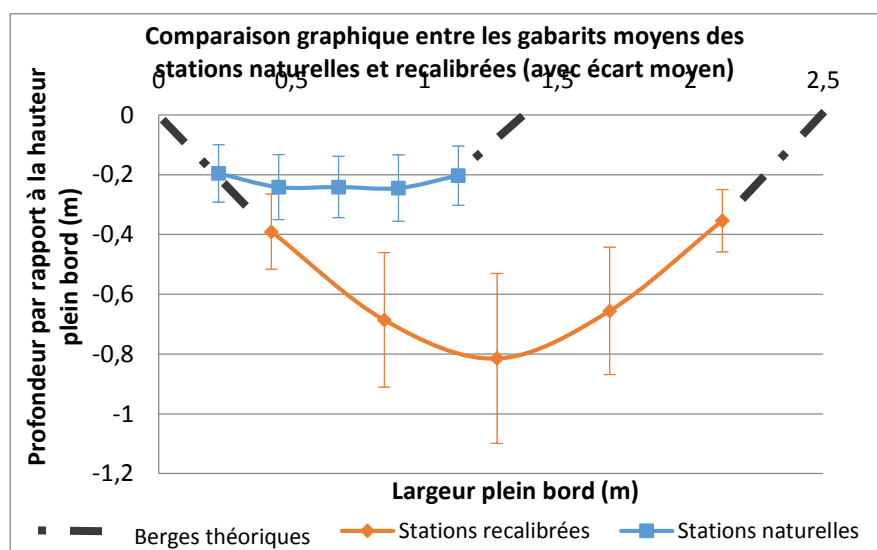


Figure 8: Graphique des gabarits moyen des lits mineurs des stations de référence et altérées

de 0,59 m ± 0,13 m. Les stations de référence, quant à elles, présentent des hauteurs et largeurs

même pour le calcul des profondeurs. Les courbes des gabarits sont modélisées avec les barres d'écarts moyens donnant ainsi une meilleure modélisation du profil en travers des stations. Les stations altérées ont une largeur à plein bord moyenne ($L_{pb_{moy}}$) de 2,54 m ± 0,84 m et une hauteur totale à plein bord moyenne (HT_{moy})

à plein bord bien inférieures respectivement de $0,28 \pm 0,17$ m et $1,6 \pm 0,57$ m (Figure 10). Ces différences sont statistiquement différentes au seuil $\alpha = 5\%$ après réalisation d'une comparaison de moyenne (test de Mann-Whitney, non paramétrique), avec une $p\text{-value} = 1,7 \cdot 10^{-5}$ pour Lpb_{moy} et de $8,17 \cdot 10^{-10}$ pour HT_{moy} .

En ce qui concerne le ratio de forme Lpb_{moy} / HT_{moy} , le taux des stations altérées est plus faible avec $4,3 \pm 0,9$ et les stations de référence $7,5 \pm 4,1$ (Mann-Whitney, $p\text{-value} = 6,01 \cdot 10^{-3}$), elles sont donc significativement différentes d'après la comparaison de moyennes.

Pour la granulométrie, la comparaison de moyennes du D50 sur radier donne une faible différence significative (Mann-Whitney, $p\text{-value} = 0,02$) entre les deux types de stations, mais pour le D50 réalisé sur les point de mesures des transects la différence est plus significative (Mann-Whitney, $p\text{-value} = 5,96 \cdot 10^{-8}$).

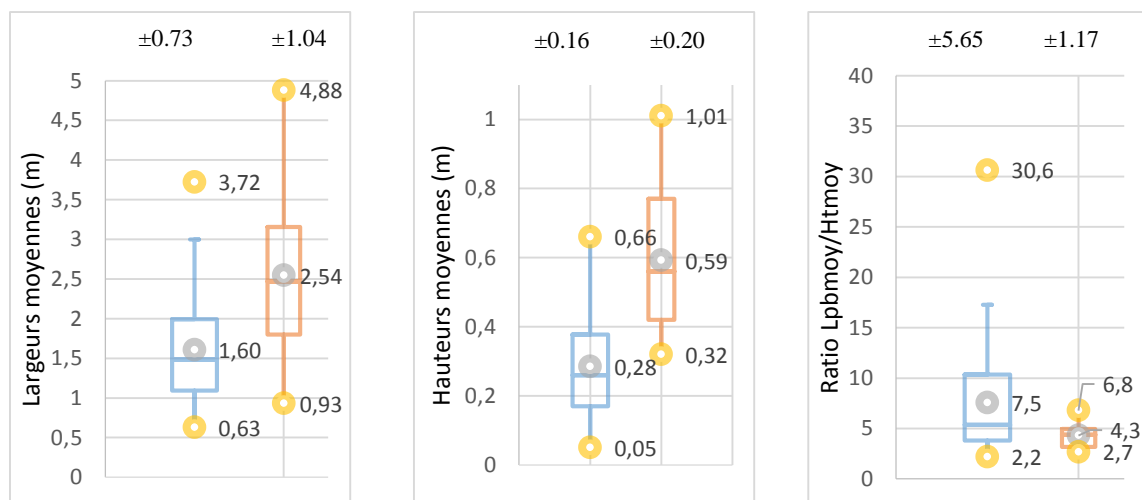


Figure 9 : Boîte à moustache des largeurs et hauteurs moyennes à plein bord et du ratio Largeur plein bord sur hauteur totale.

Analyse en Composantes Principales (ACP)

Afin de connaître la contribution des différentes variables ainsi que leurs similitudes, une ACP est réalisée sur l'ensemble du jeu de données. Seules les variables qui présentent des différences significatives entre les stations altérées et les stations de références ont été retenues. La pente a également été retenue du fait de son rôle important dans l'hydromorphologie.

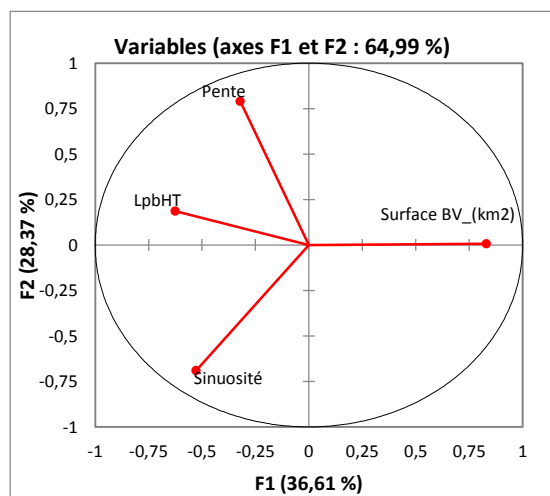


Figure 10 : ACP sur les variables principales des stations altérées et de référence

Au final, 64,99 % de la variance totale est expliquée par les 2 premiers axes. L'axe F1 semble être expliqué par la corrélation négative qui existe entre le ratio de forme (Largeur à plein bord moyen sur hauteur à plein bord moyenne) et la surface du bassin versant. L'axe F2 quant à lui paraît être

défini par la relation négative entre la pente et la sinuosité du cours d'eau.

Paramètres secondaires

Faciès d'écoulements

Il n'existe pas de différences significatives au niveau des faciès d'écoulement majoritaires en termes de fréquence d'occurrence (radiers (Rad), plats lents (PI) et plats courants (Pc)) (Figure 11). Ils existent néanmoins des différences significatives au niveau des faciès minoritaires entre les 2 types de stations. Il y a une disparition des rapides (Rap) et une baisse de la fréquence d'occurrence des mouilles de concavité (MC), des fosses de dissipation (FD) et de chutes (Ch) qui passent de 17 % en condition de référence à 7 % pour les stations altérées. En situation altérée les faciès lentiques (PI ; MC ; FD) sont présents à 37 % contre 35 % pour les stations de référence, en ce qui concerne les faciès lotiques (Rap ; Rad ; Ch ; Pc) 63 % sont dénombrés pour les stations recalibrées contre 65 % pour les naturelles.

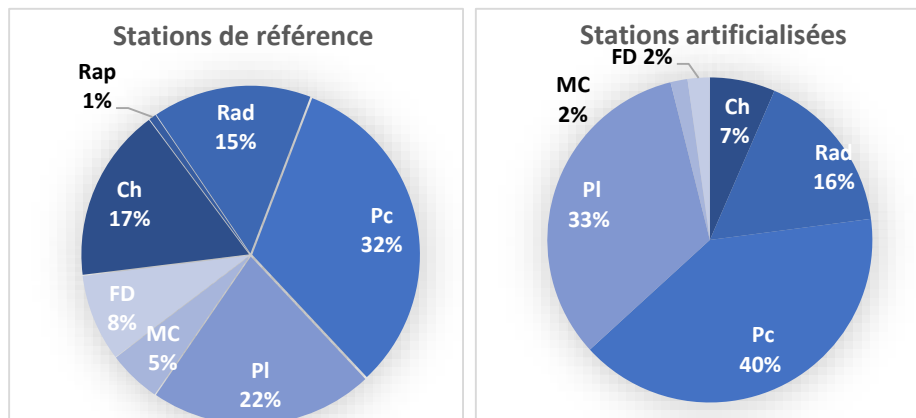


Figure 11: Graphiques des fréquences d'occurrences des différents faciès d'écoulement en fonction du type de station

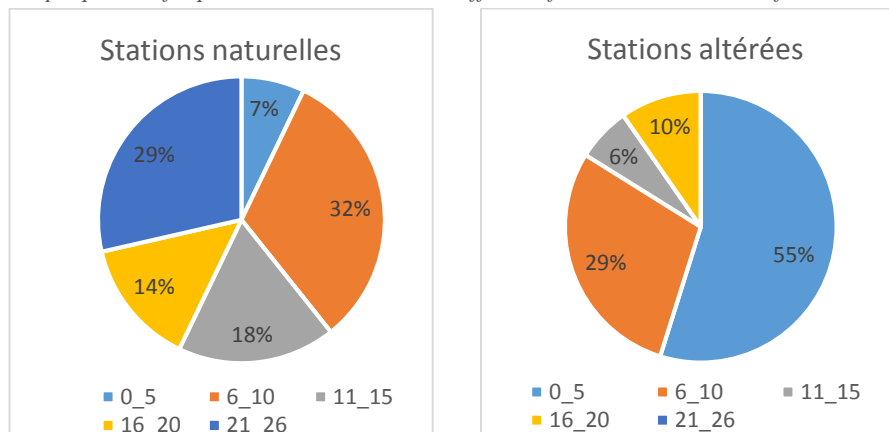


Figure 12: Nombre de faciès modélisé en classe pour les stations naturelles et altérées

Les stations de références ont en moyenne $14,4 \pm 6,1$ faciès différents tandis que les stations altérées présentent quant à elles une moyenne de $6,0 \pm 4,3$ faciès, après comparaison de moyennes au risque $\alpha = 5\%$ (Mann-Whitney, $p\text{-value} = 1,78.10^{-5}$) le nombre de faciès entre les deux types de stations a baissé de manière significative. En regardant les proportions de faciès par classes (Figure 12), la classe de 0 à 5 faciès pour les stations recalibrées correspond à plus de la moitié des stations échantillonnées et la classe 21 à 26 faciès est absente. A l'inverse pour les stations naturelles la classe 0 à 5 faciès est la moins représentée avec 7 % et 29 % des stations

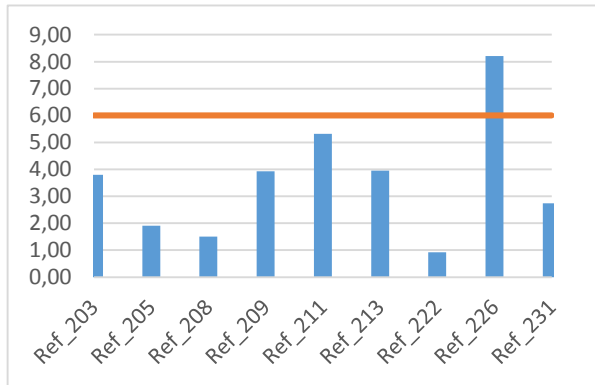


Figure 13: Distance de retour au radier des stations altérées, exprimé en Lpb.

ont entre 21 et 26 faciès. Dans les stations recalibrées, 45% ne présentent pas de radier, 26% ont 1 radier et 29% ont 2 radiers ou plus. Sur les 9 stations qui ont 2 radiers ou plus la distance de retour au radier est calculée. Il est montré que généralement en situation d'équilibre un faciès est observé en moyenne tous les 6 Lpb du cours d'eau (Brookes *et al.*, 1988 ; Jan, 2013). Ici, pour les stations altérées une seule valeur déroge à la règle (Figure 13).

En ce qui concerne l'indice d'équitabilité de Shannon sur les faciès mesurés par station, il donne pour les sites de référence une moyenne de $0,69 \pm 0,13$ contre $0,37 \pm 0,25$ pour les stations recalibrées, la différence entre les moyennes est significative au risque $\alpha = 5\%$ (Mann-Whitney, $p\text{-value} = 3,83.10^{-6}$). Concernant cette variable, les stations de référence sont plus proches de l'équitabilité de représentativité des faciès que les stations altérées.

Éléments diversifiant l'écoulement

Pour les stations de références (seules les stations de 2014 sont prises en compte, celles de 2013 ne comptaient que le bois comme éléments diversifiant l'écoulement), ces éléments sont

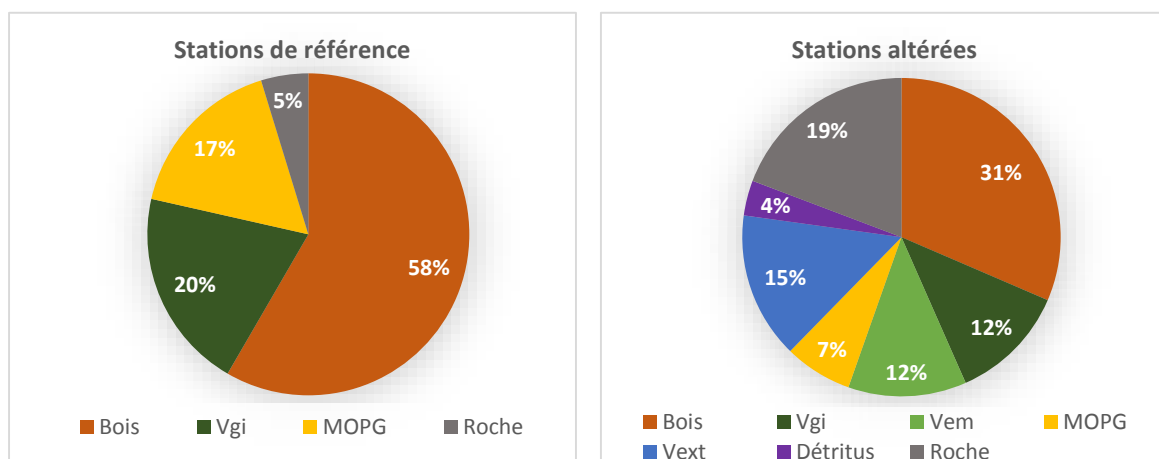


Figure 14: Pourcentages moyens par type d'obstacles entre les stations de référence (2014) et les stations altérées.

essentiellement naturels (96 %). Pour les stations recalibrées, la présence de débris d'origine anthropique comme obstacle apparaît (4 %) (Figure 14), ainsi que la végétation extérieure (Vext) et la végétation émergée (Vem). La comparaison de moyenne réalisée ici (test non

paramétrique de Mann-Whitney), montre des différences significatives entre toutes les modalités au risque $\alpha = 5 \%$.

Occupation du sol dans la bande riveraine

L'occupation des sols à proximité des cours d'eau échantillonnés est caractérisée. Au voisinage des cours d'eau de référence, 7 types d'occupations des sols sont recensés. Autour des cours d'eau recalibrés 4 sont dénombrés, avec un accroissement des cultures, prairies mais aussi l'apparition des zones urbanisées (Figure 15). Les systèmes bordant les stations de référence sont essentiellement des systèmes « naturels » de forêt (44 %) ou bien de zone humide (40 %). En revanche dans le périmètre immédiat des stations altérées, une plus forte proportion d'écosystèmes anthropisés sont recensés : des prairies (64 %), des cultures (15 %) et des zones urbanisées (13 %).

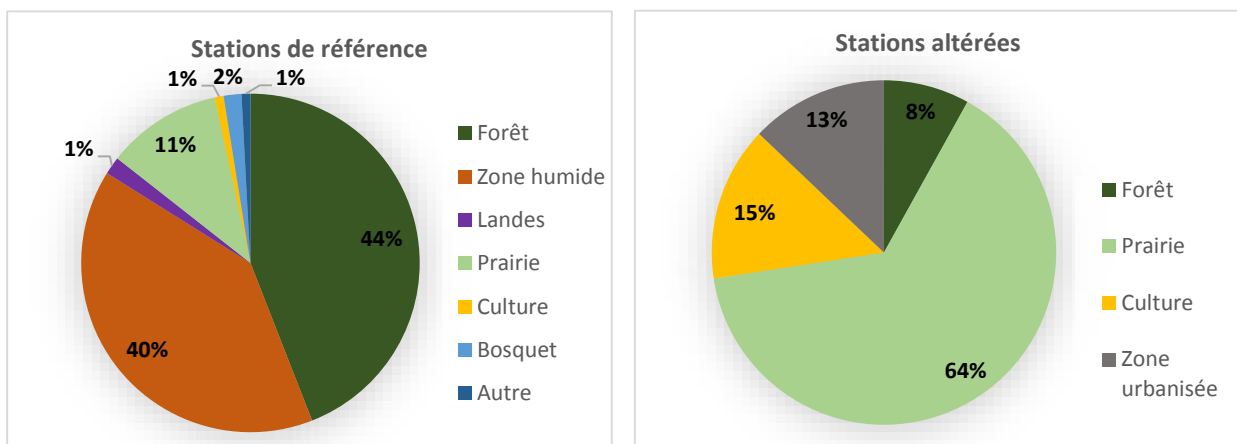


Figure 15: Pourcentages d'occupation du sol de la bande riveraine

D'après les critères botaniques, 100% des stations de référence présentent une zone humide (sur au moins une de leur rive). Pour les stations recalibrées, 19,3 % présentent une ZH sur une de leur rive. En réalisant la prospection de ZH à l'aide de sondages pédologiques, 67 % des stations altérées en ont une, soit 13 stations de plus qu'avec les critères botaniques.

Seulement 10% des stations naturelles ne présentent aucune ripisylve ni en rive droite ni en rive gauche, contre 42% des stations recalibrées. De plus, 32% de stations recalibrées n'ont de ripisylve que sur l'une des berges contre 2% des stations de référence.

5.2 Résultats sur le jeu de données des stations altérées

Statistiques descriptives

Les variables mesurées sur les stations recalibrées divergent assez fortement du lot de stations naturelles et présentent donc des caractéristiques différentes, notamment pour la largeur de plein bord, la hauteur de plein bord et le ratio de forme qui leur est associé.

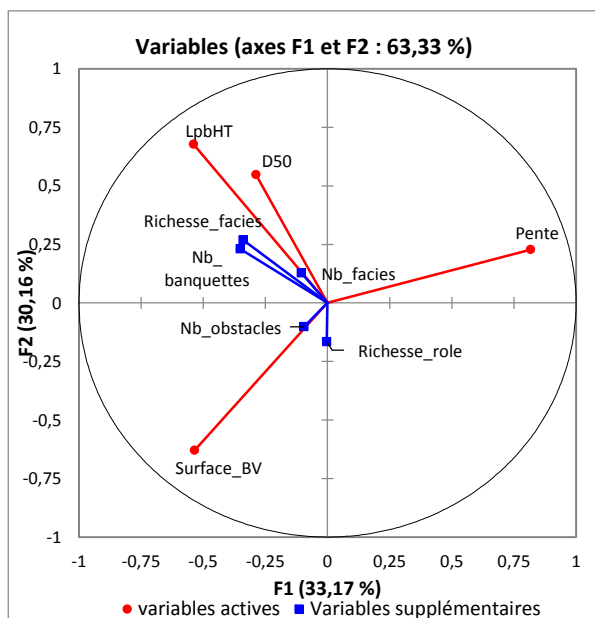


Figure 16: ACP sur les variables principales des stations

Afin de classer ces stations en groupes homogènes, une Analyse en Composantes Principales (ACP) et une Classification Hiérarchique Ascendante (CAH) sont réalisées sur ce jeu de données

L'ACP sur les variables principales à partir de la matrice de corrélation de Spearman (Test non paramétrique) montre les liens entre les différentes variables. Lorsque celles-ci sont trop fortement corrélées, les variables sont redondantes et n'apportent donc pas d'informations supplémentaires. C'est pourquoi les variables Lpb_{moy} et HT_{moy} ont été remplacées par le ratio de forme Lpb_{moy}/HT_{moy} afin de ne pas répéter leur

contribution et fausser l'analyse. L'ACP présentée (Figure 16) est la plus probante dans le cadre

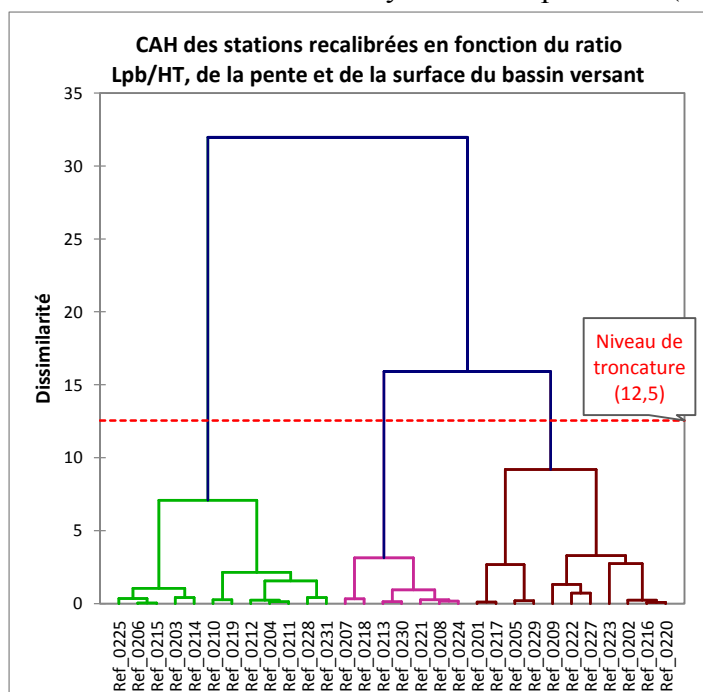


Figure 17: CAH

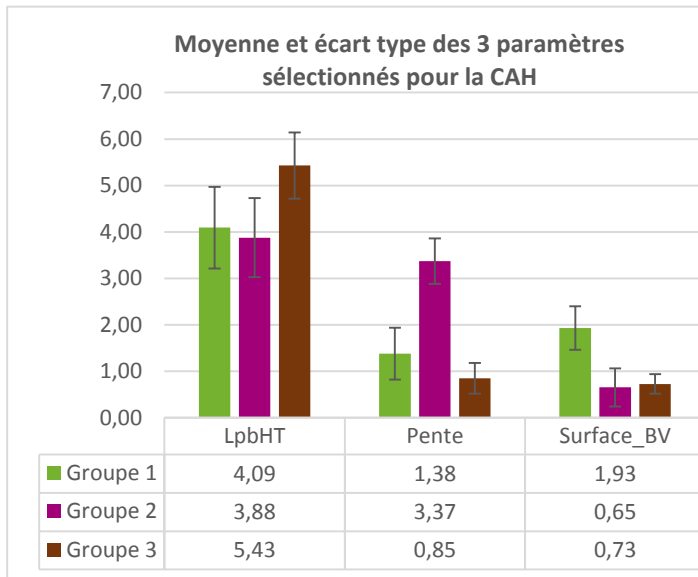
de l'étude sur la caractérisation des TBV après plusieurs tests de modélisation avec les différentes variables quantitatives. La sinuosité a été supprimée n'apportant aucune information concernant les stations recalibrées en raison de sa valeur constante de 1. Le coefficient de rugosité K, le débit à plein bord ainsi que la puissance spécifique ont aussi été écartés de l'ACP en raison des problèmes d'estimations, mais également par leur redondance avec les paramètres sur lesquels se basent leur calcul.

Les deux premiers axes de l'ACP expliquent 63,33 % de l'inertie totale.

Des variables supplémentaires sont utilisées afin de faciliter l'interprétation, elles sont informatives mais ne contribuent pas à la construction des axes. La variance de l'axe F1 est majoritairement apportée par la pente et en

ce qui concerne l'axe 2 c'est le ratio Lpb_{moy} / HT_{moy} en opposition avec la surface du bassin versant qui le définit le mieux.

Grâce à ce pré-travail sur les données, les analyses peuvent être poursuivies par la CAH mais aussi la régression. La CAH (Figure 17) sépare le jeu de données en trois classes. Le graphique est associé à une table afin de permettre de visualiser les moyennes et écart-types des différentes



classes pour les paramètres utilisés pour sa réalisation, c'est-à-dire le ratio largeur plein bord moyenne sur la hauteur totale à plein bord moyenne, la pente et la surface du bassin versant amont (Figure 18).

Ici le deuxième groupe (le rose) est plus homogène que les 2 autres car il est plus « regroupé ». Le troisième groupe (le marron) est le plus hétérogène, le plus proche du niveau de troncature.

Figure 18: Graphique des 3 paramètres utilisés pour la réalisation de la CAH

Les Banquettes alluvionnaires

Dans le jeu de données des stations recalibrées 64,5% ont des banquettes. Sur ces stations, en moyenne $2 \pm 1,8$ banquettes sont présentes pour une longueur moyenne de $7,8 \pm 8,1$ m (sur les 60 mètres de berges par station). La classe granulométrique la plus représentée sur les stations est le limon. Seule deux des stations qui présentent des bancs alluvionnaires n'ont pas de végétation herbacée à leur surface, de plus, deux d'entre elles ont des arbustes en début de fixation.

La couche d'armure

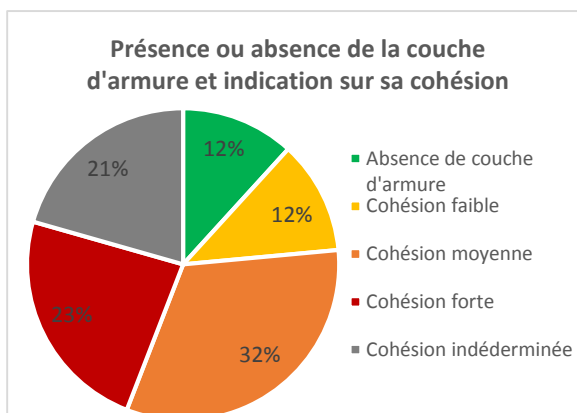


Figure 19: Présence ou absence de couche d'armure et indication sur sa cohésion sur les stations altérées

L'évaluation de la couche d'armure réalisée sur le terrain comporte deux parties traitées ici (Figure 19). Dans un premier temps la présence ou l'absence de couche d'armure est évaluée, sur les stations recalibrées prospectées 13% n'en possèdent pas. De surcroît, la cohésion est estimée et dans les stations 12% sont évaluées avec une cohésion faible, 32% avec une cohésion moyenne et 23% ont une cohésion forte, 21% stations possédant une couche d'armure n'ont pu être associée à une cohésion celle-ci est donc qualifiée comme indéterminée.

Le phénomène d'incision

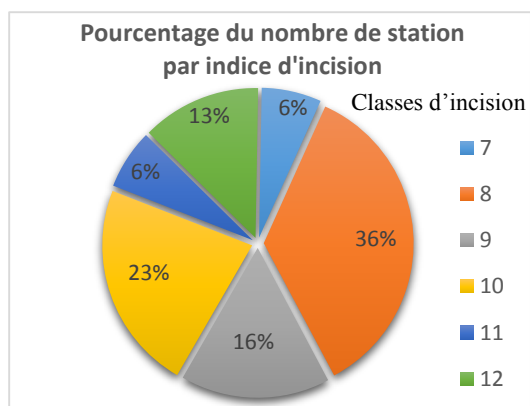


Figure 20: Pourcentage de stations altérées par classes d'incision

La cause apparente de l'incision sur toutes les stations altérées semble être due aux travaux hydrauliques. Sur l'ensemble de ces stations 6% ne présentent pas de traces d'incision (classe 7), la plus importante portion des stations (36%) se trouve en classe 8 où une incision à la suite de travaux de chenalisation est observée, 16% des sites sont en cours d'élargissement, les classes 10, 11 et 12 sont celles où la stabilisation de l'incision se réalise, avec pour la classe 10 un début d'accumulation de matière (23% des stations), la classe 11 présente un

début de fixation des banquettes alluviales (6%) et la classe 12 (13%) est en quasi-équilibre avec des indications de stabilisation plus importante des bancs alluvionnaires (Figure 20).

Le phénomène de colmatage

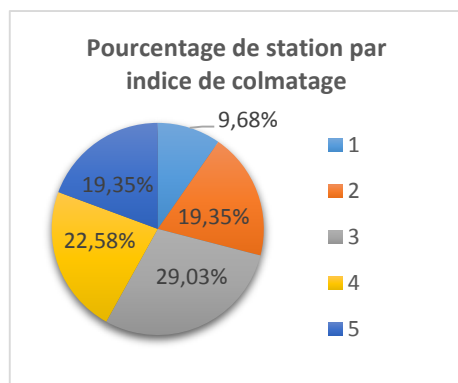


Figure 21: Classe de colmatage

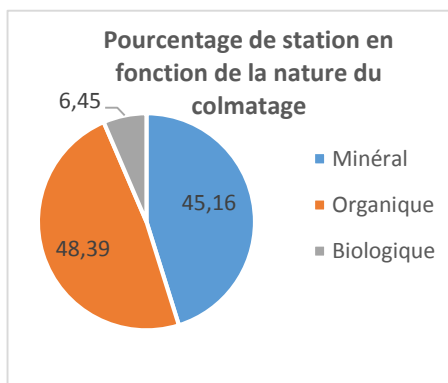


Figure 22: Nature du colmatage

D'après l'estimation du colmatage sur le terrain grâce à l'indice d'Archambaud et ses collaborateurs (2005), les classes 3, 4 et 5 sont fortement représentées (Figure 21). La classe 1 qui correspond à un colmatage superficiel est la moins fréquente sur les sites de l'étude. Le colmatage de type biologique est le plus marginal avec une présence détectée sur seulement 6,45 % des stations altérées échantillonnées (Figure 22), les classes colmatage de type minéral et organique sont plus présents avec respectivement 45,16 % et 48,39 % de stations.

6. L'analyse discriminante entre les stations de références et altérées

L'Analyse Factorielle Discriminante (AFD) présentée ci-dessous est celle qui présente les paramètres les plus discriminants pour la classification des stations en « Naturelles » ou « Recalibrées » en fonction des principales variables hydromorphologiques. Les variables calculés à l'aide d'autres mesures terrain de l'étude (puissance spécifique, débit de plein bord) sont supprimées pour simplifier et ne pas biaiser l'analyse. De plus, la D50 et la pente qui ne présentent respectivement peu et pas de différence significative entre les 2 jeux de données comme vu précédemment ne sont donc pas retenus comme paramètres discriminants. Avec seulement trois facteurs discriminants : la sinuosité, la largeur plein bord et la hauteur à plein

bord (Tableau 2) cette AFD présente l'avantage d'être facilement reproductible avec peu de valeurs terrain à récolter. La différence entre les taux de classement est proche entre les 2 types de stations en plus d'être élevé, ce qui conforte le choix de ces paramètres. Dans ce cas de figure, 2 des stations naturelles sont mal classées et 4 qui appartiennent à la catégorie Recalibrée sont classées en Naturelles.

Tableau 2: Matrice de confusion de l'AFD pour l'échantillon d'estimation

de \ Vers	Naturelle	Recalibrée	Total	% correct
Naturelle	56	2	58	96,55%
Recalibrée	4	27	31	87,10%
Total	60	29	89	93,26%

Grâce à la validation croisée (Tableau 3) les calculs sont refaits de manière à éviter qu'une observation influence trop sa prévision de classement. C'est pourquoi après de nouveaux calculs, une nouvelle station naturelle est classée en Recalibrée.

Tableau 3: Matrice de confusion pour les résultats de la validation croisée de l'AFD

de \ Vers	Naturelle	Recalibrée	Total	% correct
Naturelle	55	3	58	94,83%
Recalibrée	4	27	31	87,10%
Total	59	30	89	92,13%

Une fois le modèle construit, il est possible de faire sortir des stations du jeu de donnée originel en les soustrayant également de sa construction afin de prédire si la station peut être caractérisée d'altérée ou de référence avec un pourcentage de chance d'appartenance à chacun des groupes.

7. Discussion

7.1 Quelles sont les conséquences de la chenalisation pour les TBV ?

Le recalibrage : un facteur de contrôle déterminant

Les sites de références donnent un aperçu de la morphologie des très petits cours d'eau à l'état «naturel» (Mathieu, 2010). La largeur des TBV est généralement inférieure à 2m (AERM, 2009), cette valeur guide est vérifiée sur les stations de référence mais, pour les stations recalibrées, le surdimensionnement en largeur est bien réel. Sur ces stations, les profondeurs sont également plus importantes que les valeurs moyennes des sites de référence. L'évolution des pratiques de recalibrage fait que les profondeurs ont augmentées pour l'amélioration du drainage (Adam *et al.*, 2007), notamment pour s'adapter à la collecte du réseau de drains.

Sur l'ensemble des stations, le ratio de forme montre que les TBV sont plus profonds que larges. Le ratio de forme des stations naturelles est plus accentué que celui des stations altérées. Ces dernières sont donc dimensionnées différemment par rapport aux conditions de référence. Ceci montre que l'altération du gabarit du lit s'illustre non seulement sur la hauteur et la largeur mais également sur la relation naturelle qui lie ces deux paramètres.

Cette différence de ratio est également visible sur notre jeu de données concernant les « stations altérées ». En effet, dans les 3 classes déterminées par la CAH le ratio varie selon l'ancienneté des altérations. Plus les travaux sont anciens, plus les gabarits de ces cours d'eau sont proches des stations naturelles, même s'ils restent surdimensionnés.

Un facteur naturel vient s'ajouter et peut expliquer en partie l'accentuation de la profondeur sur certaines stations « naturelles ». Une relation entre la profondeur du cours d'eau et la présence d'une forêt est établie. En forêt, l'érosion verticale ou incision des cours d'eau est plus importante et les rend plus profonds (Moulin, 2005). Dans le jeu de données, 44 % des stations de référence sont localisées au sein d'une forêt contre 8% dans le cas des stations altérées.

Dans le cas des stations recalibrées, les relations identifiées dans la littérature entre les variables de contrôle et de réponse ne fonctionnent plus (Malavoi & Bravard, 2010). Les modifications majeures de l'hydromorphologie du cours d'eau font que l'homme devient la variable de contrôle majeure qui détermine désormais la trajectoire hydromorphologique du cours d'eau chenalisé.

Les indicateurs de la capacité d'ajustement du cours d'eau

Dans les conditions naturelles les TVB présentent de faibles puissances spécifiques, or les valeurs correspondantes calculées pour les cours d'eau altérés sont très élevées. Or cette variable fait intervenir le débit à plein bord qui dans les conditions altérées ne sont jamais atteints du fait notamment du surdimensionnement des lits de ces cours d'eau. Bien souvent le résultat du calcul de la puissance spécifique des cours d'eau altérés est supérieur au seuil de 35W/m² qui d'après Wasson et ses collaborateurs (1998) est le début de la réversibilité des aménagements ou seuil de puissance spécifique pour lequel un cours d'eau a assez d'énergie pour s'ajuster (Brookes, 1988).

Il est fort probable que ces puissances ne soient jamais atteintes dans les conditions réelles. Ces deux facteurs qui peuvent généralement prédire la résilience hydromorphologique d'un cours d'eau sont donc inutilisables en l'état. Il semble par conséquent nécessaire de trouver une méthode adaptée pour juger de la capacité morphogène de ces cours d'eau. En se basant notamment sur le débit réel à plein bord mesuré en crue ou en période de hautes eaux sur des cours d'eau naturels ou peu impactés ayant des caractéristiques géomorphologiques, climatiques et des bassins versants similaires.

Une des règles de l'hydromorphologie admise chez plusieurs auteurs (Gob *et al.*, 2014 ; Malavoi & Bravard, 2010) est qu'il existe une corrélation entre la surface du BV et les largeurs et hauteurs à plein bord sur les grands cours d'eau. Les variables de contrôle sont dépendantes de la surface du bassin versant, les débits liquide et solide augmentent avec un élargissement et un approfondissement du cours d'eau qui adapte la géométrie de son lit aux débits (Malavoi & Bravard, 2010). Or dans le cas des très petits cours d'eau, à l'état naturel et altéré, cette relation entre variable de contrôle et variable de réponse est difficilement identifiable. Pour les cours d'eau naturels, ce sont d'autres facteurs qui influent sur le gabarit du lit, notamment le débit à la source (Mathieu, 2010) ou la présence de ripisylve (Bergeron & Roy, 1985 ; Malavoi & Bravard 2010). Pour les TBV altérés, les variables décrivant la géométrie du lit restent dépendantes du surdimensionnement imposé par l'Homme.

Il conviendrait de vérifier si, au vue de la taille de bassin versant restreinte sur laquelle l'étude se porte (de 0.01 km² à 3,9 km²), les relations liant la position dans le gradient amont-aval aux largeurs et hauteurs à plein bord existent mais s'expriment différemment : par exemple en lien avec la distance à la source ? Il est également possible que le jeu de données actuelle, 89 stations échantillonnées ne permet pas d'appréhender toute la variabilité de la relation décrite précédemment.

Les pressions secondaires aux abords des TBV et leurs conséquences

Aux abords des stations altérées une majorité de systèmes anthropisés sont recensés, à l'inverse des situations de références qui sont plutôt localisées en milieu «naturel» ou peu remaniés par l'homme. La diminution de systèmes « naturels » entre les sites de référence et les sites altérés montre que l'urbanisation et l'agriculture ont généré et génèrent actuellement la réalisation de travaux hydrauliques sur les cours d'eau de rang 1 de la zone d'étude (Stoate *et al.*, 2001 ; Renard, 2002 in Le Bihan, 2009 ; Bishop *et al.*, 2008).

Les zones humides associées aux TBV sont souvent omises dans les inventaires car elles sont dispersées et de petites tailles et pourtant elles sont capitales pour le bon fonctionnement des hydrosystèmes (Barnaud, 2013 ; Janisch *et al.*, 2011). L'identification des zones humides sur les stations altérées nécessite un sondage pédologique dans la majorité des cas. En effet, les parcelles attenantes au cours d'eau sont globalement soumises à un impact anthropique qui ne permet plus l'identification par critères botaniques des ZH. Les interventions humaines sur les cours d'eau ont pour conséquence un affaissement de la nappe d'accompagnement (AESN, 2007) et donc une diminution des zones humides associées. Les résultats concernant les zones humides des sites d'études corroborent ce précepte. La fonctionnalité de ces ZH n'étant pas testée il n'est pas possible de connaître leur degré d'altération. La sensibilité de ces écosystèmes (Janisch *et al.*, 2011) peut amener à se questionner sur la fonctionnalité des ZH rencontrées sur les sites altérés. De manière générale, les portions de TBV présentent en moyenne 2,3 petites zones humides les bordant (Janisch *et al.*, 2011). Dans le cas de cette étude la présence de ZH à proximité des cours d'eau de référence semble montrer que, les travaux hydrauliques sont la principale cause de la disparition des ZH. Leur disparition a des conséquences sur l'alimentation en eau du TBV pendant la période d'étiage. Celle-ci peut entraîner une diminution de la lame d'eau (Navarro *et al.*, 2012) et même des ruptures d'écoulement sur le cours d'eau, ce qui entraîne l'apparition de conditions critiques pour les espèces (Malavoi & Bravard, 2010).

La constatation de suppression totale ou partielle de la ripisylve sur les cours d'eau altéré est à mettre en relation avec les travaux de chenalisation (Malavoi & Bravard, 2010).

La chenalisation, créatrice de déséquilibre sur les écoulements en TBV

Les travaux hydrauliques induisent une diminution du nombre de faciès par station et leur homogénéisation (Malavoi & Bravard, 2010) et une réduction des éléments diversifiant les écoulements (Wasson *et al.*, 1995). L'indice d'équitabilité de Shannon réalisé sur la répartition du nombre de faciès montre que sur les stations de référence, les faciès sont répartis de manière plus équitable que sur les stations altérées où la sur-représentation d'un faciès est plus fréquente. Outre cette banalisation, leur nombre moyen tend à diminuer (Malavoi & Bravard, 2010). De plus, les faciès minoritaires présents sur les stations naturelles comme les chutes, les fosses de

dissipation ou bien les mouilles de concavité voient leur représentativité diminuer voire même disparaître comme pour les rapides qui sont absents des stations altérées. En revanche, les proportions de faciès lotiques et lentiques ne varient pas entre les deux types de stations.

Dans l'ACP réalisée sur les données des stations altérées, les paramètres ratio de forme et diversité de faciès sont corrélés positivement, ce qui semble montrer que la baisse significative du nombre de faciès est en relation avec le recalibrage et le reprofilage qui lui est systématiquement associé (Malavoi & Bravard, 2010).

Une diminution du nombre d'éléments diversifiant les écoulements et de la diversité de leurs est constatée entre les stations naturelles et les stations recalibrées. La réduction de la diversité des éléments diversifiant les écoulements entre ces deux types de stations est visible, ce constat peut être mis en relation avec les travaux réalisés. En parallèle, l'apparition des détritiques en tant qu'élément diversifiant les écoulements est à mettre en lien avec la proximité de zones urbanisées.

Un biais peut être noté sur l'observation des faciès d'écoulements. Selon la saison d'observation, la végétation peut pousser dans le lit mineur et ainsi créer une diminution des vitesses d'écoulement. En effet, de nombreuses stations recalibrées ne présentent aucune ripisylve et sont l'objet d'une forte colonisation de leurs berges et lit mineur par des plantes telles que l'œnanthe aquatique, les orties ou bien la ronce (observations terrain). Ces plantes peuvent constituer des freins à l'écoulement, soit en poussant directement dans le lit mineur (végétation émergée : Vem) ou bien en poussant sur les berges mais avec une partie de l'appareil aérien qui se trouve sur le chemin de l'eau (Végétation extérieur : Vext). Cette végétation exubérante peut former une barrière à l'écoulement sur l'ensemble des 30 mètres de la station. Aussi, lors des relevés, on peut noter la présence prépondérante d'un faciès lentique alors que le reste de l'année où cette végétation excessive est absente, ce sont des faciès lotiques qui sont trouvés. Sur ces stations il est difficile de déterminer s'il y a une uniformisation des faciès d'écoulement du au recalibrage ou bien une suppression des micros faciès.

La détermination des stations à l'équilibre vis-à-vis de leurs faciès ne peut, à priori pas se faire en utilisant les distances de retour des radiers. En effet les calculs utilisent la largeur plein bord et sont pour les stations altérées faussés. La fréquence de répétition des radiers pour les 9 stations altérées présentant plus de deux radiers sont même supérieure à ceux des stations naturelles déterminés en 2013 (Jan, 2013). Il serait intéressant de comparer ces résultats avec un indice de résilience des cours d'eau. Il est en effet possible que ces stations aient retrouvé un nouvel équilibre suite aux perturbations.

L'augmentation de la part de représentativité de la roche sur les stations altérées peut être due à des apports anthropiques en granulats ou bien à la résurgence/apparition de blocs par le phénomène d'incision.

Le recalibrage crée une uniformisation de la pente dans le tronçon considéré (Malavoi & Bravard, 2010). Ceci a pour conséquence une homogénéisation de la vitesse sur la section ce qui n'est pas propice à la création de micro habitats avec des faciès d'écoulement variés. Il en est de même pour les actions de curage sur ces milieux. Mais cette hypothèse ne peut être

vérifiée car la pente est calculée pour l'ensemble de la station (différence d'altitude entre le point amont et aval sur 30 mètres de longueur).

Dysfonctionnement sédimentaire des cours d'eau altérés

La zone de radier est celle où le dépôt de la fraction la plus grossière de la charge de fond (Malavoi & Bravard, 2010), La D50 mesurée sur un radier est choisie comme indicateur de la granulométrie transitant dans le système. Il était attendu que les valeurs médianes des granulométries entre les 2 grands types de stations allaient être fortement différentes du fait notamment des opérations de curage liées au recalibrage. Mais les statistiques révèlent une faible différence significative entre les D50 radier des sites de référence et altérés. La faible différence semble indiquer que le transport de cette fraction sur les cours d'eau altérés n'est pas supprimée.

En revanche le D50 sur radier des stations altérées est un paramètre à prendre avec précaution. Près de la moitié des stations recalibrées ne présentant pas de radier, ce dernier a été calculé parfois par extrapolation du au colmatage sur les radiers ce qui entraîne des valeurs faibles proche de celle du limon ou de l'argile et au moins une station semble avoir reçu un apport de gros granulat.

Par contre, il existe une forte différence significative entre les D50 calculés d'après la granulométrie mesurée sur les points en eau des transects. La valeur de la D50 totale des stations altérées montre bien une sur-représentation de la partie fine (Malavoi & Bravard, 2010 ; Braud & Alber, 2013). A l'échelle d'un cours d'eau, la taille des sédiments tend naturellement à diminuer de l'amont à l'aval (Sternberg, 1875 in Braud & Alber, 2013 ; Vannote *et al.*, 1980) due à l'usure des sédiments et au tri granulométrique. Cet inversement des tailles entre la théorie et les échantillonnages du terrain, peut donc être attribué aux travaux hydrauliques. De plus il existe un phénomène de curage naturel des rivières en bon état hydromorphologique (Malavoi & Bravard, 2010) et donc en condition naturelle le D50 ne tend pas vers le limon et l'argile au contraire des stations altérées.

Concernant l'évolution du protocole, il serait souhaitable de multiplier les points dans chaque transect pour les stations altérées. Car, actuellement, le protocole ne prévoit que cinq points de mesures granulométrique par transect et du fait des fortes largeurs, le nombre de points « en eau » est parfois très faible, d'où une donnée insuffisante pour qualifier correctement la granulométrie de la station.

Vers une classification des stations en fonction de leur géométrie

Grâce à l'AFD il est possible de classer les stations en fonction de seulement trois variables entre « altérées » et « référence » avec d'importants pourcentages de bon classement. Ce modèle permet également de discriminer de nouvelles stations entre ces 2 modalités. Différentes hypothèses peuvent expliquer les classements erronés du modèle : des ajustements morphologiques survenus à la suite des travaux hydrauliques très anciens ou encore les caractéristiques du recalibrage en lui-même qui peut être peu profond et/ou peu large.

Le développement d'un modèle de prédiction peut être un outil intéressant pour caractériser statistiquement la résilience d'un cours d'eau et pour déterminer l'état hydromorphologique des

TBV sur un territoire. Il pourrait être intéressant de vérifier par l'analyse discriminante la place de stations ayant subi un recalibrage ancien avec d'autres paramètres afin d'observer la capacité de résilience des systèmes de cours d'eau en tête de bassin versant. En effet pour visualiser la résilience d'un cours d'eau, les paramètres utilisés pour discriminer les stations entre « altéré » et « référence » ($L_{pb_{moy}}$, $H_{t_{moy}}$ et sinuosité) ne sont pas assez fluctuants dans le temps du à la faible puissance spécifique de ces cours d'eau.

La pente de la ligne d'eau et sinuosité

Il n'existe pas de différences entre les moyennes de la variable de contrôle qu'est la pente de la ligne d'eau (Malavoi & Bravard, 2010), la pente n'est donc pas un des paramètres qui influe sur les différences intergroupes de l'étude.

Les stations échantillonnées en 2015 ont toutes une sinuosité de 1, en effet les travaux de chenalisation leurs imposent un tracé rectiligne qui diverge du méandrage des stations naturelles. A pentes égales les stations altérées devaient présenter avant les travaux de chenalisation une sinuosité dans la même moyenne. La pression anthropique supprime donc un précepte acquis en hydromorphologie (Malavoi & Bravard, 2010).

7.2 Quel avenir pour les stations altérées ?

Les nouveaux paramètres ajoutés au protocole, ne peuvent pas être confrontés aux situations de référence. Actuellement, certains d'entre eux ne sont pas encore analysables car leur présence est notée sur un trop petit nombre de stations.

Comment évaluer la capacité de résilience des cours d'eau altérés ? Vers un indice de résilience des TBV.

Sans le débit réel à plein bord, la capacité théorique qu'ont ces cours d'eau à s'ajuster est difficilement vérifiable (surestimation des puissances spécifique). D'autres indicateurs de résiliences du cours d'eau doivent donc être trouvés et utilisés. Comme il a été vu précédemment, certaines mesures du protocole ne sont pas adaptées aux cours d'eau recalibrés. Il serait donc judicieux de réaliser les mesures de débit à plein bord en période de hautes eaux, sur le cours d'eau recalibré et sur des cours d'eau peu altérés proches, afin d'avoir une approximation du débit réel à plein bord et donc une approximation réelle du coefficient de rugosité. Ceci dans l'optique de pouvoir quantifier la puissance réelle de ces cours d'eau et ainsi d'estimer leur réel potentiel de résilience.

Mais en extrapolant à partir des stations de références, il est possible de supposer que les cours d'eau recalibrés de la zone d'étude ont de manière analogue une faible puissance spécifique. De plus, l'énergie des cours d'eau recalibrés est dissipée par les surfaces de frictions plus importantes (étalement de la lame d'eau) (Wasson *et al.*, 1995).

Mais le faible ajustement des cours d'eau dans ces conditions n'est pas non plus une règle. En effet, plusieurs points peuvent être perçus comme des phénomènes de résilience des milieux altérés. La formation de banquette alluvionnaire, la reconstitution d'une couche d'armure ou

bien l'amélioration de l'hydromorphologie en présence d'une ripisylve, sont potentiellement de bons indicateurs pour l'évaluation de la capacité de résilience du cours d'eau.

Le réajustement du lit mineur

La création et la fixation des bancs alluvionnaires témoignent d'un phénomène de réajustement du lit mineur des cours d'eau à une dimension plus originelle ainsi que parfois à un début de sinuosité. En diminuant la surface du lit mouillé, l'apparition de ces banquettes recrée un nouveau lit emboîté au sein du chenal créé par l'homme. Mais leur présence est tributaire des variables de contrôle, ainsi sur les stations échantillonnées, leur recensement ne conditionne pas leur pérennité. En effet, les banquettes en limon sont les plus présentes sur les sites d'étude, cette granulométrie étant inférieure à celle du D50 prélevée sur les radiers, il est probable que leur stabilité ne soit pas établie. De plus, la fixation par la végétation est encore à un stade peu développé qui indique que si un phénomène de crue survient, les banquettes ne seront pas pérennes. C'est pourquoi afin de tester leur capacité à durer dans le temps une évaluation plus approfondie de leur fixation semble nécessaire, via notamment des sondages à la tarière (Landwerht & Rhoads, 2003) pour tester la granulométrie les constituant. Mais également un suivi temporel des bancs alluvionnaires peut être préconisé afin de voir leur évolution spatio-temporelle.

Couche d'armure

L'évaluation de la présence d'une couche d'armure est basée sur l'estimation de la portance du lit sur le terrain. Sur les stations altérées, la couche d'armure peut se situer sous une couche de colmatage de particules fines.

Une portion des sites altérés échantillonnés ne présente pas de couche d'armure, dans un premier temps cela montre que le cours d'eau ne protège pas la couche sous-jacente de sédiment plus fin (Braud & Alber, 2013). Ces sédiments peuvent donc être mobilisés ce qui peut présenter un risque d'incision. Lorsque la couche d'armure est présente sur les stations altérées ayant subi des travaux sur leur lit mineur, elle peut être un signe de reconstitution du matelas alluvial. En revanche, la caractérisation de la cohésion de la couche d'armure est un paramètre dont la technique d'identification nécessite une amélioration, sous la surface colmatée des stations altérées il est difficile d'estimer cette cohésion.

La dynamique temporelle

Il semble important de noter que l'évolution temporelle est à prendre en compte en se basant sur des critères de réversibilité des travaux. En effet, l'absence de traces d'ajustement hydromorphologique suite à des travaux réalisés il y a plus d'une centaine d'années, souligne le fait que le cours d'eau n'a pas la capacité nécessaire pour se réajuster. Le gestionnaire peut ainsi voir une indication pour la réalisation de travaux de renaturation.

Le suivi temporel des paramètres témoignant de la résilience du cours d'eau peut donner une indication sur l'évolution de celle-ci.

Les stations sont sélectionnées sur leur classification à priori dans les catégories naturelles ou altérées. Les stations altérées peuvent avoir subi un recalibrage récent ou bien ancien et parfois

même un cumul de travaux hydraulique ayant été réalisé sur une longue période de temps. Par exemple un cours d'eau a pu être perché, recalibré et par la suite curé de manière régulière ce qui détruit tout pouvoir de restauration de ce dernier. La dimension spatio-temporelle des travaux a donc bien une importance. Si les dates avaient été connues pour toutes les stations recalibrées un lien aurait pu être fait sur la capacité de résilience du système en fonction de l'âge des travaux.

Comment estimer l'aggravation de la dégradation subie suite aux travaux hydrauliques ?

Le phénomène d'incision

Les phénomènes d'incision trouvent leurs origines dans la réalisation des travaux hydrauliques sur la totalité des stations altérées échantillonnées. Outre cette constatation, le phénomène peut être toujours en progression ou bien s'être stabilisé. Si le prélèvement du fond n'est pas compensé par un apport de substrat en amont, l'incision peut être pérenne (Malavois & Bravard, 2010). Surtout qu'en dehors des terrasses alluviales des fonds de vallée seules les TBV de montagne (à forte pente) possèdent suffisamment de stock alluvial grossier pour compenser la perte sédimentaire dû à l'incision (Malavois & Bravard, 2010). L'incision peut être augmentée par la nature des berges, en effet plus ces dernières sont cohésives et plus le cours d'eau va chercher l'érosion par le fond (Malavois & Bravard, 2010).

La comparaison des indices d'incision obtenus pour les stations altérées avec un référentiel concernant les stations non chenalées ainsi que le rapprochement des mécanismes mis en jeu dans le processus d'incision entre les deux types de stations est nécessaire pour mieux juger de l'ampleur que peut avoir ce phénomène.

Le phénomène de colmatage

En l'état, l'utilisation de l'indice de colmatage permet uniquement de trier les stations altérées selon les différentes classes et nécessiterait une comparaison à la situation de référence. Cependant, les classes élevées 4 et 5 mais aussi éventuellement la 3^{ème} présentent un taux de colmatage supérieur à 50% et leurs éléments légèrement enchâssés à totalement recouvert peuvent indiquer un colmatage important réduisant le potentiel biogène et les échanges nappe/cours d'eau de l'écosystème (Malavois & Bravard, 2010). Ce constat est révélateur de dysfonctionnements sédimentaires au sein des cours d'eau recalibrés.

La restauration hydromorphologique

La résilience du milieu ou le succès des actions de restauration active sur les TBV altérés sont conditionnés par plusieurs facteurs. Le principal frein à la restauration hydromorphologique des TBV est sans doute l'occupation du sol. En effet, la localisation des TBV sur des terres agricoles implique souvent des restrictions au niveau de l'emprise spatiale que le cours d'eau peut occuper. Egalement, vis-à-vis de la perception des TBV par les différents acteurs qui occupent le secteur et notamment aux bénéfices et inconvénients qui peuvent survenir dus à leur présence.

Afin d'évaluer les résultats d'une restauration le facteur le plus important à prendre en compte est le temps (**Kail et al., 2015**), l'adaptation du milieu à ses nouvelles conditions ne peut se faire à un pas de temps trop restreint et nécessite un suivi adapté aux différents compartiments biologiques (macrophytes, macroinvertébrés ou bien poissons). De plus, certaines restaurations peuvent après les travaux toujours se trouver en conditions de mauvais état écologique d'après la classification de la DCE sur les autres compartiments de suivi en raison de pollutions de l'eau par exemple (**Haase et al., 2012**).

Les travaux de chenalisation des TBV laissent les cours d'eau «trop nets», en plus de l'impact direct qu'ils créent sur le milieu physique, les impacts associés font que l'écosystème perd toute sa diversité tant au niveau des faciès d'écoulements, que des éléments présents au sein du cours d'eau mobiles et immobiles. Les travaux de restauration sur ses milieux fragilisés doivent par conséquent être pensés pour recréer un milieu physique propice à la faune et à la flore mais également qui pourra réaliser les ajustements nécessaires pour sa pérennité et pour l'atteinte d'un nouvel équilibre dynamiquement stable.

8. Perspectives et conclusion

Les très petits cours d'eau, bien que souvent sous-estimés et mal traités, sont pourtant bénéfiques pour le fonctionnement de l'ensemble de l'hydrosystème. Menacés par la vision anthropomorphique des cours d'eau, les TBV sont régulièrement la cible de lourds travaux de chenalisation qui vont parfois jusqu'à l'enterrement. Au vu de leur fragilité et de leur faible puissance spécifique (**Jan, 2013 ; Bossis, 2014**) ce sont des milieux qui ne présentent souvent pas la capacité à se régénérer d'eux même.

Les TBV recalibrés présentent des modifications hydromorphologiques et morphoécologiques profondes. Ces perturbations altèrent le cours d'eau sur les différents compartiments le constituant : le lit mineur, le substrat alluvial, les rives, mais également sur la relation à la nappe et sur le conditionnement des débits liquides et solides (**Malavoi & Bravard, 2010 ; Navarro et al., 2012**). L'Homme en modifiant le gabarit de ces cours d'eau, change ainsi sur le long terme son fonctionnement et ses fonctionnalités.

Lors des relevés sur les stations recalibrées, les gabarits sont bien souvent surdimensionnés ce qui entraîne lors de la phase de collecte des données un biais. En effet, lorsque la largeur plein bord est importante, il existe un risque de sous dimensionner la section hydraulique du au nombre fixe de verticales à réaliser par transects. Donc dans le cas de suivi de restauration, afin de modéliser au mieux le gabarit du lit il est recommandé de réaliser les transects en espaçant les verticales pour qu'elles coïncident avec les points d'inflexion du fond du lit et des berges. Ainsi le gabarit serait mieux cerné et les estimations des débits à plein bord mieux évalués. De plus pour limiter au maximum les biais de saisonnalité il est préconisé de réaliser les relevés en fin d'hiver ou début de printemps pour que l'impact de la végétation sur les données soit minimal.

La structure physique qui est considérée comme un indicateur indirect de la biodiversité (**Souchon, 1998**), conduit à la diversité des habitats rivulaires mais également à une faune riche et adaptée. Les études menées sur les restaurations de l'hydromorphologie des cours d'eau montrent des résultats contrastés (**Kail et al., 2015**). Bien que, les restaurations menées sur

certaines cours d'eau montrent des améliorations sur les conditions locales d'habitats (*Jähnig et al., 2010 ; Lepori et al., 2005 ; Palmer et al., 2010*), sur la richesse et l'abondance des macrophytes, des macroinvertébrés et des poissons (*Lorenz et al., 2012 ; Miller & Kochel, 2010 ; Schmutz et al., 2014*), d'autres études montrent l'accroissement des populations en place mais pas l'apparition ou la réapparition d'espèces.

Afin de créer l'indice de résilience des TBV, il semble nécessaire d'augmenter le nombre de stations altérées échantillonnées. Ce nombre peut être accru en réalisant le protocole sur des stations où la date des travaux est connue en se focalisant sur un groupe de stations ayant des recalibrages anciens ou bien plus récents. L'objectif serait de pouvoir faire une comparaison entre ces deux types de stations et observer les variations morphologiques au cours du temps. Cet indice pourrait être une clé pour les gestionnaires afin de savoir si le cours d'eau possède les caractéristiques nécessaires à son ajustement (phénomène de résilience) ou bien si le cours d'eau nécessite une opération de restauration active (renaturalisation).

Afin de tester la résilience d'un TBV il est essentiel de comparer son état hydromorphologique avec une situation de référence proche. Lorsque cette restauration n'est pas effective des mesures de restauration actives sont à préconiser toujours en se basant sur la référence établie.

Bibliographie

ADAM P., DEBIAIS N. & MALAVOI J-R., 2007, Manuel de restauration hydromorphologique des cours d'eau, *Agence de l'eau Seine Normandie* 64 pages

AERM, 2009, Guide de gestion des travaux de renaturation des émissaires agricoles (ruisseaux et fossés) sur le bassin Rhin-Meuse de plaine, 46 pages et fiches annexes.

AERMC, 2011, Restaurer et préserver les cours d'eau, restauration hydromorphologique et territoires, Concevoir pour négocier, guide technique SDAGE, 108 pages.

ALEXANDER R.B., BOYER E.W., SMITH R.A., SCHWARZ G.E., & MOORE R.B., 2007, The role of headwater streams in downstream water quality. *Journal of the American Water Resources Association*, n°43, p 41-59

ALLAN D., ERICKSON D. & FAY J., 1997, The influence of catchment land use on stream integrity across multiple special scales. *Freshwater Biology* n°37, 149-161.

ALLINNE C., 2007, Les villes romaines face aux inondations. La place des données archéologiques dans l'étude des risques fluviaux, *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, n°1, p67-84

AMOROS C. & PETTS G.E., 1993, Hydrosystèmes fluviaux, Masson, Paris, 300 pages.

ARCHAMBAUD et al, 2005, (in Navarro *et al.*, 2012)

BAILEY A. & BREE T., 1981, Effect of improved land drainage on river flood flows, *In Flood studies report-Five years on*. Thomas Telford, London, p. 131-132

BAKER J., & JOHNSON H., 1981, Nitrate Nitrogen in Tile Drainage as Affected by Fertilization. *Journal of Environmental Quality* n°10, p. 519-522

BARAN P., BOUCHARD J. & BESSON S., 2009, Analyse de la répartition des espèces de poissons des ruisseaux de têtes de bassin en Bourgogne. Rapport ONEMA, DiR n°9.

BARNETCHE C., FORST C. & PERESS J., 2010, La restauration des cours d'eau. Recueil d'expériences sur l'hydromorphologie. ONEMA DCUAT, 364p.

BARNAULT G., 2013, Spécificités des têtes de bassin, cours d'eau et zones humides associées, Rencontres Eau, Espaces, Espèces - Préservation des zones humides, de la continuité écologique et de la biodiversité - Atelier « Têtes de bassin », Tours.

BENDA L., HASSAN M., CHURCH M. & MAY C., 2005, Geomorphology of steep-land headwaters: The transition from hillslopes to channels. *Journal of the American water resources association*, p.835-851

BERGERRON N. & ROY A., 1985, Le rôle de la végétation sur la morphologie d'un petit cours d'eau, *Géographie physique et Quaternaire*, vol. XXXIX, n°1, p. 323-326

BISHOP K., BUFFAM I., ERLANDSSON M., FÖLSTER J., LAUDON H., SEIBERT J. & TEMNERUD J., 2008, Aqua incognita the unknown headwaters, *Hydrological processes*, n°22 (8), p. 1239-1242.

BOSSIS M., 2014, Étude de l'hydromorphologie à l'échelle stationnelle des cours d'eau de tête de bassin versant armoricains en situation de référence, Rapport de stage de Master 2, ONEMA / Université de Rennes 1, 19 pages + Annexes.

BOURGUINION D., 2011, Caractériser l'importance des discontinuités écologiques et leurs impacts sur les têtes de bassins du département des Vosges, rapport de stage de Licence professionnelle, ONEMA / IUT de Nancy-Brabois, département Génie Civil (Université Henri Poincaré), 40 pages + Annexes.

BOURNAUD M., COGERINO L., 1986, Les microhabitats aquatiques des rives d'un grand cours d'eau : approche faunistique. *Annales de Limnologie.*, p. 285-294.

BRAUD S. & ALBER A., 2013, Synthèse des connaissances & proposition d'une méthode d'évaluation de l'impact des ouvrages transversaux sur la continuité sédimentaire des cours d'eau, DREAL Centre, 76 pages.

BROOKES A., 1985, River channelization: traditional engineering methods, *Progress in Physical Geography*, n°9, p 44-73.

BROOKES A., 1988, (in Wasson *et al*, 1995) Rivers channelization, Perspectives for environmental management, *Wiley interscience*, 326 pages.

BROOKS R. & COLBURN E., 2011, Extent and Channel Morphology of Unmapped Headwater Stream Segments of the Quabbin Watershed, Massachusetts. *Journal of the American Water Resources Association*, 47(1), p.158-168

CRPF Nord-Pas de Calais, 2009, Guide pour la restauration des ripisylves, 28 pages.

DASSONVILLE C., 2010, Synthèse technique : Valorisation des fonctions écologiques liées à l'amélioration morphologique des cours d'eau. Rapport de stage voie d'approfondissement et Mastère spécialisé « gestion de l'eau » AgroParisTech/CEMAGREF, 14 pages + Annexes.

DAVID M.B. & GENTRY L.E., 2000, Anthropogenic Inputs of Nitrogen and Phosphorus and Riverine Export for Illinois, USA. *Journal of Environmental Quality* 28, p. 25-34

Directive n°2000/60/CE du Parlement Européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, *Journal Officiel de l'Union Européenne L327 du 22 décembre 2000*, 73 pages.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2009, Stream corridor structure [en ligne], disponible sur <http://www.epa.gov/watertrain/stream/r11.html>.

FENELON J.M. & R.C. MOORE, 1998, Transport of Agrichemicals to Ground and Surface Water in a Small Indiana Watershed. *Journal of Environmental Quality* 27, p. 884-894

GAYRAUD S., HEROUIN E. & PHILIPPE M., 2002, Le colmatage minéral du lit des cours d'eau: revue bibliographique des mécanismes et des conséquences sur les habitats et les peuplements de macroinvertébrés. *Bulletin Français de la pêche et de la pisciculture* 365/366 : 339-355

GIPPEL C.J., 1995, Environmental hydraulics of large woody debris in streams and rivers, *Journal of Environmental Engineering*, (May), p. 388-395.

GOB F., BILODEAU C., THOMMERET N., BELLIARD J., ALBERT M-B., TAMISIER V., BAUDOIN J-M. & KREUTZENBERGER K., 2014, Un outils de caractérisation hydromorphologique des cours d'eau pour l'application de la DCE en France (CARHYCE). *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, n°1, p.57-72.

GODREAU V., PARIS L., DURLET P., VINCENT A-S. & CHAPUT E., 2009, Ruisseaux de têtes de bassins et faune patrimoniale associée LIFE04NAT/FR/000082 2004 - 2009, Rapport post-LIFE Plan de conservation Après-LIFE. 38 pages

GREGORY K.J., 2006, The human role in changing river channels. *Geomorphology*, 79, p 172-191.

GRIMALDI C., CHAPLOT V. & BIDOIS J., 1998, Conditions de transfert dans la zone hyporhéique et épuration naturelle des ruisseaux en nitrate. In: *Congrès mondial de science du sol. CD-ROM* (p. 8 p.). Presented at 16. Congrès mondial de science du sol, Montpellier, FRA (1998-08-20 - 1998-08-26). Wageningen, NLD : AISS. <http://prodinra.inra.fr/record/52437>

GUEROLD F., BOUDOT J-P., JACQUEMIN G., VEIN D., MERLET D. & ROUILLER J., 2000, Macroinvertebrate community loss a result of headwater stream acidification in the Vosges Mountains (N-E France), *Biodiversity and Conservation*, n°9, p. 767-783.

HAASE P., HERING D., JAHNIG S.C., LORENZ A.W. & SUNDERMANN A., 2013, The impact of hydromorphological restoration on river ecological status : a comparison of fish, benthic invertebrates, and macrophytes, *Hydrobiologia*, n°704, p. 475-488.

HAIGH, M.J., R.B. SINGH, & J. KRECEK, 1998, Headwater Control: Matters Arising. In: *Headwaters: Water Resources and Soil Conservation*, M.J. Haigh, J. Krecek, G.S. Rajwar, and M.P. Kilmartin (Editors). A.A. Balkema, Rotterdam, the Netherlands, p. 3-24.

HAUER F.R., STANFORD J.A. & LORANG M.S., 2007, Pattern and process in northern rocky mountain headwaters: ecological linkages in the headwaters of the crown of the continent, *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)*, 43 (1), 104-117.

HAWLEY R., BLEDSOE B., STEIN E. & HAINES B., 2012, Channel Evolution Model of Semiarid Stream Response to Urban-Induced Hydromodification. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* p.1-23.

HENNER R., 2013, Les têtes de bassin versant, des espaces à considérer pour une gestion durable et intégrée de la ressource en eau. Identification cartographique, mise en place d'une méthodologie de caractérisation des pressions, proposition d'objectifs et de règles de gestion sur le bassin de la Sarthe, Rapport de stage de Master 2, SAGE Huisne / Université de Caen, 76 pages + annexes.

HICKMAN G.D., 1975, (in Wasson et al., 1998) Value of instream cover to the fish populations of Middle Fabius River, Missouri. *Missouri Department of Conservation : Aquatic serie*.

HILL A., 1996, Nitrate removal in stream riparian zones, *Journal of Environmental Quality.*, 25, p. 743-755.

JAHNIG S., BRABEC K., BUFFAGNI A., ERBA S., LORENZ A., OFENBOCK T., VERDONSCHOT P. & HERING D., 2010, A comparative analysis of restoration measures and their effects on hydromorphologie and benthic invertebrates in 26 central and southern European rivers, *Journal of Applied Ecology*, n°47, p. 671-680.

JAN A., 2013, Etude du fonctionnement hydromorphologique de référence des cours d'eau en tête de bassin versant sur le Massif Armoricaïn, Rapport de stage de Master 2, ONEMA / Université de Rennes 1, 40 pages.

JANISCH J.E., FOSTER A.D., EHINGER W.J., 2011, Characteristics of small headwater wetlands in second-growth forests of Washington, USA, *Forest Ecology and Management*, n° 261, p. 1265-1274.

JARRY J., 2012, Impact du piétinement par les bovins sur les cours d'eau en tête de bassin versant. ONEMA, 18 pages.

JOWETT I., RICHARDSON J., BIGGS B., HICKEY C. & QUINN J., 1991, Microhabitat preferences of benthic invertebrates and the development of generalised Deleatidium spp. Habitat suitability curves, applied to four New Zealand rivers. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 25, p. 187-199.

KAIL J., BRABEC K., POPPE M. & JANUSCHKE K., 2015, The effect of river restoration on fish, macroinvertebrates and aquatic macrophytes : A meta-analysis, *Ecological Indicators*, n°58, p.311-321.

KLAMINDER J., BINDLER R., LAUDON H., BISHOP K., EMTERYD O. & RENBERG I., 2006, Flux rates of atmospheric lead pollution within soils from a small catchment in northern Sweden and their implication for future stream water quality. *Environmental Science and Technology*, n°40(15), p. 4639-4645.

KNOWLES R., 1982, (in Grimaldi *et al.*, 1998) Denitrification. *Microbiological Reviews*, n°46, 1, p. 43-70.

LANDWEHR L. & RHOADS B.L., 2003, Depositional response of a headwater stream to channelization, east central Illinois, USA, *River Research and Applications*, 19, 77-100.

LANE E., 1955, The importance of Fluvial Morphology in hydrolic Engineering. Proceeding of the American Society of Civil Engineers, *Journal of the Hydraulics Division* 81, paper n°745.

LOWRANCE R., VELLIDIS G. & HUBBARD R.K., 1995, Denitrification in a restored riparian forest wetland. *Journal of Environmental Quality.*, 24, p. 808-815.

LE BIHAN M., 2009, L'enterrement des cours d'eau en tête de bassin en Moselle (57), Rapport de stage, ONEMA/Université Paul Verlaine Metz, 49 pages.

Le journal de la Veyle, 2002, n°2 - Mars 2002

LEDUC C & ROY A.D., 1990, « L'impact du drainage agricole souterrain sur la morphologie des petits cours d'eau dans la région de Cookshire, Québec », *Géographie physique et Quaternaire*, **44** (2), 235-239.

LEFRANCOIS J., GRIMALDI C., GASCUEL-ODOUX C. & GILLIET N., 2005, Origins and dynamics of suspended sediments in small agricultural catchments. In: The Fourth Inter-Celtic Colloquium on Hydrology and Management of Water Resources. Presented at Guimarães, Portugal (2005-07-11 – 2005-07-14).

LEGUAY J-P., 2002, L'eau dans la ville au Moyen Age, *Presses universitaires de Rennes*, 493 pages.

LEOPOLD L., WOLMAN M., MILLER J., 1964. Fluvial Processes in Geomorphology. San Francisco:W. H. Freeman.531 pages.

LEPORI F., PALM D, BRANNAS E. & MALMQUIST B., 2005, Does restauration of structural heterogeneity in streams enhance fish and macroinvertebrates diversity?, *Ecology Applied*, n°15, p.2060-2071.

Les Agences de l'Eau, 1999, La gestion des rivières, transport solide et atterrissements, guide méthodologique, *Les études des agences de l'eau* n° 65, 97 pages.

LORENZ A.W., KORTE T., SUNDERMANN A., JANUSCHKE K. & HAASE P., 2012, Macrophytes response to reach-scale river restauration, *Journal of Applied Ecology*, n°49, p. 202-212.

LOWE W. & LIKENS G, 2005, Moving headwater Streams to the Head of the Class. *BioScience*, March 2005/ Vol.55 No.3. p 196-197.

MALAVOI J-R., 2009, (in Bourguinion, 2011), Ouvrages transversaux sur les cours d'eau : impacts hydromorphologiques et écologiques et principes de restauration globale, 88ème congrès de l'ASTEE, 15p.

MALAVOI J.R. & BRAVARD J.P., 2010, Eléments d'hydromorphologie fluviale, ONEMA, 224 pages.

MALAVOI J.R., GARNIER C.C., LANDON N., RECKING A. & BARAN P., 2011, Eléments de connaissance pour la gestion du transport solide en rivière, ONEMA, 219 pages.

MC ISAAC G.F., X. HU, 2004, Net N Input and Riverine N Export from Illinois Agricultural Watersheds With and Without Extensive Tile Drainage. *Biogeochemistry* 70: 251-271

MAROCHINI E., 1999, Les remembrements en Moselle entre économie, environnement et société. Géographie, Metz, Université Paul Verlaine de Metz, 600 pages.

MATHIEU A., 2010, Quels pré-requis pour la restauration des cours d'eau enterrés en tête de bassin ? Rapport de stage, ONEMA/Université de Rennes 1, 36 pages.

MATTINGLY R.L., HERRICKS E.E. & JOHNSTON D.M., 1993, Channelization and levee construction in Illinois: review and implications for management, *Environmental Management*, **17**, 781-795.

MEYER J.L. & WALLACE J.B., 2001, Lost Linkages and Lotic Ecology : Rediscovering Small Streams, *Ecology : Achievement and Challenge*, p. 295-317.

MEYER J.L., STRAYER D.L., WALLACE J.B., EGGERT S.L., HELFMAN G.S & LEONARD N.E., 2007, The contribution of headwaters streams to biodiversity in river networks, *Journal of the American water resources association (JAWRA)*, n°43 (1), p. 86-103

Millenium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and human well-being : wetlands and water–Synthesis. 80 p. Disponible sur internet : [consulté le 17/04/2015]
<http://www.millenniumassessment.org/documents/document.358.aspx.pdf>

MILLER J.R. & KOCHER R.C., 2010, Assessment of channel dynamics, in-stream structures and post-project channel adjustments in North Carolina and its implications to effective stream restoration. *Environment Earth Science*, n°59, p. 1681-1692.

MOULIN B., 2005, Variabilité spatiale et temporelle du bois mort dans le réseau hydrographique de l'Isère à l'amont de Grenoble, *Geomorphology*, Université Jean Monnet – Saint-Etienne, 449 pages.

NAVARRO L., PERESS J. & MALAVOI J.R., 2012, Aide à la définition d'une étude de suivi-Recommandations pour des opérations de restauration de l'hydromorphologie des cours d'eau, ONEMA, AERMC, IRSTEA, 36 pages + Annexes.

ONEMA, 2015, Têtes de Bassin - Comment concilier les enjeux sur ces territoires hors du commun? Paris, Espace Saint Martin les 4 et 5 Mars 2015, ONEMA.

ORAISON F., SOUCHON Y. & VAN LOOY, 2011, Restaurer l'hydromorphologie des cours d'eau et mieux maîtriser les nutriments : une voie commune ? Synthèse bibliographique, ONEMA/CEMAGREF, 42 pages.

PALMER M., MENNINGER H. & BERNHARDT E., 2010, River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity : a failure of theory or practice?, *Freshwater Biology*, n°55, p. 205-222.

PINAY G., ROQUES L. & FABRE A., 1993, Spatial and temporal patterns of denitrification in a riparian forest, *Journal of Applied Ecology*, n°30, p. 581-591.

RAVEN P.J., HOLMES N., CHARRIER P., DAWSON F., NAURA M. & BOON P.J., 2002, Towards a Harmonized Assessment of Rivers in Europe: a Qualitative Comparison of Three Survey Methods. *Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems*, n°12, p. 405-424.

RAVEN P.J., HOLMES N., DAWSON F. & EVERARD, 1998, Quality assessment using River Habitat Survey data, *Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems*, n°8, p. 477- 499.

RENARD J., 2002, (in Le Bihan, 2009) Les mutations des campagnes - Paysages et structures agraires dans le monde, *Armand Colin*, 221 pages (collection U Géographie).

RINALDI M., SURIAN N., COMITI F. & BUSSETTINI M., 2013, A method for the assessment and analysis of the hydromorphological condition of Italian streams : The Morphological Quality Index (MQI), *Geomorphology*, n°180-181, p. 96-108.

ROE, 2011, Le Référentiel des Obstacles à l'Écoulement, ONEMA.

RYCROFT D. W. & MASSEY W., 1975, The effect of field drainage on river flood flows. Field Drainage Experimental Unit, *Technical Bulletin 75/9*, 13 pages.

SCHUMM S.A., 1956, (in Benda *et al.*, 2005) Evolution of drainage systems and slopes in badlands at Perth Amboy, New Jersey. *Bulletin of the Geological Society of America*, 67p

SCHUMM S.A., 1977, (in Moulin, 2005) The fluvial system, J. Wiley and Sons, New-York, 338 pages.

SCHUMTZ S. KREMSEK H., MELCHER A., JUNGWIRTH M., MUHAR S., WAIDBACHER H. & ZAUNER G., 2014, Ecological effects of rehabilitation measures at the Austrian Danube : a meta-analysis of fish assemblages, *Hydrobiologia*, n°729, p.49-60.

SHIELDS F.D., LIZOTTE R.E., KNIGHT S.S., COOPER C.M. & WILCOX D., 2010, The stream channel incision syndrome and water quality, *Ecological Engineering* n°36, p.78–90.

SHREVE R.W., 1969, (in Benda *et al.*, 2005) Stream lengths and basin areas in topologically random channel networks. *Journal of Geology*, 77p

SIMON A., 1989, A model of channel response in disturbed alluvial channels. *Earth Surface Processes and Landforms*, n° 14, p. 11–26.

SIMON, A. & RINALDI, M., 2006, Disturbance, stream incision, and channel evolution: The roles of excess transport capacity and boundary materials in controlling channel response. *Geomorphology* n°79, p. 361–383.

SOUCHON Y., 1998, Etude de la commission européenne (CE-DGXI) coordonnée par le Centre thématique européen sur les eaux continentales. Spécifications techniques de la Directive Cadre sur l'eau Tâche 3. La qualité de l'habitat, Ministère de l'environnement, Commande n°127, 46 pages.

STERNBERG H., 1875, (in Braud & Alber, 2013) Untersuchungen über längen-und Querprofil geschiefbeführender Flüsse.

STOATE, C., BOATMAN, N.D., BORRALHO, R.J., CARVALHO, C.R., DE SNOO, G.R. & EDEN, P., 2001, Ecological impacts of arable intensification in Europe, *Journal of Environmental Management* n°63, p. 337–365.

STRAHLER A.N., 1957, Quantitative analysis of watershed geomorphology, *American Geophysical Union Transaction* 38, 913-920.

SURIAN, N. & RINALDI, M., 2003, Morphological response to river engineering and management in alluvial channels in Italy, *Geomorphology* n°50, p. 307–326.

VALLEE DU BLAVET, 2009, Etude bilan du contrat restauration entretien des affluents du blavet 2004 / 2008 - Etude préalable à l'établissement d'un deuxième Contrat Restauration Entretien des affluents du Blavet, Hydroconcept, 124 pages.

VANNOTE R.L., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDELL J.R. & CUSHING C.E., 1980, The river continuum concept, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, 103-137.

WASSON J.G., CHANDESRIIS A., PELLA H. & BLANC L., 2002, Les hydro-écorégions de France métropolitaine, approche régionale de la typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des peuplements de référence d'invertébrés. HYDRECO-LHQ, Ministère de l'écologie et du développement durable et Cemagref, 190 pages.

WASSON J.G., MALAVOI J.R., MARIDET L., SOUCHON Y. & PAULIN L., 1995, Impacts écologiques de la chenalisation des rivières, BEA-LHQ, Ministère de l'environnement, DE-Sdmap, Rapport final n°DE 30/93, 168 pages.

WASSON J.G., MALAVOI J.R., MARIDET L., SOUCHON Y. & PAULIN L., 1998, Impacts écologiques de la chenalisation des rivières, Cemagref Editions, Collection Etudes du Cemagref, série Gestion des milieux aquatiques n°14, 162 pages.

WATERS T.F., 1995, Sediment in streams : sources, biological effects and control. *American Fisheries Society*, Bethesda, 251 pages.

WILLIAMS D. & MUNDIE J., 1978, Substrate size selection by stream invertebrates and the influence of sand, *Limnology and Oceanography*. 23(5), p. 1030-1033

WIPFLI M.S., RICHARDSON J.S. & NAIMAN R.J., 2007, Ecological linkages between headwaters and downstream ecosystems : transport of organic matter, invertebrates, and wood down headwater channels, *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)*, n°43 (1), 72-85

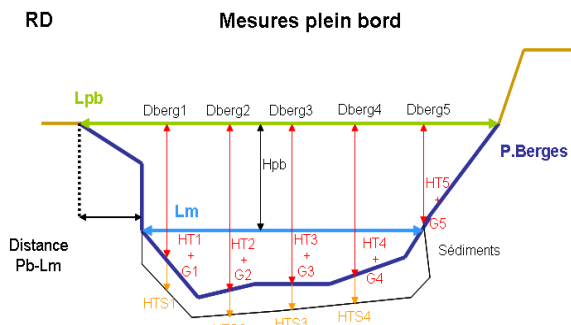
Annexe 1 : Fiches terrain du Protocole TBV

Protocole terrain				
1. Données générales			Code station	
Date :	Observateurs :		Heure de début :	
Commune :	Lieu-dit :	Toponyme :		Heure de fin :
Météo :		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
2. Caractéristiques du tronçon (section de la source à la confluence)				
mesure à l'aide d'un GPS. Les coordonnées amont (source) et aval (première confluence) sont notées.		<input type="checkbox"/>	GPS	X (WGS84)
		<input type="checkbox"/>	Amont	
		<input type="checkbox"/>	Aval	Y (WGS84)
3. Caractéristiques de la source (si facilement accessible)				
Distance entre la source et le début du cours d'eau (m) :		Distance entre la source et la station (m) :		
4. Forme de la vallée le long du tronçon (6 classes) :				
<input type="checkbox"/> B1	<input type="checkbox"/> B2	<input type="checkbox"/> B3	<input type="checkbox"/> B4	<input type="checkbox"/> B5
<input type="checkbox"/> B6	SI B6 : Largeur des terrasses alluviales (en m)		RG :	RD :
Si B5 : préciser les rives R... R...				
B1 = pas de vallée évidente / B2 = vallée peu encaissée ; pentes latérales < 30° du sol au sommet (horizon) / B3 = vallée prononcée ; 30° < pente < 80° B4 = Gorge ; pente abrupte de type falaise entre 80° et la verticale / B5 = vallée asymétrique / B6 = vallée en terrasse				
4. Délimitation de la station (zone d'étude: distance écologique = 30m)				
mesure à l'aide d'un topofil et de piquets fins		<input type="checkbox"/>	GPS	X (WGS84)
		<input type="checkbox"/>	Amont	
		<input type="checkbox"/>	Aval	Y (WGS84)
6. Niveau d'intermittence des écoulements (5 classes)			Nb jours sans pluies :	
<input type="checkbox"/> A	<input type="checkbox"/> B	<input type="checkbox"/> C	<input type="checkbox"/> D	<input type="checkbox"/> E
A = Ecoulement continu / B = Ecoulement visible et interstitiel / C = Surface en eau mais absence d'écoulements / D=Surface en eau dans les « profonds » uniquement E = Pas d'eau visible				
7. Estimation de la rugosité sur la station - Méthode de Cowan				
Degré d'irrégularité des berges :				
<input type="checkbox"/> lisses		<input type="checkbox"/> Irrégularités légères	<input type="checkbox"/> Irrégularités modérées	<input type="checkbox"/> Irrégularités importantes
Variation de la section :				
<input type="checkbox"/> uniforme		<input type="checkbox"/> Alternant occasionnellement	<input type="checkbox"/> Alternant fréquemment	
Présence d'obstacles (en % d'occupation de la Section Mouillée (SM)) :				
<input type="checkbox"/> Négligeable (< 5 % SM)		<input type="checkbox"/> Faible (5 - 15 % SM)	<input type="checkbox"/> Sensible (15 - 50 % SM)	<input type="checkbox"/> très marqué (> 50 % SM)
Quantité de végétation (berges et fond du lit) :				
<input type="checkbox"/> Négligeable		<input type="checkbox"/> Faible	<input type="checkbox"/> Moyenne	
<input type="checkbox"/> Importante		<input type="checkbox"/> Très importante		
8. Mesure de la sinuosité de l'amont à l'aval (longueur = 30m)				unités : m
Distance euclidienne amont-aval = m				
9. Mesure de la pente (longueur = 30 mètres)				unités : m
Ligne d'eau = $\frac{\text{Altitude amont}}{\text{Fond du lit}}$		Ligne d'eau = $\frac{\text{Altitude aval}}{\text{Fond du lit}}$		
10. Indice d'incision CEM (Hawley et al, 2012) : sur la station				
Cause de l'incision : <input type="checkbox"/> travaux hydrauliques <input type="checkbox"/> naturelle <input type="checkbox"/> bois en rivière				
En condition naturelle :				
<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2	<input type="checkbox"/> 3	<input type="checkbox"/> 4	<input type="checkbox"/> 5
1 = Cours d'eau à l'équilibre ; 2 = Incision ; 3 = Elargissement ; 4 = Aggradation ; 5 = Quasi-équilibre				
En condition artificialisée :				
<input type="checkbox"/> 6	<input type="checkbox"/> 7	<input type="checkbox"/> 8	<input type="checkbox"/> 9	<input type="checkbox"/> 10
<input type="checkbox"/> 11	<input type="checkbox"/> 12			
Adapté d'après Hawley et al, 2012				
6 = Construit ; 7 = Chenalisé ; 8 = Chenalisé et incisé ; 9 = Chenalisé en élargissement 10 = Chenalisé en accumulation ; 11 = Chenalisé avec début de fixation ; 12 = Chenalisé en Quasi-équilibre				

11. Mesures du gabarit du lit à plein bord (station L = 30 m / 6 transects, tous les 6 mètres)

Sur chaque transect, 5 mesures tous les 1/6 de Lpb

Unité : m



Lpb : Largeur plein bord / **Dberg** : distance à la berge / **Hpb** : Hauteur plein bord (ligne d'eau - ligne pb) / **Lm** : Largeur lit mouillé / **HT** : Hauteur totale à plein bord / **HTS** : Hauteur des sédiments / **P.Berges** : Périmètre des berges

Granulométrie (G) : classes granulométriques si le sédiment ne peut pas être mesuré : **TV** = Terre végétale (points hors d'eau très végétalisés) - **V** = Sédiments fins avec débris organiques fins - **A** = argiles - **L** = Limons - **SF** = Sables fins - **SG** = sables grossiers

Toujours débiter les relevés par la rive avec le débordement le plus bas

Cases à utiliser uniquement lors de suivis de restauration pour la méthode des points d'inflexion

D_{berg 1} (RD) D_{berg 2} D_{berg 3} D_{berg 4} D_{berg 5} (RG) D_{berg 6} D_{berg 7} D_{berg 8} D_{berg 9}

Aval	1	Débordement le plus bas :		<input type="checkbox"/> RG <input type="checkbox"/> RD	D _{berg} = (m)	HT = (m)	HTS = (m)	G = (mm)	En eau?	D _{berg 6}	D _{berg 7}	D _{berg 8}	D _{berg 9}
		Lpb =	Lm =										
2	Débordement le plus bas :		<input type="checkbox"/> RG <input type="checkbox"/> RD	D _{berg} = (m)	HT = (m)	HTS = (m)	G = (mm)	En eau?					
	Lpb =	Lm =											
	Hpb =	P. Berges =											
	Distance Pb - Lm =	Faciès :											
3	Débordement le plus bas :		<input type="checkbox"/> RG <input type="checkbox"/> RD	D _{berg} = (m)	HT = (m)	HTS = (m)	G = (mm)	En eau?					
	Lpb =	Lm =											
	Hpb =	P. Berges =											
	Distance Pb - Lm =	Faciès :											
4	Débordement le plus bas :		<input type="checkbox"/> RG <input type="checkbox"/> RD	D _{berg} = (m)	HT = (m)	HTS = (m)	G = (mm)	En eau?					
	Lpb =	Lm =											
	Hpb =	P. Berges =											
	Distance Pb - Lm =	Faciès :											
5	Débordement le plus bas :		<input type="checkbox"/> RG <input type="checkbox"/> RD	D _{berg} = (m)	HT = (m)	HTS = (m)	G = (mm)	En eau?					
	Lpb =	Lm =											
	Hpb =	P. Berges =											
	Distance Pb - Lm =	Faciès :											
Amont	6	Débordement le plus bas :		<input type="checkbox"/> RG <input type="checkbox"/> RD	D _{berg} = (m)	HT = (m)	HTS = (m)	G = (mm)	En eau?				
		Lpb =	Lm =										
		Hpb =	P. Berges =										
		Distance Pb - Lm =	Faciès :										
		Sous berge :		<input type="checkbox"/> oui <input type="checkbox"/> non	En eau?								

13. Evaluation des faciès d'écoulement de l'aval vers l'amont (sur la station de 30m, si présence d'écoulements)

En partant du 0 aval, jusqu'aux 30 mètres amont, noter les bornes du décimètre pour chaque faciès rencontré.
Relever la **succession des faciès** en tenant compte des variations, à l'échelle du cours d'eau, des vitesses d'écoulement et des profondeurs en rapport.

Type de faciès ¹ =													
Bornes décimétriques = (m)													
P = (si fosse ; cm)													
H = (si chute ; cm)													
"Végétation" ² (lit mouillé) Type de "végétation" :													
Classe de recouvrement (de 1 à 6) :													
Type de faciès ¹ =													
Bornes décimétriques = (m)													
P = (si fosse ; cm)													
H = (si chute ; cm)													
"Végétation" ² (lit mouillé) Type de "végétation" :													
Classe de recouvrement (de 1 à 6) :													
Type de faciès ¹ =													
Bornes décimétriques = (m)													
P = (si fosse ; cm)													
H = (si chute ; cm)													
"Végétation" ² (lit mouillé) Type de "végétation" :													
Classe de recouvrement (de 1 à 6) :													

¹ **Type de faciès** : FD = Fosse de Dissipation (en pied de chute) / MC = Mouille de concavité / PI = plat lentique (V < 30cm/s) / Pc = plat courant (V > 30cm/s, pente douce) / Rad = Radier (V > 30cm/s, pente moyenne) / Rap = Rapide (V > 30cm/s, pente forte) / Ch = Chute (rupture de pente, avec écoulement vertical) / P = profondeur / H = hauteur

² "**Végétation**" : noter le **type de végétation** : A = Algues / B = Bryophytes / Sé = Spermaphytes émergents / Si = Spermaphytes immergés / EOG = Éléments organiques grossiers (litières, branchages, racines) / Vext = Végétation extérieur drainant l'écoulement et la **classe de recouvrement** (r = R ≤ 1 % / 1 = 1 < R ≤ 5 % / 2 = 5 ≤ R < 25 % / 3 = 25 ≤ R < 50 % / 4 = 50 ≤ R < 75 % / 5 = 75 ≤ R)

24. Éléments diversifiant l'écoulement dans le cours d'eau de l'aval vers l'amont

(Bois / MOPG / Végétation immergée / Roche)⁹ en cm

Type :													
Faciès d'écoulement													
Diamètre / largeur ¹⁰													
Longueur :													
Rôles ¹¹ :													
Type :													
Faciès d'écoulement													
Diamètre / largeur ¹⁰													
Longueur :													
Rôles ¹¹ :													
Type :													
Faciès d'écoulement													
Diamètre / largeur ¹⁰													
Longueur :													
Rôles ¹¹ :													

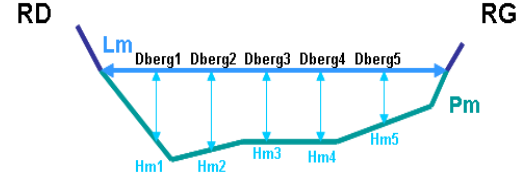
⁹ Bois : Tout bois dont le diamètre est supérieur à 3 cm + bois ayant un impact sur l'écoulement si inférieur à 3 cm / MOPG : Matière Organique Particulière Grossière (≥ 1 mm) retenu à la surface de l'eau et ayant un impact sur l'écoulement / Végétation immergée (Vgi) dans le lit du cours d'eau ayant un impact sur l'écoulement

¹⁰ Bois : noter son **diamètre** et sa **longueur** / MOPG : noter la **longueur** et la **largeur occupée** / Vgi : noter la **longueur** et la **largeur occupée** (si pieds isolés, indiquer : **Piso**)

¹¹ BOF: Barrage Ouvert au Fond / BS : Barrage Strict / EDL: Entassement Déflecteur Latéral / EP : Entassement Parallèle / I : Indéterminé / RMO : Rétenion de la Matière Organique / EDC : Entassement Déflecteur Central

17. Mesure de débit (Débitmètre acoustique à effet Doppler (ADV) à privilégier si à disposition)

Mesure de la section utilisée pour la mesure de débit (5 mesures tous les 1/6 Lpb le long d'1 transect) :

Mesures du lit mouillé						Mesure obligatoire d'une section mouillée						
RD						RG	D _{berg} 1 (RD)	D _{berg} 2	D _{berg} 3	D _{berg} 4	D _{berg} 5 (RG)	
						D _{berg} = (cm)						
						H _m = (cm)						
						L _m = <input style="width: 50px;" type="text"/> cm	P _m = <input style="width: 50px;" type="text"/> cm					
L _m = largeur du lit mouillé ; V = vitesse (m/s) ; P _m = périmètre de la section mouillée ; D _{berg} : distance à la berge ; H _m = hauteur d'eau ; Q = débit (L/s)												
Courantomètres mécaniques ou électro-magnétique						Mesure au débitmètre acoustique à effet Doppler						
- Si le tirant d'eau est trop faible (< 20 cm) : 1 point de mesure par verticale à 0.6 h ou 2 points 0.2 h et 0.8 h - 5 verticales pour une section hétérogène, seulement 3 si la section est homogène (D _{berg} 1, D _{berg} 3 et D _{berg} 5)						l _m (m) =		P _{moy} (m) =		Section (m ²) =		
	D _{berg} 1 (RD)	D _{berg} 2	D _{berg} 3	D _{berg} 4	D _{berg} 5 (RG)	K =	V _{moy} (m/s) =			Q (m ³ /s) =		
D _{berg} = (cm)						Méthode dite "du bouchon"						
H _m = (mm)						Sur une distance de :		T ₁ (s) =		T ₂ (s) =		
h1 (mm)						T ₃ (s) =		T ₄ (s) =		T ₅ (s) =		
h2 (mm)						Méthode Volumétrique (du seau)						
h3 (mm)						Volume du seau utilisé		T ₁ (s) =		T ₄ (s) =		
V1 (m/s) =						h =		T ₂ (s) =		T ₅ (s) =		
V2 (m/s) =						r =		T ₃ (s) =				
V3 (m/s) =												

1. Données générales

Code tronçon =

Date prospectée :

19. Occupation du sol dans la bande rivulaire (15m par rive)

Rive gauche	Rive droite
<input type="checkbox"/> Culture <input type="checkbox"/> Prairie <input type="checkbox"/> Forêt <input type="checkbox"/> Urbain <input type="checkbox"/> BE <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> Culture <input type="checkbox"/> Prairie <input type="checkbox"/> Forêt <input type="checkbox"/> Urbain <input type="checkbox"/> BE <input type="checkbox"/>

21. Evaluation des zones humides caractéristiques sur la station

21 A. Evaluation floristique des zones humides

N° ³	Rive	Code CORINE biotope niveau 3 ⁴	Espèces végétales indicatrices rencontrées	Recouvrement par strate ⁵	
1	<input type="checkbox"/> RG <input type="checkbox"/> RD		sp.I :	muscinale :	herbacée :
			sp.II :	arbustive :	arborée :
2	<input type="checkbox"/> RG <input type="checkbox"/> RD		sp.I :	muscinale :	herbacée :
			sp.II :	arbustive :	arborée :
3	<input type="checkbox"/> RG <input type="checkbox"/> RD		sp.I :	muscinale :	herbacée :
			sp.II :	arbustive :	arborée :
4	<input type="checkbox"/> RG <input type="checkbox"/> RD		sp.I :	muscinale :	herbacée :
			sp.II :	arbustive :	arborée :

Remarques sur les habitats observés :

Absence de ZH d'après les critères floristiques Présence de ZH d'après les critères floristiques

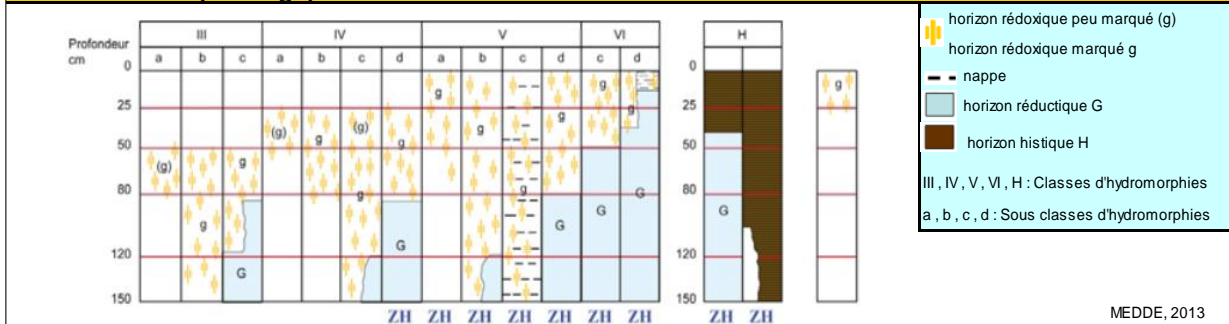
³ Par ordre décroissant de recouvrement estimé / ⁴ Typologie CORINE biotopes comportant 3 chiffres (ex : 44.9)

sp.I = espèces indicatrices principales / sp.II = espèces indicatrices secondaires

⁵ Strate herbacée < 2 m ≤ strate arbustive < 7 m ≤ strate arborée

Recouvrement de l'ensemble de l'appareil végétatif au niveau de la cime pour chaque strate

21 B. Evaluation pédologique des zones humides



MEDDE, 2013

Rive gauche	Rive droite
Classe et sous classe <input type="text"/> <input type="checkbox"/> présence de ZH <input type="checkbox"/> absence de ZH	Classe et sous classe <input type="text"/> <input type="checkbox"/> présence de ZH <input type="checkbox"/> absence de ZH
Remarques sur la pédologie :	Remarque sur la pédologie :

22. Description de la ripisylve (le long des 30 m de station, sur une largeur de 5 m par rive)

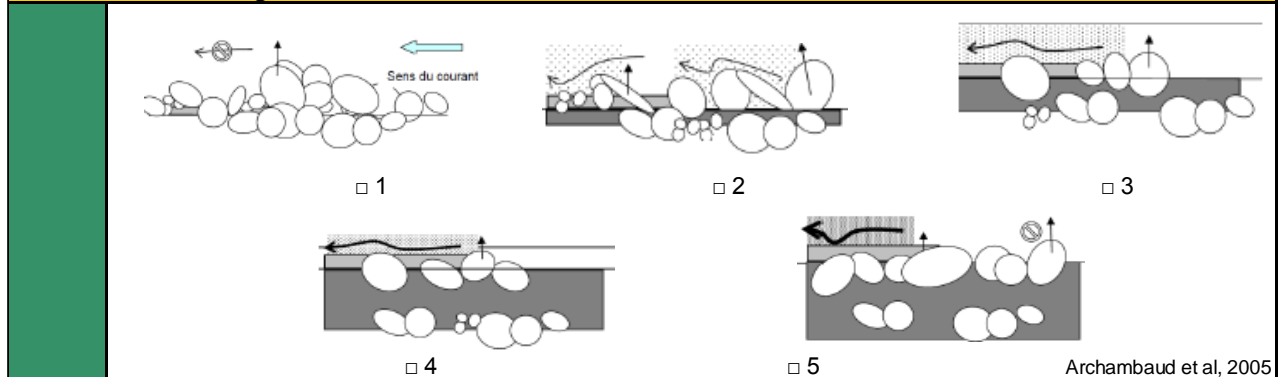
Rive gauche		Rive droite	
Recouvrement par strate ⁶ :		Recouvrement par strate ⁶ :	
muscinale :	herbacée :	muscinale :	herbacée :
arbustive :	arborée :	arbustive :	arborée :
Épaisseur de la strate arborée (en largeur) : <input type="checkbox"/> Aucune <input type="checkbox"/> Éparse <input type="checkbox"/> Rideau <input type="checkbox"/> 5-10m <input type="checkbox"/> 10-15m <input type="checkbox"/> >15m		Épaisseur de la strate arborée (en largeur) : <input type="checkbox"/> Aucune <input type="checkbox"/> Éparse <input type="checkbox"/> Rideau <input type="checkbox"/> 5-10m <input type="checkbox"/> 10-15m <input type="checkbox"/> >15m	
Distance moy. au pied de berge (m) =		Distance moy. au pied de berge (m) =	
Résineux : Peupliers :		Résineux : Peupliers :	
Nb d'arbres et/ou de touradons développant un chevelu racinaire en pied de berge =		Nb d'arbres et/ou de touradons développant un chevelu racinaire en pied de berge =	
Nombre d'arbres sur la pente de berge			
Haut	Milieu	Bas	
⁷ Nombre de touradon :	Hauteur moy. (cm) :		
	Diamètre moy. (cm) :		
⁸ Nombre d'arbre :		⁸ Nombre d'arbre :	
Nombre de semis et perches :		Nombre de semis et perches :	
Espèces		Espèces	
Bois ou gros bois		Bois ou gros bois	
⁹ Futaie ou taillis		⁹ Futaie ou taillis	

⁶ Classe de recouvrement : r = R ≤ 1 % / 1 = 1 < R < 5 % / 2 = 5 ≤ R < 25 % / 3 = 25 ≤ R < 50 % / 4 = 50 ≤ R < 75 % / 5 = 75 ≤ R
⁷ Nombre de touradon d'herbacées si absence de strate arborée et touradons structurant la ripisylve
⁸ Noter le nombre d'arbre par classe de diamètre / pour les bois et gros bois noter l'espèce et s'il est de type fût ou de type taillis
 Classes de diamètres : Semis = <5cm / Perches = 5-15cm / Bois = 15-45cm / Gros bois : >45cm. Le diamètre est mesuré à la base.
⁹ Pour chaque bois ou gros bois comptabilisé, préciser s'il est de type futaie ou taillis.

14. Mesures Granulométriques (Wolman sur un radié : 50 prélèvements - mm)

15. Cohésion de la couche d'armure (Estimer la cohésion de la couche d'armure au niveau d'un radié par traction horizontale de la
 Présence d'une couche d'armu Absence d'une cou Profondeur de la couche d'armure : cm

16. Indice de colmatage : sur la station



Nature du colmatage : organique minéral biologique

1 = classe]0-25%]; 2 = classe]25-50%]; 3 = classe]50-75%]; 4 = classe]75-90%]; 5 = classe]90-100%]
 1 = les éléments sont posés, présence ou absence d'un fin dépôt ; 2 = Les éléments sont collés par une sous couche de limon
 3 = Les éléments sont légèrement enchâssés ; 4 = Les éléments sont très enchâssés ; 5 = Les éléments sont recouverts de limon

25. Caractéristiques des berges

25 A. Erodabilité des berges

	Rive gauche		Rive droite
	Érodabilité	<input type="checkbox"/> nulle <input type="checkbox"/> faible <input type="checkbox"/> moyenne <input type="checkbox"/> importante	Érodabilité

5 D. Fixation des berges : sur la station Date des travaux

présence absence (si absence ne pas tenir compte de la section ci-dessous)

	Rive gauche		Rive droite
	Protection des berges technique végétale <input type="checkbox"/> Longueur <input style="width: 40px;" type="text"/> palplanche <input type="checkbox"/> <input style="width: 40px;" type="text"/> enrochement <input type="checkbox"/> <input style="width: 40px;" type="text"/> béton <input type="checkbox"/> <input style="width: 40px;" type="text"/> Endiguement digue <input type="checkbox"/> Longueur <input style="width: 40px;" type="text"/> Hauteur ¹ <input style="width: 40px;" type="text"/> merlon de curage <input type="checkbox"/> <input style="width: 40px;" type="text"/> <input style="width: 40px;" type="text"/>		Protection des berges technique végétale <input type="checkbox"/> Longueur <input style="width: 40px;" type="text"/> palplanche <input type="checkbox"/> <input style="width: 40px;" type="text"/> enrochement <input type="checkbox"/> <input style="width: 40px;" type="text"/> béton <input type="checkbox"/> <input style="width: 40px;" type="text"/> Endiguement digue <input type="checkbox"/> Longueur <input style="width: 40px;" type="text"/> Hauteur ¹ <input style="width: 40px;" type="text"/> merlon de curage <input type="checkbox"/> <input style="width: 40px;" type="text"/> <input style="width: 40px;" type="text"/>

¹ : Hauteur = Hauteur de l'ouvrage par rapport au haut de berge

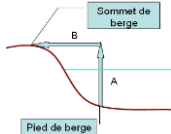
25 B. Erosion des berges : sur la station

présence absence (si absence ne pas tenir compte de la section ci-dessous)

	Rive gauche		Rive droite
	Longueur = <input style="width: 40px;" type="text"/> <input style="width: 40px;" type="text"/> m Localisation : <input type="checkbox"/> haut <input type="checkbox"/> milieu <input type="checkbox"/> bas Raison(s) supposée(s) de l'érosion latérale travaux hydrauliques <input type="checkbox"/> naturelle <input type="checkbox"/> piétinement ¹ <input type="checkbox"/> bois en rivière <input type="checkbox"/> absence de végétation <input type="checkbox"/> galerie rongeurs <input type="checkbox"/> inconnue <input type="checkbox"/> autre <input style="width: 60px;" type="text"/> <input type="checkbox"/> (préciser)		Longueur = <input style="width: 40px;" type="text"/> <input style="width: 40px;" type="text"/> m Localisation : <input type="checkbox"/> haut <input type="checkbox"/> milieu <input type="checkbox"/> bas Raison(s) supposée(s) de l'érosion latérale travaux hydrauliques <input type="checkbox"/> naturelle <input type="checkbox"/> piétinement ¹ <input type="checkbox"/> bois en rivière <input type="checkbox"/> absence de végétation <input type="checkbox"/> galerie rongeurs <input type="checkbox"/> inconnue <input type="checkbox"/> autre <input style="width: 60px;" type="text"/> <input type="checkbox"/> (préciser)

¹ : abreuvoir sauvage pour le bétail

25 C. Angle de la berge : sur la station (ne pas faire si sous berges marquées)

	Rive gauche		Rive droite
	A = <input style="width: 40px;" type="text"/> m B = <input style="width: 40px;" type="text"/> m		A = <input style="width: 40px;" type="text"/> m B = <input style="width: 40px;" type="text"/> m

NB : Choisir un secteur de berge représentatif de la station

26. Estimation du recouvrement par la végétation surplombante sur le lit mineur

Recouvrement du linéaire : %

Classe de recouvrement: r = R ≤ 1 % / 1 = 1 < R < 5 % / 2 = 5 ≤ R < 25 % / 3 = 25 ≤ R < 50 % / 4 = 50 ≤ R < 75 % / 5 = 75 ≤ R

27. Observations

5. Types ¹ de travaux effectués : sur la station

Recalibrage Rectification Curage Fixation des berges

¹ : Par type se référer aux parties corespondantes.

Si les données sur la date ou bien le gabarit des travaux sont connus se reporter en fin de livret (Curage et Recalibrage)

5B. Rectification : sur la station Date des travaux

le segment est il dans son talweg : oui non
 éloignement au talweg m RD RG
 différence d'altitude au talweg m
 érosion latérale plus marquée RD RG
 sinuosité tracé d'origine ¹ source de la donnée : terrain orthophoto date

¹ : distance euclidienne sur 30 m

3. Caractéristiques du segment rectifié (Longueur qui présente une artificialisation)

Longueur du segment morphologiquement homogène = (m)
 Evidence de déplacement du cours d'eau oui non
 Recindement de méandres oui non
Localisation du segment :

	GPS	X (WGS84)	Y (WGS84)
Amont			
Aval			

20. Réseau hydraulique annexe : sur la station

présence absence (si absence ne pas tenir compte de la section ci-dessous)

Rive gauche				Rive droite			
	Nombre	H/Hpb			Nombre	H/Hpb	
drain				drain			
fossés ouverts (>30cm)				fossés ouverts (>30cm)			
rigole(<30cm)				rigole(<30cm)			
buse				buse			

Remarque : H/Hpb = hauteur par rapport à la hauteur de plein bord

12. Banquettes : sur la station de l'aval à l'amont

Rive	Longueur (m)	Largeur moy (m)	Substrat principal	Type et classe de recouvrement		
				H :	Ar :	AB :
				H :	Ar :	AB :
				H :	Ar :	AB :
				H :	Ar :	AB :
				H :	Ar :	AB :
				H :	Ar :	AB :
				H :	Ar :	AB :
				H :	Ar :	AB :
				H :	Ar :	AB :

Cause apparente de l'engraissement: bois en rivière ouvrage hydraulique érosion des berges

Rive : Rive droite = RD , Rive gauche = RG ou IL=îlot

Substrat principal : TV = Terre végétale (points hors d'eau très végétalisés) - V = Sédiments fins avec débris organiques fins
 - A = argiles - L = Limons - SF = Sables fins - SG = sables grossiers -
 PG = Pierres grossières - B = Blocs
 TV = Terre végétale (points hors d'eau très végétalisés) - V = Sédiments fins avec débris organiques fins - A = argiles - L = Limons - SF = Sables fins - SG = sables grossiers -
 PG = Pierres grossières - B = Blocs

Type de recouvrement : Herbacée (H), Arbustive (Ar) ou Arborée (AB)

Classe de recouvrement : r = R ≤ 1 % / 1 = 1 < R < 5 % / 2 = 5 ≤ R < 25 % / 3 = 25 ≤ R < 50 % / 4 = 50 ≤ R < 75 % / 5 = 75 ≤ R

Protocole bureau										
1'. Caractéristiques du bassin-versant										(sous SIG)
Surface du bassin versant =			Km ²			ha				
1' A. Caractéristiques du sous bassin-versant amont										(Peut être réalisé sous SIG)
Résineux :		<input type="checkbox"/> présence		<input type="checkbox"/> absence		Surface des plantations			m ²	
Peupliers :		<input type="checkbox"/> présence		<input type="checkbox"/> absence		Surface des plantations			m ²	
Obstacle anthropique à l'écoulement										
	Etang en barrage		Etang en dérivation		Etang sur source		Seuil	Total		
Nombre										
Surface										
Remarque : la surface n'est à mesurer que si l'étang est sous un couvert forestier (invisible sur SIG)										
1' B. Caractéristiques du sous bassin-versant aval										(Peut être réalisé sous SIG)
Obstacle anthropique à l'écoulement										
	Etang en barrage		Etang en dérivation		Etang sur source		Seuil	Total		
Nombre										
Surface										
Remarque : la surface n'est à mesurer que si l'étang est sous un couvert forestier (invisible sur SIG)										
5 A. Recalibrage : sur la station								Date des travaux		
Gabarit travaux										
source de la donnée :		<input type="checkbox"/> archive		<input type="checkbox"/> propriétaires		<input type="checkbox"/> riverains				
largeur		m		profondeur		m				
5 C. Curage : sur la station								Date des travaux		

Résumé

Les cours d'eau de tête de bassin versant (TBV) sont une très grande partie du linéaire hydrographique et ils sont donc par conséquent d'une importance majeure concernant le conditionnement écologique de l'ensemble de ce réseau. Mais l'état de ces cours d'eau est fortement impacté par les activités humaines, notamment par la chenalisation qui impacte l'hydromorphologie en modifiant leurs caractéristiques originelles. Les impacts liés à ces altérations sur les TBV restent encore imprécis. C'est dans cette optique que repose l'étude TBV. Grâce aux précédentes études ayant caractérisé l'hydromorphologie des TBV en situation de référence, les modifications quantitatives dues aux travaux hydrauliques des variables de contrôle et de réponse peuvent être confrontées.

Le but du protocole TBV est de pouvoir caractériser l'hydromorphologie quel que soit la condition dans laquelle ils se trouvent. *In fine*, grâce à la base de données créée il est possible de discriminer les stations par rapport à leurs variables de forme. Le travail présenté propose également des pistes concernant la mise en œuvre d'un indice de résilience de ces milieux altérés à l'intention des gestionnaires de milieux aquatiques.

Mots clés : Cours d'eau de tête de bassin versant, hydromorphologie, impact de la chenalisation, conditions de référence, conditions altérées

Abstract

Headwater streams are a very large part of the hydrographic linear and therefore are of a major importance concerning the ecological conditioning of the entire network. But the state of these streams are strongly impacted by human activities, particularly by the channelization that impact hydromorphology by changing their original characteristics. The impacts of these changes on headwater streams are still unclear. It is in that context that the study is based. The previous studies have characterized hydromorphology of headwater stream in the reference situation, quantitative changes due to channelization on control variable and response variable can be exposed.

The aim of the protocol is to characterize the hydromorphology of headwater stream whatever the condition in which they are. Ultimately, thanks to the database created it is possible to discriminate the stations thanks to their geometry. This work also suggests ways for the implementation of an index of resilience of these altered headwater streams for aquatic environments managers.

Keywords : Headwater streams, hydromorphology, channelization impact, reference conditions, altered conditions