



HAL
open science

**La végétation rivulaire, facteur de contrôle du
fonctionnement écologique des cours d'eau : influence
sur les communautés benthiques et hyporhéiques et sur
les peuplements de poissons dans trois cours d'eau du
Massif Central**

L. Maridet

► **To cite this version:**

L. Maridet. La végétation rivulaire, facteur de contrôle du fonctionnement écologique des cours d'eau : influence sur les communautés benthiques et hyporhéiques et sur les peuplements de poissons dans trois cours d'eau du Massif Central. Sciences de l'environnement. Doctorat, Université Claude Bernard Lyon I, 1994. Français. NNT : . tel-02574728

HAL Id: tel-02574728

<https://hal.inrae.fr/tel-02574728>

Submitted on 14 May 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THÈSE

présentée devant
L'UNIVERSITÉ CLAUDE BERNARD - LYON I

Pour l'obtention du
DIPLÔME DE DOCTORAT
(Arrêté du 30.3.92)

Par

Laurence MARIDET

**LA VÉGÉTATION RIVULAIRE, FACTEUR DE CONTRÔLE DU
FONCTIONNEMENT ÉCOLOGIQUE DES COURS D'EAU :
INFLUENCE SUR LES COMMUNAUTÉS BENTHIQUES ET
HYPORHEIQUES ET SUR LES PEUPELEMENTS DE POISSONS DANS TROIS
COURS D'EAU DU MASSIF CENTRAL**

Soutenue le 11 avril 1994

Jury : C. AMOROS
J.C. LEFEUVRE (rapporteur)
J.M. LEGAY
J. MATHIEU
R.J. NAIMAN (rapporteur)
J.G. WASSON

Travaux réalisés dans l'équipe du "Laboratoire Hydroécologie Quantitative"
CEMAGREF - Division Biologie des Écosystèmes Aquatiques

**Chaque goutte d'eau est la perle d'un collier infini qui entoure le monde. Et
comme toute perle, elle est précieuse, bien que nous l'ayons oublié.**

Jacques Lacarrière

*à mes parents, ma famille
à mon forestier des dimanches
à Woody, mon maître à penser*

REMERCIEMENTS

Un seul nom sur la première page de ces travaux, ne veut pas dire pour autant, travail d'une seule personne. Bien au contraire, cette thèse est le fruit d'une collaboration, et j'ai grand plaisir à remercier ici tous ceux qui ont participé à la réalisation de ces travaux :

Michel Philippe, compagnon des premiers déboires aux premiers succès, présent à toutes les étapes de réalisation, sur le terrain, en laboratoire ou lors des recherches bibliographiques, et sans qui, l'ensemble aurait été inachevé.

Jean-Gabriel Wasson, instigateur de la recherche réalisée dans cette thèse, qui m'a accordé soutien et confiance et a guidé efficacement, tout au long de ces années, l'orientation de mes recherches.

Claude Amoros et *Jacques Mathieu* qui m'ont apporté des conseils précieux et fait des remarques et critiques pertinentes et constructives dans l'exploitation des résultats et la réalisation de ce texte de synthèse et des articles.

Toute l'équipe du laboratoire d'hydroécologie quantitative du CEMAGREF de Lyon, particulièrement *Pascal Roger* mais aussi tous les autres, *Yves Souchon*, *Hervé Capra*, *Sylvie Valentin*, *Vincent Ginot*, *Romain Bonnard*, *Marc Pouilly* qui m'ont apporté leur aide technique sur le terrain et ont contribué à ce que ce travail se déroule dans la joie et la bonne humeur et *Michelle Taillole* pour son souriant SOS fourniture.

Tous ceux des autres équipes du CEMAGREF de Lyon et extérieurs au CEMAGREF, particulièrement les 3 Bernard, *Bernard Motte* (élu "meilleur carotteur" de l'année 1992), *Bernard Montuelle* et *Bernard Lachat* qui de bon coeur sont venu mettre les pieds dans l'eau et qui m'ont apporté leur aide technique et leur conseil. Les deux documentalistes de "choc" *Colette Cadiou* et *Marie-Pascale Baligand* donc l'efficacité dans la recherche d'articles introuvables n'est plus à démontrer. L'équipe du laboratoire de sédimentologie du CEMAGREF de Lyon, particulièrement *Germinal Rofes* et *Gabrielle Hamelin* qui m'ont communiqué toutes les informations nécessaires à l'utilisation des appareils de mesure du laboratoire, et l'équipe du laboratoire de chimie, plus particulièrement *Hélène Sanejouand* qui a réalisé les dosages chimiques sur l'eau.

Je voudrais exprimer également, toute ma reconnaissance aux membres du jury qui ont bien voulu juger ce travail; je suis très honorée que Messieurs les Professeurs, *Jean-Marie Legay*, *Jean-Claude Lefeuvre* et *Robert J. Naiman* aient accepté de participer à ce jury.

Je remercie, enfin, le Ministère français de l'environnement (D.R.A.E.I.) pour son aide financière ainsi que M. *Watrin* et M. *Bouziges* de la division Hydrométrie générale du S.H.C. de Toulouse qui m'ont communiqué gracieusement les données hydrométriques de la Triouzoune.

RÉSUMÉ

Les impératifs de gestion de la végétation rivulaire étaient, jusqu'à présent, principalement axés sur des préoccupations d'ordre physique et hydraulique telles que la stabilisation des berges ou les problèmes liés à l'écoulement. Située à l'interface entre le milieu terrestre et aquatique, la ripisylve agit pourtant sur le fonctionnement écologique des cours d'eau. L'étude quantitative de l'influence de la végétation rivulaire sur le fonctionnement écologique de trois rivières du Massif Central a été conduite afin d'obtenir des descripteurs biologiques pertinents et régionalisables dans un but finalisé d'aide à la gestion. La démarche de cette recherche a été établie de manière à étudier le milieu aquatique dans sa globalité, en l'analysant à différents niveaux de perception.

Dans un premier temps, l'étude des changements induits par la présence ou l'absence de végétation rivulaire arborée, sur la distribution des paramètres trophiques et des organismes associés a mis en évidence l'importance de l'échelle de perception. A l'échelle locale de la station (10^2 m), la composition naturelle de la végétation rivulaire et les altérations anthropiques qu'elle subit, vont déterminer le fonctionnement trophique du cours d'eau, mais ceci dans un contexte géomorphologique donné. Ainsi, à l'échelle globale du tronçon (10^3 m), les paramètres physiques liés aux contraintes morphologiques des formes de vallée, sont prépondérants dans la compréhension de la distribution spatiale des variables trophiques. A l'échelle très locale des faciès (10^0 m) et des microhabitats (10^{-1} m), la répartition de la ressource trophique est à la fois conditionnée par les caractéristiques hydromorphodynamiques et par la structure de la végétation rivulaire. A cette échelle de perception, dans un deuxième temps, l'étude de la distribution des paramètres trophiques et des invertébrés à l'intérieur du sédiment a permis de montrer l'importance de la porosité. En effet, liée à la quantité de fines particules sédimentaires (< 1 mm), la porosité, descripteur de l'habitabilité du substrat, est apparue comme un paramètre déterminant qui régit la distribution des invertébrés. Les paramètres trophiques, dont la distribution verticale est également gouvernée par la porosité, agissent plutôt comme des facteurs secondaires.

Ces résultats font apparaître que dans le cadre d'une logique de gestion des écosystèmes, il est nécessaire de replacer les formations végétales rivulaires dans l'ensemble des facteurs qui contrôlent le fonctionnement des cours d'eau, sans omettre le contexte

géomorphologique, déterminant à une échelle de perception supérieure. Il sera donc indispensable avant de proposer des options de gestion, de définir un cadre hydromorphologique dans lequel les effets des formations végétales riveraines seront hiérarchisés.

SUMMARY

Management of riparian vegetation to present day, have been centered mainly on the physical and hydraulic problems as the bank stabilization or flow management. Yet, the riparian vegetation, in close relation with the aquatic environment, is an important regulator of ecological functioning of streams. A quantitative study was conducted on the role of riparian vegetation on trophic functioning in three streams of granitic mountains in the Massif Central (France). The aim was to obtain regionally relevant biological descriptors in order to improve guidelines for ecological management of streams. The research strategy was to examine holistically the aquatic environment at different spatial and temporal scales.

Initially, modifications induced by presence or absence of bankside vegetation on the trophic parameters and fauna distributions showed the importance of the spatial scale. At the reach scale (10^2 m), the natural composition and the anthropogenic alteration of riparian vegetation is clearly the most important factor in determining the trophic functioning, but is modified by geomorphology. Thus, at the stream scale (10^3 m), the physical characteristics of the valley morphology determine the spatial distribution of trophic parameters. At the riffle/pool (10^0 m) or microhabitat scale (10^{-1} m), instream morphological and riparian features control the spatial separation of trophic resources and of their consumers. Subsequently, the study of trophic parameters and fauna distribution in bed sediment, at the same scale, showed the importance of porosity. Porosity of the channel substrate, linked to percentage of fine particles (< 1 mm) in the sediment, is the primary factor determining the vertical distribution of invertebrates. Trophic variables act more as secondary factors and their vertical distribution also is governed by porosity.

These results suggested that in a ecosystem management perspective it is necessary to consider the riparian vegetation, taking into account the geomorphology, as controlling factors on the ecological functioning of streams. It would be important, before proposing management recommendations, to describe the different geomorphological types of valleys and channels where the effects of riparian vegetation would be organized hierarchically.

SOMMAIRE

AVANT PROPOS	19
--------------------	----

CHAPITRE I : PROBLEMATIQUE ET SITES D'ÉTUDE

I) PROBLÉMATIQUE	25
1) Contexte scientifique	25
2) Objectifs	27
3) Méthodologie	29
a) Choix des sites	29
b) Choix des paramètres	30
c) Démarche scientifique	31
II) SITES D'ÉTUDE	31
1) Localisation géographique	31
2) Occupation des sols	33
3) Géomorphologie et hydrologie	33

CHAPITRE II : INFLUENCE DES FACTEURS TROPHIQUES ET PHYSIQUES SUR LA STRUCTURATION DES COMMUNAUTÉS DANS LE MILIEU AQUATIQUE

I) INTRODUCTION	37
II) METHODOLOGIE	38
III) RESULTATS ET DISCUSSION	39
1) Environnement végétal, facteurs trophiques et groupes fonctionnels alimentaires	39
a) Facteurs trophiques	39
b) Groupes fonctionnels alimentaires	43
2) La végétation rivulaire, source de diversification de l'habitat	46
IV) CONCLUSION	48

**CHAPITRE III : INFLUENCE DES FACTEURS TROPHIQUES ET
PHYSIQUES SUR LA STRUCTURATION DES COMMUNAUTÉS À
L'INTÉRIEUR DU SÉDIMENT**

I) INTRODUCTION	51
II) METHODOLOGIE	52
III) RESULTATS ET DISCUSSION	53
1) Distribution verticale des organismes épigés	56
2) Distribution des organismes hypogés	57
3) Distribution verticale des nutriments	58
4) Facteurs déterminants la porosité des sédiments	58
IV) CONCLUSION	61

**CHAPITRE IV : RECOMMANDATIONS CONCERNANT LA GESTION
DE LA VÉGÉTATION RIVULAIRE DES RIVIERES**

I) ROLE DE LA RIPISYLVE	64
II) COMMENT GERER LA RIPISYLVE	67
1) Définir un cadre géomorphologique	67
2) Quelques options de gestion des bandes rivulaires arborées	68
CONCLUSION GÉNÉRALE	72
I) SYNTHÈSE DES RESULTATS ET CONFRONTATION A LA THEORIE	72
II) BILAN METHODOLOGIQUE	77
III) PERSPECTIVES	79
BIBLIOGRAPHIE	82
ANNEXES	94

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 : Méthode de quantification de la végétation rivulaire et estimation de l'éclaircement.

Annexe 2 : MARIDET L., WASSON J.G., PHILIPPE M., AMOROS C. & NAIMAN R.J.- Riparian and morphological controls structuring the macroinvertebrate community of streams . Soumis au Journal of the North American Benthological Society.

Annexe 3 : MARIDET L., WASSON J.G., PHILIPPE M. & AMOROS C - Benthic organic matter dynamics in three streams : riparian vegetation or bed morphology control? Soumis au Archiv für Hydrobiologie

Annexe 4 : MARIDET L. & SOUCHON Y. - Habitat de la Truite fario (*Salmo trutta fario*, L. 1758) et végétation rivulaire arborée dans trois cours d'eau du Massif Central. Soumis au Bulletin Français de Pêche et Pisciculture.

Annexe 5 : Carottage cryogénique et préparation des échantillons.

Annexe 6 : MARIDET L., WASSON J.G. & PHILIPPE M. 1992.- Vertical distribution of fauna in the bed sediment of three running water sites. Influence of physical and trophic factors. Regulated rivers, Research and management, Vol 7(1), 45-55.

Annexe 7 : MARIDET L. & PHILIPPE M. 1993 - Influence of substrate characteristics on the vertical distribution of stream macroinvertebrates in the hyporheic zone. In workshop proceedings "River Bottom III", Olomouc, Czech Republic, Eds Helesic J. & Zahradkova S., 100-103.

Annexe 8 : MARIDET L., PHILIPPE M., WASSON J.G. & MATHIEU J. 1994 - Seasonal dynamics and storage of particulate organic matter within bed sediment of three streams with contrasted riparian vegetation. Académie Press Gibert J., Mathieu J. & Fournier F. (eds).

Annexe 9 : MARIDET L., PHILIPPE M., WASSON J.G. & MATHIEU J. - Spatial and temporal distribution of macroinvertebrates and trophic variables within bed sediment of three streams with contrasted riparian vegetation. Accepté après correction à Freshwater Biology.

Annexe 10 : PIEGAY H. & MARIDET L. - Formations végétales arborées riveraines des cours d'eau et potentialités piscicoles (revue bibliographique). Accepté au Bulletin Français de Pêche et Pisciculture.

Annexe 11 : MARIDET L. & PIEGAY H. 1994.- Intérêt du bois mort dans le fonctionnement écologique des rivières. Numéro spécial n°1 Eaux de Rhône Méditerranée Corse.

LISTE DES FIGURES et TABLEAUX

Figures :

Figure 0-1 : Modèle conceptuel de l'écosystème d'eau courante d'après Wasson (1989).

Figure 1-1 : Emboîtement hiérarchique des paramètres contrôlant le fonctionnement trophique des cours d'eau à différentes échelles de perception du système, la première échelle de perception se situant au niveau du biome.

Figure 1-2 : Protocole d'étude.

Figure 1-3 : Localisation géographique des stations étudiées.

Figure 1-4 : Hydrogramma instantané sur la Triouzoune de janvier 1991 à Juin 1993.

Figure 2-1 : Modèle hypothétique d'exportation des particules de matière organique en fonction du rapport du débit sur le débit plein bord (annexe3).

Figure 2-2 : Abondances relatives des différents groupes trophiques dans les trois sites étudiés, toutes saisons et faciès confondues (annexe 2).

Figure 2-3 : Abondances relatives des différents groupes trophiques dans les trois faciès différents, toutes saisons et cours d'eau confondus (annexe 2).

Figure 3-1 : Schématisation de la stratification verticale des différents milieux des écosystèmes d'eau courante.

Figure 3-2 : Distribution verticale de l'abondance relative (calculée par rapport au nombre total d'organismes rencontrés dans la carotte) des macroinvertébrés par litre de sédiment (histogrammes) comparée avec les variations de porosité (courbes) à l'intérieur du sédiment dans les 6 sites étudiés (annexe 7).

Figure 3-3 : Distribution verticale des valeurs de porosité (%), du carbone (COP) et de l'azote organique particulaire (NOP) en mg/g de sédiment sec à l'intérieur du sédiment sur les 6 sites étudiés.

Figure 3-4 : Relation entre la porosité et le pourcentage de particules de sédiment de taille < à 1 mm. Porosité moyenne (o) ± erreurs standards (barres verticales, annexe 7).

Figure 3-5 : Schématisation des structures granulométriques des différentes couches et valeurs des quartiles identifiées sur les courbes cumulatives semi-logarithmiques pour 25 (D25), 50 (D50) et 75 % (D75) sur les 6 sites étudiés.

Figure 4-1 : Influence de la ripisylve sur le fonctionnement trophique des écosystèmes d'eau courante.

Tableaux :

Tableau 1-1 : Caractéristiques physiques et chimiques des stations.

Tableau 2-1 : Moyenne \pm Erreur Standard des facteurs trophiques dans les trois sites étudiés (MOPG et MOPF = Matière Organique Particulaire Grossière et Fine, MS = Matière Sèche). * Valeurs significativement différentes entre les cours d'eau ($p < 0,05$).

Tableau 2-2 : Moyenne \pm Erreur Standard (D = densité en ind./m², B = *biomasse en mg/m²*) des groupes fonctionnels alimentaires dans les trois sites. * Valeurs significativement différentes entre les cours d'eau ($p < 0,05$).

Tableau 2-3 : Biomasse observées pour chaque stade de Truite fario (TRF) en juillet et septembre, surface pondérée utile (SPU) et rapport de la biomasse moyenne des truites adultes (TRF 1+ et TRF > 2+) par la SPU pour chaque station (annexe 4).

AVANT PROPOS

Des ruisseaux aux fleuves, l'homme a profondément changé et affecté les milieux d'eau courante. Les modifications du débit, de la morphologie ou de la végétation rivulaire se répercutent des secteurs les plus amont jusqu'à l'embouchure des grands fleuves. Des études historiques indiquent qu'une grande partie de l'intégrité biologique des cours d'eau a été perdue il y a plusieurs siècles en Europe et en Asie, il y a un siècle en Amérique du Nord (Harmon et al., 1986).

En Europe, les rivières ont ainsi connu l'apogée de leur utilisation du XVIII^e au XIX^e siècle ; l'homme les connaissait, vivait avec elles en respectant les caprices de la nature. Il utilisait l'eau pour irriguer les prairies, pour le flottage du bois, pour le fonctionnement des moulins, et le bois des rives servait à la confection d'objets de la vie courante (sabots, allumettes, paniers ...). Les zones soumises aux inondations, par la richesse de leurs sols, étaient utilisées à des fins agricoles, les productions fourragères ou céréalières étant nettement supérieures (Bravard, 1987).

Depuis la fin du XIX^e siècle, par manque d'intérêt économique et social, l'entretien des cours d'eau non domaniaux à la charge des riverains a progressivement été délaissé (déprise agricole, évolution des mentalités, intensification des rythmes de travail, baisse de l'utilisation du bois ...). Ce manque d'entretien a provoqué leur retour vers un état d'équilibre dynamique "naturel" (divagation dans la plaine alluviale, tracé instable). Cette dynamique, qui engendre la dégradation des rives et des ouvrages ou des débordements trop importants, est devenu rapidement gênante pour les activités humaines. La rivière est alors perçue comme une ennemie. Cela a généralement suscité l'intervention des collectivités locales qui ont privilégié l'optique hydraulique par des travaux d'aménagement ou de curage, éliminant presque la totalité de la végétation rivulaire et créant un pseudo-équilibre artificiel. Ces opérations d'aménagement tendent à drainer, le plus vite possible, les eaux du bassin versant et à transformer les rivières en ouvrages techniques aptes à évacuer les crues. Elles perdent alors tout intérêt écologique et paysager.

Actuellement, grâce à une évolution générale, la politique de gestion de l'eau dépasse les simples préoccupations prioritaires telles que l'alimentation en eau potable ou la protection contre les inondations.

Des notions d'environnement et d'écologie, de nouveaux usages privilégiant le cadre de vie ont incité les décideurs locaux à valoriser l'eau et ses espaces adjacents.

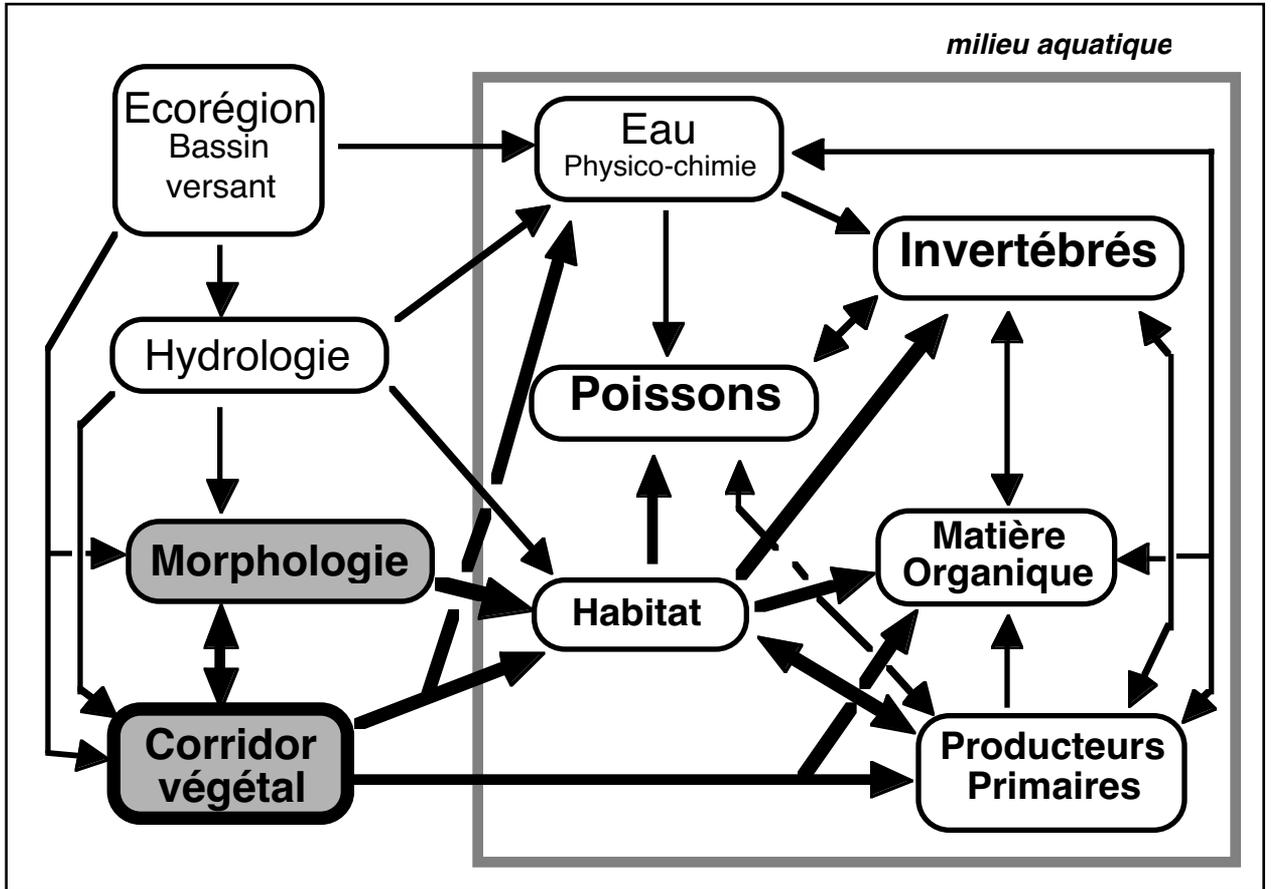


Figure 0-1 : Modèle conceptuel de l'écosystème d'eau courante d'après Wasson (1989)

-  Facteurs de contrôle étudiés
-  **Poissons** Compartiments étudiés
-  **Hydrologie** Facteurs invariants entre les sites étudiés

Ainsi les aménagements dits "lourds" tendent à être remplacés par des interventions telles que des aménagements dits "intégrés", de restauration ou d'entretien moins traumatisants pour l'écosystème.

Malgré cette prise de conscience, de nombreuses contraintes apparaissent au fur et à mesure des réalisations. Les difficultés tiennent à la fois au milieu des gestionnaires (grand nombre d'intervenants aux logiques et usages différents, contexte juridique et administratif complexe) et à la complexité du milieu aquatique. Il est souvent difficile de concilier à la fois le retour ou le maintien d'un équilibre naturel et les enjeux économiques. Une gestion idéale des cours d'eau impliquerait une utilisation de la ressource dans le respect du fonctionnement naturel de l'hydrosystème (Loi sur l'eau de janvier 1992; Wasson, 1992; Petts & Amoros, 1993)

Il nous est donc nécessaire aujourd'hui d'acquérir par des recherches préalables une bonne compréhension de l'écosystème eau courante afin de faciliter le choix des techniques et prévenir les conséquences néfastes de certaines interventions. Du fait d'un flux d'eau unidirectionnel et des flux migratoires des organismes qui créent une dépendance entre l'aval et l'amont et du rôle collecteur du bassin versant, toute altération d'un élément de cet ensemble aura des répercussions à plus ou moins grande distance et à plus ou moins long terme sur le cours d'eau. De plus, en raison du fort degré d'interconnexion entre le milieu aquatique et le milieu terrestre environnant, il apparaît important d'inclure dans les préoccupations de gestion des systèmes aquatiques celle des corridors ripariaux et de passer ainsi à la notion de gestion globale des écosystèmes. Ainsi, à une vision linéaire et statique d'une rivière s'est progressivement substituée celle d'un écosystème multidimensionnel et dynamique, composé d'un ensemble de systèmes complexes (terrestres et aquatiques) en interaction.

Pour former un cadre conceptuel opérationnel, cette approche multidimensionnelle de l'hydrosystème doit être complétée par une approche fonctionnelle qui vise à expliquer les fonctions et la distribution spatiale des espèces et des communautés, des biotopes et leurs interactions (Wasson, 1992). L'hydrosystème eau courante sera alors perçu dans ses quatre dimensions : longitudinale, transversale, verticale et temporelle (Amoros et al, 1987; Ward, 1989) et appréhendé à partir de ses différents compartiments (figure 0-1). Dans ce cadre conceptuel, pour proposer des règles de gestion adaptées, l'établissement d'une typologie fonctionnelle des hydrosystèmes paraît nécessaire (Wasson, 1989).

Ce travail entre dans le cadre d'un programme de recherche sur " la typologie et la modélisation des écosystèmes d'eau courante" (Wasson & Souchon, 1990) du Laboratoire d'Hydroécologie Quantitative du CEMAGREF de Lyon. **Il cherche à conceptualiser l'importance des ripisylves sur le fonctionnement des cours d'eau d'ordre moyen afin d'optimiser les règles de gestion des corridors ripariaux.**

Ce rapport de thèse se présente sous forme d'un document de synthèse de neuf d'articles publiés ou projets d'articles présentés en annexe. Certaines techniques de prélèvements et certains résultats, qui n'ont pas fait l'objet d'une présentation détaillée dans les publications, ont été développés dans deux annexes supplémentaires.

CHAPITRE I

PROBLÉMATIQUE ET SITES D'ÉTUDE

CHAPITRE I

PROBLÉMATIQUE ET SITES D'ÉTUDE

I) PROBLÉMATIQUE

1) Contexte scientifique

Les formations végétales arborées rivulaires ou "ripisylves" occupent l'interface entre le milieu aquatique et le milieu terrestre. Dépendantes des processus hydrologiques et morphologiques, elles disposent d'une dynamique propre. A l'interface entre deux systèmes écologiques, elles font partie de l'écotone terre-eau (Naiman & Décamps, 1990). Leur rôle dans les hydrosystèmes a fait l'objet de nombreuses études. En Europe, elles ont largement été abordées pour leur rôle mécanique comme élément de fixation et de stabilisation des berges ou comme frein lors de débordements (Vieban, 1986; Lachat, 1989; 1991). Les ripisylves agissent donc directement sur la morphologie mais aussi indirectement par le rôle décanteur des systèmes racinaires qui protègent la rivière des apports en terre et limon (Gregory & Stokoe, 1981; Campbell & Doeg, 1989). Leur influence directe (effet filtre) ou indirecte (apport en débris ligneux grossiers) sur la dynamique des nutriments (Bilby & Likens, 1980; Minshall et al., 1985; Elliott, 1986; Naiman et al., 1988; Decamps & Naiman, 1989; Petersen et al., 1992) et sur la diversification des habitats, notamment piscicoles, (Meehan et al., 1977; Harmon et al., 1986; Gregory & Davis, 1992) est étudiée dans de nombreux pays. Un programme international MAB-UNESCO lancé à Toulouse en 1986 "role of land/inland water ecotones in landscape management and restoration" aborde ce sujet (Naiman et al 1989). Tous ces travaux montrent qu'il est primordial de prendre en compte la végétation rivulaire (dimension transversale) lorsque l'on étudie le fonctionnement écologique des rivières. Dans ces études, la dimension verticale (milieu interstitiel) est souvent négligée. Pourtant, dès 1974, Williams & Hynes et plus récemment d'autres auteurs comme Grimm & Fisher (1984), Bretschko & Klemens (1986) ou Marmonier (1988) ont souligné l'importance des zones hyporhéiques dans le fonctionnement des cours d'eau.

Généraliser les résultats de ces études à l'ensemble des écosystèmes aquatiques n'est pas envisageable actuellement. En effet, ces travaux doivent être replacés dans leur contexte géomorphologique tant les processus induits par la végétation diffèrent d'un hydrosystème à l'autre : des cours d'eau larges de plaine, à méandres actifs ou à

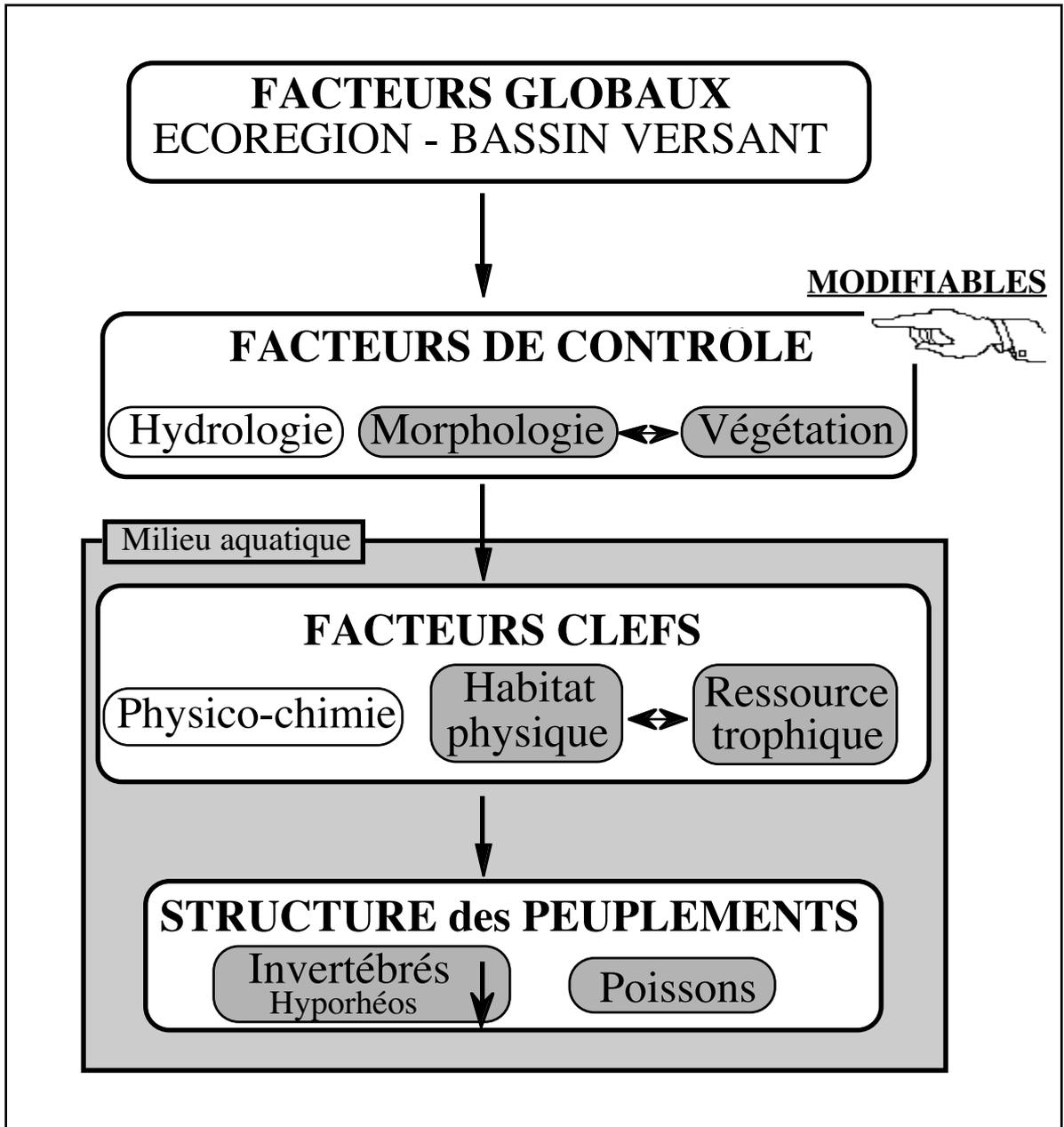


Figure 1-1 : Hiérarchie des facteurs influençant la structuration des peuplements, reflet du fonctionnement global des écosystèmes d'eau courante.

 Facteurs ou paramètres étudiés

anastomoses où la végétation arborée est source de diversification des géoformes (Keller & Swanson, 1979; House & Boehne, 1986) jusqu'aux cours d'eau d'ordre 1 où les débris ligneux grossiers modifient la pente longitudinale et la largeur du chenal en créant de nombreuses mouilles (Heede, 1972; Gurnell & Gregory, 1984; Heifetz et al., 1986; Robison & Beschta, 1990), la végétation n'aura pas la même influence.

Ainsi, les paramètres de contrôle des processus fonctionnels qui varient en fonction du niveau de perception du système semblent s'emboîter hiérarchiquement (figure 1-1). A une échelle globale, la nature et la structure des formations végétales contrôlées par les facteurs climatiques, géologiques (Lotspeich, 1980) et hydrologiques, réparties selon les 16 grands biomes ou d'une façon plus précise et plus homogène dans une écorégion donnée (Bailey, 1983; 1989) vont agir sur les processus fonctionnels dans l'ensemble du réseau hydrographique (Corkum, 1990; 1991). De ce même niveau de perception jusqu'au tronçon, ce sont les types géomorphologiques (type de vallée, largeur et forme du chenal...) qui seront déterminants dans l'étude des processus fonctionnels (Hynes, 1975). A une échelle plus locale, dans un contexte géomorphologique donné, le fonctionnement du cours d'eau va être largement influencé par la nature et la structure de la végétation rivulaire (Connors & Naiman, 1984, Cummins et al., 1984). Ainsi, sur l'ensemble du bassin versant ou simplement en bordure de rivière, à l'échelle d'une séquence, toute transformation anthropique de ces formations va alors induire des modifications sur le fonctionnement (trophique, morphologique...) du cours d'eau. Enfin, à une échelle plus fine, les caractéristiques des unités morphologiques (faciès) et la structure du substrat influenceront considérablement sur la répartition des communautés.

2) Objectifs

Préalablement située dans un cadre écorégional et géomorphologique, la végétation rivulaire peut être perçue comme un facteur de contrôle du fonctionnement écologique des cours d'eau, suivi à une échelle plus fine, par un contrôle d'ordre morphodynamique.

L'objectif principal de cette étude est donc **de préciser, à une échelle locale, les relations entre le degré d'anthropisation du corridor végétal et le fonctionnement trophique dans le milieu aquatique** (défini comme l'eau et la surface des sédiments) **et dans le milieu hyporhéique** (défini comme le milieu interstitiel). Dans cette approche fonctionnelle, les hydrosystèmes seront perçus dans deux dimensions de l'espace (transversale et verticale) et suivis au cours du temps (un cycle saisonnier). La dimension transversale sera appréhendée par l'étude de l'influence de la végétation rivulaire sur le fonctionnement du cours d'eau dans les différents sites et faciès (facteurs trophiques et physiques). Quant à la dimension verticale, elle sera abordée

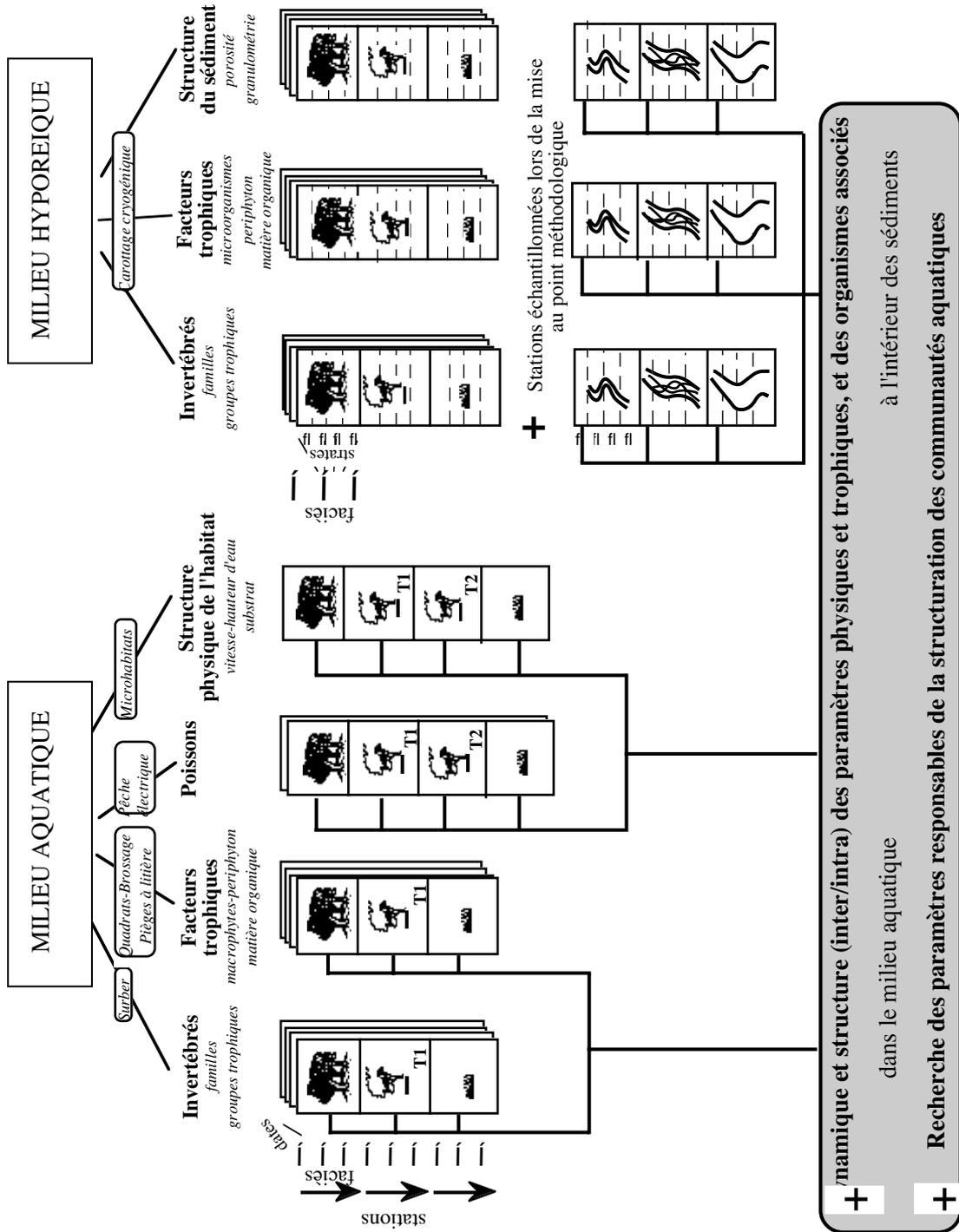


Figure 1-2 : Protocole d'étude

par l'étude simultanée de la distribution des communautés benthiques à l'intérieur du sédiment et des paramètres responsables de leur structuration.

L'objectif final est d'obtenir, à partir d'une quantification du rôle de la ripisylve dans les écosystème d'eau courante, des descripteurs (définis par Bournaud & Amoros, 1984) pertinents du fonctionnement dans un but finalisé d'aide à la gestion.

3) Méthodologie (figure 1-2)

a) Choix des sites

L'appréciation de l'influence de la ripisylve dans des cours d'eau d'ordre moyen peut s'effectuer à l'aide de différentes méthodes. Trois types d'approches peuvent être envisagées :

- la méthode comparative simultanée qui s'appuie sur l'analyse du fonctionnement de 2 ou 3 cours d'eau voisins, identiques quant aux caractéristiques climatiques, géologiques et topographiques, et différents uniquement par la couverture végétale. Le problème essentiel réside alors dans l'évaluation de leur degré de similitude. Dans le cadre théorique des successions écologiques, cette approche correspondrait à une analyse synchronique.

- la méthode comparative évolutive qui consiste à étudier les chroniques d'un seul cours d'eau dont on a modifié avec différents degrés le couvert forestier (assimilable à une analyse diachronique); il s'agit alors de détecter les différentes dérives ou ruptures dans le fonctionnement trophique. Dans ce cas, les difficultés résident dans l'interprétation des modifications observées : les différences ne sont-elles pas imputables à d'autres phénomènes plus généraux tels que la météorologie ou l'hydrologie ? La station de référence ayant disparu, toute vérification est impossible. De plus, en France il existe peu de sites expérimentaux où une telle étude serait réalisable.

- la troisième méthode qui combine les deux approches précédentes consiste à utiliser 2 cours d'eau identiques, étudiés pendant une certaine période d'étalonnage. L'un des cours d'eau servira ensuite de système de référence tout au long de l'étude, l'autre subira des modifications notoires du couvert végétal. Cette méthode est la plus fiable mais sa mise en oeuvre est longue.

Pour des raisons pratiques (limitation du temps d'étude, difficulté d'obtenir les autorisations pour modifier les ripisylves, rareté de cours d'eau d'ordre moyen en système forestier), nous avons choisi la première méthode. Nous avons sélectionné 3 cours d'eau voisins traversant une même région écologique et géographique et soumis

aux mêmes conditions météorologiques. La végétation climacique de ces régions de climat tempéré est la forêt de feuillus caducifoliés .

Pour se dégager des contraintes liées aux variations longitudinales, les stations d'étude sont d'un ordre proche (d'ordre 3 à 4). Elles ont été choisies dans des segments (cf figure 1-1) homogènes sur des tronçons représentatifs du bassin versant aussi bien au niveau de la végétation rivulaire que de la morphologie du cours d'eau. Un survol aérien des sites a permis de rendre compte de cette homogénéité. Les stations comportent toutes une séquence de différents faciès (radier ou rapide, mouille ou plat avec zones de dépôts).

Malgré un repérage de 3 mois et environ 3000 km parcourus sur l'ensemble de la région Rhône-Alpes et ses régions limitrophes, nous n'avons pas pu nous dégager totalement des contraintes géomorphologiques. Il semblerait que les tronçons de cours d'eau d'ordre moyen drainant des forêts de feuillus (système de référence) n'existent plus que dans des vallées encaissées ou dans des gorges. La plupart des surfaces facilement accessibles (plaines, plateaux ou collines) ont été défrichées et utilisées à des fins agricoles (prairie, culture...). Heureusement, il existe encore des segments de cours d'eau bordés par des ripisylves denses. De ce fait, la station de référence en forêt de feuillus choisie pour cette étude diffère par son type de vallée des autres stations avec et sans ripisylve.

b) Choix des paramètres

Le principal facteur de variation étudié à l'échelle de la station est la végétation rivulaire, suivi à l'échelle plus locale des faciès, par la morphologie.

L'influence de la végétation rivulaire à l'intérieur du cours d'eau est appréhendée par l'étude des différences inter-sites dans :

- les quantités de matière organique et les biomasses des microorganismes et des producteurs primaires (macrophytes et périphyton)

- les biomasses et densités d'invertébrés benthiques et de poissons.

Quant au contrôle morphologique, il est abordé par l'étude des paramètres de l'habitat (structure du substrat, hauteur d'eau et distribution des vitesses) explicatifs des différences entre faciès, de la distribution spatiale des facteurs trophiques, des communautés benthiques et piscicoles.

Dans le cadre de cette étude, les fluctuations du débit, proches dans les trois cours d'eau, rendent compte de la variabilité temporelle du milieu.

En raison des fortes contraintes liées aux différents styles géomorphologiques des sites, nous discuterons également de l'influence de la pente, du type de vallée... comme facteurs de contrôle du fonctionnement écologique des cours d'eau.

c) Démarche scientifique

Deux approches, relatives à l'étude des structures fonctionnelles, reflètes des processus, sont développées :

- une approche de la dimension transversale abordée par l'étude dynamique des structures fonctionnelles inter et intra-rivière dans le milieu aquatique (chapitre II) : elle vise à étudier **les variations spatiales et temporelles, à deux échelles différentes** (inter/intra : entre sites et entre faciès), **des peuplements** (invertébrés et poissons) **et des paramètres trophiques dans le but d'appréhender, suivant l'échelle de perception, l'importance relative des facteurs de contrôle** (morphologique, ripariale ou géomorphologique). Un bilan de l'état trophique par saison (étude des apports allochtones et de leur devenir, de la biomasse des producteurs primaires, des peuplements d'invertébrés et de poissons) est réalisé sur l'ensemble des différents sites.

- une approche de la dimension verticale des structures fonctionnelles (chapitre III) : Dans cette approche, **les variations spatiales** (entre sites et entre faciès) **et temporelles de la distribution verticale des paramètres trophiques et des communautés d'invertébrés benthiques seront étudiées en relation avec la structure des sédiments**. Les données obtenues lors d'une étude précédente de mise au point de la technique d'échantillonnage (carottage cryogénique) seront incluses dans l'analyse. La méthodologie employée doit permettre de répondre aux questions suivantes: quelle en est la quantité piégée et stockée dans les sédiments ? sous quelle forme ? quelles sont les relations entre les peuplements d'invertébrés et cette matière organique ? quels paramètres conditionnent ces stocks potentiels (invertébrés et matière organique) ?

II) SITES D'ÉTUDE

1) Localisation géographique

L'étude a été réalisée, dans le département de la Corrèze, sur trois cours d'eau salmonicoles du bassin versant de la Dordogne : le Vianon, la Triouzoune et le ruisseau d'Ozange (figure 1-3). Quatre stations d'études, sur des tronçons homogènes d'ordre 3 à 4 ont été retenues :

- une station sur le Vianon (carte I.G.N. 1/25000 2334 Ouest Mauriac, coordonnées 5019; 436; 370).

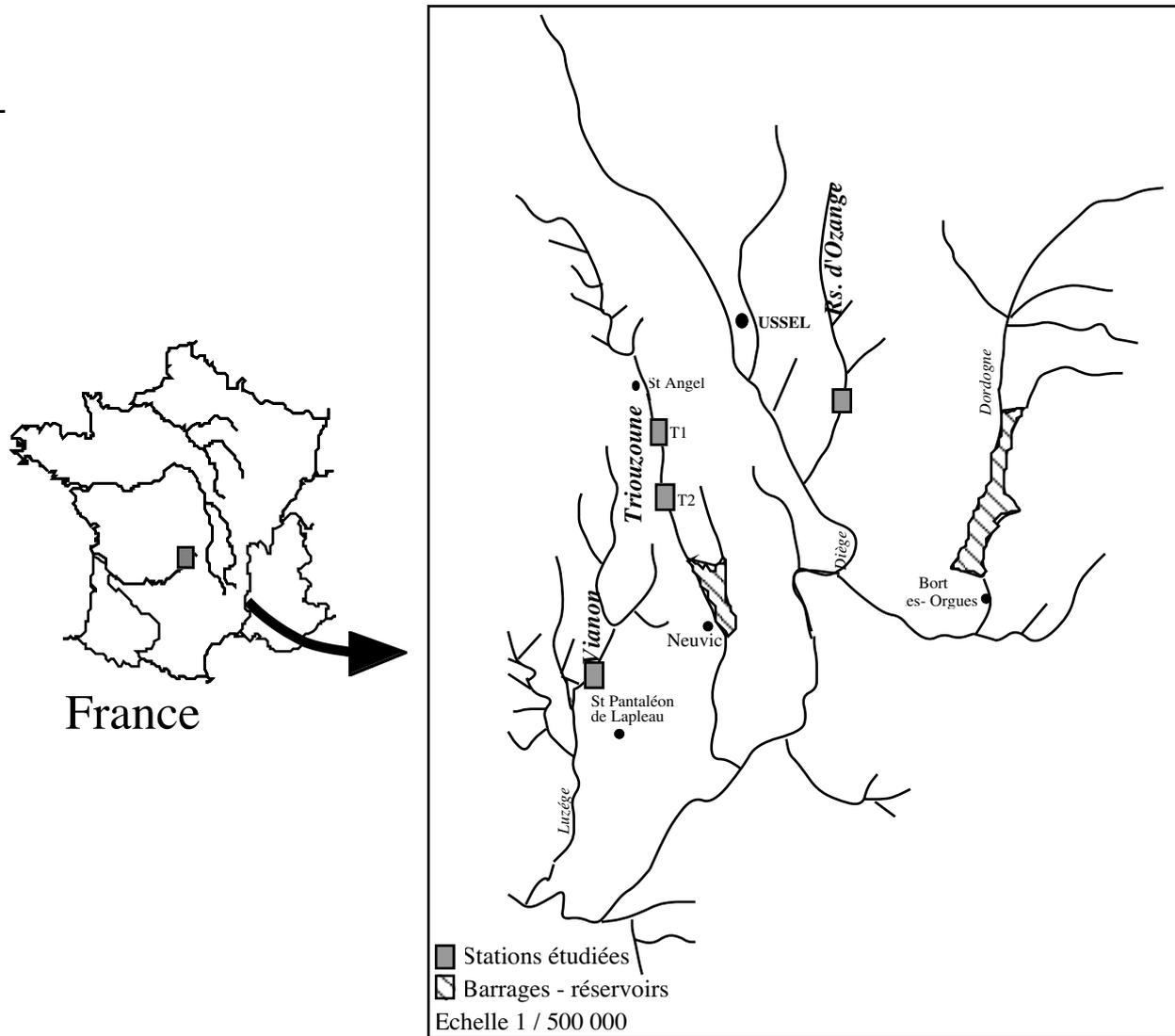


Figure 1-3 : Localisation géographique des stations étudiées

- deux stations sur la Triouzoune : T1 (carte I.G.N. 1/25000 2333 Ouest Neuvic, coordonnées 5037,7; 441; 630) et T2 (carte I.G.N. 1/25000 2333 Ouest Neuvic, coordonnées 5034,8; 441,3; 620). La station T2 a été utilisée uniquement pour l'étude des peuplements de poissons.

- une station sur le ruisseau d'Ozange (carte I.G.N. 1/25000 2333 Est Bort-les-Orgues, coordonnées 5037; 451,5; 590).

2) Occupation des sols

A l'exception du bassin versant boisé du Vianon, les deux autres bassins sont largement exploités à des fins agricoles, essentiellement pour l'élevage des bovins. La déforestation partielle est à l'origine d'un paysage composé d'une mosaïque de prés et de forêts de conifères (reboisement) ou de feuillus (développement naturel). L'urbanisation de ces trois bassins est pratiquement inexistante, seules quelques habitations sont disséminées dans le paysage, la région ayant subi les contrecoups de la déprise agricole. Ces cours d'eau ne sont donc soumis à aucune pollution d'origine urbaine. La pollution d'origine agricole (engrais) reste très faible, les teneurs en N.NO₃ et P.PO₄ étant respectivement inférieures à 1 mg/l et 10 µg/l (tableau 1-1).

La densité de la végétation arborée rivulaire diffère entre les trois cours d'eau. On rencontre les deux situations extrêmes : une végétation arborée dense à canopée fermée sur le Vianon dominée par les hêtres (*Fagus sylvatica*), et absence de végétation arborée sur la station T1 de la Triouzoune. Les stations de l'Ozange et la station T2 de la Triouzoune présentent une zone rivulaire arborée plus ou moins large à canopée semi-ouverte dominée par des aulnes (*Alnus glutinosa*) et saules (*Salix atrocinerea*). Ces différences de canopée vont entraîner des variations au niveau de l'éclairement des stations. Les informations relatives à la nature de la végétation rivulaire et à l'éclairement sont résumées dans le tableau 1-1. Le détail des méthodes utilisées pour l'estimation de l'éclairement et pour l'inventaire quantitatif de la végétation rivulaire est présenté avec les cartes correspondantes des formations végétales (profil longitudinal et coupe transversale) en annexe I.

3) Géomorphologie et hydrologie

Les trois cours d'eau drainent des sols granitiques du vieux socle cristallin du Massif Central.

Le style morphologique du Vianon diffère des autres cours d'eau. Localisé dans une vallée en V modérément incisée (Cupp, 1989), sa pente est de 18,5 ‰. Le substrat de la station d'étude est dominé par les pierres et cailloux des rapides-radiers (faciès définis

Variables	Cours d'eau			
	Vianon	Ozange	Triouzoune station 2	station 1
Morphologie de la vallée	vallée en V modérément incisée	vallée sur	plateau à faible pente	
Superficie du bassin versant (en km ²)	102	49	93	78
Végétation du bassin versant	forêt caducifoliée non perturbée	Déforestation partielle	Mosaïque de prés et de forêts de conifères ou feuillus	
Recouvrement de la forêt sur le bassin versant (en %)	71	44	53	48
Végétation rivulaire	forêt caducifoliée	zone rivulaire arborée	zone rivulaire arborée	prairie
Indice d'éclairement diffus moyen (%)	11	28	/	75
Ordre	4	3	3	3
Altitude (m)	370	590	610	630
Débit moyen (m ³ /s)	2,42	1,15	2,2	1,8
Largeur moyenne (m)	7,5	5,4	9,5	8,7
Pente (‰)	18,5	2,7	2,2	2,9
Conductivité (μS/cm)	35	45	/	30
pH	6,9	6,6	/	6,7
N.NO ₃ (μg/l)	560	802	/	520
N.NO ₂ (μg/l)	9	9	/	9
N.NH ₄ (μg/l)	<16	<16	/	<16
P.PO ₄ (μg/l)	<10	<10	/	<10

Tableau 1-1 : Caractéristiques physiques et chimiques des stations

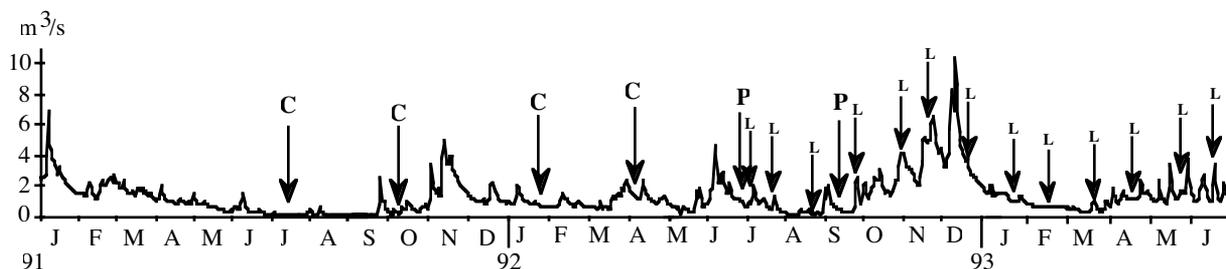


Figure 1-4 : Hydrogramme instantané sur la Triouzoune de janvier 1991 à juin 1993 et dates des campagnes d'échantillonnage :

- C : Carottage cryogénique + échantillonnage des invertébrés et facteurs trophiques en surface
- P : Pêche électrique
- L : Piège à litière (matière organique)

par Malavoi, 1989) incluant quelques zones sableuses à l'aval de gros blocs. Le sable ne représente que 2 à 15 % de la surface totale respectivement dans les radier-rapides et dans le chenal lentique.

Les deux autres cours d'eau sont localisés dans une vallée sur plateau à faible pente. Les pentes de la Triouzoune et de l'Ozange sont respectivement de 2,9 ‰ et 2,7 ‰. On observe sur ces cours d'eau la succession classique des séquences radier-mouille avec plus particulièrement de larges surfaces occupées par des dépôts sableux sur l'Ozange. Le pourcentage de recouvrement du sable varie entre 70 % (chenal lentique) à 10 % (radier) dans l'Ozange et entre 55 % (chenal lentique) à 20 % (radier) dans la Triouzoune. Dans les radiers, le substrat de ces deux cours d'eau est largement dominé par les cailloux et graviers.

Localisés dans des bassins versants proches, les cours d'eau sont soumis aux mêmes variations des conditions météorologiques, notamment les précipitations. Les variations de débit ont été enregistrées uniquement sur la Triouzoune (figure 1-4), seule station équipée d'un limnigraphe géré par le S.H.C.* de Toulouse. Un calage par régression entre les débits journaliers enregistrés sur la Triouzoune et les débits mesurés périodiquement sur les autres cours d'eau a permis de vérifier que les fluctuations du débit des trois cours d'eau étaient semblables. Ils sont soumis à un régime pluvio-nival avec de forts débits en décembre et avril et des minimums en août. Leur débit moyen respectif, ainsi que des caractéristiques morphométriques telles que les largeurs moyennes sont notés dans le tableau 1-1.

* Service Hydrologique Centralisateur

CHAPITRE II

INFLUENCE DES FACTEURS TROPHIQUES ET PHYSIQUES SUR LA STRUCTURATION DES COMMUNAUTÉS ANIMALES DANS LE MILIEU AQUATIQUE

CHAPITRE II

INFLUENCE DES FACTEURS TROPHIQUES ET PHYSIQUES SUR LA STRUCTURATION DES COMMUNAUTÉS ANIMALES DANS LE MILIEU AQUATIQUE

I) INTRODUCTION

La végétation rivulaire, par sa présence effective ou ses apports en débris ligneux grossiers, semble être un facteur de contrôle clef responsable de la structuration des peuplements aquatiques.

Les principes, les plus généralement énoncés, font état d'un lien direct ou indirect entre, d'une part la nature et le développement de la végétation rivulaire, et d'autre part les capacités d'assimilation, de production, de stockage et de recyclage des éléments nutritifs (Bilby & Likens, 1980; Minshall et al., 1985; Elliott, 1986; Décamps & Naiman, 1989; Petersen et al., 1992). La dynamique des nutriments est également fortement influencée par l'intensité des interconnexions entre la rivière et son lit majeur (Décamps, 1984; Naiman et al., 1988; Amoros et al., 1993).

Régissant l'équilibre entre les entrées de matières organiques allochtones et la production primaire autochtone, la végétation joue donc un rôle prépondérant sur l'organisation des communautés d'invertébrés benthiques (Connors & Naiman, 1984 ; Cummins, 1984 ; 1989). Ainsi toute atteinte à la végétation induira des changements au niveau de la chaîne trophique à l'intérieur du cours d'eau, des producteurs jusqu'aux consommateurs supérieurs, les poissons (Bilby & Bisson, 1992).

La végétation est également un élément structurel de l'hydrosystème. En créant des habitats par sa présence directe (systèmes racinaires, encoissements...) ou par ses apports en débris ligneux grossiers, elle agit sur la diversité et la productivité du milieu aquatique en le complexifiant (Sedell et al., 1984 ; Bournaud & Cogérino, 1986; Harmon et al., 1986).

Dans ce chapitre nous nous proposons par une comparaison des résultats obtenus dans les différents sites :

- d'étudier les conséquences sur les facteurs trophiques et les organismes associés de la présence ou de l'absence de végétation rivulaire arborée .

- de quantifier l'influence des structures physiques d'habitat induites par la végétation sur les peuplements de poissons.

- de conclure, enfin, sur l'importance relative des facteurs de contrôle (végétation rivulaire ou morphologie) des structures fonctionnelles.

II) METHODOLOGIE

Afin d'obtenir une meilleure description de ces milieux très hétérogènes, un échantillonnage de type stratifié a été utilisé sur toutes les stations. Le nombre de prélèvements dans chaque strate est proportionnel au pourcentage de recouvrement de celle-ci dans la station. Selon la variable étudiée, les strates peuvent se situer au niveau des faciès (faciès lentiques : mouille, chenal; et faciès lotiques : rapide, radier) ou sous-faciès (zone de dépôt en faciès lentique), ou au niveau du substrat à l'intérieur de chaque faciès (substrat vaseux, sableux, ou dur).

Les méthodes de quantification des variables sont succinctement présentées ci-dessous (le détail des techniques se trouve en annexes 2 et 3):

- les **macrophytes** ont été quantifiées par une estimation du pourcentage de recouvrement de chaque espèce, suivie d'une évaluation de leur biomasse, échantillonnée à l'aide d'un quadrat (annexe 2).

- la biomasse des **communautés périphytiques** a été appréciée pour chaque type de substrat par la chlorophylle a, et la vitalité des peuplements par la quantité de phéopigments présents dans l'échantillon. L'indice autotrophique*, qui caractérise la composition des prélèvements (dominés par des cellules algales vivantes, par des hétérotrophes ou par de la matière détritique), a été calculé comme le rapport du poids sec sans cendre à la teneur en chlorophylle a (Weber & MacFarland, 1969). Les taxons dominants ont été déterminés par observation microscopique. Les prélèvements ont été effectués sur une surface donnée par brosse sur les substrats durs (cailloux, pierres et blocs) et par élutriation dans les sédiments fins (sable et vase, annexe 2).

- La quantité de **matière organique** accumulée au cours d'un mois a été mesurée par utilisation de pièges à litière disposés à la surface du sédiment le long de transects dans chaque faciès (annexe 3). La matière organique déposée sur le fond constitue la résultante des apports latéraux, verticaux et horizontaux. Ces dépôts ont été le plus souvent étudiés dans des zones à courant faible ou nul comme par exemple des bras-morts fluviaux (Chergui, 1988). Les problèmes méthodologiques rencontrés, lorsque que l'on étudie la dynamique de la matière organique benthique dans des systèmes lotiques où

* Ajustement du terme "autotrophic index" utilisé par les anglosaxons malgré la présence de la chlorophylle a au dénominateur

les forces d'arrachement sont très importantes, se sont révélés totalement différents. De ce fait, le temps relativement long de mise au point méthodologique a entraîné un important décalage dans la mise en oeuvre de ces prélèvements. Par conséquent, ces données n'ont pu être intégrées dans l'analyse globale du fait des conditions hydrologiques différentes et ont donc été interprétées indépendamment.

- les **invertébrés benthiques** ont été prélevés à l'aide d'un Surber, en 6 points d'échantillonnage représentatifs de la diversité des faciès. Conservés dans une solution formolée, ils ont été triés, déterminés, comptés et regroupés par groupe trophique fonctionnel (annexe 2).

- l'inventaire des peuplements de **poissons** a été réalisé par pêche électrique lors de deux campagnes (juillet et septembre). Une station supplémentaire (T2) à ripisylve dense équivalente à celle de l'Ozange a été échantillonnée sur la Triouzoune à l'aval de la station T1. Sur ces quatre stations, la méthode des microhabitats a permis de décrire **l'habitat physique** (hauteur d'eau, vitesse de courant et substrat) et d'évaluer une capacité d'accueil pour les différents stades de Truite fario en fonction des variables physiques étudiées (annexe 4).

II) RESULTATS ET DISCUSSION

1) Environnement végétal, facteurs trophiques et groupes fonctionnels alimentaires

a) Facteurs trophiques

Comme le montrent entre autres Hawkins et al. (1983), Behmer & Hawkins (1986) ou Holopainen et al. (1991), l'éclairement du milieu, conditionné par l'ouverture de la canopée, influence fortement la production primaire.

Dans cette étude, les plus faibles biomasses annuelles de macrophytes et de périphyton se rencontrent dans le Vianon, cours d'eau à canopée fermée (tableau 2-1). Dans ce cours d'eau, le manque de lumière liée à une végétation arborée dense et à l'encaissement de la vallée limite le développement des producteurs primaires. Composées de taxa inféodés à des milieux faiblement éclairés, les communautés périphytiques sont dominées par des petites diatomées et des rhodophytes (*Lemanea*). Les seules macrophytes sont représentées par quelques bryophytes éparses (annexe 2). La forte pente et le type de substrat de ce cours d'eau peuvent également intervenir sur la production en empêchant l'enracinement des macrophytes (force d'arrachement importante surtout en période de fort débit, et substrat grossier).

	Vianon 	Ozange 	Triouzoune 
Macrophytes (gMS/m ²)	e	10,77 ± 5,46	11,58 ± 6,94
MOPG accumulée (g/m ² /an)	792	1692 *	1488
MOPF accumulée (g/m ² /an)	51	92 *	88
Chlorophylle a (mg/m ²)			
substrat dur	31,8 ± 4,5	49,6 ± 7,7	83,9 ± 12,4 *
substrat sableux	38,8 ± 6,4	71,3 ± 16,7	55,0 ± 7,7
% Phéopigment			
substrat dur	21,0 ± 1,7 *	30,3 ± 1,9	26,6 ± 2,2
substrat sableux	75,8 ± 2,1 *	63,6 ± 2,8 *	54,1 ± 3,1 *
Index Autotrophic			
substrat dur	567 ± 55	722 ± 85	463 ± 73
substrat sableux	12867 ± 2861 *	3687 ± 793	1534 ± 363

Tableau 2-1 : Moyenne ± Erreur Standard des facteurs trophiques dans les trois sites étudiés (MOPG et MOPF = Matière Organique Particulaire Grossière et Fine, MS = Matière Séche). * Valeurs significativement différentes entre les cours d'eau (p < 0,05).

	Vianon 	Ozange 	Triouzoune 
Herbivores	D	6,2 ± 4,9	80,9 ± 42,6 *
	B	0,6 ± 0,5	9,1 ± 2,5 *
Déchiqueteurs	D	292,1 ± 159,8	244,5 ± 62,3
	B	812,6 ± 582,0	1629,8 ± 658,5
Collecteurs	D	575,0 ± 110,9	471,4 ± 87,5
	B	66,5 ± 10,6	104,3 ± 16,1
Filtreurs	D	126,7 ± 26,4	226,4 ± 58,1
	B	89,4 ± 30,6	198,8 ± 66,8
Racleurs	D	723,7 ± 94,9	2001,8 ± 379,4
	B	228,1 ± 31,2	540,6 ± 116,6
Prédateurs	D	101,2 ± 12,7	306,4 ± 42,6
	B	325,9 ± 104,0	1111,0 ± 327,7
Total	D	3687,9 ± 422,8	5941,4 ± 638,0 *
	B	2248,5 ± 707,4	4519,6 ± 824,8 *

Tableau 2-2 : Moyenne ± Erreur Standard (D = densité en ind./m², B = biomasse en mg/m²) des groupes fonctionnels alimentaires dans les trois sites. * Valeurs significativement différentes entre les cours d'eau (p < 0,05).

Dans les deux autres cours d'eau, malgré une différence dans l'éclairement des stations, les biomasses macrophytiques (tableau 2-1) et les compositions spécifiques (annexe 2) sont proches. Comparés à des données bibliographiques (synthèse de Haury, 1985) où les biomasses excèdent généralement 40g de matière sèche par m² et peuvent aller jusqu'à 700 gMS/m² (Westlake, 1975), les chiffres obtenus dans cette étude sont très faibles. Dans ce cas, il semblerait que des facteurs limitants autres que la lumière interviennent sur le développement des macrophytes. Les faibles teneurs en éléments nutritifs et la couleur brune des eaux, spécifique des massifs granitiques, pourraient agir comme facteur limitant, et expliquer les faibles valeurs de biomasses et l'absence de différences inter-site (annexe 2). En revanche, la biomasse périphytique, estimée par la quantité de chlorophylle a, est significativement plus forte ($p < 0,05$) sur la Triouzoune, cours d'eau sans végétation arborée rivulaire (tableau 2-1). Comme le montrent Campbell & Doeg (1989) et Hicks et al. (1991), la lumière est l'un des premiers facteurs qui affecte le développement des communautés périphytiques. Plus éclairé que le Vianon, l'Ozange et la Triouzoune (T1) sont caractérisés par des algues taxonomiquement proches (chlorophycées filamenteuses et desmidiées dominantes en été) mieux adaptées à de fortes intensités lumineuses (annexe 2).

Dans les zones sableuses du Vianon, l'indice autotrophique et le pourcentage de phéopigments significativement plus forts (tableau 2-1), témoignent d'un fonctionnement du cours d'eau, essentiellement conditionné par des débris organiques (annexe 2). La valeur de cet indice autotrophique environ 4 à 8 fois plus élevée traduit une origine plutôt allochtone de ces débris.

Ces observations d'ordre qualitatif sont complétées par l'échantillonnage quantitatif, décalé dans le temps, des stocks mensuels de matière organique (annexe 3). Alors que les cours d'eau forestiers reçoivent théoriquement une plus grande quantité de matière organique allochtone, les quantités stockées dans le Vianon sont inférieures à celle des deux autres cours d'eau (tableau 2-1). Des variables autres que la nature et la densité de la végétation rivulaire et aquatique sont responsables de ces différences. La quantité de matière organique accumulée dans les cours d'eau est en effet la résultante des apports allochtones et autochtones mais aussi de leur capacité de rétention, des processus biotiques et abiotiques de dégradation, tous dépendants de l'histoire hydrologique (Naiman & Sedell, 1979; Gurtz et al., 1988; Golladay et al., 1989). L'évolution mensuelle de ces stocks interprétée simultanément avec l'hydrogramme montre que la nature et le nombre des structures de rétention de ces cours d'eau sont principalement responsables des différences observées (annexe 3). Un modèle théorique simple (figure 2-1) explique comment la hauteur d'eau (ou débit) peut conditionner l'exportation de particules de matière organique dans des cours d'eau où la nature des structures de rétention diffère. Sur l'Ozange (cours d'eau où les stocks en matière organique sont les

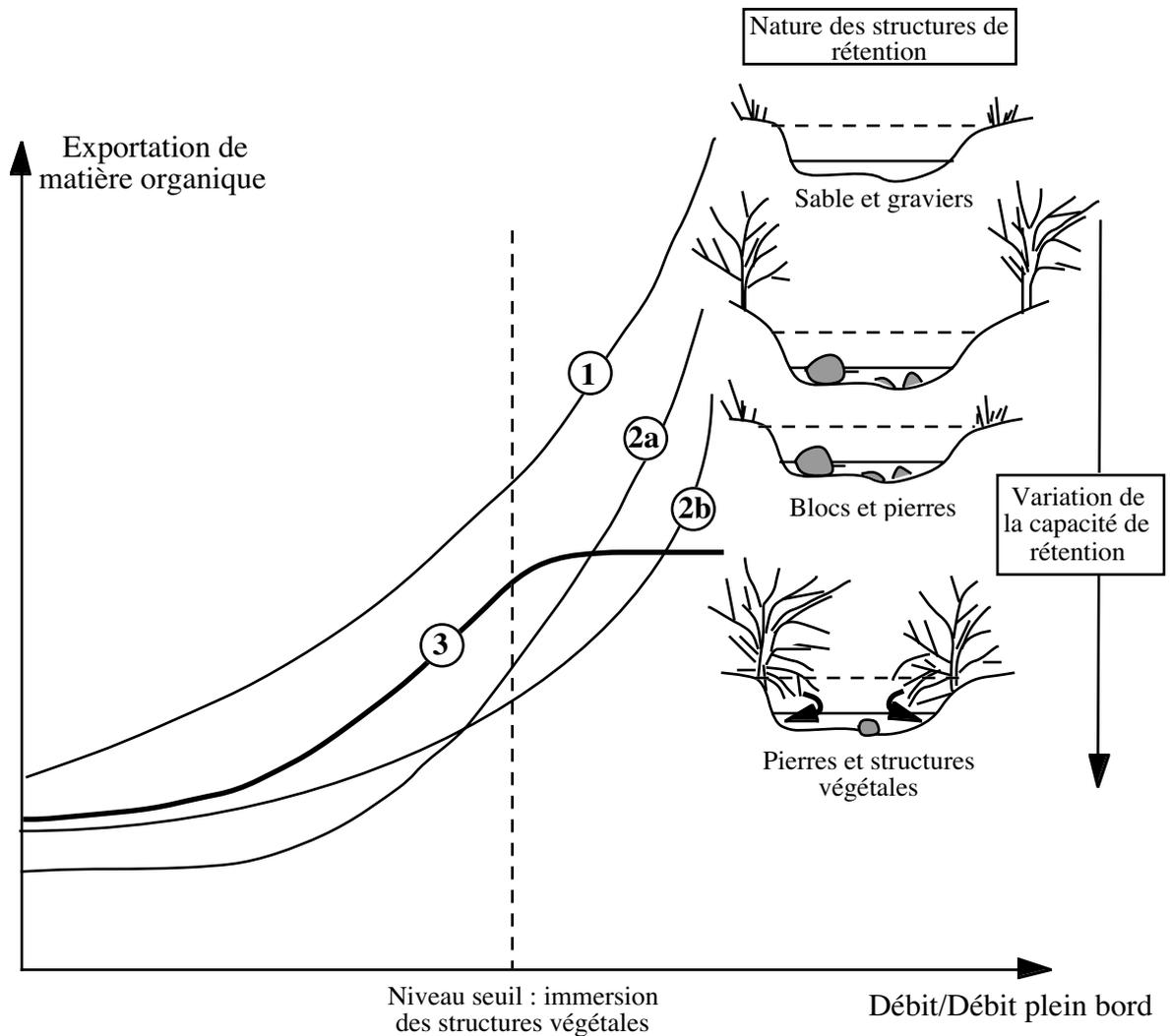


Figure 2-1 : Modèle hypothétique d'exportation des particules de matière organique en fonction du rapport du débit sur le débit plein bord.

1 : cas théorique de cours d'eau à fond sableux.

2a : cas de cours d'eau à granulométrie plus grossière (Vianon)

2b : cas de cours d'eau à granulométrie plus grossière + structures végétales macrophytiques (Triouzone)

3 : cas de cours d'eau à granulométrie plus grossière + structures végétales rivulaires (Ozange).

plus importants), à partir d'un débit seuil, proche du débit plein bord, les branches et racines de la végétation rivulaire vont être immergées. Ces structures constitueront des obstacles à l'écoulement et créeront des mouvements d'eau turbulents entraînant un dépôt de matière organique (cas 1 sur le modèle). En revanche sur le Vianon, la végétation arborée trop éloignée du chenal et de nature différente (arbre à port élancé) ne crée pas d'obstacle à l'écoulement. Sur ce cours d'eau, les structures de rétention sont essentiellement minérales (blocs et pierres) et localisées dans le lit mineur. Lorsque le niveau d'eau augmente, ces structures perdent progressivement leur efficacité et l'export en matière organique augmente (cas 2 sur le modèle).

La composition de la végétation rivulaire et la position relative de celle-ci par rapport au chenal principal est fortement conditionnée par les types géomorphologiques des vallées. La forte pente des rives sur le Vianon ne permet pas le développement d'espèces alluviales telles que l'aulne et le saule dont les racines s'accommodent très bien de la présence de l'eau. Ces espèces ont trouvé, par contre, un milieu favorable à leur développement sur l'Ozange, cours d'eau drainant un plateau à faible pente.

b) Groupes fonctionnels alimentaires

Comme le montrent Cummins (1974) ou Minshall et al. (1983), les différences observées au niveau des ressources trophiques devraient modifier la structuration des peuplements de macroinvertébrés benthiques, notamment au niveau des groupes fonctionnels alimentaires.

Globalement lorsque l'on compare les trois cours d'eau, la biomasse totale des producteurs primaires (macrophytes et périphyton) est plus forte sur la Triouzoune, cours d'eau à canopée ouverte. L'abondance relative des groupes trophiques fonctionnels, illustrée par la figure 2-2, montre que ce cours d'eau est dominé par des consommateurs de végétaux. Le peuplement est représenté à plus de 60% par les racleurs et les herbivores. **Le fonctionnement de la Triouzoune est donc essentiellement conditionné par les producteurs primaires.** La densité et la biomasse d'organismes sont globalement plus élevées sur ce cours d'eau (tableau 2-2). Les ressources trophiques d'origine algale ou macrophytique, considérées comme ayant une meilleure qualité nutritive que la matière organique allochtone, sont responsables de biomasses et de densités souvent plus fortes dans des secteurs ouverts (Hawkins et al., 1982; Behmer & Hawkins, 1986; Steinman et al., 1988).

Sur les deux autres cours d'eau (Vianon et Ozange) un équilibre semble s'établir entre les apports allochtones et les apports autochtones. Les abondances relatives des groupes trophiques (figure 2-2) ainsi que la biomasse et la densité totale d'invertébrés (tableau 2-2) sont proches. La répartition des peuplements par groupe trophique semble beaucoup plus équilibrée avec toutefois plus de 50 % de consommateurs de matière

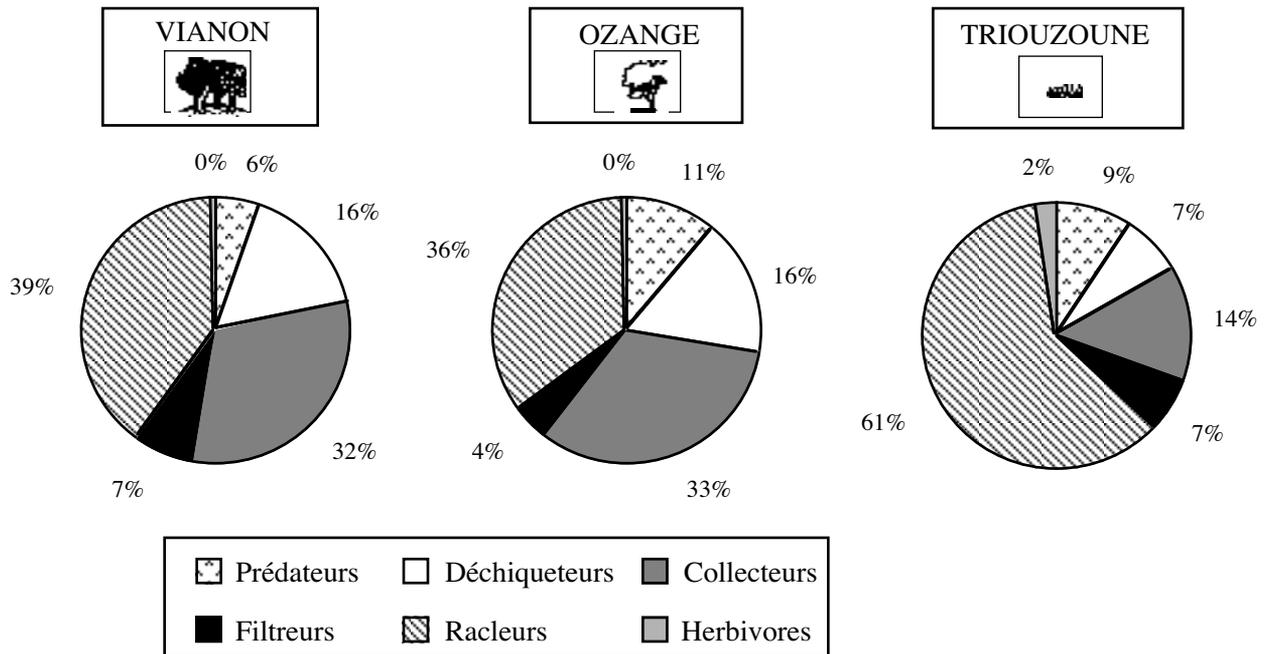


Figure 2-2 : Abondances relatives des différents groupes trophiques dans les trois sites étudiés, toutes saisons et faciès confondus (annexe 2).

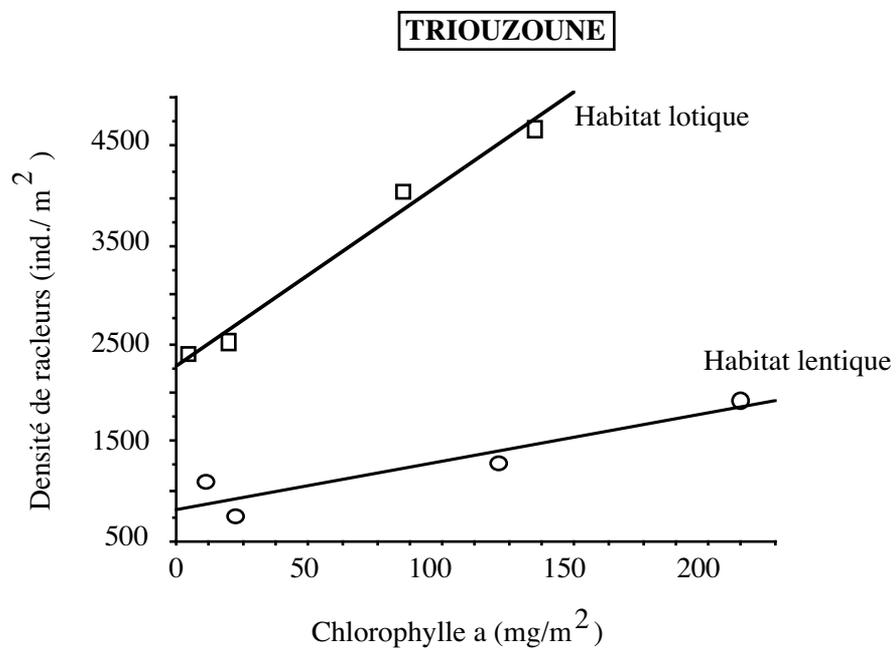


Figure 2-3 : Droites de régression entre la densité de racleurs et la quantité de chlorophylle a dans les habitats lotiques : $Y=18,54 X + 2273,76$; $r = 0,99$ et dans les habitats lenticques : $Y=4,87X + 819,21$; $r = 0,92$ de la Triouzoune.

organique (filtreurs, collecteurs et déchiqueteurs). Sur le cours d'eau à canopée fermée (Vianon), la faible luminosité n'inhibe pas complètement le développement algal. Ainsi l'abondance relative des racleurs, de plus de 35 %, est équivalente au cours d'eau où alternent des zones ombragées et éclairées (Ozange). Sur ce dernier cours d'eau, le milieu très hétérogène crée une biodiversité fonctionnelle. Bien que la diversité taxonomique ne diffère pas entre les cours d'eau (annexe 2), cette biodiversité sur l'Ozange se traduit par des cycles de développement des organismes plus variés. Les fluctuations saisonnières des densités et biomasses sont ainsi plus marquées avec deux maximums, un en été et un en hiver (annexe 2).

La distribution agrégative des paramètres trophiques, notamment celle de la matière organique (annexe 3), entraîne des différences au niveau de la répartition des groupes fonctionnels alimentaires entre faciès (figure 2-3). Par exemple, les zones de dépôt où les débris organiques grossiers d'origine allochtone ou autochtone sont stockés, hébergent plus de 60 % de déchiqueteurs et presque la totalité des herbivores. Cette concentration d'herbivores en zones de dépôt alors que les macrophytes se développent préférentiellement dans les radiers, corrobore les résultats de Wetzel (1983) et de Newman (1991) qui suggèrent que les macrophytes sont pour la plupart consommées après leur sénescence. Les faciès lotiques, où les fortes vitesses de courant facilitent le développement du périphyton, abritent quant à eux plus de 50 % de racleurs. Le périphyton, consommé in situ, semble avoir pour les invertébrés, une plus grande appétence que les macrophytes qui ne sont ingérées qu'après leur mort.

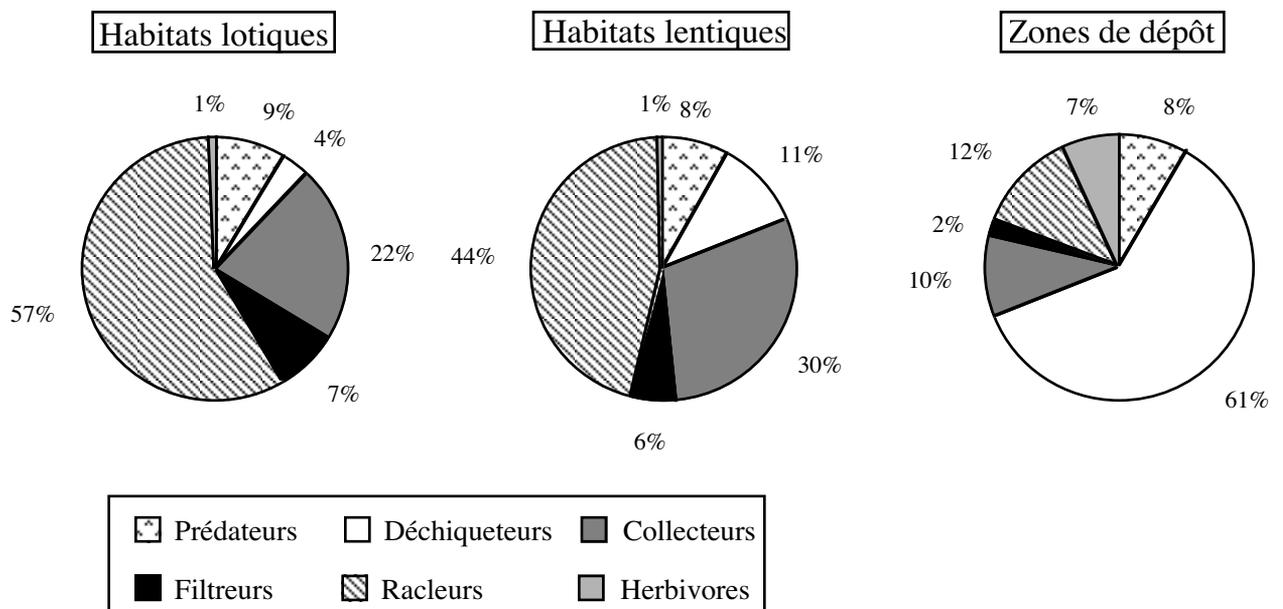


Figure 2-4 : Abondances relatives des différents groupes trophiques dans les trois faciès différents, toutes saisons et cours d'eau confondus (annexe 2).

2) La végétation rivulaire, source de diversification de l'habitat

L'étude des biomasses de Truite fario couplée avec l'évaluation de la capacité d'accueil physique potentielle, illustre l'influence de la végétation rivulaire arborée sur le fonctionnement écologique du cours d'eau (annexe 4).

Les différences d'effectifs observées de Truite fario entre les 4 stations permettent de dégager des tendances (annexe 4) :

- les milieux les plus diversifiés avec une alternance de zones ombragées et de zones éclairées (Ozange et station 2 de la Triouzoune) permettent le maintien d'une population abondante et équilibrée avec tous les stades représentés;

- les milieux très ouverts (station 1 de la Triouzoune) semblent être des zones favorables au développement des jeunes stades alors que les adultes sont peu représentés;

- les milieux fermés (Vianon) sont plus favorables au stade adulte.

Les formations végétales arborées rivulaires semblent agir directement sur les peuplements piscicoles. Mais quelle est alors la part réelle de leur contribution à l'explication des peuplements de Truite fario par rapport à l'habitat physique ?

Un couplage des résultats de biomasses observées avec les estimations de surfaces pondérées utiles (SPU) évaluées par la méthode des microhabitats donne quelques éléments de réponse. La pondération des biomasses observées de Truites adultes par les SPU (rapport biomasse/SPU) montre que les paramètres physiques de l'habitat (hauteur d'eau, vitesse du courant et granulométrie) ne peuvent pas expliquer les forts écarts observés sur l'Ozange et la station 1 de la Triouzoune par rapport aux 30 g/m² de SPU théoriques (tableau 2-3). Ces écarts ne peuvent pas être expliqués à priori par une valeur nutritive limitante (Souchon et al., 1989). En effet, la biomasse d'invertébrés benthiques sur ces cours d'eau est comprise entre 2,2 et 4,5 g/m² en poids sec, le maximum étant observé sur la station 1 de la Triouzoune où la biomasse de truites est la plus faible. Ainsi, sur ces cours d'eau, la capacité d'accueil semble devoir être corrigée par un facteur 2 en fonction de la végétation rivulaire arborée : la biomasse des poissons observée par rapport à un habitat physique théorique est divisée par 2 en son absence et multipliée par 2 en sa présence.

		VIANON	OZANGE	TRIOU (T2)	TRIOU (T1)
SPU à l'étiage (m ²)		50	60	150	120
Biomasse obs. juillet (g)	TRF 1+	861	486	739	350
	TRF>2+	463	3479	3218	701
Biomasse obs. septembre (g)	TRF 1+	1458	938	1834	1292
	TRF>2+	152	2860	2004	502
Biomasse totale /SPU (g de TRF 1+ et TRF>2+/m ²)		29	65	26	12

Tableau 2-3 : Biomasses observées de *Truite fario* (TRF) en juillet et septembre, surface pondérée utile (SPU) et rapport de ces 2 valeurs pour les 4 stations pour les truites adultes (annexe 4)

Sur l'Ozange, le système racinaire des aulnes et des saules qui forment la ripisylve sensu stricto, crée des excavations sous les berges. Ces zones jouent le rôle d'abri face à des conditions climatiques et hydrologiques difficiles (Bisson et al., 1987 ; G.I.R.E.A., 1987). Sur ce cours d'eau où le substrat est dominé par du sable, les structures racinaires immergées auront d'autant plus d'importance que l'on observe peu d'abris au centre du chenal. Ces structures végétales immergées ainsi que l'ombre créée par la canopée peuvent également servir de caches vis-à-vis de prédateurs potentiels.

Sur la station 1 de la Triouzoune, la biomasse observée, de moitié inférieure à la biomasse théorique, peut s'expliquer par la disparition du couvert végétal, des structures racinaires ou par une compétition interspécifique avec des espèces piscicoles plus photophiles. Murphy & Meehan (1991) montrent bien que l'éclaircissement du cours d'eau provoque une augmentation provisoire en été de la production piscicole liée à l'abondance du benthos, essentiellement des jeunes stades, mais qui est suivie en hiver d'une chute de la production si l'habitat n'est pas maintenu, notamment les embâcles et les complexes racinaires en bordure de berge.

En créant de l'ombre, la végétation arborée agit aussi directement sur l'éthologie des poissons en formant une barrière visuelle qui engendre une gêne au niveau de la prédation ou de la compétition inter ou intraspécifique (Meehan et al., 1977). D'autres auteurs ont constaté chez un grand nombre d'espèces de salmonidés, un préférendum en période de repos pour les secteurs ombragés (Brusven et al., 1986 ; Meehan et al., 1987). Par contre la recherche de nourriture et l'alimentation sont facilitées dans les secteurs éclairés (Wilzbach et al., 1986) où des espèces plus photophiles peuvent se développer. **Par sa présence, la végétation arborée rivulaire augmente la diversité physique du milieu. En créant des alternances de zones ombragées et de zones éclairées, elle permet une utilisation optimale des habitats du chenal.**

IV) CONCLUSION

Les résultats présentés ci-dessus, confirment que la végétation rivulaire contrôle la chaîne trophique à sa base en injectant dans le système des débris organiques et en limitant la production autotrophe par ombrage. Toute modification de la végétation induit donc un déséquilibre au niveau de la répartition allochtone ou autochtone des ressources trophiques qui se répercute sur l'abondance relative des groupes fonctionnels (annexe 2). La Triouzoune dépourvue de végétation rivulaire arborée a un fonctionnement conditionné par les producteurs primaires alors que sur les deux autres cours d'eau (Ozange et Vianon) un partage des ressources entre la production autochtone et les apports allochtones crée une répartition fonctionnelle proportionnellement plus équilibrée.

A l'échelle de la station, c'est donc la composition naturelle et les modifications anthropiques de la végétation rivulaire qui déterminent le fonctionnement trophique du cours d'eau mais ceci dans un contexte morphologique donné. En effet, l'originalité des résultats de ces travaux réside dans la mise en évidence de la hiérarchie des facteurs de contrôle du fonctionnement écologique des cours d'eau. Les facteurs morphologiques et ripariaux agissent à des échelles différentes. **A l'échelle de la station, le fonctionnement est donc sous contrôle riparial, par contre, à une échelle supérieure et inférieure, le contrôle est d'ordre géomorphologique et morphologique.**

A l'échelle du tronçon, la forme de la vallée (pente du cours d'eau et des versants, succession des faciès...) peut conditionner la distribution des facteurs trophiques. Par exemple au delà d'un certain seuil de pente, le développement des macrophytes est inhibé (annexe 2). Une forte pente facilite également, l'exportation et l'abrasion physique des particules de matière organique (annexe 2, 9). Ainsi à cette échelle, **la morphologie agit entre autres sur la dynamique et le conditionnement de la ressource trophique.**

A l'échelle des faciès ou des microhabitats, la répartition de la ressource trophique et donc des organismes associés est conditionnée par les caractéristiques physiques (vitesse, hauteur d'eau, substrat) de chaque faciès et par la structure de la végétation rivulaire. Cette étude confirme également l'importance des zones de dépôts et des structures de rétention minérales ou végétales sur les stocks de matière organique particulaire (annexe 3). A ce niveau de perception, la morphologie et la végétation jouent un rôle important sur la disponibilité de la ressource trophique.

En plus de l'étude des relations trophiques, l'étude simultanée des peuplements piscicoles et des microhabitats sur les trois cours d'eau, illustre l'influence prépondérante de la végétation rivulaire dans la structuration de l'habitat des poissons (annexe 4).

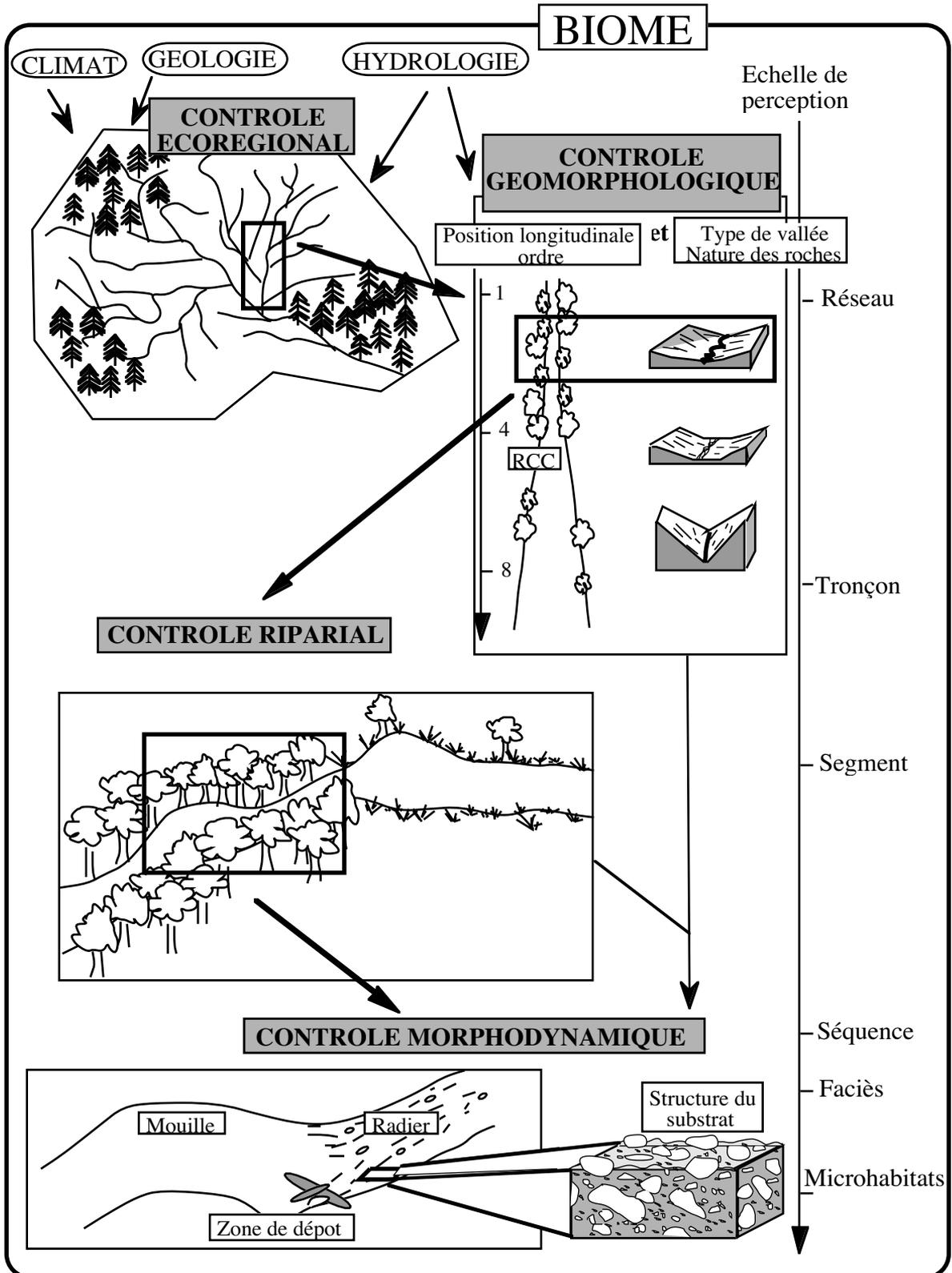


Figure 2-5 : Emboîtement hiérarchique des paramètres contrôlant le fonctionnement trophique des cours d'eau à différentes échelles de perception du système, la première échelle de perception se situant au niveau du biome

CHAPITRE III

INFLUENCE DES FACTEURS TROPHIQUES ET PHYSIQUES SUR LA STRUCTURATION DES COMMUNAUTÉS ANIMALES À L'INTÉRIEUR DU SÉDIMENT

CHAPITRE III

INFLUENCE DES FACTEURS TROPHIQUES ET PHYSIQUES SUR LA STRUCTURATION DES COMMUNAUTÉS ANIMALES À L'INTÉRIEUR DU SÉDIMENT

I) INTRODUCTION

Depuis 1934 où Kühnreiber a suspecté l'existence d'organismes à l'intérieur du sédiment des rivières, l'étude du domaine aquatique souterrain s'est largement développé. Schwoerbel (1961) est l'un des premiers à utiliser le terme de milieu hyporhéique et à le définir comme une composante essentielle des hydrosystèmes.

Historiquement les recherches se sont orientées sur 2 voies :

- la plupart des travaux ont examiné la distribution des invertébrés dans les sédiments, l'organisation de leurs peuplements et l'importance de la zone hyporhéique qui peut être considérée comme une zone refuge (Williams & Hynes, 1974; Bretschko, 1981; Pugsley & Hynes, 1983; Dole & Chessel, 1986; Stanford & Ward, 1988; Strommer & Smock, 1989; Essafi, 1990; Dole-Olivier & Marmonier, 1992; Essafi et al., 1992; Palmer et al., 1992; Griffith & Perry, 1993).

- très récemment, de cette science plutôt descriptive, on est passé à l'étude des processus fonctionnels dynamiques incluant les échanges entre la surface et l'intérieur des sédiments. Cette approche inclue les variations temporelles en faisant apparaître comme essentiel l'étude de la dynamique des processus hydrologiques à différentes échelles (Marmonier & Dole, 1986; Creuzé des Châtelliers, 1991; Essafi et al., 1992; Hakenkamp et al., 1993).

Par conséquent, il est important d'inclure la dimension verticale, souvent considérée comme une boîte noire, dans l'étude du fonctionnement écologique des cours d'eau. En effet la compréhension des processus localisés dans les sédiments peuvent être la clef permettant d'interpréter les mécanismes régissant les assemblages biotiques de surface (Valett et al. 1993). Dans ce chapitre nous essayerons de comprendre le fonctionnement de cette "boîte noire" par une juxtaposition d'images statiques révélant l'état trophique et physique du milieu interstitiel prises au cours du temps et en différents points de l'espace. Nous étudierons la distribution verticale des invertébrés et chercherons le ou les paramètres pertinents descripteurs de ce fonctionnement. Nous nous intéresserons plus précisément à la partie la plus superficielle du milieu hyporhéique (les 60 premiers centimètres). Cette zone est dominée par une faune épigée alors que les couches profondes hébergent une faune dominée par des organismes hypogés (figure 3-1). Pour

augmenter la pertinence des résultats (un nombre d'échantillons plus important, 189 strates échantillonnées) et élargir le champ d'application à des cours d'eau plus larges (jusqu'à l'ordre 5), des données obtenues lors d'une étude précédente de mise au point méthodologique et relative à trois autres cours d'eau seront incluses dans l'analyse des résultats (annexe 6).

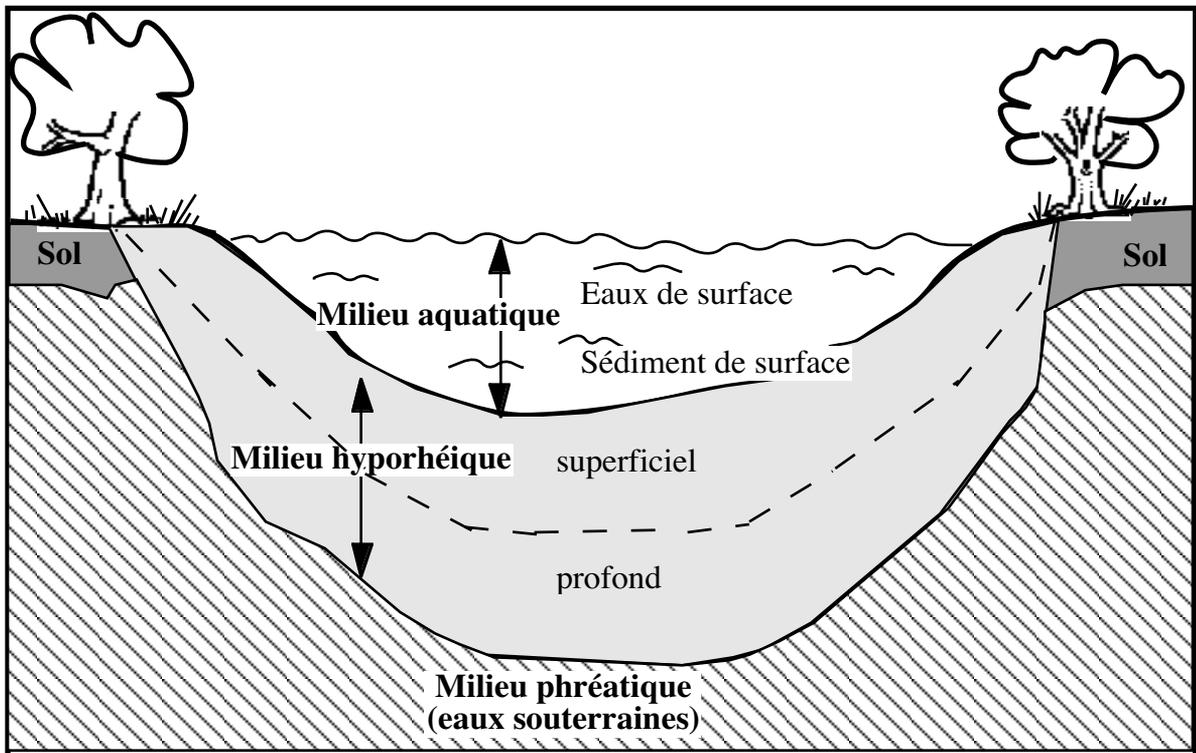


Figure 3-1 : Schématisation de la stratification verticale des différents milieux des écosystèmes d'eau courante

II) METHODOLOGIE

Les points d'échantillonnage ont été choisis afin d'avoir la plus grande variabilité du milieu. Sur la station, la première échelle d'hétérogénéité se situait au niveau du faciès ou du sous-faciès (chapitre I). Ainsi, pour chaque cours d'eau, un faciès lentique, un faciès lotique et une zone de dépôt ont été échantillonnés par carottage cryogénique, ou "freezing-core", pendant un cycle annuel, à toutes les saisons (annexe 9).

La technique du "freezing-core" testée et utilisée dans cette étude (détails de la méthode en annexe 5) a permis d'obtenir des données quantitatives aussi bien physiques que biologiques dans des milieux à granulométrie hétérogène composée de gros éléments. Dans les échantillons, la structure du substrat reste relativement peu perturbée. Les seules modifications dans la structuration du substrat peuvent être consécutives à l'enfoncement

des aiguilles cryogéniques. Des plus fines ($< 50 \mu\text{m}$) aux plus grosses ($> 128 \mu\text{m}$), les particules sédimentaires peuvent être échantillonnées et leur positionnement vertical dans la carotte est respecté. Le volume des vides occupés par l'eau interstitielle peut être également évalué pour permettre de calculer la porosité selon la définition de Stocker et Williams (1972). Enfin la stratification de l'ensemble des nutriments ainsi que celle des invertébrés et des microorganismes associés devrait être peu modifiée. Cette technique semble être la seule qui permette d'obtenir l'ensemble de ces informations sur des milieux aussi hétérogènes que ceux étudiés ici. Malheureusement, sa mise en oeuvre reste lourde ce qui limite le nombre de répétitions spatiales et temporelles (boulversement du milieu à l'emplacement de l'échantillon) dans un milieu où la distribution des paramètres de surface est plutôt de type agrégative (défini par Chessel 1978). Pour obtenir une bonne représentativité de la distribution spatiale des paramètres en surface à l'échelle de la station, cet échantillonnage a donc été complété comme nous l'avons vu précédemment (chapitre II), par un ensemble de prélèvements utilisant des techniques plus traditionnelles et moins onéreuses (surber, pièges à litière, aspiration et brossage).

II) RESULTATS ET DISCUSSION

A l'intérieur des sédiments de chaque cours d'eau, la distribution verticale des paramètres ne présente aucune différence significative ($p > 0,05$) entre les différents faciès (annexe 9). Par opposition à une distribution agrégative en surface, la distribution des paramètres semble relativement homogène en profondeur. Les données par strate sont donc moyennées par cours d'eau pour permettre une comparaison inter-sites des différents types de fonctionnement. Seuls quelques points de carottage particuliers seront étudiés isolément (annexe 6). Les résultats obtenus dans la première strate (0 à -15 cm) confirment les informations du chapitre II sur le fonctionnement global des cours d'eau.

1) Distribution verticale des organismes épigés

La distribution verticale des invertébrés épigés est fortement liée à la disponibilité de l'habitat interstitiel (annexe 6, 7, 9). La quantité et la qualité des espaces disponibles à l'intérieur du sédiment, estimées par la porosité, déterminent l'habitabilité du substrat. Ainsi, la porosité et le nombre d'organismes, corrélés positivement ($r=0,59$; $p < 0,01$), présentent des distributions verticales similaires (annexe 7). On peut distinguer deux types de cours d'eau (figure 3-2) :

- les cours d'eau où la porosité des sédiments et l'abondance des organismes décroissent rapidement dès les 15 premiers centimètres (Triouzoune, Ozange, Loire).
- les cours d'eau à sédiment poreux où l'on observe un fort pourcentage d'organismes en dessous de 15 centimètres (Drac, Galaure, Vianon).

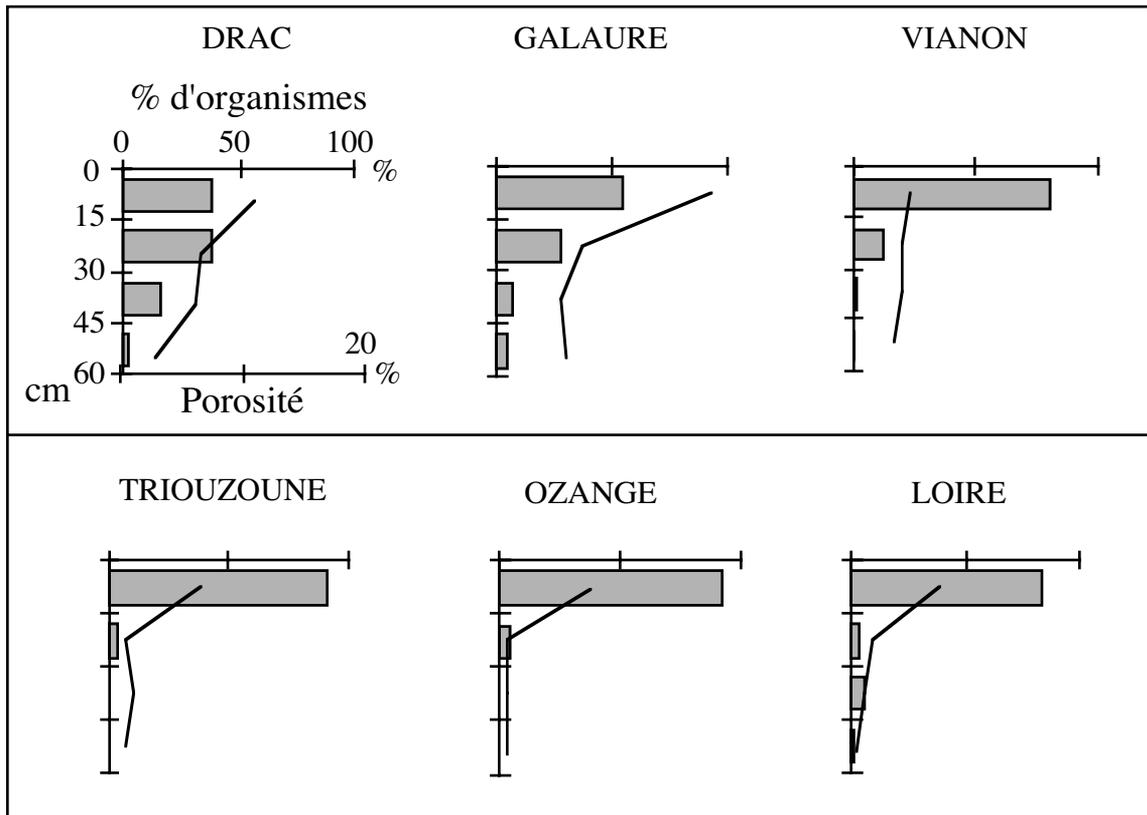


Figure 3-2 : Distribution verticale de l'abondance relative (calculée par rapport au nombre total d'organismes rencontrés dans la carotte) des macroinvertébrés par litre de sédiment (histogrammes) comparée avec les variations de porosité (courbes) à l'intérieur du sédiment dans les 6 sites étudiés (annexe 7).

Dans ce dernier groupe, malgré des valeurs de porosité homogènes avec la profondeur, une faible porosité dès la surface peut entraîner une limitation progressive de la pénétration des organismes à l'intérieur du sédiment (cas du Vianon). Dans ce cas, la distribution verticale du nombre d'invertébrés et de la porosité ne présentent pas le même profil et comme le suggèrent Pusgley & Hynes (1986) le nombre décroissant d'organismes en dessous des 30 cm pourrait être consécutif à une plus faible disponibilité de la nourriture et de l'oxygène par rapport à la surface.

Dans tous les sites, une porosité de 4 à 5 % semble être la valeur limite en dessous de laquelle la colonisation du milieu interstitiel est rendu impossible.

Liés à la perméabilité et à la taille des particules sédimentaires, les échanges hydriques dans des cas particuliers décrits par Creuzé des Châtelliers (1991) entre les eaux de surface et les eaux souterraines conditionnent également la répartition des organismes dans les sédiments (Marmonier & Creuzé des Châtelliers, 1991; Brooks & Boulton, 1991; Cooling & Boulton, 1993). Sur la Loire, la porosité est globalement très faible mais un point de carottage situé en tête de radier, dans une zone d'infiltration, a

permis d'observer une densité importante de macroinvertébrés, dont des organismes

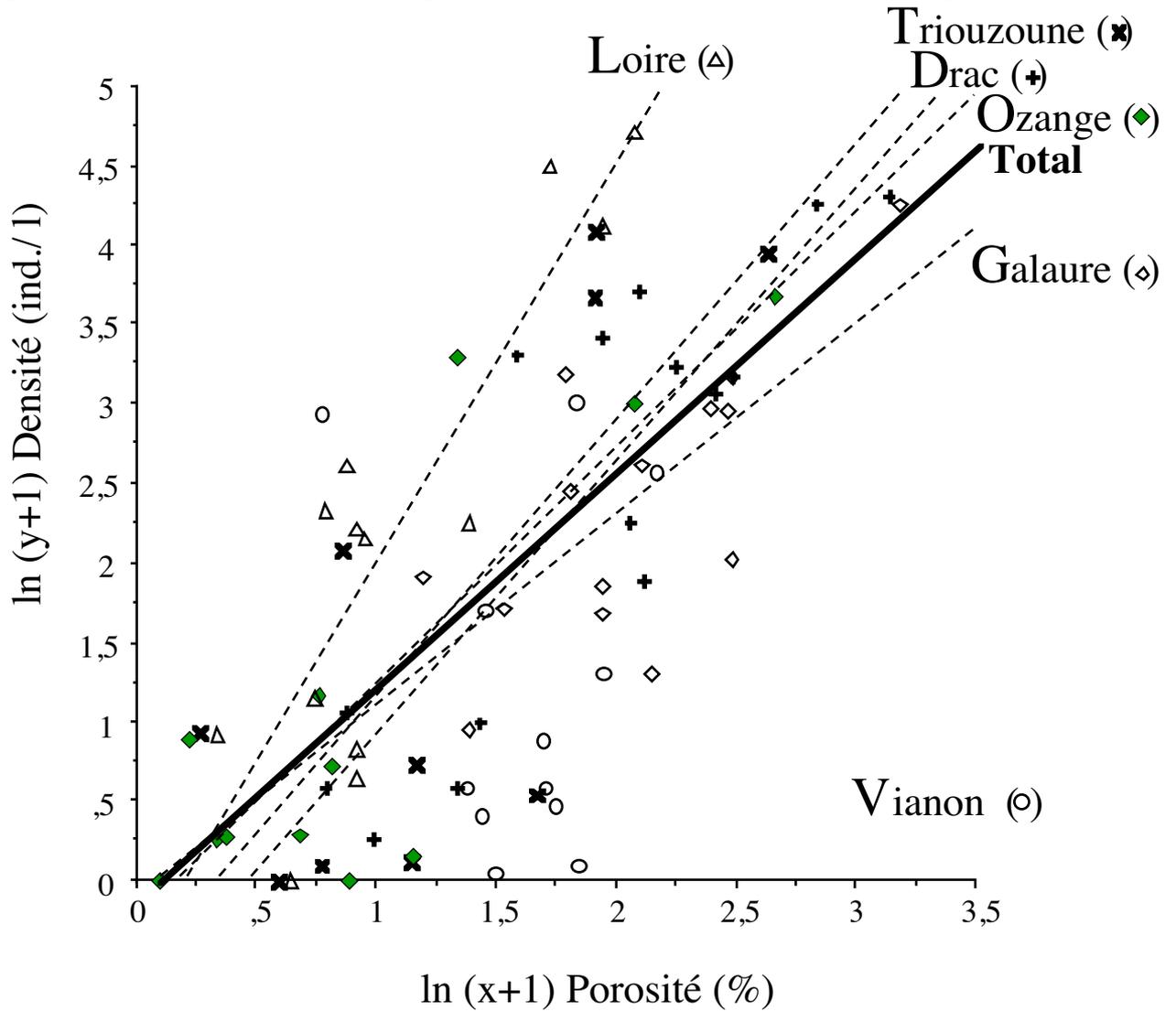


Figure 3-3 : Droites de régression entre les $\ln(x+1)$ de la densité de macroinvertébrés et de la porosité

Légende et équation des droites de régression :	
✕ Triouzoune	: (p=0,01) $Y' = 1,75X' - 0,63$; $r = 0,75$
◊ Ozange	: (p<0,01) $Y' = 1,48X' - 0,27$; $r = 0,83$
Δ Loire	: (p<0,01) $Y' = 1,97X' - 0,05$; $r = 0,85$
◇ Galaure	: (p<0,01) $Y' = 1,05X' + 0,16$; $r = 0,73$
+ Drac	: (p<0,01) $Y' = 1,72X' - 0,81$; $r = 0,86$
○ Vianon	: (p>0,01)
Total	: (p<0,01) $Y' = 1,30X' - 0,09$; $r = 0,70$

filtreurs (annexe 6). La rupture de pente en tête du radier crée une zone d'infiltration des eaux de surface oxygénées et chargées en nutriments. Cet exemple montre, en accord avec les résultats de Creuzé des Châtelliers (1991) ou Boulton (1993) que **la morphologie à l'échelle locale, en agissant sur le mode de circulation des eaux, peut avoir également une importance considérable sur le fonctionnement biologique et la répartition des organismes.**

2) Distribution des organismes hypogés

La pénétration active de la faune épigée apparaît donc essentiellement conditionnée par l'habitabilité du substrat traduite ici par la porosité et dans certaines conformations morphologiques par les échanges hydriques. En revanche la distribution des organismes hypogés ne semble pas répondre à des règles particulières; on les rencontre à toutes les profondeurs. Adaptés à la vie interstitielle (Danielopol 1989), ils sont moins sensibles aux contraintes mésologiques et peuvent vivre dans des substrats faiblement poreux. Toutefois leur présence indique l'existence de mouvements ascendants passifs ou actifs. Ainsi l'étude simultanée de l'organisation des populations benthiques et hyporhéiques peut apporter des informations sur les processus morphodynamiques d'échange entre les eaux de surface et les eaux interstitielles (Creuzé des Châtellier & Reygrobellet 1990, Lafont et al., 1992).

Les mouvements verticaux actifs des organismes à l'intérieur des sédiments peuvent être le résultat de réponses adaptatives à des variations des caractéristiques hydrologiques (crue, étiage) mais également une réponse à des changements de milieu au cours de leur cycle de développement (Poole & Stewart 1974). Au printemps, sur le Vianon, alors que l'on devrait observer une augmentation du nombre de macroinvertébrés dans la couche de surface (0-10 cm) préparant l'émergence d'été, l'abondance et la diversité de la faune augmente notablement entre 15 et 30 cm de profondeur (annexe 9). Cette campagne de prélèvements correspond aux périodes de crues. Comme le suggérait Williams & Hynes (1974) ou Marchant (1988), en période de fort débit, en présence d'un substrat poreux, la faune pénètre plus profondément à l'intérieur du sédiment. Le milieu interstitiel, s'il peut être colonisé, est utilisé comme **une zone refuge** face à des conditions hostiles en surface, les organismes trouvant un environnement plus stable à l'intérieur du sédiment (Palmer et al. 1992, Griffith & Perry 1993). Ce réservoir potentiel pourrait justifier la recolonisation rapide de la surface à la suite d'événements catastrophiques (Strommer & Smock 1989).

3) Distribution verticale des nutriments

La distribution verticale des nutriments est également liée à la porosité (annexe 6, 9, 8). Originaires de la surface, les fines particules nutritives sont entraînées passivement en profondeur par des mouvements d'eau entrants, les plus grosses peuvent être ensevelies lors du remaniement des sédiments en période de fortes crues. La présence, par exemple, de grandes quantités de fines particules de matière organique dans les couches profondes peut être un bon descripteur de la circulation de l'eau, situation déjà rencontrée dans d'autres conditions (Mathieu et al., 1991). Comme la pénétration des organismes, l'entraînement passif des particules nutritives est conditionné par la porosité; on observe des distributions verticales similaires. On peut distinguer les deux groupes précédents (figure 3-3):

- dans les cours d'eau à faible porosité, la quantité des particules nutritives décroît rapidement dès les 15 premiers centimètres (Triouzoune, Ozange, Loire).

- dans les cours d'eau à substrat plus poreux, cette décroissance est beaucoup moins marquée et à 60 cm de profondeur il peut rester encore plus de 50% des particules (Drac, Galaure, Vianon).

La présence de chlorophylle a active jusqu'à 60 cm s'explique par l'entraînement passif des cellules algales depuis la surface et par la grande capacité de survie de ces cellules même en l'absence prolongée de lumière (annexe 9). Sous une faible intensité lumineuse, Rosen & Lowe (1984) montrent que l'on peut avoir de plus, une augmentation significative du volume des chloroplastes et une augmentation de la concentration en chlorophylle, ce qui peut entraîner une surestimation de la biomasse algale dans les couches profondes.

4) Facteur déterminant la porosité des sédiments

L'ensemble de ces résultats montre que la porosité est le principal facteur qui conditionne la pénétration des organismes et des nutriments à l'intérieur des sédiments. Quels sont les paramètres qui déterminent cette porosité ?

La diminution du volume global des interstices, colmatés par des fines particules, va agir sur la porosité et réduire l'habitabilité des sédiments. **La relation entre la porosité et le pourcentage de particules fines (<1 mm)** n'est pas linéaire. Les données se présentent sous forme d'un nuage triangulaire (figure 3-4).

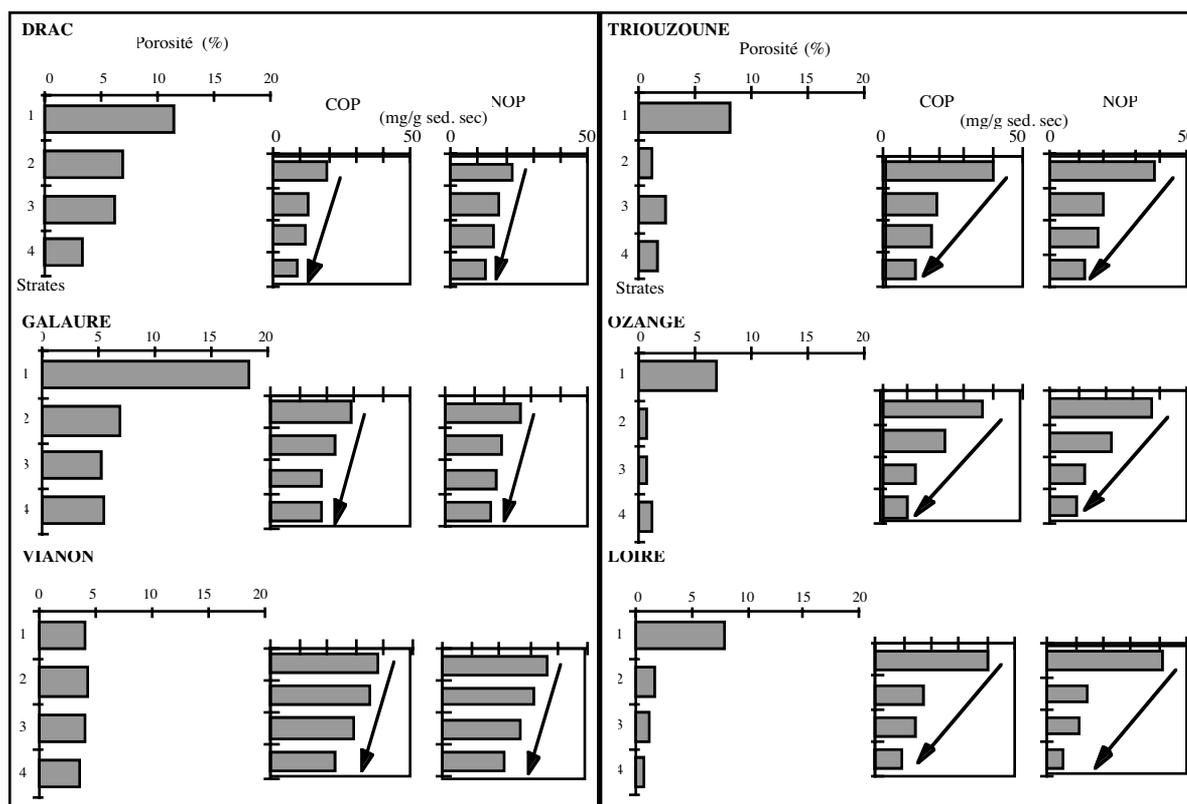


Figure 3-4 : Distribution verticale des valeurs de porosité (%), du carbone (COP) et de l'azote organique particulaire (NOP) en mg/g de sédiment sec à l'intérieur du sédiment sur les six sites étudiés.

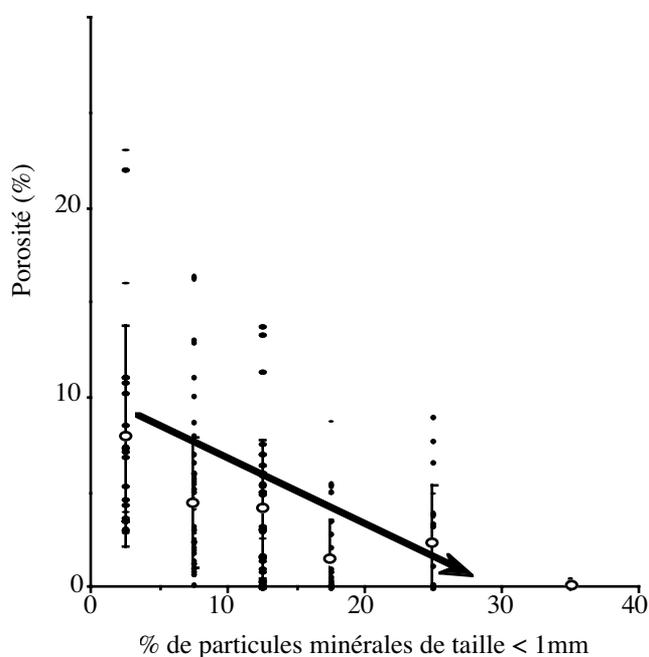


Figure 3-5 : Relation entre la porosité et le pourcentage de particules de sédiment de taille < à 1mm. Porosité moyenne (○) ± erreurs standards (barres verticales, annexe 7).

Les fines particules agissent comme un facteur limitant : la porosité peut être forte ou faible quand le pourcentage de fines est faible mais la porosité est toujours faible quand de grandes quantités de fines sont présentes (annexe 7).

Une grande quantité de fines particules sédimentaires peut ainsi limiter la colonisation des sédiments en comblant les interstices et jouer le rôle d'un filtre vis à vis des nutriments. On peut observer que les structures granulométriques entre strates diffèrent d'un cours d'eau à l'autre (figure 3-5). Sur les cours d'eau peu poreux, des couches composées de fines particules sédimentaires limitent les échanges verticaux. Elles se situent par exemple entre 15 et 30 cm sur l'Ozange et entre 30 et 45 cm sur la Triouzoune.

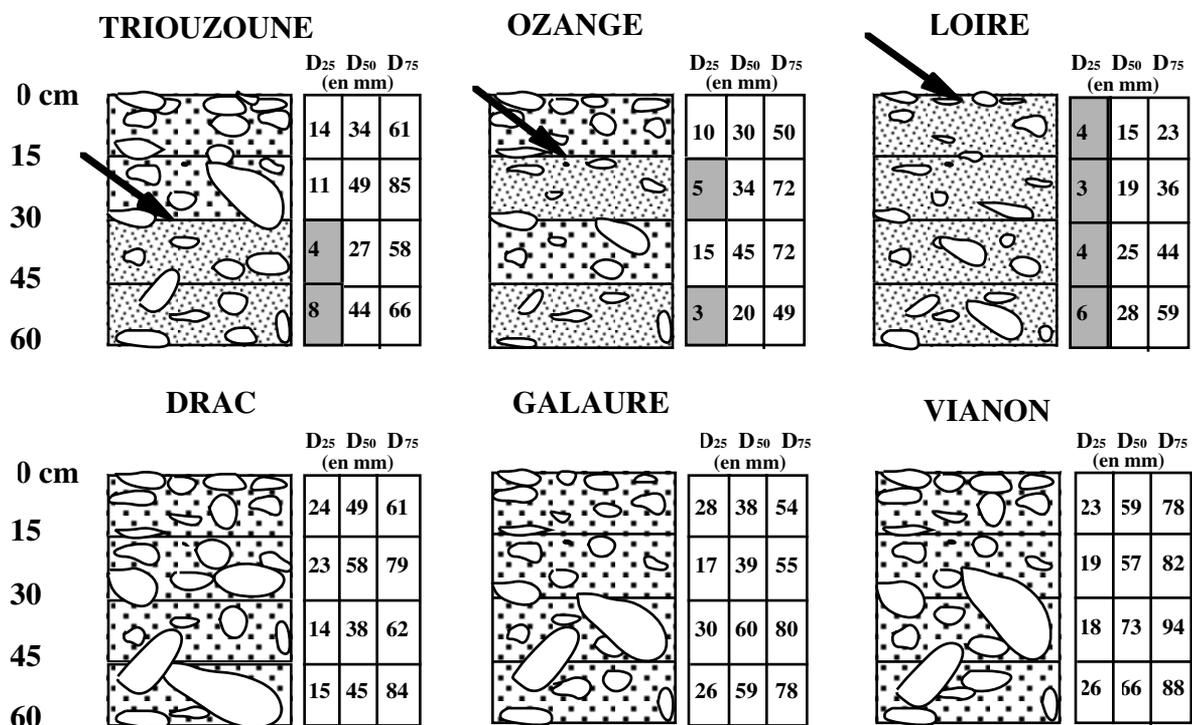


Figure 3-6 : Schématisation des structures granulométriques des différentes couches et valeurs des quartiles identifiées sur les courbes cumulatives semi-logarithmiques pour 25 (D25), 50 (D50) et 75 % (D75) sur les 6 sites étudiés.

- Valeurs de D₂₅ les plus faibles : couche limitant les échanges verticaux
- ↙ Identification de la position de la couche limitant les échanges verticaux

Sur les cours d'eau poreux, les différences de porosité que l'on observe entre le Vianon, la Galaure et le Drac alors que leur composition granulométrique est proche pourrait provenir de l'agencement ou du tassement des particules. L'agencement devrait plus modifier la perméabilité des substrats (Malavoi 1986). Le tassement, souvent consécutif à une longue période de stabilité hydrologique (modification anthropique des variations de débit), devrait largement diminuer le volume des vides à l'intérieur du sédiment. Liées à la géologie, les formes des particules peuvent être également un facteur prépondérant. Les formes rondes des galets sur la Galaure peuvent expliquer les fortes porosités de surface.

A ce niveau de l'analyse (dimension verticale) on peut constater que **la végétation des rives et du bassin versant est susceptible d'influencer la structuration du substrat**. On peut supposer que la déforestation partielle des bassins versants de la Triouzoune et de l'Ozange, entraînant une érosion des sols, a provoqué sur ces cours d'eau à faible pente une augmentation de la quantité de fines particules sédimentaires. Ces apports peuvent colmater les interstices et modifier l'habitabilité des sédiments. La zone arborée riveraine sur l'Ozange semble insuffisante pour jouer le rôle de filtre vis-à-vis de ces apports sédimentaires; sa rive droite est peu arborée et certaines zones sont aménagées pour l'alimentation en eau du bétail. Le piétinement des rives augmente le phénomène d'érosion des berges.

IV) CONCLUSION

De nombreuses études ont montré que la distribution verticale des organismes était influencée par la concentration en oxygène, par les mouvements entre l'eau de surface et l'eau interstitielle, par la quantité et la taille des interstices (Williams 1984; Bretschko & Klemens 1986), par la distribution des nutriments (Godbout & Hynes 1982) et par des modifications saisonnières (McElravy & Resh 1991). Dans cette étude, **la porosité liée à la quantité de fines particules sédimentaires est un des facteurs prépondérants régissant la distribution des macroinvertébrés à l'intérieur du sédiment. Les variables trophiques, dont la distribution verticale est également gouvernée par la porosité, agissent plus comme des facteurs secondaires** qui pourraient agir sur le temps de résidence des organismes à ces profondeurs. Cette porosité est en partie déterminée par de grandes quantités de fines particules sédimentaires qui colmatent les interstices et agissent sur l'habitabilité du substrat. Le contrôle de ces apports minéraux dans les cours d'eau est certainement fortement conditionné par l'environnement végétal du bassin versant et des rives. Leur déforestation peut engendrer une modification considérables de la composition granulométrique du substrat des cours d'eau. Le milieu interstitiel ne pourra plus alors

faire office de zone refuge pour les macroinvertébrés face à des conditions hostiles en surface. "L'habitat refuge" ayant disparu, l'impact des perturbations (naturelles ou anthropiques) sera considérablement plus important à long et court terme sur ces cours d'eau.

Parallèlement, **la morphologie à l'échelle locale, en agissant sur l'écoulement des eaux de surface, joue également un rôle essentiel dans le fonctionnement biologique. Ces zones d'infiltrations et d'exfiltrations créées par des discontinuités ou des obstacles à l'écoulement des eaux de surface rendent habitable la subsurface par la faune épigée, apparemment quelle que soit sa composition granulométrique.** Comme une sédimentation accrue, l'homogénéisation du substrat ou des écoulements suite à une mauvaise gestion va entraîner une disparition de ces zones d'échanges et à court terme réduire l'habitabilité du milieu hyporhéique.

CHAPITRE IV

RECOMMANDATION CONCERNANT LA GESTION DE LA VÉGÉTATION RIVULAIRE DES RIVIÈRES

CHAPITRE IV

RECOMMANDATIONS CONCERNANT LA GESTION DE LA VÉGÉTATION RIVULAIRE DES RIVIÈRES

I) ROLE DE LA RIPISYLVE

Les résultats de ces travaux sur l'étude de la distribution des variables trophiques et des organismes associés, dans le milieu abordé dans sa totalité (dans l'eau, à la surface et à l'intérieur des sédiments), confirme l'importance prépondérante de la végétation rivulaire comme facteur de contrôle local du fonctionnement écologique des cours d'eau. La prise en compte des corridors ripariaux dans les problèmes de gestion s'avère donc indispensable.

Il apparaît clairement, dans la première approche de cette étude (chapitre II), que la végétation, à l'échelle de la station, est un facteur clef qui conditionne l'équilibre entre d'une part les apports allochtones de matière organique et d'autre part la production primaire autochtone.

Les milieux, où alternent des zones ombragées et des zones éclairées, comme par exemple sur l'Ozange, permettent le développement de producteurs primaires tout en maintenant un apport important en matière organique particulière exogène. Cette diversité des ressources trophiques se traduit par une composition plus équilibrée des groupes fonctionnels alimentaires, les communautés s'organisant spatialement en fonction de l'hétérogénéité des ressources et des contraintes. Ainsi, **l'hétérogénéité du milieu garantit un équilibre dans la diversité fonctionnelle.**

Inversement, la destruction des arbres et arbustes en berge, comme sur la Triouzoune (T1), provoque une uniformisation du milieu qui engendre un déséquilibre qui se répercute sur l'ensemble du réseau trophique jusqu'aux poissons. Dans ce type de milieux ouverts, malgré une forte biomasse d'invertébrés, la biomasse en salmonidés reste faible (annexe 4). Parallèlement aux perturbations du fonctionnement trophique, l'absence de végétation arborée sur les rives peut induire une altération physique de l'habitat. Ainsi, à long terme, la disparition des habitats des berges (arbres, arbustes) ou du chenal (embâcles) engendre une diminution des peuplements de salmonidés. Cette diminution, mise en évidence dans cette étude de façon synchronique, a été également observée dans des études diachroniques par des chercheurs américains. Ils ont montré que l'éclaircissement d'un cours d'eau provoque, en été, une augmentation de la

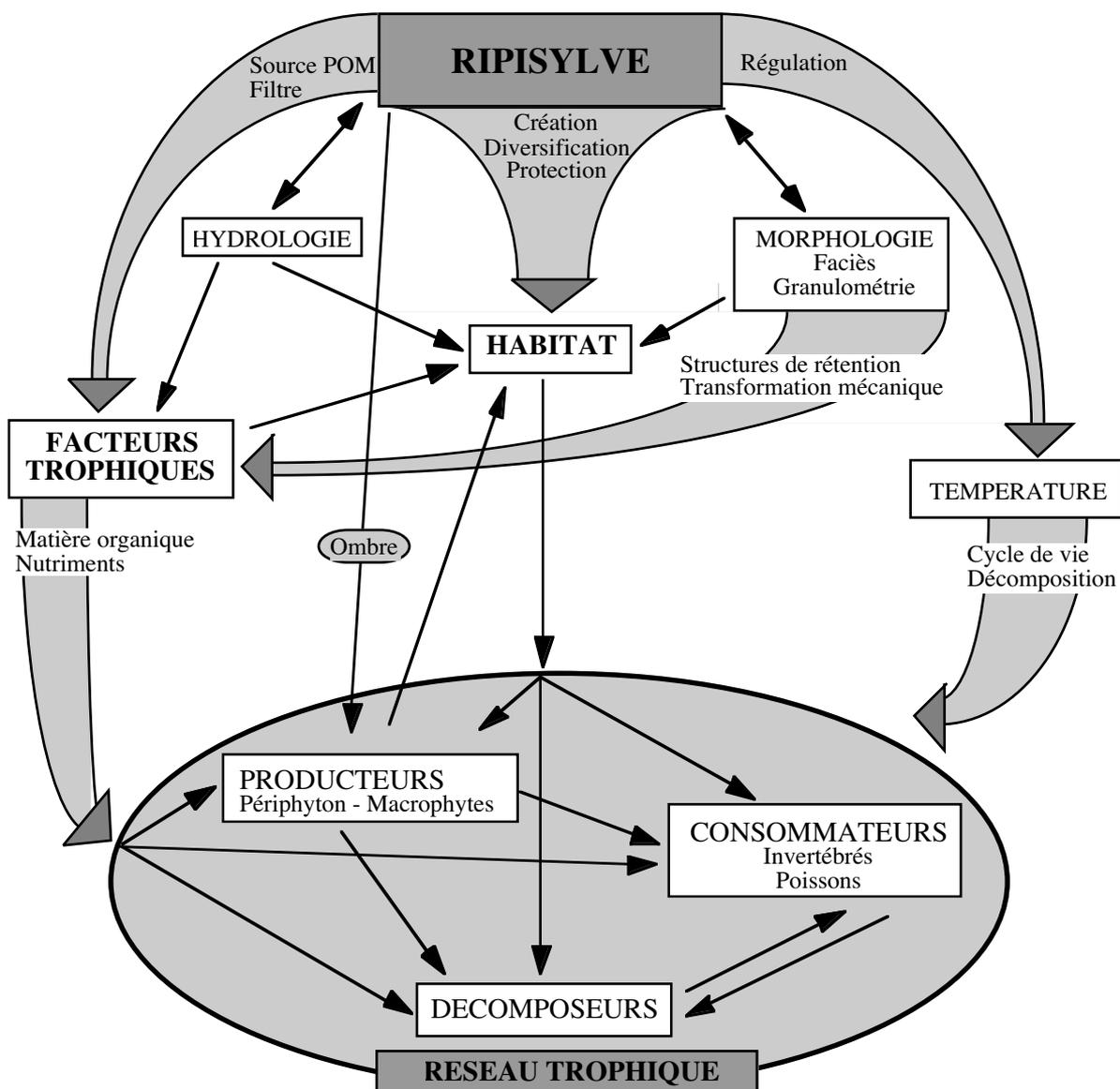


Figure 4-1 : Influence de la ripisylve sur le fonctionnement trophique des écosystèmes d'eau courante

production piscicole directement reliée à l'abondance du benthos, mais que l'hiver suivant, cette production chute si l'habitat n'est pas maintenu (Johnson & Heifetz, 1985; Murphy & Meehan, 1991). Dans ce cadre, les apports en débris ligneux grossiers ou embâcles sont déterminants dans le maintien de la diversité et de la complexité de l'habitat (annexe 11).

La végétation agit également sur d'autres paramètres non mesurés dans cette étude qui sont eux-mêmes prépondérants dans la compréhension du fonctionnement trophique de l'écosystème. Une synthèse bibliographique en annexe 10 aborde l'ensemble des interactions entre la ripisylve et les facteurs qui déterminent ce fonctionnement. Ces interactions sont résumées en figure 4-1. Par exemple, la figure montre comment la température, fortement dépendante de la canopée, peut agir sur le réseau trophique.

En plus de leur rôle biologique, les formations végétales arborées possèdent des propriétés mécaniques non négligeables. Il est fréquent de constater qu'à la suite d'interventions malencontreuses au cours desquelles la végétation fut pratiquement éliminée, les berges mises à nu se sont effondrées. Lors de périodes de crue, l'eau s'est répandue plus rapidement dans les terrains agricoles voisins. Ces pratiques ont apporté la preuve de l'intérêt de la végétation rivulaire arborée dans la fixation et la stabilisation des berges (Lachat, 1991) et ont souligné l'effet frein de cette végétation lors de débordement. Actuellement, la plupart des interventions d'entretien et de restauration de la végétation sont réalisées dans une optique de stabilisation physique et ignorent encore souvent les conséquences biologiques sur le milieu aquatique.

Dans cette étude, l'approche de la dimension verticale (chapitre III) a permis de mettre en évidence le rôle néfaste des apports en fines particules sédimentaires sur l'habitabilité du substrat. Ces fines particules, en comblant les interstices modifient la porosité des sédiments. Or cette porosité est un facteur prépondérant qui régit la distribution des macroinvertébrés et des nutriments à l'intérieur du sédiment. Lors de conditions hydrauliques hostiles en surface, la faune tend à s'y réfugier. La végétation du bassin versant qui limite l'érosion des sols et celle des rives qui filtre les eaux de ruissellement, peut protéger la rivière des apports de terre et de limon. Ainsi, si par un colmatage, consécutif par exemple à la déforestation du bassin versant et des berges, le milieu interstitiel est rendu inhabitable, la faune peut disparaître. La recolonisation, après une perturbation naturelle ou anthropique du milieu, sera ainsi beaucoup plus lente. On peut imaginer, que sur le Vianon, cours d'eau à versants très pentus, une coupe à blanc provoquerait des dommages conséquents sur le milieu. L'absence de végétation sur les versants engendrerait une érosion accrue des sols qui provoquerait une augmentation considérable des apports en sédiment fin et un colmatage du substrat.

La porosité conditionne également les stocks de matière organique qui peuvent jouer le rôle de réserve trophique dans des cours d'eau peu rétentifs en surface. Sur le Vianon,

par exemple, la faible quantité de matière organique en surface peut-être compensée par les plus fortes quantités stockées dans le substrat poreux. Ainsi, on observe peu de différence avec l'Ozange (cours d'eau ayant le maximum de matière organique en surface) dans la répartition des groupes trophiques fonctionnels, et notamment au niveau de la proportion de consommateurs de détritiques organiques.

Dans une problématique de gestion, les rôles économiques (espace de loisirs, valorisation du bois) et paysagers des ripisylves, ainsi que leur propre rôle en tant qu'habitat favorable au développement d'une faune terrestre diversifiée (zones de transition, effet lisière), doivent être également considérés.

II) COMMENT GERER LA RIPISYLVE

La traduction de ces concepts en terme de recommandations pratiques pour la gestion des milieux reste encore largement à réaliser. Des règles simples de gestion restent difficiles à proposer tant les processus diffèrent d'un hydrosystème à l'autre, dans le temps et au sein même de chacun d'eux. Est-il possible malgré tout de donner des orientations de gestion ?

Les résultats de cette étude, ont tout d'abord confirmé **l'intérêt de conserver une bande rivulaire arborée, et surtout, ils ont démontré qu'il n'existait pas de "recette standard" applicable à tous les types géomorphologiques de cours d'eau**. Avant de présenter quelques options de gestion, nous nous proposons donc de définir un cadre hydromorphologique dans lequel les effets des formations végétales riveraines seront hiérarchisés.

1) Définir un cadre géomorphologique

Les guides d'entretien et de restauration de la végétation riveraine, souvent rédigés selon des approches paysagères ou en fonction d'impératifs de stabilisation des berges, tenaient, jusqu'alors, rarement compte des conséquences des modifications de la végétation sur le fonctionnement écologique du cours d'eau lui-même. Pour compléter l'édition de ces guides techniques, nos résultats font apparaître clairement que les effets des formations végétales riveraines sur le fonctionnement des milieux aquatiques doivent être inventoriés et hiérarchisés dans un cadre hydromorphologique donné.

En effet, comme nous l'avons vu dans les chapitres II et III, la morphologie joue un rôle majeur à différentes échelles dans la dynamique des processus et la disponibilité des

ressources trophiques autochtones et allochtones. Il semble donc **nécessaire pour comprendre le fonctionnement et l'influence des ripisylves de réaliser tout d'abord une typologie basée sur les différents styles géomorphologiques rencontrés.**

Après un découpage en écorégions basé sur la géologie et le climat, la typologie de cours d'eau de même dimension longitudinale (ordre proche) peut être basée sur les formes des vallées. Les différents types morphologiques de vallée peuvent être définis selon des critères descriptifs simples tels que la pente, le gradient transversal, le type de chenal... (Cupp, 1989; Wasson et al., 1993). Ces critères descriptifs perçus précédemment (chapitre II) comme des facteurs contrôlant, à l'échelle du tronçon, la dynamique et le conditionnement de la ressource trophique sont ainsi intégrés dans la problématique de gestion des bandes rivulaires arborées. De plus, ils conditionnent la composition granulométrique des substrats qui, à l'échelle locale, joue avec la végétation un rôle prépondérant sur la disponibilité des ressources trophiques.

Dans ce contexte morphologique, une hiérarchisation de l'impact sur le milieu aquatique des modifications des formations végétales devrait donc permettre de privilégier le choix de types d'intervention minimisant les effets écologiques néfastes. Par exemple, dans un cours d'eau sableux le nettoyage du lit (enlèvement des embâcles) va engendrer des dommages beaucoup plus importants sur le milieu aquatique, que si cette même opération avait été réalisée sur un cours d'eau à granulométrie plus grossière. En effet, dans certains cours d'eau sableux, des études américaines ont montré que les embâcles constituaient la seule structure d'habitat stable, favorable aux organismes, jouant à la fois le rôle de structure physique et trophique (annexe 10).

2) Quelques options de gestion des bandes rivulaires arborées

Ce paragraphe n'a pas la prétention de donner une liste exhaustive de toutes les options de gestion envisageables. Seuls quelques principes globaux seront énoncés.

Tout d'abord, d'un point de vue conceptuel, une bonne gestion doit être précédée d'une définition préalable des contraintes ou objectifs socio-économiques (hydraulique, paysagère, piscicole...) dans le respect du fonctionnement général de l'hydrosystème (loi sur l'eau de janvier 1992). Elle doit donc concilier les différents intérêts sans oublier de tenir compte des contraintes écologiques telles que les risques d'altération irréversible d'un écosystème ou de disparition d'espèces (Wasson, 1989). Le raisonnement doit intégrer l'ensemble du bassin hydrographique et les impacts sur le milieu devront être évalués dans un contexte géomorphologique donné. Comme le montrent Naiman et al.

(1991), en plus de la variabilité spatiale, il est nécessaire de prendre en compte la variabilité temporelle de l'hydrosystème. Il ne faut pas confondre équilibre et stabilité de l'écosystème, la stabilité étant un objectif d'usage alors que les instabilités localisées participent à l'équilibre global (Amoros et al., 1987).

De même, d'un point de vue pratique, nous n'entrerons pas dans les détails des techniques à utiliser pour l'entretien ou la restauration des ripisylves, nous énoncerons seulement quelques principes souvent omis par les gestionnaires et qui ressortent des résultats de cette étude.

Entretenir, c'est peut être faire le choix de ne pas intervenir, ce qui sans aucun doute apparaît le plus difficile.

Si toutefois, des aménagements sont nécessaires, il semble intéressant de proposer une politique d'interventions étalées dans le temps. Par exemple, un bilan annuel de l'état de la végétation rivulaire suivi d'une coupe sélective des vieux arbres peut permettre le développement des jeunes stades (rajeunissement du milieu) et la coexistence d'espèces à stratégie adaptative différente. On peut ainsi recréer une diversité spatiale avec une alternance de zones ombragées et éclairées comme sur l'Ozange. Ces types d'interventions étalées sur plusieurs années sont susceptibles de créer une dynamique au même titre que les perturbations naturelles.

Quand le maintien d'une bande rivulaire arborée continue n'est pas envisageable, on assiste encore actuellement à une destruction drastique et brutale de toute la végétation rivulaire. Pourtant des interventions limitées aux zones les plus anthropisées pourraient être dans la plupart des cas suffisantes. En effet, il est préférable de faire alterner des zones aménagées avec des zones où aucune intervention ne sera effectuée. Ainsi, le maintien de la diversité globale sera préservé et l'impact immédiat de l'aménagement pourra être limité par recolonisation plus aisée des secteurs aménagés à partir des zones préservées. Au vu des résultats de cette étude, l'alternance de secteurs couverts avec des secteurs modérément dégagés comme sur l'Ozange est fortement conseillée. Petts & Amoros (1993) suggèrent que ces "formes en chapelet avec des zones plus larges reliées par des connexions étroites peuvent augmenter la valeur écologique de l'aménagement".

Enfin, il ne faut pas oublier que la restauration des ripisylves de certains secteurs peut être envisagée. Il faudra alors porter une attention particulière au choix des espèces végétales à utiliser. En effet, il est primordial de respecter la succession des associations végétales le long du profil transversal en distinguant, en premier lieu, les espèces collinéenne telles que les hêtres et les chênes (dominantes sur le Vianon) qui ne supportent pas les immersions, des espèces alluviales telles que les aulnes et saules (cas de l'Ozange) dont le système racinaire peut être totalement immergé. Les résultats de cette étude ont clairement montré que les racines et les branches immergées de ces dernières

espèces pouvaient servir d'abris pour les poissons et augmenter la capacité de rétention du cours d'eau. Tout en diversifiant l'habitat, cette restauration permettra de retrouver un fonctionnement dans lequel les interconnexions entre le chenal et le lit majeur seront optimales.

CONCLUSION GÉNÉRALE

CONCLUSION GÉNÉRALE

I) SYNTHÈSE DES RESULTATS ET CONFRONTATION A LA THEORIE :

Le but de ce travail était de quantifier, à travers différentes échelles de perception, l'influence relative de la végétation rivulaire par rapport aux autres facteurs de contrôle (géomorphologie et morphologie) sur le fonctionnement écologique de trois cours d'eau du Massif Central. L'objectif final était d'obtenir des descripteurs biologiques pertinents et régionalisables dans un but finalisé d'aide à la gestion. En effet, ces descripteurs devraient permettre de définir dans un contexte écorégional, les sensibilités de l'hydrosystème. A partir de ces connaissances, les impacts des aménagements pourront être appréciés localement et être ensuite replacés dans un contexte global de fonctionnement, par exemple sur l'ensemble du linéaire.

La hiérarchie des facteurs de contrôle :

Les deux approches spatiales employées dans ce travail de recherche ont apporté des éléments de réponses différents et complémentaires qui ont permis de **percevoir l'écosystème aquatique dans sa globalité, en l'analysant à différents niveaux de perception.**

Dans un premier temps, l'étude des changements induits par la présence ou l'absence de végétation rivulaire arborée, sur la distribution des facteurs trophiques et des organismes associés a mis en évidence l'importance de l'échelle spatiale. En effet les facteurs de contrôle des structures fonctionnelles semblent différer en fonction de l'échelle de perception du système :

- **à l'échelle globale du tronçon, les paramètres physiques liés aux contraintes géomorphologiques des formes de vallée, apparaissent prépondérants dans la**

compréhension de la distribution spatiale des facteurs trophiques;

- à l'échelle plus précise de la station, la composition naturelle et les altérations anthropiques de la végétation rivulaire déterminent le fonctionnement trophique du cours d'eau;

- enfin à l'échelle des faciès ou des microhabitats, la répartition de la ressource trophique semble conditionnée à la fois par les caractéristiques hydromorphodynamiques de chaque faciès et par la structure de la végétation rivulaire.

Ce type d'approche multiscalaire entre tout à fait dans la logique du principe de l'organisation hiérarchique des systèmes développé par O'Neil et al. (1986). Ainsi, au sein de la hiérarchie des échelles d'espace et de temps (du bassin versants aux microhabitats, Frissell et al., 1986), les facteurs de contrôle (géomorphologie, végétation, ou d'ordre morphodynamique) semble présenter une organisation hiérarchisée emboîtée où les niveaux supérieurs contraignent le déroulement des processus qui se déroulent aux niveaux inférieurs. L'asymétrie qui affecte ces relations entre les différents niveaux réside dans le fait que les processus qui opèrent aux niveaux supérieurs ne sont pas contrôlés par les niveaux inférieurs (Amoros & Petts, 1993). Les approches multiscalaires existent dans de nombreux autres domaines, de l'océanographie (Frontier et al., 1992) à la biologie végétale (Saugier, 1992) en passant, bien sûr, par l'étude des hydrosystèmes qui restent encore parmi les systèmes les plus complexes et hétérogènes (Décamps & Izard, 1992). Par contre, il existe actuellement peu de travaux qui, au sein d'une échelle spatiale, cherchent à déterminer les facteurs de contrôle des processus fonctionnels.

Cette description hiérarchique aide à gérer la complexité des systèmes en identifiant des niveaux simples.

Au vu de ces résultats, il semble donc primordial lorsque l'on parle de gestion de **toujours évaluer les impacts des aménagements** (ici des modifications de la végétation rivulaire) **dans un contexte géomorphologique donné**, ce qui jusqu'alors n'était pas souvent réalisé. Il paraît donc indispensable **de**

déterminer l'influence des ripisylves à partir d'une typologie basée sur les différents styles géomorphologiques. Le choix de l'échelle d'observation est également primordial; une échelle non appropriée peut masquer la réponse du système face à une perturbation. Ainsi, les limites de l'échelle spatiale doivent être corrélées avec les limites d'une échelle de temps appropriée.

L'étude de l'écosystème dans ses quatre dimensions :

L'étude du **fonctionnement écologique jusque dans le milieu hyporhéique**, c'est-à-dire à l'échelle de l'interstice, est actuellement encore originale. Pourtant les résultats relatifs à cette démarche, présentés dans le chapitre III, participent pleinement à la compréhension globale du fonctionnement des écosystèmes étudiés. Par exemple, les résultats de l'étude de la distribution des facteurs trophiques et des invertébrés à l'intérieur du sédiment ont suggéré l'importance relative de la végétation des rives et du bassin versant sur les paramètres de l'habitat, tels que la composition granulométrique et en particulier la quantité de fines particules minérales. **Dans ce cadre, la porosité liée à la quantité de fines particules sédimentaires est apparue comme un des paramètres pertinents du fonctionnement. Il ressort comme un des facteurs prépondérants qui régit la distribution des invertébrés et des variables trophiques à l'intérieur des sédiments.** Le déterminisme qui gère la répartition des populations d'invertébrés dans les sédiments semble dans ce cas d'ordre physique et non trophique. Placés dans un contexte géologique qui détermine la nature des sédiments, **à une échelle de perception locale** (au niveau de l'interstice), **les facteurs de contrôle qui conditionnent l'habitabilité du substrat seraient ainsi d'ordre morphodynamique** (géofomes qui agissent sur l'écoulement de surface, granulométrie).

Approcher un système par une seule de ses dimensions limite donc le champ d'investigation en rendant difficile, voir impossible, l'interprétation de certains résultats. On trouve ainsi les limites de certaines grandes théories tel que le River Continuum Concept (Vannote et al., 1980) ou les zonations piscicoles de Huet (1949), qui en mettant en avant une organisation longitudinale de la faune,

négligent les interactions latérales avec la vallée (Hynes, 1975) ou à une plus petite échelle avec le corridor rivulaire (Connors & Naiman, 1984 ; Cummins et al., 1984). Quant à la dimension verticale qui intéresse un domaine particulier, celui de toutes les relations avec le domaine hyporhéique, elle n'a souvent fait l'objet que d'études spécifiques non intégrées à une problématique générale sur le fonctionnement global des écosystèmes. Ward (1989) est l'un des premiers à souligner l'importance de l'organisation spatiale tridimensionnelle des hydrosystèmes auquel il rajoute la dimension temporelle.

Les descripteurs du fonctionnement :

De cette étude, deux descripteurs pertinents du fonctionnement trophique et un descripteur intégrateur peuvent être retenus :

- **la quantité de matière organique détritique** évaluée par perte au feu et **la biomasse périphytique** évaluée par la chlorophylle a **traduisent "la dualité" du fonctionnement du cours d'eau** : fonctionnement conditionné soit par la production primaire, soit par les apports organiques allochtones. Entre ces deux cas extrêmes, toutes les situations intermédiaires peuvent être rencontrées. Ainsi, on a pu observer que dans un cours d'eau où alternent des zones ombragées et des zones éclairées, la diversité des ressources s'accompagne d'une répartition équilibrée de la composition des groupes trophiques fonctionnels;

- le troisième descripteur, très important et intégrateur des deux premiers, est représenté par **les invertébrés benthiques déterminés à la famille et regroupés en groupes fonctionnels alimentaires**. Ils apparaissent comme de bon descripteur du fonctionnement **trophique** des cours d'eau mais une détermination plus précise serait nécessaire pour apporter des éléments de réponse au niveau des paramètres physiques de l'habitat. Par exemple, déterminés jusqu'à la famille, leur classification en fonction de leur rhéophilie est difficile.

Les poissons, en fin de chaîne alimentaire, souvent utilisés comme des descripteurs de ce fonctionnement, ne peuvent être considérés comme tels dans cette étude. En effet, la valeur nutritive des cours d'eau étudiés n'a pas été jugée comme limitante. Les

différences observées des biomasses de truite ont essentiellement été attribuées à des différences de structure d'habitat. A ce niveau, la végétation rivulaire, en complexifiant le milieu crée une diversité propice, entre autres, au développement des populations de salmonidés. Ainsi, le cours d'eau où les structures racinaires de la végétation rivulaire pénètrent dans l'eau, fournissent des abris et caches favorables au développement des stades adultes de *Truites fario*. Les zones les plus éclairées sont préférentiellement occupées par les jeunes stades qui trouvent des conditions propices à leur alimentation. L'alternance de zones ombragées et éclairées, source de diversification de l'habitat, semble être une des conditions nécessaire pour permettre le développement d'une population de truite équilibrée.

Pour cette taille de cours d'eau et à l'échelle de la station, **les invertébrés, déterminés à la famille, restent principalement des descripteurs de la structure trophique du cours d'eau alors que les poissons répondent avant tout à la structure physique de leur habitat.** Ainsi, l'étude simultanée de ces deux compartiments (invertébrés et poissons) paraît nécessaire pour comprendre le fonctionnement des écosystèmes abordés dans leur globalité.

La simplification qui consiste à caractériser l'état de écosystèmes et à fournir des informations sur leurs potentialités évolutives par l'intermédiaire d'un descripteur de fonctionnement est une démarche classique en écologie. Elle constitue une aide précieuse pour la gestion de systèmes complexes comme les hydrosystèmes. On trouve dans la littérature aussi bien des exemples de descripteurs abiotiques que biotiques. Par exemple, le rapport SO_4 / HCO_3 est un bon descripteur chimique de l'origine, soit phréatique soit du bassin versant lémanique, des eaux du Rhône (Juget et al., 1979). Etant donné que la composition chimique de ces eaux est liée à la nature du sol et du sous-sol, l'utilisation de ce même marqueur chimique dans d'autres systèmes fluviaux peut s'avérer complètement faux. Bournaud & Amoros (1984) soulignent le problème de l'application généralisée de ces descripteurs à d'autres systèmes à fonctionnement différent. Les descripteurs sont donc bien relatifs à l'état de nos connaissances et au niveau

particulier de fonctionnement dans lequel on se place, qui est ici assez global.

Dans notre étude, même si la logique conduirait à une généralisation des résultats à tous les cours d'eau de cette dimension, il paraît nécessaire d'augmenter le nombre sites étudiés afin de mieux identifier ces descripteurs du fonctionnement trophique. Une généralisation à des systèmes plus larges tels que des fleuves n'apparaît pas envisageable tant les processus diffèrent, et il est vraisemblable que dans de tels systèmes, les descripteurs du fonctionnement trophique soient plutôt planctoniques et non benthiques.

II) BILAN METHODOLOGIQUE :

Ce paragraphe essaye de dresser un premier bilan des possibilités et des limites de certaines méthodes employées et de proposer des améliorations dans le cadre des perspectives de nos recherches.

Tout d'abord, au niveau du **plan d'échantillonnage**, le choix de l'étude simultanée de 3 cours d'eau voisins a été orienté, avant tout, par des contraintes de terrain et de temps (chapitre I). Cette approche, assimilable à une analyse synchronique, a été préférée à un suivi long-terme pré et post-intervention sur la ripisylve très consommateur en années d'études pour des résultats parfois peu généralisables (Hicks et al., 1991).

Les cours d'eau, non perturbés (hydrologie et pollution), drainant des forêts de feuillus sont, en effet, devenus actuellement rares en France. Les seuls cours d'eau forestiers qui persistent encore, se situent, pour la plupart, dans des vallées pentues difficilement accessibles aux développements des activités humaines. Cette contrainte supplémentaire des types de vallées a augmenté le niveau de complexité et de variabilité intersites en rajoutant une échelle de perception. Les 3 cours d'eau se présentent ainsi comme des pseudo-réplicats et non comme des vrais réplicats. Il apparaît donc nécessaire maintenant d'augmenter le nombre de cours d'eau étudiés pour tester la variabilité intersite afin de vérifier ou non les résultats de cette étude. Cette démarche

permettrait d'obtenir des modèles plus facilement généralisables pour les différents types géomorphologiques rencontrés.

Sur le **plan des techniques de prélèvement**, le carottage cryogénique, utilisé dans l'approche de la dimension verticale, est apparu comme étant la seule méthode permettant d'étudier à la fois la distribution verticale des organismes, des paramètres physiques et trophiques, ceci dans des milieux à substrats très hétérogènes. Malheureusement en raison de la lourdeur de sa mise en oeuvre, cette méthode ne permet pas de multiplier le nombre d'échantillons; ce qui est contradictoire avec l'aggrégativité des ressources et l'hétérogénéité du milieu. Pour une étude de la répartition de ces paramètres et des organismes sur l'ensemble d'une station, elle devra donc nécessairement être complétée par des techniques de prélèvement plus classiques telles que le surber ou les brossages. Par contre, l'obtention d'informations sur la structure physique des sédiments, comme la porosité ou la pourcentage de fines particules, semble nécessiter l'utilisation de cette technique dans ces milieux. Dans l'avenir, le carottage cryogénique pourra être adapté et simplifié pour l'étude de ces paramètres uniquement.

Au niveau des analyses au laboratoire, la discrimination des cours d'eau à partir de la répartition des abondances relatives des groupes fonctionnels alimentaires (GFA) montre l'intérêt de regrouper les invertébrés dans le cadre d'une étude fonctionnelle. Ce qui pose alors le problème de l'attribution d'un groupe à un taxon et du niveau de détermination de ce taxon. A l'exception des chironomidae où une détermination plus précise à l'espèce s'avère nécessaire, la famille semble être dans la plupart de cas un niveau taxonomique de détermination suffisant. Sur les cours d'eau étudiés ici, le peuplement des invertébrés benthiques est suffisamment diversifié pour apporter une image supposée correcte de la répartition des GFA, même après élimination des chironomidae et des oligochètes. Par contre, sur des cours d'eau sableux et pollués où la faune est le plus souvent dominé par ces organismes, la contrainte d'une détermination à l'espèce pourrait être un facteur limitant très important, lors d'une étude fonctionnelle.

III) PERSPECTIVES :

Les perspectives d'extension de ces travaux sont de deux ordres; elles pourraient d'une part viser à élargir le champ d'étude à d'autres types morphologiques mais en augmentant le nombre de sites par type, et d'autre part, à simplifier judicieusement par le choix de descripteurs, les paramètres nécessaires à la compréhension du fonctionnement des cours d'eau afin d'évaluer rapidement les impacts écologiques consécutifs à des modifications du corridor végétal.

Deux types de démarches correspondant à ces perspectives pourront être développés :

- **une première démarche en recherche fondamentale** visant à comprendre l'influence de la végétation et à déterminer les facteurs de contrôle qui conditionnent le fonctionnement dans d'autres types morphologiques et écorégionaux.

Dans ce contexte, les invertébrés regroupés en groupes fonctionnels alimentaires, la matière organique et la biomasse périphytique auront à être évalués. Des carottages cryogéniques pourront être réalisés pour connaître la composition granulométrique des sédiments et la porosité. Ces données pourraient permettre de répondre à d'autres problèmes de gestion tels que les effets d'un colmatage par les fines particules minérales et organiques consécutifs à des vidanges de barrages ou à une artificialisation des bassins versants.

Le nombre de répétitions devra être suffisant pour permettre une éventuelle généralisation des modèles biologiques simples obtenus.

Cette approche revient à développer, dans un cadre typologique et sous contrôle des facteurs externes (géomorphologie, végétation, morphologie), des modèles déterministes habitat / biologie comme par exemple les relations invertébrés / porosité, ou ressource trophique / organismes qui en dépendent, comme par exemple les relations chlorophylle a / invertébrés racleurs. Par la suite, ce type de modèle assez simple pourrait permettre de concevoir une réelle gestion prévisionnelle.

- **une autre démarche plus appliquée** qui consisterait à éclairer scientifiquement les problèmes de gestion en hiérarchisant les effets des formations végétales sur le fonctionnement biologique des cours d'eau. Il sera possible de concevoir une telle démarche à partir d'une typologie géomorphologique basée sur les différentes formes de vallées et à partir de nos résultats complétés par ceux de l'approche précédente. La traduction concrète consisterait à produire un guide dans lequel les gestionnaires trouveraient, selon le type géomorphologique étudié, les conséquences d'une modification de la végétation sur le fonctionnement du cours d'eau. Ce guide leur permettrait de dégager des orientations et des critères de choix parmi les différentes options de gestions réalisables. Le choix des gestionnaires pourra être ainsi guidé par ces scénarios non seulement en fonction des contraintes et objectifs socio-économiques mais aussi dans le respect du fonctionnement général des hydrosystèmes.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AMOROS C., ROUX A.L., REYGROBELLET J.L., BRAVARD J.P. & PAUTOU G., 1987. A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *Regulated Rivers, Research and Management* , **1** : 17-36.

AMOROS C., GIBERT J. & GREENWOOD M., 1993. Interactions entre unités de l'hydrosystème fluvial. *In* : MASSON S.A. (eds), *Hydrosystèmes fluviaux* ., AMOROS C. & PETTS G.E., Paris : 169-199.

AMOROS C. & PETTS G.E., 1993. Bases conceptuelles. *In* : MASSON S.A. (eds), *Hydrosystèmes Fluviaux* ., AMOROS C. & PETTS G.E., Paris : 1-17.

BAILEY R.G., 1983. Delineation of ecosystem regions. *Environmental Management* , **7** (4) : 365-373.

BAILEY R.G., 1989. Explanatory supplement to ecoregions map of the continents. *Environmental Conservation* , **16** (4) : 307-310.

BEHMER D.J. & HAWKINS C.P., 1986. Effects of overhead canopy on macroinvertebrate production in a Utah stream. *Freshwater Biology* , **16** : 287-300.

BILBY R.E & LIKENS G.E. , 1980. Importance of Organic Debris Dams in the Structure and Function of Stream Ecosystem. *Ecology* , **61** : 1107-1113.

BILBY R.E. & BISSON P.A., 1992. Allochthonous versus autochthonous organic matter contributions to the trophic support of fish populations in clear-cut and old-growth forested streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* , **49** : 540-551.

BISSON P. A., BILBY R. E., BRYANT M.D., DOLLOFF C.A., GRETTIE G.B., HOUSE R.A., MURPHY M.L., KOSKI K.V. & SEDELL J.R., 1987. Large woody debris in forested streams in the Pacific Northwest: past, present and future. *In* : Streamside Management: Forestry and Fishery Interactions, Seattle, College of Forest Resources, University of Washington : 143-190 .

BOULTON A.J., 1993. Stream ecology and surface hydrologic exchange : implication, technique and limitation. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* , **44** : 553-564.

BOURNAUD M. & AMOROS C., 1984. Des indicateurs biologiques aux descripteurs de fonctionnement : quelques exemples dans un système fluvial. *Bulletin d'Ecologie* , **15** (1) : 57-66.

BOURNAUD M. & COGERINO L., 1986. Les microhabitats aquatiques des rives d'un grand cours d'eau : approche faunistique. *Annales de Limnologie* , **22** (3) : 285-294.

BRAVARD J.P., 1987. *Le Rhône, du Léman à Lyon.* , L. MANUFACTURE, Lyon : 451 p.

BRETSCHKO G., 1981. Vertical distribution of zoobenthos in an alpine brook of the RITRODAT-LUNZ study area. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* , **21** : 873-876.

BRETSCHKO G. & KLEMENS W., 1986. Quantitative methods and aspects in the study of the interstitial fauna of running waters. *Stygologia* , **2** (4) : 279-316.

BROOKS S.S. & BOULTON A.J., 1991. Recolonization dynamics of benthic macroinvertebrates after artificial and natural disturbances in an Australian temporary stream. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* , **42** : 295-308.

BRUSVEN M.A., MEEHAN W.R. & WARD J., 1986. Summer use of simulated undercut banks by juvenile chinook salmon in an artificial Idaho channel. *North American Journal of Fisheries Management* , **6** : 32 - 37.

CAMPBELL I. C. & DOEG T. J., 1989. Impact of timber harvesting and production on streams: a review. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* , **40** : 519-539.

CHERGUI H., 1988. *Flux et processus de dégradation des apports allochtones particuliers dans un système fluvial : importance relative de l'écotone rives.* Thèse de Doctorat, University Claude Bernard - Lyon I, France : 146p.

CHEssel D., 1978. Description non paramétrique de la dispersion spatiale des individus d'une espèce. *In* : LEGAY J.M. and TOMASSOME

(eds), *Biométrie et écologie.* , Société Française de Biométrie : 45-135.

CONNERS M.E. & NAIMAN R., 1984. Particulate allochthonous inputs : Relationships with stream size in an undisturbed watershed. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* , **41** : 1473-1484.

COOLING M.P. & BOULTON A.J., 1993. Aspects of the hyporheic zone below the terminus of a South Australian arid-zone stream. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* , **44** : 411-426.

CORKUM L.D., 1990. Intrabiome distributional patterns of lotic macroinvertebrate assemblages. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* , **47** : 2147-2157.

CORKUM L.D., 1991. Spatial patterns of macroinvertebrate distributions along rivers in eastern deciduous forest and grassland biomes. *Journal of North American Benthological Society* , **10** (4) : 358-371.

CREUZE DES CHATELLIERS M. & REYGROBELLET J.L., 1990. Interactions between geomorphological processes, benthic and hyporheic communities: First results on a by-passed canal of the french upper Rhône River. *Regulated rivers: Research & Management* , **5** : 139-158.

CREUZE DES CHATELLIERS M., 1991. *Dynamique de répartition des biocénoses interstitielles du Rhône en relation avec des caractéristiques géomorphologiques (secteurs de Brégnier-Cordon, Miribel-Jonage et Donzère-Mondragon)*. Thèse de Doctorat, Université Claude Bernard - Lyon I, France : 161p.

CUMMINS K.W., 1974. Structure and function of stream ecosystems. *Bioscience* , **24** : 631-641.

CUMMINS K.W., MINSHALL G.W., SEDELL J.R., CUSHING C.E. & PETERSEN R.C., 1984. Stream ecosystem theory. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* , **22** : 1818-1827.

CUMMINS K.W., WILZBACH M.A., GATES D.M., PERRY J.B. & TALIAFERRO W.B., 1989. Shredders and riparian vegetation. Leaf litter that falls into streams influences communities of stream invertebrates. *Bioscience* , **39** (1) : 24-30.

CUPP C.E., 1989. *Stream corridor classification for forested lands of Washington*. , Washington Forest Protection Association, Olympia, Washington : 46 p p.

DANIELOPOL D.L., 1989. Groundwater fauna associated with riverine aquifers. *Journal of North American Benthological Society* , **8** (1) : 18-35.

DECAMPS H. & IZARD M., 1992. L'approche multiscalaire des paysages fluviaux. In : AUGER P., BAUDRY J. AND FOURNIER F. (eds), *Hiérarchies et échelles en écologie*, Naturalia publications, France Quercy - Cahors : 115-126.

DECAMPS H. & NAIMAN R.J., 1989. L'écologie des fleuves. *La Recherche* , **208** (20) : 310-319.

DECAMPS H., 1984. Towards a landscape ecology of river valleys. In : COOLEY J. H. and GOLLEY F.B. (eds), *Trends in ecological research for the 1980s*. , : 163-178.

DOLE M.J. & CHESSEL D., 1986. Stabilité physique et biologique des milieux interstitiels. Cas des deux stations du Haut-Rhône. *Annls. Limnol.* , **22** (1) : 69-81.

DOLE-OLIVIER M.J. & MARMONIER P., 1992. Effects of spates on the vertical distribution of the interstitial community. *Hydrobiologia* , **230** : 49-61.

ELLIOTT S.T. , 1986. Reduction of a Dolly varden population and macrobenthos after removal of logging debris. *Transactions of the American Fisheries Society* , **115** : 392-400.

ESSAFI K., 1990. *Structure et transfert des peuplements aquatiques souterrains à l'interface karst-plaine alluviale*. Thèse de Doctorat, Université Claude Bernard Lyon I, France : 102p.

ESSAFI K., MATHIEU J. & BEFFY J.L., 1992. Spatial and temporal variations of Niphargus populations in interstitial aquatic habitat at the karst/floodplain interface. *Regulated Rivers : Research and Management* , **7** (1) : 83-92.

FRISSELL C.A., LISS W.J., WARREN C.E. & HURLEY M.D., 1986. A hierarchical framework for stream classification : viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* , **10** : 199-214.

FRONTIER S., LE FEVRE J. & PICHOD-VIALE D., 1992. Hiérarchie, dépendances d'échelles et transfert d'échelles en océanographie. *In* : AUGER P., BAUDRY J. AND FOURNIER F. (eds), *Hiérarchies et échelles en écologie*, Naturalia publications, France Quercy - Cahors : 187-223.

G.I.R.E.A., 1987. *Aménagement écologique des berges des cours d'eau navigables, la berge interface terre-eau: ses caractéristiques, fonctions et utilisations.* , r. n. 1. Ministère des travaux publics, Belgique : 68 p.

GODBOUT L. & HYNES H. B. N., 1982. The three dimensional distribution of the fauna in a single riffle in a stream in Ontario. *Hydrobiologia* , **97** : 87-96.

GOLLADAY S.W., WEBSTER J.R. & BENFIELD E.F., 1989. Changes in stream benthic organic matter following watershed disturbance. *Holarct. Ecol.* , **12** : 96-105.

GREGORY J. D. & STOKOE J. L., 1981. Streambank management. *In* : Warmwater Streams Symposium, American Fisheries Society : 276-281 .

GREGORY K. J. & DAVIS R. J. , 1992. Coarse woody debris in stream channels in relation to river channel management in woodland areas. *Regulated Rivers* , **7** : 117-136.

GRIFFITH M.B. & PERRY S.A., 1993. The distribution of macroinvertebrates in the hyporheic zone of two small Appalachian headwater streams. *Archiv für Hydrobiologie*, **126** (3) : 373-384.

GRIMM N.B. & FISHER F.G, 1984. Exchanges between interstitial/surface water : Application for stream metabolism and nutrient cycling. *Hydrobiologia* , **111** : 219-228.

GURNELL A. M. & GREGORY K. J., 1984. The Influence of Vegetation on Stream Channel Processes. *In* : T. P. BURNT AND D. E. WALLING (eds), *Catchment experiments in geomorphology.* , : 515-535.

GURTZ M.E., MARZOLF G.R., KILLINGBECK K.T., SMITH D.L. & MCARTHUR J.V., 1988. Hydrologic and riparian influences on the import and storage of coarse particulate organic matter in a prairie stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **45** : 655-665.

HAKENKAMP C.C., VALETT H.M. & BOULTON A.J., 1993. Perspectives on the hyporheic zone : integrating hydrology and biology. Concluding

remarks. *Journal of North American Benthological Society* , **12** (1) : 94-99.

HARMON M. E. , FRANKLIN J. F., SWANSON F. J., SOLLINS P., GREGORY S.V., LATTIN J.D., ANDERSON N.H., CLINE S.P., AUMEN N.G., SEDELL J.R., LIENKAEMPER G.W., CROMACK JR. K. & CUMMINS K.W., 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *In* : MACFADAYEN A. and FORD E.D. (eds), *Advances in ecological research* . , Academic Press, London : 133-302.

HAURY J., 1985. *Etude ecologique des macrophytes du Scroff (Bretagne - Sud)*. Thèse Docteur Ingénieur, U.E.R. Sciences de la vie et de l'environnement Rennes I, France : 239 p.

HAWKINS C.P., MURPHY M.L. & ANDERSON N.H., 1982. Effects of canopy, substrate composition, and gradient on the structure of macroinvertebrate communities in cascade range streams of Oregon. *Ecology* , **63** (6) : 1840-1856.

HEEDE B. H. , 1972. Influence of a Forest on the Hydraulic Geometry of Two Mountains Streams. *Water Resources Bull.* , **8** : 523-530.

HEIFETZ J., MURPHY M. L. & KOSKI K. V. , 1986. Effects of logging on winter habitat of juvenile salmonids in alaskan streams. *North American Journal of Fisheries Management* , **6** : 52-58.

HICKS B.J., HALL J.D., BISSON P.A. & SEDELL J.R., 1991. Responses of salmonids to habitat changes. *In* : MEEHAN W.R. (eds), *Influence of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats* . : 483-518.

HOLOPAINEN A.L., HUTTUNEN P. & AHTIAINEN M., 1991. Effects of forestry practices on water quality and primary productivity in small forest brooks. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* , **24** : 1760-1766.

HOUSE R. A. & BOEHNE P. L. , 1986. Effects of instream structures on salmonid habitat and populations in Tobe Creek, Oregon. *North American Journal of Fisheries Management* , **6** : 38-46.

HUET M., 1949. Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Schweiz. Z. Hydrol.* , **11** (3-4) : 332-351.

HYNES H.B.N., 1975. The stream and its valley. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* , **19** : 1-15.

JOHNSON S.W. & HEIFETZ J., 1985. *Methods for assessing effects of timber harvest on small streams* . National Marine Fisheries Service : 33 p.

JUGET J., YI B.J., ROUX C., RICHOUX P., RICHARDOT-COULET M., REYGROBELLET J.L. & AMOROS C., 1979. Structure et fonctionnement des écosystèmes du Haut-Rhône français. VII. Le complexe hydrographique de la Lône des Pêcheurs (un ancien méandre du Rhône). *Schweiz. Z. Hydrol.* , **41** (2) : 395-417.

KELLER E.A. & SWANSON F.J., 1979. Effects of Large Organic Material on Channel Form and Fluvial Processes. *Earth Surface Processes* , **4** : 361-380.

KÜHTREIBER J., 1934. Die Plecopterenfauna Nordtirols. *Ber. naturwiss. med. Verein, Innsbruck* , **43/44** : 219 p.

LACHAT B., 1984. Stabilisation des berges de cours d'eau par la végétation. Un aspect du génie biologique. *Energie und luft H9, Wasser*.

LACHAT B., 1991. *Le cours d'eau, conservation, entretien et aménagement* ., Conseil de l'Europe and Comité directeur pour la protection et la gestion de l'environnement et du milieu naturel, Strasbourg : 84 p.

LAFONT M., DURBEC A. & ILLE C., 1992. Oligochaete worms as biological descriptors of the interactions between surface and groundwaters : a first synthesis. *Regulated Rivers : Research and Management* , **7** (1) : 65-73.

LOI SUR L'EAU, 3 janvier 1992. *Journal officiel de la république Française*.

LOTSPEICH F.B., 1980. Watersheds as the basic ecosystem : this conceptual framework provides a basis for a natural classification system. *Water Resources Bull.* , **16** (4) : 581-586.

MALAVOI J.R., 1986. *Le substrat des rivières à fond graveleux*. CEMAGREF, Université de Lyon III, France : 50p.

MALAVOI J.R., 1989. Typologie des faciès d'écoulement ou unités morphodynamiques des cours d'eau à haute énergie. *Bulletin Français de pêche et pisciculture* , **315** : 189-210.

MARCHANT R., 1988. Vertical distribution of benthic invertebrates in the bed of the Thomson River, Victoria. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* , **39** : 775-84.

MARMONIER P. & DOLE M.J., 1986. Les amphipodes des sédiments d'un bras court-circuité du Rhône. Logique de répartition et réaction aux crues. *Sciences de l'eau* , **5** : 461-486.

MARMONIER P., 1988. *Biocénoses interstitielles et circulation des eaux dans le sous-écoulement d'un chenal aménagé du Haut-Rhône français*. Thèse de Doctorat, Université Claude Bernard - Lyon I, France : 2 tomes 59p + 108p.

MARMONIER P. & CREUZE DES CHATELLIERS M., 1991. Effects of spates on interstitial assemblages of the Rhône River. Importance of spatial heterogeneity. *Hydrobiologia* , **210** : 234-251.

MATHIEU J., ESSAFI K. & DOLEDEC S., 1991. Dynamics of particulate organic matter in bed sediments of two karst streams. *Archiv für Hydrobiologie* , **122** (2) : 199-211.

MCELRAVY E.P. & RESH V.H., 1991. Distribution and seasonal occurrence of the hyporheic fauna in a northern California stream. *Hydrobiologia* , **220** : 233-246.

MEEHAN W. R. SWANSON F. J. & SEDELL J. R., 1977. Influence of riparian vegetation on aquatic ecosystems with particular references to salmonid fishes and their food supply. In : USDA Forest Service and Gen. Tech. Rep. RM-43 (eds), *Importance , preservation and management of riparian habitat.* : 137-145.

MEEHAN W. R., BRUSVEN M. E. & WARD J. F., 1987. Effects of artificial shading on distribution and abundance of juvenile chinook salmon. *Great Basin Naturalist* , **47**(1) : 22-31.

MINSHALL G.W., PETERSEN R.C., CUMMINS K.W., BOTT T.L., SEDELL J.R., CUSHING C.E. & VANNOTE R.L., 1983. Interbiome comparison of stream ecosystem dynamics. *Ecological Monographe* , **52** (11) : 1-25.

MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., PETERSEN R.C., CUSHING C.E., BRUNS D.A., SEDELL J.R. & VANNOTE R.L., 1985. Developments in stream

ecosystems theory. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* , **42** : 1045-1055.

MURPHY M.L. & MEEHAN W.R., 1991. Stream ecosystems. *In* : MEEHAN W.R. (eds), *Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats.* , Bethesda, Maryland, USA : 17-46.

NAIMAN R.J. & SEDELL J.R., 1979. Benthic organic matter as a function of stream order in Oregon. *Archiv für Hydrobiologie* , **87** (4) : 404-422.

NAIMAN R.J., HOLLAND M.M., DECAMPS H. & RISSER P.G., 1988. A new UNESCO program : research and management of land/inland water ecotone. *Biology International* , Special Issue **17** : 107-136.

NAIMAN R.J., DECAMPS H. & FOURNIER F., 1989. Role of land/inland water ecotones in landscape management and restoration; proposals for collaborative research. MAB Digest 4. 1989.

NAIMAN R.J., STANFORD J.A. & DECAMPS H., 1991. The application of ecological knowledge to river management. *In* : *Quels fleuves pour demain ?*, Orléans (France), : 47 p .

NAIMAN R.J. , DECAMPS H. & 19 other authors , 1990. *The Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones.* , Man and the Biosphere series and Unesco, 4, Paris : 316 p.

NEWMAN R.M., 1991. Herbivory and detritivory on freshwater macrophytes by invertebrates : a review. *Journal of North American Benthological Society* , **10** (2) : 89-114.

O'NEILL R.V., DEANGELIS D.L., WAIDE J.B. & ALLEN T.F.H., 1986. *A hierarchical concept of ecosystems.* , Princeton University Press, MAY R.M. (eds), Princeton, New Jersey : 253p.

PALMER M.A., BELY A.E. & BERG K.E., 1992. Response of invertebrates to lotic disturbance : a test of the hyporheic refuge hypothesis. *Oecologia* , **89** : 182-194.

PETERSEN R. C. , PETERSEN L. B. & LACOURSIERE J. , 1992. A building block model for stream restauration. *In* : P. J. BOON, P. CALOW and G. E. PETTS (eds), *River Conservation and Management.* , : 13p.

PETTS G.E. & AMOROS C., 1993. Le concept d'hydrosystème appliqué à la gestion écologique des fleuves. *In* : MASSON S.A. (eds), *Hydrosystèmes fluviaux.*, AMOROS C., PETTS G.E., Paris : 257-274.

POOLE W.C. & STEWART K.W., 1976. The vertical distribution of macrobenthos within the substratum of the Brazos River, Texas. *Hydrobiologia*, **50** : 151-160.

PUGSLEY C.W. & HYNES H.B.N., 1983. A modified freeze-core technique to quantify the depth distribution of fauna in stony streambeds. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, **40** : 637-643.

PUGSLEY C.W. & HYNES B.N., 1986. Three-dimensional distribution of winter stonefly nymphs, *Allocaenia pygmaea*, within the substrate of a southern Ontario river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **43** : 1812-1817.

ROBISON G. E. & BESCHTA R. L., 1990. Coarse woody debris and channel morphology interactions for undisturbed streams in Southeast Alaska, USA. *Earth Surface Processes and Landforms*, **15** : 149-156.

ROSEN B.H. & LOWE R.L., 1984. Physiological and ultrastructural responses of *Cyclotella meneghiana* (Bacillariophyta) to light intensity and nutrient limitation. *J. Phycol.*, **20** : 173-183.

SAUGIER B., 1992. Production primaire : du chloroplaste à la biosphère. *In* : AUGER P., BAUDRY J. AND FOURNIER F. (eds), *Hiérarchies et échelles en écologie*, Naturalia publications, France Quercy - Cahors : 65-84.

SEDELL J.R., YUSKA J.E. & SPEAKER R.W., 1984. Habitats and salmonid distribution in pristine, sediment-rich river valley systems: South Fork Hoh and Queets River, Olympic National Park. *In* : Fish and Wildlife relationships in old-growth forests, American Institute of Fishery Research Biologists : 33-46 .

SOCHWOERBEL J., 1961. Über die lebensbedingungen und die besiedlung des hyporheischen lebensraumes. *Archiv für Hydrobiologie Supplement*, **25** : 182-214.

SOUCHON Y., TROCHERIE F., FRAGNOUD E. & LACOMBE C., 1989. Les modèles numériques des microhabitats des poissons : application et nouveaux développements. *Revue des sciences de l'eau*, **2** : 807-830.

STANFORD J.A. & WARD J.V., 1988. The hyporheic habitat of river ecosystems. *Nature*, **335** : 64-66.

STEINMAN A.D., MCINTIRE C.D. & LOWRY R.R., 1988. Effects of irradiance and age chemical constituents of algal assemblages in laboratory streams. *Archiv für Hydrobiologie* , **114** (1) : 45-61.

STOCKER G. & WILLIAMS D.D., 1972. Afreezing core method for describing the vertical distribution of sediments in a streambed. *Limnology and Oceanography* , **17**(1) : 136-138.

STRAHLER A.N., 1952. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *American Geophysical Union Transactions* , **38** : 913-920.

STROMMER J.L. & SMOCK L.A., 1989. Vertical distribution and abundance of invertebrates within the sand substrate of a low-gradient head water stream. *Freshwater Biology* , **22** : 263-274.

VALETT H.M., HAKENKAMP C.C. & BOULTON A.J., 1993. Perspectives on the hyporheic zone : integrating hydrology and biology. Introduction. *Journal of North American Benthological Society* , **12** (1) : 40-43.

VANNOTE R.L. , MINSHALL G.W. , CUMMINS K.W. , SEDELL J.R. & CUSHING C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* , **37** : 130-137.

VIEBAN S., 1986. *Aménagement des cours d'eau. Gestion et protection des berges* . AFBSN Délégation Champagne Ardènes : 194p.

WARD J.V., 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of North American Benthological Society* , **8** (1) : 2-8.

WASSON J.G., 1989. Eléments pour une typologie fonctionnelle des eaux courantes : 1. Revue critique de quelques approches existantes. *Bulletin d'Ecologie*, **20** (2) : 109-127.

WASSON J.G. & SOUCHON Y., 1990. *Programme de recherche triennal "Typologie et modélisation des écosystèmes d'eau courante"* . CEMAGREF Lyon DQEPP, LHQ, : 12p.

WASSON J.G., 1992. *Les orientations fondamentales par bassin : propositions pour une gestion intégrée des écosystèmes d'eau courante* . CEMAGREF, Division BEA, LHQ : 32p.

WASSON J.G., BETHEMONT J., DEGORCE J.N., DUPUIS B. & JOLIVEAU T., 1993. *Vers une typologie fonctionnelle des écosystèmes d'eau courante du bassin de la Loire : éléments pour l'élaboration des orientations fondamentales de gestion. Phase I. Atlas* . CEMAGREF Lyon BEA/LHQ et CRENAM, URA CNRS 260.

WEBER C.I. & MACFARLAND B., 1969. *Periphyton biomass-chlorophyll ratio as an index of water quality*. , A. Q. L. Federal Water Pollution Control Administration, Cincinnati, Ohio : 19p.

WESTLAKE D.F., 1975. Macrophytes. *In* : Whitton B.A. (eds), *River ecology*. , University of California Press, Berkeley, California, USA : 106-128.

WETZEL R.G., 1983. *Limnology. 2nd edition*. , Saunders College Publishing, Philadelphia : 767 p.

WILLIAMS D.D. & HYNES H.B.N., 1974. The occurrence of benthos deep in the substratum of a stream. *Freshwater Biology*, **4** : 233-256.

WILLIAMS D.D., 1984. The hyporheic zone as a habitat for aquatic insects and associated arthropods. *In* : RESH V.H. and ROSENBERG D.M. (eds), *The ecology of aquatic insects*. , New York : 430-455.

WILZBACH M.A., CUMMINS K.W. & HALL J.D., 1986. Influence of habitat manipulations on interactions between cutthroat trout and invertebrate drift. *Ecology* , **64 (4)** : 898 - 911.

ANNEXE 1

Méthode de quantification de la végétation rivulaire et estimation de l'éclairement

ANNEXE 1

MÉTHODE DE QUANTIFICATION DE LA VÉGÉTATION RIVULAIRE ET ESTIMATION DE L'ÉCLAIREMENT

I) METHODE DE DESCRIPTION DE LA VEGETATION RIVULAIRE :

L'inventaire quantitatif de la végétation rivulaire a été réalisé en été (du 6 au 8 août 1991) par la méthode des points contacts ou points alignés (Gounot, 1969). Sur les trois stations étudiées (Vianon, Ozange et la station T1 de la Triouzoune), le long de transects parallèles entre eux et distants de 5 m, une aiguille rigide est déplacée tous les 0,5 m. On note les espèces, par strate, en contact avec cette aiguille. Trois strates différentes ont été définies :

- la strate arborée regroupe les végétaux de hauteur $>$ à 7 m
- la strate arbustive, les végétaux de 2 à 5 m de hauteur
- la strate herbacée, les végétaux de hauteur $<$ 2 m

Cette méthode permet de rendre compte de la structure et de l'homogénéité des formations végétales de part et d'autre des rives. Les résultats sont présentés sous deux formes différentes :

- une cartographie du profil longitudinal sur le Vianon et l'Ozange pour les strates arborée et arbustive (figure A1-1); sur la station T1 de la Triouzoune les végétaux de ces strates étant quasi absents, la cartographie n'a pas été réalisée. Ces cartes illustrent les différences de structuration de la végétation entre les cours d'eau, avec une forte densité d'arbustes sur l'Ozange et d'arbres sur le Vianon.

- une coupe transversale représentative de la végétation dominante des trois cours d'eau afin d'obtenir une image complémentaire avec une description qualitative de la strate herbacée (figure A1-2).

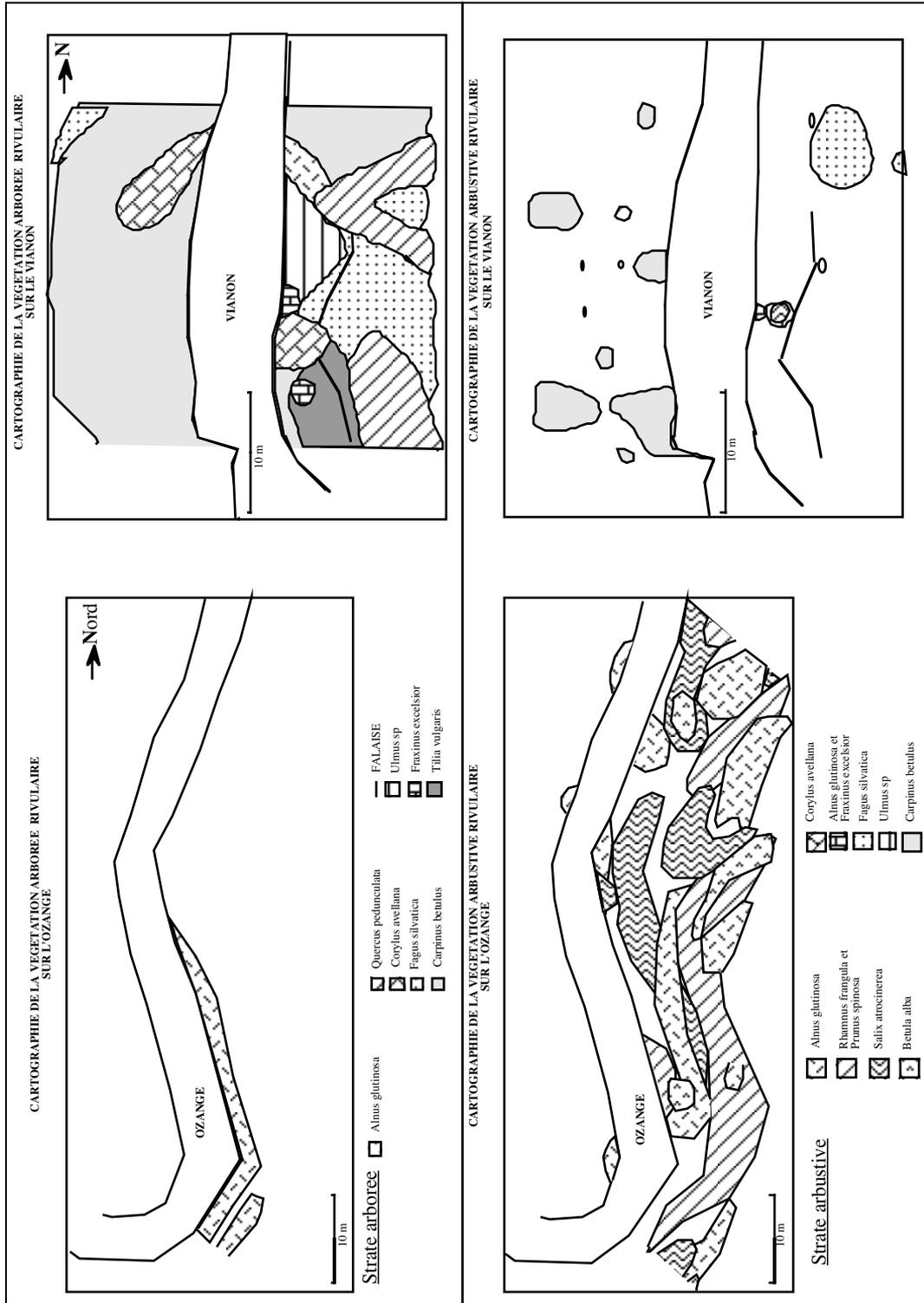


Figure A1-1 : Cartographie de la végétation rivulaire arborée et arbustive sur le Vianon et l'Ozange

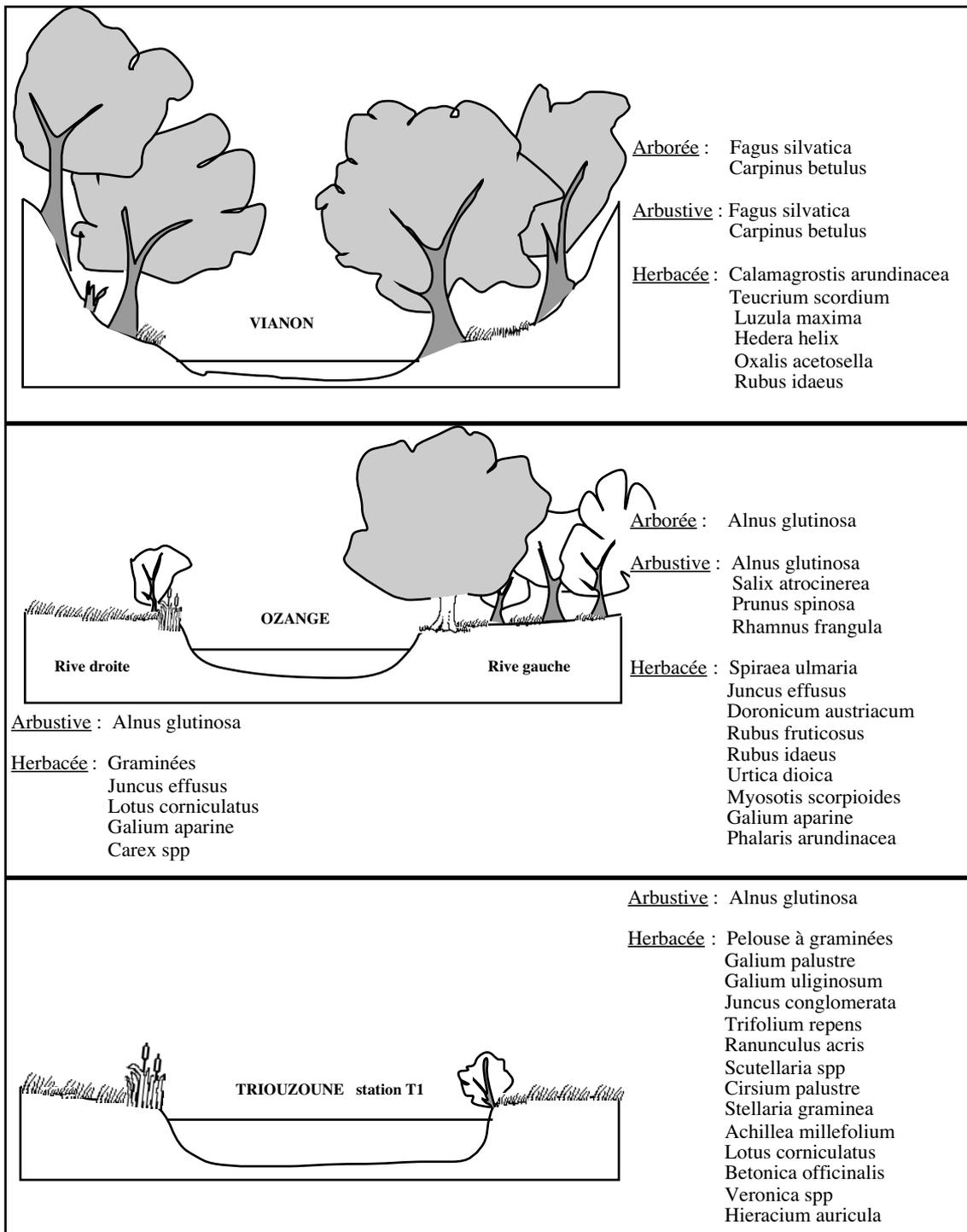


Figure A1-2 : Description qualitative des espèces végétales rivulaires dominantes des trois strates sur les trois stations (Vianon, Ozange, station T1 de la Triouzoune)

II) METHODE D'ESTIMATION DE L'ECLAIREMENT :

La lumière est un des paramètres important qui régit le développement des végétaux aquatiques.

Le principe de la photographie hémisphérique a été testé sur les trois cours d'eau pour mesurer leur éclairage (Levet, 1989, Grasmuck, 1989). Il s'agit de faire une photographie de l'ensemble de l'environnement de la station considérée. On utilise pour ce faire un appareil photo muni d'un objectif "oeil de poisson" ou fish-eye qui englobe un horizon de 180°. L'appareil est placé horizontalement à quelques centimètres au dessus de l'eau, le haut du boîtier orienté vers le nord.

On obtient une photographie circulaire, sur laquelle on place une grille de 360 surfaces élémentaires (figure A1-3). Cette grille est établie en tenant compte de la correction de l'objectif (proportionnalité des angles de hauteur et secteurs géométriques de surfaces égales).

L'indice d'éclairage diffus correspond au pourcentage de ciel visible dans l'ensemble de la voûte céleste. Il est calculé par le rapport de cases blanches comptées sur la surface de la photographie sur le nombre total de cases (360). Un indice d'éclairage diffus moyen est calculé à partir des résultats de 3 photographies réparties sur l'ensemble de la station.

Références bibliographiques

Gounot M., 1969. *Méthodes d'étude quantitative de la végétation.* , M. e. Cie, Paris : 314 p.

Grasmuck N., 1989. *Etude des relations entre Végétaux aquatiques fixes et caractéristiques du milieu* . Université de Metz, Laboratoire d'Ecologie : 65p.

Levet D., 1989. *Une méthode de mesures de l'éclairage au-dessus des rivières* . Groupes Végétaux Aquatiques de l'A.N.P.P. : 6p.

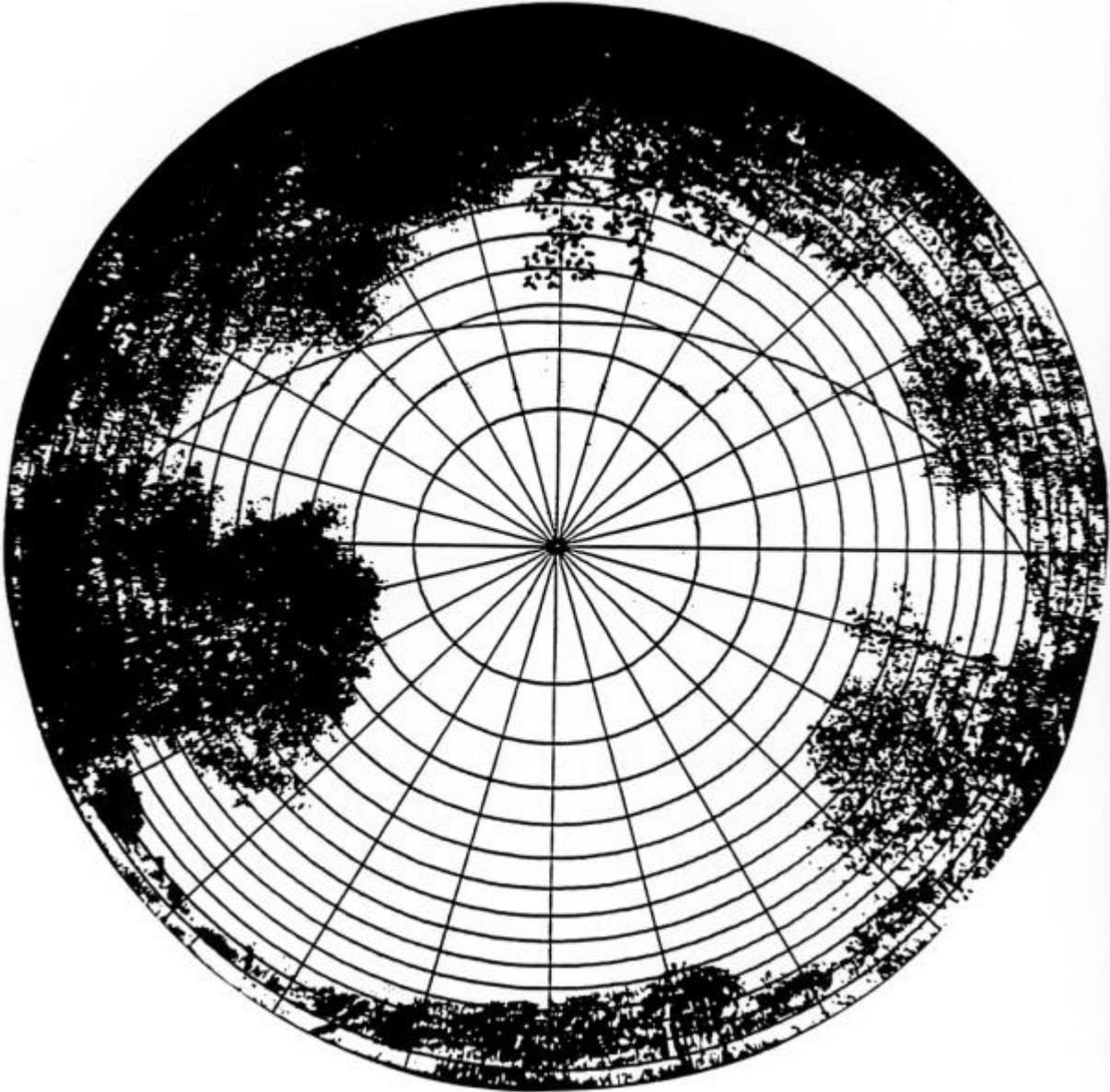


Figure A1-3 : Exemple de superposition d'une photographie hémisphérique et de la grille utilisée pour le calcul des indices d'éclairément

ANNEXE 2

Riparian and geomorphological influence on the trophic structure of three streams in french Massif Central

**MARIDET L., WASSON J.G., PHILIPPE M., AMOROS C.
& NAIMAN R.J.**

Cet article est depuis, paru sous la référence :

MARIDET L., WASSON J.G., PHILIPPE M., AMOROS C. & NAIMAN R.J.
1998 - Trophic structure of three streams with contrasting
riparian vegetation and geomorphology . Archiv für Hydrobiologie,
Vol 144 (1), 61-85.

ANNEXE 3

Benthic organic matter dynamics in three streams : riparian vegetation or bed morphology control ?

MARIDET L., WASSON J.G., PHILIPPE M. & AMOROS C.

Cet article est depuis, paru sous la référence :

MARIDET L., WASSON J.G., PHILIPPE M. & AMOROS C. 1995 -
Benthic organic matter dynamics in three streams : riparian
vegetation or bed morphology control ? Archiv für Hydrobiologie,
Vol 132 (4), 415-425

ANNEXE 4

Habitat potentiel de la Truite fario (*Salmo trutta fario*, L. 1758) et végétation rivulaire arborée dans trois cours d'eau du Massif Central : approche méthodologique et premiers résultats

MARIDET L. & SOUCHON Y.

Cet article est depuis, paru sous la référence :

MARIDET L. & SOUCHON Y.1995 - Habitat potentiel de la truite fario (*Salmo trutta fario*, L. 1758) dans trois cours d'eau du Massif Central. Approche méthodologique et premiers résultats sur le rôle de la végétation rivulaire arborée. Bull. Fr. Pêche Piscic., Vol 336, 1-18.

ANNEXE 5

Carottage cryogénique et préparation des échantillons

ANNEXE 5

CAROTTAGE CRYOGÉNIQUE et PRÉPARATION DES ÉCHANTILLONS

A l'intérieur des sédiments, l'étude quantitative de la distribution verticale des invertébrés, des facteurs trophiques et des paramètres de l'habitat (granulométrie, porosité) nécessite l'utilisation de techniques particulières de prélèvement.

I) CHOIX DE LA TECHNIQUE DE PRELEVEMENT :

Le choix de la technique doit être avant tout guidé par les caractéristiques physiques du milieu. Ceux que nous avons étudiés, sont des milieux lotiques où le substrat, très hétérogène, est composé de particules allant des pierres jusqu'aux argiles.

La technique doit permettre également de répondre aux objectifs de l'étude. Dans ce cas, il nous est nécessaire de prélever les sédiments jusqu'à 60 cm de profondeur dans les trois dimensions de l'espace, sans modifier la stratification et la composition granulométrique de l'échantillon.

II) LES APPAREILS DE PRELEVEMENT :

Les appareils de prélèvement des sédiments existants sont relativement peu nombreux.

Les appareils les plus couramment utilisés sont les bennes ou dragues et les carottiers. Malheureusement ces techniques sont peu adaptées aux contraintes d'un milieu hétérogène et aux objectifs de cette étude :

- les bennes et dragues altèrent totalement la stratification;
- les carottiers ne sont utilisables qu'en présence de particules sédimentaires fines (sables et limons).

De plus, ces techniques ne peuvent pas être utilisées dans des zones à forte vitesse, où lors du prélèvement, sous l'effet du courant, une fraction de particules fines organiques et minérales est entraînée par lessivage.

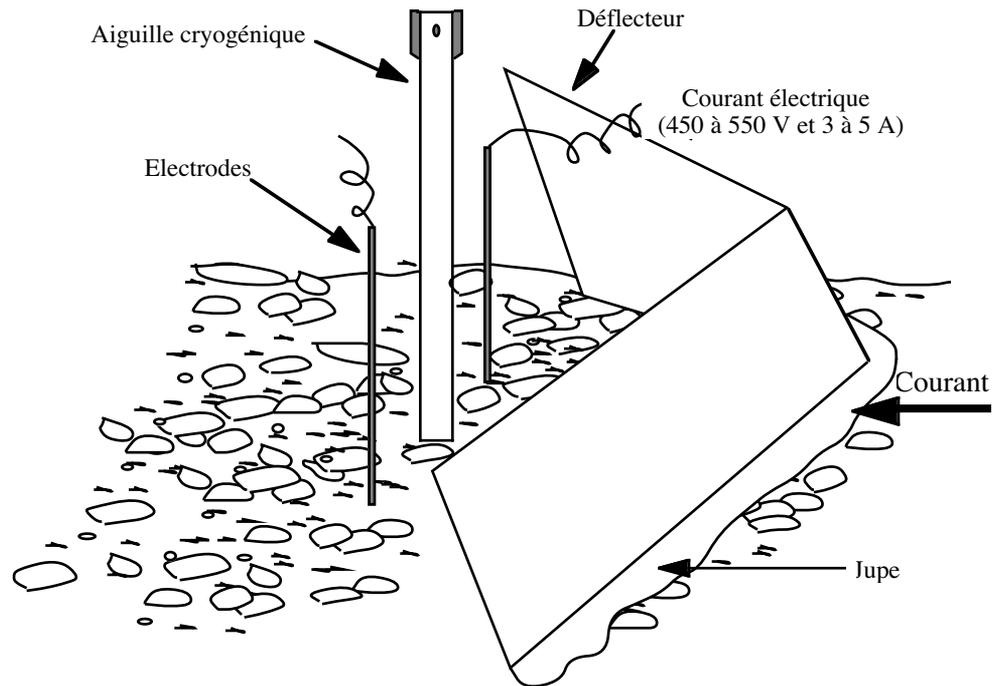


Figure A5-1 : Dispositif utilisé pour l'électro-killing (vue de dessus)

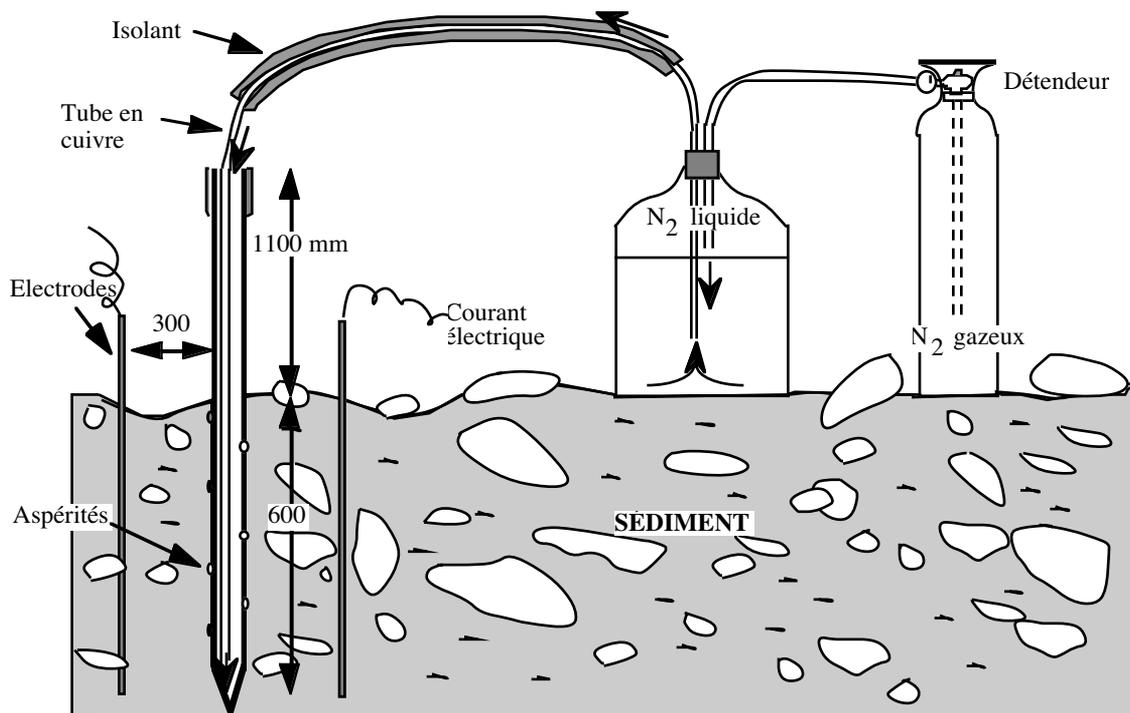


Figure A5-2 : Dispositif utilisé pour le carottage cryogénique (coupe transversale)

Il existe d'autres dispositifs tel que pompes, suceuses (Bou & Rouch, 1967) ou substrats artificiels (Boisson, 1984) qui sont plus particulièrement conçus pour l'échantillonnage de la faune benthique et hyporhéique mais qui ne permettent pas une étude précise des paramètres de l'habitat comme par exemple la composition granulométrique.

La congélation en place des sédiments semble être la technique qui réponde le mieux aux exigences de l'étude et aux contraintes du milieu. Sans modifier la stratification et la composition granulométrique, elle permet d'échantillonner quantitativement aussi bien la faune que les paramètres trophiques.

III) LE CAROTTAGE CRYOGENIQUE :

Le carottage cryogénique ou technique du "freezing-core" consiste à congeler à l'aide d'un gaz liquéfié (ici de l'azote liquide) une fraction des sédiments de rivière. Afin d'éviter la fuite des invertébrés devant le front froid, l'injection d'azote liquide est précédée par la mise en place d'un champ d'un électrique. Ce courant électrique ondulé (450 à 550 V et 3 à 5 A) paralyse ou tue in situ les invertébrés; d'où le nom de la technique de l'electro-killing. Ces deux techniques décrites ci-dessous sont adaptées et modifiées à partir des études réalisées en Autriche par Bretschko (1981 et 1985) et Bretschko & Klemens (1986), au Canada par Pugsley & Hynes (1983), en Angleterre par Carling (1981) et en Australie par Marchant & Lillywhite (1989).

Six étapes successives sont nécessaires à l'obtention de l'échantillon qui sera ensuite analysé au laboratoire :

① Dans un premier temps, l'aiguille cryogénique est enfoncée dans le sédiment jusqu'à environ 60 cm de profondeur. Autour de cette aiguille, 2 électrodes distantes de 30 à 50 cm l'une de l'autre, sont insérées jusqu'à la même profondeur (figure 5A-1).

② Ce dispositif reste en place pendant 48 h afin de permettre la recolonisation, par les invertébrés, de la zone perturbée par le martellement.

Temps d'injection
de l'azote liquide

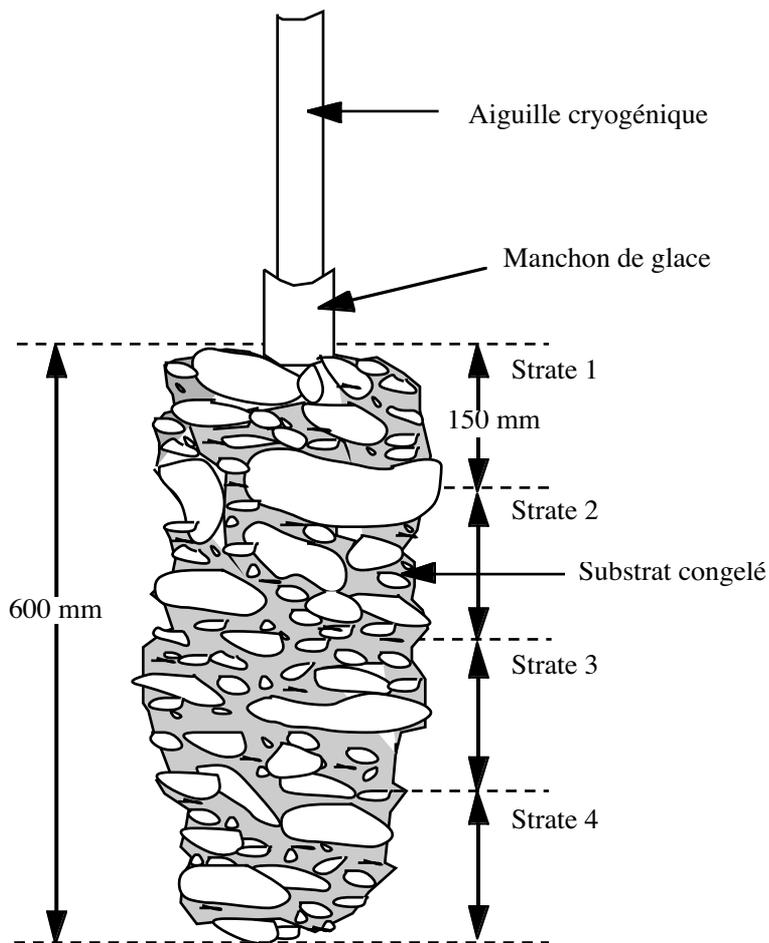
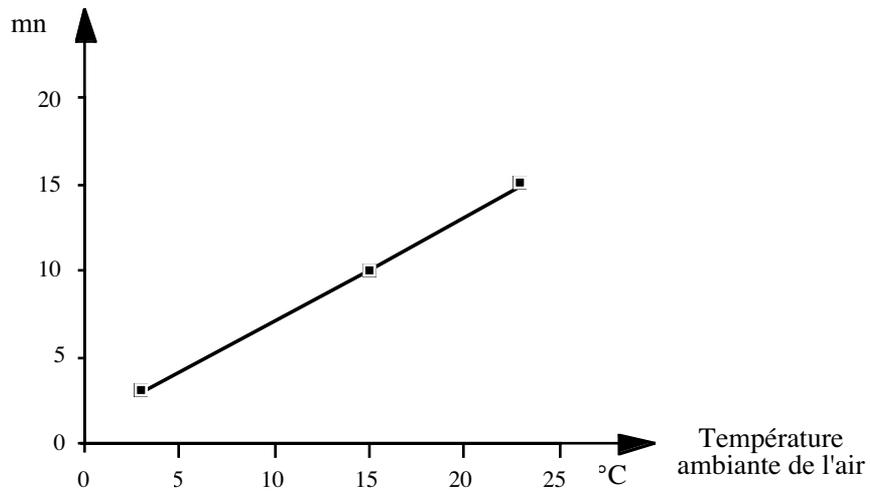


Figure A5-4 : Carotte obtenue après congélation du sédiment à l'azote liquide

③ Ce laps de temps écoulé, un champ électrique est créé entre les électrodes pendant 15 mn. Préalablement un déflecteur est placé face au courant d'eau pour éviter la dérive des invertébrés de surface paralysés sous l'effet du champ électrique.

④ L'azote liquide est ensuite injecté dans l'aiguille cryogénique grâce à une surpression créée par un apport d'azote gazeux dans la bombonne (figure 5A-2). Un détendeur permet de contrôler la pression. Le refroidissement progressif autour de l'aiguille entraîne la formation d'un manchon de sédiment congelé. La congélation du sédiment en surface est facilitée par la présence du déflecteur qui crée une zone d'eau stagnante au niveau du carottage. Ce dispositif évite l'échauffement dû aux forces de frottement dans les zones à forte vitesse de courant.

La quantité d'azote liquide et le temps nécessaire à la formation d'une carotte d'environ 30 cm de diamètre dépendent de la granulométrie, de la température ambiante et de la vitesse du courant dans le sous écoulement. En moyenne, à une température de l'air de 20 à 25° C, il faut 15 à 20 l d'azote injecté en continu pendant 15 mn; à 3° C, 3 mn d'injection suffisent (figure 5A-3).

⑤ La carotte ainsi obtenue est extraite du lit de la rivière à l'aide d'un treuil fixé sur un trépied.

⑥ La carotte est ensuite fractionnée sur place par tranches de 15 cm (figure 5A-4) et chaque strate est conservée congelée lors du transport dans des glacières. A l'arrivée au laboratoire, elles sont stockées dans des congélateurs (-20°C) jusqu'aux traitements et analyses.

IV) PREPARATION DES ECHANTILLONS (figure 5A-5):

Au laboratoire, chaque échantillon correspondant à une strate (4 strates pour chaque carotte) doit subir un certain nombre de traitements successifs avant analyse :

- ① détermination du poids de la strate totale congelée (eau interstitielle + sédiment) et de son volume;

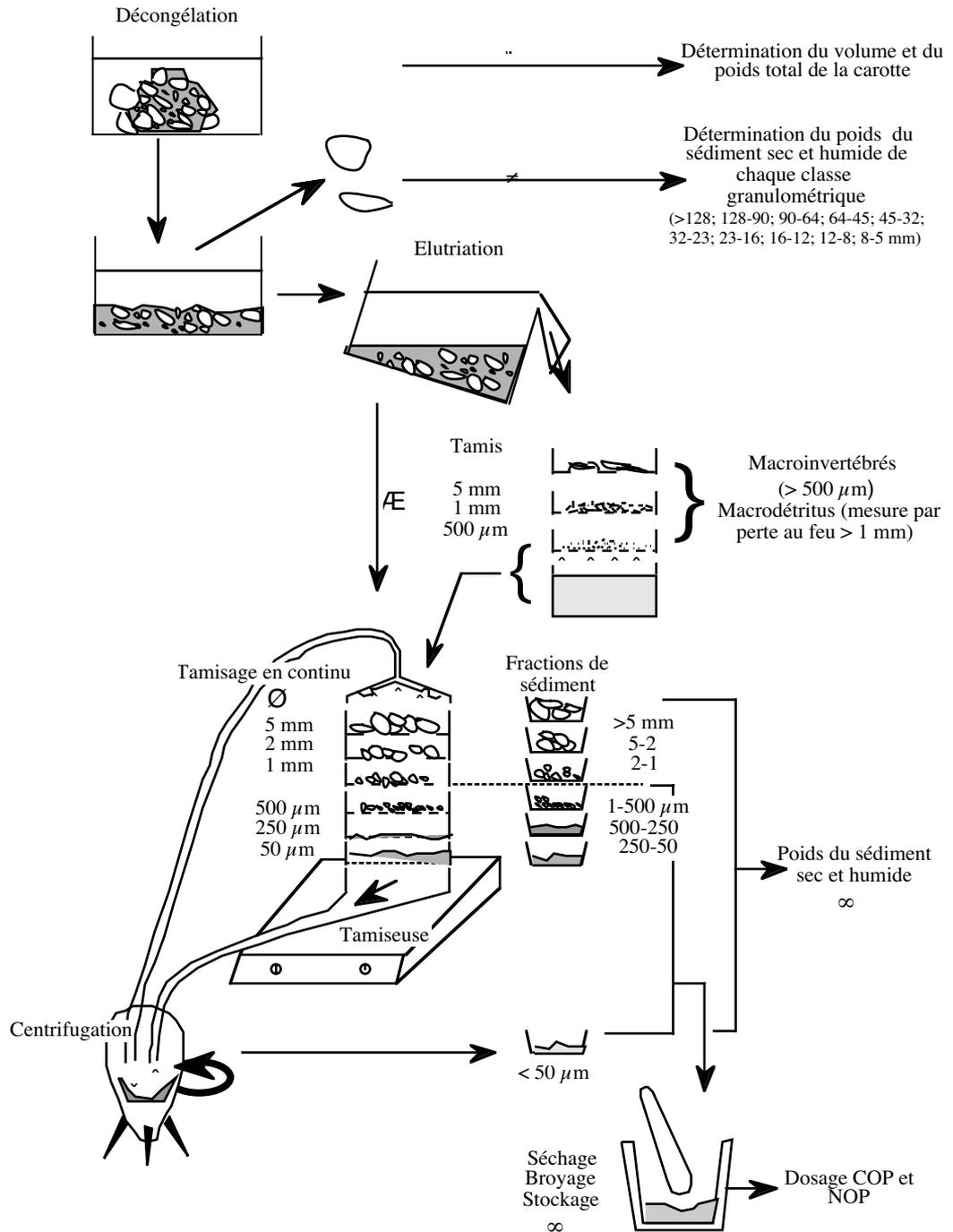


Figure 5A- 5 : Traitement des échantillons de sédiment réalisé sur chaque strate

- ② décongélation rapide dans de l'eau tiède et extraction manuelle des grosses fractions minérales pour éviter le broyage d'éléments fragiles comme les invertébrés. Les particules extraites seront classées et pesées (poids de sédiment sec et humide);

- ③ prélèvement des macroinvertébrés, définis comme les organismes $> 500 \mu\text{m}$, et des macrodétritus ($> 1 \text{ mm}$) par élutriation (le brassage étant réalisé une dizaine de fois). Conservés dans une solution formolée, ils seront ensuite déterminés et dénombrés. Sur le refus du tamis à $500 \mu\text{m}$ seuls les invertébrés sont extraits; la matière organique ainsi que l'eau d'élutriation chargée en particules minérales et organiques sont replacées dans le circuit;

- ④ tamisage des sédiments par voie humide avec l'eau utilisée pour l'élutriation. Le temps de tamisage varie de 1 à 2 h suivant l'échantillon (des problèmes de destruction des grains pourraient apparaître pour un temps de tamisage plus important). Les sédiments sont lavés et secoués à l'aide d'une tamiseuse sur des tamis de mailles décroissantes (de 5 mm à $50 \mu\text{m}$). La fraction $< 50 \mu\text{m}$ est extraite dans une centrifugeuse en continu. L'eau qui ressort est à nouveau utilisée pour le lavage des refus de chaque tamis;

- ⑤ détermination du poids de chaque fraction granulométrique (poids sec et humide). En plus d'être séchées, les 4 dernières fractions (1-500; 500-250; 250-50; et $< 50 \mu\text{m}$) sont broyées pour être homogénéisées et stockées dans des sachets à l'abri de l'humidité avant d'être analysées.

Références bibliographiques

BOISSON J.C., 1984. *Etude de l'hétérogénéité des sédiments de cours d'eau par la technique des substrats artificiels : aspects physico-chimiques et biologiques*. Thèse de Doctorat, Université Claude-Bernard Lyon I : 184p.

BOU C. & ROUCH R., 1967. Un nouveau champ de recherche sur la faune aquatique souterraine. *C.R. Acad. Sci. de Paris* , **265** : 369-370.

BRETSCHKO G., 1981. Vertical distribution of zoobenthos in an alpine brook of the RITRODAT-LUNZ study area. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* , **21** : 873-876.

BRETSCHKO G., 1985. Quantitative sampling of fauna of gravel streams (project RITRODAT-LUNZ). *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* , **22** : 2049-2052.

BRETSCHKO G. & KLEMENS W., 1986. Quantitative methods and aspects in the study of the interstitial fauna of running waters. *Stygologia* , **2** (4) : 279-316.

CARLING P.A., 1981. Freeze-sampling coarse river gravels. *B.G.R.G. Tech. Bull.* , **29** : 19-29.

MARCHANT R. & LILLYWHITE P., 1989. A freeze-core for sampling stony river beds. *Bull. Aust. Soc. Limnol.* , **12** : 41-48.

PUGSLEY C.W. & HYNES H.B.N., 1983. A modified freeze-core technique to quantify the depth distribution of fauna in stony streambeds. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* , **40** : 637-643.

ANNEXE 6

Vertical distribution of fauna in the bed sediment of three running water sites. Influence of physical and trophic factors

MARIDET L., WASSON J.G. & PHILIPPE M.

Cet article est paru sous la référence :

MARIDET L., WASSON J.G. & PHILIPPE M. 1992.- Vertical distribution of fauna in the bed sediment of three running water sites. Influence of physical and trophic factors. Regulated rivers, Research and management, Vol 7(1), 45-55

ANNEXE 7

Influence of substrate characteristics on the vertical distribution of stream macroinvertebrates in the hyporheic zone

MARIDET L. & PHILIPPE M.

Cet article est paru sous la référence :

MARIDET L. & PHILIPPE M. 1993 - Influence of substrate characteristics on the vertical distribution of stream macroinvertebrates in the hyporheic zone. In workshop proceedings "River Bottom III", Olomouc, Czech Republic, Eds Helesic J. & Zahradkova S., 100-103.

ANNEXE 8

Seasonal dynamics and storage of particulate organic matter within bed sediment of three streams with contrasted riparian vegetation and morphology

MARIDET L., PHILIPPE M., WASSON J.G. & MATHIEU J.

Cet article est depuis, paru sous la référence :

MARIDET L., PHILIPPE M., WASSON J.G. & MATHIEU J. 1997 - Seasonal dynamics and storage of particulate organic matter within bed sediment of three streams with contrasted riparian vegetation and morphology. Gibert J., Mathieu J. and Fournier F. (eds), UNESCO Internat. Hydrological Series, Cambridge University Press. 68-74.

ANNEXE 9

Spatial and temporal distribution of macroinvertebrates and trophic variables within bed sediment of three streams with differing riparian vegetation and morphology

MARIDET L., PHILIPPE M., WASSON J.G. & MATHIEU J.

Cet article est depuis, paru sous la référence :

MARIDET L., PHILIPPE M., WASSON J.G. & MATHIEU J. 1996 - Spatial and temporal distribution of macroinvertebrates and trophic variables within bed sediment of three streams with differing riparian vegetation and morphology. Archiv für Hydrobiologie, Vol 136 (1), 41-64.

ANNEXE 10

Formations végétales arborées riveraines des cours d'eau et potentialités piscicoles (revue bibliographique)

PIÉGAY H. & MARIDET L.

Cet article est paru sous la référence :

PIÉGAY H. & MARIDET L. 1994 - Formations végétales arborées riveraines des cours d'eau et potentialités piscicoles (revue bibliographique). Bulletin Français de Pêche et Pisciculture, Vol 333, 125-147.

ANNEXE 11

Intérêt du bois mort dans le fonctionnement écologique des rivières

MARIDET L. & PIÉGAY H.

Cet article est paru sous la référence :

MARIDET L. & PIÉGAY H. 1994.- Intérêt du bois mort dans le fonctionnement écologique des rivières. Numéro spécial n°1 Eaux de Rhône Méditerranée Corse.