



La Directive Cadre Européenne, imposant dans les différents Etats de l'Union d'atteindre le bon état écologique à l'horizon 2015, nous a conduit à rechercher un protocole d'échantillonnage en adéquation avec une nécessaire interdisciplinarité (Harper *et al.*, 1995 ; Maddock, 1999 ; Karr, 1999 ; Norris & Thoms, 1999 ; Fairweather, 1999 ; Petts, 2000 ; Wasson, 2001). Notre but étant de combiner un milieu physique récepteur (qui soit à la fois représentatif et pérenne) aux composantes biologiques, nous avons cherché à associer les constantes structurelles (géformes) des géomorphologues aux espèces indicatrices des hydrobiologistes, qui peuplent les divers biotopes et habitats.

Unités spatiales et hétérogénéité faunistique

Il est apparu que la meilleure façon d'étudier un milieu aquatique fluvial consistait à travailler sur un emboîtement d'échelles (Amoros & Petts, 1993), à la fois *sensu* géformes (échelle large) et *sensu* biotopes (échelle plus étroite où se situent les habitats). En effet, le géomorphologue travaille à l'échelle des géformes (marches, seuils, mouilles...) alors que l'hydrobiologiste se focalise sur les

habitats (minéraux, végétaux en tant que support/refuge de la vie aquatique). Nous nous sommes ainsi proposée d'exploiter les connaissances issues de ces deux disciplines, ce qui impose de maîtriser conjointement la question des formes fluviales, de leur distribution et de leur devenir, et la question des biotopes (*sensu* biotope/biocénose) qui se situent à une échelle plus petite dans l'assemblage des géoformes.

A. Les composantes physiques fluviales vues par le géomorphologue et l'hydrobiologiste

Face au chenal d'un cours d'eau, ce que nous observons en premier, ce sont les formes fluviales de grande taille déterminées par les géomorphologues. Ces géoformes, encore appelées **unités géomorphologiques**, sont en fait des « irrégularités de grande amplitude dans le profil en long » (Church, 1996 ; Petts & Amoros, 1996 ; Rosgen, 1996 ; Emery *et al.*, 2003 ; Degoutte, 2006). Ces unités géomorphologiques qui sont fonction de la pente du lit du cours d'eau, changent de nature le long du *continuum* fluvial (Vannote *et al.*, 1980), (Fig. 1).

En amont dans la zone du kryon et du crénon qui correspond aux parties montagneuses des bassins versants, les cours d'eau sont souvent encaissés dans des vallées profondes ; ils sont caractérisés par de fortes pentes, un important transport des sédiments et la quasi-absence de zones de stockage de la charge alluvionnaire. Dans ces zones, nous observons des unités géomorphologiques « torrentielles » et « cascadantes » de type **marche – trou d'eau** (« step » - « pool ») (Fig. 2). La marche est formée de blocs hétérométriques agencés par l'hydraulique et disposés en travers du lit de la rivière ; le trou d'eau est une zone de surcreusement entre deux marches dont la longueur varie entre 1 et 4 fois la largeur du lit. Les marches étant composées de sédiments de grandes dimensions, seuls des épisodes de fortes crues entraînent une destruction et une transformation de ces unités (Montgomery & Buffington, 1997 ; Lenzi, 2001).

Dans les parties intermédiaires du continuum pouvant s'étendre de l'épirhithron (et parfois de l'hypocrénon) à l'épipotamon, les rivières rectilignes ou à méandres, caractéristiques des vallées étroites à larges, sont de pente plus faible et présentent un chenal alluvial (Richards, 1976 ; Cosandey *et al.*, 2003). La caractéristique commune à ces cours d'eau est leur profil en long sinusoïdal, avec alternance de zones profondes et de zones peu profondes de type seuil - mouille (« riffle » - « pool »).

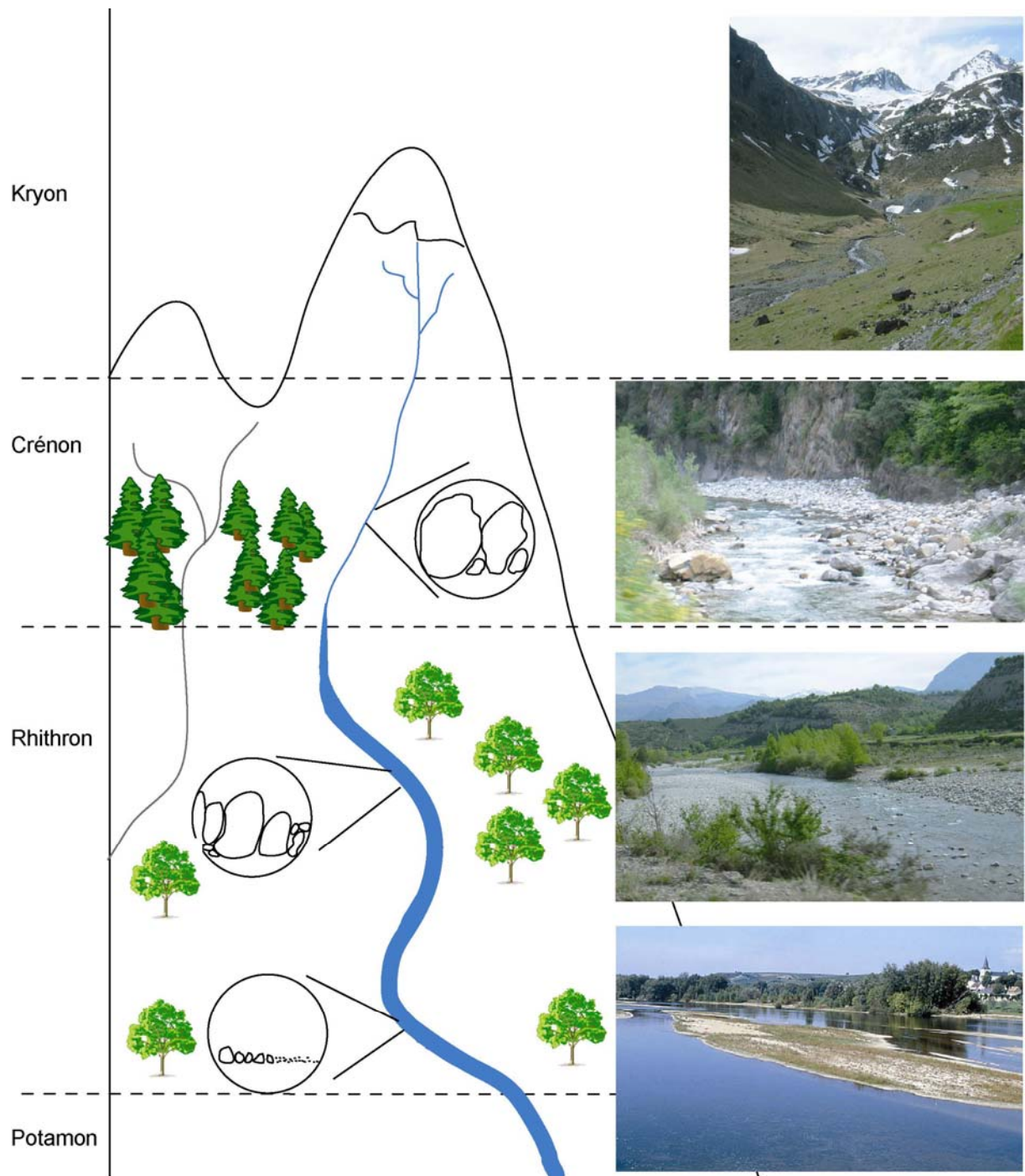


Figure 1 : Typologie d'une rivière (modifiée d'après Botosaneanu, 1979).

L'unité **seuil** est définie comme « une construction naturelle organisée par la rivière, constituée d'un empilement de grains grossiers alignés diagonalement ou transversalement, et où l'écoulement est rapide en basses eaux » (Degoutte, 2006, p. 118) (Fig. 2). En période de crue, ce sont des zones de divergence de l'écoulement induisant une dissipation de l'énergie et le dépôt de la charge de fond ; en basses eaux,

ce sont des zones turbulentes du fait de leur faible profondeur (Keller & Melhorn, 1973 ; Petts & Amoros, 1996 ; Knighton, 1998). Du fait de la proéminence du seuil dans le profil longitudinal, des infiltrations d'eau ont lieu entre l'amont et l'aval de celui-ci. Elles ont pour conséquence de limiter le colmatage du substrat par la matière organique et de maintenir sa bonne oxygénation. A l'inverse, les **mouilles** sont des zones de concentration de l'énergie en crue et donc de surcreusement et d'affouillement. Par contre en période de basses eaux, elles sont soumises à des courants lents et à une turbulence modérée qui favorisent le colmatage du fond par la matière en suspension d'origine minérale ou organique.

Les seuils et les mouilles alternent d'une rive à l'autre et sont régulièrement espacés. La distance entre deux seuils varie généralement entre 5 et 7 fois la largeur du lit (Gregory *et al.*, 1994). Comme les marches et les trous d'eau de l'amont, ces unités dont l'existence est pérenne sont mobiles dans l'espace (Derruau, 1974). En effet, durant les événements hydrologiques de forte intensité, les unités migrent progressivement de l'amont vers l'aval. Ainsi, avec le déplacement du train d'ondes vers l'aval, l'unité géomorphologique d'un point donné peut être un seuil à une date et une mouille dix ans plus tard.

Enfin, dans la partie potamique caractérisée par un affaiblissement de la pente et une plaine alluviale très développée, prédominent des unités lenticues à charge de fond sableuse. Leur profondeur est généralement plus forte, donnant une moindre importance au caractère sinusoïdal du profil en long. La charge de fond est pour l'essentiel sableuse et transite sous la forme de champs de dunes ; elle s'accumule en bancs de sable ponctuels dont la migration est réduite en raison de la baisse de la capacité de transport (Church, 1996 ; Rosgen, 1996).

Les unités géomorphologiques sont elles-mêmes constituées de l'assemblage de **biotopes** qui sont les unités spatiales utilisées le plus souvent par les hydrobiologistes, et dans lesquelles se trouvent les habitats, caractérisées par l'écoulement (hauteur d'eau, vitesse, turbulence de l'écoulement), (Fig. 3 et 4). La dénomination de ces biotopes (plat, radier, chenal lotique, chenal lentique, etc.) diffère ainsi selon leurs caractéristiques physiques (Newson *et al.*, 1998 ; Brierley & Fryirs, 2000). Nous avons retenu pour notre étude, le terme de « **biotope** ». Cependant, dans la littérature spécialisée, ces biotopes sont tantôt appelés « biotopes hydrauliques ou physiques » (Wadson, 1994 ; Padmore, 1998 ; Padmore *et al.*, 1998), tantôt « faciès d'écoulement », ou encore « habitats physiques » (Malavoi, 1989 ; Malavoi & Souchon, 2002 ; Souchon *et al.*, 2002). Ces différents termes introduisent des confusions (qui se retrouvent quand il s'agit de désigner les lieux d'échantillonnage), auxquelles s'ajoutent les dénominations de la littérature anglo-saxonne.

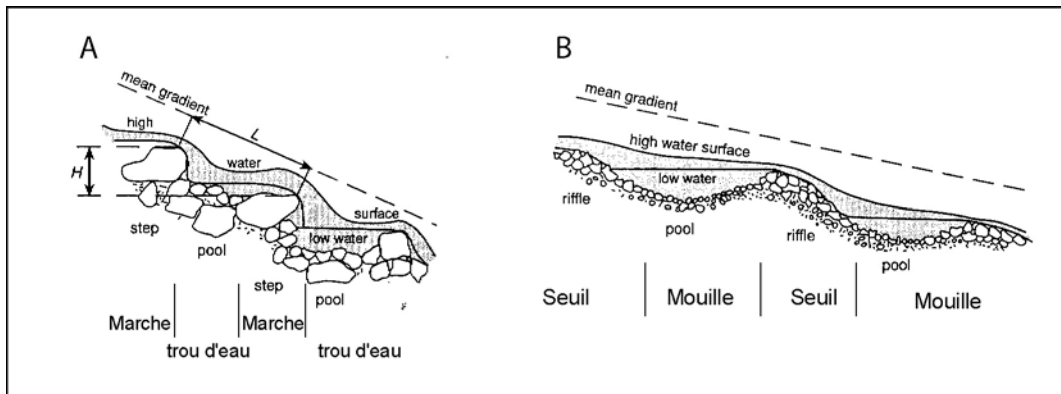


Figure 2 : Caractéristiques des unités géomorphologiques typiques des têtes de bassins : marche – mouille (step - pool) (A) et des zones plus aval : seuil – mouille (riffle - pool) (B) (modifié de Knighton, 1998).

Les biotopes sont eux-mêmes constitués **d’habitats**, qui décrivent l’environnement local au sens habitat biologique (sables, galets, macrophytes, etc.), en relation avec la hauteur d’eau et la vitesse de l’écoulement qui sont mesurées au niveau du substrat (Malavoi, 1989 ; Newson & Newson, 2000). Cependant, là encore, la terminologie scientifique qui désigne les habitats (terme utilisé dans notre étude) induit des erreurs d’appréciation. En effet, selon les auteurs, il est question de « mésohabitats », d’« habitats physiques fonctionnels » ou de « microhabitats » (Malavoi, 1989 ; Armitage & Pardo, 1995 ; Pardo & Armitage, 1997).

Les biotopes (et les habitats qui les constituent) présentent une grande diversité de structures et, leur agencement spatial dans l’hydrosystème auquel ils appartiennent varie selon leur position le long du *continuum* fluvial (Fig. 1 et 3) (Illies & Botosaneanu, 1963; Botosaneanu, 1979 ; Verneaux, 1976, 1977; Vannote *et al.*, 1980 ; Rosgen, 1996).

Dans la zone montagnarde appelée kryon (altitude supérieure à 1600 m), les biotopes sont principalement lotiques et cascadants ; ils sont soumis à des apports hydriques d’origine nivale et glaciaire. L’hydrologie y est donc contrastée, avec des écoulements faibles en période de rétention hivernale, et des hautes eaux et des crues marquées lors du redoux printanier et des orages estivaux (Steffan, 1972 ; Cosandey *et al.*, 2003).

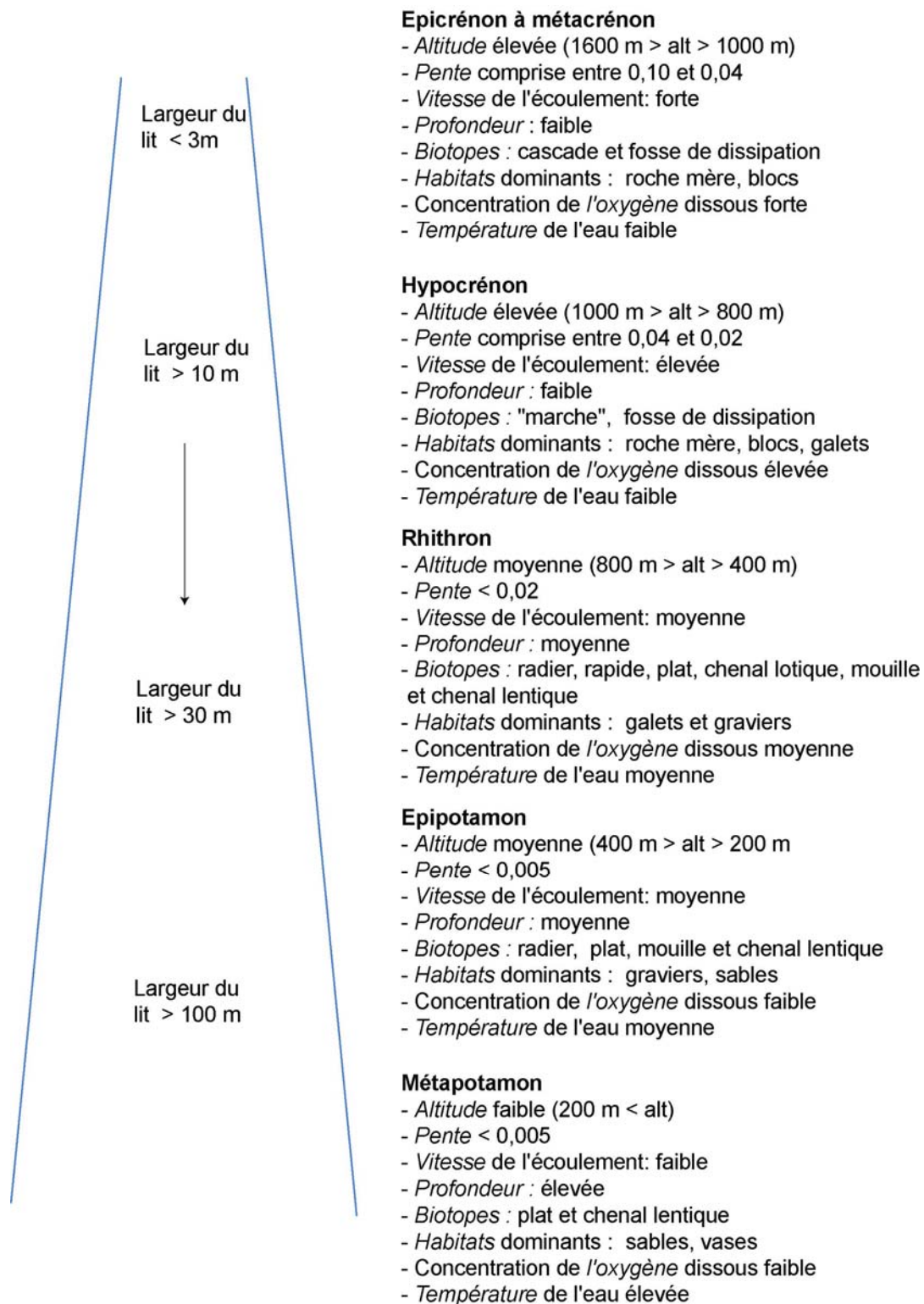


Figure 3 : Zonation amont-aval et évolution des caractéristiques morpho-sédimentaires et physico-chimiques (modifiées d'après Vannote *et al.*, 1980 ; Rosgen, 1996).

Au niveau du crénon, dans les zones à marche – mouille, les biotopes sont majoritairement des cascades, des fosses de dissipation et des plats. Les habitats sont constitués de substrats à blocs très

grossiers, voire de l’affleurement de la roche mère (« bedrock ») et les variations hydrologiques sont encore très marquées (Rosgen, 1996).

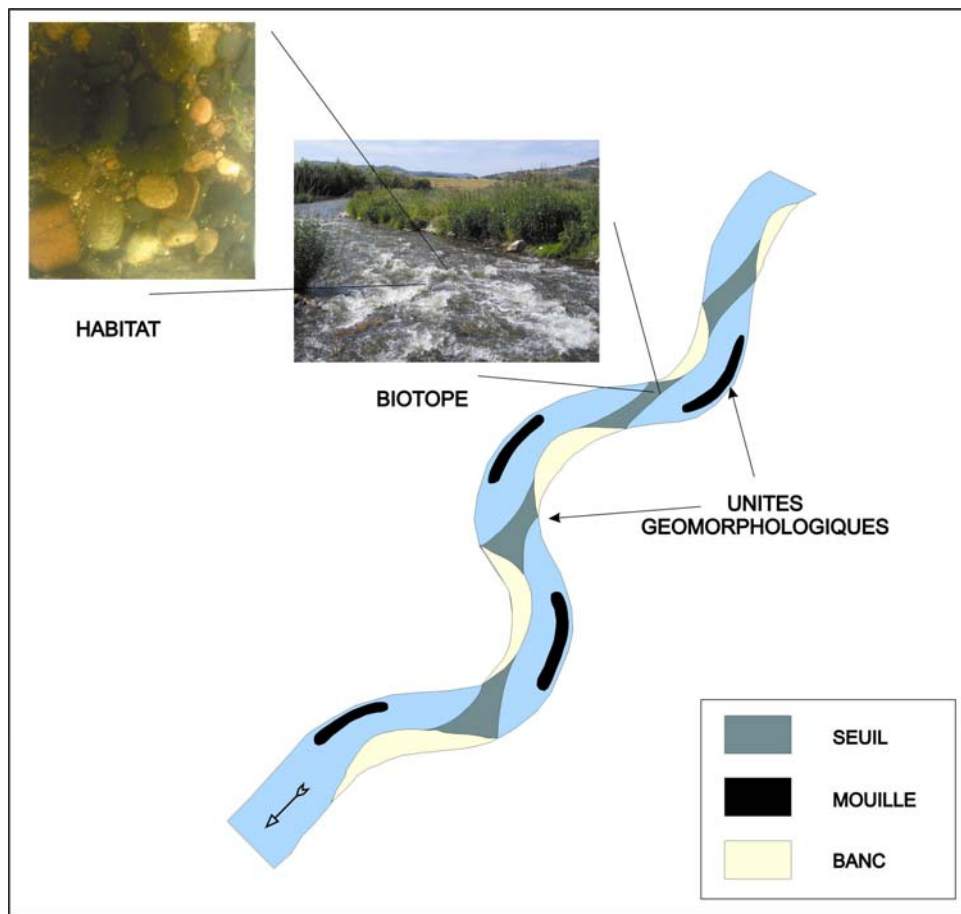


Figure 4 : Emboîtement des unités caractéristiques de l’environnement physique, utilisées par les géomorphologues (unités géomorphologiques) et les hydrobiologistes (biotopes et leurs habitats).

Au niveau du rhithron, dans la zone à successions seuils – mouilles, coexiste une large gamme de vitesses d’écoulement et de profondeurs de l’eau, associée à des substrats variés pouvant aller des galets aux graviers, auxquels s’accrochent parfois du périlithon et des végétaux aquatiques. Ces conditions environnementales induisent une grande diversité de biotopes et d’habitats. Nous les avons répertoriés dans les unités géomorphologiques seuils et mouilles qui ont fait l’objet de ce travail (Tab. 1). Le **seuil** est constitué de plusieurs biotopes qui se succèdent de l’amont vers l’aval. La partie amont, profonde et courante, est constituée d’un plat. Avec la baisse de profondeur correspondant à la remontée de l’onde sinusoïdale du profil en long, le plat devient un radier et le substrat est sub-affleurant. A la rupture de pente, marquant la limite aval du seuil, se localisent parfois des rapides qui témoignent de la dissection du seuil par érosion régressive lors de la décrue. La **mouille** est, elle aussi, constituée d’un assemblage de biotopes, dans lesquels radiers et plats sont également présents. Mais

ce sont surtout les zones d'eaux profondes (mouille de concavité, chenaux lenticques ou lotiques) qui les caractérisent. Dans les rivières méandriformes, ces biotopes sont préférentiellement localisés dans la concavité des sinuosités (Padmore, 1998 ; Padmore *et al.*, 1998 ; Malavoi & Souchon, 2002).

Tableau 1 : Liste des biotopes observables sur une rivière à alternance seuils - mouilles (d'après nos observations de terrain modifiées de Padmore, 1998 ; Padmore *et al.*, 1998 ; Malavoi & Souchon, 2002) (terme anglais en italique).

Unité géomorphologique	Biotope	Critères d'identification	Type d'écoulement
SEUIL <i>RIFFLE</i>	Plat courant <i>Run</i>	Peu profond vitesse élevée > 30 cm.s ⁻¹ souvent en amont du seuil	Surface de l'eau présentant des vortex.
	Radier <i>Riffle</i>	Peu profond vitesse élevée, > 30 cm.s ⁻¹ .	Vaguelettes visibles liées à la présence du substrat à proximité de la surface.
	Rapide <i>Boil</i>	Peu profond vitesse élevée > 30 cm.s ⁻¹ situé dans des zones d'incisions des sédiments.	Turbulence très importante avec vaguelettes et parfois des vortex.
MOUILLE <i>POOL</i>	Chenal lotique <i>Lotic channel</i>	Profond vitesse > 30 cm.s ⁻¹ occupe la majeure partie du lit de la rivière. Il est situé entre les seuils.	Écoulement laminaire
	Chenal lenticque <i>Lentic channel</i>	Profond vitesse faible < 30 cm.s ⁻¹ souvent situé en bordure du lit.	Pas de turbulence ; écoulement à peine perceptible.
	Fosse d'affouillement <i>Dammed pool</i>	Profond vitesse faible < 30 cm.s ⁻¹ le long d'un obstacle à l'écoulement.	Écoulement à peine perceptible.
	Mouille de concavité <i>Boil</i>	Profond vitesse < 30 cm.s ⁻¹ localisée en bordure du lit dans la concavité d'un méandre	Présence de vortex horizontaux et verticaux.
	Plat lenticque <i>Glide</i>	Peu profond vitesse moyenne souvent en amont d'un radier.	Écoulement laminaire.
	Plat courant <i>Run</i>	Peu profond vitesse élevée > 30 cm.s ⁻¹ .	Surface de l'eau présentant des vortex.
	Radier <i>Riffle</i>	Peu profond, à vitesse élevée > 30 cm.s ⁻¹ .	Vaguelettes visibles liées à la présence du substrat à proximité de la surface.

Au niveau de l'épipotamon, la largeur du lit des cours d'eau augmente encore et la pente s'affaiblit. Les successions seuils – mouilles tendent à disparaître et sont remplacées par une uniformisation des conditions (dominance du chenal). Dans l'ensemble, les biotopes tendent à être plus lenticques qu'au niveau du rhithron. Les habitats sont caractérisés par des substrats grossiers à fins.

Au niveau des méta- et hypopotamon, la pente très faible implique que les biotopes à tendance lentique dominant, ce qui n'exclut pas de forts débits dans le chenal principal (voire dans les milieux fortement rectifiés, ou canalisés). Les habitats, présentant des substrats fins tels que sables et vases, prédominent (ou bien, associées à une tendance à l'uniformisation des habitats, la forte profondeur et l'augmentation des débits deviennent difficilement compatibles avec les techniques classiques de prélèvement de la macrofaune).

A ces unités spatiales emboîtées, qui évoluent en fonction de la connectivité à la fois longitudinale, transversale et verticale de la rivière (Naiman *et al.*, 1991), et de manière à mettre en place un protocole d'échantillonnage compatible avec les demandes de la Directive Cadre Européenne, nous avons intégré les habitants qui les peuplent, c'est-à-dire, pour notre étude, les macroinvertébrés. Dans cette perspective la distribution de ces organismes a été analysée en liaison avec leur position dans le *continuum*.

B. Une composante biologique fluviale : les macroinvertébrés benthiques comme indicateurs de la qualité du milieu.

Avec l'avancement des connaissances, des concepts ont émergé permettant d'expliquer la distribution de la macrofaune benthique. Il y a eu les travaux sur la zonation écologique des cours d'eau (Illies & Botosaneanu, 1963 ; Botosaneanu, 1979), ceux de Vannote *et al.* (1980) avec le concept de « *continuum* fluvial », ceux de Elwood *et al.* (1983) avec celui des « flux en hélice », ceux de Junk *et al.* (1989), d'Amoros et Petts (1993), de Décamps (1996) ou de Petts & Calow (1996) qui ont dégagé l'importance de la « dimension latérale » et le rôle des interfaces terre - eau dans le fonctionnement des systèmes lotiques (cf. Lair et Reyes-Marchant, 2000).

De cet ensemble d'études, il ressort que les conditions du milieu de vie (altitude, morphologie des vallées, pente et variables physico-chimiques) se modifient depuis la source jusqu'à l'embouchure (Hynes, 1970 ; Brown & Brussock, 1991 ; Wohl *et al.*, 1995 ; Carter *et al.*, 1996 ; Giller & Malmqvist, 1998 ; Fowler & Death, 2000 ; Armitage *et al.*, 2001 ; Cushing & Allan, 2001 ; Hamada *et al.*, 2002 ; Schmera & Eros, 2004).

Les facteurs locaux (débit, largeur du lit, vitesse d'écoulement, etc.) qui sont en relation avec l'assemblage des formes fluviales du chenal influencent également les communautés de macroinvertébrés (Cummins & Lauff, 1969 ; Minshall & Minshall, 1977 ; Statzner & Higler, 1986 ; Richards *et al.*, 1997 ; Bouckaert & Davis, 1998 ; Vinson & Hawkins, 1998 ; Kay *et al.*, 1999 ; Malmqvist *et al.*, 1999 ; Beisel *et al.*, 2000 ; Downes *et al.*, 2000 ; Rempel *et al.*, 2000 ; Crosa & Buffagni, 2002 ; Nelson &



Lieberman, 2002 ; Arscott *et al.*, 2003 ; Vinson & Hawkins, 2003 ; Schmera, 2004 ; Pedersen, 2003 ; Weigel *et al.*, 2003 ; Graça *et al.*, 2004 ; Sanderson *et al.*, 2005 ; Eyre *et al.*, 2006 ; Jackson *et al.*, 2007).

De ce fait, en fonction de la position dans le *continuum* tel que nous l'avons défini précédemment, le peuplement de macroinvertébrés évolue. Et, par exemple, selon que la tête de bassin versant soit boisée ou non, etc., il s'adapte aux différentes zones.

Dans les rivières torrentielles de **la zone du kryon**, caractérisées par des habitats de type blocs, aux eaux bien oxygénées aux températures très froides, où les variations hydrologiques sont fortes, la diversité taxonomique est faible. Les organismes sont essentiellement des broyeurs, des filtreurs et des prédateurs qui vont s'alimenter des apports du bassin versant. Dans certains cas, en relarguant des nutriments, la fonte des glaciers peut induire le développement d'une flore algale abondante, propice à la vie de ces organismes (Castella, communication personnelle). Cependant, dans certaines conditions particulièrement drastiques, même les groupes faunistiques polluo-sensibles peuvent quasiment être absents, faute de nourriture disponible (Botosaneanu, 1979 ; Snook & Milner, 2001 ; Lods-Crozet *et al.*, 2001).



Dans l'**épicronéon** et le **métacrénéon**, caractérisés par des conditions lotiques et des eaux de faible pH (favorables au développement des bryophytes), les habitats dominants de type blocs (soumis à des contraintes hydrauliques moins importantes qu'au niveau du kryon) vont abriter une faune plus diversifiée. Les taxons polluo-sensibles adaptés à des vitesses d'écoulement élevées, à de fortes teneurs en oxygène

dissous et à de faibles températures vivent préférentiellement dans ces zones. Ce sont essentiellement des broyeurs, des filtreurs, des racleurs-brouteurs et des prédateurs qui vont également s'alimenter des apports du bassin versant mais aussi du périphyton qui commence à apparaître.

Plus en aval, dans l'hypocrénéon et dans le rhithron, les nombreux habitats des biotopes lotiques et lenticques abritent une faune de macroinvertébrés très diversifiée, avec notamment des taxons polluo-sensibles dans les zones les plus oxygénées caractérisées par des températures encore fraîches. (Vannote *et al.*, 1980 ; Statzner & Higlner, 1986 ; Carter *et al.*, 1996). Ce sont encore des broyeurs, des

filtreurs, des racleurs-brouteurs et des prédateurs qui vont s'alimenter en partie des apports de la ripisylve et de la dégradation de la matière organique grossière venue de l'amont et du périphyton.

La partie épipotamique caractérisée par des variations de température importantes, un déficit en oxygène possible, des substrats plus fins (de type graviers) et un courant plus lent, constitue une zone de transition pour la communauté de macroinvertébrés (Souchon, 2002). En effet, les taxons polluo-sensibles sont moins diversifiés, contrairement aux Mollusques, aux Coléoptères ou aux Crustacés. Les groupes trophiques sont également plus limités ; en effet, les broyeurs régressent et ce sont essentiellement des filtreurs, des racleurs-brouteurs, des mangeurs de sédiments fins et des prédateurs qui vont s'alimenter de matière organique plus fine et aussi de périphyton.

Au niveau du méta- et de l'hypopotamon, les conditions sont plus homogènes (hors période de crues) et les substrats plus fins (de type graviers ou sable comme au niveau de la Loire potamique). Les eaux sont relativement lentes et très profondes, donc difficilement échantillonnables avec les moyens classiques employés du crénon à l'épipotamon. Dans ces zones, de nombreux taxons s'abritent dans la végétation de la bordure rivulaire et sur les substrats minéraux grossiers (Bournaud & Cogerino, 1986). Cependant, la diversité taxonomique est en principe plus faible (Vannote *et al.*, 1980). En réalité, la composition taxonomique est différente avec très peu de taxons polluo-sensibles {vont persister des Plécoptères adaptés aux conditions du chenal ou aux annexes hydrauliques (bras morts) tels que *Xanthoperla apicalis* ou *Taeniopteryx schoenemundi* (Bacchi, 2000)} mais des taxons tels que les Mollusques, Coléoptères, Chironomidés ou Crustacés vont se diversifier (Statzner & Higler, 1985 ; Ivol-Rigaut, 1998). Dans ces zones, des organismes adaptés aux variations de température (avec leurs conséquences sur l'oxygène dissous) sont présents. Ces animaux sont essentiellement des filtreurs, des mangeurs de sédiments fins et des prédateurs qui vont s'alimenter de la matière organique fine, du phyto- et du zooplancton.

Avant de nous attacher aux techniques liées aux macroinvertébrés, notre attention a été retenue par les méthodes de bio-évaluation proposées dans la littérature scientifique. Des organismes tels que les diatomées (Schoeman & Haworth, 1986 ; Lecointe *et al.*, 1993 ; Coste *et al.*, 1994 ; Rott *et al.*, 1998), les macrophytes (Haury *et al.*, 1999), les oligochètes (Lafont *et al.*, 1996 ; Prygiel *et al.*, 1999), les chironomidés (essentiellement exuvies de pupes et imagos ; Kownacki, 1995 ; Gendron & Laville, 1997), etc. sont en effet utilisés dans les méthodes de bio-évaluation de la qualité des rivières, comme nous l'avons évoqué en introduction. Ces indicateurs biologiques ont comme intérêt la possibilité de les utiliser depuis le crénon jusqu'à l'estuaire, cependant leur succès encore limité est lié à trois

raisons: 1) l'appartenance à un minimum de groupes trophiques dans la pyramide écologique (contrairement aux macroinvertébrés), 2) la demande de spécialisation, 3) la lourdeur du travail d'identification.

Pour les macroinvertébrés benthiques, les différentes méthodes d'évaluation biologique de la « santé des écosystèmes » reposent sur le fait que ces communautés répondent aux changements de la qualité physico-chimique de l'eau qui résulte de l'enrichissement progressif de la masse d'eau le long du *continuum* (ce qui n'exclut pas les changements d'habitats). Cependant, des confusions de termes ont été introduites, liées aux différences d'échelle de perception utilisées par les auteurs. Ainsi, pour le géomorphologue, le terme anglais « riffle » désigne le seuil, alors que pour l'hydrobiologiste, il peut faire référence au radier. C'est ainsi qu'à la lecture des protocoles d'échantillonnage décrits par les auteurs, dont il sera question dans la section suivante, les terminologies employées pour désigner les composantes de l'environnement physique, dans lesquelles sont réalisés les prélèvements de la macrofaune benthique, font référence au Tableau 1 cité précédemment.

II. Analyse critique des principales méthodes de bio-évaluation basées sur les macroinvertébrés benthiques

Au départ, c'est l'Anglais Woodiwiss (1960, 1964) qui a mis en place le premier indice biotique appelé Trent Biotic Index (TBI). Puis, avec l'avancement des connaissances, plusieurs indices ont été mis en place en fonction de la situation géographique de la rivière concernée à l'intérieur du territoire (Australie) ou en fonction des Etats (Allemagne ou Etats-Unis). Nous avons ainsi dégagé quatre catégories d'indices.

A. Méthodes dérivées du Trent Biotic Index

Ce sont des méthodes basées sur la collecte des macroinvertébrés dans les différents habitats d'une rivière, sans qu'il soit tenu compte de leurs importances respectives. L'estimation de la qualité de l'eau, par les méthodes issues du TBI, est obtenue grâce à une note finale déterminée à l'aide d'une grille basée sur un **système à deux entrées**, incluant la richesse taxonomique de la station étudiée et le taxon le plus polluo-sensible (Tab. 2).

Tableau 2 : Méthodes d'échantillonnage BBI, IBGN, IBGA, IBE et DSFI.

BBI Indice Biotique Belge	<u>Echantillonnage.</u> Tous les habitats sont échantillonnés en remuant les sédiments ou la végétation. Les zones profondes peuvent être échantillonnées à l'aide de substrats artificiels.
Belgique De Pauw & Vanhooren (1983)	<u>Appareil de prélèvement.</u> Filet attaché sur 2 côtés recueillant les animaux délogés en amont avec le pied, similaire à une seine («kick-net») ou un filet emmanché type troubleau («hand-net») <u>Niveau de détermination.</u> Famille ou genre.
IBGN Indice Biologique Global Normalisé	<u>Echantillonnage.</u> Sur un secteur de longueur égale à 10 fois la largeur du lit, huit échantillons sont collectés sur des substrats différents dans des gammes de vitesses différentes.
France AFNor (1992)	<u>Appareil de prélèvement.</u> Filet Surber, surface connue. <u>Niveau de détermination.</u> Ordre ou famille.
IBGA Indice Biologique Global Adapté	<u>Echantillonnage.</u> Sur un secteur de rivière, trois techniques sont associées permettant de collecter 15 à 17 échantillons : 8 dans les zones rivulaires avec un filet Surber; 3 par dragage dans le chenal; 4 à 6 avec les substrats artificiels.
France Agence de l'Eau Rhône -Méditerranée-Corse (1997)	<u>Appareil de prélèvement.</u> Filet Surber (ou Haveneau), drague cylindro-conique ou triangulaire et substrats artificiels. <u>Niveau de détermination.</u> Classe à famille.
IBE Indice Biotico Estesio	<u>Echantillonnage.</u> Un transect de rivière est échantillonné sans préciser le nombre d'échantillons qui dépend du type de substrat et de la présence ou pas d'un nouveau taxon. Entre chaque opération, les taxons sont identifiés <i>in-situ</i> avant d'être regroupés en un échantillon unique.
Italie Ghetti (1997)	<u>Appareil de prélèvement.</u> Troubleau et tube de plastique mobile appliqué sur le fond. <u>Niveau de détermination.</u> Famille ou genre.
DSFI Danish Stream Fauna Index	<u>Echantillonnage.</u> Tous les habitats d'un site sont échantillonnés. Le site d'étude est divisé en 3 transects séparés par 10 m et le préleveur effectue 4 prélèvements par transect, le tout conditionné en un seul échantillon. Dans les rivières très larges, non accessibles à pied, tous les substrats accessibles depuis la berge sont collectés.
Danemark Skriver <i>et al.</i> (2000)	<u>Appareil de prélèvement.</u> Filet attaché sur 2 côtés recueillant les animaux délogés en amont avec le pied, similaire à une seine. <u>Niveau de détermination.</u> Le niveau de détermination est défini en fonction de chaque groupe (famille ou genre).

L'utilisation de ces indices biotiques réduit la qualité environnementale des rivières à une note, ce qui conduit à une perte d'information et introduit un biais dans l'évaluation biologique et écologique (Dolédec *et al.*, 1999). Pour les cours d'eau de plaine, la note obtenue en combinant la richesse avec le taxon le plus polluo-sensible, introduit un second biais. En effet, dans ces derniers, la présence majoritaire de taxons polluo-tolérants ne signifie pas forcément une dégradation du milieu, mais peut simplement traduire la classique évolution amont-aval décrite précédemment, qui conditionne la présence d'une faune adaptée aux zones de plaine (altitude, position sur le *continuum*, température, etc.).

B. Méthodes dérivées du Chandler's Biotic Index

Ce sont des méthodes basées sur la collecte des macroinvertébrés dans les habitats les plus fréquents d'une rivière. Très utilisées, elles ont été l'objet de différentes adaptations selon les pays. Ainsi, parallèlement à la création du Trent Biotic Index, le Chandler's Biotic Index a été conçu au début des années 1970 (Chandler, 1970). Il est à l'origine du Biological Monitoring Working Party Score (BMWP) créée en 1980 en Angleterre par Chester auquel est souvent associé l'« Average Score Per Taxon » (National Water Council, 1981 ; Armitage *et al.*, 1983) (Tab. 3). La note finale de qualité de l'eau est obtenue en associant des points à chaque taxon selon leur niveau de polluo-sensibilité.

Tableau 3 : Méthode d'échantillonnage du BMWP et des autres méthodes qui en sont issues.

BMWP Biological Monitoring Working Party Score Angleterre Chester (1980)	<u>Echantillonnage.</u> En 3 minutes, les principaux habitats sont prospectés, que ce soit en zone de sédimentation ou en zone d'érosion, en perturbant les sédiments avec le pied de manière à déloger les animaux. <u>Appareil de prélèvement.</u> Filet troubleau. <u>Niveau de détermination.</u> Famille.
IBMWP Iberian Biological Monitoring Working Party Score Espagne Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1988)	<u>Echantillonnage.</u> En 3 minutes, les principaux habitats sont prospectés que ce soit en zone de sédimentation ou en zone d'érosion, en perturbant les sédiments avec le pied. La collecte est répétée jusqu'à ce qu'aucun nouveau taxon ne soit trouvé ; en effet, entre chaque opération, les taxons sont identifiés <i>in-situ</i> . <u>Appareil de prélèvement.</u> Filet troubleau. <u>Niveau de détermination.</u> Famille.
SASS South African Scoring System Afrique Chutter (1998)	<u>Echantillonnage.</u> Les habitats sont échantillonnés après avoir été perturbés avec le pied. La durée ou la surface est fonction de l'habitat échantillonné. <u>Appareil de prélèvement.</u> Filet troubleau. <u>Niveau de détermination.</u> Famille.
SIGNAL Stream Invertebrate Grade Number – Average Level Australia Mackie (1998)	<u>Echantillonnage.</u> En 3 minutes, les principaux habitats sont prospectés, que ce soit en zone de sédimentation ou en zone d'érosion, en perturbant les sédiments avec le pied. <u>Appareil de prélèvement.</u> Filet troubleau. <u>Niveau de détermination.</u> Famille.
NEPBIOS Nepalese Biotic Score Népal Sharma (2000)	<u>Echantillonnage.</u> Les principaux habitats sont échantillonnés avec un filet. En zones profondes, possibilité d'utiliser les substrats artificiels. <u>Appareil de prélèvement.</u> Filet attaché sur 2 côtés recueillant les animaux délogés en amont avec le pied (similaire à une seine), filet troubleau ou substrat artificiel. <u>Niveau de détermination.</u> Famille.

Par rapport au groupe précédent de méthodes, la prise en compte des habitats les plus fréquents et du niveau de polluo-sensibilité de chaque taxon, défini par une note, permet un gain d'information.

C. Méthodes rapides de bio-évaluation (RBA)

Des méthodes de bio-évaluation, dites « rapides » (RBA : Rapid Biological Assessment) ont été élaborées, offrant « l'avantage d'être attractives pour les gestionnaires en produisant des résultats facilement interprétables dans un délai plus court et pour un coût plus faible que les autres méthodes » (Resh & Jackson, 1993 ; Lenat & Barbour, 1994 ; Resh, 1995 ; Resh *et al.*, 1995 ; Growns *et al.*, 1997). Aux Etats-Unis, les méthodes employées en routine furent le RBPII et le RBPIII (Plafkin *et al.*, 1989). Egalement adoptées dans d'autres pays comme en Australie (Chessman, 1995), elles ont été remaniées et ont donné lieu en 1999 à la mise en service des RBPs (Barbour *et al.*, 1999) (Tab. 4). Par rapport aux indices précédents, aucune note de qualité n'est attribuée, mais des indices de similarité entre communautés macrobenthiques sont calculés. L'information est apportée par la richesse taxonomique, le pourcentage de racleurs-brouteurs, le pourcentage en Ordres polluo-sensibles (EPT), etc.

La collecte est orientée sur les caractéristiques physiques de la rivière, les substrats minéraux représentant les habitats les plus fréquents. Avec ses deux procédures, le RBPs semble applicable à toutes les rivières. Ces méthodes ont aussi l'avantage de conserver l'information apportée par l'analyse écologique du peuplement. Le tri sélectif in-situ utilisé pour le Australian RBA permet de gagner du temps, mais ce peut être au détriment de la représentativité de l'échantillon.

Une méthode européenne, inspirée des RBA

En Europe, l'AQEM a été proposé au cours des années 2000 pour répondre aux exigences de la Directive Cadre Européenne (DCE-2000/60/CE) mise en place pour prévenir les détériorations et améliorer l'état des écosystèmes aquatiques (Logan & Furse, 2002; Irvine, 2004). Cette méthode, qui se veut dérivée du RBA, a pour but de déterminer la classe de qualité écologique (mauvais état à très bon état écologique) des rivières européennes et d'identifier leurs causes possibles de dégradation (Buffagni *et al.*, 2001 ; AQEM consortium, 2002 ; Hering *et al.*, 2004 ; Nijboer *et al.*, 2004). Pour évaluer la qualité de l'eau, 130 métriques sont intégrées dans AQEM, dont de nombreux indices biotiques classiques (BMWP, BBI, etc).

Tableau 4 : Méthodes d'échantillonnage du RBP II et III, du RBPs et du RBA australien

RBP II and III Rapid Bioassessment Protocol II et III Etats-Unis Plafkin <i>et al.</i> (1989)	<u>Echantillonnage</u> . Sur un secteur de 100 m, le préleveur échantillonne les graviers et galets en donnant 2 à 3 coups de filet dans une succession de radiers ou de plats. <u>Appareil de prélèvement</u> . Filet attaché sur 2 côtés recueillant les animaux délogés en amont avec le pied, similaire à une seine ou filet troubleau. <u>Niveau de détermination</u> . Famille pour le RBPII et amélioration au genre ou à l'espèce pour le RBPIII.
RBPs Rapid Bioassessment Protocols Etats-Unis Barbour <i>et al.</i> (1999)	<u>Echantillonnage</u> . <u>Procédure mono-habitat</u> . Sur un secteur de 100 m, le préleveur échantillonne un minimum de 2m ² de graviers (et galets) en donnant 2 à 3 coups de filet dans différentes gammes de vitesse d'un radier ou dans une succession de radiers (ou de plats). <u>Procédure multi-habitats</u> . Echantillonnage dans la proportion de leur représentation. Un total de 20 coups de filet est effectué sur la longueur du tronçon pour collecter un maximum de substrats. <u>Appareil de prélèvement</u> . <u>Procédure mono-habitat</u> . Filet attaché sur 2 côtés recueillant les animaux délogés en amont avec le pied, similaire à une seine ou un filet troubleau. <u>Procédure multi-habitats</u> . Troubleau dont le filet est conique et l'ouverture en « D » (« D-Framed pond net »). <u>Niveau de détermination</u> . Famille voire genre ou espèce.
Australian RBA Australian rapid Biological Assessment Australia Chessman (1995)	<u>Echantillonnage</u> . Prélèvements des macroinvertébrés sur un radier (zone à courant moyen ou rapide) et sur la bordure de la rivière étudiée (zone à courant nul ou faible). Sur chaque zone les substrats présents sur le site sont remués sur une distance de 10 m afin de collecter les taxons. Une sélection des macroinvertébrés est réalisée de façon à réduire le nombre d'individus. Soit ils sont triés durant 30 minutes par échantillon, soit ils sont limités à 100 animaux. <u>Appareil de prélèvement</u> . Filet troubleau. <u>Niveau de détermination</u> . Classe pour les Acariens, Nématodes, Némertiens, Oligochètes et Turbellariés et Famille.

Tableau 5 : Méthode d'échantillonnage d'AQEM.

AQEM Assessment system for the ecological Quality of streams and rivers throughout Europe using benthic Macroinvertebrates Europe AQEM consortium (2002)	<u>Echantillonnage</u> : Vingt échantillons sont collectés sur une station au <i>prorata</i> de la surface de recouvrement des habitats. Les habitats ayant un recouvrement inférieur à 5% ne sont pas collectés. Un habitat ayant une surface= 5% est échantillonné une fois. De manière générale, 13 échantillons sont collectés dans les zones d'érosion (riffle) et 7 dans les zones de sédimentation (pool). Les échantillons sont ensuite regroupés dans un seul pilulier. <u>Appareil de prélèvement</u> : Filets Surber ou troubleau pour les zones profondes <u>Niveau de détermination</u> : Espèce
--	---

AQEM est une méthode multi-substrats qui prend en compte la diversité des habitats au *prorata* de leur recouvrement. Une cartographie fine des différents habitats de la portion de rivière afin

d'obtenir la surface de chacun est nécessaire. Le temps de tri peut être long, car des substrats tels que les macrophytes, les bryophytes ou les vases abritent en général de grandes densités d'organismes. L'information taxonomique à l'espèce allourdit la méthode, qui ne saurait prétendre être rapide.

D. Apports et limites de ces trois catégories d'indices

Pris chacun dans leur contexte, il est certain que – dans les ères géographiques contrôlées par chaque nation - ces trois premiers indices ont permis de faire l'état des lieux et/ou de suivre l'évolution de la qualité des eaux au cours du temps. Les indicateurs proposés ont fait l'objet d'améliorations successives, illustrant non seulement leurs imperfections mais aussi les améliorations liées à l'évolution des connaissances et aux niveaux d'exigence des instances gouvernementales, propres à chaque pays. Tous ces indices diffèrent par la **méthode d'échantillonnage** (biotopes et substrats prospectés, engin de prélèvement, temps d'échantillonnage, nombre de prélèvements, etc.), par le **niveau de détermination** des organismes (ordre, famille, espèce) et par les métriques utilisées pour obtenir le **résultat final**.

Echantillonnage de l'habitat physique

En comparant ces diverses méthodes, il apparaît que les habitats échantillonnés sont très disparates. Certaines méthodes donnent de l'importance à des substrats peu représentatifs du milieu, et non aux substrats dominants, ce qui introduit un biais, d'autant que ceux-ci varient en étendue selon leur place au niveau du *continuum*. Les méthodes multi-substrats prennent en compte des habitats non permanents (bryophytes, macrophytes etc). Les engins de prélèvements sont aussi très divers, ceux à surface indéfinie de type « troubleau » ou « seine » ne permettant pas de comparaisons quantitatives (représentativité de l'habitat). Dans les substrats minéraux grossiers, l'emploi de ce type de filets ne permet pas de prélever sur une surface constante par manque de « calibration » (biaisant de même les résultats). A cela s'ajoute l'habileté technique qui varie d'un préleveur à l'autre ; par exemple, dans les sédiments meubles, le résultat du prélèvement collecté dépend de l'épaisseur de sédiment prélevé (le traitement de volumes différents induisant un autre biais, même avec des engins de surface connue). Cependant, il est certain que les filets (type Surber), à surface définie sont préférables, car ils permettent de recueillir des données quantitatives.

Le mode de collecte varie d'une méthode à l'autre. Tantôt le préleveur doit échantillonner tous les habitats d'un lieu pendant 3 minutes, tantôt il doit parcourir une station dont la longueur est égale à 10 fois la largeur, etc. Le nombre d'échantillons collectés sur une station diffère également et, à notre connaissance, aucune étude relative à la détermination du nombre nécessaire et suffisant, permettant

de justifier le nombre imposé par chaque méthodologie, n'a été publiée. La disparité des temps impartis pour appliquer chacune des méthodes, avec leurs incidences sur le coût des études, est certainement très variable.

Examen faunistique

Classiquement basées sur la sensibilité à la pollution des macroinvertébrés, ces méthodes sont pratiquées selon des niveaux taxonomiques variant de l'Ordre au genre (voire à l'espèce, niveau facilement utilisé dans le cas où le genre possède une seule espèce). Ainsi, pour certains auteurs, l'Ordre est un niveau taxonomique suffisant pour estimer et surveiller la qualité de l'eau, car il offrirait des résultats équivalents à celui du niveau de détermination à la famille ou à l'espèce (Wright *et al.*, 1995; Marchal, 2005). D'autres auteurs préconisent la famille comme niveau de détermination (Hewlett, 2000) et d'autres enfin le genre ou l'espèce (Thompson & Townsend, 2000; Bailey *et al.*, 2001; King & Richardson, 2002; Linke & Norris, 2003; Feio *et al.*, 2006). Il est certain que le niveau de détermination dépend du but de l'étude et du montant financier qui lui est destiné (Waite *et al.*, 2004). Mais, sans parler de l'Ordre, si la détermination à la famille paraît suffisante pour réaliser une bio-évaluation globale, elle ne permet pas de prendre en compte «les différences de sensibilité à la pollution des taxons, induites par les perturbations anthropiques» (Dolishy & Dohet, 2003). Il est évident que la détermination au genre, puis à l'espèce fournit des éléments plus précis pour évaluer la qualité de l'eau. Cependant, la détermination à l'espèce demande nécessairement plus de temps que la détermination au genre et s'avère limitée dans le cas des larvules. Enfin, bien que certaines méthodes dérivées du TBI et du CBI favorisent la détermination à la famille, la majorité des méthodes classiques préconise de plus en plus la détermination au genre (voire à l'espèce).

Mode d'évaluation de la qualité de l'eau

Selon la catégorie concernée, l'évaluation de la qualité de l'eau s'effectue soit par une note calculée à l'aide d'un tableau à double entrée soit par l'association de notes de polluo-sensibilité à chaque taxon ou encore par différentes métriques. Il est clair qu'il convient de ne pas biaiser le résultat obtenu par l'analyse d'échantillons collectés sur des habitats différents et avec des efforts d'échantillonnage différents. En effet, si l'effort d'échantillonnage (cf. Charvet, 1999) n'est pas «calibré», plus il est important, plus le nombre de familles collectées est élevé et donc plus la valeur de l'indice est forte (Armitage *et al.*, 1983) et inversement. De plus, la note finale s'avère sensible au choix des placettes d'échantillonnage (DIREN Lorraine, 2005) et à la géomorphologie de la rivière (De Crespin de Billy *et al.*, 2000). Le fait de collecter des substrats peu représentés (en termes de surface), qui abritent une faune qui leur est propre, peut masquer l'effet des altérations physiques, en particulier dans des cours

d'eau dont les caractéristiques hydro-morphologiques sont très fortement dégradées. Les communautés de macroinvertébrés étant très sensibles à leur habitat, celles collectées sur des sites différents, mais toujours dans les mêmes habitats (en proportion de leur représentativité) peuvent être plus ressemblantes que celles collectées dans des habitats différents et sur un même site (McCulloch, 1986 ; Brown & Brussock, 1991). En effet, comme l'ont souligné Parsons & Norris (1996), les listes taxonomiques obtenues par l'échantillonnage d'habitats multiples peuvent être influencées par l'habitat dominant spatialement. Ainsi, les variations des notes reflétant la qualité de l'eau entre sites seront masquées par la variation inter-habitats sur un linéaire.

En conclusion, il apparaît important de privilégier la collecte des substrats minéraux qui permettent d'avoir des échantillons reproductibles d'un site à l'autre (meilleure « calibration »), et préférentiellement les substrats dominants. De plus, pour mettre en place un nouveau protocole d'échantillonnage, il est nécessaire de favoriser des niveaux de détermination au moins affinés au genre. Enfin, de manière à obtenir des résultats reproductibles et non biaisés par l'échantillonnage, il est donc important de comparer des habitats similaires.

E. Méthodes prédictives

Les méthodes d'évaluation de la qualité de l'eau des rivières que nous venons d'énumérer sont basées sur l'abondance et/ou la richesse des différents groupes taxonomiques qui naturellement fluctuent en fonction de l'habitat physique local, des différences biogéographiques, des conditions écorégionales et saisonnières et de la position sur le *continuum* (Dolédec *et al.*, 1999), sans compter l'influence anthropique. C'est pour cela qu'un nouveau mode de réflexion, basé sur la prédiction, a été développé.

Partant des connaissances acquises sur le fonctionnement naturel des hydrosystèmes fluviaux, une méthode prédictive, appelée « River InVertebrate Prediction and Classification System » (RIVPACS, Wright *et al.*, 1988) a été développée en Angleterre (Tab. 6). Le but est de déterminer la différence de peuplement entre la communauté d'invertébrés échantillonnée et celle qui devrait normalement s'y trouver dans des conditions « vierges de toute présence humaine ». Dans le RIVPACS, les données environnementales (altitude, distance à la source, débit, composition des substrats du lit de la rivière, pente...) sont combinées avec les données biologiques, issues de stations peu perturbées, à l'aide d'un logiciel de classification automatique. Les stations sont ainsi regroupées en fonction des macroinvertébrés présents. Puis les groupes de stations sont associés aux caractéristiques physiques et chimiques pour mettre au point les équations de prévision destinées à évaluer la qualité de l'eau. Ces dernières permettent de rapprocher un site d'étude d'un groupe de stations et de constater une perturbation éventuelle en comparant les listes d'invertébrés espérés avec les listes d'invertébrés

observés. Le RIVPACS anglais est à l'origine de l'«Australian River Assessment System» (AusRivAS, Smith *et al.*, 1999) et de ses variantes telles que le « Northern Territory AusRivAS » (Lloyd & Cook, 2002).

Tableau 6 : Méthode d'échantillonnage du RIVPACS, AusRivAS, Northern Territory AusRivAS, BMBM et WSA.

RIVPACS River InVertebrate Prediction and Classification System Angleterre Wright <i>et al.</i> (1988)	<u>Echantillonnage.</u> En 3 minutes, qualitativement, les principaux habitats sont prospectés que ce soit en zone de sédimentation ou en zone d'érosion proportionnellement à leur surface de recouvrement. Les échantillons sont ensuite regroupés dans un unique pilulier. <u>Appareil de prélèvement.</u> Filet troubleau. <u>Niveau de détermination.</u> Famille et espèce.
AusRivAS Australian River Assessment System Australie Smith <i>et al.</i> (1999)	<u>Echantillonnage.</u> Qualitativement tous les habitats, sur une portion de 10m de rivière, sont collectés en privilégiant les zones de chenal et les zones présentant des macrophytes. Les échantillons sont ensuite regroupés dans un unique pilulier. <u>Appareil de prélèvement.</u> Troubleau dont le filet est conique et l'ouverture en « D ». <u>Niveau de détermination.</u> Famille.
Northern Territory AusRivAS Australie Lloyd & Cook (2002)	<u>Echantillonnage.</u> Qualitativement une portion de 10 m de rivière est échantillonnée d'aval en amont, en collectant dans tous les habitats de la rive, sans omettre les zones à sable perturbées sur une profondeur de 5 à 10 cm. Les échantillons sont ensuite regroupés dans un unique pilulier. <u>Appareil de prélèvement.</u> Filet troubleau. <u>Niveau de détermination.</u> Famille.
BMBM Benthic Macroinvertebrate Biological Monitoring Protocol for rivers and Streams Etats-Unis Plotnikoff & Wiseman (2001)	<u>Echantillonnage.</u> Le préleveur choisit un tronçon de rivière de manière à avoir une succession de seuils et de mouilles. Il collecte ensuite qualitativement un échantillon par seuil (limité aux biotopes présentant des turbulences) en variant profondeur, taille du substrat, localisation à l'intérieur du seuil. Les mouilles peuvent aussi être échantillonnées (un échantillon par mouille) en variant de la même manière la profondeur et la localisation. La surface d'échantillonnage demeure constante (0,19 m ²). <u>Appareil de prélèvement.</u> Troubleau dont le filet est conique et l'ouverture en « D ». <u>Niveau de détermination.</u> Famille ou genre.
WSA Wadeable Streams Assessment Etats-Unis United States Environmental Protection Agency (2004)	<u>Echantillonnage.</u> Une portion de rivière est divisée en plusieurs transects et à l'intérieur de chacun, le préleveur collecte un échantillon en alternant sa position : au ¼ de la largeur du lit à partir de la rive droite puis à la moitié et enfin aux ¾ de la largeur. La méthode de collecte d'un échantillon varie ensuite en fonction du biotope mais la surface demeure constante (0,09 m ²). Les échantillons sont ensuite regroupés dans un unique pilulier. <u>Appareil de prélèvement.</u> Troubleau dont le filet est conique et l'ouverture en « D ». <u>Niveau de détermination.</u> Genre ou espèce.

Aux Etats-Unis, deux indices s'inscrivent dans les méthodes prédictives : le « Benthic Macroinvertebrate Biological Monitoring Protocol for rivers and Streams » (BMBM, Plotnikoff & Wiseman, 2001) et le « Wadeable Streams Assessment » (WSA, United States Environmental Protection Agency, 2004, 2006). Ce sont des méthodes visant à obtenir une classification des sites de référence de la même manière qu'avec RIVPACS.

Contrairement à la plupart des méthodes précédentes, le RIVPACS et ses dérivés sont basés sur la connaissance de l'écologie des taxons (que l'on retrouve avec les TBEP dont il sera question ci-après) et non sur la richesse et/ou l'abondance, souvent biaisées par l'effort d'échantillonnage. De plus, le BMBM réduit le temps d'échantillonnage en définissant l'unité géomorphologique et en ne prélevant qu'un seul échantillon par unité (dont la représentativité n'a cependant pas été établie). Cette méthode permet, a priori, un comparatif amont-aval plus efficace.

Cependant (à l'exception des RBA et du BMBM), ce dernier groupe de méthodes, comme les précédents, ne tient pas compte du tronçon mais concerne une station définie par des coordonnées précises.

Un essai de prédiction : les TBEP

En France, depuis l'Indice Biotique (IB, Tuffery et Verneaux, 1967), l'IBGN est l'aboutissement d'une succession d'indices pratiqués en multi-substrats : l'Indice de Qualité Biologique Global (IQBG), l'Indice de Qualité Biologique Potentielle (IQBP) destiné à révéler les potentialités biogènes du cours d'eau, et l'Indice Biologique de qualité Générale (IBG ; Verneaux *et al.*, 1982) pour lequel le nombre d'échantillons a été augmenté par rapport aux indices précédents (cf. Lair *et al.*, 1996). Cet IBGN est employé dans certains pays limitrophes de la France (Fundación Prodti, 2003) ainsi qu'au Québec (Sandin *et al.*, 2000) et nous en avons relevé les limites. Mais, comme nous l'avons souligné à propos d'autres indices, cette amélioration permanente laisse entrevoir les insuffisances liées à la seule application d'un Indice.

C'est pour obtenir des informations plus complètes sur l'écosystème et ses perturbations éventuelles, que la qualité de l'eau estimée à partir de l'IBGN a été analysée en examinant la distribution des différents taxons le long du *continuum* en fonction de leurs affinités. Les données recueillies sur la biologie, l'écologie et la physiologie de ces différents taxons ont été codées en valeurs numériques (variant de 0 à 5). Elles permettent de lier un taxon à une caractéristique appelée « modalité » (exemple : taxon et modalité rhithron) (Chevenet *et al.*, 1994) ; la valeur 0 signifie que l'animal n'a aucune affinité pour cette modalité et la valeur 5 indique que son affinité est maximale. Cette méthode par « codage flou », proposée en France, a permis de faire la relation entre habitat et espèce et ainsi de tester le « River Habitat Templet » (concept qui prend en compte la mosaïque des habitats), (Dolédéc & Statzner, 1994; Tachet *et al.*, 1994; Townsend & Hidrew, 1994; Usseglio-Polatera & Tachet, 1994). Finalement, 22 Traits Biologiques, Ecologiques et Physiologiques (TBEP), composés

chacun de 2 à 9 modalités, ont été déterminés (exemple : TBEP = distribution longitudinale et l'une de ses modalités = rhithron). Ces TBEP demeurent des outils pertinents pour mieux comprendre la structure et le fonctionnement des communautés et pour prendre en compte la distribution des taxons sur le *continuum* (Charvet, 1999 ; Charvet *et al.*, 2000 ; Usseglio-Polatera *et al.*, 2000a ; Marneffe, 2003). Ils permettent d'une part de décrire la distribution théorique des organismes benthiques en fonction de leur environnement physique et, d'autre part d'établir un descriptif de la rivière étudiée, basé sur la biologie, l'écologie et la physiologie des organismes réellement présents. Dans ce second cas, il est alors possible de détecter les éventuelles irrégularités de distribution, qu'elles soient d'ordre physique et/ou anthropique.

III. Les objectifs de la présente étude

L'analyse critique des différentes méthodes de bio-évaluation révèle des disparités : modes d'échantillonnage, critères de détermination de la qualité (notes et méthodes prédictives), etc. Mais surtout, au regard de la variabilité intrinsèque du milieu naturel, l'échantillonnage – sur lequel est basée toute étude – paraît conduit indépendamment de toute référence à la géomorphologie fluviale (agencement des géoformes, dynamique géomorphologique) et à ses constantes. Ainsi, la possibilité de travailler sur des géoformes facilement repérables sur le terrain et qui soient présentes dans la majorité des cours d'eau constituerait une avancée considérable dans l'amélioration des méthodologies de collecte des macroinvertébrés benthiques.

L'hypothèse de départ était de déterminer si l'échantillonnage de la macrofaune benthique sur des géoformes communes à la grande majorité des rivières permettrait d'obtenir des résultats représentatifs de la qualité de l'eau (avec une attention particulière pour les genres polluo-sensibles). Pour cela, nous avons privilégié des secteurs caractérisés par des successions seuils - mouilles, typiques de la zone s'étendant de l'épirhithron à l'épipotamon, où se rencontre une forte diversité de biotopes et d'habitats associés à une diversité faunistique élevée. La mise en place du protocole d'échantillonnage, intégrant les unités géomorphologiques comme unité spatiale élémentaire, a été subdivisée en cinq étapes, permettant de répondre aux questions suivantes (Fig. 5) :

L'unité géomorphologique « seuil » peut-elle être retenue en tant qu'unité d'échantillonnage ?

Nous avons recherché si, comparativement à la mouille, l'unité géomorphologique seuil était représentative de la macrofaune benthique. C'est une géoforme facile à reconnaître sur le terrain car,

pour le non spécialiste de dynamique fluviale, il suffit d'avoir le sens de l'observation. Facilement accessible en raison des faibles profondeurs d'eau qui la recouvrent, l'unité seuil présente une grande diversité de biotopes. Comme ce type de formation constitue des points hauts dans le profil en long des cours d'eau, c'est le lieu privilégié d'échanges hydrologiques avec le milieu hyporhéique : infiltrations en tête de la géoforme (« downwelling ») et remontées de l'eau en aval (« upwelling »). Ces échanges entraînent une eau plus fraîche et bien oxygénée, la mise en circulation des nutriments dans la zone de remontée (due à des processus tels que la nitrification et la libération de phosphates), et par conséquent, l'installation d'une faune spécifique incluant les taxons polluo-sensibles (Vaux, 1968, Hendricks & White, 1991, Stanford & Ward, 1993; Mermillot-Blondin *et al.* 2000 ; Pepin & Hauer, 2002).

Partant d'un tronçon de rivière, nous avons identifié tous les biotopes du seuil et de la mouille. La caractérisation de ces biotopes a porté sur des critères physiques et biologiques, de façon à identifier lesquels étaient les plus pertinents pour la bio-évaluation. De manière à simplifier le protocole, les macroinvertébrés les plus représentatifs de la qualité de l'eau (c'est-à-dire les taxons polluo-sensibles) ont été recherchés sur l'assemblage des biotopes présents sur les deux géoformes.

Le « seuil » abrite-t-il une faune macrobenthique suffisante pour évaluer la qualité de l'eau ?

De manière à vérifier si le seuil géomorphologique pouvait être l'unité de base permettant de collecter des macroinvertébrés représentatifs de la qualité de l'eau, deux situations ont été analysées, l'une résultant d'une perturbation anthropique, l'autre en conditions naturelles.

Tout d'abord, nous avons travaillé sur des seuils successifs séparés par une rupture géomorphologique majeure. Elle correspondait à la rupture du *continuum* fluvial liée à la capture du chenal par une ancienne extraction alluvionnaire, entraînant une modification du transport de la charge de fond (Kondolf, 1997) et donc du biotope. Cette succession a permis de vérifier la réponse d'un seuil à une perturbation physique et d'estimer le degré de sensibilité des macroinvertébrés à cette perturbation d'origine ancienne.

Ensuite, il était nécessaire de savoir si choisir un seuil ou son voisin avait une influence sur les résultats. Pour cela, nous avons comparé les analyses faunistiques obtenues sur plusieurs seuils successifs dans un tronçon ne présentant ni changement géomorphologique ni impact anthropique immédiat.

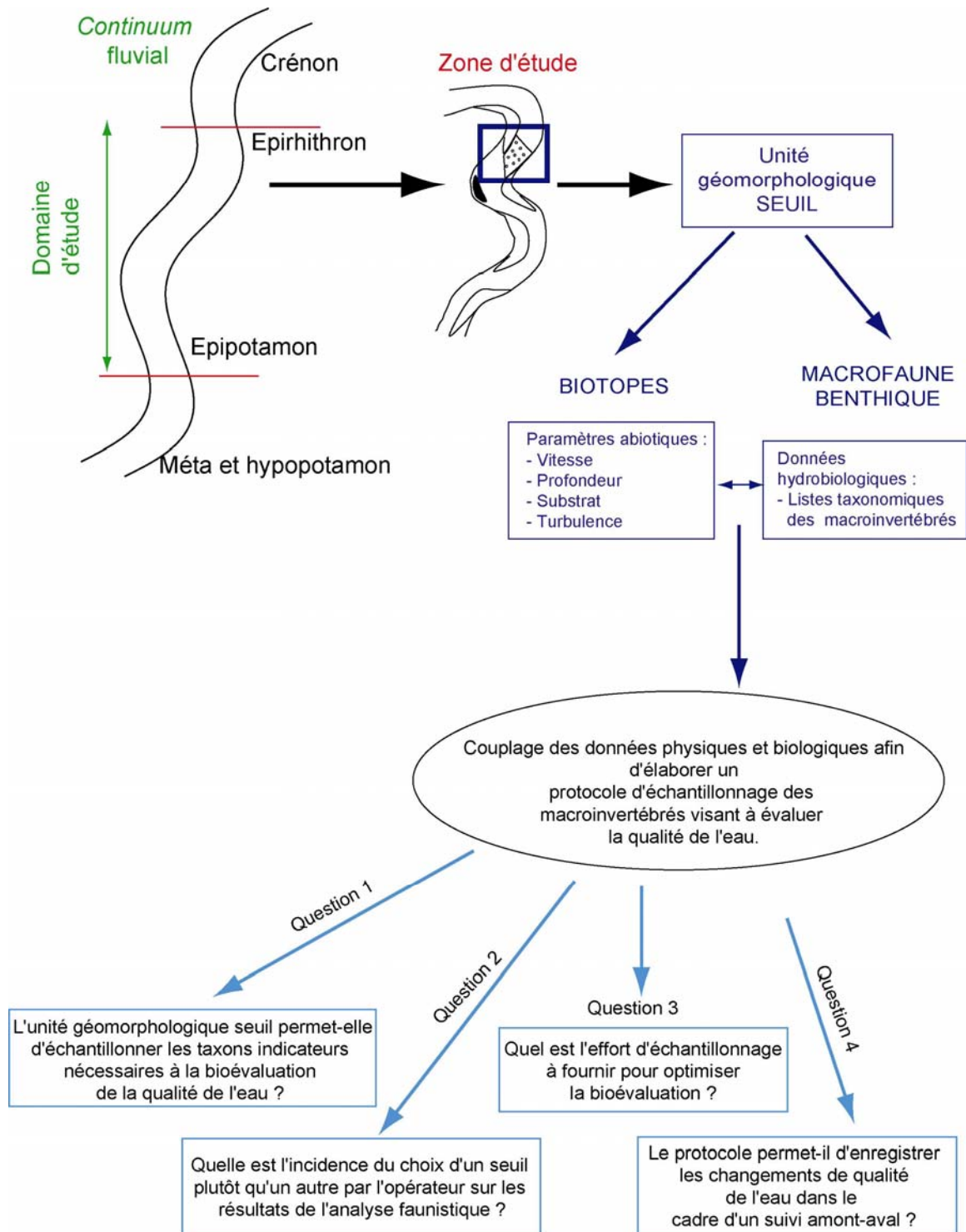


Figure 5 : Stratégie de mise en place d'un nouveau protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés.

Quel est l'effort d'échantillonnage nécessaire et suffisant ?

Comme nous l'avons souligné à l'examen des différentes méthodes mises en place par les auteurs, il n'est apparu nulle part quel était le nombre nécessaire et suffisant d'échantillons (voire la surface à échantillonner) permettant de valider un résultat. Une réflexion a été conduite en ce sens, afin

d'optimiser le couple « effort d'échantillonnage / qualité des résultats ». C'est ainsi que le nombre maximum d'échantillons à collecter pour obtenir le meilleur rapport « présence de taxons pollu-sensibles / diversité optimale », a été recherché. Les substrats minéraux ayant été privilégiés, le protocole ainsi affiné a été comparé avec une méthode d'échantillonnage multi-substrats.

Le protocole proposé est-il efficient à l'échelle d'un linéaire de cours d'eau ?

Enfin, le protocole ainsi défini, a été vérifié sur un linéaire s'étendant de l'épirhithron à l'épipotamon, tout en gardant en mémoire que la qualité de l'eau d'un cours d'eau – liée à la fois aux conditions naturelles et à la présence de l'homme - évolue inévitablement de l'amont à l'aval.