



Sur les rivières à successions seuil-mouille, divers auteurs ont montré que les perturbations physiques, dues à des modifications hydrologiques naturelles ou non, entraînent des changements de peuplements entre les deux types d'unités géomorphologiques (Minshall & Minshall, 1977 ; Brussock & Brown, 1991 ; Brown & Brussock, 1991; Carter & Fend, 2001 ; Pedersen, 2003 ; Brooks *et al.*, 2005). Des travaux portant sur les invertébrés ou les poissons peuplant ces mêmes successions, parfois associés aux effets saisonniers, ont mis en évidence des différences de distribution taxonomique (Huryn & Wallace, 1987 ; Parsons & Norris, 1996 ; Robson & Chester, 1999; Baptista *et al.*, 2001 ; Boyero & Bailey, 2001; Lamouroux *et al.*, 2002 ; Boyero, 2003; Schmera & Eros, 2004). De manière générale, ces études montrent essentiellement des différences entre la zone du seuil peu profonde, présentant des vitesses d'écoulement rapides, et la zone de la mouille plus profonde avec des vitesses lentes. D'autres études ont permis d'illustrer les différences de distribution des macroinvertébrés entre les biotopes plat, radier et mouille (Jowett, 1993; Crosa *et al.*, 2002 ; De Crespino de Billy & Usseglio-Polatera, 2002), qui se rencontrent dans ces UG. Le rôle de la relation taxon – substrat dans la distribution des organismes a également été démontré (Cummins & Lauff, 1969 ; Hildrew *et al.*, 1980; Reice, 1980; Gurtz & Wallace, 1986 ; Ward, 1992; Leopold, 1994), conduisant cependant sur ce point, à

des résultats contradictoires. En effet, si Evan & Norris (1997) et Rempel *et al.* (2000) ont souligné l'importance de la relation taxon - substrat minéral - vitesse d'écoulement, Statzner *et al.* (1988) ont montré l'influence exclusive de l'hydraulique.

Cette macrofaune benthique est en effet sensible aux caractéristiques de son environnement telles que des variables interdépendantes comme la température, l'oxygénation, le débit, la turbulence, la lumière, mais aussi la vitesse d'écoulement, la profondeur et le substrat (Southwood, 1977, 1988; Statzner *et al.*, 1988; Townsend, 1989; Ward, 1992; Leopold, 1994; Verneaux, 1994; Evan & Norris, 1997; Rempel *et al.*, 2000). Ainsi, la variabilité spatio-temporelle des conditions environnementales induit des différences de distribution des organismes. De ce fait, dans le cadre de l'échantillonnage de la macrofaune, il est généralement déconseillé de privilégier un habitat plutôt qu'un autre sous peine de n'avoir qu'une image incomplète du peuplement présent. Cependant, dès qu'il s'agit d'échantillonner les zones profondes ou rapides, des difficultés techniques se présentent, même en tête de bassin. Rappelons que ce constat nous a conduit à rechercher des géoformes fluviales aisément accessibles et pérennes pour en étudier la macrofaune benthique. Sur les rivières à successions seuils - mouilles où alternent des zones à haut fond et des zones plus profondes, nous avons cherché à privilégier la collecte des macroinvertébrés sur les seuils en raison de la plus facile accessibilité aux substrats.

L'objectif de ce chapitre est de vérifier si, dans le cadre de la bio-évaluation de la qualité de l'eau, il est possible d'obtenir une bonne représentativité de la macrofaune benthique en réduisant sa collecte à une géoforme présente sur tout le linéaire du cours d'eau (le seuil), facile d'accès et caractérisée par des biotopes peu profonds. L'hypothèse est de savoir s'il est pertinent de concentrer l'effort d'échantillonnage sur les biotopes du seuil sans altérer la bio-évaluation.

La démarche de validation de l'hypothèse est la suivante :

a) Travailler sur les caractéristiques physiques des biotopes.

En prenant en compte tous les biotopes, cette première étude a pour objectif de tester si les variables qui les caractérisent diffèrent significativement indépendamment de la saison. Dans l'hypothèse où les variables diffèrent, il s'agit ensuite d'analyser si des différences significatives existent entre des biotopes communs à l'UG seuil et à l'UG mouille. Ce travail permettra ainsi de vérifier si, d'une saison d'échantillonnage à l'autre, les caractéristiques physiques du milieu ont changé ou non (et pourquoi), bien que les conditions morphodynamiques diffèrent d'un biotope à l'autre.

b) Travailler sur les caractéristiques biologiques des biotopes.

En prenant en compte tous les biotopes (du seuil et de la mouille), c'est-à-dire en traitant l'ensemble de la base de données hydrobiologiques, il s'agit d'analyser si les peuplements diffèrent

significativement d'un biotope à l'autre au cours des deux saisons. Ensuite, de manière à limiter l'échantillonnage aux biotopes du seuil, il convient de vérifier s'il n'y a pas de perte d'information taxonomique, en ne retenant que les biotopes communs au seuil et à la mouille. Enfin, à l'échelle des habitats, il s'agit d'identifier lesquels sont potentiellement les plus biogènes.

c) Rechercher la cause d'éventuelles différences saisonnières de la composition des peuplements.

En été, la qualité de l'eau est dégradée en raison des lâchers d'eau du réservoir de Naussac, localisé dans la haute vallée de l'Allier. Pour détecter son influence, les données physico-chimiques de l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne recueillies sur des stations localisées en amont et à proximité immédiate de la zone d'étude, ont été utilisées.

L'étude a été menée au printemps et en été 2003, sur la partie amont du site atelier Allier. Ce site comporte deux UG seuil et mouille sur lesquelles s'agencent des biotopes appartenant aux 5 types suivants : plat, radier, rapide, chenal lotique et chenal lentique fréquemment décrits dans la littérature spécialisée (cf. Tab. 1, p.14).

I. Discrimination des biotopes par leurs caractéristiques physiques

Trois variables physiques ont été relevées sur le terrain : la vitesse d'écoulement, la profondeur et la granulométrie (classes de taille, cf. Tab. 11, p. 45) et traitées en retenant tous les prélèvements, indépendamment de la date à laquelle ils ont été faits. La variabilité saisonnière des conditions physiques a ainsi été analysée au moyen d'une Analyse en Composantes Principales simple complétée par une analyse inter-groupes. Leurs résultats démontrent que les différences entre les conditions physiques printanières et estivales ne sont pas significatives (Tab. 12), ce qui nous autorise à prendre en compte de manière conjointe les données de printemps et d'été dans la poursuite du traitement.

Des analyses inter-groupes ont ensuite été réalisées, par type d'Unité Géomorphologique, puis par type de biotopes, et enfin par type d'UG subdivisées en biotopes (croisement UG*biotopes), (Tab. 12), de manière à détecter leurs différences respectives. Les deux UG sont discriminées sur l'axe F1, la majorité des prélèvements effectués sur le seuil ayant des coordonnées factorielles négatives et inversement pour les échantillons collectés sur la mouille (Fig. 14 B). En revanche, l'analyse inter-UG demeure de faible qualité puisque seulement 5% de la variabilité totale est concernée (Tab. 12). Il

résulte également de l'analyse que le seuil est soumis à des vitesses plus élevées et à des granulométries plus grossières que la mouille ; en revanche, la mouille est caractérisée par des profondeurs plus fortes (Fig. 14 B).

L'analyse inter-biotopes indique une bien meilleure discrimination (la variabilité expliquée est de 41%). Les biotopes s'organisent selon un double gradient fondé sur la vitesse et la profondeur. Les biotopes caractéristiques de l'UG seuil et de l'UG mouille, s'individualisent très clairement, les biotopes communs aux deux UG étant regroupés dans une zone commune de la carte factorielle. En revanche, ces biotopes ne diffèrent pas significativement d'un point de vue granulométrique, toutes les classes de taille étant bien représentées partout, comme l'illustrent les valeurs de la médiane et du degré de tri (Tab. 13).

La discrimination fondée sur le croisement des UG*biotopes n'apporte pas d'accroissement sensible de la variabilité totale (Fig. 14 C, Tab. 12), ce qui signifie que si un seuil est scindé en radier ou en plat, il n'y a pas d'information complémentaire.

Tableau 12 : Décomposition de la variabilité des caractéristiques physiques des UG et des biotopes.

Analyse inter-groupe	Pourcentage de variabilité expliquée	Significativité P < 0,05
Saison	-	NS
UG	5	0
Biotopes	41	0
UG * Biotopes	43	0

Enfin, une ACP associée à une analyse inter-groupes a été réalisée sur les biotopes (plat et radier) communs aux deux UG. Elle démontre sans équivoque possible que les variables physiques ne diffèrent ni d'une UG à l'autre, ni d'un biotope à l'autre (prise en compte de seulement 4% de la variabilité totale), ce qui signifie qu'il est possible de travailler indifféremment sur une UG ou sur l'autre, car les caractéristiques physiques sont similaires.

Tableau 13 : Caractéristiques physiques des unités géomorphologiques et des biotopes qui leur sont associés (exemple des données de printemps avec moyenne ± écart-type).

Unité géomorphologique	Biotopes	Vitesse (cm.s ⁻¹)	Profondeur (cm)	Médiane granulométrique (mm)	Degré de tri granulométrique
MOUILLE	Chenal lentique	16,6 ± 0,7	112,5 ± 12,8	Pas de mesure	Pas de mesure
	Chenal lotique	102,9 ± 26,3	89,6 ± 20,5	idem	idem
	Plat	64,0 ± 25,8	29,5 ± 10,9	20,9 ± 8,9	2,0 ± 1,1
	Radier	69,6 ± 35,6	25,6 ± 7,1	21,7 ± 6,2	1,8 ± 0,6
SEUIL	Plat	70,6 ± 12,2	29,0 ± 9,2	33,5 ± 10,8	1,7 ± 0,1
	Radier	64,8 ± 44,3	16,8 ± 8,0	27,9 ± 6,9	1,8 ± 0,2
	Rapide	104,9 ± 48,2	23,6 ± 3,1	28,5 ± 15,1	2,3 ± 1,3

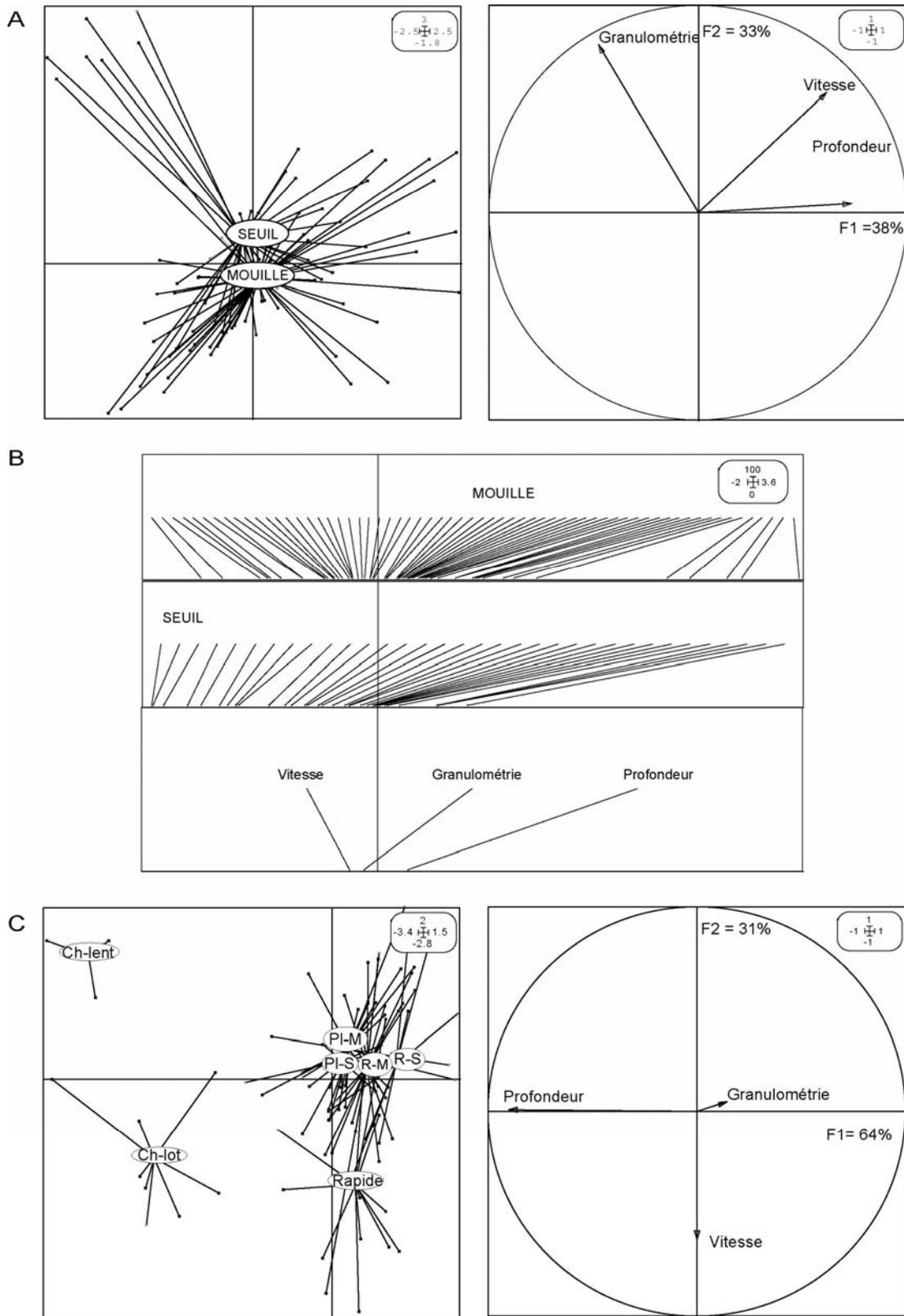


Figure 14 : A : premier plan factoriel des variables et des centres d'inertie des relevés dans l'ACP initiale. B : premier axe factoriel de l'analyse inter-UG. C : premier plan factoriel des variables et des centres d'inertie des relevés dans l'analyse inter-biotopes (en référence à leurs biotopes respectifs). Ch-lent = chenal lentique ; Ch-lot = chenal lotique ; PI-M = plat de la mouille ; PI-S = Plat du seuil ; R-M = Radier de la mouille ; R-S = Radier du seuil.

En conclusion, prélever sur les seuils, facilement accessibles, permet d'échantillonner 3 des 5 biotopes de la zone d'étude. Deux d'entre-eux sont communs au seuil et à la mouille et leurs caractéristiques physiques ne diffèrent pas.

II. Discrimination des biotopes par les macroinvertébrés

A. *Peuplement macrobenthique du site atelier Allier*

Compte tenu de la stabilité hydrologique observée aux deux saisons d'études (juin : $11,7 \pm 2,0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et août : $17,3 \pm 3,0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) et de l'absence d'événement hydrologique majeur entre les deux campagnes de prélèvement, les peuplements de macroinvertébrés échantillonnés sur le site atelier de la rivière Allier peuvent être considérés comme représentatifs de conditions stabilisées. La macrofaune benthique est dominée par les larves d'insectes et les insectes aquatiques (98% du nombre d'individus au printemps et 96% en été). La majorité est composée d'Ephéméroptères, de Trichoptères, et de Plécoptères (EPT) représentant 48% du peuplement total au printemps et 54% en été (Tab. 14). Quelques mollusques, crustacés, annélides et oligochètes sont également présents. En considérant les groupes trophiques, il apparaît que les racleurs-broueteurs sont dominants durant les deux saisons. En été, les filtreurs augmentent légèrement (6%) tandis que les broyeurs diminuent (4%).

B. *Peuplement macrobenthique associé à chaque biotope*

Sur l'ensemble des biotopes présents, la richesse totale, la richesse en EPT et la densité sont très variables (Fig. 15). Ces trois paramètres présentent des valeurs élevées sur les plats, les radiers et le rapide quelle que soit la saison, la richesse totale et la richesse en EPT étant maximales sur les radiers. L'analyse statistique de ces différents paramètres, par le test de Kruskal-Wallis, montre cependant que seule la richesse en EPT diffère significativement au printemps, alors que c'est la richesse totale en été ($p < 0,05$).

La distribution des macroinvertébrés ($N > 1\%$) a d'abord été examinée par type d'Unité Géomorphologique, ensuite par type de biotopes, enfin par types d'UG subdivisées en biotopes (croisement UG*biotopes), (Tab. 15), au moyen d'une série d'analyses (AFC simple et analyse inter-groupes) réalisées sur l'ensemble des biotopes présents sur le site d'étude.

L'analyse inter-UG discrimine les deux UG au printemps comme en été. Les prélèvements du seuil sont regroupés autour des coordonnées factorielles négatives et inversement pour les prélèvements de la mouille. Cependant, cette analyse est de faible qualité car seulement 7% (9%) de variabilité est concernée au printemps (en été) (Tab. 15) (Fig. 16 et 17). Au printemps, les taxons créant la variabilité entre les deux types UG sont *O. rhenana*, *Heptagenia* et *Blepharicera* (présents majoritairement sur le seuil) ou *A. fluviatilis*, *Esolus* et *Hydraena* (présents majoritairement sur la mouille). En été, ce sont les *Serratella*, Simuliini et Perlodidae (présents majoritairement sur le seuil) ou les *Brachycentrus subnubilus*, *Limnius* et Gomphidae (présents majoritairement sur la mouille).

Tableau 14 : Abondance relative (%) des genres appartenant aux trois Ordres (EPT) regroupant les taxons polluo-sensibles.

EPHEMEROPTERA			PLECOPTERA			TRICHOPTERA		
Taxon	Printemps	Eté	Taxon	Printemps	Eté	Taxon	Printemps	Eté
<i>Baetis</i>	3,5	17,8	<i>Leuctra geniculata</i>	2,0	< 0,05	<i>Brachycentrus subnubilus</i>	7,5	0,9
<i>Cloëon</i>	< 0,05		<i>Leuctra sp.</i>	0,5	9,8	<i>Agapetus fuscipes</i>	4,5	
<i>Procloëon</i>	< 0,05		<i>Protonemura</i>	0,1		<i>Glossossoma conformis</i>	0,2	
<i>Caenis</i>	< 0,05		<i>Isoperla</i>	< 0,05	0,1	<i>Hydropsyche</i>	3,5	7,8
<i>Serratella ignita</i>	13,5	0,8	<i>Perlodes</i>		< 0,05	<i>Cheumatopsyche lepida</i>	0,4	6,4
<i>Ephemera</i>	0,1		Autres Perlodidae		0,1	<i>Setodes argentipunctellus</i>	0,8	< 0,05
<i>Ecdyonurus</i>	1,1	0,5	<i>Dinocras</i>	< 0,05		<i>Athripsodes</i>		< 0,05
<i>Epeorus sylvicola</i>	0,3		<i>Perla</i>		< 0,05	<i>Mystacides</i>		< 0,05
<i>Heptagenia</i>	0,3	0,6				Limnephilini		< 0,05
<i>Rhithrogena</i>	4,2	0,2				<i>Chimarra marginata</i>	< 0,05	5,8
Autres Heptageniidae	< 0,05	0,3				<i>Psychomyia pusilla</i>	1,9	1,3
<i>Leptophlebia</i>		< 0,05				<i>Rhyacophila s.stricto</i>	0,9	0,2
<i>Paraleptophlebia</i>		< 0,05				Autres Rhyacophilidae	0,3	0,1
<i>Chloroterpes picteti</i>		< 0,05				<i>Polycentropus maculatus</i>	< 0,05	
Autres Leptophlebiidae	< 0,05	< 0,05				<i>Goera pilosa</i>		< 0,05
<i>Oligoneuriella rhenana</i>	0,4					<i>Silo pallipes</i>	< 0,05	
<i>Ephoron virgo</i>	0,9	< 0,05				<i>Lepidostoma hirtum</i>	< 0,05	
<i>Potamanthus luteus</i>	1,0	< 0,05				<i>Ithytrichia lamellaris</i>		0,1
						<i>Orthotrichia</i>		0,8
						Hydroptilidae		0,3
						<i>Sericostoma</i>		< 0,05

L'analyse inter-biotopes fait apparaître une meilleure discrimination (la variabilité totale expliquée est de 18% au printemps). En revanche, les résultats ne sont pas significatifs en été. Au printemps, les taxons créant la variabilité entre biotopes sont *O. rhenana*, *Heptagenia* et *Blepharicera* (présents majoritairement sur le rapide) ou les Tanytarsini (sur le chenal lentique), ou *Baetis*, *Rhithrogena*, *Rhyacophila* s.s et *Esolus* (sur le plat et le radier du seuil) ou enfin *E. virgo*, *Setodes*, *Esolus* et *Hydraena* (sur le plat et le radier du mouille). Au printemps, la distribution de la macrofaune benthique est donc significativement influencée par les biotopes (en été nous examinerons l'influence possible des lâchers de Naussac).

Enfin, avec 25 % de la variabilité totale, l'analyse inter UG*biotopes révèle que les biotopes communs au seuil et à la mouille sont très bien regroupés deux par deux (Fig. 16).

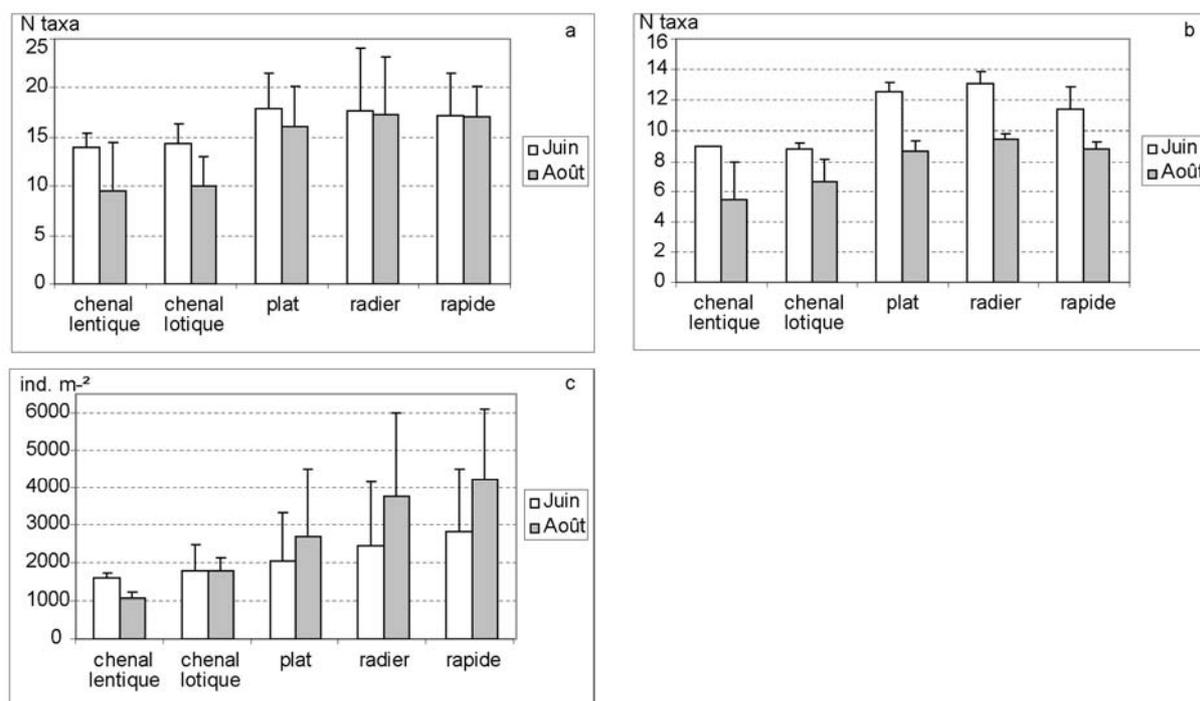


Figure 15 : Richesse totale (a), richesse en EPT (b) et densité totale (c) en macroinvertébrés dans les différents biotopes (moyenne ± écart-type).

Tableau 15 : Décomposition de la variabilité faunistique des UG et des biotopes.

Analyse inter-groupe	Juin		Août	
	Pourcentage de variabilité expliquée	Significativité (p < 0,05)	Pourcentage de variabilité expliquée	Significativité (p < 0,05)
UG	7	0	9	0
Biotopes	18	0	-	NS
UG * Biotopes	25	0	-	NS

Même si la majorité des taxons présents sont ubiquistes et polluo-tolérants, des différences apparaissent au niveau taxonomique. En effet, des taxons sensibles à la pollution tels que *Leuctra* sp., *L. geniculata*, autres Perlodidae, *Agapetus fuscipes*, *Polycentropus flavomaculatus* et *Chimarra marginata* sont collectés sur les plats, les radiers et le rapide quelle que soit la saison. *Brachycentrus subnubilus* est échantillonné aussi bien sur les plats, les radiers et le rapide que dans le chenal lotique (Tab. 16).

Tableau 16 : Présence / absence des taxons les plus polluo-sensibles (correspondant aux Perlidae, Perlodidae, Brachycentridae et Leuctridae) selon les unités géomorphologiques et les biotopes.

(+ : présence du taxon ; - : absence du taxon).

	Taxons	MOUILLE				SEUIL		
		Chenal lentique	Chenal lotique	Plat de la mouille	Radier de la mouille	Plat du seuil	Radier du seuil	Rapide
Printemps	<i>Dinocras</i>	-	-	-	-	+	-	-
	<i>Isoperla</i>	-	-	-	-	-	-	+
	<i>Brachycentrus</i>	-	+	+	+	+	+	+
	<i>Leuctra</i>	+	+	+	+	+	+	+
Eté	<i>Isoperla</i>	-	-	-	+	-	-	-
	Autres Perlodidae	-	-	+	+	+	+	+
	<i>Brachycentrus</i>	+	+	+	+	+	-	+
	<i>Chimarra marginata</i>	+	-	+	+	+	+	+
	<i>Leuctra</i>	+	+	+	+	+	+	+

C. Aptitude bioindicateur des biotopes plat et radier, communs aux deux unités géomorphologiques

Dans les biotopes communs au seuil et à la mouille, la richesse totale et la densité sont plus élevées sur le seuil que dans la mouille, quelle que soit la saison (Tab. 17). Une AFC simple associée à des analyses inter-groupes a été effectuée sur l'ensemble des échantillons collectés sur ces deux types de biotopes. La distribution des macroinvertébrés (N > 1%) a été examinée par type d'UG, ensuite par type de biotopes et enfin par type d'UG subdivisée en biotopes (croisement UG*biotopes), (Tab. 18). Il n'existe pas de différence significative dans la composition des assemblages macrobenthiques et ce, quel que soit le type de groupe. Ainsi, en considérant les biotopes communs aux deux UG, les communautés de macroinvertébrés benthiques ne diffèrent pas significativement.

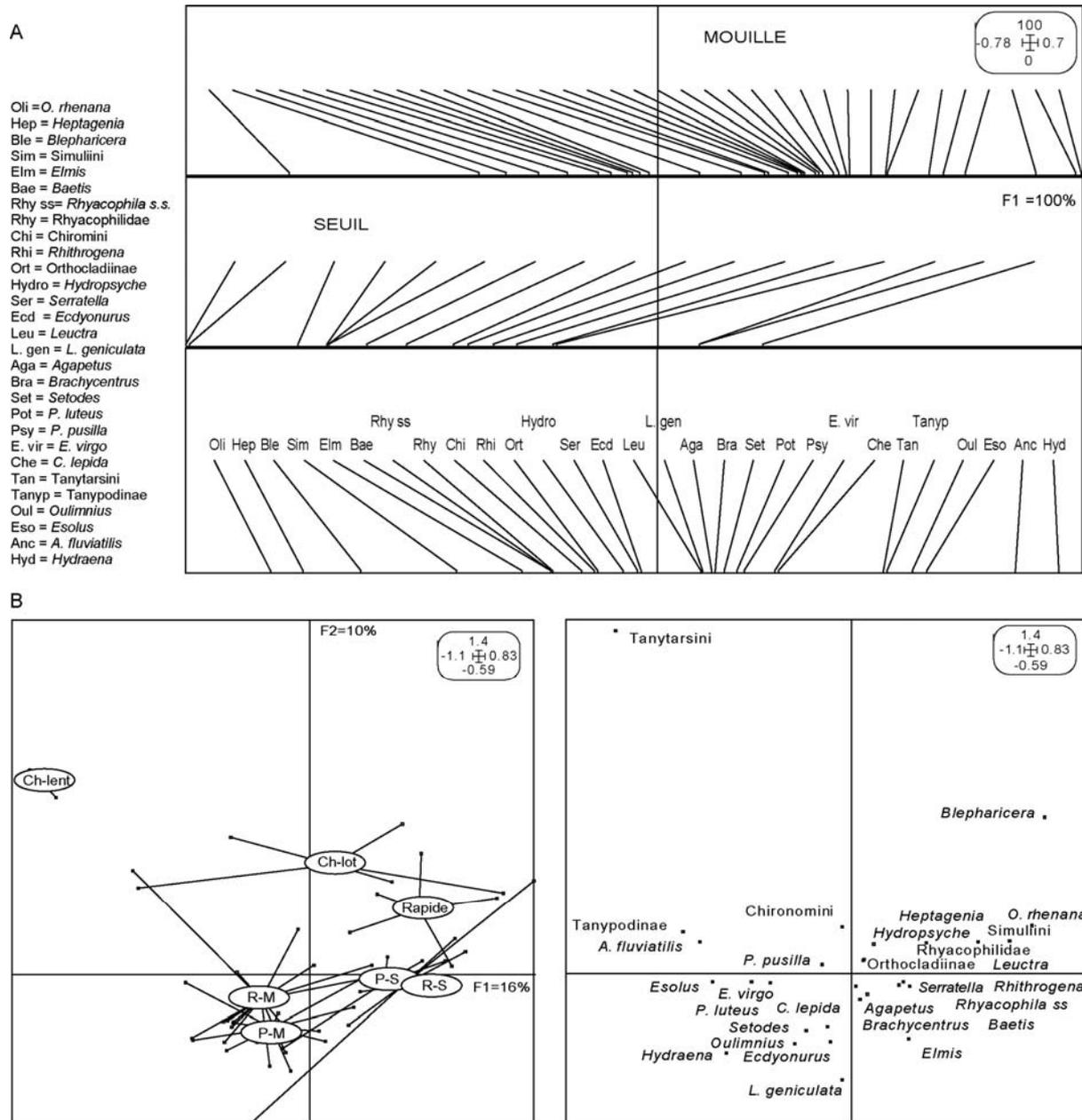


Figure 16 : Situation printanière. A : premier axe factoriel de l'analyse inter-UG réalisée à partir du tableau 'macroinvertébrés x UG x biotopes' du site atelier Allier. B : premier plan factoriel des centres d'inertie des relevés dans l'analyse inter-biotopes (en référence à leurs biotopes respectifs) et des taxons. Ch-lent = chenal lentique ; Ch-lot = chenal lotique ; P-M = plat de la mouille ; P-S = Plat du seuil ; R-M = Radier de la mouille ; R-S = Radier du seuil

Là encore, même si la majorité des taxons présents sont ubiquistes et polluo-tolérants, des différences apparaissent au niveau taxonomique (cf. Tab. 16). Au printemps, *Leuctra* sp., *Brachycentrus subnubilus* et *Polycentropus maculatus* sont présents sur les plats et les radiers sans distinction d'UG et *Dinocras*, *Isoperla* et *Protonemura* sont collectés sur le plat et le radier du seuil. En été, *Leuctra* sp., *Chimarra marginata* et autres Perlodidae sont collectés sur le plat, le radier et le rapide du seuil. D'autres, tels que *Isoperla* ou *B. subnubilus* sont présents sur le radier des deux unités. Il est clair que la majorité des taxons polluo-sensibles sont bien présents sur le seuil.

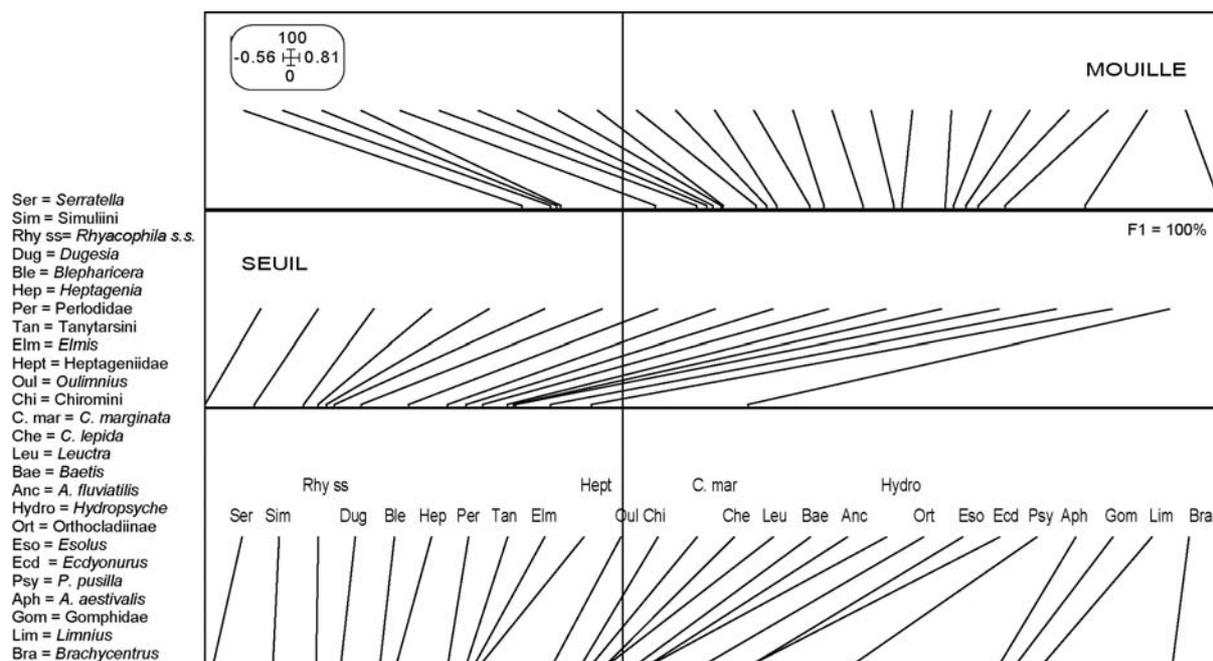


Figure 17 : Premier axe factoriel de l'analyse inter-UG réalisée à partir du tableau 'macroinvertébrés x UG' du site atelier Allier. Situation estivale.

Tableau 17 : Richesse totale et densité des macroinvertébrés observées sur les plats et les radiers des deux unités géomorphologiques aux deux saisons (moyenne ± écart-type).

	Unité géomorphologique	Biotoques	Richesse totale	Densité (ind.m ⁻²)
PRINTEMPS	SEUIL	Plat	17 ± 2	2743 ± 2042
		Radier	19 ± 7	2660 ± 1962
	MOUILLE	Plat	17 ± 4	1775 ± 848
		Radier	15 ± 5	2366 ± 1621
ETE	SEUIL	Plat	18 ± 4	4172 ± 2134
		Radier	20 ± 5	3590 ± 1352
	MOUILLE	Plat	15 ± 4	1972 ± 1035
		Radier	18 ± 4	3740 ± 2617

Tableau 18 : Décomposition de la variabilité faunistique des UG et des biotoques réduits au plat et au radier.

Analyse inter-groupe	Juin		Août	
	Pourcentage de variabilité expliquée	Significativité (p < 0,05)	Pourcentage de variabilité expliquée	Significativité (p < 0,05)
UG	7	0,05	-	NS
Biotoques	-	NS	-	NS
UG * Biotoques	15	0,05	-	NS

Les UG n'influencent pas la composition de la macrofaune benthique, contrairement aux biotopes considérés dans leur ensemble. Cependant, en ne considérant que les biotopes communs aux deux UG, il n'existe pas de différence significative. Ainsi, retenir l'UG seuil ou l'UG mouille comme unité d'échantillonnage n'entraîne pas de perte d'information biologique, les taxons polluo-sensibles étant bien représentés sur les biotopes du seuil. Cette étape illustre tout l'intérêt de travailler sur les plats et les radiers de l'UG seuil, ce qui n'exclut pas les rapides dans lesquels les paramètres analysés sont très proches de ceux des deux autres biotopes. En outre, comme nous l'avons indiqué, ce type de géoforme est facilement repérable *in-situ*, ce qui dispense l'opérateur d'établir une carte des lieux avant de procéder aux prélèvements (comme dans le cas des habitats multiples).

D. Identification des habitats les plus biogènes dans les biotopes étudiés

Afin d'affiner la stratégie d'échantillonnage les habitats les plus biogènes ont été recherchés en relation avec les trois variables utilisées précédemment pour caractériser l'environnement physique (vitesse d'écoulement, profondeur et substrat) et susceptibles d'avoir une influence forte sur la distribution des macroinvertébrés, comme la bibliographie a pu le révéler. Pour cela, prenant en compte les différentes classes de vitesse, de profondeur et de granulométrie (Tab. 19), ainsi que les richesses (totale et en EPT) et les densités, nous avons recherché quelles variables étaient les plus discriminantes, avec une attention particulière pour les Plécoptères.

Tableau 19 : Classes de vitesse, de profondeur et de granulométrie caractéristiques du lieu d'étude.

Classes de vitesse (cm.s ⁻¹)	Classes de profondeur (cm)	Classes de granulométrie (mm)
[0-30[<5	Sable
[30-70[[5-25[[16-32[
[70-90[[25-40[[32-64[
[90-120[[40-55[[64-128[
≥120	≥55	[128-256[
		[256-1024[

Au **printemps**, les plus fortes richesses totales, richesses en EPT (comprenant les taxons polluo-sensibles) et densités sont obtenues pour des vitesses comprises entre 30 et 120 cm.s⁻¹, des profondeurs allant de 16 à 50 cm (Fig. 18; Tab. 20). Au regard des substrats minéraux des seuils et des mouilles, les plus fortes richesses sont observées dans les substrats minéraux de taille comprise entre 32 et 256 mm. Les particules de taille > 64 mm sont les plus riches en EPT. Les fortes valeurs de densités sont obtenues pour les substrats > 128 mm. Les taxons polluo-sensibles échantillonnés sont associés aux vitesses > 70 cm.s⁻¹, aux profondeurs comprises entre 26 et 50 mm et aux substrats > 64 mm (ces derniers sont plus rugueux, ce que montrent les nombreuses irrégularités visibles sur les photographies du lit de la rivière). En **été**, les résultats obtenus sont comparables (Fig. 18 ; Tab. 20). Les plus fortes richesses totales, richesses en EPT et densités sont mesurées pour des vitesses

> 30 cm.s⁻¹, les densités augmentant progressivement avec la vitesse. La profondeur ne joue plus de rôle déterminant. Les différents substrats sont colonisés de la même manière qu'au printemps.

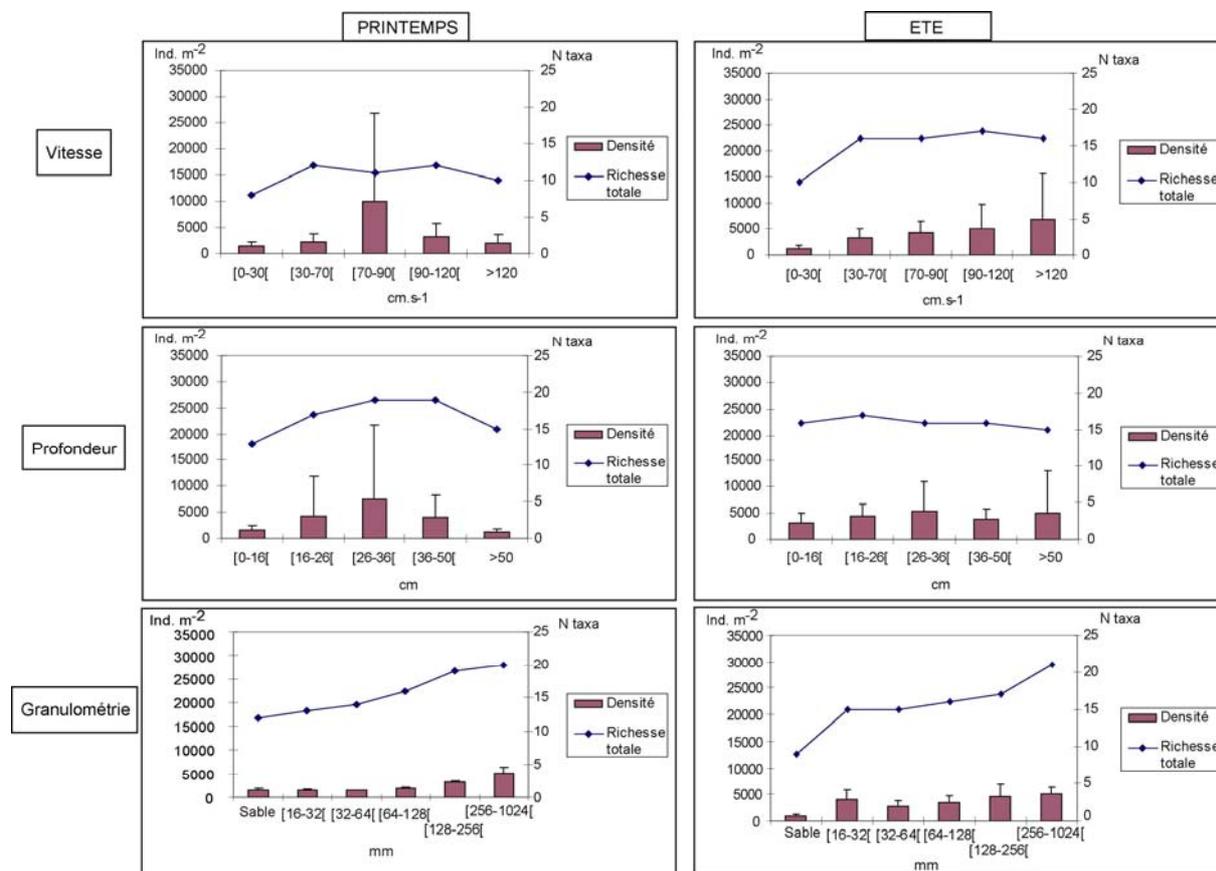


Figure 18 : Richesse totale et densité en macroinvertébrés (moyenne ± écart type) pour chaque classe de vitesse, de profondeur et de granulométrie sur le site atelier de la rivière Allier aux deux saisons.

L'analyse statistique MANOVA, effectuée sur la vitesse d'écoulement, la profondeur et les substrats, fait apparaître clairement que le peuplement de macroinvertébrés est influencé par la vitesse d'écoulement, la profondeur et la taille des particules (Tab. 21). L'ANOVA souligne que les richesses totale et en EPT et la densité sont discriminées par les substrats ($p < 0,05$) et la richesse en EPT par la profondeur au **printemps**. En **été** la richesse totale et la densité sont à la fois discriminées par la profondeur et les substrats, et la densité est influencée par la vitesse d'écoulement. A cette saison les résultats révèlent que le substrat a, en plus, une incidence statistiquement significative sur la richesse en EPT.

Tableau 20 : Richesse en EPT (Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères) et densités minimales et maximales pour chaque classe de vitesse, de profondeur et de granulométrie sur le site atelier de la rivière Allier aux deux saisons.

		Printemps			Eté		
		Richesse EPT	Densité minimale (Ind.m ⁻²)	Densité maximale (Ind.m ⁻²)	Richesse EPT	Densité minimale (Ind.m ⁻²)	Densité maximale (Ind.m ⁻²)
Vitesse (cm.s ⁻¹)	[0-30[8±5	420	2500	4±3	420	2300
	[30-70[12±2	820	8840	7±2	860	8280
	[70-90[11±3	580	58060	8±3	1480	10420
	[90-120[12±3	580	11640	9±2	760	19780
	≥120	10±3	520	4600	9±2	1740	38260
Profondeur (cm)	[0-16[8±4	420	3040	7±3	420	4980
	[16-26[12±4	580	40380	8±2	540	25440
	[26-36[12±3	980	58060	9±2	2300	10420
	[36-50[15±4	820	11640	9±3	1480	7180
	≥50	9±1	520	2040	8±3	860	38260
Substrats (mm)	Sable	5±4	1140	2060	9±2	420	2500
	[16-32[9±3	420	2120	6±2	2140	7420
	[32-64[10±3	440	2520	8±2	760	4600
	[64-128[12±3	520	4750	9±2	1140	5480
	[128-256[14±2	1180	5300	9±2	1480	10420
	[256-1024[14±3	2740	8840	9±1	3640	6300

Tableau 21 : Résultats de la MANOVA évaluant l'effet de la vitesse, de la profondeur et du substrat sur le peuplement de macroinvertébrés du site atelier Allier.

Source	Lambda de Wilks'	F	p
Vitesse	0,421	1,386	0,049
Profondeur	0,433	1,338	0,022
Substrat	0,099	3,062	0,000
Vitesse * Profondeur	0,535	0,766	0,588
Vitesse * Substrat	0,162	1,651	0,132
Profondeur * Substrat	0,146	1,566	0,189
Vitesse * Profondeur * Substrat	0,566	0,870	0,370

En ne retenant que les taxons les plus polluo-sensibles, il apparaît au **printemps** que les Plécoptères des genres *Dinocras* et *Isoperla* se trouvent sur les substrats grossiers (> 16 mm), avec une préférence pour des vitesses d'écoulement élevées et des profondeurs moyennes (Tab. 22). En **été**, les Plécoptères les plus polluo-sensibles sont *Perla*, *Isoperla*, *Perlodes*, ils sont associés à des tailles de particules plus grandes (> 32 mm). Ils sont mêlés à d'autres Perlodidae non identifiables au genre (individus de petite taille), collectés indifféremment sur des substrats de tailles variées (utilisant ainsi les anfractuosités des pierres, dans lesquelles se trouve une nourriture adaptée).

Tableau 22 : Distribution des Plécoptères les plus polluo-sensibles en fonction des différentes classes de vitesse d'écoulement, de profondeur et de granulométrie aux deux saisons.

	Taxons	Vitesse (cm.s ⁻¹)	Profondeur (cm)	Substrat (mm)
Printemps	<i>Dinocras</i>	[30-70[[16-26[[16-32[
	<i>Isoperla</i>	≥ 120	[16-26[[128-256[
Eté	<i>Perla</i>	≥ 120	> 25	> 128
	<i>Isoperla</i>	> 30	Indifférent	Entre 32 et 256
	<i>Perlodes</i>	Entre 30 et 120	[16-26[Entre 32 et 128
	Autres Perlodidae	Indifférent	Indifférent	Indifférent

Nous retiendrons que sur l'ensemble des macroinvertébrés benthiques collectés sur les substrats minéraux des seuils et des mouilles, les EPT se retrouvent, pour la plupart, parmi les substrats > 128 mm, la vitesse et la profondeur étant davantage liées à l'effet saisonnier. Ces résultats ont une forte incidence sur l'échantillonnage, ils suggèrent que les substrats grossiers sont à favoriser davantage que les particules < 32 mm (Beauger *et al.*, 2006).

III. Variabilité saisonnière de la physico-chimie de l'eau sous l'influence du barrage de Naussac

L'étude faunistique saisonnière, réalisée en période de stabilité hydrologique, hydraulique et géomorphologique, vient de mettre en évidence des différences notables de composition des assemblages de macroinvertébrés. Des conditions d'instabilité ne pouvant être incriminées pour expliquer ces différences, nous avons émis l'hypothèse qu'il s'agissait d'un effet des lâchers d'eau du réservoir de Naussac qui viennent soutenir les basses eaux estivales. Rappelons que ces lâchers varient en fonction des conditions hydrométéorologiques du moment, l'objectif étant que le débit de l'Allier à Longues ne descende pas en deçà de 15 m³.s⁻¹. Lors de la campagne de terrain de 2003 (année de canicule et de très fort déficit hydrique), les lâchers n'avaient pas encore débuté en juin, contrairement au mois d'août durant lequel Naussac exerçait un fort soutien d'étiage.

Les données, issues de la base de qualité de l'eau de l'Agence Loire-Bretagne de la période 2001-2006, ont été exploitées pour quatre stations (Langogne, Saint Christophe, Prades et Auzon) (Tab. 23). Langogne se situe en amont du barrage de Naussac, tandis que les trois autres stations sont soumises au soutien d'étiage estival (le début et la fin du soutien variant en fonction des années). La station d'Auzon est située à environ 3 km en aval du site atelier Allier. Les données de l'Agence sont issues de 6 à 7 campagnes annuelles, généralement mensuelles au printemps et en été, leur fréquence étant moindre pendant les mois froids ; les mesures sont faites le même jour à toutes les stations, ce qui autorise la comparaison.

Tableau 23 : Caractéristiques des stations de l'Agence de l'eau Loire-Bretagne.

Station	Situation par rapport au barrage de Naussac	Superficie du bassin versant (km ²)	Distance par rapport au barrage de Naussac (km)
Langogne	Gorges en amont de Naussac	340	- 1
St Christophe	Gorges en aval de Naussac	522	24
Prades	Gorges en aval de Naussac	1350	61
Auzon	Plaine alluviale en amont de Naussac	2750	122

Les variables physico-chimiques sélectionnées dans la base de l'Agence sont celles: i) qui étaient communes à toutes les stations pendant la période 2001-2006 ; ii) qui présentaient des variations significatives dans le temps et d'une station à l'autre, tout en pouvant être des indicateurs pertinents de l'influence d'un réservoir sur la qualité des eaux. Pour cela, 9 variables ont été retenues (débits, matières en suspension, conductivité, oxygène dissous, phosphore total, phosphates, nitrates, ammonium et chlorures), ainsi que la contribution du barrage de Naussac au débit (fraction de l'écoulement total).

L'étude se subdivise en trois phases : 1) la caractérisation de la physico-chimie des quatre stations dans l'idée de faire apparaître l'effet amont-aval ; 2) l'analyse de l'effet des lâchers du barrage de Naussac pour les trois stations soumises au soutien d'étiage ; 3) La différenciation physico-chimique du site atelier Allier en fonction de la contribution du réservoir de Naussac au débit. Trois ACP et analyses inter-groupes ont été faites sur la base de données dont nous avons fait varier la structure. C'est ainsi qu'ont été traitées successivement les 4 stations, puis les 3 stations soumises à l'influence de Naussac et enfin la station d'Auzon la plus proche du site atelier Allier.

1) L'analyse statistique fait apparaître que la physico-chimie discrimine très bien les quatre stations (variabilité expliquée 32%, $p = 0$) et témoigne de leur position dans le *continuum* (Tab. 24). La station localisée en amont de Naussac et celle la plus aval d'Auzon s'individualisent très clairement ; les stations de Saint-Christophe et de Prades, reflet de la qualité de l'eau dans les gorges de l'Allier, sont très proches et également distinctes des deux autres (Fig. 19). L'analyse des variables montre l'existence d'un gradient croissant amont-aval de la conductivité, des orthophosphates, des MES et des chlorures, et d'un gradient décroissant de l'ammonium (l'oxygène dissous et les nitrates ne s'avèrent pas être des variables discriminantes).

Tableau 24 : Décomposition de la variabilité des caractéristiques physico-chimiques des stations avec et sans influence du barrage de Naussac.

Analyses	Analyse inter-groupes	Pourcentage de variabilité expliquée	Significativité (p < 0,05)
1) 4 stations	Stations	32	0
	Stations	18	0
2) 3 stations	Influence Naussac	18	0
	Stations * influence Naussac	38	0
3) Station d'Auzon	Influence Naussac	29	0

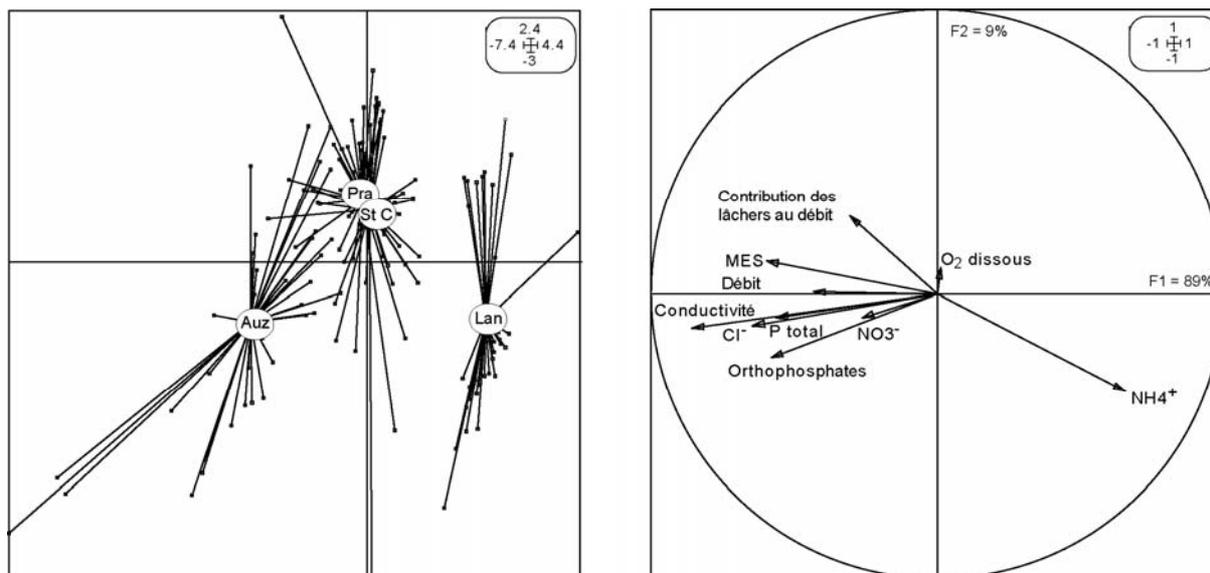


Figure 19 : Premier plan factoriel des variables et des centres d'inertie des relevés physico-chimiques réalisés sur les 4 stations Allier dans l'analyse inter-stations. Lan = Langogne ; St C = St Christophe ; Pra = Prades ; Auz = Auzon.

2) Dans la seconde série d'analyses inter-groupes, l'influence du réservoir de Naussac est tout aussi discriminante que la position des stations sur le *continuum* (18% de la variance totale pour les deux - Tab. 24) et illustre l'impact du soutien d'étiage sur la qualité de l'eau. L'oxygène dissous et les nitrates sont maximums en dehors de la période de fonctionnement du barrage de Naussac, tandis que les chlorures et l'ammonium sont élevés en période de soutien d'étiage (Fig. 20).

3) L'analyse inter-groupes conduite sur la seule station d'Auzon (sur la base de l'influence ou non de Naussac) révèle une différence significative de la qualité des eaux entre les périodes de débit naturel (non influencé) et les périodes de soutien d'étiage (29% de la variabilité expliquée, p = 0). Ainsi, les mois de juin et d'août 2003 apparaissent clairement discriminés sur la Figure 21, juin 2003 étant un mois particulier car déjà anormalement sec.

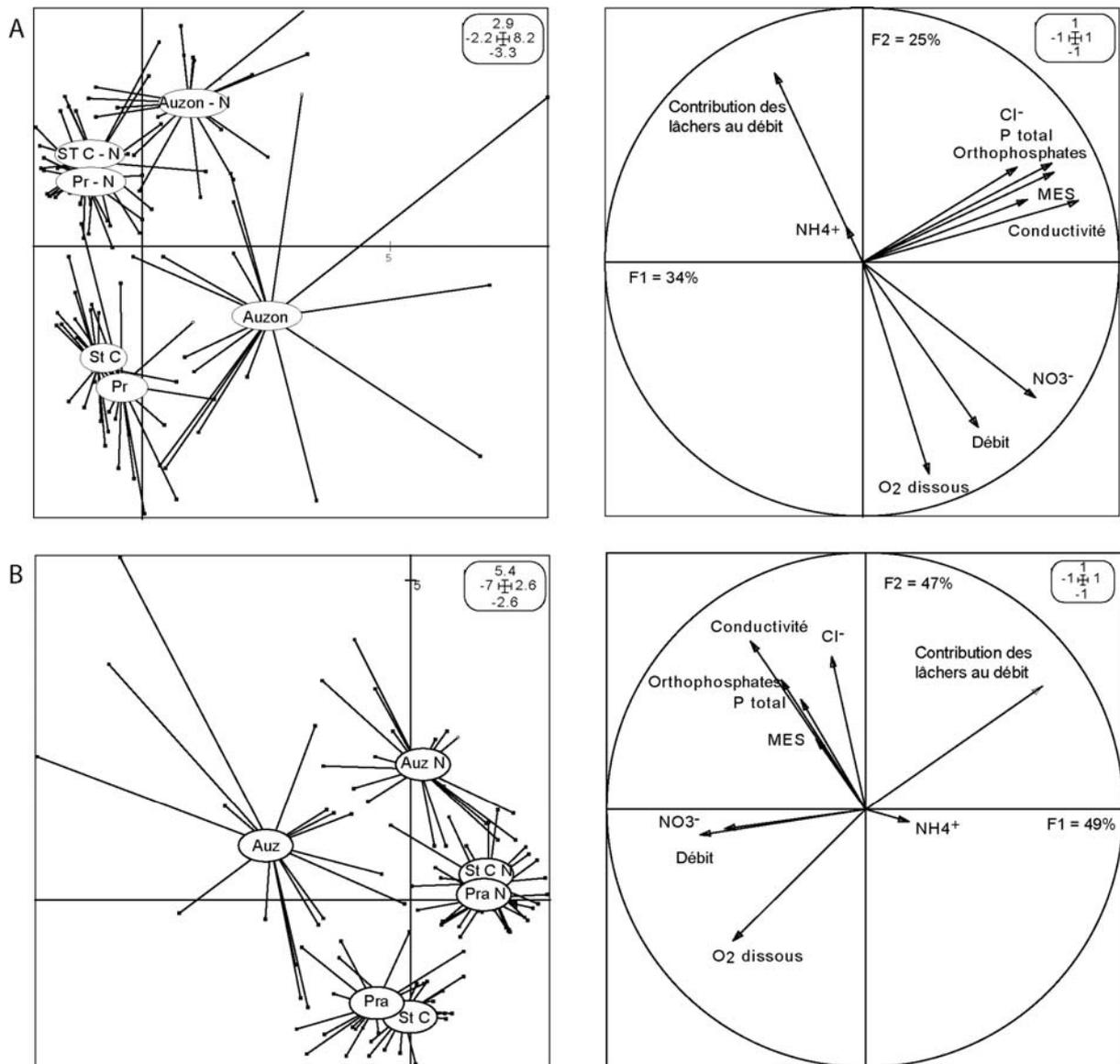


Figure 20 : A : premier plan factoriel des variables physico-chimiques et des centres d'inertie des relevés dans l'ACP simple pour les 3 stations Allier. B : premier plan factoriel des variables et des centres d'inertie des relevés dans l'analyse inter-stations. St C = St Christophe ; St C N = St Christophe en période de soutien d'étiage ; Pra = Prades ; Pra N = Prades en période de soutien d'étiage ; Auz = Auzon ; Auz N = Auzon en période de soutien d'étiage.

Les lâchers estivaux du barrage de Naussac ont une influence significative sur les variables physico-chimiques de l'eau, que ce soit à l'échelle multi-stationnelle ou à celle du seul site atelier Allier. C'est très certainement un élément susceptible d'expliquer les différences saisonnières observées en 2003 dans la distribution du peuplement macrobenthique.

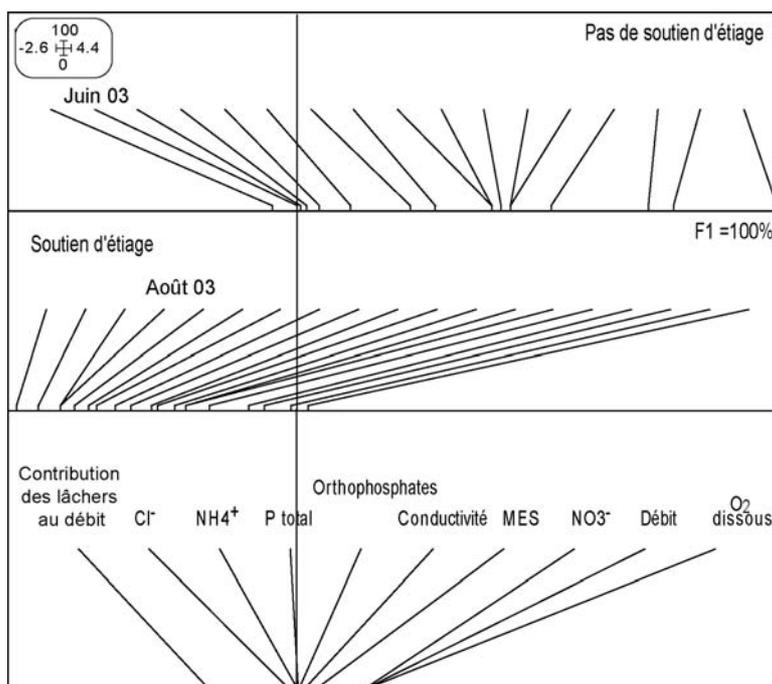


Figure 21 : Premier axe factoriel des variables et des centres d'inertie des relevés physico-chimiques réalisés sur la station d'Auzon dans l'analyse inter-fonctionnement de Naussac.

IV. Discussion et conclusion

Nous allons discuter successivement du positionnement du site atelier Allier sur le continuum, puis de la réduction de l'échantillonnage des macroinvertébrés à la géoforme seuil et à ses biotopes. Ensuite, nous verrons qu'il est possible d'affiner l'effort d'échantillonnage à certains habitats de cette UG. Enfin, après avoir examiné l'incidence des lâchers du barrage de Naussac sur la macrofaune benthique, nous ferons le point sur l'ensemble des résultats de ce chapitre.

Le site atelier abrite une faune macrobenthique diversifiée avec des taxons polluo-sensibles tels que *Perla*, *Perlodes*, *Isoperla*, *Brachycentrus subnubilus*, etc. Il s'y mêle des taxons typiques des zones du rhithron tels que *Epeorus sylvicola*, *Rhithrogena* sp.... et des taxons typiques des zones plus potamiques comme *Oligoneuriella rhenana*, *Potamanthus luteus*, *Chimarra marginata*, *Cheumatopsyche lepida*, largement décrits par Ivol *et al.* (1997). Ainsi le site atelier de l'Allier peut être considéré comme une zone intermédiaire du *continuum* fluvial (Beauger *et al.*, 2006).

Au printemps, les caractéristiques morphodynamiques des cinq biotopes analysés gouvernent les biocénoses du cours d'eau (Tab. 25). Si la vitesse du courant discrimine systématiquement les chenaux lotiques et lentiques, ceux-ci sont regroupés en fonction des profondeurs élevées. Ces dernières limitent la transmission de la lumière et donc l'abondance du périphyton (Bournaud *et al.*, 1998) et par

conséquent le reste du réseau trophique (Quinn & Hickey, 1990), d'où leur rôle dans l'appauvrissement en organismes de ces biotopes (à l'inverse les zones lenticques favorisent le recrutement du plancton, Lair, 2005 ; 2006). En effet, les chenaux lotiques et lenticques présentent des richesses et des densités faibles et abritent essentiellement des taxons polluo-tolérants. Dans le chenal lenticque, la présence de fines peut être une autre raison expliquant la composition du peuplement en macroinvertébrés benthiques, comme le suggèrent Wood & Armitage (1999). Par ailleurs, les données de la littérature scientifique confortent nos observations : richesse spécifique et densité moins élevées dans les mouilles, etc. (Brown & Brussock, 1991; Brussock & Brown, 1991; Scarsbrook & Townsend, 1993 ; Grubaugh *et al.*, 1996; Carter & Fend, 2001; Crosa *et al.*, 2002 ; Buffagni *et al.*, 2004). Par contre dans les biotopes plats, radiers et rapides, les richesses et les densités sont élevées et de nombreuses familles polluo-sensibles, telles que les Perlidae, Perlodidae, Brachycentridae ou Philopotamidae, sont bien représentées.

L'analyse comparative des plats et des radiers, qui sont communs aux deux unités géomorphologiques (sans différence physique d'une UG à l'autre), révèle que les communautés de macroinvertébrés benthiques ($N > 1\%$) sont similaires, si ce n'est que les taxons polluo-sensibles sont moins bien représentés qualitativement et quantitativement dans l'UG mouille. La présence d'une faune spécifique sur le seuil, comprenant de nombreux EPT est en accord avec les résultats obtenus par Poff (1997) et Bonada i Caparrós (2003). Cela signifie que l'aire d'échantillonnage réduite au seuil n'induit pas de perte d'information taxonomique. Comme nous l'avons indiqué dans le chapitre 1, cela s'explique par le fonctionnement spécifique des seuils dans lesquels : 1) les sédiments sont remaniés en période de crue, ce qui engendre le « nettoyage » des fines et de la matière organique accumulées lors des périodes de basses eaux, dans les interstices entre les galets (matrice), (Keller & Melhorn, 1973) ; 2), les échanges entre l'eau de la nappe superficielle et les eaux de surface au niveau de la zone hyporhéique, par le biais des échanges hydrologiques sont à l'origine de processus tels que la nitrification (Lefebvre *et al.*, 2006). Le développement des macroinvertébrés est alors favorisé par la présence de nutriments qui sont moins limitants sur les seuils (Pepin & Hauer, 2002).

En été, les caractéristiques morphodynamiques des cinq biotopes analysés ne gouvernent plus la biocénose du cours d'eau, le peuplement de macroinvertébrés n'étant pas différent d'un biotope à l'autre. Ceci renforce le constat précédent : retenir l'UG seuil comme unité de base d'échantillonnage n'induit pas de biais dans la collecte des organismes (et donc dans la bio-évaluation de la qualité de l'eau).

Tableau 25 : Principaux résultats de l'étude portant sur les unités géomorphologiques et leurs biotopes du site atelier Allier

HYPOTHESES	CONCLUSION	
	Printemps	Eté
Caractéristiques physiques en prenant en considération tous les biotopes		
Différence entre les UG	NON	
Différence entre les biotopes	OUI	
Différence entre les UG * biotopes	OUI	
Caractéristiques physiques en prenant en considération les plats et les radiers		
Différence entre les UG	NON	
Différence entre les biotopes	NON	
Différence entre les UG * biotopes	NON	
Caractéristiques faunistiques en prenant en considération tous les biotopes		
Différence entre les UG	NON	NON
Différence entre les biotopes	OUI	NON
Différence entre les UG * biotopes	OUI	NON
Caractéristiques faunistiques en prenant en considération les plats et les radiers		
Différence entre les UG	NON	NON
Différence entre les biotopes	NON	NON
Différence entre les UG * biotopes	NON	NON
Impact du soutien d'étiage sur les variables physico-chimiques		OUI

L'analyse fine de la distribution des macroinvertébrés en fonction des caractéristiques des habitats montre que leur colonisation se fait préférentiellement à des vitesses comprises entre 30 et 120 cm s⁻¹ et à des profondeurs comprises entre 16 et 50 cm et ceci, quelle que soit la saison. Ainsi, les habitats peu profonds, présentant des vitesses modérées sont des lieux de vie très biogènes en matière de taxons polluo-sensibles, qu'il conviendrait de privilégier au moment de l'échantillonnage. Ces habitats correspondent bien à ceux présents dans les biotopes plat, radier et rapide. De tels résultats sont en adéquation avec ceux de Williams & Mundie (1977), Benke *et al.* (1984), Erman & Erman (1984), Hawkins (1984), Quinn & Hickey (1990), Angradi (1996) et Giller & Malmqvist (1998).

Comme le souligne Ward (1992), la majorité des macroinvertébrés montre une préférence marquée pour un ou plusieurs types de substrats, et nous venons de voir que le substrat est la variable ayant le plus d'influence sur les richesses et les densités. Ainsi, contrairement aux résultats obtenus par Beckett *et al.* (1983), Linhart *et al.* (2002), Nelson & Lieberman (2002) ou Graça *et al.* (2004), la profondeur et la granulométrie ont une influence significative sur le peuplement de macroinvertébrés. En ce sens, la diversité et l'abondance en taxons augmentent avec la stabilité des substrats (Giller & Malmqvist, 1998) et donc avec la taille des particules (Bravard *et al.*, 1997). En effet, comme nous l'avons souligné, les substrats minéraux > 64 mm en particulier, sont assez stables et grâce aux nombreuses irrégularités de leur surface, qui constituent autant de caches et de points d'attache pour les taxons, ils sont particulièrement biogènes. C'est là où se trouvent préférentiellement les individus de grande taille

(plus faciles à déterminer), alors que les larvules se cantonnent pour l'essentiel dans la zone hypogée où elles trouvent des conditions environnementales plus stables, le temps de renouvellement de l'eau y étant supérieur (Gayraud & Philippe, 2003 ; Perrin *et al.*, 2004 ; Datry *et al.*, 2007). De nombreux taxons filtreurs, broyeurs, racleurs-brouteurs, associés à des prédateurs parmi lesquels se rencontrent des taxons polluo-sensibles comme *Perla*, *Isoperla*, *Perlodes*, etc., se retrouvent dans le réseau trophique, d'où l'intérêt d'échantillonner ces substrats en priorité (Fenoglio *et al.*, 2007). De plus, ces substrats grossiers sont bien représentés le long des linéaires des rivières dans la partie épiphithron - épipotamon.

Notre attention avait été retenue par la différence de distribution du macrobenthos observée entre le printemps et l'été, saison durant laquelle un soutien d'étiage est exercé par le barrage de Naussac. Au printemps, les taxons sont distribués en fonction de leur affinité vis-à-vis des conditions morphodynamiques, alors qu'en été, les différences taxonomiques entre biotopes disparaissent, probablement en raison d'une homogénéisation de la qualité de l'eau indépendamment du type de biotope. Au niveau du site atelier, l'effet saisonnier est marqué par une diminution des teneurs en oxygène dissous, en liaison avec l'augmentation de température estivale, ainsi que par l'augmentation de la quantité de filtreurs et la diminution de celle des broyeurs. A l'influence des lâchers s'ajoutent probablement les émergences de taxons tels que *B. subnubilus*, *P. luteus*, *E. virgo* ou encore *A. fuscipes*, une émergence saisonnière constatée par Becker (2005).

Ainsi, dans les rivières alluviales présentant des alternances seuils-mouilles, l'échantillonnage peut être limité aux substrats minéraux de l'unité géomorphologique seuil, facilement repérable *in-situ*, facile d'accès car peu profonde, dans laquelle les vitesses sont relativement élevées. Cette formation est, le plus souvent, constituée de trois biotopes (plats, radiers et rapides), caractérisés par une forte gamme granulométrique. Pedersen (2003) s'interrogeait sur l'échelle à utiliser (l'unité géomorphologique ou les biotopes) pour analyser une communauté de macroinvertébrés. En fait, il s'agit de deux échelles emboîtées ; dès lors, la bio-estimation peut être réalisée en étudiant les seuils géomorphologiques. Les macroinvertébrés des UG seuils y trouvent des habitats permanents. Il convient maintenant de valider les résultats obtenus, en reproduisant cette étude sur d'autres seuils sélectionnés le long d'un *continuum* fluvial.