

THESIS / THÈSE

MASTER EN SCIENCES BIOLOGIQUES

Étude de la faune benthique de la Haute-Semois et de l'impact d'une station d'épuration sur sa restauration

Dansart-Jacques, Bernadette

Award date:
1986

Awarding institution:
Universite de Namur

[Link to publication](#)

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal ?

Take down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Fondation Universitaire Luxembourgeoise, Arlon

Professeur C. REIZER

Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix, Namur

Laboratoire de Biologie Quantitative

Professeur E. FEYTMANS

**ETUDE DE LA FAUNE BENTHIQUE DE LA
HAUTE-SEMOIS ET DE L'IMPACT D'UNE
STATION D'EPURATION SUR SA
RESTAURATION**

Dissertation présentée pour l'obtention
du grade de Docteur en Sciences
de l'Environnement

Bernadette DANSART-JACQUES

FH B04/1986/22

D49

Fondation Universitaire Luxembourgeoise, Arlon

Professeur C. REIZER



Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix, Namur

Laboratoire de Biologie Quantitative

Professeur E. FEYTMANS

**ETUDE DE LA FAUNE BENTHIQUE DE LA
HAUTE-SEMOIS ET DE L'IMPACT D'UNE
STATION D'EPURATION SUR SA
RESTAURATION**

Dissertation présentée pour l'obtention
du grade de Docteur en Sciences
de l'Environnement

Bernadette DANSART-JACQUES

TABLE DES MATIERES

<u>INTRODUCTION</u>	1
<u>PARTIE I: ETUDE DES MACROINVERTEBRES BENTHIQUES EN RELATION AVEC LA POLLUTION ET LA RESTAURATION D'UN MILIEU AQUATIQUE</u>	
1. IMPACT DES POLLUTIONS D'ORIGINE DOMESTIQUES SUR LE MILIEU AQUATIQUE ET PLUS PARTICULIEREMENT SUR LA FAUNE BENTHIQUE	4
1.1. Les matières en suspension	4
1.2. La pollution chimique	4
1.3. La pollution bactériologique	5
1.4. La pollution organique	5
1.4.1. Effets sur les caractéristiques physico-chimiques	5
1.4.2. Conséquences pour la faune benthique	7
2. RESTAURATION D'UN MILIEU POLLUE	10
2.1. Epuration des eaux polluées	10
2.1.1. Aperçu de la politique wallonne en matière d'épuration des eaux	10
2.1.2. Les stations d'épuration: description	12
2.2. Impact d'un traitement épurateur sur la qualité biologique du milieu récepteur	14
2.3. Processus de recolonisation d'un milieu d'eau courante	17
2.3.1. Après une pollution	17
2.3.2. Le processus de recolonisation en général	18
3. METHODES BIOLOGIQUES DE DETERMINATION DE LA QUALITE DES EAUX COURANTES	23
3.1. Introduction	23
3.2. Récolte de l'information biologique	24
3.2.1. Techniques de prélèvement	24
3.2.2. Traitement des échantillons	27
3.2.3. Formes d'expression des données brutes	27
3.3. Méthodes d'expression synthétiques et d'interprétation de l'information biologique	29
3.3.1. Méthode des espèces indicatrices	29
3.3.2. Indices biotiques	30
3.3.3. Indices de diversité	32
3.3.4. Structures de peuplement	32
3.4. Les méthodes d'analyses multivariées	35
3.4.1. Les techniques de classification	35
3.4.2. Les techniques d'ordination en espace réduit	37
3.4.2.1. l'analyse en composantes principales	37
3.4.2.2. l'analyse factorielle des correspondances	38
3.4.3. Application des techniques d'analyses multivariées aux données écologiques	39
3.5. Conclusions	40
<u>OBJECTIFS</u>	42
<u>PARTIE II: PROTOCOLE DE RECHERCHE</u>	44
4. DESCRIPTION DU CADRE D'ETUDE	45
4.1. La Haute-Semois: caractéristiques naturelles	45
4.1.1. Relief et profil en long	47
4.1.2. Géologie	47
4.1.3. Régime hydrologique	48
4.1.4. Couverture végétale du bassin	49
4.2. Altérations des caractéristiques naturelles de la Haute-Semois	50
4.2.1. Canalisation et rectification	50
4.2.2. Rejets polluants	51

4.3. La station d'épuration	53
5. METHODES	55
5.1. Choix des stations d'échantillonnage	55
5.2. Choix des époques de récolte	59
5.3. Etude des paramètres physico-chimiques	60
5.3.1. Méthode de prélèvement	60
5.3.2. Techniques d'analyse	60
5.4. Etude de la faune benthique	61
5.4.1. Techniques de prélèvement	61
5.4.2. Surface échantillonnée et nombre de prélèvements	64
5.4.3. Traitement des prélèvements	65
5.4.3.1. le tri	65
5.4.3.2. dénombrement et détermination des organismes	67
5.5. Analyses statistiques des données	68
5.5.1. Données biologiques	68
5.5.1.1. tableau de données	68
5.5.1.2. transformation des données	69
5.5.1.3. standardisation	69
5.5.1.4. classification des prélèvements	69
5.5.1.5. analyse en composantes principales	70
5.5.1.6. profils des structures de peuplement	71
5.5.1.7. confrontation des résultats de l'analyse en composantes principales et de la classification hiérarchique	73
5.5.2. Données physico-chimiques	74
5.5.3. Logiciels	74
<u>PARTIE III: ETUDE PHYSICO-CHIMIQUE ET BIOLOGIQUE DE LA HAUTE-SEMOIS ET DE SES AFFLUENTS AVANT EPURATION</u>	75
6. CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES	76
6.1. Minéralisation	76
6.1.1. Le pH	76
6.1.2. La conductivité	77
6.1.3. Les diagrammes ioniques	78
6.2. Eutrophisation et pollution	81
6.2.1. Classification des échantillons	81
6.3. Discussion et conclusions	83
7. ETUDE DESCRIPTIVE DE LA FAUNE BENTHIQUE	87
7.1. Tableaux de résultats	87
7.2. Analyse des résultats du mois de mars	88
7.2.1. Classification des prélèvements	88
7.2.2. Analyse en composantes principales	89
7.2.3. Interprétation écologique	90
7.2.4. Profils des structures de peuplement	92
7.2.5. Discussion	94
7.3. Variabilité saisonnière	99
7.3.1. Evolution saisonnière de la diversité faunistique	99
7.3.2. Evolution saisonnière de l'abondance faunistique	99
7.3.3. Evolution saisonnière des profils de structure de peuplement	103
7.3.4. Conclusions	107
7.4. Utilisation de la communauté d'oligochètes de la Haute-Semois comme descripteur de la qualité biologique	109
7.4.1. Introduction	109
7.4.2. Structures de peuplement	109
7.4.3. Discussion	112
7.4.4. Conclusions	113

	iii
7.5. Conclusions de l'étude du bassin de la Haute-Semois avant épuration	114
<u>PARTIE IV: ETUDE PHYSICO-CHIMIQUE ET BIOLOGIQUE DE LA HAUTE-SEMOIS APRES EPURATION</u>	116
8. IMPACT DU TRAITEMENT EPURATEUR SUR LES CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES	117
8.1. Modification des paramètres liés à la charge organique	117
8.2. Classification des stations	118
8.3. Synthèse et interprétation des résultats physico-chimiques	120
8.4. Conclusions	121
9. IMPACT DU TRAITEMENT EPURATEUR SUR LES PEUPELEMENTS BENTHIQUES	122
9.1. Après 3 mois de traitement épurateur	122
9.1.1. Matrice de résultats et indices biotiques	122
9.1.2. Classification des prélèvements	123
9.1.3. Analyse en composantes principales	124
9.1.4. Comparaison des structures de peuplement	125
9.1.5. Conclusions	127
9.2. Après 1 an de traitement épurateur	127
9.2.1. Matrice de résultats et indices biotiques	127
9.2.2. Classification des prélèvements	128
9.2.3. Analyse en composantes principales	128
9.2.4. Comparaison des structures de peuplement	129
9.3. Discussion	130
9.4. Facteurs explicatifs de l'absence de recolonisation	132
9.5. Conclusions de l'étude de la Haute-Semois après épuration	137
<u>PARTIE V: DISCUSSION GENERALE</u>	138
10. A PROPOS DE L'AMENAGEMENT DES RIVES ET DES RIVIERES	139
10.1. Introduction	139
10.2. Pourquoi des travaux d'aménagements ?	139
10.3. Les techniques d'aménagement	141
10.4. Impact des travaux d'aménagements sur l'écologie des rivières	141
10.5. Perspectives d'aménagement: gestion intégrée et techniques douces	143
10.6. Perspectives d'aménagement de la Haute-Semois	147
11. A PROPOS DES CHOIX METHODOLOGIQUES	148
11.1. Technique de simulation	148
11.2. L'analyse en composantes principales comme outil d'analyse et d'interprétation des données biologiques	150
11.2.1. Par rapport à d'autres techniques d'ordination en espace réduit	150
11.2.2. Par rapport à d'autres méthodes biologiques	151
11.2.3. Représentativité du plan des 2 premières composantes principales	153
11.2.4. Représentativité de la structure curvilinéaire	154
11.3. Importance des espèces rares	157
11.3.1. Définition	157
11.3.2. Données simulées	158
11.3.3. Données expérimentales	159
11.3.4. Conclusions	160
11.4. Influence de la codification des données en classes binaires	162
11.4.1. Introduction	162
11.4.2. Analyse en composantes principales des données récoltées en mars 1981	162

11.4.3. Analyse en composantes principales des données récoltées avant et après épuration	164
11.4.4. Discussion	165
11.5. Choix de la taille de l'échantillon	167
11.6. Conclusions	168
<u>CONCLUSIONS GENERALES</u>	170
<u>BIBLIOGRAPHIE</u>	176

Ce travail a été commencé à la Fondation Universitaire Luxembourgeoise à Arlon et a été terminé aux Facultés Notre-Dame de la Paix à Namur. J'ai bénéficié successivement de l'appui de ces deux institutions. Ce fut une chance mais qui me rend plus ardue la tâche de remercier toutes les personnes qui m'ont aidée.

Je remercie Monsieur le Professeur C. REIZER qui m'a accueillie dans son équipe et m'a guidée pendant la phase expérimentale de cette thèse. J'exprime ma gratitude à Monsieur le Professeur E. FEYTMANS qui m'a permis de la poursuivre au sein de son laboratoire.

Je tiens particulièrement à remercier Monsieur E. DEPIEREUX dont les compétences et la constante disponibilité m'ont soutenue tout au long de ce travail.

Mes remerciements vont aussi à Monsieur P. VANDER BORGHT de la F.U.L. ainsi qu'aux membres du Laboratoire d'Ecologie des F.N.D.P. qui, en de nombreuses occasions, m'ont fait partager leurs connaissances.

L'attention chaleureuse et éclairée de Françoise ORBAN m'a été plus que précieuse, à elle aussi toute mon affectueuse reconnaissance.

Je m'en voudrais d'oublier Annick, Michèle, Jean-Michel, Thierry et Xavier du Laboratoire de Biologie Quantitative, ils ont toujours entretenu une ambiance de travail particulièrement agréable.

Enfin, que mon mari, Yves, accepte mes remerciements les plus sincères, il m'apporta tout au long de ces années tant une aide technique qu'un soutien moral indispensable.

INTRODUCTION

INTRODUCTION

L'eau n'est plus considérée actuellement comme une ressource inépuisable dont on peut tirer profit sans aucune restriction. Les besoins en eau ont considérablement augmenté ces dernières années, suite à l'amélioration de l'hygiène et du confort de vie et à l'industrialisation. Mais parallèlement à l'accroissement de ces besoins, les ressources hydriques potentielles (eaux de surface et eaux souterraines) sont de plus en plus menacées par des pollutions diverses (rejets industriels, déversements des égouts urbains, eaux de lessivage des terrains agricoles chargées d'engrais, ..). Dans le cas des cours d'eau, ces pollutions altèrent les caractéristiques du milieu qui sont directement exploitables par l'homme, mais dégradent également les conditions de vie des habitants de cet écosystème.

Alertés par ces constats, les mondes tant politique que scientifique et économique ont pris conscience de la nécessité de restaurer, ou du moins de ne plus dégrader, les caractéristiques des cours d'eau afin qu'ils puissent continuer à remplir leurs fonctions. De nombreux thèmes de recherche ont alors été développés dans le domaine de la limnologie appliquée, celle-ci devant se comprendre comme l'étude de l'ensemble des phénomènes chimiques, biologiques et écologiques qui se déroulent au niveau d'un système aquatique en relation avec les activités humaines (WUHRMANN, 1974).

Pour les thèmes qui s'attachent plus particulièrement aux composantes biologiques des rivières, les objectifs poursuivis sont principalement:

c) - l'étude, d'un point de vue qualitatif et quantitatif, de l'impact des activités humaines, principalement des pollutions, sur les organismes aquatiques. Ainsi, au cours du chapitre 1, nous rappelons brièvement les effets des pollutions d'origine domestique dont il sera uniquement question dans ce travail.

① - la description des caractéristiques biologiques des cours d'eau en relation avec une appréciation de leur qualité. Les informations récoltées constituent alors des outils de gestion et d'exploitation de la rivière particulièrement appréciables. Pour mener à bien ces études, il a fallu développer toute une méthodologie de récolte et de traitement de l'information biologique qui soit suffisamment opérationnelle. Nous présentons dans le chapitre 3 les différentes méthodes et techniques dont dispose le limnologiste et les divers problèmes qu'il peut rencontrer à ce niveau.

Les nombreuses études qui ont été menées pour apprécier la qualité de cours d'eau ont souvent mis en évidence la profonde dégradation de leurs caractéristiques naturelles. Ce fut notamment le cas lors de l'enquête menée au niveau national par l'I.H.E. (Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie, 1979) pour établir une carte de la situation écologique des cours d'eau belges. Ces résultats incitent souvent à la mise sur pied de programmes visant à limiter la dégradation des cours d'eau et à favoriser leur restauration. Cela se concrétise par l'établissement de normes de rejets et la mise au point de traitements dépolluants. Nous abordons ces problèmes d'épuration et de restauration au cours du chapitre 2; à la lumière de données bibliographiques, nous essayons de prédire les effets de ces mesures sur les caractéristiques biologiques du milieu aquatique.

La suite de cet ouvrage sera consacrée aux résultats de notre travail expérimental. Celui-ci a eu comme cadre géographique le bassin de la Haute-Semois. Il s'insère dans le cadre d'études réalisées sur les autres composantes de cette rivière (chimiques, hydrologiques, floristiques). Une approche globale et interdisciplinaire est, en effet, la plus favorable pour la gestion d'un écosystème complexe, ainsi que le souligne VANDER BORGHT

(1980). Après avoir fait le choix d'une méthodologie expérimentale qui nous a paru la plus appropriée pour la récolte et l'analyse des données biologiques, nous décrivons les peuplements benthiques de cette rivière marquée, jusqu'il y a peu, par une pollution organique intense et nous mettons cette description en relation avec celle des composantes physico-chimiques. Nous étudions ensuite l'impact d'un traitement épurateur sur les caractéristiques chimiques et biologiques du milieu, en espérant pouvoir mettre en évidence et suivre le processus de restauration de la rivière.

PARTIE I: ETUDE DES MACROINVERTEBRES
BENTHIQUES EN RELATION AVEC LA POLLUTION
ET LA RESTAURATION D'UN MILIEU AQUATIQUE

PARTIE I: ETUDE DES MACROINVERTEBRES BENTHIQUES EN RELATION AVEC LA
POLLUTION ET LA RESTAURATION D'UN MILIEU AQUATIQUE

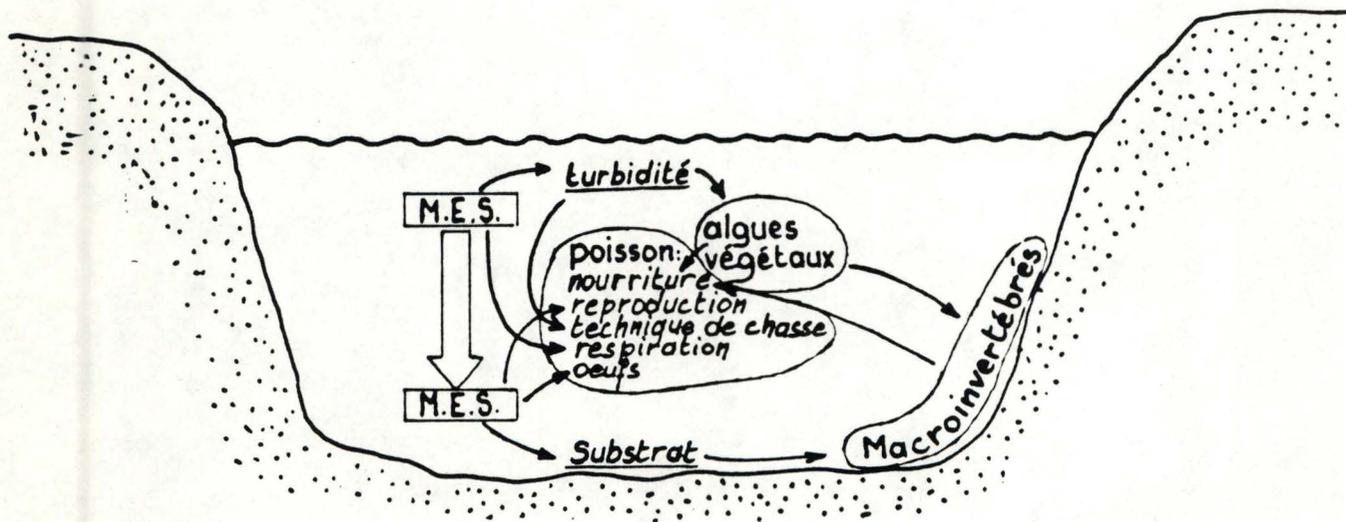


Figure 1.1: Effets néfastes des matières en suspension (MES) sur les différentes composantes du milieu aquatique.

1. IMPACT DES POLLUTIONS D'ORIGINE DOMESTIQUES SUR LE MILIEU AQUATIQUE ET PLUS PARTICULIEREMENT SUR LA FAUNE BENTHIQUE

Les cours d'eau situés dans des régions faiblement industrialisées, comme c'est le cas de la Semois, sont principalement atteints par des rejets d'eaux usées d'origine domestiques provenant des communes riveraines. Les eaux résiduaires urbaines et domestiques induisent 4 types de pollution: une pollution par les matières en suspension, une pollution chimique, une pollution organique et une pollution bactériologique.

1.1. Les matières en suspension

Leurs effets sur la biocénose aquatique se situent à 2 niveaux: d'abord lors de la phase de mise en suspension proprement dite, ensuite lors de la phase de dépôt sur le fond de la rivière. Leurs impacts sur les différentes composantes du milieu aquatique, et particulièrement sur la faune piscicole, sont schématisés dans la figure 1.1.

Les macroinvertébrés benthiques sont directement affectés par la sédimentation des particules qui colmatent les interstices dans le sédiment et modifient profondément leur milieu de vie (CHUTTER, 1969). En outre, le colmatage du fond provoque une désoxygénation du milieu interstitiel. La faune typique est alors remplacée par des organismes fouisseurs, tolérants aux faibles concentrations en oxygène, tels que les oligochètes et les larves de Chironomidae (HYNES, 1974).

1.2. La pollution chimique

Les eaux domestiques peuvent être chargées en diverses substances chimiques non biodégradables; c'est le cas par exemple des détergents anioniques:

- du fait de leur faible pouvoir tensioactif, ils provoquent

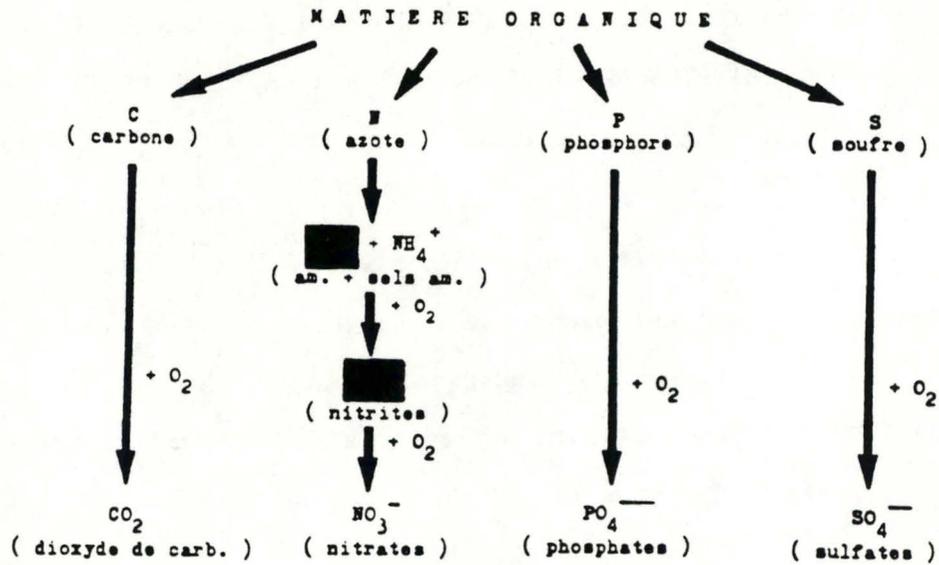


Figure 1.2: Réactions de dégradation de la matière organique en présence d'oxygène. Les composés directement toxiques pour les organismes aquatiques apparaissent en noir (d'après KLEIN, 1962).

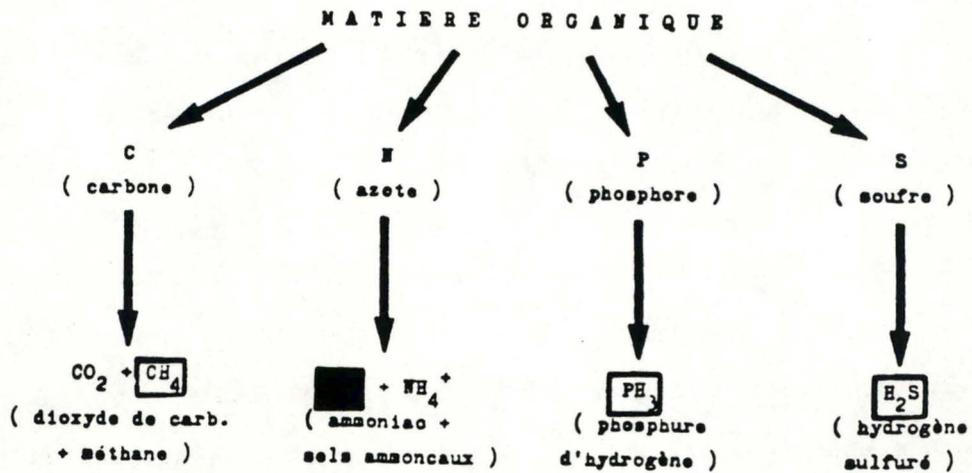


Figure 1.3: Réactions de dégradation de la matière organique lorsque la teneur en oxygène est réduite (d'après KLEIN, 1962).

l'apparition de mousses à la surface de l'eau; celles-ci limitent les échanges gazeux entre la rivière et l'atmosphère et donc l'oxygénation de l'eau. La capacité qu'a la rivière de résorber la matière organique grâce au processus de minéralisation (pouvoir autoépurateur) est donc atteinte, d'autant plus que les détergents limitent le développement des micro-organismes qui participent à la dégradation de la matière organique (NISBET & VERNEAUX, 1970);

- à fortes concentrations, ils ont un effet toxique direct sur la faune piscicole.

1.3. La pollution bactériologique

Souvent associée à la pollution organique, elle résulte du rejet de micro-organismes pathogènes (virus, bactéries, protozoaires). Elle présente surtout des dangers pour l'homme puisqu'elle peut être à l'origine de maladies infectieuses (hépatite, poliomyélite,..).

1.4. La pollution organique

Elle constitue la principale composante des eaux résiduaires domestiques; son impact sur l'écosystème sera donc primordial.

1.4.1. Effets sur les caractéristiques physico-chimiques

A l'opposé des autres polluants, toxiques dès leur rejet, les matières organiques ne sont pas nocives en elles-mêmes. En l'absence de toute activité humaine, la rivière est soumise à des apports de matières organiques exogènes (feuilles mortes par exemple) et endogènes (excrétats et cadavres d'organismes aquatiques). Grâce à l'action autoépuratrice de la microflore aquatique (bactéries et champignons) la rivière peut faire face à ces apports. Les mécanismes simplifiés de la dégradation en présence d'oxygène sont décrits dans la figure 1.2. Ces diverses réactions aboutissent à des composés chimiques qui, à fortes doses, peuvent être toxiques pour la faune aquatique: c'est le cas des nitrites

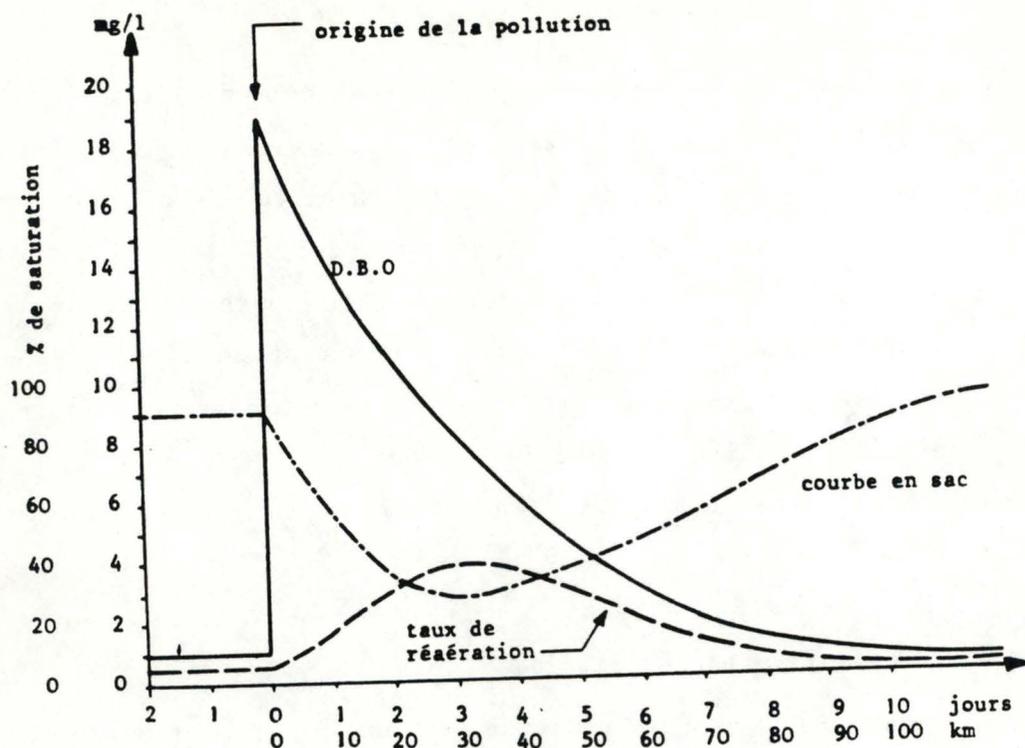


Figure 1.4: Evolution de la teneur en oxygène (courbe en sac), de la DBO (décomposition de la matière organique) et du taux de réaération dans une rivière polluée organiquement (d'après BARTSCH & INGRAM, 1967).

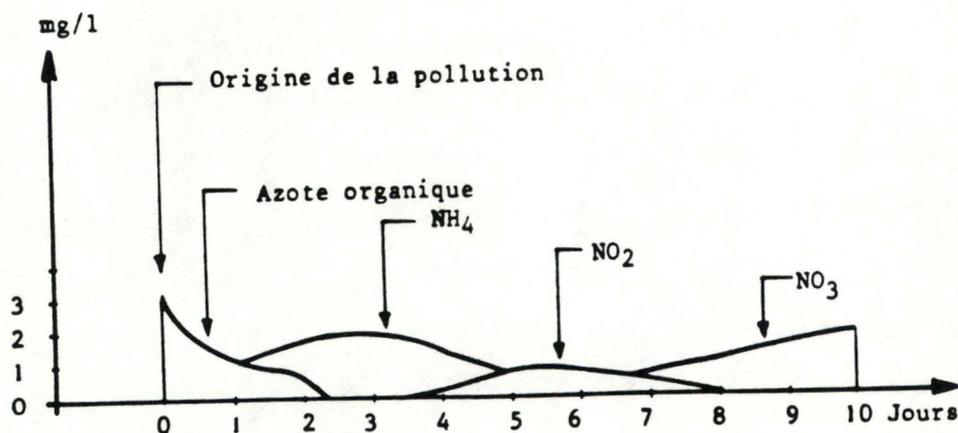


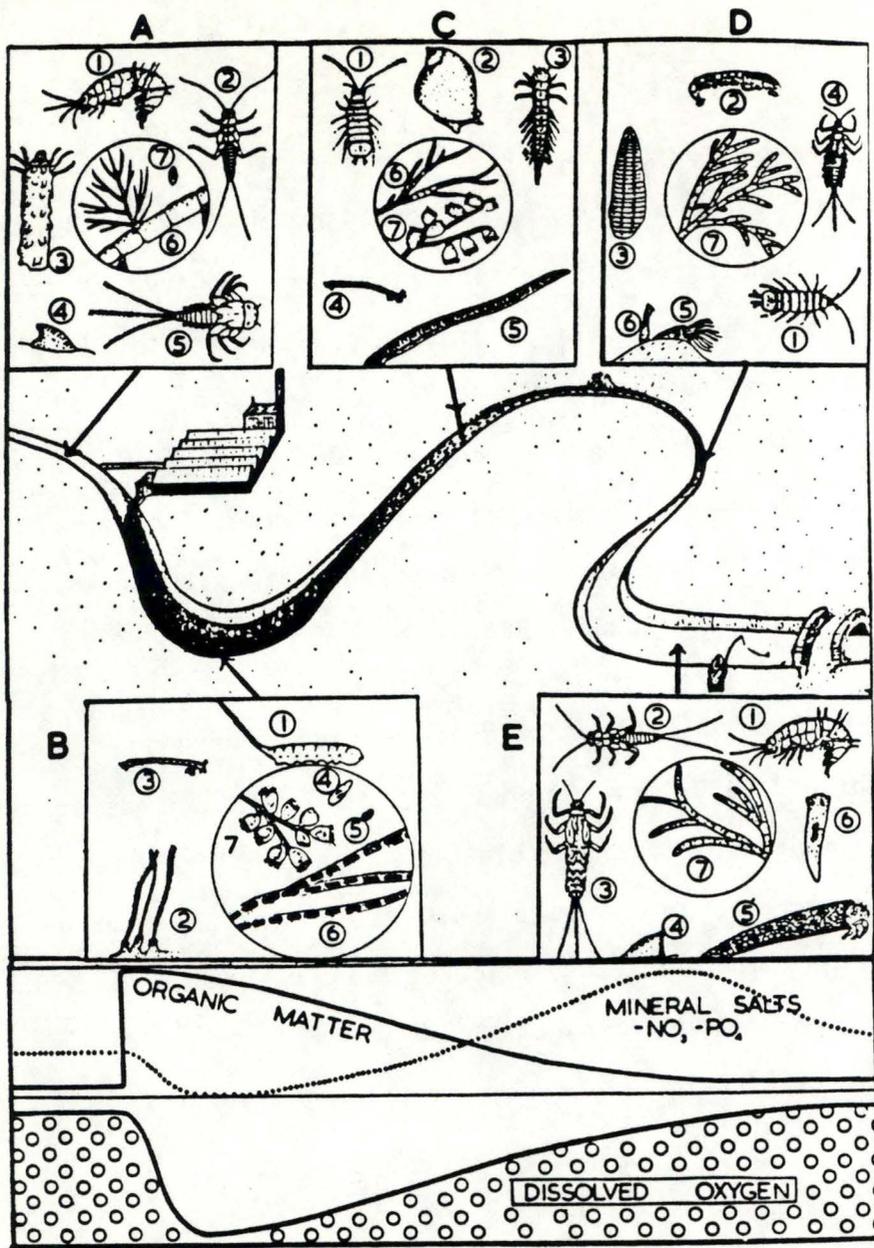
Figure 1.5: Evolution des composés azotés en aval d'une pollution organique (d'après BARTSCH & INGRAM, 1967).

ainsi que de l'ammoniac sous sa forme non ionisée. Les nitrates, phosphates et sulfates sont absorbés par les végétaux et favorisent donc le développement de la production primaire; c'est le phénomène d'eutrophisation qui apparaît naturellement vers l'aval de la rivière au fur et à mesure de son enrichissement en matières organiques. Poussé à l'excès, ce phénomène naturel peut induire des mortalités piscicoles comme dans le cas de la Basse-Semois, au cours de l'été 1975 (VANDER BORGHT, 1980).

Ces réactions de dégradation consomment l'oxygène à partir du milieu ambiant. Si la quantité de matières organiques déversées dans l'eau est importante, comme c'est le cas à l'aval immédiat d'un collecteur d'égout, le milieu s'appauvrit en oxygène et acquiert des propriétés réductrices. Les réactions de dégradations sont alors modifiées comme le montre la figure 1.3. Les composés ainsi produits sont directement toxiques pour les organismes aquatiques.

Les rejets organiques ont une action qui est différée dans l'espace et/ou dans le temps par rapport au lieu ou à l'époque du déversement. Lorsque l'on représente l'évolution en fonction de l'espace ou du temps, des paramètres liés à la charge organique, tels que la teneur en oxygène et la demande biochimique en oxygène (DBO) qui est une mesure de la quantité de matières organiques biodégradables, la relation obtenue est non linéaire (figure 1.4); la "courbe en sac" de la concentration en oxygène est caractéristique d'une pollution organique: en aval immédiat d'un rejet, les réactions de dégradation de la matière organique se développent en consommant de l'oxygène; la teneur de ce dernier composé réaugmente ensuite progressivement, grâce au processus de réoxygénation du milieu à partir de l'atmosphère.

Parallèlement à l'évolution de la teneur en oxygène, on peut



Key to organisms

A	B	C	D	E
1. <i>Gammarus pulex</i> (Fresh-water shrimp)	1. <i>Eristalis tenax</i> (Rag-tailed maggot)	1. <i>Asellus aquaticus</i> (Water hog-louse)	1. <i>Asellus aquaticus</i> (Water hog-louse)	1. <i>Gammarus pulex</i> (Fresh-water shrimp)
2. <i>Nematode</i> (Stone-fly nymph)	2. <i>Tubifex</i> (Sludge worm)	2. <i>Lymnaea peregere</i> (Wandering snail)	2. <i>Hydropsyche</i> (Case-less caddis larva)	2. <i>Nemoura</i> (Stone-fly nymph)
3. Limnophilid caddis	3. <i>Chironomus riparius</i> (Blood worm)	3. <i>Sialis lutaria</i> (Alder-fly larva)	3. <i>Glossiphonia</i> (Leech)	3. <i>Ephemera</i> (May-fly nymph)
4. <i>Ancylus fluviatilis</i> (Limpet)	4. <i>Paramecium caudatum</i>	4. <i>Chironomus riparius</i> (Blood worm)	4. <i>Baetis rhodani</i> (May-fly nymph)	4. <i>Ancylus fluviatilis</i> (Limpet)
5. <i>Ecdyonurus</i> May-fly larva	5. <i>Colpidium</i>	5. <i>Ergobdella</i> (Leech)	5 & 6. <i>Simulium ornatum</i> Pupa and larva of black fly	5. <i>Stenophylax</i> (Caddis larva)
6. <i>Drasarnaldia</i> (Green alga)	6. <i>Sphaerotilus natans</i> (Sewage fungus)	6. <i>Stigeoclonium</i> (Green alga)		6. <i>Dugesia</i> (Flat-worm)
7. <i>Cocconeis</i> (Diatom)	7. <i>Carchesium</i> (Sewage fungus)	7. <i>Carchesium</i> (Sewage fungus)	7. <i>Cladophora</i> (Blanket weed)	7. <i>Cladophora</i> (Blanket weed)

Figure 1.6: Organismes caractéristiques des communautés benthiques associées à différents niveaux de récupération d'une pollution organique. Les cercles entourent les microorganismes (d'après HAWKES & DAVIES, 1971).

suivre les modifications des concentrations en ammoniaque, nitrites et nitrates sur la figure 1.5: l'azote organique est d'abord transformé en sa forme réduite; celle-ci est progressivement oxydée en nitrites puis en nitrates.

Au fur et à mesure que l'on s'éloigne du point de rejet de la pollution, l'eau de la rivière récupère donc peu à peu ses caractéristiques originelles grâce à la minéralisation de la matière organique. Il s'agit du phénomène d'autoépuration. Il sera plus ou moins rapide suivant l'importance de la charge polluante, de la température et des caractéristiques morphodynamiques de la rivière.

1.4.2. Conséquences pour la faune benthique

Parallèlement aux variations des caractéristiques physico-chimiques que nous venons de décrire, la composition des communautés benthiques se modifie.

La figure 1.6 illustre de manière schématique l'évolution du peuplement benthique le long d'un gradient d'autoépuration. La biocénose d'une rivière non altérée est naturellement diversifiée (A); elle se compose d'organismes appartenant à différents niveaux de l'édifice trophique (producteurs, consommateurs, décomposeurs) et à différents groupes taxonomiques (plécoptères, trichoptères,...). Lorsque cette biocénose est soumise à des rejets polluants, sa structure est profondément modifiée (B). La plupart des espèces ne résistent pas au manque d'oxygène, à l'accumulation de matières organiques en voie de décomposition et au développement de colonies fongiques et bactériennes qui recouvrent le fond. Elles disparaissent donc, entraînant une réduction de la diversité faunistique. Plusieurs maillons de la chaîne trophique sont éliminés de la communauté qui perd de sa complexité. Une autre communauté se développe, mieux adaptée aux nouvelles conditions. Seuls persistent

les organismes décomposeurs de la matière organique, tolérants à la pollution. C'est le cas de certaines espèces d'oligochètes Tubificidae et de certains diptères, tels que Psychoda sp., Chironomus riparius, Eristalis tenax, qui présentent des adaptations physiologiques à de telles conditions. Grâce au processus d'autoépuration, la biocénose benthique s'enrichit progressivement en organismes de plus en plus sensibles (C - E). Les espèces tolérantes régressent en raison de l'accroissement de la compétition et de la diminution en quantité de matières nutritives. La diversité faunistique peut donc se rétablir.

Ces communautés diffèrent également quantitativement. Ainsi, SURBER (1953) observe, sur une rivière du Michigan, une diminution du nombre d'espèces qui passe de 22 à 3 unités en aval d'un rejet polluant; simultanément, la densité en individus est multipliée par 10. En effet, la biomasse ainsi que la productivité de la population de Tubificidae augmentent spectaculairement sous l'influence de déversements de matières organiques; une densité de 200000 individus/m² peut être atteinte (BRINKHURST & KENNEDY, 1965). ASTON (1973) observe expérimentalement que le pouvoir reproducteur de Limnodrilus hoffmeisteri (Tubificidae) n'est pas modifié à faible teneur en oxygène. Dans ces conditions particulières, cette espèce peut donc se multiplier en profitant de l'abondance de la flore bactérienne qui constitue son régime alimentaire et de l'absence de ses principaux prédateurs, les sangsues Erpobdellidae. Grâce au déroulement du processus d'autoépuration, les matières nutritives minérales s'accumulent et favorisent le développement de la production primaire, ce qui se répercute à tous les niveaux de la chaîne trophique. Les producteurs et les consommateurs se développent, alors que les décomposeurs régressent. Cela correspond au stade d'eutrophisation du cours d'eau. Ainsi, sur la même rivière mais 30 miles en aval du rejet, SURBER (1953) note une densité en

individus qui est encore 4 fois supérieure à celle observée en amont, pour un nombre d'espèces pratiquement identique.

Les effets d'une charge organique sur la macrofaune benthique, que nous venons de décrire, ont pu être observés expérimentalement sur différentes rivières: PENTELOW et al., 1938; GAUFIN & TARZWELL, 1956; PATERSON & NURSALL, 1969; HAWKES & DAVIES, 1971; LEARNER et al., 1971; HYNES, 1974; GROSS, 1976; MICHA et al., 1976).

Tres general !

2. RESTAURATION D'UN MILIEU POLLUE

Le processus de restauration d'un milieu aquatique qui a été soumis à une pollution comporte 2 phases:

1. l'élimination ou la réduction des rejets, soit par leur suppression soit par leur traitement dans une station d'épuration;
2. la restauration de sa qualité biologique grâce à la recolonisation du milieu par les organismes, suite à l'amélioration de la qualité physico-chimique de la rivière.

2.1. Epuration des eaux polluées

2.1.1. Aperçu de la politique wallonne en matière d'épuration des eaux

Les problèmes concernant l'épuration des eaux sont confiés aux communes qui élaborent des projets. Les communes sont groupées en 9 intercommunales wallonnes qui s'occupent dorénavant de toutes les questions relatives à la gestion de l'eau. Pour la province de Luxembourg, il s'agit de l'A.I.V.E. (Association Intercommunale de Valorisation de l'Eau). Avant la régionalisation, tous les projets devaient être soumis au Ministre de la Santé Publique et étaient entièrement subventionnés par l'Etat. En 1980, les lois de régionalisation furent promulguées et les compétences redéfinies. Ainsi, la politique de l'eau (production, distribution, épuration et égoutage) est régionalisée et placée sous la compétence du Ministre de la Région Wallonne pour l'eau. L'Etat ne garde le pouvoir de décision que dans quelques domaines bien précis: les grands travaux hydrauliques, l'établissement de règles en matière d'épuration des eaux usées (BALON-PERIN & DULIEU, 1984). Par une convention signée entre le Ministre de la Région Wallonne et les intercommunales, ces dernières ont la charge de concevoir, d'étudier, de réaliser et de gérer les ouvrages d'épuration nécessaires. Aussi bien les phases d'étude que de réalisation du projet sont financées à 100% par la

Région Wallonne. Il en est de même pour les frais de fonctionnement et d'entretien de la station d'épuration. Un projet de décret de loi, relatif à la protection des eaux de surface, est actuellement soumis au Conseil Régional Wallon pour légaliser cette convention. Il créerait, au niveau de ces intercommunales, des organismes officiels d'épuration possédant des moyens financiers propres. Ces moyens financiers proviendraient de taxations, dont les modalités de perception sont encore à définir. L'application du principe "pollueur = payeur" serait une des solutions envisagées, sous la forme de redevances payées par les industriels et les particuliers.

Jusqu'il y a peu, les projets envisagés pour l'épuration des eaux étaient relativement ambitieux. L'objectif du Ministre wallon responsable était d'épurer 50% des eaux de surface en 10 ans (DULIEU, 1984); la Belgique étant, dans ce domaine, en retard par rapport aux pays voisins. Mais, depuis ces dernières années, en raison des difficultés budgétaires, un frein est mis à cette politique, ce qui entraîne une diminution importante des montants utilisables. Cela a provoqué en certains endroits une aggravation des problèmes du point de vue écologique: des collecteurs d'égouts ont été mis en place pour canaliser les rejets, mais la station d'épuration prévue n'a pas été construite; les rejets se localisent alors en un seul point de la rivière, concentrant la pollution. De plus, le fonctionnement des stations d'épuration existantes n'est pas toujours satisfaisant. Aucune politique de l'eau n'est donc actuellement rigoureusement définie, et les pouvoirs publics doivent inventorier ce qui existe et globaliser l'étude des problèmes. Il semble que l'on s'oriente vers des stations d'épuration plus petites, des procédés moins coûteux (lagunage) et vers l'encouragement à la prévention de pollutions.

2.1.2. Les stations d'épuration: description

Préalablement à l'installation d'une station d'épuration, l'ensemble des eaux usées doit être canalisé par l'intermédiaire de collecteurs qui aboutissent à la station. L'importance de celle-ci sera donc fonction du débit des eaux à l'entrée. En général, sa dimension lui permet d'absorber 3 fois le débit des eaux usées en période sèche. En cas de fortes pluies, le surplus est dirigé vers les bassins d'orage où une première décantation est réalisée, puis vers la station lorsque la crue a cessé, sinon directement vers la rivière.

Ci-dessous, nous présentons les différents éléments constitutifs d'une station d'épuration prévue pour le traitement des eaux usées domestiques, dans l'ordre chronologique des opérations de traitement.

A. Les prétraitements

Les éléments solides sont enlevés par broyage, dégrillage, désablage. Les huiles et les graisses sont interceptées à la surface de l'eau.

B. La décantation primaire

Une partie de la charge polluante est éliminée par simple décantation; soit par le principe de gravitation en limitant la vitesse d'écoulement, soit par adjonction de produits chimiques qui favorisent la coagulation des particules et leur dépôt. On estime que, déjà à ce niveau, la DBO est réduite de 30% environ.

C. Les traitements secondaires

Ils dégradent biologiquement les substances organiques dissoutes

ou non décantables. Celles-ci sont oxydées par les micro-organismes qui utilisent l'oxygène de l'eau. Il existe différents types de traitements biologiques:

- Le lagunage: les effluents séjournent dans des étangs naturels ou artificiels; leur épuration est assurée par les micro-organismes ou par les plantes aquatiques et semi-aquatiques. L'oxygène est fourni, soit artificiellement par des turbines, soit par les algues au cours de la photosynthèse. Mais dans certains cas la dégradation de la matière organique se fait en conditions anaérobiques.
- Les lits bactériens: par épandage ou arrosage, l'effluent ruisselle sur des matériaux poreux qui sont colonisés par les micro-organismes épurateurs. Ces matériaux sont disposés verticalement; régulièrement, les organismes se détachent de leur support et sont entraînés avec l'eau épurée vers le décanteur
- Les biodisques: les bactéries aérobies sont cultivées sur un support mobile en forme de disque qui tourne dans l'effluent. Les bactéries sont donc tantôt immergées, tantôt à l'air libre. Elles absorbent alternativement les matières organiques et l'oxygène. Les boues produites se détachent régulièrement des disques et se déposent dans le décanteur situé en aval.
- Les boues activées: le système actuellement le plus répandu. L'effluent est dirigé dans un bassin d'aération où s'effectue l'épuration grâce à un apport d'oxygène et à des boues activées riches en micro-organismes. Dans un décanteur secondaire, les boues, séparées de l'eau épurée, sont soit recyclées vers le bassin d'aération soit éliminées vers le décanteur primaire pour être ensuite traitées. Différents types d'aérateurs sont utilisés pour fournir l'oxygène: les aérateurs de surface projettent l'eau sous forme de fines gouttelettes qui captent l'oxygène ou les aérateurs par bulles insufflent l'air au travers de matériaux poreux.
- Les systèmes physico-chimiques: ils sont surtout utilisés en cas de pollution intermittente (camping,..) lorsque l'épuration biologique n'est pas adaptée à de fortes variations de charges. Des produits chimiques sont ajoutés, par exemple la chaux.

D. Les décanteurs secondaires: ils séparent les boues de l'eau épurée. Ces boues peuvent ensuite être épaissies avant d'être éliminées.

E. Le traitement tertiaire: ses formes sont très diversifiées car il est typique des caractéristiques de l'eau à épurer ainsi que des normes de qualité définies pour l'effluent en fonction de l'utilité particulière de la rivière. Les plus répandus visent à l'élimination de l'ammoniaque, à la désinfection par le chlore ou l'ozone, à l'élimination des phosphates et des nitrates.

F. Le traitement des boues: les boues sont constituées de matières en suspension, de matières organiques et de micro-organismes. Elles sont d'abord stabilisées par digestion anaérobie avec production de méthane ou par digestion aérobie dans un bassin d'aération particulier, comme c'est souvent le cas dans les petites stations. Leur volume est ensuite réduit par séchage sur lit. Enfin, elles sont éliminées par incinération ou épandage sur des terres agricoles.

Les eaux traitées doivent, à la sortie de la station d'épuration, répondre à des normes de qualité physico-chimique avant d'atteindre le milieu récepteur. Ces normes sont définies par l'A.R. du 3 août 1976 relatif aux déversements des eaux usées dans les eaux de surface ordinaires.

2.2. Impact d'un traitement épurateur sur la qualité biologique du milieu récepteur

Le premier et souvent unique objectif visé lors de l'installation d'une station d'épuration est celui de l'élimination des nuisances; c'est-à-dire réduire au maximum les propriétés polluantes d'un effluent avant qu'il n'atteigne le milieu récepteur, par exemple une

rivière, et donc réduire sa détérioration. Lorsque cet objectif est atteint, l'amélioration de la qualité physico-chimique d'un milieu d'eau courante est relativement rapide; après une crue importante entraînant les dépôts de sédiments pollués, de nouveaux dépôts se forment qui eux ne sont pas contaminés. La restauration du milieu physique est alors complète (WELCH, 1980). Suite à cette restauration, on peut s'attendre à une amélioration de la qualité biologique grâce à la recolonisation du milieu épuré par la faune et par la flore. Mais, en ce qui concerne l'étendue, la vitesse et les mécanismes de ce phénomène, l'information disponible est peu abondante. Il est en effet étonnant de constater le manque d'observations concernant l'impact d'un tel traitement sur les composantes biotiques du milieu récepteur, lorsque l'on connaît le développement pris par la politique d'épuration dans nos pays, les investissements considérables mis en oeuvre et l'abondance des études consacrées aux différents aspects techniques du processus d'épuration. Très peu de rivières ont fait l'objet de mesures de leur qualité biologique avant et après l'installation d'une station d'épuration. Quelques études d'impacts ont été effectuées sur certaines rivières des Etats-Unis (TRAAEN, 1975; PESEK & HERGENRADER, 1976; SALA et al., 1977; HASSAN, 1981; DAVIS & BUZAN, 1981); elles n'ont porté cependant que sur l'effet négatif des effluents de station d'épuration sur le milieu aquatique: en aval des rejets d'une station d'épuration, les mesures physico-chimiques indiquent une eutrophisation du milieu récepteur et même parfois le développement d'une certaine pollution organique. La diversité faunistique se réduit alors qu'augmente sa densité et que se développent certains taxons polluo-résistants. En effet, dans tous les cas, les zones de rivières soumises à ces études ne faisaient auparavant l'objet d'aucune pollution aigue. L'installation d'une station d'épuration a donc pour effet de concentrer en un seul point

de rejet le déversement d'effluents plus ou moins chargés, suivant le rendement du traitement, en matières organiques et en certains résidus toxiques (chlore, ammoniac).

Par contre, dans le cas de la baie d'Edinburgh, la mise en service d'une station d'épuration a un effet bénéfique sur la qualité physico-chimique du milieu récepteur. Mais suivant CAMPBELL (1984) cet effet est défavorable pour la population de canards marins qui hivernent dans la baie, car dès l'année suivante, il observe une nette régression de la densité de ces oiseaux marins dans leurs sites habituels d'hivernage: le peuplement de macroinvertébrés benthiques qui était particulièrement dense à l'aval immédiat des rejets de matières organiques mais qui s'est ensuite très rapidement réduit lors de la limitation de ces rejets, constituait en effet leur principale source de nourriture.

Seul BRINKHURST (1965) observe une amélioration certaine de la qualité biologique de la rivière Derwent (Grande-Bretagne) lors de la réduction des pollutions thermiques, organiques et industrielles qui atteignaient la rivière, ceci après qu'ait été reconstruit et amélioré le système de traitement des effluents. Auparavant, le lit du cours d'eau était recouvert d'un épais dépôt de boue, pratiquement dépourvu d'oxygène, et où seuls proliféraient Tubificidae et champignons. Dès le printemps suivant, le peuplement benthique se modifie en réponse à une sensible amélioration de la qualité physico-chimique de l'eau: le nombre de taxons recensés augmente significativement par rapport à la situation antérieure avec l'apparition d'espèces moins tolérantes à la pollution: d'abord les larves de Chironomidae, Asellus aquaticus et Gammarus pulex, puis au cours de l'été, plusieurs espèces de sangsues, quelques larves d'éphéméroptères et de Sialis, les mollusques Ancylus fluviatilis et Lymnaea peregra. Cette restauration n'évolue

cependant plus très favorablement au cours des années ultérieures, car les conditions environnementales générales de toute la rivière se sont sensiblement dégradées.

D'autres études peuvent cependant nous apporter des éléments d'information relatifs à la restauration de la qualité biologique et au processus de recolonisation d'un milieu d'eau courante. C'est le cas

- des observations recueillies lors d'une pollution occasionnelle ou lors de l'arrêt d'un rejet polluant;
- des études concernant la colonisation d'un milieu stérile: rivière ou portion de rivière artificielle, cours d'eau régulièrement assèché, substrat artificiel.

2.3. Processus de recolonisation d'un milieu d'eau courante

2.3.1. Après une pollution

Nous résumons dans le tableau 2.1 les résultats de diverses études réalisées à ce propos par CAIRNS et al., (1971), LIM, (1977); CHERRY et al., (1979); DESMET & DAS, (1981); SPECHT et al. (1984). Nous reprenons les différents types de pollution rencontrés, l'intensité de la restauration biologique atteinte et la durée du processus de recolonisation.

Après l'amélioration des conditions physico-chimiques, on assiste dans tous les cas à une recolonisation du milieu par des organismes plus sensibles, à une augmentation de la diversité faunistique et à une réduction de la densité en réponse à l'élimination de matériel nutritif dans le cas de pollution organique et au développement de la compétitivité interspécifique.

Mais il apparaît que la durée du processus de recolonisation ainsi que son intensité peuvent être très variables. Elles dépendent en fait de plusieurs facteurs:

<u>Cas n°</u>	<u>Milieu</u>	<u>Nature de la pollution</u>	<u>Restauration de la population benthique</u>	<u>Délai de restauration</u>
1.	Mill Creek (Virginie)	déversement expérimental et ponctuel d'acide sulfurique	restauration totale de la structure de la communauté benthique mesurée par l'indice de diversité	28 jours
2.	Clinch River (Virginie)	déversement accidentel d'acide sulfurique	restauration complète (sauf mollusques)	moins de 2 ans
3.	Roanoke River (Virginie)	déversement accidentel d'éthyl benzène et de créozote	restauration partielle réapparition des éphéméroptères et des plécoptères	6 mois
4.	La Petite Baise (France)	pollution industrielle et chimique permanente, réduite à 50 %	amélioration significative de la qualité biologique mesurée par l'indice biotique	8 mois
5.	Ruisseau reliant plusieurs étangs (Belgique)	pollution organique permanente, réduite après l'installation d'un bassin d'aération	recolonisation par <i>Asellus aquaticus</i>	10 mois
6.	Rivière canadienne	déversement permanent d'un effluent de cendres de charbon, réduit à 100 %	restauration complète	10 mois
7.	Savannah River (Caroline du Sud) Bassin hydrographique d'un marécage	déversement permanent d'un effluent de cendres de charbon, arrêté après l'installation de bassins de rétention	restauration complète	1 an
8.	Clinch River (Virginie)	déversement accidentel de composés basiques ($\text{Ca}(\text{OH})_2$)	restauration complète (sauf mollusques)	moins de 2 ans

Tableau 2.1: Durée et intensité du processus de recolonisation par la faune benthique de cours d'eau atteints par des pollutions de types divers (références dans le texte).

- de la sévérité, de la nature et de la durée du rejet polluant: dans le cas d'une pollution occasionnelle, peu sévère et qui ne produit pas de résidu toxique, la recolonisation est très rapide et complète (cas n°1 et 2); par contre, lorsqu'elle est de longue durée (cas n°7), sévère (cas n°8) ou détermine la production de résidus toxiques (cas n°3), la recolonisation est lente ou incomplète.

- de l'existence, à proximité, de zones non perturbées qui peuvent être des sources de repeuplement: dans le cas n°1, seule une section très restreinte de la rivière avait été soumise au rejet; elle était située à l'aval immédiat d'un tronçon non altéré à partir duquel la recolonisation s'est faite très rapidement. Par contre, dans le cas d'une zone de marais (cas n°7), son repeuplement à partir d'une rivière voisine doit être plus lent. CAIRNS et al. (1971) ont également montré que la présence d'affluents non perturbés favorisait le processus. BRINKHURST (op cit.) ne s'attend pas à une restauration rapide du peuplement benthique de la rivière Derwent, car les affluents situés en amont sont également pollués.

- de la nature des espèces recolonisatrices: les organismes mobiles ou facilement emportés par le courant (Gammare, Aselles, Baetis,..) réapparaissent très rapidement. Ce n'est pas le cas des organismes fixés ou cachés tels que les mollusques et les larves de trichoptères à fourreau. La recolonisation par des organismes ailés ne sera possible qu'à certaines périodes de l'année.

2.3.2. Le processus de recolonisation en général

Certaines études ont été consacrées au processus de colonisation de substrats artificiels. Dans la plupart des cas, ce processus est rapide (quelques jours à quelques semaines) puisque les sources de repeuplement sont proches (WATERS, 1964; DICKSON & CAIRNS, 1972; SHELDON, 1977).

Nous nous sommes plutôt intéressés aux travaux qui ont eu pour objet la colonisation de rivières ou de portions de rivières: soit que celles-ci furent nouvellement créées (LEONARD, 1942; PATERSON & FERNANDO, 1969; WILLIAMS & HYNES, 1977; GORE, 1982; LADLE & WELTON, 1984), complètement nettoyées (MULLER, 1954), ou asséchées (MINSHALL et al., 1983; SAGAR, 1983).

Il apparaît alors que la vitesse de recolonisation d'un milieu aquatique par la faune benthique peut être très variable. Elle semble particulièrement liée à l'étendue de la zone qui doit être repeuplée ainsi qu'à la proximité de sources de repeuplement. Ainsi, lorsque cette étendue est faible et qu'une zone préservée existe en amont, la recolonisation est rapide: un tronçon de rivière long de 150 m, complètement nettoyé par un bulldozer, présente déjà après 11 jours une faune diversifiée et abondante (9240 individus/m²) (MULLER, 1954). En Nouvelle-Zélande, une portion de rivière régulièrement asséchée est recolonisée après un délai qui varie de 15 jours à 1 mois (SAGAR, 1983). Les rivières artificielles, qui sont le plus souvent de taille réduite (de quelques mètres à quelques centaines de mètres), sont rapidement occupées par une faune abondante; ainsi LADLE & WELTON (1984) mesurent une densité de 7000 individus/m² après 2 mois et demi; après 5 mois, LEONARD (1942) observe que la population de *Simulies* atteint une densité de 17000 individus/m² pour 21 espèces; dans une portion reconstruite d'un cours d'eau du Wyoming, l'abondance est maximale après 75 jours et la diversité après 100 jours (GORE, 1982). Par contre, lorsqu'il s'agit d'une zone de rivière beaucoup plus étendue (plus de 10 km dans le cas de la rivière Teton), la restauration de l'abondance et de la diversité faunistique n'est accomplie qu'après un délai de 13 à 15 mois (MINSHALL et al., 1983). GORE (1982) a montré que ce délai était d'autant plus long que le site est plus éloigné des sources de recolonisation situées en amont.

Des observations similaires ont pu être réalisées lorsque l'on mesure l'accomplissement du processus de recolonisation non plus par l'intermédiaire de facteurs tels que l'abondance ou la diversité du peuplement mais par le retour à un état d'équilibre; ce dernier est considéré comme atteint lorsque le taux d'immigration et le taux d'extinction sont égaux (modèle d'équilibre de Mac Arthur et Wilson) (WILLIAMS & HYNES, 1977; MINSHALL ET al., 1983).

L'apparition successive des différents groupes trophiques a également été étudiée lors du processus de recolonisation: les premiers colonisateurs sont des organismes filtreurs et détritivores (larves d'éphéméroptères, Simulies); puis, avec le développement de la flore algale, apparaissent les brouteurs de substrat. Les prédateurs n'apparaissent que bien plus tardivement (GORE, 1982; MINSHALL et al., 1983; LADLE & WELTON, 1984).

Lors de la recolonisation, que ce soit d'un substrat artificiel ou d'un milieu naturel dénudé, les organismes peuvent provenir de 4 sources différentes: la remontée vers l'amont, la migration à l'intérieur du substrat, la dérive, la voie aérienne.

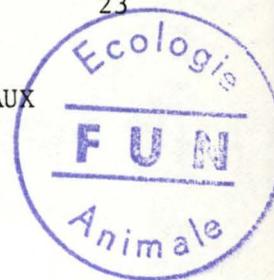
1. La remontée vers l'amont, souvent considérée comme un processus compensatoire de la dérive, semble avoir été trop longtemps sous-estimée (BISHOP & HYNES, (1969); BOURNAUD & THIBAUT, 1973). Mais l'évaluation quantitative du phénomène est incertaine car on ne connaît pas la distance de remontée des espèces. Seuls BALL et al. (1963), utilisant un marqueur radioactif (le P32), observent une remontée de 2.4 km en 1 an de Lymnaea peregra, et de 3 km en 4 ans de Gammarus pulex. Certaines larves d'insectes ont fait l'objet d'observations similaires (HYNES, 1970). L'effet de ce processus apparaît donc comme peu rapide et limité dans l'espace.
2. Peu d'études ont été consacrées au phénomène de migration à l'intérieur du substrat. Son importance par rapport aux autres sources est peu connu. Seules des expériences de

recolonisation de substrat artificiel (trappe de recolonisation) ont démontré son existence (WILLIAMS & HYNES, 1976a).

3. Par contre, la colonisation par voie aérienne, grâce au dépôt des oeufs, peut participer de façon importante au repeuplement; elle concerne des espèces appartenant à la plupart des ordres d'insectes. Ainsi, WILLIAMS & HYNES (1976b) et LADLE et al. (1980) observent le repeuplement d'une rivière artificielle par ce seul phénomène. LADLE & WELTON (op cit.) montrent que le recrutement des larves d'insectes par ce seul phénomène peut être rapide et qu'il produit une association d'espèces dans laquelle prédominent Chironomidae et éphéméroptères. Le déplacement des femelles suit une direction privilégiée puisqu'elles vont pondre principalement dans la zone amont des rivières (BOURNAUD & THIBAUT, 1973). Mais les sites d'oviposition doivent répondre à des caractéristiques relativement strictes (MACAN, 1974; WILLIAMS & HYNES, 1976b) ce qui réduit le nombre de colonisations réussies.
4. La dérive correspond à l'ensemble des animaux, des végétaux et des débris emportés par le courant. Il s'agit d'un phénomène très important dans les eaux courantes (BOURNAUD & THIBAUT, op cit.); elle doit intervenir de façon prépondérante dans le processus de recolonisation car son intervention est la plus rapide (GORE, op cit.; MINSHALL et al., op cit.) dans tous les cas où une zone située en amont immédiat peut servir de source de repeuplement: c'est le cas notamment dans les études de MULLER et de SAGAR dont il est fait référence plus haut. La dérive permet la dispersion des organismes sur des distances relativement grandes: la distance moyenne parcourue chaque nuit par la dérive a été calculée par Mc LAY (1970): elle est de 10.7 m; mais elle peut atteindre 50 à 60 m (WATERS, 1965). Après quelques jours de dérive, la distance parcourue par les organismes peut dépasser le kilomètre (MINSHALL et al., op cit.). Quatre groupes d'invertébrés forment la part la plus importante de la faune en dérive: les éphéméroptères Baetidae, les plécoptères, les Simulidae et Gammaridae.

WILLIAMS & HYNES (1976a) ont pu quantifier expérimentalement l'importance relative de ces 4 sources de recolonisation du point de vue de la biomasse, lors du repeuplement d'une rivière canadienne au mois de Juin. La dérive intervient pour la part la plus importante (41%), puis la colonisation par voie aérienne (28%); les 2 autres sources ont plus ou moins la même importance (18%).

NK



3. METHODES BIOLOGIQUES DE DETERMINATION DE LA QUALITE DES EAUX COURANTES

3.1. Introduction

Comme nous l'avons vu dans les deux chapitres précédents, les altérations des caractéristiques physico-chimiques du milieu entraînent, à des degrés divers, des modifications de l'édifice biologique qui le peuple. Depuis le début de ce siècle, bon nombre d'hydrobiologistes ont donc tenté d'utiliser les paramètres caractérisant les communautés aquatiques pour estimer le niveau de qualité d'une rivière ou l'impact de pollutions diverses.

Par rapport aux méthodes d'analyses physico-chimiques classiques, les méthodes qui se basent sur les organismes aquatiques ont plusieurs avantages:

- toute modification de la biocénose suite à une pollution représente l'intégration des altérations des différentes composantes du milieu; ainsi nous est donnée une appréciation synthétique de la pollution que ne pourraient nous apporter des mesures isolées de paramètres physico-chimiques (TUFFERY & VERNEAUX, 1967).
- avec ces méthodes, les variations des conditions physico-chimiques sont également intégrées dans le temps; lorsqu'une biocénose est perturbée, les changements subis sont encore perceptibles un certain temps après la disparition de la source de la pollution. Elles permettraient donc la détection de pollutions occasionnelles pour lesquelles les analyses physico-chimiques sont inexploitable.
- de nouvelles substances sont régulièrement déversées dans les eaux et les techniques physico-chimiques de leur dosage ne sont pas toujours mises au point. Seules des altérations des composantes biologiques pourraient, sinon indiquer leur nature, au moins les déceler.

Des méthodes biologiques ont donc été mises au point pour

apprécier la qualité d'une rivière ou mettre en évidence l'impact des pollutions. Ces méthodes sont très nombreuses et elles font intervenir différents groupes taxonomiques de la biocénose aquatique (diatomées, algues, macroinvertébrés, poissons). Celles qui utilisent les macroinvertébrés benthiques sont les plus répandues.

Selon VERNEAUX (1984), "la méthode biologique idéale reposerait sur un bilan quantitatif de toutes les espèces de l'édifice biologique qui serait suivi d'une analyse mathématique adéquate débouchant sur une expression numérique simple". Il s'empresse cependant d'ajouter que cette méthode est malheureusement inexistante. De nombreux problèmes subsistent en effet; ils sont principalement liés

- à la mise au point de techniques de récolte de l'information biologique qui soient à la fois fiables, précises et praticables,
- au développement de méthodes d'expression et d'interprétation de l'information recueillie qui soient objectives, précises, sensibles et abordables par des non spécialistes.

3.2. Récolte de l'information biologique

Lorsque l'on désire utiliser ces méthodes biologiques, on est toujours confronté à des problèmes méthodologiques liés à la récolte de l'information. Ainsi, les techniques de prélèvement des organismes sont nombreuses et non standardisées; le tri des échantillons est laborieux et demande beaucoup de temps; les informations brutes sont exprimées de façons diverses.

3.2.1. Techniques de prélèvement

Lorsqu'il s'agit de choisir une méthode de prélèvement quantitatif de la faune benthique, on peut être étonné par le nombre particulièrement élevé d'appareillages qui ont déjà été utilisés par les hydrobiologistes. CUMMINS souligne déjà en 1962 que le nombre

d'appareillages différents est proportionnel au nombre d'utilisateurs.

La technique la plus maniable et la plus couramment employée dans le cadre de vastes études utilise le filet troubleau: au cours d'un balayage d'un maximum de biotopes d'une section de rivière, les organismes sont recueillis dans un filet à main après la mise en suspension du sédiment; cette méthode ne permet donc pas des estimations quantitatives rigoureuses des populations benthiques.

Parmi les méthodes quantitatives, les systèmes les plus simples, et également les plus utilisés, sont munis d'un filet collecteur et délimitent une surface du fond, échantillonnée manuellement en utilisant la pression du courant:

- les filets de type Surber (SURBER, 1970)
- les cylindres ou benthomètres (NEILL, 1938; WATERS & KNAPP, 1961; HAWKES & DAVIES, 1971; JACOBI, 1978)
- l'échantillonneur de Lambourn qui combine les avantages du Surber et des échantillonneurs pour la végétation aquatique (HILEY et al, 1981)

Certains filets, plutôt que d'être maintenus en place sur une zone du substrat, sont poussés ("shovels" de ALLEN, 1937 ou de MACAN, 1958) ou tirés (la drague de USINGER et NEEDHAM, 1956) sur le fond de la rivière.

D'autres appareillages plus automatisés sont les bennes (EKMAN, 1905; ALLAN, 1952; VERNEAUX, 1966) et les carottiers (GROSS, 1976a) qui recueillent un volume entier de substrat.

Dernièrement, des techniques sophistiquées ont été mises au point: l'appareil de type "aspirateur" qui, grâce à une pompe hydraulique, aspire les organismes et le substrat fin (TAYER et al., 1975; ROY, 1979) et l'appareil de type "air-lift" qui, grâce à

un jet d'air comprimé, projette les organismes et le sédiment fin vers un tube collecteur (MACKAY, 1972; PEARSON et al., 1973). Enfin, certains utilisent le courant électrique pour attirer la faune benthique à l'intérieur d'une surface d'échantillonnage (Surber ou cylindre) (HUGHES, 1975; FRIBERG et al., 1977).

De plus en plus couramment, on a recours aux substrats artificiels. Ils permettent de limiter la variabilité liée au prélèvement et d'isoler la composante "qualité de l'eau" des autres facteurs environnementaux, principalement la nature du fond. Cependant, comme ils ne reproduisent jamais les caractéristiques du milieu naturel, ils ne peuvent être utilisés pour rendre compte de la capacité biogénique d'un site ni du degré de dégradation réel du peuplement en place. Pourtant DEPIEREUX & FEYTMANS (1985), comparant des recensements obtenus par la technique du troubleau et par des substrats artificiels, observent une interprétation globale des résultats qui est concordante même si certains taxons sont échantillonnés préférentiellement par l'une ou l'autre technique.

De nombreuses études ont été consacrées à la comparaison de l'efficacité respective de différents appareils (MACAN, 1958; PEARSON et al., 1973; HUGHES, 1975; ELLIOTT & DRAKE, 1981a, 1981b). Aucune technique de prélèvement n'apparaît meilleure que les autres. Le choix d'un appareil, dans n'importe quel cas, devra donc se faire en fonction des objectifs visés par l'étude et des conditions dans lesquelles il sera employé (profondeur, vitesse du courant, nature du substrat).

En outre, dans le choix d'un appareillage, des difficultés sont également rencontrées lors de la définition d'un protocole d'échantillonnage précis, facilement applicable et reproductible: dimension du prélèvement, localisation des relevés, nombre de prélèvements.

3.2.2. Traitement des échantillons

Le facteur limitant dans bon nombre d'études utilisant les macro-invertébrés benthiques est le temps consacré au tri des échantillons. C'est pourquoi, différentes techniques ont été développées pour tenter de le réduire. HELLAWELL (1978) en fournit une description exhaustive: utilisation de tamis plus ou moins sophistiqués, de techniques de flottation, de colorants spécifiques, du sous-échantillonnage.

Mais toutes ces techniques diminuent l'efficacité du tri; et ceci de façon différente suivant les organismes (ROSILLON, 1984). Ou bien, elles ne sont applicables que sur certains matériels. Elles ne permettent en outre qu'une réduction limitée du temps de tri. C'est pourquoi, elles sont peu utilisées comparativement à la méthode classique de tri à vue, après séparation du matériel en 3 ou 4 fractions de tailles différentes.

3.2.3. Formes d'expression des données brutes

La manière la plus efficace de réduire la durée de traitement des échantillons est de limiter la part de l'information que l'on retire de ces échantillons. Cette limitation peut agir à différents niveaux.

1. Choix des unités taxonomiques

La détermination au niveau spécifique, bien qu'idéale, est le plus souvent irréalisable car elle requiert le concours de spécialistes des différents groupes faunistiques et demande beaucoup de temps. Si l'application de certaines méthodes d'estimation de la qualité des cours d'eau nécessite un tel investissement(cf. plus loin, indices de diversité, méthode des espèces indicatrices), beaucoup d'autres sont bien moins exigeantes. Afin d'aboutir à une

homogénéité taxonomique et de limiter les erreurs d'identification, l'Organisation Internationale de Normalisation (I.S.O., 1979) propose de retenir la famille comme unité taxonomique pratique. Cela a bien sûr comme inconvénient de réduire la portée écologique de l'information déduite.

2. Expression des données quantitatives

Il est fréquent d'exprimer les valeurs d'abondance des différentes espèces sous forme de classes plus ou moins précises, telles que les classes de CHANDLER (1970). Dans les calculs de plusieurs indices biologiques, seule la présence ou l'absence des espèces est prise en compte: indice biotique de TUFFERY & VERNEAUX (cf. plus loin). Cependant, la part d'information interprétable d'un point de vue écologique qui est perdue lors de ces simplifications, n'a pratiquement jamais été mesurée. DEPIEREUX & FEYTMANS (op cit.) ont pu montrer que l'interprétation des résultats n'est pas sensiblement modifiée lorsque les données quantitatives sont codifiées suivant les classes de CHANDLER, par rapport à une transformation logarithmique des données brutes nécessaire avant tout traitement statistique.

3. Elimination de certains taxons

Suivant les méthodes, les espèces rares sont ou ne sont pas incorporées dans le tableau de résultats. L'indice biotique de WOODIWISS considère toutes les espèces alors que celui de TUFFERY & VERNEAUX qui en découle, élimine les espèces représentées par un seul individu. AUSTIN & GREIGH-SMITH (1968) démontrent le peu d'information apportée par les espèces rares dans la classification de relevés phytosociologiques provenant de forêts tropicales. Mais l'élimination ou la conservation des espèces rares est souvent faite à priori, sans que soit pris en compte un critère objectif.

3.3. Méthodes d'expression synthétiques et d'interprétation de l'information biologique

La récolte et le dépouillement des prélèvements benthiques produisent le plus souvent une masse importante d'information brute. Afin de permettre son interprétation en terme de qualité du milieu, il faut avoir recours à des méthodes de traitement particulières. Ces dernières sont très nombreuses et nous les classons arbitrairement suivant deux grands types:

Un premier groupe de méthodes vise à apprécier le niveau de qualité biologique global du site prospecté

3.3.1. Méthode des espèces indicatrices

La présence de certaines espèces indicatrices de conditions écologiques particulières est utilisée pour caractériser le site prospecté. Cette méthode a été le plus souvent employée pour qualifier l'état d'un milieu aquatique pollué par des composés organiques dégradables. Ainsi, dès le début du siècle a été développé par KOLKWITZ & MARSSON (1908, 1909) le système des saprobies: construit de manière empirique, il définit 3 étapes dans le processus de décomposition de la matière organique qui se déroule en aval d'un point de déversement. Il s'agit, successivement, des zones polysaprobies, mésosaprobe et oligosaprobe; la zone mésosaprobe est éventuellement subdivisée en alpha- et bêta-mésosaprobe. Les espèces indicatrices se répartissent dans ces différentes zones suivant leur valence saprobique, c'est-à-dire leur degré d'affinité pour ce type de pollution. En fonction de la valence saprobique des espèces indicatrices recensées dans un site aquatique, celui-ci est associé à une des zones de saprobie et son état de pollution organique peut donc être caractérisé. Ultérieurement, cette méthode fut remaniée par plusieurs auteurs (in SLADCEK, 1973) notamment par la définition et le calcul d'indices saprobiques qui permettent un

classement plus objectif des sites dans l'une des zones du système. Malgré les améliorations apportées, le système des saprobies reste l'objet de nombreuses critiques concernant autant ses fondements théoriques que ses applications pratiques (SLADECEK, 1973; WUHRMANN, 1974). Selon VERNEAUX (1984) la critique essentielle soulève l'inadéquation de la méthode à l'appréciation de l'état général d'un site ou de son eau car une confusion existe entre la sensibilité écologique générale de l'espèce et sa tolérance à la matière organique: en effet, la présence ou l'absence d'une espèce dans un site est sous la dépendance de nombreux facteurs autres que l'état de décomposition de la matière organique (localisation géographique, taille de la rivière, nature du substrat,..). D'un point de vue pratique, l'application de cette méthode nécessite l'identification spécifique des organismes aquatiques et donc le recours à une équipe de spécialistes.

3.3.2. Indices biotiques

Une critique très souvent formulée à l'encontre de la méthode précédente est qu'une seule des modifications induites par une pollution sur la biocénose est prise en considération, c'est-à-dire l'apparition de certaines espèces caractéristiques. L'absence d'autres espèces, la diversité du peuplement, l'abondance des différentes composantes sont ignorées. Or, comme nous l'avons décrit au cours du chapitre 1, l'impact d'une pollution se marque sur tous ces paramètres simultanément. La communauté benthique, considérée dans sa totalité, sera donc un indicateur plus fiable et plus sensible pour évaluer la qualité du milieu; c'est dans ce sens que se sont développées d'autres méthodes biologiques. A partir d'une analyse simplifiée de la biocénose benthique représentée dans un prélèvement, elles aboutissent au calcul de la valeur d'un indice, significative d'un niveau de qualité. Les indices biotiques les plus couramment utilisés sont ceux de WOODIWISS (1964) en Angleterre et

de TUFFERY & VERNEAUX (1967) en France: un tableau de notation donne très facilement une valeur d'indice comprise entre 0 et 10 en fonction de la polluosensibilité des taxons recensés, de l'absence de taxons sensibles et de la diversité faunistique du prélèvement. Le "biotic score" de CHANDLER (1970) est très proche de ces deux indices mais fait intervenir en plus le niveau d'abondance des différents taxons. Par contre, la méthode mise au point à partir des observations récoltées sur un grand nombre de rivières anglaises, ne fait plus intervenir de critère d'abondance, et l'unité taxonomique de base est la famille ("A.S.P.T. score" de ARMITAGE et al., 1983).

Aisément applicables par des non spécialistes puisque le niveau de détermination est souvent limité à la famille ou au genre, les indices biotiques sont largement utilisés dans le cadre de vastes études: ainsi, l'indice de TUFFERY & VERNEAUX a été choisi pour dresser la carte de la qualité des cours d'eau en Belgique (I.H.E., 1979).

Ces systèmes présentent cependant quelques faiblesses: manque de sensibilité et de précision dans la détermination du niveau de qualité (DEPIEREUX et al., 1983) et inadaptation dans les cas de rivières de plaine pour lesquelles la qualité est toujours sous-estimée. VERNEAUX et al. (1982) tentent de corriger ces défauts et ils proposent tout un processus expérimental aboutissant au calcul de l'I.B.G. (indice de qualité biologique générale). Bien qu'il se base sur des principes fort similaires aux indices précédents, son échelle est plus sensible (de 0 à 20) et son objectif est quelque peu différent: il ne vise pas uniquement à détecter l'impact de rejets polluants, mais également à attribuer une note d'aptitude ou de qualité biologique générale d'un site, toutes causes (naturelles ou provoquées) confondues.

Un second groupe de méthodes permet la comparaison de biocénoses afin de détecter la présence de perturbations affectant le milieu aquatique.

3.3.3. Indices de diversité

Les indices de diversité se proposent de décrire, par une seule valeur numérique, la structure de la communauté recueillie dans un prélèvement. Ne tenant compte que du nombre de taxons différents et de leur abondance respective, ils expriment la répartition de l'ensemble des individus recensés entre les différentes espèces, sans faire aucune référence à la nature de ces espèces. Comme nous avons pu le voir, dans un milieu perturbé, il y a peu d'espèces différentes et chacune d'elles est représentée par un grand nombre d'individus; la diversité est donc faible. A l'inverse, dans un milieu non perturbé, les espèces sont plus nombreuses et représentées par des petits nombres d'individus. Parmi les nombreux indices mathématiques qui suivent ces principes, celui de SHANNON-WEAVER est sans doute le plus fréquemment employé (PIELOU, 1975).

Ces indices apparaissent très utiles pour déceler des modifications dans les structures de communauté; mais la difficulté vient ensuite dans la localisation des causes de ces altérations qui ne sont pas toujours liées à une dégradation de la qualité de l'eau.

3.3.4. Structures de peuplement

Pour pallier le caractère trop synthétique et trop global de ces indices certains auteurs préfèrent à une valeur numérique, une description graphique de la structure d'un peuplement:

- un histogramme représente les distributions de fréquence des taxons par classe d'abondance. Ainsi, BOURNAUD & KECK (1980) confrontent les histogrammes qui ont été établis pour une série de stations d'un cours d'eau et ils observent alors toutes les

modifications de structure des peuplements qu'ils peuvent même caractériser. Il leur est ensuite plus facile de mettre ces modifications en relation avec les changements intervenus au niveau de certaines caractéristiques du milieu (nature du fond, eutrophisation).

- un histogramme de l'abondance des taxons est établi pour représenter la structure de peuplement d'un site, à partir des résultats d'une analyse en composantes principales (DEPIEREUX et al., 1983). Appliquée à des observations récoltées sur les bassins de l'Ourthe et de la Lesse, cette méthode permet le classement des stations de prélèvement en fonction de leur état d'eutrophisation et de pollution; ces 2 types de modifications du milieu peuvent être différenciées (DEPIEREUX & FEYTMANS, 1985).

Comme nous pouvons le remarquer au vu de la présentation de ces différentes méthodes d'expression et d'interprétation des données biologiques, aucune d'elles ne répond de manière satisfaisante à toutes les exigences expérimentales. Cela se confirme lorsque sont comparés les résultats de plusieurs méthodes, appliquées sur les mêmes données expérimentales (GROSS, 1976; GOSS, 1979; ROSILLON, 1979). Par ailleurs, l'interprétation de la valeur numérique que fournit le calcul de chacun de ces indices est souvent malaisée car sa variabilité est peu connue: à partir de quel moment une différence enregistrée pour la valeur d'un indice est-elle interprétable en terme de modification écologique lorsque l'on sait qu'une part de cette variabilité peut être liée à des facteurs méthodologiques tels que la technique d'échantillonnage, l'expérimentateur, le niveau de détermination,..? Ce problème est surtout lié au caractère trop synthétique des indices. Ils proviennent tous en effet d'une réduction très importante de l'information recueillie. C'est cette critique fondamentale qui est le plus souvent formulée à leur égard. Il est souvent frustrant pour le limnologiste de voir résumer la somme d'information récoltée, au prix d'un travail expérimental important, sous une seule valeur numérique; à force de simplification, celle-ci peut devenir même ininterprétable en terme écologique.

C'est pourquoi, depuis quelques années, de nombreux limnologistes privilégient l'utilisation de méthodes statistiques qui permettent une meilleure conservation de l'information biologique lors de son analyse: c'est le cas des méthodes d'analyses multivariées employées entre autres par KAESLER & CAIRNS (1972), VERNEAUX, (1973), NELVA (1979), LEARNER et al. (1983), WRIGHT et al. (1984)...

3.4. Les méthodes d'analyses multivariées

Les données écologiques sont presque toujours multidimensionnelles puisque chaque échantillon extrait d'une récolte d'organismes benthiques est décrit par plusieurs variables, plus ou moins corrélées entre elles, que sont les abondances des différentes espèces. Des paramètres physico-chimiques sont souvent mesurés en parallèle afin d'établir des relations entre ces deux types de variables environnementales. Les tableaux de résultats ainsi obtenus sont alors ininterprétables à l'état brut; seule une analyse multivariée permettra de rendre compte de la complexité des relations qui existent entre les variables et de dégager une structure qui soit interprétable. Ces dernières années, l'emploi de ces techniques a été facilité grâce au développement de puissants moyens de calcul sur ordinateur.

Parmi toutes les techniques multivariées existantes, seules les techniques à but essentiellement descriptif sont utilisées pour analyser des données écologiques. Elles sont, en effet, les moins exigeantes quant à la nature de la distribution des variables. On peut considérer qu'elles appartiennent à deux types d'approches:

- le groupement ou classification des données
- l'ordination des données en espace réduit

3.4.1. Les techniques de classification

Plus connues sous le nom de "cluster analysis", elles ont pour objectif de dégager des groupes d'objets similaires entre eux pour un certain nombre de variables. Deux types de méthodes existent: les méthodes agglomératives ou hiérarchiques qui regroupent progressivement les objets, et les méthodes divisives qui subdivisent progressivement l'ensemble des objets. Le critère de

cette opération est donc soit la ressemblance (mesure de similarité) soit la dissemblance (mesure de distance) entre les objets ou les groupes d'objets pris deux à deux, pour l'ensemble des variables.

Au départ d'une matrice de données comportant n objets et p variables, on calcule une matrice $n \times n$ dont chaque élément représente soit la distance soit la similarité entre deux objets particuliers. Dans le cas des méthodes agglomératives, les deux objets les moins distants sont fusionnés et considérés dès lors comme un nouvel objet, dont les caractéristiques sont définies à partir de ses constituants. Une nouvelle matrice $(n-1) \times (n-1)$ est recalculée et ainsi de suite. Les résultats sont présentés sous une forme graphique facilement interprétable, le dendrogramme. Il illustre, sous forme d'arborescences, les fusions successives des groupes d'objets; une échelle donne la mesure de distance ou de similarité entre les groupes au moment de leur fusion.

Bien que séduisantes dans leurs applications, ces méthodes posent cependant certains problèmes, principalement lors du choix de la technique à utiliser. Les objectifs ainsi que les données de base pour lesquelles elles ont été développées sont très variées. Cela se marque au niveau de la diversité des mesures de distance et de similarité et au niveau des méthodes de formation des groupes qui peuvent être divisives, agglomératives ou procéder par transferts successifs des objets d'un groupe à l'autre (DAGNELIE, 1975; LEGENDRE & LEGENDRE, 1979). L'écologiste est donc confronté à un choix particulièrement vaste de combinaisons de ces deux niveaux du cluster analysis. Peu d'informations généralisables peuvent être déduites des études dans lesquelles étaient comparées plusieurs techniques de classification, suite à l'absence de critère de comparaison objectif des résultats obtenus (DAGNELIE, 1975).

3.4.2. Les techniques d'ordination en espace réduit

Les plus employées par les écologistes sont l'analyse en composantes principales et l'analyse factorielle des correspondances.

3.4.2.1. l'analyse en composantes principales

Elle a été développée pour interpréter les relations qui existent entre les variables originales souvent corrélées et redondantes. D'abord, l'analyse les remplace par autant de variables non corrélées: les composantes principales; la première composante est déterminée de telle façon qu'elle exprime le maximum de dispersion entre les objets; les autres sont déterminées successivement dans l'ordre décroissant de la dispersion résiduelle, orthogonalement aux précédentes. Ensuite, seules les 2 ou 3 premières composantes sont retenues car, le plus souvent, elles expriment une part importante de l'information originale. Cette dernière peut être alors représentée graphiquement de façon beaucoup plus intéressante. Enfin, on tente d'attribuer une interprétation particulière à ces composantes et, à travers elles, aux variables initiales.

Ainsi DESCY (1976) réalise une analyse en composantes principales sur un tableau composé des valeurs de 21 paramètres physico-chimiques et de densité relative de 35 espèces de diatomées mesurées dans plusieurs stations de la Meuse et de la Sambre. Suivant l'ordination des paramètres physico-chimiques le long de la première composante principale, celle-ci peut être assimilée à un gradient de pollution. Les différentes espèces de diatomées s'ordonnent, par rapport à cet axe, en fonction de leur degré de résistance à la pollution.

Mais très vite, les écologistes se sont intéressés à l'ordination des objets (sites de prélèvement) dans le même espace réduit. Ainsi

DESCY (op cit.) peut caractériser l'état de pollution de chacune de ses stations de mesure suivant leur ordination le long du premier axe principal.

3.4.2.2. l'analyse factorielle des correspondances

L'analyse factorielle des correspondances analyse les écarts entre les distributions de fréquences relatives tant des objets dans l'espace des variables que des variables dans l'espace des objets. LEGENDRE & LEGENDRE (1979) l'assimilent à une analyse en composantes principales qui préserve, dans l'espace réduit, la distance de chi-carré entre les lignes (objets) et les colonnes (variables) du tableau de données; cela revient à préserver les distances euclidiennes entre les distributions de fréquences relatives.

Comme elle a été développée pour le traitement des tableaux de contingence, son application se limite donc à des tableaux de valeurs entières (positives ou nulles) et dimensionnellement homogènes; c'est le cas des données exprimées sous la forme de fréquences d'observation et donc des abondances d'espèces. Les mesures qui ne correspondent pas à ces critères doivent être préalablement codifiées.

Contrairement à l'analyse en composantes principales qui privilégie l'espace des colonnes par rapport à l'espace des lignes, les variables et les objets jouent ici deux rôles tout à fait symétriques. Les axes des deux espaces réduits, engendrés l'un pour les lignes et l'autre pour les colonnes, peuvent être identifiés deux à deux; les deux espaces réduits sont donc parfaitement superposables et les ensembles des variables et des objets peuvent y être projetés simultanément (BENZECRI, 1973). Les graphiques des projections permettent de comparer tant les variables entre elles que les objets entre eux, mais en plus de mettre en évidence les

spécificités des objets dans les différentes variables et vice versa: ainsi, par exemple, une espèce (variable) sera proche d'un échantillon (objet) si elle est spécifique de cet échantillon et ceci d'autant plus qu'ils s'écartent du centre des axes; en effet, le centre des axes représente une situation d'indépendance entre les espèces et les échantillons.

Malgré les différences entre ces deux techniques, il apparaît que l'analyse en composantes principales et l'analyse des correspondances, produisent des résultats très semblables lorsqu'elles sont appliquées sur un tableau de recensement d'espèces (LEGENDRE & LEGENDRE, op cit.).

3.4.3. Application des techniques d'analyses multivariées aux données écologiques

Les techniques d'analyses multivariées, lorsqu'elles sont appliquées à des données écologiques, se heurtent souvent à plusieurs obstacles qui peuvent limiter leur interprétation. Ces obstacles doivent être mis en relation avec certaines particularités des données traitées:

- lors de l'échantillonnage d'une population d'organismes benthiques, la variable considérée est le nombre d'individus d'un taxon recueillis par prélèvement. La loi de probabilité associée est appelée distribution de recensement. En raison de la répartition spatiale agrégative des organismes benthiques, cette distribution n'est pas de type normal ou facilement normalisable (GERARD, 1970). Il est souvent difficile de lui ajuster une distribution théorique. De plus, la variance de cette distribution est directement fonction de l'abondance moyenne. Si les analyses statistiques descriptives, telles la classification hiérarchique et l'analyse en composantes principales, ne sont pas exigeantes quant à la distribution des variables, les coefficients qu'utilisent ces techniques, par contre, sont défavorablement influencés par la relation qui

existe entre la moyenne et la variance. Il est alors nécessaire d'avoir recours à une transformation préalable des données de recensement afin de supprimer cette relation (DEPIEREUX et al, 1983).

- les différents prélèvements réalisés lors d'une étude écologique proviennent le plus souvent de l'échantillonnage d'un continuum de paramètres environnementaux: c'est le cas, par exemple, lorsque les prélèvements se succèdent le long d'un gradient de pollution ou un gradient amont-aval. Lors du traitement des données par une technique de classification, l'absence de discontinuité rend la reconnaissance de groupes difficile ou inadéquate. L'analyse en composantes principales, comme nous l'avons vu, dégage de l'ensemble des variables originelles, un nombre réduit de composantes linéairement indépendantes entre elles. Or, lorsque les prélèvements se succèdent le long d'un gradient écologique, les relations entre les abondances des différentes espèces ne sont pas de type linéaire. Les composantes principales extraites se révèlent alors être curvilinearément dépendantes (SWAN, 1970; AUSTIN & NOY-MEYER, 1971; DEPIEREUX et al., op cit.). Une signification particulière ne peut plus être recherchée pour chacune des composantes prise séparément, comme le prévoit le schéma d'interprétation classique des résultats d'une analyse en composantes principales.

L'utilisation de techniques multivariées pour analyser ce type de données devra donc être adaptée afin de tenir compte de ces particularités.

3.5. Conclusions

Que ce soit pour la description de la qualité biologique d'un cours d'eau en fonction de sa pollution ou du processus de restauration et de recolonisation de ce milieu par la faune benthique, il importe de définir préalablement un protocole de récolte, d'analyse et d'interprétation de l'information biologique:

- malgré la diversité des techniques de prélèvement de la faune benthique et de traitement de ces prélèvements, il n'existe aucun protocole idéal, complet et normalisé. L'écologiste est alors confronté à un premier choix. Celui-ci sera réalisé en fonction des conditions d'application de la technique (nature du fond, profondeur, vitesse du courant,..) d'une part et des objectifs visés (étude quantitative ou non,..) d'autre part.
- un deuxième choix méthodologique doit intervenir lors de l'analyse, de l'interprétation et de la communication de l'information biologique recueillie. Pour cela, il est tentant de recourir à des formes numériques simples telles que les indices de qualité biologique. Mais ceux-ci rendent très difficilement compte des différentes caractéristiques d'une communauté benthique; ils manquent également de sensibilité et de précision. Pour pallier au caractère trop synthétique de ces méthodes, des techniques d'analyses multivariées sont de plus en plus souvent utilisées; en effet, elles permettent de récupérer un maximum d'information interprétable du tableau de données initiales. Leur application devra cependant être adaptée aux particularités propres à ce type de données écologiques.

OBJECTIFS

OBJECTIFS

Au cours des chapitres précédents, nous avons pu présenter les différents thèmes de recherches appliquées à la faune benthique des rivières. Parmi les objectifs qu'ils poursuivent, ceux que nous désirons rencontrer au cours de ce travail sont les suivants:

- Choisir et définir une méthodologie appropriée pour récolter, décrire et interpréter des données quantitatives concernant la macrofaune benthique.
- Décrire de manière détaillée et à différentes époques de l'année, les caractéristiques de la biocénose benthique d'une rivière, la Haute-Semois, polluée par des rejets d'eaux usées d'origine domestiques. La population des oligochètes sera tout particulièrement considérée puisqu'elle supporte favorablement ce type de pollution.
- Confronter cette description à celle déduite des mesures physico-chimiques, afin de l'interpréter en terme de qualité biologique du milieu.
- Etudier les caractéristiques physico-chimiques et les biocénoses benthiques des affluents de la rivière et déterminer leur impact sur les caractéristiques du cours principal; le rôle que peuvent jouer les affluents lors du processus de restauration du cours principal, apparaît en effet non négligeable.

Des observations ont été récoltées après la mise en service d'une station d'épuration pour traiter les effluents avant leur rejet dans la rivière. Leur analyse nous permettra de

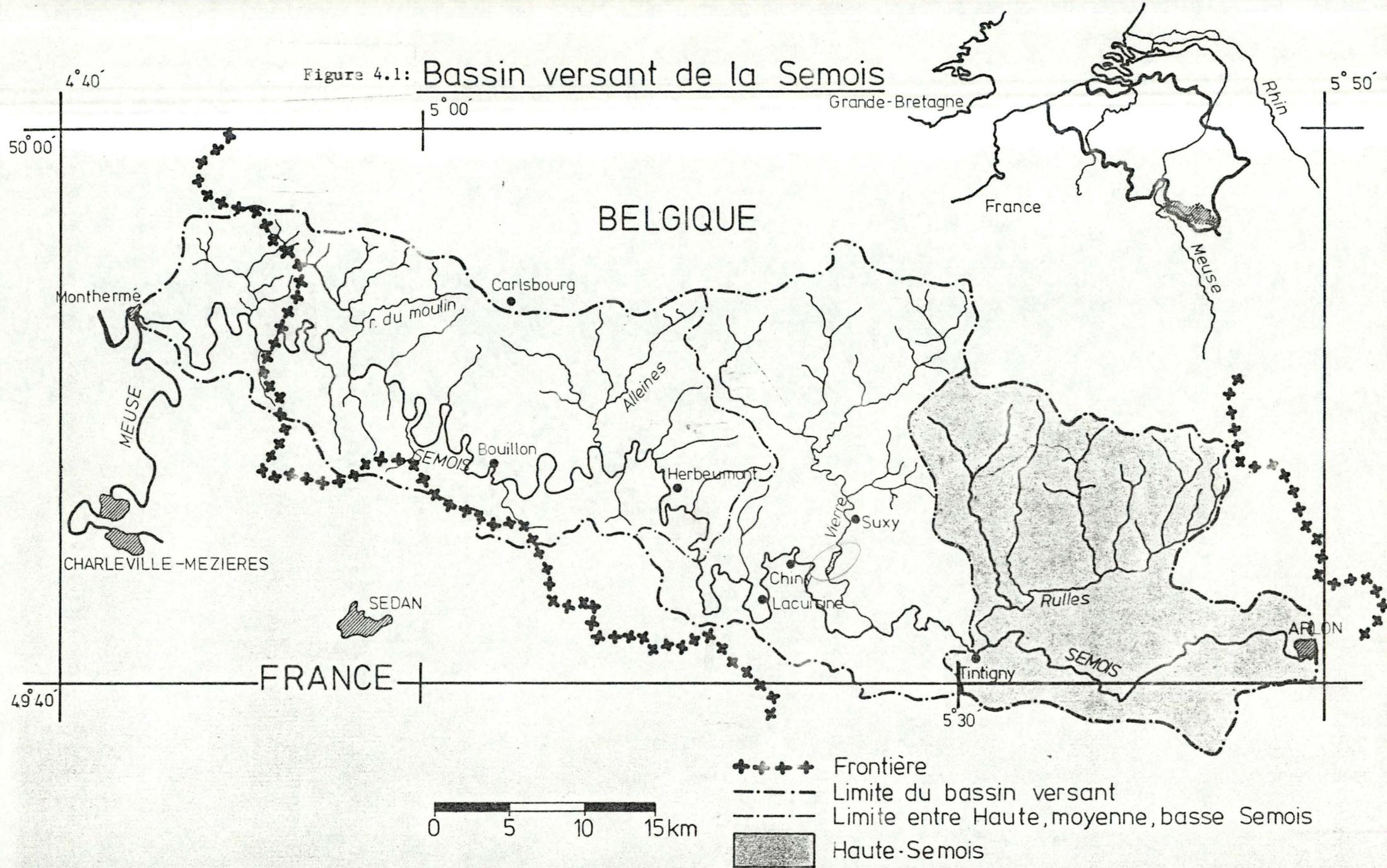
- mettre en évidence l'impact de ce traitement sur les caractéristiques physico-chimiques de la rivière;
- mettre en évidence son impact sur les peuplements benthiques;
- confronter les résultats obtenus avec ceux qui, dans la littérature, concernent le processus de restauration et de recolonisation d'un milieu aquatique.

A la lumière de l'ensemble de nos résultats, nous envisagerons des perspectives d'aménagement de la rivière en prenant en compte certaines de ses particularités morphologiques.

Enfin, nous analyserons de manière critique les choix méthodologiques qui ont été retenus pour la récolte et le traitement de l'information biologique.

PARTIE II: PROTOCOLE DE RECHERCHE

Figure 4.1: Bassin versant de la Semois



4. DESCRIPTION DU CADRE D'ETUDE

Le bassin sur lequel nos observations ont été récoltées est celui de la Haute-Semois; cela nous permet ainsi de compléter les diverses études réalisées par plusieurs chercheurs (VANDER BORGHT, 1980; DESCY & PAUWELS-SULTEN, 1978; ANDRIANNE, 1978), sur ce même bassin.

Nous aborderons d'abord les caractéristiques naturelles de la Haute-Semois et de ses principaux affluents. Ensuite nous présenterons les perturbations auxquelles ce bassin est soumis du fait de l'intervention humaine et qui ont profondément modifié ces caractéristiques naturelles. On essaie cependant d'y remédier, puisqu'une station d'épuration a été installée; nous en décrirons donc les principales caractéristiques.

4.1. La Haute-Semois: caractéristiques naturelles

La Semois, affluent de rive droite de la Meuse, prend sa source en Lorraine belge à Arlon (405 m d'altitude). Son bassin versant couvre une superficie de 1319 km², dont les neuf dixièmes se situent en territoire belge (figure 4.1). Après un parcours de 190 km en Belgique puis de 20 km en France, dans des terrains lorrains d'abord puis ardennais ensuite, elle se jette dans la Meuse à Monthermé. Son bassin est habituellement subdivisé en 3 sous-bassins. Celui de la Haute-Semois a une superficie de 389 km². Il s'étend sur une longueur de 35 km, depuis les sources (Arlon) jusqu'à la confluence avec la Rulles (Tintigny) qui draine un bassin presque aussi important que celui de la Haute-Semois. Sa largeur varie d'amont en aval de 3 à 12 m.

Les affluents de la Haute-Semois (figure 4.2) sont principalement de rive droite. Les plus importants sont, de l'amont vers l'aval,

- le Kripsbach: après un parcours de 3 km à travers des prairies puis les marais de Heinsch, il se jette dans la Semois au 8ème kilomètre. Plusieurs étangs salmonicoles s'y succèdent peu après sa source.

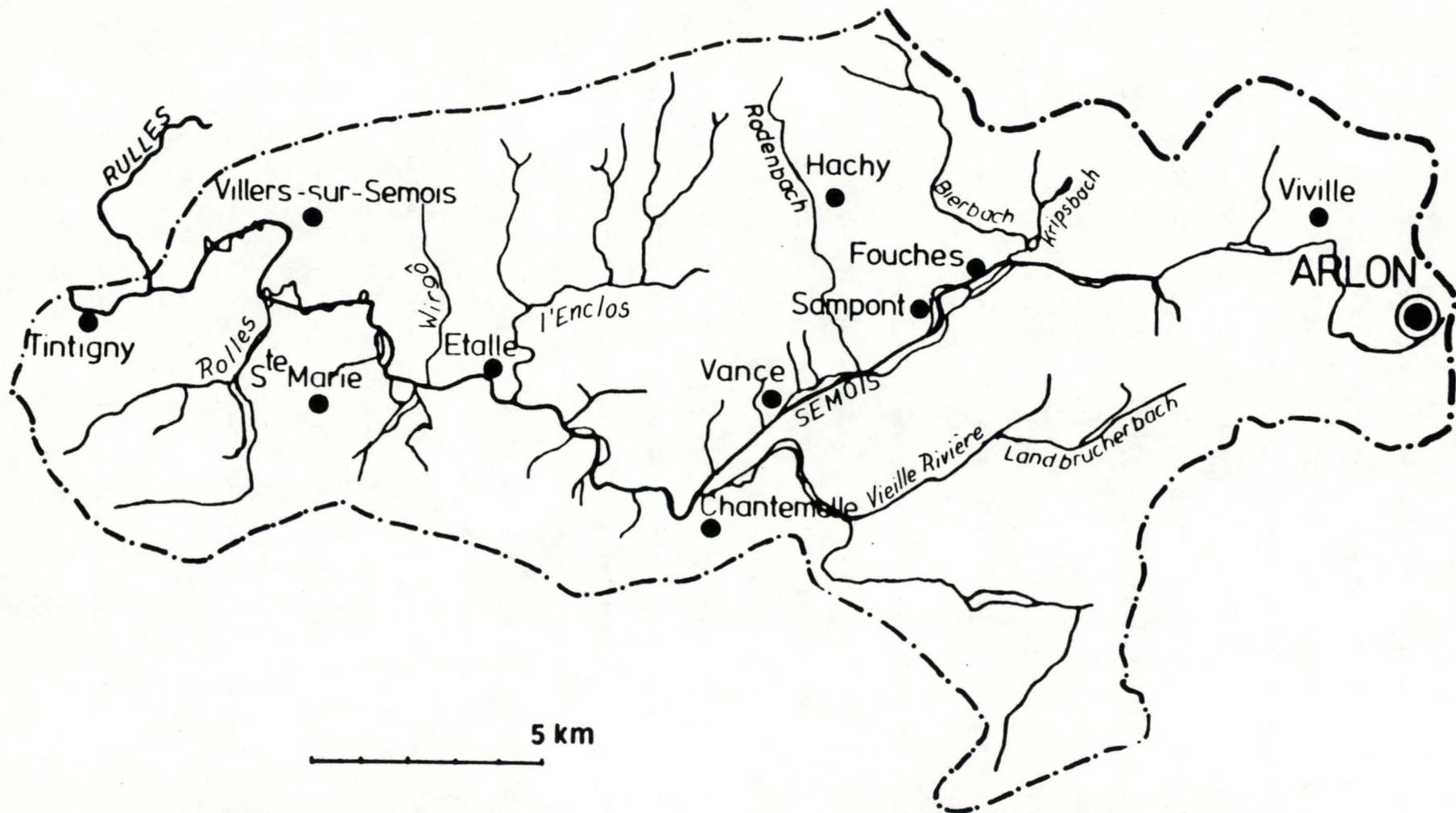


Figure 4.2: La Haute-Semois et ses affluents.

- le Bierbach: après un parcours de 6 km dans une zone de bois puis de prairies et de marais, il se jette dans la Semois à Fouches.
- le Rodenbach: long de 5 km, il se jette dans la Semois au km 12 après avoir longé le village de Hachy.
- l'Enclos: relativement important (8 km de long), il provient de la réunion de plusieurs petits ruisseaux; il atteint une largeur de 3 m juste avant sa confluence avec la Semois, à Etalle. Son cours inférieur est influencé par des travaux de curage et de rectification et par les rejets d'eaux usées du village qu'il traverse.
- le Wirgô: il réalise un parcours de 4 km dans une zone de prairies et de cultures.
- la Rulles: contrairement à la Haute-Semois et aux autres affluents, son bassin de 220 km² est presque entièrement situé en terrains primaires ardennais dans lesquels il prend ses sources. Cela lui confère des caractéristiques hydrologiques et physico-chimiques tout à fait différentes. Long de 33 km, il se jette dans la Semois à Tintigny.

Les affluents de rive gauche sont

- la Vieille Rivière: elle mesure plus de 10 km de long et atteint une largeur de 4 m à Chantemelle où elle se jette dans la Semois. Elle forme un vaste marais sur tout son cours dans le domaine militaire de Lagland; mais des travaux de redressement ont affecté ses derniers kilomètres.
- le Rolles: d'importance moindre que le précédent, il traverse peçières et prairies sur une longueur de 3.5 km. Sa confluence est située à Sainte-Marie.

Une description détaillée des sous-bassins de la Haute-Semois et de la Rulles a été présentée par ailleurs (DAMIO, 1979). Nous nous bornerons à en exposer les éléments essentiels, en relation avec leurs actions directes ou indirectes sur la distribution de la faune aquatique.

4.1.1. Relief et profil en long

Le relief, par son action sur les facteurs climatiques (température, précipitations,..), influence le régime thermique et hydrologique des rivières. Mais surtout, il détermine leur profil de pentes qui a une incidence prépondérante sur les biocénoses aquatiques (HUET, 1951; ILLIES & BOTOSANEANU, 1963)

La Haute-Semois coule dans une vallée lorraine surplombée au nord par le plateau ardennais; au sud s'élève, parallèlement à la rivière, une ligne de crête qui constitue la première des 3 cuestas jurassiques caractéristiques du relief de la Lorraine belge. Le relief de la Lorraine ne présente pas comme en Ardennes des vallées étroites et encaissées, mais des vallées larges, dissymétriques et en pentes douces. L'altitude moyenne y est nettement plus faible. La Haute-Semois a donc des pentes relativement faibles. Ainsi, seuls les 4 premiers kilomètres de la rivière présentent une pente qui, selon la classification de HUET (1951), est caractéristique d'une zone à truite (théorique vu l'état de pollution et les aménagements réalisés). Pour le reste de son cours, le profil en long de la rivière a une pente douce (moyenne=0.8 %).

Tous les affluents de la Haute-Semois peuvent être considérés, suivant leur profil en long, comme cours d'eau à truite. La Rulles, par contre, présente la succession typique de différentes zones: zone à truite, d'abord, sur les premiers kilomètres; zone à ombre ensuite; zone à barbeau supérieure à sa confluence (pente moyenne: 1.8%^o).

4.1.2. Géologie

La nature géologique du bassin d'un cours d'eau a une influence déterminante sur la faune aquatique par son action sur 2 types de caractéristiques du milieu:

- son hydrométrie: les conditions d'écoulement et le régime hydrique d'une rivière dépendent en grande partie de la porosité et de la perméabilité des roches sous-jacentes.
- son hydrochimie: la nature constitutive des roches détermine le degré de minéralisation d'une eau dont dépend la productivité biologique.

La Haute-Semois coule en terrains secondaires du Jurassique et du Triassique qui font partie d'une unité géologique tout à fait indépendante du reste de la Belgique: le bassin de Paris. Les sources sont situées dans les sables et les grès calcaireux du Virtonien; la rivière les traverse pendant quelques kilomètres pour atteindre d'abord les sables et les grès calcaireux du Sinémurien puis, après Etalle, les marnes Hettangiennes. Les affluents de rive droite, hormis la Rulles, trouvent leurs origines dans les sables et grès du Rhétien mais ils coulent principalement dans les marnes argileuses de l'Hettangien. La Rulles, par contre, avant de confluer avec la Semois, a traversé les terrains primaires de l'Ardenne composés des schistes et des quartzo-phyllades du Dévonien. A l'opposé des terrains secondaires précédemment cités, ces roches sont imperméables. Le principal affluent de rive gauche, la Vieille Rivière, coule dans le plateau de Lagland formé de sables du Virtonien sous un faciès déminéralisé.

4.1.3. Régime hydrologique

Son action sur les biocénoses aquatiques est indirect lorsqu'il influence les concentrations en substances chimiques de l'eau et les écarts thermiques; il est direct lorsqu'un étiage prononcé réduit les zones d'habitat et de fraye ou lorsqu'une crue violente déloge les organismes benthiques.

Le bilan hydrique de la Semois à sa confluence a été effectué par BULTOT & DUPRIEZ (1976): 55% des précipitations sont disponibles

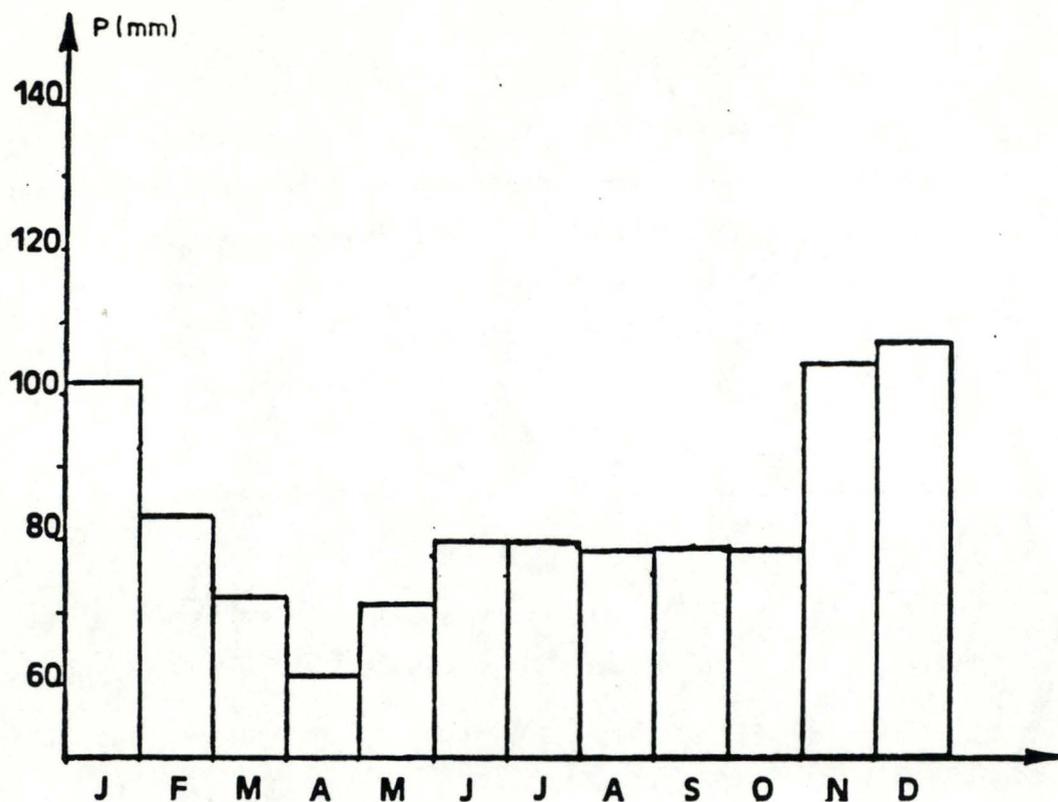


Figure 4.3: Evolution mensuelle de la pluviosité, mesurée à Sainte-Marie. Moyenne de 25 années (1951-1976).

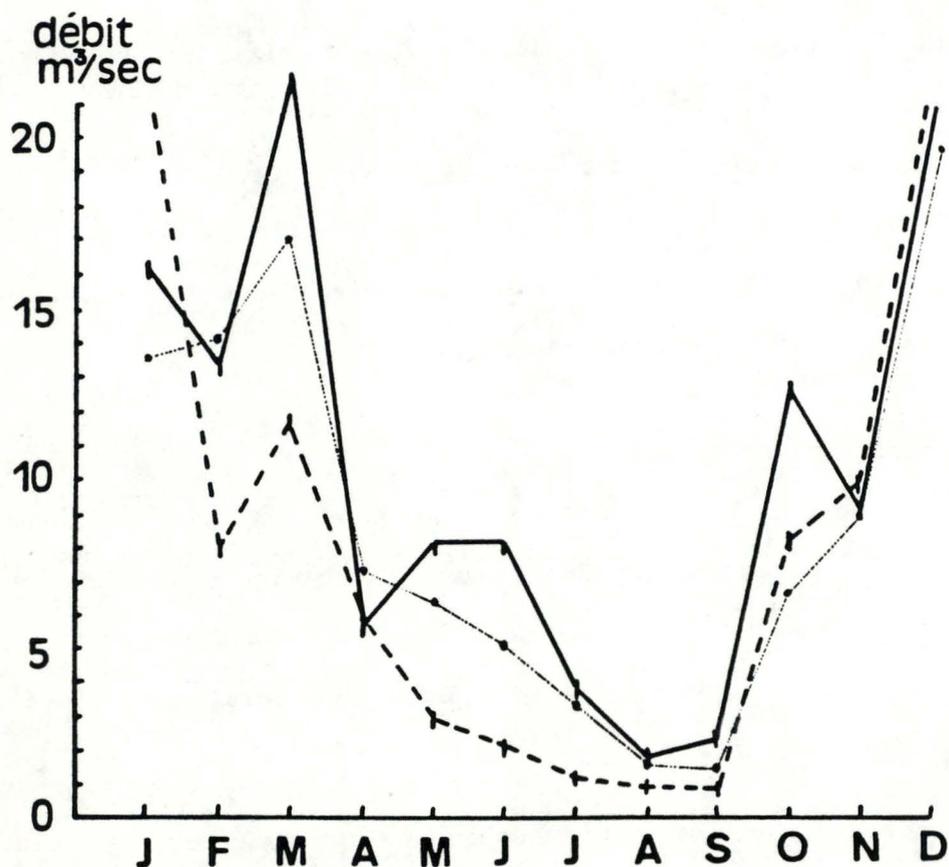


Figure 4.4: Evolution mensuelle du débit mesuré à Tintigny.

- moyenne de 10 années (1972-1982)
- année 1981
- année 1982

pour l'écoulement naturel. Les 45% restant sont perdus, principalement sous forme d'évapotranspiration. Les précipitations atteignent un maximum de novembre à février et un minimum au printemps, comme nous l'indique la figure 4.3 représentant l'évolution annuelle des précipitations mesurées à Sainte-Marie sur une période de 25 ans (1951-1976).

Le régime des eaux de la Haute-Semois est caractérisé par un rythme annuel prononcé, comme l'illustre la figure 4.4 qui reprend les débits moyens mensuels mesurés à Tintigny pour une période de 10 ans (1972-1982). L'amplitude est forte entre le régime d'étiage (en été) et le régime de crue (en hiver et au début du printemps). La conjonction, en été, d'une pluviosité faible et d'une évapotranspiration élevée en est la cause. Une discordance existe au début du printemps entre une pluviométrie faible et un débit élevé. Le dégel au début du printemps et le rôle d'éponge que jouent les terrains lorrains peuvent en être les éléments explicatifs. L'évolution mensuelle du débit au cours de notre période d'étude (1981 et 1982) est en accord avec ces observations; en 1982 cependant, la période d'étiage estivale a été plus prononcée que la moyenne.

4.1.4. Couverture végétale du bassin

La large dépression où coule la Haute-Semois est couverte principalement de prairies et de terres de cultures. Elle est surplombée au nord et au sud par des crêtes boisées. Les essences feuillues, primitivement majoritaires, sont peu à peu remplacées par des plantations de résineux.

La Haute-Semois est bordée en de nombreux endroits par des zones marécageuses (figure 4.5). Ces zones humides constituent un biotope particulièrement intéressant du point de vue botanique et

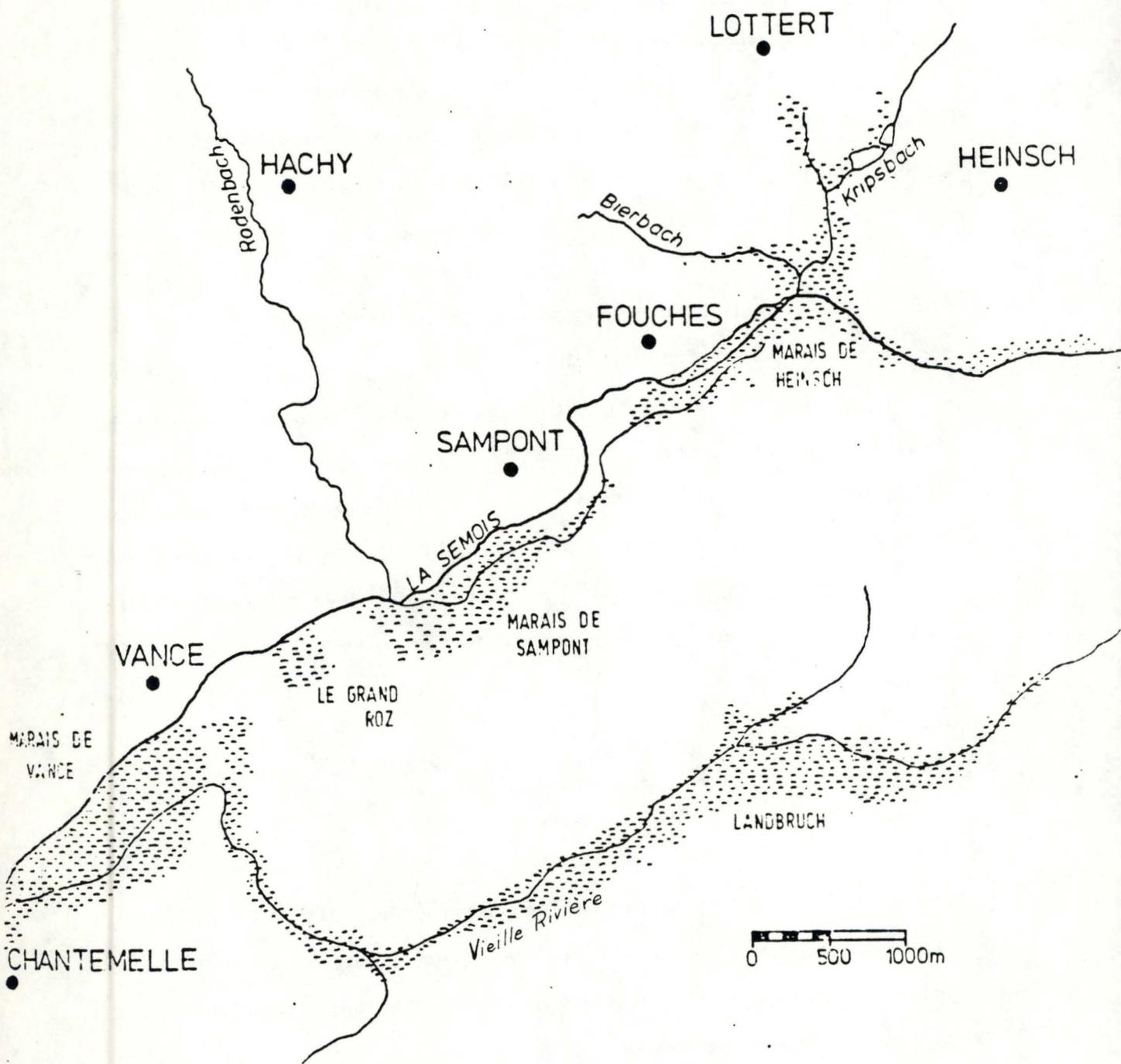


Figure 4.5: Les marais de la Haute-Semois (d'après DAMIO, 1979).

ornithologique, mais depuis les travaux de canalisation et de rectification de la rivière, ils ont pratiquement tous disparus. Ils persistent encore dans le domaine militaire de Landbruch, où coule un affluent, la Vieille Rivière.

4.2. Altérations des caractéristiques naturelles de la Haute-Semois

Depuis de nombreuses années, les caractéristiques naturelles de la Haute-Semois subissent deux types de perturbations profondes:

- la canalisation et la rectification ont modifié la morphologie du cours de la rivière
- la pollution par des rejets domestiques a détérioré la qualité physico-chimique des eaux

4.2.1. Canalisation et rectification

Comme nous venons de le signaler, la Haute-Semois traversait primitivement une vaste zone de marais où elle décrivait de nombreux méandres. Cet excès d'eau stagnante trouve son origine dans les caractéristiques géologiques du bassin versant: la nature argileuse d'une partie du sous-sol empêche la pénétration des eaux de pluie; la pente faible du cours de la rivière ainsi que sa sinuosité ralentissent l'écoulement des eaux; cette lenteur d'écoulement engendre les dépôts de sédiments limoneux qui se couvrent d'une végétation dense et favorise donc la formation de marais.

En période pluvieuse les inondations sont fréquentes. Les terrains occupés par les marais sont impropres à la culture. Aussi, pour assainir les terres riveraines, permettre leur culture et limiter les inondations, des travaux de rectification, d'approfondissement, de canalisation et de curage de la rivière furent entrepris par les services de l'Hydraulique Agricole, dès 1949 puis de 1960 à 1962. En 1963, les 15 premiers kilomètres du cours de la rivière (d'Arlon à Chantemelle) ont été entièrement redressés et remplacés par un canal rectiligne. Les nombreux

méandres ont disparu ainsi que la végétation rivulaire naturelle. Il en est de même en de nombreux endroits situés plus loin en aval. Ainsi à Villers-sur-Semois, une vaste courbe de la rivière fut remplacée par un canal tracé entre les 2 extrémités de l'arc, créant un bras mort dans lequel déborde le cours principal en cas de crue (FRANCOIS & HABRAN, 1963). Au cours de ces travaux, les berges naturelles envahies par la végétation ainsi que le fond de la rivière ont été, en plusieurs endroits, recouverts par des dalles en béton. !!!

La Semois ne fut pas la seule à subir de tels aménagements. Un affluent de rive gauche, la Vieille Rivière, a été également rectifié, quelques kilomètres avant sa confluence avec le cours principal. Il en a été de même du ruisseau de l'Enclos, dans sa traversée du village d'Etalle.

4.2.2. Rejets polluants

Avant le mois de juin 1982, la Haute-Semois était caractérisée par une pollution organique particulièrement dramatique qui conditionnait la qualité chimique de pratiquement tout son cours. Le réseau d'égoutage complet de la ville d'Arlon, comportant 40 km de canaux, évacue les 9/10 des eaux résiduaires de la ville; tous ces canaux se rejoignent pour se déverser dans la Semois, à Viville, quelques kilomètres en aval des sources de la rivière. A cet endroit, les eaux résiduaires constituaient les 2/3 du débit de la Semois.

Les rejets polluants sont principalement d'origine domestique, le secteur industriel étant pratiquement inexistant dans cette région. Lors de périodes pluvieuses, s'ajoutent également les eaux de pluies chargées de déchets urbains; en effet, le système d'égoutage est non séparatif. Afin de préciser la composition qualitative et

	<u>E.H. - Arlon</u>	<u>E.H. - Ville</u>	<u>E.H. - Rural</u>
DBO	64,8 g/j	54 g/j	21 g/j
DCO	138,0 g/j	135 g/j	46 g/j
MES	52,0 g/j	90 g/j	18 g/j
PO ₄	4,0 gP/j		
Ntot	14,4 gN/j	10 g/j	13 g/j

Tableau 4.1: Valeurs de la charge organique journalière déversée par temps sec dans la Haute-Semois en 1975 et exprimée en équivalent habitant (E.H.). Les normes des équivalents habitants sont également indiquées (d'après VANDER BORGHT, 1980).

quantitative de la charge organique, nous présentons dans le tableau 4.1 les valeurs moyennes de différents paramètres, exprimées par équivalent habitant, et mesurées par temps sec au cours de l'année 1975 (VANDER BORGHT, 1980); les charges relevées à Arlon sont comparées à celles généralement admises pour les normes des équivalents habitants. On remarque que l'équivalent habitant de la ville d'Arlon, calculé sur la base des matières oxydables (DBO et DCO) est sensiblement plus élevé que la valeur normale admise; ce n'est plus le cas pour l'équivalent habitant calculé sur la base des matières en suspension. Cela s'explique par une décantation d'une fraction importante de la charge en suspension lors du transit des eaux résiduaires dans le réseau d'égouts. | x

VANDER BORGHT (op cit.) a également montré la variabilité de cette charge au cours du cycle journalier en relation avec les activités domestiques.

En aval de ces rejets le fond de la rivière était tapissé sur plusieurs kilomètres d'une épaisse couche de vase, dépôts de matières organiques. La végétation macrophytique (ANDRIANNE, 1978) et la faune piscicole (DAMIO, 1979) étaient complètement absentes de ce tronçon. Mais grâce au phénomène d'autoépuration, la Haute-Semois recouvrait progressivement, vers l'aval, des conditions plus acceptables. Ce processus est d'abord de nature physique (dispersion turbulente de la charge et dilution grâce aux apports des affluents) et ensuite biochimique (consommation et transformation de la matière organique par les bactéries du sédiment). Il était considéré comme accompli au niveau de Tintigny (VANDER BORGHT, op cit.).

La Semois fait actuellement l'objet d'un projet de restauration. Il se concrétise par la mise en service d'une station d'épuration (STEP), au mois de mai 1982. Les eaux résiduaires de la ville

Schéma de la station d'épuration d'Arlon (30000 E.H.)

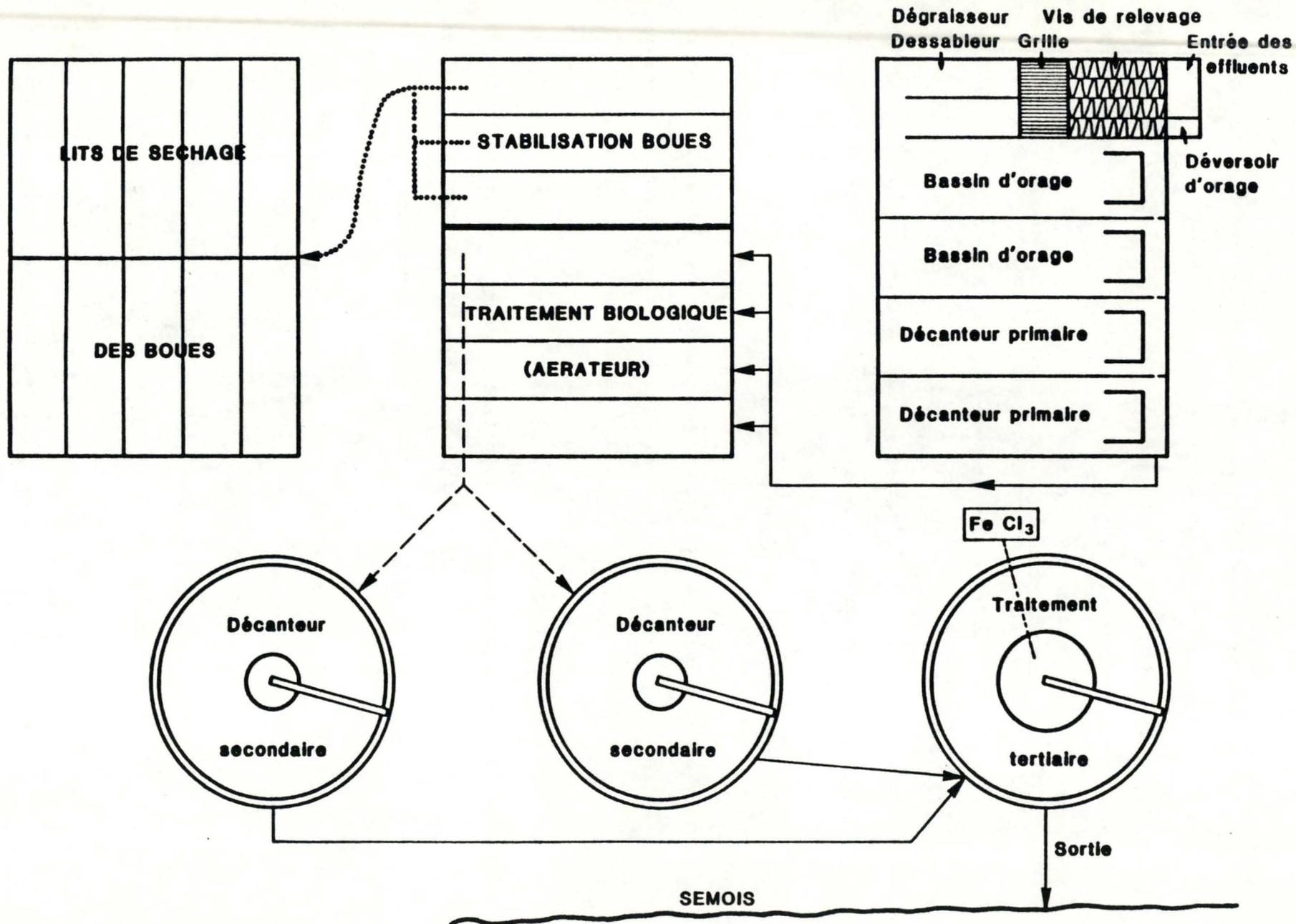


Figure 4.6: La station d'épuration d'Arlon. Les différentes phases du processus d'épuration

d'Arlon transitent depuis lors par la station avant d'être rejetées dans la rivière. En vue de leur raccordement à la STEP, les égouts ont été détournés dès le printemps 1981, pour déboucher plus loin vers l'aval (cf. figure 5.1).

4.3. La station d'épuration

La STEP a été mise en service par l'AIVE en mai 1982; son régime normal a été atteint après 3 mois de fonctionnement. Elle est prévue pour traiter une charge de 30000 équivalents habitants, qui correspond à 30% de la pollution totale du bassin de la Semois. Le débit moyen dont elle doit assurer l'épuration complète est de 300 m³/heure par temps sec; il peut atteindre des pointes de 900 m³/heure. En cas d'orage, un débit maximal de 1800 m³/heure peut subir un traitement partiel par l'intermédiaire de décanteurs d'orage. Si cette valeur limite de débit est dépassée, le surplus déborde vers le bassin déversoir d'orage et est rejeté dans la rivière sans avoir subi aucun traitement.

Grâce aux informations fournies par le responsable de la station d'Arlon, nous pouvons présenter brièvement les différentes phases intervenant dans le processus d'épuration (figure 4.6):

- Le collecteur d'eaux usées débouche dans un puisard à partir duquel elles sont envoyées vers la STEP, grâce à l'action de 4 vis d'Archimède. 1, 2 ou 4 de celles-ci se mettent en service, suivant la hauteur d'eau dans le puisard, ce qui détermine le débit à l'entrée de la STEP.
- Un prétraitement élimine les gros déchets solides, les sables, les graviers et les huiles grâce à 2 dégrilleurs et 2 désableurs aérés.
- Un traitement primaire provoque la décantation des matières en suspension dans des bassins longitudinaux munis de racleurs de boues. En plus de 2 décanteurs fonctionnant normalement, 2 autres sont mis en service pour clarifier les eaux d'orage (pour des débits ne dépassant pas 1800 m³/heure); celles-ci sont ensuite conduites vers la rivière.

	Valeurs moyennes sur 24h		Rendements %
	ENTREE	REJET	
MES mg/l	366	9	97,5
Matières sédimentables ml/l	12,3	< 0,1	> 99,2
DCO mg/l	404	< 10	> 97,5
DBO ₅ mg O ₂ /l	227	4,8	97,9
N _{KT} mg N/l	31,3	1,2	96,2
NH ₄ ⁺ mg N/l	14,6	0,25	98,3
P _T mg P/l	15,2	4,45	70,7
PO ₄ ³⁻ mg P/l	7,6	4,1	46,0
Matières extractibles à l'éther de pétrole mg/l	21,7	2,8	87,1

Tableau 4.2: Rendements de la station d'épuration d'Arlon pour plusieurs paramètres physico-chimiques calculés à partir des valeurs mesurées à l'entrée et à la sortie de la station.

pour le traitement

- Un traitement secondaire (biologique) par un système de boues activées à moyenne charge conduit à l'oxydation des matières organiques. L'air ambiant est insufflé dans le bassin par des aérateurs immergés au travers de matériaux poreux; il est ainsi dispersé sous forme de petites gouttelettes qui entrent en contact avec les micro-organismes pour leur fournir l'oxygène nécessaire.
- Un traitement tertiaire précipite les phosphates par floculation au chlorure ferrique. Il n'est utilisé qu'épisodiquement, surtout au printemps et en été.

Les boues produites au cours des différentes phases sont envoyées dans un bassin de stabilisation puis sur des lits de séchage.

Nous présentons dans le tableau 4.2 les valeurs de rendement de la STEP pour plusieurs paramètres, mesurés 3 mois après sa mise en fonctionnement. Selon ces mesures, le rendement de la station est supérieur à 95% pour la majorité des paramètres et l'eau rejetée dans la rivière est, à cette époque, de très bonne qualité. Seule la teneur en phosphates est encore importante, après traitement.

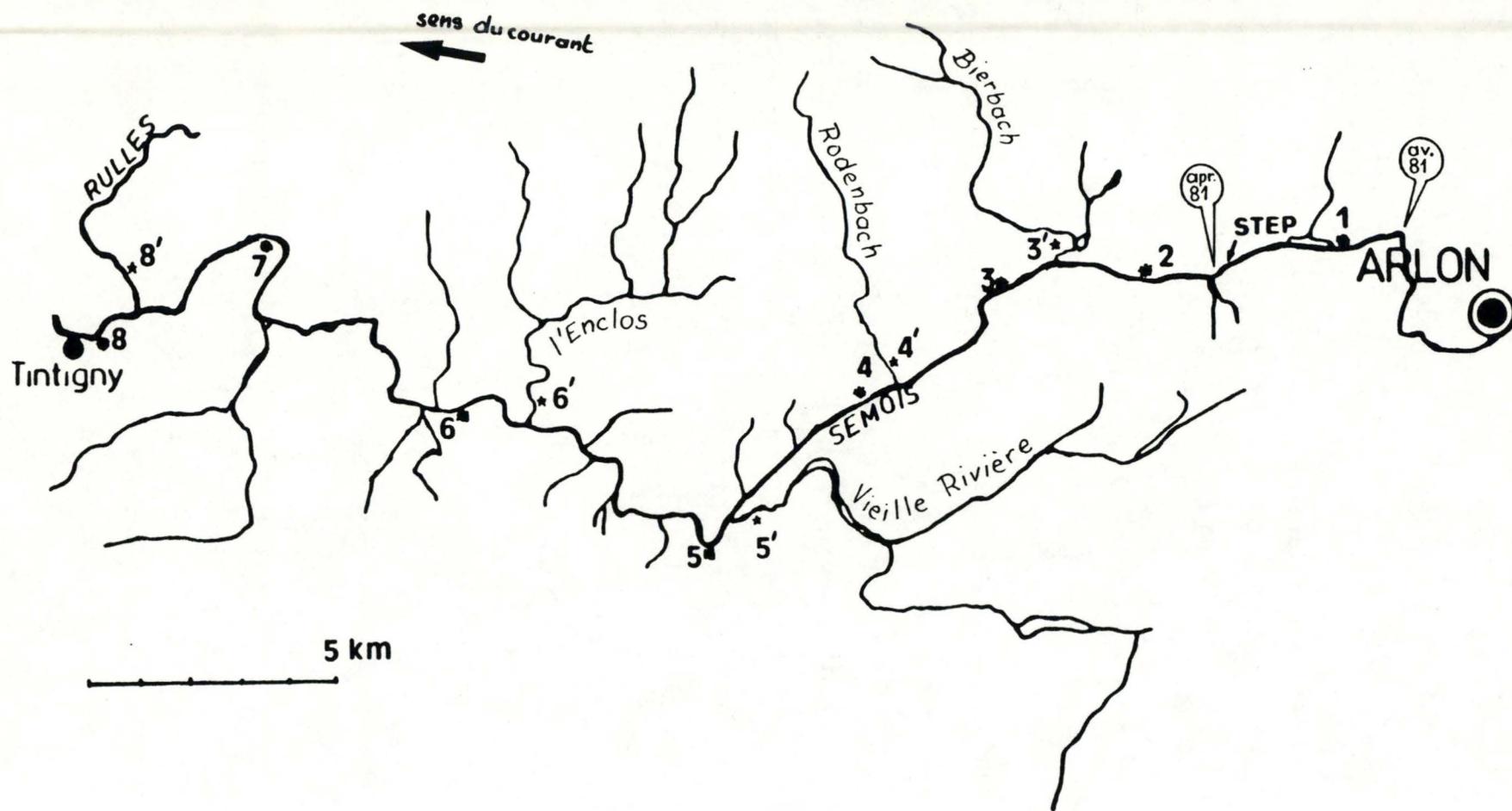


Figure 5.1: Localisation des stations d'étude sur le cours principal de la Semois (stations 1 à 8) et sur les affluents (stations 3', 4', 5', 6' et 8'). Les situations de la station d'épuration d'Arlon (STEP) et des rejets polluants sont indiquées.

5. METHODES

5.1. Choix des stations d'échantillonnage

13 stations ont été réparties sur la Haute-Semois et ses principaux affluents. Sur la figure 5.1, nous situons leur localisation dans le sous-bassin ainsi que par rapport au point de déversement des rejets polluants et de la station d'épuration.

8 stations sont situées sur le cours principal (numérotées de 1 à 8): la station 1 a été choisie en amont de la STEP pour servir éventuellement de référence; les autres stations s'échelonnent en aval, jusqu'à Tintigny; elles ont été choisies en fonction de leur proximité d'un point de confluence avec un affluent ainsi que de leur accessibilité. Seule la station la plus en aval (station 8) est localisée dans une zone de la rivière n'ayant subi qu'un minimum d'aménagements. Les autres par contre se répartissent sur des tronçons de la rivière qui ont été canalisés et dont le substrat naturel a été altéré à des degrés divers; les berges encaissées sont peu arborées; le plus souvent, la rivière est soumise à un éclaircissement maximum. Dans la majorité des stations, seul un habitat lotique a pu être observé.

- station 1:

- * localisation: km 3, à Viville
- * pente moyenne: 3.3‰
- * largeur: 2 m
- * profondeur (hors crue): 30-50 cm
- * vitesse du courant: 0.25 m/sec (vitesse moyenne, mesurée à 5 cm du fond)
- * substrat dominant: grandes dalles artificielles, séparées par des dépôts de sable et de fin gravier
- * observations: jusqu'au début de l'année 1981, les collecteurs d'eaux usées de la ville d'Arlon se déversaient à quelques centaines de mètres en amont de cette station

- station 2:



- * localisation: km 7.5
- * pente moyenne: 2.0%
- * largeur: 3 m
- * profondeur: 50-70 cm
- * vitesse du courant: 0.15 m/sec
- * substrat dominant: dalles artificielles recouvertes par une épaisse couche de sable, de fin gravier et de vase organique
- * observations: à partir du début de l'année 1981, les collecteurs d'eaux usées se déversaient 1 kilomètre en amont de cette station

- station 3:

- * localisation: km 9.5, à Fouches
- * pente moyenne: 2.0%
- * largeur: 4 m
- * profondeur: 30-50 cm
- * vitesse du courant: 0.35 m/sec
- * substrat dominant: dalles artificielles séparées par des dépôts de vase, de sable et de fins graviers
- * végétation aquatique: Sphaerotilus sp.

- station 4:

- * localisation: km 12.0, à Villers-Tortru
- * pente moyenne: 1.4%
- * largeur: 4 m
- * profondeur: 50-70 cm
- * vitesse du courant: 0.3 m/sec
- * substrat dominant: les berges et le fond sont dallés mais en de nombreux endroits, les dalles se sont dégradées et sont remplacées par un substrat beaucoup plus diversifié, composé de pierres, gravier et sable
- * végétation aquatique: Potamogeton natans et Potamogeton pectinatus

- station 5:

- * localisation: km 16.8, à Chantemelle
- * pente moyenne: 0.9%
- * largeur: 4 m

- * profondeur: 40-60 cm
- * vitesse du courant: 0.4 m/sec
- * substrat dominant: hétérogène, composé de cailloux, de gravier et de sable, il a conservé ses caractéristiques naturelles
- * végétation aquatique: Potamogeton natans et Potamogeton pectinatus

- station 6:

- * localisation: km 23.7
- * pente moyenne: 0.5%
- * largeur: 5-6 m
- * profondeur: 50-70 cm
- * vitesse du courant: 0.33 m/sec
- * substrat dominant: dépôts de sable et de fin gravier
- * végétation aquatique: Ranunculus fluitans

- station 7:

- * localisation: 29.4 km, à Villers-sur-Semois
- * pente moyenne: 0.5%
- * largeur: 6 m
- * profondeur: 70-90 cm
- * vitesse du courant: 0.4 m/sec
- * substrat dominant: dalles artificielles séparées par des dépôts de gravier

- station 8:

- * localisation: km 34.0, au pont de Tintigny
- * pente moyenne: 0.7%
- * largeur: 8-12 m
- * profondeur: 30-50 cm
- * vitesse du courant: 0.35 m/sec
- * substrat dominant: hétérogène, composé de cailloux, de gravier et de sable, il a conservé ses caractéristiques naturelles
- * végétation aquatique: Ranunculus fluitans
- * observations: cette station est la moins aménagée: rives moins encaissées, cours non rectifié, substrat naturel

5 stations ont été choisies sur les principaux affluents, à proximité de leur point de confluence. Elles sont identifiées par le numéro de la station située directement en aval sur le cours principal suivi du signe ('):

- station 3':

- * localisation: sur le Bierbach
- * pente moyenne: 2.5%
- * largeur: 1-2 m
- * profondeur: 30 cm
- * vitesse du courant: 0.25 m/sec
- * substrat dominant: vase argileuse, pierres et gravier
- * observations: asséchée lors d'un étiage prononcé; envahie par la végétation macrophytique en été

- station 4':

- * localisation: sur le Rodenbach
- * pente moyenne: 3.3%
- * largeur: 2 m
- * profondeur: 40-50 cm
- * vitesse du courant: 0.2 m/sec
- * substrat dominant: vase argileuse, pierres et gravier
- * observations: ses caractéristiques sont fort similaires à celles de la station 3'

- station 5':

- * localisation: sur la Vieille Rivière
- * largeur: 2-3 m
- * profondeur: 30-50 cm
- * vitesse du courant: 0.5 m/sec
- * substrat dominant: gravier et sable
- * végétation aquatique: Ranunculus sp.
- * observations: située dans une zone de la rivière qui a été redressée, les berges sont encaissées mais le substrat naturel est conservé

- station 6':

- * localisation: sur l'Enclos, dans le village d'Etalle
- * pente moyenne: 2%
- * largeur: 2 m

- * profondeur: 20-40 cm
- * vitesse du courant: 0.25 m/sec
- * substrat dominant: cailloux et gravier; dalles artificielles éparses
- * observations: située sur un tronçon de la rivière également canalisé

- station 8':

- * localisation: sur la Rulles, à Ansart
- * pente moyenne: 1.4%.
- * largeur: 6-7 m, mais elle varie fortement en fonction du régime des eaux (largeur du lit mineur: 5 m, largeur du lit majeur: 10 m)
- * profondeur: 30-50 cm
- * vitesse du courant: 0.4 m/sec
- * substrat dominant: cailloux plats, gravier
- * végétation aquatique: Ranunculus sp.
- * observations: située 100 m en aval d'un camping

5.2. Choix des époques de récolte

Les différentes caractéristiques d'un milieu aquatique, tant biologiques que physico-chimiques, se modifient au cours d'un cycle annuel. C'est ainsi que la qualité biologique de certaines rivières, mesurée par l'indice biotique de Verneaux (I.H.E., 1981), varie en fonction de l'époque de récolte. Une étude valable d'une rivière nécessite donc au minimum 2 campagnes de mesures. C'est pourquoi, toutes les stations ont été visitées 4 fois au cours de l'année 1981: en Mars, Juin, Août et Novembre.

2 dernières campagnes ont été réalisées en Août 1982 et en Juin 1983; c'est-à-dire respectivement 3 mois et 1 an après la mise en service de la station d'épuration. Nous n'avons échantillonné alors que les 8 stations situées sur le cours principal.

A chacune de ces 6 périodes et dans chaque station, nous avons

recueilli parallèlement des données de type physico-chimique et de type biologique.

5.3. Etude des paramètres physico-chimiques

5.3.1. Méthode de prélèvement

VANDER BORGHT (1980) a montré que, sur les premiers kilomètres de la rivière en aval des rejets polluants, les paramètres mesurant le degré de pollution organique varient au cours du cycle journalier parallèlement à la charge déversée: la charge de l'effluent atteint son maximum aux alentours de midi, puis diminue au cours de l'après-midi et de la soirée, et reste la plus faible jusqu'au matin. Des mesures ponctuelles dans le temps de ces paramètres sont donc peu représentatives. Aussi, dans les stations situées à l'aval des rejets, nous avons utilisé un échantillonneur automatique (type ISCO 1392) qui effectue un prélèvement toutes les heures au cours d'une journée complète. Les mesures sont réalisées sur un mélange des 24 échantillons ainsi récoltés. Des essais antérieurs ont démontré la représentativité de tels prélèvements et leur bonne conservation pourvu que la température extérieure ne soit pas trop élevée. La mesure d'un paramètre dans une station représente donc l'intégration de sa valeur sur un cycle de 24 heures. Les récoltes ont été réalisées en dehors des périodes de fortes précipitations et de crue.

5.3.2. Techniques d'analyse

19 paramètres ont été mesurés; ils peuvent être classés suivant deux grands types:

- les paramètres liés aux conditions naturelles du milieu aquatique en relation principalement avec la géologie des terrains traversés: il s'agit du pH, de la conductivité, de l'alcalinité et des teneurs en ions Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ .

- les paramètres liés au degré d'eutrophisation, de charges organiques et de pollution de l'eau: il s'agit de la concentration en oxygène, des matières en suspension (MES), de la demande chimique en oxygène (DCO), des teneurs en azote et en phosphore total (Nkt et Pkt), des détergents anioniques et des teneurs en ions NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ et PO_4^{3-} .
- certains paramètres ont pu être mesurés sur le terrain:
 - * l'oxygène, par la méthode de Winkler (Standard Methods 1975)
 - * le pH, à l'aide d'un pHmètre WTW modèle 56
 - * la conductivité, ramenée à une température de 20°C ., à l'aide d'un conductivimètre WTW modèle LF 56
 - * l'alcalinité, par titrage à l'acide chlorydrique 1/500 N jusqu'à virage du vert de bromocrésol
- les autres ont été mesurés sur des échantillons d'eau ramenés au laboratoire:
 - * les matières en suspension, par filtration d'un volume connu puis pesée du résidu séché à 105°C .
 - * la DCO et les teneurs en Nkt, Pkt, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Na^+ , K^+ et détergents anioniques sont déterminées grâce à une chaîne Technicon autoanalyser II, après blocage et filtration des échantillons
 - * la teneur en Mg^{2+} , par un spectromètre d'émission atomique

Toutes les techniques d'analyse et de fixation sont les méthodes classiques présentées par ailleurs (STANDARD METHODS, 1975, WARZEE, 1981).

5.4. Etude de la faune benthique

5.4.1. Techniques de prélèvement

Celles-ci ont été choisies en fonction des objectifs poursuivis et des conditions de leur application. Dans notre cas, elles doivent permettre la récolte aisée d'échantillons quantitatifs de la faune en place et être adaptables à la diversité des conditions

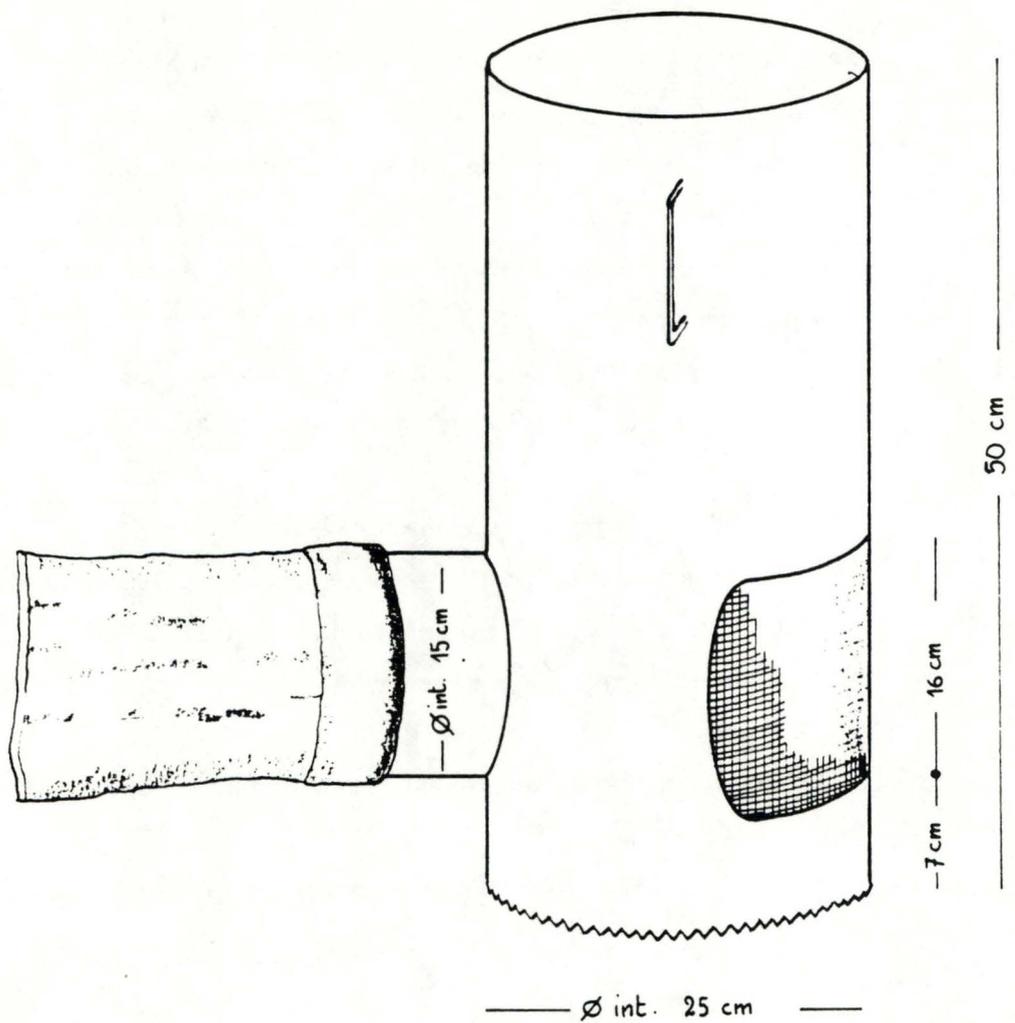


Figure 5.2: Appareil de prélèvement des macroinvertébrés benthiques: le cylindre

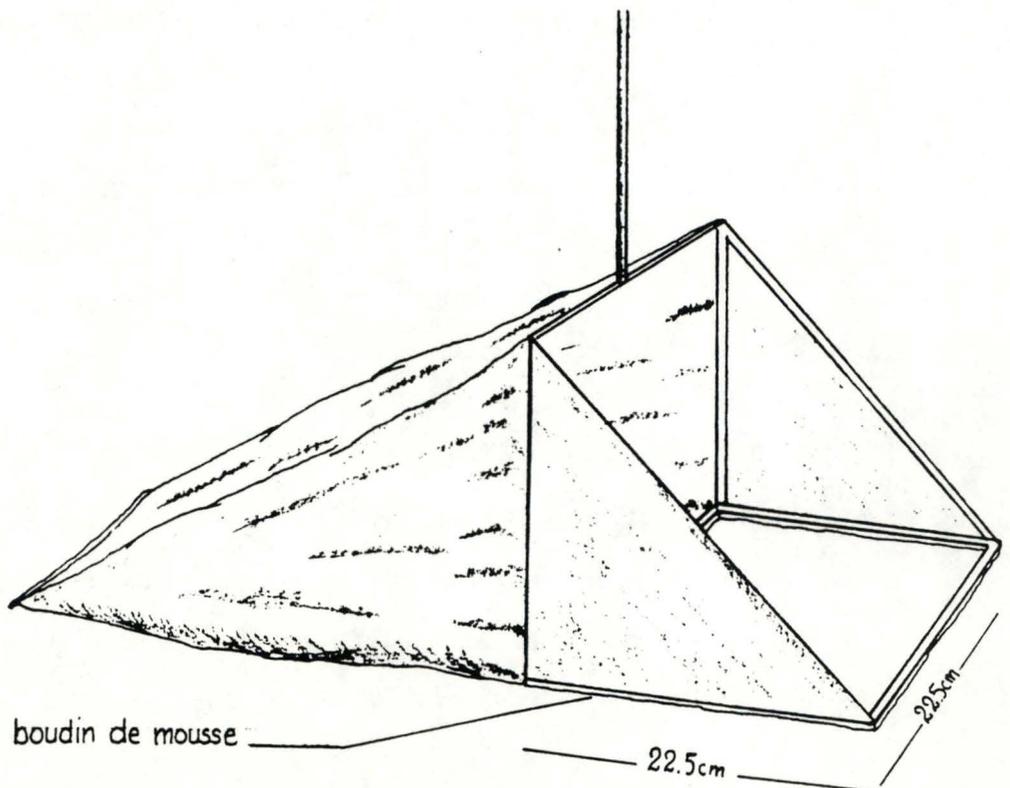


Figure 5.3: L'appareil de Surber modifié

rencontrées afin de produire des données comparables entre elles. Si la profondeur est faible dans les stations situées sur les affluents (20 à 40 cm), elle est plus élevée dans les stations situées sur la Haute-Semois (jusqu'à 70 cm). La vitesse du courant est souvent relativement faible et le substrat est très divers suivant les stations. L'emploi du filet Surber n'est pas avantageux dans de telles conditions puisqu'il est limité à des profondeurs faibles et à des vitesses de courant élevées. Il est peu adapté à un substrat plus fin de gravier et de sable, qui recouvre le fond de nombreux tronçons de la Haute-Semois. Nous avons donc préféré un appareil, d'emploi simple comme le Surber, mais mieux adapté aux conditions rencontrées: le cylindre.

Il s'inspire du cylindre de Aston (HAWKES & DAVIES, 1971) utilisé pour la première fois pour l'échantillonnage du benthon des "riffles" des rivières du Midland en Angleterre. Il consiste en un cylindre métallique (Figure 5.2) ouvert aux deux extrémités. L'extrémité inférieure est munie de dents de 1 cm de profondeur et deux poignées sont situées latéralement, ce qui facilitent l'enfoncement dans le substrat. Sur la face tournée vers l'amont, une ouverture ovale recouverte d'un treillis à larges mailles permet le passage de l'eau tout en limitant l'entrée des organismes en dérive. Sur le côté opposé, une ouverture circulaire de 15 cm de diamètre est prolongée par un court tuyau sur lequel vient se fixer le filet collecteur. Long de 45 cm, ce dernier à un diamètre de maille de 350 μ m. La hauteur du cylindre est de 50 cm, mais elle peut être accrue jusqu'à 65 cm par un anneau de 15 cm ajouté à son extrémité supérieure. Son emploi est donc possible lorsque la profondeur est plus élevée. La surface enserrée par le cylindre est de 0.05 m².

Après avoir fixé le filet soigneusement nettoyé, le cylindre est

enfoncé dans le substrat, le plus profondément possible, l'ouverture grillagée face au courant. Il est maintenu en place entre les jambes de l'utilisateur. L'entièreté du substrat compris dans la surface enserrée par le cylindre est mise en suspension et recueillie dans le filet avec les organismes qui s'y trouvent. Comme le préconisent certains auteurs (in ROSILLON 1984), le sédiment est prélevé sur une profondeur de 10 cm au moins. Les grosses pierres sont lavées à l'entrée du filet. Celui-ci est ensuite enlevé et son contenu transvasé dans un récipient pour être rapporté au laboratoire où il est fixé au formol 5%.

Par rapport au Surber, le cylindre a plusieurs avantages:

- la surface échantillonnée étant complètement encerclée, la fuite latérale des organismes est donc limitée. Lorsque le courant est faible, le substrat peut ainsi être mis en suspension manuellement et être projeté vers le filet collecteur.
- il peut être utilisé à des profondeurs allant jusque 60 à 70 cm.
- il peut être solidement arrimé dans un substrat suffisamment meuble.

Dans certaines stations échantillonnées (stations 1, 3 et 7), le substrat est principalement composé de dalles séparées par des dépôts de sable et de gravier. Dans ces conditions, l'emploi du cylindre est beaucoup moins favorable puisque son extrémité munie de dents ne peut être enfoncée. Nous avons alors préféré utilisé le filet Surber. La profondeur plus faible et le courant plus rapide rencontrés dans ces stations le permet. Le fin gravier, la vase et les organismes contenus dans le quadrat sont projetés dans le filet collecteur à l'aide d'une pelle ou d'une brosse. La surface d'échantillonnage est identique à celle du cylindre (0.05 m^2).

L'appareil utilisé présente deux modifications par rapport à l'original (Figure 5.3):

- deux plaques métalliques triangulaires sont ajoutées latéralement sur le cadre de base afin de limiter la fuite des organismes
- une bandelette de mousse épaisse est fixée sous le cadre qui repose sur le substrat afin d'améliorer l'adhérence d'un matériel rigide sur une surface irrégulière

L'efficacité de nos techniques de prélèvement a pu être estimée par MASON (1976) pour un appareil du même genre: le cylindre de HESS. Cet auteur a placé dans le substrat d'une rivière des casiers circulaires dont la surface correspond exactement à la superficie échantillonnée par le cylindre. Après 4 semaines de colonisation, les casiers sont échantillonnés, puis sont retirés de la rivière. Les organismes encore présents sont dénombrés. Il a pu ainsi déterminer que, grâce à cet appareil, il récolte 92 % du nombre d'organismes compris dans le quadrat (il s'agit d'une moyenne calculée sur 20 prélèvements). Notre technique, qui en plus recueille le sédiment mis en suspension, permet donc de récolter la grande majorité du benthon.

5.4.2. Surface échantillonnée et nombre de prélèvements

Vu le type de distribution adoptée par les macro-invertébrés benthiques sur le fond de la rivière, des relevés nombreux et de petite taille sont préférables à des relevés peu nombreux et de grande taille, pour une étude quantitative de la population (ELLIOT, 1971). Mais des facteurs pratiques fixent cependant une limite inférieure à la dimension de la superficie échantillonnée; principalement la taille des pierres qui composent le sédiment. De plus, le périmètre associé à cette surface augmente proportionnellement au fur et à mesure de sa réduction; l'erreur d'échantillonnage faite sur les bords du relevé augmente donc aussi. Le diamètre du quadrat que nous avons utilisé est de 0.05 m^2 ; il vise à établir un compromis entre ces deux tendances.

Un avantage appréciable de la faible taille des relevés est la possibilité d'augmenter le nombre de prélèvements par échantillon pour un même effort de traitement (tri, dénombrement et détermination), ce qui permet d'accroître l'efficacité de la méthode. Il est en effet toujours intéressant de posséder plusieurs répliquats afin de pouvoir apprécier la part de variabilité liée à la technique de récolte et la représentativité du prélèvement.

Nous avons choisi de réaliser des échantillons composés de 8 prélèvements. Cela correspond à un maximum si l'on considère le temps nécessaire pour le traitement de chaque prélèvement d'une part et le nombre de stations d'échantillonnage qui ont été définies d'autre part.

5.4.3. Traitement des prélèvements

5.4.3.1. le tri

Chaque prélèvement fixé est séparé en 3 fractions par lavage sur une colonne de tamis de maille égales à 5, 1 et 0.35 mm. Les deux premières fractions sont triées à vue dans un bassin à fond blanc. La troisième est triée à la loupe binoculaire.

Certains prélèvements provenant de stations à fond sableux et vaseux, souvent riche en matières organiques, foisonnent d'oligochètes. L'isolation de ceux-ci par la méthode habituelle demandant un effort trop important, une technique de flottation a été appliquée. Son principe est le suivant: si le milieu dans lequel baigne l'échantillon à une densité supérieure à celle des organismes mais inférieure à celle des sédiments, alors les organismes flotteront et seront plus facilement récupérables.

Comme milieu de flottation, nous avons utilisé une solution de 110 g/l de chlorure de calcium (densité= 1.1). Chaque fraction est

mélangée à cette solution et, après 1 minute de décantation, le surnageant est récupéré; il est presque uniquement composé d'oligochètes et de larves de Chironomidae. La même opération est répétée 3 fois de suite sur une même fraction; un examen rapide du matériel non-extrait permet de récupérer les derniers organismes. Cette technique a été utilisée pour la première fois par HYNES en 1955. LAPCHIN et al. (1977) ont apprécié quantitativement l'intérêt d'une telle technique pour limiter le temps de tri. Mais l'efficacité de la flottation varie suivant les taxons; les organismes avec coquille ou fourreau qui ne sont que très peu récupérés; il en est de même pour les larves de chironomides et les oligochètes; pour ces derniers, le pourcentage de récupération moyen (calculé sur 51 mesures) est de 31.7% Les observations réalisées par ROSILLON (1984) sont similaires. Cependant, dans notre cas, plus de 90 % des organismes sont récupérés après 3 flottations successives. Trois facteurs explicatifs peuvent être proposés:

- Le surnageant est récupéré beaucoup plus rapidement que chez les autres auteurs; or les oligochètes présentent un temps de flottation très bref (ANDERSON, 1959).

- Le matériel traité ici n'est pas composé de sédiment grossier auquel les organismes peuvent être accrochés lors de la flottation.

- Une bonne partie des oligochètes récoltés lors des études citées sont de petite taille puisqu'ils appartiennent à la famille des Naididae; dans notre cas, ils appartiennent à des familles dont les individus sont caractérisés par une plus grande taille (Tubificidae, Lumbriculidae,..). Or l'efficacité de la flottation est la meilleure pour les organismes les plus grands (LAPCHIN et al., 1977).

5.4.3.2. dénombrement et détermination des organismes

Tous les individus récoltés sont déterminés et dénombrés. L'identification est la plus précise possible: jusqu'au genre ou à l'espèce sauf pour certaines larves de diptères dont nous n'avons pu déterminer que la famille (Simulidae, Chironomidae, Tipulidae).

Pour certaines déterminations, nous avons pu bénéficier de l'aide de

- Mme Muller-Liebenau (Max Planck Institut fur Limnologie): larves de Baetis spp.
- MM. Stroot et Marlier (I.R.Sc.N.B.): larves de trichoptères
- MM. Lafont (C.M.E.G.R.E.F., Lyon) et Ladle (F.B.A., Wareham): oligochètes

En ce qui concerne les oligochètes, leur détermination s'effectue sous microscope. Ils doivent donc être montés entre lame et lamelle. Le milieu de montage est un mélange constitué à volume égal de glycérine et d'acide lactique; lorsque la préparation est soumise à une température de 80° C, il permet l'éclaircissement des organismes, ce qui facilite leur identification.

sous-échantillonnage

Dans certains prélèvements, la récolte d'oligochètes étant très importante, celle-ci était fractionnée en 5 parts de volume égal; le dénombrement et la détermination des organismes sont effectués sur une seule de ces parts. Préalablement, nous avons pu vérifier par un test statistique la distribution homogène et aléatoire des différents taxons dans les 5 sous-échantillons (test de chi-carré d'homogénéité des proportions).

	STATION 1			STATION 2			STATION 3			STATION 4			STATION 5		
<u>Planaria gonocephala</u> (L.)	7	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	19	6
<u>Tubifex tubifex</u> (Muller)	5	7	18	114	145	150	88	110	111	45	11	80	41	70	58
<u>Glossiphonia complanata</u> (L.)	2	1	4	0	0	0	2	2	6	6	4	2	0	0	0
<u>Erpobdella octoculata</u> (L.)	3	4	3	1	0	1	27	10	59	7	2	3	4	3	3
<u>Pisidium</u> sp.	51	103	65	0	0	0	1	1	4	1	3	3	3	7	8
<u>Ancylus fluviatilis</u> (Muller)	6	8	10	0	0	0	0	1	0	1	2	0	19	20	17
<u>Lymnaea stagnalis</u> (L.)	0	0	0	1	1	1	7	4	2	9	14	11	0	0	0
<u>Gammarus</u> sp.	1845	1214	622	19	34	16	242	297	338	559	713	918	530	744	791
<u>Baetis</u> sp.	8	7	12	1	0	1	14	28	12	207	160	116	53	144	103
<u>Torleya belgica</u> (Lestage)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22	24	8
<u>Hydropsyche angustipennis</u> (Curtis)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	7	10	15	533	606	608
<u>Rhyacophila</u> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3	5	2	29	18	26
<u>Elmis</u> sp.	172	126	260	0	0	0	0	0	0	51	45	39	584	710	484
CHIRONOMIDAE	40	54	20	417	482	508	4	3	7	2	2	5	57	75	55
<u>Simulium</u> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	35	38	41

Tableau 5.1: Abondance des taxons dans les 15 prélèvements hivernaux effectués sur la Biême.

1 d'après

5.5. Analyses statistiques des données

5.5.1. Données biologiques

Les tableaux de données ont été analysés grâce à des techniques multivariées: une technique de classification et l'analyse en composantes principales. Nous avons montré préalablement leur intérêt par rapport aux différentes méthodes basées sur le calcul d'indices biologiques; cependant nous avons également souligné leurs limites lorsqu'elles sont appliquées à ce type de données écologiques (chapitre 3). C'est pourquoi nous avons utilisé la méthodologie mise au point par DEPIEREUX et al. (1983) pour interpréter leurs résultats.

Nous illustrerons l'exposé de cette méthodologie à l'aide d'un exemple. Nous nous sommes inspirés de données expérimentales récoltées par GENIN (1976) sur la Biême, ruisseau confluent avec la Sambre à hauteur de Tamines. Ces données ont l'avantage d'avoir été récoltées dans un cadre expérimental limité et d'être particulièrement typiques du processus de récupération d'une rivière en aval d'une pollution organique.

5.5.1.1. tableau de données

5 stations de prélèvements ont été choisies: la station 1, localisée dans une zone de prairies, est en amont d'une source importante de pollution organique; les stations 2 à 5, par contre, s'échelonnent en aval des rejets. Dans chaque station, un échantillonnage de 3 Surbers a été réalisé en hiver puis au printemps suivant. Tous les organismes récoltés ont été identifiés et dénombrés. Le tableau de données que nous allons analyser reprend les valeurs d'abondances des 15 taxons les mieux représentés dans les 15 prélèvements hivernaux (tableau 5.1).

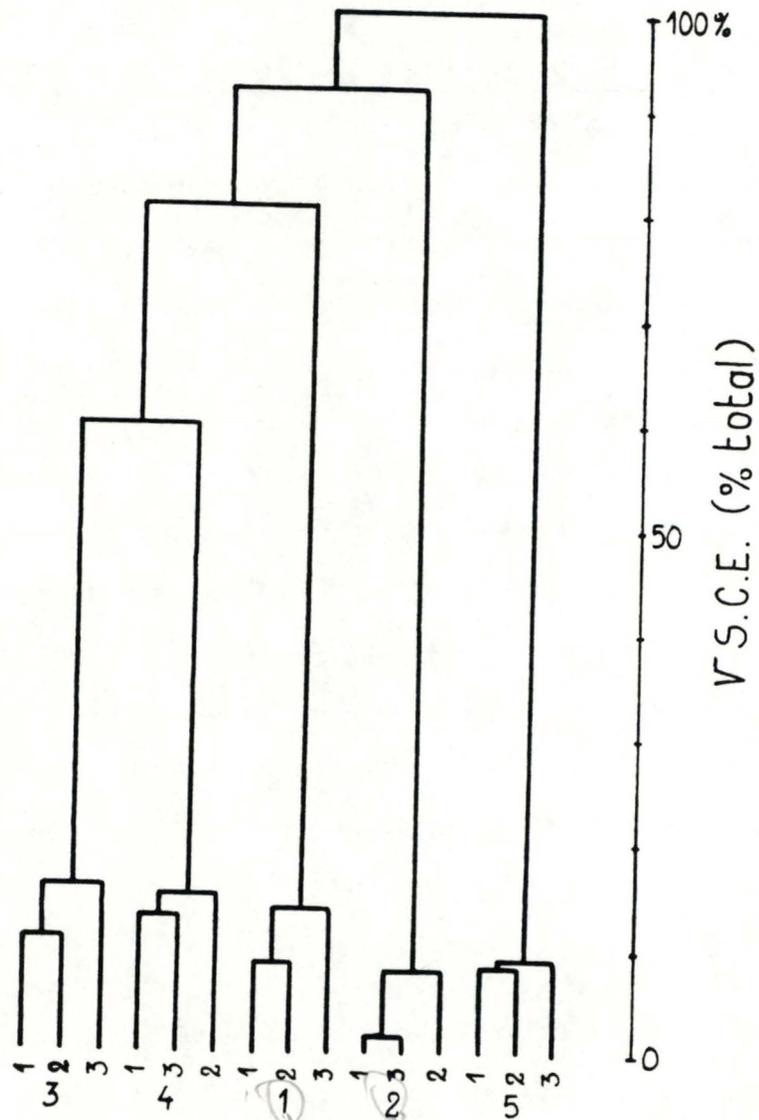


Figure 5.4: Dendrogramme de la classification hiérarchique effectuée sur le tableau des logarithmes d'abondance de 15 taxons dans 15 prélèvements (méthode de Ward). Les prélèvements de chaque échantillon sont numérotés de 1 à 3. L'échantillon est identifié par le numéro de la station (1 à 5).

5.5.1.2. transformation des données

Comme nous l'avons vu dans le chapitre 3, les données correspondant à des abondances de macroinvertébrés benthiques doivent être transformées, préalablement à toute analyse statistique. A partir de données expérimentales, DEPIEREUX et al. (1983) ont montré que la transformation $x'=\ln(x+1)$ permet de rendre la variance indépendante de la moyenne dans l'ensemble des données.

5.5.1.3. standardisation

Le poids accordé à chaque taxon dans les analyses, est fonction de son importance quantitative. De même pour les prélèvements. Une standardisation suivant les colonnes (taxons) ou suivant les lignes (prélèvements) s'avère donc souvent nécessaire. Ainsi, la classification des prélèvements sera réalisée après standardisation suivant les prélèvements afin que le niveau d'abondance de chacun d'eux ne soit pas un critère de regroupement. L'analyse en composantes principales est effectuée sur la matrice de corrélation entre taxons; la standardisation se fait donc suivant les taxons. Tous les taxons auront donc la même moyenne et la même variance, qu'ils soient rares ou abondants.

5.5.1.4. classification des prélèvements

Une technique de classification est d'abord appliquée sur les données transformées et standardisées. Il s'agit d'une méthode de fusions hiérarchiques, basée sur le calcul des distances euclidiennes entre objets; le critère de regroupement est l'augmentation de la somme des carrés des écarts à l'intérieur des groupes progressivement formés: méthode de Ward (WISHART, 1978). En effet, il est démontré que, lors de la fusion de deux groupes d'objets, l'augmentation de la dispersion interne (mesurée par la somme des carrés des écarts) qui en résulte, est proportionnelle au carré de la distance euclidienne entre les centroïdes des 2 groupes de départ (ANDENBERG, 1973).

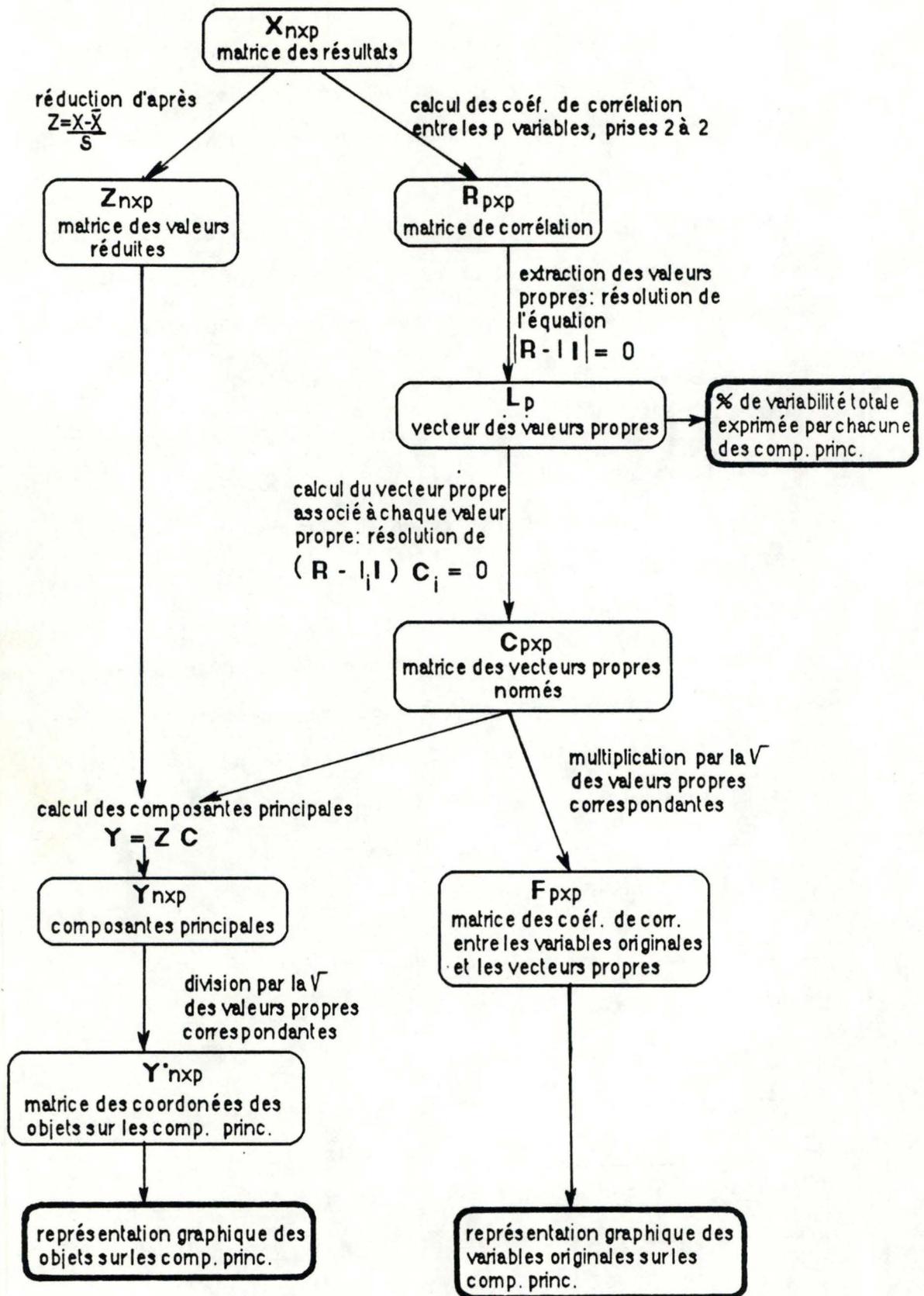


Figure 5.5: Les différentes étapes de l'analyse en composantes principales.

Les résultats de l'analyse sont présentés à la figure 5.4 sous la forme d'un dendrogramme. En abscisse, chaque prélèvement est identifié; en ordonnée, l'échelle exprime la dispersion interne des groupes, en pourcentage de la racine carrée de la variabilité totale.

L'information qui peut en être déduite est de deux types:

- les 3 prélèvements d'un même échantillon sont systématiquement regroupés en bas de l'échelle. Nous pouvons donc conclure qu'ils sont le reflet d'une même entité, la station d'échantillonnage, malgré la variabilité qui existe entre les prélèvements et qui est liée à la technique de récolte. Ils pourront donc être valablement remplacés par une moyenne de leurs valeurs. *Echant. 70k*
- plus haut sur l'échelle du dendrogramme, nous pouvons essayer de dégager des groupes d'échantillons. Puisqu'une standardisation suivant les prélèvements a été préalablement effectuée, c'est leur profil en espèces qui détermine le rapprochement des objets, indépendamment de leur degré d'abondance. Sur cette figure, aucun regroupement d'échantillons n'est apparente. Cela laisserait donc supposer l'existence d'un continuum dans les données. *Mais quel continuum?*

5.5.1.5. analyse en composantes principales

L'analyse est réalisée sur la matrice de corrélation entre les taxons. Nous résumons dans la figure 5.5 les différentes étapes de l'analyse. Son point de départ est une matrice de résultats de dimensions $n \times p$ (n = nombre d'objets ou de prélèvements, p = nombre de variables ou de taxons). Elle aboutit à l'estimation de la variabilité exprimée par chacune des composantes principales, à la représentation graphique des corrélations entre chaque variable initiale et chaque composante, et à la projection de chaque objet sur chaque composante. Dans cet exemple, 15 composantes principales peuvent être extraites mais seul le plan des 2 premières sera considéré. Les valeurs propres associées nous indiquent qu'il

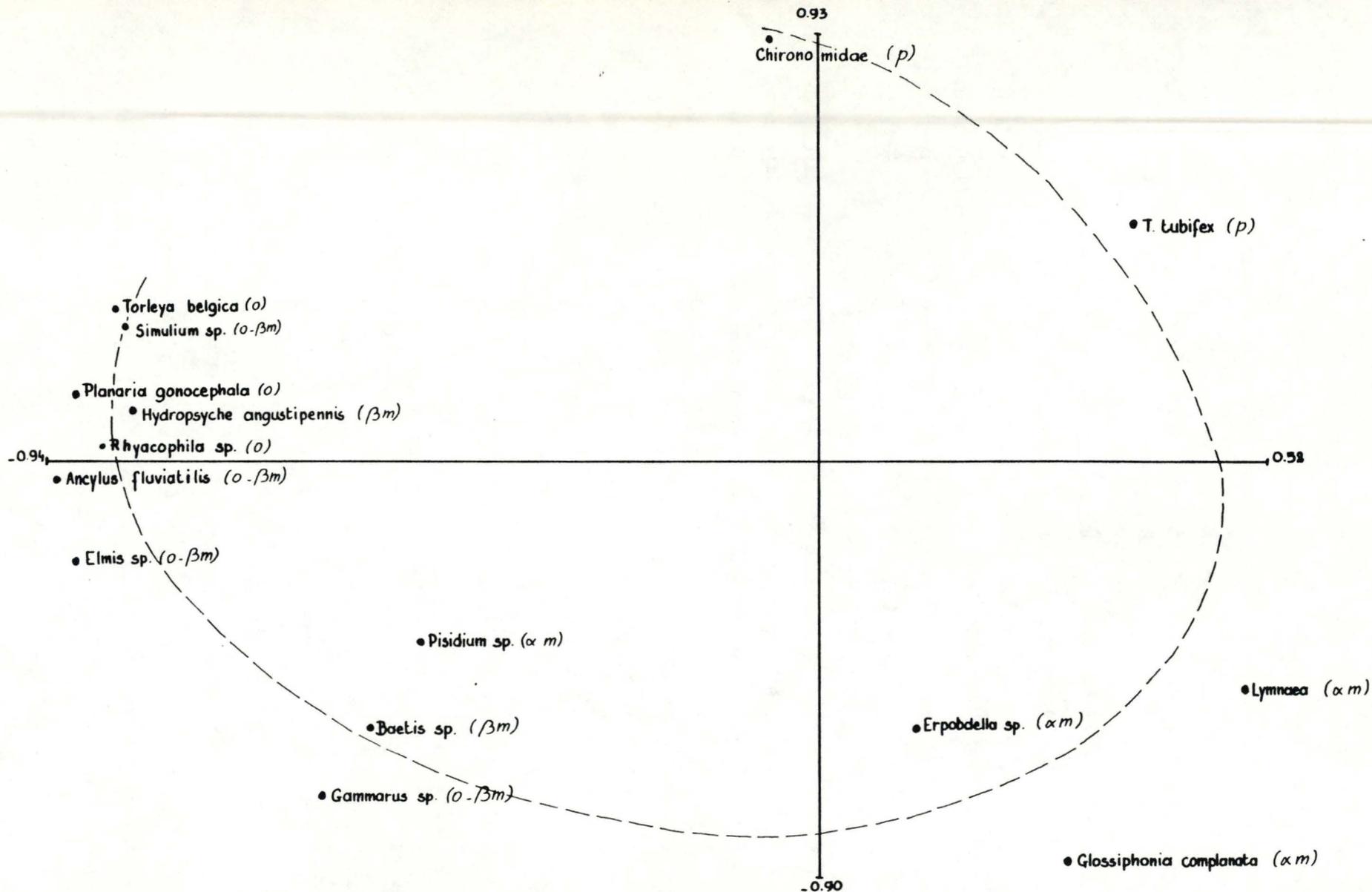


Figure 5.6a: Résultats de l'analyse en composantes principales réalisée sur le tableau du logarithme de l'abondance des taxons dans les prélèvements récoltés sur la Biême. Projection des taxons dans le plan des 2 premières composantes principales. La valence saprobique caractéristique de chaque taxon est indiquée (o: oligosaprobe; αm: α-mésosaprobe; βm: β-mésosaprobe; p: polysaprobe). La structure "en croissant" discutée dans le texte est soulignée.

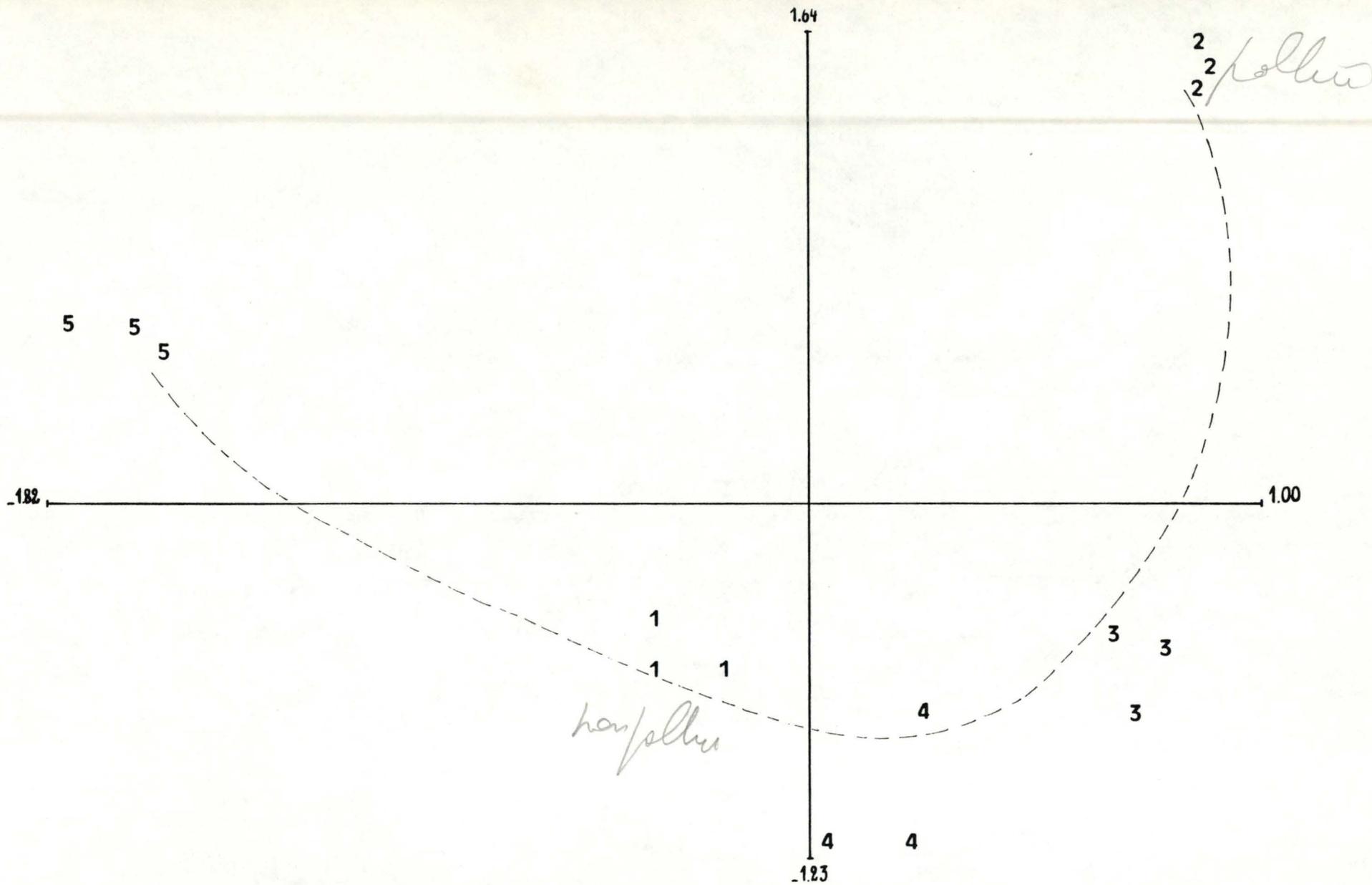


Figure 5.6b: Projection des prélèvements dans le plan des 2 premières composantes principales. Chaque prélèvement est identifié par le numéro de la station de récolte.

exprime 72.5% de la variabilité totale. La représentation graphique des taxons dans le plan des 2 composantes principales peut être visualisée à la figure 5.6a. Nous retrouvons dans ce plan la structure "en croissant" qui avait pu être décrite par DEPIEREUX et al. (1983) sur des données simulant une succession d'espèces le long d'un gradient écologique. Suivant les caractéristiques écologiques des taxons situés à différents niveaux de cette structure, cette dernière peut être assimilée à un gradient de saprobité (SLADECEK, 1973): à une extrémité du gradient correspondent les taxons qui prolifèrent en présence de matières organiques et qui sont donc caractéristiques d'une zone polysaprobe; c'est le cas de Tubifex tubifex et des Chironomidae (groupe Chironomus plumosus). Apparaissent ensuite des taxons indicateurs des zones alpha-méso et bêta-mésosaprobe. A l'autre extrémité du gradient, correspondent des taxons intolérants à la pollution organique et indicateurs de la zone oligosaprobe. Il existe donc dans les données récoltées une succession des taxons le long d'un gradient de pollution organique ou de qualité de l'eau.

Les coordonnées de chaque prélèvement dans le plan des 2 premières composantes principales peuvent ensuite être calculées (figure 5.6b). Nous observons de nouveau l'existence d'une structure curvilinéaire le long de laquelle se localisent les 5 groupes de prélèvements. L'interprétation d'un tel graphique étant relativement complexe et délicate, nous préférons approfondir notre interprétation des résultats expérimentaux à l'aide d'une représentation graphique plus explicite.

5.5.1.6. profils des structures de peuplement

Toujours suivant la méthodologie de DEPIEREUX et al. (op cit.), les résultats que nous venons de présenter sont utilisés pour dresser le profil représentant la structure du peuplement de chaque prélèvement et pour établir leur continuum (figure 5.7).

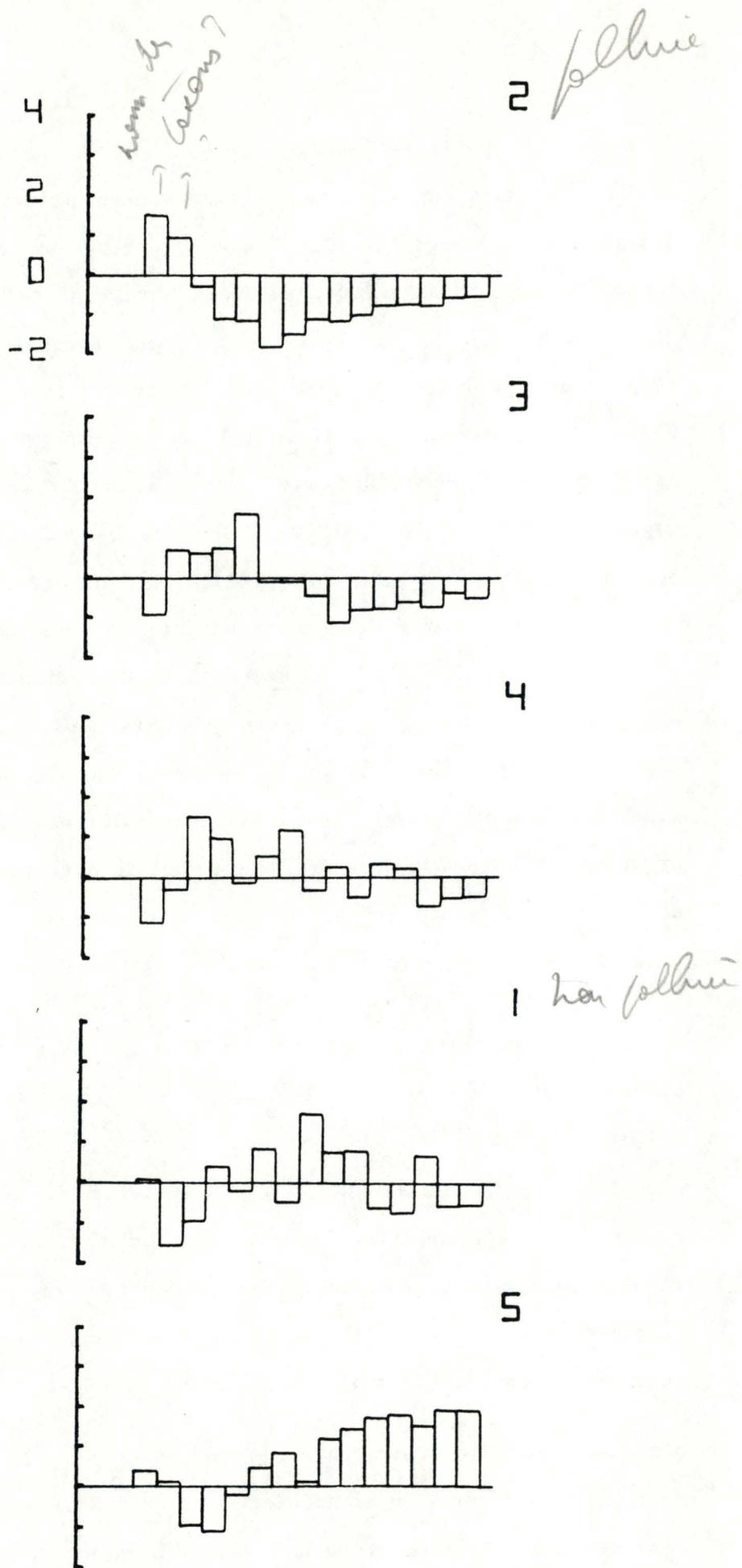


Figure 5.7: Profils moyens de la structure de peuplement de chaque échantillon. En abscisse, les taxons se succèdent suivant leur progression le long du "croissant". En ordonnée, le logarithme de l'abondance standardisée par taxon. Les profils sont classés suivant leur progression le long du "croissant" représentant le continuum.

Chaque profil est construit de la manière suivante: en abscisse, les taxons se succèdent suivant l'ordre établi dans le plan des 2 composantes principales, le long du "croissant" (figure 5.6a). Nous choisissons de placer en tête de classement les taxons les plus tolérants à la pollution. En ordonnée, est représentée, pour chaque taxon, son abondance préalablement transformée en logarithme et standardisée suivant les taxons. Une valeur positive représente une abondance supérieure à la moyenne calculée sur tous les prélèvements. Une valeur négative indique soit l'absence du taxon soit une abondance inférieure à la moyenne calculée sur tous les prélèvements.

Les résultats de la classification des prélèvements nous permettent de remplacer valablement les 3 profils d'un échantillon par un profil moyen. Les 5 profils ainsi obtenus sont ordonnés suivant la progression des échantillons le long de la structure curvilinéaire mise en évidence à la figure 5.6b.

De cette représentation graphique des données, nous pouvons déduire plusieurs observations:

- lorsque l'on considère l'évolution des profils du premier au dernier échantillon, l'existence d'un continuum se marque par un déplacement progressif, de la gauche vers la droite de l'histogramme, des taxons dont l'abondance est supérieure à la moyenne. Suivant les caractéristiques écologiques des taxons situés en abscisse, nous avons vu que ce continuum peut être mis en correspondance avec un gradient de pollution organique ou de qualité de l'eau.
- la structure du peuplement de chaque échantillon peut être interprétée en fonction de l'allure de l'histogramme qui la représente et de sa position dans le continuum: pour la station 2, la structure de peuplement de son échantillon indique sa mauvaise qualité biologique; la diversité faunistique est faible et seuls y abondent des taxons tolérants à la pollution

organique. Pour les stations 3 et 4, les profils de leurs échantillons laissent voir un accroissement de la diversité, une apparition de taxons de moins en moins tolérants et une réduction de l'abondance des taxons les plus tolérants. La qualité biologique de la Bième s'améliore donc vers l'aval, en relation avec le processus d'autoépuration rivière. Elle est la meilleure pour la station 5, puisque le peuplement est riche en taxons polluosensibles. La qualité biologique intermédiaire de la station 1, pourtant localisée en amont des rejets, peut être expliquée par certaines particularités environnementales caractéristiques des milieux proches des sources, notamment un habitat moins diversifié; c'est ainsi qu'un seul taxon (Gammarus sp.) représente pratiquement 80% du peuplement total. *manque h non* *ou non cela*

5.5.1.7. confrontation des résultats de l'analyse en composantes principales et de la classification hiérarchique

Certaines informations déduites de la classification des prélèvements nous seront utiles pour l'interprétation des résultats de l'analyse en composantes principales et des profils de structures de peuplement:

- Le regroupement systématique des 3 prélèvements de chaque échantillon nous permet de remplacer avantageusement 3 profils par un profil moyen qui est bien représentatif du peuplement de la station. La représentation et l'interprétation des résultats en sont favorisées.
- La mise en évidence, par le cluster analysis, de groupes d'échantillons, nous permet de détecter la présence de discontinuités dans le continuum des stations établi à partir des résultats de l'analyse en composantes principales. Cela n'a pas été le cas dans l'exemple présenté ci-dessus.
- Si nous confrontons le regroupement des prélèvements sur le dendrogramme, avec leur répartition dans le plan des 2 premières composantes principales, nous pouvons visualiser la perte d'information liée à la représentation des données dans cet espace réduit. Lorsque cette perte est importante, cela se marquera par une superposition dans le plan des groupes de prélèvements.

truisme - L'emploi d'une méthode de classification nous permet de mettre en évidence l'impact, sur les peuplements, de facteurs de variation qui ne peuvent être assimilés à un gradient environnemental: c'est le cas lorsque les données correspondent à plusieurs techniques de prélèvements (DEPIEREUX & FEYTMANS, 1985), à des époques de récolte différentes, ...

5.5.2. Données physico-chimiques

La même méthode de classification est appliquée sur les matrices de données physico-chimiques. Une standardisation suivant les variables est préalablement effectuée, les paramètres physico-chimiques étant exprimés en des unités incompatibles.

5.5.3. Logiciels

L'analyse en composantes principales, la recherche de la succession des taxons et la présentation des résultats sous la forme d'histogrammes ont été réalisés sur un ordinateur DEC 20-60 de DIGITAL, par un ensemble de routines disponibles dans le logiciel MLAB (KNOTT, 1979). La classification a été réalisée par le logiciel CLUSTAN (WISHART, 1978).

PARTIE III: ETUDE PHYSICO-CHIMIQUE ET
BIOLOGIQUE DE LA HAUTE-SEMOIS ET DE SES
AFFLUENTS AVANT EPURATION

PARTIE III: ETUDE PHYSICO-CHIMIQUE ET BIOLOGIQUE DE LA HAUTE-SEMOIS
ET DE SES AFFLUENTS AVANT EPURATION

STATION	1	2	3	4	5	6	7	8	3'	4'	5'	6'	8'
température (° c)	8.0	8.5	9.0	9.0	9.0	9.5	9.5	9.5	11.0	11.0	9.5	9.5	9.0
oxygene (% sat.)	55.5	55.9	69.9	84.8	85.2	80.4	80.2	95.9	99.0	97.2	94.1	93.2	100.8
MES (mg/l)	18.1	40.3	9.7	5.7	11.0	14.8	5.9	3.9	10.3	10.1	7.1	7.5	2.1
Conductivité (uS/cm)	423	432	370	394	311	294	322	154	257	343	130	423	78
Alcalinité (mg CaCO3/l)	106	187	124	185	137	145	141	51	162	134	40	175	18
pH	7.5	7.3	7.4	7.4	7.3	7.4	7.4	7.1	7.1	7.6	6.9	7.4	7.0
DCO (mg/l)	18	17	18	13	15	15	13	5	17	19	12	16	5
NO2 ⁻ (mg N/l)	0.15	0.15	0.07	0.09	0.08	0.08	0.07	0.04	0.03	0.04	0.03	0.04	0.03
NO3 ⁻ (mg N/l)	3.15	2.25	1.63	1.61	1.62	1.72	1.63	1.66	0.67	0.66	0.87	0.66	1.67
Nkt (mg N/l)	1.8	3.9	1.3	2.1	2.4	2.0	1.7	0.8	0.6	0.8	1.5	1.0	0.8
NH4 ⁺ (mg N/l)	1.80	2.10	0.41	1.00	1.40	1.10	1.10	0.24	0.06	0.18	0.18	0.21	0.14
PO4 ⁻⁻⁻ (mg P/l)	0.33	0.56	0.25	0.36	0.25	0.20	0.15	0.06	0.07	0.09	0.07	0.06	0.03
Pkt (mg P/l)	0.40	0.80	0.30	0.40	0.40	0.30	0.20	0.10	0.05	0.10	0.20	0.10	0.10
Cl ⁻ (mg cl/l)	48.7	41.1	31.3	36.2	20.8	18.0	21.0	11.6	18.4	11.0	11.7	12.7	8.8
SO4 ⁻⁻⁻ (mg SO4/l)	44.1	35.4	27.3	26.5	18.3	17.1	19.2	7.2	28.4	15.6	8.0	18.5	5.0
Ca ⁺⁺ (mg Ca/l)	83.3	88.6	64.2	78.9	60.3	60.7	61.1	22.5	42.5	38.8	22.1	57.8	9.7
Mg ⁺⁺ (mg Mg/l)	5.2	4.4	4.3	5.7	3.8	4.1	5.3	4.4	7.5	12.9	2.2	13.1	4.4
Na ⁺ (mg Na/l)	18.4	21.8	11.5	14.8	11.5	9.5	10.4	5.5	3.5	4.0	4.9	5.6	4.1
K ⁺ (mg K/l)	5.4	6.4	4.4	5.3	4.6	3.8	3.7	1.8	1.2	3.4	1.9	2.1	1.2
détergent an. (mg LS/l)	0.310	0.350	0.140	0.160	0.025	0.025	0.090	0.025	0.025	0.050	0.025	0.050	0.025

Tableau 6.1: Valeurs des paramètres physico-chimiques mesurés en mars 1981.

ou?
1+ / 24h??

STATION	1	2	3	4	5	6	7	8	3'	4'	5'	6'	8'
température (°c)	11.0	12.0	13.0	14.0	15.0	16.0	15.0	17.0	17.0	15.5	15.0	17.0	17.0
oxygène (% sat.)	97.2	50.1	53.1	52.8	76.5	87.7	110.6	117.1	85.1	63.8	100.5	121.9	116.3
MES (mg/l)	17.6	208.2	16.4	15.2	17.2	20.4	3.6	4.8	30.8	48.4	11.2	3.6	6.0
Conductivité (µS/cm)	442	506	416	399	304	306	372	250	485	555	172	440	120
Alcalinité (mg CaCO3/l)	191	220	195	152	145	155	158	95	278	282	71	223	36
pH	7.8	7.1	7.5	7.6	7.6	7.7	7.6	7.3	7.3	7.4	7.0	8.0	7.0
DCO (mg/l)	18	196	29	25	23	20	19	16	22	29	21	24	14
NO2 ⁻ (mg N/l)	0.080	0.080	0.140	0.150	0.110	0.110	0.110	0.060	0.020	0.110	0.005	0.050	0.020
NO3 ⁻ (mg N/l)	4.62	0.72	1.36	1.35	1.19	1.39	2.56	1.91	0.29	0.99	0.81	0.64	1.20
Nkt (mg N/l)	2.4	15.9	4.0	3.3	2.6	2.3	3.0	1.9	0.8	5.9	0.7	3.3	1.4
NH4 ⁺ (mg N/l)	0.46	6.80	3.80	2.60	1.03	0.56	0.04	0.00	0.09	3.54	0.00	0.11	0.00
PO4 ⁻⁻⁻ (mg P/l)	0.20	3.80	0.80	0.50	0.07	0.06	0.49	0.24	0.03	1.28	0.01	0.13	0.08
Pkt (mg P/l)	0.3	4.0	0.8	0.5	0.3	0.2	0.6	0.3	0.1	1.6	0.1	0.2	0.1
Cl ⁻ (mg Cl/l)	33.4	39.4	29.6	26.7	20.1	15.6	22.6	15.6	13.8	19.8	8.2	17.5	11.5
SO4 ⁻⁻⁻ (mg SO4/l)	31.5	30.2	24.8	25.1	17.8	17.8	16.0	11.9	11.8	39.0	6.9	43.7	7.6
Ca ⁺⁺ (mg Ca/l)	95.3	91.6	82.9	80.2	55.9	58.2	65.7	39.2	93.3	68.6	28.7	64.0	11.7
Mg ⁺⁺ (mg Mg/l)	4.1	4.8	4.3	5.9	3.9	5.1	4.5	5.2	10.7	31.8	2.1	24.2	5.7
Na ⁺ (mg Na/l)	10.6	16.8	11.6	11.4	7.4	9.8	12.4	7.0	3.6	12.1	1.4	6.4	3.5
K ⁺ (mg K/l)	3.0	7.5	4.3	4.2	3.0	2.8	3.5	2.5	1.0	10.6	0.9	4.1	1.8
Détergent an. (mg LS/l)	0.120	2.080	0.410	0.330	0.110	0.120	0.090	0.025	0.140	0.300	0.090	0.050	0.025

Tableau 6.2: Valeurs des paramètres physico-chimiques mesurés en juin 1981.

STATION	1	2	3	4	5	6	7	8	3'	4'	5'	6'	8'
température (° c)	14.0	14.5	15.5	15.5	13.5	15.5	15.0	17.0	17.0	15.5	15.0	17.0	17.0
oxygène (% sat.)	64.1	20.4	49.8	61.4	89.2	99.2	110.6	117.1	85.1	63.8	100.5	121.9	116.3
MES (mg/l)	5.6	24.4	10.0	38.0	10.4	8.4	3.6	4.8	30.8	48.4	11.2	3.6	6.0
Conductivité (uS/cm)	470	530	495	505	370	364	372	250	485	555	172	440	120
Alcalinité (mg CaCO ₃ /l)	183	205	212	222	165	157	158	95	278	282	71	223	36
pH	7.3	7.3	7.4	7.3	7.4	7.4	7.6	7.3	7.3	7.4	7.0	8.0	7.0
DCO (mg/l)	12	31	27	25	22	19	19	16	22	29	21	24	14
NO ₂ ⁻ (mg N/l)	0.060	0.130	0.080	0.060	0.060	0.150	0.110	0.060	0.020	0.110	0.005	0.050	0.020
NO ₃ ⁻ (mg N/l)	4.34	1.15	0.72	0.52	0.85	2.15	2.56	1.91	0.29	0.99	0.81	0.64	1.20
Nkt (mg N/l)	1.0	5.1	6.8	5.2	3.9	1.5	3.0	1.9	0.8	5.9	0.7	3.3	1.4
NH ₄ ⁺ (mg N/l)	0.24	3.93	4.06	3.86	2.43	0.39	0.04	0.00	0.09	3.54	0.00	0.11	0.00
PO ₄ ⁻⁻⁻ (mg P/l)	0.15	1.36	1.09	1.08	0.62	0.48	0.49	0.24	0.03	1.28	0.01	0.13	0.08
Pkt (mg P/l)	0.3	1.9	1.4	1.4	0.7	0.6	0.6	0.3	0.1	1.6	0.1	0.2	0.1
Cl ⁻ (mg Cl/l)	33.2	41.9	35.4	32.9	26.6	23.0	22.6	15.6	13.8	19.8	8.2	17.5	11.5
SO ₄ ⁻⁻⁻ (mg SO ₄ /l)	29.2	33.1	25.9	24.5	16.3	18.9	16.0	11.9	11.8	39.0	6.9	43.7	7.6
Ca ⁺⁺ (mg Ca/l)	88.5	78.3	78.4	80.7	64.9	65.5	65.7	39.2	93.3	68.6	28.7	64.0	11.7
Mg ⁺⁺ (mg Mg/l)	4.3	4.8	4.5	5.6	4.0	5.1	4.5	5.2	10.7	31.8	2.1	24.2	5.7
Na ⁺ (mg Na/l)	8.5	22.1	17.5	18.1	12.3	12.0	12.4	7.0	3.6	12.1	1.4	6.4	3.5
K ⁺ (mg K/l)	3.1	9.3	4.9	5.4	3.7	4.2	3.5	2.5	1.0	10.6	0.9	4.1	1.8
detergent an. (mg LS/l)	0.050	0.500	0.650	0.480	0.150	0.100	0.090	0.025	0.140	0.300	0.090	0.050	0.025

Tableau 6.3: Valeurs des paramètres physico-chimiques mesurés en août 1981.

STATION	1	2	3	4	5	6	7	8	3'	4'	5'	6'	8'
température (° c)	9.2	9.0	8.5	8.5	8.2	8.7	8.7	8.5	8.0	8.2	7.9	8.4	8.5
oxygène (% sat.)	72.3	39.6	46.1	55.8	60.3	59.5	61.1	79.6	77.7	73.5	78.1	86.3	89.6
MES (mg/l)	9.6	175.0	25.0	38.0	15.6	16.8	17.2	9.2	11.6	17.2	7.2	14.4	3.6
Conductivité (uS/cm)	502	572	443	410	349	343	343	202	361	392	116	367	104
Alcalinité (mg CaCO3/l)	208	246	187	189	176	165	162	75	262	265	63	205	32
pH	7.4	7.2	7.3	7.4	7.5	7.5	7.3	7.2	7.5	7.5	7.0	7.7	7.0
DCO (mg/l)	8	234	32	37	17	14	13	10	15	18	9	15	3
NO2 ⁻ (mg N/l)	0.04	0.05	0.08	0.07	0.02	0.02	0.06	0.08	0.03	0.02	0.03	0.03	0.01
NO3 ⁻ (mg N/l)	5.16	0.18	1.15	0.98	1.18	1.24	1.36	1.41	0.52	0.76	0.68	0.76	1.49
Nkt (mg N/l)	0.9	12.9	4.1	3.8	1.8	1.9	1.5	1.2	1.1	1.4	0.8	0.9	1.0
NH4 ⁺ (mg N/l)	0.26	7.90	2.40	2.10	1.10	0.78	0.54	0.29	0.07	0.48	0.12	0.14	0.10
PO4 ⁻⁻⁻ (mg P/l)	0.06	0.71	0.57	0.46	0.22	0.18	0.14	0.07	0.03	0.06	0.01	0.06	0.03
Pkt (mg P/l)	0.1	3.2	1.0	0.8	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Cl ⁻ (mg Cl/l)	27.8	44.2	34.2	28.7	17.3	15.9	14.5	11.1	18.3	10.8	8.0	11.2	10.1
SO4 ⁻⁻ (mg SO4/l)	28.0	25.2	25.5	23.4	15.4	16.5	16.2	8.1	16.2	16.5	2.5	18.4	2.3
Ca ⁺⁺ (mg Ca/l)	62.0	97.4	78.4	73.9	100.7	62.0	63.6	64.7	68.4	71.7	18.9	57.1	11.9
Mg ⁺⁺ (mg Mg/l)	4.1	5.8	5.0	8.0	6.0	7.8	7.4	6.1	9.1	19.8	1.8	12.7	4.8
Na ⁺ (mg Na/l)	3.9	18.9	13.7	11.5	9.0	8.0	7.4	6.7	4.1	3.9	6.8	4.7	5.1
K ⁺ (mg K/l)	1.6	9.0	6.1	5.8	2.7	3.3	3.1	3.1	1.1	1.5	4.5	1.0	2.4
detergent an. (mg LS/l)	0.15	0.43	0.24	0.17	0.08	0.07	0.05	0.05	0.08	0.06	0.05	0.07	0.05

Tableau 6.4: Valeurs des paramètres physico-chimiques mesurés en novembre 1981.

6. CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES

Nous reprenons dans les tableaux 6.1, 6.2, 6.3 et 6.4 les valeurs des 19 paramètres mesurés respectivement au mois de mars, juin, août et novembre 1981 dans les 13 stations d'étude.

Nous analyserons d'abord les caractéristiques physico-chimiques les plus directement liées aux conditions naturelles du milieu et ensuite celles qui sont le reflet de la charge polluante.

Rappelons que les stations du cours principal sont numérotées de 1 à 8. Sur les affluents, les stations portent le numéro de la station qui, sur le cours principal, est directement en aval de la confluence, suivi du signe (').

6.1. Minéralisation

6.1.1. Le pH

Le pH est toujours légèrement basique et compris entre les valeurs 7 et 8. Il varie peu d'une station à l'autre. Les valeurs les plus faibles (6.9 et 7.0) sont systématiquement enregistrées dans la station 5', située sur un affluent (la Vieille Rivière) qui traverse une zone de marais acides, et dans la station 8', localisée sur un affluent (la Rulles) qui traverse des terrains ardennais. La station 8, située sur le cours principal en aval de la confluence avec ce dernier affluent, est caractérisée par un pH toujours légèrement inférieur à celui mesuré dans les stations en amont. Nous constatons que le pH varie peu d'une saison à l'autre.

Les valeurs enregistrées sont caractéristiques des eaux en région calcaire et sont les plus favorables au développement de la faune piscicole.

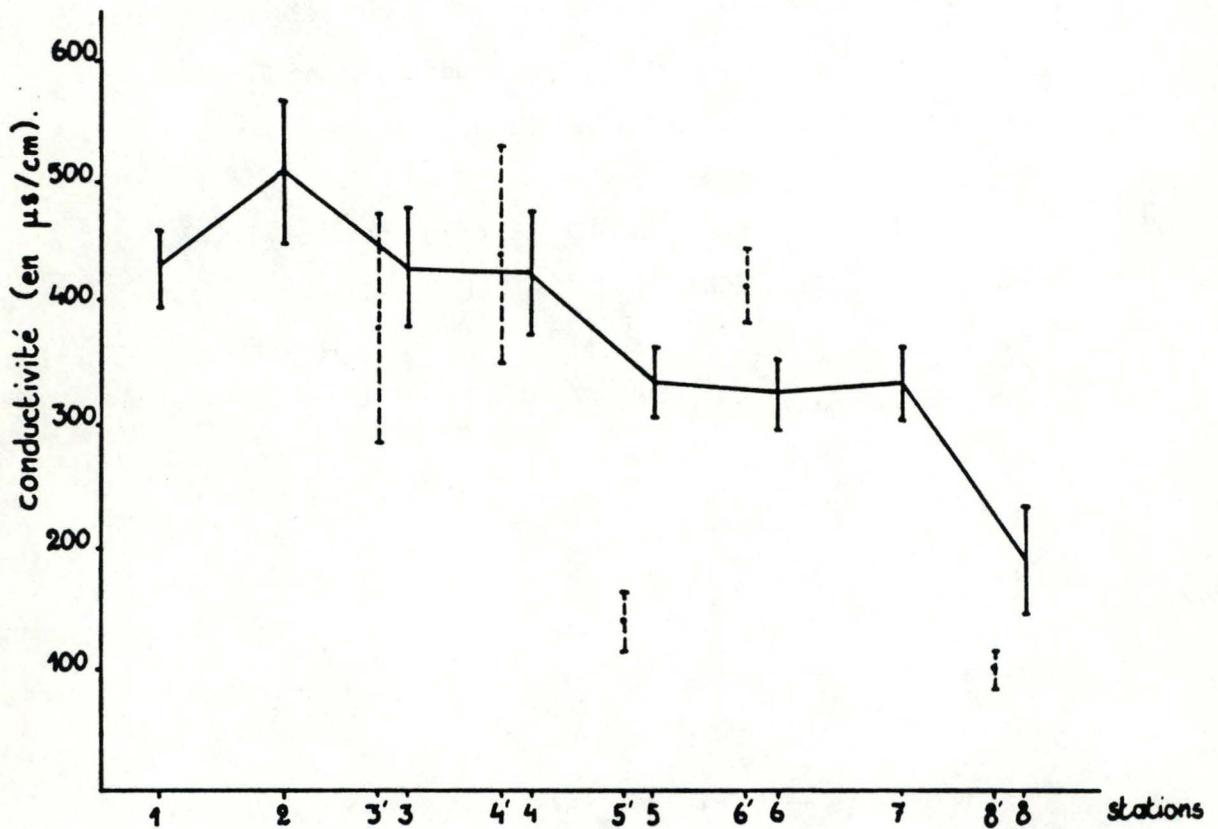


Figure 6.1: Evolution amont-aval de la conductivité. Valeurs moyennes calculées sur les 4 mesures réalisées en 1981. Un trait vertical correspond à un écart-type. Les traits discontinus sont associés aux valeurs mesurées sur les affluents.

6.1.2. La conductivité

La conductivité mesure la quantité globale de sels dissous provenant de la dissociation des roches sous-jacentes. Elle est donc une mesure du degré de minéralisation naturelle d'une eau. Mais sa valeur peut également être influencée par des apports extérieurs correspondant par exemple à des effluents organiques (FABRI & LECLERCQ, 1977).

*qui est
la Fagne
mais ici*

Dans la figure 6.1 nous représentons l'évolution amont-aval de la conductivité sur le cours principal; il s'agit d'une moyenne des 4 campagnes de mesures. Les valeurs mesurées sur les affluents sont également reprises. On remarque que sur le cours principal, la conductivité diminue progressivement d'amont en aval, alors que le plus souvent on constate le phénomène inverse, puisque la minéralisation augmente lorsque l'on s'éloigne des sources. Deux facteurs interviennent ici pour modifier cette évolution :

- la pollution, qui provoque un accroissement de la conductivité, est située en tête de bassin;
- des affluents moins minéralisés (la Vieille Rivière et la Rulles) confluent en aval.

Nous avons pu constater la même évolution pour chacune des 4 campagnes de mesures.

Suivant leur degré de minéralisation la plupart des stations se situent dans les classes 6 et 7 définies par NISBET & VERNEAUX (1970) qui caractérisent les rivières de plaines en zone calcaire. Seules les stations 5', 8' et 8 contiennent moins de sels dissous et se situent dans la classe 4.

Cette charge minérale globale est constituée par différentes formes ioniques: le calcium, le magnésium, le sodium, le potassium, le sulfate, le chlore, les carbonates et les bicarbonates. La

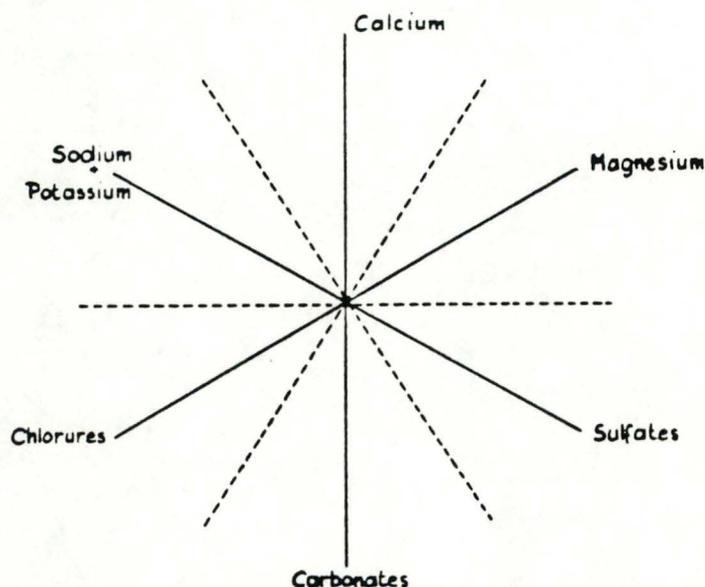
uu

proportion de ces différents ions est aussi une caractéristique importante du cours d'eau; elle peut être visualisée sous la forme de diagrammes ioniques.

6.1.3. Les diagrammes ioniques

Mis au point par KUFFERATH (1951) et légèrement modifiés par FABRI & LECLERCQ (1977), les diagrammes ioniques se construisent de la façon suivante:

- On trace 3 axes se coupant au centre, à 60° ; chacune des 6 extrémités correspond à un ion (le sodium et le potassium sont réunis en raison de leur similitude, il en est de même pour les ions carbonates et bicarbonates); les cations et les anions sont rassemblés à l'un et l'autre pôle du diagramme.



- On reporte sur chaque axe la concentration (en milli éq./l) de l'ion qu'il représente.
- On calcule la moyenne des 6 concentrations et on la reporte sur chacun des 3 axes bissecteurs des 3 premiers.
- On joint les 12 points ainsi obtenus pour obtenir une figure dodécagonale.

Cette représentation graphique de la composition ionique d'une eau nous fournit plusieurs types d'information, comme nous allons l'illustrer à l'aide d'exemples caractéristiques: nous avons

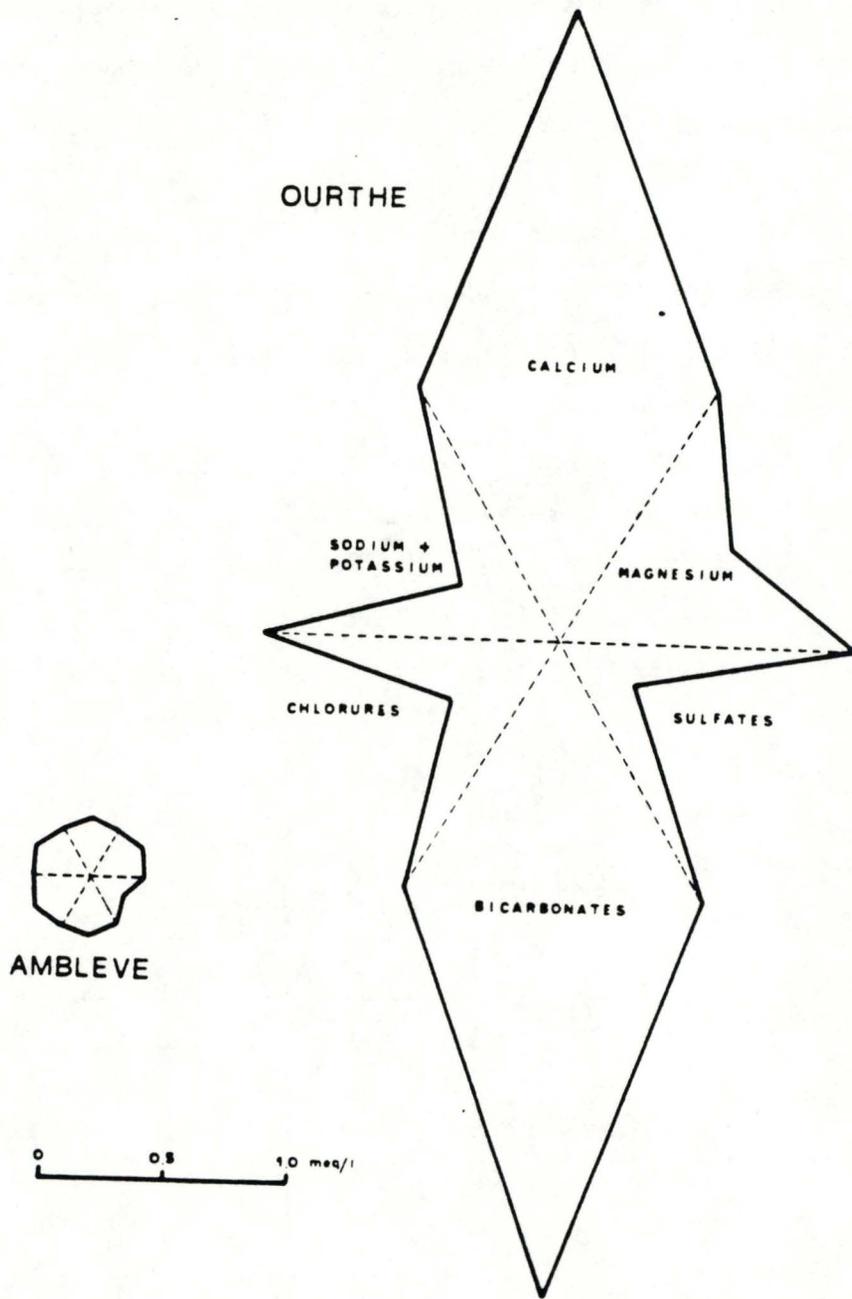


Figure 6.2: Diagrammes ioniques de l'eau de deux rivières localisées en Haute-Belgique (d'après FABRI & LECLERCQ, 1977).

représenté dans la figure 6.2 le diagramme ionique de 2 rivières de Haute-Belgique qui diffèrent fortement par leur qualité physico-chimique et la nature de leur substrat géologique (FABRI & LECLERCQ, 1977); il s'agit de l'Ourthe à Hamoir qui est de type condrusien et de l'Amblève à Ligneuville qui est de type ardennais.

- La surface totale du diagramme est proportionnelle au degré de minéralisation totale de l'eau puisque sur chaque bissectrice est reportée la teneur ionique moyenne. Nous observons ainsi que l'Ourthe est beaucoup plus minéralisée que l'Amblève; en effet, cette dernière coule sur des terrains géologiques très difficilement érodables.
- La forme du diagramme nous renseigne sur la part prise par les différents ions dans la minéralisation totale puisque lorsqu'un ion est dominant, sa teneur est supérieure à la moyenne et la surface qui lui correspond ressort alors du graphique. Nous remarquons ainsi que les eaux de l'Ourthe sont enrichies en ions calcium et carbonates, les rivières de type condrusien coulant en terrains calcaires. Les autres ions sont déficitaires par rapport à la moyenne calculée sur tous les ions. Le diagramme adopte alors une forme allongée suivant un axe vertical, qui est caractéristique de ce type de minéralisation. Par contre, dans le cas de l'Amblève, la forme du diagramme est beaucoup plus symétrique et indique des teneurs voisines pour les différents ions. Les rivières de type ardennais coulent sur des schistes et quartzo-phyllades et ne bénéficient donc plus d'un enrichissement en calcium et carbonates.
- Le regroupement des anions et des cations à chacun des pôles de la figure, nous permet de vérifier si l'équilibre ionique est réalisé.

Outre les types condrusien et ardennais, d'autres types d'eau peuvent être définis en fonction de leurs caractéristiques ioniques (SYMOENS, 1957): le type fagnard pour les eaux des tourbières, extrêmement peu minéralisées; en outre, des intermédiaires existent entre ces 3 types de base.

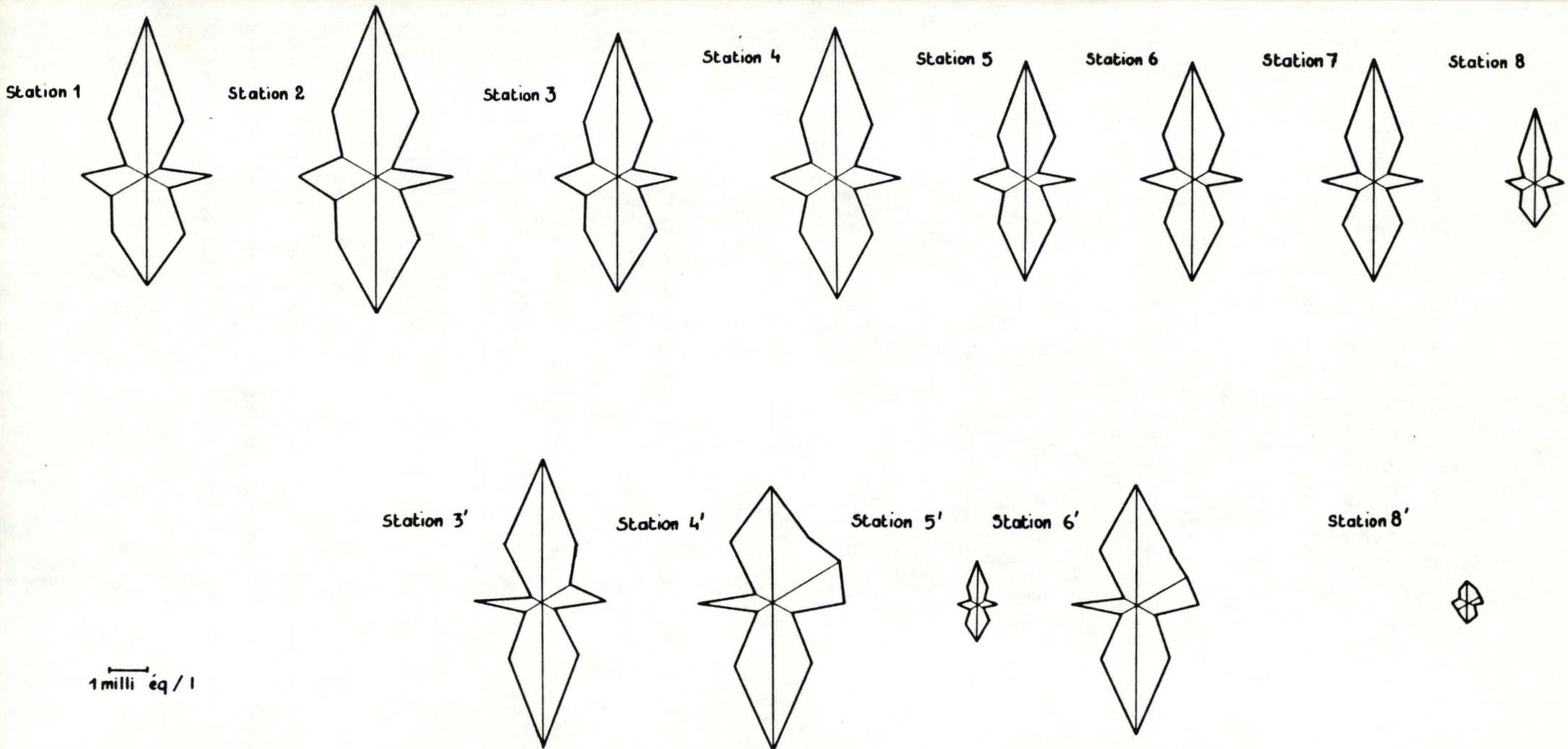


Figure 6.3: Diagrammes ioniques de l'eau de la Haute-Semois et de ses affluents. Moyennes de 4 campagnes de mesures.

Suivant ce même schéma, nous avons donc établi un diagramme ionique pour chacune de nos stations, sur base d'une moyenne des 4 campagnes de mesures (figure 6.3).

Sur le cours principal, la surface totale du diagramme diminue de l'amont vers l'aval parallèlement à la conductivité. Sa forme, par contre, est semblable pour toutes les stations et reflète donc l'homogénéité des terrains traversés. Elle indique la prédominance du cation calcium et de l'anion carbonate, par rapport aux autres ions; en effet, les roches du Virtonien et du Sinémirien sont très riches en calcaire et facilement érodables. La similarité des diagrammes ioniques permet donc de rattacher la Haute-Semois au type condrusien défini par SYMOENS.

Les stations 3', 4' et 6', localisées sur des affluents de rive droite, présentent des diagrammes ioniques fort semblables à ceux des stations du cours principal, excepté au niveau de la teneur en magnésium qui est ici sensiblement plus élevée. Le diagramme de la station 5' (affluent de rive gauche) reflète une minéralisation beaucoup plus faible mais sa forme est toujours caractéristique de roches calcaires. Par contre, celui de la station 8' indique une faible minéralisation mais aussi une répartition différente de cette minéralisation entre les 6 formes ioniques. Il tend à se rapprocher du diagramme ionique d'une eau de type ardennais, ce qui doit être mis en relation avec la nature des terrains traversés par cet affluent. La confrontation de ce dernier diagramme avec ceux du cours principal, nous permet d'observer l'impact des eaux de l'affluent (la Rulles) sur les caractéristiques ioniques des eaux de la Haute-Semois, au niveau de la station 8: cet impact se marque principalement par une dilution de la charge minérale sans affecter sensiblement la répartition de cette charge entre les différents ions; la forme du diagramme reste toujours indicatrice d'une eau de type condrusien.

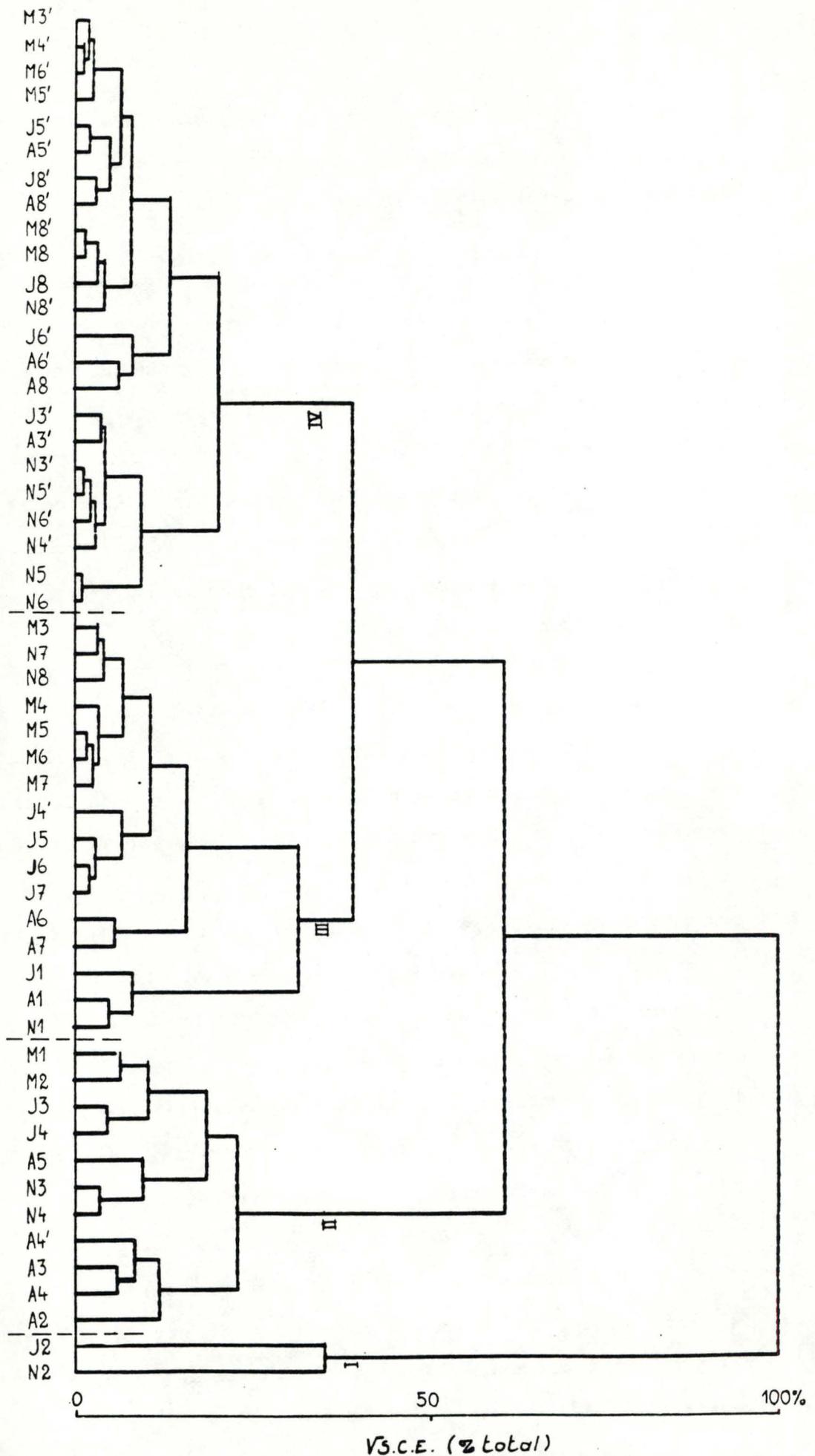


Figure 6.4: Dendrogramme de la classification hiérarchique réalisée sur le tableau de 10 paramètres physico-chimiques mesurés dans 52 échantillons. Chaque échantillon est identifié par le numéro de la station précédé de l'initiale du mois de la récolte (Mars, Juin, Août, Novembre).

Pour toutes les stations, hormis les stations 5' et 8', les teneurs en ces différents ions ainsi que les valeurs d'alcalinité et de conductivité sont caractéristiques des eaux fortement productrices (NISBET & VERNEAUX, 1970). Du point de vue piscicole, cette productivité n'est bien sûr que potentielle sur une grande partie de la Haute-Semois.

Certaines teneurs ioniques indiquent l'état de pollution de plusieurs stations: les ions Cl^- et SO_4^{2-} dépassent les valeurs critiques (NISBET & VERNEAUX, 1970) dans les stations 1, 2, 3 et 4, quelle que soit l'époque de récolte. Nous avons également mesuré des valeurs indicatrices d'un état d'eutrophisation dans les stations 3' et surtout 4', en période d'étiage.

6.2. Eutrophisation et pollution

Pour tenter de caractériser le degré d'eutrophisation et de pollution des stations d'études, nous allons considérer les mesures réalisées pour 10 paramètres physico-chimiques: le % de saturation en oxygène, la DCO, les teneurs en matières en suspension, en ions nitrites et nitrates, en ammoniacque, en azote total, en ions phosphates, en phosphore total et en détergent anionique.

6.2.1. Classification des échantillons

Sur base des valeurs prises par ces paramètres, un classement des 52 échantillons récoltés au cours des 4 saisons est réalisé.

Les résultats sont représentés à la figure 6.4, sous forme d'un dendrogramme. Chaque échantillon est identifié par le numéro de la station, précédé de l'initiale de l'époque de récolte (Mars, Juin, Août, Novembre).

Les échantillons peuvent être répartis en 4 groupes. Afin de faciliter leur interprétation, nous présentons, pour chacun d'eux,

	Z O ₂	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	NO ₂ (mgN/l)	NO ₃ (mgN/l)	N _{kl} (mgN/l)	NH ₄ ⁺ (mgN/l)	PO ₄ ³⁻ (mgP/l)	P _{kl} (mgP/l)	Détergent (mg LS/l)
I	44.8 ±7.4	191.6 ±23.5	215.0 ±26.8	0.065 ±0.021	0.45 ±0.038	14.4 ±2.12	7.35 ±0.78	2.25 ±2.18	3.60 ±0.57	1.25 ±1.17
II	54.9 ±16.1	25.8 ±13.3	26.5 ±6.0	0.107 ±0.037	1.31 ±0.75	4.34 ±1.35	2.96 ±0.87	0.79 ±0.35	1.03 ±0.48	0.35 ±0.15
III	81.6 ±12.8	13.4 ±9.1	16.2 ±4.6	0.089 ±0.028	2.17 ±1.32	1.82 ±0.64	0.59 ±0.40	0.20 ±0.14	0.29 ±0.15	0.09 ±0.04
IV	94.2 ±19.7	11.0 ±6.7	14.8 ±5.3	0.028 ±0.013	0.94 ±0.45	1.13 ±0.66	0.19 ±0.26	0.07 ±0.06	0.12 ±0.05	0.06 ±0.03

Tableau 6.5: Valeurs moyennes de 10 paramètres physico-chimiques pour chaque groupe d'échantillons établi par la classification hiérarchique. L'écart-type correspond à la dispersion des valeurs individuelles à l'intérieur du groupe.

les valeurs moyennes des différents paramètres ainsi que l'écart-type (tableau 6.5):

- Le groupe I est caractérisé par des valeurs de paramètres, signes d'un état de pollution particulièrement sévère. Un % de saturation en O_2 faible et des teneurs en MES, DCO, N_{kt} , P_{kt} , PO_4^{3-} et NH_4^+ élevées indiquent l'importance de la charge organique. A cette pollution de nature organique s'ajoute une pollution par les détergents anioniques. Par contre, les teneurs en nitrites et nitrates sont très faibles. Les 2 échantillons qui composent ce groupe proviennent de la station 2, aux mois de juin et de novembre. Cette station est située à l'aval immédiat du point de rejet des collecteurs d'égouts.
- Le groupe II est caractérisé par les signes d'une pollution organique moins intense que pour le groupe I. Les teneurs en détergents atteignent également des valeurs moins élevées. Il regroupe 11 échantillons récoltés à différentes saisons sur le cours principal, dans les stations les plus proches en aval des rejets (stations 2, 3 et 4) ainsi que sur un affluent (station 4') en août.
- le groupe III est caractérisé par des conditions physico-chimiques nettement meilleures. Les teneurs en nitrates et en phosphates, relativement élevées, pourraient correspondre à une certaine eutrophisation. Il comprend 16 échantillons récoltés à différentes saisons sur le cours principal, hors de la zone d'influence immédiate des rejets polluants (station 1 en amont et stations 5, 6 et 7 en aval) ainsi que sur un affluent (station 4') en juin. Les échantillons récoltés en mars dans les station 3 et 4 y sont également représentés.
- Le groupe IV est caractérisé par une absence quasi totale de signes de pollution. Les teneurs en nitrates et en phosphates sont plus faibles que dans le groupe précédent. Il comprend pratiquement tous les échantillons récoltés sur les affluents et sur la station aval du cours principal (station 8), aux différentes saisons. Les échantillons réalisés au mois de novembre dans les stations 5 et 6 en font partie également mais ils présentent des teneurs en oxygène plus critiques que celles des autres membres du groupe.

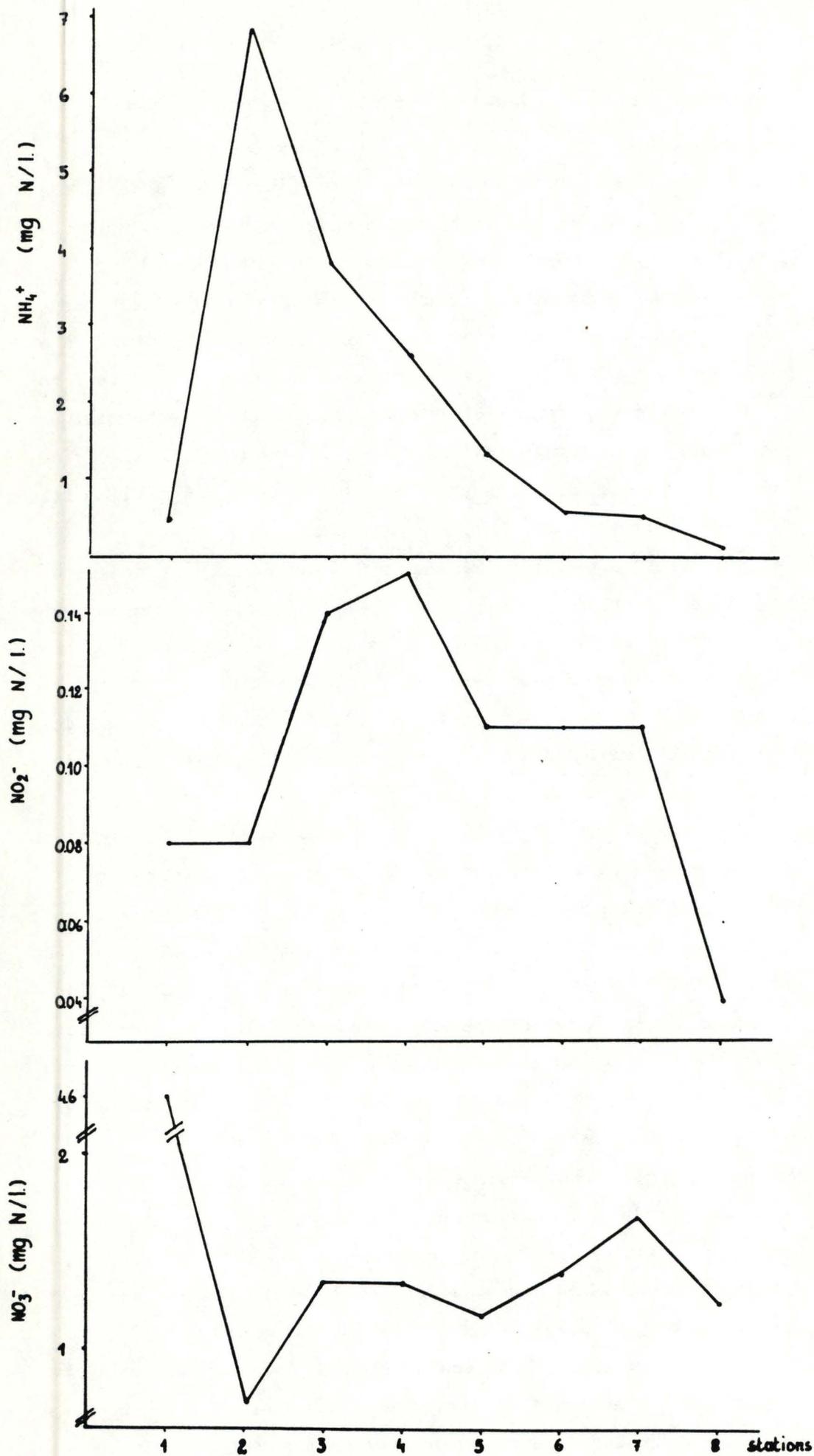


Figure 6.5: Evolution amont-aval des teneurs en nitrites, nitrates et amoniaque en juin 1981.

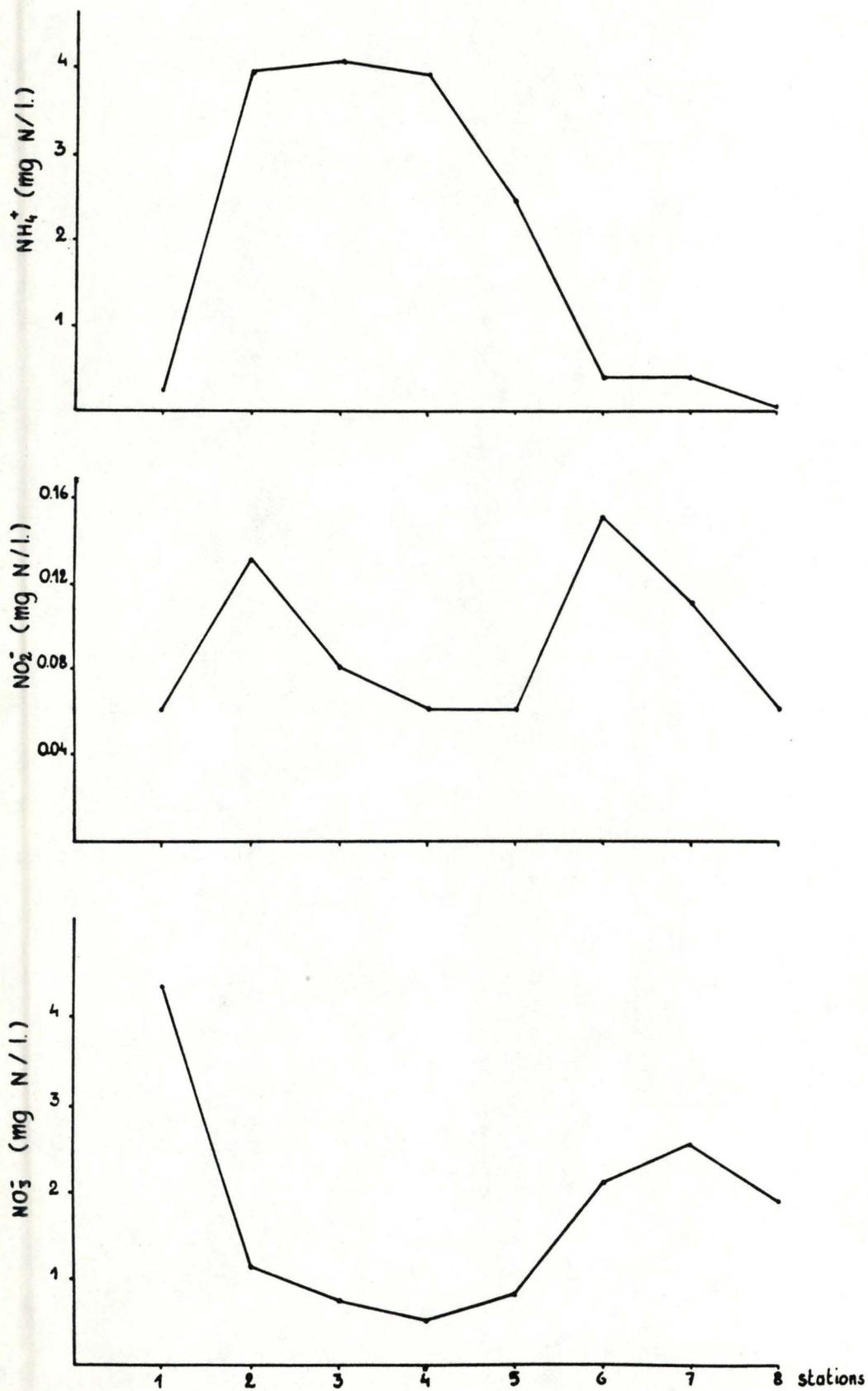


Figure 6.6: Evolution amont-aval des teneurs en nitrites, nitrates et amoniaque en août 1981.

Il apparaît donc que les teneurs en ions nitrites et nitrates présentent des comportements assez différents de ceux des autres paramètres. Pour illustrer ces différences, nous reprenons dans les figures 6.5 et 6.6 l'évolution respective de ces 2 ions de l'amont vers l'aval de la Semois, pour 2 époques de mesure différentes. Nous comparons cette évolution à celle de la teneur en ammoniacque. Cette dernière présente les valeurs les plus élevées dans les stations les plus proches du point de rejet des égouts; elle diminue ensuite dès la station 3 (figure 6.5) ou plus loin en aval, dès la station 5 (figure 6.6). A l'inverse, les teneurs en nitrites et en nitrates sont d'abord faibles à proximité des rejets, dans la station 2 (figure 6.5) ou dans les stations 2, 3, 4 (figure 6.6). Elles augmentent ensuite vers l'aval. L'azote organique qui compose les eaux résiduaires, se transforme en ammoniacque au cours du trajet dans les réseaux d'égouts (VANDER BORGHT, 1980), ce qui explique sa forte concentration dans les eaux de la Semois à proximité du point de rejets. Les faibles teneurs en oxygène qui dominent cette zone empêchent son oxydation. Mais lorsque l'on s'éloigne des sources de la pollution, le milieu s'enrichit progressivement en oxygène, grâce au phénomène d'autoépuration, et l'ammoniacque peut être transformé d'abord en nitrites puis en nitrates.

6.3. Discussion et conclusions

Une analyse détaillée des processus physico-chimiques se déroulant dans les eaux de la Haute-Semois, c'est-à-dire principalement du processus d'autoépuration de la charge organique, a été effectuée par VANDER BORGHT (1981). Les objectifs de nos mesures sont beaucoup plus limités; ils visent à décrire les caractéristiques physico-chimiques des stations d'étude au cours de l'année 1981; ceci afin de

-les confronter aux observations biologiques réalisées en parallèle,

-servir de références aux analyses effectuées après la mise en service de la station d'épuration pour mettre en évidence son impact sur la qualité chimique des eaux de la rivière

La minéralisation naturelle de l'eau est élevée pour pratiquement toutes les stations; leur composition ionique est caractéristique de la nature géologique des terrains traversés (sables et grès calcarifères); les valeurs enregistrées correspondent à celles des rivières les plus productrices du point de vue piscicole. Seule la station 8', sous l'influence d'eaux d'origine ardennaise, et la station 5', localisée dans une zone de marais, présentent une minéralisation moins élevée. Nous avons pu également remarquer l'influence de l'affluent, La Rulles, sur les caractéristiques ioniques du cours principal en aval de la confluence (station 8).

D'une saison à l'autre, si les valeurs absolues de certains de ces paramètres peuvent changer, les différences entre stations sont toujours conservées.

Cependant ces caractéristiques naturelles sont altérées, à des degrés divers suivant les stations, par une pollution de nature principalement organique:

Sur la Haute-Semois, la classification des échantillons nous permet de différencier plusieurs zones:

- une première zone correspond aux stations qui sont les plus proches du point de rejet des collecteurs d'égouts (stations 2, 3 et 4). Les valeurs de tous les paramètres y indiquent un état critique de pollution organique à laquelle s'ajoute une pollution par les détergents anioniques. D'autant plus qu'elles correspondent à des valeurs intégrées sur un cycle de 24 heures; il est donc certain que des pointes de pollution plus sévères encore, doivent être atteintes. Suivant les normes de qualité chimique établies par VERNIERS & MICHA (1982), cette zone de la

rivière appartient aux classes de qualité 1 et 2, qui sont caractéristiques d'un état maximal de pollution. Tout développement de la vie piscicole y est impossible (BIERNAUX, 1981).

- Au niveau de la deuxième zone située directement en aval (station 5, 6 et 7), nous assistons au développement du processus d'autoépuration qui induit une amélioration de la qualité physico-chimique du cours d'eau. Parallèlement, les teneurs en nitrates et phosphates augmentent. Nous observons donc le passage progressif d'un état de pollution à un état d'eutrophisation, vers l'aval de la Haute-Semois. Cette zone appartient aux classes 3 et 4 définies par VERNIERS & MICHA qui caractérisent une pollution moyenne à faible. La station 1, localisée en amont des rejets polluants, présente des caractéristiques similaires (faible pollution, forte eutrophisation).
- A partir de la station 8, se développe une troisième zone qui présente des valeurs pour les différents paramètres caractéristiques d'un niveau de pollution très faible (classe 5 suivant les normes de VERNIERS & MICHA). Nous avons pu remarquer l'impact favorable de l'affluent, la Rulles, sur la qualité physico-chimique du cours principal: l'apport d'eau propre favorisant la dilution de la charge polluante, nous observons une brusque diminution des paramètres liés à la charge organique et à la pollution en aval de la confluence (station 8). Un phénomène similaire peut également être détecté au niveau de la station 5 qui bénéficie d'un apport d'eau non polluée à partir de l'affluent Vieille Rivière.

Par rapport aux mesures réalisées par la F.U.L. en des points comparables au cours du printemps et de l'été 1977, nous observons certaines différences. Selon nous, elles seraient à mettre en relation avec le détournement des collecteurs d'égouts peu de temps avant que débutent nos analyses: ainsi la station 1, qui constituait en 1977, un véritable "égout à ciel ouvert" a bénéficié très

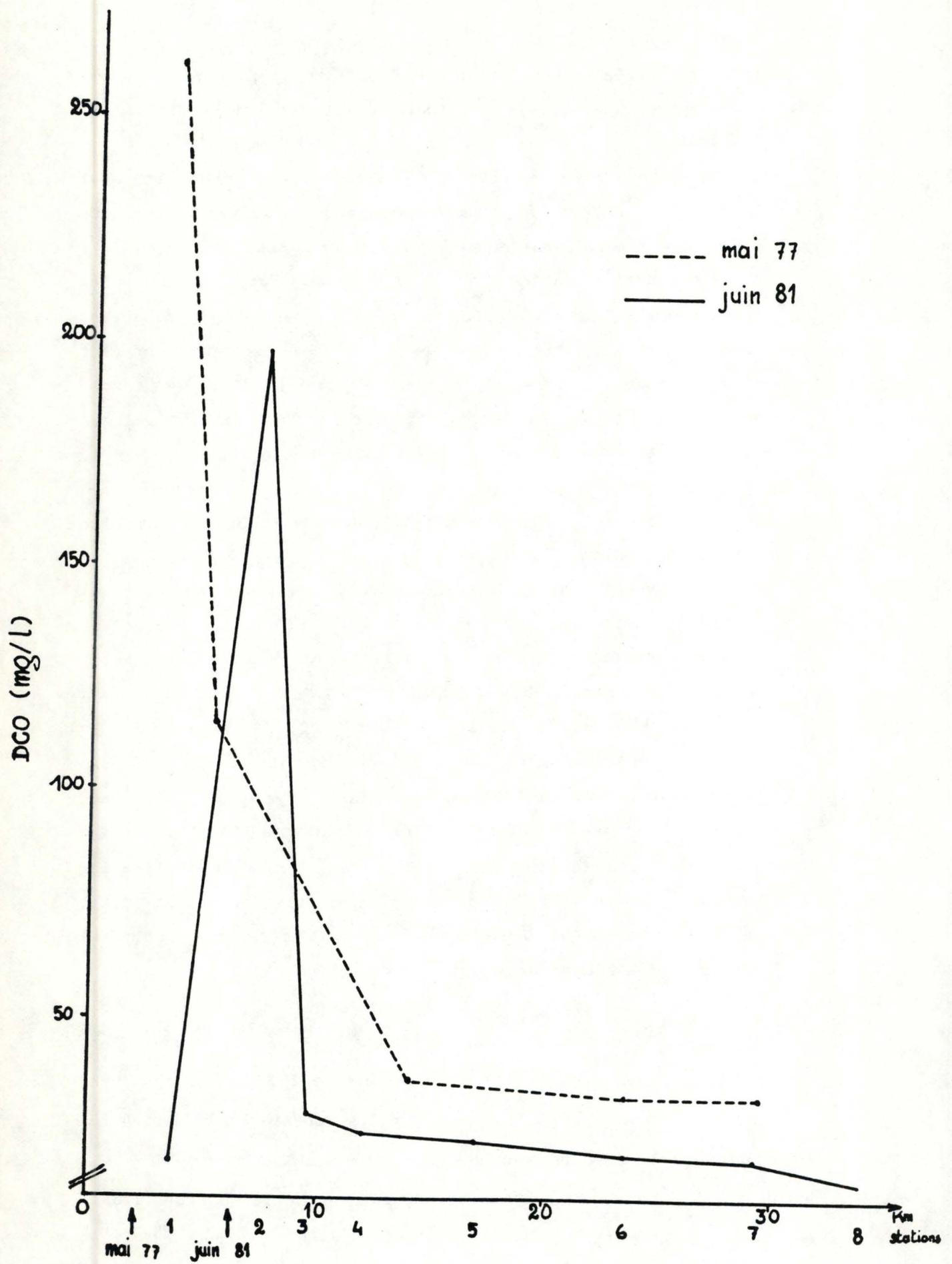


Figure 6.7: Evolution amont-aval de la DCO en juin 1981 et mai 1977. La localisation des rejets polluants est indiquée pour chacune des deux époques.

rapidement de ce détournement; dès le mois de juin 1981, ses caractéristiques physico-chimiques n'indiquent plus de signes de pollution. Seule la teneur en nitrates y est élevée; elle provient sans doute de la percolation des eaux dans des terrains chargés en engrais azotés. D'autre part, l'évolution amont-aval de la charge organique est déplacée de quelques kilomètres vers l'aval, comme l'illustre la figure 6.7; nous y comparons l'évolution de la charge organique mesurée par la DCO en mai 1977 et en juin 1981. En 1977, le processus d'autoépuration était déjà nettement engagé au niveau de la station 2, alors qu'en 1981, la charge y est maximale.

Sur les affluents: aucun signe de pollution n'apparaît à partir des mesures physico-chimiques ponctuelles. Seuls les échantillons réalisés dans la station 4' en août et, dans une moindre mesure, en juin et en novembre, indiquent une certaine eutrophisation; elle doit être liée à la proximité du village de Hachy. Les valeurs prises en période d'étiage par certains paramètres laissent supposer une tendance à l'eutrophisation également pour les stations 3' et 6'.

La saison de récolte apparaît donc avoir une influence sur les conditions physico-chimiques. Ainsi, comme nous le montre la classification des échantillons, si les différences de qualité entre les stations se marquent de la même façon aux différentes saisons, la pollution est toujours beaucoup moins sévère en mars. Au printemps, le dégel ainsi que certaines particularités liées à la nature des terrains traversés (cf. chapitre 4) provoquent un accroissement du débit et une dilution de la charge. En période d'étiage par contre, la pollution se concentre. A l'inverse, la station 1 présente un état de pollution en mars uniquement; à cette époque, elle ne bénéficiait que depuis peu du déplacement du point de rejet des égouts.

PLECOPTERES

Amphinemoura sp.
Nemoura sp.
Leuctra sp.
Rhabdiopteryx acuminata Klapalek
Brachyptera sp.
Capnia sp.
Perla marginata (Panzer)

TRICHOPTERES

Rhyacophila sp.
Hydropsyche spp.
Hydropsyche angustipennis (Curtis)
Hydropsyche pellucidula (Curtis)
Lyse reducta (Hagen)
Psychomyia pusilla (Fabricius)
Plectrocnemia sp.
Polycentropus sp.
Holocentropus sp.
Silo pallipes (Fabricius)
Goera pilosa (Fabricius)
Sericostoma personatum Spencer
Beraeodes minutus (L.)
Agapetus sp.
Lasiocephala basalis (Kolenati)
Lepidostoma hirtum (Fabricius)
Athripsodes cinereus (Curtis)
Anabolia nervosa (Curtis)
Ironoquia dubia (Stephens)
Limnephilus spp.
Limnephilus lunatus Curtis
Limnephilus extricatus Mc Lachlan
Limnephilus rhombicus (L.)
Limnephilus vittatus (Fabricius)
Limnephilus auricula Curtis
Limnephilus flavicornis (Fabricius)
Stenophylax sp.
Halesus sp.
Chaetopteryx sp. + *Potamophylax* spp.
Drusus annulatus (Stephens)

EPHEMEROPTERES

Baetis spp.
Baetis vernus Curtis
Baetis rhodani (Pictet)
Baetis fuscatus L.
Baetis scambus Eaton
Baetis buceratus Eaton
Cloeon dipterum (L.)
Centroptilum luteolum (Muller)
Habrophlebia sp.
Paraleptophlebia submarginata (Stephens)
Ephemera danica (Muller)
Rhithrogena semicolorata Curtis
Siphonurus sp.
Ephemerella ignita (Poda)
Ecdyonurus sp.

DIPTERES

Chironomidae
 Simuliidae
Bezzia sp.
Pedicia sp.
Dicranota sp.
Limnophila sp.
 Limnobiidae
 Tipulidae
 Tabanidae
Atalanta sp.
Hemerodromia sp.
Psychoda sp.
Pericoma sp.
Nemotelus sp.
Melanocheilia sp.
Culex sp.

MEGALOPTERES

Sialis sp.

COLEOPTERES

Elmis aenea (Muller)
Limnius volokmari (Panzer)
Oulimnius spp.
Dryops sp.
 Gyrinidae
Halipplus sp.
Brychius sp.
 Dytiscidae
 Hydrophilidae

CRUSTACES

Gammarus pulex L.
Asellus aquaticus L.

PLANAIRE

Dugesia sp.
Polycelis sp.
Dendrocoelum lacteum (O.F. Muller)

MOLLUSQUES

Lymnaea glabra (Muller)
Lymnaea truncatula (Muller)
Lymnaea stagnalis (L.)
Lymnaea ovata (Draparnaud)
Sphaerium corneum (L.)
Pisidium sp.
Ancylus fluviatilis (Muller)
Succinea putris (L.)

HIRUDINEES

Erpobdella sp.
Glossiphonia sp.
Helobdella stagnalis Blanchard
Haemiclepsis marginata (Muller)
Haemopsis sanguisuga L.
Hirudo medicinalis L.

OLIGOCHETES

Eisenella tetraedra (Savigny)
Stygodrilus heringianus Claparède
Pelosclex ferox (Eisen)
Pelosclex velutinus (Grube)
Tubifex tubifex (Muller)
Tubifex ignotus (Stolc)
Rhyacodrilus coccineus (Vejdovsij)
Psammoryctides barbatus (Grube)
Aulodrilus plurisetus (Piguet)
Potamothrinx spp.
Limnodrilus spp.
Limnodrilus hoffmeisteri Claparède
Limnodrilus profundicola (Verrill)
Limnodrilus claparedeianus Ratzel
Limnodrilus udekemianus Claparède
Rhyacodrilus subterraneus
Nais sp.
Pristina sp.
Stylaria lacustris (L.)
Haplotaxis gordioides (Hartmann)
 Enchytraeidae

119 lesans

Tableau 7.1: Liste faunistique des taxons recensés au cours de l'année 1981, sur la Haute-Semois et ses affluents.

7. ETUDE DESCRIPTIVE DE LA FAUNE BENTHIQUE

7.1. Tableaux de résultats

Les valeurs d'abondance des différents taxons dans les 8 prélèvements de chaque station d'échantillonnage sont reprises en annexe dans les tableaux A.1, A.2, A.3 et A.4. Chaque tableau correspond à une époque de récolte. De l'ensemble des données recueillies durant l'année 1981, nous pouvons dresser une liste faunistique qui totalise 119 taxons appartenant à 58 familles (tableau 7.1). Ce nombre n'est cependant pas exactement égal au nombre de taxons présents dans nos récoltes: l'appartenance spécifique de certains organismes immatures n'a pu être précisée; ils ont alors été regroupés sous le nom du genre bien qu'ils appartiennent probablement à des espèces recensées; c'est le cas notamment pour les jeunes individus de Limnodrilus hoffmeisteri et Limnodrilus profundicola qui ne peuvent être différenciés et sont regroupés sous le nom de Limnodrilus spp..

Au total le nombre d'organismes recensés est de 192081. Le nombre d'individus moyen par prélèvement sur une surface de 0.05 m² est de 461.7; mais il varie de 7 à 5892. Cette grande variabilité s'explique par les époques de récolte différentes mais surtout par les caractéristiques abiotiques très diverses des stations d'échantillonnage. Cependant les 8 prélèvements d'une même station forment un échantillon relativement homogène.

Afin de décrire plus précisément les caractéristiques biologiques des stations de prélèvement, nous allons utiliser les techniques qui ont été décrites au cours du chapitre 5:

- une technique de classement est utilisée pour regrouper les prélèvements sur base de la ressemblance de leur biocénose; les résultats de cette analyse pourront être confrontés à ceux obtenus sur les données physico-chimiques.

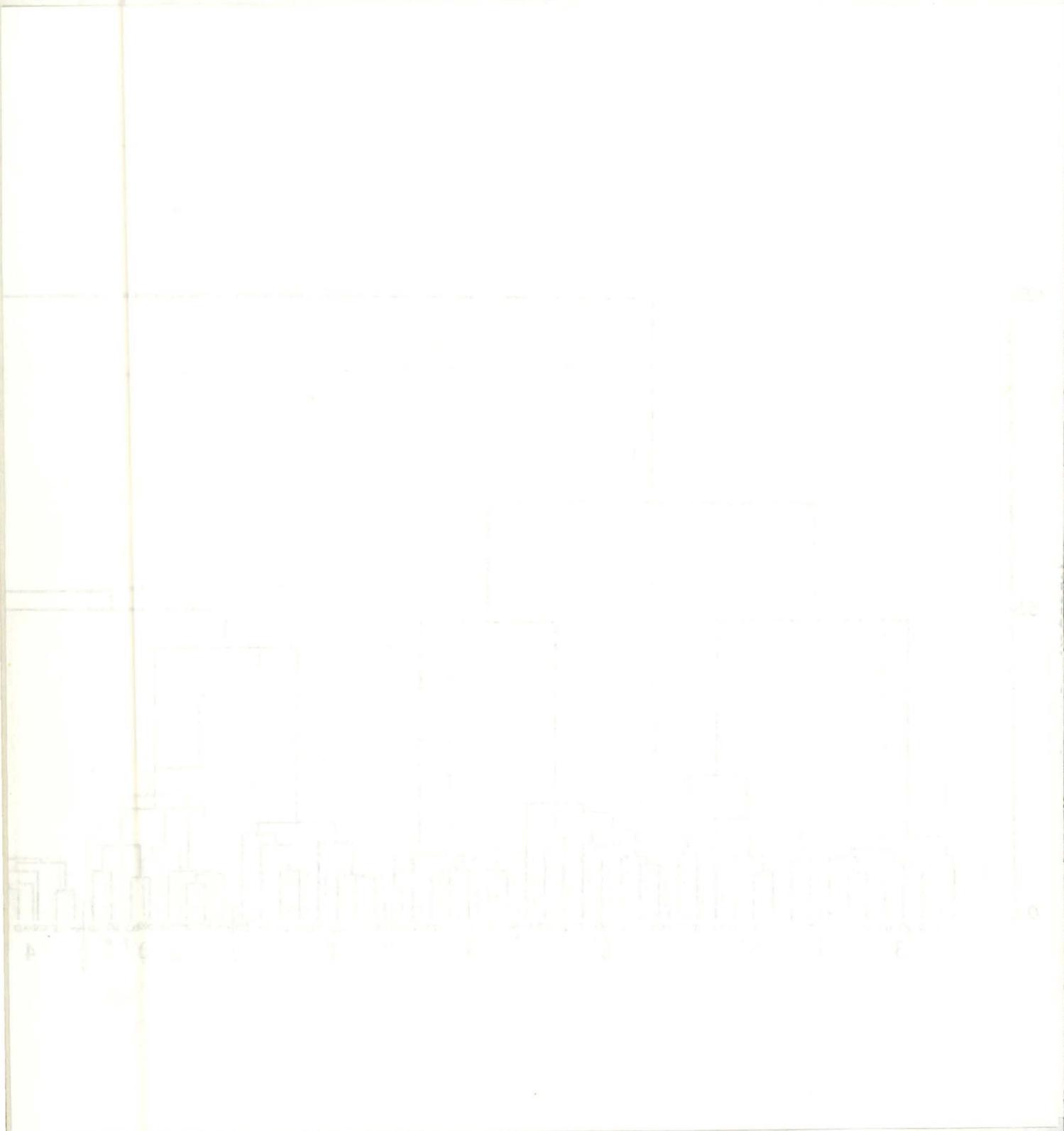
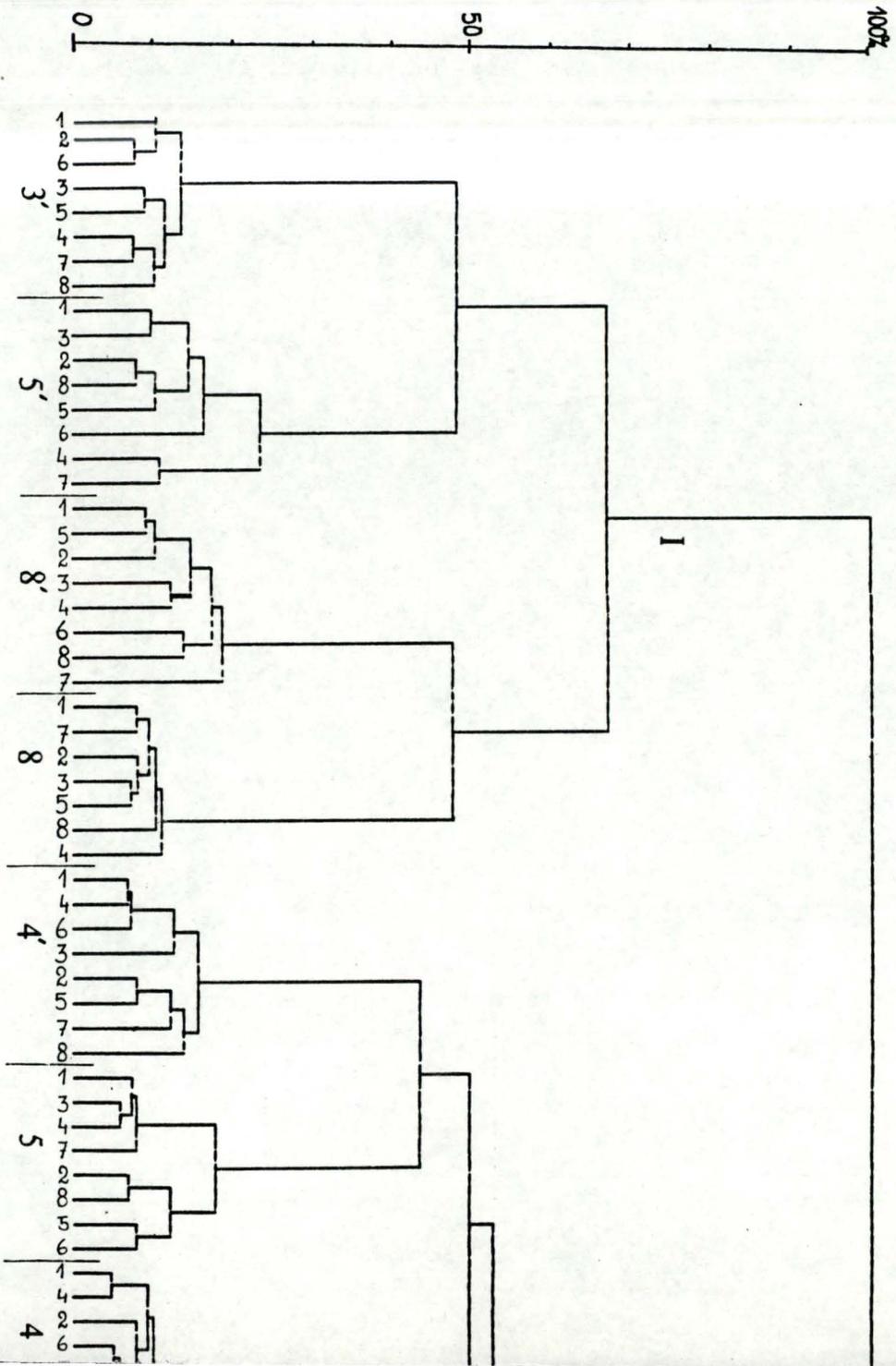


Figure 7.1: Dendrogramme de la classification hiérarchique effectuée sur le tableau du logarithme d'abondance des 90 taxons dans 104 prélèvements de mars 1981. Les prélèvements de chaque échantillon sont numérotés de 1 à 8. L'échantillon est identifié par le numéro de la station correspondante. Une flèche signale les prélèvements non regroupés.



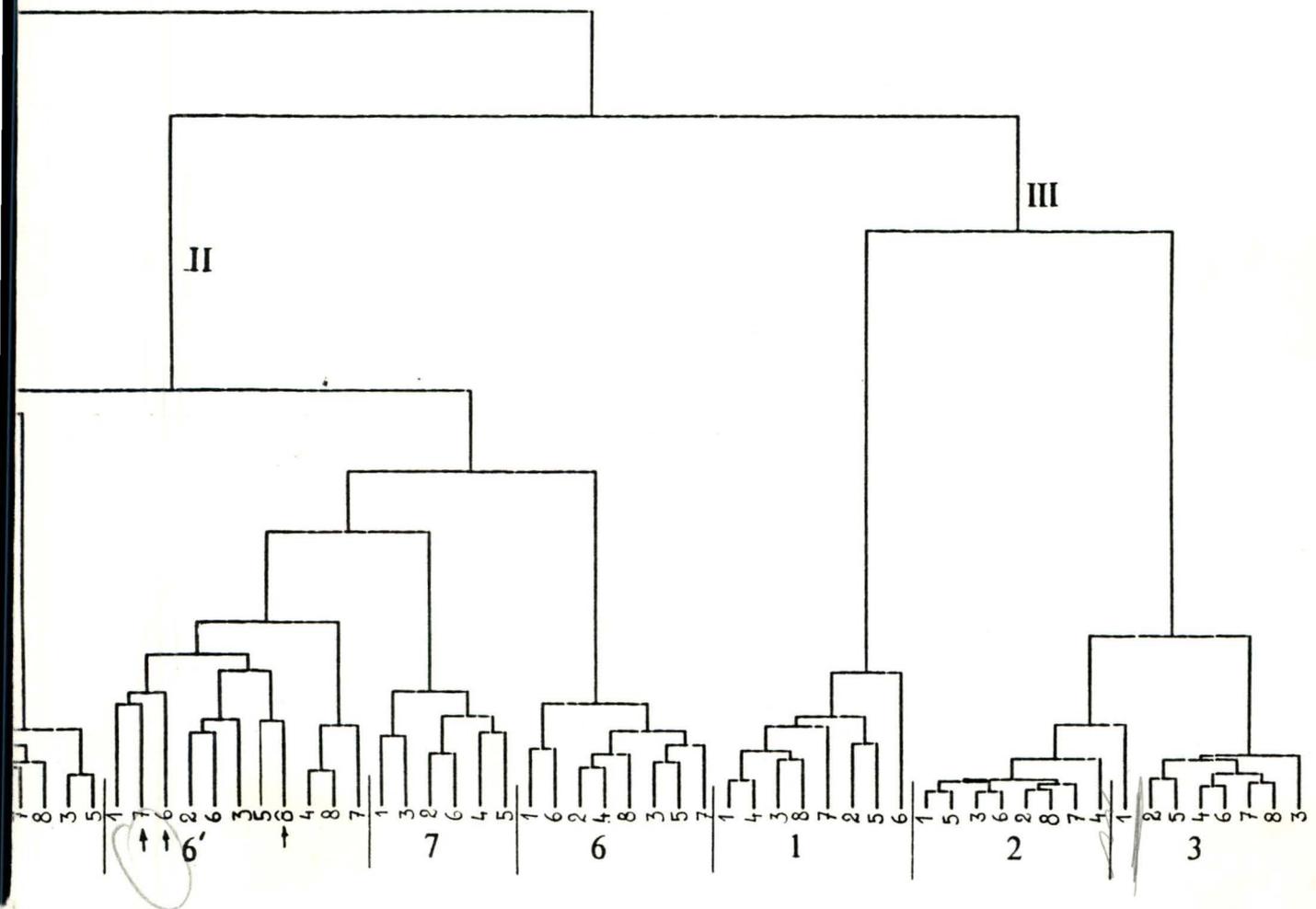


Figure 7.1: Dendrogramme de la classification hiérarchique effectuée sur le tableau du logarithme d'abondance des 90 taxons dans 104 prélèvements de mars 1981. Les prélèvements de chaque échantillon sont numérotés de 1 à 8. L'échantillon est identifié par le numéro de la station correspondante. Une flèche signale les prélèvements non regroupés.

7. ETUDE DESCRIPTIVE DE LA FAUNE BENTHIQUE

7.1. Tableaux de résultats

Les valeurs d'abondance des différents taxons dans les 8 prélèvements de chaque station d'échantillonnage sont reprises en annexe dans les tableaux A.1, A.2, A.3 et A.4. Chaque tableau correspond à une époque de récolte. De l'ensemble des données recueillies durant l'année 1981, nous pouvons dresser une liste faunistique qui totalise 119 taxons appartenant à 58 familles (tableau 7.1). Ce nombre n'est cependant pas exactement égal au nombre de taxons présents dans nos récoltes: l'appartenance spécifique de certains organismes immatures n'a pu être précisée; ils ont alors été regroupés sous le nom du genre bien qu'ils appartiennent probablement à des espèces recensées; c'est le cas notamment pour les jeunes individus de Limnodrilus hoffmeisteri et Limnodrilus profundicola qui ne peuvent être différenciés et sont regroupés sous le nom de Limnodrilus spp.

Au total le nombre d'organismes recensés est de 192081. Le nombre d'individus moyen par prélèvement sur une surface de 0.05 m² est de 461.7; mais il varie de 7 à 5892. Cette grande variabilité s'explique par les époques de récolte différentes mais surtout par les caractéristiques abiotiques très diverses des stations d'échantillonnage. Cependant les 8 prélèvements d'une même station forment un échantillon relativement homogène.

Afin de décrire plus précisément les caractéristiques biologiques des stations de prélèvement, nous allons utiliser les techniques qui ont été décrites au cours du chapitre 5:

- une technique de classement est utilisée pour regrouper les prélèvements sur base de la ressemblance de leur biocénose; les résultats de cette analyse pourront être confrontés à ceux obtenus sur les données physico-chimiques.

- des profils sont établis à partir des résultats d'une analyse en composantes principales; ils représentent la structure de peuplement de chaque station d'échantillonnage.

Nous allons principalement nous attacher à décrire les résultats d'une seule saison de récolte. Nous avons choisi celle correspondant au mois de mars. En effet, elle est la plus diversifiée du point de vue faunistique. Pour décrire l'effet de la saison sur le peuplement benthique, nous utiliserons alors l'ensemble des observations récoltées.

7.2. Analyse des résultats du mois de mars

Le tableau de données analysé reprend les abondances de 90 taxons dans 128 prélèvements (tableau A.1, en annexe).

7.2.1. Classification des prélèvements

Nous rappelons que le classement a été réalisé sur les valeurs d'abondance transformées en logarithme et standardisées suivant les prélèvements.

Les résultats sont présentés à la figure 7.1 sous forme d'un dendrogramme.

Il met en évidence le regroupement presque systématique dans le bas de l'échelle des 8 prélèvements récoltés dans une même station d'échantillonnage. Chaque échantillon pourra donc être représenté par une moyenne des 8 prélèvements. Pour certains échantillons, le regroupement n'affecte que 6 ou 7 des 8 prélèvements; c'est le cas pour les stations 3, 7 et 8.

Plus haut sur l'échelle du dendrogramme, la distinction de plusieurs groupes qui auraient des caractéristiques fort différentes, est moins nette; ceci laisserait à supposer l'existence

d'un continuum dans les données. Pour faciliter l'interprétation, nous allons considérer la répartition des stations en 3 groupes:

- le groupe I comprend les échantillons de 3 stations localisées sur le cours principal, dans sa partie amont: il s'agit des stations 1, 2 et 3.
- le groupe II comprend les échantillons de 6 stations: les stations en aval sur le cours principal (station 4, 5, 6 et 7) et les stations 4' et 6' situées sur 2 affluents de rive droite.
- le groupe III comprend les prélèvements de 4 stations: la station la plus en aval sur le cours principal (station 8) et les stations 3', 5' et 8' sur les affluents.

L'interprétation de ces groupes de stations peut être favorisée lorsque l'on considère leurs caractéristiques de minéralisation et leur classification dans le dendrogramme établi sur base de leur qualité physico-chimique et représenté à la figure 6.4:

- Les stations du groupe I sont caractérisées, à cette saison, par une pollution organique moyenne et un degré de minéralisation élevé; les signes de pollution deviennent plus critiques au cours de l'année pour 2 de ces stations (stations 2 et 3).
- Les stations du groupe II sont caractérisées par un degré de minéralisation élevé; mais si certaines présentent des signes de pollution organique ou d'eutrophisation durant toute l'année (stations 4, 5, 6 et 7), les 2 autres n'apparaissent atteintes que par une pollution sensible en période d'étiage.
- Les stations du groupe III sont caractérisées par un degré de minéralisation plus faible excepté pour la station 3'; à aucune époque de l'année des signes de pollution ne sont évidents.

7.2.2. Analyse en composantes principales

Nous rappelons qu'elle a été réalisée sur la matrice de corrélation entre les taxons après transformation des données en logarithme. Le plan des 2 premières composantes principales représente 21.6% de la variabilité totale.

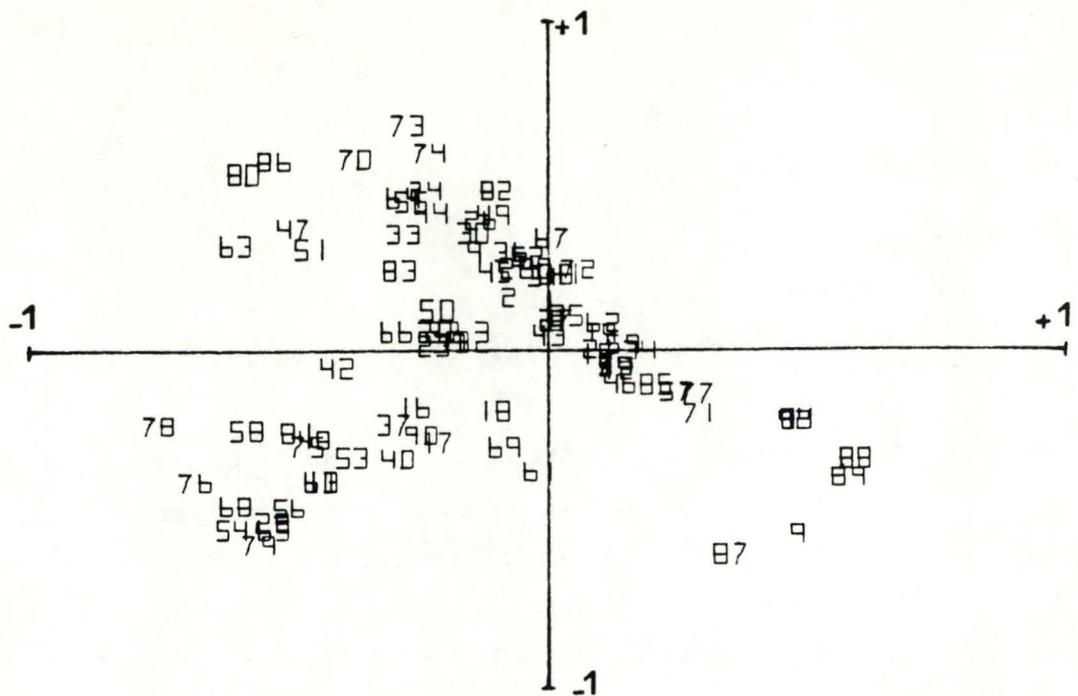


Figure 7.2a: Résultats de l'analyse en composantes principales réalisée sur le tableau du logarithme de l'abondance des taxons dans les prélèvements de mars 1981. Projection des 90 taxons dans le plan des 2 premières composantes principales.

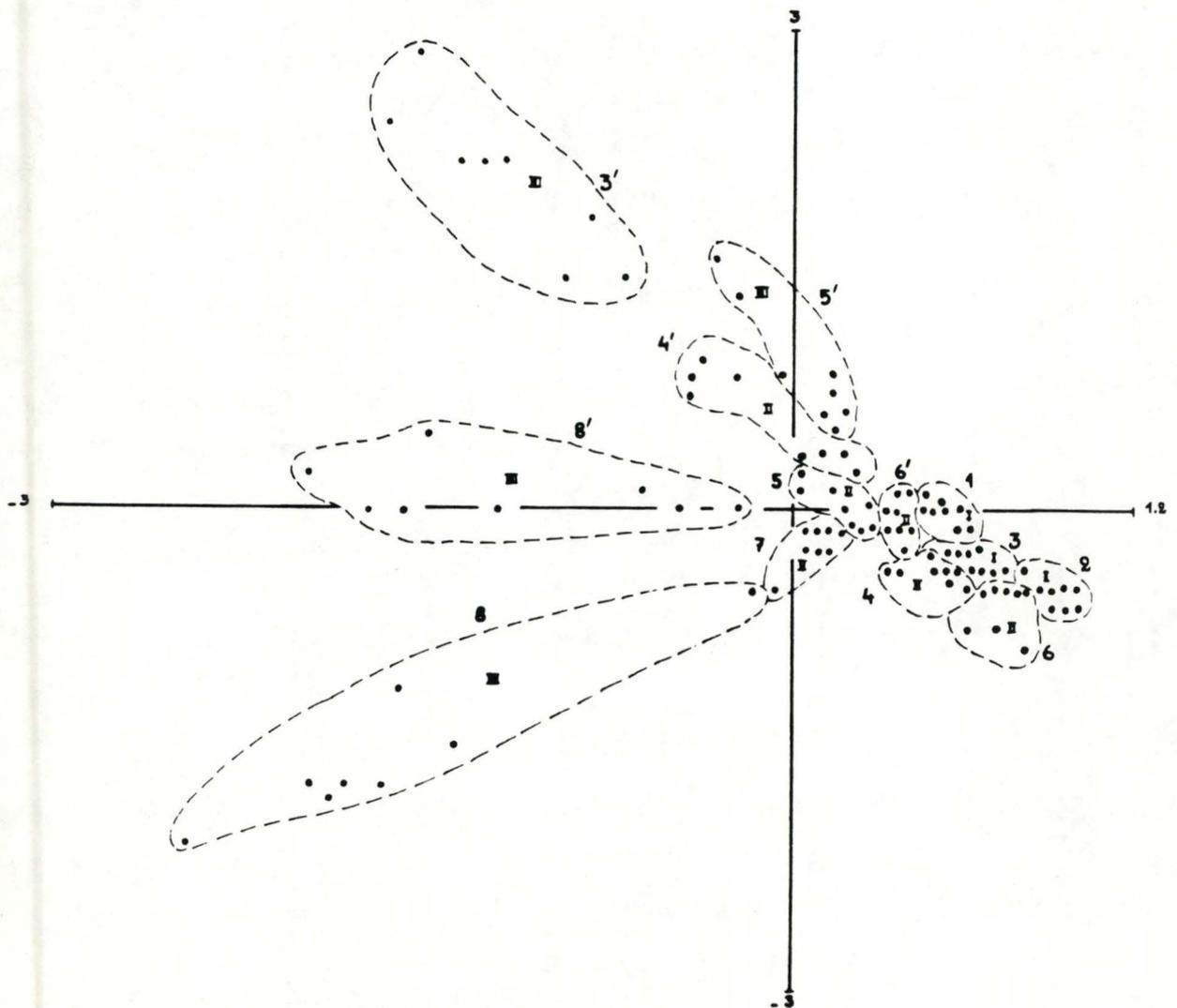


Figure 7.2b: Projection des 104 prélèvements. Les 8 prélèvements d'un même échantillon sont entourés d'un cercle. Chaque échantillon est identifié par le numéro de la station. Un chiffre romain (I, II, III) fait référence au groupe de la classification hiérarchique auquel l'échantillon appartient.

Nous présentons (figure 7.2a) la répartition des 90 espèces dans ce plan; leur nombre élevé ne nous permet pas de les identifier sur cette figure. Cependant, nous avons pu constater que leur projection sur les 2 axes ne permet pas de donner à chacun d'eux une signification particulière. Une structure "en croissant", comparable à celle obtenue sur des données simulées ou sur des données expérimentales beaucoup moins complexes (cf. chapitre 5) est loin d'être apparente. La projection des prélèvements dans le même plan (figure 7.2b) n'est pas plus facilement interprétable: nous représentons chaque échantillon par un cercle qui entoure les 8 prélèvements qui lui correspondent; les 3 groupes de stations déterminés par le cluster analysis sont également identifiés. Malgré le faible pourcentage de variabilité reproduite dans ce plan, les recouvrements entre ces groupes ne sont que très limités. De nouveau, les projections des prélèvements s'écartent nettement de la représentation théorique en forme de croissant.

L'interprétation de telle représentation apparaît donc comme fort délicate. C'est pourquoi nous préférons nous baser sur les profils des structures de peuplement qui eux représentent la totalité de l'information recueillie. La base d'interprétation de ces profils est la connaissance de la nature du gradient écologique le long duquel ils progressent. Dans ce but, nous allons d'abord considérer les caractéristiques des espèces situées à différents niveaux de ce gradient.

7.2.3. Interprétation écologique

Les travaux publiés par LEARNER et al. (1971), SLADCEK (1973), ASTON (1973), BRYCE et al. (1978) et LEARNER et al. (1983) nous ont fait connaître les préférences écologiques des différents taxons. Dans la figure 7.3, nous représentons à nouveau leur projection dans le plan des 2 axes principaux en identifiant les plus caractéristiques.

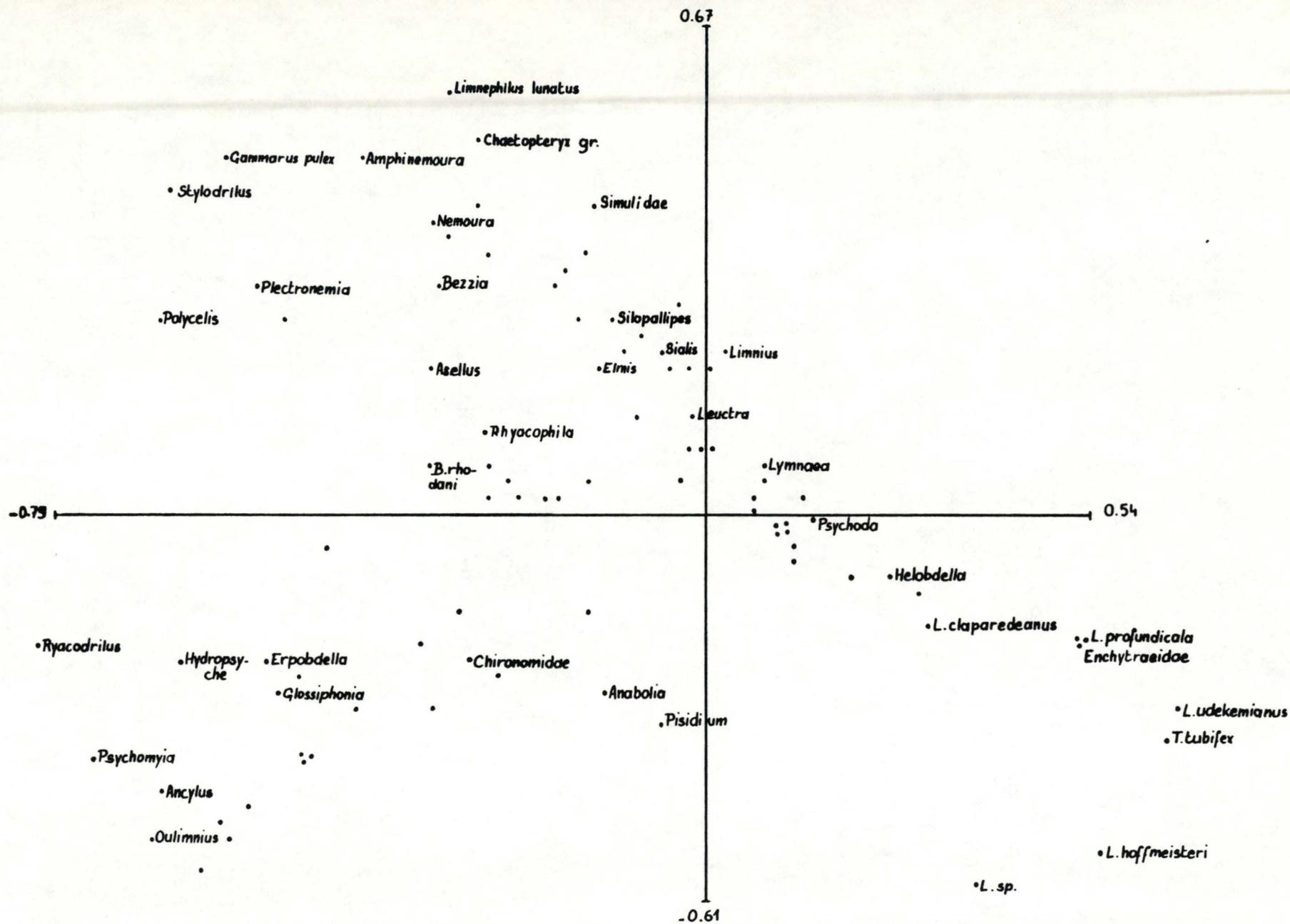


Figure 7.3: Projection dans le plan des 2 premières composantes principales des 90 taxons recensés en mars 1981. Les taxons les plus caractéristiques sont identifiés.

Si l'on considère une structure non linéaire le long de laquelle des groupes de taxons se succèdent, les taxons qui apparaissent d'abord à une de ses extrémités appartiennent au groupe des oligochètes; ils sont réputés pour leur tolérance à la pollution organique; il s'agit de plusieurs espèces de Tubificidae, Limnodrilus profundicola, Limnodrilus udekemianus, Tubifex tubifex, Limnodrilus hoffmeisteri, et d'une espèce d'Enchytraeidae. Leur sont associées les larves de diptère Psychoda sp. et l'hirudinée Helobdella stagnalis, qui peuvent aussi être abondantes dans les zones polluées par des matières organiques. Viennent ensuite des taxons qui, sans proliférer dans les zones sévèrement polluées, tolèrent cependant une certaine charge organique ou au moins des teneurs en oxygène relativement faibles: comme le mollusque Pisidium sp., les larves de Chironomidae, les trichoptères Anabolia nervosa et Hydropsyche pellucidula, qui sont les trichoptères les moins sensibles à la pollution, et les hirudinées Glossiphonia sp. et Erpobdella sp.. Au fur et à mesure que l'on progresse vers l'autre extrémité du croissant, se succèdent des groupes de taxons de moins en moins tolérants à la pollution: l'éphémère Baetis rhodani, le trichoptère Rhyacophila sp., le crustacé Asellus aquaticus, sont caractéristiques des conditions eutrophes. La planaire Polycelis tenuis, le crustacé Gammarus pulex, l'oligochète Stylodrilus heringianus sont plus liés aux conditions oligotrophes. C'est le cas également des trichoptères Goera pilosa, Psychomyia pusilla et du mollusque Ancylus fluviatilis que l'on trouve surtout dans des milieux lotiques. Enfin l'extrémité est occupée par un groupe de taxons parmi les plus sensibles: les plécoptères Amphinemoura sp., Nemoura sp.; les trichoptères Sericostoma sp., Silo pallipes, Drusus annulatus, Stenophylax sp., Limnephilus lunatus et Chaetopteryx villosa gr. dont plusieurs sont caractéristiques de milieux d'eaux calmes; enfin, les coléoptères Elminthidae. La structure non

STATION

	1	6'	3	2	4	6	7	8	8'	3'	4'	5'	5
<i>Haplontaxia sordioidea</i>	2.88								0.13				
<i>Tubifex isnotus</i>		0.25											
<i>Psychoda</i> spp.	0.50												
<i>Beraeodes minutus</i>		0.25											
ENCHYTRAEIDAE	93.13		5.88	64.75	5.37		0.13	0.88	0.13				1.50
<i>Liamodrilus profundicola</i>	0.63		49.00	1637.88	1.88		0.13						0.25
<i>Liamerhilus auricula</i>			0.13										
<i>Potamothrix</i> spp.			0.63			12.00	0.13						21.25
<i>Fristina</i> sp.					0.50								
<i>Haemopsis sanduisusa</i>					0.13								
<i>Liamodrilus udekemianus</i>		9.88	6.00	244.00	1.38	91.00	1.13	0.13	0.38		0.25		3.00
<i>Helobdella stagnalis</i>	0.13					2.00					0.25		0.13
<i>Nais</i> sp.	0.50		0.13		183.00			0.13					0.75
<i>Lymnaea stagnalis</i>						0.13							
<i>Tubifex tubifex</i>	1.25	23.25	51.38	125.75	138.63	148.25	6.63	6.00	0.88	0.63	70.50	0.13	32.13
<i>Liamodrilus clararedianus</i>	0.13					7.13							
<i>Aulodrilus plurisetus</i>						1.13							
<i>Liamodrilus</i> spp.	0.25	4.50	34.75	942.00	23.00	117.63	11.88	11.50	0.38				6.63
<i>Liamodrilus hoffmeisteri</i>	0.13	3.13	12.38	14.88	21.00	123.88	12.38	17.25	0.38		0.38		17.13
<i>Psidium</i> sp.						1.88	0.38	0.63			0.25		0.13
<i>Anabolia nervosa</i>		2.88			0.13	0.25	1.13	2.50					
<i>Dendrocoelus lacteus</i>							0.13	0.13					
<i>Halipilus</i> sp.								0.25					
<i>Athripsodes cinereus</i>								0.75					
<i>Psammocricoides barbatus</i>		1.00					0.38	42.88					
<i>Atalanta</i> sp.					0.13	0.13		3.50				0.13	0.25
<i>Lasiocephala basalis</i>								0.50					
CHIRONOMIDAE	2.00	23.88	21.50	7.25	201.13	5.62	13.75	136.63	25.88	12.75	68.13	10.63	105.00
<i>Hydropsyche angustipennis</i>								2.25					
<i>Oulimnius</i> spp.							0.13	1.75	0.13				
<i>Haecicleris versinata</i>								0.13					
<i>Dudisia</i> sp.								0.13					
<i>Siphonurus</i> sp.								0.13					
<i>Haemodromia</i> sp.		0.13			0.13			0.75	0.13			0.25	0.50
<i>Arcylus fluviatilis</i>							0.13	3.88	1.13				0.63
<i>Liamerhilus</i> spp.								0.38			0.25		
<i>Glossiphonia</i> sp.		0.13				0.25	6.88	4.12	1.50		0.88	0.25	
<i>Ampetis</i> sp.								0.13	0.13				
<i>Psychomyia pusilla</i>								11.63	13.25				
<i>Goera pilosa</i>							0.13	0.50	0.75				
<i>Erythrella</i> sp.		1.25				10.38	14.63	25.00	3.13	2.63	7.88	0.13	0.13
<i>Hydropsyche pellucidula</i>								0.75	1.88				
<i>Rhyacodrilus coccineus</i>						0.50	0.75	27.63	6.00	4.25			
<i>Paralimnobia</i> sub.								0.13	0.75				
<i>Polycentropus</i> sp.									0.38				
GYRINIDAE									0.63				
<i>Ferla marginata</i>									0.13				
<i>Rhithrogena semicolorata</i>									0.50				
<i>Baetis rhodani</i>		0.25					0.25		4.37			0.25	
<i>Peloscoclex ferox</i>								0.13		0.13			
<i>Cerix</i> sp.									0.38				
<i>Brachyptera</i> sp.									0.13				
<i>Rhyacophila</i> sp.									1.00			0.50	0.13
<i>Polycelis</i> sp.									0.88	0.38	2.25	0.38	0.13
<i>Eisenella tetraedra</i>		0.13						0.13	0.50	0.63	0.25		0.13
<i>Plectrocnemia</i> sp.								0.13	0.25	1.00			
<i>Asellus aquaticus</i>	0.13	0.38		0.13	3.63	2.38	13.38	4.37	0.25	28.75	8.38		43.88
<i>Stylodrilus heringianus</i>		0.38			0.75		0.38	1.25	27.25	27.88	1.00	2.88	
<i>Gammarus pulex</i>	0.38	2.13	0.63	0.25	3.38	1.75	7.50	8.88	4.62	121.13	19.25	31.00	12.88
<i>Ephemera danica</i>								0.13				0.25	0.50
<i>Bezzia</i> sp.								0.13					
<i>Aeshninae</i> sp.		0.13						0.25	0.25	6.25	0.25		0.13
<i>Nesoura</i> sp.				0.25			0.13	0.38	1.50	1.38		0.13	0.25
TIPULIDAE		0.13						0.63	0.88			0.38	
<i>Liamophila</i> sp.				0.13				0.13	1.00				
<i>Elaia aenea</i>									0.13			0.75	0.13
<i>Rhabdiopterix acuminata</i>									0.13				
<i>Liamerhilus rhombicus</i>									0.13				
<i>Baetis vernalis</i>									0.38				
<i>Stenophylax</i> sp.									0.13				
<i>Liamerhilus lunatus</i>		0.38	0.13		0.13		0.13		7.88	1.50			
<i>Chaetopteryx</i> + <i>Potamophylax</i>			0.13					0.25	6.50	0.25	4.00	2.00	
<i>Drusus</i> sp.									0.25			0.13	
<i>Ironosmia dubia</i>									0.25	0.25			
<i>Silo pallipes</i>									0.13			0.50	
<i>Sericostoma personatum</i>									0.38			0.63	0.38
SIRULIDAE		1.13				24.50	4.75	0.25	35.25	17.88	0.88	0.25	
<i>Liamerhilus extricatus</i>									0.25	1.63			
<i>Sphaerium corneum</i>						0.13	0.13		0.13				
<i>Sialis</i> sp.									0.25	2.75			
<i>Mehrophia</i> sp.					0.25				0.25				
<i>Leuctra</i> sp.									0.25				
TABANIDAE													0.13
<i>Liamerhilus flavicornis</i>													0.63
<i>Dicranota</i> sp.						0.13				0.25	0.13	1.38	0.25
<i>Liamerhilus vittatus</i>											0.38		
<i>Drusus annulatus</i>												0.75	
<i>Limnius volckmari</i>		0.50										8.50	0.13
<i>Lymnaea ovata</i>				0.25			0.13			0.25	0.25		3.00
<i>Lymnaea truncatula</i>					0.13							0.13	

Tableau 7.2: Abondance des 90 taxons récoltés en mars 1981. Moyenne des 8 prélèvements par échantillon. Les taxons et les stations sont présentés dans l'ordre de leur classement, déduit de l'analyse en composantes principales, et utilisé pour établir le continuum des profils (cf. Figure 7.4).

linéaire le long de laquelle ces groupes de taxons progressent peut donc être associée à un gradient de qualité de l'eau.

Il nous faut remarquer que l'interprétation d'une telle représentation graphique ne peut ici s'étendre à la définition d'associations d'espèces à valeurs écologiques. En effet, le bassin couvert lors de cet échantillonnage est beaucoup trop limité pour présenter une gamme suffisamment large de conditions. Les associations que l'on pourrait être tenté de faire ne seraient en fait que le reflet de certaines conditions locales: ainsi, la larve de Sialis sp. est reconnue pour être résistante à une certaine charge organique; cependant ici sa localisation dans le plan de l'analyse en composantes principales l'associe à des taxons sensibles à la pollution. Cela s'explique par le fait que la station où elle abonde est de bonne qualité mais présente des caractéristiques morphodynamiques favorables à son développement: courant lent et substrat vaseux.

7.2.4. Profils des structures de peuplement

La classification ayant mis en évidence l'homogénéité des 8 prélèvements d'un même échantillon, un profil moyen est établi pour chaque station (figure 7.4). Pour chaque taxon, nous reportons en ordonnée de l'histogramme la moyenne des 8 valeurs d'abondances, préalablement transformées en logarithmes et standardisées. Les 13 profils sont classés de haut en bas et de gauche à droite, dans l'ordre de succession de leurs prélèvements respectifs dans le plan des 2 composantes principales, le long d'une structure curvilinéaire. Nous joignons le tableau d'abondances correspondant à cette représentation graphique (tableau 7.2).

Sur la figure 7.4, on observe la modification progressive du profil, depuis le premier (station 1) jusqu'à l'avant dernier

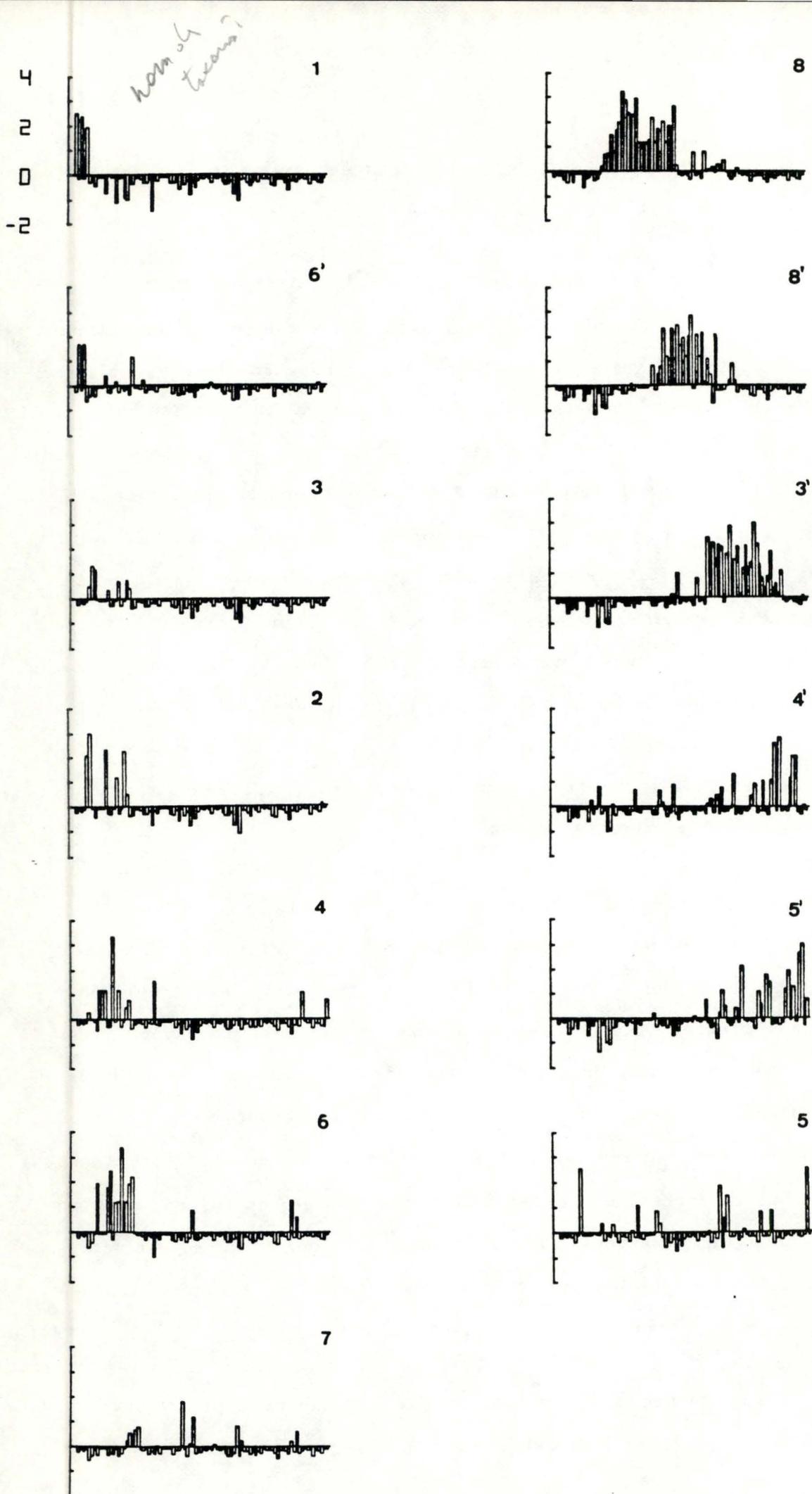


Figure 7.4: Profils moyens établis pour chaque échantillon, en mars 1981. Ils sont classés de haut en bas et de gauche à droite suivant leur progression le long du continuum (voir texte).

(station 5'); les espèces plus abondantes que la moyenne se succèdent en effet de la gauche vers la droite de l'histogramme. Parallèlement, le nombre de taxons dont l'abondance est supérieure à la moyenne augmente. Nous mettons en évidence un continuum de stations qui suit le gradient de facteurs écologiques correspondant à une modification progressive de la qualité de l'eau. Seul le profil de la station 5 ne s'insère pas dans cette progression. En raison de la situation des rejets en tête de bassin, ce gradient de qualité de l'eau est, sur le cours principal, pratiquement parallèle au gradient amont-aval. Plus on s'éloigne des sources de pollution, plus les taxons tolérants régressent, les taxons sensibles se développent et la diversité faunistique s'accroît.

le cours principal:

- Malgré sa localisation en amont des rejets, la station 1 présente une structure de peuplement qui est caractéristique d'une mauvaise qualité biologique. Sa diversité faunistique est faible; sa biocénose est composée principalement de larves de diptères et de oligochètes appartenant à la famille des Enchytraeidae.
- Les profils des stations 2 et 3 apparaissent fort semblables; ils sont tous les deux dominés par des taxons caractéristiques des zones chargées en matières organiques et sont dépourvus de tous les autres taxons moins tolérants. Cependant, la comparaison des 2 profils indique un peuplement beaucoup plus abondant dans la station 2.
- Les profils des stations 4 et 6 mettent en évidence un début d'amélioration de la qualité biologique qui se marque par une réduction des taxons tolérants à la pollution et par un développement de taxons moins tolérants tels que les Chironomidae, suivis par les Aselles, les sangsues, les larves de Baetis et les Gammarés.
- L'apparition et le développement de taxons plus sensibles, s'il se poursuit dans la station 7, est le plus remarquable dans la

→ voir le profil

station 8. Le profil de cette dernière se distingue nettement des précédents comme nous l'avaient montré les résultats du cluster analysis. Son peuplement est particulièrement bien diversifié, riche en espèces relativement sensibles et pauvre en espèces résistantes à la pollution.

- Le profil de la station 5, par contre, est très peu caractéristique et moins facilement interprétable. Les taxons dont l'abondance est supérieure à la moyenne, appartiennent à différents niveaux du gradient de qualité de l'eau.

les affluents: leurs profils sont regroupés à une extrémité du continuum, sauf celui de la station 6'.

- La structure de peuplement des stations 3', 4', 5' et 8' démontre leur bonne qualité biologique; la diversité faunistique est grande et les taxons polluosensibles y sont dominants. Ces derniers sont plutôt indicateurs de conditions lotiques dans la station 8' et de conditions lentiques dans les stations 3' et 4'. On peut remarquer la similarité entre la structure de peuplement de la station 8', sur la Rulles, et celle de la station 8 sur la Haute-Semois. Cela correspond à leur regroupement sur le dendrogramme.
- La station 6', située sur le ruisseau de l'Enclos à Etalle, présente une structure de peuplement qui indique sa pauvreté en taxons polluosensibles; seuls quelques taxons situés en tête du gradient s'y développent. Sa qualité biologique est donc comparable à celle des stations les plus polluées de la Haute-Semois.

7.2.5. Discussion

Les représentations graphiques des structures de peuplement, qui sont établies à partir de cette analyse, restent des supports très favorables pour la description et l'interprétation du tableau de données brutes.

Nous pouvons ainsi décrire les caractéristiques biologiques de la Haute-Semois et les confronter aux observations physico-chimiques:

- Chacune des deux approches met en évidence la profonde détérioration de la zone amont du cours principal, c'est-à-dire les stations 2 et 3 dont le peuplement est réduit aux seules espèces polluo-résistantes. La station 1, pourtant localisée en amont des rejets polluants, ne présente pas non plus une bonne qualité biologique. Il est vrai qu'au mois de mars le détournement des collecteurs vers l'aval est récent et que les mesures physico-chimiques réalisées à cette saison, indiquent encore un état de pollution critique. L'impact sur la biocénose benthique de la restauration d'une meilleure qualité physico-chimique ne pourra être déterminé qu'à l'analyse des récoltes ultérieures.

- Parallèlement au processus physico-chimique d'autoépuration, nous observons une modification progressive des structures de peuplement qui indique une amélioration de la qualité biologique de l'amont vers l'aval du cours d'eau. Deux gradients écologiques se superposent donc; cependant, en raison de l'importance de la charge polluante, le gradient de qualité de l'eau est prédominant et masque complètement les effets du gradient amont-aval. En effet, des sources vers l'embouchure d'un cours d'eau, on s'attend à un changement progressif des caractéristiques structurales et fonctionnelles de la communauté aquatique (VANNOTE et al., 1980) qui doit être mise en relation avec les modifications progressives des caractéristiques physique et des formes d'apports énergétiques: en tête de bassin, les espèces benthiques se partagent entre différents groupes fonctionnels: les fragmenteurs de débris (Nemouridae, Limnephilus, Gammarus,..), les collecteurs-filtreurs (beaucoup d'éphéméroptères, Simuliidae, Hydropsychae,..), les brouteurs-racleurs (mollusques, Ecdyonuridae, Limnius,..) et les prédateurs (Perlidae, Erpobdella,..). Vers l'aval du cours d'eau, parallèlement au développement de la production primaire, le peuplement s'enrichit en organismes herbivores (brouteurs-racleurs). Plus loin encore,

avec l'apport croissant de fines particules organiques provenant de l'amont ou du milieu environnant, se développe une population dominée par les collecteurs (mollusques, Chironomidae) et les consommateurs de matière organique (Tubificidae). Or, sur le cours principal de la Haute-Semois, le peuplement benthique est, dès les premiers kilomètres, composé uniquement d'organismes appartenant à ces derniers groupes (Chironomidae et Tubificidae). Ce n'est que bien plus loin en aval, qu'apparaissent des taxons appartenant à d'autres groupes fonctionnels. Par ailleurs, la zone amont d'un cours d'eau est peuplée majoritairement d'espèces sensibles à la pollution organique (plécoptères, trichoptères,..); ce n'est que lorsque l'on progresse vers l'aval et que la rivière s'enrichit en composés organiques que l'on observe un développement de taxons plus tolérants. De nouveau, ce processus s'inverse dans le cas de la Haute-Semois.

- En ce qui concerne les affluents, les structures de peuplement des stations 3', 4', 5' et 8' confirment la bonne qualité de leurs caractéristiques naturelles mise en évidence à cette saison par les mesures physico-chimiques. Mais ces dernières n'avaient pas laissé prévoir la structure de peuplement de la station 6', indicatrice d'une mauvaise qualité biologique. Les travaux de curage et de canalisation qui ont perturbé la morphologie naturelle de cette zone du cours d'eau peuvent être une cause de la faible diversité faunistique. Une autre cause probable est une pollution organique provoquée par des rejets d'eaux usées provenant du village d'Etalle, et qui n'aurait pas été détectée par des mesures physico-chimiques ponctuelles.

L'examen des profils de structure de peuplement de chaque station permet également la comparaison de la population benthique de l'affluent et celle du cours principal immédiatement en aval.

- Lorsque l'on compare ainsi les profils des stations 8 et 8', ils nous apparaissent très semblables. Il est probable que la population benthique de la station 8 bénéficie d'un enrichissement en taxons plus sensibles à partir de l'affluent sur lequel se situe la station 8'; d'autant plus que la plupart de ces taxons sont absents de la station en amont sur le cours principal (station 7). Les caractéristiques morphologiques et fort similaires des stations 8 et 8', ainsi que des débits de même importance, favorisent également le développement dans le cours principal d'une population provenant de l'affluent. Le mécanisme de dérivation doit sans doute jouer ici un rôle important. Parallèlement à l'impact de la Rulles sur le processus d'autoépuration physico-chimique de la Haute-Semois, l'affluent intervient donc également pour reconstituer, au niveau du cours principal, un peuplement diversifié et riche en taxons polluosensibles.
- Le même phénomène n'est pas observable lorsque l'on compare les profils des stations 3 et 3' ainsi que les profils des stations 4 et 4'. Les conditions physico-chimiques qui prévalent dans cette zone du cours principal, ne permettent pas l'implantation et le développement d'une faune polluosensible qui dériverait à partir des affluents. Il nous est cependant arrivé, au cours de nos récoltes, d'y observer quelques individus isolés de certains taxons recensés dans les affluents.
- La colonisation du cours principal par certains taxons provenant d'un affluent explique également le profil peu caractéristique de la station 5. Celle-ci est localisée 100 m en aval de la confluence avec La Vieille Rivière, où se localise la station 5'. Les mesures physico-chimiques nous avaient d'ailleurs permis de constater l'influence des eaux de cet affluent pour diluer la charge polluante dans le cours principal. Le profil établi pour la station 5' est indicateur de sa bonne qualité biologique. On peut donc supposer que la structure de peuplement de la station 5 subit deux influences contradictoires:
 - * Celle du cours principal en amont, dont la biocénose est dominée par des espèces tolérantes à la pollution; elles

trouvent des conditions de développement favorables dans les dépôts de vase organique, qui persistent encore dans la station 5.

- * Celle de l'affluent: certains taxons, en dérivant, peuvent s'implanter dans la station 5 et enrichir sa biocénose. Le degré de pollution n'y est pas excessif et la teneur en oxygène jamais inférieure à 7 mg/l.

La biocénose de la station 5 correspond donc à un mélange de taxons tolérants à la charge organique et de taxons sensibles. Lorsque l'on représente cette structure de peuplement sous la forme d'un histogramme dont l'abscisse correspond à un gradient de qualité de l'eau, le profil apparaît fort peu caractéristique; les taxons d'abondance supérieure à la moyenne ne sont pas concentrés à un seul niveau de ce gradient. Ce profil ne trouvera pas de place dans le continuum comme cela est apparu dans la figure 7.4. L'analyse des prélèvements biologiques réalisés en d'autres époques nous permettra de vérifier si les taxons sensibles qui enrichissent le peuplement de la station 5 persistent ou s'il ne s'agit que d'un effet temporaire lié aux conditions physico-chimiques plus favorables en cette saison.

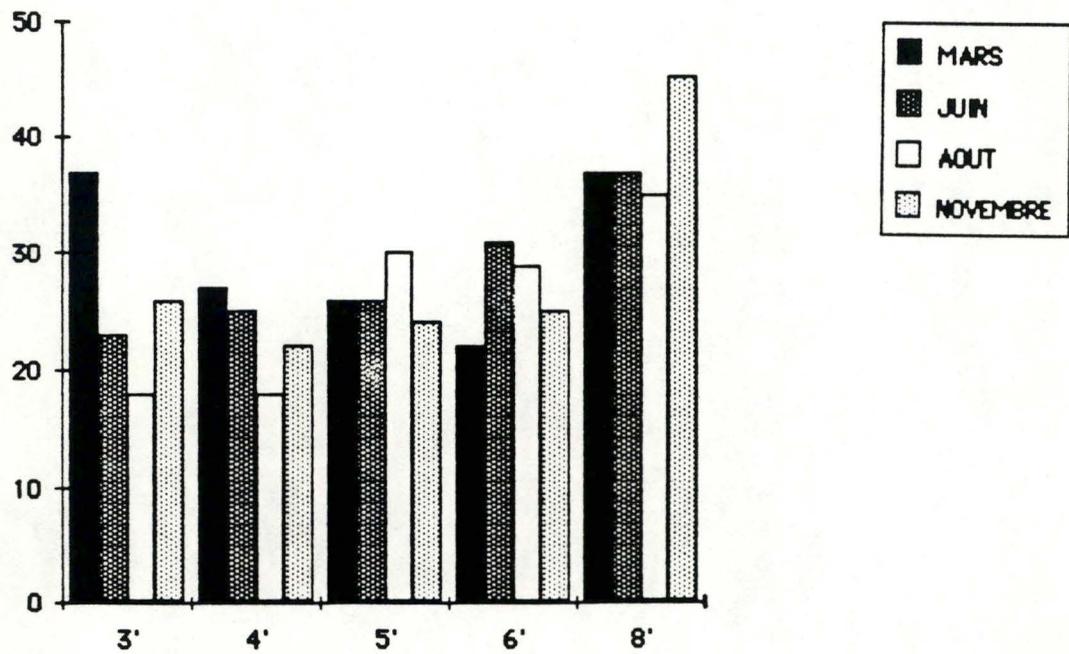
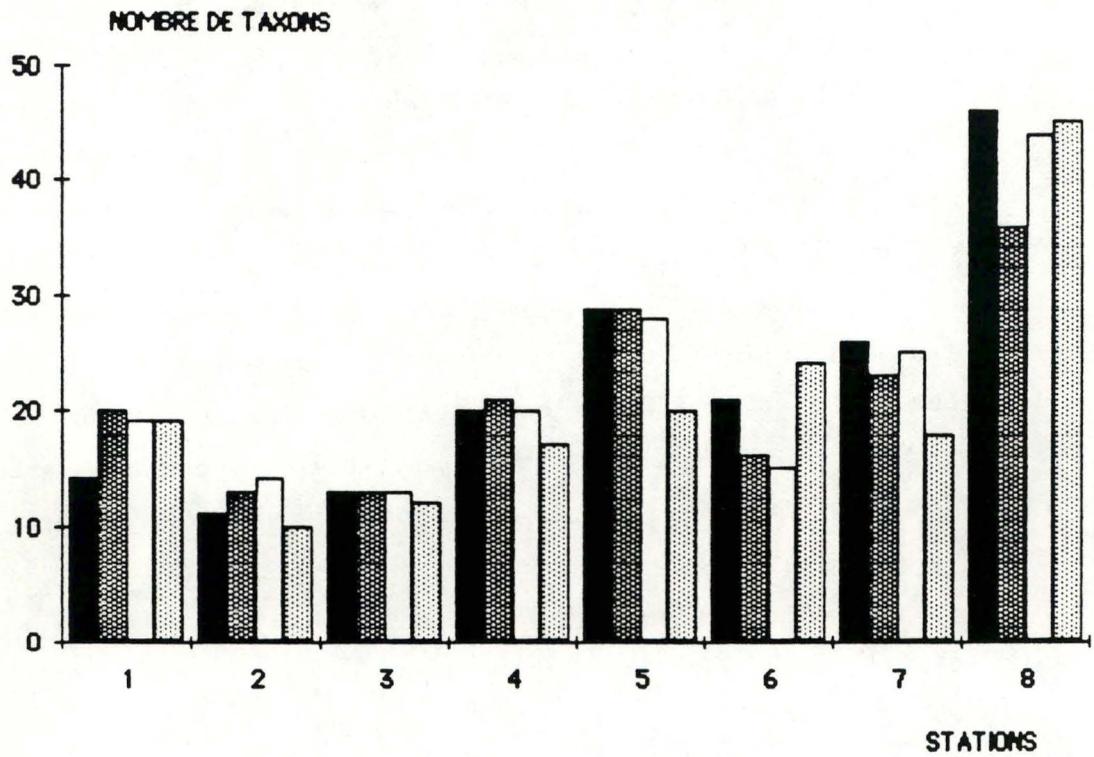


Figure 7.5: Comparaison du nombre de taxons recensés dans chaque station, au cours de différentes saisons de l'année 1981.

7.3. Variabilité saisonnière

Nous pouvons nous attendre à une modification des structures de peuplement des biocénoses benthiques au cours de l'année; le cycle de vie des espèces étant étroitement lié aux saisons. En outre, en relation principalement avec les périodes d'étiage et de crue, les caractéristiques physico-chimiques de l'eau peuvent varier d'une époque à l'autre. La description des mesures physico-chimiques nous ont permis de le confirmer (chapitre 6).

7.3.1. Evolution saisonnière de la diversité faunistique

total 119 taxons
C'est au mois de mars que nous avons enregistré la diversité maximale, puisque 90 taxons ont été recensés alors qu'ils n'étaient que 78 en juin, 77 en août et 78 en novembre. La figure 7.5 représente l'évolution de l'amont vers l'aval de la diversité faunistique aux différentes saisons:

Sur le cours principal, le nombre de taxons augmente de la station 2 à la station 8, quelle que soit l'époque; seule la station 6 présente une diversité généralement plus faible que la station située directement en amont. Dans la majorité des stations le nombre de taxons varie peu d'une saison à l'autre. Une exception, la station 3', pour laquelle la diversité diminue sensiblement après le mois de mars.

Il ne nous est pas possible de mettre en évidence une époque de l'année pour laquelle le peuplement benthique est le plus diversifié quel que soit la station.

7.3.2. Evolution saisonnière de l'abondance faunistique

Le nombre d'individus total récolté au cours de l'année 1981 se répartit entre les 4 saisons de la façon suivante:

46743 individus en mars

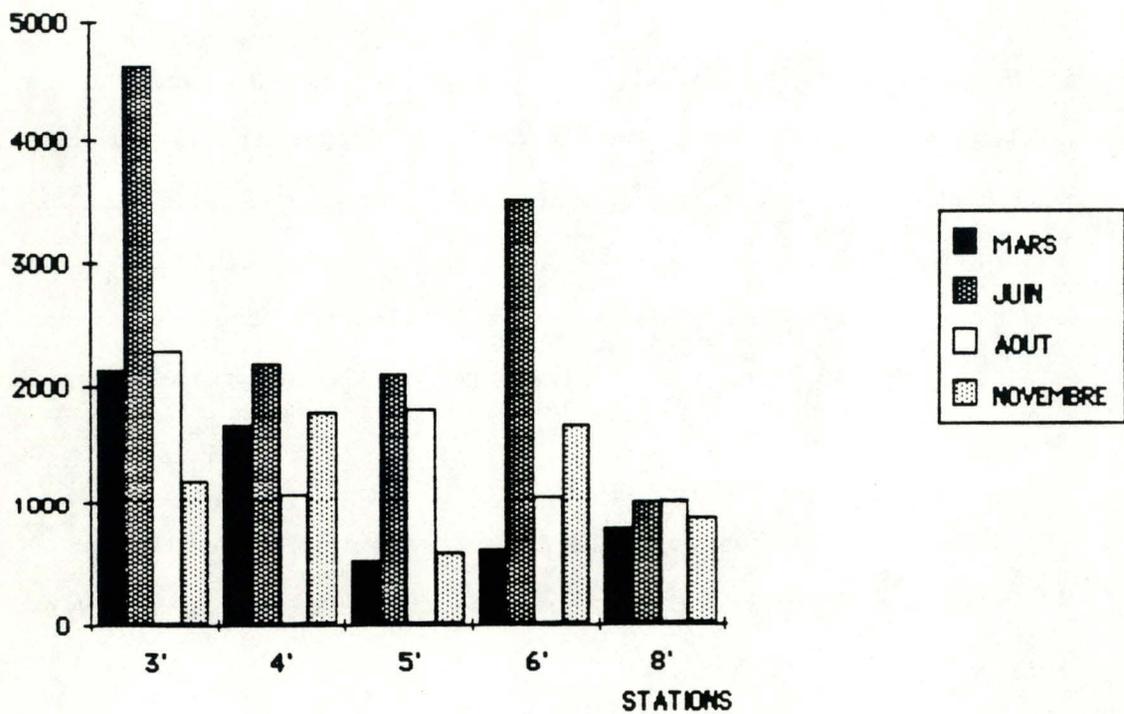
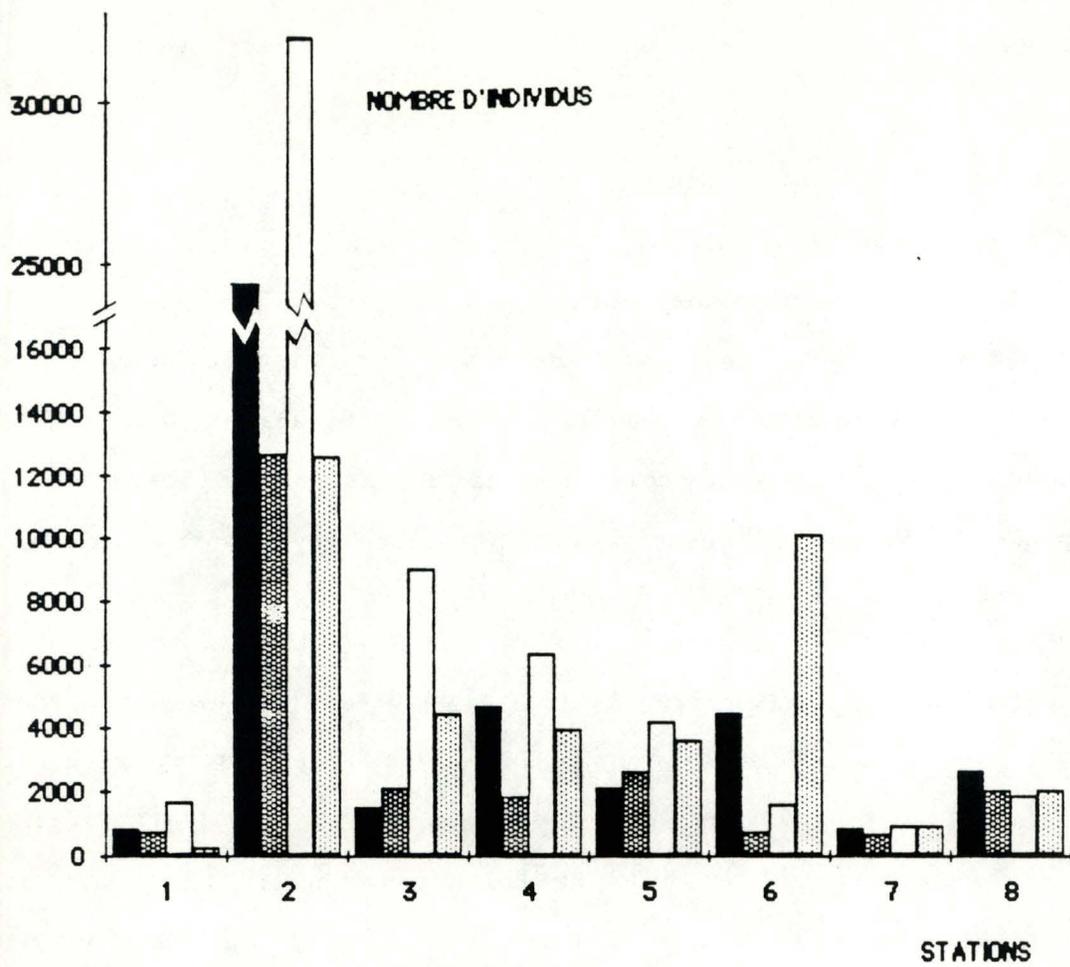


Figure 7.6: Comparaison du nombre d'individus récoltés dans chaque station, au cours de différentes saisons de l'année 1981 (valeurs totales des 8 prélèvements).

36490 individus en juin

65054 individus en août

43794 individus en novembre

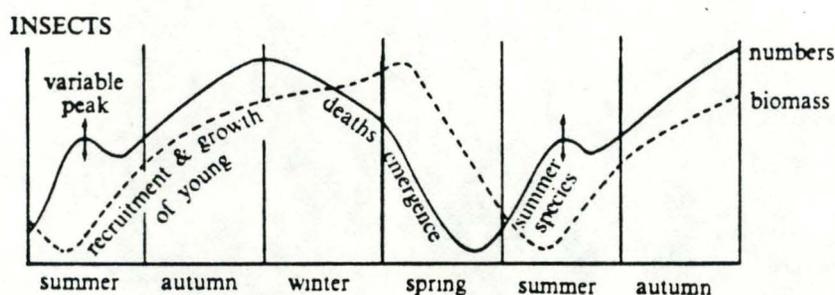
L'abondance est donc maximale en fin d'été et minimale en fin de printemps.

La figure 7.6 représente la répartition de ces nombres entre les 13 stations d'études: quelle que soit la saison, le peuplement de la station 2 est le plus dense mais le nombre d'organismes récoltés varie fortement d'une époque à l'autre; il est, pour cette station, maximal en août et minimal en juin, comme c'est le cas pour l'abondance totale. Cette variabilité saisonnière existe dans toutes les stations mais, de nouveau, une époque systématiquement plus riche que les autres ne peut être mise en évidence. Il nous faut remarquer cependant que dans la majorité des stations peu ou pas polluées (stations 3', 4', 5', 6' et 8') c'est en juin que l'abondance est maximale; par contre, dans les stations polluées (stations 1, 2, 3, 4 et 5) le même phénomène s'observe en août.

Pour tenter d'expliquer ces particularités, nous devons nous référer aux données théoriques et expérimentales relatives aux variations saisonnières de l'abondance faunistique:

Dans le cas de rivières en régions tempérées, il est possible de décrire avec suffisamment de précision le cycle saisonnier de l'abondance du peuplement benthique qui est en relation étroite avec le cycle de vie des espèces: bon nombre d'espèces ont une période de reproduction en fin de printemps et en été; la majorité des oeufs vont éclore en automne provoquant une augmentation très nette de la densité qui atteint souvent un maximum en cette saison. Les pertes

causées par la prédation sont compensées par les éclosions. Ce n'est plus le cas en hiver, lorsque les éclosions se raréfient; la densité tend alors à se stabiliser et même à diminuer. Au début du printemps, la densité continue à diminuer suite à l'émergence des espèces printanières mais cette perte peut être compensée par le recrutement des larves écloses à la sortie de l'hiver. A la fin du printemps, la densité peut de nouveau s'accroître avec l'éclosion de la génération estivale qui existe chez certaines espèces, mais ensuite elle se réduit de nouveau avec l'accélération du phénomène d'émergence au cours de l'été. Une évolution saisonnière typique pour la population des insectes est présentée ci-dessous (d'après HYNES, 1970).



Lorsque des prélèvements de la faune sont réalisés régulièrement au cours d'un cycle annuel, on doit donc s'attendre à recenser un nombre d'organismes qui est maximal en automne et minimum au printemps. Or lorsque l'on consulte des données expérimentales cela n'est pas toujours le cas: ainsi, certains auteurs observent un maximum de densité à la fin du printemps (HYNES, 1961; NEVEU et al., 1979; ROSILLON, 1984). Après l'échantillonnage de 50 rivières d'Ecosse, MORGAN & EGGLESHAW (1965) notent une densité plus élevée en été qu'au printemps. Sur les bassins de l'Ourthe et de la Lesse, DEPIEREUX (1982) récolte beaucoup plus d'individus en automne qu'en été. Nous observons quant à nous une abondance maximale soit à la fin du printemps soit en été, suivant le lieu de récolte. FROST et

al. (1976) font des observations similaires à partir de relevés mensuels provenant d'une rivière polluée.

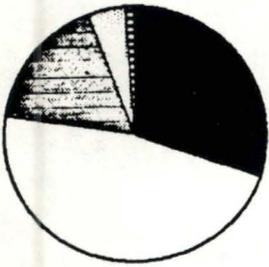
Il semble que 2 facteurs principaux peuvent expliquer cette variabilité dans les résultats expérimentaux:

1. Les techniques de prélèvements et de tri semblent jouer un rôle non négligeable puisqu'elles déterminent la taille minimale des organismes recensés. Les larvules écloses à la fin de l'été et en automne, ne pourront souvent être récoltées et identifiées qu'au printemps suivant; cela expliquerait les abondances maximales qui sont souvent enregistrées à cette époque de l'année. Le diamètre des mailles du filet collecteur que nous avons utilisé est comparable à celui employé par ROSILLON (1984); cet auteur a pu montrer que, dans ces conditions, la densité de certains groupes faunistiques, riches en organismes de petite taille (Chironomidae, Naididae, larvule inférieure au mm) pouvait être largement sous-estimée. Dans notre cas, il se peut donc que les formes jeunes de certains taxons n'aient pu être recensées avant le printemps.

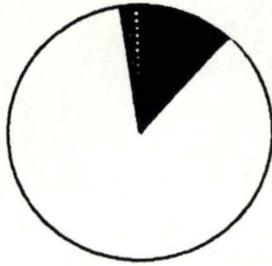
2. La composition faunistique du peuplement, qui peut souvent être mise en relation avec certaines particularités des conditions locales, doit également être prise en compte. Ainsi, le peuplement qui est dominé par l'amphipode Gammarus pulex atteint un développement maximum en fin de printemps ou en été, époques à laquelle leur activité reproductrice est la plus intense. ROSILLON (op cit.) fait correspondre le maximum printanier avec le recrutement des Orthocladinae et des Naididae qui profitent du développement des herbiers à Cladophora. Dans une rivière polluée, FROST et al. (op cit.) enregistrent un accroissement important de l'abondance des larves de Chironomidae, des Naididae et de certains Tubificidae en période estivale.

Station 5'

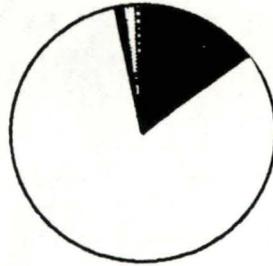
MARS (523 ind.)



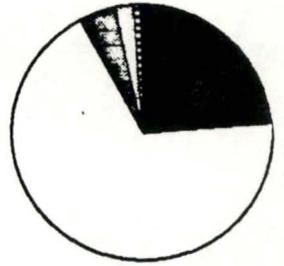
JUIN (2086 ind.)



AOUT (1794 ind.)

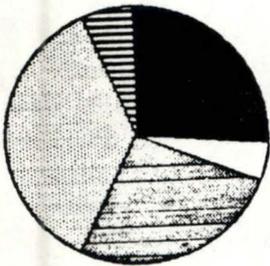


NOVEMBRE (593 ind.)

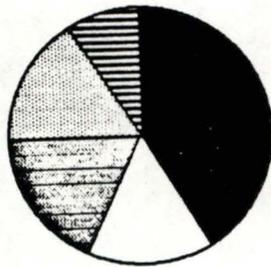


Station 8'

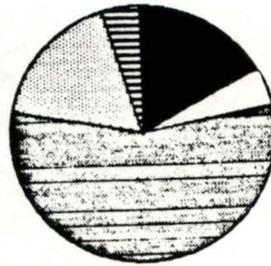
MARS (793 ind.)



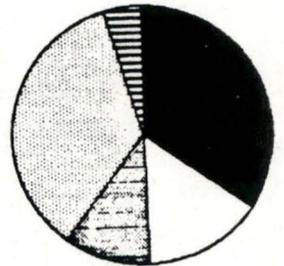
JUIN (1007 ind.)



AOUT (1002 ind.)

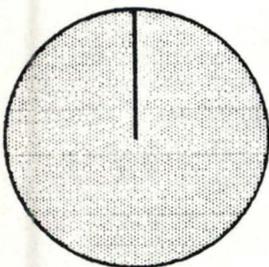


NOVEMBRE (874 ind.)

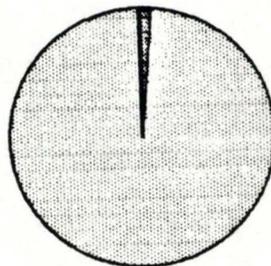


Station 2

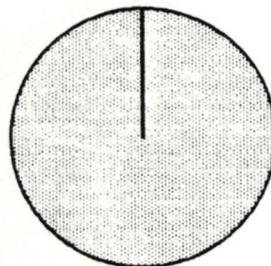
MARS (24298 ind.)



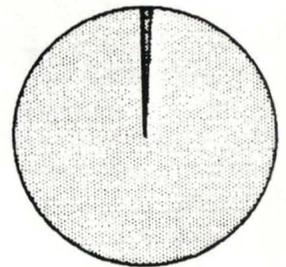
JUIN (12610 ind.)



AOUT (32242 ind.)

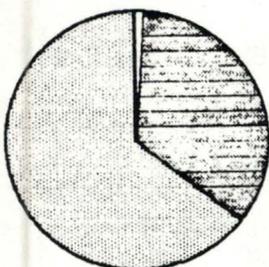


NOVEMBRE (12565 ind.)

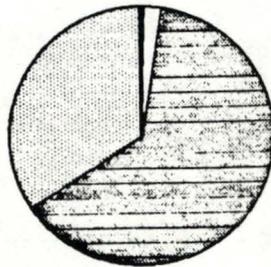


Station 4

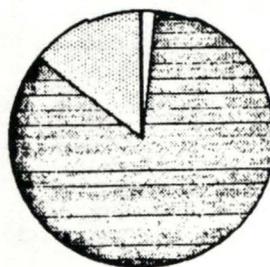
MARS (4680 ind.)



JUIN (1793 ind.)



AOUT (6342 ind.)



NOVEMBRE (3890 ind.)

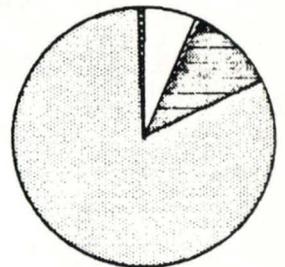


Figure 7.7: Répartition, en pourcent, de l'abondance totale entre les différents groupes faunistiques. L'abondance totale est indiquée par une valeur entre parenthèse.

Il nous paraît donc intéressant d'examiner la répartition de l'abondance totale entre les différents groupes faunistiques aux différentes époques de l'année; la figure 7.7 représente cette répartition pour quelques stations caractéristiques:

- Une abondance maximale en fin de printemps est caractéristique des stations dont le peuplement est dominé soit par des amphipodes, dans le cas de la station 5' (figure 7.7) et des stations 3' et 4', soit par des larves d'insectes (Chironomidae y compris), dans le cas de la station 8' (figure 7.7) et de la station 6'.

- Une abondance maximale en été est caractéristique des stations dont le peuplement est dominé soit par les oligochètes, dans le cas de la station 2 (figure 7.7) et des stations 1 et 3, soit par les larves de Chironomidae, dans le cas de la station 4 (figure 7.7) et des stations 1, 3 et 7. Il s'agit alors dans les deux cas, des taxons les plus tolérants à la pollution organique (Tubificidae et Chironominae); leur prolifération en période estivale dans les stations les plus polluées, est en accord avec les observations réalisées par FROST et al. (op cit.) dans une rivière atteinte par des rejets organiques.

7.3.3. Evolution saisonnière des profils de structure de peuplement

Précédemment, seuls ont été présentés les résultats relatifs aux données faunistiques récoltées au mois de mars. Les mêmes analyses ont cependant été effectuées sur les données de chacune des 3 autres campagnes (juin, août, novembre). Elles nous ont permis de réaliser des interprétations fort similaires des profils établis à partir de l'analyse en composantes principales. La succession des taxons dans le plan des 2 composantes principales le long d'une structure curvilinéaire, correspond toujours à un gradient de qualité de l'eau: à une extrémité de ce gradient, apparaissent les taxons qui

prolifèrent en présence de matières organiques et les taxons tolérants à la pollution, puis des taxons caractéristiques de conditions eutrophiques; vers l'autre extrémité, se succèdent des taxons de plus en plus polluosensibles. Néanmoins, en relation avec les cycles saisonniers des espèces et avec la variabilité saisonnière observée au niveau des caractéristiques physico-chimiques des eaux, les structures de peuplement des biocénoses vont se modifier au cours de l'année. Ces modifications apparaissent donc au niveau des profils qui représentent graphiquement ces structures. Cependant, si l'on veut, pour chaque station, pouvoir comparer les profils des différentes saisons, il est nécessaire qu'ils aient tous la même abscisse.

Nous avons alors choisi de prendre comme référence, la succession des taxons établie à partir de l'analyse des données du mois de mars. C'est à cette époque que la diversité faunistique est la plus grande. Cette succession des taxons est conservée en abscisse de tous les profils qui ont été établis à chaque saison, pour chaque station. Les taxons absents des prélèvements du mois de mars sont replacés à une position comparable à celle qu'ils occupaient dans le gradient établis à une autre saison. Les 119 taxons recensés au cours des 4 campagnes constituent donc l'abscisse de chaque profil. Les taxons absents à une saison sont représentés par une valeur nulle sur l'ordonnée de l'histogramme.

Nous avons donc construit de cette manière 52 profils, tous comparables entre eux. La figure 7.8 les représente. A chaque saison, les profils sont classés de haut en bas, dans un ordre déterminé à priori; cet ordre suit la succession amont-aval des stations, y compris les points de confluence des affluents.

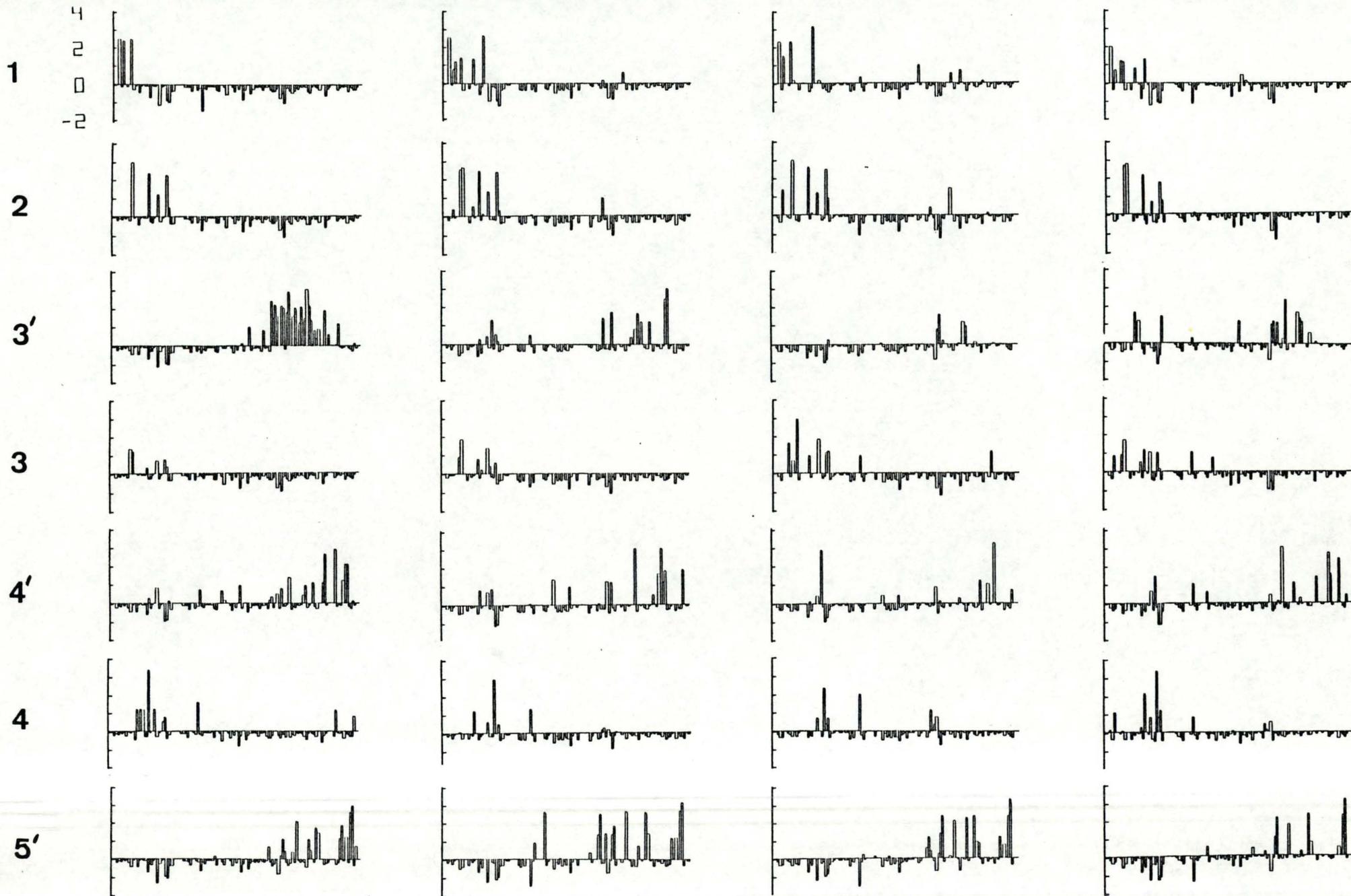
En comparant les 4 profils de chaque station, il est possible de

mars

juin

août

novembre



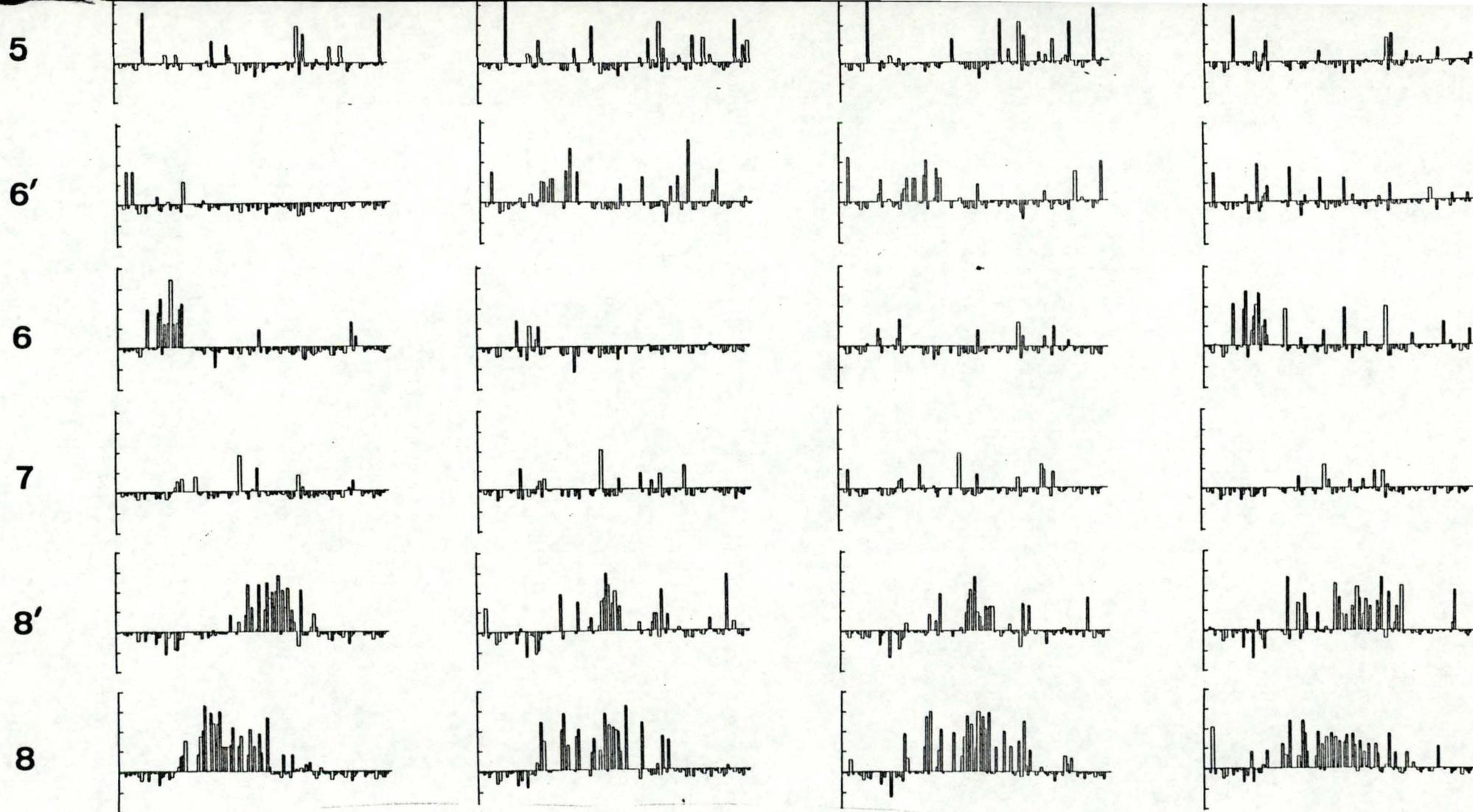


Figure 7.8: Profils moyens de la structure de peuplement de chacune des stations d'échantillonnage à chaque saison. Les profils sont classés de haut en bas suivant la progression des stations de l'amont vers l'aval. La technique de construction des profils est détaillée dans le texte.

mettre en évidence les modifications saisonnières des structures de peuplement: Il apparaît que, dans certaines stations, cet effet saisonnier n'est pas marqué:

- C'est le cas des stations 2 et 3. Tout au long de l'année, leur biocénose reste peu diversifiée et presque uniquement composée de taxons tolérants à la pollution organique. Les rejets polluants qui affectent directement ces 2 stations, ne sont pas occasionnels, mais persistent tout au long de l'année même si au mois de mars, une plus grande dilution rend leurs effets moins perceptibles au niveau des analyses physico-chimiques. Quelle que soit la saison, le nombre d'organismes récolté dans la station 2 est toujours supérieur à celui récolté dans la station 3.
- La structure de peuplement de la station 1 n'a pas non plus sensiblement évolué au cours de l'année. Pourtant, la biocénose de cette station se trouvait également sous l'impact d'une restauration de la qualité physico-chimique. Après une période de plusieurs mois, la structure de peuplement ne paraît pas avoir bénéficié de cette restauration. Tout au long de l'année, elle reste peu diversifiée et toujours dominée par quelques larves de diptères et plusieurs taxons d'oligochètes. Des taxons tolérants ne sont pas apparus.
- Plus en aval sur le cours principal, les peuplements des stations 4 et 7 n'évoluent guère d'une saison à l'autre. Malgré un processus d'autoépuration qui est déjà bien avancé à ce niveau de la rivière, la station 7 reste caractérisée, tout au long de l'année, par un peuplement particulièrement peu diversifié.
- Les structures de peuplement des stations 8, 8' et 5' se modifient peu d'une saison à l'autre. Leurs profils restent toujours caractéristiques de bonnes conditions biologiques. Les différences que l'on peut observer entre les profils d'une même station pourraient être principalement liées à la diversité des cycles de vie des taxons appartenant au groupe des insectes; ce groupe est très bien représenté dans ces 3 stations. La similarité entre les profils des stations 8 et 8' se confirme à

chaque campagne. L'impact de l'affluent sur les caractéristiques biologiques du cours principal n'est donc pas un phénomène occasionnel.

Pour certaines stations, par contre, les structures de peuplement se modifient au cours de l'année:

- C'est le cas des stations 3' et 4', placées dans des conditions environnementales fort similaires. Au fil des saisons, leur diversité faunistique diminue, comme nous avons pu l'observer sur la figure 7.5. De nombreux taxons sensibles disparaissent; parallèlement des taxons plus tolérants se développent. Deux facteurs explicatifs peuvent être proposés. D'une part, plusieurs espèces de trichoptères et de plécoptères, qui constituent une partie de ces taxons sensibles, sont des espèces printanières; leur période d'envol est située au début du printemps; elles ne seront donc plus recensées avant l'automne suivant; et même à cette époque, leur petite taille limite leur récolte. D'autre part, les mesures physico-chimiques ont mis en évidence des signes d'eutrophisation et de pollution organique en période d'étiage, principalement dans la station 4'. Les teneurs en oxygène sont alors beaucoup plus faibles qu'au printemps d'autant plus que la prédominance de conditions lenticques freine l'oxygénation du milieu. Après le printemps, les conditions sont donc peu favorables au maintien d'une population de taxons sensibles. Avec la concentration de matières organiques et la disparition d'espèces compétitrices, des taxons plus tolérants se développent.
- Le profil de la station 6' présente une évolution inverse à celle des stations 3' et 4', au cours de l'année 1981. Après le mois de mars, on observe une diversification de son peuplement et un développement de taxons moins résistants à la pollution. Un curage de la rivière réalisé peu de temps avant que ne débute notre période d'échantillonnage, pourrait être à l'origine de sa médiocre qualité biologique au mois de mars; ensuite, certains taxons réapparaîtraient progressivement à partir de l'amont. Cependant, à aucune période, la structure de peuplement n'est caractéristique d'une bonne qualité biologique. Le déversement

d'eaux usées provenant du village d'Etalle pourrait en être la cause bien que les mesures physico-chimiques n'aient pu le confirmer.

- Sur le cours principal, le profil de la station 6 se modifie également. En fait, ces modifications sont principalement de nature quantitative; les mêmes taxons sont présents aux différentes époques mais avec des degrés d'abondance différents. Il ne nous est pas permis d'interpréter ces différences même après confrontation avec les résultats des mesures physico-chimiques.
- Si le profil de la station 5 se modifie d'une saison à l'autre, il reste toujours aussi peu caractéristique. L'influence du peuplement de l'affluent situé en amont immédiat se confirme lorsque l'on compare l'histogramme de la station 5 à celui de la station 5' aux mois de juin et d'août. Cette influence apparaît moins marquée en mars et en novembre: si les taxons tolérants sont toujours présents dans la station du cours principal, les espèces sensibles ont par contre régressé. Ceci indiquerait l'instabilité d'une partie de la population de la station 5, qui serait sous la dépendance d'un approvisionnement continu à partir de l'affluent. Des conditions physico-chimiques favorables au développement de ces taxons ne seraient pas rencontrées de manière permanente. Ce repeuplement peut être réalisé rapidement en raison de la proximité en amont de la zone non perturbée. Il s'agit d'un élément déterminant de la vitesse de colonisation comme nous l'avions fait remarquer dans le chapitre 2.

7.3.4. Conclusions

A partir d'une analyse comparative de données biologiques récoltées à 4 saisons différentes, nous pouvons tirer les conclusions suivantes:

- La diversité faunistique ne varie pas sensiblement d'une saison à l'autre
- l'abondance totale est maximale soit en juin, dans les stations les moins polluées, soit en août, dans les stations les plus

polluées: en effet, les peuplements de ces deux types de stations sont dominés par des groupes faunistiques différents, qui ont des caractéristiques écologiques distinctes.

- Pour chaque station, l'évolution saisonnière de la structure de son peuplement ainsi que celle de sa qualité biologique ont pu être suivies:

- * La structure du peuplement n'évolue pas dans le cas des stations les plus polluées (station 2, 3 et 4) en raison de la persistance et de la sévérité de la pollution; certaines stations non polluées (station 8, 8' et 5') présentent également une structure de peuplement relativement stable et toujours indicatrice d'une bonne qualité biologique.
- * La qualité biologique de la station 1 reste toujours aussi médiocre tout au long de l'année malgré une amélioration sensible de sa qualité physico-chimique dès le début du printemps.
- * La structure de peuplement des stations 3' et 4' se modifie sensiblement à partir du mois de juin, indiquant une légère dégradation de la qualité biologique; ce processus peut être mis en relation avec l'eutrophisation qui intervient dans ces deux affluents en période d'étiage.
- * L'impact de certains affluents (la Vieille Rivière et la Rulles) sur les caractéristiques biologiques du cours principal n'est pas un phénomène occasionnel mais persiste tout au long de l'année.

7.4. Utilisation de la communauté d'oligochètes de la Haute-Semois comme descripteur de la qualité biologique

7.4.1. Introduction

Lors de l'étude biologique de la qualité d'une rivière, il faut souvent faire le choix entre une analyse globale peu détaillée, portant sur l'entièreté de la communauté benthique, et une analyse beaucoup plus fine d'un seul groupe faunistique pour lequel l'identification spécifique peut être envisagée. Pour cette deuxième possibilité, le groupe faunistique retenu doit être composé d'espèces possédant des exigences écologiques suffisamment variées. C'est ainsi que de nombreux auteurs (GOODNIGHT & WHITLEY, 1960; BRINKHURST, 1965; BRINKHURST & KENNEDY, 1965; ASTON, 1973; GROSS, 1976a; LAFONT, 1977; LANG, 1984) se sont intéressés à l'utilisation du groupe des oligochètes comme indicateur du degré de pollution organique d'un milieu aquatique (lac ou rivière). Certains d'entre eux (BRINKHURST, 1966, 1970; GOODNIGHT & WHITLEY, 1960; GROSS, 1976a; LAFONT, 1977) ont pu établir des indices ou des grilles de qualité biologique qui se basent sur la nature des espèces d'oligochètes recensées ainsi que sur leurs abondances relatives.

Puisque nous disposons des résultats d'une analyse détaillée de la communauté d'oligochètes du bassin de la Haute-Semois, nous avons voulu vérifier si l'analyse de la structure du peuplement de cette communauté pouvait être utilisée pour décrire un gradient de qualité de l'eau.

7.4.2. Structures de peuplement

Le groupe des annélides oligochètes occupe une place prépondérante dans la communauté benthique de la Haute-Semois: il constitue 67% du nombre total d'individus récoltés en mars. Dans certaines stations cependant, il est pratiquement le seul groupe

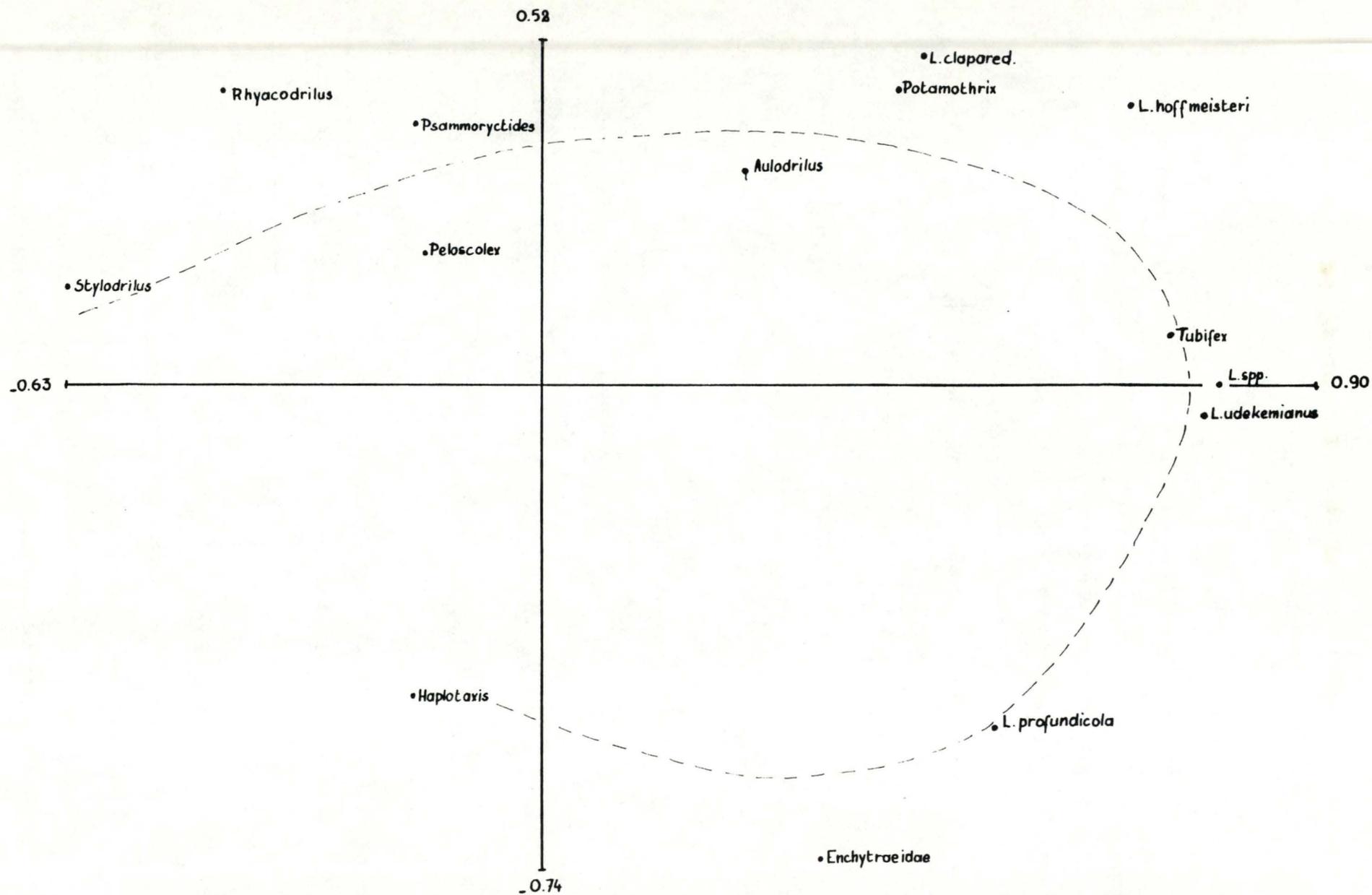


Figure 7.9: Résultats de l'analyse en composantes principales réalisée sur le tableau du logarithme de l'abondance des taxons d'oligochètes dans les prélèvements de mars 1981. Projection des 14 taxons dans le plan des 2 premières composantes principales.

recensé; c'est le cas dans la station 2 (99.7%); Dans la station 5' par contre il est très mal représenté (5%).

13 taxons différents ont pu être identifiés; ils appartiennent à 4 familles: Tubificidae, Lumbriculidae, Enchytraeidae, Haplotaxidae. Les Naididae n'ont pas été considérés dans l'analyse; une trop grande imprécision affecte l'échantillonnage et le tri de ces organismes. Les individus immatures de Limnodrilus hoffmeisteri et Limnodrilus profundicola sont indiscernables et ont été regroupés sous le nom de Limnodrilus spp. qui constitue un 14ème taxon.

Une analyse en composantes principales a été réalisée sur la matrice d'abondance de ces 14 taxons dans les 104 prélèvements de mars 1981. Les résultats pourront donc être confrontés à ceux de l'analyse effectuée sur l'entièreté de la communauté benthique échantillonnée à cette saison.

Le plan des 2 premières composantes principales exprime 49.7% de la variabilité totale. La projection des taxons dans ce plan est représentée à la figure 7.9. Une structure curvilinéaire est bien apparente. Suivant les caractéristiques écologiques des différentes espèces qui se succèdent le long de cette structure, elle peut être assimilée à un gradient de pollution organique: à une extrémité se situent Haplotaxis gordioides, Limnodrilus profundicola et une espèce d'Enchytraeidae, Lumbricillus rivalis, dont l'identification n'a pu être confirmée ici; cette dernière tolère des teneurs en oxygène faibles et en ammoniacque élevées qui proviennent d'une pollution organique intense (LEARNER et al., 1983). Limnodrilus profundicola présente une distribution beaucoup moins connue: suivant MILBRINK (1973) qui a étudié sa distribution dans les lacs suédois, elle est caractéristique de conditions oligotrophiques, mais peut être observée dans les eaux polluées par des matières

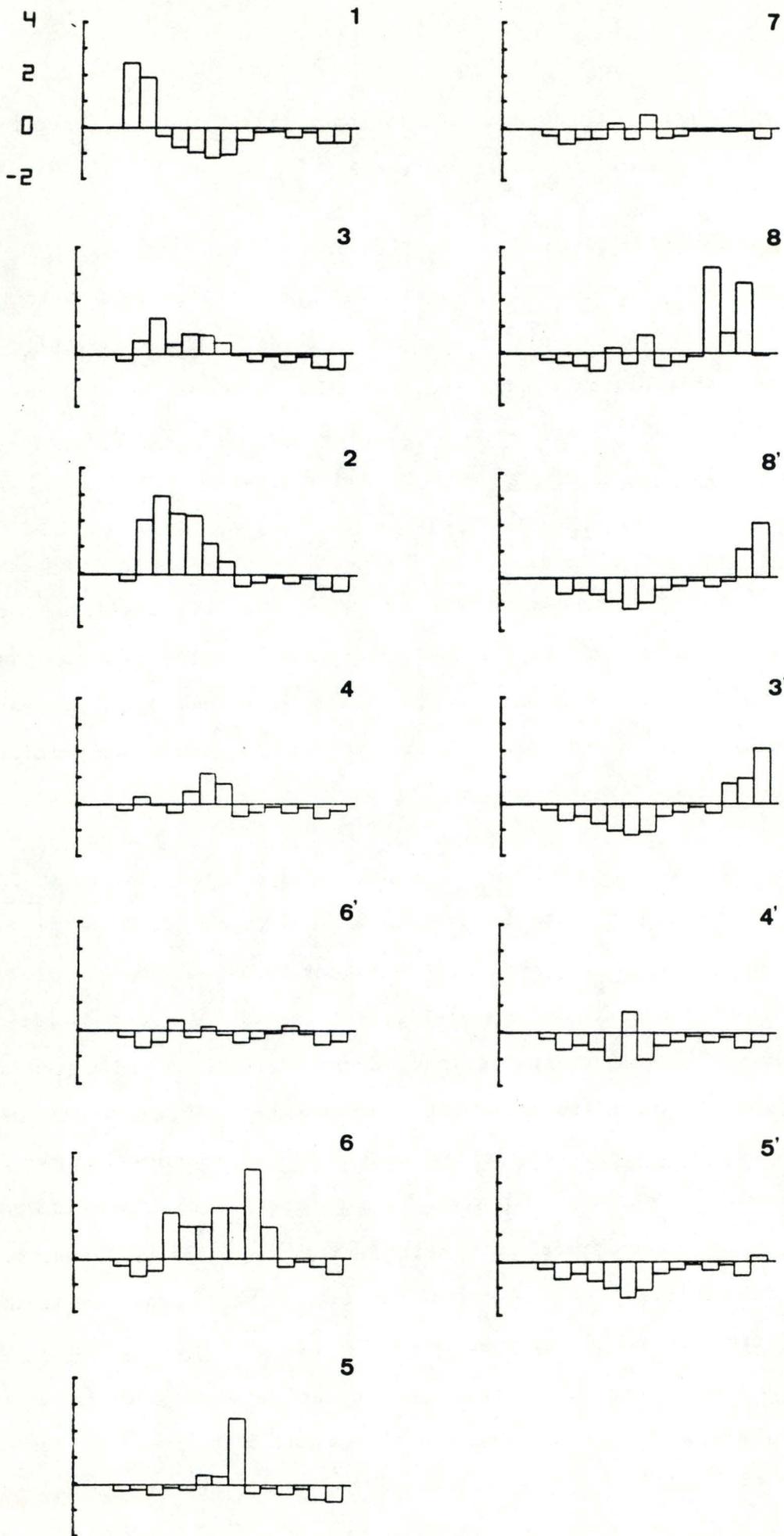


Figure 7.10: Profils moyens établis pour la population des oligochètes de chaque échantillon, en mars 1981. Ils sont classés de haut en bas et de gauche à droite suivant leur progression le long du continuum (voir texte).

organiques. LANG (1984) la considère comme une espèce typiquement eutrophe. Viennent ensuite les espèces de Tubificidae, Limnodrilus hoffmeisteri, Tubifex tubifex et Limnodrilus udekemianus. Ces 3 espèces, bien qu'ayant une large valence écologique, sont souvent les seuls habitants des eaux polluées par des rejets organiques et dont la teneur en oxygène est très faible (BRINKHURST, 1965, 1966; ASTON, 1973; MILBRINK, 1973). Limnodrilus claparedeianus est une espèce beaucoup moins fréquente que les 3 autres; elle présente cependant des caractéristiques écologiques fort similaires mais nécessite des teneurs en oxygène plus élevées (in MILBRINK, 1973). Potamothrix sp. et Aulodrilus plurisetia succèdent à ces premiers groupes de taxons dans le gradient; ils sont en effet plus sensibles que les précédents à la pollution organique et sont plutôt caractéristiques de conditions mésotrophes (MILBRINK, 1973; BRINKHURST, 1970; LANG, 1984). Vers l'autre extrémité, apparaissent Ryacodrilus coccineus et Psammoryctides barbatus qui sont sensibles à la pollution et principalement au manque d'oxygène (BRINKHURST, 1965; MILBRINK, 1973); Peloscolex ferox et Stylodrilus heringianus sont considérés par MILBRINK (1973) et LANG (1984), comme les meilleurs indicateurs de conditions oligotrophes.

Les structures de peuplement de la communauté d'oligochètes sont représentées pour chaque station, sous la forme d'un profil moyen calculé sur les 8 prélèvements de chaque échantillon (figure 7.10). Un continuum s'établit depuis les stations les plus gravement polluées (stations 1, 2 et 3) vers des stations caractérisées plutôt par des conditions eutrophes (stations 5, 6 et 7) puis des stations à tendance oligotrophe (station 8', 3' et 5').

7.4.3. Discussion

Les stations 2 et 3 présentent l'association d'oligochètes typique des eaux riches en matières organiques, à faibles concentrations en oxygène: Limnodrilus hoffmeisteri, Limnodrilus udekemianus et Tubifex tubifex. Le système respiratoire de ces espèces présente des adaptations physiologiques qui leur permettent de tolérer des teneurs en oxygène faibles ou même nulles pendant un temps relativement long (ASTON, 1973); leur activité reproductrice peut même être maintenue. Ces adaptations se situent au niveau des propriétés de l'hémoglobine qui, chez Tubifex tubifex, peut capter l'oxygène même lorsque celui-ci est présent en très faible concentration et lorsque la teneur en gaz carbonique est élevée (PALMER, 1968). De telles conditions physico-chimiques, défavorables à leurs prédateurs Erpobdellidae, favorisent leur prolifération; ils profitent aussi de l'abondance de la flore bactérienne dans la vase organique qui constitue leur régime alimentaire. Cela se marque par des densités qui peuvent atteindre 200000 individus/m², aussi bien dans les lacs (LANG, 1975; BRINKHURST, 1970) que dans les rivières (BRINKHURST & KENNEDY, 1965). Des valeurs pratiquement comparables sont atteintes dans la station 2, puisque la densité en Tubificidae varie de 30000 à 100000 individus/m².

Nous avons pu observer que dans les stations polluées cette association caractéristique est complétée par deux espèces, Lumbricillus sp.(rivalis) et Limnodrilus profundicola dont l'abondance est loin d'être négligeable. Cela confirme, pour cette deuxième espèce, les observations de LANG (1984) effectuées sur les lacs suisses, selon lesquelles Limnodrilus profundicola serait également indicatrice d'une pollution organique. La nature du substrat de la station 2, composé d'une épaisse couche de sable et de vase reproduirait des conditions comparables à celles des zones lenticules où cette espèce a été le plus recensée.

7.4.4. Conclusions

L'interprétation des profils de structure de peuplement qui ont été établis à partir de la seule communauté d'oligochètes est comparable à celle obtenue sur l'ensemble de la faune benthique. En effet, le continuum des stations d'échantillonnage mis en évidence par l'analyse générale suit un gradient de qualité de l'eau; ce dernier est sous la dépendance d'une pollution essentiellement de nature organique. Or le groupe faunistique des oligochètes se compose d'une gamme d'espèces présentant des sensibilités diverses vis-à-vis de ce type particulier de pollution. Dans le cas de pollution d'une autre nature (chimique, radioactive,..), des résultats aussi favorables n'auraient peut être pas été obtenus.

La méthode d'analyse utilisée produit donc un classement des stations suivant leur degré de pollution organique; un classement similaire aurait été établi par les divers indices basés sur la population d'oligochètes (GOODNIGHT ET WHITLEY, 1960; GROSS, 1976a; LAFONT, 1977) avec les désavantages liés à la représentation de toute une structure de communauté par une seule valeur chiffrée.

7.5. Conclusions de l'étude du bassin de la Haute-Semois avant épuration

Nous avons réalisé une analyse descriptive détaillée des caractéristiques physico-chimiques et biologiques du bassin de la Haute-Semois, à 4 époques différentes de l'année 1981. Les conclusions suivantes peuvent en être déduites:

- En ce qui concerne le cours principal, quelle que soit la saison, l'évolution amont-aval des structures de peuplement suit un gradient de qualité de l'eau; celui-ci masque complètement le gradient amont-aval typique des cours d'eau non perturbés en raison de la sévérité et de la localisation des rejets polluants. Trois zones peuvent y être reconnues:

* Sur les 10 premiers kilomètres de la rivière (stations 1, 2 et 3), la structure des peuplements benthiques indique une très mauvaise qualité biologique; ces peuplements sont caractéristiques d'une pollution de nature organique; ils sont bien le reflet des caractéristiques physico-chimiques du milieu, sauf au niveau de la station 1 qui, malgré une amélioration évidente de sa qualité physico-chimique dès le début de l'année 1981, conserve toujours une mauvaise qualité biologique.

* Vers l'aval du cours de la rivière (stations 4 à 7), la structure des peuplements se modifie progressivement; elle indique une amélioration de la qualité biologique, parallèlement au processus physico-chimique de l'autoépuration.

* Au niveau de la station 8, la rivière a retrouvé une bonne qualité biologique; le processus d'autoépuration apparaît alors accompli.

- En ce qui concerne la majorité des affluents (Bierbach, Rodenbach, Vieille Rivière et Rulles), leur structure de peuplement est le reflet d'une bonne qualité biologique. Cependant, pour les deux premiers, cette qualité biologique se détériore sensiblement après le printemps en raison d'une eutrophisation plus prononcée en période d'étiage. Tout au long

de l'année, la qualité biologique du ruisseau de l'Enclos, lors de sa traversée du village d'Etalle, reste mauvaise; cette observation n'a pu être mise en relation avec des mesures physico-chimiques ponctuelles.

- Nous avons confronté les structures de peuplement des échantillons récoltés sur les affluents avec celles des échantillons récoltés sur le cours principal, en aval de la confluence: nous constatons, que les populations benthiques de la Rulles et de la Vieille Rivière participent à l'enrichissement du cours principal; les affluents interviennent donc autant dans le processus physico-chimique d'autoépuration de la Haute-Semois que dans le processus d'amélioration de sa qualité biologique.

Cette dernière observation alliée à celle concernant le bon état général de plusieurs affluents, permet de penser que ces derniers auront un rôle important à jouer dans la restauration de la rivière après l'installation du traitement épurateur.

PARTIE IV : ETUDE PHYSICO-CHIMIQUE ET
BIOLOGIQUE DE LA HAUTE-SEMOIS APRES
EPURATION

PARTIE IV: ETUDE PHYSICO-CHIMIQUE ET BIOLOGIQUE DE LA HAUTE-SEMOISAPRES EPURATION

Nous venons de décrire les caractéristiques biologiques de la Haute-Semois. Nous démontrons l'état de détérioration profonde de sa qualité biologique, sur une grande partie de son cours, suite aux rejets des eaux usées domestiques de la ville d'Arlon. VANDER BORGHT, en 1980, a décrit le même phénomène du point de vue physico-chimique. Il apparaît également que l'impact de cette pollution s'étend loin en aval et favorise l'eutrophisation de la Moyenne-Semois. Or la vallée de la Semois constitue un pôle d'attraction touristique particulièrement important. De plus, les eaux de surface sont appelées à jouer un rôle croissant dans la production d'eau potable. Pour ces raisons, il est apparu nécessaire de restaurer une meilleure qualité au niveau des eaux de la Semois. Dans ce cadre, une station d'épuration a été mise en service au mois de mai 1982 pour traiter les eaux résiduaires de la ville d'Arlon, avant leur rejet dans la rivière.

Nous nous proposons d'étudier l'impact de ce traitement sur la qualité physico-chimique de la rivière, mais plus particulièrement encore sur sa faune benthique. Nous espérons ainsi pouvoir décrire le processus de restauration d'un milieu aquatique.



STATION	1	2	3	4	5	6	7	8
temperature (°c)	12.2	13.	13.	13.	13.4	13.8	14.2	15.
oxygène (% sat.)	104.9	80.7	96.	95.5	97.8	88.4	99.5	116.5
MES (mg/l)	5.6	11.2	8.4	6.4	6.	2.8	3.2	3.6
Conductivité (uS/cm)	477	480	465	460	370	370	368	290
Alcalinité (mg CaCO3/l)	194	199	208	209	177	170	173	139
pH	7.4	7.15	7.4	7.4	7.25	7.3	7.4	7.35
DCO (mg N/l)	11	25	22	21	20	19	19	18
NO2 ⁻ (mg N/l)	0.06	0.22	0.15	0.18	0.13	0.11	0.09	0.06
NO3 ⁻ (mg N/l)	4.64	4.68	3.25	3.42	3.07	3.09	3.11	3.04
Nkt (mg N/l)	0.1	1.3	1.3	1.3	0.7	0.7	0.7	1.
NH4 ⁺ (mg N/l)	0.11	0.9	0.91	0.8	0.5	0.27	0.32	0.35
PO4 ⁻⁻⁻ (mg P/l)	0.1	1.1	0.49	0.36	0.43	0.33	0.3	0.31
Pkt (mg P/l)	0.2	1.3	0.9	0.8	0.6	0.5	0.5	0.5
Cl ⁻ (mg Cl/l)	37.9	36.4	32.1	33.4	23.7	24.6	20.8	15.2
SO4 ⁻⁻ (mg SO4/l)	39	43.5	39.7	42	34.4	31.4	29.1	25.4
Ca ⁺⁺ (mg Ca/l)	102.9	90	87.7	87.7	70.7	71.4	72	53.8
Mg ⁺⁺ (mg Mg/l)	4.1	4.6	4.3	4.3	3.55	4.	3.8	3.7
Na ⁺ (mg Na/l)	10.6	26.6	25.5	24.9	18.1	14.9	11.4	9.1
K ⁺ (mg K/l)	2.8	7.1	5.7	5.8	4.1	4.2	3.1	3
détergent an. (mg LS/l)	0.05	0.11	0.16	0.1	0.07	0.05	0.04	0.02

Tableau 8.1: Valeurs des paramètres physico-chimiques mesurés en août 1982.

STATION	1	2	3	4	5	6	7	8
temperature (°c)	11.5	13	13.5	14	14.6	15.2	15.1	15.8
oxygène (% sat.)	109	92.9	99	79.7	81.5	68.4	78.5	91.2
MES (mg/l)	3.2	23.2	10	19.6	9.6	12	11.6	8.8
Conductivité (uS/cm)	462	467	441	452	346	354	346	170
Alcalinité (mg CaCO3/l)	170	166	162	164	124	132	130	58
pH	7.8	7.5	7.6	7.7	7.3	7.6	7.5	7.2
DCO (mg/l)	8	20	19	17	13	14	13	11
NO2 ⁻ (mg N/l)	0.006	0.036	0.035	0.041	0.032	0.037	0.025	0.013
NO3 ⁻ (mg N/l)	4.99	2.66	2.46	2.56	2.07	2.46	2.47	1.59
Nkt (mg N/l)	0.3	3.2	3.3	2.9	2.	1.9	1.8	0.4
NH4 ⁺ (mg N/l)	0.12	1.9	1.8	1.7	0.8	0.3	0.17	0.14
PO4 ⁻⁻⁻ (mg P/l)	0.01	0.25	0.23	0.21	0.02	0.02	0.01	0.01
Pkt (mg P/l)	0.1	0.7	0.6	0.5	0.3	0.3	0.2	0.1
Cl ⁻ (mg Cl/l)	36.2	37.6	34.1	34.4	23.6	22	21.3	12
SO4 ⁻⁻ (mg SO4/l)	36.2	41	36.8	39.4	30.1	29.4	28.1	18.2
Ca ⁺⁺ (mg Ca/l)	102.4	91.8	89.4	90.6	69.1	72.3	73.1	30.1
Mg ⁺⁺ (mg Mg/l)	3.9	4.2	4.1	5.4	4	5.2	4.6	4.4
Na ⁺ (mg Na/l)	7.6	16.8	14.9	14.9	10.7	9.5	7.5	4.6
K ⁺ (mg K/l)	1.7	4.5	4.1	4.5	2.8	2.6	2.3	1
détergent an. (mg LS/l)	0.07	0.16	0.19	0.16	0.22	0.07	0.07	0.05

Tableau 8.2: Valeurs des paramètres physico-chimiques mesurés en juin 1983.

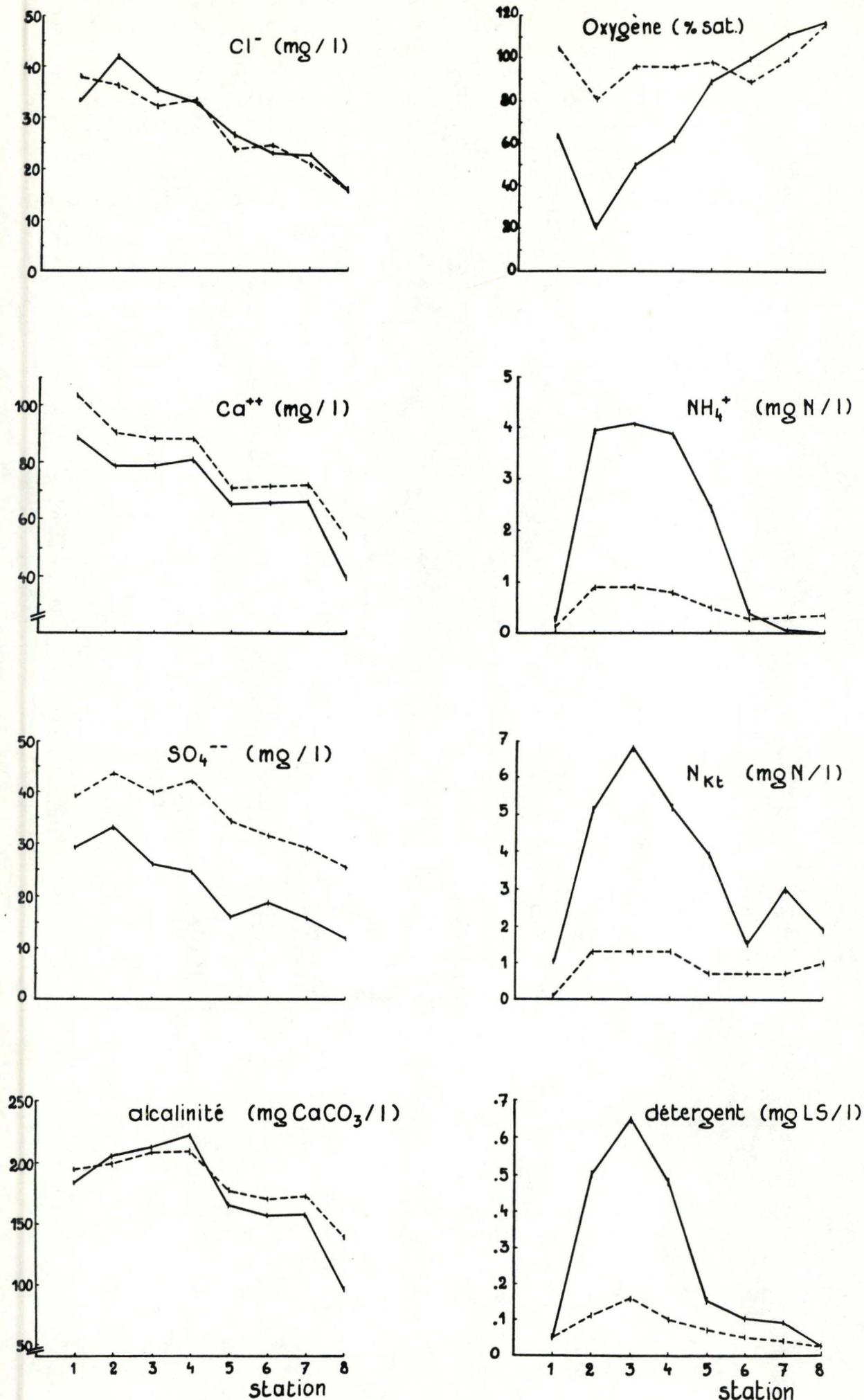


Figure 8.1: Comparaison de l'évolution amont-aval de 8 paramètres physico-chimiques, mesurés avant épuration en août 1981 (traits continus) et après épuration en août 1982 (traits discontinus).

8. IMPACT DU TRAITEMENT EPURATEUR SUR LES CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES

Après la mise en service de la station d'épuration, la récolte des observations biologiques et physico-chimiques s'est faite uniquement dans les 8 stations situées sur le cours principal; en effet, ces stations sont les seules susceptibles de subir l'impact du traitement. La station 1, localisée en amont de la station d'épuration, a également été prise en compte.

Nous présentons dans les tableaux 8.1 et 8.2, les valeurs des 19 paramètres physico-chimiques, mesurés en août 1982 et juin 1983, c'est-à-dire respectivement 3 mois et 1 an après le début du traitement épurateur.

8.1. Modification des paramètres liés à la charge organique

Pour mettre en évidence les effets de l'épuration sur les valeurs des paramètres, qui soient statistiquement interprétables, il nous aurait fallu posséder beaucoup plus d'observations ou tout au moins, des répliqués de nos mesures. Cependant, lorsque l'on compare les profils d'évolution amont-aval avant et après épuration, pour les différents paramètres, il nous est possible de visualiser l'impact du traitement. Dans la figure 8.1, nous représentons l'évolution de l'amont vers l'aval de plusieurs paramètres dont les valeurs ont été mesurées en août 1981 (trait plein) et en août 1982 (trait discontinu). On observe ainsi 2 types de graphiques suivant le paramètre considéré:

- Pour un premier type, l'évolution d'amont en aval des valeurs mesurées est parallèle avant et après épuration: c'est le cas pour l'alcalinité, les ions Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} (figure 9.1) et les ions Na^+ , K^+ , Mg^{2+} .
- Pour le second type, ce parallélisme disparaît, surtout entre les stations 2 et 5: c'est le cas pour le % de saturation en O_2 , l'ion NH_4^+ , le phosphore organique, les détergents anioniques

(figure 8.1), les matières en suspension, la D.C.O., l'azote organique et les ions nitrite, nitrate et phosphate.

Dans le premier cas, les paramètres sont caractéristiques des conditions naturelles de minéralisation du milieu (nature du substrat, géologie..) et vont donc être peu influencés par une action épuratrice; les différences globales entre les deux récoltes peuvent être imputables aux conditions d'échantillonnage. Dans le second cas, les paramètres sont caractéristiques du degré d'eutrophisation, de charge organique et de pollution; leur évolution est modifiée après épuration, ce qui met nettement en évidence l'impact du traitement.

Des constatations similaires peuvent être faites lorsqu'une même analyse est établie sur les observations de juin 1981 et de juin 1983. Nous avons pu également constater, grâce à des mesures réalisées chaque heure au cours d'un cycle d'une journée, que les valeurs des paramètres liés à la charge organique ne fluctuent plus au cours de la journée, contrairement à ce qui était observé avant épuration.

8.2. Classification des stations

La classification permet de mieux visualiser l'impact du traitement épurateur sur les caractéristiques physico-chimiques des stations étudiées et de le comparer avec celui qu'il peut avoir sur leurs caractéristiques biologiques. La matrice de données comprend les valeurs de 10 paramètres affectés par l'épuration, mesurés dans 8 stations au cours de 6 campagnes d'analyses (48 échantillons). Les résultats sont présentés à la figure 8.2, sous forme d'un dendrogramme.

Les échantillons peuvent être répartis en 3 groupes pour lesquels nous présentons, dans le tableau 8.3, la valeur moyenne des différents paramètres.

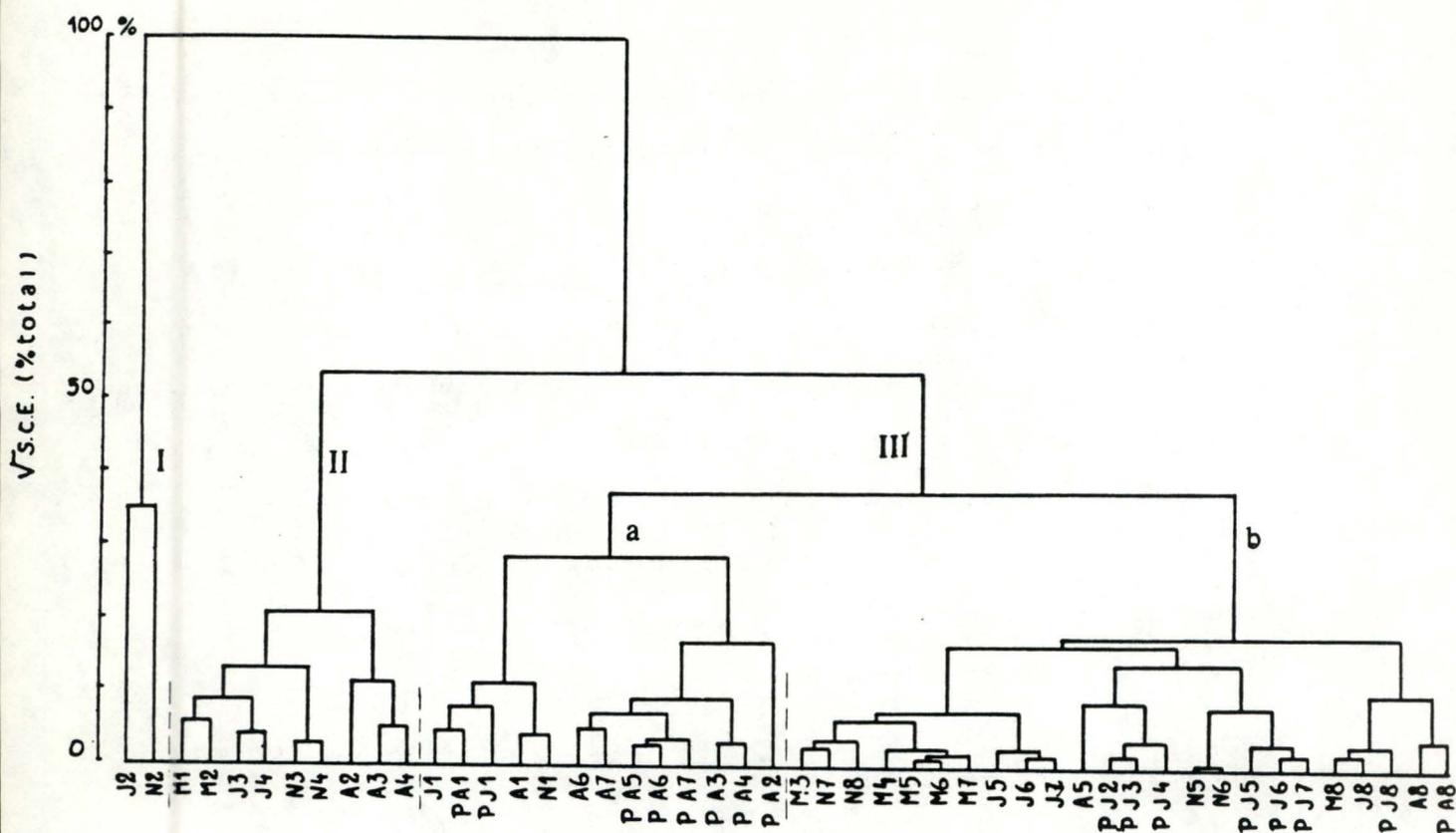


Figure 8.2: Dendrogramme de la classification hiérarchique réalisée sur 10 paramètres physico-chimiques mesurés dans 48 échantillons. Chaque échantillon est identifié par le numéro de la station (1 à 8), précédé de l'initiale du mois de récolte (Mars, Juin, Août, Novembre) et de la lettre "P" s'il a été récolté après épuration.

	O ₂ (% sat.)	DCO (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg N/l)	Nkt (mg N/l)	PO ₄ ³⁻ (mg P/l)	Détergent (mg LS/l)	NO ₂ ⁻ (mg N/l)	NO ₃ ⁻ (mg N/l)	MES (mg/l)	Pkt (mg P/l)
I	44.85 ± 7.4	215.0 ± 26.8	7.35 ± 0.78	14.40 ± 2.12	2.25 ± 2.18	1.26 ± 1.17	0.065 ± 0.021	0.45 ± 0.38	191.6 ± 23.5	3.60 ± 0.57
II	50.09 ± 11.9	26.8 ± 6.4	2.96 ± 0.93	4.22 ± 1.39	0.75 ± 0.35	0.38 ± 0.14	0.112 ± 0.038	1.40 ± 0.81	25.0 ± 11.2	1.00 ± 0.45
III _a	93.48 ± 13.7	17.0 ± 5.4	0.41 ± 0.29	1.17 ± 0.80	0.34 ± 0.28	0.09 ± 0.04	0.110 ± 0.059	3.77 ± 0.99	7.0 ± 4.1	0.52 ± 0.34
III _b	83.95 ± 15.1	15.5 ± 4.0	0.82 ± 0.65	1.98 ± 0.81	0.16 ± 0.14	0.09 ± 0.05	0.057 ± 0.029	1.78 ± 0.56	15.5 ± 4.1	0.30 ± 0.18

Tableau 8.3: Valeurs moyennes des 10 paramètres physico-chimiques pour chaque groupe d'échantillons établi par la classification. L'écart-type correspond à la dispersion des valeurs individuelles à l'intérieur des groupes.

- Le groupe I est caractérisé par une charge organique particulièrement élevée, signe d'une intense pollution. Il comprend 2 échantillons récoltés dans la station 2 avant épuration, en juin et novembre. Il est identique au groupe I établi lors du classement des échantillons récoltés uniquement en 1981 (cf. figure 6.4).
- Le groupe II est caractérisé par une pollution organique moins intense que le groupe I. Il comprend 9 échantillons, tous récoltés avant épuration, dans les stations 2, 3 et 4, à différentes saisons et dans la station 1 en mars 1981. Il correspond pratiquement au groupe II dans la figure 6.4.
- Le groupe III est caractérisé par une absence presque totale de signes de pollution. Il comprend des échantillons réalisés
 - * avant épuration, dans les stations 1, 5, 6, 7 et 8, ainsi que dans les stations 3 et 4 en mars;
 - * après épuration, dans toutes les stations de la Haute-Semois, aussi bien ceux récoltés 2 mois que 1 an après la mise en service de la station.Il se subdivise en 2 sous-groupes (IIIa et IIIb) dont les échantillons se différencient par leur teneur en nitrites, phosphates et surtout nitrates.

Ainsi l'azote organique se répartit entre ses deux formes d'oxydation (nitrites et nitrates), de manière différente 3 mois et 1 an après le démarrage du traitement épurateur. Après une période de 3 mois, les teneurs en nitrites et en nitrates ont sensiblement augmenté par rapport à la situation avant épuration, principalement dans les stations 2, 3, 4 et 5. 9 mois plus tard, si les teneurs en nitrates ont peu évolué, les teneurs en nitrites ont, quant à elles, diminué.

8.3. Synthèse et interprétation des résultats physico-chimiques

Suivant les mesures ponctuelles que nous avons réalisées après la mise en fonctionnement de la STEP, seuls les paramètres typiquement liés à la charge polluante paraissent affectés. Il est probable que certains paramètres de minéralisation, par exemple la conductivité, devraient avoir été également sensiblement affectés par la réduction des rejets polluants. Leurs valeurs sont souvent plus élevées dans les cours d'eau qui reçoivent des effluents urbains.

En ce qui concerne les échantillons récoltés en 1981, leur classement n'est pas affecté par l'introduction des échantillons de 1982 et 1983. Ce nouveau classement nous permet de constater la nette amélioration de la qualité physico-chimique des stations 2, 3 et 4 dès le mois d'août 1982; cette amélioration se confirme 9 mois plus tard; elle ne peut être que la conséquence de la mise en service de la station. 12

Parallèlement à la diminution de la charge organique et de la pollution, on observe une augmentation de la teneur en nitrates, et temporairement de la teneur en nitrites. Suite à l'arrêt des rejets organiques et à la restauration de la teneur en oxygène, la matière organique accumulée dans la rivière est progressivement oxydée par la flore bactérienne, d'abord en nitrites puis en nitrates. Cela expliquerait l'augmentation temporaire de la première forme d'oxydation.

Les légères différences qui apparaissent pour les stations 5, 6, 7 et 8 sont difficilement imputables à l'action épuratrice, elles sont en effet du même ordre de grandeur que celles observées entre deux échantillonnages. Nous pouvons cependant supposer que, comme pour les stations en amont, l'impact du traitement a dû se marquer au niveau d'une plus grande stabilité des paramètres au cours de la journée.

Les valeurs des différents paramètres, aussi bien après 3 mois qu'après 1 an de traitement, ne mettent plus en évidence de signes de pollution, si l'on se réfère aux critères établis par NISBET & VERNEAUX (1970). Ceci doit être mis en relation avec le bon rendement de la station d'épuration, comme indiqué dans le tableau 4.2. Seules les teneurs en nitrites et en phosphates sont encore légèrement critiques en août 1982. La station présente en effet un rendement plus faible dans l'élimination des phosphates. Ce traitement ne fonctionne également qu'épisodiquement.

8.4. Conclusions

Sur tout le cours de la Haute-Semois, les valeurs des paramètres physico-chimiques respectent les critères de qualité pour l'installation d'une faune piscicole (NISBET, 1968; BIERNAUX, 1981), et ceci aussi bien 3 mois que 1 an après la mise en service de la station.

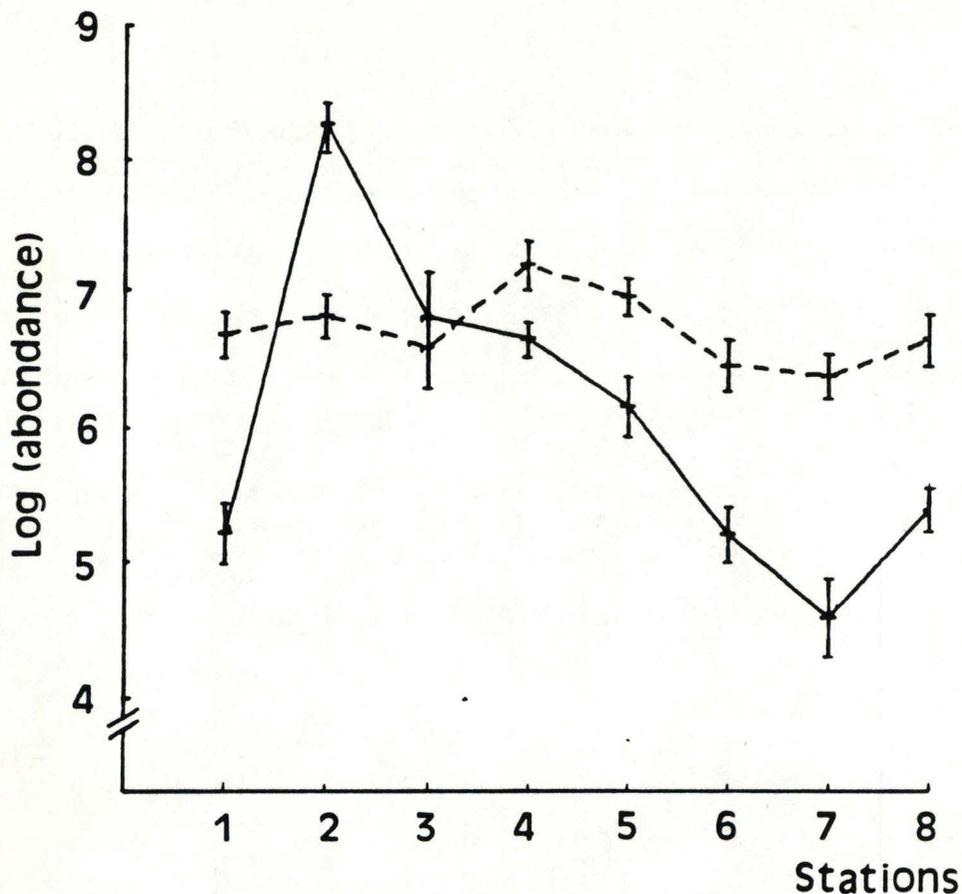


Figure 9.1: Comparaison de l'évolution amont-aval du nombre d'individus récoltés par station en août 1981 (traits continus) et en août 1982 (traits discontinus). En ordonnée, l'abondance correspond à la valeur moyenne calculée sur le logarithme de 8 mesures récoltées dans chaque station. Un trait vertical représente un écart-type autour de la moyenne.

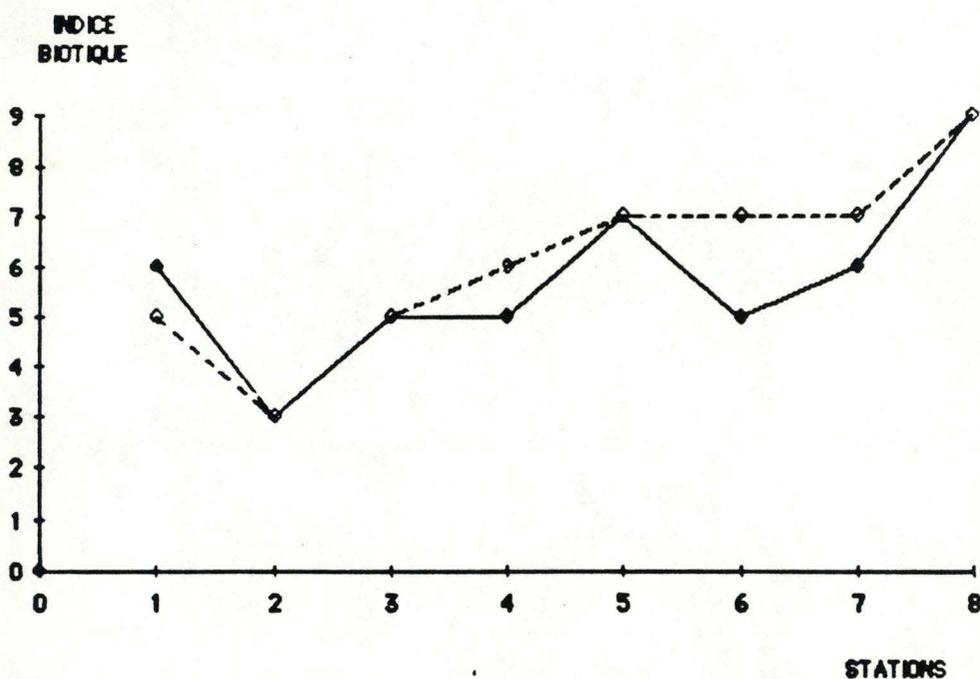


Figure 9.2: Comparaison de l'évolution amont-aval de l'indice biotique de TUFFERY & VERNEAUX, en août 1981 (traits continus) et en août 1982 (traits discontinus).

9. IMPACT DU TRAITEMENT EPURATEUR SUR LES PEUPELEMENTS BENTHIQUES

Nous étudierons successivement l'impact à court terme (3 mois de traitement) puis à plus long terme (1 an de traitement).

9.1. Après 3 mois de traitement épurateur

En annexe, le tableau A.5 reprend les valeurs de dénombrement des 68 taxons récoltés en août 1982 dans 8 stations situées sur le cours principal. Ce tableau sera traité comparativement à celui établi sur les données du mois d'août 1981.

9.1.1. Matrice de résultats et indices biotiques

Le nombre total d'individus recensés 3 mois après la mise en service de la station d'épuration est de 58247. Il ne diffère pas sensiblement de celui d'août 1981 pour le même ensemble de stations (57802). Cependant sa répartition entre les différentes stations n'est pas la même aux deux époques, comme nous pouvons l'observer sur la figure 9.1. Celle-ci représente l'évolution, depuis l'amont vers l'aval, du nombre moyen d'individus calculé à partir des 8 prélèvements récoltés dans chaque station avant épuration (traits continus) et après épuration (traits discontinus). Il apparaît que la densité de la population benthique a diminué spectaculairement dans la station 2. Elle passe d'une valeur moyenne de 80605 individus/m² à 19145 individus/m². Par contre elle a augmenté sensiblement dans les autres stations; c'est surtout le cas pour les stations 6 et 7.

Des modifications sont donc apparues dans la biocénose. Elles ne sont cependant pas mises en évidence par des variations de l'indice biotique. Celui-ci a été calculé suivant la méthode de TUFFERY & VERNEAUX (1967). Dans la figure 9.2, nous avons reporté la valeur de l'indice biotique établie pour chaque échantillon, après regroupement de ses 8 prélèvements. Avant épuration, l'indice



Figure 9.3: Dendrogramme de la classification hiérarchique effectuée sur le tableau du logarithme d'abondance des 76 taxons dans 128 prélèvements récoltés en août 1981 et en août 1983. Les prélèvements de chaque échantillon sont numérotés de 1 à 8. L'échantillon est identifié par le numéro de la station, précédé de la lettre "P" s'il a été récolté après épuration. Une flèche signale les prélèvements non regroupés.

augmente progressivement de la station 2 à la station 8; cette évolution doit être mise en rapport avec les modifications de structure de peuplement décrites dans le chapitre 7. Après épuration, la valeur de l'indice biotique n'a pas augmenté significativement; sauf au niveau de la station 6, où elle s'est accrue de 2 unités, bien que cette station soit localisée relativement loin en aval de la station d'épuration.

Des analyses permettant une description plus fine de la structure des biocénoses devraient nous permettre d'interpréter les modifications quantitatives que nous constatons; nous pourrions voir aussi si elles traduisent une amélioration de la qualité biologique de la rivière après 3 mois de traitement épurateur:

- Les échantillons récoltés avant et après épuration sont regroupés sur base de leurs caractéristiques biologiques par une méthode de classification. Les résultats de cette analyse peuvent être confrontés à ceux obtenus sur base des données physico-chimiques.
- Les profils de structure de peuplement sont établis à chacune des 2 époques, et peuvent être comparés pour chaque station.

Le tableau de données reprend les abondances de 76 taxons dans 128 prélèvements. Une moitié de ceux-ci provient des 8 stations visitées en août 1981, l'autre moitié provient des mêmes stations visitées en août 1982.

9.1.2. Classification des prélèvements

Les résultats de l'analyse sont repris dans la figure 9.3 On observe de nouveau, dans le bas de l'échelle, le regroupement presque systématique des 8 prélèvements d'un même échantillon. Seuls les prélèvements de la station 1 ne suivent pas cette règle et sont séparés en 2 groupes distincts.

18)

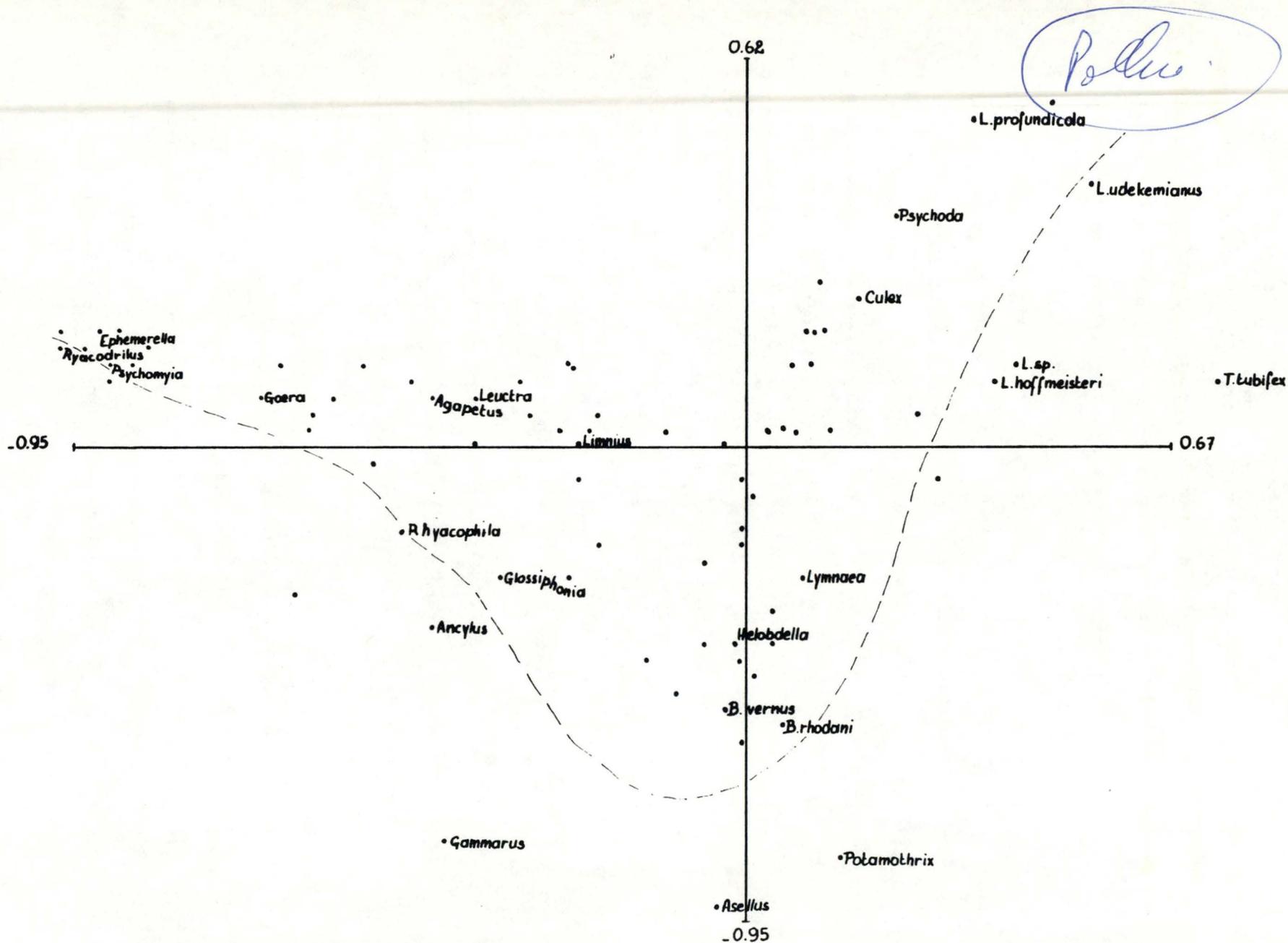


Figure 9.4: Représentation graphique dans le plan des deux premières composantes principales des 78 taxons recensés en août 1981 et en août 1982. La structure non linéaire discutée dans le texte est soulignée par un trait discontinu.

Les 2 échantillons provenant du même lieu de récolte sont regroupés relativement bas sur l'échelle du dendrogramme pour 4 stations sur les 8. C'est le cas des stations 1, 4, 5 et 8. Pour les stations 2, 6 et 7, le regroupement se fait dans un second temps. C'est pour la station 3 que le regroupement est réalisé le plus tardivement. Cette classification n'est donc pas complètement en accord avec celle obtenue sur base des données physico-chimiques, suivant laquelle les échantillons récoltés avant et après épuration étaient nettement séparés pour les stations 2, 3 et 4, tandis que les échantillons des stations 6 et 7 étaient regroupés.

Les résultats du classement ne mettent pas en évidence de modification fondamentale des peuplements, sauf peut-être pour la station 3. L'examen des profils de structure de ces peuplements nous permettra de rechercher des modifications plus ponctuelles (apparition locale de certains taxons) ou de rechercher des modifications quantitatives qui seraient pondérées au niveau du cluster analysis par la standardisation suivant les prélèvements.

9.1.3. Analyse en composantes principales

Le pourcentage de variabilité exprimé par le plan des 2 premières composantes principales est de 26.4%. La projection dans ce plan des 76 taxons est représentée dans la figure 9.4. Lorsque nous considérons l'existence d'une structure curvilinéaire suivant laquelle les groupes de taxons se succèdent, nous pouvons lui attribuer une interprétation similaire à celle des analyses précédentes. Le gradient écologique qu'elle représente peut en effet être toujours considéré comme un gradient de qualité de l'eau: à une de ses extrémités, apparaissent d'abord des larves de diptères Tipulidae, Culex sp., Psychoda sp., qu'il n'est pas rare d'observer dans des zones situées en aval de rejets d'égouts, ainsi que plusieurs taxons d'oligochètes qui prolifèrent en présence d'une

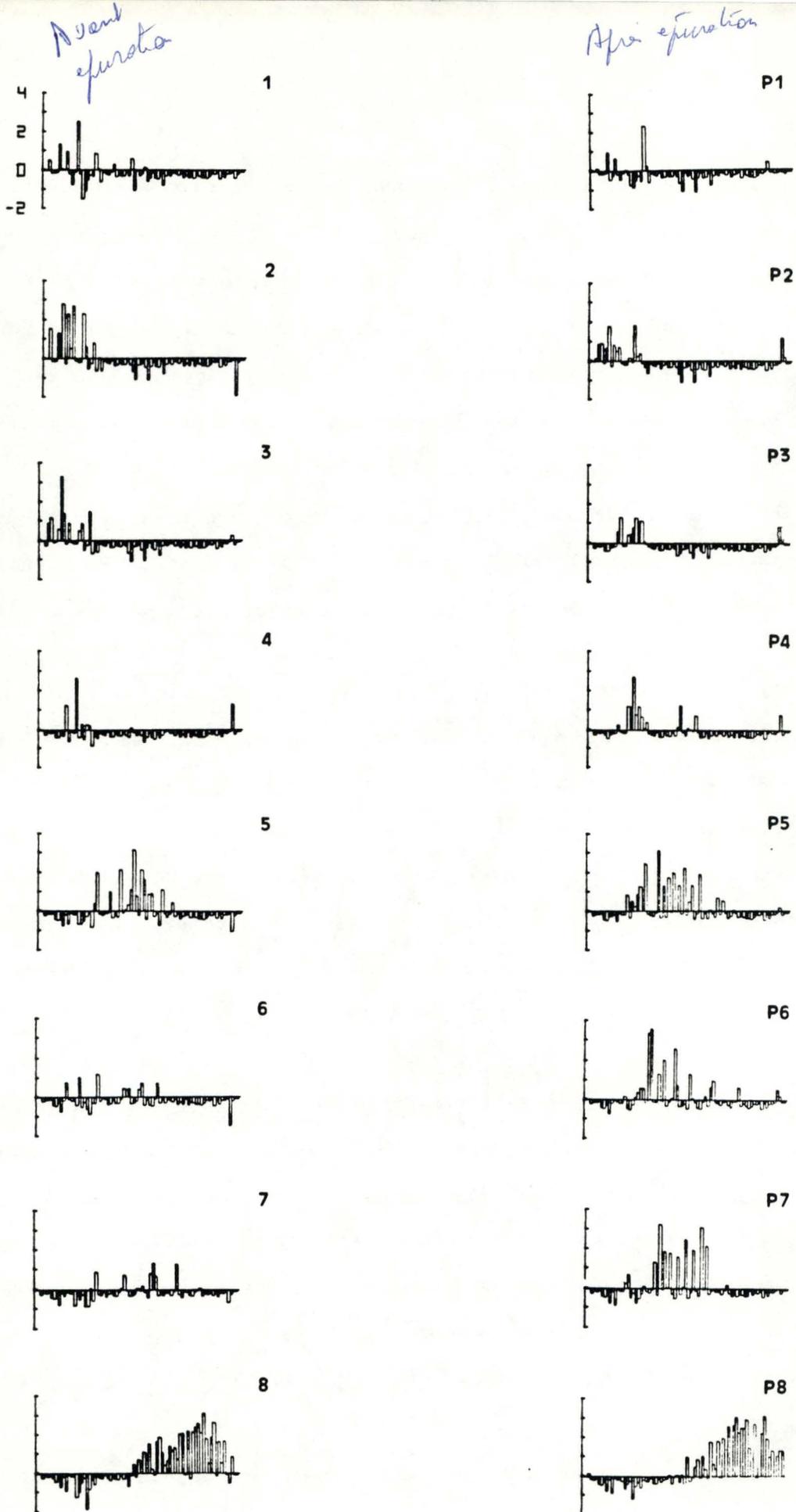


Figure 9.5: Profils moyens établis pour chaque échantillon en août 1981 et en août 1982. Les profils sont classés de haut en bas suivant la succession des stations de l'amont vers l'aval. Les profils P1 à P8 correspondent aux échantillons récoltés après épuration.

pollution organique (Limnodrilus profundicola, Lumbricillus sp.(rivalis), Limnodrilus udekemianus, Limnodrilus hoffmeisteri et Tubifex tubifex). Viennent ensuite des taxons tolérants à une charge organique moyenne: les oligochètes Potamothrix sp. et Aulodrilus plurisetia, les éphémères Baetis rhodani et Baetis vernus, le crustacé Asellus aquaticus, le mollusque Lymnaea sp., la sangsue Helobdella stagnalis. Enfin se succèdent vers l'autre extrémité des groupes de taxons de plus en plus sensibles à la pollution: le crustacé Gammarus pulex, les sangsues Erpobdella sp. et Glossiphonia sp., le mollusque Ancylus fluviatilis, les coléoptères Elminthidae, les oligochètes Ryacodrilus coccineus et Psammoryctides barbatus, les trichoptères Rhyacophila sp., Hydropsyche sp., Goera pilosa, Psychomyia pusilla et l'éphéméroptère Ephemerella ignita.

9.1.4. Comparaison des structures de peuplement

Le profil moyen de la structure de peuplement est établi pour chaque station en août 1981 et en août 1982 (figure 9.5). En abscisse de l'histogramme les taxons sont donc représentés dans l'ordre de leur succession le long du gradient de qualité de l'eau. Les profils de chaque époque sont classés de haut en bas dans l'ordre d'apparition des stations de l'amont vers l'aval de la rivière. Nous avons préféré cette représentation à celle résultant de la reconstitution du continuum des échantillons, afin de faciliter la comparaison des peuplements avant et après épuration.

- Les structures de peuplement des stations échantillonnées après épuration (profils P1 à P8) se modifient progressivement d'amont en aval. Il en ressort une interprétation identique à celle des profils des échantillons récoltés avant épuration. D'amont en aval, les taxons tolérants régressent, les taxons sensibles se développent et la diversité faunistique s'accroît. On constate également une meilleure qualité biologique dans les stations P5 et P8. En outre, il faut remarquer que la structure de peuplement de la station 1, dont la qualité physico-chimique est

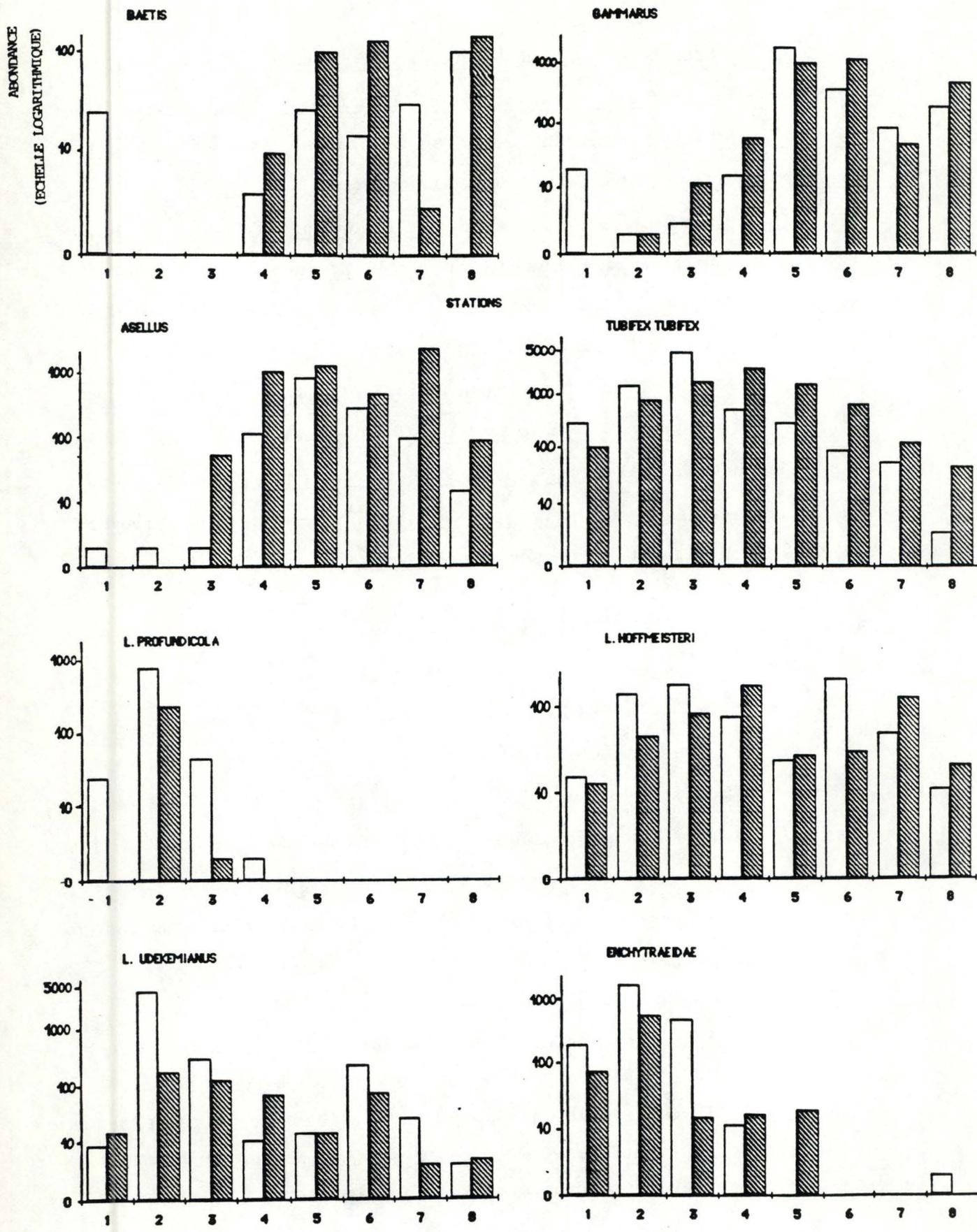


Figure 9.6: Comparaison de l'évolution amont-aval de l'abondance de quelques taxons en août 1981 et en août 1982



restaurée depuis 1 an et demi, est toujours autant indicatrice d'une faune peu diversifiée et caractéristique d'une mauvaise qualité biologique.

- La comparaison, pour chaque station, des profils avant et après épuration nous permet de constater le peu de modifications induites par le traitement épurateur et donc de compléter les résultats de la classification:

* Les profils des stations 2 et 3, plus directement influencées par le traitement épurateur, apparaissent peu modifiés. Des taxons plus sensibles à la pollution ne sont pas apparus. Par contre les taxons tolérants, qui proliféraient avant épuration (Limnodrilus hoffmeisteri, Limnodrilus profundicola, Limnodrilus udekemianus, Lumbricillus sp.(rivalis), Tubifex tubifex) sont devenus beaucoup moins abondants, surtout dans la station 2. Les représentations graphiques de l'évolution amont-aval de l'abondance de ces taxons, avant et après épuration, (figure 9.6) permettent de le confirmer. L'absence de regroupement, par le cluster analysis, des échantillons provenant de la station 3 ne correspond pas à une modification interprétable de son peuplement et donc à une amélioration de sa qualité biologique.

* Le profil de la station 4 est également peu modifié. Seuls certains taxons y apparaissent sensiblement plus abondants après épuration: Limnodrilus hoffmeisteri, Tubifex tubifex, Limnodrilus udekemianus, Asellus aquaticus comme nous l'indique la figure 9.6. Ces taxons, lorsqu'ils prolifèrent, sont indicateurs d'une mauvaise qualité biologique.

* Pour les stations situées plus en aval, aucune modification n'apparaît au niveau des profils des stations 5 et 8. Par contre des différences existent pour les profils des stations 6 et 7. Mais ces différences se marquent uniquement par un développement de taxons déjà présents avant épuration, tels que les espèces du groupe Baetis spp., Asellus aquaticus, Gammarus pulex, Tubifex tubifex,

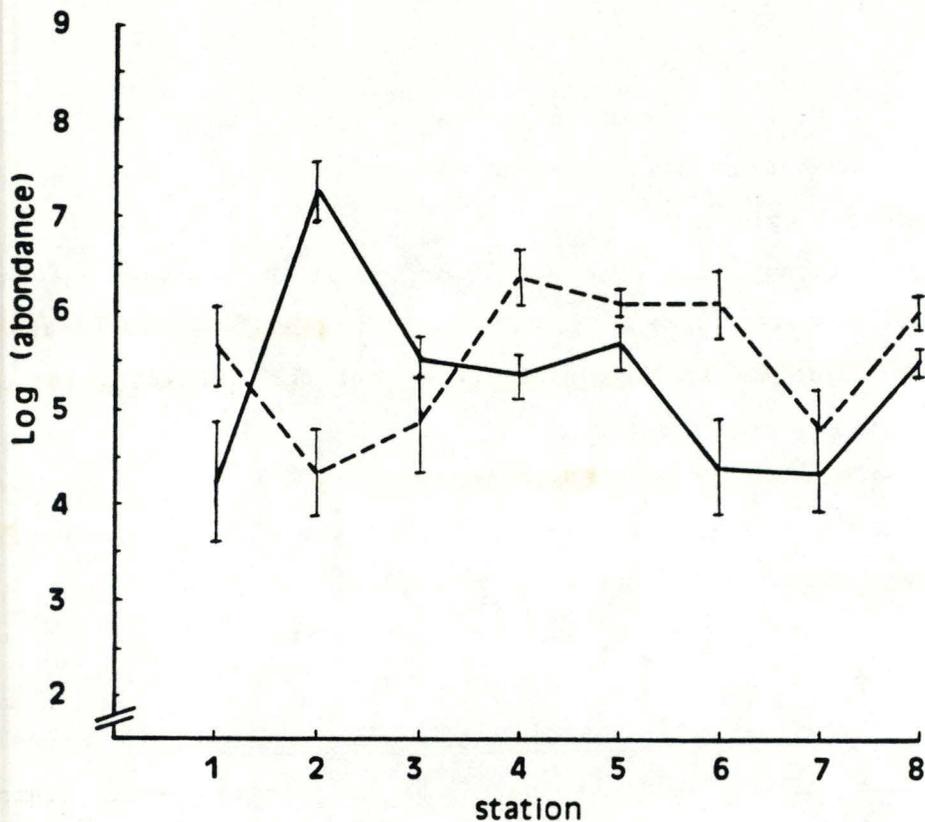


Figure 9.7: Comparaison de l'évolution amont-aval du nombre d'individus récoltés par station en juin 1981 (traits continus) et en juin 1983 (traits discontinus). En ordonnée, l'abondance correspond à la valeur moyenne calculée sur le logarithme de 8 mesures récoltées dans chaque station. Un trait vertical représente un écart-type autour de la moyenne.

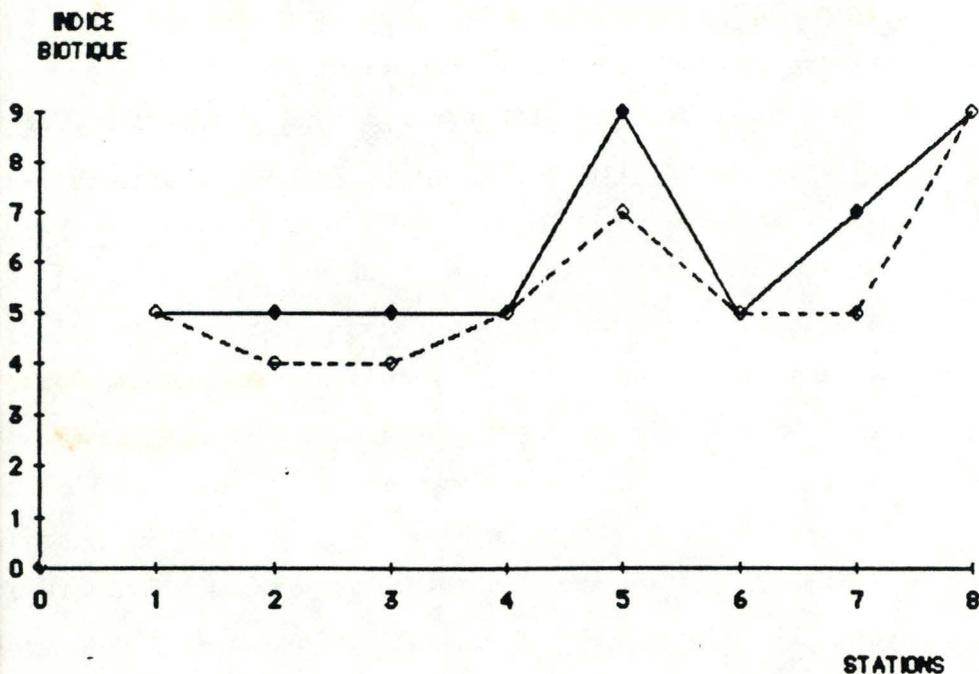


Figure 9.8: Comparaison de l'évolution amont-aval de l'indice biotique de TUFFERY & VERNEAUX, en juin 1981 (traits continus) et en juin 1983 (traits discontinus)

Limnodrilus hoffmeisteri, comme cela est visible sur la figure 9.6. Il en est de même pour Glossiphonia sp., Erpobdella sp., et les larves de Chironomidae. Ces modifications ne semblent pas correspondre à une amélioration de la qualité biologique de ces stations.

9.1.5. Conclusions

La qualité biologique de la Haute-Semois ne semble pas avoir profité de l'amélioration sensible de la qualité physico-chimique, après 3 mois de traitement épurateur. Nous constatons l'absence de recolonisation du milieu par des taxons polluosensibles. Cependant, cela peut s'expliquer par le délai de restauration relativement court, comparé à ceux généralement cités dans la littérature (cf. chapitre 2)

Nous allons donc réaliser les mêmes analyses sur les données récoltées en juin 1983; à cette époque, la qualité physico-chimique est restaurée depuis une année entière suivant les résultats présentés par ailleurs (JACQUES et al., 1986).

9.2. Après 1 an de traitement épurateur

En annexe, le tableau A.6 reprend les valeurs de dénombrement des 57 espèces recensées en juin 1983 dans les 8 stations de la Haute-Semois. Ce tableau sera comparé à celui établi à partir des données récoltées avant épuration, au mois de juin 1981.

9.2.1. Matrice de résultats et indices biotiques

Le nombre total d'individus récoltés en juin 1983 est de 21314; il ne diffère pas sensiblement de celui récolté avant épuration à la même époque (23111). Mais comme pour les observations relatives au mois d'août, ce nombre total se répartit différemment entre les stations avant et après épuration (figure 9.7). Les mêmes constatations peuvent être faites: diminution spectaculaire de la

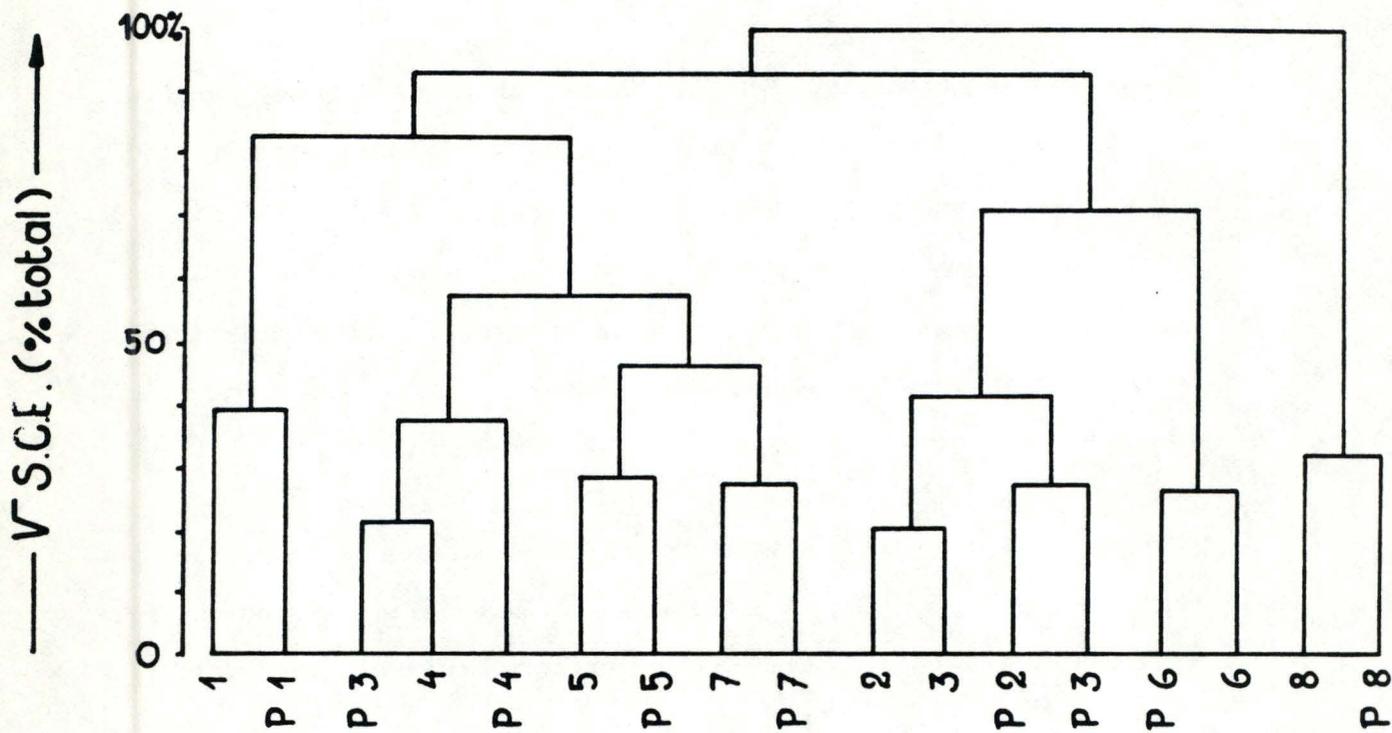


Figure 9.9: Dendrogramme simplifié de la classification réalisée sur le tableau du logarithme d'abondance des 72 taxons dans les 128 prélèvements de juin 1981 et juin 1983. Seul le regroupement des échantillons est représenté. L'identification des échantillons est celle adoptée pour la figure 9.3.

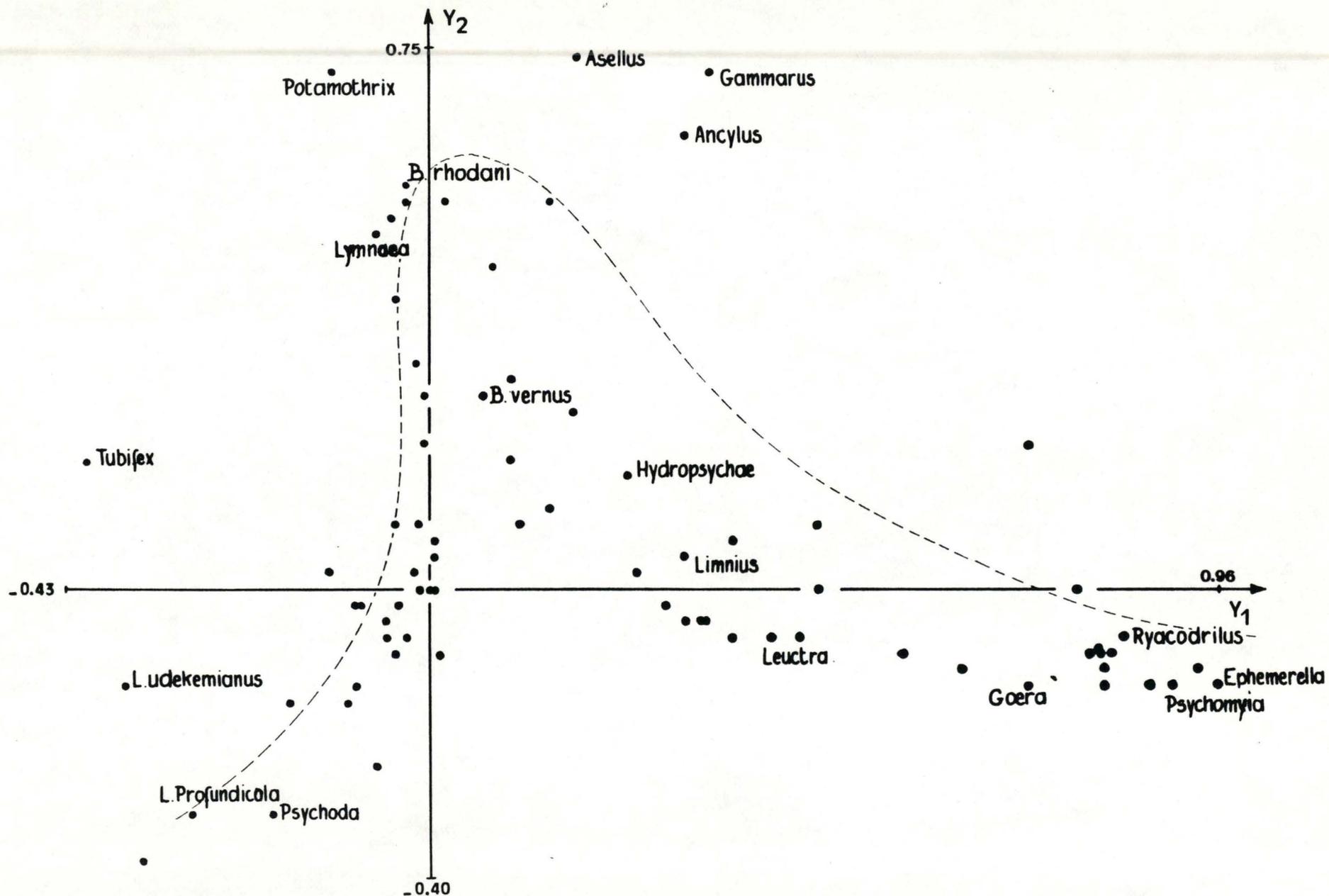


Figure 9.10: Représentation graphique dans le plan des deux premières composantes principales des 72 taxons recensés en juin 1981 et en juin 1983. La structure non linéaire discutée dans le texte est soulignée par un trait discontinu.

densité dans la station 2 (elle passe d'une valeur moyenne de 31525 à 1778 individus/m²). Augmentation de la densité dans les autres stations, principalement dans la station 6. Nous n'observons cette fois aucune différence interprétable entre les valeurs de l'indice biotique de chaque station avant et après épuration (figure 9.8).

Les mêmes analyses que précédemment sont réalisées sur la matrice regroupant les prélèvements de juin 1981 et de juin 1983; elle comprend les abondances de 72 taxons.

9.2.2. Classification des prélèvements

Les résultats de l'analyse sont présentés à la figure 9.9, sous la forme du dendrogramme simplifié. Il ne reprend plus les détails des 128 prélèvements, le regroupement des 8 prélèvements de chaque échantillon étant presque systématique; seuls ceux de la station 3, après épuration, sont séparés en 2 groupes.

De façon plus nette encore que pour les échantillons du mois d'août, nous constatons le regroupement des échantillons réalisés avant et après épuration pour les stations 1, 4, 5, 6, 7 et 8. Pour les stations 2 et 3 ce regroupement est réalisé dans un second temps.

9.2.3. Analyse en composantes principales

Nous présentons sur la figure 9.10 la projection des 72 taxons dans le plan des 2 premiers axes principaux qui représente 25% de la variabilité totale.

La structure curvilinéaire qui est soulignée dans ce plan peut être interprétée de manière tout à fait similaire à celle représentée à partir des données du mois d'août. Les groupes de taxons qui se succèdent le long de cette structure sont en effet pratiquement identiques. Le gradient auquel elle est associée correspond donc à un gradient de qualité de l'eau.

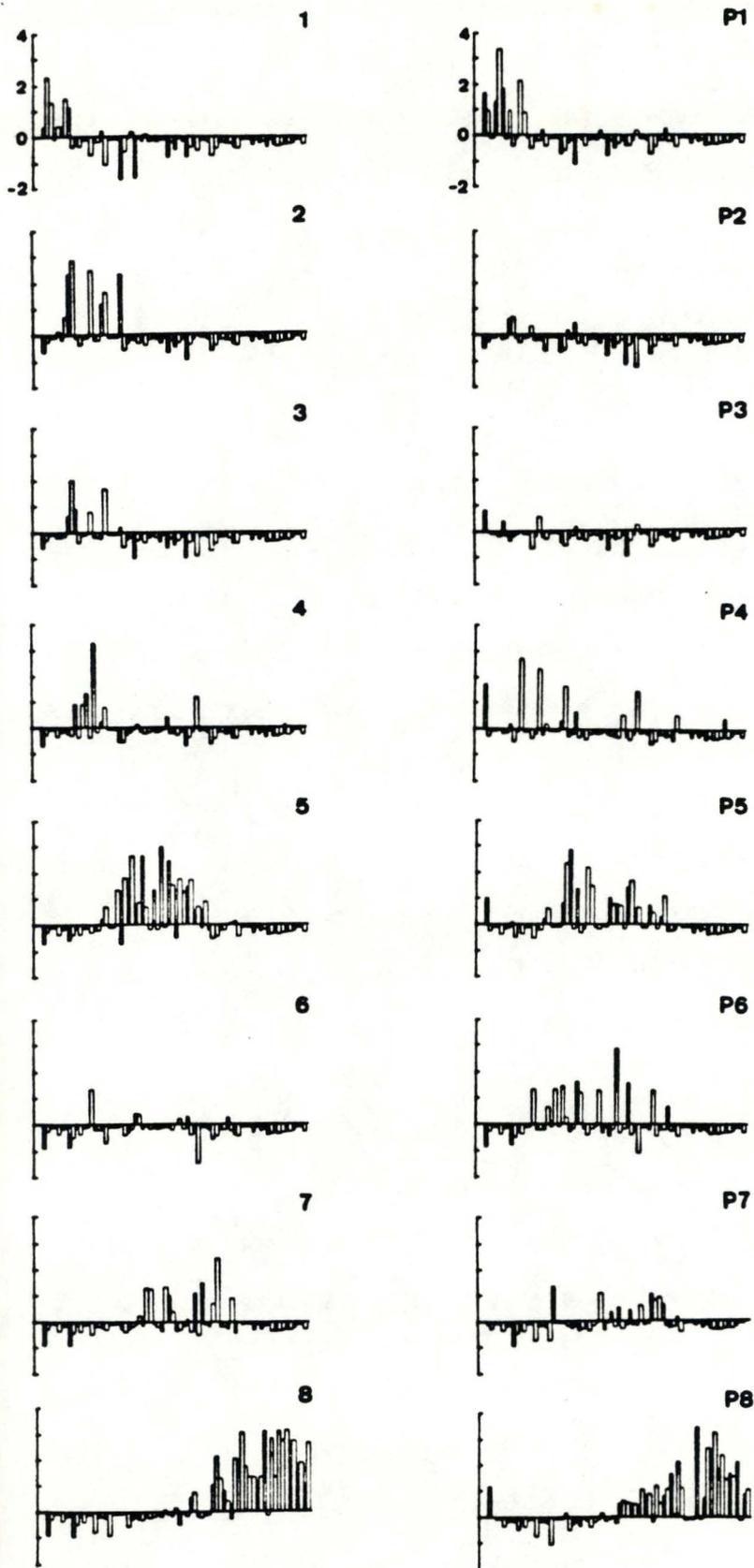


Figure 9.11: Profils moyens établis pour chaque échantillon en juin 1981 et en juin 1983. Les profils sont classés de haut en bas suivant la succession des stations de l'amont vers l'aval. Les profils P1 à P8 correspondent aux échantillons récoltés après épuration.

ABUNDANCE
(ECHELLE LOGARITHMIQUE)

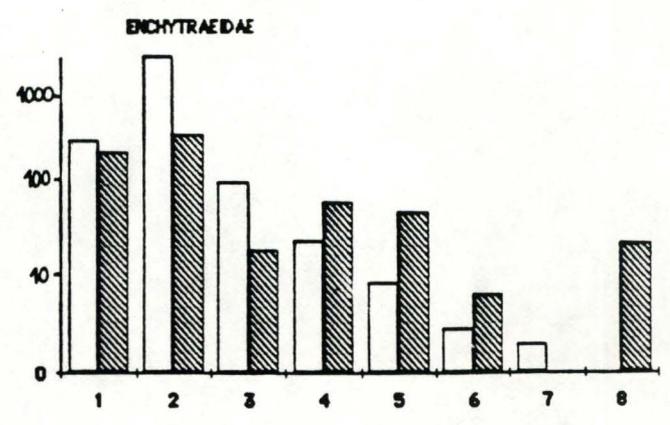
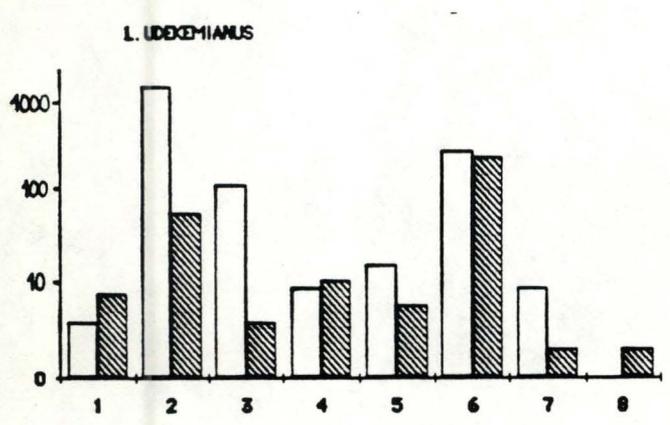
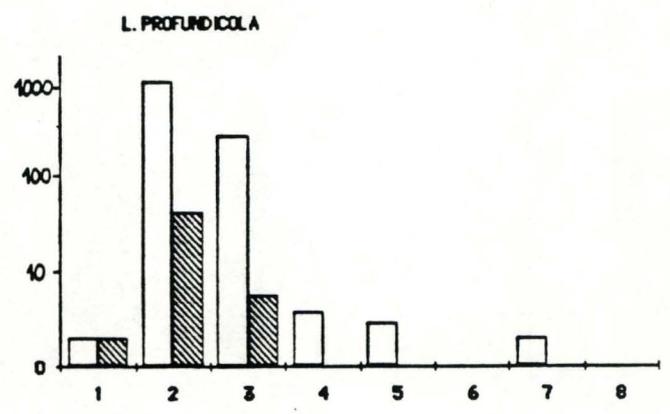
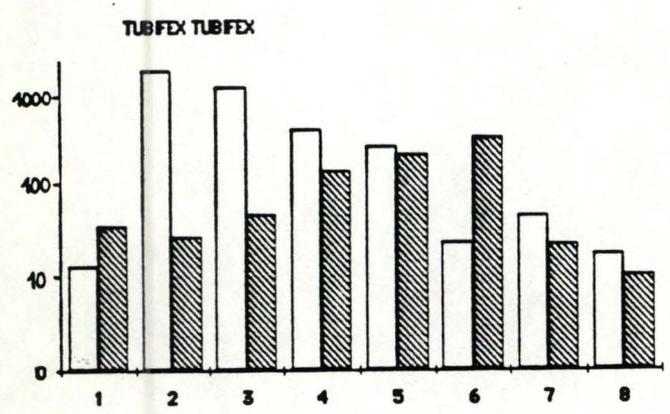
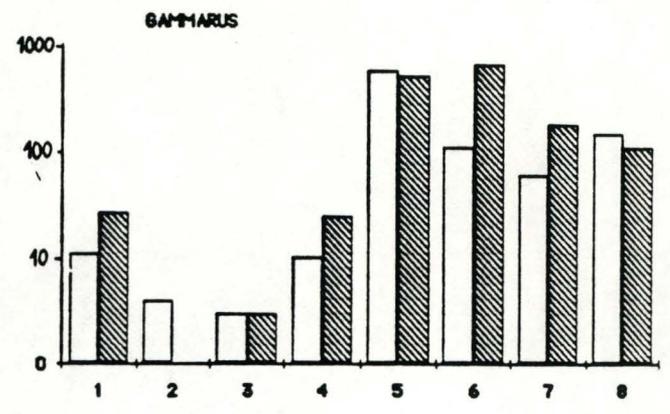
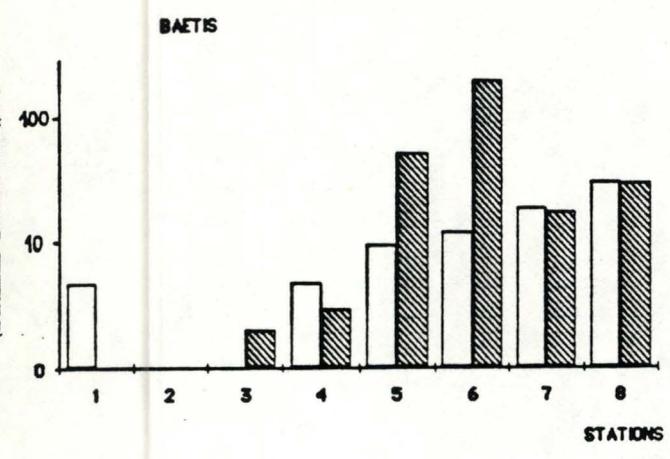


Figure 9.12: Comparaison de l'évolution amont-aval de l'abondance de quelques taxons en juin 1981  et en juin 1983 

9.2.4. Comparaison des structures de peuplement

Les profils moyens établis pour chaque station avant et après épuration sont représentés dans la figure 9.11. Pour chacune des 2 époques, ils sont classés suivant la succession des lieux de prélèvements de l'amont vers l'aval.

- La modification progressive des structures de peuplements après épuration est parallèle à celle observée avant épuration. Le profil de la station 1 n'a toujours pas évolué et ne reflète pas la bonne qualité physico-chimique acquise depuis une période de plus de 2 ans.
- De la comparaison des profils de chaque station, nous déduisons des constatations similaires à celles effectuées après 3 mois de traitement épurateur; elles confirment les résultats du classement:

* La comparaison des profils pour la station 2 et la station 3 montre que des taxons sensibles ne sont pas apparus et que l'abondance des taxons tolérants, présents avant épuration (Limnodrilus profundicola, Limnodrilus udekemianus, Lumbricillus sp.(rivalis) et Tubifex tubifex), s'est fortement réduite, surtout dans la station 2. Cela se confirme à la lecture des graphiques de la figure 9.12, qui représentent l'évolution amont-aval de la densité des taxons les plus fréquents avant et après épuration. Ces modifications quantitatives sont donc seules à l'origine des modifications de peuplement mises en évidence sur le dendrogramme.

* Le profil de la station 4 après épuration diffère quelque peu de celui avant épuration; il n'est cependant pas caractéristique d'une bonne qualité biologique; seuls se sont développés certains taxons du groupe des annélides; la diversité faunistique reste toujours aussi faible et les taxons tolérants aussi abondants.

* Le profil de la station 6 est sensiblement modifié après épuration. Cependant, comme après 3 mois de traitement épurateur, on n'observe pas d'enrichissement du peuplement par des taxons sensibles, mais seulement un développement

de taxons qui étaient moins abondants avant épuration: Baetis vernus, Gammarus pulex, Tubifex tubifex (figure 9.12), mais aussi Simuliidae, Erpobdella sp., Limnodrilus hoffmeisteri.

* En ce qui concerne les autres stations, leurs profils n'apparaissent pas modifiés, conformément aux résultats déduits de la classification des échantillons.

9.3. Discussion

Grâce à des techniques d'analyses multivariées, les prélèvements d'invertébrés benthiques récoltés après la mise en service du traitement épurateur ont été comparés à ceux qui ont été récoltés avant épuration, à des époques comparables. Il ne nous a pas été permis d'observer des signes d'amélioration de la qualité biologique de la rivière, après 3 mois de traitement. Cette constatation n'est cependant pas surprenante car, même si la qualité physico-chimique paraît s'être nettement améliorée, le délai de restauration est relativement court. Le rendement maximal du traitement dépolluant n'a pas été atteint dès le début; les matières organiques accumulées dans la rivière ont du être lessivées ou progressivement dégradées. Les analyses physico-chimiques effectuées après le troisième mois d'épuration indiquaient que cette phase de dégradation n'était pas encore complètement terminée.

Par contre un délai d'un an après la disparition d'une pollution, semble suffisant pour permettre une recolonisation complète, ou tout au moins avancée, du milieu comme l'ont montré des études antérieures (cf. chapitre 2). Mais de nouveau, il ne nous a pas été permis de mettre en évidence une modification de la qualité biologique correspondant à l'amélioration sensible de la qualité physico-chimique de l'eau. L'ensemble des analyses réalisées sur nos données indique qu'il n'y a pas de modification qualitative des peuplements après épuration, aucun groupe de taxons caractéristiques

d'une eau de bonne qualité n'étant apparu. Seules des modifications quantitatives sont enregistrées; elles caractérisent les stations 2, 3 et 6, principalement:

- La diminution d'abondance des différentes espèces d'oligochètes dans les stations 2 et 3 pourrait être attribuée à l'effet du traitement. Celui-ci, entraînant une réduction importante de la charge en matières organiques riches en flore bactérienne, défavorise la prolifération de ces annélides, privés d'une source importante de nourriture. Le même phénomène a déjà été observé par CAMPBELL (1984) dans la baie d'Edinburgh. Cette réduction d'abondance est intervenue très rapidement, dès le troisième mois de fonctionnement de la station. Nous rejoignons donc les observations de BRINKHURST (1965) montrant la rapidité avec laquelle certaines espèces de Tubificidae (Tubifex tubifex et Limnodrilus hoffmeisteri) réagissent à une brusque modification de la charge organique. Ces 2 espèces présenteraient plusieurs périodes de reproduction au cours de l'année; leur cycle de reproduction pourrait donc s'adapter très rapidement aux variations des conditions locales (BRINKHURST & KENNEDY, 1965; ASTON, 1973).
- En ce qui concerne la station 6, l'augmentation de l'abondance de certaines espèces, dont quelques unes sont plus sensibles à la pollution, est la seule modification positive qui ferait suite à l'épuration de la rivière. Ce résultat avait déjà pu être observé lors de l'analyse des données récoltées après 3 mois de traitement. Il pourrait être attribué à un mécanisme de recolonisation. Deux des espèces concernées, Gammarus pulex et Baetis vernus sont précisément les plus fréquemment rencontrées dans la faune en dérive (WATERS, 1964; BOURNAUD & THIBAUT, 1973). Cependant, cette modification ne correspond pas à une amélioration évidente de la qualité physico-chimique de l'eau. D'après nos observations, la zone en aval de la station 4 n'était pas soumise à une pollution aigue avant épuration. Pour interpréter ces résultats, nous devons considérer que les mesures physico-chimiques réalisées sur un seul cycle de 24h, ne sont pas susceptibles de détecter des pointes de pollution

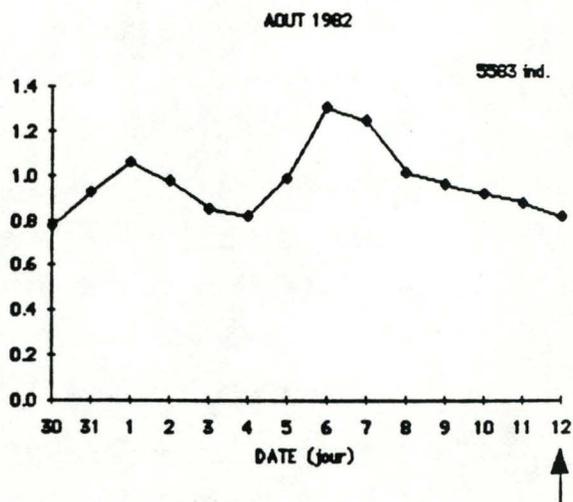
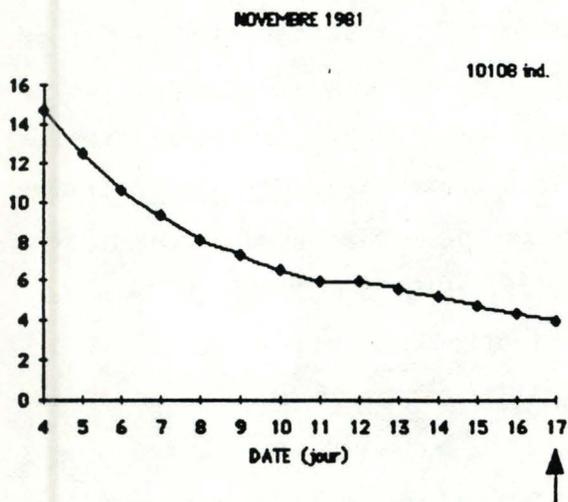
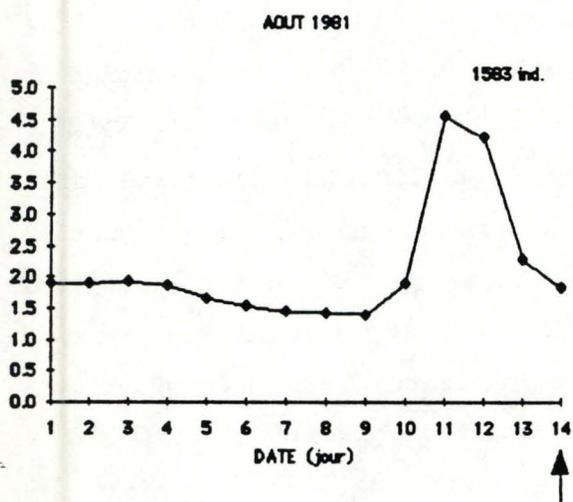
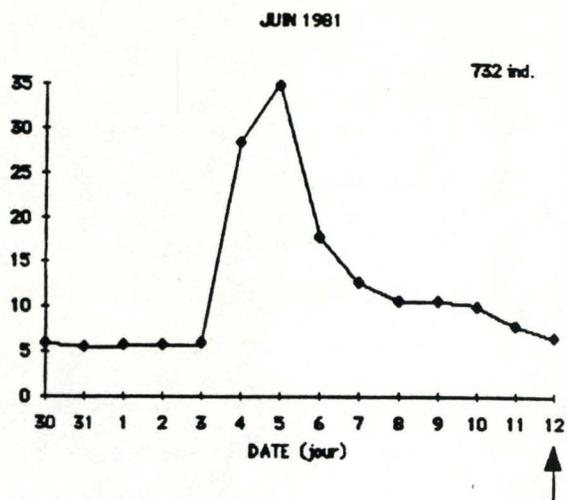
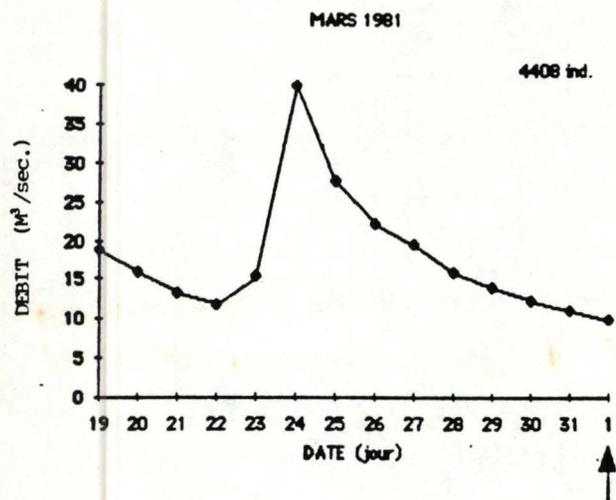


Figure 9.13: Evolution journalière du débit de la Haute-Semois, mesuré à Tintigny, pendant les 2 semaines qui ont précédé la date des récoltes (indiquée par une flèche). Le nombre total d'individus récoltés dans la station 6 est donné pour chaque époque de récolte.

occasionnelles, et que l'intégration des paramètres pendant la période de mesure ne permet pas de connaître les valeurs extrêmes qu'ils atteignent. Le développement des espèces observé à la station 6 pourrait donc être le reflet de la disparition de pointes de pollution non détectées. Mais une autre explication devrait être proposée puisque déjà avant épuration, au mois de novembre, l'abondance s'était accrue de manière comparable. De plus, cette augmentation affecte toutes les espèces dominantes, quel que soit leur degré de sensibilité à la pollution organique. La variabilité enregistrée pourrait donc être sous la dépendance d'un autre facteur que celui de l'amélioration de la qualité physico-chimique. Dans cette station, le substrat est constitué de dépôts de sable et de sédiment fin; suivant de nombreuses études (CHUTTER, 1969; in HYNES (1970); in RESH & ROSENBERG (1984)) ce type de substrat est particulièrement instable; suite à une brusque augmentation du débit et donc de la force du courant, le sédiment est mis en suspension et entraîne avec lui son peuplement. La densité de ce dernier serait donc sujette à une grande variabilité. L'examen de la figure 9.13 appuie cette hypothèse. Nous y représentons l'évolution journalière du débit de la Haute-Semois pendant les 15 jours qui précèdent la date de nos prélèvements, ceci pour différentes campagnes; le nombre d'individus récoltés dans la station 6 est indiqué. Les 3 premiers graphiques montrent un brusque accroissement du débit dans la période précédant immédiatement la récolte; le nombre d'individus recensés dans la station 6 est alors faible. Une partie du peuplement aurait été emporté avec le sédiment. Les 2 derniers graphiques n'indiquent pas de telle variation du débit, l'abondance mesurée est alors plus élevée.

9.4. Facteurs explicatifs de l'absence de recolonisation

Plusieurs facteurs peuvent être invoqués pour justifier le repeuplement presque nul de l'ensemble des stations de la Haute-Semois après 1 an de restauration de la qualité physico-chimique:

1. Absence de sources de recolonisation
2. Présence de pollution ponctuelle ou occasionnelle
3. Déficience d'autres caractéristiques naturelles du milieu épuré

1. La localisation des rejets polluants à la source de la rivière empêche une recolonisation à partir de l'amont. Une grande partie des peuplements à partir desquels elle pourrait s'effectuer se trouve donc en aval. Ceci expliquerait l'absence de recolonisation de la station 1 même après plus de 2 ans de restauration de sa qualité physico-chimique. En effet, pendant une grande partie de cette période, la zone située en aval et qui aurait dû servir de source de repeuplement était gravement perturbée par la pollution. Le peuplement de la station 1 ne pourra donc s'enrichir que lorsque les stations aval auront elles-mêmes été recolonisées. Mais les mécanismes de remontée des individus vers l'amont sont considérés comme des moyens de recolonisation moins rapides que la dérive et plus limités dans l'espace (BALL et al., 1963; HYNES, 1970). Ils doivent donc peu intervenir, dans le cas de la Haute-Semois, surtout si l'on considère l'étendue de la zone à repeupler.

Par contre, la colonisation par voie aérienne doit être favorablement considérée; les femelles qui viennent pondre dans un tronçon de rivière peuvent provenir d'une zone parfois située très loin en aval. Or la Moyenne et la Basse Semois présentent une faune benthique riche en larves d'insectes; elles appartiennent à différents groupes dont les adultes peuvent être des acteurs de la colonisation des zones en amont.

Un deuxième mécanisme de repeuplement qui est susceptible d'intervenir est celui de la dérive à partir des affluents. Les

données de la littérature ont pu nous montrer l'importance de ce phénomène dans les eaux courantes, en densité d'organismes et en biomasse. En outre, il intervient le plus rapidement lors de la colonisation d'une rivière dénudée ou épurée pourvu que des zones non perturbées existent à proximité. Enfin, il assure la dispersion des organismes sur de relativement grandes distances. Plusieurs stations situées sur le cours de la Haute-Semois sont localisées immédiatement en aval d'un point de confluence avec un affluent de bonne qualité. Les observations relatives à la structure de leurs peuplements indiquent une biocénose riche et diversifiée, composée de Gammarus, de larves de trichoptères, d'éphéméroptères et de diptères. Nous avons déjà pu mettre en évidence, avant épuration, l'impact sur la structure de peuplement des stations 5 et 8, de la dérive d'organismes à partir d'un affluent.

Des sources de recolonisation existent donc, mais leur mode d'action ne favorise sans doute pas un repeuplement rapide.

2. Il n'est pas certain que la rivière ne soit plus soumise à une pollution ponctuelle susceptible de limiter le développement de peuplements stables. Un problème fréquemment soulevé lors de l'évaluation de l'efficacité des stations d'épuration est le traitement des eaux d'orage (VANDER BORGHT, 1980). Lorsque les bassins d'orages sont saturés, la rivière peut recevoir brutalement des eaux qui, par le curage des réseaux d'égouts, sont chargées de matières minérales et organiques en suspension et provoquer une pollution dont les effets sont souvent sous-estimés. Cependant, la station d'épuration d'Arlon possède la capacité de retenir dans le décanteur d'orage le premier afflux d'eau, qui est justement le plus chargé en matières en suspension. Ce n'est que lors de précipitations particulièrement importantes, que le surplus d'eau sera directement rejeté dans la rivière, sans être traité; il sera

cependant peu chargé en matières polluantes. Cela ne devrait donc pas empêcher une certaine reconstitution des peuplements.

3. Il ne suffit pas qu'un milieu retrouve une bonne qualité physico-chimique, pour qu'il soit rapidement recolonisé par une biocénose riche et diversifiée. Les autres caractéristiques du cours d'eau doivent y être également favorables. Or les caractéristiques morphologiques de la Haute-Semois ont subi de profondes perturbations, suite aux travaux de rectification, de canalisation et de dallage des berges et du fond. Le milieu est alors peu accueillant pour la faune benthique:

- La rectification et la canalisation d'une rivière induisent des changements quantitatifs et qualitatifs de la biocénose benthique en modifiant la pente, la vitesse d'écoulement et la granulométrie du fond (VERNEAUX et al., 1975). L'absence d'hétérogénéité au niveau du substrat de la rivière canalisée est également néfaste au développement d'une faune diversifiée. MORRIS et al. (1968) comparant des tronçons canalisés et non canalisés de la rivière Missouri (Michigan) observe sur les premiers une diminution de 67% de la surface disponible pour la faune benthique, ainsi qu'une diminution de la variété et de la taille des habitats aquatiques. Mais ils ont également pu observer une réduction d'un facteur 8 de la biomasse en dérive. Après une étude de la portion canalisée de la rivière Olentangy (Ohio, U.S.A.), EDWARDS et al. (1984) confirment ces observations puisqu'ils constatent également une diminution significative de l'abondance et de la diversité de la faune benthique, ainsi que de la biomasse en dérive, par rapport à une zone non canalisée. Il semblerait donc que les mécanismes de recolonisation eux-mêmes soient freinés dans les tronçons canalisés.
- Les berges bétonnées empêchent le développement de la végétation rivulaire qui constitue un abri pour les imagos de nombreux insectes aquatiques et des lieux de ponte. Ces conditions pourraient défavoriser le dépôt des oeufs par les femelles d'insectes et donc la colonisation par la voie aérienne.

- La végétation immergée, particulièrement riche en invertébrés est pratiquement absente des rivières ainsi aménagées (ROUYER, 1974).
- Enfin, le remplacement d'un substrat naturellement hétérogène par des grandes dalles induit une diminution de l'espace colonisable par les macro-invertébrés benthiques. Il est reconnu que la diversité de la biocénose benthique est liée à la diversité du substrat. Dans les zones où le courant est faible, le fond est recouvert d'une épaisse couche de sable qui constitue souvent un habitat relativement pauvre en organismes et qui ne recèle qu'un peuplement peu diversifié (CHUTTER, 1969; DAVIS & BUZAN, 1981); il est en outre, sujet à une grande instabilité en période de crue.

Dans nos données, récoltées avant épuration, nous relevons plusieurs éléments qui montrent l'influence néfaste des aménagements subis par la Haute-Semois:

- La station 7 présente systématiquement un nombre d'individus 2 à 3 fois plus faible et une diversité 2 fois moindre que la station 8, située seulement 2 kilomètres en aval, mais qui a conservé un substrat naturel.
- La station 5, qui est la seule à bénéficier d'un enrichissement de son peuplement par la dérive, est la station dont le substrat est le plus hétérogène.
- La station 5' est située sur un affluent dont le cours a été rectifié, mais dont le substrat n'a pas été modifié. Son peuplement est peu abondant, mais relativement diversifié et signe d'une bonne qualité biologique.
- La station 6 est située dans la zone lenticule d'un tronçon canalisé. Nous avons pu observer les fréquentes modifications de la densité faunistique qui ont pu être mises en relation avec les brutales augmentations du débit.

Il nous semble donc probable que les travaux d'aménagements réalisés sur le cours de la Haute-Semois (rectification, stabilisation des berges, dallage du fond) sont les facteurs

limitants, d'une part du mécanisme de recolonisation, et d'autre part de la reconstitution d'un peuplement qui correspond à la qualité physico-chimique de l'eau.

9.5. Conclusions de l'étude de la Haute-Semois après épuration

Aussi bien après 1 an qu'après 3 mois de restauration d'une bonne qualité physico-chimique suite à la mise en service d'un traitement épurateur, nous n'avons pas mis en évidence de modification de la qualité biologique de la Semois. Aucune recolonisation du milieu par des taxons caractéristiques d'une eau de bonne qualité n'est intervenue. Pourtant, suivant les résultats d'études précédentes, le délai de restauration est suffisamment long que pour permettre le repeuplement. Seules des modifications quantitatives ont été enregistrées: elles concernent la population d'oligochètes des stations 2 et 3 qui réagit à la réduction des rejets de matière organique. La variabilité de l'abondance enregistrée dans la station 6 doit être mise en relation avec l'instabilité du substrat plutôt qu'avec l'impact du traitement.

Plusieurs facteurs explicatifs de l'absence de recolonisation sont envisagés: nous retenons plus particulièrement celui mettant en cause les divers aménagements hydrauliques qui ont profondément perturbé la morphologie naturelle de la rivière. Plusieurs de nos observations ainsi que les résultats de différentes études démontrent l'influence néfaste que jouent la rectification, la canalisation et l'altération du fond et des berges d'un cours d'eau. Cela se marque par une réduction significative de l'abondance, de la diversité et de la composition qualitative de la faune en place; mais, il semble que ces aménagements sont susceptibles également de perturber les mécanismes de recolonisation eux-mêmes. Il apparaît donc que ces effets vont s'opposer au processus de reconstitution d'un peuplement benthique dans la Haute-Semois, qui correspond à une bonne qualité biologique.

PARTIE V : DISCUSSION GENERALE

PARTIE V: DISCUSSION GENERALE

10. A PROPOS DE L'AMENAGEMENT DES RIVES ET DES RIVIERES

10.1. Introduction

Au vu de ces résultats, il nous a paru intéressant, dans un contexte environnemental plus large, d'aborder les problèmes relatifs à l'impact des aménagements hydrauliques auxquels sont confrontés nombre de nos cours d'eau.

Il faut d'abord savoir les objectifs poursuivis par de tels travaux, et dans quels contextes ils sont ou ont été réalisés, quelles sont les différentes techniques mises en oeuvre et leurs impacts sur l'écosystème aquatique. Lorsqu'ils s'avèrent nécessaires, il est peut être possible d'avoir recours à d'autres aménagements tout aussi efficaces mais moins défavorables d'un point de vue écologique.

Nous aborderons ces différents points dans un cadre général mais aussi dans le cadre de la Semois. Des perspectives d'aménagement pourront alors être proposées.

10.2. Pourquoi des travaux d'aménagements ?

A long terme, les travaux d'entretien et d'aménagements sont nécessaires sur toutes les rivières de plaine, arrivées au stade de maturité . Si celles-ci étaient soumises au seul jeu des forces naturelles, elles tendraient à se transformer en marécages puis en tourbières. A court terme, le manque d'entretien des rivières est aussi néfaste; avec la prolifération de la végétation aquatique et rivulaire on assisterait à une diminution du courant et de l'éclairement entraînant un affaiblissement du pouvoir autoépurateur et donc une détérioration de la qualité physico-chimique; de plus les risques d'inondations seraient accrus.

Jusqu'il y a peu, les travaux réalisés avaient pour unique

objectif de permettre l'évacuation la plus rapide possible des eaux, afin de limiter les inondations, de récupérer les terres riveraines susceptibles d'être cultivées et de lutter contre l'érosion des berges. C'est dans cette optique que des travaux de canalisation et d'aménagement des berges furent réalisés sur la Haute-Semois; en effet, la rivière était à l'origine de marais incultivables et inondait fréquemment les zones habitées (FRANCOIS & HABRAN, 1963). Dans son travail de fin d'étude agricole rédigé au début des années soixante, lors de la réalisation de ces aménagements, FRANCOIS décrivait en ces termes les méfaits causés par les débordements de la Haute-Semois:

"Des dizaines et dizaines d'hectares disparaissaient alors sous une végétation incombustible d'herbes fortes des marais qui, lorsqu'elles pouvaient être fauchées, fanées et engrangées, servaient habituellement de litière pour la stabulation hivernale. Le mal ne se limitait pas à l'emprise de l'élément liquide sur les terres. Les brouillards froids émanant la nuit des eaux d'inondations, nuisaient fortement à la santé des riverains. Le cheptel bovin, ressource principale de la région, souffrait également de cette situation: la bronchite vermineuse, la pasteurellose et la coccidiose affectaient fréquemment les jeunes troupeaux dont de très nombreux sujets périssaient chaque année ou périclitaient jusqu'à l'âge adulte."

Ces propos traduisent bien l'opinion du monde agricole de l'époque qui a présidé à la réalisation des travaux sur la Haute-Semois.

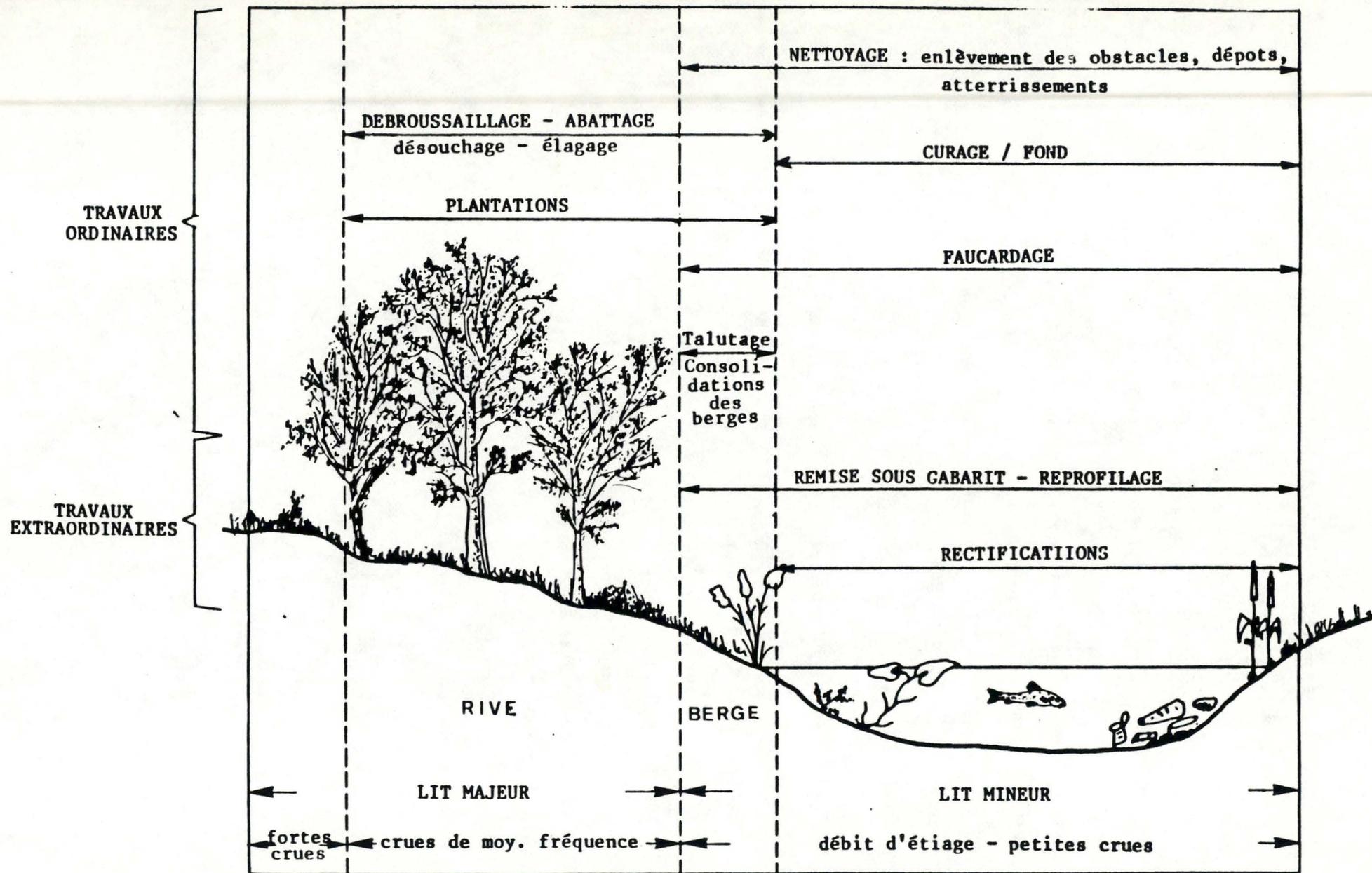
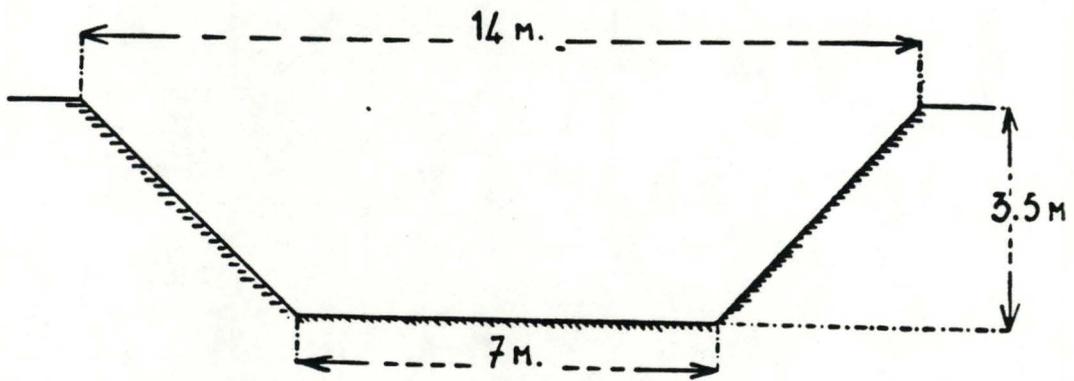
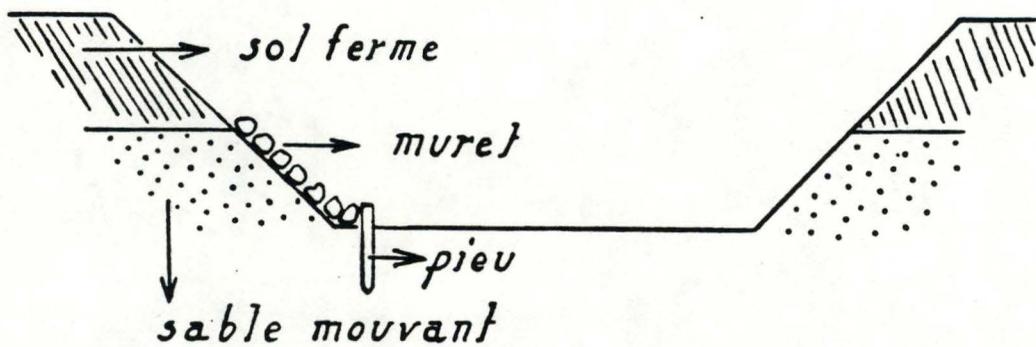


Figure 10.1: Localisation des différents types d'interventions pour les travaux d'entretien et d'aménagement des cours d'eau (d'après VERNIERS, 1985).

Lit de la Nouvelle Rivière.



Protection des berges et des coudes de la rivière.



P. Fr.

D'après les plans du Service de l'Hydraulique Agricole

Figure 10.2: Plan du profil transversal de la Haute-Semois après son aménagement par l'Hydraulique Agricole (d'après FRANCOIS & HABRAN, 1963).

10.3. Les techniques d'aménagement

La figure 10.1 reprend schématiquement les différents types d'interventions susceptibles d'être pratiquées sur un cours d'eau. Ils ont tous pour objectif de faciliter l'écoulement des eaux ou de stabiliser les berges. Ils se répartissent

- en travaux ordinaires: principalement des travaux d'entretien, de curage, de réparation et de consolidation des berges. Ces derniers tendent à limiter l'érosion des berges. Ils consistent en la mise en place soit de pieux joints par des plaques, soit d'enrochements, soit de gabions (paniers en treillis remplis de cailloux qui recouvrent la berge), soit de perrés à sec (parois verticales de pierres ou de moellons), soit de murs maçonnés.
- en travaux extraordinaires:
 - * modification du tracé longitudinal du cours d'eau par rectification, suppression des méandres, approfondissement du lit.
 - * modification du profil en travers, par reprofilage, élargissement du lit; réalisation d'un profil trapézoïdal avec des berges à fortes pentes.
 - * stabilisation du fond de la rivière par la pose de dalles.
 - * construction de chenal de dérivation comme émissaire de crues.

Au niveau de la Haute-Semois, presque tous ces types de travaux ont été effectués: rectification du cours et suppression des méandres, stabilisation des berges par des perrés à sec, élargissement et approfondissement du lit avec tracé d'un profil transversal trapézoïdal (figure 10.2), dallage du fond en certains endroits.

10.4. Impact des travaux d'aménagements sur l'écologie des rivière

Modification des caractéristiques physico-chimiques:

- La mise à nu des berges et le reprofilage favorisent l'éclairement et la surchauffe de l'eau; les écarts thermiques sont plus importants, ce qui augmente la variabilité des teneurs en oxygène et en gaz carbonique dans l'eau.
- La simplification et l'appauvrissement de l'édifice biologique

entraînent une diminution du pouvoir autoépurateur de la rivière et donc une détérioration de la qualité physico-chimique de l'eau (VERNEAUX et al., 1975); d'autant plus que l'eau s'écoule plus rapidement vers l'aval. Le point d'impact d'une pollution peut donc être reporté loin en aval de son origine.

Modification des caractéristiques biologiques:

- Les modifications de la pente, des vitesses d'écoulement et de la granulométrie du fond induisent des altérations qualitatives et quantitatives de la faune et de la flore aquatique. Leur diversité et leur richesse correspondant à l'état de stabilité maximale du milieu sont profondément diminuées avec la réduction de la diversité des biotopes, la disparition des alternances d'eaux vives et d'eaux calmes et des enrochements, toutes conditions nécessaires à l'installation, la nutrition, la reproduction et la circulation de la biocénose.
- La mise à nu des berges et leur stabilisation à l'aide de matériaux artificiels empêchent l'installation d'une végétation rivulaire qui est toujours habitée par une biocénose semi aquatique (insectes, amphibiens, ..). La disparition des sous-berges est défavorable à la faune aquatique, particulièrement aux poissons qui s'en servent comme abris et comme frayères.
- La suppression des méandres entraîne une diminution de la longueur du cours d'eau et donc de sa productivité piscicole.
- La végétation aquatique immergée est remplacée par une végétation dressée moins riche en macroinvertébrés. L'ensoleillement accru favorise le développement des algues filamenteuses néfaste pour la faune piscicole.

C'est sur cette dernière que l'étendue des impacts de ces aménagements a été le plus souvent quantifiée; se situant au sommet de l'édifice trophique, la faune piscicole intègre les effets de l'ensemble de ces altérations: ainsi, sur la Lhomme à Rochefort, un tronçon recalibré et rectifié contient une population piscicole

beaucoup moins diversifiée (diminution de 61% du nombre d'espèces) et moins productive (diminution de 80% de la biomasse par hectare) par rapport à un tronçon non modifié. Des observations similaires sont réalisées sur la Vierre, à Saint-Médard, alors que les tronçons altérés et non altérés ne sont distants que d'un kilomètre (AVES, 1978). Nous avons eu l'occasion précédemment de citer les travaux de MORRIS et al. (1968) et de EDWARDS et al. (1984) qui ont démontré l'effet néfaste de la canalisation sur le peuplement benthique.

Sur la Haute-Semois, les impacts des travaux d'aménagements sur la faune et sur la flore sont beaucoup moins perceptibles avant 1982 en raison de l'importance de la pollution. Mais on peut supposer, que le pouvoir autoépurateur du cours d'eau devait être diminué; la rivière jouant pratiquement le rôle d'un chenal d'évacuation des eaux polluées, les effets de la charge organique ont pu se répercuter plus loin en aval et atteindre tout le cours de la Haute-Semois. L'eutrophisation qui en résultait pouvait, quant à elle, s'étendre aux Moyenne et Basse Semois, les matières minérales issues de la dégradation des matières organiques ne pouvant être consommées par manque de végétation aquatique. A partir des observations que nous avons réalisées après 1982, nous avons conclu que ces aménagements défavorisaient la reconstitution de la faune benthique même après réduction de la pollution.

10.5. Perspectives d'aménagement: gestion intégrée et techniques

douces

Face à un milieu aquatique, les objectifs des aménagistes doivent être doubles: les caractéristiques naturelles du milieu doivent être conservées, tout en laissant à celui-ci la possibilité de remplir ses fonctions, sans être source de dommages. La résolution de ces objectifs se situe à deux niveaux:

1. Pour une gestion intégrée des rivières, il faut une approche globale du cours d'eau, depuis sa source jusqu'à sa confluence. Or le cadre administratif s'y prête mal. En Belgique, la responsabilité est partagée entre différents organismes ministériels, provinciaux et communaux en matière de pêche, de pollution, d'aménagement et d'entretien. Dans ces deux derniers domaines, les compétences sont en plus réparties en fonction de la classification des cours d'eau (troisième, deuxième, première catégorie et navigable) (VERNIERS, 1985).

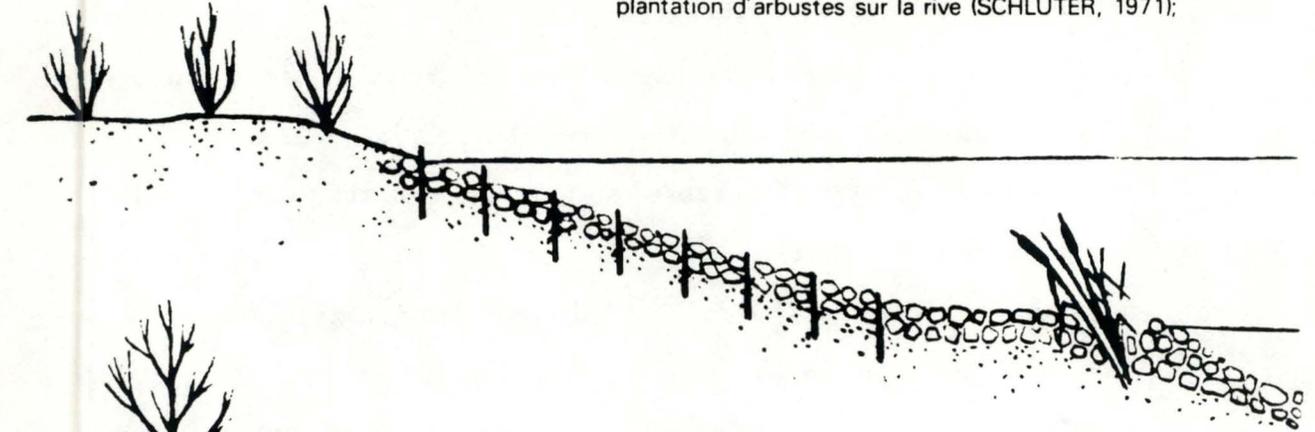
Ainsi, la Semois est gérée par trois administrations différentes du point de vue de son aménagement :

SEMOIS			
NON NAVIGABLE			NAVIGABLE
3 ^e catégorie ARLON Commune d'Arlon via Service Technique Provincial	→	2 ^e catégorie HEINSCH Service Technique Provincial du Luxembourg	→
		→	1 ^{re} catégorie VANCE Ministère de la Région Wallonne - Hydraulique Agricole - District de Marche
			→ HERBEUMONT Ministère des Travaux Publics - Voies Hydrauliques

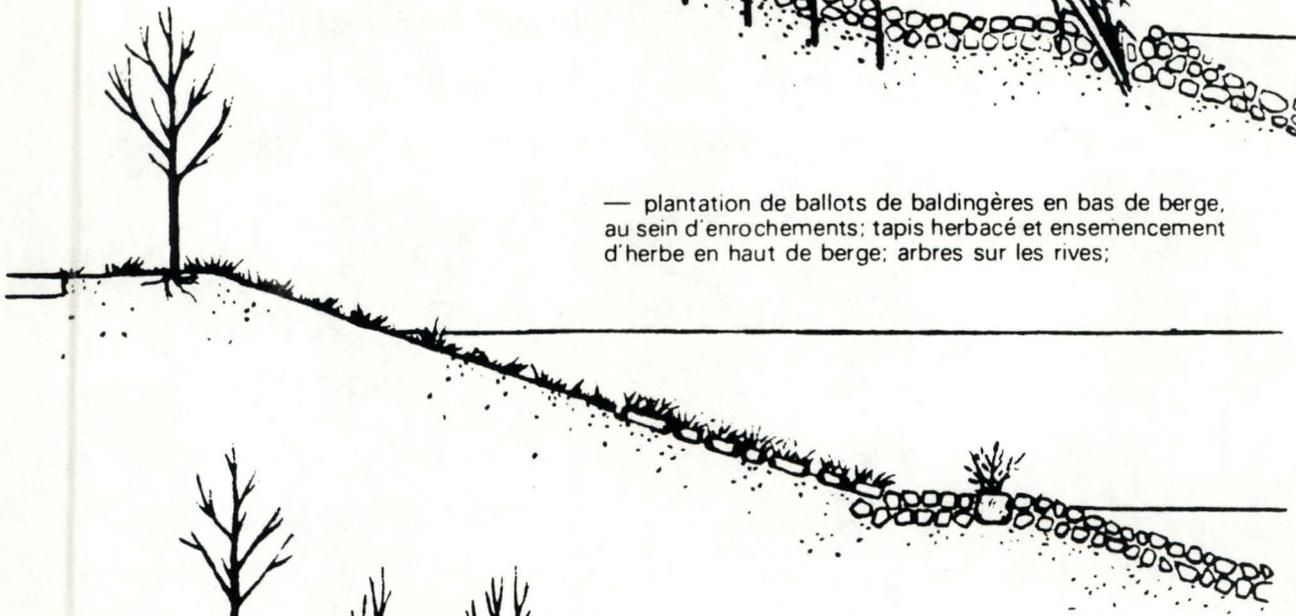
L'unité fonctionnelle d'un cours d'eau devrait être préservée au niveau de sa gestion car des actions locales peuvent se répercuter parfois loin en aval. Une solution serait la création d'autorités de bassin responsables de la gestion à tous les niveaux d'un bassin hydrographique complet, à l'image des Agences de Bassin en France et des Water Authorities en Angleterre (GEA, 1983). Une loi organique allant dans ce sens avait déjà été votée en 1971 mais n'a jamais été suivie d'application (loi du 26 mars 1971, relative à la création, au niveau de la Belgique, de 3 sociétés d'épuration des eaux).

Le cadre légal est également peu adapté à la prise en compte des objectifs écologiques puisque le seul but visé actuellement est

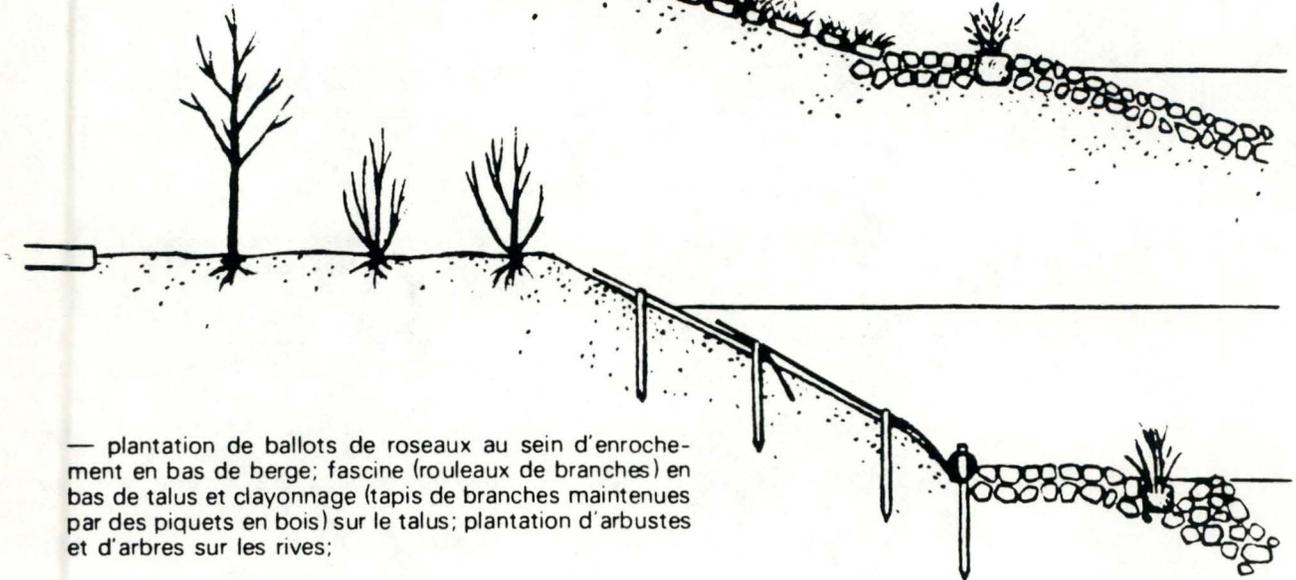
— plantations de boutures de roseaux en bas de berge, et de saule en haut de berge au sein d'enrochement; plantation d'arbustes sur la rive (SCHLUTER, 1971);



— plantation de ballots de baldingères en bas de berge, au sein d'enrochements; tapis herbacé et ensemencement d'herbe en haut de berge; arbres sur les rives;



— plantation de ballots de roseaux au sein d'enrochement en bas de berge; fascine (rouleaux de branches) en bas de talus et clayonnage (tapis de branches maintenues par des piquets en bois) sur le talus; plantation d'arbustes et d'arbres sur les rives;



— cylindre de roseaux et enrochement en pied de talus; ensemencement d'herbe dans un pavage de pierres naturelles; sur les rives: ensemencement en herbes dans un quadrillage bétonné.

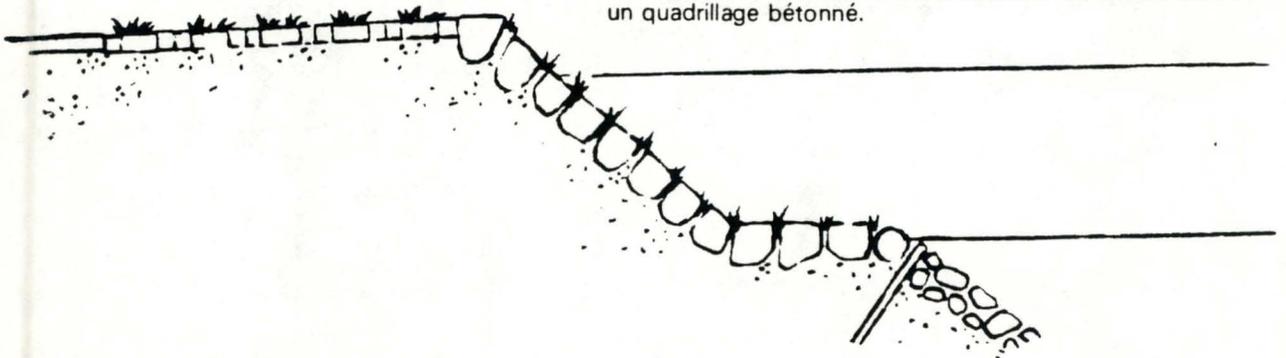


Figure 10.3: Exemples de combinaison d'ouvrages naturels et artificiels pour la protection des berges (d'après SCHLUTTER, 1971, in VERNIERS, 1985).

d'éviter les inondations (VERNIERS, 1985). L'arrêté ministériel de la Région Wallonne du 31 mars 1977 apporte une amélioration puisqu'il instaure "la concertation en matières de travaux dans les cours d'eaux non-navigables dans la région wallonne du pays". Avant la réalisation de travaux d'aménagement d'un cours d'eau, cette concertation pourra réunir, outre l'administration des Eaux et Forêts et de l'Hydraulique Agricole, des responsables locaux, des propriétaires riverains, des syndicats d'initiative, des sociétés de pêche et des groupements de protection de l'environnement (GEA, 1983). Mais seule l'introduction dans la loi de la procédure d'impact serait suffisamment efficace; cette procédure nécessite en effet une étude écologique synthétique des caractéristiques du cours d'eau ainsi que des causes qui président à l'aménagement; elle permet d'estimer les impacts des travaux proposés sur ces caractéristiques et donc d'orienter les choix vers les solutions les plus favorables d'un point de vue écologique.

2. L'emploi des "techniques douces" pour la réalisation des travaux d'aménagement devrait être favorisé. Tout en répondant aux objectifs des hydrauliciens, elles préservent les structures des rives et du fond pour limiter les perturbations dans l'espace et dans le temps. Ces techniques sont nombreuses et doivent donc être adaptées à chaque cas en particulier (C.E.M.A.G.R.E.F., 1982; GEA, 1983; VERNIERS, 1985):

- La consolidation des berges se fait par des plantations d'essences choisies (graminées, roselières, arbres). Ainsi, l'aulne glutineux est particulièrement intéressant puisque ses racines forment une véritable palissade protectrice. Ces plantations peuvent être combinées à des ouvrages artificiels comme l'illustre la figure 10.3. Enfin, des protections artificielles peuvent être disposées dans la rivière à proximité des berges, pour réorienter la ligne du courant et limiter l'érosion des berges (épis, déflecteurs).

- Le profil transversal modifié doit conserver un lit mineur où la faune pourra se maintenir en cas d'étiage. Il faut autant que possible, conserver les méandres des rivières ou bien les recouper par un bras qui ne sera inondé que lors des crues. Si la rectification d'un méandre est nécessaire, il gardera une communication avec la rivière pour servir de zone privilégiée pour la fraye des poissons blancs.
- Des conditions hétérogènes similaires aux caractéristiques morphologiques naturelles peuvent être créées au niveau des rives et du fond de la rivière; elles pourront servir de zones d'abris et de reproduction à la faune piscicole et benthique: installation de petits barrages, de sous-berges, creusement de gouffres, pose d'épis et de déflecteurs pour rétablir des successions de courants et de calmes.

Ces types de techniques ont déjà été mis en application, par exemple en France, sur le bassin de la Mortagne (Vosges) (BAUDET, 1976). Suite à ces aménagements, des sondages ichthyologiques ont permis de constater une augmentation de la diversité faunistique et de la productivité, une reconstitution des frayères et une tendance au rapprochement de la qualité des peuplements de la situation typologique naturelle (MOUILLE & CORDA, 1979). En Allemagne, différents types de plantations ont été réalisés le long de cours d'eau (KRAUSE, 1981); elles ont permis de résoudre certains problèmes liés aux recalibrages des cours d'eau. Au Etats-Unis, EDWARDS et al. (1984) ont pu observer les effets bénéfiques sur la faune benthique d'une rivière canalisée, de la création de zones de courants en alternance avec des zones plus calmes; les valeurs de la densité et de la diversité ne diffèrent plus de celles enregistrées sur des tronçons non canalisés.

10.6. Perspectives d'aménagement de la Haute-Semois

En ce qui concerne la Haute-Semois, il nous semble intéressant de proposer des travaux d'aménagement réalisables qui, à partir de la situation existante, permettraient d'en réduire les effets néfastes et peut-être de favoriser la recolonisation du milieu épuré:

- **Plantation des berges** (aulnes, saules, ..) en certains endroits, pour créer des zones d'ombre et limiter le développement des espèces nitrophiles telles que les orties qui prolifèrent tout au long de la rivière. Tenter de recréer une végétation rivulaire diversifiée propice à l'accueil des pontes des insectes.
- **Plantation de roselières** dans le bas des berges qui améliorent le paysage, autoépurent les eaux, favorisent la sédimentation, constituent des abris pour les organismes (VERNIERS, 1985).
- **Recréer des successions de zones de courant et de calme** en installant sur le fond de la rivière des épis, déflecteurs, barrages, ..
- Dans certaines zones propices à être rapidement recolonisées (en aval d'un affluent, par exemple) tenter de **réintroduire** une certaine diversité au niveau du **substrat** par déversement de sédiment hétérogène.

Préalablement, des essais devraient être menés à titre expérimental afin d'essayer de prédire l'impact réel de tels aménagements sur cette rivière en particulier. Les localisations les plus appropriées pour de telles expériences nous semblent être les zones situées en aval de la confluence avec un affluent peu perturbé: le Bierbach, la Vieille Rivière, par exemple.

11. A PROPOS DES CHOIX METHODOLOGIQUES

Au cours du chapitre 3, nous avons mis en évidence les choix méthodologiques et techniques auxquels se trouve confronté l'expérimentateur lorsqu'il désire réaliser une étude de la biocénose benthique d'un cours d'eau en relation avec la qualité du milieu. En ce qui nous concerne, notre choix s'est porté sur l'application de certaines techniques multivariées pour l'analyse de l'information biologique; elles ont été décrites dans le chapitre 5, de même que le protocole de récolte des données. Il nous paraît important, à la lumière notamment de nos résultats expérimentaux, de discuter et de critiquer certains de ces choix méthodologiques.

Nous nous intéresserons plus particulièrement:

- aux méthodes d'analyses statistiques utilisées pour l'interprétation des données biologiques
- à l'importance qui doit être accordée aux espèces rares
- à l'expression des données sous une forme codée
- à la taille de l'échantillon

A plusieurs reprises au cours de ce chapitre, nous ferons référence à des résultats tirés de l'analyse de données simulées. Aussi, allons nous d'abord présenter brièvement la technique mise au point par DEPIEREUX (1982) pour générer des données artificielles qui reproduisent la succession d'espèces le long d'un gradient écologique.

11.1. Technique de simulation

Elle se base sur le modèle de variation d'abondance d'une espèce en fonction de l'intensité d'un facteur écologique. Ce modèle est représenté par une courbe "en cloche"; son maximum correspond à l'optimum de développement de l'espèce et son étalement à la tolérance de l'espèce à la modification du facteur écologique. L'abondance de l'espèce en un point du gradient est déterminée à partir de l'équation suivante:

$$Y = Y_{\max} \exp(-d^2/k)$$

avec Y = abondance de l'espèce à une distance de son optimum.

Y_{\max} = abondance à l'optimum.

k = décroissance de l'abondance par unité de distance (mesure de l'étalement de la courbe).

Si l'on considère une succession de stations de prélèvement le long d'un gradient écologique, on peut calculer l'abondance d'une espèce dans chacune de ces stations après avoir défini son abondance à l'optimum et sa valeur d'étalement (exprimée en pourcentage de stations couvertes par l'espèce lorsque son optimum se situe à une extrémité du gradient). Cette opération est répétée pour plusieurs "familles" d'espèces: au sein d'une même "famille", les espèces ont mêmes caractéristiques, mais se succèdent d'une extrémité à l'autre du gradient; l'abondance à l'optimum et l'étalement varient d'une "famille" à l'autre.

Chacune des valeurs ainsi générées représente l'abondance théorique d'une espèce dans une station; elle ne peut être qu'approchée lors de la prise d'un échantillon. Aussi, une variabilité comparable à celle de prélèvements réalisés dans des populations à distribution agrégative peut-elle être introduite en plus. La méthode utilisée est décrite par ailleurs (DEPIEREUX et al., 1983). Chaque élément du nouveau tableau de données artificielles représente donc l'abondance d'une espèce estimée à partir d'un prélèvement aléatoire réalisé dans une population agrégative.

11.2. L'analyse en composantes principales comme outil d'analyse et d'interprétation des données biologiques

11.2.1. Par rapport à d'autres techniques d'ordination en espace réduit

Nous avons appliqué l'analyse factorielle des correspondances sur certains de nos tableaux de données expérimentales. Les résultats sont analysés de même manière que ceux de l'analyse en composantes principales: on recherche d'abord, dans le plan des 2 premiers facteurs, la succession des taxons le long d'une structure curvilinéaire; on associe cette succession à un gradient écologique, en fonction des caractéristiques des taxons situés à différents niveaux; elle se retrouve ensuite en abscisse de l'histogramme représentant la structure de peuplement de chaque échantillon; enfin, on établit le continuum des profils. Lorsque nous avons comparé le continuum établi par chacune des 2 techniques d'analyses, à partir du même tableau de données, nous avons constaté que les interprétations déduites étaient fort similaires. En effet, pour la construction de ces profils, la direction dans laquelle la projection de chaque taxon s'éloigne du centre des 2 axes est seule prise en compte. Or, suivant ORBAN-FERAUGE & GRIMMEAU (1985), qui ont réalisé une étude comparative de l'analyse factorielle des correspondances et de l'analyse en composantes principales sur des données géographiques, cette direction est, dans les 2 cas, un élément d'interprétation des profils. Cela pourrait expliquer la similarité des profils établis à partir de ces 2 techniques multivariées.

Dans l'état actuel de nos travaux, il ne nous est pas encore possible de dégager les apports spécifiques de chacune de ces 2 techniques pour l'interprétation de données écologiques. Nous pensons que le recours à des tableaux de données simulées peut

favoriser la comparaison ainsi que l'étude des effets de certains facteurs tels que les espèces rares, les prélèvements d'abondances très différentes,...

11.2.2. Par rapport à d'autres méthodes biologiques

Nous avons eu l'occasion d'appliquer deux des méthodes biologiques exposées dans le chapitre 3: l'indice biotique de TUFFERY & VERNEAUX et l'indice de diversité de SHANNON-WEAVER.

Ainsi les valeurs de l'indice biotique calculées pour les données récoltées sur les 8 stations de la Haute-Semois au mois de mars 1981 sont présentées ci-dessous:

station	1	2	3	4	5	6	7	8
I.B.	5	4	5	8	9	6	7	9

Il nous est d'abord difficile d'apprécier quelles sont les valeurs de l'indice significativement différentes et donc indicatrices de modification de la qualité biologique. Tenant compte de la variabilité expérimentale d'une part et de la faible sensibilité de l'indice d'autre part, nous pouvons considérer empiriquement comme significative, une différence minimale de 2 unités. Nous pouvons donc attribuer aux stations 1, 2 et 3 des niveaux de qualité biologique similaire. Une valeur d'indice égale à 5 indique un état de pollution moyen pour ces stations. Il est un peu meilleur pour les stations 6 et 7. Les stations 4, 5 et 8 présentent une bonne qualité biologique. L'information écologique qui peut être déduite de ces valeurs apparaît donc très limitée. Elle peut même être erronée lorsqu'on la compare à celle déduite de l'analyse en composantes principales et qui est exposée dans le chapitre 7; la qualité biologique des stations 1, 2, 3 et 4 apparaît alors beaucoup moins bonne: les profils de leur structure de peuplement indiquent une faible diversité faunistique, la dominance

des taxons les plus tolérants à la pollution organique et l'absence de taxons plus sensibles.

Il n'en reste pas moins que l'indice biotique reste un outil très efficace pour une appréciation rapide de l'état de qualité d'un cours d'eau ou de l'effet d'un rejet polluant, pourvu que l'objectif visé soit relativement limité. Par contre, lorsque ces objectifs exigent une description détaillée et sensible de la situation écologique d'un cours d'eau, d'autres méthodes d'analyse doivent être privilégiées.

Les techniques d'analyses multivariées et la méthode d'interprétation de leurs résultats qui ont été employées ici, nous paraissent rencontrer ces exigences. Elles aboutissent à une représentation graphique, le profil de la structure du peuplement, permettant une interprétation sensible et précise de l'ensemble de l'information contenue dans un tableau de données. L'intérêt d'une telle approche a déjà pu être démontré dans des contextes écologiques divers: c'est ainsi qu'elle fut utilisée pour décrire des prélèvements de la faune benthique récoltés sur les bassins de l'Ourthe et de la Lesse dans le but de différencier les effets de l'eutrophisation de l'eau de ceux de la pollution (DEPIEREUX & FEYTMANS, 1985); mais également, pour déterminer la typologie des cours d'eau de l'Est de la Belgique sur base de leur peuplement en diatomées (LECLERCQ, 1984) et pour décrire les associations de diatomées fossiles dans des carottes de forage (CORNET, 1986). Nous-mêmes venons d'apprécier son intérêt pour décrire:

- La structure de peuplement de la faune benthique dans une rivière polluée et dans ses affluents. Nous avons pu mettre en évidence la qualité biologique particulièrement dégradée de la zone amont du cours principal, puis l'amélioration progressive vers l'aval en relation avec un gradient d'autoépuration. L'impact des peuplements benthiques des affluents sur ceux du cours principal a pu être visualisé.

- La modification saisonnière des structures de peuplement en relation avec des changements de qualité du cours d'eau.
- L'impact d'un traitement épurateur sur les caractéristiques biologiques de la rivière.
- L'impact sur la faune benthique des aménagements qui atteignent la morphologie de la rivière

Pourtant, les résultats de l'analyse en composantes principales, qui sont à la base de cette représentation et de cette méthode d'interprétation, peuvent faire l'objet de certaines critiques auxquelles les écologistes ne manqueront pas d'être confrontés: celles-ci concernent la représentativité d'une part, du plan des 2 premières composantes principales qui est seul pris en compte et d'autre part, de la structure "en croissant" qui est considérée pour identifier le gradient écologique et pour établir le continuum.

11.2.3. Représentativité du plan des 2 premières composantes principales

L'analyse de données de type écologique entraîne le plus souvent une faible représentation de la variabilité totale dans le plan des 2 premières composantes principales; ainsi, elle est de 21.6% dans le cas du traitement du tableau des données récoltées en mars 1981 (cf. chapitre 7). Cela correspond pourtant à des observations antérieures réalisées sur des données biologiques comparables (DEPIEREUX, 1983, 1985; LECLERCQ, 1984). Une part importante de la variabilité est en effet liée à l'échantillonnage et est donc ininterprétable. Par ailleurs, le nombre élevé de variables (les taxons) qui est souvent pris en compte dans ce type d'étude, fait que chacune d'elles ne représente à priori qu'un faible pourcentage de la variabilité totale. Les composantes 3 et 4, notamment, expriment encore une part non négligeable de l'information totale. Pourtant, nous n'en tenons pas compte dans notre interprétation ultérieure. Plusieurs éléments justifient ce choix:

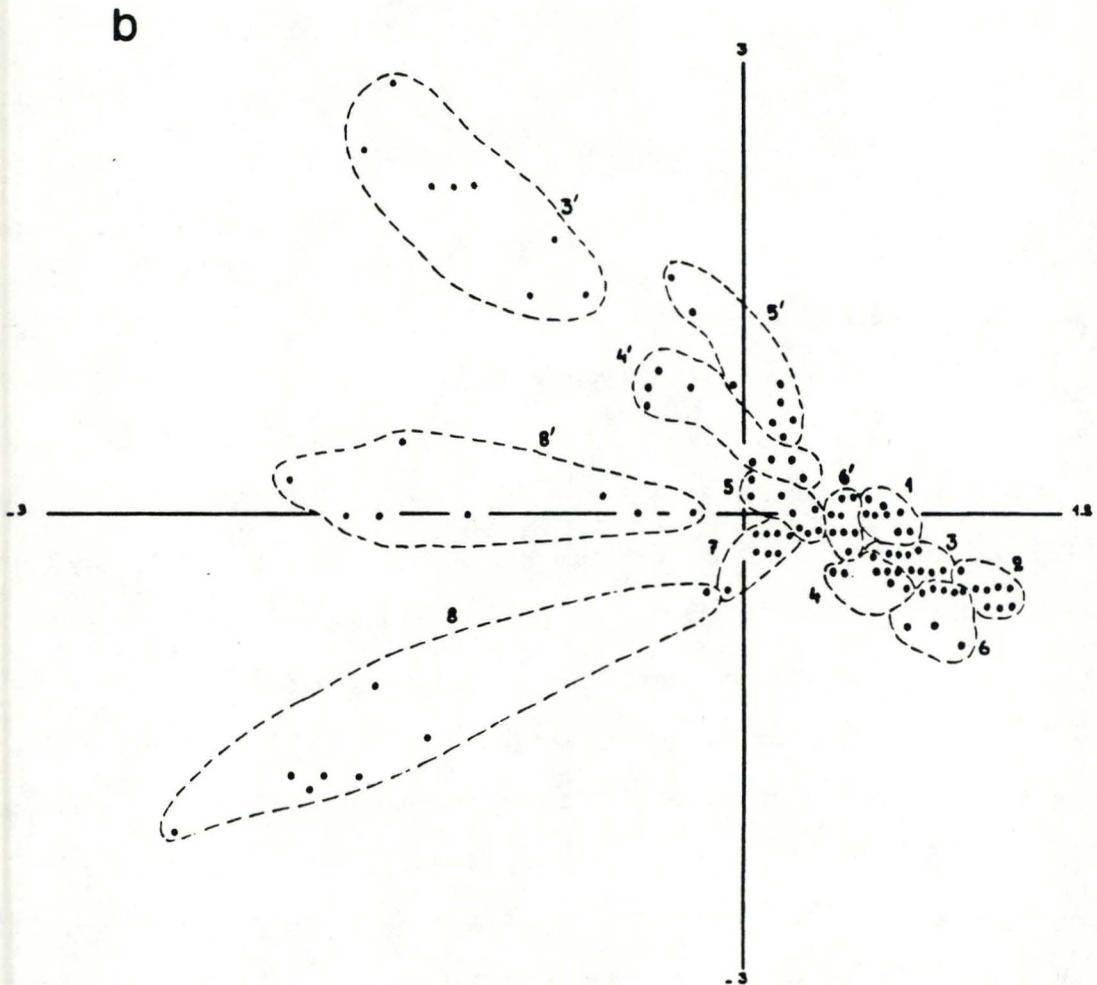
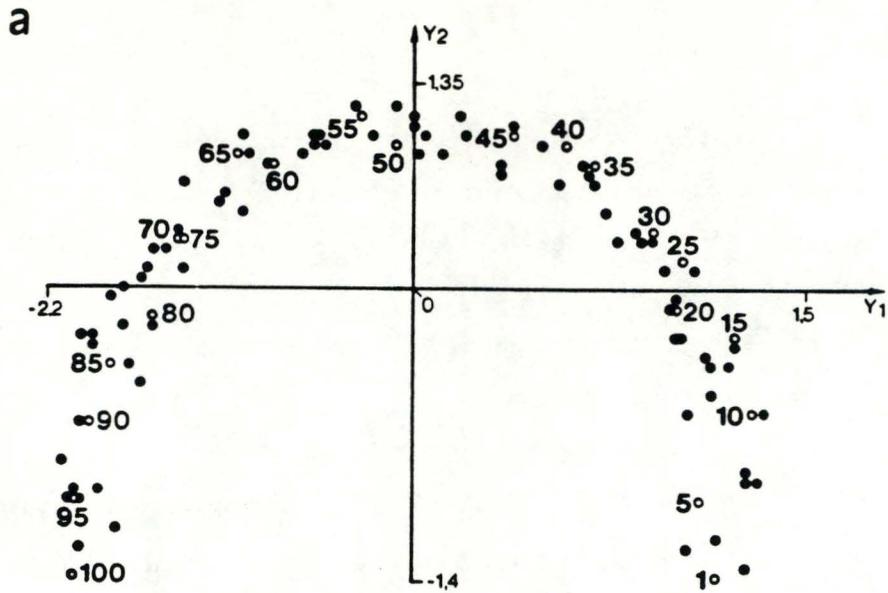


Figure 11.1: Projection des prélèvements dans le plan des 2 premières composantes principales.

a. tableau d'abondances simulées avec variabilité (d'après DEPIERREUX et al., 1983).

b. tableau d'abondances des prélèvements expérimentaux de mars 1981.

- Une autre mesure de l'information reproduite par le plan de 2 composantes nous est donnée par la mesure de corrélation entre les distances entre objets dans l'espace multidimensionnel et dans l'espace réduit. Sur des données comparables, DEPIEREUX et al. (1983) ont pu calculer que ces distances étaient conservées à 78% dans le plan des 2 premières composantes, pour un pourcentage de variabilité expliquée de 32%.
- Les regroupements réalisés lors de la classification des prélèvements constituent également un élément d'appréciation intéressant de l'information reproduite dans le plan. Aussi, lors de chaque analyse, nous avons toujours vérifié que ces groupes étaient identifiables dans l'espace réduit et que les recouvrements entre groupes n'étaient pas trop importants.
- D'un point de vue pratique, nous avons observé que l'examen des composantes principales 3 et 4 s'avérait peu intéressant et entraînait une complexification de l'interprétation globale des données. La même constatation avait pu être faite par LECLERCQ (op cit.) et CORNET (op cit.) sur d'autres tableaux de données écologiques. Dans le cas de données simulées, DEPIEREUX (82) n'a pas trouvé d'autre information interprétable que celle décrite dans le plan des 2 premières composantes.

11.2.4. Représentativité de la structure curvilinéaire

Dans la suite de l'analyse, on cherche à identifier, dans le plan des 2 premières composantes, une structure en "croissant" qui sera interprétée en terme de gradient écologique. Dans le cas de l'analyse de tableaux de données simulées cette structure est parfaitement visible, comme le montre la figure 11.1a, même si une variabilité comparable à celle de prélèvements expérimentaux est introduite. Par contre, lorsque l'on s'intéresse à des données réelles, cette structure n'est pas toujours apparente. C'est le cas si on considère les projections dans le plan des 2 premières composantes des prélèvements récoltés en mars 1981 (figure 11.1b). Leur localisation apparaît fortement dispersée par rapport à une

structure en "croissant". Celle-ci sera pourtant utilisée pour établir la succession des prélèvements le long d'un continuum (chapitre 7).

Plusieurs facteurs peuvent être à l'origine d'une telle dispersion. Parmi eux, nous nous sommes plus particulièrement intéressés à l'effet des différences d'abondance totale entre les prélèvements.

Dans le cas des données simulées dont il est question dans la figure 11.1a, l'abondance totale varie peu d'un prélèvement à l'autre. Par contre, dans le cas des données récoltées en mars 1981, l'abondance totale par prélèvement varie de 9 à 5800 individus. Cette variabilité peut être causée par des efforts de récolte différents mais surtout par des conditions environnementales plus ou moins favorables à la prolifération des organismes (apport d'éléments nutritifs, faible diversité du substrat, période de crue,..). Or, dans la technique d'analyse en composantes principales qui est utilisée ici, la standardisation suivant les prélèvements n'est pas effectuée et le poids de chacun d'eux est alors directement lié à son degré d'abondance.

Nous avons eu recours à des données simulées pour visualiser l'effet de cette hétérogénéité sur la dispersion des prélèvements par rapport à la structure en "croissant". Le tableau de données simulées reprend les abondances théoriques de 30 espèces dans un continuum de 20 stations; ces espèces sont regroupées en 6 "familles" qui se distinguent par l'abondance à l'optimum (10, 100 individus) et par l'étalement ($k=10\%$, 50% , 80%). La projection des stations dans le plan des 2 premières composantes principales est représentée à la figure 11.2. La structure caractéristique correspondant au continuum des stations apparaît nettement. Nous

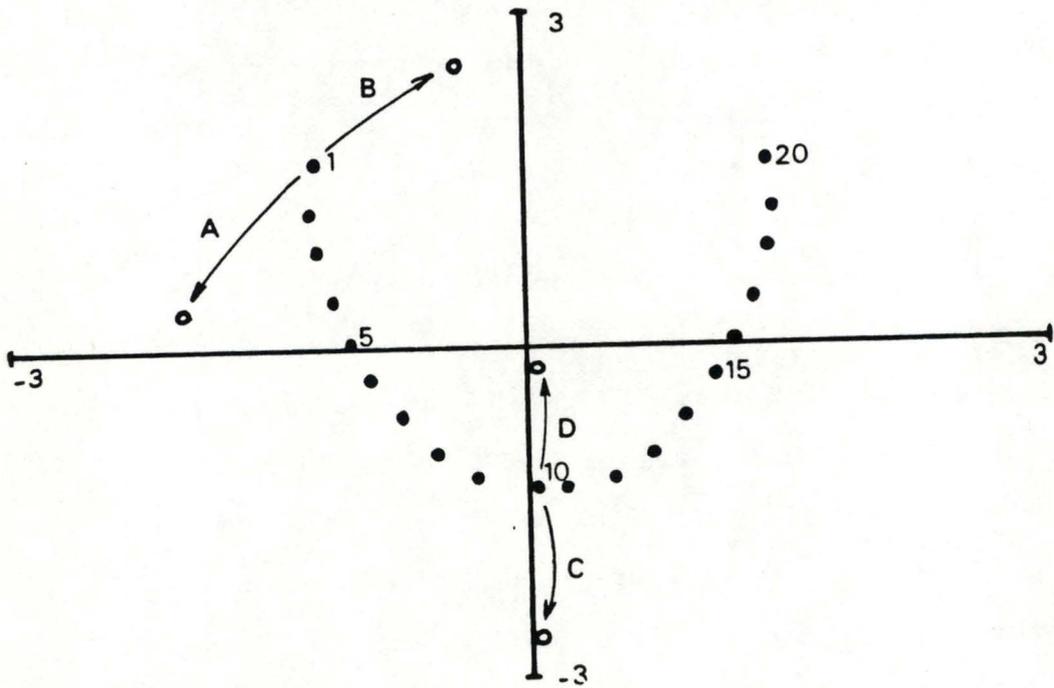


Figure 11.2: Analyse en composantes principales d'un tableau d'abondances simulées. Projection des stations dans le plan des 2 premières composantes principales. Déplacement des stations dont l'abondance a été modifiée (voir texte).

avons ensuite modifié l'abondance totale de certaines stations en multipliant ou en divisant par 5 l'abondance de toutes les espèces. Les flèches indiquent le déplacement d'une station dont l'abondance totale croît (flèches A et C) ou décroît (flèches B et D). Pour simplifier, nous ne présentons ici que les observations relatives à une modification de l'abondance qui atteint simultanément l'ensemble des espèces.

Au vu de ces observations, nous pouvons donc comprendre que, si la majorité des prélèvements est affectée par de tels déplacements, la structure théorique est totalement masquée, comme c'est le cas pour nos données expérimentales (figure 11.1b). Malgré cela, lorsque la succession des profils de structure de peuplement est établie pour ces données expérimentales (cf. figure 7.4), nous pouvons constater que cette représentation est toujours un outil d'interprétation intéressant du tableau de données. En effet, la présence de tels prélèvements ne perturbe pas sensiblement la reconstitution du continuum. De plus, la richesse ou la pauvreté d'un prélèvement se remarque immédiatement à la lecture de son profil ce qui constitue un élément d'interprétation supplémentaire à mettre en relation avec certaines particularités environnementales.

11.3. Importance des espèces rares

11.3.1. Définition

Avant tout, nous tenons à définir ce que nous entendons par "espèce rare". En effet, cette définition peut varier d'un écologiste à l'autre. Souvent une espèce est qualifiée de rare lorsque sa distribution géographique est très limitée; dans ce cas, elle ne sera recensée que dans une faible proportion des stations de prélèvements. Notre définition est sensiblement différente car elle fait surtout intervenir le critère d'abondance : nous considérons qu'un taxon est rare lorsqu'il est peu représenté dans l'échantillonnage; son nombre total d'individus, calculé sur l'ensemble des prélèvements, est faible comparé à la majorité des autres taxons. Dans ce cas, il ne sera représenté dans chaque prélèvement que par une valeur d'abondance très petite (1 ou 2 individus) ou le plus souvent nulle. Ces valeurs nulles ont alors peu de signification puisqu'elles peuvent résulter tout autant de l'absence effective de l'espèce de la station que de sa présence, non détectée par l'échantillonnage. Cette définition de l'espèce rare, ne fait donc pas la distinction entre les espèces peu abondantes mais présentes dans toutes les stations et les espèces peu abondantes mais présentes dans quelques stations.

Suivant l'expérimentateur, les espèces rares sont ou ne sont pas considérées pour l'interprétation ultérieure du tableau de données (cf. chapitre 3). Ce choix est le plus souvent subjectif. Nous-mêmes avons été confrontés avec ce problème puisque nos tableaux de données renferment une proportion parfois non négligeable de taxons dont l'abondance totale, calculée sur l'ensemble des prélèvements, est petite. Nous nous sommes donc efforcés d'apprécier le rôle que jouent les taxons rares dans le modèle d'interprétation des résultats de l'analyse en composantes principales, à partir de

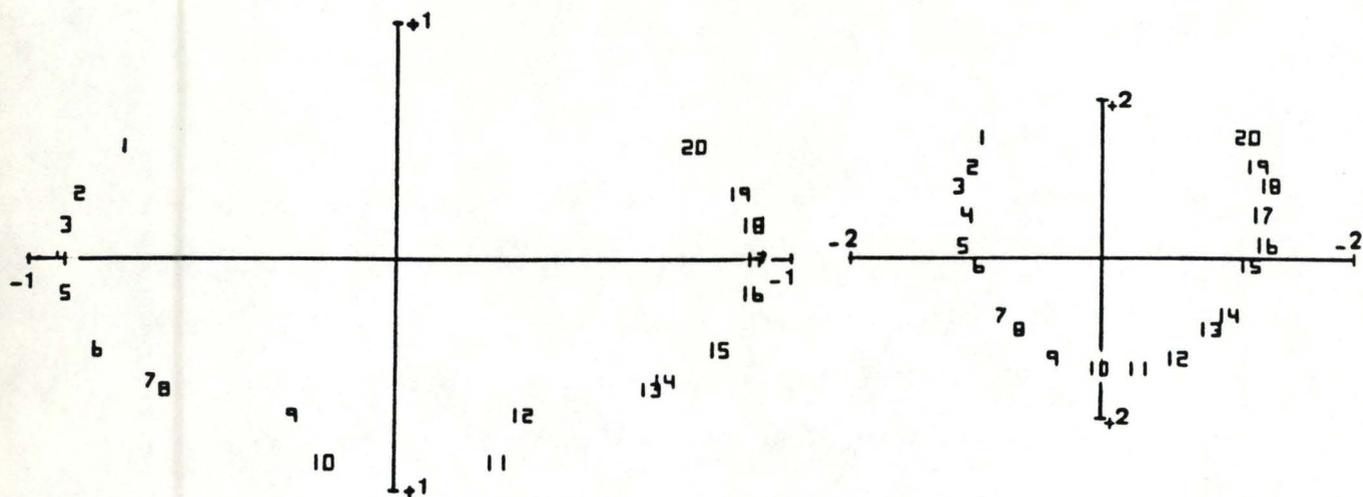


Figure 11.3: Analyse en composantes principales réalisée sur une matrice d'abondances simulées de 20 espèces rares dans un continuum de 20 stations. Projection des espèces (à gauche) et des stations (à droite).

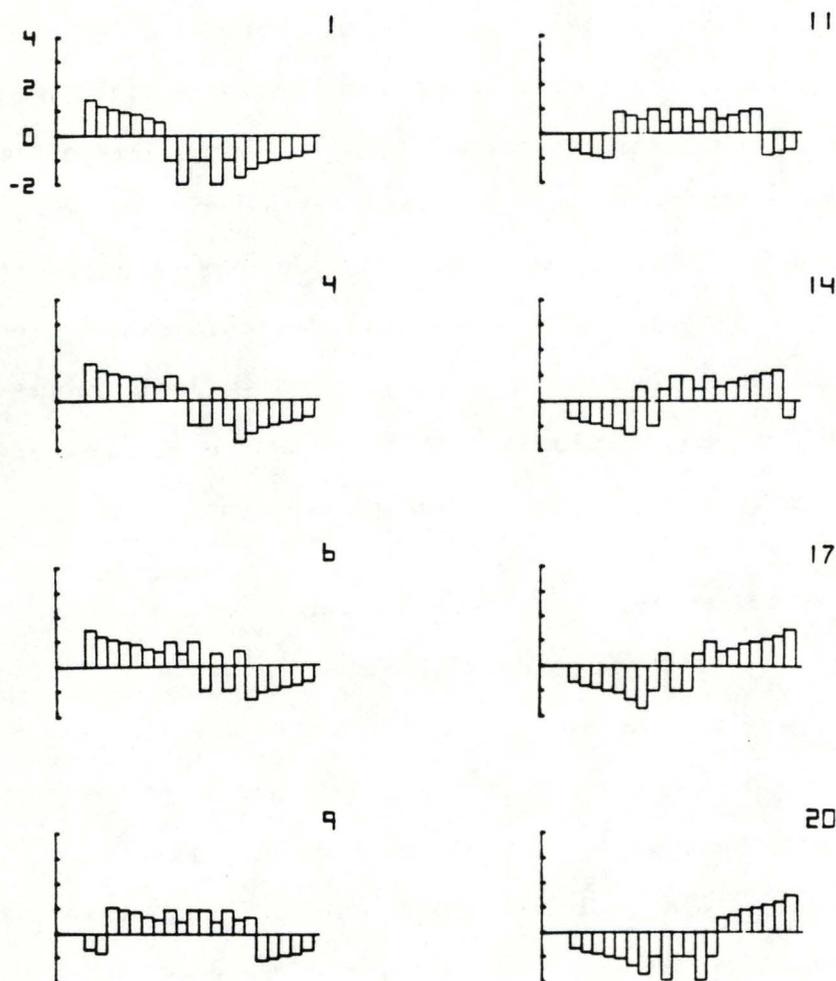


Figure 11.4: Profils de quelques stations. Ils se succèdent de haut en bas et de gauche à droite dans l'ordre de leur progression le long du continuum visualisé dans la figure 11.3.

données simulées d'une part et de données expérimentales d'autre part.

11.3.2. Données simulées

Nous avons soumis à l'analyse, une matrice de données simulées qui reprend les abondances théoriques de 20 espèces rares dans un continuum de 20 stations. Deux "familles" de 10 espèces ont été constituées; elles se distinguent par la valeur de l'étalement ($k=20\%$ et 50%); l'abondance à l'optimum a été fixée à 1 pour toutes les espèces. Les résultats sont arrondis soit à 1 soit à 0 suivant qu'ils sont supérieurs ou inférieurs à 0.5. Le cas extrême a donc été envisagé puisque chaque espèce est représentée dans chaque station par 0 ou par 1 individu.

Les résultats de l'analyse en composantes principales sont présentés à la figure 11.3. Le pourcentage de variabilité reproduit dans le plan des 2 premières composantes principales est de 79.1%. Il devient négligeable dès la troisième composante. La représentation des espèces dans ce plan adopte la structure typique en forme de "croissant"; le long de cette structure, les espèces se succèdent dans un ordre identique à celui de leur optimum le long du gradient. La même structure régulière apparaît lorsque l'on considère dans le plan la représentation des stations. Le continuum des stations est parfaitement reconstitué. La succession des profils établis après reclassement des lignes et des colonnes du tableau de données est représentée partiellement à la figure 11.4; elle reste un élément d'interprétation tout à fait valable.

Cependant, ces résultats sont obtenus à partir de l'analyse d'un tableau de valeurs théoriques. Une variabilité comparable à celle de prélèvements expérimentaux a ensuite été introduite. Des observations sensiblement identiques sont déduites de l'analyse de

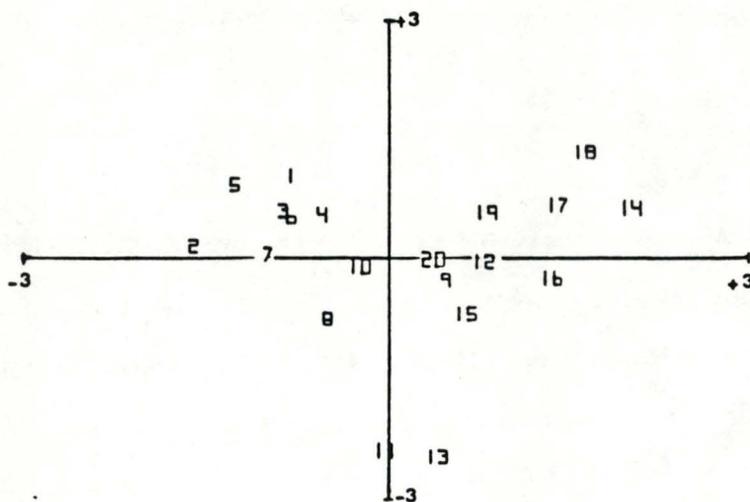


Figure 11.5: Analyse en composantes principales réalisée sur une matrice d'abondances de 20 espèces rares dans un continuum de 20 stations. Abondances simulées avec variabilité. Projection des stations dans le plan des 2 premières composantes principales.

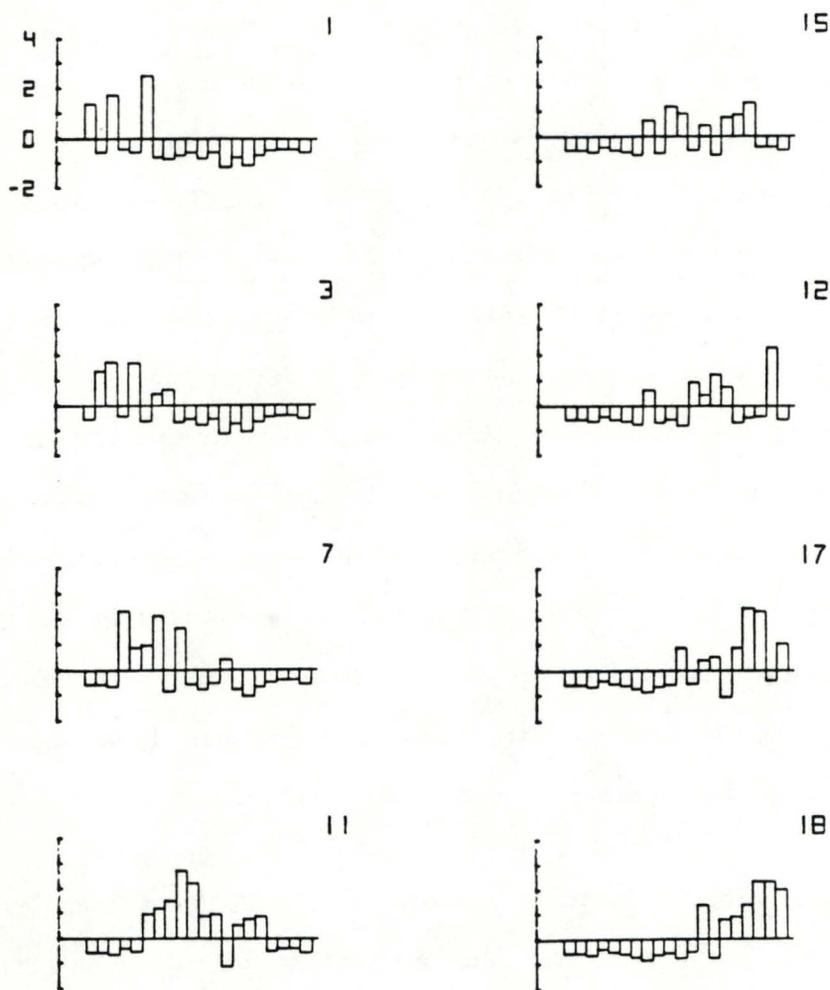


Figure 11.6: Profils de quelques stations. Ils se succèdent de haut en bas et de gauche à droite dans l'ordre de leur progression le long d'une structure "en croissant" qui représente le continuum.

ce nouveau tableau de données. Les résultats sont repris dans les figures 11.5 et 11.6. Le pourcentage de variabilité exprimé par le plan des 2 premières composantes principales a bien sûr nettement diminué puisqu'il n'est plus que de 44.1%; une grande part de la variabilité est alors résiduelle. La structure en "croissant" est nettement moins apparente au niveau de la représentation des stations dans le plan. Il en est de même pour les espèces. Pourtant, le continuum des profils de structure de peuplement est pratiquement reconstitué (figure 11.6).

Au vu de ces résultats, il apparaît qu'un ensemble d'espèces rares qui se succèdent le long d'un gradient écologique pourrait permettre une reconstitution du continuum écologique et une représentation interprétable de la structure des peuplements.

11.3.3. Données expérimentales

Lors de l'analyse et de l'interprétation de nos tableaux de données expérimentales, nous avons conservé systématiquement tous les taxons recensés. Les résultats ainsi obtenus vont maintenant être comparés à ceux déduits de l'analyse de tableaux de données après suppression des taxons rares. La comparaison est réalisée sur les données récoltées au mois de mars 1981. Les résultats de l'analyse du tableau complet sont présentés en détail dans le chapitre 7. Parmi les 90 taxons recensés à cette époque, dans 104 prélèvements, nous considérons la présence de 41 taxons rares; l'abondance totale de chacun d'eux est inférieure à 8; les autres taxons ont des abondances sensiblement plus élevées. Le tableau simplifié, soumis à l'analyse en composantes principales, comprend donc 49 taxons.

Nous constatons que les résultats de l'analyse en composantes principales ne sont pas sensiblement différents après la suppression

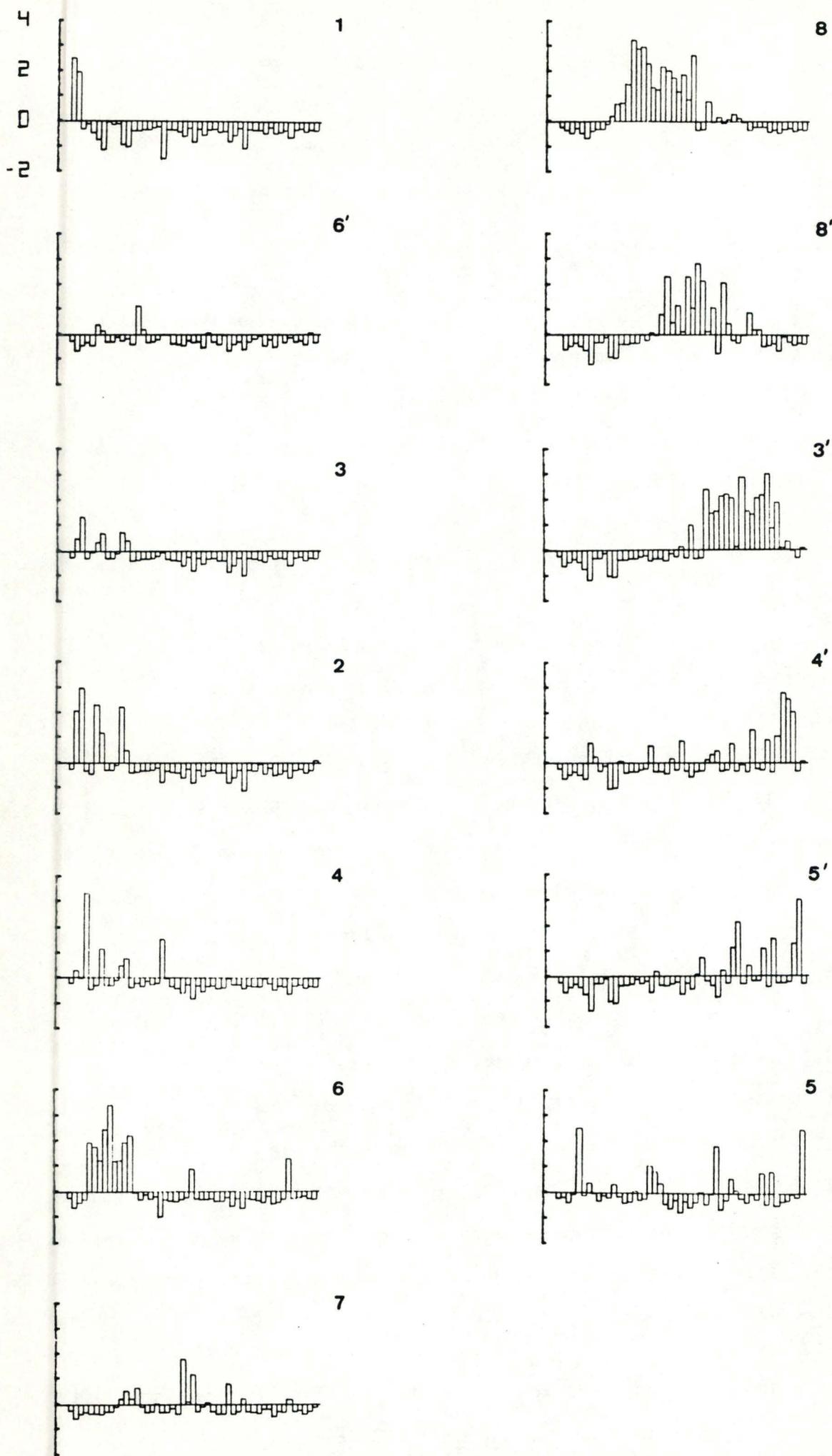


Figure 11.7: Profils moyens établis pour chaque échantillon, en mars 1981. Ils sont classés de haut en bas et de gauche à droite suivant leur progression le long du continuum. Les taxons rares ont été préalablement supprimés du tableau de données.

des taxons rares: la répartition, dans le plan des 2 premières composantes principales, des taxons communs aux 2 analyses est peu modifiée; la corrélation entre leurs coordonnées sur ces 2 axes, dans l'une et l'autre analyse, est forte ($r=0.93$); il en est de même en ce qui concerne la répartition des prélèvements ($r=0.92$). La succession des taxons le long de la structure non linéaire n'est donc pas sensiblement modifiée et une interprétation identique peut lui être donnée. Sur base de ces résultats, les profils moyens sont construits pour représenter la structure de peuplement des échantillons; la figure 11.7 reprend les 13 profils ainsi obtenus; leur continuum est établi de manière identique à celui de la figure 7.4 qui correspond au tableau de données complet. Lorsque nous comparons ces 2 figures, nous constatons la similarité des 2 continuums; les 2 profils d'un même échantillon sont également toujours très semblables; la lecture de ces 2 figures donne donc lieu à la même interprétation écologique des caractéristiques biologiques des stations d'échantillonnage.

11.3.4. Conclusions

A partir des quelques résultats présentés ci-dessus, il ne nous est bien sûr pas permis de répondre de manière définitive à la question suivante: "est-il préférable de conserver ou d'éliminer les taxons rares avant l'analyse du tableau de données ?". Les éléments que nous pouvons apporter à cette discussion sont les suivants:

- Lorsque l'on considère, d'un point de vue univarié, la distribution, dans un ensemble de prélèvements, d'espèces rares telles que nous les avons définies, aucune information exploitable ne peut être déduite; en effet, pour ces espèces, une valeur d'abondance nulle dans le tableau de résultats a peu de signification puisqu'elle ne peut être distinguée des valeurs d'abondance non nulles. Par contre, lorsqu'une technique d'analyse multivariée, telle que l'analyse en composantes principales, est appliquée sur un tableau de recensement de

plusieurs espèces rares, une grande partie de l'information interprétable s'en dégage. Cette constatation a pu être déduite après l'analyse en composantes principales de données qui simulent la distribution d'espèces rares dans un continuum de stations.

- L'interprétation de données expérimentales déduite de la représentation des profils de structure de peuplement est fort similaire, que l'on conserve ou que l'on exclue les taxons rares. Même si ces derniers sont nombreux, comme c'est le cas dans nos tableaux de données, ils ne perturbent pas l'interprétation des résultats de l'analyse en composantes principales.

Si l'on considère ces deux éléments simultanément, il nous semble donc préférable de conserver les taxons rares dans le tableau des données expérimentales.

OK

11.4. Influence de la codification des données en classes binaires

11.4.1. Introduction

DEPIEREUX & FEYTMANS (1985) ont montré que la codification des données d'abondance en classes de CHANDLER ne modifie pas sensiblement les résultats de l'analyse en composantes principales et n'entraîne pas une limitation lors de l'interprétation des résultats. Il nous paraît intéressant de vérifier si les mêmes conclusions peuvent être tirées lorsque des données expérimentales sont codifiées sous une forme plus simple encore, la forme binaire. La valeur "1" signifiant la présence de l'espèce et la valeur "0", l'absence. En effet, le facteur limitant dans bon nombre d'études réalisées à grande échelle est la durée du tri des prélèvements, de la détermination et du dénombrement des invertébrés. Il est donc important d'apprécier la part d'information écologique qui est perdue lorsque, pour des raisons pratiques, ces paramètres doivent être réduits au maximum.

Nous allons donc comparer les résultats obtenus lorsque le même protocole d'analyse est appliqué sur le tableau d'abondance des taxons récoltés en mars 1981 d'une part (cf. chapitre 7) et sur le tableau des valeurs codées sous forme binaire d'autre part. La même comparaison sera ensuite établie pour des données recueillies avant et après la mise en service de la station d'épuration (cf. chapitre 9).

11.4.2. Analyse en composantes principales des données récoltées en mars 1981

Nous rappelons que le tableau de données comprend 90 taxons et 128 prélèvements. Nous présentons dans le tableau ci-dessous, les valeurs propres des 10 premières composantes principales pour chacune des deux analyses. Ces valeurs n'apparaissent pas sensiblement différentes.

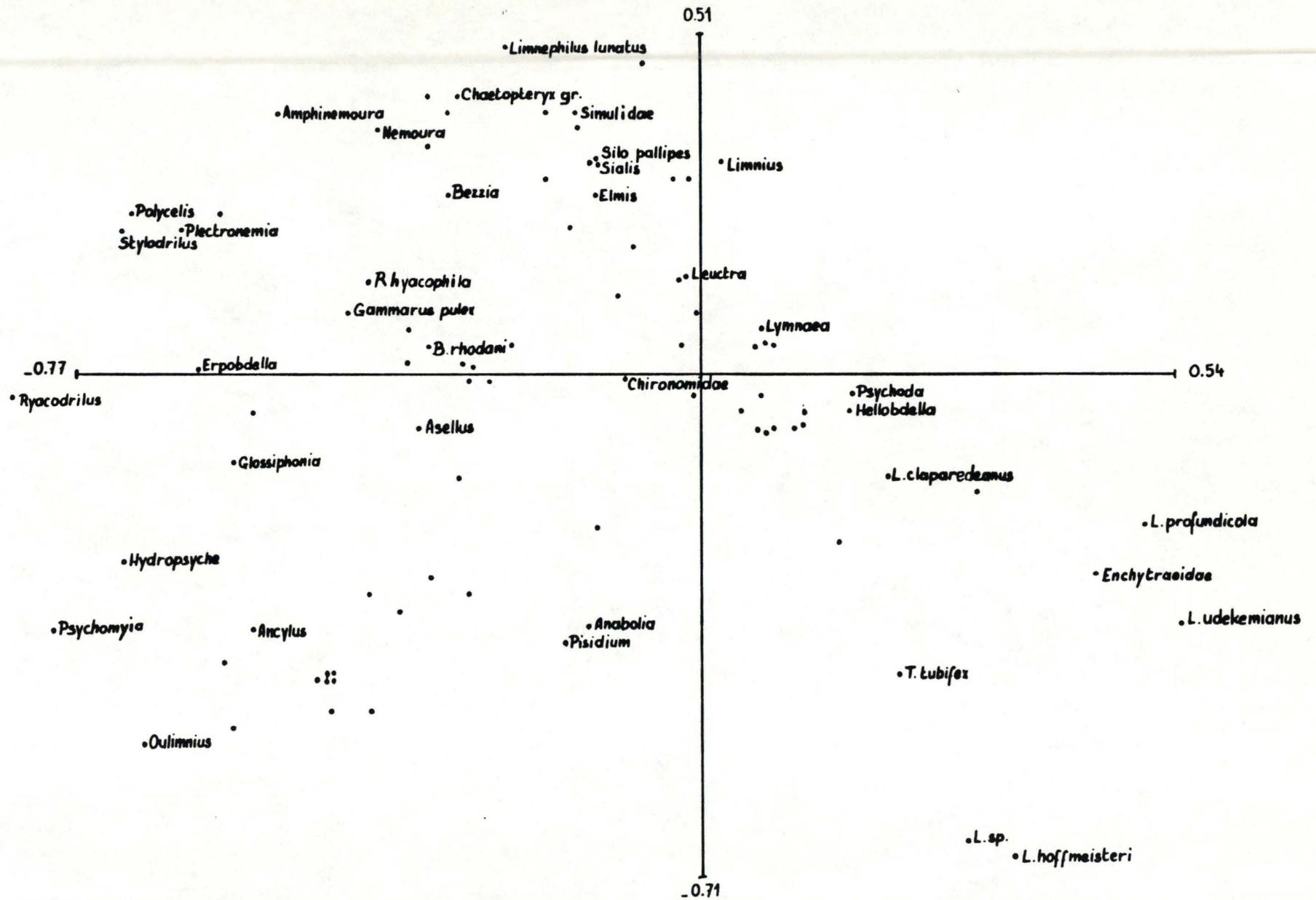


Figure 11.8: Analyse en composantes principales réalisés sur le tableau de présence-absence des 90 taxons recensés en mars 1981, dans 104 prélèvements. Projection des taxons.

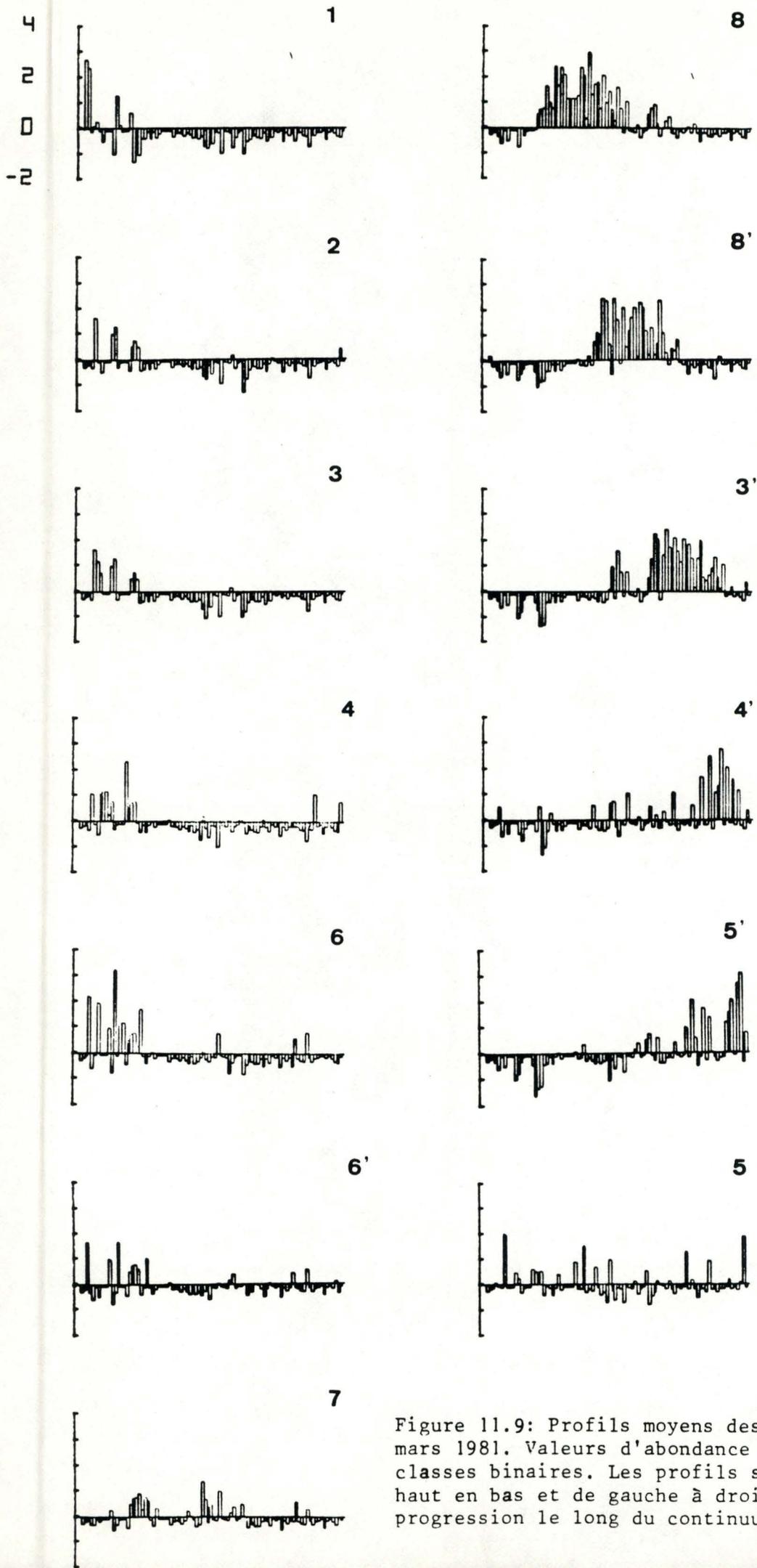


Figure 11.9: Profils moyens des échantillons de mars 1981. Valeurs d'abondance codifiées en classes binaires. Les profils sont classés de haut en bas et de gauche à droite suivant leur progression le long du continuum.

composante	log(abondance)	classes binaires
1	11.9	11.1
2	9.7	8.8
3	6.9	6.4
4	5.1	5.0
5	4.4	4.6
6	4.1	3.9
7	4.0	3.4
8	3.5	3.3
9	3.2	3.0
10	2.8	2.8

Les projections des taxons dans le plan des 2 premières composantes principales ne sont non plus pas sensiblement modifiées après la simplification des données brutes; cela apparaît lorsque l'on compare la figure 11.8 à la figure 7.3. Par ailleurs, la corrélation entre les coordonnées des taxons sur les 2 premières composantes principales dans l'une et l'autre analyse est élevée ($r=0.95$). La même interprétation du gradient écologique peut donc être donnée; les profils de structure de peuplement sont donc tout à fait comparables.

Le continuum des profils est présenté dans la figure 11.9. Il a été établi de la même manière que celui de la figure 7.4. Les 2 séries de profils apparaissent fort similaires. Les profils déduits de l'analyse des données binaires donnent donc lieu à la même interprétation que ceux déduits des données quantitatives. Les seules différences sont:

- La dissimilarité entre les profils des stations 2 et 3, visible sur la figure 7.4, n'apparaît plus lorsque les données sont exprimées sous une forme binaire. En effet, ces 2 stations sont peuplées par les mêmes espèces mais avec des degrés d'abondance différents.
- Après codification, le profil de la station 6' occupe une position différente dans le continuum; il est proche maintenant du profil de la station 6. Cette proximité s'explique par des listes faunistiques très semblables. Mais lorsque l'on compare

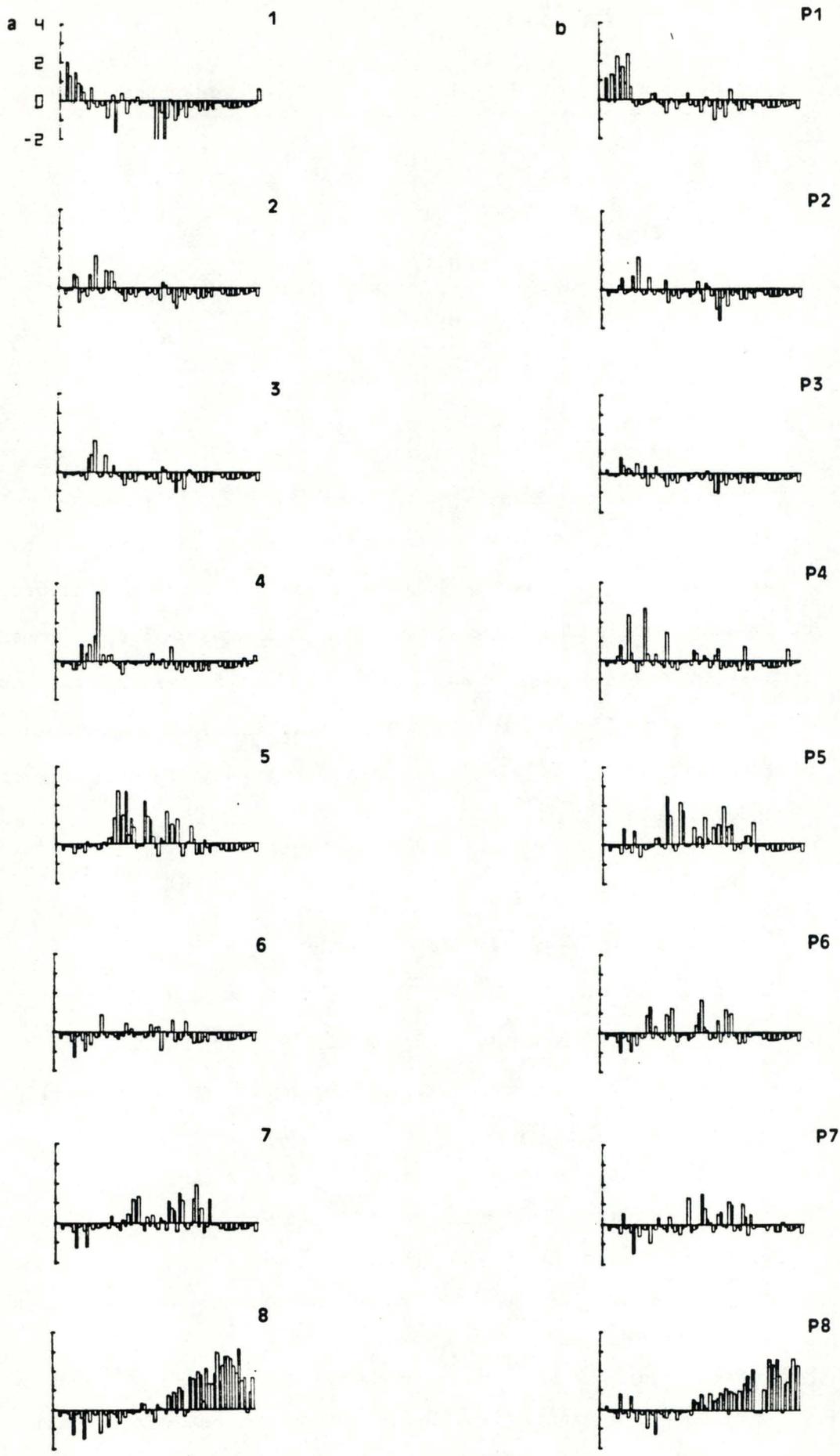


Figure 11.10: Profils moyens établis pour chaque échantillon en juin 1981 (1 à 8) et en juin 1983 (P1 à P8). Les valeurs d'abondance ont été préalablement codifiées en classes binaires.

les 2 mêmes profils établis sur les données quantitatives (figure 7.4), des différences apparaissent au niveau du degré d'abondance de certains taxons, principalement situés vers la gauche de l'abscisse.

11.4.3. Analyse en composantes principales des données récoltées avant et après épuration

Nous avons exprimé sous une forme binaire les recensements effectués dans les 8 stations de la Haute-Semois en juin 1981 et juin 1983 (72 taxons et 128 prélèvements). Les résultats de leur analyse sont comparés à ceux présentés au cours du chapitre 9.

Nous avons de nouveau pu constater l'absence de différences sensibles entre les valeurs propres des 2 analyses en composantes principales. La similarité entre les projections des taxons dans le plan des 2 premières composantes est également remarquable. Le coefficient de corrélation calculé entre les coordonnées des taxons mesurées sur chacun des 2 axes dans l'une et l'autre analyse est de 0.97. Une interprétation identique peut être attribuée au gradient écologique qui est représenté par la succession des taxons le long d'une structure "en croissant". Nous rappelons qu'il est associé à un gradient de qualité de l'eau.

Considérons maintenant les profils moyens correspondant aux structures de peuplement des stations d'échantillonnage avant et après épuration; ils sont repris dans la figure 11.10. Ils sont classés arbitrairement de l'amont vers l'aval de la rivière, pour chacune des 2 époques. Comme pour les données quantitatives (figure 9.11), l'absence d'effet du traitement épurateur apparaît nettement. Comme pour les données quantitatives également, seul le profil de la station 4 est sensiblement modifié après épuration; cette modification porte donc bien sur la composition faunistique de la station mais nous avons pu conclure qu'elle ne correspondait pas à

une amélioration évidente de la qualité biologique. A l'opposé des données quantitatives, des changements d'abondance qui sont intervenus après épuration pour certains taxons dans les stations 2, 3 et 6, ne sont, bien évidemment, plus mis en évidence.

11.4.4. Discussion

A la lumière de ces résultats, nous pouvons conclure que l'expression des données biologiques sous une forme binaire (présence-absence) permet de récupérer, à partir des résultats d'une analyse en composantes principales, la majeure partie de l'information écologique; cela fut aussi bien le cas lors de la caractérisation des structures de peuplement d'une rivière polluée et de ses affluents que lors de l'étude de l'impact d'un traitement épurateur sur les caractéristiques biologiques de la rivière. Seules ne sont plus détectées des différences entre échantillons qui se marquent au niveau de l'abondance de certains taxons ou groupes de taxons.

Le fait, qu'après codification, les profils de structure de peuplement restent des outils d'interprétation tout aussi favorables est particulièrement remarquable. En effet, ils ne correspondent pratiquement plus qu'à une représentation graphique de la liste faunistique de chaque échantillon. Une valeur positive, sur l'ordonnée de l'histogramme, indique la présence de l'espèce, une valeur négative, son absence.

Cette constatation est particulièrement intéressante d'un point de vue méthodologique, puisqu'elle rend possible l'interprétation de données écologiques qui doivent être exprimées sous une forme réduite à l'extrême; c'est le cas lors de vastes programmes d'échantillonnage pour lesquels le temps de traitement des récoltes doit souvent être réduit; ou bien lorsque l'on veut analyser

simultanément des données qui ont été récoltées dans des conditions non comparables (outils ou méthodes de prélèvement différents, expérimentateurs différents,...); les valeurs quantitatives sont alors incomparables.

Il nous faut cependant souligner que les données expérimentales qui sont à la base de cette constatation, présentent certaines particularités favorables:

- Aucun taxon n'est présent dans tous les prélèvements en même temps. Si c'était le cas, la valeur de l'écart-type calculée pour ce type de taxon serait nulle; la première étape de l'analyse en composantes principales (cf. figure 5.5), qui calcule la matrice des valeurs standardisées, est impossible à réaliser. Ces taxons doivent alors être préalablement éliminés du tableau de données.
- Les peuplements de nos stations d'échantillonnage sont relativement contrastés. Dans d'autres études expérimentales où sont analysées des variations beaucoup plus fines, les différences entre les peuplements sont principalement d'ordre quantitatif. La codification de ces données sous une forme binaire entraîne une réduction beaucoup plus importante de l'information intéressante et les profils de structure de peuplement se prêtent sans doute beaucoup moins à l'interprétation.
- Les valeurs nulles sont abondantes dans nos tableaux de données. L'analyse en composantes principales calcule les coefficients de corrélation entre les taxons pris deux à deux. Les valeurs de ces coefficients sont fortement influencées par le grand nombre de ces couples de valeurs nulles, que les données soient exprimées sous une forme quantitative ou sous une forme binaire. Les coefficients de corrélation sont donc peu modifiés par la codification.
- Nous avons établi pour le peuplement de chaque station un profil moyen, calculé sur base de 8 prélèvements. L'information qu'il représente est alors moins grossière que dans le cas d'un profil

simple, calculé sur base d'un seul prélèvement: en ordonnée, l'échelle ne se limite pas à une seule indication de la présence ou de l'absence du taxon; elle évalue en plus, la proportion de prélèvements de cet échantillon qui contiennent le taxon, par rapport à l'ensemble des prélèvements récoltés. Une espèce qui est abondante dans une station est très probablement recensée dans les 8 prélèvements de l'échantillon, alors qu'une espèce beaucoup moins abondante peut être absente de certains prélèvements. Après expression de ces données quantitatives sous une forme binaire, ces 2 taxons, pourtant tous les 2 présents dans l'échantillon, sont différenciés sur l'ordonnée du profil moyen. Nous avons pu le confirmer lorsque nous avons analysé une matrice de données expérimentales dans laquelle les 8 prélèvements d'un échantillon sont regroupés avant tout traitement statistique; à chaque échantillon ne correspond plus qu'une seule observation. Après codification des valeurs quantitatives, les profils établis se révèlent être moins facilement interprétables que les profils moyens correspondants.

11.5. Choix de la taille de l'échantillon

Toute méthode visant à l'interprétation de données biologiques doit s'efforcer d'être basée sur un protocole expérimental facilement applicable. C'est ainsi que le calcul des divers indices biologiques ne requiert jamais la récolte d'un nombre important d'unités d'échantillonnage. Dans nos expériences, un échantillon était toujours composé de 8 unités. Mais nous avons pu tester que l'emploi d'une taille plus petite (=3 unités) n'aurait pas entraîné une limitation significative de l'interprétation déduite du tableau complet. La méthodologie d'analyse que nous avons utilisée est donc tout à fait compatible avec la réalité expérimentale.

Il nous semble cependant très intéressant de conserver au minimum 3 répliqués dans chaque échantillon, ceci afin de

- dissocier la variabilité liée au prélèvement de celle liée à un facteur écologique (saisonnier, de pollution,..).

- mettre en évidence, au cours de la classification des prélèvements, l'homogénéité ou l'hétérogénéité de la station de prélèvement. Ainsi, lors des différentes classifications effectuées sur nos tableaux de données, les 8 unités d'échantillonnage provenant des stations 1 et 3 ne sont pas toujours systématiquement regroupées; au niveau de ces tronçons de rivière, le fond est couvert par des dalles séparées parfois par des dépôts de fin sédiment; suivant la localisation du prélèvement, sa composition faunistique et son abondance peuvent varier sensiblement. Cette hétérogénéité n'est perceptible que si l'échantillon comporte plusieurs unités.
- pouvoir établir des profils moyens; nous avons pu remarquer par ailleurs, leur intérêt pour représenter la structure de peuplement d'une station: dans le cas de données quantitatives mais également dans le cas de données codifiées en classes binaires.

11.6. Conclusions

Les méthodes statistiques que nous avons employées sont particulièrement intéressantes pour une description et une interprétation de données biologiques relatives à des échantillonnages de macroinvertébrés aquatiques, qui soient détaillées, précises et sensibles; ceci se vérifie même si le pourcentage de variabilité exprimé dans le plan des deux premières composantes principales est faible, comme c'est le cas pour ce type de données écologiques et même si les abondances totales des prélèvements diffèrent fortement.

Nous démontrons que la pratique de ce protocole d'analyse ne réclame pas un travail de récolte de l'information plus fastidieux que celui requis pour le calcul d'indices biologiques:

- Sous certaines conditions, le tableau de résultats peut se limiter à l'expression de l'absence ou de la présence des taxons recensés; des dénombrements laborieux ne sont donc pas nécessaires.

- L'échantillon peut avoir une taille réduite puisqu'il peut se limiter à trois réplicats.

Nous apportons certains éléments de dis^ussion quant à l'importance qui peut être accordée aux espèces rares dans un tableau de données quantitatives. Ces éléments nous amènent à privilégier la conservation de ces espèces rares.

CONCLUSIONS GENERALES



CONCLUSIONS GENERALES

Le but de notre travail était d'étudier

- les caractéristiques biologiques d'une rivière polluée par des rejets domestiques, la Haute-Semois, en relation avec sa qualité physico-chimique,
- les effets de la station d'épuration d'Arlon sur la restauration de la Haute-Semois et plus particulièrement sur sa population d'invertébrés benthiques.

Des prélèvements quantitatifs de la faune benthique ont donc été réalisés dans 13 stations d'étude, en différentes saisons, avant et après la mise en fonctionnement du traitement épurateur. Simultanément, les valeurs de certains paramètres physico-chimiques ont été mesurées.

L'analyse et l'interprétation de ces résultats nous permettent de tirer les conclusions suivantes:

1. Conclusions d'ordre méthodologiques

Nous avons choisi d'analyser les tableaux de recensement faunistiques par des méthodes multivariées: une technique de classification et l'analyse en composantes principales. Selon une méthodologie développée par DEPIEREUX et al. (1983), la structure de peuplement de chaque prélèvement est représentée par un histogramme de l'abondance des taxons, établi à partir d'un classement des taxons déduit de l'analyse en composantes principales. Ces profils sont ensuite classés suivant la progression des prélèvements le long d'un continuum écologique. De l'application de cette méthode à nos données expérimentales, nous déduisons certaines conclusions susceptibles d'intéresser les écologistes qui, comme nous, analysent des tableaux de recensement d'invertébrés benthiques:

- Cette méthode fournit une interprétation des données beaucoup plus détaillée et plus sensible que les méthodes classiques qui

se basent sur le calcul d'indices biologiques. Contrairement à ces derniers, les profils de la structure de peuplement représentent la totalité de l'information contenue dans le tableau de résultats. Cette méthode vient d'être avantageusement utilisée pour décrire:

- * l'évolution des structures de peuplement en fonction d'un gradient de qualité de l'eau ou d'autoépuration,
- * l'évolution saisonnière des structures de peuplement,
- * l'impact d'un traitement épurateur sur la faune benthique.

L'intérêt de cette méthode n'apparaît pas sensiblement limité par certaines particularités propres aux données écologiques:

- * prélèvements hétérogènes quant à leur abondance,
- * faible pourcentage de variabilité exprimée par le plan des deux premières composantes principales.

- L'utilisation de cette méthode ne nécessite pas un effort de récolte plus important que celui requis pour le calcul des indices biologiques: *Quid. Quantitatif?*

- * sous certaines conditions, la codification des données quantitatives en classes binaires ne modifie pas sensiblement l'interprétation des résultats. La récolte des données peut donc être limitée à l'extrême, si cela est nécessaire (vaste programme d'échantillonnage, analyse simultanée de données recueillies sous des conditions différentes).

- * un échantillon de petite taille est suffisant. Nous démontrons cependant l'intérêt de conserver, au minimum, 3 répliqués par échantillon.

- La présence de nombreuses espèces rares dans les tableaux de résultats expérimentaux ne perturbe pas leur interprétation. Grâce à l'analyse de données simulées nous montrons qu'un continuum de prélèvements peut être reconstitué à partir de ces seules espèces. Nous conseillons donc de ne pas les éliminer du tableau de résultats.

2. Le bassin de la Haute-Semois avant épuration

- Sur le cours principal de la Haute-Semois, quelle que soit la

*Inuba
#horreux*

10/17

saison, les structures de peuplement de la biocénose benthique se modifient progressivement le long d'un continuum, de l'amont vers l'aval du cours d'eau. En fonction des caractéristiques écologiques des taxons reclassés, nous pouvons associer ce continuum à un gradient de qualité de l'eau qui est sous la dépendance d'une pollution organique: dans les stations localisées en amont, la population benthique est composée uniquement de taxons tolérants à la pollution organique; plus loin vers l'aval, ces taxons régressent alors que des taxons sensibles apparaissent puis se développent. Parallèlement, la diversité faunistique augmente. En raison de la localisation et de la sévérité de la pollution, ce gradient de qualité de l'eau masque complètement le gradient amont-aval observé sur des cours d'eau non altérés.

- Ce processus correspond à l'amélioration progressive de la qualité physico-chimique de la rivière qui a pu être décrit.
- Le continuum des stations le long d'un gradient de qualité de l'eau a pu être reconstitué à partir de la seule communauté d'oligochètes de la Haute-Semois. Le groupe des oligochètes est particulièrement adapté à la mise en évidence d'une pollution de nature organique.
- Deux facteurs interfèrent avec cette évolution de la qualité biologique de la rivière:
 - * La biocénose benthique de deux affluents (la Vieille Rivière et la Rulles) vient enrichir le peuplement du cours principal, en aval de la confluence. De même que ces affluents participent au processus d'autoépuration physico-chimique de la Haute-Semois, ils participent à la restauration de sa qualité biologique.
 - * A l'opposé, les différents aménagements hydrauliques du cours principal (canalisation, rectification, dallage des berges et du fond) rendent le milieu inhospitalier pour la faune benthique et freinent donc l'amélioration de sa qualité biologique.
- Les affluents de la Haute-Semois présentent généralement une structure de peuplement caractéristique d'une bonne qualité

biologique; celle-ci correspond à leurs caractéristiques physico-chimiques. Les affluents pourront donc constituer des sources de recolonisation du cours principal, celui-ci une fois épuré. Après le printemps, cependant, la biocénose de deux de ces affluents (le Bierbach et le Rodenbach) s'appauvrit en taxons polluosensibles et s'enrichit en taxons tolérants. Cette modification est mise en relation avec l'eutrophisation du milieu en période d'étiage.

3. Impact de la station d'épuration d'Arlon

L'impact de la station d'épuration d'Arlon a été étudié 3 mois puis 1 an après sa mise en service. Les conclusions de cette étude soulignent la discordance, souvent constatée, entre la qualité physico-chimique d'une eau et sa qualité biologique ainsi que l'importance des caractéristiques morphologiques du milieu sur les peuplements benthiques:

- A partir de mesures physico-chimiques ponctuelles, nous observons une amélioration sensible de la qualité de l'eau, principalement dans la zone amont de la rivière, dès le troisième mois de fonctionnement. Les critères de qualité physico-chimique pour l'établissement de la faune piscicole sont respectés. La recolonisation du milieu est donc envisageable.
- Pourtant, même après un délai de restauration d'une année, la qualité biologique de la rivière ne s'est pas améliorée. Aucune recolonisation par des taxons sensibles à la pollution organique n'est intervenue. Suivant les résultats d'études antérieures, ce délai est pourtant suffisamment long que pour permettre une recolonisation, au moins partielle, du milieu.
- La seule modification attribuable au traitement épurateur est d'ordre quantitatif: la population d'oligochètes des stations initialement les plus polluées, est devenue beaucoup moins abondante suite à la réduction des dépôts de matières organiques, sources de leur nourriture.
- L'éventualité de pollutions accidentelles causées par les eaux

et actuellement

1/2

d'orages ainsi que l'absence d'une zone de bonne qualité en amont de la rivière peuvent être des facteurs limitant la recolonisation; cependant, ils ne justifient pas l'absence totale de signes de restauration.

- Nous attribuons alors cette absence de recolonisation à l'effet néfaste des aménagements hydrauliques du cours de la rivière (canalisation,...). Pour cela, nous nous basons sur certaines de nos observations ainsi que sur les résultats de plusieurs études relatives à l'impact de la canalisation sur les caractéristiques biologiques des cours d'eau. Ces résultats démontrent une réduction significative de l'abondance, de la diversité et de la composition qualitative de la faune en place; mais, en plus, ces aménagements sont susceptibles de perturber le mécanisme de la dérive qui est, précisément, la principale source de recolonisation; la colonisation par voie aérienne serait également défavorisée.

BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE

- ALLAN I.R.H., 1952.- A hand-operated quantitative grab for sampling river beds. J. ANIM. ECOL., 21, 159-165.
- ALLEN K.R., 1937.- Rainbow trout and bottom fauna production in one mile of stream. TRANS. AM. FISH SOC., 66, 193-202.
- ANDENBERG M.R., 1973.- CLUSTER ANALYSIS FOR APPLICATION. Acad. Press, London, 353 p.
- ANDERSON R.O., 1959.- A modified flotation technique for sorting bottom fauna samples. LIMNOL. OCEANOGR., 4, 223-225.
- ANDRIANNE P., 1978.- ETUDE DE LA VEGETATION MACROPHYTIQUE DE LA SEMOIS BELGE. MISE AU POINT ET APPLICATION D'UNE METHODE D'ECHANTILLONNAGE QUANTITATIF DES ALGUES MACROSCOPIQUES. Mémoire de Lic. Sc. Bota., ULg, Liège.
- ARMITAGE P.D., MOSS D., WRIGHT J.F. & FURSE M.T., 1983.- The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-waters sites. WATER RES., 17, 333-347. 
- ASTON R.J., 1973.- Tubificids and water quality: A review. ENVIRON. POLLUTION, 5, 1-10.
- AUSTIN M.P. & GREIG-SMITH P., 1968.- The application of quantitative methods to vegetation survey. II. Some methodological problems of data from rain forest. J. ECOL., 56, 827-844.
- AUSTIN M.P. & NOY-MEYER I., 1971.- The problem of non-linearity in ordination experiments with two-gradient models. J. ECOL., 59, 763-773.
- AVES, 1978.- Curage et rectification des cours d'eau. AVES, doc. n°6, 24 p.
- BALL R.C., WOJTALIK T.A. et HOOPER F.F., 1963.- Upstream dispersion and radiophosphorus in a Michigan trout stream. PAP. MICH. ACAD. SCI., 48, 57-64.

- BALON-PERIN B. & DULIEU P., 1984.- L'eau: un mythe wallon ? Chapitre I: La distribution. LE CONFLUENT, Namur, juin 1984, 39-42.
- BARTSCH A.F. & INGRAM W.M., 1967.- Stream life and the pollution environment. Biology of water pollution. US Department of Interior, F.W.P.C.A., 119-127.
- BAUDET J., 1976.- AMENAGEMENT DE LA MORTAGNE. ESSAI D'INSERTION DE TRAVAUX HYDRAULIQUES DANS LE MILIEU. Ministère de l'Agriculture, Service Régional de l'Aménagement des Eaux de Lorraine, Metz, 10 p.
- BENZECRI J.P., 1973.- L'ANALYSE DES DONNEES. II. L'ANALYSE DES CORRESPONDANCES. Dunod, Bruxelles, 619 p.
- BIERNAUX J., 1981.- Les paramètres physico-chimiques à prendre en considération pour déterminer la valeur piscicole des eaux. ANNALES DE GEMBLOUX, 87, 5-15.
- BISHOP J.E. & HYNES H.B.N., 1969.- Upstream movements of the benthic invertebrates in the Speed River, Ontario. J. FISH. RES. BD. CAN., 26, 278-298.
- BOURNAUD M. & KECK G., 1980.- Diversité spécifique et structure des peuplements de macroinvertébrés benthiques au long d'un cours d'eau: le Furans (Ain). ACTA OECOLOGICA/ OECOLOGICA GENERALIS, 1, 131-150.
- BOURNAUD M. & THIBAUT M., 1973.- La dérive des organismes dans les eaux courantes. ANN. HYDROBIOL., 4, 11-49.
- BRINKHURST R.O., 1964.- Observations on the biology of the Tubificidae. VERH. INTERNAT. VEREIN. LIMNOL., 15, 855-863.
- BRINKHURST R.O., 1965.- Observations on the recovery of a british river from gross organic pollution. HYDROBIOLOGIA, 25, 9-51.
- BRINKHURST R.O., 1966.- The Tubificidae (Oligochaeta) of polluted waters. VERH. INTERNAT. VEREIN. LIMNOL., 16, 854-859.

- BRINKHURST R.O., 1970.- Distribution and abundance of tubificid (Oligochaeta) species in Toronto Harbour, lake Ontario. J. FISH. RES. BD. CANADA, 27, 1961-1969.
- BRINKHURST R.O. & KENNEDY C.R., 1965.- Studies on the biology of the Tubificidae (Annelida, Oligochaeta) in a polluted stream. J. ANIM. ECOL., 34, 429-443.
- BRYCE D., CAFFOOR I.M., DALE C.R. & JARRETT A.F., 1978. - Macroinvertebrates and the bioassay of water quality: a report based on a survey of the river Lee. Dept. Biology, North East London Polytechnic, London, 44 p.
- BULTOT F. & DUPRIEZ G., 1976.- Bilans hydriques et données hydrologiques. Le bassin de la Semois. IRM série A n°96, 147 p.
- CAIRNS J.Jr., CROSSMAN J.S., DICKSON K.L. & HERRICKS E.E., 1971.- The recovery of damaged streams. A.S.B. BULLETIN, 18, 79-106.
- CAMPBELL L.H., 1984.- The impact of changes in sewage treatment on seaducks in the Firth of Forth, Scotland. BIOLOGICAL CONSERVATION, 28, 173-180.
- C.E.M.A.G.R.E.F., 1982.- L'étude d'impact des aménagements de cours d'eau. C.E.M.A.G.R.E.F., groupement de Grenoble, étude n°182, 103 p.
- CHANDLER J.R., 1970.- A biological approach to water quality management. WAT. POLLUT. CONTR. LOND., 69, 415-422.
- CHERRY D.S., LARRICK S.R., GUTHRIE R.K., DAVIS E.M., SHERBERGER F.F., 1979.- Recovery of invertebrate and vertebrate populations in a coal ash stressed drainage system. J. FISH. RES. BOARD CAN., 36, 1089-1096.
- CHUTTER F.M., 1969.- The effects of silt and sand on the invertebrate fauna of streams and rivers. HYDROBIOLOGIA, 34, 139-150.

- CORNET C., 1986.- CONTRIBUTION A L'ETUDE DE L'EVOLUTION PALEOECOLOGIQUE DE LA FIN DU QUATERNAIRE DANS LES VOSGES ET L'EIFEL, D'APRES LES DIATOMEES D'EAU DOUCE. Thèse doct. Sc. Géol., UCL, Louvain-la-Neuve, 176 p.
- CUMMINS K.W., 1962.- An evaluation of some techniques for the collection and analysis of benthic samples with special emphasis on lotic waters. AM. MIDL. NAT., 67, 477-504.
- DAGNELIE P., 1975.- ANALYSE STATISTIQUE A PLUSIEURS VARIABLES. Presses Agronomiques de Gembloux, 362 p.
- DAMIO T., 1979.- CONTRIBUTION A L'ETUDE HYDROGRAPHIQUE DU BASSIN DE LA MEUSE. LA SEMOIS. Mémoire Ing. Agr., UCL, Louvain-la-Neuve, 209 p.
- DAVIS J.R. & BUZAN D.L., 1981.- Benthic macroinvertebrates, periphytic, diatoms and water quality in the West Fork of the San Jacinto River, Texas. TEX. J. SCI., 33, 253-266.
- DEPIEREUX E., 1982.- UTILISATION CRITIQUE DE L'ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES ET DU CLUSTER ANALYSIS POUR LA DESCRIPTION D'ECHANTILLONS D'INVERTEBRES BENTHIQUES EN EAU DOUCE. ETUDE DE LA REPARTITION DES INVERTEBRES BENTHIQUES SUR L'OURTHE ET LA LESSE MOYENNE ET LEURS AFFLUENTS EN RELATION AVEC LA QUALITE DE L'EAU. Thèse doc. Sc., FNDP, Namur, 218 p.
- DEPIEREUX E., FEYTMANS E. & MICHA J.C., 1983.- Utilisation critique de l'analyse en composantes principales et du cluster analysis pour la description d'échantillons d'invertébrés benthiques en eau douce. OIKOS, 40, 81-84.
- DEPIEREUX E. & FEYTMANS E., 1985.- Modification progressive de la structure des peuplements d'invertébrés benthiques en fonction de la qualité de l'eau de l'Ourthe et la Lesse (Meuse belge). ACTA OECOLOGICA/OECOL. APPL., 6, 81-98.
- DESCY J.P., 1976.- Etude quantitative du peuplement algal benthique en vue de l'établissement d'une méthodologie d'estimation biologique de la qualité des eaux courantes. Application au cours belge de la Meuse et de la Sambre. RECHERCHE ET TECHNIQUE AU SERVICE DE L'ENVIRONNEMENT, CEBEDOC, Liège, 159-206.

- DESCY J.P. & PAUWELS-SULTEN E., 1978.- Etude des eaux superficielles du bassin de la Meuse.- La Semois. Notes de recherche n°15, F.U.L., Arlon, 30 p.
- DESMET W.H.O. & DAS A.M.L., 1981. Observations on the colonization and life history of Asellus aquaticus (L.) in an aerated brook. BIOL. IB. DODONAEA, 49, 131-147.
- DICKSON K.L. & CAIRNS J.Jr., 1972.- The relationship of fresh-water macroinvertebrate communities collected by floating artificial substrates to the Mac Arthur-Wilson equilibrium model. AM. MIDL. NAT., 88, 68-75.
- DULIEU P., 1984.- L'eau: un mythe Wallon ? Chapitre II: L'épuration. LE CONFLUENT, Namur, juin 1984, 46-51.
- EDWARDS C.J., GRISWOLD B.L., TUBB R.A., WEBER E.C. & WOODS L.C., 1984.- Mitigating effects of artificial riffles and pools on the fauna of a channalized warmwater stream. N. AM. J. FISH. MANAGE, 4, 194-203.
- EKMAN S., 1905.- An apparatus for the collection of bottom samples. PUBL. CIRCONSTANCE CONS. EXPLOR., 27, 1-6.
- ELLIOT J.M., 1971.- Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates. FRESHWAT. BIOL. ASS., Scientific publ. n°25, 148 p.
- ELLIOT J.M. & DRAKE C.M., 1981a.- A comparative study of seven grabs used for sampling benthic macroinvertebrates in rivers. FRESHWAT. BIOL., 11, 99-120.
- ELLIOT J.M. & DRAKE C.M., 1981b.- A comparative study of four dredges used for sampling benthic macroinvertebrates in rivers. FRESHWAT. BIOL., 11, 245-261.
- FABRI R. & LECLERCQ L., 1977.- Les ruisseaux et rivières de Haute-Belgique. Caractéristiques physico-chimiques des eaux naturelles et polluées. NATURA MOSANA, 30, 78-87.

- FRANCOIS P. & HABRAN L., 1963.- Le wateringue du bassin de la Semois jurassique. Etude agraire et sociale. L'ALLIANCE AGRICOLE, 22 juin 1963, 16 p.
- FRIBERG F., NILSSON L.M., OTTO C., SJOSTROM P., SVENSSON B.W., SVENSSON B.J. & ULFSTRAND S., 1977.- Diversity and environments of benthic invertebrate communities in south Swedish streams. ARCH. HYDROBIOL., 81, 129-154.
- FROST S., CHIU M.T.L. & THOMAS M.P., 1976.- Seasonal changes of invertebrate populations in the polluted river Medlock. ENVIRON. POLLUT., 11, 223-242.
- GAUFIN A.R. & TARZWELL C.M., 1956.- Aquatic macroinvertebrate communities as indicators of organic pollution in Little Creek. SEWAGE AND INDUSTRIAL WASTES, 28, 906-924.
- G.E.A., 1983.- PROPOSITIONS D'AMENAGEMENT DES COURS D'EAU. G.E.A., Louvain-la-Neuve, 307 p.
- GENIN M., 1976.- METHODES BIOLOGIQUES D'ANALYSE DE POLLUTION DES EAUX COURANTES. Mémoire de Lic. Sc. Zool., FNDP, Namur, 131 p.
- GERARD G., 1970.- Modèles de répartition spatiale en écologie animale. BIOMETRIE-PRAXIMETRIE, 9, 124-190.
- GOODNIGHT J. & WHITLEY L.S., 1960.- Oligochaetes as indicators of pollution. PROC. AM. WASTE CONF. PURDUE UNIV., 15, 139-142.
- GORE J.A., 1982.- Benthic invertebrate colonization: source distance effects on community composition. HYDROBIOLOGIA, 94, 183-193.
- GOSS S., 1979.- UNE ETUDE COMPARATIVE DES INDICES BIOLOGIQUES DE POLLUTION DES EAUX DOUCES COURANTES APPLIQUEES AU BASSIN DU VIROIN. Memoire Lic. Sc. Zool., ULB, Bruxelles, 96 p.

- GROSS F., 1976a.- Les communautés d'oligochètes d'un ruisseau de plaine. Leur utilisation comme indicateurs de la pollution organique. ANNS. LIMNOL., 12, 75-87.
- GROSS F., 1976b.- Appréciation de la qualité biologique d'un cours d'eau de plaine. BULL. FR. PISCICULTURE, 260, 120-126.
- HASSAN A.T., 1981.- The effect of a sewage treatment plant on the ecology of a small tropical stream. VERH. INTERNAT. VEREIN. LIMNOL., 21, 1093.
- HAWKES H.A. & DAVIES L.J., 1971.- Some effects of organic enrichment on benthic invertebrate communities in stream riffles. British Ecological Society, Int. Symposium, Norwich, 1970. THE SCIENTIFIC MANAGEMENT OF ANIMAL AND PLANT COMMUNITIES FOR CONSERVATION, Blackwell, 271-293.
- HELLAWELL J.M., 1978.- BIOLOGICAL SURVEILLANCE OF RIVERS. Water Research Centre, Stevenage, 331 p.
- HILEY P.D., WRIGHT J.F. & BERRIE, A.D., 1981.- A new sampler for stream benthos epiphytic macrofauna and aquatic macrophytes. FRESHWAT. BIOL., 11, 79-85.
- HUET M., 1951.- Cartes et dossiers piscicoles. Station de Recherche de Groenendaal, Travaux D (13), 55 p.
- HUGHES B.D., 1975.- A comparison of four samplers for benthic macroinvertebrates inhabiting coarse river deposits. WATER RES., 9, 61-69.
- HYNES H.B.N., 1955.- The ecology of G. duebeni Lillj. and its occurrence in freshwater in western Britain. J. ANIM ECOL., 23, 98-105.
- HYNES H.B.N., 1961.- The invertebrate fauna of a Welsh mountain stream. ARCH. HYDROBIOL., 57, 344-388.

- HYNES H.B.N., 1970.- THE ECOLOGY OF RUNNING WATERS. Liverpool University Press, Liverpool, 555 p.
- HYNES H.B.N., 1974.- THE BIOLOGY OF POLLUTED WATERS. Liverpool University Press, Liverpool, 202 p.
- I.H.E., 1979.- CARTE DE LA QUALITE BIOLOGIQUE DES COURS D'EAU EN BELGIQUE. Ministère de la Santé Publique, Bruxelles, 60 p.
- I.H.E., 1981.- CARTES DE LA QUALITE BIOLGIQUE DES EAUX DE QUELQUES BASSINS HYDROGRAPHIQUES. Ministère de la Santé Publique, Bruxelles, 137 p.
- ILLIES J. & BOTOSANEANU L., 1963.- Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes considérées surtout du point de vue faunistique. MITT. INT. VER. LIMNOL., Stuttgart, 12, 1-57.
- I.S.O., 1979.- Assessment of the biological quality of rivers by a macroinvertebrate score. I.S.O./TC/147/SC/GT/6, 12p.
- JACOBI G.Z., 1978.- An inexpensive circular sampler for collecting benthic macroinvertebrates in streams. ARCH. HYDROBIOL., 83, 126-131.
- JACQUES B., DEPIEREUX E. & FEYTMANS E., 1986.- Etude des effets d'une station d'épuration sur la qualité physico-chimique et la structure de peuplement de la faune benthique d'une rivière polluée, la Haute-Semois. ACTA OECOLOGICA/OECOLOGICA APPLICATA, 7, à paraître.
- KAESLER R.L. & CAIRNS J., 1972.- Cluster analysis of data from limnological surveys of the upper Potamac River. AM. MIDL. NAT., 88, 56-67.
- KLEIN L., 1962.- RIVER POLLUTION. 2: CAUSES AND EFFECTS. Butterworths, London, 456 p.
- KNOTT G.D., 1979.- Mlab. A mathematical modeling tool. COMPUTER PROGRAM IN BIOMEDICINE, 10, 271-280.

- KOLKWITZ R. & MARSSON M., 1908.- Okologie der pflanzlichen Saprobien. BER. DT. BOT. GES., 26, 505-519.
- KOLKWITZ R. & MARSSON M., 1909.- Okologie der tierischen Saprobien. INTERNAT. REV. HYDROBIOL., 2, 126-152.
- KRAUSE A., 1981.- BEWUCHS AN WASSERLAUFE. Landwirtschaft und Forsters, Bonn, 24 p.
- KUFFERATH J., 1951.- Représentation graphique et classification chimique rationnelle en type des eaux naturelles. BULL. INST. ROY. SC. NAT. BELG., 27, 1-8.
- LADLE M., WELTON J.S. & BASS, J.A.B., 1980.- Invertebrate colonization of the gravel substratum of an experimental recirculating channel. HOLARTIC ECOL., 3, 116-123.
- LADLE M. & WELTON J.S., 1984.- The ecology of a chalk-stream invertebrates studied in a recirculating stream. FRESHW. BIOL. ASSOC., ANN. REP., 52.
- LAFONT M., 1977.- Les oligochètes et la détection des pollutions dans les cours d'eau. L'EAU ET L'INDUSTRIE, 17, 84-85.
- LANG C., 1975.- Influence des rejets de la station d'épuration de Vidy sur la faune benthique du Léman. VERH. INT. VEREIN. LIMNOL., 19, 1182-1192.
- LANG C., 1984.- Eutrophication of lakes Léman and Neufchâtel (Switzerland) indicated by oligochaete communities. HYDROBIOLOGIA, 115, 131-138.
- LAPCHIN L. & INGOUF-LE-THIEC M., 1977.- Le dépouillement des échantillons d'invertébrés benthiques: étude comparée de différentes méthodes de tri. ANN. HYDROBIOL., 8, 231-245.

- LEARNER M.A., DENSEM J.W. & ILES T.C., 1983.- A comparison of some classification methods to determine benthic macro-invertebrate species associations in river survey work based on data obtained from River Ely, South Wales. FRESHW. BIOL., 13, 13-36.
- LEARNER M.A., WILLIAMS R., HARCUP M. & HUGHES B.D., 1971.- A survey of the macro-fauna of the River Cynon, a polluted tributary of the River Taff (South Wales). FRESHW. BIOL., 1, 339-367.
- LECLERCQ L., 1984.- ETUDE ECOLOGIQUE DES RIVIERES DU NORD DU MASSIF ARDENNAIS (BELGIQUE): FLORE ET VEGETATION DE DIATOMES ET PHYSICO-CHIMIE DES EAUX. 2.TYPOLOGIE DES MILIEUX NATURELS. Thèse doc. Sc., Stat. Scient. des Hautes-Fagnes, Robertville, 329p.
- LEGENBRE L. & LEGENBRE P., 1979.- ECOLOGIE NUMERIQUE. VOL. 2.- LA STRUCTURE DES DONNEES ECOLOGIQUES. Masson, Paris, 254 p.
- LEONARD J.W., 1942.- Some observations on the winter feeding habits of brook trout fingerlings in relation to natural food organisms present. TRANS. AM. FISH. SOC., 71, 219-227.
- LIM P., 1977.- ETUDE DE LA DEPOLLUTION DE LA PETITE BAISE. Thèse Institut Nat. Polyt. de Toulouse, 162p.
- MACAN T.T., 1958.- Methods of sampling the bottom fauna of stony streams. MITT. INT. VEREIN. ANGEW. LIMNOL., 8, 1-21.
- MACAN T.T., 1974.- FRESHWATER ECOLOGY. Longman Group Ltd, London, 343 p.
- MACKEY A.P., 1972.- An air-lift for sampling freshwater benthos. OIKOS, 23, 413-415.
- MASON J.C., 1976.- Evaluating a substrate tray for sampling the invertebrate fauna of small streams, with comment on general sampling problems. ARCH. HYDROBIOL., 78, 51-70.
- MC LAY C., 1970.- A theory concerning the distance travelled by animals entering the drift of a stream. J. FISH. RES. BD. CAN., 27, 359.

- MICHA J.C., KAISER R. & DE MOFFARTS E., 1976.- Pollution and the production of invertebrates and fish in a canalized river. F.A.O.-EIFAC/76/SM11.
- MILBRINK G., 1973.- Communities of oligochaeta as indicators of the water quality in lake Hjalmaren. ZOON, SWED. 1, 77-88.
- MINSHALL G.W., ANDREWS D.A., MANUEL-FALER C.Y., 1983.- Application of island biogeographic theory to streams: macroinvertebrate recolonization of the Teton River, Idaho. in STREAM ECOLOGY, BARNES J.R. & MINSHALL G.W., Plenum Press, New York, 279-297.
- MORGAN N.C. & EGGLISHAW H.J., 1965.- A survey of the bottom fauna of streams in the Scottish Hyghlands. Part I. Composition of the fauna. HYDROBIOLOGIA, 25, 281-204.
- MORRIS L.A., LANGEMEIER R.N., RUSSEL T.R. & WITT A., 1968.- Effects of main stem impoundments and channelization upon the limnology of the Missouri River, Nebraska. TRANS. AM. FISH. SOC., 97, 380-388.
- MOUILLE J. & CORDA R., 1979.- EVOLUTION DE LA VIE PISCICOLE D'UNE RIVIERE EN COURS D'AMENAGEMENT, LA MORTAGNE. Ministère de l'Agriculture, Service Régional de l'Aménagement des Eaux de Lorraine, Metz, 9 p.
- MULLER K., 1954.- Die Drift in Fliessenden Gewässern. ARCH. HYDROBIOL., 49, 539-545.
- NEILL R.M., 1938.- The food and feeding of the brown trout (*Salmo trutta* L.) in relation to the organic environment. TRANS. ROY. SOC. EDINB., 59, 481-520.
- NELVA A., 1979.- Structure écologique de trois rivières du Jura méridional d'après l'analyse multivariée de la macrofaune benthique. ARCH. HYDROBIOL., 87, 327-346.
- NEVEU A., LAPCHIN L. & VIGNES J.C., 1979.- Le macrobenthos de la Basse-Nivelle, petit fleuve côtier des Pyrénées-Atlantiques. ANN. ZOOL. ECOL. ANIM., 11, 85-111.

- NISBET M., 1968.- L'eau- Critères de qualité pour la vie piscicole- Evolution de cette qualité. B.T.I., 227, 231-244.
- NISBET M. & VERNEAUX J., 1970.- Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. ANN. LIMNOL., 6, 161-190.
- ORBAN-FERAUGE F. & GRIMMEAU J.P., 1985.- Analyse factorielle des correspondances du tourisme étranger en Belgique; comparaison avec l'analyse en composantes principales après transformation Chi. ACTA GEOG. LOV., 26, 19 p.
- PALMER M.F., 1968.- Aspects of the respiratory physiology of Tubifex tubifex in relation to its ecology. J. ZOOLOGY, 154, 463-473.
- PATERSON C.G. & FERNANDO C.H., 1969.- Macroinvertebrate colonization of the marginal zone of a small impoundment in Eastern Canada. CAN. J. ZOOLOGY, 47, 1129-1138.
- PATERSON C.G. & NURSALL J.R., 1969.- The effects of domestic and industrial effluents on a large turbulent river. WATER RES., 9, 425-435.
- PEARSON R.G., LITTERICK M.R. & JONES N.V., 1973.- An air-lift for quantitative sampling of the benthos. FRESHW. BIOL., 3, 309-315.
- PENTELOW F.T.K., BUTCHER R.W., GRINDLEY J., 1938.- An investigation of the effects of milk wastes on the Bristol Avon. FISH. INVEST., 4, 1-76.
- PESEK T. & HERGENRADER G.L., 1976.- The influence of water quality upon the benthic macroinvertebrates of salt creek Lancaster county, Nebraska. TRANS. NEBR. ACAD. SCI., 3, 45-60.
- PIELOU E.C., 1975.- ECOLOGICAL DIVERSITY. John Wiley & Sons ed., New York, 165 p.
- RESH V.H. & ROSENBERG D.M., 1984.- THE ECOLOGY OF AQUATIC INSECTS. Preager special studies, New York, 625 p.

- ROSILLON D., 1979.- IMPACT DE POLLUTIONS SUR LA BIOCENOSE BENTHIQUE D'UNE RIVIERE SALMONICOLE - SERPONT ET LHOMME SUPERIEURE -: ETUDE QUALITATIVE ET QUANTITATIVE. Mémoire Lic. Sc. Zool., FNDP, Namur, 114 p.
- ROSILLON D., 1984.- DYNAMIQUE DES POPULATIONS DES MACROINVERTEBRES BENTHIQUES D'UNE RIVIERE SALMONICOLE (LE SAMSON): APPROCHE DES FACTEURS REGULATEURS. Thèse doctorat Sciences, FNDP, Namur, 199 p.
- ROUYER G., 1974.- Entretien des rivières et aménagements hydrauliques. COURRIER DE LA NATURE, 39, 211-230.
- ROY D., 1979.- Echantillonneur benthique d'eaux courantes peu profondes utilisant une pompe hydraulique à moteur. ANN. LIMNOL., 14, 289-294.
- SAGAR P.M., 1983.- Invertebrate recolonization of previously dry channels in the Rakaia River. NZ. J. MAR. FRESHW. RES., 17, 377-386.
- SALA G.M., GIBSON G.E.Jr. & HARREL R.C., 1977.- Physicochemical conditions and benthic macroinvertebrates of a tertiary sewage treatment system. HYDROBIOLOGIA, 54, 161-166.
- SHELDON A.L., 1977.- Colonization curves: application to stream insects on semi-natural substrates. OIKOS, 29, 256-261.
- SLADECEK V., 1973.- System of water quality from the biological point of view. ARCH. HYDROBIOL., 7, 218 p.
- SPECHT W.L., CHERRY D.S., LECHLEITNER R.A. & CAIRNS J.Jr., 1984.- Structural, functional and recovery responses of stream invertebrates to fly ash effluent. CAN. J. FISH. AQUAT. SCI., 41, 884-896.
- STANDARD METHODS, 1975.- STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. American Public Health Association, New York, 762 p.
- SURBER E.W., 1953.- Biological effects of pollution in Michigan waters. SEW. IND. WASTES, 25, 79-86.

- SURBER E.W., 1970.- Procedures in taking stream bottom samples with the stream square foot bottom sampler. PROC. CONF. SEAST ASS. GAME FISH COMM., 23, 587-591.
- SWAN J.M.A., 1970.- An examination of some ordination problems by use of simulated vegetational data. ECOLOGY, 51, 89-102.
- SYMOENS J.J., 1957.- Les eaux douces de l'Ardenne et des régions voisines: les milieux et leur végétation algale. BULL. SOC. ROY. BOT. BELG., 89, 111-314.
- TAYER G.W., WILLIAMS R.B., PRICE T.J. & COLBY D.R., 1975.- A large corer for quantitatively sampling benthos in shallow water. LIMN. OCEANOLOG., 20, 474-480.
- TRAAEN T.S., 1975.- Biological effects of primary, secondary and tertiary sewage treatment in lotic analog recipients. VERH. INT. VEREIN. LIMNOL., 19, 2064-2069.
- TUFFERY G. & VERNEAUX J., 1967.- Une méthode zoologique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Indices Biotiques. ANN. SCI. UNIV. BESANCON, ZOOL., 3, 73-90.
- USINGER R.L. & NEEDHAM P.R., 1956.- A drag-type riffle bottom sampler. PROG. FISH. CULT., 18, 42-44.
- VANDER BORGHT P., 1980.- ETUDE PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DE LA SEMOIS EN VUE D'UNE GESTION QUALITATIVE. Thèse de doctorat, F.U.L. Arlon, 264p.
- VANNOTE R.B., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDELL J.R. & CUSHING C.E., 1980.- The river continuity concept. CAN. J. FISH. AQUAT. SCI., 37, 130-137.
- VERNEAUX J., 1966.- Sur une technique d'analyse benthique quantitative: adaptation de deux modèles d'échantillonneurs de fond aux prélèvements quantitatifs de la faune benthique en rivière profonde (type Doubs). ANN. FAC. SCI. UNIV. BESANCON ZOOL, 2, 27-35.

VERNEAUX J., 1973.- Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs. Essai de biotypologie. ANN. SCI. UNIV. BESANCON ZOOL., 9, 260 p.

VERNEAUX J., 1984.- Méthodes biologiques et problèmes de la détermination des qualités des eaux courantes. BULL. ECOL., 15, 47-55.

VERNEAUX J., GALMICHE P., JANIER F. & MONNOT, A., 1982.- Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Un indice biologique de qualité générale (I.B.G.). ANN. SCI. UNIV. BESANCON BIOL. ANIM., 4, 11-21.

VERNEAUX J., VERGON J.P. & LARINIER M., 1975.- Aspects écologiques des travaux d'aménagement des cours d'eau. Orientations et principes généraux. LA HOUILLE BLANCHE, 213, 127-131.

VERNIERS G., 1985.- RIVES ET RIVIERES. DES MILIEUX FRAGILES A PROTEGER. Fondation Roi Baudouin, Région Wallone, 101 p.

VERNIERS G. & MICHA J.C., 1982.- Le rôle de l'hydrobiologiste dans l'évaluation de l'impact des activités humaines sur les milieux aquatiques. TRIB. CEBEDEAU, 35, 117-131.

WARZEE P., 1981.- Analyse automatique des eaux: une trentaine de paramètres usuels. F.U.L., Arlon, 30 p.

WATERS T.F., 1964.- Recolonization of denuded stream bottom areas by drift. TRANS. AM. FISH. SOC., 93, 311-315.

WATERS T.F., 1965.- Interpretation of invertebrate drift in streams. ECOLOGY, 46, 327-334.

WATERS T.F. & KNAPP R.J., 1961.- An improved stream bottom fauna sampler. TRANS. AM. FISH. SOC., 90, 225-226.

*Cheminement
chronologie 17*

Ad

- WELCH E.B., 1980.- ECOLOGICAL EFFECTS OF WASTE WATER. Cambridge University Press, Cambridge, 337 p.
- WILLIAMS D.D. & HYNES H.B.N., 1976a.- The recolonization mechanisms of stream benthos. OIKOS, 27, 265-272.
- WILLIAMS D.D. & HYNES H.B.N., 1976b.- Stream habitat selection by aerially colonizing invertebrates. CAN. J. ZOOL., 54, 685-693.
- WILLIAMS D.D. & HYNES H.B.N., 1977.- Benthic community development in a new stream. CAN. J. ZOOL., 55, 1071-1076.
- WISHART D., 1978.- CLUSTER ANALYSIS PACKAGE. Program library unit, Edimburg University, 175p.
- WOODIWISS F.S., 1964.- A biological system of stream classification used by the Trent River Board. CHEMISTRY & INDUSTRY, 11, 443-447.
- WRIGHT J.F., MOSS D., ARMITAGE P.D. & FURSE M.T., 1984.- A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data. FRESHW. BIOL., 14, 221-256.
- WUHRMANN K., 1974.- Problems and perspectives in applied limnology. MITT. INT. VEREIN. LIMNOL., 20, 334-402.

ANNEXES

	STATION 1							STATION 2								
<i>Ampineoura</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Neoura</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Leuctra</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Rhabdiopteryx acuminata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Brachyptera</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Leptia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Perla marginata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Rhyacophila</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Psychomyia pusilla</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Plectrocnemia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Polycentropus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Silo pallipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Coera pilosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Sericostoma personatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Beraeodes minutus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Agapetus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Lasiocephala basalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Athripsodes cinereus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Anabolia nervosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Isonovia dubia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Lianerphilus</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Lianerphilus lunatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Lianerphilus extricatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Lianerphilus rhoebicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Lianerphilus vittatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Lianerphilus auricula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Lianerphilus flavicornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Stenophylax</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Chaetopteryx + Potamophylax</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Drusus annulatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Baetis vernus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Baetis rhodani</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Habrophlebia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Paraleptophlebia</i> sub.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Ephemera danica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Rhithrogena semicolorata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Siphonurus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Gammarus pulex</i>	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	
<i>Asellus aquaticus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
CHIRONOMIDAE	3	2	0	2	5	2	1	1	3	12	14	8	2	4	5	10
SIRULIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bezzia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dicranota</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limonphila</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TIPULIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
TABANIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Atalanta</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Heimerodromia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psychoda</i> spp.	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sialis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Elmis aenea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limonius volckmari</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Quilinius</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dryops</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GYRINIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Halipilus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dugesia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polycelis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dendrocoelum lacteum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lymanea truncatula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lymanea stagnalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lymanea ovata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Sphaerium corneum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pisidium</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ancylus fluviatilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Erpobdella</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Glossiphonia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Helobdella stagnalis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Haemiclepsis marginata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Haemopsis sanguisuga</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eisenella tetraedra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stylodrilus heringianus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pelosclex ferox</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tubifex tubifex</i>	0	0	0	0	6	4	0	0	180	114	80	60	130	150	90	202
<i>Tubifex ignotus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhyacodrilus coccineus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psammoryctides barbatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aulodrilus plurisetus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potamothrix</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lianodrilus</i> spp.	0	0	0	0	1	0	0	1	1210	1012	1450	350	600	2002	170	742
<i>Lianodrilus hoffmeisteri</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	10	10	30	0	20	22	20	7
<i>Lianodrilus profundicola</i>	0	1	0	0	1	3	0	0	1900	1756	2180	390	1110	3262	780	1725
<i>Lianodrilus claparedeianus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lianodrilus udekemianus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	410	160	470	160	150	315	70	217
<i>Nais</i> sp.	0	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pristina</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Haplotaxis gordioides</i>	10	1	1	8	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
ENCHYTRAEIDAE	245	15	8	206	186	34	21	30	90	116	50	40	60	45	50	67
TOTAUX	259	20	9	219	203	51	23	33	3804	3182	4274	1008	2074	5800	1185	2971

Tableau A.1: Abondance des taxons dans les prélèvements récoltés en mars 1981 (surface=0.05 m²). Stations situées sur le cours principal.

	STATION 3'							STATION 4'						
Ampinemorpha sp.	6	16	1	5	7	1	13	0	0	0	0	0	0	2
Memorpha sp.	0	1	0	4	1	0	2	4	0	0	3	1	4	1
Leuctra sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhabdiopteryx acuminata	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Brachyptera sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carnia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Perla marginata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhyacophila sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsyche angustipennis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsyche pellucidula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psychomyia pusilla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plectrocnemia sp.	2	1	0	3	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Polycentropus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Silo pallipes	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Goera pilosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sericostoma personatum	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Beraeodes minutus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Asapetus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lasiocerhala basalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Athripsodes cinereus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anabolia nervosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ironomia dubia	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Limnephilus spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Limnephilus lunatus	4	8	16	9	8	3	7	8	2	0	1	1	1	2
Limnephilus extricatus	0	1	1	0	0	0	0	1	2	0	0	3	5	1
Limnephilus rhombicus	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Limnephilus vittatus	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
Limnephilus auricula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnephilus flavicornis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Stenophylax sp.	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
Chaetopteryx + Potamophylax	3	2	18	6	4	1	7	11	0	0	0	0	0	0
Orusus annulatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis vernus	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis rhodani	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Habroptlebia sp.	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Paraloptophlebia sub.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemera danica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhithrogena semicolorata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Siphonurus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gaemarus pulex	265	208	85	67	79	181	48	36	15	18	10	28	34	3
Asellus aquaticus	25	34	44	12	57	24	21	13	5	6	4	12	19	1
CHIRONOMIDAE	2	28	5	13	11	17	13	13	57	80	19	27	129	165
SIMULIOIDAE	15	128	6	42	17	7	15	52	3	25	0	3	86	5
Bezzia sp.	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dicranota sp.	0	0	0	1	0	0	1	0	1	9	0	3	5	6
Limnophila sp.	1	0	1	5	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
TIPULIDAE	0	1	1	1	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0
TABANIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Atalanta sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hemerodromia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psychoda spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sialis sp.	0	0	0	0	0	0	2	0	5	0	4	3	2	6
Elmis aenea	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnius volckmari	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oulimnius spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dryops sp.	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
GYRINIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Halipilus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dugesia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycelis sp.	2	3	2	1	3	5	1	1	0	0	1	0	0	2
Dendrocoelum lacteum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lymanea truncatula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lymanea stagnalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lymanea ovata	0	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0
Sphaerium corneum	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
Ancyclus fluviatilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Erpobdella sp.	6	1	1	4	5	2	0	11	2	6	7	10	17	8
Glossiphonia sp.	2	0	1	0	0	0	1	0	3	0	1	1	0	1
Melobdella stagnalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Haemiclepsis marginata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Haemopsis sanguisuga	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eisenella tetraedra	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0
Stylodrilus hermsianus	14	42	9	64	20	17	32	25	0	1	0	0	0	7
Pelosclex ferox	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tubifex tubifex	2	1	1	1	0	0	0	75	92	41	20	71	59	169
Tubifex ignotus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhyacodrilus coccineus	2	2	3	7	5	1	9	5	0	0	0	0	0	0
Psammoryctides barbatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aulodrilus plurisetus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potamothrix spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnodrilus spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnodrilus hoffmeisteri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnodrilus profundicola	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnodrilus clapparedianus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnodrilus udekemianus	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
Nais sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pristina sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Harlotaxis gordioides	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ENCHYTRAEIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TOTAUX	359	483	195	243	223	269	169	184	180	238	88	84	355	322
														251
														145

Tableau A.1 (suite): Stations situées sur les affluents.

	STATION 6						STATION 7						STATION 8									
Leuctra sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
Rhyacophila sp.	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Hydropsyche angustipennis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2
Hydropsyche pellucidula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lyne reducta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psychomyia fusilla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	12	12	16	12	7	60	20
Plectrocnemia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Silo pallipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Goera pilosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	8	2	2	5	0	1	0
Sericostoma personatum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Asapetus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Lepidostoma hirtum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Athripsodes cinereus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5	0	1	4	4	3	2
Anabolia nervosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	0	0	4	0	0	2	0	4	1	0
Limnephilus lunatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnephilus rhoebicus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Halesus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chaetopteryx + Potamophylax	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Drusus annulatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis vernus	8	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis rhodani	1	0	1	0	0	0	0	8	5	0	0	1	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis fuscatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	2	1	3	2
Baetis scaabus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	3	0	2	3	3	1	1
Centroptilum luteolum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Habrophlebia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemera danica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemera ignita	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19	20	6	5	22	11	19	9
Ecdyonurus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gaemarus pulex	12	49	6	9	2	29	4	2	7	2	19	4	9	10	7	2	7	8	3	6	24	11
Asellus aquaticus	0	10	1	0	0	11	0	1	9	2	28	4	5	25	24	0	1	1	1	0	2	1
CHIRONOMIDAE	5	2	6	4	1	7	0	1	44	6	20	4	16	22	14	4	21	18	20	25	27	30
SIMULIIDAE	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bezzia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pedicia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dicranota sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
LIMNORHINIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TIPULIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TABANIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heimerodromia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psychoda spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sialis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Elmis aenea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0
Limnius volckmari	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Oulimnius spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	6	6	2	8	1	10	2
Brychius sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DYTISCIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
HYDROPHILIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycelis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Lyneaea ovata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sphaerium corneum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4	0	3	2	5	1
Ancylus fluviatilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	3
Succinea putris	0	0	0	0	0	0	0	3	2	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Erpobdella sp.	0	0	1	0	1	0	0	0	3	4	3	4	4	26	1	21	20	9	21	32	29	30
Glossiphonia sp.	0	0	0	0	0	0	0	4	3	5	1	17	5	22	2	1	3	0	5	4	2	1
Melobdella stagnalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Hirudo medicinalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eisenella tetraedra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stylodrilus heringianus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	6	0	0	28	8	17	54
Pelosclex ferox	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	1	0	0
Pelosclex velutinus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	1
Tubifex tubifex	4	0	8	4	3	2	1	2	4	4	6	4	7	1	9	11	6	6	1	4	1	0
Tubifex ignotus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhyacodrilus coccineus	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	0	0	0	0	1	23	31	10	15	32	24	19
Psephenocystides barbatus	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	1	0	1	1	115	69	40	92	96	58	47	17
Aulodrilus plurisetia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potamothrix spp.	2	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnodrilus spp.	9	15	37	13	6	21	12	21	2	2	10	14	43	11	22	9	15	9	27	68	16	14
Limnodrilus hoffmeisteri	8	6	21	25	4	24	6	17	2	2	4	4	11	5	14	12	4	8	5	8	7	3
Limnodrilus profundicola	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnodrilus claredeianus	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnodrilus udekemianus	24	16	48	89	7	33	15	41	1	0	0	0	2	0	1	4	0	0	0	0	0	0
Rhyacodrilus subterraneus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nais sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fristina sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Haploutaxis dordioides	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ENCHYTRAEIDAE	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TOTAUX	75	98	130	146	24	134	39	86	87	33	102	42	121	86	148	47	278	241	144	285	335	220

Tableau A.2 (suite)

	STATION 3'					STATION 4'												
Leuctra sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhyacophila sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsyche angustipennis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsyche pellucidula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lyre reducta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psychomyia pusilla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plectrocnemia sp.	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Silo pallipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Goera pilosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sericostoma personatum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Asanetus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leridostoma hirtum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Athripsodes cinereus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anabolia nervosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lianerhilus lunatus	1	1	0	2	1	0	1	1	2	4	3	5	6	11	2	4		
Lianerhilus rhombicus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Halesus sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chaetopteryx + Potamophylax	1	1	1	1	2	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Drusus annulatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis vernus	0	6	0	3	1	4	7	0	0	0	0	6	0	1	1	0	0	0
Baetis rhodani	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Baetis fuscatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis scambus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Centroptilum luteolum	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Habrophlebia sp.	2	16	2	2	3	4	6	22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemera danica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemera ignita	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gomphurus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gomphurus rufex	387	580	302	510	326	231	510	650	118	124	210	90	296	204	51	86		
Asellus aquaticus	3	1	1	0	3	0	0	6	13	32	12	4	34	21	7	5		
CHIRONOMIDAE	18	5	68	69	66	33	105	91	32	33	16	26	40	30	14	10		
SIMULIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	5	1	0	0	0		
Bezzia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Pedicia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Dicranota sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0		
LIMNOBIIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
TIPULIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
TABANIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Heimerodromia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Psychoda spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Sialis sp.	5	5	6	2	6	15	3	6	1	6	0	2	4	4	5	14		
Elmis aenea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Lianius volckmari	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Quilanius spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Brychius sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
DYTISCIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
HYDROPHILIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	5	4	22	1	6	14	6			
Polycelis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0		
Luanea ovata	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	4	1	0	2	1	0		
Sphaerium corneum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Pisidium sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0		
Ancylus fluviatilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Succinea putris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Eppobdella sp.	3	1	6	0	1	1	1	8	5	11	4	5	6	4	3	17		
Glossiphonia sp.	0	0	2	0	0	1	1	0	2	5	7	0	5	4	3	2		
Helobdella stadnalis	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0		
Hirudo medicinalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0		
Eisenella tetraedra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Stylodrilus hermsianus	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Pelosclex ferox	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Pelosclex velutinus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Tubifex tubifex	29	17	65	9	14	20	21	45	38	22	133	63	12	23	56	36		
Tubifex ignotus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Rhyacodrilus coccineus	0	1	0	1	0	0	0	2	0	0	2	1	0	0	0	0		
Psephenoides barbatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Aulodrilus plurisetus	0	0	0	0	0	25	0	7	0	0	0	1	1	0	10	0		
Potamothenis spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Lianodrilus spp.	12	18	60	52	16	14	9	14	0	0	0	0	0	0	0	0		
Lianodrilus hoffmeisteri	4	4	3	10	2	9	2	2	0	0	3	0	0	0	0	0		
Lianodrilus profundicola	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Lianodrilus claredeianus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Lianodrilus udekemianus	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	3	1	0	0	0	1		
Rhyacodrilus subterraneus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Nais sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	1	0	0		
Fristina sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Helotaxis gordioides	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
ENCHYTRAEIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0		
TOTAUX	467	659	517	663	441	361	669	847	218	238	410	234	407	316	169	182		

Tableau A.2 (suite): Stations situées sur les affluents.

	STATION 1										STATION 2									
Leuctra sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhyacophila sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsyche spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsyche angustipennis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsyche pellucidula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psychomyia pusilla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycentropus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Holocentropus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Silo pallipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Goera pilosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sericostoma personatum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Asapetus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Athripsodes cinereus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anabolia nervosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lianophilus lunatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lianophilus rhombicus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Halesus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chaetopteryx + Potamophylax	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Drusus annulatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis vernus	7	1	1	2	1	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis rhodani	4	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis fuscatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis scambus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cloeon dipterum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paraleptophlebia sub.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemera danica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemerella ignita	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ecdyonurus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gaeranus pulex	5	0	4	2	5	0	1	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Asellus aquaticus	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHIRONOMIDAE	23	14	67	20	119	121	25	252	23	19	5	3	11	0	2	2				
SIMULIDAE	2	0	0	1	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Bezzia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Dicranota SP.	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
TIPULIDAE	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	6	0	0	1	0				
TABANIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Psychoda spp.	0	0	1	0	4	9	0	9	1	5	4	2	1	1	0	0				
Percnoma sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Neotellus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Melanocheilia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Culex sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Sialis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Elmis aenea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Lianius volckmari	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Oulimnius spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Dryops sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
GYRINIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Halipilus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
DYTISCIDAE	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0				
HYDROPHILIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Polycelis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Lymanea glabra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Lymanea ovata	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0				
Pisidium sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Ancylus fluviatilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Erpobdella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Glossiphonia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Melobdella stagnalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Haemiclepsis marginata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Eisenella tetraedra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0				
Stylodrilus hermsianus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Pelosclex ferox	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Tubifex tubifex	20	6	27	6	10	44	7	192	95	245	60	315	150	120	275	175				
Tubifex ignotus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Rhyacodrilus coccineus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Psammocystides barbatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Aulodrilus plurisetus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Potamotheix spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Lianodrilus spp.	2	1	4	0	3	10	3	14	2530	2250	2695	4340	1710	3140	3140	4275				
Lianodrilus hoffmeisteri	2	0	10	0	0	1	1	0	10	30	0	5	5	40	20	30				
Lianodrilus profundicola	1	0	2	0	0	1	0	19	105	15	60	85	75	120	85	205				
Lianodrilus udekemianus	0	0	3	0	0	2	1	2	265	685	325	740	275	385	615	765				
Rhyacodrilus subterraneus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Nais sp.	44	36	33	56	37	23	40	10	10	0	5	0	0	0	0	0				
Harlotaxis gordioides	14	1	0	1	25	0	54	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
ENCHYTRAEIDAE	23	29	14	83	10	2	27	10	85	375	135	230	60	245	105	440				
TOTAUX	149	88	168	171	217	219	162	512	3125	3626	3290	5727	2288	4051	4243	5892				

Tableau A.3: Abondance des taxons dans les prélèvements récoltés en août 1981 (surface=0.05 m²). Stations situées sur le cours principal.

	STATION 3					STATION 4					STATION 5										
Leuctra sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Rhyacophila sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	2	0	
Hydropsyche spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Hydropsyche angustipennis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Hydropsyche pellucidula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Psychomyia pusilla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Polycentropus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Holocentropus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Silo pallipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Goera pilosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Sericostoma personatum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
Asapetus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Athripsodes cinereus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Anabolia nervosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Limnephilus lunatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Limnephilus rhombicus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Halesus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
Chaetopteryx + Potamoxylix	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	14	12	2	
Drusus annulatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Baetis spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Baetis vernus	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	2	2	1	2	1	
Baetis rhodani	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	3	2	1	4	0	
Baetis fuscatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
Baetis scambus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Cloeon dipterum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Paraleptophlebia sub.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Ephemera danica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Ephemerella ignita	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Ecdyonurus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Gammarus pulex	0	0	1	0	0	0	1	0	4	4	2	1	2	0	2	89	55	81	261	272	
Asellus aquaticus	0	0	1	0	0	0	0	12	16	5	41	10	17	1	15	51	53	52	184	91	
CHIRONOMIDAE	64	23	137	259	241	137	224	262	839	576	540	630	550	796	727	665	9	14	21	34	
SIMULIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	54	2	7	3	0	
Bezzia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Dicranota SP.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	8	2	3	3	2	
TIPULIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
TABANIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Psychoda spp.	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Pericoma sp.	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Meometellus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Melanochelia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Culex sp.	0	1	2	3	3	2	4	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
Sialis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
Eleis benea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	
Limnius volckmari	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Gulianius spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
Dryops sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
GYRINIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Halipilus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
DYTIIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
HYDROPHILIDAE	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Polycelis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Lyanaea glabra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Lyanaea ovata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	
Pisidium sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Ancylus fluviatilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	1	3	2	
Erpobdella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	1	0	0	0	0	1	
Glossiphonia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	
Helobdella stansalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
Haemiclepsis marginata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Eisenella tetraedra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
Stylodrilus heringianus	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	2	0	0	
Pelosclex ferox	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Tubifex tubifex	988	112	568	824	268	424	980	999	59	11	97	36	61	176	44	69	33	24	29	20	
Tubifex ignotus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Rhyacodrilus coccineus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Psammoryctides barbatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Autodrilus plurisetus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
Potamothrix spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	52	50	65	56	126	
Lianodrilus spp.	248	24	176	360	32	68	208	360	33	9	38	17	21	28	39	26	29	13	45	16	
Lianodrilus hoffmeisteri	28	4	24	40	0	12	24	48	1	6	7	5	12	16	17	9	5	0	6	0	
Lianodrilus profundicola	0	0	12	8	0	4	8	12	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
Lianodrilus udekemianus	16	4	8	52	24	20	56	96	1	0	1	2	2	3	0	1	2	0	0	2	
Rhyacodrilus subterraneus	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	2	1	0	0	0	0	0	
Nais sp.	4	0	0	4	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	
Harlotaxis gordioides	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ENCHYTRAEIDAE	8	4	32	52	28	96	104	168	3	1	0	0	4	2	0	1	0	0	0	0	
TOTAUX	1356	172	961	1604	596	763	1610	1953	963	624	688	737	664	1046	830	790	329	226	317	604	
																					645
																					579
																					524
																					958

Tableau A.3 (suite)

	STATION 3'								STATION 4'							
Leuctra sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhyacophila sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsyche spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsyche angustipennis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsyche pellucidula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psychomyia pusilla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Folycentropus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Holocentropus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Silo pallipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Goera pilosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sericostoma personatum	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Asanetus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Athripsodes cinereus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anabolia nervosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lianerphilus lunatus	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Lianerphilus rhombicus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Halesus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chaetopteryx + Potamophylax	11	1	2	4	0	5	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Drusus annulatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis vernus	1	0	3	2	0	0	0	1	8	0	2	5	0	0	0	0
Baetis rhodani	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis fuscatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis scambus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cloeon dipterum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paraleptophlebia sub.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemera danica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemera ignita	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ecdyonurus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gammarus pulex	197	79	268	348	245	366	246	234	23	17	11	9	16	7	11	13
Asellus aquaticus	0	0	0	0	0	0	0	0	28	26	33	10	12	7	4	13
CHIRONOMIDAE	2	5	54	12	4	33	8	20	39	20	30	56	27	15	10	12
SIALIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Bezzia sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dicranota sp.	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TIPULIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TABANIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psychoda spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pericoma sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Meiotellus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Melanocheilia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Culex sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sialis sp.	0	0	3	0	1	0	0	9	7	12	17	16	11	8	4	4
Elmis aenea	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Lianius volckwari	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Quilimius spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dryops sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GYRINIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Helopus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
OTTISCIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0
HYDROPHILIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycelis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lymnaea glabra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lymnaea ovata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	1	1
Pisidium sp.	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ancylus fluviatilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Erpobdella sp.	0	0	5	1	0	0	0	1	9	2	3	3	2	3	3	3
Glossiphonia sp.	0	0	3	0	0	1	0	0	1	0	1	0	3	0	1	0
Helobdella stagnalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Haemiclepsis marginata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eisenella tetraedra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stylodrilus hermansianus	13	0	4	1	8	11	6	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Feloscolex ferox	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tubifex tubifex	0	1	25	4	1	2	3	15	124	18	195	43	17	21	14	14
Tubifex ignotus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhyacodrilus coccineus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psamocryptides barbatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Autodrilus plurisetia	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3	28	3	4	5	2	2
Potamothrix spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lianodrilus spp.	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Lianodrilus hoffaeisteri	0	0	7	0	0	0	0	2	0	3	0	0	0	0	0	0
Lianodrilus profundicola	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lianodrilus udekemianus	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhyacodrilus subterraneus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nais sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Harlotaxis gordioides	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ENCHYTRAEIDAE	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TOTAUX	224	86	376	373	261	421	268	274	248	90	295	172	97	71	59	62

Tableau A.3 (suite): Stations situées sur les affluents.

	STATION 5'								STATION 6'								STATION 8'											
Leuctra sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhyacophila sp.	0	0	0	0	1	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Hydropsyche spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsyche angustipennis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsyche pellucidula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Psychomyia pusilla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	2	7	8	5	4	12	41	0	0	0	0
Polycentropus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Holocentropus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Silo pallipes	0	0	1	2	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Boera pilosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	3	3	2	2	2	2	2	2	2
Sericostoma personatum	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Asapetus sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Athripsodes cinereus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anabolia nervosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnephilus lunatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Limnephilus rhombicus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Halesus sp.	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chaetopteryx + Potamoerythra	16	11	5	6	18	5	14	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Drusus annulatus	0	1	0	1	6	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis vernalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	1	5	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis rhodani	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis fuscatus	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	3	1	0	2	1	0	0
Baetis scambus	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	1	1	1	1	0	0
Cloeon dipterum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paralertophlebia sub.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Ephemera danica	0	1	2	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemerella ignita	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	2	3	0	0	0	0	0
Ecdyonurus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gammarus pulex	193	106	185	320	145	154	121	240	0	0	2	1	3	1	4	0	1	6	3	13	9	6	4	5	0	0	0	0
Asellus aquaticus	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	4	10	0	0	2	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHIRONOMIDAE	2	0	6	0	0	2	5	4	16	7	124	51	24	77	69	45	53	40	36	75	53	56	133	122	0	0	0	0
SIMULIIDAE	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bezzia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Dicranota SP.	0	2	1	2	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TIPULIDAE	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TABANIDAE	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psychoda spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Pericoma sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Momotellus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Melanochelia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Culex sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sialis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eulis zenea	1	2	0	1	1	1	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Limnius volckari	25	17	8	14	29	5	6	31	1	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Gulianius spp.	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	2	5	3	2	4	1	0	0	0
Dryops sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BYRINIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Malipus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DYTIISCIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
HYDROPHILIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycelis sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lymanea glabra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lymanea ovata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ancyclus fluviatilis	0	0	0	2	0	0	1	0	0	6	4	0	9	3	9	6	27	5	2	9	6	3	3	4	8	0	0	0
Erebodella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	2	0	0	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Glossiphonia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Helobdella stasnalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Haemicleris marginata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eisenella tetraedra	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stylodrilus heringianus	1	2	5	3	4	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5	32	4	9	5	20	15	0	0	0	
Peloscocles ferox	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tubifex tubifex	0	3	0	0	0	0	1	0	10	14	21	61	7	21	14	30	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tubifex ignotus	0	0	0	0	0	0	0	1	18	0	15	0	3	5	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhyacodrilus coccineus	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	11	0	3	2	28	8	0	0	0	
Psamaoryctides barbatus	0	0	0	0	0	0	0	0	5	3	47	3	2	3	30	0	0	0	0	0	0	0	1					

	STATION 1					STATION 2														
Asphineura sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Memora sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leuctra sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carnia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhyacophila sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsyche angustipennis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsyche pellucidula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psuchocheila pusilla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plectrocnemia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycentropus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Silo pallipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Goera pilosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sericostoma personatum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lasiocephala basalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Athripsodes cinereus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lianerhilus spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lianerhilus lunatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chaetopteryx + Potamophylax	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Drusus annulatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis vernus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis rhodani	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis scabrus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis buceratus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Habroptlebia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paralartophlebia sub.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemera danica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhithrogena semicolorata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemera ignita	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gammarus pulex	2	0	0	1	4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Asellus aquaticus	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHIRONOMIDAE	6	3	5	3	13	2	0	3	35	58	12	4	16	31	5	26				
SIALIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Bezzia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Dicranota sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Lianophila sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
LIMNORHINIDAE	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
TIPULIDAE	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Meerodromia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Psychoda spp.	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Pericoma sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Sialis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Eleis aenea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Lianius volckmari	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Gulianius spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Drusus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
6YRIMIDAE	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Malipilus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
DYTIISCIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Polycelis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Dendrocoelum lacteum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Lymanea ovata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Fisidium sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Ancyclus fluviatilis	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Erpobdella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Glossiphonia sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0				
Melobdella stagnalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Haemiclepsis marginata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Haemopsis sanguisuga	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Eisenella tetraedra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Stylodrilus heringianus	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0				
Pelosclex ferox	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Pelosclex velutinus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Tubifex tubifex	0	1	2	0	3	1	1	80	185	30	90	60	150	60	105					
Tubifex ignotus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0					
Rhyacodrilus coccineus	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0					
Psammoryctides barbatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0					
Aulodrilus plurisetia	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0					
Potamotheix spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0					
Lianodrilus spp.	3	0	0	1	2	1	1	970	975	895	1290	1000	1045	1225	975					
Lianodrilus hoffmeisteri	0	0	0	0	0	0	0	15	15	15	10	15	15	25	10					
Lianodrilus profundicola	0	0	0	0	0	0	0	20	10	35	15	25	25	15	25					
Lianodrilus claredeianus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0					
Lianodrilus udekemianus	0	0	0	0	0	0	0	340	325	275	315	230	395	355	340					
Rhyacodrilus subterraneus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0					
Nais sp.	6	4	29	16	5	2	4	1	0	1	0	0	0	0	0					
Stylaria lacustris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0					
Harlotaxis gordioides	3	1	1	0	0	4	0	0	0	1	0	0	0	0	0					
ENCHYTRAEIDAE	6	6	19	9	7	9	5	1	50	85	20	35	25	50	60					
TOTAUX	31	16	58	31	38	22	14	7	1510	1656	1282	1759	1371	1711	1735	1541				

Tableau A.4: Abondance des taxons dans les prélèvements récoltés en novembre 1981 (surface=0.05 m²). Stations situées sur le cours principal.

	STATION 3					STATION 4					STATION 5											
<i>Aphinemoura</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neoura</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leuctra</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gania</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhyacophila</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psychomyia pusilla</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plectrocnemia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Polycentropus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Silo pallipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Goera pilosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sericostoma personatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lasiocephala basalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Athripsodes cinereus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limnephilus</i> spp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limnephilus lunatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chaetopteryx + Potamophylax</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Orusus annulatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Baetis vernus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Baetis rhodani</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
<i>Baetis scambus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Baetis buceratus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Habrophlebia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paraloptophlebia</i> sub.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ephemera danica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhithrodendron semicolorata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ephemerella ignita</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gammarus pulex</i>	1	2	1	1	1	1	1	12	6	11	4	38	9	18	0	60	172	295	47	137	201	106
<i>Asellus aquaticus</i>	0	0	0	0	0	0	0	9	17	6	18	30	52	32	0	24	70	104	16	79	94	61
CHIROPONIDAE	35	39	133	95	31	57	54	76	22	18	29	23	112	40	37	142	6	10	13	5	9	16
SIMULIIDAE	0	0	0	0	0	0	0	1	0	4	0	0	0	1	0	2	3	0	1	1	54	4
<i>Bezzia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dicranota</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Limnophila</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LIAMOBIIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TIPULIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Heerodromia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psychoda</i> spp.	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pericoma</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sialis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eleis aenea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	2
<i>Limnius volckari</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gulimnius</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Drusus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GYRINIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Halipilus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DYTIIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polycelis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Dendrocoelum lacteum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lymanea ovata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Fisidium</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ancylus fluviatilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	5
<i>Erythrodella</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	11	1	1	1	2	2	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Glossiphonia</i> sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Melobdella stagnalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Haemiclepsis marginata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Haemopsis sanguisuga</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eisenella tetraedra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stylodrilus heringianus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pelosclex ferox</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Feloscolex velutinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tubifex tubifex</i>	166	53	94	288	462	185	187	229	190	356	21	388	27	151	156	48	54	133	35	38	134	39
<i>Tubifex ignotus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	140
<i>Rhyacodrilus coccineus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psammoryctides barbatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aulodrilus plurisetus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potamothenis</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limnodrilus</i> spp.	105	106	140	336	415	325	217	259	171	326	38	98	60	250	180	82	91	96	37	19	90	30
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	3	7	5	4	15	6	5	9	31	79	7	42	13	62	44	10	19	29	10	19	40	22
<i>Limnodrilus profundicola</i>	3	4	3	6	18	11	6	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limnodrilus claredeianus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limnodrilus udekemianus</i>	5	7	8	24	46	14	13	21	8	22	2	6	7	21	7	5	2	6	2	3	2	3
<i>Rhyacodrilus subterraneus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	4	31	7	4	6	18	24	6	0	0	0	0	0	0
<i>Nais</i> sp.	6	0	3	8	15	10	5	6	11	57	15	4	9	15	33	8	0	2	1	0	1	0
<i>Stylaria lacustris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Harlotaxis sordidoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ENCHYTRAEIDAE	1	2	2	6	20	8	4	9	2	4	1	0	1	3	0	1	0	0	0	0	0	0
TOTAUX	325	222	390	769	1023	617	492	620	472	918	143	588	309	625	532	303	306	583	520	161	571	477

Tableau A.4 (suite)

	STATION 3'					STATION 4'									
Amphineboura sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Neoura sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	5	2	5	12	8	6	0
Leuctra sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gania sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhyacophila sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsyche angustipennis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsyche pellucidula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psychomyia pusilla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Electronemia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycentropus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Silo pallipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Goera pilosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sericostoma personatum	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Lasiocephala basalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Athripsodes cinereus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnephilus spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnephilus lunatus	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chaetopteryx + Potamoxylix	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Drusus annulatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis vernus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0
Baetis rhodani	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis scambus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis buceratus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Habrophlebia sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0
Paraleptophlebia sub.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemerella danica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhythrogena sepicolorata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemerella ignita	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gaeranus pulex	127	55	65	49	52	101	25	54	1	2	7	3	13	32	3
Asellus aquaticus	2	0	0	0	0	0	0	0	8	14	6	5	23	29	21
CHIRONOMIDAE	19	61	16	12	16	95	13	9	49	49	47	10	42	231	43
SIMULIDAE	0	0	0	0	1	1	21	1	0	9	4	1	15	58	10
Bezzia sp.	0	2	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
Dicranota sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	2	1	0	3	2	2	0
Limnophila sp.	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LIMNOBIIDAE	0	1	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
TIFULIDAE	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Hemerodromia sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Psychoda spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pericoma sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sialis sp.	0	1	0	0	0	1	0	0	5	2	7	0	8	12	1
Elais aeneae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnius volckmari	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oulimnius spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dryops sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GYRINIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Halipilus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DYTISCIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycelis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dendrocoelum lacteum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lumnea ovata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Pisidium sp.	2	2	3	3	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0
Ancyclus fluviatilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Erpobdella sp.	2	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	2	2	0
Glossiphonia sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Helobdella stagnalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Haemiclepsis marginata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Haemopsis sanguisuga	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eisenella tetraedra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stylodrilus hermsianus	2	19	0	3	1	15	5	10	0	0	0	0	1	0	0
Pelosclex ferox	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pelosclex velutinus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tubifex tubifex	47	23	2	22	18	86	6	13	52	74	88	36	213	97	43
Tubifex ignotus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhyacodrilus coccineus	3	5	2	2	1	14	1	2	0	1	0	0	1	0	0
Psammoryctides barbatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aulodrilus plurisetia	0	0	0	0	0	0	0	13	7	7	1	6	13	4	21
Potamoxylix spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnodrilus spp.	1	1	0	1	0	1	0	1	0	0	2	0	0	1	2
Limnodrilus hoffmeisteri	2	0	0	1	1	2	0	7	0	0	0	0	0	0	0
Limnodrilus profundicola	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnodrilus clapparedianus	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnodrilus udekemianus	3	7	0	8	14	9	1	4	0	0	0	1	2	0	1
Rhyacodrilus subterraneus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nais sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Stylaria lacustris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Harlotaxis sordioides	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ENCHYTRAEIDAE	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TOTAUX	211	178	89	107	110	330	75	108	134	165	171	68	340	486	142

Tableau A.4 (suite): Stations situées sur les affluents.

	STATION P1					STATION P2														
Leuctra sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhyacophila sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsyche spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsyche angustipennis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsyche pellucidula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psychomyia pusilla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plectrocnemia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Boera filosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sericostoma personatum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aspetus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Athripsodes cinereus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anabolia nervosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chaetopteryx + Potamophylax	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis vernus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis rhodani	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis fuscatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis scambus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cloeon dipterum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Habrophlebia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paraleptophlebia sub.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Erhweyerella ignita	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gaeranus pulex	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Asellus aquaticus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHIRONOMIDAE	129	64	57	46	77	70	71	168	337	667	663	281	1007	659	732	487				
SIMULIIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bezzia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Dicranota sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TIPULIDAE	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Hemerodromia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psychoda spp.	2	1	0	0	3	2	0	2	0	0	0	0	3	1	2	2				
Pericoma sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TETANOCERIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sialis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Elmis aenea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnius volckaari	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oulimnius spp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Malimnius sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
HYDROPHILIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycelis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dendrocoelum lacteum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lymnaea ovata	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fisidium sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ancylus fluviatilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Erpobdella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Glossiphonia sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Helobdella stagnalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Batracobdella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eisenella tetraedra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Stylodrilus heringianus	3	0	5	1	2	4	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Felosoilex ferax	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tubifex tubifex	10	14	7	18	5	31	14	22	206	111	56	86	96	134	104	8				
Tubifex ignotus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhyacodrilus coccineus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psammoryctides barbatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aulodrilus plurisetus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potamotheix spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnodrilus spp.	24	18	4	10	10	25	12	18	109	29	72	46	240	132	68	21				
Limnodrilus hoffmeisteri	3	1	0	1	2	2	1	2	9	1	5	10	6	4	8	1				
Limnodrilus profundicola	0	0	0	0	0	0	0	0	72	14	13	4	52	42	20	7				
Limnodrilus claredeianus	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Limnodrilus udekemianus	1	2	1	1	1	2	2	4	24	21	18	8	46	26	8	14				
Neis sp.	830	853	411	491	796	802	502	990	2	2	6	6	24	0	4	6				
Stylaria lacustris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Chaetosaster sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	2	6	21	152	20	18	12	13				
Marlotaxis gordioides	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
ENCHYTRAEIDAE	9	17	4	8	10	14	10	8	4	49	2	478	6	8	8	8				
TOTAUX	1013	972	492	576	906	954	616	1215	766	904	856	1073	1501	1024	967	567				

Tableau A.5: Abondance des taxons dans les prélèvements récoltés en août 1982 (surface=0.05 m²). Stations situées sur le cours principal.

	STATION P3					STATION P4					STATION P5													
Leuctra sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Rhyacophila sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Hydropsyche spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Hydropsyche ansustipennis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsyche pellucidula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psychoxia pusilla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plectroemia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Soera pilosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sericostoma personatum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Asapetus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Athripsodes cinereus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anabolia nervosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chaetopteryx + Potamophylax	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis vernus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	4	0	2	0	0	0	0	0	0	3	0	2
Baetis rhodani	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	23	8
Baetis fuscatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Baetis scambus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cloeon dipterum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Habrophlebia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paralutophlebia sub.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Erheerella ignita	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gomarus pulex	1	0	1	2	4	0	2	1	9	2	4	7	9	10	15	4	93	41	137	134	86	112	195	66
Asellus aquaticus	3	0	0	4	0	2	38	6	193	89	160	68	77	212	192	67	121	92	197	142	140	155	292	111
CHIRONOMIDAE	140	301	350	545	464	84	944	404	346	309	360	253	236	441	318	264	137	128	116	222	82	95	112	121
SIALIIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bazzia sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oicranota sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TIPULIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Haemodromia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psychoda spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pericoma sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TETANOCERIDAE	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sialis sp.	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Elmis aenea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnius volckmari	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oulimnius spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Halipilus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
HYDROPHILIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycelis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dendrocoelum lacteum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lyanaea ovata	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fisidius sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	4	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ancylus fluviatilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Erpobdella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Glossiphonia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Helobdella stagnalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Batrachobdella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eisenella tetraedra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stylodrilus hermsianus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Feloscolex ferox	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tubifex tubifex	210	88	250	243	252	64	290	200	421	421	496	95	309	283	403	360	141	139	222	211	150	313	154	165
Tubifex ignotus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhyacodrilus coccineus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psaronxides barbatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aulodrilus plurisetia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potamotheix spp.	0	1	3	2	5	0	3	2	0	5	24	2	4	9	8	3	97	115	179	192	116	260	124	138
Limnodrilus spp.	131	41	160	191	157	40	186	129	856	326	696	175	417	419	667	387	229	124	362	223	229	393	199	193
Limnodrilus hoffmeisteri	10	3	20	9	13	4	12	10	23	32	20	8	25	10	28	27	3	2	6	3	3	5	2	2
Limnodrilus profundicola	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnodrilus claredeianus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnodrilus udekemianus	18	16	8	26	18	7	11	15	10	5	6	4	9	7	14	11	2	0	3	2	1	3	1	1
Neis sp.	42	31	57	93	73	26	128	61	28	66	12	11	17	19	39	25	111	95	25	69	67	114	77	111
Stylaria lacustris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chaetostaster sp.	2	1	4	5	3	1	22	5	44	45	64	24	47	36	79	44	2	0	6	3	4	4	2	2
Haematix sordidoides	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ENCHYTRAEIDAE	1	0	1	2	5	1	3	2	5	4	0	0	0	1	4	1	2	1	12	0	2	1	2	1
TOTAUX	560	482	857	1123	995	229	1640	835	1951	1307	1845	653	1156	1463	1764	1195	959	781	1275	1220	896	1493	1188	930

Tableau A.5 (suite)

	STATION P6					STATION P7					STATION P8											
Leuctra sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	1	0	0
Rhyacophila sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0
Hydropsyche spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	2	5
Hydropsyche angustipennis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	7	0	1	1	0	2	5
Hydropsyche pellucidula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	7	0	1	2	2	2	3
Psychomyia pusilla	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	17	13	17	17	20	47
Plectrocnemia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Goera pilosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1
Sericostoma personatum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Asapetus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
Athripsodes cinereus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0
Anabolia nervosa	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chaetopteryx + Potamophylax	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Baetis spp.	0	4	4	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	6	6	5
Baetis rhodani	9	10	15	4	29	16	15	5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0
Baetis fuscatus	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis scambus	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	6	7	5	21	1	23	20
Cloeon dipterum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	2	6
Habrophlebia sp.	1	18	2	5	1	2	0	0	0	0	1	5	1	1	5	6	0	0	0	0	0	0
Paraleptophlebia sub.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Erhegerella ignita	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	4	9	10	8	11	16	20
Caenis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gaemarus pulex	307	90	57	186	62	185	51	64	12	3	16	2	2	2	3	9	42	43	79	25	76	39
Asellus aquaticus	176	25	22	84	33	83	34	23	418	149	205	273	72	372	378	438	9	2	8	3	5	25
CHIRONOMIDAE	447	178	243	247	219	188	336	61	146	106	134	58	69	54	78	155	411	175	440	552	442	606
SIMULIIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Bezzia sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0
Dicranota sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
TIPULIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heerodromia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Psychoda spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pericoma sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TETANOCERIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sialis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eleis aenea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Liamus volckmari	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Oulimnius spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	1	3	7	1	6
Halipilus sp.	8	1	0	3	1	4	3	2	9	4	7	11	8	11	37	10	0	0	0	0	0	3
HYDROPHILIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycelis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	2	0	1	1	0	2	0	0	0	0	1	0
Dendrocoelum lacteum	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
Lyanaea ovata	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pisidium sp.	1	0	0	1	1	0	0	0	5	1	0	8	0	1	13	7	0	0	0	0	0	1
Ancylus fluviatilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	2	0
Erpobdella sp.	4	4	7	0	4	2	1	1	36	26	24	34	46	36	40	28	3	5	4	10	15	23
Glossiphonia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	31	13	11	14	4	44	29	24	0	5	1	3	1	2
Helobdella stagnalis	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Batrachobdella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eisenella tetraedra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stylodrilus heringianus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	53	2	43	20	73	22
Peloscoclex ferox	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1
Tubifex tubifex	164	58	16	83	23	20	7	292	9	24	82	0	12	7	12	1	2	14	1	2	0	12
Tubifex ignotus	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	13	1	3	0	1	1
Rhyacodrilus coccineus	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27	5	10	11	34	34
Psammoclydes barbatus	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	2	0	44	43	29	102	30	71	71
Aulodrilus plurisetus	36	45	6	37	3	17	8	12	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potamothrix spp.	50	29	2	29	1	9	2	0	15	12	0	2	5	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Liamodrilus spp.	178	107	77	70	52	83	17	96	118	132	196	36	95	78	155	22	36	40	21	29	17	31
Liamodrilus hoffmeisteri	4	6	1	1	7	2	0	8	27	17	15	18	8	20	20	0	4	0	1	2	4	1
Liamodrilus profundicola	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Liamodrilus claredeianus	0	8	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23	4	1	12	5	11	0
Liamodrilus udekemianus	13	24	1	8	0	3	1	20	0	0	0	1	1	1	1	0	2	1	0	1	0	0
Mais sp.	77	14	1	20	16	7	15	6	4	0	0	1	8	0	4	0	4	0	2	1	4	0
Stylaria lacustris	40	0	8	8	3	7	12	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chaetostaster sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Harlotaxis sordoides	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ENCHYTRAEIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TOTAUX	1517	625	467	788	459	632	502	593	830	494	707	462	331	635	781	703	709	385	683	814	759	926
	1011	1235																				

Tableau A.5 (suite)

	STATION P1					STATION P2									
Rhyacophila sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsyche angustipennis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsyche pellucidula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psychomyia pusilla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plectrocnemia sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Goera pilosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lepidostoma hirtum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Athripsodes cinereus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anabolia nervosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis vernus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis rhodani	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis fuscatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis scambus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cloeon dipterum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Habrophlebia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemerella danica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemerella ignita	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gammarus pulex	10	2	8	2	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Asellus aquaticus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHIRONOMIDAE	115	28	63	14	19	21	26	40	9	7	1	4	4	5	2
SIMULIIDAE	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bezzia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dicranota sp.	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TIPULIDAE	0	0	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hemerodromia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psychoda spp.	4	8	20	4	6	3	4	7	0	1	1	0	0	0	0
Elmis aenea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnius volckmari	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gulimnius spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Halipilus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DYTISCIDAE	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycelis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnaea ovata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Pisidium sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Ancylus fluviatilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Erpobdella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Glossiphonia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Helobdella stagnalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eisenella tetraedra	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stylodrilus heringianus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Feloscolex ferox	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tubifex tubifex	1	8	3	4	6	6	4	5	2	8	7	2	0	2	3
Tubifex ignotus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhyacodrilus coccineus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psammoryctides barbatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potamothenix spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnodrilus spp.	3	12	0	11	5	9	3	6	7	6	9	4	2	1	7
Limnodrilus hoffmeisteri	0	1	1	1	0	1	2	1	13	13	17	5	2	22	37
Limnodrilus profundicola	0	1	0	0	0	0	0	2	5	4	2	1	7	15	11
Limnodrilus claparedianus	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnodrilus udekemianus	0	3	0	0	1	1	0	2	2	3	19	8	0	6	12
Nais sp.	347	149	633	91	121	91	176	210	4	1	1	1	2	1	2
Stylaria lacustris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chaetostaster sp.	13	7	43	4	6	5	1	10	0	0	0	0	0	1	0
Harlotaxis sordoides	0	0	1	0	3	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
ENCHYTRAEIDAE	21	18	20	3	16	54	78	24	75	7	3	6	236	18	3
TOTAUX	517	237	795	137	184	193	298	309	114	51	64	32	247	63	81

Tableau A.6: Abondance des taxons dans les prélèvements récoltés en juin 1983 (surface=0.05 m²). Stations situées sur le cours principal.

	STATION P3						STATION P4						STATION P5									
Rhyacophila sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	1
Hydropsyche angustipennis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Hydropsyche pallucidula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Psychomyia pusilla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plectrocnemia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Goera pilosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lepidostoma hirtum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Athripsodes cinereus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anabolia nervosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis vernus	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	2	11	1	2	1	7	1
Baetis rhodani	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	7	2	1	1	1	11	4
Baetis fuscatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis scambus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cloeon dipterum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Habrophlebia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Ephemera danica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemera ignita	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gammarus pulex	0	1	0	0	0	1	0	2	5	2	4	5	2	1	18	34	71	41	142	25	136	82
Asellus aquaticus	0	0	0	0	0	0	0	1	2	2	0	0	1	0	4	5	6	1	14	11	4	20
CHIRONOMIDAE	31	104	4	11	163	126	15	28	127	153	226	186	166	188	301	290	54	63	31	49	107	45
SIMULIIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bezzia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Dicranota sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TIPULIDAE	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Hemerodromia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psychoda spp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Elaeis aenea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Liemus volckmari	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Gulimnius spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Halipilus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DYTISIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycelis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lynaea ovata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	1	2	1	7	1	0
Pisidium sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Ancyclus fluviatilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	3	1	3	1
Erpobdella sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	5	1	0	10	1	2	5	6
Glossiphonia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
Helobdella stagnalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1
Eisenella tetraedra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Stalodrilus heringianus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Feloscolex ferox	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tubifex tubifex	3	1	7	15	3	11	2	8	6	16	2	34	19	2	31	39	37	37	11	24	21	32
Tubifex ignotus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhyacodrilus coccineus	0	0	0	0	0	0	0	1	0	7	8	0	0	0	4	2	0	3	0	0	0	1
Psammoryctides barbatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potamothenix spp.	0	0	0	0	0	0	0	8	38	3	54	51	31	26	42	83	79	51	96	50	128	46
Lianodrilus spp.	6	0	11	9	4	14	10	30	5	63	8	48	25	16	100	46	82	162	42	72	20	80
Lianodrilus hoffmeisteri	0	2	15	18	7	7	23	29	5	46	2	56	11	8	61	30	33	51	8	76	26	86
Lianodrilus profundicola	0	0	1	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lianodrilus claredeianus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lianodrilus udekemianus	0	0	0	0	1	0	0	2	1	1	0	3	1	0	3	1	0	1	0	0	1	2
Mais sp.	55	96	12	42	210	92	2	8	97	413	245	350	195	245	212	256	23	75	47	30	82	39
Stalaria lacustris	0	0	0	0	0	3	0	0	0	4	0	1	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0
Chaetodaster sp.	0	1	0	0	0	5	0	9	15	5	17	24	9	14	21	0	0	0	0	0	0	0
Haplotaxis gordioides	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ENCHYTRAEIDAE	2	1	3	4	9	1	0	0	0	19	5	9	2	5	19	5	17	5	11	4	1	9
TOTAUX	99	206	54	100	398	261	53	108	261	782	512	762	500	514	775	739	370	545	284	421	472	460

Tableau A.6 (suite)

	STATION P6						STATION P7						STATION P8										
Rhyacophila sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	1	0	0
Hydropsyche angustipennis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsyche pellucidula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psychomyia pusilla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	3	8	11	3	6	9
Plectrocnemia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Goera pilosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	0	0	0	1	2	1
Leridostoma hirtum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Athripsodes cinereus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	14	0	29	15	32	16	26	27
Anabolia nervosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Baetis vernus	57	40	1	26	37	11	10	38	1	7	0	0	6	2	2	0	3	8	0	6	0	1	1
Baetis rhodani	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis fuscatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	3	0	0	0	2	0
Baetis scabus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	1	0
Clooson dirterum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Habrophlebia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Ephemera danica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Ephemera ignita	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	9	15	13	7	4	6	15
Caenis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1
Gammarus pulex	54	164	23	48	29	97	63	215	42	73	2	8	5	49	6	1	7	12	38	5	24	11	10
Asellus aquaticus	3	0	0	1	0	0	1	0	8	14	0	3	0	6	2	2	1	3	6	3	3	0	0
CHIRONOMIDAE	2	4	10	4	6	4	5	5	117	58	86	80	15	54	54	58	84	82	157	89	110	130	116
SIMULIDAE	5	0	0	1	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Bezzia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	2	0	0	0	0	1
Dicranota sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
TIPULIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hemerodromia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Psychoda spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Elmis aenea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnius volckwari	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
Quilanius spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	3	1	1	1	1	0	4
Halilplus sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DYTIIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycelis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Lymnaea ovata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	3	4	7	0	3	4	1	1
Ancylus fluviatilis	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0
Erpobdella sp.	14	18	17	10	12	2	2	7	6	12	2	3	2	19	1	4	6	10	4	6	23	8	6
Glossiphonia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	8	0	1	0	4	0	1	0	1	3	2	2
Helobdella stagnalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eisenella tetraedra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stylodrilus heringianus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	72	34	122	48	88	20	133	114
Felosciolex ferox	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	5	0	1	1
Tubifex tubifex	156	17	42	32	26	50	12	4	11	1	1	3	1	1	4	5	0	0	1	2	0	2	
Tubifex ignotus	0	0	0	1	8	0	0	0	2	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Rhyacodrilus coccineus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	13	5	4	4	0	4	
Psammoryctides barbatus	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	8	11	33	21	58	140	16	33	
Potamothenix spp.	12	1	3	4	4	4	0	0	3	0	1	0	0	1	3	0	0	1	0	0	0	0	0
Limnodrilus spp.	380	248	280	172	178	210	50	49	25	17	14	11	9	16	4	23	7	15	36	13	26	60	
Limnodrilus hoffmeisteri	84	114	73	68	68	62	8	64	14	11	4	3	1	9	2	4	7	2	1	18	2	6	
Limnodrilus profundicola	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnodrilus claredeianus	2	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	6	0	0	12	
Limnodrilus udekeianus	20	22	37	27	42	36	8	38	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Nais sp.	0	0	0	0	1	0	0	11	6	1	11	7	12	1	0	78	85	64	113	76	48	45	
Stylaria lacustris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chaetogaster sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Harpotaxis sordidoides	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
ENCHYTRAEIDAE	5	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	4	4	1	2	9	1
TOTAUX	794	628	487	394	415	480	160	422	240	205	114	133	40	168	75	112	309	295	566	352	475	492	407

Tableau A.6 (suite)