

Mémoire bibliographique pour l'obtention de la 2^{ème} année de Master

Vers la définition du transport solide suffisant en rivière :

utilisation d'indicateurs biologiques

Etude bibliographique et propositions d'indices



Source : Laforge P.



Source : Laforge P.



Source : Charrais.J

Julien Charrais

Février 2013

Tuteurs : Stéphane Braud et Adrien Alber (DREAL Centre);
Correcteur : Stéphane Rodrigues (Université François Rabelais)

REMERCIEMENTS

Dans le cadre de ce mémoire, j'ai été amené à rencontrer et échanger avec plusieurs personnes qui m'ont apporté aide et soutien.

Dans un premier temps je tiens à remercier mes tuteurs de projets, Stéphane Braud et Adrien Alber, pour leur aide, leurs conseils, jusqu'aux derniers instants de l'écriture de ce mémoire et pour m'avoir fait confiance sur ce projet.

Je tiens également à remercier toutes les personnes que j'ai contactées et qui ont eu la gentillesse de m'orienter dans mes recherches, M. Souchon, M. Malavoi, M. Dumont, M. Mangot, ainsi que Mélanie Colin qui a participé à la relecture de ce projet.

« Hildrew et Giller (1994) soulignent fort bien la difficulté d'étude de l'habitat : un écologiste aquatique doit comprendre un environnement physique complexe mais peut-être une série de réponses biologiques encore plus complexes, mais son raisonnement écologique sophistiqué s'accompagne trop souvent d'une vue par trop naïve de la physique d'une rivière. A l'inverse l'hydrologue ou le géomorphologue tendent vers une très bonne compréhension de la dynamique fluviale, tout en ayant une vue simpliste de son écologie. Joli programme pluridisciplinaire... » (Souchon, L'habitat des cours d'eau dans tous ses états, 2002).

SOMMAIRE

Liste des figures, des tableaux et des annexes	2
Résumé	3
Abstract	3
Introduction	4
1. Contexte : Origine règlementaire et rappel des objectifs DCE	5
2. Des sédiments grossiers au transport suffisant.....	6
2.1. Transport solide et sédiments grossiers	6
2.2. Qu'est ce que le « transport suffisant » des sédiments ?	9
2.3. Et les sédiments fins ?	11
3. Bilan des méthodes d'analyses de l'habitat aquatique	16
3.1. Introduction	16
3.2. Méthodes d'évaluations à l'échelle du tronçon	17
3.3. Méthodes d'évaluation à l'échelle de la station.....	19
4. Relation entre charge grossière, biocénoses aquatiques et ripariales.....	23
4.1. Introduction	23
4.2. Rôle écologique des sédiments grossiers.....	25
4.3. Rôles des flux de sédiments grossiers sur les biocénoses	31
5. Définitions de bioindicateurs du dysfonctionnement du transport solide	32
5.1. Introduction	32
5.2. Les indices biologiques nationaux existants.....	33
5.3. Les travaux menés dans l'élaboration d'indicateurs biologiques pour l'évaluation du transport solide	35
5.4. Conceptualisation	37
5.5. Suggestions pour le développement d'une méthodologie	39
Conclusion.....	42
Bibliographie.....	43
Table des matières.....	51
Glossaire.....	53
Annexes.....	55

LISTE DES FIGURES, DES TABLEAUX ET DES ANNEXES

Figure 1: Modes d'arrangement des particules au sein du lit sur lesquels est basée la distinction entre substrats fins et grossiers (source : Gayraud et al., 2002)	8
Figure 2: Unités fonctionnelles d'après Frissell (1989) in Andriamahefa, H., 2009.....	10
Figure 3: Schématisation du colmatage des sédiments grossiers (source: Souchon, 2011).....	12
Figure 4 : Vue d'ensemble de la place des sédiments fins dans l'écosystème lotique (source : Armitage et Wood, 1997).....	12
Figure 7: Classes granulométriques utilisées par l'indice RHS (source Environment agency, 2003).....	19
Figure 8: Echelle granulométrique utilisée (Wentworth modifiée) et gabarit pour l'évaluation granulométrique visuelle (Malavoi et Souchon, 1989)	20
Figure 5: Schéma conceptuel du lien entre génération de la charge de fond et biocénoses aquatiques.....	24
Figure 6: Frayères de truite fario identifiées en amont d'ouvrages (source : Holzer et Hinterhofer, 2011).....	38
Tableau 1: Echelle granulométrique (Malavoi et al., 2011).....	7
Tableau 2: définition des substrats et des habitats de berges utilisés pour le calcul de l'IAM (source : Languille et Roubertou, 2001).....	21
Annexe 1: Article L214-17 du code de l'environnement.....	55
Annexe 2: Présentation de quelques traits écologiques des espèces piscicoles lithophiles, dulçaquicoles, de France	57
Annexe 3: Descriptif des espèces lithophiles piscicoles d'eau douce de France.....	62
Annexe 4: Traits écologiques des oiseaux nicheurs des grèves fluviales	69
Annexe 5: Traits écologiques de quelques espèces macrophytiques lithophiles	71

1. RESUME

Les sédiments constituant le lit d'un cours d'eau représentent un habitat essentiel pour la réalisation du cycle de vie de nombreuses espèces aquatiques. Les sédiments ont été identifiés comme un facteur de soutien au développement des communautés biologiques. Cependant, les aménagements réalisés sur les cours d'eau ces dernières années (obstacles transversaux, recalibrage, etc.) ont profondément altéré le transit naturel des sédiments grossiers dans l'hydrosystème, ce qui implique une altération des habitats et donc une répercussion sur la faune et la flore aquatique.

Dans ce contexte le législateur a souhaité introduire la notion de « transport suffisant » des sédiments qu'il faut assurer sur certains cours d'eau sans proposer d'indicateurs permettant de déterminer le niveau suffisant de ce flux qui permettrait le bon fonctionnement des biocénoses.

Un premier travail a permis de mettre en évidence les relations entre les substrats grossiers et le fonctionnement des biocénoses aquatiques et terrestres. Il a permis de mettre en lumière que la totalité des grands groupes aquatiques présentent des espèces très liées à la présence d'alluvions grossières.

Un second travail a consisté à proposer des indicateurs biologiques susceptibles de traduire un dysfonctionnement sédimentaire. Si quelques travaux ont été entrepris à l'international, la réalisation de cet indice se heurte à la plasticité et la capacité d'adaptation des espèces à une modification de leur environnement d'une part, mais aussi au fait que la systématique actuelle n'est pas encore fixée, et que les traits écologiques de nombreuses espèces potentiellement utilisables ne sont pas assez finement établis.

Mots clés : Transport suffisant, alluvions grossières, bioindicateur, biocénoses aquatiques

ABSTRACT

Sediments constituting the bed of a river are a critical habitat for the realization of the life cycle of many aquatic species. Sediments have been identified as a factor supporting the development of biological communities. However, the structure made on the river in recent years (cross obstacles, recalibration, etc.) profoundly alter the natural transit coarse sediments in the hydrosystems, which involves an alteration of habitats and therefore an impact on the aquatic flora and fauna.

In this context the legislator wished to introduce the concept of "sufficient transport" must ensure that sediment of some rivers. While there are many ways to measure physical sediment transport, none takes into account the biology, as can do it biological indicators of water quality.

Initial work has highlighted the relationship between coarse substrates and functioning of aquatic and terrestrial biological communities. It helped to highlight that all major groups have aquatic species closely related to the presence of coarse alluvium.

A second task was to provide biological indicators may reflect dysfunction bedload transport. While some experiments have been attempted internationally, achieving this index faces plasticity and adaptability of species to changes in their environment on the one part, but also because the current routine is not yet fixed, and the ecological traits of many species are potentially useful rather finely drawn.

Keywords: sufficient transport, coarse substrate, bioindicator, aquatic biocenosis

INTRODUCTION

Un hydrosystème présente deux variables de contrôle fondamentales, le débit liquide et le débit solide principalement formé par la charge alluviale de fond composée de sédiments fins et grossiers (Malavoi *et al.*, 2011). Le transport solide des sédiments grossiers par charriage (ou charge de fond) est un des éléments primordiaux du fonctionnement des hydrosystèmes. D'un point de vue hydromorphologique, la charge de fond est une composante structurelle du cours d'eau, et le transport participe à sa dynamique. La pérennisation de ce flux solide garantit l'équilibre sédimentaire du cours d'eau. Vis-à-vis de l'écologie, les alluvions grossières, de par leur agencement et les conditions hydrauliques qu'elles génèrent, sont des habitats de choix, nécessaires à la réalisation du cycle de vie de nombreuses espèces aquatiques.

Une rupture de la continuité sédimentaire, notamment par la création d'ouvrages en lit mineur, provoque une modification des processus d'érosion/dépôt se traduisant par des phénomènes d'incision du lit, de disparition de substrats favorables à la vie et à la reproduction des espèces aquatiques lithophiles, etc. Le transport de la charge de fond est, par conséquent, un contributeur essentiel pour l'objectif d'atteinte du bon état écologique des cours d'eau fixé par la Directive Cadre sur l'Eau.

Le postulat retenu pour évaluer la suffisance du transport solide est qu'un dysfonctionnement sédimentaire induira un dysfonctionnement des communautés biologiques du cours d'eau ciblé. S'il existe d'ores et déjà différentes techniques de mesures physiques permettant de quantifier le transport solide d'un cours d'eau (Trappe à sédiments, préleveurs, etc.), aucune méthode physique ou biologique n'existe pour évaluer l'impact d'un dysfonctionnement sédimentaire sur le fonctionnement des biocénoses.

De nombreux indicateurs biologiques standardisés existent : Indice Poisson Rivière, Indice Biologique Global DCE, etc. Ils ne peuvent cependant être utilisés en l'état pour l'évaluation du fonctionnement sédimentaire du fait qu'ils soient intégrateurs d'autres perturbations que celle du transport solide (qualité de l'eau notamment).

Les objectifs de ce travail sont donc multiples, il s'agira dans un premier temps de réaliser un état des lieux des connaissances sur les interactions entre alluvions grossières et fonctionnement des biocénoses aquatique et terrestre, et tenter de définir en quoi les flux solides ou les structures qui en résultent sont-ils déterminant pour la biologie. Dans un second

temps, il sera tenté une première approche dans la définition d'indicateurs biologiques pertinents du dysfonctionnement sédimentaire.

1. CONTEXTE : ORIGINE REGLEMENTAIRE ET RAPPEL DES OBJECTIFS DCE

En Europe, et notamment en France, la qualité des milieux aquatiques s'est fortement dégradée dans la deuxième moitié du XX^{ème} siècle, particulièrement celle des cours d'eau. Leur fonctionnement a été profondément altéré par la création d'ouvrages, la modification de leur tracé originel, le prélèvement de toujours plus de ressources, tout ceci afin de développer l'agriculture, l'industrie, l'urbanisme et l'énergie. L'eau n'a pas toujours été considérée comme un milieu vivant, mais pendant très longtemps elle était perçue comme une ressource inépuisable. Il en a résulté, à la fin du 2^{ème} millénaire, des ressources en eau appauvries, des cours d'eau en grande majorité altérés par les aménagements anthropiques et des qualités d'eau au plus bas, polluée par tout un arsenal de produits phytosanitaires et autres rejets industriels et urbains. De nombreuses rivières ressemblaient alors plus à des décharges collectives qu'à un milieu vivant, malgré la présence de nombreux textes législatifs, loi sur l'hydroélectricité de 1919 en lien avec la continuité écologique, loi eau de 1964, de 1992. L'Europe a réagi en 2000 en présentant le texte de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) qui impose aux pays membres de préserver et restaurer la qualité et la fonctionnalité écologique des cours d'eau d'ici 2015, avec report possible en 2021 ou 2027.

La DCE définit l'hydromorphologie comme élément de soutien à la biologie dont plusieurs composantes (piscicole, végétale, physico-chimique) sont prises en compte dans l'évaluation du bon état écologique global des eaux. L'hydromorphologie au sens de la DCE présente trois composantes : le régime hydrologique (débit liquide, régime de crues et d'étiages, ...), la continuité écologique (obstacles à la circulation des espèces et des sédiments) et les conditions morphologiques (paramètres physiques : faciès, largeur, profondeur, ...). Le paramètre hydromorphologie devient même déterminant dans l'évaluation du très bon état écologique.

L'objectif ambitieux d'atteinte du bon état écologique des eaux d'ici à 2015 pour au moins deux tiers des masses d'eau ne passera que par une restauration efficace de la continuité biologique et sédimentaire.

Dans la législation nationale vis-à-vis des cours d'eau, seul l'article L214-17 du code de l'environnement présenté en Annexe 1 cite explicitement le transport suffisant des sédiments : « 2° Une liste de cours d'eau, parties de cours d'eau ou canaux dans lesquels il est nécessaire **d'assurer le transport suffisant des sédiments** et la circulation des poissons migrateurs ». Cet article fait référence d'une part au nouveau classement des cours d'eau en liste 1 ou 2, défini par arrêté préfectoral par le préfet coordonnateur de bassin Loire Bretagne le 10 juillet 2012, mais fait aussi référence aux deux composantes fondamentales de la continuité écologique. Cependant, le législateur n'introduit pas dans cet article le niveau de « suffisance » que le transport des sédiments doit atteindre ni les moyens de l'évaluer.

D'autres lois dans la législation nationale font référence de près ou de loin à la notion de « sédiments » ou de « transport solide ». L'article R214-109 du code de l'environnement fait notamment référence à la notion de « transport naturel » des sédiments à l'alinéa 2 : « Constitue un obstacle à la continuité écologique, au sens du 1° du I de l'article L. 214-17 et de l'article R. 214-1, l'ouvrage entrant dans l'un des cas suivants [...] il empêche le bon déroulement **du transport naturel des sédiments** ». La définition du transport des sédiments est différente de l'article L214-17, du fait qu'elle vise à soumettre à déclaration ou autorisation les ouvrages constituant un obstacle à la continuité écologique. Or dans le texte européen, la continuité écologique d'un point de vue sédimentaire correspond au « transport naturel des sédiments ».

Le transport des sédiments est un pilier de la continuité et du bon état écologique des cours d'eau. Cependant, les textes législatifs ne donnent aucune définition du « sédiment » à faire transiter ou encore le niveau de suffisance du transport à maintenir dans un cours d'eau.

2. DES SEDIMENTS GROSSIERS AU TRANSPORT SUFFISANT

2.1. Transport solide et sédiments grossiers

Une rivière transporte des matériaux granulaires qui proviennent de processus érosifs du bassin versant, du lit, ou encore des berges du cours d'eau (Amoros et Petts, 1993). Elle transporte également divers matériaux solides non minéraux (tronc d'arbre par ex.). *Sensu stricto*, le transport solide en rivière correspond à l'acheminement par le cours d'eau de

l'ensemble des éléments solides qui lui sont apportés. En toute rigueur, il faudrait parler ici de transport granulaire, cependant l'appellation de transport solide sera conservée car elle est maintenant couramment employée en hydromorphologie (Degoutte, non daté).

Une masse sédimentaire est constituée par une population de grains de différentes tailles et d'origine géologique variée qui vont réagir différemment au regard des écoulements. Une distinction est faite entre les sédiments homométriques et les sédiments hétéométriques (Rodrigues, 2011). Plusieurs paramètres caractérisent un sédiment : sa taille, sa forme, sa densité, sa porosité (volume des interstices), sa cohésion, sa composition minérale, sa conductivité hydraulique (capacité des sédiments à laisser transiter les flux d'eau).

Trier les grains d'un échantillon en fonction de classes granulométriques est la méthode la plus simple pour décrire les sédiments. Le Tableau 1 suivant présente les différentes classes granulométriques utilisées (Malavoi *et al.*, 2011). Il est à noter cependant que de nombreuses autres échelles granulométriques existent.

Tableau 1: Echelle granulométrique (Malavoi *et al.*, 2011)

Nom de la classe granulométrique	Classe de taille (diamètre en mm perpendiculaire au plus grand axe)
Rochers	> 1024
Blocs	256 – 1024
Pierres grossières	128 – 256
Pierres fines	64 – 128
Cailloux grossiers	32 – 64
Cailloux fins	16 – 32
Graviers grossiers	8 – 16
Graviers fins	2 – 8
Sables grossiers	0,5 – 2
Sables fins	0,0625 - 0,5
Limons	0,0039 – 0,0625
Argiles	< 0,0039

Les caractéristiques de granularité du substrat des cours d'eau sont fonction de la géologie du bassin versant et de l'histoire climato-géologique récente (Quaternaire et Holocène), les sédiments présentent une variabilité régionale. Elles sont aussi liées au degré d'altération du substratum géologique et au type d'utilisation des sols qui conditionnent la fourniture de sédiments. La caractérisation d'un échantillon de sédiments se fait par l'analyse de la répartition des grains dans les différentes classes granulométriques. Le d50 ou diamètre médian est couramment utilisé pour caractériser la population de grains. Par exemple, si le

d₅₀ vaut 5 mm, cela signifie que 50% du poids de l'échantillon est composé de grains inférieurs à 5 mm.

Les sédiments présentent également une variabilité granulométrique longitudinale. Plus on s'éloigne des zones de montagne ou des têtes de bassin, plus le diamètre des éléments diminue et plus leur tri granulométrique augmente (Wasson *et al.*, 1998). Ce tri granulométrique est contrôlé par la variation de la capacité de transport du cours d'eau de l'amont vers l'aval et est aussi complexifié par les apports sédimentaires des affluents, de l'érosion des berges.

La « qualité » du sédiment est également un facteur déterminant pour le développement de la faune benthique et la réalisation des processus biologiques auxquels elle participe (dégradation de la matière organique et cycles biogéochimiques associés). Elle peut être exprimée en termes de porosité et/ou de conductivité hydraulique. La porosité des substrats grossiers est d'autant plus faible que la granulométrie est hétérogène et que la proportion d'argiles, de limons et de sables augmente (Gayraud et Philippe, 2003).

Selon Malavoi *et al.* (2011), les sédiments grossiers correspondent aux fractions granulométriques allant des sables moyens aux blocs.

La notion de sédiments grossiers peut être reliée à celle de substrat grossier. Gayraud *et al.* (2002) distinguent les substrats fins relativement fluides, en raison d'une forte teneur en eau, des substrats grossiers plus rigides. Ces substrats ont toutefois une organisation commune : les particules de plus grande taille créent une macrostructure (*framework*) fortement poreuse que viennent combler les particules les plus fines (*matrix*) (Figure 1). Les interstices résultant de cette architecture constituent l'espace interstitiel qui permet le stockage ou la circulation de l'eau, des substances dissoutes, de la matière organique et des organismes vivants (Brunke et Gonser, 1997).

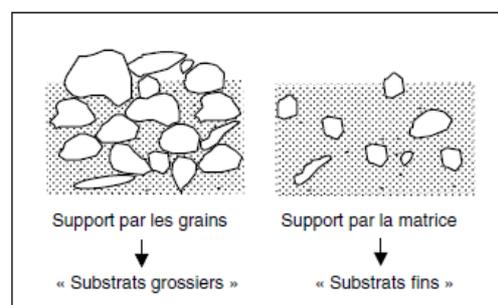


Figure 1: Modes d'arrangement des particules au sein du lit sur lesquels est basée la distinction entre substrats fins et grossiers (source : Gayraud *et al.*, 2002)

Un substrat grossier est donc constitué par une prépondérance de sédiments grossiers qui forme « l'armature » du substrat.

On peut trier les grains d'un échantillon en fonction de classes granulométriques. Les sédiments grossiers correspondent à une gamme de taille comprise entre les sables moyens et les blocs.

2.2. Qu'est ce que le « transport suffisant » des sédiments ?

Selon Malavoi *et al.*, (2011), les sédiments pour lesquels il est nécessaire d'assurer un transport suffisant sont ceux garantissant le maintien de l'équilibre géomorphologique du cours d'eau, la diversification des habitats et des faciès du lit mineur, ainsi que ceux participant aux processus d'autoépuration.

Les classes granulométriques grossières sont considérées comme primordiales pour les biocénoses aquatiques ainsi que pour le maintien de la géodynamique d'un cours d'eau. Le transport des sédiments grossiers joue un rôle essentiel dans la fonctionnalité hydromorphologique du cours d'eau, ainsi que dans le maintien des communautés biologiques. Ces deux variables, hydromorphologie et biocénoses, sont donc à l'origine de la définition du « transport suffisant » (Braud et Alber, 2012).

D'un point de vue hydromorphologique, l'objectif est de garantir l'équilibre du bilan sédimentaire du tronçon géomorphologique, tant en volume qu'en nature des alluvions transportées (Malavoi *et al.*, 2011). La notion de bilan sédimentaire consiste à faire la différence, sur une période donnée, entre les quantités de matériaux qui entrent dans un système donné (tronçon de cours d'eau, retenu, etc.) et les quantités de matériaux qui en sortent. La période considérée devra être suffisamment importante afin de lisser les événements hydrologiques. Une crue par exemple peut amener une quantité importante d'alluvions, dépassant temporairement la capacité de transport du cours d'eau. Ce dernier mettra alors un certain temps pour rééquilibrer naturellement son bilan sédimentaire (Malavoi *et al.*, 2011).

Si les quantités entrantes et sortantes sont les mêmes, on parle d'équilibre sédimentaire, le transport solide peut alors être considéré comme suffisant quantitativement. Si les quantités entrantes dans le système sont supérieures aux quantités sortantes, on parle alors de bilan sédimentaire positif. Il se traduit par une accumulation des matériaux dans le lit qui induit un exhaussement. Si les quantités entrantes dans le système sont inférieures aux quantités sortantes, on parle alors de bilan sédimentaire négatif (situation de déstockage sédimentaire). La conséquence principale est l'incision du lit du cours d'eau (Malavoi *et al.*, 2011).

Le transport des sédiments peut donc être considéré comme suffisant quantitativement si, sur une durée permettant de lisser les fluctuations hydrologiques (à minima 2 à 3 ans, si possible 3 à 5 ans (Malavoi *et al*, 2011)), les apports de charge de fond provenant de l’amont d’un système compensent les exportations vers l’aval.

D’un point de vue écologique le concept de transport solide suffisant peut être défini à plusieurs échelles spatiales (Malavoi *et al.*, 2011). En effet, un hydrosystème se situe dans un système hiérarchisé allant de l’échelle du bassin versant à l’échelle du micro-habitat le plus proche de la faune et de la flore (de l’ordre de 10^{-1} m) en passant par le tronçon, les faciès, et suivant le modèle “des échelles emboîtées” de Frissel (1989), présenté en Figure 2.

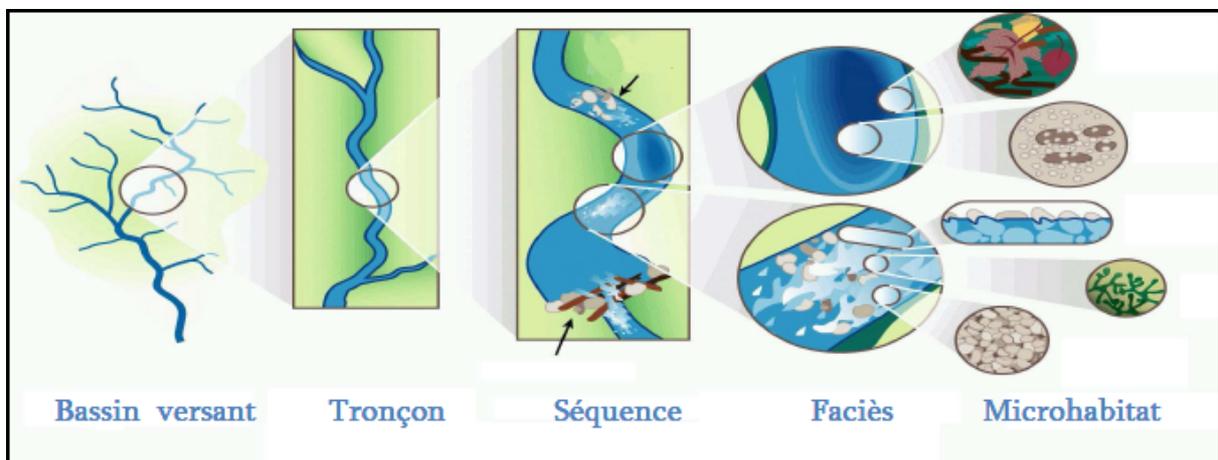


Figure 2: Unités fonctionnelles d’après Frissel (1989) in Andriamahefa, H., 2009.

A l’échelle du bassin versant, le transport suffisant des sédiments au droit d’un ou de plusieurs ouvrages doit permettre de préserver le fonctionnement de l’hydrosystème, c’est-à-dire du lit mineur au lit majeur et aux annexes hydrauliques, par la garantie d’un bilan sédimentaire équilibré (Malavoi *et al*, 2011).

A l’échelle de l’habitat, milieu qui réunit les conditions physiques et biologiques à l’existence d’une espèce floristique ou faunistique (Inventaire national du patrimoine naturel, 2013), le transport suffisant de sédiments doit permettre le maintien et la pérennité des biocénoses aquatiques (poissons, invertébrés, végétaux, espèces ripariales) inféodées à un habitat minéral. Le transport suffisant des sédiments est assuré lorsque le site considéré conserve sur le long terme une superficie, une épaisseur, une nature granulométrique et un agencement de substrat alluvial suffisants pour garantir la vie de toutes les espèces des biocénoses aquatiques théoriques du tronçon considéré (Malavoi *et al*, 2011).

A l'échelle du microhabitat (sous ensemble de l'habitat caractérisé par un couple substrat-vitesse (Bournaud et Cogérino, 1986)), notamment des zones de reproduction des espèces piscicoles lithophiles, le transport des sédiments sera considéré comme suffisant lorsque le site de reproduction considéré conserve sur le long terme une superficie, une épaisseur, une nature granulométrique et un agencement du substrat alluvial suffisants pour garantir la reproduction d'une ou plusieurs espèces cibles du tronçon considéré (Malavoi *et al*, 2011).

Le transport solide d'un cours d'eau est suffisant si :

- le bilan sédimentaire du système considéré sur une durée suffisamment importante est équilibré,

- le transport solide garantit la pérennité des biocénoses aquatiques et terrestres.

2.3. Et les sédiments fins ?

Les sédiments fins représentent une composante fondamentale du transport solide qui doit être prise en compte, tant ils peuvent avoir des répercussions d'un point de vue biologique. Une présence excessive en sédiments fins dans un cours d'eau peut être interprétée comme un dysfonctionnement sédimentaire de ce dernier.

Ils sont souvent définis comme des particules organiques ou inorganiques de moins de deux millimètres de diamètre, c'est-à-dire les sables (2000 à 62 µm), limons (62 à 4 µm) et argile (< 4 µm) (Armitage et Wood, 1997). Ils sont une composante naturelle et intégrante des écosystèmes aquatiques. Dans les écosystèmes naturels, la concentration des sédiments fins en suspension et les taux de sédimentation sont temporellement variables en fonction des variations saisonnières de débit et spatialement variables en fonction des caractéristiques du bassin versant (Logan, 2004).

Cependant l'artificialisation des conditions hydrauliques par la création d'ouvrage de régulation (seuils, barrages) peut provoquer une augmentation significative des concentrations et des taux de dépositions en sédiments fins (Malavoi, 2009). Le dépôt important de sédiments fins sur les substrats alluviaux grossiers aboutit à son colmatage (Figure 3). Le colmatage interstitiel, qui est l'infiltration de sédiments fins en profondeur, est à distinguer du colmatage superficiel, qui correspond au recouvrement des alluvions grossières par des sédiments fins, uniformisant temporairement les fonds.

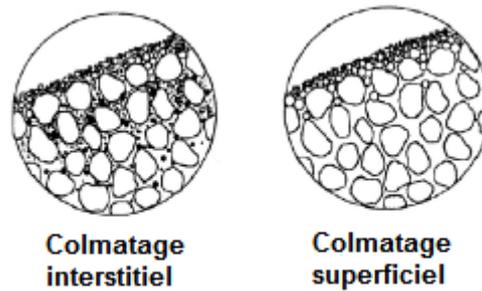


Figure 3: Schématisation du colmatage des sédiments grossiers (source: Souchon, 2011)

L'écart par rapport à des conditions naturelles est susceptible de se traduire par l'adaptation de la structure des communautés biologiques. Lorsque les concentrations de sédiments et les taux de sédimentation dépassent les niveaux naturels, le biote aquatique peut être affecté, l'abondance et la diversité réduites, et des changements dans la composition des communautés peuvent être observés. La Figure 4 présente une vue globale de l'impact des sédiments fins sur la biologie d'un hydrosystème lotique (Armitage et Wood, 1997).

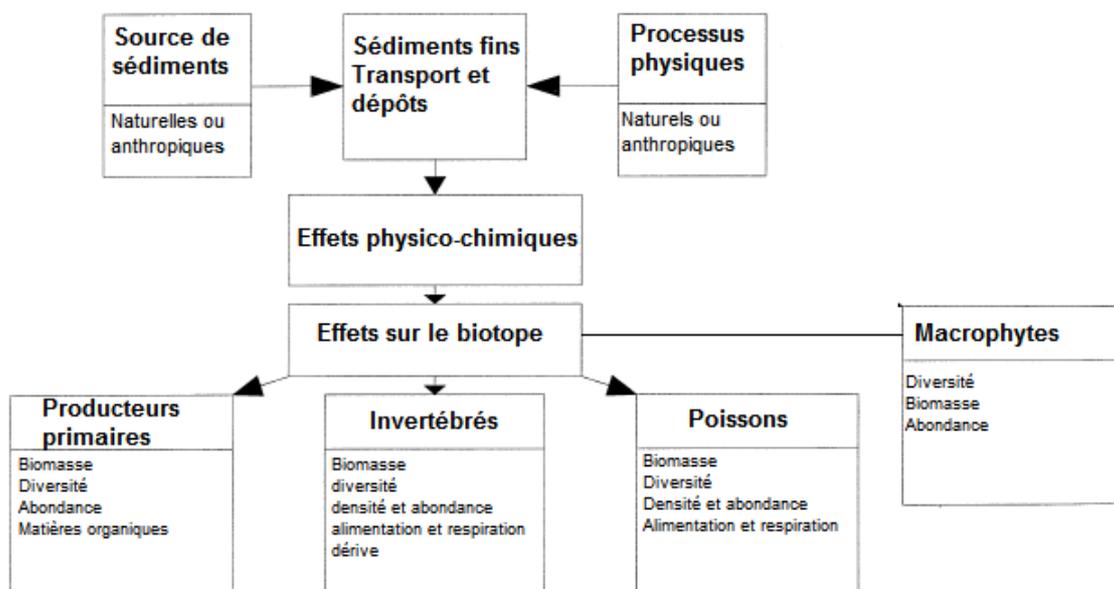


Figure 4 : Vue d'ensemble de la place des sédiments fins dans l'écosystème lotique (source : Armitage et Wood, 1997)

L'excès de sédiments fins a de nombreux effets sur les biocénoses aquatiques ainsi que sur leur habitat.

2.3.1. Impact sur les invertébrés

Sur les invertébrés, l'excès de sédiments fins couplé à un taux de dépôt important peut provoquer des dommages corporels par abrasion notamment sur les branchies des animaux filtreurs, comme les bivalves (Culp *et al.*, 1986 ; Suren et Jowett, 2010). Les particules fines,

en particulier des argiles et les limons, peuvent s'accumuler dans les organes des animaux, colmatant les branchies et les appareils d'alimentation par filtration, rendant ainsi la respiration et l'alimentation difficiles (Jones *et al.*, 2011). Les invertébrés peuvent également être sujets à des problèmes d'enfouissements. Le problème survient lorsque le taux de sédimentation en fines est supérieur à la capacité des individus à creuser, ce qui est très dépendant de chaque taxon et de la granulométrie des matériaux déposés (Wood *et al.*, 2005). Le colmatage en surface ou interne entre les sédiments grossiers limite les échanges verticaux et réduit l'oxygénation du substrat, ce qui provoque l'asphyxie des individus (Vanek 1997, *in* Souchon, 2011). C'est un problème pour les animaux sédentaires qui ne supportent pas un enfouissement supérieur de 0.6 à 2.5 cm, les populations de mollusques subissent par exemple un fort taux de mortalité (Elis, 1935 ; *in* Jones *et al.*, 2011) C'est également vrai pour les stades larvaires de nombreuses espèces, dont le taux de mortalité est directement lié à l'enfouissement des larves (Rutherford et Mackay, 1986 ; *in* Jones *et al.*, 2011). Dans le cas de fortes sédimentations en fines, il a également été constaté une diminution de la croissance des individus (Wood *et al.*, 2005). Une importante concentration de sédiments fins peut aussi entraîner une réponse comportementale des invertébrés benthiques, qui se traduit par une augmentation du nombre d'animaux entrant en dérive (Jones *et al.*, 2011). De nombreux auteurs s'accordent pour dire que les sédiments fins ont un impact sur la densité, l'abondance et la diversité taxonomique d'invertébrés dans les cours d'eau (Harrison *et al.*, 2011 ; Jones *et al.*, 2011).

La plupart des espèces d'invertébrés ont des exigences spécifiques vis-à-vis de l'habitat où ils vivent et ont tendance à éviter les patches qui ne satisfont pas à ces exigences (Sarriquet *et al.*, 2007 ; *in* Jones *et al.*, 2011). Sur un habitat graveleux donné, une augmentation de 10% du dépôt de sédiments fins provoque une modification significative du peuplement, qui se traduit par une diminution de l'abondance de taxons filtreurs (animaux filtrants de fines particules en suspension dans l'eau) et une augmentation des individus collecteurs (qui s'alimentent de la matière organique particulaire présente dans les sédiments fins) (Rabeni *et al.*, 2005). Le colmatage interstitiel par les sédiments fins peut augmenter la stabilisation des alluvions, ce qui réduit le flux de sédiments grossiers pendant les forts débits du cours d'eau et crée des zones de faible contrainte hydraulique. Ce comblement des interstices entre les éléments grossiers limite la mobilité des invertébrés entre les particules du substrat et diminue le nombre d'abris hydrauliques disponibles, ce qui influe sur leur distribution (McClelland et Brusven, 1980). Le dépôt de sédiments fins va provoquer la réduction de la percolation de l'eau à travers le substrat et créer un gradient d'oxygène et d'autres substances dissoutes, ainsi

qu'une accumulation de substances potentiellement toxiques (ammonium, ions ferreux, ...) (Jones *et al.*, 2011). Or, de nombreuses espèces sont sensibles à la concentration en oxygène ce qui peut engendrer une diminution de taxons. Les sédiments fins vont également modifier la disponibilité en nutriments, paramètre ayant potentiellement des répercussions sur la communauté d'invertébrés présents sur un site. Des baisses de la qualité du périphyton (groupement d'algues benthiques fixées au substrat, (Cattaneo et Amireault, 1992)) peuvent se produire en raison de l'effet de la turbidité qui va limiter l'éclairage des algues, diminuer leur activité photosynthétique, et au final impactera leur vitesse de croissance (Parkhill et Gulliver, 2002 ; *in* Jones *et al.*, 2011). Le dépôt de sédiments fins, en modifiant les caractéristiques des habitats, réduit le nombre de patches favorables au développement des communautés macrobenthiques (Jones *et al.*, 2011)

2.3.2. Impact sur les poissons

Etant au sommet de la chaîne alimentaire, les poissons sont donc également sujets aux conséquences de la présence de sédiments fins. Les changements dans la diversité et l'abondance des invertébrés se traduiront inévitablement par un changement dans la composition des communautés de poissons en modifiant la composition de la ressource alimentaire (Kemp *et al.*, 2011). Les sédiments fins vont également avoir d'autres impacts sur les communautés de poissons (Kemp *et al.*, 2011).

D'un point de vue biologique, la sédimentation affecte les taux de croissance, la reproduction et la mortalité des poissons (Henley *et al.*, 2000 ; *in* Jones *et al.*, 2011). Ils peuvent avoir un impact direct sur les poissons, en provoquant des dommages physiques aux organes, comme les branchies ce qui va limiter les échanges gazeux, une altération du mucus, des problèmes d'osmorégulation, ou un impact indirect par altération de la qualité de l'eau (Kemp *et al.*, 2011). Les sédiments en suspension peuvent diminuer la concentration en oxygène dans l'eau environnante (Bruton, 1985; Henley *et al.*, 2000). En raison de leur immobilité, des conditions hydrauliques et des substrats spécifiques choisis pour la ponte, le stade œuf a la niche la plus restrictive de toutes les étapes de la vie des poissons (Cunjak *et al.*, 1998). L'infiltration de sédiments fins dans les espaces interstitiels de graviers du lit de la rivière peut perturber ou bloquer l'apport d'oxygène nécessaire au développement des œufs (obstruction des pores à la surface de l'œuf) et des stades embryonnaires d'espèces de poissons qui créent des nids de gravier, en particulier les salmonidés (Hauer *et al.*, 2011). Cette perturbation entraîne une série d'effets physiologiques : réduction du poids et de la longueur des juvéniles, adaptations morphologiques par exemple diminution de l'étendu du

sac vitellin chez les juvéniles (excroissance de l'intestin de l'alevin sous forme d'une poche ventrale contenant des réserves nutritives) (Collins *et al.*, 2011). Une concentration de sédiments fins qui dépasse un certain seuil critique (variable selon l'espèce considérée) aura un impact sur le comportement de certains poissons, en modifiant l'ampleur et l'efficacité de la réponse comportementale ou en induisant des réponses alternatives : entrave de la communication visuelle lors de la parade nuptiale, diminution de l'acuité visuelle pour la capture des proies, attirance (cas du mulot) ou évitement des zones turbides (Keith *et al.*, 2011). La relation entre turbidité et comportement des poissons est difficile à définir, les eaux turbides sont généralement considérées comme des zones de fortes productions planctoniques et de protection des juvéniles vis-à-vis des prédateurs (Bruton, 1985). Il existe par exemple une forte relation entre performance alimentaire et conditions lumineuses chez les salmonidés, qui exigent des eaux claires (Kemp *et al.*, 2011). Berkman et Rabeni (1987) ont montré qu'une augmentation de la concentration en fines avait pour effet de diminuer l'abondance d'espèces invertivores (espèces se nourrissant d'invertébrés benthiques ou pélagiques).

D'un point de vue habitationnel, les mêmes problématiques que pour les invertébrés sont observées : diminution du nombre d'habitats physiques préférentiels, notamment des habitats de reproduction, essentiels pour le maintien des populations lithophiles (notamment les espèces salmonicoles (Kemp *et al.*, 2011)) et diminution du nombre d'abris vis-à-vis des prédateurs pour les juvéniles (Kemp *et al.*, 2011).

2.3.3. Impact sur les macrophytes

La présence de macrophytes dans les lits des rivières tend à augmenter la rétention des sédiments fins conduisant à des changements dans la composition du lit. La relation existant entre les macrophytes et les sédiments fins est complexe, les macrophytes affectent le transport des sédiments fins et sont, à leur tour, affectées par la charge solide (Jones *et al.*, 2011). Une concentration accrue de sédiments fins semble avoir à la fois des impacts directs et indirects sur la communauté des macrophytes, en modifiant la disponibilité en lumière, la structure et la qualité du lit de la rivière. La nature de ces impacts dépend de la vitesse de dépôt et de la nature du matériau déposé. Les changements dans la communauté des macrophytes peuvent être induits par le dépôt de matériaux riches en nutriments (Jones *et al.*, 2011). Il est à noter que s'il existe plusieurs travaux décrivant l'impact des macrophytes sur la rétention des sédiments et des substances associées, relativement peu d'études décrivent l'inverse.

Selon Bournaud et Cogérino (1986), les microhabitats les plus pauvres en espèces sont ceux où la concentration en sédiments fins est la plus importante. C'est dans ces habitats que le colmatage des interstices des pierres par le limon ou la compacité du limon-sable sont les plus forts.

Le concept de transport solide suffisant tel qu'il est exprimé dans l'article L214-17 ne concerne que les sédiments grossiers. Cependant, étant donné les perturbations et altérations que peut provoquer un dysfonctionnement du transport des sédiments fins sur l'écosystème lotique, il paraît judicieux de prendre en compte l'importance de cette classe granulométrique.

3. BILAN DES METHODES D'ANALYSES DE L'HABITAT AQUATIQUE

3.1. Introduction

L'atteinte du « bon état écologique » au sens de la DCE repose sur la conservation, voire sur la restauration, de la dynamique hydromorphologique naturelle des cours d'eau. Cette dynamique permet la construction, l'entretien et la régénération des habitats des communautés aquatiques. Il est donc nécessaire de pouvoir évaluer l'état de ces processus et les éléments susceptibles de les perturber, pour les relier avec les incidences sur la biologie, afin de se donner les moyens d'atteindre les objectifs visés par la DCE.

La composante morphologique peut être caractérisée selon différentes unités fonctionnelles et habitationnelles en fonction de l'échelle où l'on se place. La Figure 2 décrit la logique pouvant être adoptée pour décrire l'état physique des cours d'eau.

La mise en œuvre d'un diagnostic est habituellement conçue selon le principe des échelles emboîtées. Au départ, il convient de mener une description globale à l'échelle du bassin versant pour aller vers une description plus fine au niveau du microhabitat. L'échelle d'intervention détermine généralement le niveau de précision de la méthode.

En Europe, la Directive Habitats Faune Flore (DHFF) définit la notion d'habitat naturel par « *un espace homogène par ses conditions écologiques, par sa végétation, hébergeant une certaine faune, avec des espèces ayant tout ou partie de leurs diverses activités vitales sur cet espace* ». L'habitat aquatique peut donc être considéré comme un espace de l'hydrosystème dans lequel les espèces aquatiques vont réaliser leur cycle de vie. L'évaluation de la qualité habitationnelle se fait généralement à l'échelle de la station, voire du tronçon.

Une recherche des méthodes d'analyses a permis de montrer que 6 méthodes à l'échelle du tronçon et 5 méthodes à l'échelle de la station ont été développées.

3.2. Méthodes d'évaluations à l'échelle du tronçon

➤ **REH** : Réseau d'Evaluation des Habitats, développé par le CSP de Rennes en 1995. Le principe du REH est d'évaluer le niveau d'altération de la qualité de l'habitat des cours d'eau par une prospection de terrain. Les paramètres hydromorphologiques soutenant la biologie sont évalués, notamment les paramètres ayant une influence sur la présence des espèces représentatives du cours d'eau (espèces repères). L'évaluation des paramètres se fait visuellement et permet de définir un niveau d'altération des variables morphologiques donnant une note de qualité au tronçon considéré (Buzance *et al.*, 2012).

Les sédiments sont pris en compte dans l'évaluation de la qualité du lit mineur. La diversité granulométrique est évaluée visuellement, cinq classes de qualités sont définies, allant de très bon état qui correspond à un substrat très varié, au mauvais état pour une granulométrie homogène. Le colmatage du lit par les sédiments fins est également pris en compte au travers de cinq classes de notation, du très bon état (colmatage nul) au mauvais état (colmatage > 50% de la surface du lit mineur).

➤ **Qualphy** : QUALité PHYSique du milieu, développé par l'agence de l'eau Rhin Meuse en 1995. Cette méthode consiste à évaluer le niveau de dégradation du milieu physique d'un cours d'eau par rapport à son état de fonctionnement "naturel". L'évaluation des paramètres se fait visuellement et donne lieu à une note globale de qualité du tronçon évalué (Caron, 2005). L'évaluation se base sur la typologie du cours d'eau, dans la mesure où elle détermine à la fois son fonctionnement et sa dynamique naturelle. Elle donne lieu à l'attribution d'une note sur 100 (croissante avec la qualité) à trois grands compartiments : le lit majeur, les berges et le lit mineur. Le calcul de la note se fait par le logiciel *Qualphy*.

Le paramètre sédiment entre dans l'évaluation de la qualité du lit mineur sous 4 critères : nature dominante des fonds, nature secondaire des fonds (en termes de granulométrie), variété des matériaux des fonds (diversité granulométrique) et dépôt sur le fond du lit (intensité du colmatage). Pour chaque paramètre, il est attribué un coefficient de pondération dont la valeur dépend du type de cours d'eau analysé. Cependant les données disponibles ne fournissent pas d'information sur la méthodologie de recueil des données.

➤ **TELEOS** : Méthode d'analyse globale de l'habitat aquatique développée par le bureau d'étude du même nom en 2000. La méthode TELEOS permet d'apprécier la qualité physique

d'un tronçon au regard de son hétérogénéité, de son attractivité, de sa connectivité et de sa stabilité. Contrairement aux deux premières méthodes, l'évaluation repose sur des mesures : il s'agit d'une méthode quantitative (Tisserant, 2008). L'échantillonnage se fait sur trois séquences de faciès : radier, plat, mouille.

Les sédiments sont un des paramètres de l'évaluation de la qualité physique des trois faciès. Sont pris en compte la granulométrie dominante et secondaire de chaque faciès qui est évaluée visuellement ainsi que la diversité granulométrique. Ces paramètres interviennent dans le calcul du score d'hétérogénéité qui sanctionne le degré de variété des formes, des substrats/supports, des vitesses de courant et des hauteurs d'eau du lit d'étiage ; plus ce score est élevé, plus les ressources physiques sont diversifiées ; Le score d'attractivité intègre la qualité des substrats (= intérêt global des substrats/supports pour les poissons), la qualité et la quantité des caches et des abris ainsi que l'existence et la variété des frayères. L'importance de cette variable dans le calcul de la note finale de chaque compartiment n'est pas disponible (Teleos, 2006).

➤ **SEQ-Physique** : Système d'Evaluation de la Qualité physique développé en 2004 par l'agence de l'eau Artois Picardie. L'objectif de cette méthode est d'évaluer qualitativement les composantes physiques d'un cours d'eau : le lit mineur, le lit majeur, les berges et la ripisylve, pour ainsi évaluer les paramètres les plus déclassants (Caron, 2005).

Le SEQ-physique étant une évolution de la méthode Qualphy, les descripteurs des sédiments sont identiques (granulométrie dominante, diversité granulométrique, colmatage). Le calcul de la note se fait également par un logiciel.

➤ **RHS** : *River Habitat Survey* (GB). Le RHS est une méthode développée par l'*Environment Agency* afin d'évaluer les caractères physiques et les qualités des habitats des cours d'eau, dans le but de constituer un outil d'aide à la conservation et à la restauration des habitats naturels le long des rivières et de leur plaine d'inondation. Ce protocole donne une note globale de qualité physique du tronçon considéré (Caron, 2005).

Seule la granulométrie dominante est prise en compte dans la description physique du lit mineur, cependant, elle n'a pas d'impact sur la note finale de qualité Figure 5.

CHANNEL
Predominant substrate
NV = not visible
BE = bedrock
BO = boulder
CO = cobble
GP = gravel/pebble (G or P if predominant)
SA = sand
SI = silt
CL = clay
PE = peat
EA = earth
AR = artificial

Figure 5: Classes granulométriques utilisées par l'indice RHS (source Environment agency, 2003)

➤ **Géodiag** : créé en 2008 par le bureau d'étude homonyme, ce protocole consiste en un inventaire de terrain de tous les aménagements, travaux et ouvrages (ATO) présents sur un tronçon homogène de cours d'eau. Pour chaque ATO, une expertise de son impact sur le tronçon est réalisée. Ce protocole donne une note globale d'anthropisation par tronçon homogène (Fergeault, 2011).

La granulométrie des sédiments n'est pas prise en compte dans cet inventaire.

3.3. Méthodes d'évaluation à l'échelle de la station

➤ **EVHA** : EValuation de l'HAbitat physique des rivières, développée par l'Irstea en 1995. L'objectif initial de cette méthode était d'aider à la détermination des débits réservés. Elle constitue également un outil d'investigation et de recherche pour mieux comprendre les liens entre l'habitat physique (quantité d'habitat disponible et variations temporelles) et les poissons (de la répartition spatiale des individus à la dynamique des populations) (Pouilly *et al.*, 1995).

La granulométrie, évaluée visuellement, est un paramètre essentiel pour le calage du modèle. Pour l'estimer, les opérateurs se positionnent sur un radier de la station et observent le substrat dans un cercle d'environ 2m de diamètre. Dans ce cercle, ils évaluent visuellement la taille des sédiments à l'aide du gabarit Figure 6.

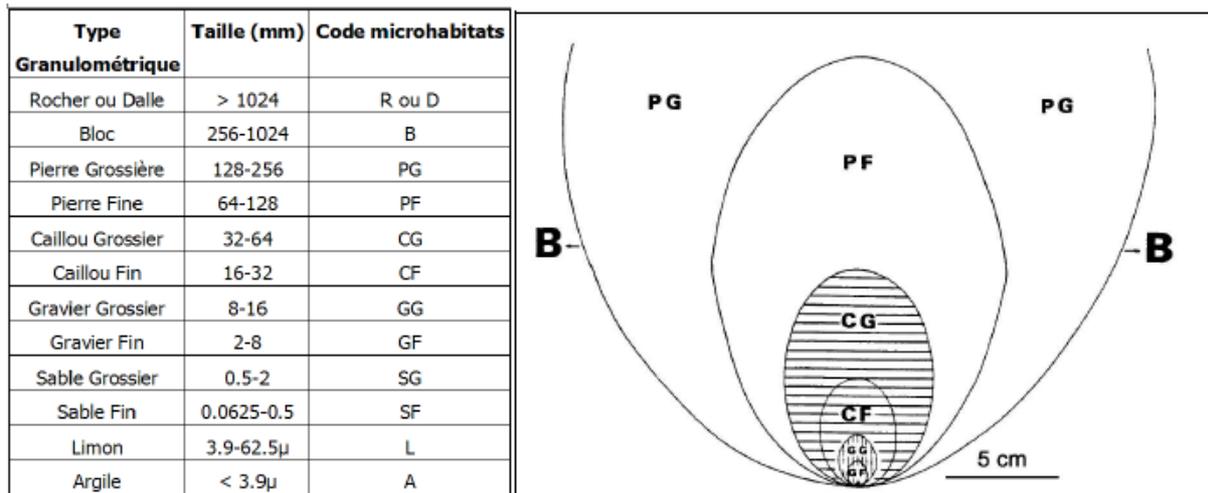


Figure 6: Echelle granulométrique utilisée (Wentworth modifiée) et gabarit pour l'évaluation granulométrique visuelle (Malavoi et Souchon, 1989)

Sont prises en compte pour le calage du modèle la granulométrie la plus grossière et la granulométrie dominante (Souchon *et al.*, 2003).

➤ **SABATON** : développé par le groupe de recherche DER-EDF en 1995. Il s'agit d'un modèle d'analyse permettant de quantifier l'évolution de l'habitat physique d'une rivière pour les poissons en fonction d'un débit. Il consiste au croisement d'un modèle biologique décrivant les différents stades de développement des poissons avec un modèle hydraulique (à partir de mesures physiques de débits) (Sabaton, 2003).

La granulométrie du sédiment est bien prise en compte dans le calage de ce modèle, cependant, la méthode d'analyse du substrat n'a pu être déterminée.

➤ **Estimhab** : ESTIMATION de l'HABITAT développé par l'Irstea en 2002. C'est également un modèle théorique permettant de quantifier l'évolution de l'habitat physique d'une rivière pour les poissons en fonction d'un débit. La démarche est similaire à SABATON, c'est un croisement entre un modèle biologique et hydraulique (Sabaton, 2003).

Vis-à-vis de la granulométrie, c'est la granulométrie moyenne (d50) qui est prise en compte pour le calage du modèle (Souchon *et al.*, 2003).

➤ **IAM** : Indice d'Attractivité du Milieu, développé par le CSP en 2002. C'est une méthode d'analyse cartographique de la qualité des mosaïques d'habitats aquatiques. Cette approche fournit des données comparables de l'hétérogénéité et de l'attractivité biogène d'un cours d'eau à l'échelle de la station. La méthode requiert la mesure de paramètres physiques à

l'échelle de la station : hauteur d'eau et couple substrat/vitesses La station est ensuite découpée en placettes d'une surface supérieure à 1 mètre carré homogène en ce qui concerne les substrats support. La méthode propose une note d'attractivité des substrats/supports.

➤ **Quantification de la diversité et de l'hétérogénéité de l'habitat** : développé par Languille et Roubertou en 2001. L'approche est similaire à la première étape du calcul de l'IAM. 15 transects équidistants sont répartis sur la station, et les habitats en berge de chaque rive seront décrits. Sur chaque transect, on définit 7 points de mesure. Les substrats du point de mesure sont décrits ainsi que les substrats environnants, à 25 cm à l'amont, à droite, à l'aval et à gauche du point de mesure. La méthode n'intègre pas de pondération par une « valeur de qualité » de substrat. L'auteur justifie sa démarche du fait que l'attractivité d'un habitat est fonction de l'hétérogénéité environnante (Une encombre sera par exemple bien plus attractive sur un secteur sableux et homogène que sur une station à granulométrie hétérogène). Les sédiments interviennent dans la caractérisation des habitats en berges et des substrats autour du point de transect (Tableau 2). La granulométrie et le type de substrats sont pris en compte.

Tableau 2: définition des substrats et des habitats de berges utilisés pour le calcul du score d'hétérogénéité (source : Languille et Roubertou, 2001)

code substrat		code habitat de berge	
1	vases, argiles, limons	1	hélrophytes
2	sables (<0,2 cm)	2	hydrophytes
3	graviers (0,2 à 2 cm)	3	sous berges
4	galets (2 à 10 cm)	4	arbres et arbustes
5	pierres (10 à 20 cm)	5	racines, souches
6	blocs (>20 cm)	6	granulo grossière
7	dalles	7	granulo fine
8	débris végétaux	8	enrochement disjoint
9	végétaux supérieurs	9	béton, palplanches
10	branchages, racines, souches	10	techniques végétales

Le calcul du score d'hétérogénéité varie de 1 (homogène) à 13 (très hétérogène) et est fonction de la diversité des substrats entre les points de mesures et points environnants. La note sera d'autant plus élevée que les substrats seront diversifiés.

➤ **AURAH-CE** : AUdit RAPide de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau, développé par l'ONEMA et le Cémagref en 2010. C'est un outil complémentaire de la méthode SYRAH-CE (SYstème Relationnel d'Audit de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau) qui concerne l'échantillonnage de plusieurs altérations (curage, recalibrage, colmatage, etc.) à l'échelle stationnelle (Valette *et al.*, 2010). C'est donc un outil de caractérisation et non de notation. Les sédiments interviennent à plusieurs niveaux dans l'expertise :

Compartiment granulométrie : il s'agit de préciser le fonctionnement hydromorphologique du cours d'eau en termes de puissance et de transport solide. Sur la tête du radier (endroit où se déposent les sédiments les plus grossiers), les opérateurs observent le substrat dans un cercle d'environ 2m de diamètre. Dans ce cercle, ils évaluent visuellement la taille des sédiments en utilisant la grille simplifiée adoptée pour la méthode microhabitat «EVHA » (Figure 6).

Compartiment colmatage : La mesure du colmatage se réalise sur le même radier que la granulométrie. Le degré de colmatage est évalué selon la difficulté à soulever les éléments grossiers (niveau d'enchâssement) et l'importance du nuage de fines soulevé (Archambaud *et al.*, 2005). En fonction de la réponse de ces deux critères, 5 classes de colmatage ont été définies (0-25 ;25-50 ;50- 75 ;75-90 ;90-100% de colmatage).

➤ **CARHY-CE** : CARactérisation de l'HYdromorphologie des Cours d'Eau, développée par l'ONEMA en 2011. Cette méthode a pour but de caractériser les cours d'eau au niveau stationnel afin de permettre le suivi hydromorphologique des réseaux de surveillance DCE, il ne donne lieu à aucune notation. Les données récoltées alimenteront une base de données afin de suivre l'efficacité des programmes de restauration et d'accroître les connaissances des processus hydromorphologiques et leur lien avec leur biocénose (Boutet-Berry, 2009). Les sédiments interviennent à différents niveaux dans l'expertise d'une station :

Compartiment géométrie du lit : la cohésion des sédiments constituant la berge est prise en compte par une évaluation visuelle.

Compartiment granulométrie : deux types de granulométries sont étudiés :

Granulométrie des radiers : il s'agit de préciser la granulométrie sur les radiers. 100 éléments sont prélevés sur le radier le plus grossier de la station au moyen d'une cordelette sur laquelle 10 nœuds ont été faits tous les 30 cm (prélèvement des éléments sous chaque nœud et mesure au pied à coulisse).

Granulométrie sur les points de transects : cette mesure permet d'évaluer la typologie du cours d'eau, l'indice de diversité granulométrique (nombre de classes présentes) et évalue la rugosité granulométrique du lit. Un élément du substrat sera recueilli au niveau de chaque point de transect, tant en lit mouillé que sur les points exondés et sa taille est évaluée à l'aide d'un gabarit visuel de type EVHA, et classé dans l'échelle granulométrique de Wentworth (Figure 6).

Compartiment colmatage : évaluation du taux de colmatage par les sédiments fins sur un facies radier. L'intensité du colmatage du lit des cours d'eau est évaluée en mesurant la

profondeur d'oxygénation du substrat via le développement de bactéries sulfo-réductrices sur des supports en bois.

L'analyse des différentes méthodologies de caractérisation de l'habitat aquatique met en évidence que lors de l'étude des substrats, c'est principalement la granulométrie des sédiments qui est évaluée, visuellement ou par des mesures.

La notion de diversité granulométrique est également employée dans plusieurs méthodologies.

Seul l'IAM prend en compte la notion de diversité des substrats pour évaluer la qualité d'un habitat aquatique.

Il est à remarquer qu'aucun indice ne prend en compte d'autres variables de caractérisation des sédiments (porosité, conductivité hydraulique, etc.)

4. RELATION ENTRE CHARGE GROSSIERE, BIOCENOSSES AQUATIQUES ET RIPARIALES

4.1. Introduction

La charge de fond présente dans le lit des cours d'eau, qu'elle soit submergée ou exondée, est essentielle au bon fonctionnement des biocénoses, tant aquatiques que terrestres, notamment celles vivant sur les bancs alluviaux exondés une partie de l'année (biocénose ripariale).

Le schéma conceptuel Figure 7 présente le lien entre génération d'un débit solide et biocénoses aquatiques. A l'origine de la charge de fond, trois variables sont fondamentales, la topographie du bassin versant, sa géologie et les conditions climatiques auxquelles il est soumis. Ces trois variables vont avoir une action sur la production primaire et secondaire de matériaux qui vont constituer le débit solide du cours d'eau.

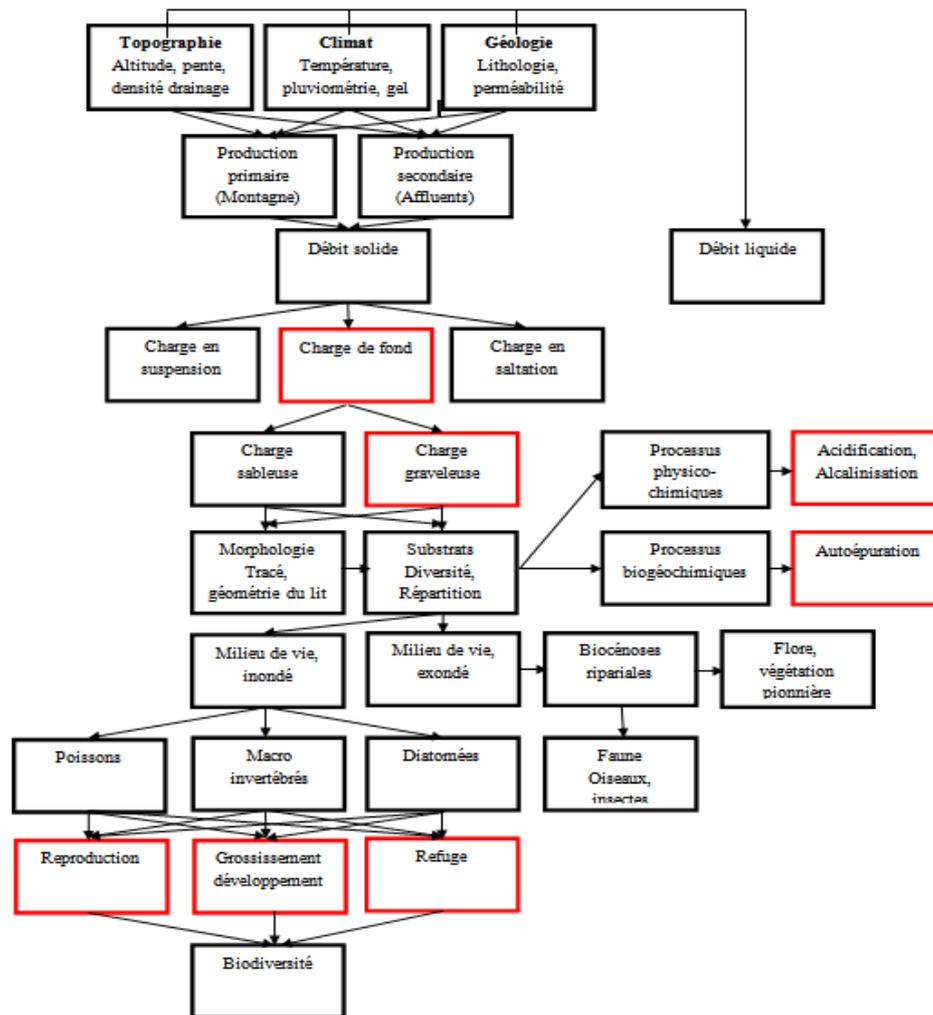


Figure 7: Schéma conceptuel du lien entre génération de la charge de fond et biocénoses aquatiques

Cette charge de fond va être à l'origine de la morphologie et de la structure du cours d'eau, et jouer plusieurs fonctions dans les cycles biologiques (Malavoi *et al.*, 2011) de nombreux groupes faunistique et floristique :

- ✓ Une fonction d'habitat de repos et d'alimentation de par les interstices et la porosité des sédiments utilisés par les organismes aquatiques et ripariaux,
- ✓ Une fonction d'habitat de reproduction en tant que support de ponte pour les poissons et les invertébrés sur les substrats submergés, et pour les oiseaux, les insectes et autres invertébrés sur les substrats émergés,
- ✓ Une fonction d'habitat de refuge vis-à-vis des conditions hydrauliques et des prédateurs,

✓ Une fonction dans l'autoépuration de l'eau via des processus biogéochimiques de dégradation de la matière organique et des cycles biogéochimiques (cycle de l'azote et du phosphore notamment) à la surface (biofilm) et au sein du substrat submergé.

4.2. Rôle écologique des sédiments grossiers...

4.2.1. ...Comme habitat de reproduction

Les sédiments grossiers constituent un site de reproduction privilégié pour de nombreuses espèces aquatiques et ripariales de tous les grands groupes floristiques et faunistiques, (poissons, invertébrés benthiques, oiseaux).

L'agencement des grains génère des conditions hydrauliques particulières. Les interstices entre les alluvions grossières permettent le passage de filets d'eau assurant une oxygénation en continu de la ponte, limitant le risque d'asphyxie pour les espèces sensibles (Holzer et Hinterhofer, 2011).. Plus d'une trentaine d'espèces piscicoles lithophiles (décrites en Annexe 2 et Annexe 3) et de nombreuses espèces d'invertébrés benthiques nécessitent un substrat composé de sédiments grossiers pour réaliser leur phase de reproduction. La variabilité de la taille du substrat de frai utilisé par les espèces salmonicoles (de 2 à 256 mm) suggère que d'autres facteurs que la taille moyenne (par exemple la texture de gravier, la forme, la perméabilité, la teneur en particules fines) peuvent être d'une importance primordiale dans le choix du site de frai (Holzer et Hinterhofer, 2011). Chez certains poissons, la présence de substrats grossiers est nécessaire à la réalisation de l'accouplement. C'est le cas pour toutes les espèces de Lamproie. Le mâle va remanier les graviers et les galets et va placer un galet en tête de nid, ce qui permet au mâle et à la femelle de se fixer pour procéder à l'accouplement (Taverny *et al.*, 2005). Selon Malavoi *et al.*, (2011) le diamètre des alluvions utilisées varie du sable pour le goujon aux galets de 15-20 cm pour la lamproie marine. Toutefois, beaucoup d'espèces utilisent des diamètres médians variant entre 1 et 5 cm, ce qui correspond à des alluvions facilement mobilisables.

Les alluvions grossières offrent également un support stable pour le dépôt d'œufs adhésifs notamment pour les espèces cyprinicoles comme le vairon, l'aspe, l'ablette, etc. (Keith *et al.*, 2011).

Trois critères essentiels vont influencer le potentiel de reproduction des espèces : les surfaces de sédiments disponibles, leur répartition spatiale, et la qualité de ces sédiments (mobilité et porosité notamment) (Holzer et Hinterhofer, 2011).

Pour les espèces ripicoles, seuls les oiseaux vont utiliser les sédiments grossiers des grèves fluviales exondées comme site de nidification. Ce sont principalement les sternidés et laridés qui utilisent les substrats grossiers, leurs traits écologiques sont décrits en Annexe 4. La présence de gravier peut induire un microclimat tout à fait particulier se caractérisant par une exacerbation des contrastes élevés des températures (les interstices entre les cailloux augmentent le pouvoir de rétention calorifique), ce qui joue un rôle majeur dans le succès reproducteur d'espèce comme l'oedicnème criard (Anonyme, 2008).

4.2.2. Comme lieu de vie et d'alimentation

Les alluvions grossières des cours d'eau constituent, avec les supports végétaux et les débris ligneux, un lieu de vie pour de très nombreuses espèces composant les biocénoses aquatiques (Gregory, 2007 ; in Malavoi *et al.*, 2011). Les interstices résultant de l'agencement des alluvions grossières permettent le stockage ou la circulation de l'eau, des substances dissoutes, de la matière organique et des organismes vivants (Brunke et Gonser, 1997).

Selon Tachet *et al.* (2010), la très grande majorité des espèces d'invertébrés présente des stades larvaires qui se déroulent enfouis dans les premiers centimètres du substrat (larves fouisseuses). D'autres espèces vont occuper les interstices entre les sédiments, d'autres encore ont adapté leur morphologie afin d'occuper la face interne de l'abri constitué par des sédiments grossiers du substrat.

Il existe une forte relation entre la taille des sédiments et les communautés d'invertébrés. La diversité des invertébrés benthiques est la plus grande lorsque les sédiments sont de taille diversifiée. Les valeurs extrêmes (sédiments fins - blocs) ne présentent qu'une faible diversité biologique. Plus l'habitat est complexe, plus il pourra accueillir d'espèces (théorie de Cobb *et al.*, 1992). Cependant on ne sait pas si la dérive des animaux vers l'aval est due à des facteurs indirects (manque de nourriture par ex.) ou due à l'instabilité du substrat lors des hautes eaux. Les travaux de Dudley Williams (1997) sur les préférences des invertébrés vis-à-vis de la granulométrie du substrat vont dans ce sens. Trois placettes (210 * 22 cm) contenant chacune une des tailles de graviers (11,5 - 24,2 - 40,8 mm de diamètre moyen) (les sédiments sont homogènes placette par placette) ont été disposées dans le cours d'eau pour la colonisation par les invertébrés. Le nombre d'individus maximal et la biomasse maximale ont été observés pour des tailles moyennes de graviers de 24,2 mm. La diversité spécifique (nombre d'espèces présente dans un système donné) la plus importante a été observée pour des graviers de taille 40,8 mm. Les espèces d'invertébrés ont ainsi pu être classées en 4 groupes : grossier, moyen, petite taille de sédiments et sans préférence. Les travaux d'Evrard

et Micha (1995), quant à eux montrent que les stations à grande hétérogénéité physique de substrat, présentant un diamètre moyen entre 40 et 50 mm, sont caractérisées par une richesse et une diversité faunistique de même qu'une colonisation optimale de substrat par les macroinvertébrés. Merz et Chan (2005) ont quant à eux mis en évidence que la présence de substrats grossiers facilite la recolonisation des invertébrés en milieu perturbé. Pour cela ils ont fait la comparaison d'un site perturbé par un ouvrage présentant un substrat uniformisé composé de sédiments fins et rechargé en graviers allant de 80 μm à 25,40 cm et un site témoin non rechargé. Les résultats obtenus (analyse des populations benthiques une fois par semaine pendant six mois dès la mise en place de la recharge) ont été une diminution du nombre de fines sur les nouveaux substrats, l'augmentation de la biomasse, de la diversité spécifique et des abondances. Un changement de communauté a été observé, les habitats non rechargés en graviers sont dominés par les collecteurs et les filtreurs, et les nouveaux habitats sont dominés par les collecteurs / brouteurs. Selon les auteurs, quatre facteurs expliquent ces résultats : la réduction de la concentration en fine, l'augmentation du nombre d'habitat pour les collecteurs, la réduction de la prédation et la présence de nutriments dans les nouveaux graviers. La taille des particules et la perméabilité du substrat ont aussi eu un effet significatif sur la distribution faunistique. Selon Bacchi (2000), pour les substrats minéraux, le peuplement change en fonction de la granularité et particulièrement en fonction de la fraction granulométrique la plus grossière. Cela peut s'expliquer par le fait que la densité et la diversité d'invertébrés sont positivement corrélées avec la concentration d'espaces interstitiels (Allan et Castillo, 2008).

Pour les poissons, les alluvions grossières représentent un véritable « garde manger », notamment pour les espèces invertivores, ainsi que pour les espèces phytophages qui vont s'alimenter du périphyton qui se développe à la surface des alluvions. D'autres espèces comme le Chabot utilisent les alluvions grossières comme habitat unique durant tout leur cycle de vie. Cette espèce territoriale sédentaire vit dans les interstices formés par l'agencement des graviers et cet abri est défendu vis-à-vis de ses congénères et d'autres agresseurs extérieurs (Zbindent *et al.*, 2004).

Les oiseaux utilisent les grèves fluviales exondées comme zone d'alimentation ou d'halte migratoire. On peut citer notamment la mouette rieuse, la mouette mélanocéphale, le goéland leucophaea, le martin pêcheur et l'hirondelle des rivages (LPO, 2006). Quelques insectes terrestres affectionnent les grèves comme milieu de vie, des criquets comme l'oedipode turquoise ou le forficule des galets (Malavoi *et al.* 2011). Cependant les données disponibles

sur les traits écologiques des insectes terrestres ripariaux ne permettent pas d'être plus exhaustif.

4.2.3. Comme habitat de refuge vis-à-vis des conditions hydrauliques et des prédateurs

Les alluvions grossières offrent un refuge particulièrement utilisé lors des stades juvéniles ou larvaires de nombreuses espèces aquatiques. Selon Malavoi *et al.* (2011), c'est la rugosité des sédiments grossiers qui permet de modifier les conditions hydrauliques dans la zone de contact sédiment – eau, ce qui crée des conditions spécifiques pour la faune aquatique benthique.

Ces auteurs considèrent également que plus l'épaisseur du substrat alluvial est importante, plus les possibilités de refuge sont élevées et plus la faune d'invertébrés est capable de résister à une modification brutale des caractéristiques environnementales.

Chez les poissons, tous les juvéniles de salmonidés utilisent les alluvions grossières comme abri. Lors de la reproduction, les œufs sont recouverts de matériaux grossiers (graviers) par les adultes, ce qui permet de limiter l'accès des prédateurs à la ponte. Les juvéniles de truites vont également utiliser les substrats graveleux comme abris vis-à-vis des prédateurs lors de leur développement. Ils vont passer plus de six mois dans les interstices des graviers avant d'émerger lorsque leur sac vitellin est complètement résorbé (il mesure alors 25 mm en moyenne), il est alors essentiel que le gravier composant la frayère soit non colmaté afin de permettre la remontée des juvéniles (Holzer et Hinterhofer, 2011).

Pour le chabot, les sédiments grossiers offrent en plus d'un abri hydraulique, un moyen de se camoufler vis-à-vis des prédateurs. En effet, la couleur de la robe du chabot lui permet de se confondre avec le substrat (Zbinden *et al.*, 2004).

Ce constat peut être également fait pour les oiseaux nicheurs des grèves fluviatiles dont les œufs adoptent un mimétisme parfait avec les sédiments de la grève (LPO, 2006 ; Anonyme, 2008).

4.2.4. Comme support de développement pour la flore aquatique et terrestre

En milieu aquatique, les macrophytes représentent une composante du compartiment végétal d'un hydrosystème. Ils désignent les grands végétaux aquatiques (bryophytes, ptéridophytes et spermatophytes) et les algues filamenteuses, visibles et le plus souvent identifiables à l'œil nu sur le terrain (Haury *et al.*, 2000). Plusieurs auteurs (Halsam, 1978 ;

Halsam et Wolseley, 1987 ; *in* Haury et Baglinière, 1996) relie la distribution de nombreuses espèces de macrophytes à une gamme de variation des facteurs, en particulier les paramètres physiques tels que la largeur du cours d'eau et l'ordre de drainage, la profondeur, le type de substrat, le couple pente/ largeur. Le rôle du substrat pour les macrophytes est principalement une fonction d'ancrage, afin de résister aux contraintes hydrauliques. En effet, contrairement aux végétaux terrestres, les végétaux aquatiques peuvent assimiler les nutriments dissous dans l'eau directement par leur appareil végétatif, les racines n'ont alors plus qu'un rôle de maintien. L'étude de Breugnot *et al.* (2004) réalisée sur un grand cours d'eau, la Dordogne, montre cependant que le substrat est un des paramètres déterminant de l'implantation en grand cours d'eau des macrophytes (Annexe 5). Les végétaux analysés pendant l'étude s'implantaient préférentiellement sur des graviers ou galets, plutôt que sur des vases ou de la roche mère. De plus ils constatèrent que la richesse taxonomique était plus importante sur des substrats constitués de graviers. Ils en concluent que la zonation des macrophytes est fortement liée à la nature et à la structure du substrat. Il semble que certains macrophytes se soient adaptés à la mobilité des sédiments en modifiant leur mode de reproduction. En effet, les espèces se développant sur substrat mobile utilisent préférentiellement un mode de reproduction végétatif, plutôt qu'un mode de reproduction sexué. Pendant la mise en mouvement, les plantes sont fractionnées ce qui aide à leur dispersion (Amoros et Petts, 1993).

Les algues sont des organismes autotrophes, unicellulaires (cas des diatomées) ou pluricellulaires. Elles font parties des producteurs primaires constituant le premier niveau trophique des écosystèmes (Bourelly, 1981, 1990, *in* Lambert-Servien *et al.*, 2003). Ce sont des organismes très ubiquistes, elles colonisent tous les milieux aquatiques. Elles colonisent des substrats variés mais présentent une préférence pour les substrats grossiers comme les blocs et les galets. Les algues benthiques fixées au substrat sont désignées sous le terme de périphyton. Si ces organismes affectionnent les substrats durs, ils sont alors dits épilithiques. Mais les substrats durs ne sont pas forcément synonymes de sédiments grossiers. En effet, ces taxons se développent sur toutes surfaces minérales, mêmes artificielles, comme des piles de ponts ou des berges stabilisées par du génie minéral. Cattaneo et Amireault (1992) concluent que le substrat n'est pas une variable prioritaire pour les algues. Cependant quelques groupes comme les cladophores et les vauchéries sont des algues filamenteuses épilithiques pouvant constituer des végétations denses et fortement proliférer. Elles abondent sur les radiers à granulométrie grossière et à courant rapide. Si le type de substrat en tant que tel n'est pas fondamental, les travaux de Cardinale *et al.* (2002) ont mis en exergue le fait qu'une

hétérogénéité dans la granulométrie du substrat permettait d'accueillir une faune périphytique importante.

Sur les grèves fluviales, la végétation ne dispose que d'une courte période d'exondation pour coloniser ces espaces. Les grèves offrent des conditions particulières de développement, nutriments en grande quantité, présence d'eau à proximité, thermie élevée, éclairage optimal. L'existence de variations du niveau de l'eau est une condition indispensable à l'expression de ces végétations amphibies, la variation de la durée de l'exondation contribuant à la variabilité de l'habitat. L'alternance submersion-émersion se montre très contraignante pour une grande partie de la flore et exerce une pression de sélection importante qui permet le maintien de ces espèces pionnières (CBN Brest).

Deux stratégies s'observent chez les végétaux pionniers des grèves, suivant qu'il s'agit de plantes vivaces ou de plantes annuelles. Les premières se maintiennent à l'état végétatif sous l'eau pendant toute la phase de submersion et attendent la période d'exondation pour fleurir et fructifier. Les secondes se maintiennent sous forme de graines, dans le substrat, pendant toute la période de submersion et ne germent qu'au moment de la baisse du niveau d'eau, souvent assez tardivement dans l'année. Ces plantes effectuent ainsi leur cycle de croissance et de reproduction en quelques semaines à peine afin de produire au plus vite de nouvelles graines avant une éventuelle remontée du niveau d'eau (CBN Brest).

Ce sont généralement des végétations herbacées annuelles qui vont s'installer en priorité comme la corrigole des grèves ou le poivre d'eau. Quelques ligneux pionniers colonisent également ces grèves asséchées en été, il s'agit notamment du peuplier noir et de plusieurs espèces de saules (saule pourpre, saule blanc etc.).

En raison de son caractère pionnier, cette végétation amphibie affectionne les substrats nus et se montre très sensible à la concurrence par les autres végétaux. Cet habitat régulièrement remanié est également un lieu privilégié de développement d'espèces végétales exotiques affectionnant les milieux fréquemment remaniés et riches en nutriments (balsamines de l'Himalaya, renouées du Japon, buddleia du père David). Ces espèces invasives à développement rapide et envahissant vont limiter l'implantation des végétaux pionniers natifs (Greulich, 2013).

Le substrat apparaît comme une variable fondamentale de la zonation des macrophytes et les alluvions grossières sont le substrat présentant les plus importantes diversités macrophytiques.

La granulométrie du substrat et la présence d'alluvions grossières n'apparaissent pas comme des facteurs déterminants de la présence et du développement d'espèces algales. Les grèves fluviales représentent un habitat particulier pour l'implantation d'espèces pionnières.

4.3. Rôles des flux de sédiments grossiers sur les biocénoses

La stabilité du substrat et la contrainte de cisaillement exercée par l'écoulement de l'eau peuvent avoir une forte influence sur la structure des communautés benthiques.

La dérive des invertébrés vers l'aval est un processus important vis-à-vis de leur dispersion. Cependant les mécanismes de dérive des animaux vers l'aval en période de hautes eaux ne sont que partiellement étudiés. Les premières études montrent que lorsque le cours d'eau entier est perturbé par une inondation, il existe une forte corrélation entre la diminution de l'abondance des invertébrés benthiques, la mise en mouvement des sédiments et la crue (Scwendel *et al.*, 2011). Elles montrent également que la dérive des invertébrés est directement liée à l'augmentation des forces de cisaillement du cours d'eau. A un certain seuil de vitesse d'écoulement, le substrat peut être emporté, entraînant par la même occasion une altération des habitats et provoquant la mort des invertébrés (Bond et Downes 2000, 2003 ; in Scwendel *et al.*, 2011), l'affouillement des sources alimentaires comme le périphyton (Biggs *et al.*, 1999 ; in Scwendel *et al.*, 2011), et la dérive des individus vers l'aval. Alors que les sédiments stables composant le lit assurent un rôle de refuge, les résultats suggèrent que l'instabilité du lit joue un rôle important dans le déclenchement du phénomène de dérive (Gibbins *et al.*, 2004).

La stabilité du lit peut être évaluée de plusieurs façons : compétence du débit, seuil de mise en mouvement des particules, mesure d'érosion et de dépôt, distance de transport des particules, abrasion et taux de transport. Toutes ces caractérisations se font à l'aide de techniques de mesures physiques (pièges à sédiments, ADCP, traceurs,...) (Scwendel *et al.*, 2011).

Les travaux de Gibbins *et al.* (2004) ont montré que les plus fortes diversités d'invertébrés étaient observées dans des tronçons où le substrat alluvial présentait une mobilité moyenne. Les tronçons présentant de faibles mobilités des sédiments ou au contraire de très fortes mobilités se sont révélés être des habitats de faible diversité en invertébrés benthiques. Ce constat doit être nuancé par le fait que les cours d'eau à forte mobilité génèrent

des annexes fluviales (chenaux moins actifs) qui peuvent abriter quant à elles une intéressante diversité d'invertébrés (H. Piégay, communication personnelle, 2013).

Les crues peuvent avoir un effet bénéfique ou négatif sur la fraie des poissons lithophiles. En effet, si elle intervient avant la période de frai, la crue va permettre de mobiliser la charge de fond et ainsi de nettoyer les sites de reproduction. Cependant si elle intervient pendant ou après la ponte, la mobilisation de la charge de fond peut entraîner la destruction des œufs ou l'entraînement des alevins vésiculés (Holzer et Hinterhofer, 2011).

Tous les animaux et végétaux n'utilisent pas les mêmes granulométries ni les mêmes caractéristiques hydrodynamiques (vitesse et hauteur d'eau), d'où l'importance de la variété des dépôts alluvionnaires.

Si toutes les fractions granulométriques sont susceptibles d'être utilisées, ce sont en général les substrats alluviaux constitués de fractions d'un diamètre supérieur à 2 cm qui constituent l'habitat le plus biogène pour la faune (Willians et Mundie, 1978 ; Jowett et al., 1991).

Si l'impact de sédiments grossiers est peu documenté dans la littérature, la relation sédiments fins – biocénoses aquatiques a été très étudiée pour les trois grands groupes : poissons, macroinvertébrés et macrophytes.

5. DEFINITIONS DE BIOINDICATEURS DU DYSFONCTIONNEMENT DU TRANSPORT SOLIDE

5.1. Introduction

Qu'est-ce-qu'un bioindicateur ? "Un indicateur biologique, ou « bioindicateur », est un organisme ou ensemble d'organismes qui, par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques, permet, de façon pratique et sûre, de caractériser l'état d'un écosystème ou d'un écosystème et de mettre en évidence aussi précocement que possible leurs modifications, naturelles ou provoquées" (Blandin, 1986).

L'objectif de cette partie est de faire un bilan des indicateurs biologiques existants et de passer en revue les différents groupes d'individus qui pourraient potentiellement être utilisés pour la création d'un indice d'altération du transport solide.

5.2. Les indices biologiques nationaux existants

Les méthodes existantes donnent une note globale de la qualité d'un cours d'eau sur une station donnée. Elles sont en cours d'évolution et d'amélioration dans le contexte de la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE). Elles sont normalisées ou en cours de normalisation européenne. Elles sont incontournables pour le suivi de la qualité des cours d'eau (elles fournissent les données sur le suivi des cours d'eau).

5.2.1. Les indices faunistiques

➤ L'Indice Biologique Global Normalisé – RCS (IBGN-RCS, ex IBGN)

La méthode d'appréciation de la qualité biologique par les invertébrés, appelée l'Indice Biologique Global Normalisé – Réseau de Contrôle et Surveillance (IBGN-RCS), normalisé AFNOR NF T90-333 de Mars 2012, est basée sur l'analyse de la composition des communautés d'invertébrés benthiques (insectes, mollusques, crustacés ...). Ces animaux sont au centre de la pyramide trophique et sont obligatoirement impactés lors d'une perturbation du milieu, ce qui fait d'eux de très bons bio-indicateurs. Cet indice s'appuie sur la recherche d'organismes indicateurs, classés selon leur sensibilité aux perturbations (qualité de l'eau mais aussi quantité et qualité/diversité des habitats...) et sur l'évaluation de la richesse taxonomique (nombre de familles d'invertébrés). Une note indicielle, comprise entre 0 et 20 et adaptée à l'hydroécocorégion dans laquelle se trouve la station, détermine la qualité biologique du milieu vis-à-vis du peuplement macrobenthique. L'IBGN-RCS sera prochainement remplacé par l'Indice Invertébrés Multi Métriques (I2M2) actuellement en développement. Ce nouvel indice répondra théoriquement à 17 catégories de pression dont 7 variables hydromorphologiques que sont le colmatage, l'instabilité hydrologique, le degré d'anthropisation, l'intensité de la rectification, l'urbanisation, la couverture de la ripisylve et les voies de communications (Mondy *et al.*, 2012).

➤ L'Indice Poisson Rivière (IPR)

Afin d'évaluer la qualité écologique d'un cours d'eau à partir du peuplement piscicole, un indice a été spécialement conçu : il s'agit de l'Indice Poisson Rivière, IPR normalisé AFNOR NF-T90 344 Mai 2004. Développé à la fin des années 1990 par le conseil supérieur de la pêche, cet indice permet de déterminer l'état d'altération d'un milieu aquatique. Cet outil statistique mesure l'écart entre la composition du peuplement piscicole à une station donnée, observée par échantillonnage lors d'une pêche électrique, et la composition du peuplement attendu en situation de référence, c'est-à-dire dans des conditions pas ou très peu modifiées

par l'homme (Belliard et Roset, 2006). Le calcul de la note IPR se fait à partir de 7 métriques. A chaque métrique est associé un score qui correspond au fait que la valeur de la métrique observée est proche - ou non - de la valeur de la métrique théorique. Plus le score pour une métrique est proche de 0, plus la valeur de la métrique observée est proche de la valeur de la métrique théorique en situation de référence. Chaque métrique varie différemment selon les pressions humaines (altération morphologique, pollution, etc...) La valeur finale de l'IPR correspond à la somme des scores des sept différentes métriques. Cette valeur peut varier de 0 (population piscicole observée fidèle à la population piscicole attendue) à l'infini (population piscicole observée très différente de la population piscicole attendue). L'indice IPR est actuellement en cours de révision et deviendra prochainement l'IPR+.

➤ **L'indice Oligochètes de Bioindication des sédiments (IOBS)**

Cet indice, normalisé AFNOR NFT 90-390, avril 2002 permet d'évaluer la qualité biologique des sédiments fins et sableux des hydrosystèmes. Il renseigne notamment sur l'influence des micropolluants organiques et minéraux sur les milieux aquatiques. La richesse taxonomique de l'échantillon et le pourcentage des individus les plus tolérants à la pollution permet de calculer l'IOBS qui s'exprime selon 5 classes de qualité. Lorsque la valeur de l'indice est supérieure ou égale à 6, cela signifie que le niveau de qualité des sédiments est "Très bon". A l'inverse, quand l'indice est strictement inférieur à 1, cela indique que le niveau de qualité des sédiments est "Mauvais". Cependant cet indice est peu utilisé, étant donné que seuls quelques experts sont capables de réaliser les déterminations d'oligochètes au niveau de précision requis par l'indice.

5.2.2. Les indices floristiques

➤ **L'Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR)**

Cet indice, normalisé AFNOR NF T90-395, 2003 est une méthode d'évaluation de la qualité écologique des cours d'eau basée sur l'utilisation du peuplement végétal aquatique. Les macrophytes désignent toutes les plantes aquatiques visibles à l'œil nu. Elles révèlent le niveau trophique des cours d'eau, c'est-à-dire la quantité de nutriments présents dans l'eau et surtout dans les sédiments. L'IBMR détermine le degré d'eutrophisation lié aux teneurs en azote et phosphore dans l'eau. Il prend également en compte les qualités physiques du milieu (intensité de l'éclairement et des écoulements par exemple). Il donne une note de qualité allant de 0 (milieu très eutrophe) à 20 (milieu très oligotrophe) (Haury *et al.*, 2000).

➤ **L'Indice Biologique Diatomées (IBD)**

Les diatomées sont des algues microscopiques unicellulaires, identifiables à la forme de leur squelette. Omniprésentes dans les rivières et les lacs, elles constituent de véritables bioindicateurs de la qualité des eaux : acidité, salinité, niveau et nature des pollutions organiques auront des effets sur les populations. Afin de les utiliser comme bio-indicateurs de la qualité des eaux, deux indices sont utilisés : l'Indice Biologique Diatomées (IBD) normalisé AFNOR NF-T90-354, 2002, et l'Indice de Polluo-Sensibilité Spécifique (IPS). Ils sont basés sur l'étude du peuplement de diatomées, renseignant essentiellement sur la qualité de l'eau. Les diatomées sont très sensibles aux polluants, notamment aux différentes formes de l'azote et du phosphore et sont par ailleurs corrélées à la salinité. Elles ont également une grande sensibilité à la qualité générale de l'eau mais sont relativement indifférentes à la qualité de l'habitat. Le calcul des indices se fait à l'aide du logiciel OMNIDIA, la note de qualité va de 0 (mauvais état) à 20 (très bon état) (Coste et Prygiel, 2000).

5.2.3. Limites de ces indices

L'IBGN-RCS, l'IBMR, l'IBD, et dans une moindre mesure l'IPR, ont été prévus pour évaluer la qualité des eaux d'un cours d'eau. L'IBMR répond fortement aux pollutions par les nutriments (azote, phosphore), l'IBGN se base sur la polluosensibilité des taxons de macroinvertébrés pour juger de la qualité des eaux, même constat pour l'indice diatomées. Seul l'IPR prend en compte dans deux métriques le paramètre substrat, le nombre et la densité d'individus lithophiles dans un échantillon.

Même si le paramètre substrat joue un rôle non négligeable dans la présence ou l'absence de certains taxons utilisés dans ces indices (hormis pour les diatomées qui sont indifférentes au substrat), le fait que ces notes soient intégratrices d'une pléiade d'altérations (physique, chimique, physico-chimique) ne permet pas de les utiliser dans le cadre de l'identification de dysfonctionnement sédimentaire.

Cependant l'étude de leur construction et de leur fonctionnement peut permettre la création d'un nouvel indice dédié à l'identification des altérations du transit sédimentaire.

5.3. Les travaux menés dans l'élaboration d'indicateurs biologiques pour l'évaluation du transport solide

A l'heure actuelle, aucun travail n'est mené dans les unités de recherche sur la définition d'indicateurs biologiques en France (Souchon, communication personnelle, 2012). L'entreprise EDF lance actuellement un projet de recherche et développement sur la

thématique du transport solide suffisant, mais non focalisé sur l'indication par la biologie (Malavoi, communication personnelle, 2012).

A l'échelle internationale, Scwendel *et al.* 2011 ont travaillé à la création d'un index macrobenthique afin d'évaluer la stabilité des sédiments présents dans le lit des cours d'eau de Nouvelle-Zélande, le *Macroinvertebrate Index Bed Stability* (MIBS). D'une part les invertébrés répondent à de nombreux facteurs de perturbation (qualité des eaux) mais aussi aux perturbations de la structure du lit. D'autre part, les mesures physiques du transport solide sont longues, coûteuses et soumises à de nombreux biais. Les mesures biologiques sont alors une alternative rentable si elles sont couplées à d'autres mesures, notamment des mesures de qualité des eaux. Les individus récoltés peuvent alors être exploités pour plusieurs caractérisations (qualité de l'eau, transport solide).

L'indice est calibré sur des mesures physiques de transport et sur le marquage de graviers dans 46 cours d'eau de Nouvelle-Zélande. Les auteurs ont cependant dû définir et identifier des communautés d'invertébrés représentatives pour chaque cours d'eau étudié. Sur les 132 taxons rencontrés, seuls 67 présentaient une abondance suffisante pour être utilisés dans le modèle. Après de nombreux prélèvements et analyses de comparaison grâce à un algorithme qui couple l'abondance et la fréquence d'apparition des taxons pour chaque classe de granulométrie retenue, 60 taxons se sont vus attribuer un coefficient allant de -10 (instable) à 10 (stable), les 7 autres taxons se révélant insensibles à la stabilité du substrat. Les premiers tests réels de cet indice montrent une fiabilité des résultats de l'ordre de 70%.

Cet index de stabilité du lit d'un cours d'eau, développé à partir de la présence/abondance de macroinvertébrés, a le potentiel d'offrir une nouvelle perspective sur le suivi de la stabilité / mobilité du substrat, car il est basé sur une réponse communautaire des peuplements macrobenthiques.

A l'échelle internationale, l'applicabilité de l'indice est limitée par la répartition des taxons utilisés qui sont essentiellement endémiques à la Nouvelle-Zélande. Cependant, la méthodologie de développement de cet index est transférable à d'autres pays où des taxons locaux pourraient être utilisés de la même manière en attribuant des scores de sensibilités à la mobilité du substrat.

La même année, Scwendel *et al.* (2011b) mettent au point le *Stream Bed Stability for Invertebrate* (SBSI), un protocole de détermination de stabilité du lit de cours d'eau de tête de bassin. Il ne mesure pas seulement la stabilité du lit, mais permet de déterminer une réponse caractéristique de la composition des communautés d'invertébrés selon une combinaison de

caractéristiques de stabilité du lit. Cet indice se distingue d'autres approches qui visent à mesurer les caractéristiques de stabilité du lit, mais ne sont que rarement liées aux réponses des différents groupes d'organismes vivants.

Il a été étalonné grâce à une identification fine de la composition des communautés d'invertébrés qui sont étroitement liées à la stabilité du lit d'un cours d'eau montagneux (de Nouvelle Zélande), une analyse du substrat alluvial et une mesure du transport solide à l'aide du marquage radio de galets. Des facteurs autres que l'habitat influencent bien évidemment la composition des communautés d'invertébrés tels que la qualité physico-chimique de l'eau et ne peuvent donc pas être exclus. Cependant, leur influence a été minimisée en choisissant des sites d'étalonnage et de validation sur des bassins versants de montagne avec un impact anthropique faible. L'indice SBSI se compose de 13 paramètres qui couvrent les aspects de l'apport sédimentaire par l'érosion de berge, le transport par charriage et suspension, et l'assemblage des sédiments.

La forte relation du SBSI entre la réponse taxonomique et une perturbation du substrat permet de pouvoir prédire les effets sur les caractéristiques écologiques des communautés comme la diversité spécifique. Sur les sites non utilisés pour le calibrage du SBSI, son application et les résultats obtenus montrent une forte corrélation de l'indice avec la diversité des communautés benthiques, bien plus importante que toute autre mesure traditionnelle de la stabilité du lit comme le marquage *in situ* de gravier ou encore l'utilisation de l'index Pfankuch (1975) (approche purement visuelle de la stabilité du lit, se basant sur un faible nombre de paramètres pour l'évaluation).

L'application de cette méthode permet d'améliorer la connaissance des relations entre la notion de stabilité du lit et la diversité des communautés benthiques, bien plus que toute autre mesure de stabilité du lit conventionnelle.

5.4. Conceptualisation

L'indicateur biologique idéal serait composé d'individus facilement identifiables, ayant une répartition géographique globale, étant très abondants, présentant un cycle de vie long et une mobilité réduite, ayant des caractéristiques écologiques connues et étant facilement étudiables en laboratoire (Wantzen, communication personnelle, 2013). Mais où trouver cette perle rare ?

Vis-à-vis des macroinvertébrés, les travaux actuels ne permettent pas de déterminer tous les individus jusqu'à l'espèce. Seul l'ordre des éphéméroptères est aujourd'hui assez décrit

pour déterminer les individus à l'espèce (Mangot, communication personnelle, 2012). Cependant étant ailés, les adultes éphéméroptères peuvent coloniser les milieux par voie aérienne, ce qui est problématique pour une caractérisation du transport solide. Pour tous les autres ordres d'invertébrés benthiques (trichoptère, plécoptère, etc.), la détermination se fait à la famille voire au genre dans le meilleur des cas. Or, de nombreuses espèces peuvent appartenir à un même genre et avoir des caractères écologiques radicalement différents.

Avec les poissons, il n'y a pas de barrières systématiques. Les caractères physiologiques sont suffisamment variés pour avoir une détermination simple et précise de l'individu. De plus, les caractères écologiques de la très grande majorité des espèces ont été décrits, il est donc possible d'identifier les composantes habitationnelles nécessaires à chaque espèce pour chaque étape de son cycle de vie. La problématique va venir de la capacité d'adaptation et de migration que montrent les espèces piscicoles vis-à-vis de la modification de leur milieu.

Ainsi pour la truite fario, une des espèces les plus inféodées aux alluvions grossières et potentiellement présentes dans une grande majorité des cours d'eau, des sites de frayères sont régulièrement observés sur la zone de stockage sédimentaire d'ouvrages comme le montre la Figure 8. Des tronçons artificialisés, présentant de nombreux ouvrages impactant indéniablement sur le transport solide du cours d'eau, peuvent donc présenter des populations de truites viables, grâce à leur capacité à s'adapter aux contraintes environnementales. Le cas de la truite fario n'est pas isolé, il vaut pour la plupart des autres espèces présentées précédemment.



Figure 8: Frayères de truite fario identifiées en amont d'ouvrages (source : Holzer et Hinterhofer, 2011)

Les organismes algaux sont omniprésents dans les hydrosystèmes et sont très sensibles aux modifications des conditions environnementales. Cependant, la grande majorité de ces organismes sont relativement peu sensibles à la granulométrie ou même à la mobilité du substrat. Les algues épilithiques font partie du groupe algal le plus étudié en tant qu'organismes bioindicateurs permettant d'apprécier la qualité de l'eau et notamment la

présence de nutriments mais pas en tant que bioindicateurs du transport solide. De plus, même s'il existe de nombreux ouvrages de systématiques, la détermination de ces organismes présente de grandes difficultés et nécessite une formation spécifique des observateurs.

Selon Haury (comm. pers. 2013), certaines macrophytes présentant des affinités vis-à-vis des substrats grossiers pourraient présenter des possibilités de bioindications, cependant aucune recherche sur le lien entre charge grossière et macrophytes aquatiques n'est menée. L'utilisation des bryophytes pourrait être envisagée car ces dernières ne se développent que sur des substrats durs et stables. Cependant comme dit précédemment, substrat dur n'est pas forcément synonyme d'alluvion grossière. Cela nécessiterait donc d'analyser les traits écologiques de chaque espèce de bryophytes aquatiques et de définir des préférendum pour les substrats graveleux.

Les oiseaux nicheurs inféodés aux grèves ne peuvent pas être utilisés comme indicateurs. En effet les observations faites par la LPO ces dernières années montrent que les oiseaux s'adaptent à la raréfaction de leur habitat de reproduction principal et utilisent de nouveaux substrats. De plus, ces oiseaux n'utilisent que les dépôts alluvionnaires de certains hydrosystèmes, la Loire, l'Allier, ils ne peuvent donc être utilisés à l'échelle nationale.

A l'heure actuelle, tous les groupes floristiques ou faunistiques présentent des limites quant à leur utilisation en tant qu'indicateur de la présence d'alluvions grossières, que ce soit en termes de systématiques et de connaissances de l'écologie des espèces, ou en termes d'inféodation aux sédiments grossiers.

5.5. Suggestions pour le développement d'une méthodologie

L'hypothèse pour le développement de l'indice est que lorsqu'un dysfonctionnement sédimentaire est avéré, il induit un dysfonctionnement biologique.

Pour arriver à mettre en évidence une perturbation physique à l'aide d'indicateurs biologiques, il faut avant tout avoir des mesures physiques, puis les corrélérer à des données biologiques. On ne peut définir un indice biologique du dysfonctionnement sédimentaire sans tenir compte de l'hydromorphologie.

Dans un premier temps il convient de fixer une échelle spatiale de travail cohérente. L'idéal serait de travailler à l'échelle des hydroécორégions (HER) de niveau 2, unités géographiques définies sur la base de critères d'homogénéité géologique, topographique et climatique (Andriamahefa, 1999), à un niveau plus fin que le niveau 1. Ces trois variables sont à l'origine de la génération du transport solide.

Ensuite pour chaque HER, il faudrait définir des cours d'eau où le transport solide est non perturbé, il servirait alors de référence. Cette référence devra être définie pour chaque typologie de cours d'eau. Cependant il sera difficile de trouver une référence viable pour chaque type de cours d'eau car très rares (voire inexistantes) sont les cours d'eau qui n'ont subi aucune modification. A ceci devra également être ajoutée la distinction entre rivière à charge sableuse et rivière à charge graveleuse.

Une première approche pour la création de cet indice pourrait passer par le couplage de mesures physiques de transport solide et de mesures biologiques. Pour la biologie, tous les groupes faunistiques et floristiques devront être exploités. Etant données les capacités d'adaptation de certaines espèces, l'évaluation des peuplements biologiques à l'échelle des communautés (groupements d'espèces) paraît être la plus appropriée. A partir d'un jeu de données jugé suffisant (le plus exhaustif possible) de mesures physiques et biologiques, il faudrait tenter de déterminer des similitudes à l'aide d'outils statistiques et définir les espèces les plus indicatrices d'un transport solide naturel. Ensuite en admettant qu'il soit trouvé des similitudes entre plusieurs espèces et des mesures de transport solide, il suffirait de définir un modèle de calcul sous forme de note jugeant d'un l'écart à la référence (cas par exemple de la note IPR).

Inversement l'indice pourrait être développé à partir de sites altérés avérés par des mesures physiques sur lequel se coupleraient des mesures biologiques, et comme précédemment, à partir d'un échantillonnage suffisamment important, un traitement statistique des données physiques et biologiques permettrait de définir des similitudes (si similitude il y a).

Un dysfonctionnement sédimentaire lié au colmatage par les sédiments fins est plus facile à qualifier par des métriques biologiques, notamment par les invertébrés. Le milieu va être modifié, passant d'un état riche en oxygène à un état d'asphyxie. Les communautés macrobenthiques en seront modifiées, les taxons consommateurs de matières organiques seront prépondérants au détriment de tous les autres.

A partir de relevés macrobenthiques type IBGN, il pourrait être mis en place le calcul d'un indice d'individus tolérants à un état d'anoxie et la définition de seuil au-delà duquel on considèrera un dysfonctionnement du transport sédimentaire.

Il existe par exemple l'indice EPTC (Ephéméroptères, Plécoptères, Trichoptères, Coléoptères) qui mesure la polluo-sensibilité globale du peuplement. Ces quatre ordres d'insectes sont considérés comme les plus polluo-sensibles. Cet indice correspond à la somme

du nombre de taxons dans chacun des quatre ordres. Chaque indice EPT a été confronté à la référence de son hydroécocorégion d'après Wasson *et al.* (2002). Un indice du dysfonctionnement sédimentaire sur ces mêmes bases pourrait être imaginé. La seule barrière qui s'oppose à ce genre d'indice est le niveau de connaissances des traits écologiques des invertébrés benthiques requis qui aujourd'hui est insuffisant. Son intérêt est qu'il pourrait être couplé à des analyses biologiques type IBGN. Cependant selon Mangot (comm. pers., 2013) il y a une forte probabilité qu'il ne ressorte rien de ce genre d'indices basé sur les invertébrés, car comme cela a été rappelé précédemment, ils sont intégrateurs de plusieurs perturbations.

CONCLUSION

La connaissance globale des phénomènes est assez fournie sur la continuité sédimentaire, sur le colmatage des substrats, l'instabilité alluviale, le rôle de l'épaisseur alluvionnaire dans le métabolisme global des eaux courantes, etc. On connaît les altérations provoquées par les extractions démesurées de granulats en lit mineur sur les ouvrages (digues, ponts...), et les phénomènes annexes (abaissement nappe alluviale, tarissement en étiage, etc.) via l'enfoncement de la ligne d'eau, et on connaît aussi *a contrario* les inondations provoquées par l'accumulation sédimentaire via l'exhaussement de la ligne d'eau.

Les connaissances des espèces biologiques et de leur relation/interaction avec le milieu alluvionnaire sont quant à elles loin d'être entièrement documentées. Les réponses biologiques occasionnées par la modification des dynamiques de débit, température, substrat, forme, abris, échanges superficiels/hyporhéiques, échanges chenal/nappes latérales, flux en nutriments, stockage de la matière organique, sont certes des concepts qui ont été plus ou moins appréhendés, mais de manière globale. Il est nécessaire d'aller à une échelle de connaissance plus fine si l'on veut saisir l'étendue des liens entre espèces et milieux.

Vouloir mettre une métrique biologique sur le transport solide est donc un peu la quête du graal. Comment peut-on en effet relier spécifiquement à la biologie un bilan de transport solide (charriage, suspension), face à l'histoire très dynamique de phénomènes qui ont abouti à installer une structure sédimentaire, où se développe ensuite un peuplement complexe (biofilm, invertébrés, poisson, etc.).

A première vue, il paraît possible donc de relier en partie les états résultant de transport solide à la biologie, mais pas le flux solide en tant que tel. Vouloir relier une performance biologique à une dynamique environnementale impose d'abord de connaître l'histoire des fréquences de ce processus et les interactions qu'il entretient avec les communautés biologiques.

Cependant, les recherches dans ce domaine se multiplient et l'obligation pour le législateur du maintien d'un transport solide suffisant va probablement permettre dans les années à venir d'accélérer le développement d'un indice de qualification du flux solide d'un hydrosystème et de définir les niveaux de suffisance à atteindre.

BIBLIOGRAPHIE

- Allan J.D., Castillo M.M. (2008). Stream ecology, Structure and function of running waters - Second edition. Springer. 444pp.
- Amoros C., Petts G-E. (1993). Hydrosystèmes fluviaux. Collection d'écologie, Editions Masson. 300pp.
- Andriamahefa, H. (1999). Les hydro-écorégions du bassin de la Loire. Morphologie, hydrologie, pressions anthropiques sur les cours d'eau et les bassins versants (volume1). Thèse de Doctorat, Université Jean Monnet - Saint Etienne, Cemagref BEA/LHQ. 272p + annexes.
- Andriamahefa, H. (2010) ; Module Hydromorphologie – présentation pdf, 25 p.
- Anonyme (à paraître). (2008). Cahiers d'habitats Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Cahiers Oiseaux, Chevalier guignette, *Actitis hypoleucos* (Linné, 1758). Ministère en charge de l'écologie - MNHN. 4pp.
- Anonyme (à paraître). (2008). Cahiers d'habitats Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Cahiers Oiseaux, Oedicnème criard, *Burhinus oedicnemus* (Linné, 1758). Ministère en charge de l'écologie - MNHN. 4pp.
- Anonyme (à paraître). (2008). Cahiers d'habitats Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Cahiers Oiseaux, Petit Gravelot, *Charadrius dubius* (Scopoli, 1786). Ministère en charge de l'écologie - MNHN. 4pp.
- Anonyme (à paraître). (2008). Cahiers d'habitats Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Cahiers Oiseaux, Sterne naine, *Sterna albifrons* (Pallas, 1764). Ministère en charge de l'écologie - MNHN. 3pp.
- Anonyme (à paraître). (2008). Cahiers d'habitats Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Cahiers Oiseaux, Sterne pierregarin, *Sterna hirundo* (Linné, 1758). Ministère en charge de l'écologie - MNHN. 3pp.
- Armitage P., Wood P., (1997). Biological Effects of Fine Sediment in the Lotic Environment. Environmental management, p203-207.
- Armstrong J-D., Kemp P-S., Kennedy G-J-A., Ladle M., Milner N-J. (2003). Habitat requirement of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. Fisheries research. p143-170.

- Bacchi M., Berton J-P. (2001). Contribution à la connaissance du fonctionnement des grands fleuves Structure et dynamique des peuplements macrobenthiques de la Loire Analyse des facteurs de micro-distribution. *Hydroécologie appliquée*, p85-113.
- Beaud M. (2001). Quelques expériences dans le domaine de la protection de la sterne pierregarin *Sterna hirundo* en période de nidification. Acte du 39ème colloque interrégional d'ornithologie (Suisse). p73-80.
- Belaud A., Carette A., Cassou-Leins F., Cassous-Leins J.J. (2001). Choix des sites de fraie par la grande alose en moyenne Garonne. *Bulletin français de pêche piscicole*. P869-880.
- Belliard J., Roset N. (2006). L'indice poisson rivière (IPR), notice de présentation. ONEMA, 24pp.
- Berkman H., Rabeni C., (1987). Effect of siltation on stream fish communities. *Environmental Biology of Fishes*, p285-294
- Blandin P. (1986). Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'écologie* , p215-307.
- Bournaud M., Cogérino L. (1986) Les microhabitats aquatiques des rives d'un grand cours d'eau : approche faunistique. *Annls Limmol.*, p285-294.
- Boutet-Berry L. (2009). Méthode d'évaluation de la qualité hydromorphologique des cours d'eau, Etat initial et suivis après restauration hydromorphologique. ONEMA. 38pp.
- Braud S., Alber A. (2012). Impacts des ouvrages transversaux sur la continuité sédimentaire des cours d'eau. DREAL Centre, 59pp.
- Breugnot E., Dutartre A., Laplace-Treysure C., Haury J. (2004). Variabilité des peuplements de macrophytes aquatiques en grands cours d'eau : premiers résultats sur l'hydrosystème Adour-Garonne. *Ingénieries n°37*. p37-50.
- Brunke M., Gonser T. (2003) The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater biology Vol 37*. p1-33.
- Buzance D., Charrais J., Marteau B., Robert B., Gauguery T. (2012). Diagnostic de la Manse et de ses affluents. Université François Rabelais. 198pp.
- Cardinale B., Palmer M., Swan C., Brooks S., Poff N. (2002). The influence of substrate heterogeneity on biofilm metabolism in a stream ecosystem. *Ecology*. p412-422.
- Caron E. (2005) Mise en Œuvre du SEQ-Physique sur le bassin Artois Picardie. Mémoire, Université François Rabelais. 133pp.

Catherine Taverny, Maria Urdaci, Anne-Marie Elie, Laurent Beaulaton, Isabelle Ortusi, Françoise Daverat, Pierre Elie. Biologie, écologie et pêche des lamproies migratrices (Agnathes amphihalins) - Troisième tranche fonctionnelle. Rapport final (novembre 2005) . Etude Cemagref, Groupement de Bordeaux, n°99 : 71 p.

Cattaneo A. et Amireault M., (1992). How artificial are artificial substrata for periphyton? Journal of the North American Benthological society, 11, 244-356.

Chappaz R., Brun G. & Olivari G., (1989), Données nouvelles sur la biologie et l'écologie d'un poisson Cyprinidé peu étudié *Chondrostoma toxostoma* (Vallot, 1836). Comparaison avec *Chondrostoma nasus* (L., 1766). Comptes rendus de l'Académie des sciences, Paris, 309, série III n°5 : 181-186.

Chappaz R., Brun G., 1993.- Données nouvelles sur la biologie et l'écologie d'un poisson cyprinidé du sud de l'Europe *Leuciscus (Telestes) soufia* (Risso, 1826). Comptes rendus de l'Académie des sciences, Paris, série III, 316 : 35-41.

Collins A.L., Naden P. S. , Sear D. A., Jones J. I., Foster I. D. L., Morrow K., (2011). Sediment targets for informing river catchment management: international experience and prospects. Hydrological processes, p2112-2119

Coste M., Prygiel J., (2000). Guide méthodologique pour la mise en œuvre de l'indice biologique Diatomées. Agence de l'eau Artois-Picardie. 340pp.

Culp JM., Wrona FJ., Davies RW. (1986). Response of stream benthos and drift to fine sediment deposition versus transport. Canadian Journal of Zoology 64: p1345–1351.

Degoutte G. (non daté). Transport solide en hydraulique fluviale. Support de cours, Agro Paris Tech. 22pp.

Dieterich A., Baumgärtner D., Eckmann R. (2004). Competition for food between Eurasian perch (*Perca fluviatilis* L.) and ruffe (*Gymnocephalus cernuus* [L.]) over different substrate types. Ecology of freshwater fish. p236-244.

Dudley Williams D., (1997) Substrate size selection by stream invertebrates and the influence of sand. Limnol, Oceanogr., p1030-1033.

Evrard M., Micha J-C. (1995). Relation entre la diversité du substrat et la diversité faunistique dans un bief belge de la rivière Meuse. Annales de Limnologie, Tome 310. p93-103.

Fergeault F. (2011) Diagnostic hydromorphologique et évaluation de la qualité habitationale pour la truite commune (*Salmo trutta fario*) sur plusieurs cours d'eau Aveyronnais. Mémoire, Université François Rabelais. 59pp.

Gayraud S., Hérouin 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 pêche piscicole, p339-355.

Gayraud S., Philippe M., (2003) Influence of Bed-Sediment Features on the Interstitial Habitat Available for Macroinvertebrates in 15 French Streams. Internat. Rev. Hydrobiol., p77-93.

Gibbins C.N., Soulsby C., Campbell L., Scott E., McEwan I., and Malcolm I. (2004). Influence of channel hydraulics and sediment mobility on stream invertebrate drift. British Hydrological Society. p90-98

Grasmück N., Haury J., Léglize L., Muller S. (1993). Analyse de la végétation aquatique fixée des cours d'eau lorrains en relation avec les paramètres d'environnement. Annales de limnologie. p223-237.

Greulich S. (2013). Espèces invasives. Cours magistral, Université François Rabelais. 48pp.

Gueguen J.-C., Prouzet P. (sous la dir. de), 1994, Le saumon atlantique. Biologie et gestion de la ressource. ed. Institut Français de la Recherche pour l'Exploitation de la MER, 330p.

Harrison T., Norris R., Wilkinson S., (2007). The impact of fine sediment accumulation on benthic macroinvertebrates: implications for river management. 5th Australian Stream Management Conference, p139 - 144"

Hauer C., Unfer G., Tritthart M., Habersack H. (2011). Effects of stream channel morphology, transport processes and effective discharge on salmonid spawning habitats. Earth surface processes and landforms. p672-685. "

Haury J., Muller S. (2003). Les communautés de macrophytes : typologie, dynamique et production. Ingénierie n°spécial. p37-50.

Haury J., Peltre M-C., Muller S., Thiebaut G., Tremolières M., Demars B., Dutartre A., Daniel H., Bernez I., Guerlesquin M., Lambert E. (2000). Les macrophytes aquatiques bioindicateurs des systèmes lotiques - Intérêts et limites des indices macrophytiques. Synthèse bibliographique des principales approches européennes pour le diagnostic biologique des cours d'eau. UMR INRA-ENSA EQHC Rennes & CREUM-Phytoécologie Univ. Metz. Agence de l'Eau Artois-Picardie : 101 p. + ann.

Holzer G., Hinterhofer M. (2011). La reproduction de la truite de rivière - Identification, cartographie et mesure des frayères. FIBER, Bureau suisse de conseil pour la pêche. Acte de colloque. 49pp.

Jones J.I., Collins A.L., Naden P.S., Sear D.A., (2011). The relationship between fine sediment and Macrophytes in rivers. River research and applications. p1006-1018.

Jones J.I., Murphy J.F., Collins A.L., Sear D.A., Naden P.S., Armitage P.D., (2011). The impact of fine sediment on Macro invertebrates. P1054-1071

Keith P., Persat H., Feunteun E., Allardi J. (2011). Les poissons d'eau douce de France. Biotope, Mèze; Muséum d'histoire naturelle, Paris (collection Inventaires et Biodiversité). 552pp.

Kemp P., Sear D., Collins A., Naden A., Naden P., Jones I., (2011). The impacts of fine sediment on riverine fish. Hydrological processes, p1800-1821.

Kondolf M., Woldman G. (1993). The sizes of salmonid spawning gravels. Water resources research. P2275-2285.

Lambert-Servien E., Cazaubon A., Peltre M-C., Laplace Treysure C. (2003). De la connaissance des macro-algues : une première approche. Ingénierie n°spécial. p9-21.

Languille F., Roubertou D. (2001). Quantification de la perte de diversité d'habitat sur les cours d'eau du massif armoricain. CSP. 80pp.

Logan O., (2004). Effects of fine sediment deposition on benthic invertebrate communities. Thesis.

LPO. (2006). Les sternes et laridés nicheurs du bassin de la Loire, résultats de l'enquête 2006. Observatoire du patrimoine naturel. 35pp.

Malavoi J.R. (2009). Ouvrages transversaux sur les cours d'eau : impacts hydromorphologiques et écologiques et principes de restauration globale. 88ème congrès de l'ASTEE, Nice. 15pp.

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. 216 pp.

Mann R.H.K. (1996). Environmental requirements of European non salmonid fish in rivers. Hydrobiologia. P223-235.

Mcclelland WT., Brusven MA. (1980). Effects of sedimentation on the behavior and distribution of riffle insects in a laboratory stream. Aquatic Insects 2: p161-169.

- Merz J., Chan L., (2005) Effect of gravel augmentation on macroinvertebrate assemblages in a regulated California river. *River research and applications*. 14p.
- Mondy, C.-P., Villeneuve, B., Archaimbault, V., Usseglio-Polatera, P., (2012). A new macroinvertebrate-based multimetric index (I2M2) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: A taxonomical and trait approach. *Ecological indicators*, Vol 18, p 452-467
- Ovidio M., Philippart J-C. (2007). Movement patterns and spawning activity of individuals nase *Chondrostoma nasus* (L.) in flow regulated and weir-fragmented rivers. *J. Appl. Ichthyol.* p256-262.
- Persat H., 1977. Ecologie de l'ombre commun. *Bull. Fr. Pêche. Piscic.*, 266(3) : 11-20.
- Petit F., Schumacker R., (1985). L'utilisation des plantes aquatiques comme indicateur du type d'activité géomorphologique d'une rivière ardennaise (Belgique). XIII Colloque phytosociologique, p691-710.
- Pfankuch D.J. (1975). Stream reach inventory and channel stability evaluation. USDA Forest Service Northern Region, Montana. 30pp.
- Pouilly M., Valentin S., Capra H., Ginot V., Souchon Y. (1995) Note technique : Méthode des microhabitats, principes et protocoles d'application. *Bulletin Français de Pêche et de Pisciculture*, 336 : 41-54
- Poulet N. (2004). Le sandre (*Sander lucioperca* (L.)) : Biologie, comportement et dynamique des populations en Camargue (Bouche du Rhône, France). Thèse, Université Toulouse III Paul Sabatier. 300pp.
- Rabeni C., Doisy K., Zweig L., (2005). Stream invertebrate community functional responses to deposited sediment. *Aquatic sciences*, p395-402
- Roché J. (1989).- Distribution du Chevalier guignette (*Actitis hypoleucos*) et de l'Ombre commun (*Thymallus thymallus*) le long des rivières de France et d'Europe. *Bulletin d'Ecologie*, p231-236.
- Rodriguez S. (2011). Géodynamique et sédimentologie des systèmes fluviaux. Cours Magistral, Université François Rabelais. 12pp.
- Sabatou, C., (2003). Méthode des microhabitats dans les cours d'eau ; Approche IFIM et approche Estimhab. EDF, 18 p."
- Schwendel A., Death R., Fuller A., (2010) The assessment of shear stress and bed stability in stream ecology. *Freshwater Biology.*, p261-281

- Schwendel A., Death R., Fuller A., Tonkin J. (2010). A new approach to assess bed stability relevant for invertebrate communities in upland streams. *River research and applications*. p1726-1739.
- Scwendel A., Joy M., Death R., (2011). A macroinvertebrate index to assess stream-bed stability. *Marine and Freshwater research*, p30-37.
- Souchon Y. (2011). Sédiments et fonctionnement écologique dans les cours d'eau. Séminaire Gestion du transport sédimentaire en rivière, Toulouse. 44pp.
- Souchon, Y., Lamouroux, N., Capra H., Chandesris A. (2003). La méthodologie Estimhab dans le paysage des méthodes de microhabitat. Note Cemagref Lyon, Unité Bely, Laboratoire d'hydroécologie quantitative. 9pp.
- Suren M., Jowett., (2010). Effects of deposited sediment on invertebrate drift: An experimental study. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, p725-737
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M., Usseglio-Polatera P. (2010). Invertébrés d'eau douce, systématique, biologie, écologie. Editions CNRS, 607pp.
- Tisserant P-L. (2008). Evaluation des pressions physiques dans le cours d'eau de la plaine d'Alsace et comparaison d'indices biologiques pour l'évaluation de la qualité des milieux aquatiques. Mémoire, ENGEES. 104pp.
- Trémolières M., Combroux I., Thiébaud G., Haury J. (2003). Réponse des communautés végétales aux conditions environnementales : perturbations et contraintes. *Ingénierie n°spécial*. p63-77.
- Valette L., Chandesris A., Malavoi J.R., Souchon Y., Willet B. (2010). Protocole AURAH-CE Audit Rapide de l'Hydromorphologie des cours d'eau, méthode de recueil d'information complémentaires à SYRAH-CE sur le terrain. Pôle hydroécologie des cours d'eau ONEMA-Cemagref, 35pp.
- Wood P-J., Toone J., Greenwood MT., Armitage PD.(2005). The response of four lotic macroinvertebrate taxa to burial by sediments. *Archiv für Hydrobiologie*. p145–162.
- Zbinden S., Pilotto J-D., Durouvenoz V. (2004). Biologie, menaces et protection du chabot (*Cottus gobio*) en Suisse, Informations concernant la pêche . ed. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage OFEFP. 73pp.

Corolla J-P., Fey Laurent., Parlier E. (2012). *Lepomis gibbosus* (Linnaeus,1758). [en ligne], disponible sur : http://doris.ffessm.fr/fiche2.asp?fiche_numero=287 (consulté le 26 janvier 2013)

Rochefort G., Grassin S., Maran V., Corolla J-P. (2012). *Ameiurus melas* (Rafinesque, 1820). [en ligne], disponible sur : http://doris.ffessm.fr/fiche2.asp?fiche_numero=990 (consulté le 26 Janvier 2013)

Conservatoire botanique national de Brest (non daté). Les milieux semi aquatiques d'eau douce. [en ligne], disponible sur : http://www.cbnbrest.fr/florepd/html/Milieux/semi_aquatique.html (consulté le 13 Janvier)

Conservatoire d'espaces naturels de la région Centre (non daté). Les milieux alluviaux. [en ligne], disponible sur : <http://www.cen-centre.org/bidouille-milieux-alluviaux/153-les-greves-et-bancs-de-sable-des-milieux-ephemeres-et-transitoires?showall=1> (consulté le 13 Janvier)

TABLE DES MATIERES

Sommaire	1
Liste des figures, des tableaux et des annexes	2
Résumé	3
Abstract	3
Introduction	4
1. Contexte : Origine règlementaire et rappel des objectifs DCE	5
2. Des sédiments grossiers au transport suffisant.....	6
2.1. Transport solide et sédiments grossiers	6
2.2. Qu'est ce que le « transport suffisant » des sédiments ?	9
2.3. Et les sédiments fins ?	11
2.3.1. Impact sur les invertébrés.....	12
2.3.2. Impact sur les poissons.....	14
2.3.3. Impact sur les macrophytes	15
3. Bilan des méthodes d'analyses de l'habitat aquatique	16
3.1. Introduction	16
3.2. Méthodes d'évaluations à l'échelle du tronçon	17
3.3. Méthodes d'évaluation à l'échelle de la station.....	19
4. Relation entre charge grossière, biocénoses aquatiques et ripariales.....	23
4.1. Introduction	23
4.2. Rôle écologique des sédiments grossiers.....	25
4.2.1. ...Comme habitat de reproduction	25
4.2.2. Comme lieu de vie et d'alimentation	26
4.2.3. Comme habitat de refuge vis-à-vis des conditions hydrauliques et des prédateurs	28
4.2.4. Comme support de développement pour la flore aquatique et terrestre.....	28
4.3. Rôles des flux de sédiments grossiers sur les biocénoses	31

5. Définitions de bioindicateurs du dysfonctionnement du transport solide	32
5.1. Introduction	32
5.2. Les indices biologiques nationaux existants.....	33
5.2.1. Les indices faunistiques	33
5.2.2. Les indices floristiques.....	34
5.2.3. Limites de ces indices	35
5.3. Les travaux menés dans l'élaboration d'indicateurs biologiques pour l'évaluation du transport solide	35
5.4. Conceptualisation	37
5.5. Suggestions pour le développement d'une méthodologie	39
Conclusion.....	42
Bibliographie.....	43
Table des matières.....	51
Glossaire.....	53
Annexes.....	55

GLOSSAIRE

Alluvion	Dépôt d
Autoépuration	Processus biologique reposant essentiellement sur des m
Biocénose	Ensem
Biogène	un élément produit par la vie ou
Charriage	Déplaceme
Conductivité hydraulique	coefficient dépendant des propriétés du milieu poreux et
Continuité écologique (pour les milieux aquatiques)	Circulatio
Diversité spécifique	
Epilithique (espèce)	
Hétérométrique (sédiment)	
Homométrique (sédiment)	
Hydromorphologie	Morpholo la m
Invertivore	Se dit d'une esp
Lithophile (espèce)	
Lotique (hydrosystème)	
Microhabitat	sous ens
Périphyton	Couverture biologique constituée d
Phytolithophile	Qui peut ut
Placette	Les place

Porosité	volume de vides par rappo
Régime hydrologique	Ensemble des v qui se répètent régulièr
Reproduction végétative	mode de multiplicati
Ripariale (zone)	
Sac vitellin	Restes du vitellus (su
Substratum géologique	Formation géologique sous-jace
Végétation pionnière	

ANNEXES

Annexe 1: Article L214-17 du code de l'environnement.

Créé par Loi n°2006-1772 du 30 décembre 2006 - art. 6 JORF 31 décembre 2006

I.-Après avis des conseils généraux intéressés, des établissements publics territoriaux de bassin concernés, des comités de bassins et, en Corse, de l'Assemblée de Corse, l'autorité administrative établit, pour chaque bassin ou sous-bassin :

1° Une liste de cours d'eau, parties de cours d'eau ou canaux parmi ceux qui sont en très bon état écologique ou identifiés par les schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux comme jouant le rôle de réservoir biologique nécessaire au maintien ou à l'atteinte du bon état écologique des cours d'eau d'un bassin versant ou dans lesquels une protection complète des poissons migrateurs vivant alternativement en eau douce et en eau salée est nécessaire, sur lesquels aucune autorisation ou concession ne peut être accordée pour la construction de nouveaux ouvrages s'ils constituent un obstacle à la continuité écologique.

Le renouvellement de la concession ou de l'autorisation des ouvrages existants, régulièrement installés sur ces cours d'eau, parties de cours d'eau ou canaux, est subordonné à des prescriptions permettant de maintenir le très bon état écologique des eaux, de maintenir ou d'atteindre le bon état écologique des cours d'eau d'un bassin versant ou d'assurer la protection des poissons migrateurs vivant alternativement en eau douce et en eau salée ;

2° Une liste de cours d'eau, parties de cours d'eau ou canaux dans lesquels il est nécessaire d'assurer le transport suffisant des sédiments et la circulation des poissons migrateurs. Tout ouvrage doit y être géré, entretenu et équipé selon des règles définies par l'autorité administrative, en concertation avec le propriétaire ou, à défaut, l'exploitant.

II.-Les listes visées aux 1° et 2° du I sont établies par arrêté de l'autorité administrative compétente, après étude de l'impact des classements sur les différents usages de l'eau visés à l'article L. 211-1.

III.-Les obligations résultant du I s'appliquent à la date de publication des listes. Celles découlant du 2° du I s'appliquent, à l'issue d'un délai de cinq ans après la publication des listes, aux ouvrages existants régulièrement installés.

Le cinquième alinéa de l'article 2 de la loi du 16 octobre 1919 relative à l'utilisation de l'énergie hydraulique et l'article L. 432-6 du présent code demeurent applicables jusqu'à ce que ces obligations y soient substituées, dans le délai prévu à l'alinéa précédent. A l'expiration du délai précité, et au plus tard le 1er janvier 2014, le cinquième alinéa de l'article 2 de la loi du 16 octobre 1919 précitée est supprimé et l'article L. 432-6 précité est abrogé.

Les obligations résultant du I du présent article n'ouvrent droit à indemnité que si elles font peser sur le propriétaire ou l'exploitant de l'ouvrage une charge spéciale.

Annexe 2: Présentation de quelques traits écologiques des espèces piscicoles lithophiles, dulçaquicoles, de France

Famille	Nom commun	Nom latin	Origine	Zonation	Guides trophiques	Guides de reproduction	couple substrats/vitesse de reproduction	Période de reproduction	Stratégie de reproduction	Zone de développement	Zone d'alimentation	Degré de rhéophilie	Sources
Centrarchidae	Achigan à grande bouche	<i>Micropterus salmoides</i> Lacépède, 1802	Exotique, Amérique du Nord	B9	Omnivore	Lithophile	Sables, Gravier (0,5 - 16 mm) Courant <10 cm/s	Fin Avril - Juillet	Construit un nid circulaire sur substrat sablo-graveleux	-	Pélagique	Limnophiles	(Keith et al., 2011), (Corolla et al., 2012)
	Crapet de roche	<i>Ambloplites rupestris</i> Rafinesque, 1817	Exotique, Amérique du Nord	B8	Invertivore	Lithophile	Gravier (2 - 16 mm) Courant <10 cm/s	Fin Avril -Mi Juillet	Construit un nid circulaire sur substrat graveleux	Fonds rocheux non colmatés	Pélagique	Limnophiles	(Keith et al., 2011), (Corolla et al., 2012)
	Perche soleil	<i>Lepomis gibbosus</i> Linnaeus, 1758	Exotique, Amérique du Nord	B8	Invertivore	Lithophile	Sables, Gravier (0,5 - 16 mm) Courant <10 cm/s	Mai à Août	Construit un nid circulaire sur substrat sablo-graveleux	-	Pélagique	Limnophiles	(Keith et al., 2011), (Corolla et al., 2012)
Clupeidae	Alose feinte	<i>Alosa fallax fallax</i> Lacépède, 1803	Native	B6	Piscivore	Lithophile	Gravier, Pierres (2 - 256mm) Courant 20 à 50 cm/s	Mai - Juin	Dépôts des œufs dans les interstices du substrat	-	Pélagique	Anadromes	(Keith et al., 2011), (Belaud et al., 2001)
	Grande alose	<i>Alosa alosa</i> Linnaeus, 1759	Native	B6	Piscivore	Lithophile	Gravier, Pierres (2 - 256mm) Courant 20 à 50 cm/s	Mai - Mi Aout	Dépôts des œufs dans les interstices du substrat	-	Pélagique	Anadromes	(Keith et al., 2011), (Belaud et al., 2001)
Cobitidae	Loche épineuse	<i>Cobitis taenia</i> Linnaeus, 1758	Native	B5	Invertivore	Phyto-lithophile	Sables (0.0625 - 5 mm), Racines, Courant lent	Fin Avril - Juin	Ponte directe sur le substrat	Vit caché enfouie dans le sable	Benthique	Limnophiles	(Keith et al., 2011)
	Loche franche	<i>Barbatula barbatula</i> Linnaeus, 1758	Native	B5	Invertivore	Phyto-lithophile	Gravier (2-16 mm), mousses, Courant 20 - 40cm/s	Avril - Juin	Ponte directe sur le substrat	Vit caché sous des blocs, galets	Benthique	Rhéophiles	(Keith et al., 2011)
Cottidae	Chabot fluviatile	<i>Cottus perifretum</i> Freyhof, Kottelat & Nolte, 2005	Native	B3	Invertivore	Lithophile	Pierres - Blocs (64 - 1024 mm) Courant de 10 à 80 cm/s	Mars - Avril	Ponte dans une cavité entre blocs rocheux	Vit caché sous des blocs ou entre les instrestices des alluvions	Benthique	Rhéophiles	(Zbindent et al., 2004),(Keith et al., 2011)

Cyprinidae	Aspe	<i>Aspius aspius</i> Linnaeus, 1758	Exotique, Europe centrale	B8	Piscivore	Lithophile	Graviers - Cailloux (2 - 64 mm) Courant >50cm/s	Avril - Juin	Dépôts d'œufs adhésifs sur le substrat	Développement dans la zone à barbeau	Pélagique	Limnophiles	(Keith et al., 2011)
	Ablette	<i>Alburnus alburnus</i> Linnaeus, 1758	Native	B8	Omnivore	Phyto-lithophile	Graviers - Cailloux (2 - 64 mm) macrophytes	Mai - Juin	Dépôts des œufs adhésifs sur des graviers, cailloux en zone peu profonde, ou sur des macrophytes	-	Pélagique	Limnophiles	(Keith et al., 2011)
	Barbeau fluviatile	<i>Barbus barbatus</i> Linnaeus, 1758	Native	B7	Omnivore	Lithophile	Graviers - Cailloux (2 - 64 mm) Courant >50cm/s	Avril - Juillet	Dépôts des œufs adhésifs sur le substrat	cailloux, sables	Benthique	Rhéophiles	(Keith et al., 2011)
	Barbeau méridional	<i>Barbus meridionalis</i> Risso, 1826	Native	B7	Omnivore	Lithophile	Graviers - Cailloux (2 - 64 mm) Courant >50cm/s	Mai - Juillet	Dépôts des œufs adhésifs sur le substrat	cailloux, sables	Benthique	Rhéophiles	(Keith et al., 2011)
	Blageon	<i>Telestes souffia</i> Risso, 1827	Native	B6	Omnivore	Lithophile	Graviers (2 - 16 mm)	Juin	Dépôts des œufs sur le substrat	Substrats pierreux ou graveleux	Pélagique	Rhéophiles	(Chappaz et Brun, 1993)
	Brème commune	<i>Abramis brama</i> Linnaeus, 1758	Native	B9	Omnivore	Phyto-lithophile	Graviers, Cailloux (2 - 64 mm), macrophytes	Mai - Juin	Dépôts des œufs adhésifs sur des graviers, cailloux en zone peu profonde, ou sur des macrophytes	Sédiments fins, limons	Benthique	Limnophiles	(Keith et al., 2011)
	Chevaie	<i>Squalius cephalus</i> Linnaeus, 1758	Native	B7	Omnivore	Lithophile	Graviers (2 - 16 mm)	Mi Avril - Mi Juin	Dépôts d'œufs adhésifs sur le substrat	-	Pélagique	Rhéophiles	(Keith et al., 2011)
	Gardon	<i>Rutilus rutilus</i> Linnaeus, 1758	Native	B8	Omnivore	Phyto-lithophile	Graviers (2 - 16 mm), macrophytes	Avril - Juin	Dépôts des œufs adhésifs sur des graviers, cailloux en zone peu profonde, ou sur des macrophytes	-	Pélagique	Limnophiles	(Keith et al., 2011)
	Goujon commun	<i>Gobio gobio</i> Linnaeus, 1766	Native	B7	Invertivore	Lithophile	Sables grossiers (0,5 - 2 mm)	Avril - Juillet	Dépôts des œufs sur le substrat	sable, gravier mais peut s'adapter à des fonds vaseux	Pélagique	Rhéophiles	(Keith et al., 2011)
	Hotu	<i>Chondrostoma nasus</i> Linnaeus, 1758	Native	B6	Herbivore	Lithophile	Graviers, cailloux (0,5 - 64 mm) Courant >50cm/s	Mars - Avril	Dépôts des œufs sur gros graviers, galets	Zones composés de galets, blocs	Benthique	Rhéophiles	(Ovidio et Philippart, 2007)
	Spirin	<i>Alburnoides bipunctatus</i> Bloch, 1782	Native	B7	Invertivore	Lithophile	Graviers, cailloux (0,5 - 64 mm) Courant >40cm/s	Avril - Juin	Dépôts d'œufs adhésifs entre les interstices des graviers, galets en zone	Zones de radiers	Pélagique	Rhéophiles	(Keith et al., 2011)
	Toxostome	<i>Chondrostoma toxostoma</i> Vallot, 1837	Native	B6	Omnivore	Lithophile	Graviers, cailloux (0,5 - 64 mm)	Fin Mai - Début Juin	Dépôts des œufs sur le substrat	Zonnes de radiers, cailloux	Benthique	Rhéophiles	(Chappaz et al., 1989)
	Vairon	<i>Phoxinus phoxinus</i> Linnaeus, 1758	Native	B4	Omnivore	Lithophile	Graviers (2 - 16 mm)	Avril - Juillet	Dépôts des œufs sur des graviers non colmatés	Graviers, Galets	Pélagique	Rhéophiles	(Keith et al., 2011)
	Vandoise	<i>Leuciscus leuciscus</i> Linnaeus, 1758	Native	B7	Omnivore	Lithophile	Graviers, Cailloux (2 - 64 mm)	Mars - Avril	Dépôts des œufs sur des zones de radiers, œufs adhésifs au substrat	Graviers, Galets	Pélagique	Rhéophiles	(Keith et al., 2011)
Vandoise rostrée	<i>Leuciscus burdigalensis</i> Valenciennes, 1844	Native	B7	Omnivore	Lithophile	Graviers, Cailloux (2 - 64 mm)	Mars - Avril	Dépôts des œufs sur des zones de radiers, œufs adhésifs au substrat	Graviers, Galets	Pélagique	Rhéophiles	(Keith et al., 2011)	

Gadidae	Lote	<i>Lota lota</i> Linnaeus, 1758	Native	B7	Piscivore	Lithophile	Graviers, Cailloux (2 - 64 mm)	Janvier - Février	Pondus directement sur le substrat	-	Benthique	Rhéophiles	(Keith et al., 2011)
Ictaluridae	Poisson-chat	<i>Ictalurus melas</i> Rafinesque, 1820	Exotique, Amérique du Nord	B9	Invertivore	Lithophile	Sables (0.0625 - 5 mm)	Juin - Juillet	Création d'un nid	-	Pélagique	Limnophiles	(Rochefort et al., 2012), (Keith et al., 2011)
Percidae	Grémille	<i>Gymnocephalus cernua</i> Linnaeus, 1758	Native	B8	Invertivore	Phyto-lithophile	Graviers (2 - 16 mm), végétation	Mars - Aout	Pondus directement sur le substrat	-	Benthique	Limnophiles	(Dieterich et al., 2004)
	Sandre	<i>Sander lucioperca</i> Linnaeus, 1758	Exotique, Europe centrale	B8	Piscivore	Phyto-lithophile	Graviers (2-16 mm), racines , bois morts	Avril - Aout	Création d'un nid d'environ 1m², dépôt des œufs sur le substrat	-	Pélagique	Limnophiles	(Dieterich et al., 2004), (Poulet, 2004)
Petromyzontidae	Lamproie fluviatile	<i>Lampetra fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	Native	B4	Omnivore	Lithophile	Graviers, pierres (2 - 256 mm) Courant de 30 à 50cm/s	Avril - Mai	Création d'un nid circulaire, Œufs adhésifs sur le gravier	Sédiments fins, limons	Benthique	Rhéophiles	(Taverny et al., 2005), (Keith et al., 2011)
	Lamproie marine	<i>Petromyzon marinus</i> Linnaeus, 1758	Native	B4	Omnivore	Lithophile	Graviers, pierres (2 - 256 mm) Courant de 30 à 50cm/s	Fin Avril - Fin Mai	Construction d'un nid semi-circulaire, œufs adhésifs sur le gravier	Se développe dans sédiments fins, limons pendant 3 à 7 ans	Benthique	Anadromes	(Taverny et al., 2005), (Keith et al., 2011)
	Lamproie de Planer	<i>Lampetra planeri</i> Linnaeus, 1759	Native	B4	Omnivore	Lithophile	Sables, Graviers (0,5 - 16 mm) Courant de 30 à 50cm/s	Mars - Avril	Création d'un nid circulaire, Œufs adhésifs sur le gravier	Sédiments fins, limons	Benthique	Rhéophiles	(Keith et al., 2011)
Salmonidae	Omble de fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i> Mitchill, 1814	Exotique, Amérique du Nord	B2	Omnivore	Lithophile	Graviers, pierres (2 - 256 mm) Courant de 30 à 50cm/s	Fin Septembre - Fin Décembre	Œufs sont déposés dans une dépression puis recouverts de graviers	Fonds graveleux	Pélagique	Rhéophiles	(Keith et al., 2011)
	Saumon atlantique	<i>Salmo salar</i> Linnaeus, 1758	Native	-	Omnivore	Lithophile	Graviers, pierres (2 - 256 mm) Courant >80cm/s	Novembre - Février	La femelle creuse une dépression dans un lit de graviers, pour y déposer les œufs, puis les recouvre de graviers	Passent 2 ans sur substrats graveleux pendant un à deux ans avant de descendre en mer	Pélagique	Anadromes	(Kondolf & Woldman, 1993 ; Armstrong et al., 2003); (Gueguen & Prouzet, 1994).
	Truite commune	<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758	Native	B4	Omnivore	Lithophile	Graviers, pierres (2 - 256 mm) Courant de 11 à 80cm/s	Novembre - fin Février	Œufs sont déposés dans une dépression puis recouverts de graviers	Fonds pierreux	Pélagique	Rhéophiles	(Holzer & Hinterhofer, 2011),(Armstrong et al., 2003)
Thymallidae	Ombre commun	<i>Thymallus thymallus</i> Linnaeus, 1758	Native	B5	Invertivore	Lithophile	Graviers, pierres (2 - 256 mm) Courant de 20 à 90 cm/s	Mars	dépôts des œufs sur les graviers en tête de radiers	Graviers, Galets (tête de radiers, de mouille)	Pélagique	Rhéophiles	(Holzer & Hinterhofer, 2011)

Légende :

- **Zonation** : basée sur la biotypologie de Verneaux (1973), la structuration biologique du cours d'eau (poissons et invertébrés) est définie en fonction de la température, de la dureté de l'eau, de la section mouillée à l'étiage, de la pente et de la largeur du cours d'eau. 9 biocénotypes sont définis :

B0 – B1	Sources, ruisselets, section non piscicole
B2	Ruisseaux issus de sources d'altitude
B3	Ruisseaux montagnards
B4	Petites rivières froides
B5	Rivières de pré-montagne
B6	Rivières fraîches
B7	Cours d'eau de plaine aux eaux plus fraîches
B8	Grands cours d'eau de plaine
B9	Bras morts, noues, grands cours d'eau lents et chauds

Annexe 3: Descriptif des espèces lithophiles piscicoles d'eau douce de France

Les poissons sont apparus il y a plus de 420 millions d'années, ce qui leur a permis de se diversifier considérablement et de s'adapter à pratiquement tous les milieux aquatiques du globe, des milieux salins aux zones dulçaquicoles (Keith *et al.*, 2011). Les poissons d'eau douce regroupent des espèces capables d'occuper quasiment tous les habitats aquatiques, mais aussi des espèces limitées et fortement adaptées à une gamme d'habitat extrêmement réduite.

L'habitat physique d'une espèce piscicole peut se décrire par de multiples variables, notamment le courant, la profondeur, le type de végétation et le substrat. Sur les 99 espèces de la faune piscicole d'eau douce française décrites à ce jour (Keith *et al.*, 2011), 34 utilisent des substrats minéraux pour tout ou partie de leur cycle de vie à l'échelle du bassin Loire-Bretagne (36 à l'échelle nationale soit 36 % des espèces). Le tableau en Annexe 2: Présentation de quelques traits écologiques des espèces piscicoles lithophiles, dulçaquicoles, de France

regroupe l'ensemble des espèces piscicoles d'eau douce utilisant des matériaux graveleux durant leur cycle de vie.

Dans le cas des poissons, les substrats graveleux sont utilisés principalement comme support de ponte (Mann, 1996), comme habitat de développement des juvéniles et/ou comme abris. Le diamètre des matériaux utilisés varie du sable grossier (0,5 à 2 mm) pour le goujon aux pierres grossières (128 à 256 mm) pour la lamproie marine. Toutefois, beaucoup d'espèces utilisent des diamètres médians variant entre 10 et 50 mm (graviers – cailloux), ce qui correspond à des alluvions facilement mobilisables.

Les *Salmonidae* représentent probablement la famille la plus inféodée aux alluvions grossières pour la réalisation de leur cycle de vie.

Chez le saumon (*Salmo salar*), après avoir regagné tant bien que mal les zones moyennes et supérieures du cours d'eau qui l'ont vu naître (phénomène de homing), la femelle sélectionne une zone graveleuse non colmatée composée de matériaux d'une taille variant de 10 à 80 mm (Kondolf et Woldman, 1993 ; Armstrong *et al.*, 2003), et dans une hauteur d'eau variant de 0,5 à 1 mètre. Elle va alors creuser une dépression dans ce substrat afin d'y déposer ces ovules, fécondés dans le même temps par le mâle. Elle recouvre ensuite sa ponte avec le substrat environnant. Cette action a plusieurs rôles : d'une part cela permet de protéger les œufs d'éventuels prédateurs, d'autre part, les interstices entre les alluvions grossières permettent le passage de filets d'eau assurant une oxygénation en continu de la ponte (Gueguen et Prouzet, 1994). Pendant la phase de vie dulçaquicole (en eau douce), les tacons ont des exigences d'habitats très précises et ne colonisent que les zones courantes et graveleuses de type radier, où ils s'alimentent d'invertébrés benthiques Gueguen et Prouzet, 1994.

Le comportement de fraie de la truite fario (*Salmo trutta*) est similaire. La reproduction se déroule durant l'hiver, dans des zones graveleuses (diamètre de 5 à 85 mm) à courant vif (Armstrong *et al.*, 2003 ; Holzer et Hinterhofer, 2011). Cette variabilité de la taille du substrat de frai utilisé par les truites (même remarque pour les saumons) montre la plasticité, la capacité d'adaptation de l'espèce dans le choix d'habitat de ponte, et suggère que d'autres facteurs que la taille moyenne (par exemple la texture de gravier, la forme, la perméabilité, la teneur en particules fines) peuvent être d'une importance primordiale dans le choix du site de

fraie. Les œufs sont déposés dans une cuvette creusée par la femelle et recouverts de graviers dont le diamètre moyen augmente avec la taille des poissons (la granulométrie moyenne n'excède pas 10% de la longueur de la femelle) (Holzer et Hinterhofer, 2011). La taille du substrat de recouvrement est donc dépendante de la capacité de l'individu femelle à déplacer les sédiments à l'aide de sa caudale. L'épaisseur de gravier recouvrant la ponte varie de 5 à 20 cm. Etant donné l'étendue de l'aire de répartition de la truite fario, les habitats de reproduction peuvent être très variés. La rectification et l'artificialisation des cours d'eau ont notamment modifié l'offre en site de reproduction. L'amont des seuils crée parfois des conditions similaires aux habitats de fraie naturels. Les juvéniles de truites vont également utiliser les substrats graveleux comme abris vis-à-vis des prédateurs lors de leur développement. Ils vont passer plus de six mois dans les interstices des graviers avant d'émerger lorsque leur sac vitellin est complètement résorbé (il mesure alors 25 mm en moyenne), il est alors essentiel que le gravier composant la frayère soit non colmaté afin de permettre la remontée des juvéniles (Holzer & Hinterhofer, 2011).

L'ombre commun (*Thymallus thymallus*) est un invertivore lithophile. Il est inféodé aux larges cours d'eau salmonicoles présentant des vitesses de courant importantes, une température faible et des substrats graveleux (Keith *et al.*, 2011). Son habitat d'alimentation et de développement se situe sur les têtes de radiers où les granulométries qui sont les plus importantes constituent un véritable garde-manger en invertébrés benthiques dont il est très friand. Les frayères se situent souvent dans les petits affluents sur des têtes de radiers présentant des vitesses de courant de 40 à 60 cm/s et une granulométrie de type graviers – cailloux. Les œufs de 2,5 à 3,5 mm de diamètre sont déposés sur le substrat et viennent se loger dans les interstices. Les alevins une fois éclos vont passer plusieurs jours dans l'abri que leur offre ces interstices, avant de gagner les habitats de développement cités précédemment (Persat, 1977).

La famille des *Petromyzontidae* est représentée par trois espèces dans le bassin Loire-Bretagne, qui utilisent également les substrats grossiers comme habitat de reproduction et support de ponte.

La lamproie marine (*Petromyzon marinus*) se reproduit sur des faciès de type plat courant où le mâle va construire un nid en forme de cuvette pouvant atteindre deux mètres de diamètre. Il va remanier les graviers et les galets et va placer un galet en tête de nid, ce qui permet au mâle et à la femelle de se fixer pour procéder à l'accouplement (Taverny *et al.*,

2005). Les œufs adhésifs vont se fixer sur le substrat grossier composant le nid mais ne sont pas recouverts. Une fois éclos, les larves ammocètes vont s'enfouir dans un substrat sablo limoneux pour s'y développer pendant 5 à 7 ans. Ce comportement et ces exigences en termes de substrats sont similaires chez la lamproie de rivière (*Lampetra fluviatilis*) et la lamproie de Planer (*Lampetra planeri*) (Keith *et al.*, 2011).

Chez les *Cobitidae*, deux espèces sont sensibles à la qualité du substrat. La loche franche (*Barbatula barbatula*) occupe de préférence les eaux claires et fraîches de la zone à truites. Cette espèce phytolithophile occupe les mêmes habitats que les chabots, c'est-à-dire cachée sous des galets ou des blocs (Keith *et al.*, 2011). La ponte est réalisée en Avril-Juin sur des graviers ou des mousses. La loche épineuse (*Cobitis taenia*), quant à elle, utilise indifféremment des interstices entre les graviers pour s'abriter, elle peut également s'enfouir dans des substrats à dominante sableuse. Cette espèce est plus généralement rencontrée dans les milieux à courant lent, contrairement à la loche franche. Pour la reproduction, la procédure est identique à sa congénère, mais elle utilisera plutôt un substrat sableux pour y déposer ses œufs. S'il n'est pas présent, des racines immergées peuvent être utilisées (Keith *et al.*, 2011).

La famille des *Cyprinidae* présente également de nombreuses espèces liées aux substrats grossiers.

Le vairon (*Phoxinus phoxinus*) est une petite espèce rhéophile qui affectionne notamment la zone à truites. Lors de sa reproduction d'Avril à Juillet, la femelle va sélectionner uniquement des zones de graviers non colmatés (Keith *et al.*, 2011) situées sur des faciès lotiques pour y déposer ses œufs adhésifs au substrat. Il est observé le même comportement et les mêmes exigences chez le blageon (*Telestes souffia*) (Chappaz et Brun, 1993).

Le toxostome (*Chondrostoma toxostoma*) effectue entièrement son cycle de vie sur des zones de radiers composés de galets où il va s'alimenter en broutant les colonies de diatomées et de périphytons. Il va également utiliser les anfractuosités créées entre les alluvions comme abris. Lors de sa reproduction, il migre dans les petits affluents et sélectionne une zone de radier à courant vif pour y déposer ses œufs (Chappaz *et al.*, 1989).

Le hotu (*Chondrostoma nasus*), autre chondrostome présent dans l'hexagone, présente les mêmes exigences que son cousin le toxostome, en termes d'habitats de reproduction et d'alimentation. En effet, ce racleur périlithophage exclusif (Ovidio et Philippart, 2007) s'alimente des diatomées qui pullulent sur les galets et blocs des rivières à courant vif. Il

utilise un substrat de graviers et de galets non colmatés pour déposer ses œufs qui se logeront dans les interstices, bénéficiant ainsi d'une protection et d'un renouvellement en continu de l'oxygène.

L'aspe (*Aspius aspius*), espèce exotique d'Europe centrale dont les populations se développent d'année en année, est le seul cyprinidé présentant un caractère piscivore (Keith *et al.*, 2011). Ce lithophile a besoin pour sa reproduction un habitat lotique ayant un substrat composé de graviers – cailloux présents sur les zones amont des cours d'eau sur lesquels seront déposés des œufs adhésifs. Les juvéniles dévaleront par la suite les zones de frayères pour se développer dans la zone à barbeaux. D'ailleurs il est à noter que le barbeau fluviatile (*Barbus barbus*) et le barbeau méridional (*Barbus meridionalis*) fréquentent les mêmes substrats que l'aspe.

L'ablette (*Alburnus alburnus*), la brème commune (*Abramis brama*) et le gardon (*Rutilus rutilus*) ne sont pas des lithophiles strictes, mais des phytolithophiles (Keith *et al.*, 2011). Leurs stratégies de reproduction sont similaires, elles consistent à déposer des œufs adhésifs sur un substrat de type graviers – cailloux. Cependant, si ce substrat préférentiel n'est pas présent, ces espèces peuvent alors utiliser d'autres supports pour leurs œufs, notamment des macrophytes.

Les autres cyprinidés à tendance lithophile sont le chevaine (*Squalius cephalus*), la vandoise commune (*Leuciscus leuciscus*) et rostrée (*Leuciscus burdigalensis*), le spirilin (*Alburnoides bipunctatus*) et le goujon commun (*Gobio gobio*) (Keith *et al.*, 2011). Ces cinq espèces utilisent les substrats graveleux non seulement comme zone de reproduction, mais aussi comme zone de développement puisqu'elles sont particulièrement retrouvées sur des zones de radiers composés de graviers et de galets.

Le chabot fluviatile (*Cottus perifretum*), seul représentant des *Cottidae* sur le bassin Loire Bretagne, possède des caractères biologiques assez particuliers. Cette espèce colonise les zones amont de cours d'eau, présentant des conditions de turbulence importante, de basse température et bien oxygéné. C'est une espèce territoriale sédentaire, les interstices formés par l'agencement des graviers et des galets forment son abri, qui sera défendu vis-à-vis de ces congénères et d'autres agresseurs extérieurs (Zbindent *et al.*, 2004). Lors de la reproduction, les mâles invitent les femelles à coller leurs œufs sur la face interne de leur abri, ces derniers seront protégés et nettoyés par le mâle durant l'incubation. Médiocre nageur et dépourvu de

vessie natatoire, le chabot est une espèce pétricole (habitant les substrats rocheux) (Keith *et al.*, 2011), ce qui lui permet de se confondre par mimétisme au milieu rocheux de son habitat.

La grande alose (*Alosa alosa*) et l'alose feinte (*Alosa fallax fallax*) font partie de la famille des *Clupeidae*, ce sont des migrateurs amphihalins anadromes (Keith *et al.*, 2011). Au moment de la reproduction, les adultes remontent les fleuves pour regagner les cours moyens et amont. Le substrat de reproduction typique pour les deux espèces est composé de graviers non colmatés se situant entre deux faciès « radier » (Belaud *et al.*, 2001). L'activité nocturne de ponte se déroule selon une succession de séquences comportementales très caractéristiques avec l'émission d'un bruit particulier qui constitue le phénomène de « bull ». Les œufs de 1 à 2 mm tombent sur le fond et se logent dans les interstices du substrat.

Plusieurs espèces exotiques présentent dans les milieux aquatiques du bassin Loire Bretagne sont également des espèces lithophiles.

Les 3 espèces de *Centrarchidae* originaires d'Amérique du Nord, la perche soleil (*Lepomis gibbosus*), le black bass (*Micropterus salmoides*), le crapet de roche (*Ambloplites rupestris*) présentent toute une préférence pour les substrats graveleux afin de réaliser leur reproduction (Keith *et al.*, 2011). Leur stratégie est identique, le mâle construit un nid circulaire sur un fond sablo graveleux (Corolla *et al.*, 2012) où la femelle vient ensuite déposer ces ovules qui sont aussitôt fécondés par le mâle. Il assure ensuite la garde et le nettoyage des œufs jusqu'à l'éclosion. Ce sont cependant des espèces de milieux lenticules, préférant généralement des zones stagnantes avec une bonne présence de macrophytes, hormis pour le crapet des roches dont l'habitat préférentiel est composé de blocs rocheux (Keith *et al.*, 2011).

Le poisson chat (*Ictalurus melas*) est un *Ictaluridae* également originaire d'Amérique du Nord. Cette espèce pélagique (vivant dans la colonne d'eau), ayant un préférendum pour les milieux stagnants à faiblement courants, construit pour sa reproduction des nids circulaires sur un substrat sablo limoneux (Rochefort *et al.*, 2012). Cette dépression créée par la femelle recueille ensuite l'ensemble de la ponte. Les parents en assurent la garde et l'entretien en créant des mouvements d'eau afin d'aérer les œufs jusqu'à leur éclosion (Keith *et al.*, 2011).

A noter également, chez les *Percidae*, les seuls représentants utilisant un substrat graveleux dans leur cycle de cycle de vie sont la grémille (*Gymnocephalus cernua*) qui apprécie les zones lenticules constituées de graviers pour y déposer ses œufs (Dieterich *et al.*, 2004) et le

sandre (*Sander lucioperca*). Celui-ci va créer un nid sur des substrats minéraux grossiers car les œufs risquent l'asphyxie sur des substrats vaseux étant donnée leur forte sensibilité au taux d'oxygène dissous (Poulet, 2004). Cependant, ce sont des phytolithophiles, ce qui implique qu'ils peuvent également utiliser les végétaux aquatiques comme support de ponte, notamment des racines.

La lote (*Lota lota*), lithophile stricte dans les grandes rivières fraîches à charge graveleuse, représentante des *Gadidae*, effectue également sa reproduction sur des alluvions grossières composées de graviers et de galets, les œufs étant pondus directement sur le substrat (Keith *et al.*, 2011).

De l'étude des espèces piscicoles, il ressort qu'un substrat grossier et non colmaté est indispensable à toutes les espèces piscicoles d'eau courante, tant au niveau des phases d'incubation-éclosion que de tous les stades juvéniles.

La très grande diversité des milieux naturels (eau courante, prairies humides, forêts de rive, falaises d'argile, grèves et bancs de sable...), née de la dynamique fluviale, procure à la Loire et à ses affluents un cortège d'oiseaux riche de 280 espèces nicheuses, migratrices et hivernantes. Les oiseaux sont considérés comme de bons indicateurs de la qualité des milieux naturels car un certain nombre sont très spécialisés à leur habitat. Ce sont de bons indicateurs écologiques, par exemple de la qualité de l'eau (Cinle plongeur) ou de la dynamique fluviale (Hirondelle de rivage, Sternes naine et pierregarin...).

Les Sternidés et les Laridés figurent parmi les oiseaux les plus remarquables. Cinq espèces nichent communément sur les rivières du bassin de nos jours.

La Sterne pierregarin, *Sterna hirundo* (Linné, 1758), oiseau migrateur entre l'Amérique du Nord et l'Europe de l'Ouest, est inféodée au milieu aquatique tout au long de son cycle annuel (nidification, hivernage et halte migratoire) (Anonyme, 2008). En période de nidification, l'espèce se retrouve sur le littoral, le long des grands cours d'eau, essentiellement la Loire et l'Allier. La pierregarin préfère les îlots, bancs d'alluvions, ainsi que plus récemment, les éléments artificiels mis à sa disposition (radeaux de nidification). Le nid est généralement constitué d'une simple excavation ou dépression sur le substrat. Les œufs sont déposés à même le substrat et présentent un mimétisme parfait avec les alluvions. Les tests réalisés pour la création des radeaux de nidification ont permis de définir une taille maximale de substrat de 20 mm (Beaud, 2001), au-delà les oisillons éprouvent des difficultés à se déplacer.

La sterne naine, *Sterna albifrons* (Pallas, 1764), plus petite sterne d'Europe, occupe les mêmes espaces que *S. hirundo* et présente les mêmes exigences en termes de substrat et comportement de reproduction (LPO, 2006 ; Anonyme, 2008).

Le petit gravelot, *Charadrius dubius* (Scopoli, 1786), est le plus petit des limnicoles nicheurs de France. Les îles, les grèves et les plages alluvionnaires des cours d'eau à régime irrégulier constituent les biotopes naturels classiques de cette espèce. Le comportement de nidification est également similaire aux autres espèces présentées, à savoir une excavation du substrat compris constitué d'éléments dont la taille varie entre 10 et 30 mm. Les œufs, ressemblant à des petites pierres, sont pondus à même le sol (Anonyme, 2008).

Le chevalier guignette, *Actitis hypoleucos* (Linné, 1758), est un limnicole caractéristique des rivières à lit mobile dans leurs secteurs de « tressage ». Cette exigence

étant aussi celle de l'ombre commun *T.thymallus*, une analogie étroite a pu être mise en évidence, en France au moins, entre la distribution de ces deux espèces (Roché, 1989). Tout comme le petit gravelot *Charadrius dubius*, le chevalier guignette niche également sur des gravières dans leurs premiers stades de colonisation végétale. Le nid est une simple excavation creusée par le male et la femelle (Anonyme, 2008).

La principale zone de nidification de l'œdicnème criard, *Burhinus oedicephalus* (Linné, 1758), en France, se situe autour du bassin de la Loire. L'œdicnème affectionne les dunes et les grèves naturelles des cours d'eau à dynamique forte, essentiellement la Loire et l'Allier. Ce milieu revêt un caractère particulier, outre le camouflage des œufs et des jeunes, la présence de gravier peut induire un microclimat tout à fait particulier se caractérisant par une exacerbation des contrastes élevés des températures (les interstices entre les cailloux augmentent le pouvoir de rétention calorifique), ce qui joue un rôle majeur dans le succès reproducteur de cette espèce. Le nid de l'œdicnème est une simple cavité d'une vingtaine de centimètres de diamètre que l'oiseau remplit, en cours d'incubation, de petits graviers (Anonyme, 2008).

D'autres espèces, moins inféodées à ce milieu particulier, l'utilisent néanmoins comme zone d'alimentation ou d'halte migratoire. On peut citer notamment, la mouette rieuse, la mouette mélanocéphale, le goéland leucophaea, le martin pêcheur, la grande aigrette, l'aigrette garzette, l'hirondelle des rivages...

Les travaux de canalisation, de rectification ou de régulation des cours d'eau, ainsi que la construction de barrages sont les principales menaces qui pèsent sur le succès reproducteur de ces espèces. A cela s'ajoute le risque de submersion des œufs ou des poussins lors de crues tardive qui peuvent aboutir à l'échec complet de la reproduction de certaines colonies. Cependant la plupart des espèces sont capables de s'adapter à ce phénomène en effectuant une ponte de remplacement de taille moindre si la première est détruite (Anonyme, 2008).

Aujourd'hui, les observations ornithologiques tendent à montrer que ces espèces typiques des dépôts d'alluvions grossières tendent à s'adapter à cette réduction drastique de leur habitat naturel et colonisent de nouveaux habitats, tel des carrières de gravier ou encore des piles de ponts....

Si aucun ouvrage ne traite des traits écologiques des macrophytiques et des relations macrophytes-substrats (Haury, comm. pers., 2013 ; Greulich, comm. pers., 2013), l'analyse de plusieurs études permet de distinguer quelques espèces montrant une affection pour les substrats graveleux.

Selon Petit et Schumacker (1985), *Callitriche hamulata* est associée à un faciès radier, elle ne s'implante que sur des dépôts caillouteux (< 2 cm de diamètre) formés sur une épaisseur relativement importante (très rare observation sur des dépôts compactés). Les massifs de callitriches s'implantent généralement en amont d'un radier, ce qui joue un rôle protecteur vis-à-vis de l'érosion régressive, en limitant la mobilité du substrat grâce à son système racinaire. Elle résiste à des vitesses de courant jusqu'à 50 cm/s.

Myriophyllum alterniflorum se rencontre généralement sur les pentes d'une mouille, sur un substrat composé de graviers facilement mobilisables par une crue, avec des conditions dynamiques plus faibles que celles requises par *C. hamulata*. Elle peut se rencontrer également sur certains radiers, dans ce cas elle est associée à *C. hamulata*.

Sparganium emersum se développe exclusivement dans les faciès mouilles (en général à une profondeur supérieure à 30 cm). Elle s'implante sur des substrats composés de graviers mobilisables par une crue reposant généralement sur une couche de substrat plus grossier présentant une granulométrie de 7 à 10 cm. Cette espèce résiste mal au courant important et disparaît de ses habitats lorsqu'il dépasse 45 cm/s.

Phalaris arundinacea est systématiquement associé à des dépôts sableux ou sablo-graveleux situés en bordure de lits mineurs, qui peuvent être exondés à l'étiage, et sont remaniés annuellement. *P. arundinacea* apparaît comme un indicateur de dépôts sableux transitoires.

Les baldingères sont associées également à des dépôts sableux remaniés annuellement. Elles se situent généralement dans les rives convexes de méandres.

Le groupe des myriophylles colonisent généralement des substrats composés de graviers et positionnés dans des zones où les contraintes hydrauliques sont plus faibles que sur les radiers. Les macrophytes, tels que *Fontinalis antipyretica*, *Scapania undulata* et *Chiloscyphus polyanthus*, caractérisent des tronçons de rivières à écoulement rapide, de faible profondeur, dont le fond du lit est tapissé par des galets, des blocs (10 cm et plus) qui dépassent les capacités de charriage du cours d'eau.

Selon Breugnot *et al.* (2004), *Ranunculus fluitans* et *Myriophyllum spicatum* présentent une large gamme écologique sur le milieu trophique mais sont indicateurs de certaines conditions d'habitats : eaux claires, courant modéré, substrat grossier. 🚧