



THESIS / THÈSE

MASTER EN SCIENCES BIOLOGIQUES

Étude de la dynamique du zooplancton dans la Moselle Française et en haute Meuse Belge

VIROUX, Laurent

Award date:
1993

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.

**FACULTES UNIVERSITAIRES N.-D. DE LA PAIX
NAMUR
FACULTE DES SCIENCES**

**Etude de la dynamique du zooplancton
dans la Moselle Française
et en haute Meuse Belge.**

**Mémoire présenté pour l'obtention du grade
de Licencié en Sciences
biologiques**

**Laurent VIROUX
1993**

Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix
FACULTE DES SCIENCES
Rue de Bruxelles 61 - 5000 NAMUR
Tél. 081/72.41.11 - Telex 59222 Facnam-b - Telefax 081/72.44.20

**Etude de la dynamique du zooplancton
dans la Moselle Française
et en haute Meuse Belge.**

VIROUX Laurent

Résumé

La dynamique des populations du zooplancton de la Moselle a fait l'objet d'une étude quantitative en cinq stations réparties le long du tracé Français. Une évaluation parallèle a été opérée en Meuse, à l'entrée de Namur.

A partir de mesures des capacités maximales d'ingestion de nourriture algale (grazing), nous avons cherché à quantifier l'impact potentiel d'un représentant typique du zooplancton de ces deux milieux sur le phytoplancton. Certaines situations observées sont révélatrices de l'existence probable de fortes interactions. Il ressort de cette étude que l'intensité des relations entre composantes du plancton dans ces deux milieux, testée dans le cadre d'un modèle, pourrait être sous-estimée.

Mémoire de licence en Sciences Biologiques (Zoologiques)

Décembre 1993

Promoteur : Professeur J.-C. Micha.

Co-promoteur : J.-P. Descy.

Remerciements.

Au moment de concrétiser le travail de toute une année, je tiens à exprimer ma gratitude envers toutes les personnes qui m'ont, d'une manière ou d'une autre, aidé à le mener à bien.

Mes plus vifs remerciements vont au Professeur J. -C. Micha, qui m'a ouvert les portes de son unité et a mis à ma disposition l'ensemble du matériel nécessaire à la réalisation pratique de ce travail.

Je me dois de réserver un immense merci au Docteur J. -P Descy, qui m'a guidé tout au long de cette année, pour sa disponibilité, son enthousiasme communicatif, et...son infinie patience.

Ce sont ces mêmes qualités que je dois reconnaître à Véronique Gosselain, que je remercie encore pour son sens du détail, la rigueur de son travail, mais surtout pour nous avoir, à chaque campagne en Moselle, emmené à bon port.

Je remercie chaleureusement Célia Joaquim-Justo et Annick Drösch, pour leur participation prépondérante dans la conduite des expériences de grazing. Un merci tout spécial également à Thierry Mayenne, pour la mise au point efficace des cultures d'algues et les nombreux petits services qu'il a pu me rendre.

Merci à mes collègues mémorisants, pour tous les bons moments passés ensemble ces dernières années, et pour toutes les petites briques qu'ils ont pu amener, chacun à leur manière, à la réalisation de mon travail.

Travailler avec entrain n'est jamais chose facile s'il ne règne pas une atmosphère adéquate. J'associe donc à ces remerciements tous les membres de l'UNECED qui ont, par leur bonne humeur et leur gentillesse, contribué à rendre mon séjour dans ce laboratoire à la fois agréable et stimulant. Merci donc à Muriel, Godelieve, Etienne, les deux Jacques, Philippe, Emile, Yves, André, Clint....si j'en oublie, qu'ils veuillent bien me pardonner.

C'est avant tout à mes parents que je dois d'avoir pu entreprendre et mener à bien tant de choses. Puisse ce travail leur démontrer tout mon respect et constituer la plus belle des récompenses pour la confiance qu'ils m'ont toujours manifestée. Un grand merci par le fait même à mes amis Michel et Philippe qui, et ils le savent, font un peu partie aussi de la famille. Enfin, je m'en voudrais énormément de ne pas joindre à ces remerciements deux personnes qui ont, pour une grande partie, contribué à susciter en moi l'émerveillement face aux beautés de la nature. Merci donc à Paul Duren et à Marie-Paule Brassine, du fond du coeur.

A tous, encore une fois, Merci!

Table des Matières.

Introduction et buts du travail.	1
Chapitre 1: Synthèse bibliographique.	
1.1 Les éléments constitutifs du zooplancton.	3
1.1.1 Rotifères.	3
1.1.1.1 Particularités anatomiques et morphologiques.	
1.1.1.2 Mode de reproduction.	
1.1.2 Cladocères.	6
1.1.2.1 Généralités.	
1.1.2.2 Mode de Reproduction.	
1.1.3 Copépodes.	8
1.1.4 Protozoaires et organismes occasionnels.	9
1.2. La structure des communautés zooplanctoniques.	10
1.2.1 Le cas particulier des eaux courantes.	10
1.2.1.1 Modalités de la vie planctonique en rivières.	
1.2.1.2 Origine des peuplements zooplanctoniques des grandes rivières.	
1.2.2 Influence de facteurs abiotiques autres que l'écoulement.	13
1.3. Relations trophiques: les forces structurantes des peuplements.	14
1.3.1 Le zooplancton comme consommateur primaire.	14
1.3.1.1 Les estimateurs de l'impact nutritionnel.	
1.3.1.2 Ordres de grandeur et impact différentiel.	
1.3.2 La modulation de l'activité nutritionnelle.	16
1.3.2.1 Sélectivité sur base de la taille.	
1.3.2.2 Qualité nutritionnelle.	
1.3.2.3 Disponibilité de la nourriture.	
1.3.2.4 L'importance centrale de la température.	
1.3.2.5 Influences possibles de l'écoulement.	
1.3.3 La prédation exercée sur le zooplancton.	19
1.3.4 Les relations de compétition.	20

1.4.	Le devenir du phytoplancton en rivière.	21
1.4.1	Termes de disparition de la biomasse algale.	21
1.4.2	Parasitisme.	22
1.4.3	Quelle importance donner au grazing ?	22
1.5.	Les milieux étudiés.	23
1.5.1	La Meuse.	23
1.5.1.1	Caractéristiques hydrographiques.	
1.5.1.2	Physico-chimie.	
1.5.2	La Moselle.	24
1.5.2.1	Caractéristiques hydrographiques.	
1.5.2.2	Physico-chimie.	
1.5.3	Les peuplements.	26
1.5.3.1	Caractéristiques générales du phytoplancton de ces deux milieux.	
1.5.3.2	Le zooplancton.	

Chapitre 2: Matériel et méthodes.

2.1.	Etude sur le terrain.	29
2.1.1	Localisation et description des sites de prélèvement.	29
2.1.1.1	Stations mosellanes.	
2.1.1.2	Station mosane.	
2.1.1.3	Périodicité des campagnes.	
2.1.2	Mesure des caractéristiques physico-chimiques.	30
2.1.3	Suivi de l'évolution spatiale et temporelle du zooplancton.	31
2.1.3.1	Prélèvement et conditionnement.	
2.1.3.2	Conditionnement final au laboratoire.	
2.1.3.3	Analyse qualitative et quantitative des échantillons.	
2.1.4	Suivi de l'évolution spatiale et temporelle du phytoplancton.	35
2.1.4.1	Collecte et préservation des échantillons.	
2.1.4.2	Mesure de la biomasse exprimée en chlorophylle a.	
2.1.4.3	Préparation finale et analyse des échantillons préservés.	
2.1.5	Détermination des teneurs en nutriments.	38

2.2.	Etude du grazing en laboratoire.	38
2.2.1	Description des outils.	38
2.2.2	Manipulation proprement dite.	39
2.2.2.1	Préparation de la nourriture algale.	
2.2.2.2	Conditionnement final des algues	
2.2.2.3	Conditionnement des rotifères.	
2.2.2.4	Mode opératoire.	
2.2.2.5	Traitement des échantillons et des résultats.	
2.2.3	Résumé des différentes mises au point réalisées.	44
2.3.	Etude du grazing <i>in situ</i> .	45

Chapitre 3: Présentation des résultats.

3.1.	Dynamique planctonique le long de la Moselle, et en Meuse.	47
3.1.1	Evolution temporelle et longitudinale des peuplements.	47
3.1.1.1	Abondance.	
3.1.1.2	Composition faunistique.	
3.1.1.3	Développement planctonique sous l'angle dynamique.	
3.1.2	Analyse plus complète du cas de Frouard.	51
3.1.3	Situation en Meuse.	52
3.1.4	Caractérisation abiotique.	53
3.2.	Evaluation de l'impact spécifique de <i>Brachionus calyciflorus</i> .	55
3.2.1	Courbe d'ingestion - le paramètre F.	55
3.2.2	Capacités filtrantes - le paramètre G.	56

Chapitre 4: Modélisation de l'interaction phyto-zooplancton.

4.1.	Intérêt et mise en oeuvre pratique.	57
4.2.	Confrontation calcul/mesure: analyse.	60
4.2.1	Développement phytoplanctonique.	60
4.2.2	Développement zooplanctonique.	62
4.2.3	Profils longitudinaux.	62
4.2.4	Modélisation en Meuse.	63
4.2.5	Résumé de l'analyse.	63

Chapitre 5: Discussion des résultats.

5.1.	Structure adoptée	64
5.2.	Analyse critique des stratégies de collecte d'échantillons, et des comptages.	64
5.2.1	Collecte.	64
5.2.2	Comptages.	66
5.2.3	Premier lien avec la modélisation.	67
5.3.	Quantification de l'impact individuel de <i>Brachionus calyciflorus</i> .	68
5.3.1	Ajustements techniques.	68
5.3.2	Courbes et valeurs obtenues.	69
5.4.	Dynamique planctonique dans son ensemble.	70
5.4.1	Saisonnalité du développement.	70
5.4.2	Comparaison Meuse-Moselle.	72
5.4.3	Interactions phytoplancton-zooplancton.	73
5.4.3.1	Modifications saisonnières de la composition du plancton.	
5.4.3.2	Importance quantitative de l'impact de <i>Brachionus calyciflorus</i> .	
5.4.3.3	Importance générale du phénomène de grazing.	
5.4.4	Second lien avec la modélisation.	76

Synthèse, conclusions et perspectives. 79

Bibliographie.

Liste des figures.

Liste des tableaux.

Annexes 1-4.

Introduction et buts du travail.

L'incidence des activités humaines sur l'environnement peut se présenter sous de multiples formes et, à l'heure actuelle, rares sont les milieux naturels qui ont conservé intacts leur aspect et leur mode de fonctionnement passé.

Parmi les cibles privilégiées des rejets de notre société moderne et industrielle, on trouve les grandes rivières. Celles-ci ont une importance prépondérante dans l'équilibre naturel, et ceci à double titre; d'une part elles constituent des écosystèmes à part entière, et d'autre part elles sont une des sources principales de contamination des masses océanes.

Les décennies qui viennent de s'écouler ont vu se multiplier dans de nombreuses grandes rivières, notamment européennes, les signes de l'existence de formes autrefois indécélables d'altération. L'eutrophisation des eaux en est l'exemple type. Des facteurs aussi variés que la démographie, l'urbanisation et l'augmentation effrénée de la productivité agricole sont autant d'adjuvants de ce phénomène aujourd'hui largement répandu.

En milieu fluvial, la production primaire est l'apanage quasi exclusif du phytoplancton. L'eutrophisation s'y marque par des développements excessifs des biomasses algales, liés à la levée souvent totale des carences en substances nutritives.

La Moselle Française, que nous avons étudiée cette année, n'échappe pas à cette règle. La dynamique de croissance de son phytoplancton et le retentissement de ce développement sur la qualité de ses eaux présentent de nombreuses particularités du plus grand intérêt. L'oxygénation des eaux mosellanes est probablement l'aspect le plus préoccupant et dont l'évolution est la plus spectaculaire. D'importantes fluctuations de biomasses phytoplanctoniques s'y produisent sur des temps très courts, résultant en un phénomène aigu de désoxygénation. Parmi les hypothèses avancées pour expliciter ces variations, l'impact du zooplancton sur le phytoplancton a retenu tout particulièrement notre attention.

Si les interactions entre phyto- et zooplancton sont relativement bien décrites en milieu lacustre, la compréhension des mécanismes qui lient ces deux niveaux trophiques en milieu fluvial l'est beaucoup moins. L'importance, qu'elle soit quantitative ou qualitative, de l'impact du zooplancton sur le phytoplancton n'est pas une notion généralement admise; principalement parce que cet impact est un aspect de la dynamique du phytoplancton qui est mal connu.

La modélisation mathématique des processus de production primaire en milieu aquatique peut fournir des outils puissants de compréhension et de prévision du fonctionnement des écosystèmes fluviaux. Dans la mesure où l'on peut évaluer l'ensemble des paramètres pris en compte dans ces modèles, il devient possible d'établir des scénarios visant à prédire les situations futures de manière complexe, et sur des échelles de temps plus ou moins étalées.

La présente étude s'inscrit dans le cadre d'une recherche fondamentale sur le fonctionnement des premiers liens de la chaîne trophique. Nous avons suivi l'évolution des populations phyto- et zooplanctonique, en Moselle et en Meuse, en vue d'établir une dynamique actualisée du zooplancton sur l'ensemble du cycle annuel, et d'opérer une comparaison. Dans une approche plus expérimentale, nous avons ensuite focalisé notre attention sur l'évaluation qualitative, à partir d'un cas simple, de l'impact d'un représentant typique du zooplancton. Enfin, nous avons visé à confronter le résultat de nos mesures avec ceux que peut simuler le modèle de développement planctonique en Moselle, dans sa version actuelle.

Chapitre 1:

Synthèse Bibliographique.

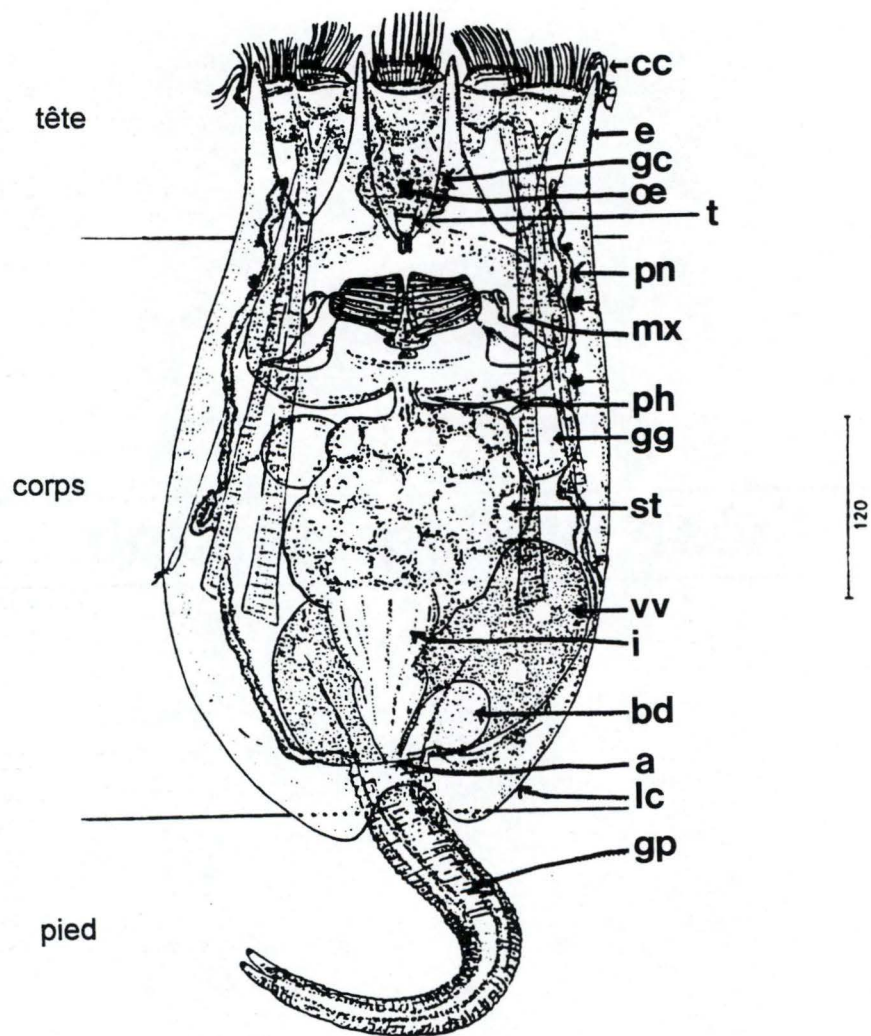


Figure 1.1: Le rotifère *Brachionus calyciflorus* PALLAS. (d'après PONTIN, 1978).
 cc: couronne ciliaire., e: épine antérieure., gc: ganglion cérébroïde., œ: œil., t: organe tactile., pn: protonéphridie., mx: mastax., ph: pharynx., gg: glande gastrique., st: estomac., vv: vésicule vitelline., i: intestin., bd: vessie., a: anus., lc: lorica., gp: glande pédieuse.

(dimension en μm)

Cet exposé théorique débutera par une description des différents groupes d'organismes que l'on peut retrouver dans le zooplancton. Nous envisagerons ensuite les relations qui lient ces derniers au milieu physique très particulier que constituent les grandes rivières. Les liens biotiques existant entre les groupes, et avec les maillons adjacents de la chaîne trophique, feront l'objet d'une troisième section. Dans un quatrième volet, l'importance des différents facteurs contribuant à l'élimination des biomasses algales sera évoquée. Enfin, nous terminerons par une brève description des deux rivières étudiées, et des caractéristiques de leurs peuplements.

1.1 Les éléments constitutifs du zooplancton.

Trois groupes principaux d'organismes contribuent à l'édification des communautés zooplanctoniques des eaux douces, ce sont les Rotifères et deux types particuliers de Crustacés Entomostracés: Cladocères et Copépodes. A côté de ces trois groupes on retrouve d'autres organismes dont l'importance est moindre dans le contexte qui nous intéresse ou dont la présence est sporadique, reflétant une apparition saisonnière, et dont la contribution aux effectifs est limitée de par le fait même à certaines époques de l'année.

Nous débuterons par une description de ces différents groupes. Pour des raisons qui seront évoquées dans la section 1.2.1.2, notre attention se portera principalement sur les rotifères et l'exposé ultérieur sera essentiellement articulé sur le cas particulier de ces organismes.

1.1.1 Rotifères.

Les informations synthétisées dans cette section sont tirées de DE RIDDER (1960), PONTIN (1978), PEJLER *et al.* (1983) et POURRIOT (1986).

1.1.1.1 Particularités anatomiques et morphologiques.

Ces organismes constituent un groupe animal présentant de nombreuses particularités. On peut en dénombrer environ 2000 espèces, essentiellement confinées aux eaux douces. Leur position systématique n'est pas claire et on les rapproche classiquement d'autres groupes d'animaux dont le corps offre un profil vermiforme, à savoir Némertiens et Gastrotriches. Ce sont des organismes acelomates qui présentent toutefois une organisation anatomique relativement complexe. Une caractéristique importante à ce titre est leur organisation cellulaire eutélique: disposant dès la sortie de l'oeuf d'un nombre fixe de cellules, sans possibilités régénératives, toute lésion grave est létale.

La gamme de tailles dans laquelle se situent les rotifères est comprise entre 100 et 600 micromètres. Le type qui sert le plus souvent de base descriptive à la morphologie est *Brachionus calyciflorus* PALLAS (fig. 1.1). Cette espèce type fait partie de l'ordre des *Monogononta*, subdivision la plus importante de la classe des Rotifères en termes du nombre d'espèces. Les deux autres ordres répertoriés, quantitativement moins représentés, sont soit essentiellement benthiques (*Bdelloidea*), soit confinés au milieu marin (*Seisonoidea*), et de ce fait beaucoup moins importants. A ce stade, il convient également de noter que les populations rotifériennes étant, chez les *Monogononta*, le plus souvent constituées uniquement de femelles (voir section 1.1.1.2), la description du type adulte s'appuie sur les individus de ce sexe.

Le corps des rotifères présente trois parties distinctes:

La tête:

Elle porte une structure anatomique singulière qui a inspiré le terme de rotifère. Cette structure, localisée à la partie supérieure, porte le nom d'organe ciliaire. Elle est constituée d'une bande circulaire de cils entourant l'apex de la tête, et d'un espace péribuccal également cilié. Ces deux parties sont agencées de manière plus ou moins concentrique. Ce modèle de base est modifié à des degrés divers, selon les genres et espèces. On attribue à l'ensemble une double vocation. Par le mouvement vibratile des cils (donnant l'illusion de la rotation d'une roue), un microcourant d'eau se crée devant l'animal, dirigeant vers sa cavité buccale les particules en suspension situées à proximité directe. Par ailleurs, ce même mouvement permet la locomotion, principale fonction de cet appareil.

Il faut noter que chez les formes primitives, seul le champ péribuccal existe, et que ce champ tend à se réduire chez les espèces purement planctoniques. La réduction extrême de cette structure est observée chez les espèces carnivores (p. ex: *Asplanchna*)

Le tronc:

On retrouve, aussi bien à l'extérieur qu'à l'intérieur, de nombreuses structures uniques en leur genre.

Le corps de nombreux rotifères est recouvert, au moins partiellement, d'une cuticule sclérotée, monobloc ou fragmentée, plus ou moins épaisse, sécrétée par l'hypoderme. Cette tunique porte le nom de **lorica** et sa forme, ses ornements sont autant de critères taxinomiques importants. Elle constitue une protection pour l'animal qui peut souvent s'y rétracter complètement.

Une seconde caractéristique marquante apparaît dans la structure du système digestif. Au niveau du pharynx, qui est dilaté et musculeux, se situe un organe résultant de l'association complexe de pièces masticatoires dures: le **mastax**. On distingue quatre types de pièces, telles que représentées à la figure 1.2.

- . un **fulcrum**, pièce médiane, impaire et postérieure
- . deux **rami**, pièces latérocentrales mobiles et parfois protractiles
- . deux **unci**, pièces plus latérales et généralement cténiformes
- . deux **manubria**, pièces les plus latérales

L'agencement et le développement différent de ces pièces permettent de distinguer plusieurs grands types de mastax. Cette classification a une certaine valeur taxinomique. Les types majeurs sont caractéristiques de groupes d'espèces, tandis que les types intermédiaires, qui sont nombreux, sont souvent spécifiques et dénotent alors un haut degré de spécialisation dans le régime alimentaire présenté comme fortement tributaire des attributs anatomiques de l'espèce (type de mastax, structure de l'organe ciliaire, nature et fonctionnalité des appendices éventuels)

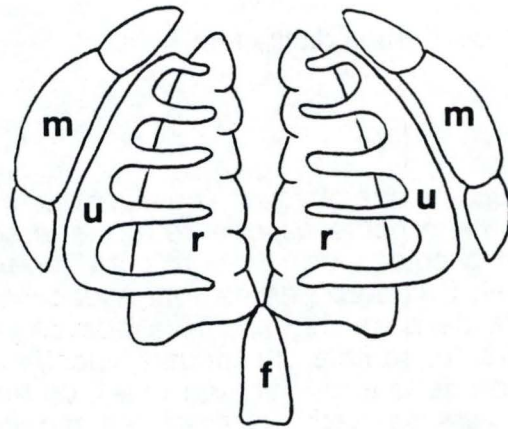


Figure 1.2: Les quatre types de pièces constitutives du mastax (redessiné d'après DE RIDDER, 1960).
 f: fulcrum., r: ramus., u: uncus., m: manubrium.

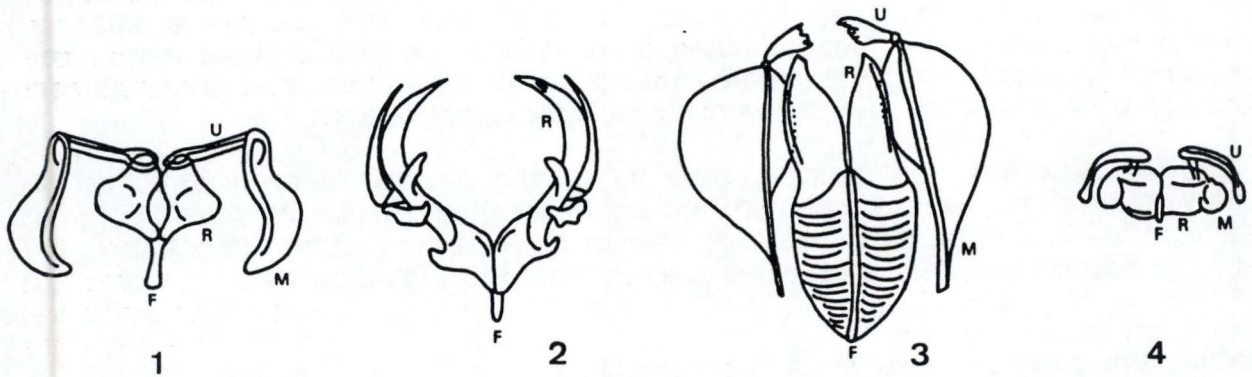


Figure 1.3: Différents types de mastax (d'après PONTIN, 1978).
 1: type mallée (*Brachionus*)., 2: type incudé (*Asplanchna*)., 3: type virgé (*Synchaeta*)., 4: type unciné (*Collotheca*).

La figure 1.3 reprend des représentations de différents types de mastax. *B. calyciflorus* dispose d'un mastax de type malléé, considéré comme primitif. Les mastax malléé (Brachionidae) et ramé (*Bdelloidea*) sont associés à un régime microphage, tandis que les types incudé (*Asplanchna*) et forcipé (*Dicranophorus*) permettent un mode de nutrition macrophage et généralement carnivore. Le type virgé, moins nettement défini, est quant à lui relié à un régime plus omnivore.

La résorption des aliments digérés chez les rotifères est stomacale. Lorsque le tube digestif est complet, celui-ci débouche sur un cloaque qui collecte parallèlement les liquides urinaires et les produits sexuels. L'anus manque souvent chez les espèces planctoniques qui vont parfois même jusqu'à perdre leur intestin, l'appareil digestif étant alors réduit à l'estomac flanqué de glandes digestives.

L'organisation nerveuse des rotifères est très simple. Le système nerveux se limite à un ganglion cérébroïde d'où partent un certain nombre de nerfs symétriques. On note fréquemment la présence d'un oeil simple, constitué d'une seule cellule parfois associée à des taches pigmentaires. Malgré cette relative simplicité, un phototropisme positif est souvent observé. Des organes sensoriels tactiles, de localisation diverse, complètent le système.

Les rotifères sont pourvus d'un système urinaire simple constitué par un appareil protonéphridien drainant les déchets du métabolisme vers deux tubes excréteurs s'abouchant dans une vessie elle-même connectée au cloaque. Les systèmes circulatoire et respiratoire sont totalement absents.

Le pied.

Cet appendice souvent rétractile et plus ou moins segmenté est particulièrement développé chez les espèces à mode de vie benthique. Il est à ce fait muni d'"orteils" à la base desquels débouchent des glandes pédieuses à sécrétion adhésive. Lorsque le mode de vie permet une évolution planctonique, le pied fait office de gouvernail. Il tend à disparaître complètement chez les espèces strictement planctoniques (p. ex: *Keratella*, *Asplanchna*).

1.1.1.2 Mode de reproduction.

Comme évoqué plus haut, l'essentiel des populations de rotifères est constitué par des femelles. La plupart du temps, la reproduction est parthénogénétique. Cette reproduction courante est menée à bien par un premier type de femelles, dites amictiques (en ce sens que leurs ovocytes ne subissent pas de méiose). Les oeufs qu'elles produisent donnent après éclosion de nouvelles femelles.

Sous certaines conditions, typiquement en réponse à des circonstances défavorables, on voit apparaître, de manière fugace, des individus mâles. Cette apparition est liée à celle, après un nombre indéterminé de générations parthénogénétiques, d'un second type de femelles, dites cette fois mictiques.

La morphologie de ces nouvelles femelles est identique à celle des femelles amictiques. Les oeufs que ces femelles mictiques produisent ont subi la méiose et leur devenir est double. Une partie de ces oeufs éclôt pour donner des mâles haploïdes.

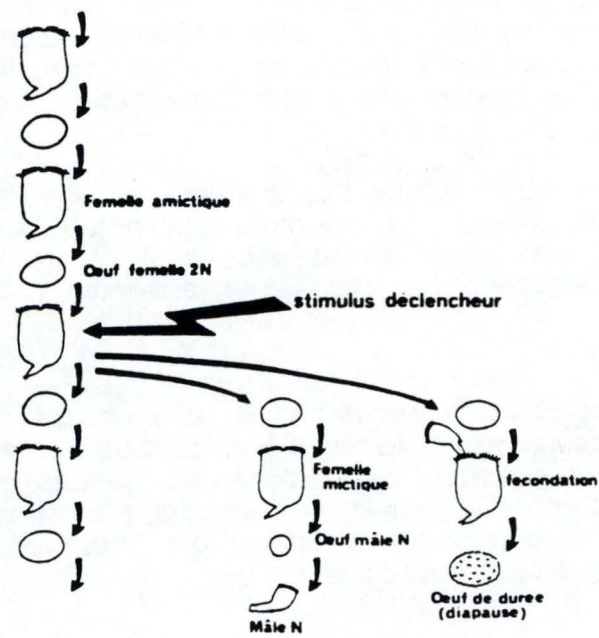


Figure 1.4: Cycle reproducteur des rotifères (d'après POURRIOT, 1986)

La fonction unique du mâle est la fécondation. Sa durée de vie est très limitée (maximum 48 heures). La fécondation s'opère suite à la perforation des téguments de la femelle mictique, et la semence est libérée à l'intérieur même du corps de celle-ci. Les oeufs fécondés se développent en oeufs dits "de durée", à coque épaissie. Ces oeufs vont joncher le sédiment, ou flotter à la surface, et éclosent dès le retour de conditions plus propices, redonnant des femelles de type amictique et relançant le cycle parthénogénétique.

La figure 1.4 synthétise les différentes voies reproductives décrites ci-dessus.

Des trois groupes zooplanctoniques principaux, les rotifères présentent la dynamique d'accroissement la plus rapide. La faible durée d'embryonnement et de la période juvénile réduit les temps de génération à un ou deux jours en conditions favorables. Cette rapidité constitue un de leurs principaux atouts compétitifs comme il sera développé ci-après.

D'un point de vue anatomique, il est intéressant de noter que l'unique ovaire des rotifères monogonontes femelles contient un nombre fixé de noyaux ovocytaires (une cinquantaine), et qu'en conséquence le nombre d'oeufs potentiellement produits est lui-même limité.

1.1.2 Cladocères. (d'après AMOROS, 1984)

1.1.2.1 Généralités.

Les Cladocères constituent un ordre rattaché à la sous-classe des Crustacés Entomostracés. La gamme de tailles varie de 0,2 à 3 millimètres.

Leur corps (figure 1.5) est la plupart du temps hyalin, rarement pigmenté. La segmentation, que l'on reconnaît généralement chez les crustacés, n'est ici que rarement décelable. Trois divisions sont visibles: tête, thorax et post-abdomen. Ces deux dernières parties du corps sont, chez la plupart des espèces, recouvertes d'une carapace bivalve diversement ornementée (striations, réticulations, soies, épines, etc.). Ces deux valves ménagent à leur face ventrale et postérieure une ouverture permettant la sortie des appendices thoraciques et du post-abdomen. La tête, seule partie à ne pas être protégée par ces valves, dispose de sa propre capsule céphalique, elle-même ornementée d'épines. Les valves et la capsule sont par ailleurs susceptibles de montrer des variations saisonnières du développement de ces ornements (cyclomorphose).

La tête des cladocères porte un oeil composé central, constitué d'un nombre variable de cristallins entourant un champ pigmentaire. Cet oeil est partiellement mobile par le biais de trois paires de muscles. Il est par ailleurs associé à un ocelle parfois absent.

Les appendices dont disposent ces organismes ont des fonctions spécialisées. Au niveau de la tête, on retrouve successivement les antennules, à rôle sensoriel, et les antennes, particulièrement développées chez les espèces planctoniques, mues par de puissants muscles, et qui servent à la natation. Au niveau thoracique, par transparence, on dénombre cinq à six paires de pattes à structure biramée portant de nombreuses soies et épines.

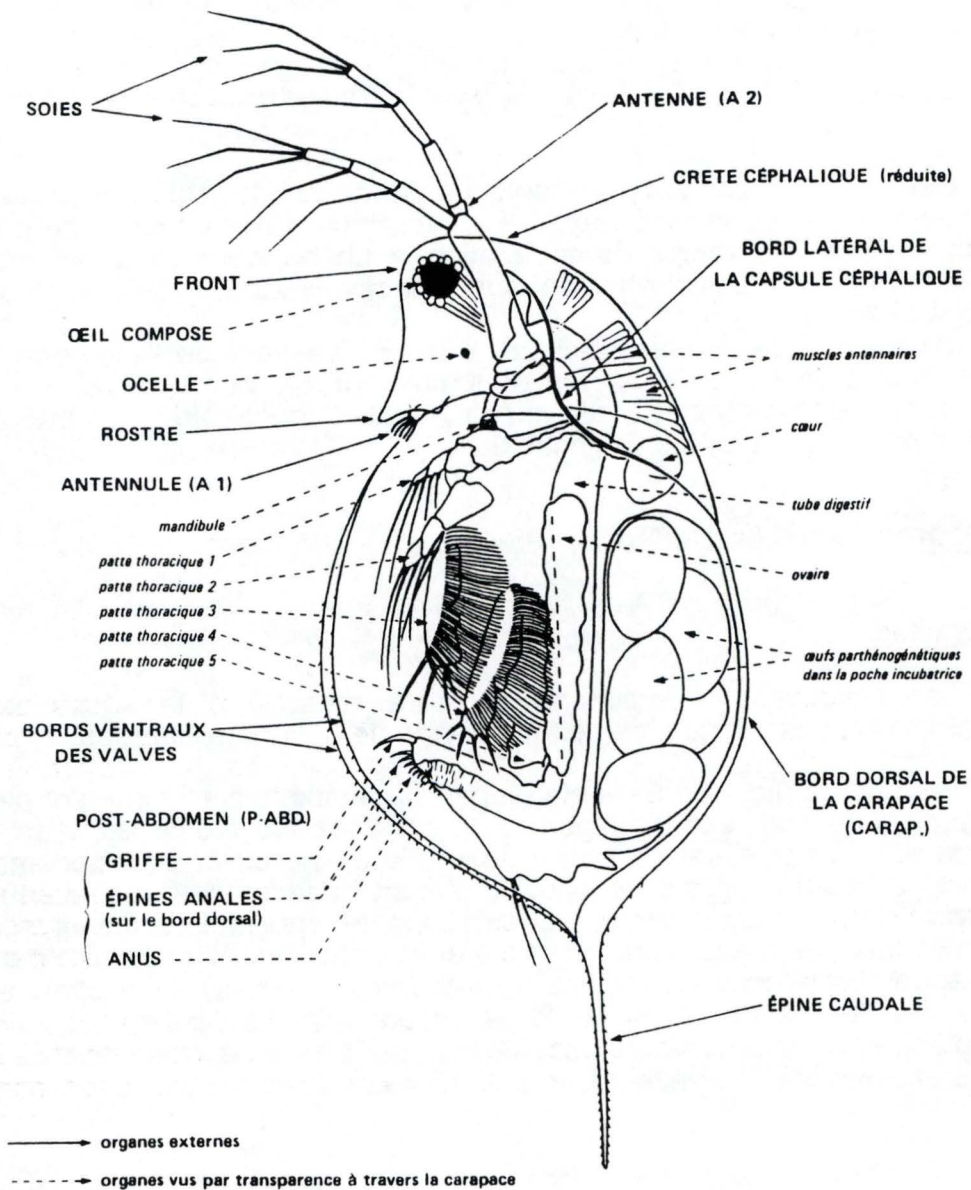


Figure 1.5: Organisation générale d'un cladocère (d'après AMOROS, 1984).

Les quatre premières paires sont particulièrement importantes. Les deux paires antérieures montrent un développement important chez les espèces carnivores et jouent alors un rôle de capture. Chez les filtreurs ce sont les troisième et quatrième paires qui connaissent le développement le plus poussé, comme visible sur la figure 1.5.

L'élément le moins volumineux du corps, le post-abdomen, peut lui-même être porteur de griffes et de soies. Il peut être rabattu au niveau des pattes thoraciques pour curer l'appareil filtrant.

Comme la description des structures ci-dessus peut l'évoquer, le régime alimentaire des cladocères présente différents profils. La prédation est le fait de quelques rares genres (p. ex *Leptodora*, *Polyphemus*) tandis que tous les autres sont considérés comme des filtreurs à spécialisation plus ou moins poussée, herbivores, bactériovores et détritivores. Le mode de nutrition par filtration est attribué au jeu des pattes thoraciques, créant un courant d'eau ventral, retenant dans leurs filets de soies les particules alimentaires et canalisant celles-ci vers la bouche.

Contrairement aux rotifères, les cladocères disposent d'un système circulatoire réduit à un cœur pulsatile dorsal. Il n'y a pas de vaisseaux sanguins proprement dits. A l'instar des rotifères, il n'y a pas non plus de système respiratoire et les échanges gazeux sont transtégumentaires, aidés ici par le brassage assuré par les pattes thoraciques et qui renouvelle l'oxygène à la surface d'échanges.

1.1.2.2 Mode de reproduction.

Une autre caractéristique commune aux cladocères et aux rotifères est la prédominance de la parthénogenèse dans le cycle vital. Les populations sont donc constituées la plupart du temps de femelles et l'apparition de quelques mâles est ici encore liée à la détérioration des conditions environnementales.

Les oeufs parthénogénétiques sont incubés et éclosent dans une chambre dorsale, produisant de nouvelles femelles. Les femelles à reproduction sexuée ne sont de nouveau pas distinctes des femelles parthénogénétiques. Leur fécondation par les mâles donne lieu à la production d'oeufs de durée à chorion épaissi et dont l'incubation est retardée.

Ces oeufs de durée représentent une forme de résistance, ils sont souvent libérés par l'éclatement des valves et n'éclosent qu'au retour des conditions favorables, produisant de petites femelles qui, après quelques mues, débute un nouveau cycle parthénogénétique.

La dynamique d'accroissement des populations de cladocères est assez nettement plus lente que celle des rotifères. On note des temps de génération (intervalle de temps séparant l'éclosion d'une femelle avec le moment où cette femelle pond son premier oeuf) qui s'échelonnent de quelques jours à quelques semaines. Ceci aura une importance centrale lorsqu'on examinera les peuplements zooplanctoniques des rivières.

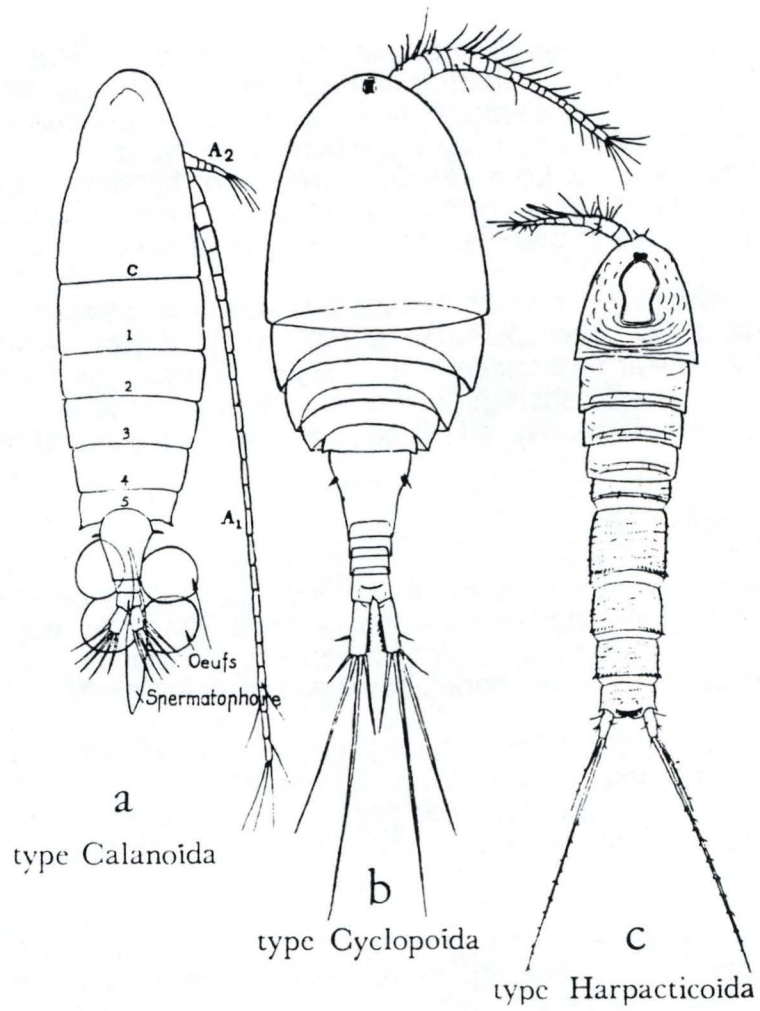


Figure 1.6: Les trois types de copépodes des eaux continentales (d'après DUSSART, 1967).

1.1.3 Copépodes. (d'après DUSSART, 1967)

Ce troisième groupe d'organismes zooplanctoniques comprend sept ordres, dont trois regroupent l'essentiel des espèces d'eaux douces. Ce sont également des Crustacés Entomostracés, dont la segmentation est, cette fois, clairement visible. Leur corps, de forme générale fusiforme, présente trois parties plus ou moins distinctes:

La **tête**, portant six paires d'appendices, dont le mouvement est associé à la nutrition. On note le fort développement des antennules qui peuvent atteindre une longueur supérieure à celle du reste du corps chez certaines formes marines.

Le **thorax**, constitué de cinq segments portant chacun une paire d'appendices à vocation natatoire.

L'**abdomen**, en général dépourvu d'appendices, constitué de cinq segments soudés à des degrés divers. Il se termine par une furca (segment modifié fourchu), formée de deux courtes branches sur lesquelles s'insèrent des soies.

La figure 1.6 représente les trois grands types de copépodes rencontrés en eaux douces.

Chez les *Calanoïda*: Le corps présente une nette séparation entre l'abdomen et l'ensemble tête/thorax. Les soies de la furca sont généralement au nombre de cinq, et équidimensionnées. Ce sont des formes essentiellement planctoniques.

Chez les *Cyclopoïda*: Le corps est plus globuleux, surtout la tête, qui est alors bien distincte. Les soies de la furca sont inégales. Leur mode de vie est plus volontiers benthique, et assez souvent phytophile.

Chez les *Harpacticoïda*: seule la tête est bien distincte. Ce groupe est considéré comme le plus primitif. Les soies de la furca sont de longueur inégales, et présentent souvent de fortes modifications. Ces copépodes colonisent des milieux très variés.

La reproduction des copépodes est uniquement sexuée (exceptionnellement parthénogénétique). Le mâle, de dimensions plus modestes que la femelle, dépose ses spermatophores à coque chitineuse à proximité de l'orifice génital de celle-ci. Pour se fixer à la femelle, ses appendices céphaliques sont modifiés structurellement pour la préhension. Cette modification est visible très tôt dans le développement de l'animal.

Les oeuf fécondés sont pondus libres, ou encapsulés dans des sacs ovigères pourvus d'une enveloppe résistante. Ils éclosent pour donner de petites larves nauplies. Le nombre de stades séparant cette larve de l'adulte (fig. 1.7) est typiquement de 10 (cinq autres stades nauplies, et cinq stades copépodites, répliques en plus petit de l'adulte), l'adulte représentant le douzième stade. Toutefois, chez de nombreux *Cyclopoïda* et *Harpacticoïda*, un stade nauplie est absent, réduisant le développement à onze stades au total.

La durée de développement est variable selon les espèces. Elle varie en général de un à trois mois. Il existe des formes présentant une seule génération annuelle, d'autres deux, selon le caractère saisonnier. La vie adulte peut, quant à elle, se prolonger plusieurs mois.

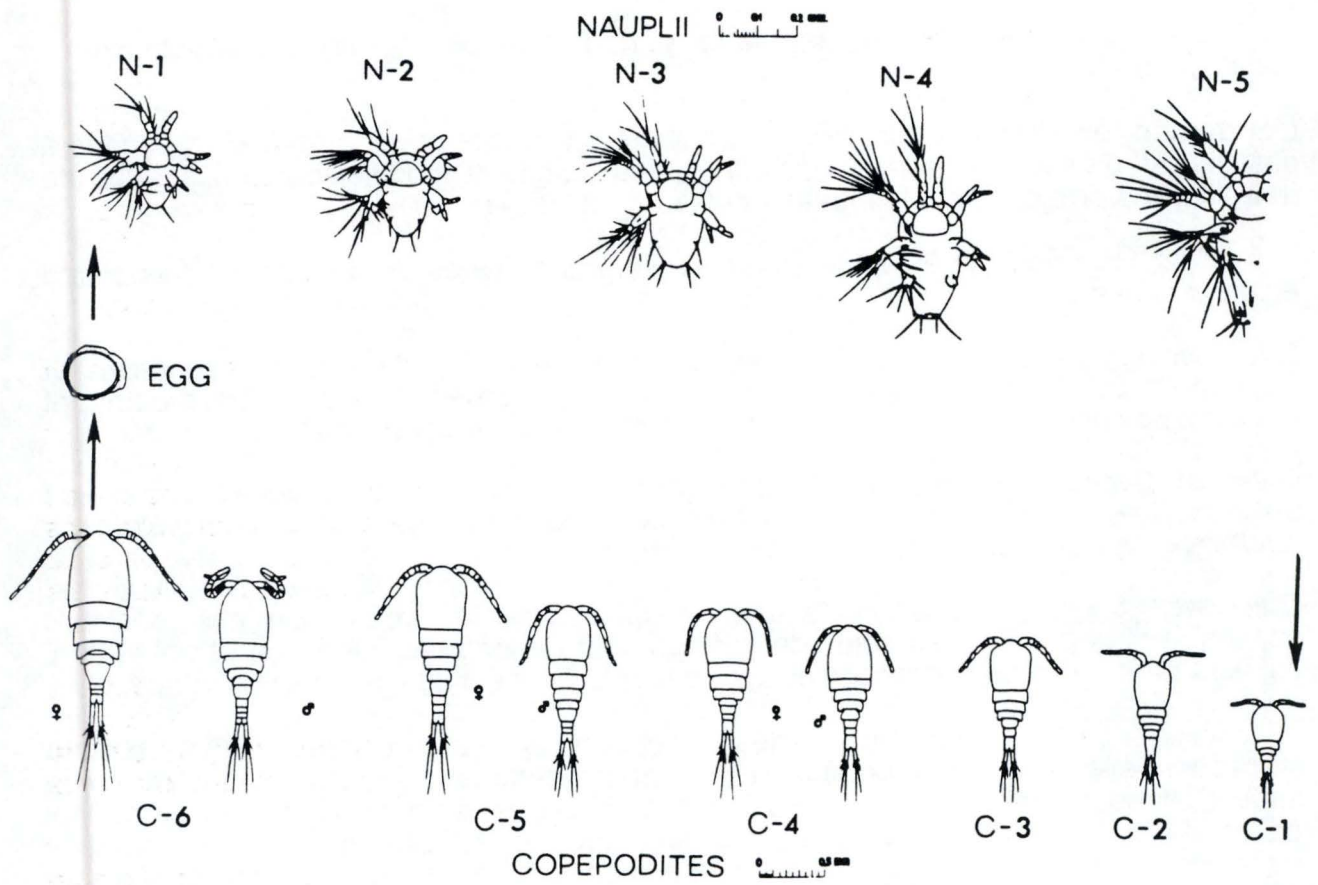


Figure 1.7: Les différents stades de développement du cycle vital des copépodes.

Le régime alimentaire des copépodes est très varié. Si les formes planctoniques sont plus ou moins omnivores, les formes benthiques sont plutôt détritivores et carnivores. Il n'existe toutefois pas de séparation bien tranchée. Les *Calanoïda* sont essentiellement phytophages et parfois extrêmement sélectifs. Leur mode de nutrition est filtreur et leur anatomie buccale détermine leur alimentation qui peut contenir des particules très diverses (bactéries, champignons, particules argileuses, pollens...). Les *Cyclopoïda* sont des omnivores à tendance prédatrice (planaires, oligochètes, macroinvertébrés et alevins de poissons pour les plus grands!). Le cannibalisme n'est pas rare. Leur mode de nutrition est, en conséquence, adapté à la capture ("raptorial feeders", PETERS, 1984).

1.1.4 Protozoaires et organismes occasionnels.

Les peuplements en protozoaires des eaux douces sont constitués essentiellement de rhizopodes (amibes), de microflagellés et de ciliés. Le régime alimentaire des ciliés comprend des bactéries et des éléments du picoplancton (BEAVER et CRISMAN, 1989). Ils jouent donc à ce titre un rôle important dans les boucles microbiennes et pourraient contribuer au transfert d'une fraction importante du carbone picoplanctonique aux niveaux trophiques supérieurs, comme le mettent en évidence CARRICK et FAHNENSTIEL (1991) lors d'une étude menée sur le lac Michigan sur des microflagellés à nutrition également picoplanctonique. Dans le même ordre d'idée, ADMIRAAL *et al.* (1990) lient la relativement faible biomasse bactérienne observée dans le cours Hollandais du Rhin, pourtant considéré comme fortement pollué organiquement, à l'existence d'une importante chaîne hétérotrophe basée sur d'abondants peuplement d'amibes et de *Vorticella*. Bien que généralement peu étudiés, les protozoaires peuvent constituer, en période hivernale, la fraction dominante du zooplancton (DE RUYTER VAN STEVENINCK *et al.*, 1989). Les protozoaires aquatiques apparaissent être des compétiteurs peu efficaces, notamment vis-à-vis du zooplancton crustacé mais également des petits métazoaires tels que les rotifères (HAVENS, 1993).

Un dernier groupe d'organismes zooplanctoniques est constitué par les larves véligères de la moule zébrée *Dreissena polymorpha* PALLAS. L'apparition de ces petites larves dans les eaux d'Europe Occidentale où cette espèce, originaire de la région Caspienne, s'est répandue, se fait à une période bien déterminée du cycle annuel, variable d'un milieu à un autre.

Le régime alimentaire des adultes, benthiques, est connu comme planctivore, bactériophage et détritivore (MORTON, 1971) avec une efficacité accrue pour les bactéries. Le spectre alimentaire des larves semble uniquement picoplanctonique, et restreint aux particules de 1 à 4 micromètres de diamètre (SPRUNG, 1989). McISAAC *et al.* (1992) ont mesuré des capacités filtrantes variant de 247 à 420 microlitres par individu et par jour, valeurs corrélées à la taille du véligère. Ces mêmes auteurs notent pour les adultes des taux de filtration presque 1200 fois supérieurs à ceux des larves.

Même si la durée de la vie planctonique est le plus souvent notée comme limitée à environ une semaine (ex: HILLBRICHT-ILKOWSKA et STANCZYKOWSKA, 1969), SPRUNG (1989) a pu mesurer des stades planctoniques allant jusqu'à une quarantaine de jours. L'étalement dans le temps de la période de reproduction permet un recrutement important pouvant, de nouveau, amener à une situation où ces larves dominent les peuplements (voir section 1.5.3). Leur impact réel mériterait, à ce titre, d'être évalué.

1.2 Structure des communautés zooplanctoniques.

1.2.1 Le cas particulier des eaux courantes.

Une caractéristique marquante que l'on retrouve dans les études effectuées sur le zooplancton des grandes rivières est la dominance parfois écrasante des rotifères au niveau des effectifs (FERRARI *et al.*, 1989; HOPPE, 1992; SANDERSON, 1992; POURRIOT *et al.*, 1982). L'apparition des formes crustacées en nombres significatifs n'est observée alors qu'au cours de l'été, période coïncidant avec les plus faibles débits. Selon HYNES (1970), ces observations sont autant d'illustrations du fait que la structure d'un peuplement est un compromis entre deux facteurs principaux: d'une part la stabilité du milieu, liée au flux des masses d'eau et en particulier à leur temps de résidence, et le type de dynamique de population d'autre part.

1.2.1.1 Modalités de la vie planctonique en rivières.

Suivant les conceptions classiques, qui considèrent qu'une rivière est une masse d'eau s'écoulant à une vitesse moyenne uniforme, la subsistance d'une population planctonique quelle qu'elle soit sur un tronçon donné d'une eau courante n'est possible que si cette population est capable de doubler ses effectifs en un temps suffisamment court, avant d'être évacuée vers l'aval.

Ajoutée à cette première contrainte liée au transport unidirectionnel, la dilution par les apports d'eaux latéraux des affluents conditionne également les possibilités de développement de la biomasse planctonique (DESCY *et al.*, 1987). Ce terme de dilution dépend de la section **A** de la rivière sur un tronçon de longueur **x**, et du volume des apports de débit (**dQ**) sur l'ensemble de ce même tronçon. Par une simplification des termes, l'accroissement de biomasse planctonique peut se formuler par:

$$\frac{dB}{dt} = (\mu - d - \left(\frac{1}{A} \frac{dQ}{dx}\right)) B$$

avec $\left(\frac{1}{A} \frac{dQ}{dx}\right)$ le taux de dilution

et où μ et d sont respectivement le taux de croissance et de mortalité (en j^{-1}) de la biomasse B.

On voit immédiatement que l'accroissement de la biomasse ne sera possible qu'à la condition expresse que son taux de croissance net ($\mu - d$) excède le taux de dilution. Pour faire une analogie à ce système, on peut comparer un tronçon de rivière à un gigantesque chémostat: le taux de croissance de la population devant nécessairement être égal ou supérieur au taux de renouvellement du milieu pour que cette population puisse se maintenir ou s'accroître. Dans un tel contexte, il apparaît que les organismes disposant des temps de génération les plus courts seront les plus à même de répondre à ces exigences dynamiques.

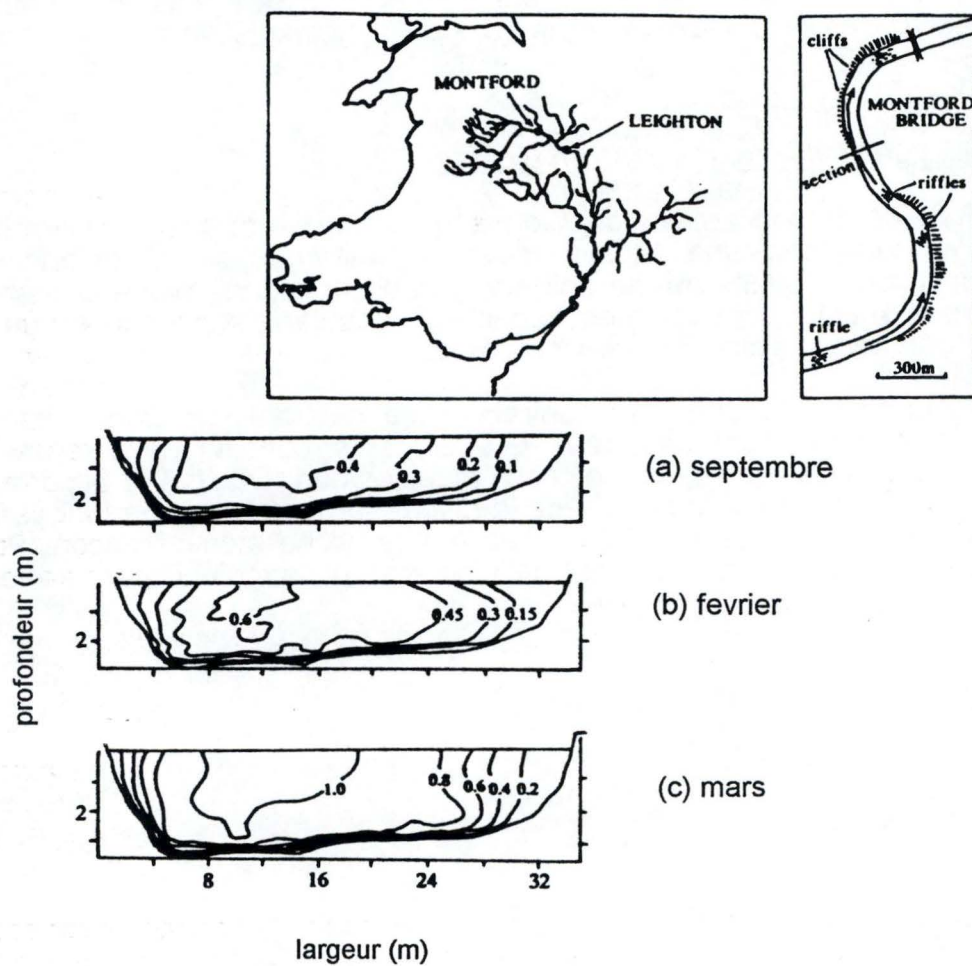


Figure 1.8: Profil transversal de répartition des vitesses d'écoulement (exprimées en ms^{-1}) mesurées en trois périodes, sur la Severn, à Montford (d'après REYNOLDS *et al.*, 1991).

Un exemple est fourni par le Rhin. Selon WINNER (1975), l'apparition de quelques organismes zooplanctoniques en rivière est observée à partir d'une distance à la source correspondant à six jours de dérive, et la présence d'une population abondante à vingt jours de dérive. Avec un temps de transfert moyen des masses d'eau s'étalant sur environ onze jours, du Lac de Constance à la Mer du Nord (ADMIRAAL *et al.*, 1990), le Rhin occupe une position intermédiaire entre ces deux situations. En effet, il apparaît que les populations zooplanctoniques recensées le long du Rhin ne sont guère abondantes, atteignant des densités de l'ordre de 500 individus par litre et n'augmentant significativement vers des densités supérieures à 1000 individus par litre que très en aval, dans le delta (DE RUYTER VAN STEVENINCK *et al.*, 1992).

Par comparaison avec d'autres rivières de bien plus faible longueur, telles le Neckar (affluent du Rhin), où l'on retrouve des densités pouvant atteindre des plafonds situés entre 1000 et 10000 rotifères par litre dans les stations les plus en amont (HOPPE, 1992), les densités obtenues pour le cours principal du Rhin sont faibles.

Toutefois, les conceptions basées sur le transport longitudinal des masses d'eau à une vitesse uniforme paraissent clairement insuffisantes et trop simplifiées. Dans un profil effectué sur une section d'un cours d'eau, les vitesses d'écoulement sont loin d'être également distribuées, aussi bien sur la largeur que sur la profondeur, comme l'illustre la figure 1.8. Toute une gamme de vitesses, parfois très différentes, existe. Selon la position qu'occupe une population, son temps réel de résidence peut être très nettement supérieur à celui calculé à partir d'une simple vitesse moyenne.

L'existence de "zones mortes", telles celles mises en évidence sur la Severn (Grande-Bretagne), où des biomasses de phytoplancton énormes se développent dans des irrégularités du tracé de la rivière, zones protégées où le flux est quasi nul (REYNOLDS *et al.*, 1991), permet d'envisager le développement et le maintien en ces endroits de populations planctoniques à temps de génération long pouvant "ensemencer" le cours principal .

1.2.1.2 Origine des peuplements zooplanctoniques des grandes rivières

Avec un temps de génération d'environ 48 heures, les rotifères paraissent les mieux armés pour faire face aux contraintes évoquées ci-dessus, et établir des populations importantes dans ces milieux instables. Ces facultés dynamiques constituent une première explication de leur dominance notoire.

Les temps de génération longs des cladocères et copépodes apparaissent par contre peu conciliables avec les exigences de la vie planctonique en milieu potamique. Dès lors l'explication de leur présence doit être recherchée en considérant comme un handicap ces paramètres dynamiques qui leurs sont nettement défavorables.

HYNES (1970) considère la faune zooplanctonique des eaux courantes à flux relativement rapide comme provenant uniquement de la dérive d'individus à partir de milieux lents associés. Ce n'est que lorsque le flux se ralentit qu'une part des populations peut être réellement considérée comme indigène et se perpétuant sans apport extérieur.

On peut citer comme source externe possible toute pièce d'eau stagnante, naturelle ou artificielle, ayant de manière permanente ou épisodique un lien physique avec la rivière (réservoirs de barrages, noues, étangs mis en communication lors d'épisodes de crues, bassins d'orage, etc.). Ces milieux agiraient comme des sources de recrutement. Il faut encore ajouter à cette liste les cours d'eau émissaires.

Plusieurs indices existent qui permettraient de statuer sur une origine plus que probablement allochtone des populations de crustacés rencontrées dans certaines rivières. Ce sont d'une part des maxima de densités observées corrélés aux épisodes de crues, et d'autre part l'absence quasi totale de femelles adultes ovigères chez les copépodes (POURRIOT *et al.*, 1982).

Si l'on s'en tient à la vision classique de l'écoulement des masses d'eau d'un système fluvial, ces observations se combinent pour conférer aux populations crustacées des grandes rivières un caractère plus ou moins artificiel et accidentel. Ce n'est alors que lorsqu'un ralentissement conséquent du flux se produit, comme c'est le cas dans un delta, que les effectifs de ces populations peuvent atteindre des densités comparables à celles rencontrées en milieu lacustre (ADMIRAAL *et al.*, 1990; DE RUYTER VAN STEVENINCK *et al.*, 1992). En conséquence, on devrait considérer dans la plupart des cas que seuls les rotifères édifient des populations réellement indigènes aux grandes rivières.

Si maintenant on fait référence aux nouvelles conceptions exposées ci-dessus, le caractère prétendument allochtone des populations de crustacés doit sans doute être reconsidéré. Un indice important est le développement de ces populations en conditions estivales, marquées par un ralentissement des flux et une diminution des débits. Comment expliquer cette croissance, alors que les épisodes de crues se raréfient en ces époques, et que le recrutement en individus migrants diminue d'autant? On ne peut dans ce contexte concevoir l'accroissement que si on admet la possibilité d'un développement réel *in situ*. L'existence de "zones mortes" le long du tracé de la rivière fournit (aussi bien pour le phytoplancton que pour le zooplancton) une série de refuges où ces organismes peuvent fort probablement trouver les conditions idéales pour se développer en toute quiétude.

Ce développement suppose non seulement l'achèvement du "parcours" de chaque individu (transformation des nauplies en copépodites et croissance ultérieure de ceux-ci) mais également l'accomplissement du cycle vital, avec la production d'une nouvelle génération. Il nous a été donné au cours de la présente étude d'observer sur un échantillon naturel des couples de copépodes adultes (en Meuse, à la date du 31 Août), ce qui met l'accent sur la possibilité réelle d'un recrutement *in situ*.

Selon POURRIOT *et al.* (1982), le généralement faible développement naturel du zooplancton crustacé en rivières est, qui plus est, entravé par la prédation sélective exercée par les poissons (voir plus loin) et par l'absence de zones refuges potentielles qui pourraient constituer les herbiers des berges. Cette importance de la végétation macrophytique implantée au voisinage des berges est souvent invoquée pour les crustacés qui sont souvent phytophiles. Ainsi, l'introduction de la carpe herbivore dans un bras du Danube envahi de végétation immergée y a conduit à l'élimination progressive des crustacés qui pourtant y dominaient (VRANOVSKÝ, 1991). Ceci constitue un premier type d'influence possible de la faune piscicole qui peut altérer l'habitat préexistant, sans exercer de prédation. Enfin, cette influence bénéfique des végétaux des berges perd tout son sens lorsqu'on se situe sur des rivières complètement aménagées dont les berges, bétonnées, perdent tout intérêt biologique (SANDERSON, 1992).

Pour en revenir aux sources externes de zooplancton, notons également que si les milieux lentiques associés et les zones mortes agissent comme sources des peuplements de cladocères et copépodes, ils alimentent également les rivières en rotifères, ce qui est probablement moins directement déterminant pour ces derniers. ADMIRAAL *et al.* (1990) posent la question du maintien de ces sources extérieures. S'il est vrai qu'elles jouent un rôle prépondérant, quelles seraient les conséquences de leur suppression comme c'est le cas lorsque les cours des rivières subissent de profonds remaniements suite à des exigences de régulation pour la navigation? A notre connaissance, aucune étude n'a visé à quantifier l'effet d'un tel phénomène.

La dominance des rotifères dans les grandes rivières nous amènera à concentrer notre attention sur ce groupe d'organismes, et ils illustreront la plupart des sections suivantes.

1.2.2 Influence de facteurs abiotiques autres que l'écoulement.

Il est impossible de considérer le zooplancton comme un ensemble homogène se comportant de manière uniforme vis-à-vis des caractéristiques physicochimiques des eaux. Dans chaque groupe existent des espèces dont les préférences peuvent parfois être très éloignées de celles de leurs congénères, rendant toute tentative de généralisation abusive. Quelques tendances globales peuvent toutefois être décelées, appuyées sur l'exemple des rotifères:

A) Facteurs dont les variations sont lentes et progressives

Sont regroupés sous cette section les facteurs liés à la minéralisation des eaux: pH, salinité et, dans une moindre mesure, l'état trophique.

Ces facteurs sont généralement considérés comme les moins déterminants. L'influence de modifications de pH apparaît de manière sensible lors de phénomènes à long terme tels l'acidification graduelle (ex: les lacs Suédois; PEJLER *et al.*, 1983). La salinité est probablement le facteur le moins influant, et montre plus un effet sur la diversité (GREEN, 1993) que sur l'abondance et la survie. Dans la plupart des cas, l'effet de ces facteurs reste limité essentiellement à des modifications faunistiques. L'influence positive du degré trophique sur la diversité et les abondances est à mettre en relation avec la hausse globale de productivité qui accompagne l'enrichissement du milieu.

B) Facteurs dont les variations sont plus rapides

La périodicité de variation de ces facteurs est cette fois annuelle, saisonnière voire nyctémérale. Ce sont la température et la teneur en oxygène dissous qui influent de la manière la plus prononcée (RADWAN, 1984, in SANDERSON, 1992). La distribution verticale du zooplancton lacustre dans les strates bien oxygénées (p. ex HANEY, 1973) constitue une preuve indirecte de l'importance prépondérante de ce facteur. L'évolution saisonnière des températures détermine certes également des modifications faunistiques liées aux préférences thermiques (p. ex. POURRIOT, 1965), mais la température joue un rôle plus étroit à une foule de niveaux, principalement métaboliques. La fécondité, la durée d'embryonnement des oeufs, la vitesse de croissance sont autant de paramètres d'importance dynamique centrale qui sont placés sous dépendance de la température (POURRIOT, 1986; PEJLER *et al.*, 1983).

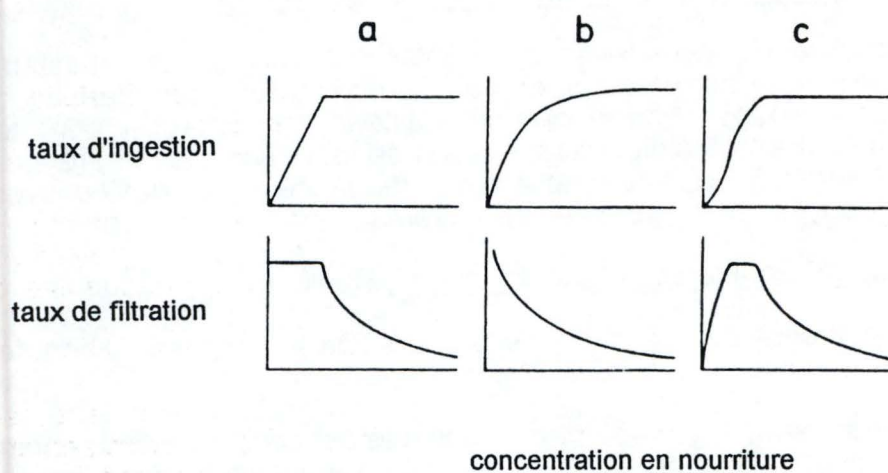


Figure 1.9: Les trois modèles descriptifs de l'évolution des paramètres nutritionnels F et G (d'après ROTHHAUPT, 1990a).

- a: modèle rectilinéaire.
- b: modèle curvilinéaire.
- c: modèle sigmoïde.

1.3 Relations trophiques: les forces structurantes des populations.

1.3.1 Le zooplancton comme consommateur primaire.

Tous les organismes appartenant aux trois groupes zooplanctoniques principaux, même si leur comportement peut être avant tout omnivore, ont à leur régime des éléments du phytoplancton. On désigne le phénomène de prise de nourriture du zooplancton (que ce soit une nourriture algale, bactérienne ou autre) par le terme de "grazing". Ce terme trouve dans la littérature francophone, lorsqu'il est traduit, un équivalent courant, à savoir "brouillage" (p. ex. MOURELATOS *et al.*, 1990). Le terme "grazing" sera néanmoins conservé tel quel au cours de notre exposé. Nous commencerons par décrire les différents outils de quantification de la nutrition du zooplancton avant d'en préciser les aspects les plus importants de manière plus détaillée.

1.3.1.1 Les estimateurs de l'impact nutritionnel.(PETERS, 1984)

Deux paramètres simples sont couramment utilisés pour évaluer les capacités d'une espèce quelconque à prélever sa nourriture dans le milieu:

Le taux d'ingestion (**F** pour "feeding") correspond à la biomasse ingérée par l'animal sur un temps donné. Il n'existe pas d'unité standardisée d'expression de ce paramètre et il peut être traduit en différents termes tels que le nombre de cellules, la quantité de carbone, le contenu énergétique, etc.

Le taux de filtration (**G** pour "grazing") est probablement le paramètre le plus parlant des deux, en ce sens qu'il visualise le mieux l'impact réel possible. Il se définit comme le volume de suspension que l'animal est capable de filtrer en un temps donné pour en extraire la quantité ingérée telle que définie par le paramètre F. Cette fois, l'expression classique utilise le plus généralement des microlitres par individu et par unité de temps.

Il apparaît de cette dernière définition que **F** et **G** sont intimement liés. Pour une densité en nourriture donnée, l'animal cherchant à répondre à ses besoins énergétiques sera amené à consommer une quantité donnée de nourriture, et pour y parvenir à filtrer un certain volume de suspension, volume correspondant à celui contenant cette quantité donnée de nourriture. L'évolution parallèle de ces deux paramètres alors que la concentration en particules nutritives est croissante est schématisée sur la figure 1.9.

Trois modèles sont utilisés pour décrire cette évolution. Ces modèles ont été établis principalement sur base d'expériences effectuées sur les rotifères du genre *Brachionus* et sont revus dans ROTHHAUPT (1990a). Bien que différents par leur profil, on y retrouve certaines caractéristiques communes:

	espèce	type de nourriture	densité (cell/ml)	G max mesuré (µl/ind.h)	référence
Rotifères	<i>Brachionus calyciflorus</i>	<i>Chlamydomonas sphaeroïdes</i>	(-)	13	ROTHHAUPT, 1990a
	"	<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>	25000	15,2	JOAQUIM-JUSTO, 1992
	"	<i>Chlorella pyrenoïdosa</i>	(-)	1,05	MOURELATOS <i>et al.</i> , 1990
	<i>Brachionus rubens</i>	<i>Chlorella vulgaris</i>	12000	11,25	PILARSKA, 1977
	<i>Polyarthra dolichoptera</i>	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	10000	2,36	BOGDAN <i>et al.</i> , 1980
	<i>Filinia longiseta</i>	bactéries	(-)	0,179	OOMS-WILMS <i>et al.</i> , 1993
	<i>Euchlanis dilatata</i>	<i>Oscillatoria redekei</i>	(-)	4,125	GULATI <i>et al.</i> , 1993
	<i>Keratella cochlearis</i>	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	10000	8,13+/- 0,33	BOGDAN <i>et al.</i> , 1980
	"	<i>Rhodotorula glutinis</i>	10000	7,39+/- 1,42	"
	"	<i>Chlamydomonas sp.</i>	(-)	53	LAIR <i>et OULAD ALI</i> , 1990
<i>Keratella quadrata</i>	"	(-)	56	"	
<i>Kellicotia longispina</i>	"	(-)	52	"	
Cladocères	<i>Bosmina longirostris</i>	<i>Chlamydomonas sp.</i>	(-) X	364	LAIR, 1991
	<i>Daphnia longispina</i>	"	(-) X	399	"
	<i>Chydorus sphaericus</i>	"	(-) X	403	"
	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	"	(-) X	408	"
	<i>Daphnia galeata</i>	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	(-) X	867	HANEY, 1973
	<i>D. rosea</i>	"	(-) X	867	"
	<i>D. pulex</i>	(-)	(-) X	2333	HANEY <i>et HALL</i> , 1975, in ADRIAN, 1991
Copépodes	<i>Cyclops kolensis</i>	échantillon naturel	(-)	28	ADRIAN, 1991
	<i>C. vicinus</i>	"	(-)	40,6	"
	<i>Diaptomus oregonensis</i>	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	(-) X	58,3	HANEY, 1973

(-) non précisé, ou exprimé dans un système d'unités non convertible

X mesure effectuée in situ

Tableau I.I: Quelques valeurs indicatives de taux de filtration

Le taux d'ingestion est nul aux faibles densités en particules et s'élève pour atteindre un plateau correspondant à la quantité maximale ingestible par l'animal.

Le taux de filtration est maximal aux faibles densités en particules, puis décroît graduellement vers des valeurs presque nulles aux densités élevées. On peut toutefois concevoir que, comme le décrit le troisième modèle, le processus filtreur est totalement stoppé en absence de toute nourriture.

L'allure générale peut se comprendre comme suit: aux faibles densités de nourriture, l'animal doit consentir un effort important pour collecter une quantité suffisante de nourriture, ce qui explique les taux de filtration élevés, tandis que l'ingestion reste, malgré ces efforts, faible. Lorsque la densité augmente, cet effort devient de moins en moins nécessaire et de plus en plus efficace, d'où la chute du taux de filtration et la hausse du taux d'ingestion. Lorsque les densités sont très élevées, on atteint la saturation, que l'on associe à un colmatage de l'appareil filtrant ou plus généralement de la bouche. La filtration est alors quasiment stoppée.

Pour être complet, il reste à évoquer l'existence d'un troisième paramètre également fréquemment usité: le taux d'assimilation (A). Ce terme quantifie la proportion de la quantité de nourriture ingérée qui est retenue par l'animal et potentiellement convertible en biomasse par le métabolisme. Il prend son sens principalement dans des études de production secondaire et présente moins d'intérêt dans le contexte qui nous occupe.

1.3.1.2 Ordres de grandeur et impact différentiel.

Le tableau I.1 résume quelques séries de valeurs mesurées de taux de filtration relevées dans la littérature et basées sur différents types de nourriture. Cette liste n'est bien entendu pas exhaustive, mais offre une illustration frappante des différences d'échelles existant entre les groupes d'organismes considérés. Il est difficile de considérer ces chiffres comme tout à fait comparables et indicatifs des possibilités maximales réelles des espèces étudiées, et ceci pour plusieurs raisons:

- les méthodologies de mesure employées sont différentes
- le matériel nutritif utilisé n'est pas nécessairement optimal pour les espèces (voir sections 1.3.2.1 et 1.3.2.2), dont les préférences sont rarement évoquées par les auteurs.
- les densités de nourriture testées sont souvent non précisées, et lorsqu'elles le sont, c'est rarement dans le même système d'unités.
- le tableau combine des mesures en laboratoire et des mesures *in situ*, la transposition d'un cadre à l'autre n'étant pas chose aisée.

De ce tableau on retire ainsi que les cladocères présentent des taux de filtration excédant nettement ceux de la plupart des rotifères.

En moyenne, faisant abstraction de toute considération autre que purement fonctionnelle, un cladocère a "le poids" de 40 à 50 rotifères (DUMONT, 1977). Les chiffres rassemblés ici en donnent confirmation. Pour les copépodes, la plupart des données reprises sont relatives à des cyclopoïdes dont le régime est plutôt omnivore (ADRIAN, 1991).

1.3.2 La modulation de l'activité nutritionnelle.

Les premières sources de modulation sont à rechercher dans le statut même des individus. PETERS (1984) note des variations à mettre en relation avec les stades physiologiques de l'animal. Ainsi le sexe, le fait de porter des oeufs, l'âge et la taille sont-ils considérés comme importants. Dans une étude menée sur une population hétérogène de *Brachionus calyciflorus* constituée de juvéniles et d'adultes, ovigères ou non, MOURELATOS *et al.*(1990) ont montré que les *Brachionus* adultes (les plus grands en taille) présentent des taux de filtration atteignant le triple de ceux mesurés pour les juvéniles.

D'autres modulations interviennent lorsqu'on considère ce qui est ingéré. Toutes les particules alimentaires se présentant à la disponibilité des organismes zooplanctoniques dans la nature ne sont pas considérées de la même manière par tous ces organismes. Entre groupes comme au sein de chaque groupe des préférences semblent exister, basées sur une variété de facteurs, dont les plus importants dans le cas des rotifères sont la taille et la qualité nutritionnelle des cellules consommées (DUMONT, 1977; POURRIOT, 1977; ROTHHAUPT, 1990b, 1991)

1.3.2.1 Sélectivité sur base de la taille.

DUMONT (1977) situe la gamme de tailles recherchée par les rotifères dans les limites de 1 à 20 micromètres. Dans une étude menée sur trois espèces du genre *Brachionus*, ROTHHAUPT (1990b) montre que la gamme de taille recherchée est spécifique et ne se modifie pas avec l'âge et donc avec la taille de l'animal, *Brachionus calyciflorus* sélectionnant avec le maximum d'efficacité les particules de 10 micromètres, *B. rubens* celles de 5 micromètres et *B. angularis* les plus petites particules proposées, à savoir celles de 3,5 micromètres (les mesures données sont des diamètres). Ceci confirme les idées de DUMONT (1977) qui lie le régime alimentaire à l'équipement anatomique dont dispose l'espèce, principalement son mastax, considérant sa taille comme beaucoup moins déterminante.

D'autres mécanismes interviennent toutefois qui peuvent permettre d'exploiter des particules dont la taille est en dehors des fourchettes préférentielles. Ainsi le rotifère *Keratella cochlearis*, que l'on sait anatomiquement limité aux particules d'un diamètre maximal de 10 micromètres s'avère-t'il tout à fait capable de se nourrir de cellules de *Cryptomonas* pourtant beaucoup plus grandes (une cinquantaine de micromètres de longueur). Il happe ces cellules par leur flagelle et les brise, récupérant les fragments dont la taille est parfaitement compatible avec ses exigences (POURRIOT, 1977). Aussi cette restriction anatomique doit-elle être considérée avec réserve. Elle constitue une contrainte générale, mais des exceptions peuvent subsister.

Les cladocères de par leur taille plus grande, ont accès à une plus grande variété de calibres de particules, mais marquent également une préférence pour les plus petites, dont le diamètre avoisine la quinzaine de micromètres (BROOKS et DODSON, 1965 in SANDERSON, 1992), ce qui en fait des concurrents des rotifères pour l'accès à cette fraction des ressources.

1.3.2.2 Qualité nutritionnelle.

Une autre forme de sélectivité amènerait à une recherche préférentielle basée sur la qualité de la nourriture. Il est possible que certains types algaux soient positivement sélectionnés car conférant au consommateur un avantage quelconque (POURRIOT, 1977). Ceci pourrait être alors lié à un contenu énergétique plus important, une meilleure digestibilité, un meilleur rendement d'assimilation, etc.

Plusieurs indications existent que certaines algues se montrent virtuellement impropres à la consommation. Ainsi des colonies de *Pediastrum* entourées de leur gangue mucilagineuse peuvent elles traverser complètement le tractus digestif de cladocères et en être expulsées parfaitement indemnes (STOYNEVA, communication personnelle).

Les cas les plus documentés concernent encore le comportement des algues bleues. Celles-ci sont fréquemment regardées comme des proies secondaires, souvent totalement dédaignées. D'une manière générale, ROTHHAUPT (1991) note deux modes possibles d'interférence de ces algues avec le processus nutritionnel: il peut d'une part s'agir d'une interférence purement mécanique, d'un colmatage de l'appareil filtreur par les filaments (Cette interférence serait essentiellement préjudiciable aux cladocères). D'autre part un certain degré de toxicité faible ou aiguë n'est pas rare.

DUMONT (1977) note également que de grandes colonies ne sont que peu exploitables par les grands filtreurs peu sélectifs tels les cladocères, alors que les rotifères sont moins gênés par ces associations. Des observations de *Keratella cochlearis* se nourrissant de filaments d'*Aphanizomenon* (Cyanobactéries filamenteuses) en les "grignotant" par une extrémité ont été faites à plusieurs reprises par SANDERSON (1992). La dégradation de ces structures coloniales fournit par ailleurs de nombreuses particules détritiques de calibre tout à fait adéquat pour les rotifères microphages.

ROTHHAUPT (1991) met encore en évidence un double mode d'interférence mécanique. La présence de longs filaments non ingestibles diminue globalement l'ingestion d'autres algues présentes, et a un impact global négatif sur les taux de croissance.

Enfin, d'autres observations semblent indiquer que les algues bleues peuvent être efficacement utilisées et ne seraient finalement pas totalement dédaignées. Une étude menée par GULATI *et al.* (1993) montre que le rotifère *Euchlanis dilatata* peut ingérer quotidiennement jusqu'à sept fois son poids corporel d'un régime composé exclusivement d'algues bleues, avec une efficacité d'assimilation pouvant atteindre 100%. Le cas extrême d'adaptation alimentaire aux algues bleues est constitué par le rotifère *Lindia torulosa*, dont le spectre alimentaire paraît restreint aux Cyanobactéries filamenteuses, excluant même les formes unicellulaires (POURRIOT, 1965).

1.3.2.3 Disponibilité de la nourriture.

Le fait pour une espèce d'être sélective constitue une arme à double tranchant. Des variations dans la composition des communautés algales peuvent profondément toucher les communautés de brouteurs. Bien au delà de leur simple comportement nutritionnel, c'est leur survie qui est en jeu. Les espèces les plus spécialisées seront limitées aux époques de l'année où leur nourriture sera disponible en quantités suffisantes. Inversement, les espèces dites 'généralistes', beaucoup moins sélectives, ne seront pas ou peu touchées par des modifications des populations de leurs proies (SANDERSON, 1992).

Typiquement, on rencontre une sélectivité élevée en conditions eutrophes, quand la nourriture est abondante et diversifiée et la spécialisation permet un partage des ressources. Par opposition, la sélectivité apparaît superflue, voire dangereuse en milieu oligotrophe ou la pauvreté de la nourriture et sa faible diversité ne permettent pas l'existence d'une spécialisation élevée (DUMONT, 1977).

1.3.2.4 L'importance centrale de la température.

Il apparaît de plus en plus actuellement que le concept d'organisme filtreur doive être reconsidéré. PETERS (1984) synthétise les nouvelles vues en la matière. On pense ainsi qu'à l'échelle microscopique à laquelle évoluent les organismes dits filtreurs, l'eau constitue un milieu très visqueux et qu'elle ne peut filtrer à travers les soies et appendices de collecte. Ces appendices ne doivent en conséquence plus être vus comme des tamis sélectifs, mais plutôt comme des rames canalisant des "paquets" d'eau vers la bouche. C'est alors précisément la bouche qui devient le lieu de la sélectivité réelle. Cette observation affecte principalement les crustacés. Pour les rotifères ou le rôle premier du mouvement de l'organe ciliaire est la locomotion (DUMONT, 1977), il y a absence d'appareil filtrant proprement dit.

Comment dès lors interpréter le rôle de la température? Celle-ci agit sur la nutrition par le biais de la viscosité de l'eau. Ainsi, une élévation de température se traduit par une baisse hyperbolique de la viscosité. Une eau plus chaude permet donc une progression facilitée, une nage plus aisée, autant de phénomènes microscopiques qui influent positivement (d'un point de vue strictement physique) sur le comportement nutritionnel du zooplancton.

1.3.2.5 Influences possibles de l'écoulement.

Lorsque le milieu est turbulent, la plupart des organismes zooplanctoniques, même s'ils sont dotés d'une nage efficace comme les copépodes, subissent passivement le transfert des masses d'eau (HYNES, 1970). Les grandes rivières charrient d'autre part une grande variété de particules inertes plus ou moins volumineuses. Des perturbations peuvent en résulter, directes comme indirectes, la plus concevable étant un colmatage des appareils filtreurs des crustacés. POURRIOT *et al.* (1982) considèrent l'interférence avec la nutrition des cladocères comme peu probable, étant donné leur capacité de restreindre l'ouverture de leurs valves.

Dans une étude menée sur une variété d'organismes zooplanctoniques mis en présence de concentrations variables en billes de latex, HANSEN *et al.* (1991) ont pu mettre en évidence un effet nul sur la nage et l'activité nutritionnelle des rotifères et ciliés, tandis que les copépodes modifiaient leur nage et voyaient leurs taux de filtration significativement réduits. Ceci concorde avec le fait que seuls les cladocères sont des filtreurs *sensu stricto* (PETERS, 1984). Toutefois, ces expériences menées *in vitro* ne tiennent évidemment pas compte du facteur mobilité des masses d'eau, et on ne peut y voir la manifestation d'un handicap supplémentaire pour les crustacés.

1.3.3 La prédation exercée sur le zooplancton.

Les différents groupes zooplanctoniques ressentent de manière différente les effets des deux types généralement reconnus de prédateurs: poissons et macroinvertébrés.

La prédation exercée par les poissons qui, pour la plupart, sont planctivores au moins une partie de leur vie, se marque par une modification de la structure de tailles des populations, les grands individus étant éliminés. Les distributions de tailles se déplacent vers les petites formes qui se développent normalement. On peut y voir un effet indirect, la suppression sélective des grandes espèces modifiant des conditions préexistantes de compétition (LYNCH, 1979). Les poissons chassant à vue, ce type de prédation concerne essentiellement les formes suffisamment repérables, à savoir cladocères et copépodes.

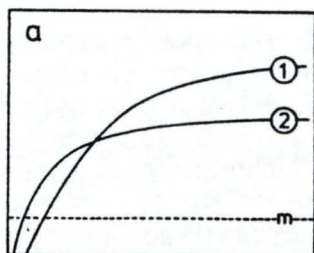
La prédation exercée par les macroinvertébrés est surtout attribuée aux larves de *Chaoborus* (WILLIAMSON, 1983), larves connues pour leur mode de vie partiellement planctonique.

Un panorama assez étendu de l'importance de la prédation combinée de ces deux types de prédateurs est tracé par LYNCH (1979). Dans tous les cas explicités, les rotifères sont les grands bénéficiaires de l'évolution constatée. Quoique tous les rotifères soient potentiellement au menu des larves de *Chaoborus*, ces dernières montrent ici une nette préférence pour les petits crustacés, cladocères et copépodes calanoïdes. Le résultat est que les rotifères prospèrent et que seuls les grands cladocères subsistent. Lorsque des poissons entrent en jeu, ils consomment les grands cladocères et les larves de *Chaoborus*, ce dont profitent les plus petits cladocères.

L'impact global de *Chaoborus* sur les rotifères est présenté comme négligeable par HAVENS (1990). Etudiant le régime alimentaire de ces larves dans un lac dont le zooplancton est dominé par les rotifères, cet auteur fait deux constatations:

- *Chaoborus* se concentre sur les formes illoriquées, telles *Synchaeta*. Il évite les grandes formes loriquées (ici *Kellicotia bostonensis*), et capture de temps à autre une petite forme loriquée, *Polyarthra*, connue pour ses capacités de fuite.
- Les taux d'accroissement et la composition des populations de rotifères ne sont pas significativement différents lorsque *Chaoborus* est éliminé des échantillons expérimentaux, suggérant un impact minime de ces larves.

taux de croissance de la population.



concentration en nourriture.

Figure 1.10: Courbes d'accroissement de populations de deux types de compétiteurs.
(d'après ROTHHAUPT, 1990c).

- 1: espèce à stratégie dynamique.
- 2: espèce à stratégie d'affinité.
- m: taux de mortalité.

Il ressort de ceci que les rotifères sont peu concernés par les problèmes de prédation, contrairement aux crustacés qui doivent faire face à ce handicap supplémentaire. Reste pour ces derniers à se baser sur leur vitesse de déplacement pour échapper aux prédateurs. La prédation invertébrée sur les rotifères semble un phénomène mineur, alors que la prédation par les poissons est, quant à elle, limitée dans le temps.

Les seuls prédateurs significatifs toute l'année pour les rotifères sont à rechercher parmi les rotifères eux-mêmes, et chez les autres organismes zooplanctoniques prédateurs, tels les copépodes cyclopoïdes. L'exemple type de la prédation par un rotifère est celui d'*Asplanchna*, dont la présence dans le milieu induit, chez *Brachionus calyciflorus*, le développement de fortes épines postérieures lui assurant une immunité quasi absolue, faculté dont ne disposent pas les autres membres du genre *Brachionus* (DUMONT, 1977). Ce phénomène a pu être observé à plusieurs reprises dans le cadre de cette étude, lors de pics prononcés d'abondance d'*Asplanchna*.

1.3.4 Les relations de compétition.

La compétition entre organismes zooplanctoniques peut prendre deux formes.

Tous les microorganismes phytophages planctoniques sont en compétition pour une fraction restreinte des ressources, située dans la gamme de taille comprise entre 0 et 20 micromètres. La synthèse effectuée par ROTHHAUPT (1990c) permet de distinguer deux grandes stratégies correspondant à deux types d'espèces:

- La stratégie d'affinité, avec des espèces capables de survivre aux faibles concentrations en nourriture, mettant l'accent sur l'efficacité de leur nutrition.
- La stratégie de vitesse, avec des espèces capables de développer des populations abondantes lorsque la disponibilité de la nourriture le permet, mettant l'accent sur leurs facultés dynamiques.

La figure 1.10 représente la réponse différentielle de ces deux types espèces (sous la forme de taux d'accroissement des effectifs) selon l'abondance de la nourriture. Aux faibles concentrations en particules nutritives, les espèces "affines" domineront, sans établir de populations abondantes, leur efficacité dynamique étant restreinte. Lorsque la nourriture devient moins rare, les espèces à développement rapide prennent le pas, misant sur leur faculté d'accroissement supérieure.

L'issue de toute situation de compétition basée sur l'accès aux ressources dépendra donc de l'abondance de la nourriture (algale ou autre), de l'adéquation de celle-ci avec les préférences du zooplancton (quelle proportion de l'effectif du phytoplancton est potentiellement consommable), et de la composition spécifique de ce zooplancton, de l'identité des protagonistes en présence.

Une seconde forme de compétition peut apparaître dans le cas où la communauté zooplanctonique est dominée par les grands cladocères (tels *Daphnia*). L'interaction ne se situe plus alors au simple niveau fonctionnel, mais un aspect mécanique intervient. Les cladocères prennent le pas sur les rotifères non seulement par leurs capacités filtrantes accrues, mais également en leur causant, de manière passive, des dommages physiques. Ce phénomène peut conduire à l'élimination complète des rotifères (p. ex LAMPERT et ROTHHAUPT, 1991). Une conséquence possible de cette élimination sera discutée à la section 1.4.3.

1.4 Le devenir du phytoplancton en rivière.

1.4.1 Termes de disparition de la biomasse algale.

Le transport vers l'aval, phénomène inévitable en eaux courantes, ne fait que se superposer à d'autres phénomènes, physiques ou biotiques, pour contribuer à l'élimination de la biomasse algale. Le second facteur physique principal est la sédimentation des particules. Trois types de forces agissent sur celles-ci:

- Le brassage des masses d'eau est indissociablement lié à l'écoulement et amène successivement les particules du fond vers la surface et vice-versa. Il ne se traduit toutefois par aucun mouvement net vertical. Son effet positif principal est la remise en suspension de particules préalablement sédimentées. Ceci est caractéristique des rivières qui sont des milieux inévitablement turbides.
- Les mouvements de convection thermique, présents en milieu lacustre lors des épisodes de mélange, ne peuvent être invoqués en eaux courantes où le brassage constant assure une homogénéisation des paramètres physicochimiques sur l'ensemble de la colonne d'eau.
- La gravité reste la force prépondérante. La température de l'eau (donc sa viscosité) et la densité de la particule sont déterminantes pour le devenir de celle-ci. Toutes les algues ne sont pas touchées de la même manière, beaucoup disposant de mécanismes leur permettant de diminuer leur densité (ex: vacuoles gazeuses des Cyanophyceae).

Bien que pouvant amener à l'élimination massive des matériaux en suspension dans l'eau, l'impact quantitatif de la sédimentation sur le phytoplancton reste difficile à évaluer, dépendant essentiellement de la vitesse d'écoulement et du profil du cours d'eau, sa profondeur et sa sinuosité (GIGLEUX, 1992; DE RUYTER VAN STEVENINCK *et al.*, 1989, 1992).

Des termes de perte physiologiques sont également à considérer. La lyse cellulaire, liée à la sénescence ou à un choc osmotique, en est un exemple. Au niveau métabolique, l'excrétion, la respiration et la photorespiration sont responsables de la perte de matériel algal.

Enfin, deux types d'interactions biotiques peuvent contribuer de manière plus directement observable à la disparition des biomasses phytoplanctoniques; ce sont d'une part le parasitisme, et d'autre part le passage vers les niveaux trophiques supérieurs, via la consommation par les producteurs secondaires: le zooplancton.

1.4.2 Parasitisme.

La plupart des parasites connus chez les algues microscopiques sont des microchampignons appartenant au groupe des Chytridiales (Classe des Phycomycètes, Sous-classe des Chytridiomycètes). D'autres types de parasites, notamment viraux, existent également.

Les Chytridiales comptent environ 350 espèces, en majorité aquatiques, saprophytes ou parasites. Ces dernières sont généralement hautement spécialisées, n'infectant que certains types algaux. Le processus d'infection est lié à la production de zoospores flagellées. Ces zoïdes se fixent sur la paroi cellulaire algale, émettant vers le cytoplasme des rhizoïdes qui graduellement drainent le contenu cellulaire vers la zoospore qui se maintient en position externe. Les cycles reproducteurs comprennent des phases asexuées (kystes libérant des zoïdes) et des phases sexuées (zoogamètes).

L'infection par ces microchampignons semble un phénomène fréquent. SOMMER (1987, in BRUNING *et al.*, 1992) considère que le parasitisme fongique peut constituer une menace importante vis-à-vis des algues qui sont "résistantes" au grazing (algues de grande taille, algues coloniales,...). BRUNING *et al.* (1992) suggèrent par ailleurs que, principalement chez les formes coloniales, la destruction de fragments de filaments par l'infection peut modifier fortement la résistance à la sédimentation (augmentation du nombre de frustules vides le long d'un filament de diatomées par exemple).

1.4.3 Quelle importance donner au grazing?

Il faut situer l'interaction phytoplancton-zooplancton à deux niveaux antagonistes:

- via le grazing, le zooplancton prélève la biomasse algale
- via le recyclage des nutriments, il stimule la croissance algale.

Un premier facteur dont l'influence semble centrale pour déterminer l'importance quantitative de l'activité zooplanctonique est l'état trophique du milieu considéré. ELSER et GOLDMAN (1991) ont visé à chiffrer l'impact du phénomène de grazing dans trois lacs d'états trophiques totalement différents les uns des autres. Selon les conditions, leurs observations diffèrent:

- En milieu oligotrophe, le maigre zooplancton présent est tout à fait incapable de réduire significativement la biomasse algale, elle-même très faible initialement.
- En milieu eutrophe, hautement productif, la croissance algale est telle que même une intense activité du zooplancton ne peut exercer un contrôle significatif. Cette observation rejoint les conclusions de MCQUEEN *et al.* (1986).
- Lorsque le niveau trophique est intermédiaire (mésotrophe), la pression exercée par le zooplancton apparaît maximale et, cette fois, significative.

L'importance de la composition des communautés zooplanctoniques est mise en exergue par HAVENS (1993). Les observations de cet auteur sur un lac eutrophe suggèrent que le microzooplancton (protozoaires, petits cladocères et rotifères) et le macrozooplancton (grands cladocères, copépodes) ont sur le phytoplancton des effets nets radicalement opposés! Ses constatations sont que des échantillons naturels débarrassés de leur macrozooplancton par filtration voient leur contenu en phytoplancton augmenter spectaculairement. Par comparaison, des échantillons privés de tout leur zooplancton n'accusent qu'une croissance très faible.

Ceci suggère que l'impact réel du grazing par le microzooplancton est globalement positif! Une suppression efficace de la biomasse algale ne serait possible que lorsque les grands brouteurs, tels les cladocères, sont présents (cette dernière remarque semble par ailleurs valide pour d'autres états trophiques, comme le signalent ELSER et GOLDMAN (1991) qui, dans la même étude que ci-dessus, n'ont constaté un impact réel du zooplancton en milieu oligotrophe que suite à l'introduction de *Daphnia* dans les échantillons). HAVENS (1993) situe le rôle des grands cladocères à deux niveaux. Par leur activité de grazing, ils suppriment efficacement la biomasse algale, et par interférence mécanique avec les rotifères (cf. plus haut) ils affaiblissent l'effet positif de ces derniers sur la productivité algale.

En résumé, il est possible de dégager deux aspects principaux dans l'évaluation de l'impact concret du grazing. En milieu lacustre, l'état trophique (qui déterminera la productivité algale) et la structure de la communauté zooplanctonique (qui déterminera l'efficacité du grazing) ,sont prépondérants. Vient alors une question importante, à savoir quel est l'impact réel du zooplancton en milieu potamique, où, pour rappel, de nombreux facteurs tendent à favoriser grandement le développement du seul microzooplancton?

1.5 Les milieux étudiés.

1.5.1 La Meuse.

1.5.1.1 Caractéristiques hydrographiques.

La Meuse prend sa source dans le plateau de Langres, à l'altitude de 402 mètres. Elle s'écoule sur 885 kilomètres pour rejoindre la Mer du Nord aux Pays-Bas où son embouchure forme, avec celle du Rhin, un important complexe deltaïque. 40% de son bassin versant, qui couvre 36011 kilomètres carrés, sont en territoire Belge. Son parcours Belge débute au kilomètre 498 pour se terminer au kilomètre 680, couvrant donc au total 182 kilomètres. Traversant la Belgique, elle draine des terrains variés, d'origine Primaire et Secondaire. La pente moyenne de la Meuse est de 0,45‰.

Les débits sont caractérisés par d'amples variations. Les valeurs hivernales oscillent entre 200 et 800 mètres cube par seconde, alors que les fluctuations estivales sont situées sur la fourchette de 30 à 80 mètres cube par seconde. Le cours Belge de la Meuse est fortement régulé pour la navigation, présentant 16 changements de niveau successifs. La modification profonde est effective tout le long du parcours, et les dimensions sont uniformisées.

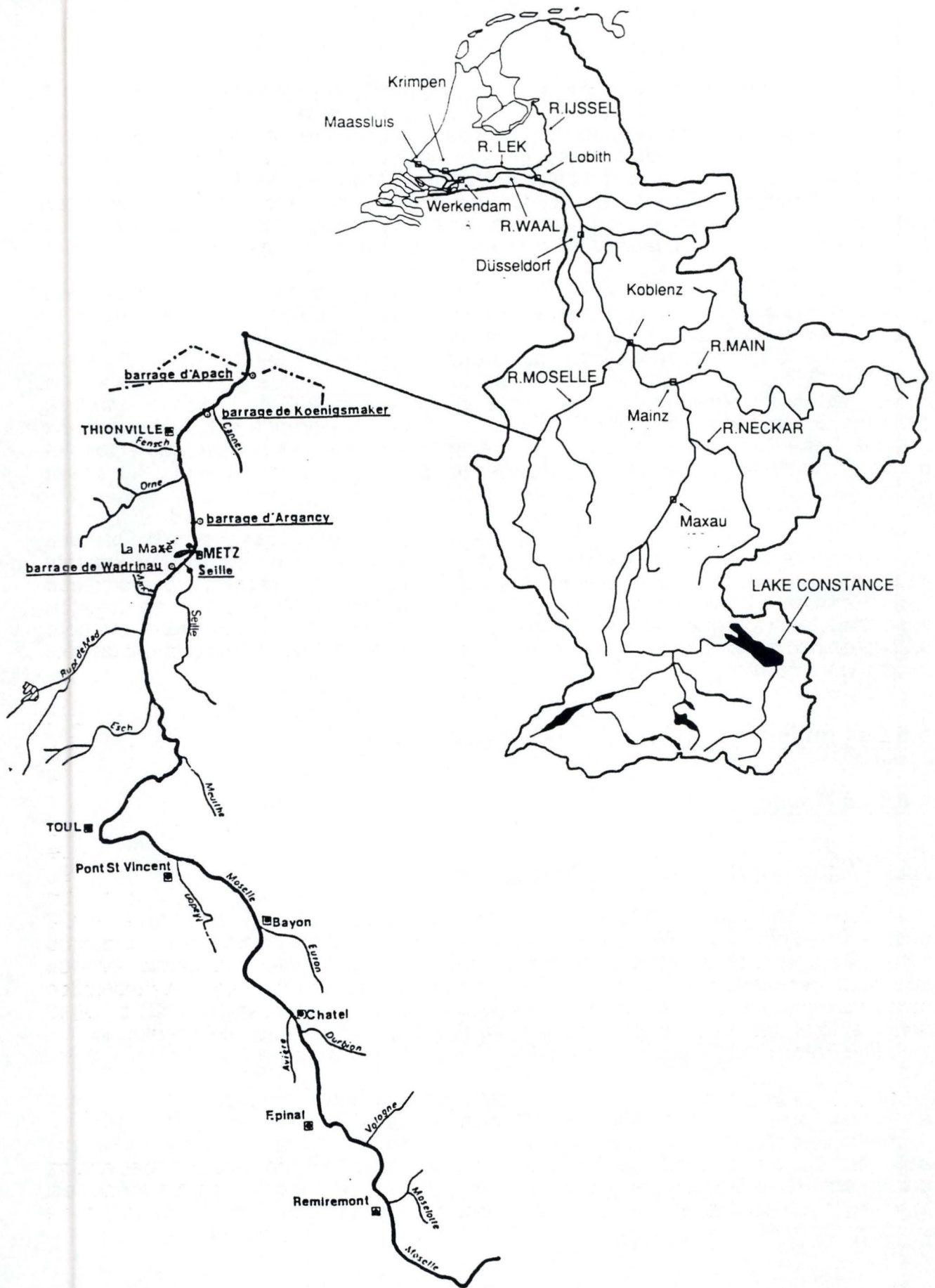


Figure 1.11: Le cours Français de la Moselle et sa localisation dans le contexte du bassin du Rhin. (d'après GIGLEUX, 1992 et DE RUYTER VAN STEVENINCK *et al.*, 1991).

1.5.1.2 Physico-chimie.

La haute Meuse Belge présente des eaux alcalines et riches en nutriments. Cette richesse a pour conséquence de pourvoir les producteurs primaires de quantités de substances nutritives (azote et phosphore) largement à la hauteur de leurs exigences, rendant le carençage hautement improbable (DESCY *et al.*, 1987). Le développement phytoplanctonique en Meuse n'est donc pas limité par l'apport nutritif. L'oxygénation du tronçon précédant la confluence avec la Sambre (environ la moitié du parcours en territoire Belge) est globalement bonne.

1.5.2 La Moselle.

1.5.2.1 Caractéristiques hydrographiques.

La Moselle prend sa source au Col de Bussang, dans le massif des Vosges, à l'altitude de 683 mètres. Elle décrit un parcours de 535 kilomètres dont 293 sur le territoire français. Près de 41% de l'étendue de son bassin versant (28156 kilomètres carrés) sont sur ce même territoire. Au sortir de la France, elle constitue une partie de la frontière germano-luxembourgeoise, avant de s'écouler vers le nord-est pour rejoindre le Rhin à Coblenche. L'extension de ce bassin versant en fait le principal affluent du Rhin en termes de surface drainée. Les terrains traversés sont successivement constitués par les grès vosgiens, les sols calcaires du plateau lorrain, et le massif schisteux rhénan. La figure 1.11 représente le tracé français de la Moselle, et sa localisation par-rapport à l'ensemble du bassin du Rhin.

Le dénivelé total de la rivière est de 623 mètres, ce qui lui confère une pente moyenne de 1,2‰. Il faut toutefois noter que cette pente présente un profil irrégulier. Ainsi, jusqu'à Epinal (kilomètre 65), elle est de 7,5‰, pour chuter à 0,7‰ en aval de cette localité.

Les débits observés sur le tronçon étudié sont, en moyenne, de 100 à 120 mètres cube par seconde, avec des valeurs estivales (dites d'étiage) aussi basses que 25 mètres cube par seconde. Le parcours est balisé par de nombreux barrages très rapprochés, ce qui peut parfois amener à l'établissement de véritables plans d'eau. La stratification thermique des masses d'eau, phénomène exceptionnel en milieu fluvial, a pu être observée en été 1976 à Hauconcourt (aval de Metz), avec des débits réduits à 10 mètres cube par seconde. Le cours de la Moselle est régulé en amont à partir de Neuves-Maisons (sud de Nancy). Toutefois, malgré ces aménagements, les paysages conservent un cachet plus naturel que le cours belge de la Meuse, et le fond de la rivière offre un profil encore très irrégulier, la profondeur variant de 1 à 6 mètres.

1.5.2.2 Physico-chimie.

Le déclin progressif de la sidérurgie lorraine a conduit à l'amélioration globale de la qualité des eaux de la Moselle, (et, au-delà, de l'ensemble du bassin rhénan), pour ce qui est des pollutions d'origine industrielle. Une autre forme de pollution, l'eutrophisation, s'est alors manifestée de manière plus prononcée.

	Conductivité
Moselle - amont de Frouard	300
Moselle - aval de Frouard	1900
Meurthe	2600

Teneurs en Calcium (mg/l)	59-223
Teneurs en Sodium (mg/l)	28-203
Teneurs en Chlorures (mg/l)	70-460

Tableau I.II: Salinité et teneurs en ions majeurs dans la Moselle (d'après GIGLEUX, 1992)
(valeurs indicatives)

	teneur minimale	teneur maximale	moyenne
Nitrates (mg N/l)	0.41	3.06	1.56
Nitrites (μg N/l)	8	160	60
Ammonium (mg N/l)	0	2.8	0.48
Phosphates (μg P/l)	86	490	250

Tableau I.III: Valeurs indicatives de teneurs en nutriments dans la Moselle en aval de Metz.
(d'après GIGLEUX, 1992)

Sur le tronçon qui nous intéresse, la Moselle est une rivière fortement minéralisée. Ses eaux sont bien tamponnées, avec des écarts de pH situés dans une fourchette étroite de 6,8 à 8,4. Les études menées par GIGLEUX (1992) mettent l'accent sur deux points critiques ayant un effet profond sur la physico-chimie des eaux mosellanes:

- La confluence avec la Meurthe, à Frouard (nord de Nancy). Elle se traduit par un accroissement de salinité (matérialisée par la conductivité électrique) d'un facteur 3-4. Ces apports salins sont, dans ce cas, anthropogéniques (soudières, usines Solvay de St Nicolas).

- La confluence avec la Seille, à Metz, associée au plan d'eau de la centrale EDF de La Maxe. L'apport salin est, cette fois, naturel, et provient du lessivage par cette rivière des terrains de Keuper, chargés de sel gemme.

Le tableau I.II reprend quelques valeurs indicatives de salinité, ainsi que les teneurs observées en ions dominants.

Le niveau trophique de la Moselle peut être chiffré par quelques valeurs de concentrations en nutriments (tableau I.III). Il apparaît comme nettement eutrophe. On peut noter deux tendances dans l'évolution de ces teneurs:

- La modification des pratiques agricoles, avec le remplacement des fumures par des engrais, se traduit par une baisse globale des concentrations en ammonium qui va de pair avec une hausse des nitrates. Au cours de l'année, une disparition complète de l'ammonium se produit au cours de l'été. Toutefois, il est également fort peu probable que des carences en nutriments se produisent, d'autres sources d'azote assimilable étant présentes en grandes quantités à la même époque.

- Pour les phosphates, la tendance actuelle est une diminution progressive des niveaux de base, constatée depuis 1982.

L'oxygénation des eaux de la Moselle française présente plusieurs caractéristiques frappantes. Globalement, les teneurs observées en font une rivière qualifiable de "mal oxygénée". Les valeurs minimales d'oxygène dissous sont observées au petit matin, où elles peuvent avoisiner l'anoxie! Les valeurs maximales, de l'ordre de 15 à 20 milligrammes par litre, sont atteintes en fin d'après-midi, vers 17 heures.

1.5.3 Les peuplements.

1.5.3.1 Caractéristiques générales du phytoplancton de ces deux milieux.

A) Meuse:

Le phytoplancton de la Meuse belge est constitué de manière prépondérante par les diatomées et les algues vertes. Ces deux groupes d'algues représentent respectivement 62 et 26% des quelque 237 taxa recensés par DESCY (1987). Quelques algues bleues, Pyrrophytes et Euglenophytes complètent la flore identifiée. La proportion d'espèces euplanctoniques est faible.

Les densités des peuplements varient de 1000 à 25000 cellules par millilitre avec des pics occasionnels de biomasse montant à près de 40000 cellules par millilitre. La mesure de la teneur en chlorophylle *a*, indicative de la biomasse algale présente, donne des valeurs pouvant atteindre et dépasser les 150 microgrammes par litre.

Dans la structuration des peuplements, des successions saisonnières très nettes s'opèrent, reproductibles d'année en année (DESCY, 1987; GOSSELAIN et DESCY, manuscrit communiqué). La période printanière est très nettement dominée par les diatomées, les peuplements étant presque exclusivement constitués d'individus appartenant au groupe *Stephanodiscus hantzschii*. La période estivale voit se développer de manière significative des populations d'algues vertes, principalement des Chlorococcales. L'arrivée de l'automne coïncide finalement avec la reprise de la croissance des diatomées, lorsque les débits le permettent.

B) Moselle:

Qualitativement, le phytoplancton de la Moselle est très comparable à celui de la Meuse. Les 239 taxa identifiés sont principalement des diatomées (pour 54%) et des algues vertes (pour 31%), les autres groupes étant peu représentés et peu diversifiés (DESCY et WILLEMS, 1991). Toutefois, plusieurs caractéristiques tout à fait particulières distinguent les deux rivières. On relève ainsi, dans les listes floristiques du bassin de la Moselle, la présence de diatomées marines ou d'eaux saumâtres. La présence de ces espèces est à mettre en relation avec la salinité élevée, la Seille constituant le principal apport en taxa halophiles. Les diatomées centriques sont bien diversifiées par-rapport à la Meuse, et on note la présence en abondance de *Skeletonema potamos*, absente en Meuse. Cette dernière diatomée, très abondante de Juin à Septembre, constitue à elle seule près de 50% des effectifs totaux!

Les biomasses atteintes montraient autrefois des maxima de 130 à 140 microgrammes de chlorophylle *a* par litre, comparables aux maxima mosans (GIGLEUX, 1992). Les biomasses culminaient au niveau du barrage d'Argancy (sortie du plan d'eau de la centrale de La Maxe, aval de Metz). Les arrêts de fonctionnement planifiés par EDF, et effectués depuis 1986 pour les périodes estivales, ont résulté en une chute globale des concentrations en chlorophylle *a* qui, à l'heure actuelle, dépassent rarement les 50 microgrammes par litre.

A l'instar de la Meuse, les diatomées dominent de façon marquée les peuplements toute l'année, pouvant constituer environ 85% des effectifs en toute saison.

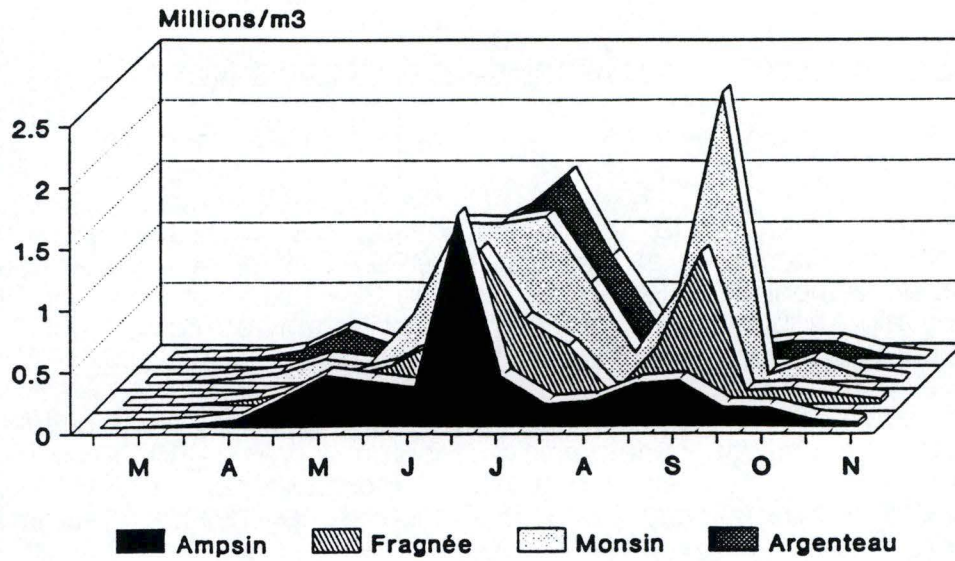


Figure 1.12: Evolution des densités en zooplancton dans la basse Meuse entre Ampsin et Argenteau (d'après MARNEFFE et THOMÉ, 1991).

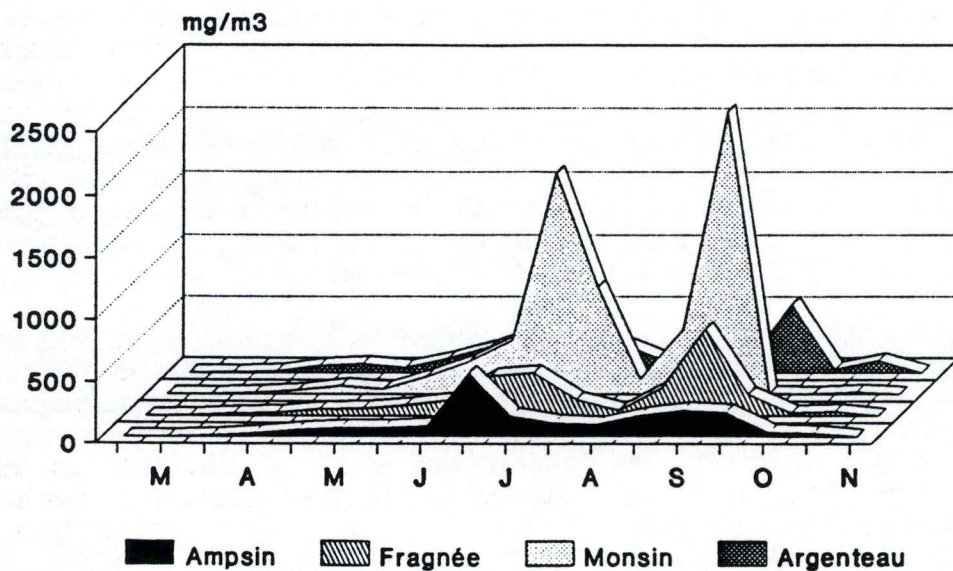


Figure 1.13: Evolution des biomasses zooplanctoniques dans la basse Meuse entre Ampsin et Argenteau (d'après MARNEFFE et THOMÉ, 1991).

1.5.3.2 Le zooplancton.

Le zooplancton mosan a été abondamment étudié ces dernières années, principalement en région liégeoise, dans le cadre de l'évaluation d'incidences humaines variées (BAIVERLIN, 1984; CANTILLON *et al.*, 1982; JEUNIAUX *et al.*, 1984; MARNEFFE, 1989; MARNEFFE et THOMÉ, 1992). La dominance des rotifères y a été démontrée. Une dynamique classique, caractérisée par des pics de développement phytoplanctoniques suivis, avec un certain décalage temporel, par des pics de zooplancton, est également de mise. Fort généralement, on rencontre un premier maximum printanier vers le mois de mai, suivi d'une décroissance plus ou moins prononcée aux environs de juin. Durant la période estivale, le développement reprend, et montre une succession de courts épisodes de bloom. Selon la durée de la période d'étiage, les populations se maintiennent jusqu'à septembre ou octobre avant de décliner. La durée moyenne du décalage entre pics phyto- et zooplanctoniques est de l'ordre d'une quinzaine de jours.

Si l'on s'intéresse à l'évolution longitudinale des peuplements en zooplancton, la basse Meuse offre une série d'illustrations intéressantes. Bon nombre d'études considèrent de manière simultanée plusieurs stations. On constate fort généralement que les maxima respectifs à chaque station apparaissent à des moments différents de l'année. Si les rotifères dominent la plupart du temps tout le long des secteurs considérés, les formes crustacées établissent, typiquement à la fin de l'été, des populations qui peuvent être importantes.

Un accroissement des densités selon le gradient amont-aval est une autre caractéristique marquante. MARNEFFE et THOMÉ (1992), considérant au cours de la saison 1991 quatre stations réparties de part et d'autre de l'agglomération liégeoise, constatent une hausse globale des biomasses enregistrées avec le déplacement vers l'aval. Seule la station d'Argenteau, la dernière, fait exception avec des biomasses plus faibles (figures 1.12 et 1.13). Le cas du développement des populations crustacées est frappant: très peu représentés jusqu'à l'entrée de Liège, ces organismes connaissent alors une hausse importante les amenant à constituer près de 25% des effectifs totaux du zooplancton à Monsin. Traduits en termes de biomasses, on constate que jusqu'à 75% de la matière vivante zooplanctonique est édiflée par les crustacés (principalement ici les copépodes). Même si les rotifères augmentent également leurs effectifs, leur contribution à la biomasse totale reste faible et est occultée par le développement des crustacés. En termes de densités, les seuls copépodes peuvent atteindre et dépasser la barre des 200000 individus par mètre cube. Pour les rotifères, des chiffres voisins des $4,6 \cdot 10^6$ individus par mètre cube sont cités par MARNEFFE (1989) dans la portion terminale de la Meuse Belge.

Dans le secteur namurois, SANDERSON (1992) renseigne pour l'année 1991 des maxima de l'ordre de $1,8 \cdot 10^6$ individus par mètre cube en période estivale. Le zooplancton crustacé de ce même secteur est dominé par les cladocères qui atteignent des densités de près de 260000 individus par mètre cube. Les copépodes pour leur part n'y dépassent pas les 50000 unités par mètre cube. Cet auteur, qui étudie parallèlement une série de stations du secteur liégeois, confirme l'accroissement amont-aval, évoqué ci-dessus, de l'importance relative des formes crustacées. En basse Meuse, la dominance s'inverse: les cladocères s'effacent graduellement au profit des copépodes. Quant aux rotifères, il y a mesure, également en été, des densités de près de $3,2 \cdot 10^6$ individus par mètre cube.

année	nombre maximal d'individus/m ³	époque d'apparition de ce maximum
1989	66000	avril
1990	500000	avril
1991	400000	mai
1992	140000	août

Tableau I.IV: Densités maximales du zooplancton, toutes catégories confondues dans le secteur de la centrale EDF de Cattenom.
(source: données EDF)

Rotifères (genres):	<i>Asplanchna</i> <i>Brachionus</i> <i>Epiphanes</i> <i>Euchlanis</i> <i>Filinia</i> <i>Keratella</i> <i>Lecane</i> <i>Polyarthra</i> <i>Pompholyx</i> <i>Trichocerca</i>	Cladocères:	<i>Alona</i> sp. <i>Bosmina longirostris</i> <i>Ceriodaphnia pulchella</i> <i>Chydorus sphaericus</i> <i>Daphnia cucullata</i> <i>Daphnia longispina</i> <i>Pleuroxus</i> sp.
		Copépodes:	<i>Acanthocyclops robustus</i> <i>Eudiaptomus gracilis</i> <i>Eurytemora velox</i>

Tableau I.V: Composition taxinomique du zooplancton du secteur de la centrale EDF de Cattenom.
(source: données EDF)

En Meuse, la période de développement des larves de *Dreissena*, décrite en 1984 par GILLET et MICHA (1985) s'étalait de la fin mai à la mi-octobre. Les densités maximales atteintes alors étaient d'environ 18000 véligères par mètre cube.

Qualitativement, les populations de rotifères présentent des successions saisonnières liées à l'augmentation des températures. Le zooplancton printanier est dominé partout par *Brachionus calyciflorus*, tandis que *Keratella cochlearis* établit sa dominance en période estivale. On retrouve fréquemment des espèces "secondaires" telles *Brachionus angularis*, *Keratella quadrata* et *Synchaeta* spp., ainsi que certaines espèces (p.ex *Brachionus urceolaris*) présentées comme benthiques (PONTIN, 1978) et probablement tychoplanctoniques. La valeur indicative des espèces présentes (telles *Brachionus* spp., *Keratella cochlearis*, *Filinia longiseta*, ...) situent la Meuse dans la catégorie des eaux eutrophes (SLÁDEČEK, 1983).

Le zooplancton de la basse Moselle, en aval de Metz, est suivi régulièrement dans le cadre d'études d'incidences des rejets de la centrale nucléaire de Cattenom. A la différence de Tihange, les eaux réchauffées de cette centrale transitent d'abord par un bassin de retenue avant de rejoindre le cours principal de la rivière; le contraste thermique est en conséquence amorti par ce séjour en plan d'eau.

Les résultats de ces études, menées sous supervision d'EDF, nous ont été communiqués par le laboratoire d'Ecologie de l'Université de Metz. Ils peuvent être examinés sous deux angles distincts.

Quantitativement, les densités totales en zooplancton atteintes ces dernières années sur le secteur de la centrale sont nettement inférieures à celles que nous avons citées pour la Meuse. Le tableau I.IV reprend les valeurs mesurées de ces densités. Il faut noter non seulement la grande variabilité d'une année à l'autre, mais également le fait que les maxima enregistrés le sont à des époques très différentes de l'année.

La composition faunistique de ce secteur est donnée par le tableau I.V. L'examen des chiffres dont nous disposons dans les rapports permet de constater que tous les groupes majeurs (rotifères, cladocères, copépodes adultes et nauplii) peuvent dominer les peuplements en certaines périodes. Une dominance parfois impressionnante des larves de *Dreissena* peut également se manifester, celles-ci pouvant constituer près de 75% des effectifs totaux.

Chapitre 2:

Matériel et Méthodes.

Station	Point kilométrique
Frouard	190
Millery	195
Hauconcourt	248
Koenigsmacker	277
Sierck	290

Tableau II.1: Distances par rapport à la source des cinq stations de prélèvement le long de la Moselle.

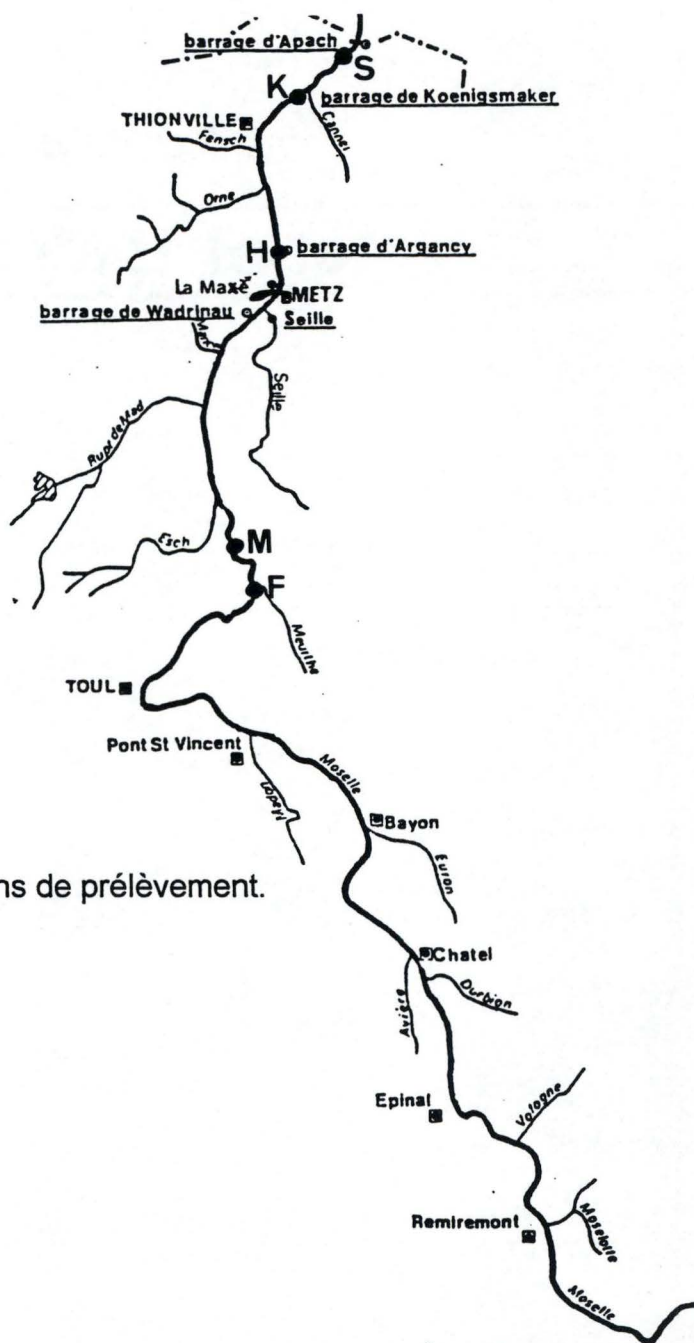


Figure 2.1: Localisation de nos stations de prélèvement. (initiales des localités)

2.1 Etude sur le terrain.

2.1.1 Localisation et description des sites de prélèvement.

2.1.1.1 Stations Mosellanes.

Au cours de cette année, nous avons envisagé le cas de cinq stations le long du cours Français de la Moselle. Quatre de ces cinq stations font l'objet de prélèvements réguliers effectués par l'Institut de Recherches Hydrologiques de Nancy. Nos campagnes personnelles ont été effectuées en une autre station, non prospectée par cet institut, tandis que les échantillons en provenance des quatre autres nous étaient remis par les agents de l'IRH chargés des prélèvements. Le tableau II.1 reprend les distances par rapport à la source de ces localités, et la figure 2.1 les situe le long du tracé de la rivière.

Frouard:

Cette première station se localise directement en amont de la confluence avec la Meurthe, et constitue notre référence quant à la situation de la haute Moselle.

Millery:

Cette deuxième station, située quelques kilomètres en aval de Frouard, est prise comme indicative de l'effet de la confluence avec la Meurthe.

Hauconcourt:

A la sortie de Metz, ce point de prélèvement est localisé au barrage d'Argancy, directement en aval de la confluence avec la Seille et de l'exutoire de la retenue de la centrale EDF de La Maxe, dont elle intègre le double effet.

Koenigsmacker:

Située au droit de la centrale nucléaire de Cattenom, c'est la station que nous avons prospectée. Notre site de prélèvement se localise aux confins de deux bras précédant l'entrée de l'écluse de Koenigsmacker.

Sierck-les-bains:

A quelques kilomètres de la frontière franco-luxembourgeoise, cette dernière station est située sur une portion plus sinueuse de la rivière.

Sur les représentations et illustrations qui suivront, ces différentes stations seront symbolisées par leur initiale.

2.1.1.2 Station mosane.

Une seule station a été prospectée en Meuse dans le cadre de l'étude parallèle des deux milieux. Nos prélèvements ont été effectués à La Plante, à l'entrée de Namur, au point kilométrique 537 le long de la rivière.

2.1.1.3 Périodicité des campagnes.

Les campagnes de prélèvement en Moselle ont débuté le 29 mars, et se sont déroulées, depuis cette date, toutes les deux semaines, le lundi (à l'exception du lundi de Pâques). En tout, 15 campagnes ont été menées à bien, la dernière à la mi-octobre. A la date du 30 août, seule notre station a été traitée, les prélèvements aux autres stations n'étant pas assurés ce même jour.

Pour les campagnes mosanes, débutées le 17 mars, la périodicité suivie est moins régulière, l'objectif étant de ne pas séparer deux visites successives de plus de quinze jours, ce qui a été réalisé. La Meuse a fait l'objet de 19 prélèvements, poursuivis jusqu'au début octobre.

2.1.2 Mesure des caractéristiques physico-chimiques.

Quelques paramètres physico-chimiques courants ont été mesurés en chaque occasion sur nos stations, en Moselle et en Meuse, en vue de situer le milieu abiotique. Ce sont le pH, la conductivité, la teneur en oxygène dissous, l'alcalinité et la transparence de l'eau. Toutes ces mesures ont été faites entre 12 et 14 heures.

pH:

La mesure de ce paramètre est opérée au moyen d'un pH-mètre de terrain de marque WTW (modèle pH95, précision au centième d'unité). L'appareil est étalonné avant chaque campagne, le jour même (ou, au besoin, la veille de celle-ci), au moyen de standards de pH 7 et 10 (Reagecon). Sur le terrain, un échantillon de trois litres d'eau est prélevé, à l'aide d'une bouteille de Van Dorn (voir 2.1.3.1), et l'électrode y est plongée et agitée brièvement jusqu'à l'obtention d'une lecture stable.

conductivité:

Ce paramètre, chiffrant la minéralisation totale de l'eau, est mesuré à l'aide d'un conductivimètre de terrain (WTW, modèle LF91, précision au $\mu\text{S cm}^{-1}$). L'électrode sensible est mise à tremper dans le récipient contenant l'échantillon de l'eau à tester, et agitée brièvement jusqu'à stabilisation de la lecture.

volume filtré (l)	volume final du concentrat. (ml)	facteur de concentration	calibre du filtre (μ de vide de maille)	référence
(-)	(-)		50	ANDREW et FITZSIMONS, 1992
(-)	(-)		55	GREEN, 1993
60	(-)		50	FERRARI <i>et al.</i> , 1989
20	(-)		50	DE RUYTER VAN STEVENINCK <i>et al.</i> , 1992
50	(-)		40	POURRIOT <i>et al.</i> , 1982
50 à 100	150 à 250	200 à 667	81	MARNEFFE, 1989
3 x 1	3 x 10	100	41	HOPPE, 1992

(-) non précisé

Tableau II.II: Quelques méthodologies de collecte des rotifères.

oxygénation:

Nous avons évalué la teneur en oxygène dissous de l'eau au moyen d'un oxymètre portable de marque YSI modèle 58 (précision au centième de mg l^{-1}). La membrane sensible et l'électrolyte sont renouvelés régulièrement, et l'appareil étalonné par la même occasion dans de l'eau saturée en oxygène par agitation mécanique.

Sur le terrain, la sonde est plongée directement dans la rivière, munie d'un dispositif d'agitation assurant le brassage de l'eau au voisinage de la membrane et accélérant la stabilisation de la lecture.

En deux occasions (en Meuse, aux dates du 22 et 29 juillet), ce premier appareil étant indisponible, la mesure de l'oxygène dissous a été effectuée au moyen d'un oxymètre WTW, modèle OXI96 (précision au dixième de mg l^{-1}), dont la manipulation est analogue à celle des autres sondes WTW évoquées ci-dessus. Une utilisation conjointe de ces deux appareils, à l'occasion d'une étude sur la Semois, a montré la bonne similitude de leurs mesures respectives.

2.1.3 Suivi de l'évolution spatiale et temporelle du zooplancton.

Une première approche à l'évaluation de l'impact du grazing sur les communautés algales consiste à pouvoir disposer de données aussi précises que possible sur l'abondance et la composition du zooplancton présent. L'échantillonnage de ces organismes en milieu potamique présente quelques facilités par rapport aux études réalisées en milieu lacustre:

1) le brassage constant des masses d'eau assure non seulement une homogénéité des caractéristiques physico-chimiques, mais permet également une répartition égale des peuplements planctoniques qui ne sont donc pas caractérisés par la même hétérogénéité horizontale et verticale qui existe en milieu lacustre et y constitue un handicap sérieux à toute étude quantitative (HANEY, 1973). L'homogénéité des peuplements de zooplancton a été montrée par MARNEFFE et THOMÉ (1992) sur une section transversale de la Meuse liégeoise, en période de débits importants. Une faible hétérogénéité fait malgré tout son apparition lorsque survient la période d'étiage. Il est probable que le bétonnage des berges facilite l'homogénéité, via la suppression des refuges naturels tels les herbiers.

2) un second handicap souvent cité est lié aux possibilités d'évitement dont font preuve les crustacés, principalement les copépodes. Ceux-ci, en effet, profitent de leurs capacités natatoires accrues pour échapper à la capture, semblant particulièrement sensibles à l'onde de choc propagée lors de l'entrée dans l'eau de l'appareil de collecte (DE BERNARDI, 1984). Lorsque la masse d'eau est mobile, il est possible que ces capacités de fuite soient contrariées par le transport passif, rendant la capture plus facile et plus représentative de la communauté réelle.

2.1.3.1 Prélèvement et conditionnement.

Une question importante prévaut au moment d'envisager la mise au point d'une stratégie d'échantillonnage. Nous avons, au tableau II.II, synthétisé quelques méthodologies relevées dans la littérature. Deux aspects paraissent centraux: le volume d'eau de rivière à filtrer, et le vide de maille des filtres à utiliser.

MARNEFFE et THOMÉ (1992) évaluent à six litres la quantité minimale d'eau à traiter pour obtenir un échantillon représentatif des communautés présentes. Lors de nos campagnes régulières, nous avons à chaque reprise prélevé 15 litres, ce qui se situe en position intermédiaire dans la gamme de volumes reprise au tableau II.II., et répond à cette condition. Nous avons par ailleurs utilisé des filtres nylon de 63 μ m de vide de maille, ce qui est juste légèrement supérieur à la plupart des valeurs citées dans ce même tableau. Le traitement ultérieur en laboratoire (voir section suivante) nous a fourni l'opportunité de tester l'adéquation de ce type de maillage avec le but recherché

Les 15 litres d'eau sont prélevés, par groupes de trois, au moyen d'une bouteille de Van Dorn. Cette bouteille se présente sous la forme d'un cylindre muni de deux bouchons hermétiques reliés par un boyau en caoutchouc parcouru par un élastique. Le système de fermeture est armé par tension du fil élastique, et fixation des extrémités de celui-ci au dispositif de déclenchement. La fermeture de la bouteille est commandée de l'extérieur par l'envoi d'un messageur métallique qui, coulissant le long d'une corde, vient frapper une tête de métal, libérant les extrémités élastiques et déclenchant l'occlusion du cylindre. Ce système, initialement prévu pour échantillonner à des profondeurs connues, présente le double avantage de permettre à l'opérateur de travailler à partir du bord, et de se fermer rapidement, limitant les phénomènes de fuite. Ce second atout est le principal si l'on s'attache à obtenir un échantillon représentatif (DE BERNARDI, 1984).

Le contenu de la bouteille, une fois remonté, est déversé dans une colonne plastique à éléments superposés, surmontée d'un grand entonnoir, et dans laquelle a été fixé, au moyen d'une bague, le filtre de nylon. L'ensemble est placé dans un petit bac en plastique permettant de recueillir un peu d'eau filtrée en vue du nettoyage du filtre.

La filtration terminée, l'entonnoir amovible est retiré, une pissette d'eau filtrée est remplie, le petit bac est vidé, et le filtre est rincé à grandes eaux dans ce même bac. Le contenu final du bac est transféré en bouteilles de conditionnement qui sont conservées au frigo pour le transport. Le bac est encore rincé et l'eau de rinçage adjointe à la bouteille de conditionnement. En pratique, le volume du préconcentrat ainsi obtenu est de l'ordre des 200ml.

Pour les échantillons prélevés aux autres stations, couvertes par l'IRH, le contenu de bidons (entre 6 et 10 litres) subit le même type de filtration. Le volume initialement filtré étant noté sur la bouteille. Le mode de prélèvement suivi pour ces quatre stations est différent. Il est dans ces cas effectué à partir d'un pont, à hauteur du milieu de la rivière, au moyen d'un seau de 10 litres. Le contenu de ce seau, une fois remonté, est alors versé dans le bidon de transport.

date	Frouard			Millery			Hauconcourt			Koenigsmacker			Sierck		
13/04	9	50	180	9	50	180	9	50	180	15	75	200	9	75	120
26/04	10	50	200	10	50	200	10	50	200	15	75	200	10	50	200
10/05	8	40	200	9	45	200	9	45	200	15	75	200	9	45	200
24/05	10	50	200	9,5	47,5	200	10	50	200	15	75	200	9,5	47,5	200
07/06	6,8	34	200	8	40	200	7,2	36	200	15	75	200	8	80	100
21/06	9,75	39	250	7,25	29	250	8,75	35	250	15	60	250	8,25	33	250
05/07	9	36	250	9	36	250	9	36	250	15	60	250	9	36	250
19/07	10	40	250	9	36	250	10	40	250	15	60	250	10	40	250
02/08	8	32	250	9,25	37	250	6	24	250	15	30	500	9,75	9,7	1000
16/08	8	32	250	8	32	250	10	40	250	15	15	1000	10	10	1000
30/08										15	30	500			
13/09	8	32	250	8,75	35	250	8,75	35	250	15	30	500	9,5	19	500
27/09	10	20	500	10	20	500	9	18	500	15	30	500			

Colonne 1: volume filtré, exprimé en l

Colonne 2: volume du concentrat final, exprimé en ml

Colonne 3: facteur de concentration résultant

Tableau II.III: Récapitulatif des volumes traités au cours de l'année.

Lors des dernières campagnes, seule la filtration de l'échantillon de Koenigsmacker a été réalisée sur place. Les bidons en provenance des quatre autres stations ont été ramenés à Namur et traités au laboratoire, de manière identique à celle décrite ci-dessus.

2.1.3.2 Conditionnement final au laboratoire.

Pour chaque échantillon, nous avons réalisé, au laboratoire, une seconde filtration en vue d'amener le volume final à une valeur connue. Le tableau II.III synthétise les informations relatives à chaque campagne: volume initial, volume final et facteur de concentration résultant (le nombre de millilitres d'eau de rivière représentés par un millilitre de la suspension finale). En pratique, nous avons tenté de standardiser autant que possible la méthode, en faisant des ajustements en cas de besoin. Ainsi, les échantillons de fin de saison sont-ils plus concentrés, de par leur moins grande richesse en zooplancton. La dernière campagne n'est pas reprise sur ce tableau, les échantillons ayant été dénombrés intégralement vu la rareté du zooplancton.

Cette seconde filtration est opérée le jour même pour les campagnes en Meuse, le lendemain pour les campagnes en Moselle. Dans ce dernier cas, les flacons de conditionnement ont séjourné la nuit à 4 °C. Un filtre prédécoupé de 63µm de vide de maille est fixé au moyen d'une bague sur un cylindre de matière plastique de diamètre réduit. L'ensemble est posé sur un récipient support destiné à collecter l'eau filtrée. Cette eau subit deux passages successifs dans la colonne cylindrique. Cette double opération terminée, le filtre est détaché et rincé avec un peu d'eau filtrée. Le volume final de suspension est déterminé à l'aide d'une burette graduée, ajusté à la valeur voulue au moyen d'eau filtrée, et le concentrat est stocké en flacon plastique au frigo.

Le contrôle de l'efficacité de la filtration a été fait à plusieurs reprises par l'examen de l'eau doublement filtrée. La présence de quelques rotifères y a été mise en relation avec un défaut de serrage de la bague de fixation du filtre. Le remplacement de celle-ci par une autre, plus serrée, et la modification du schéma de fixation ont permis de résoudre ce problème, qui ne s'est plus présenté par la suite.

2.1.3.3 Analyse qualitative et quantitative des échantillons.

Le transport en bac frigo, le stockage nocturne à 4 °C, le conditionnement final en eau froide se justifient par la nécessité qui s'est imposée à nous de travailler sur du matériel vivant. Dans la plupart des études quantitatives, les échantillons une fois prélevés sont directement fixés, fort généralement au moyen de formol. Cette fixation présente le désavantage de tuer lentement les animaux, et de provoquer, principalement chez les formes dépourvues de tégument renforcé, des distorsions du corps rendant l'animal virtuellement impossible à identifier. Les rotifères illoriqués, tels *Synchaeta*, sont des exemples de ces organismes que la fixation déforme complètement. Si nous nous attachons à vouloir déterminer la composition de la communauté, de tels artéfacts ne peuvent être acceptés.

Le fait que le matériel doit être conservé vivant constitue une contrainte en ce sens que tout doit être fait pour éviter la multiplication des organismes à temps de génération court, tels les rotifères. C'est la raison pour laquelle nous opérons sous deux conditions primordiales: limiter autant que possible le séjour des échantillons en dehors du frigo, et traiter l'ensemble de ceux-ci endéans les 48 heures suivant le jour de la campagne de prélèvement. Nous n'avons de la sorte jamais eu recours à la formolation.

La détermination des espèces de rotifères présentes se base sur la clé de PONTIN (1978), et plus occasionnellement sur celle de RUTTNER-KOLISKO (1974). Un spécimen de chaque nouvelle espèce identifiée dans un aliquote est prélevé et déterminé, sous microscope si nécessaire. Les échantillons de la première campagne en Moselle (29 mars), non dénombrés, ont servi de matériel de familiarisation avec la détermination.

La stratégie suivie pour l'analyse quantitative est centrée sur une série de comptages successifs portant sur des sous-échantillons, et visant à l'obtention de densités moyennes pour chaque taxon considéré.

Un aliquote de 1 millilitre (ou de 500 microlitres, voire exceptionnellement moins, en cas de forte densité) est prélevé à même le flacon de conditionnement final. Une pipette munie d'un embout sectionné, de manière à assurer une ouverture de plusieurs millimètres, et ainsi d'éviter de sélectionner les animaux sur base de la taille (McCAULEY, 1984), est utilisée; et le contenu du flacon est homogénéisé par agitation à la main.

Durant la première partie de la saison, nous avons utilisé une coupelle en verre pour le dénombrement des animaux, en traitant le sous-échantillon d'un seul bloc. A partir du début juin, nous avons modifié cette manière de procéder, en vue d'en améliorer la précision.

Dans cette seconde phase, l'aliquote est déposé de manière fractionnée sur une lame de microscope multipuits. Les puits abritant une goutte sont comptés successivement sous loupe binoculaire, et une somme est effectuée.

Lorsque la densité des animaux dans la coupelle, ou dans un puits, est telle qu'elle ne permet pas un comptage précis, de par leur mouvement, une "anesthésie" est pratiquée au moyen d'une goutte de glycérol à 5% par puits. Par une suite d'essais, nous avons constaté que ce type de traitement inactive les animaux, sans provoquer de déformation parasite; il provoque par ailleurs la rétraction des formes loriquées, facilitant l'observation des structures de la lorica (telles les épines des *Brachionus* par exemple). Lorsque le nombre d'animaux par puits ne dépasse pas la dizaine, l'inactivation n'est pas nécessaire, l'engourdissement par le froid étant suffisant.

De nouveau, nous avons visé à standardiser autant que possible la méthode de comptage. Le processus décrit ci-dessus est répété sur quatre aliquotes successifs, et une valeur moyenne en est calculée, qui servira à la transposition en densités par mètre cube. Seuls sont comptés par cette méthode les organismes peu susceptibles d'échapper au sous-échantillonnage, à savoir les rotifères, cladocères, larves de *Dreissena* et larves nauplies. Pour les copépodites et copépodes adultes, la totalité du concentrat final est ultérieurement examiné, après avoir été formolé en vue de sa conservation. En conséquence, la conversion des résultats au mètre cube se fait selon des modalités différentes pour ces derniers.

Le fait qu'un maximum de 4 millilitres, donc parfois moins de 10% de la totalité de l'échantillon, soit intégralement examiné, handicape une partie de la représentativité de ce comptage. En effet, il semblerait préférable que 10 à 20% de l'échantillon soit traité (p. ex. POURRIOT *et al.*, 1982). McCAULEY (1984) suggère pour sa part qu'un minimum de 60 individus par aliquote soit atteint, et que le volume de la suspension finale, ou celui du sous-échantillon, soit à cette fin ajusté. Il est néanmoins difficile d'envisager un traitement aussi poussé sur cinq échantillons et sur un intervalle de temps aussi court que 48 heures, et ce sont avant tout les exigences temporelles qui ont guidé notre manière de procéder.

Nous n'avons pas, au cours de cette étude, déterminé les densités en protozoaires, et ceux-ci ne sont pas comptés.

L'expression des résultats de ces comptages en termes de biomasse peut s'envisager de différentes manières. Il est ainsi possible de calculer les biovolumes des rotifères sur base de mesures de dimensions (RUTTNER-KOLISKO, 1977., in HOPPE, 1992). Une série de formulations simples permet alors de convertir en biovolume la dimension principale de l'animal, typiquement sa longueur totale. Il se pose alors un problème lorsqu'il s'agit d'exprimer ces biovolumes en poids frais ou en poids sec. Le poids frais est généralement considéré équivalent au volume, supposant de la sorte une densité de 1.

Une autre méthodologie consiste à mesurer directement le poids sec individuel des animaux. L'utilisation de microbalances de précision s'impose alors. Une telle démarche a été suivie par DUMONT *et al.* (1975, in MARNEFFE, 1989), qui ont déterminé le poids sec individuel d'une série de rotifères. Ce sont ces poids secs que nous avons utilisés pour l'expression d'une partie de nos résultats, en vue de l'utilisation de ceux-ci en modélisation.

2.1.4 Suivi de l'évolution spatiale et temporelle du phytoplancton.

En chaque occasion, et pour toutes les stations, nous avons également mis en oeuvre un suivi du développement phytoplanctonique sur un plan longitudinal, et sur un plan saisonnier. Ce suivi est conduit sous trois aspects distincts: dénombrement des cellules, composition taxinomique, et mesure de la biomasse par le biais du dosage de la chlorophylle *a*.

2.1.4.1 Collecte et préservation des échantillons.

Un litre d'eau de rivière est prélevé à partir d'un bidon dont le contenu est préalablement homogénéisé. La préservation est assurée par l'ajout de 2 à 2,5 millilitres de Lugol pour ce litre d'eau.

2.1.4.2 Mesure de la biomasse exprimée en chlorophylle a.

Cette mesure nécessite la filtration d'un volume connu d'eau de rivière; filtration qui, dans la mesure où du zooplancton est présent en abondance, doit s'opérer autant que possible sur place. Nous avons à cet effet employé un appareillage de filtration par succion adapté à une pompe à vide. Le courant nécessaire est fourni par un groupe électrogène (KAWASAKI GO550A). 3 fois 250 millilitres d'eau de rivière sont passés sur filtres Whatman GF/C de 2,5 cm de diamètre (porosité: 1,2 μ m). Chaque filtre est ensuite déposé dans un tube en verre épais, humecté par 5 millilitres d'un mélange acétone/méthanol en proportions 5:1 (PECHAR, 1987), le tube est bouché solidement, enveloppé de papier aluminium, et conservé dans le bac frigo pour le transport.

Par ailleurs, 500 ml d'eau filtrée sont versés dans un flacon en vue de l'analyse ultérieure des teneurs en nutriments. Ce flacon est conservé au frigo, et placé au congélateur une fois de retour au laboratoire.

En cinq occasions, le groupe électrogène étant indisponible, la filtration a été effectuée le soir même, de retour au laboratoire, sur un échantillon préservé en flacon de polyéthylène, enveloppé de papier aluminium et conservé au frigo pour le transport. Il est probable que le zooplancton présent dans ce flacon ait, sur l'intervalle de temps, partiellement consommé la biomasse algale, et qu'en conséquence notre mesure différée sous-estime légèrement celle-ci.

En fin d'année, lorsque le zooplancton était devenu rare, une double opération a été testée à deux reprises; une filtration classique sur le terrain étant suivie d'une autre au laboratoire. Aucune différence n'est apparue entre les résultats de ces deux extractions.

La phase terminale de l'extraction est réalisée le soir même, ou le lendemain matin, au laboratoire. Les filtres sont tout d'abord broyés, séparément, en fiole de Potter, après quoi chaque suspension réintègre son tube, toujours sous couvert de l'aluminium. Un passage de 2 minutes au bain-marie à 65 °C assure l'extraction à chaud des pigments. Après quelques minutes nécessaires au refroidissement, les trois tubes sont centrifugés à vitesse moyenne avant la lecture.

Cette lecture s'effectue sur un spectrophotomètre Spectronic 21 (BAUSCH & LOMB), au moyen de cuvettes de 1 cm de parcours optique, à la longueur d'onde de 665 nm. Une première lecture, portant sur la chlorophylle totale, est suivie d'une acidification au moyen de 100 microlitres d'HCl 0,1N en vue de dégrader celle-ci intégralement. Une seconde lecture permet, par différence, d'obtenir la part d'absorbance due à la chlorophylle "active". Le calcul final de la teneur en chlorophylle active se fait à l'aide de la formule suivante:

$$[\text{Chlorophylle } a] (\mu\text{g/l}) = \frac{\Delta D.O \times 145 \times \text{volume de solvant (ml)}}{\text{volume filtre (l)}}$$

De par la standardisation adoptée (filtration de 250 ml d'eau de rivière, extraction dans 5 ml de solvant), cette formule se simplifie en:

$$[\text{Chlorophylle } a] (\mu\text{g/l}) = \Delta D.O \times 580$$

2.1.4.3 Préparation finale et analyse des échantillons préservés.

La préparation finale des échantillons ainsi que l'analyse qualitative et quantitative des peuplements phytoplanctoniques ont été réalisées conjointement par V. Gosselain et J. -P. Descy.

Cette double analyse est effectuée à partir des échantillons fixés au Lugol. Ceux-ci sont concentrés par une série de décantations successives en cylindres gradués. Le volume final de la suspension est voisin de 10 millilitres.

L'identification des différentes diatomées centriques, et la discrimination entre celles-ci, sont contrariées par la subsistance de matières organiques rendant malaisée la distinction des structures de la frustule. Une oxydation de ces matières organiques, en vue de leur élimination, est nécessaire pour pallier ce problème. Cette destruction peut se faire de deux manières.

méthode physique: grillage:

Une goutte d'échantillon concentré est étalée sur une lame porte-objet, et celle-ci est déposée sur une grille trépied en dessous de laquelle on allume un bec Bunsen. La combustion complète prend un minimum de 30 minutes. La lame est ensuite montée dans du Naphrax.

méthode chimique:

Un aliquote de 2 ml du concentrat final est déposé dans un tube en verre, et centrifugé à vitesse modérée. Le culot est resuspendu dans 2 ml d'eau oxygénée, et les tubes plongés dans le bain-marie à 60 °C. On laisse la réaction se poursuivre quelques heures, avant de rincer quelques fois, et de resuspendre le culot débarassé de toute trace organique dans un peu de Norvanol.

L'observation des échantillons ainsi traités se fait au microscope optique, avec un grossissement de 1000, au moyen d'un objectif à immersion. Le comptage est réalisé sur base de l'observation d'une centaine de cellules identifiées en parcourant la lame sur une section transversale. Un panorama plus complet de cette même lame, incluant les espèces présentes en faible proportion, est réalisé par un balayage plus étendu.

2.1.5 Détermination des teneurs en nutriments.

Nous avons réalisé, sur les échantillons d'eau filtrée décrits à la section 2.1.4.2, la mesure des teneurs en différentes substances nutritives azotées (nitrates, nitrites et ammonium), en phosphates et en silice réactive. Ces différents dosages ont été effectués selon des procédures standardisées d'usage courant au laboratoire dans le cadre d'analyses d'eaux. Ces méthodes sont toutes basées sur une mesure par spectrophotométrie, par comparaison avec des étalonnages préalables.

2.2 Etude du grazing en laboratoire.

Une seconde approche importante dans le contexte d'une évaluation de l'impact du zooplancton sur les communautés phytoplanctoniques est de viser à déterminer en conditions expérimentales les paramètres nutritionnels définis au chapitre 1 (voir section 1.3.1.1). Pour pouvoir transposer les résultats de ces mesures au cadre plus complexe de la situation réelle, il convient de choisir le matériel utilisé (les protagonistes) en adéquation avec ce que l'on peut trouver en conditions naturelles dans les milieux étudiés. En collaboration avec une équipe de l'unité d'Ecotoxicologie des micropolluants de l'Université de Liège, nous avons réalisé à six reprises, avec des aménagements successifs, une expérience complète de mesure des taux F et G dans un cas bien précis. Ces manipulations s'inscrivent dans le cadre d'une thèse de doctorat.

2.2.1 Description des outils.

Le représentant du zooplancton choisi pour ces manipulations est le rotifère *Brachionus calyciflorus*. Cette espèce est bien connue, couramment étudiée, et est abondante dans le plancton mosan (MARNEFFE, 1989; SANDERSON, 1992). Elle constitue à ce titre un matériau de choix. Ces rotifères, qui peuvent atteindre les 300 micromètres de longueur, sont maintenus en culture au laboratoire à Liège, et acheminés à Namur le matin de l'expérience.

L'espèce algale que nous avons utilisée comme nourriture pour les rotifères est la Chlorophycée *Dictyosphaerium ehrenbergianum*. Cette petite espèce (diamètre moyen de 4 micromètres) est un constituant habituel du phytoplancton mosan en période estivale (DESCY, 1987). De par son calibre réduit, elle ne correspond pas parfaitement à la gamme de taille préférée par *B. calyciflorus* (ROTHHAUPT, 1990a, b).; néanmoins, la simplicité de son maintien en culture et sa faculté d'édifier des populations abondantes en un temps court sont de grands avantages. Ces algues sont cultivées ici-même, la mise au point technique ayant été réalisée notamment par MAYENNE (1993).

2.2.2 Manipulation proprement dite.

L'évolution des paramètres nutritionnels a été suivie en fonction de l'augmentation de la densité fournie en nourriture algale. Différentes concentrations, situées dans la gamme de 25000 à $1,2 \cdot 10^6$ cellules par millilitres, ont été testées. Le détail des densités utilisées pour chaque expérience isolement sera donné en récapitulatif ci-après (voir section 2.2.3).

2.2.2.1 Préparation de la nourriture algale.

Une culture liquide d'algues est démarrée quelques jours avant la date prévue de l'expérience, de manière à réaliser deux conditions:

- s'assurer que 48 heures avant le début de l'expérience, au moment où le ^{14}C est adjoint à la culture, celle-ci se trouve en conditions physiologiques propices à une assimilation optimale de ce carbone marqué (phase de croissance exponentielle), de manière à obtenir le marquage le plus intense possible.
- s'assurer également que la croissance des algues n'est pas trop rapide, et ainsi d'éviter de ne disposer que d'algues sénescentes le jour de l'expérience, ce qui risquerait d'avoir une incidence négative sur le comportement nutritionnel des animaux (JOAQUIM-JUSTO, communication personnelle).

En pratique, un démarrage effectué cinq jours avant le jour prévu, à une densité initiale modérée (de l'ordre de 100000 cellules par millilitres), et le maintien de la culture en conditions contrôlées de température et de photopériode permet de répondre correctement à ce double objectif. Après avoir constaté que le maintien en chambre n'assurait pas une croissance uniforme d'une culture à l'autre, la nécessité s'est imposée de placer finalement les bouteilles de culture en incubateur, à 21-22 °C, et sous un régime lumineux de 8 heures d'exposition.

Le marquage des algues s'effectue par injection, en conditions stériles, de 250 μCi de $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$ pour 250 à 500 millilitres de culture selon les besoins. Un flacon de KOH est adjoint à la bouteille de culture, à la sortie des gaz, pour piéger les émanations de $^{14}\text{CO}_2$ possibles.

Le matin de l'expérience, la culture marquée est stoppée, et la densité cellulaire mesurée par spectrophotométrie à 680 nm (absorbance due à la chlorophylle). Pour servir de référence à cette mesure, nous avons au préalable tracé une droite de régression sur base d'une série de dilutions d'une culture de *D. ehrenbergianum* de densité cellulaire connue (mesure par comptage à la cellule de Burker). La teneur en matériel algal ainsi évaluée est déterminante pour le déroulement de la suite des opérations, lorsque l'on sait quelle quantité exacte de cellules sera nécessaire pour l'ensemble de la journée d'expériences.

2.2.2.2 Conditionnement final des algues.

Deux stratégies ont été successivement suivies pour la préparation finale des algues, avant leur mise en présence avec les rotifères.

Pour les deux premières séries d'expériences, les aliquotes algales étaient préparés de manière séparée pour chaque densité envisagée. La séquence des opérations était la suivante:

1) La quantité de cellules algales nécessaire à l'obtention de chaque concentration est calculée pour 50 ml de milieu expérimental. Par exemple, à la densité de 25000 cellules ml⁻¹, 1,25 10⁶ cellules sont nécessaires.

2) La quantité de milieu de culture renfermant ce quota algal est prélevée directement dans la culture marquée, si besoin en passant par une dilution intermédiaire de manière à ne pas devoir effectuer un prélèvement de volume inférieur à 500 µl. Cette procédure est répétée pour trois tubes distincts.

3) Ces trois tubes subissent, à trois reprises, la manipulation suivante: centrifugation à grande vitesse, élimination du surnageant radioactif, et resuspension du culot dans 5 ml de milieu de culture frais. Le but de cette opération est d'éliminer toute trace de radioactivité dissoute, et de ne conserver que le ¹⁴C incorporé à la biomasse algale, dans un volume final de 5 ml destiné à rejoindre le flacon expérimental.

L'adoption, à partir de la troisième journée, d'un second mode de conditionnement final, a été motivée par deux constatations:

- Les séries de trois cycles centrifugation/resuspension sont coûteuses en temps et induisent des lenteurs. Il était fréquent que les rotifères soient prêts assez longtemps à l'avance.

- Le processus d'élimination du surnageant, pratiqué séparément sur chaque tube, peut induire, essentiellement aux faibles densités, une perte de culot difficile à visualiser au moment de la préparation. Ceci est particulièrement vrai pour la densité de 25000 ml⁻¹, dont le culot est à peine visible. Nous avons estimé que la préparation séparée des trois tubes induisait de la sorte une trop grande variabilité que nous avons visé à éliminer.

A partir de cette troisième série d'expériences, tous les aliquotes algaux nécessaires pour l'ensemble de la journée sont préparés en un seul et unique lot, avant le départ des manipulations:

- 1) La quantité totale d'algues, nécessaire pour couvrir les besoins de la journée, est calculée, en tenant compte d'un volume expérimental de 50 ml, d'un nombre de réplicats égal à trois, et de toutes les concentrations à tester.
- 2) Dans la bouteille de culture, on prélève la quantité de milieu contenant ce nombre total d'algues, ainsi qu'un surplus suffisant pour pallier les pertes ou erreurs éventuelles. Ce petit volume (environ 30-40 ml pour une culture concentrée à 10^{10} cellules ml^{-1}) est réparti équitablement dans une série de tubes.
- 3) Ces tubes subissent le même traitement que ci-dessus: centrifugation à grande vitesse, élimination du surnageant, resuspension dans du milieu frais. De nouveau cette procédure est répétée trois fois.
- 4) Le contenu de tous les tubes est alors déversé dans un récipient commun. La densité cellulaire résultante est réévaluée par lecture au spectrophotomètre.
- 5) Connaissant la quantité d'algues nécessaire à chaque expérience, et la densité algale dans cette suspension finale, les tubes destinés à ensemercer les flacons expérimentaux sont tous préparés d'un seul trait. Pour chaque expérience, trois tubes sont prévus (le devenir de ces aliquotes sera explicité plus loin). On prélève la quantité de suspension finale renfermant le nombre désiré de cellules, au moyen d'une pipette automatique, et on porte le volume de l'aliquote à 5 ml. De nouveau, on évite d'avoir à prélever moins de 500 μl en effectuant au besoin une dilution intermédiaire de cette suspension. Les séries de trois tubes sont protégées dans de l'aluminium, et conservées à l'abri de la lumière.

Par comparaison avec la méthode précédente, cette manière de procéder présente un triple avantage: elle limite à trois le nombre de centrifugations nécessaires, restreint le temps de préparation à environ une heure, et diminue la variabilité entre tubes d'une même série. Nous l'avons conservée jusqu'à la fin.

2.2.2.3 Conditionnement des rotifères.

Les rotifères sont préparés par lots et pré-acclimatés durant la nuit précédant l'expérience, dans des boîtes Costar, aux densités qui seront testées le lendemain. Le matin, la densité des animaux est vérifiée sous loupe binoculaire, et la quantité de rotifères nécessaire est prélevée (de manière à atteindre une densité expérimentale de 10 individus ml^{-1}).

Une phase supplémentaire d'acclimatation, de minimum une heure, est envisagée, dans 50 ml d'une suspension d'algues non marquées, à la densité testée. Cette acclimatation matinale n'a toutefois pas été systématiquement réalisée, en fonction des impératifs horaires. L'acclimatation bien conduite semble influencer positivement sur les capacités du zooplancton, en fournissant des valeurs de paramètres d'ingestion supérieures à celles que l'on peut mesurer à partir de populations non acclimatées (CHOW-FRASER, 1986). Une certaine acclimatation peut donc être considérée comme faisant partie de l'optimisation de la technique utilisée.

2.2.2.4 Mode opératoire.

Les rotifères pré-acclimatés sont récoltés sur filtre nylon de 63 µm de vide de maille, rincés, et resuspendus dans 45 ml d'eau de Volvic. Ce type d'eau naturelle semble particulièrement favorable au développement et au maintien, et est utilisée en routine, comme milieu de culture pour *B. calyciflorus* (JOAQUIM-JUSTO, 1992).

Deux erlenmeyers par expérience sont préparés, l'un contenant des rotifères vivants, l'autre des rotifères préalablement tués par formolisation. Les rotifères morts constituent une expérience contrôle visant à évaluer la contamination radioactive possible par voie non trophique.

L'adjonction d'un aliquote de 5 ml de suspension algale par erlenmeyer porte le volume total du milieu expérimental à 50 ml. Cette étape "consomme" donc deux aliquotes algales. Immédiatement après cet ajout, et après homogénéisation, un petit volume (1 ml, plus pour les faibles densités) est prélevé à même le flacon et filtré sur membrane MILLIPORE 0,45 µ, en vue de la mesure de la radioactivité totale initiale des algues. Le filtre est rincé avec de l'HCl 1N (pour éliminer toute trace de ¹⁴C inorganique), oté du support, et déposé dans une fiole à scintillation (fioles D).

La durée totale de l'exposition est de 15 minutes. Cette durée est inférieure au temps de transit digestif de l'animal (20 minutes). La prolongation de l'expérience au delà de ce laps de temps risquerait de conduire à l'élimination d'une partie de la radioactivité ingérée, via l'émission de pelotes fécales, résultant en une sous-estimation de la valeur réelle.

L'interruption de l'expérience constitue une phase critique du processus. La mise à mort des animaux est nécessaire pour fixer leur contenu digestif, mais cette mort doit être aussi "douce" que possible pour éviter l'expulsion brutale de nourriture incomplètement ingérée, ou de pelotes fécales partiellement radioactives (GULATI, 1985). PETERS (1984) rapporte que l'ensemble des sources de pertes possibles de radioactivité dues au traitement post-expérimental peuvent se chiffrer à 40% de la radioactivité ingérée.

La procédure suivie est simple. Les animaux sont récoltés sur filtre 63 μ , puis plongés dans un bain d'eau de Perrier en vue de les anesthésier (LAIR et OULAD ALI, 1990). La formulation suit directement, après quoi les rotifères sont rincés à l'eau de Volvic. Ce rinçage se justifie par la nécessité d'éliminer aussi efficacement que possible la nourriture algale radioactive non ingérée, mais adsorbée sur les téguments, ainsi que la nourriture incomplètement ingérée ("sloppy feeding") et qui encombre l'appareil filtrant (BAARS et OOSTERHUIS, 1985). La présence en abondance de ce matériel non ingéré est particulièrement possible aux fortes densités en matériel algal, alors que l'animal ingère à sa capacité maximale, et risquerait de résulter en une surestimation de la quantité ingérée.

Après avoir été rincés, les rotifères sont récoltés dans une petite boîte de Pétri (toujours dans de l'eau de Volvic) et transférés un à un en fioles à scintillation au moyen d'une pipette Pasteur à extrémité effilée en capillaire au bec Bunsen. Plusieurs fioles (fioles E) sont réalisées pour chaque erlenmeyer à chaque concentration testée, et une fiole au moins par expérience est destinée à recevoir les rotifères du contrôle (fioles C). Le nombre total de rotifères ainsi transférés dans chaque fiole est variable d'une journée à l'autre, ainsi que le nombre de fioles E (voir récapitulatif).

Lors des deux dernières journées, une vérification du niveau de contamination de l'eau de Volvic finale est réalisée, en vue d'évaluer l'efficacité du rinçage.

Le fait que l'émetteur radioactif choisi (le ^{14}C) soit de type β faible fait que la radiation émise ne traverse pas le tégument renforcé des rotifères. Pour éliminer cette barrière, une digestion du matériel biologique est indispensable. Deux types de produits protéolytiques ont été utilisés. Lors des deux premières séances, 500 μl de Protosol[®] (Dupont de Nemours) sont ajoutés dans chaque fiole. Pour les quatre autres, ce produit étant épuisé, nous lui avons substitué le Lumasolve[®] (LUMAC LSC) à raison, de nouveau, de 500 μl par fiole. Les fioles, non bouchées, sont incubées 2 à 3 heures à l'étuve à 50 °C pour laisser la digestion se poursuivre et évaporer une partie du Volvic accompagnant indissociablement les animaux suite à leur transfert. Avant la mise à la lecture, le cocktail est complété par l'adjonction de 4,5 ml de liquide scintillant (BECKMAN Ready Safe) et de 300 μl d'acide acétique glacial par fiole.

2.2.2.5 Traitement des échantillons et des résultats.

Le troisième aliquote préparé, non concerné par ce qui précède, est destiné à l'établissement d'une droite de régression matérialisant l'intensité du marquage en fonction de la quantité d'algues. Cette régression est utilisée pour le calcul des densités effectives testées. Le contenu de chaque troisième tube est filtré sur MILLIPORE 0,45 μ , le traitement à l'HCl appliqué, et le filtre est placé en fiole à scintillation. (fioles S). La droite de régression obtenue permet, par confrontation avec les radioactivités mesurées pour chaque fiole étalon, de recalculer avec plus de précision la concentration réelle en cellules algales avec laquelle on travaille, et cela pour chaque expérience.

date	préparation des algues	nombre de rotifères (individus/ml)	densités algales	traitement post-expérimental	nombre de fioles E	nombre de rotifères par fiole	digesteur	remarque principale
26/03	séparée	10	25000 75000 150000 300000 600000	Perrier 2' Formol 4% 1' rinçage à la Volvic	3	50	Protosol	
22/04	séparée	10	25000 75000 150000 300000 450000 600000	Perrier 2' Formol 4% 1' rinçage à la Volvic	5	20	Protosol	incidence possible de la radioactivité dissoute présente dans la suspension finale, sachant qu'un peu d'eau de Volvic se retrouve inévitablement dans chaque fiole
03/05	commune	10	25000 75000 150000 300000 450000	Perrier 2' Formol 4% 1' rinçage à la Volvic	5	20	Lumasolve	possibilités de contamination de l'eau finale par du matériel algal adsorbé, non éliminé par le rinçage nécessité d'améliorer celui-ci
13/05	commune	10	25000 75000 150000 300000 450000 600000 1200000	Perrier 2' rinçage à la Volvic Perrier 2' Formol 4% 1' second rinçage à la Volvic	5	20	Lumasolve	possibilités de contamination des rotifères, soit par contact avec un filtre incomplètement nettoyé, soit lors du passage dans un des bains nécessité de renouveler ceux-ci
10/06	commune	10	25000 50000 75000 150000 300000 600000	Perrier 2' / Volvic Perrier 2' Formol 4% 1' second rinçage à la Volvic	3	50	Lumasolve	peu de rotifères retrouvés à la fin possibilités de pertes via le filtre essai à un vide de maille inférieur (p. ex. 35 microns)
22/7	commune	10	25000 75000 100000 150000 300000	Perrier 2' / Volvic Perrier 2' / Formol 4% 1' second rinçage à la Volvic	2	30 pour les fioles sans filtre, de 14 à 32 pour les autres	Lumasolve	expérience effectuée en incubateur entre 23 et 24 °C

Tableau II.IV: Récapitulatif méthodologique des expériences de grazing 1993.

La totalité des fioles, à savoir celles de l'étalonnage (S), celles des activités initiales (D), les réplicats des fioles expérimentales (E), et les fioles contrôles (C), ont été lues au moyen d'un compteur à scintillation BECKMAN LS 6000 SC, au laboratoire de Physiologie Animale.

Le taux **G** de filtration (en $\mu\text{l}/\text{individu} \cdot \text{h}$) est calculé par la formulation suivante:

$$\frac{(\text{activité des rotifères "vivants"} - \text{activité des rotifères formolés}) * \text{volume de suspension } (\mu\text{l}) * 1/t \text{ (h)}}{\text{activité totale des algues}}$$

Ou, exprimé en fonction des types de fioles, pour un volume de 50 ml et une durée expérimentale de 1/4 d'heure:

$$\frac{(\text{activité moyenne des fioles E} - \text{activité moyenne des fioles C}) * 50000 * 4}{\text{activité de la fiole D}}$$

Le taux **F** d'ingestion (en $\text{ng C}/\text{individu} \cdot \text{h}$) est quant à lui dérivé de **G**, et est exprimé en quantité de carbone ingéré, connaissant trois paramètres:

- Le taux **G** précité
- La quantité de cellules algales présentes dans un μl de la suspension expérimentale (obtenue par la régression)
- La conversion nombre de cellules/contenu en carbone pour *D. ehrenbergianum*. Ce facteur de conversion est de 1 mg C pour $100 \cdot 10^6$ cellules.

2.2.3 Résumé des différentes mises au point réalisées.

Le tableau II.IV reprend pour chacune des six journées d'expériences les différentes informations relatives à la méthodologie suivie, et cela pour toutes les étapes. Le commentaire des ajustements sera fait en discussion.

2.3 Etude du grazing *in situ*.

Le passage à la réalisation de mesures sur le terrain est la troisième étape, intégrative, de l'étude de l'impact des communautés zooplanctoniques. Cette étape permettrait la confrontation des mesures effectuées en laboratoire avec les conditions naturelles dans toute leur complexité. N'ayant pu, faute de temps, mettre en oeuvre ce genre de mesure, nous nous bornerons à en décrire brièvement les principes généraux et les champs d'application courants.

La technique de base pour la mesure des taux de grazing d'échantillons *in situ* a été introduite notamment par HANEY (1971). Elle consiste à isoler un volume connu d'eau de lac dans une enceinte plongée dans l'eau et dont la fermeture hermétique est commandée de la surface. Suite à la fermeture, une petite quantité de nourriture marquée radioactivement est injectée automatiquement dans la chambre, et le contenu est homogénéisé. L'exposition du zooplancton emprisonné avec les algues marquées est poursuivie un certain temps (typiquement assez court) et la chambre est ramenée à la surface. L'interruption de la manipulation est semblable à celle des expériences *in vitro*, à savoir qu'elle comprend la collecte des animaux sur filtre, leur mise à mort rapide, et leur conservation en vue du tri au laboratoire.

Cette technique est, à l'heure actuelle, couramment utilisée. En pratique, le modèle de base de la chambre d'incubation de Haney est souvent modifié à des degrés divers pour l'adapter au contexte de l'étude. Toutefois, dans la littérature, l'utilisation de la chambre semble le plus souvent ciblée vers des mesures dont le schéma de base est différent de celui suivi en laboratoire. Les caractéristiques principales de ces démarches sont alors les suivantes:

- les mesures visent à perturber le moins possible les densités algales présentes naturellement, en travaillant avec de fortes dilutions du matériel marqué. Ceci impose souvent la contrainte d'utiliser des radiotraceurs plus "durs" tels le ^{32}P en vue de pouvoir mesurer la radioactivité finale des animaux (p.ex. HANEY, 1973).
- très souvent, une seule densité (faible, pour rappel) en matériel algal est testée, et elle est généralement non connue exactement, ou en tout cas non précisée (voir encore le tableau I.I). Le paramètre que ces études cherchent à évaluer étant essentiellement le taux G_{max} de filtration, la réalisation de courbes d'ingestion analogues à celles obtenues en laboratoire ne semble pas investiguée.
- de plus, une bonne partie de ces mesures sert à l'évaluation de valeurs relatives d'impact, par exemple lors de cycles nyctéméraux (GAWLER et ANGELI, 1987; PINTO-COELHO, 1991), de sorte que des valeurs chiffrées comparables à celles renseignées au tableau I.I ne sont alors pas considérées, seule la différence jour/nuit étant importante.

- le fait que l'ensemble du zooplancton soit collecté à la fin permet d'évaluer la contribution respective de chaque groupe à l'impact total, désigné alors sous le terme de CGR ou "community grazing rate" (p. ex. JARVIS, 1986; PINTO-COELHO, 1991). Dans ces cas, l'expression globale de l'impact se fait alors en termes de pourcentage du volume qui est filtré sur un intervalle de temps donné. Cette collecte de tout le zooplancton permet également de mesurer parallèlement les G_{max} de plusieurs espèces (LAIR et OULAD ALI, 1990; LAIR, 1991). Ces deux approches sont probablement deux des potentialités les plus intéressantes de la technique si elle devait être appliquée en milieu fluvial, surtout lorsque le zooplancton est composé d'organismes aux capacités très contrastées.

Chapitre 3:

Présentation des Résultats.

3.1 Dynamique planctonique le long de la Moselle, et en Meuse.

Les résultats des comptages, et de l'analyse statistique succincte basée sur les quatre réplicats sont présentés en tableaux en annexe 1. Deux tableaux sont réalisés par station, donnant pour chaque taxon recensé la moyenne du comptage, plus ou moins un écart-type. L'absence d'écart-type signifie que les quatre réplicats ont fourni le même nombre d'individus, invalidant toute possibilité de dispersion. Chaque tableau inclut également trois coefficients de variation. Le premier concerne le total des rotifères, somme de toutes les espèces, le second le total "non rotifères" toutes catégories confondues, et le dernier le zooplancton total. Un dernier tableau reprend les valeurs de chlorophylle *a* pour toutes les stations.

On constate une amélioration globale de ces coefficients (diminution) à la mi-saison, coïncidant avec la mise en oeuvre du comptage fractionné et le raffinement progressif de la technique d'énumération. A la fin des campagnes, la raréfaction globale du zooplancton retentit négativement sur la précision des comptages (entraînant ultimement l'adoption d'un comptage intégral).

Si pour le cas des rotifères la plupart des valeurs se situent dans des limites raisonnables, la situation du restant du zooplancton est beaucoup moins bonne, certains coefficients prenant des valeurs très élevées. Il y a là matière à de nouveaux ajustements. Ce sont finalement les coefficients associés aux totaux, combinant l'ensemble des individus dénombrés dans chaque réplicat, qui présentent les valeurs les plus basses. Les valeurs prises par les coefficients attachés à chaque taxon, non précisées mais aisées à déduire de l'observation des valeurs, sont un autre motif de discussion; bon nombre d'entre-eux avoisinent en effet les 200%. Il semble que certains ajustements soient nécessaires pour améliorer sensiblement ces situations. Certes la plupart de ces coefficients élevés concernent des espèces dont la contribution est mineure, mais certaines valeurs excessives touchent également des espèces beaucoup plus représentées.

3.1.1 Evolution temporelle et longitudinale des peuplements.

Sur base de ces tableaux, et des valeurs de concentrations en chlorophylle *a* mesurées par nous, ou communiquées par l'agence Rhin-Meuse, nous avons, pour chaque station, conçu quatre graphiques synthétisant l'information. Ces graphiques (figures 3.1 à 3.15) peuvent être trouvés directement à la fin de cette section. Nous y avons choisi de détailler la contribution respective des grands groupes aux peuplements recensés, en précisant l'intervention respective de chaque groupe pour les crustacés, et l'importance relative des principaux groupes de rotifères. Enfin, l'aspect dynamique au cours de l'ensemble de l'année est envisagé via la confrontation avec les valeurs de biomasse phytoplanctonique (chlorophylle *a*).

3.1.1.1 Abondance.

Les stations les plus en amont, Frouard et Millery, connaissent une évolution temporelle similaire. Un premier maximum de développement au printemps est suivi d'une baisse sensible, puis d'une importante recrudescence au début de l'été. Dans les deux cas, le déclin des populations s'amorce début août.

La contribution des formes crustacées y est fort hétérogène. A Frouard, on constate une chute graduelle de l'importance de ces populations au cours du temps, avec malgré tout une proportion croissante de formes copépodites. Inversement, les stades nauplii y sont surtout abondants jusqu'à l'entrée de l'été. Le profil de développement crustacé suit relativement étroitement le profil global, ce qui est également le cas à Millery où le parallèle entre les profils est la seule caractéristique marquante.

La station de Frouard semble plus propice aux populations de *Dreissena* que la station de Millery, où leur intervention est la plus discrète parmi les cinq stations.

L'aval de Metz, et les trois autres stations, offrent un type de profil sensiblement différent de celui des deux précédentes. Le premier maximum, printanier, y est beaucoup plus accentué; et le décalage temporel avec le second maximum enregistré est moindre. Cette seconde phase de développement est d'autre part moins intense qu'en amont (sauf pour Hauconcourt où l'on relève, le 7 juin, un pic exceptionnel de près de $6 \cdot 10^6$ d'animalcules par mètre cube).

Cette même station d'Hauconcourt connaît le plus fort développement des formes crustacées, avec plus de 200000 individus par mètre cube, principalement des cladocères. Les copépodes n'atteignent plus, en aval de Metz, les densités maximales observées à Frouard et à Millery (50 et 72000 individus par mètre cube), mais restent cantonnés à des valeurs plus modestes. De nouveau, le développement crustacé total est bien lié à l'évolution globale, ceci essentiellement pour le second pic. A Sierck, la phase principale d'abondance des crustacés semble nettement printanière. Toutefois, l'examen de la variabilité du comptage relatif à cette population diminue fortement le crédit qu'on peut accorder à ce maximum précoce.

C'est encore dans ce secteur aval que sont enregistrées les plus fortes densités en végigères de *Dreissena*, avec des valeurs avoisinant les 600000 individus par mètre cube.

Envisagée sur un plan longitudinal, l'évolution des abondances d'une campagne à l'autre est également intéressante. En début d'année, une hausse amont-aval est de mise, les populations s'accroissant en nombre, d'un facteur 10 de Frouard à Sierck. Vers la mi-saison, les profils se désorganisent progressivement. Lors des dernières journées, c'est à une décroissance amont-aval de plus en plus marquée que l'on assiste.

3.1.1.2 Composition faunistique.

Conformément à l'attente, les rotifères dominent les peuplements dans la quasi totalité des cas. Les crustacés ne constituent une fraction significative de l'effectif total que dès l'été, mais il est rare que ceux-ci, toutes classes confondues, constituent plus de 30% du peuplement, sauf en fin d'année quand la disparition des rotifères se produit. Quelques cas, épars, de dominance des végigères de *Dreissena*, sont observés, et uniquement dans les stations aval.

La composition taxinomique des peuplements de rotifères est probablement l'un des aspects les plus marquants de l'évolution amont-aval. A Frouard, le plus en amont, on assiste à une succession correspondante à celle observable en Meuse. A une dominance printanière de *Brachionus calyciflorus* succède graduellement celle, estivale, de *Keratella cochlearis*. Combinées à *K. quadrata*, qui connaît un maximum printanier très limité dans le temps, ces trois espèces constituent en tout temps plus de 50% de l'effectif total, et souvent bien plus encore. Des groupes "secondaires" tels *Polyarthra* sp., *Brachionus* sp. et *Synchaeta* sp., contribuent pour une fraction relativement peu variable du peuplement, ne connaissant que des hausses épisodiques.

Cette évolution claire n'est plus retrouvée en aval de cette première station. A Millery, déjà, la dominance estivale de *K. cochlearis* est contestée par d'importants développements de *B. calyciflorus*. A Hauconcourt, *K. cochlearis* n'est franchement dominant qu'au tout début de l'été, dans le courant du mois de juillet. Dans les deux stations les plus en aval, le passage au second plan de *K. cochlearis* s'accentue encore. Il trouve son expression maximale à Sierck, où cette espèce disparaît presque totalement dans le courant de l'été, pour ne réapparaître que vers la fin de l'année. L'association *K. cochlearis*/*B. calyciflorus* perd en conséquence de son importance comparée au total.

Si l'on considère de plus près la situation, prise comme un tout, des groupes qualifiés de secondaires, on peut faire partout la même observation que celle décrite ci-dessus; à savoir que ceux-ci, sans contribuer pour beaucoup à l'effectif total (sauf en de rares cas, tels à Frouard le 7 juin, ou de manière générale en fin d'année), sont présents dans des proportions sensiblement reproductibles.

Le grand nombre de prélèvements effectué (66) et de catégories taxinomiques prises en compte (25) nous ont conduit à tenter une analyse en composante principale des données d'abondance pour nos cinq stations, en vue de mettre éventuellement en évidence une modification amont-aval de la composition du zooplancton. L'issue de cette analyse ne permet toutefois pas de dégager de tendance générale dans les peuplements, ce qui est en partie surprenant à la lecture de ce qui précède. Avec seulement 12% de la variance associée au premier facteur, il nous semble compromis de tirer quoi que ce soit de valable de cette analyse quant à la compréhension de la structure de la communauté zooplanctonique dans son détail..

3.1.1.3 Développement planctonique sous l'angle dynamique.

L'analyse des profils parallèles d'évolution du phytoplancton (matérialisée par la teneur en chlorophylle a) et du zooplancton, permet la description dynamique de leurs interactions d'un point de vue strictement graphique.

A Frouard (figure 3.3), le premier pic zooplanctonique suit étroitement une première phase de développement phytoplanctonique importante. Une chute du phytoplancton s'ensuit. Une seconde phase de croissance algale s'amorce, exploitée de manière apparemment spectaculaire par le zooplancton qui connaît alors son essor maximal.

Une situation intéressante survient alors: une chute brutale du zooplancton est associée parallèlement à une hausse tout aussi brutale du phytoplancton. L'examen des échantillons de phytoplancton à la date du 19 juillet (voir section 3.1.2) montre l'existence d'une forte proportion de formes filamenteuses, probablement peu accessibles au grazing, ce qui constituerait une cause possible du déclin zooplanctonique constaté.

Ce développement important donne lieu à un léger regain du zooplancton, après quoi le déclin final se produit.

Si le profil zooplanctonique de Millery suivait assez bien celui de Frouard, il n'en est pas de même pour le phytoplancton, de sorte que la dynamique ne s'y présente pas exactement de la même manière.

Jusqu'au début juillet, l'évolution constatée se calque bien sur celle décrite ci-dessus, l'alternance entre développement phytoplanctonique et zooplanctonique étant respectée. Une différence notable intervient alors, en ce sens que l'intensité du pic phytoplanctonique concomitant au break-down du zooplancton est nettement moindre, et que le maximum de biomasse algale n'est observé qu'un mois plus tard, profitant de la disparition généralisée du zooplancton.

Pour les trois dernières stations, l'évolution constatée est conforme à l'attente jusqu'au début juillet de nouveau. On observe deux phases de croissance phytoplanctoniques suivies étroitement de deux phases de développement zooplanctoniques. Dès la fin juillet, et de la même manière pour ces trois stations, un déclin parallèle du phyto- et du zooplancton se produit. Contrairement aux deux stations amont, où un développement phytoplanctonique important peut encore se produire à la fin de l'été, toute la partie aval de Metz connaît une chute graduelle irrémédiable touchant tous les peuplements.

Cette situation est nouvelle, et totalement différente de celles observées les années antérieures. Elle est d'autant plus surprenante qu'en ces époques ou les débits sont normalement à leur minimum et quand le flux est ralenti à l'extrême, toutes les conditions "physiques" sont réunies pour permettre un développement intense, tout d'abord du phytoplancton, et, en réponse, du zooplancton.

Toutefois, l'examen des données hydrologiques fragmentaires dont nous disposons met en lumière un fait important. Sur la figure 3.16, reprenant les valeurs mesurées du débit à Sierck, une importante hausse se produit le 21 juin, date à laquelle le plancton dans son ensemble commence à décliner. L'impact à long terme de ce phénomène ponctuel n'est pas visualisable, de par l'absence de données relatives à la toute fin de l'année. Si cet événement subit ne fournit pas une explication définitive, il constitue néanmoins un indice crédible dans la recherche des causes de la disparition précoce du plancton dans ce tronçon de la rivière.

Frouard

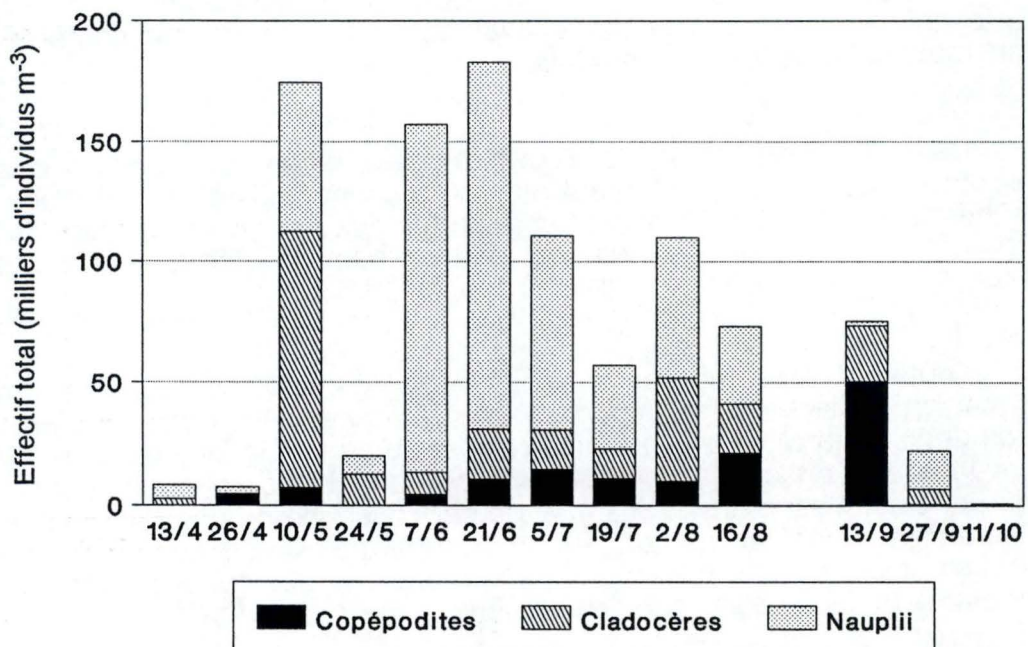
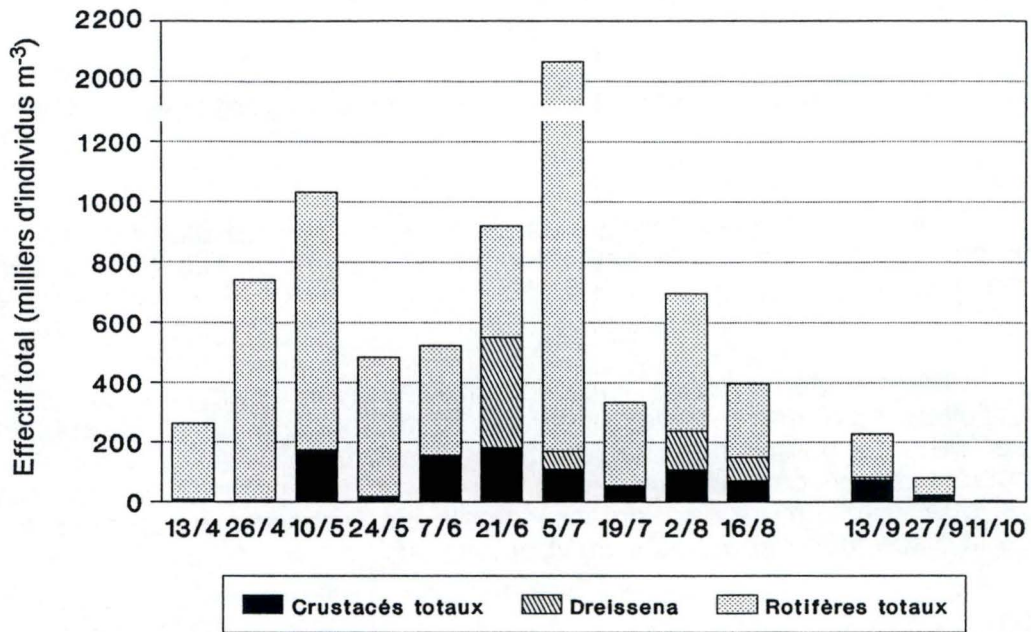


Figure 3.1: Zooplancton total à Frouard, et détail des formes crustacées.

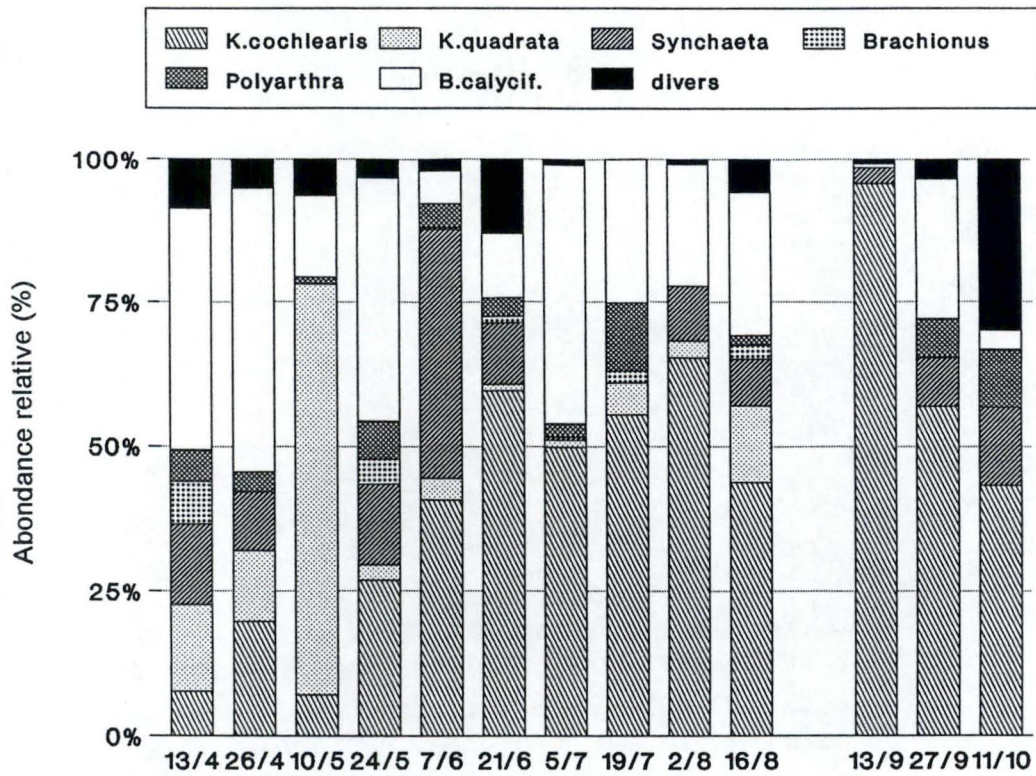


Figure 3.2: Abondance relative des principaux rotifères à Frouard.

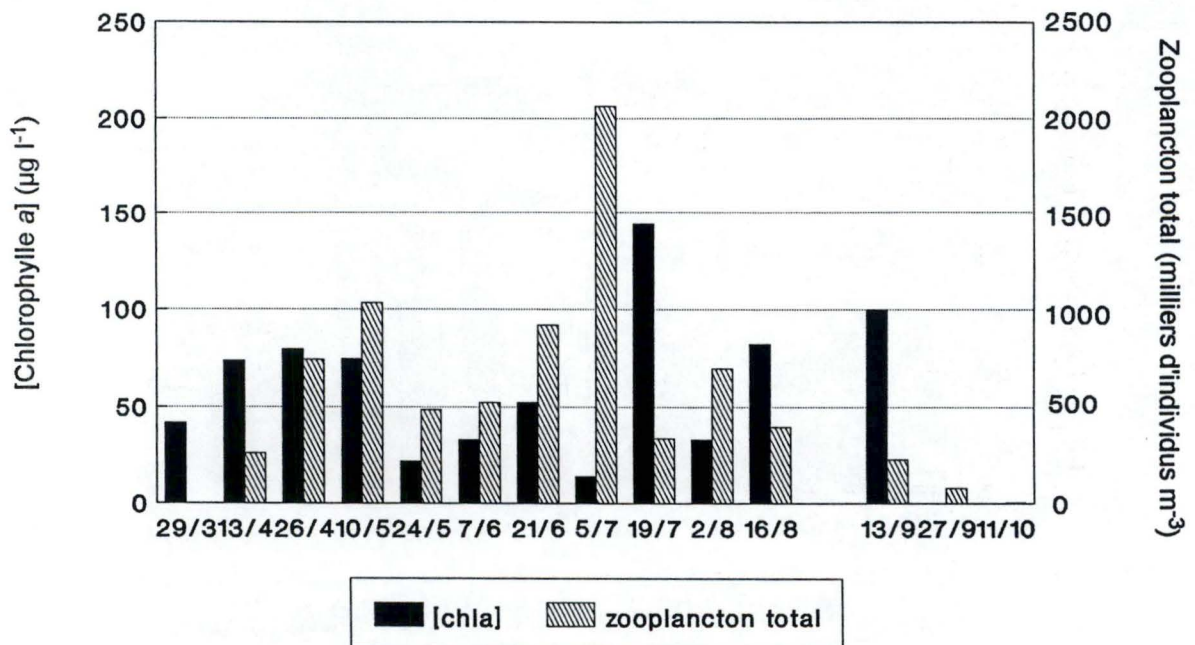


Figure 3.3: Dynamique planctonique à Frouard: évolution saisonnière.

Millery

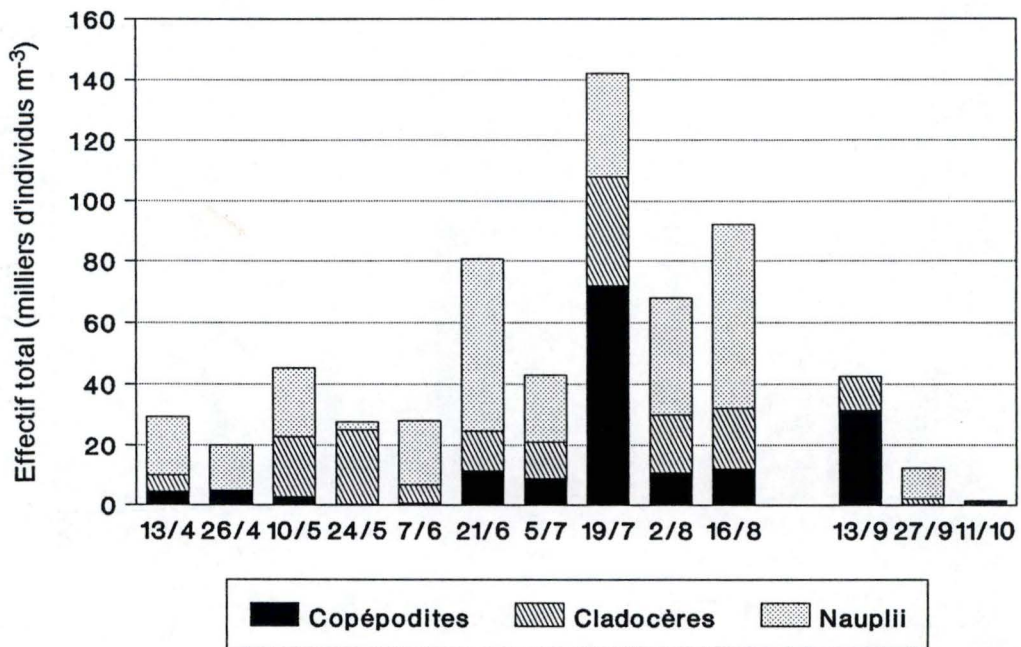
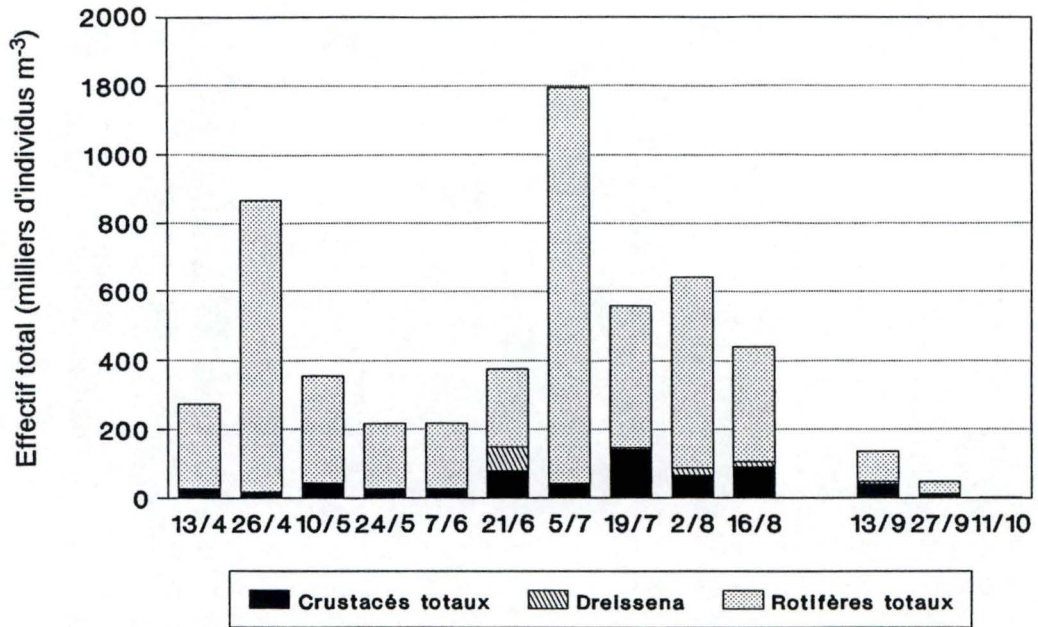


Figure 3.4: Zooplancton total à Millery, et détail des formes crustacées.

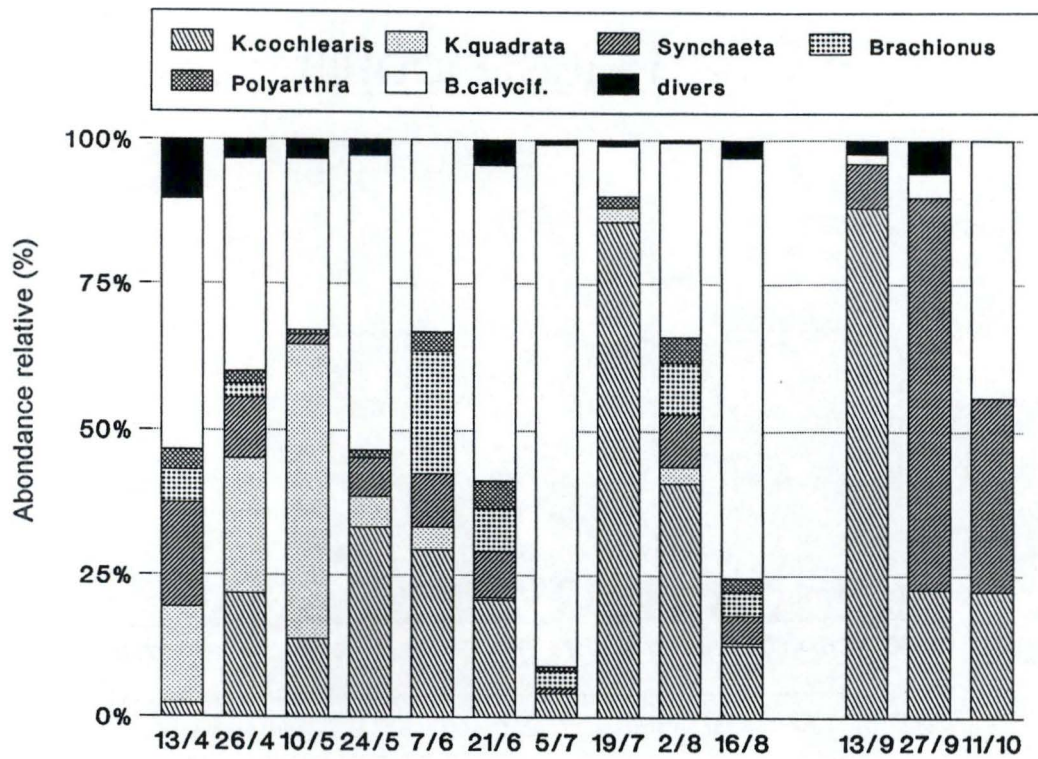


Figure 3.5: Abondance relative des principaux rotifères à Millery.

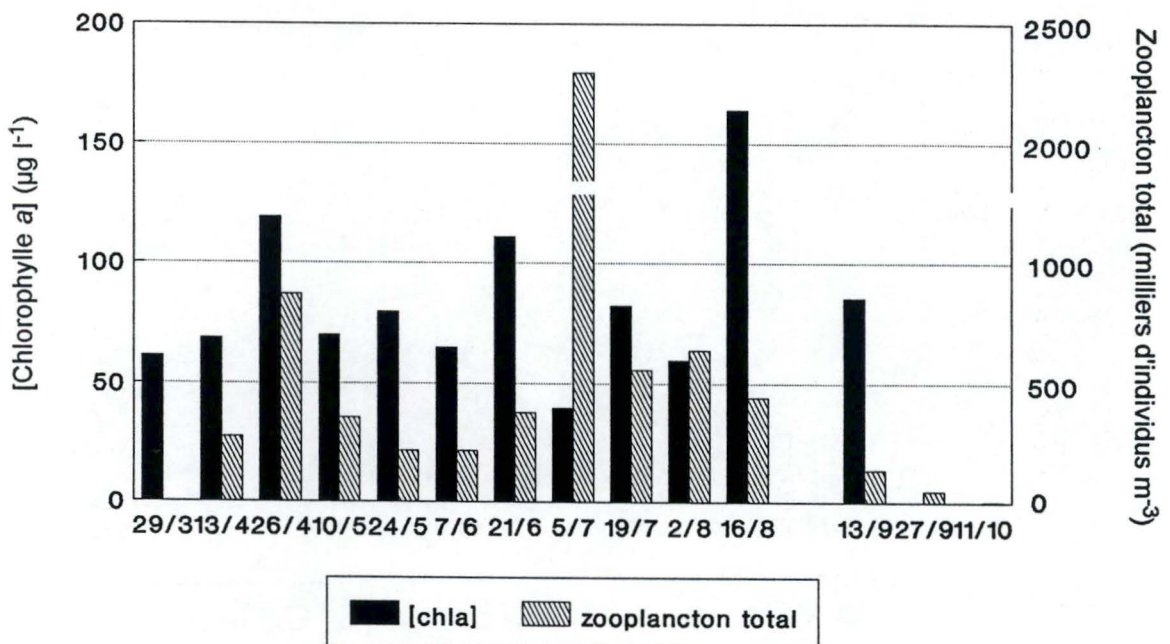


Figure 3.6: Dynamique planctonique à Millery: évolution saisonnière.

Hauconcourt

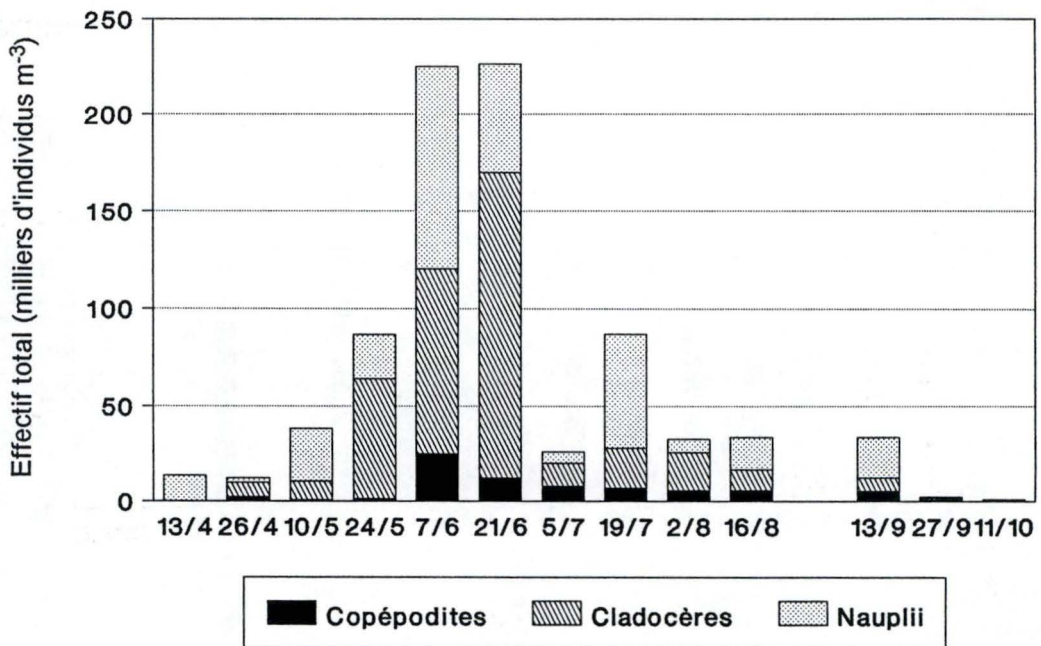
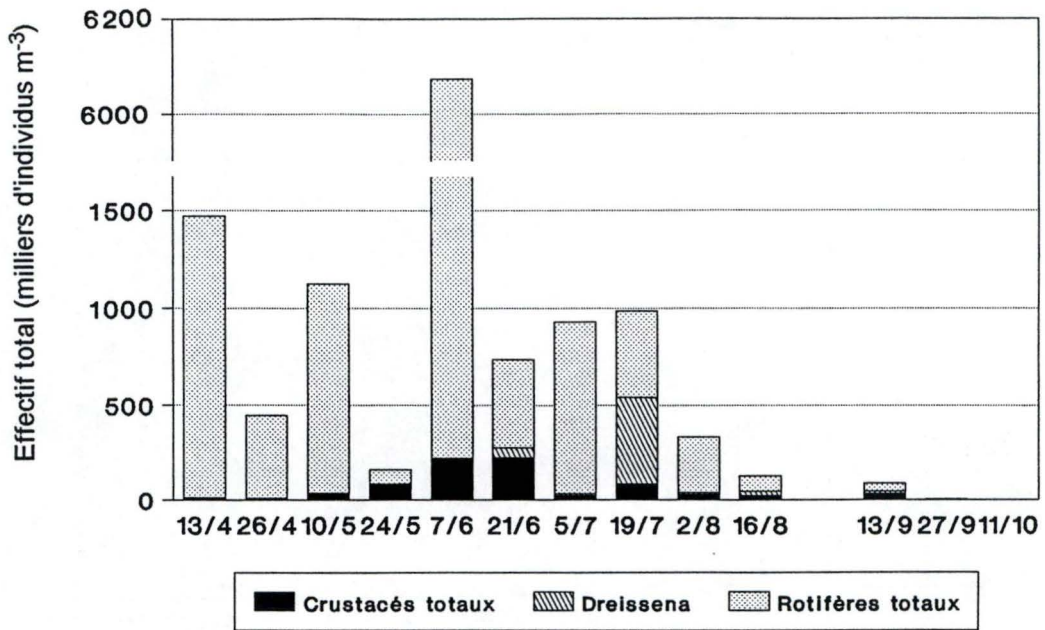


Figure 3.7: Zooplancton total à Hauconcourt, et détail des formes crustacées.

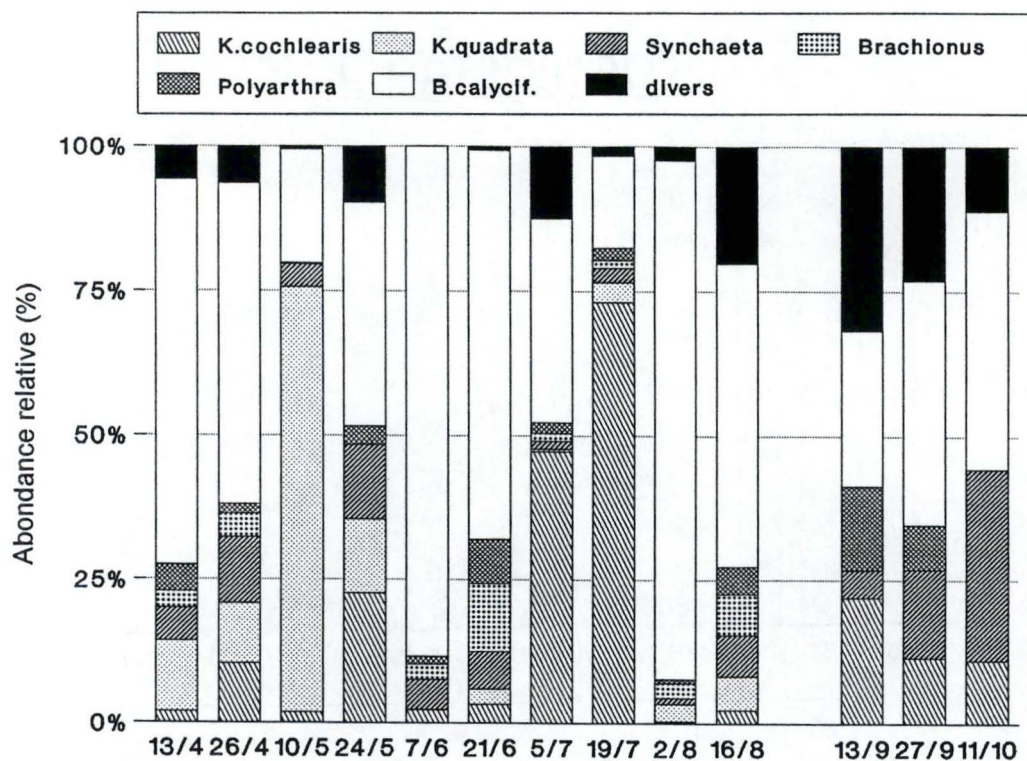


Figure 3.8: Abondance relative des principaux rotifères à Hauconcourt.

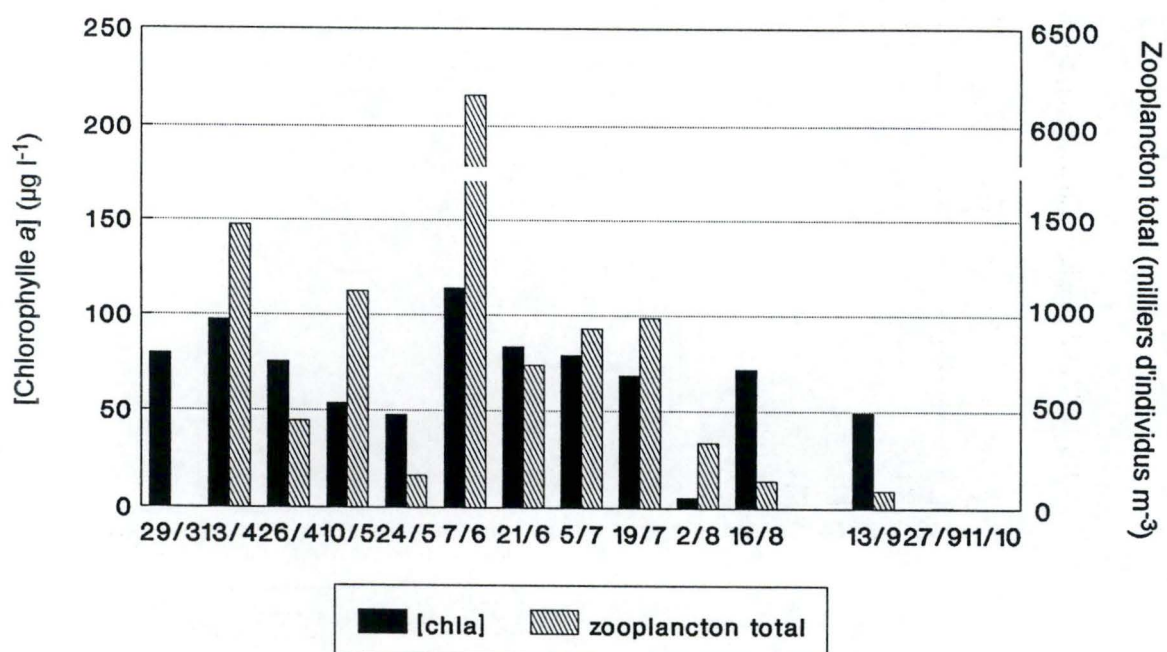


Figure 3.9: Dynamique planctonique à Hauconcourt: évolution saisonnière.

Koenigsmacker

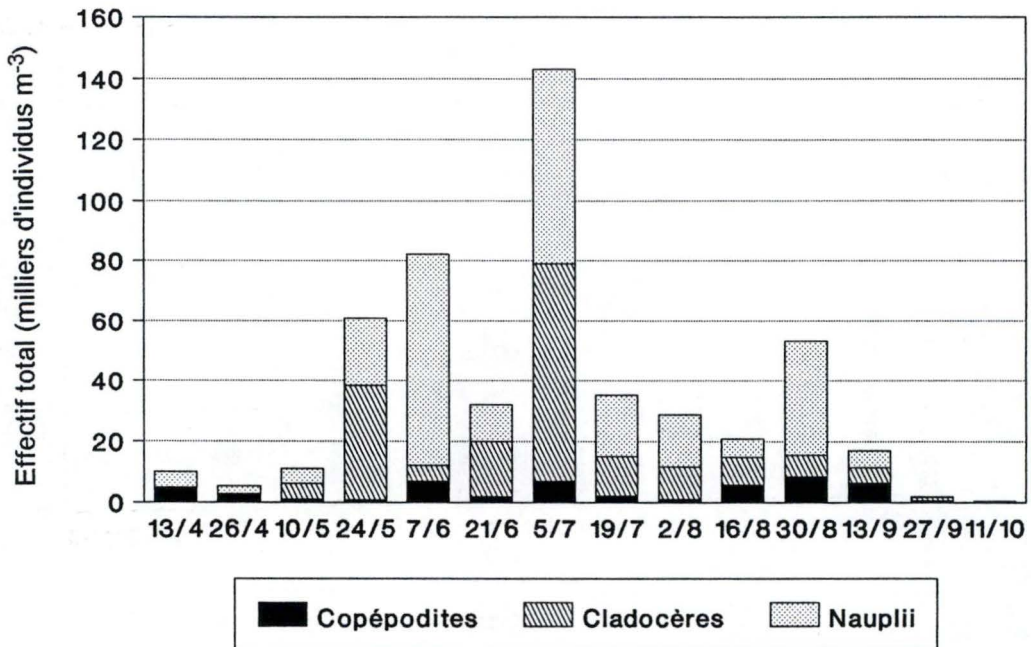
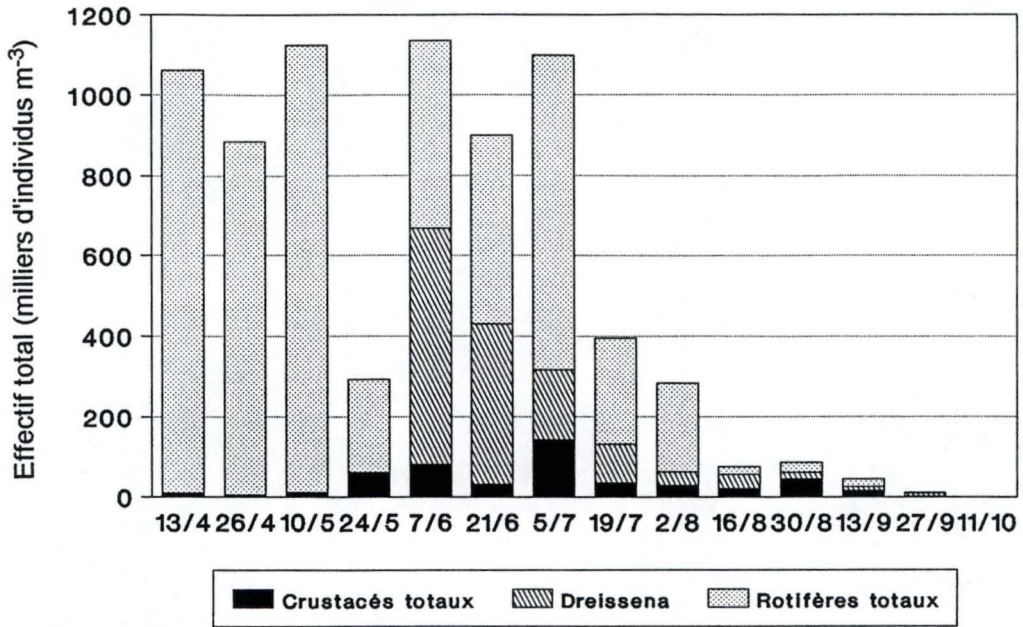


Figure 3.10: Zooplancton total à Koenigsmacker, et détail des formes crustacées.

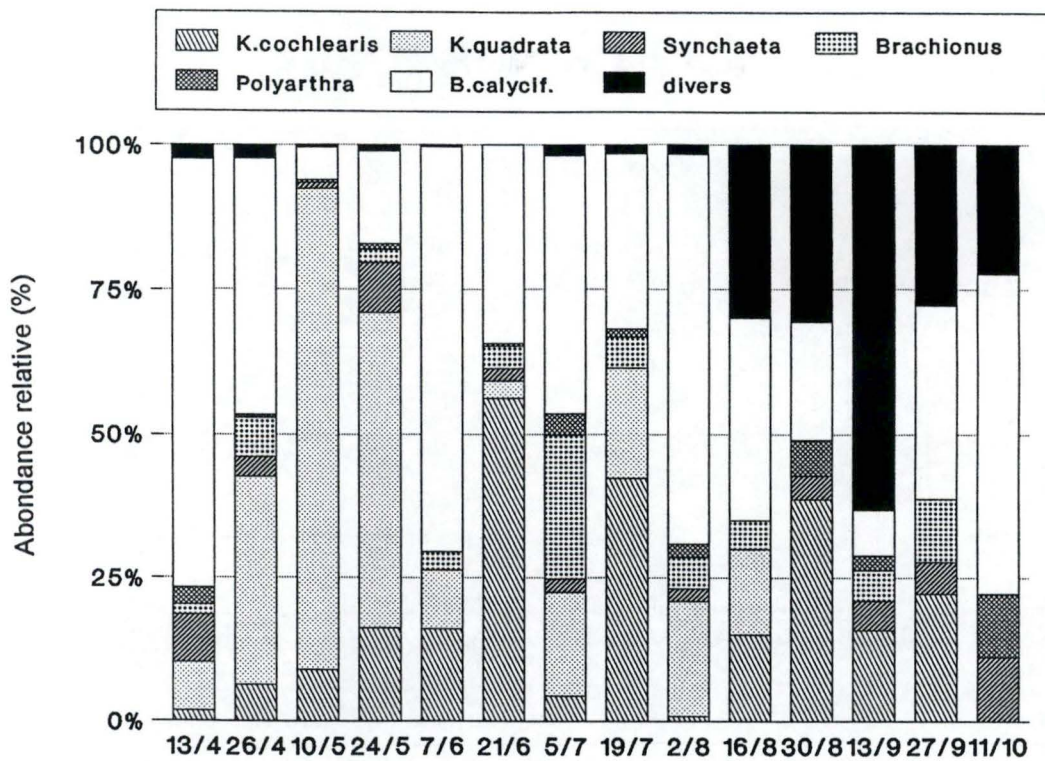


Figure 3.11: Abondance relative des principaux rotifères à Koenigsmacker.

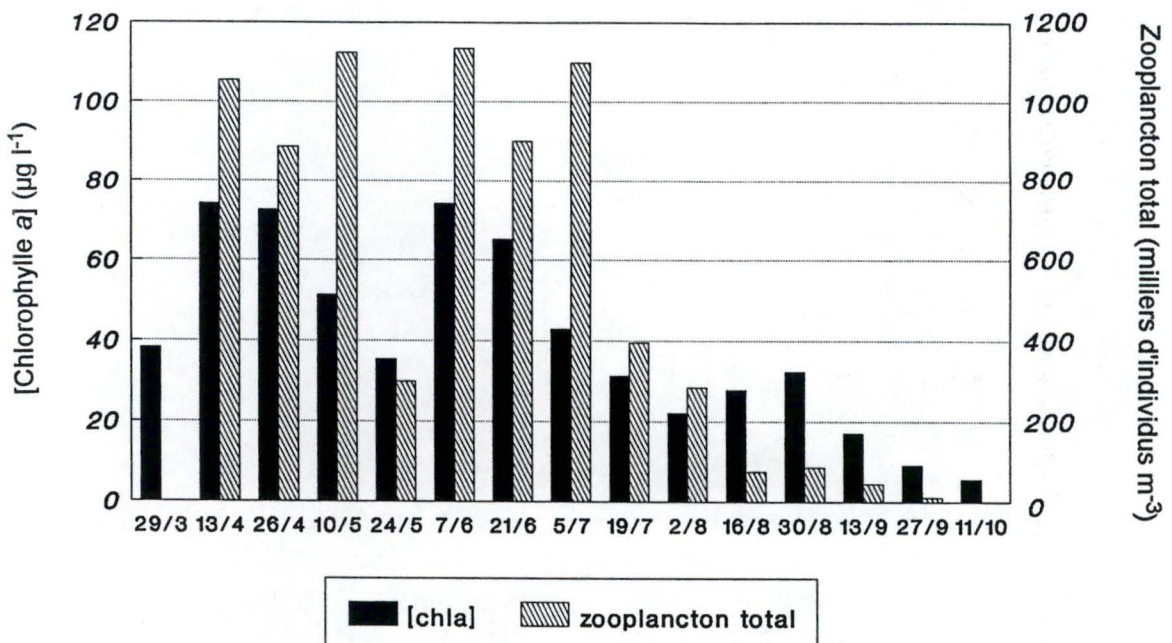


Figure 3.12: Dynamique planctonique à Koenigsmacker: évolution saisonnière.

Sierck-les-bains

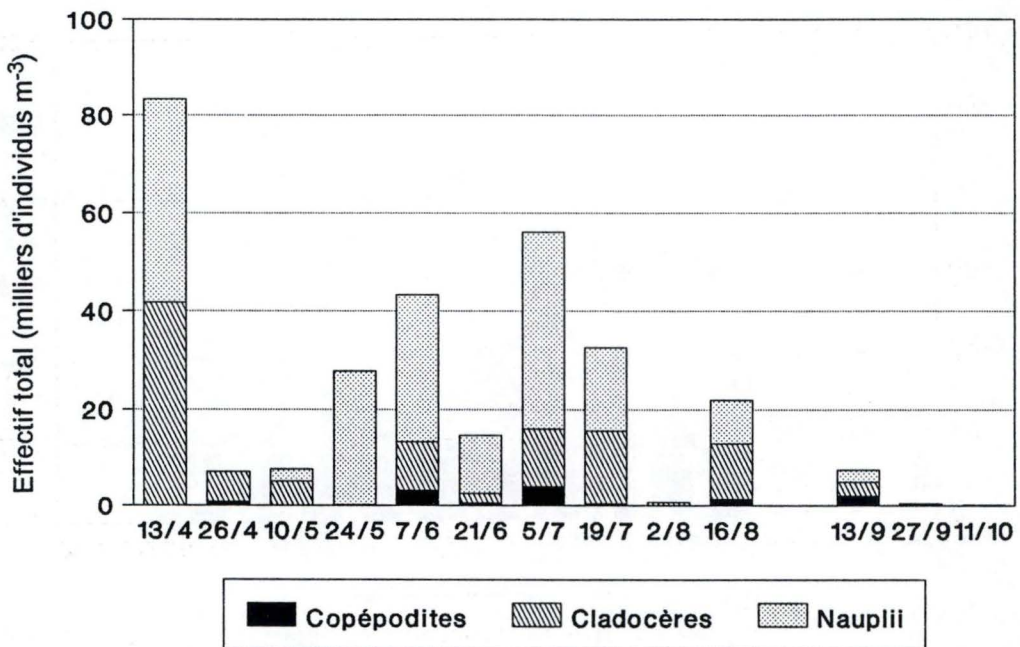
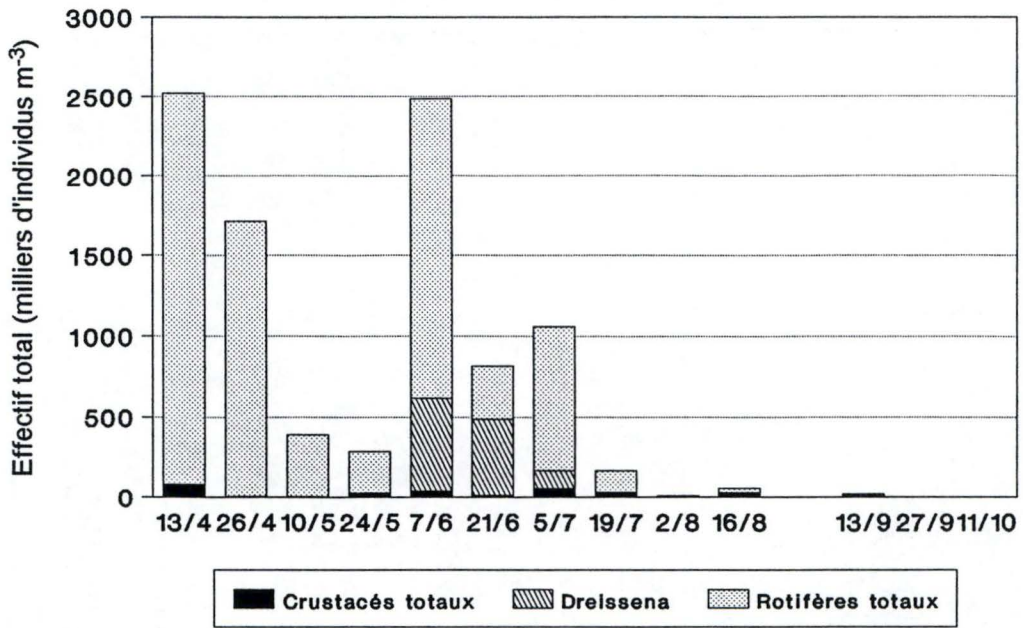


Figure 3.13: Zooplancton total à Sierck, et détail des formes crustacées.

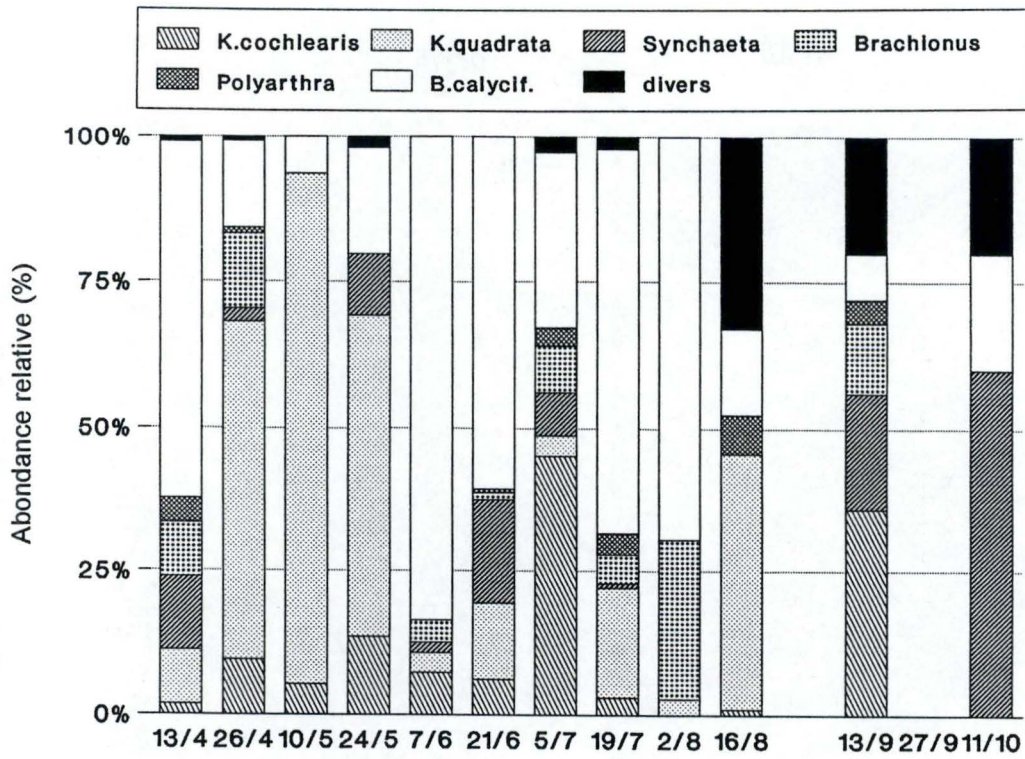


Figure 3.14: Abondance relative des principaux rotifères à Sierck.

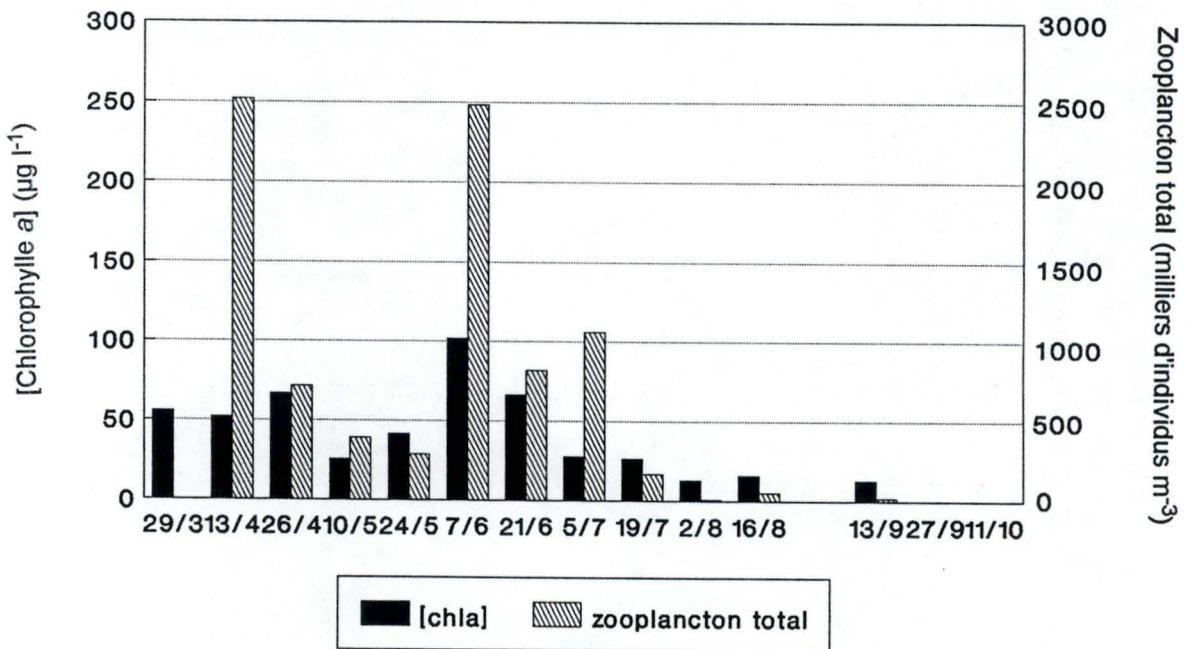


Figure 3.15: Dynamique planctonique à Sierck: évolution saisonnière.

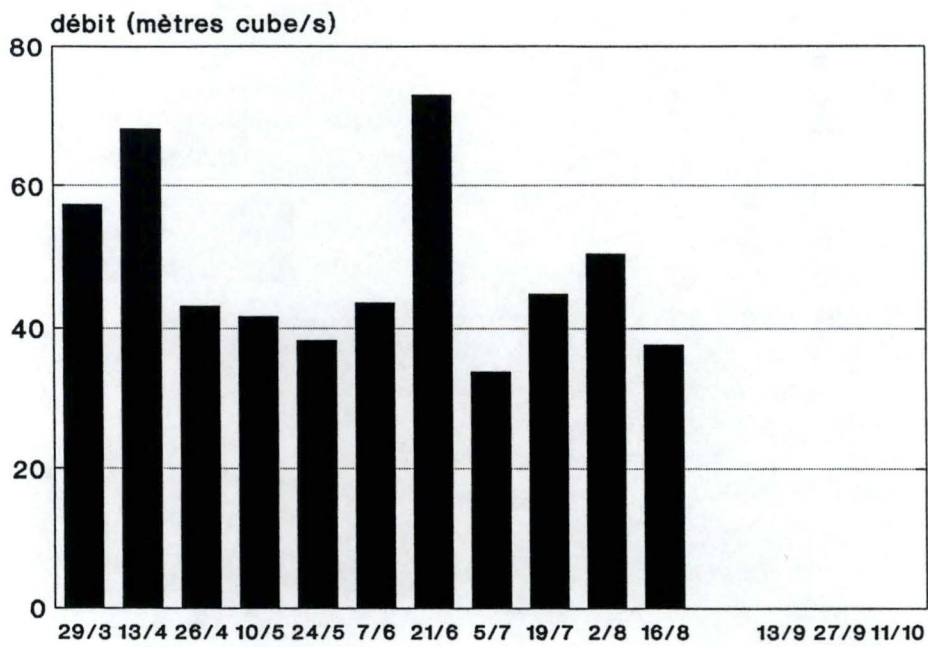
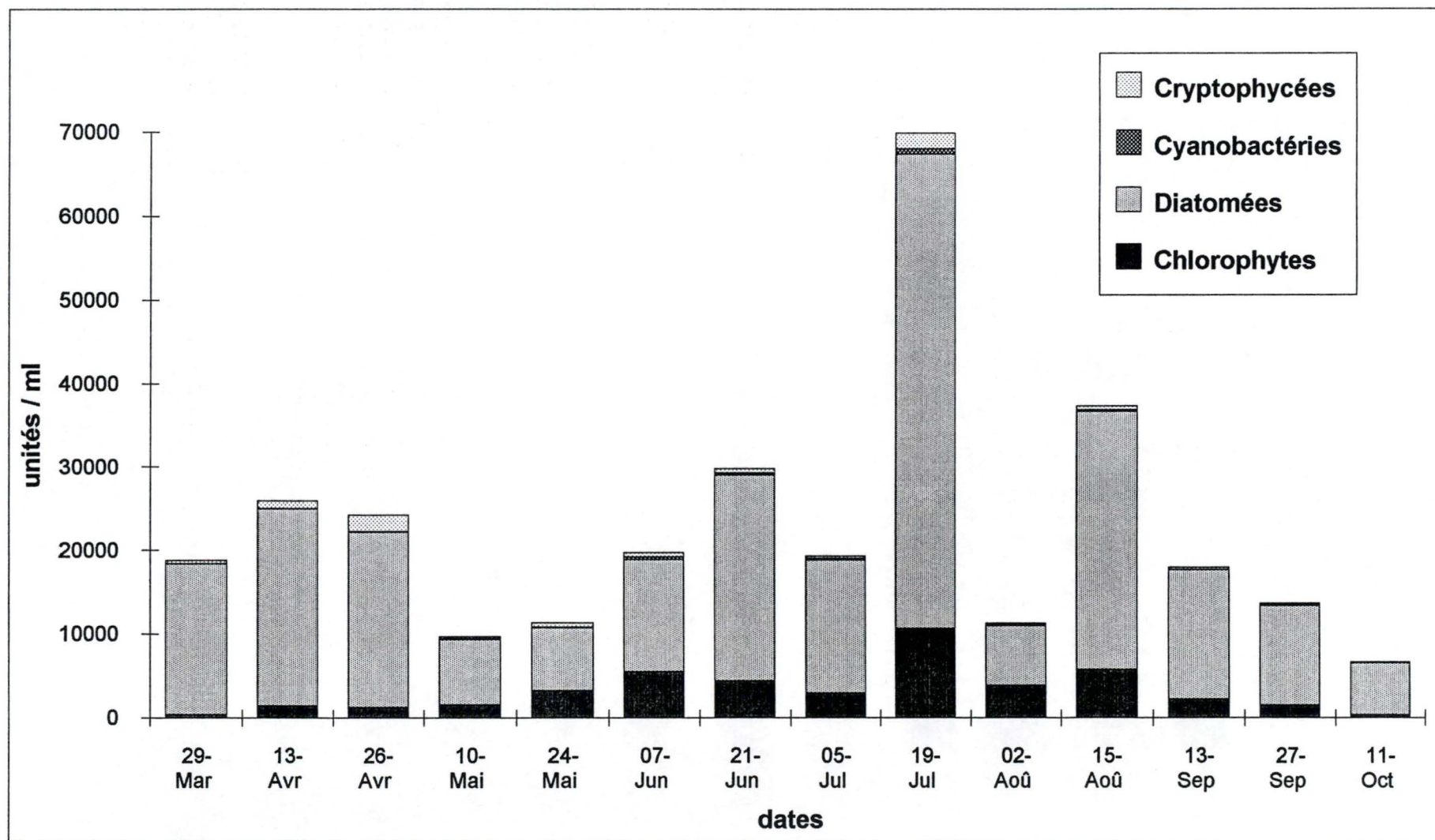


Figure 3.16: Débit de la Moselle en 1993, mesuré à Sierck-les-bains.

Figure 3.17: Abondance des principaux groupes algaux à Frouard.



3.1.2 Analyse plus complète du cas de Frouard.

Comme nous l'avons signalé ci-dessus, la confrontation des observations relatives à l'abondance et à la composition du zooplancton avec celles concernant les communautés de phytoplancton permet d'ajouter d'autres éléments interprétatifs précieux.

De par la longueur du processus de préparation finale et d'analyse des échantillons de phytoplancton, seule la station de Frouard a pu être intégralement traitée de bout en bout. Cette analyse complète fournit l'opportunité de décrire plus en détails la situation brossée aux sections 3.1.1 et 3.1.2.

La figure 3.17 ci-contre reprend la contribution des grands groupes algaux au peuplement total. Il est clair que les diatomées constituent, et de loin, la fraction la plus importante du peuplement toute l'année. Une vision plus poussée, qualitativement, du développement de ces diatomées est donnée aux figures 3.18 et 3.19, elle comporte de nombreux aspects intéressants.

Tout le début de saison est caractérisé par la dominance de formes centriques unicellulaires de petite taille (en grande majorité des *Stephanodiscus* du groupe *hantzschii*, d'un diamètre moyen de 10-11 μm). La période de croissance progressive du zooplancton, située entre le 26 avril et le 5 juillet, coïncide avec une baisse considérable de l'importance de ces petites formes unicellulaires.

Le pic phytoplanctonique du 19 juillet est, comme nous l'avons déjà signalé, constitué essentiellement par des formes filamenteuses, en l'occurrence *Skeletonema potamos*. Le diamètre de ces diatomées est de 3 à 4 μm (HASLE et EVENSEN, 1976). Elles se présentent dans les eaux de la Moselle sous différentes dispositions. En début de phase de croissance rapide, ce sont des filaments pluricellulaires que l'on observe, dont la taille s'amenuise ensuite. Il n'est pas rare de trouver alors une proportion élevée d'associations de deux cellules, voire de cellules isolées (DESCY et WILLEMS, 1991). La dimension réduite de ces cellules isolées reste compatible avec la gamme de tailles recherchée par les brouteurs, mais il est fort possible que leur association en filaments de plusieurs cellules confère à l'ensemble une protection accrue, limitant leur accès aux organismes les plus efficaces.

Le retentissement de cette modification profonde du phytoplancton sur la composition du zooplancton est spectaculaire. A cette même date, on voit les effectifs de *B. calyciflorus* chuter brutalement de près de 95% de leur valeur antérieure, tandis que les pertes sont à peine moins drastiques pour *K. cochlearis*. La diversité du peuplement en rotifères accuse également une baisse. Il semble dès lors que ceux-ci ressentent le plus fortement les effets de cette croissance soudaine.

La composition de la communauté phytoplanctonique de fin de saison est de nouveau caractérisée par une large proportion de formes unicellulaires, mais cette fois ce sont des formes de plus grande taille qui se développent principalement (telles *Cyclotella meneghiniana* et *Cyclostephanos dubius*). On note également le développement maximal à cette époque d'autres formes filamenteuses (g. *Aulacoseira*).

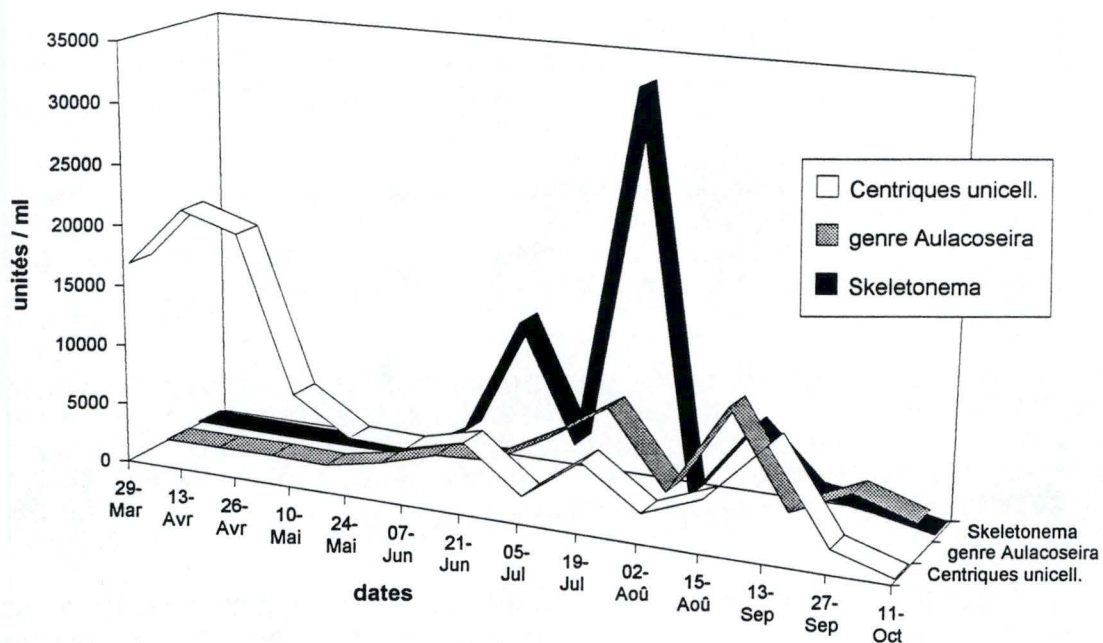
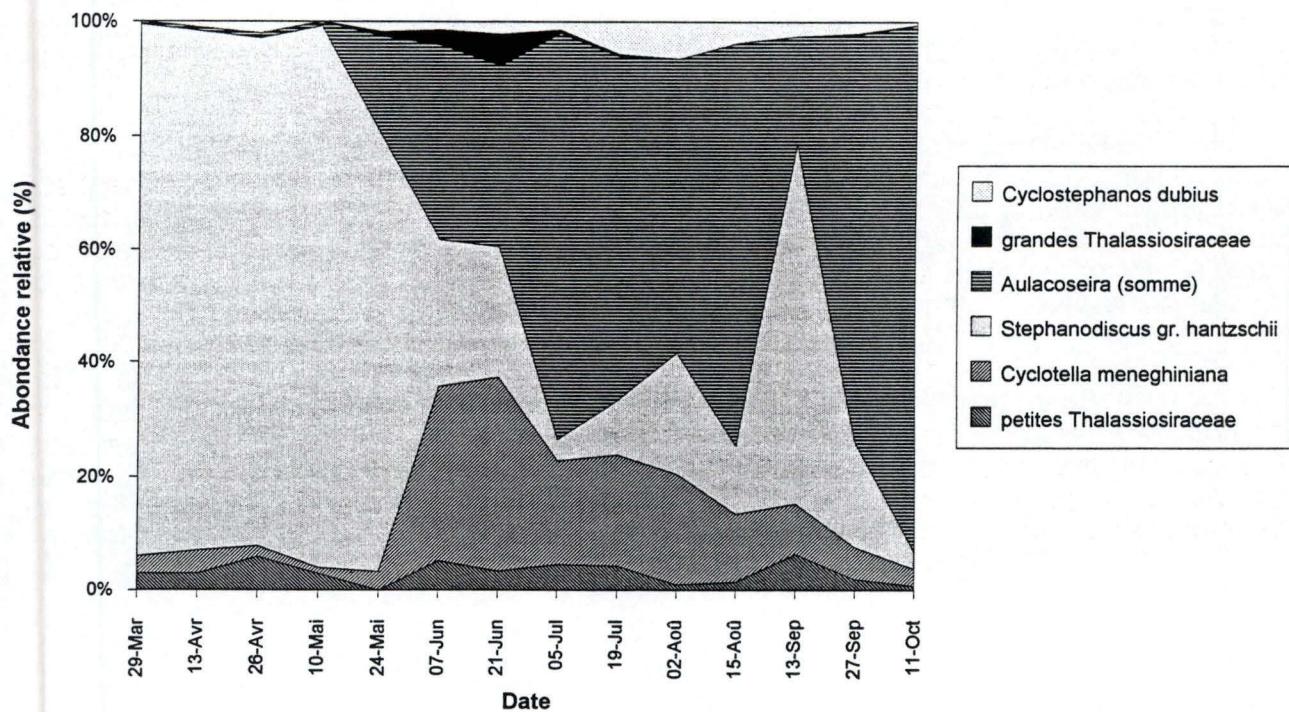


Figure 3.18: Evolution de l'abondance des principaux groupes de diatomées à Frouard.

Figure 3.19: Composition de la catégorie des diatomées centriques unicellulaires à Frouard, combinée au g. *Aulacoseira*.



3.1.3 Situation en Meuse.

Le suivi des développements planctoniques en Meuse fournit un tout autre type d'évolution, et il est intéressant de le détailler de la même manière. C'est la raison pour laquelle nous avons adopté la même représentation en quatre graphiques (figures 3.20 à 3.22). On notera que, dans le souci de ne pas surcharger l'ensemble, seules quelques dates clé sont renseignées au bas des graphes.

Deux phases de croissance zooplanctonique sont clairement visibles. Une première fin avril, de relativement faible amplitude, est suivie d'une chute sensible. Dans le courant du mois de juin, des populations abondantes recommencent à s'édifier, et des densités bien supérieures à 10^6 individus par mètre cube s'observent jusque dans le courant du mois d'août. Début septembre, le déclin s'amorce.

Le développement crustacé suit une tendance tout à fait différente. Insignifiants la plus grosse partie de l'année, ils deviennent clairement dominants à la fin du mois d'août. Cette abondance reste toutefois fort limitée dans le temps, et les populations suivent le mouvement général en déclinant rapidement. Les densités atteintes en cladocères et copépodes sont du même ordre de grandeur que celles renseignées par SANDERSON (1992), et se situent à une époque identique. Jamais les larves véligères de *Dreissena* n'abondent au point de dominer. Celles-ci ne dépassent pas 41000 individus par mètre cube.

La succession des espèces majeures de rotifères est conforme aux situations décrites précédemment en Meuse. *B. calyciflorus* domine une bonne partie du printemps, et *K. cochlearis* établit sa dominance progressivement au début de l'été. On peut encore prendre note de deux observations assez intéressantes:

- Les peuplements du début du printemps recèlent une forte proportion de rotifères appartenant à l'espèce *Notholca acuminata*. Ceux-ci peuvent contribuer à près de 30% de l'effectif total. Le réchauffement de l'eau semble leur être fatal, et ils disparaissent début mai. Cette situation est conforme à l'attente, cette espèce étant décrite comme sténotherme d'eau froide (POURRIOT, 1965). La présence en abondance de cette espèce, constitue une différence notable avec la Moselle, où elle est également présente aux mêmes époques, mais où son intervention est fort limitée.

- L'apparition en abondance des cladocères à la fin du mois d'août retentit fortement sur la composition des communautés de rotifères; ainsi *K. cochlearis* qui était devenu dominant chute brutalement jusqu'à pratiquement disparaître, et *B. calyciflorus* se retrouve de nouveau en situation de dominance (voir les 31/8 et 7/9).

La situation des espèces dites secondaires apparaît fortement variable. Contrairement à la Moselle, où ces espèces interviennent pour une fraction relativement similaire toute l'année, ces mêmes groupes connaissent en Meuse des maxima irréguliers de courte durée. *Synchaeta* sp. contribuent à plusieurs reprises pour 10% de l'effectif en début d'année, suivis par *Brachionus* sp., enfin *Polyarthra* sp. connaissent leur maximum de densité en août.

La Plante

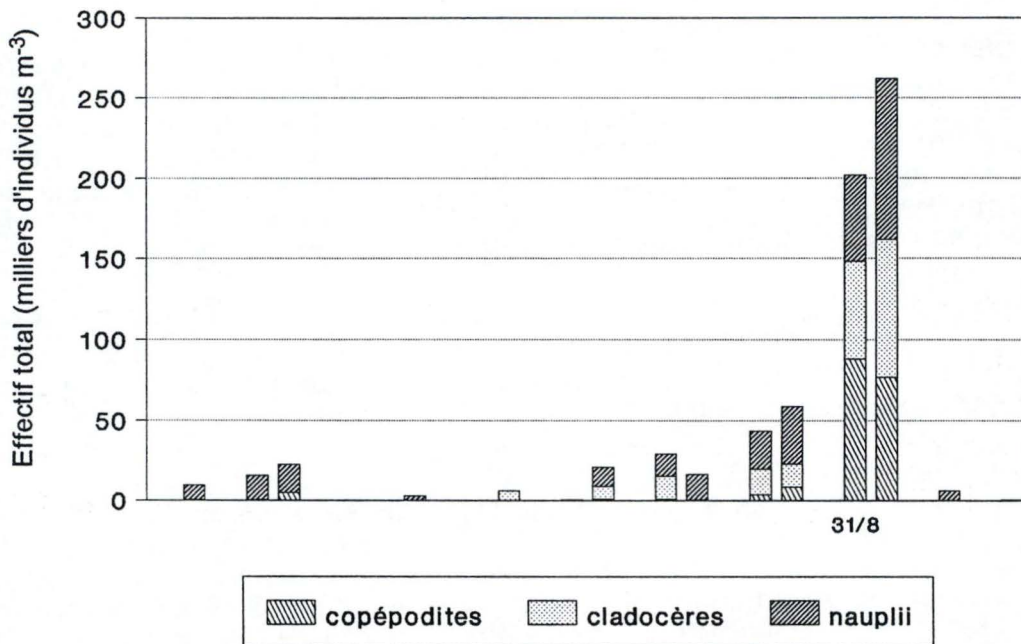
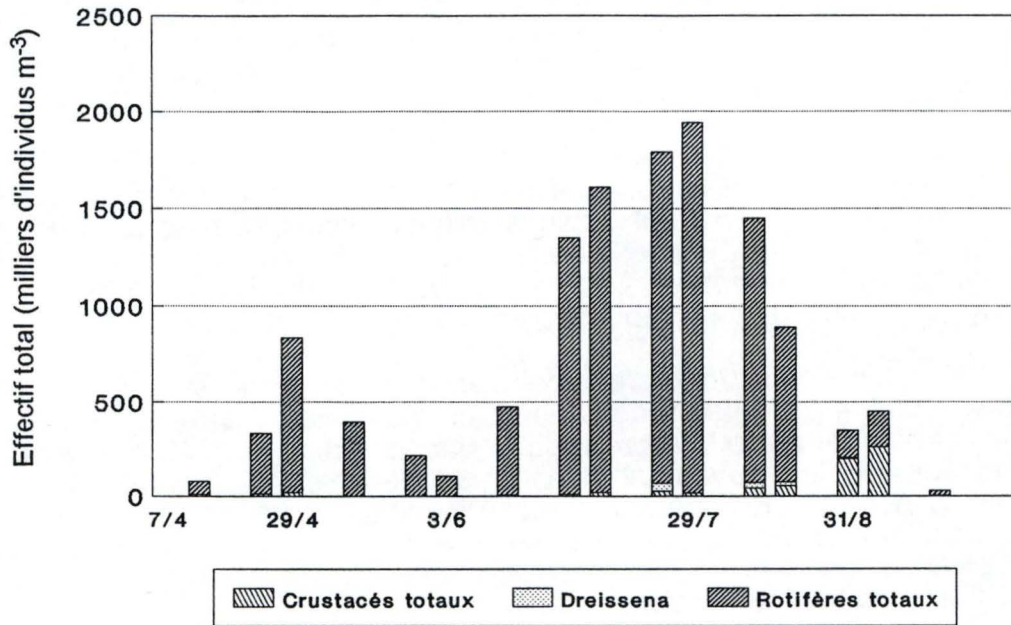


Figure 3.20: Zooplancton total à La Plante, et détail des formes crustacées.

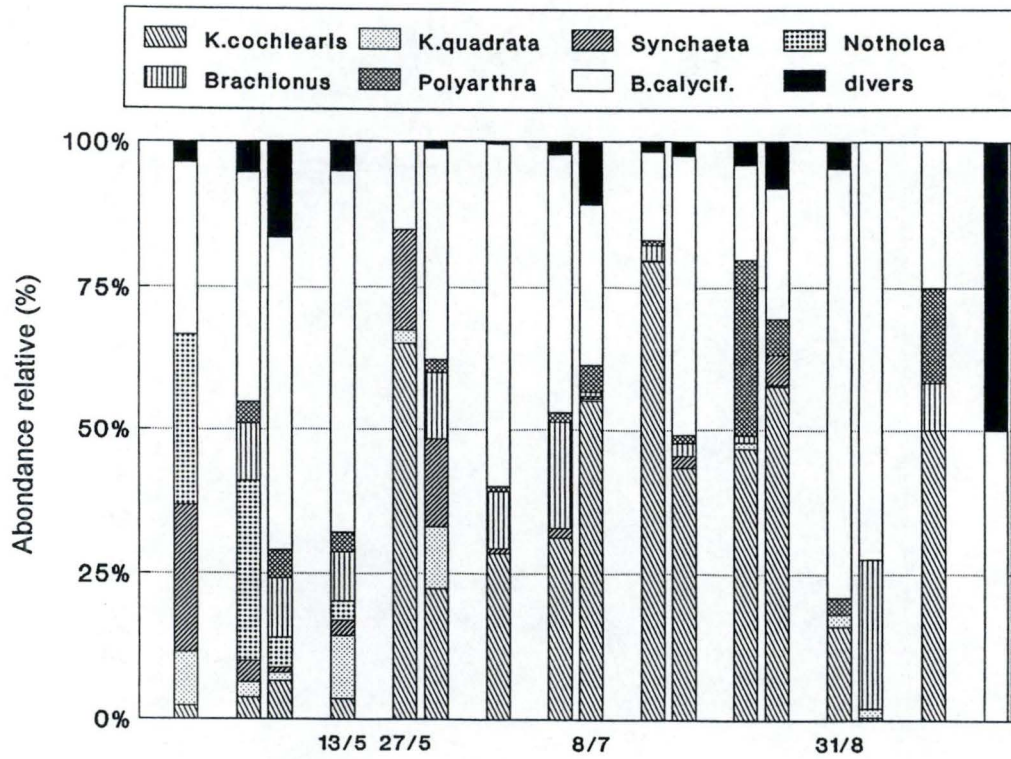


Figure 3.21: Abondance relative des principaux rotifères à La Plante.

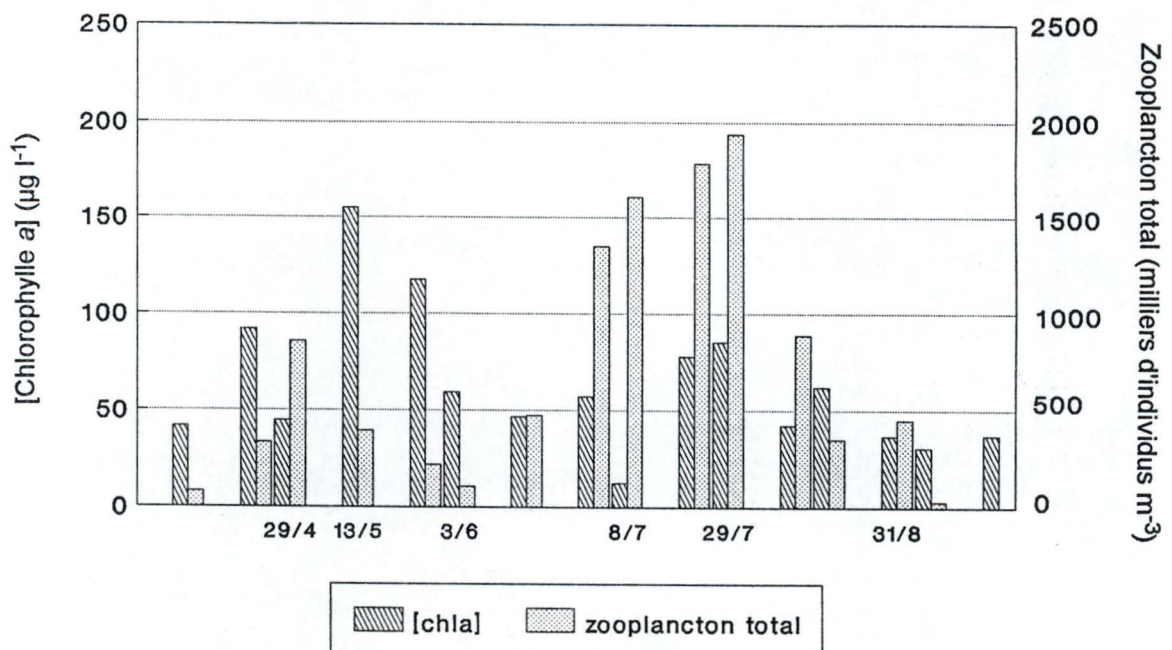


Figure 3.22: Dynamique planctonique à La Plante: évolution saisonnière.

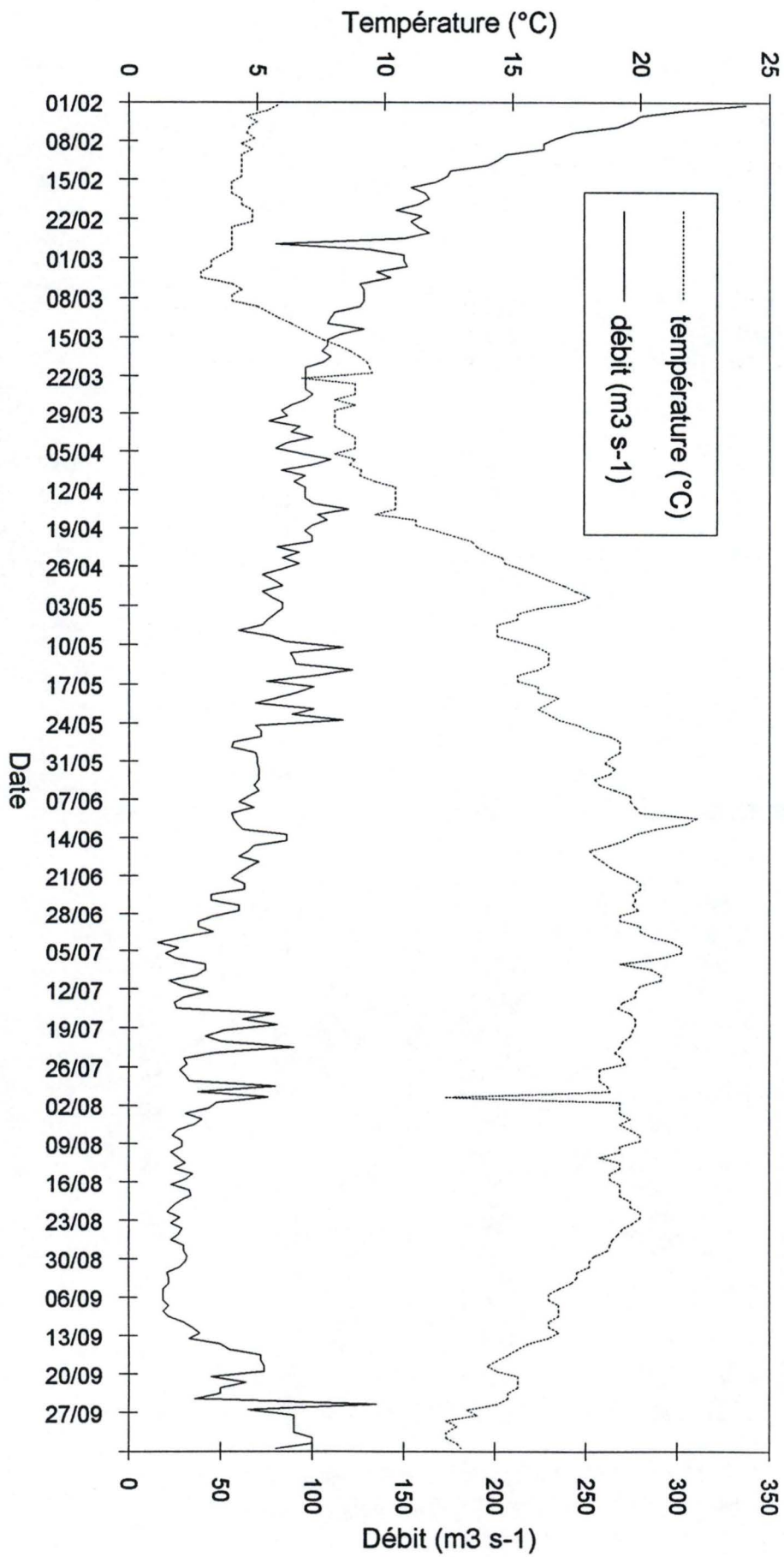


Figure 3.23: Profils des températures et débits enregistrés à Tailfer en 1993.

Envisagé sous l'angle dynamique, il est possible de préciser quelque peu le profil de développement. Sur la figure 3.22, on constate que le premier maximum zooplanctonique suit une courte phase de bloom phytoplanctonique. Le phytoplancton profite alors de la longue période d'"éclipse" apparente du zooplancton pour atteindre un maximum de développement voisin des valeurs extrêmes mesurables en haute Meuse.

Phyto- et zooplancton connaissent ensuite une baisse parallèle d'abondance. Un nouveau bloom algal discret fin juin permet au développement du zooplancton de démarrer véritablement pour atteindre les valeurs les plus hautes enregistrées pour la saison. Il semble toutefois que la période estivale puisse être scindée en deux phases successives très rapprochées, dont la charnière n'est pas visualisable de par l'absence de prélèvement à cette époque précise (entre le 8 et le 22 juillet).

La chute progressive des densités en plancton débute en août. Le zooplancton disparaît presque totalement dès septembre, alors que des biomasses algales encore relativement élevées (de l'ordre de la trentaine de $\mu\text{g l}^{-1}$ de chlorophylle a) sont mesurées au même moment.

L'examen du régime hydrologique de la Meuse, mesuré quelques kilomètres en amont de La Plante, à Tailfer, apporte de précieux renseignements quant à l'évolution constatée (figure 3.23). On note ainsi que le plein développement du zooplancton est clairement lié à l'installation des conditions d'étiage. Il apparaît également très nettement que le maximum de développement des crustacés se produit à la période exacte à laquelle se mesurent les plus faibles débits. L'amorce de la hausse de ceux-ci, et du refroidissement de l'eau, marque la phase terminale de présence du zooplancton.

Une installation plus précoce de populations crustacées importantes est rapportée en Meuse liégeoise cette année par DRÖSCH (1993). Dès le début juillet, jusqu'à 30% du peuplement peuvent être constitués de crustacés (dont 20% par les seules nauplii, les 10% restant par des copépodites). Le développement de ces organismes y est caractérisé par une augmentation amont-aval. L'étude est stoppée à la fin juillet, de sorte qu'aucune information n'est disponible sur leur pourcentage ultérieur d'intervention.

3.1.4 Caractérisation abiotique.

A partir des données relatives aux mesures physico-chimiques et aux dosages de substances nutritives que nous avons réalisées, ou dont les résultats nous ont été communiqués, il est possible de visualiser l'évolution longitudinale générale de plusieurs paramètres.

On trouvera en annexe 2 les 6 tableaux de synthèse compilant l'ensemble des données. Pour chacun des 5 tableaux relatifs aux stations de Moselle, nous notons la fourchette horaire dans laquelle, selon les jours, s'est effectué le prélèvement. Au départ de Nancy, la séquence des stations suit logiquement le cours de la rivière.

station	NO ₃ ⁻ /N (mg l ⁻¹)	NO ₂ ⁻ /N (µg l ⁻¹)	NH ₄ ⁺ /N (µg l ⁻¹)	PO ₄ ⁻³ /P (µg l ⁻¹)
Frouard	1.1	19.9	56.1	100.8
Millery	1.4	78	285.6	170.8
Hauconcourt	1.6	72.8	365.6	215.8
Koenigsmacker	1.3	83.3	539.9	263.8
Sierck	2.3	136.2	312.5	275.8

Tableau III.I: Teneurs moyennes en nutriments pour l'année 1993 en Moselle

Le plus grand intervalle de temps séparant les extrêmes pour les stations les plus en aval s'explique par le fait qu'une tournée de prélèvement sur deux incluait une série d'autres stations intermédiaires non couvertes pour nos besoins, et qu'en conséquence les dernières stations étaient visitées à des heures beaucoup plus variables.

L'examen de ces tableaux permet plusieurs constatations. L'effet spectaculaire de la confluence avec la Meurthe apparaît clairement, et se traduit par un quadruplement de la minéralisation totale, mesurée via la conductivité électrique de l'eau.

L'oxygénation des eaux est, dans l'ensemble, bonne. Les extrêmes s'étalent de 53,3% de saturation (Sierck, le 19 juillet) à plus de 150% (Frouard, le 26 avril), aucune valeur inférieure à 50% de saturation n'est donc enregistrée.

Frouard est la station la mieux oxygénée, présentant toujours, et le matin de surcroît, des valeurs de plus de 80% de saturation. La qualité globale de l'oxygénation reste pratiquement invariée jusqu'à Hauconcourt. Elle se détériore quelque peu ensuite au niveau des deux dernières stations, Koenigsmacker et Sierck ne présentant que de rares situations de saturation complète, même dans le courant de l'après-midi. Les valeurs mesurées restent raisonnables. Toutes les mesures relatives à ces deux stations étant faites justement l'après-midi, nous n'avons pu être confrontés aux intenses désoxygénations caractéristiques du petit matin.

Les teneurs en différents nutriments évoluent également de manière indicative le long de la rivière. Sur le tableau III.I, synthétisant les valeurs moyennes pour chaque station, plusieurs aspects sont frappants.

La confluence avec la Meurthe marque la brusque hausse, de plusieurs ordres de grandeur, de la plupart des teneurs. Celles-ci maintiennent ensuite leur tendance à la hausse, avec quelques exceptions. L'enrichissement graduel en phosphates traduit la traversée successive de zones à fortes concentrations urbaines: Nancy, Pont-à-Mousson, Metz et Thionville, et de nombreuses localités de dimensions plus modestes. Nous ne constatons pas la disparition estivale de l'ammonium renseignée dans la fin des années 80 par GIGLEUX (1992); bien au contraire, l'été marque souvent l'apparition des valeurs les plus élevées pour ce nutriment. C'est à Koenigsmacker que la pollution ammoniacale est la plus intense.

C'est avec celui de Frouard que le portrait physico-chimique de la station mosane de La Plante est le plus comparable. L'état trophique général de la haute Meuse avant la confluence avec la Sambre s'apparente assez bien avec celui de la Moselle avant la confluence avec la Meurthe.

	densité testée	densité recalculée (effective)	G ($\mu\text{l}/\text{indiv.h}$)	F (ng C/ indiv.h)
26/03	25000	22552	9.23	2.08
	75000	82858	12.15	10.07
	150000	141320	11.51	16.26
	300000	303955	5.48	16.67
	600000	599307	8.01	48.02
22/04	25000	14163	14.29	2.02
	75000	70849	6.27	4.44
	150000	174445	8.54	14.89
	300000	311724	5.61	17.48
	450000	409281	4.35	17.81
600000	619534	0.14	0.9	
13/5	25000	42212	5.73	2.42
	75000	111849	(-)	(-)
	150000	72919	9.12	6.65
	300000	308389	4.67	14.39
	450000	469567	7.15	33.57
	600000	595006	4.92	29.25
	1200000	1199999	0.57	0.68
10/06	25000	30130	2.71	0.82
	50000	47813	6.8	3.25
	75000	68409	4.23	2.89
	150000	143157	3.7	5.29
	300000	315955	3.42	10.81
	600000	594508		(-)
22/7	25000	25001	6.49 et 5.38	1.62 et 1.35
	75000	72529	5.92 et 4.97	4.29 et 3.6
	100000	102387	8.92 et 8.9	9.14 et 9.11
	150000	150533	7.45 et 7.04	11.21 et 10.59
	300000	299565	4.33 et 4.78	12.97 et 14.31
19/06/92	25000	15394	14.87	2.29
	75000	94410	15	14.16
	150000	159047	11.01	17.51
	300000	270880	6.66	18.04
	600000	610281	3.02	18.42

Tableau III.II: Récapitulatif des G et F mesurés au cours des cinq journées retenues. et de l'expérience du 19 juin 1992.

3.2 Evaluation de l'impact spécifique de *Brachionus calyciflorus*.

Nous présenterons ici une synthèse des différentes expériences réalisées, et un traitement global de leurs résultats. Le lecteur trouvera, en annexe 3, la représentation graphique de chaque expérience prise isolément. Nous avons éliminé du traitement la journée du 3 mai, et l'avons remplacée par une manipulation similaire réalisée le 19 juin de l'année dernière.

3.2.1 Courbe d'ingestion - le paramètre F.

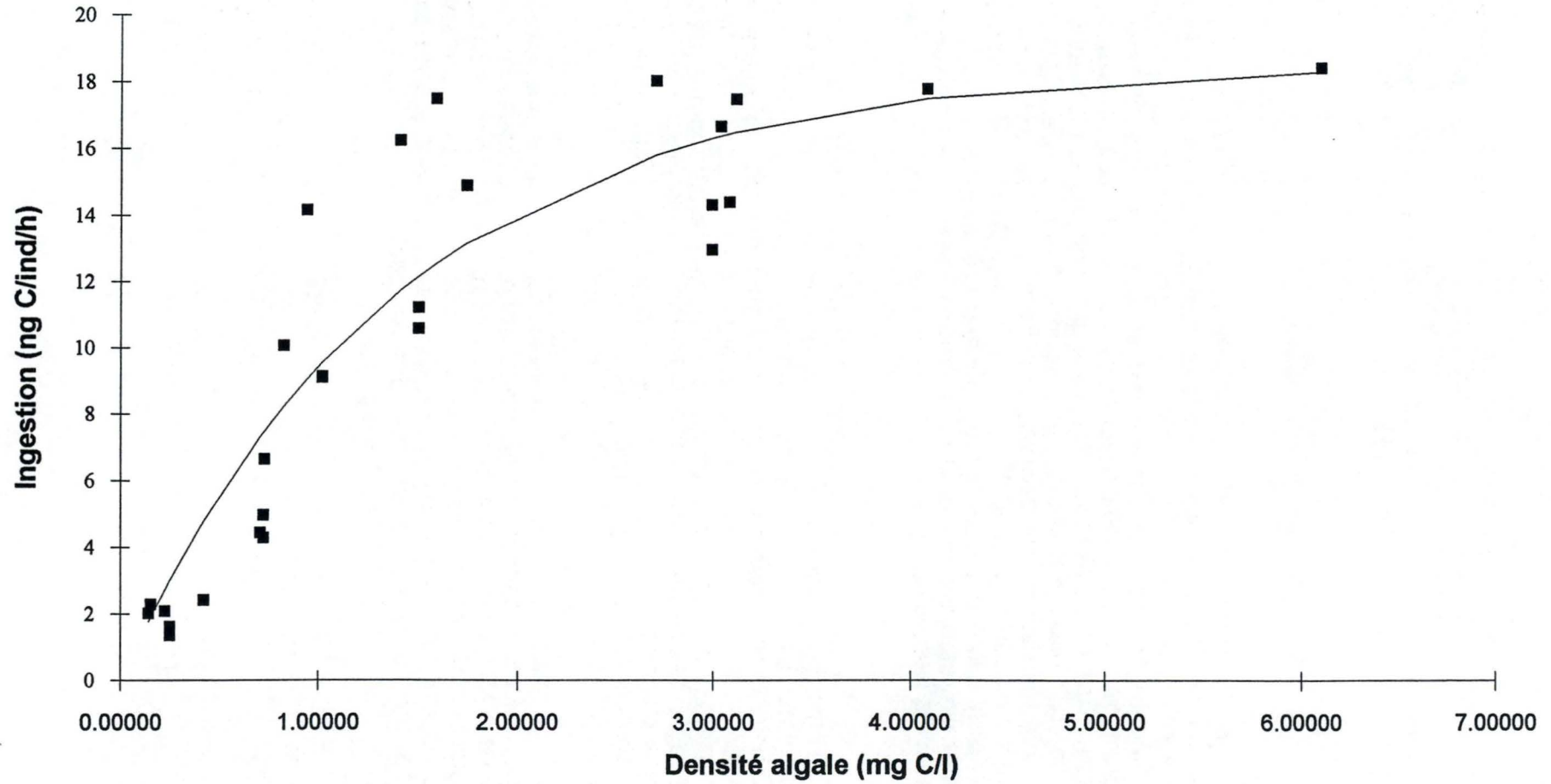
Le tableau III.II ci-contre reprend la totalité des résultats enregistrés pour chaque journée. Les chiffres soulignés en gras correspondent à des valeurs douteuses qui ne sont par la suite plus prises en compte pour l'analyse. Ces valeurs ont été délibérément écartées pour plusieurs raisons: soit elles sont totalement hors échelle par rapport aux valeurs raisonnablement attendues, soit elles sont associées à une incertitude expérimentale majeure (p. ex. sur le nombre de rotifères prélevés par fiole E, l'absence d'un blanc formolé pouvant fournir une base de comparaison, ...). Notons encore que les valeurs de densités algales sont celles recalculées via la régression obtenue au moyen des fioles S (voir section 2.2.2.4). Pour la dernière journée, deux résultats sont disponibles, de par la réalisation de deux séries de fioles E: la première à partir de rotifères prélevés selon la méthode classique, la seconde à partir de rotifères prélevés puis passés sur filtre 10 μ de manière à éliminer la Volvic restante.

La mise au point graduelle de la méthode a permis, en apportant successivement des solutions possibles aux problèmes rencontrés, d'obtenir pour les deux dernières expériences des allures beaucoup plus conformes aux courbes décrites par ROTHHAUPT (1990a) que les allures déduites des premiers résultats. On peut considérer que les ajustements répétés ont répondu au besoin d'améliorer sensiblement la qualité de ces résultats. Il nous apparaît que des précautions telles que le rinçage poussé des animaux à l'issue de la contamination, le renouvellement régulier des bains d'anesthésiant et de formol, l'utilisation de filtres renouvelés pour chaque flacon expérimental sont utiles et justifiés.

Nous avons soumis ces résultats, dans leur ensemble, à un traitement statistique visant à l'ajustement optimal d'une "courbe d'ingestion". Ce traitement a été réalisé sur SAS au moyen des procédures de régression non linéaire. Plusieurs essais basés sur des équations de type Michaelis-Menten n'ont pas donné satisfaction, en ce sens qu'ils n'ont pas fait apparaître le plateau caractéristique de ce type de courbe. Finalement, nous avons retenu une des équations proposées par SWARTZMAN et BENTLEY (1979), qui prend la forme suivante:

$$F = F_{\max} * [1 - \exp (-gr * B)]$$

Figure 3.24: Courbe d'ingestion de *Brachionus calyciflorus*, nourri avec *Dictyosphaerium ehrenbergianum*.



où F_{\max} définit le plateau correspondant à la valeur maximale accessible, et gr le "paramètre de courbure". B symbolise pour sa part la biomasse algale, que nous avons choisi d'exprimer par le contenu en carbone. La courbe obtenue par cette régression est visible à la figure 3.24 ci-contre. Visuellement, le plateau d'ingestion mis en évidence par cette courbe se situe au voisinage de 18 ng de carbone par brachion par heure. La valeur plateau fournie par le logiciel est de **18,5** ng par brachion et par heure, avec un écart-type de **1,6** résultant en un intervalle de confiance à 95% compris entre **15,3** et **21,8** ng de carbone par individu et par heure. Ces résultats sont exactement de l'ordre de ceux obtenus par ROTHHAUPT (1990a), également sur *B. calyciflorus*. Cet auteur renseigne en effet un F_{\max} de 18,5 +/- 2,7.

3.2.2 Capacités filtrantes - le paramètre G.

A partir des taux calculés de filtration (G) associés aux taux d'ingestion repris au tableau III.II, on peut également construire un graphe et tenter d'en déduire une allure générale à rattacher aux modèles classiques (figure 3.25). On remarque sur ce graphe que si les écarts entre les mesures aux fortes densités algales (150 et 300000 cellules par millilitre) sont raisonnables, il n'en va pas de même pour celles correspondant aux faibles densités, pour lesquelles une forte variabilité apparaît. La situation s'améliore quelque peu si l'on retire de cette représentation les G associés aux F précédemment ignorés (valeurs en gras sur le tableau). Il est en effet logique d'éliminer parallèlement les deux valeurs F et G associées, l'une étant simplement déduite de l'autre!

Deux tendances semblent se dégager de ce graphe. Quelques valeurs élevées, voisines des 15 μ l par individu et par heure, suggèrent la possibilité d'un plateau comme celui que définit le modèle rectilinéaire. Par contre, exception faite de ces deux ou trois points particuliers, d'autres valeurs fort basses aux faibles concentrations en nourriture algale tendent à faire penser à une évolution du paramètre G plus conforme à celle décrite par le modèle sigmoïde (pour la visualisation de ces courbes, se référer à la figure 1.9, section 1.3.1.1). Un rapide examen du tableau montre d'ailleurs que la plupart des valeurs maximales observées pour une journée donnée d'expérience le sont aux densités intermédiaires.

L'indisponibilité d'une équation à ajuster à ce graphe par le même type de procédure que celle utilisée à la section précédente ne permet pas de trancher; il est encore tout à fait possible (visuellement) d'envisager une courbe de filtration de type exponentielle décroissante, comme celle produite par le modèle curvilinéaire (qui est celui auquel nous avons rattaché la courbe d'ingestion!).

Notons encore que les valeurs les plus élevées obtenues pour le paramètre G sont très en accord avec les valeurs maximales que nous avons recensées au tableau I.I. Celles-ci étaient, pour rappel, de 13 μ l/individu.h (ROTHHAUPT, 1990a) et de 15,2 μ l/individu.h (JOAQUIM-JUSTO, 1992). Nous considérerons dès lors les valeurs maximales que nous avons obtenues comme chiffrant la capacité filtrante maximale de *B. calyciflorus*, et nous les utiliserons pour les calculs ultérieurs.

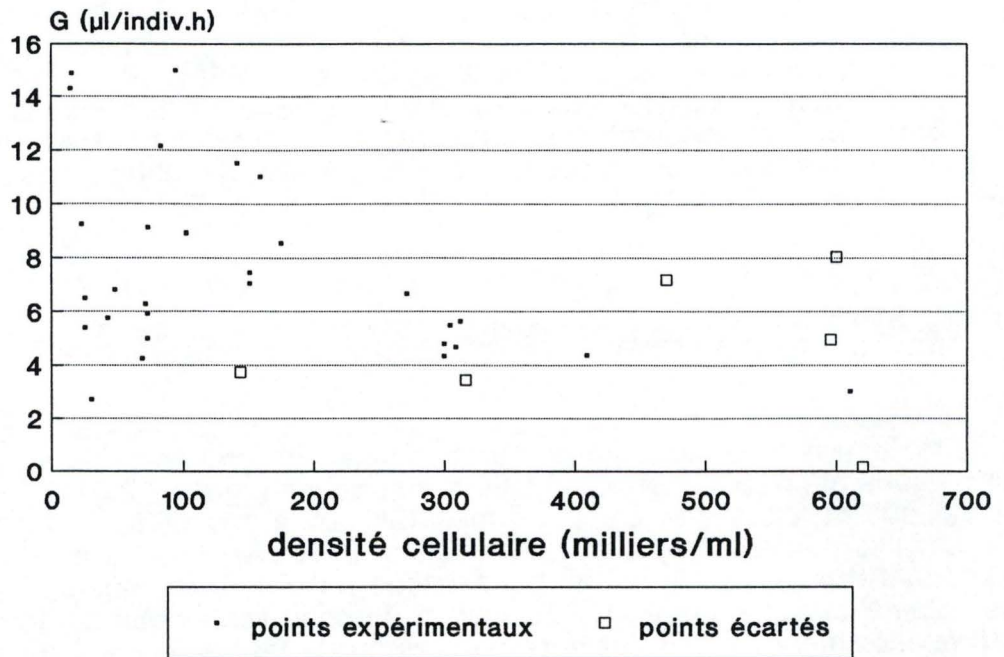


Figure 3.25: Taux mesurés de filtration de *Brachionus calyciflorus* sur une suspension cellulaire de *Dictyosphaerium ehrenbergianum*.

Chapitre 4:

**Modélisation des interactions
phyto-zooplancton.**

groupe	poids sec en µg
<i>Asplanchna</i> sp. (*)	0.89
<i>Brachionus calyciflorus</i>	0.29
<i>B. angularis</i>	0.47
<i>B. urceolaris</i>	0.17
<i>B. quadridentatus</i>	0.37
<i>Filinia longiseta</i>	0.45
<i>Euchlanis dilatata</i>	0.65
<i>Keratella cochlearis</i>	0.11
<i>K. quadrata</i>	0.34
<i>Polyarthra</i> sp.	0.74
<i>Synchaeta</i> sp.	0.27
nauplii	0.5
copépodes	8

(*) poids sec de *A. brightwelli*, l'espèce la plus abondante du genre, dans les échantillons

Tableau IV.1: poids sec moyen des individus des espèces majeures rencontrées.
(d'après DUMONT *et al.*, 1975, in MARNEFFE, 1989).

4.1 Intérêt et mise en oeuvre pratique.

Nous avons cherché à ne pas limiter l'examen du développement planctonique à sa seule dynamique descriptive sans envisager un aspect plus explicatif des situations rencontrées. Il nous semble intéressant, ne fut-ce que pour pouvoir élaborer une critique constructive de l'ensemble de nos résultats, de les soumettre à une analyse en parallèle avec d'autres données obtenues par simulation à partir de modèles tenant en compte une grande variété de facteurs.

L'utilisation de nos données d'abondance en modélisation a nécessité au préalable leur conversion en termes de biomasse. Nous avons choisi, pour les espèces majeures, de considérer la biomasse comme le produit de deux valeurs: la densité moyenne, et le poids sec moyen d'un individu. Le tableau IV.1 reprend les valeurs de poids sec utilisées pour cette conversion. A l'instar de MARNEFFE et THOMÉ (1992), le chiffre générique de 8 µg par individu a été utilisé pour l'expression de la biomasse des copépodes. Ceci représente bien entendu une simplification importante, de larges différences existant d'un stade à l'autre, et selon le sexe. Nous n'avons d'autre part pas effectué la conversion pour les cladocères, et ceci pour trois raisons:

- la composition taxinomique de chaque prélèvement n'a pas été précisée, nous nous sommes limités à un comptage global.
- d'importantes différences d'échelle existent entre les espèces. Ainsi *Bosmina longirostris* est-il de l'ordre de grandeur des rotifères, tandis que *Daphnia* est nettement plus grand, pouvant dépasser le millimètre. Ces différences sont plus marquées que celles distinguant les différentes espèces de copépodes par exemple.
- une évaluation strictement rigoureuse devrait faire appel à la réalisation de mesures de dimensions en vue de l'établissement de la relation taille/poids pour chaque espèce identifiée. Ce processus est lourd et demande énormément de temps. De plus, il est exclu de vouloir utiliser des régressions préétablies, celles-ci n'étant valables que pour le milieu dans lequel elles sont définies, et non transposables à d'autres, même proches (MCCAULEY, 1984).

C'est également l'absence de données illustratives de la structure de tailles de nos populations de *Dreissena* qui nous a conduit à ne pas inclure ces organismes dans l'effectif exprimé en biomasse.

Il est certain que devoir faire abstraction de ces deux groupes importants constitue un handicap sérieux pour la validité des simulations entreprises, et ceci d'autant plus que leur contribution au peuplement est élevée. Il nous semble toutefois préférable de nous contenter de certaines valeurs, nécessairement fragmentaires, mais sur lesquelles une plus grande "sécurité" existe (malgré la simplification, déjà fort limitée, appliquée pour les copépodes!).

Pour introduire brièvement la modélisation testée, il faut savoir que la base mathématique sur laquelle repose la version actuelle du modèle Moselle est une simple transposition du modèle Meuse, incluant les principaux ajustements nécessaires. La plupart de ces modifications sont essentiellement faites sur le plan des caractéristiques hydrologiques. De manière très résumée, les composants de ce modèle sont les suivants:

- un sous-modèle hydrologique qui, tenant compte des caractéristiques morphométriques de la rivière, élabore le calcul des débits et d'autres paramètres hydrodynamiques dans différents tronçons, sur base de mesures journalières de débit effectuées en un point.
- un sous-modèle thermique qui opère le calcul de la température de l'eau, de nouveau sur base de mesures sur le terrain.
- un sous-modèle biologique, qui calcule à partir de l'irradiance en surface comme seule donnée d'entrée le développement des biomasses planctoniques (phyto-, zoo- et bactérioplancton), ainsi que la production autochtone de matières organiques (production primaire phytoplanctonique).
- un sous-modèle oxygénation qui calcule le bilan en O_2 de la masse d'eau en se basant sur les activités métaboliques du plancton et sur l'activité de biodégradation au niveau des sédiments, en incluant celle des bactéries nitrifiantes.

Toutes les variables d'état du système étant calculées par le modèle, les variables d'entrée se limitent à un petit nombre: débit quotidien, température du jour, rayonnement solaire horaire et apport allochtone en matières organiques et en nutriments pour la journée. Le modèle fonctionne à partir de la source, et couvre l'ensemble de l'exercice annuel; il permet donc de livrer deux grands types de représentations. L'évolution peut se concevoir temporellement en un point donné, ou longitudinalement à une époque donnée.

L'objectif essentiel de l'application de ce modèle est la description des bilans en carbone et en oxygène du milieu fluvial. Au niveau de l'aspect dynamique de l'interaction phyto-zooplancton, sa structure est relativement simplifiée. Ainsi, le volet **phytoplanctonique** suit une structure classique, en incluant:

- un taux de production par photosynthèse
- un taux de respiration
- un taux de prélèvement par le zooplancton
- un taux de sédimentation

Ces quelques paramètres de base permettent le calcul des taux de croissance de la biomasse phytoplanctonique; taux qui sont alors modulés par l'adjonction des "opérateurs hydrodynamiques" décrivant le transport vers l'aval et la dilution par les apports latéraux.

La production photosynthétique brute est calculée par le modèle en fonction de la température et de la lumière pénétrant dans l'eau, les deux paramètres de la relation photosynthèse-lumière étant:

I_k , paramètre de saturation: 23 J/cm².h

P_{max} , capacité photosynthétique: $5 * 1,7 e^{((t^{\circ}-20)/10)}$ mg C/mg chl a. h

(où t° est la température en °C).

Ces valeurs, tirées de DESCY *et al* (1987), décrivent le comportement photosynthétique d'une espèce algale unique dont les paramètres sont proches de ceux d'une population estivale se développant entre 15 et 25 °C.

Le volet **zooplanctonique** comporte essentiellement les composantes suivantes:

$$dZ = (Y_z * G_z * \frac{PHY}{PHY_s + PHY} * PHY - M_z - R_z) * Z$$

avec:

Z, la biomasse du zooplancton (en gC m⁻³)

Y_z, le rendement de croissance du zooplancton, défini comme la fraction de la nourriture ingérée qui est convertie en biomasse structurale (excluant donc les substances de réserve). Ce paramètre est posé à la valeur de **0,15**.

G_z, le taux de grazing exercé par le zooplancton, égal à $1,4 * 1,3 e^{((t^{\circ}-20)/10)}$ et exprimé en m³. [g de Czooplanctonique]⁻¹. h⁻¹, avec t° la température en °C

PHY_s, la constante de saturation de l'ingestion, égale à **3** g de Cphytoplanctonique m⁻³.

PHY, la biomasse phytoplanctonique présente, exprimée de la même manière.

M_z, le taux de mortalité du zooplancton, posé égal à son taux **R_z** de pertes par respiration, qui est lui même calculé par $R_z = 0,12 * 2 e^{((t^{\circ}-20)/10)}$, avec de nouveau t° la température en °C.

Tous ces paramètres sont, de nouveau, représentatifs grosso-modo d'un zooplancton dont le taux de grazing serait de l'ordre de celui d'une communauté de rotifères se développant en milieu eutrophe, dans des conditions où la grande majorité des algues présentes serait consommable. Ceci constitue donc une simplification très poussée, dans la mesure où le modèle ne tient compte que de la contribution des rotifères, en excluant les organismes crustacés dont les taux de grazing sont très supérieurs à ceux que peuvent atteindre ces derniers.

Partant de ces postulats de base, une série de simulations a été lancée, utilisant nos données partielles. L'évolution parallèle des biomasses en phyto- et en zooplancton a été représentée selon les deux grands axes: longitudinalement pour une date donnée, et temporellement pour une station donnée.

Une sélection, parmi ces simulations, des cas les plus intéressants est présentée ici. Nous avons tâché d'illustrer aussi bien des situations de convergence entre les valeurs calculées et les valeurs mesurées que des situations pour lesquelles, manifestement, il y a désaccord. Six profils fixes sont considérés, incluant nos cinq stations accompagnées d'une sixième située en amont de Metz. Pour les profils longitudinaux, une situation par mois, d'avril à août, a été choisie, à l'exception du mois de mai, soit quatre profils successifs. Chaque graphe résultant de la simulation est construit selon le même schéma. Chaque profil longitudinal renseigne quelques repères géographiques importants: villes principales traversées (échelle du bas), nom et localisation des confluences principales (échelle du haut). Les distances kilométriques renseignées en légende des profils temporels sont calculées, pour des raisons d'applicabilité du modèle, à partir de la confluence. Pour ne pas dérouter l'interprétation, nous renseignons pour notre part la distance à la source en légende. Les quatre composantes des graphes sont:

ligne pleine: évolution calculée de la biomasse du phytoplancton
ligne pointillée: évolution calculée de la biomasse du zooplancton
point noir: valeur mesurée de biomasse phytoplanctonique
diamant blanc: valeur mesurée de biomasse zooplanctonique

Toutes ces valeurs sont exprimées en grammes de C par mètre cube.

4.2 Confrontation calcul/mesure: analyse.

4.2.1 Développement phytoplanctonique.

En début de saison, les calculs portant sur les biomasses de phytoplancton tendent à sous-estimer le développement de celui-ci, au moins dans ce que nous appellerons la "haute" Moselle (zone de la confluence avec la Meurthe). L'écart entre valeur calculée et mesurée y est bien visible pour les stations amont (figures 4.1 et 4.2), déjà passablement atténué pour les stations intermédiaires (figures 4.3 et 4.4), tandis qu'il est complètement amorti plus en aval (figures 4.5 et 4.6).

Deux explications peuvent être avancées pour justifier cet écart. Il semble d'une part que les capacités photosynthétiques réelles du phytoplancton présent à cette époque dans la partie amont soient supérieures à celles dont le modèle tient compte (DESCY *et al.*, sous presse), et que l'adaptation aux températures encore relativement faibles dans ce secteur puisse permettre une production supérieure à celle calculée. D'autre part, il n'est pas tenu compte par le modèle de l'apport en phytoplancton via la Meurthe, à laquelle le seul effet de dilution est attribué. Les discordances entre le calcul et la mesure à Millery, directement à l'aval de la confluence, traduisent les effets de cette simplification.

A partir de mai apparaissent d'autres formes de discordances parfois profondes. L'intensité du peuplement phytoplanctonique en amont apparaît cette fois, et assez nettement, surestimer les valeurs mesurées. Le cas de Frouard (figure 4.1) est le plus démonstratif. Le renversement complet de tendance observé à Millery (figure 4.2) est pour sa part fort probablement la résultante de ce qui précède, à savoir que les apports de phytoplancton via la confluence sont ignorés.

Curieusement, à l'entrée de Metz, la situation semble se régulariser, comme le montre la simulation réalisée à Ars-sur-Moselle, ou (à une exception près) le parallèle entre calcul et mesure est étroit (figure 4.3). A Hauconcourt (figure 4.4) on assiste de nouveau au rétablissement d'une situation fortement irrégulière, avec d'importants écarts dans les deux sens selon les époques. Finalement, le déclin global des populations planctoniques, constaté plus en aval, retentit directement sur la simulation, en fournissant des valeurs mesurées systématiquement inférieures aux valeurs calculées, et cela jusqu'à la fin de la saison (figures 4.5 et 4.6).

On pourrait mieux cerner l'évolution constatée entre Frouard et Hauconcourt en faisant référence à deux nouveaux éléments explicatifs. Rappelons dans un premier temps que le peuplement phytoplanctonique de la Meurthe est constitué au moins en partie d'espèces à caractère halophile qui, une fois "diluées" dans les eaux de la Moselle, n'y retrouvent plus les conditions physico-chimiques les plus favorables à leur maintien. Peut-être faut-il voir dans l'apparente évolution vers le parallélisme observée à Ars-sur-Moselle la manifestation de la disparition pure et simple de ces algues.

Le cas de Hauconcourt est plus délicat. Tout semble indiquer que cette station subit, de manière irrégulière et donc imprévisible, des influences extérieures importantes. Si nous nous rappelons la proximité du plan d'eau de La Maxe, le caractère semi-lentique du site (cfr. stratification thermique de l'été 1976), il est possible d'imaginer que les fortes variations observées à cette station soient fortement tributaires d'événements ponctuels de développement planctonique, résultant par exemple du relargage de grandes quantités de phyto- et/ou de zooplancton à partir du plan d'eau. Ces événements, aussi importants que fugaces, ne laisseraient que des traces, que quelques campagnes de prélèvement assez espacées dans le temps ne sauraient identifier comme telles.

Notons encore à la figure 4.8 l'important fossé séparant la valeur mesurée et la valeur calculée de biomasse phytoplanctonique en amont de Frouard, à Neuves-Maisons. Contrairement au début de l'année, le modèle semble ici largement surestimer la teneur en phytoplancton par rapport à la situation observée sur place. Ceci constitue une seconde illustration de la possibilité d'un dysfonctionnement partiel du modèle pour ce qui concerne ce secteur particulier (la première était, pour rappel, la sous-estimation des capacités photosynthétiques en début de saison). L'hydrologie de ce tronçon semble encore relativement mal précisée par le modèle, et ceci pourrait avoir comme répercussion de faire apparaître des situations totalement discordantes (comme celle que nous illustrons ici).

4.2.2 Développement zooplanctonique.

Les mêmes observations peuvent être faites pour le zooplancton en début de saison. Le premier maximum identifié apparaît plus tôt que celui figuré par calcul, et atteint des dimensions partout supérieures à celles calculées.

Pour l'ensemble de l'année, trois tendances principales se dégagent. On observe ainsi que:

- la correspondance entre valeur calculée et valeur mesurée est meilleure pour les stations amont, avec des contrastes moins importants qu'en aval. Cette tendance est totalement à l'opposé de celle décrite pour le phytoplancton. Il semble que le modèle reproduise mieux le développement du zooplancton là où il est le plus en désaccord pour le phytoplancton, et vice-versa.
- lorsqu'un pic de développement zooplanctonique est mesuré, il anticipe et dépasse en intensité le pic calculé par le modèle. Les explications possibles seront détaillées lors de la discussion. Dans le cas de Frouard, les deux pics de développement zooplanctonique visibles sont associés chaque fois à un déclin du phytoplancton dont le modèle ne semble pas rendre compte.
- de nouveau, si le zooplancton continue à se développer tardivement en amont, à partir de Hauconcourt c'est à une baisse irréversible, démarrée en juin, que l'on assiste, conduisant à la même surestimation que celle qui est effective dans le cas du phytoplancton.

4.2.3 Profils longitudinaux.

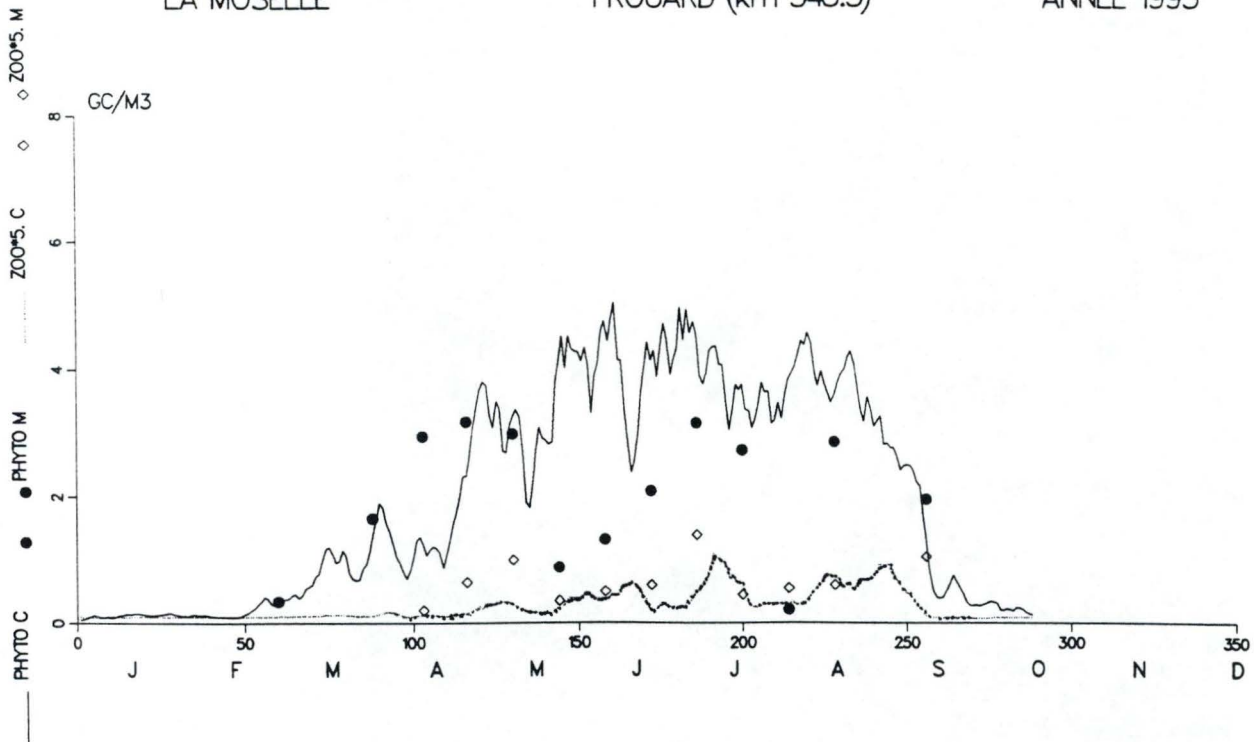
L'examen sur l'axe longitudinal confirme visuellement la double évolution du phyto- et du zooplancton. La sous-estimation caractéristique qui semble de mise à Millery est manifeste sur chacune des figures 4.7 à 4.10. Dans l'ensemble, ce sont encore les valeurs mesurées de biomasse phytoplanctoniques qui "collent" le mieux aux valeurs calculées, bien que le contraste s'accroisse sans cesse à partir de la fin juin pour la partie aval de Metz. Pour le zooplancton par contre, toutes les biomasses encodées à partir de juillet sur ce même secteur sont nettement inférieures aux valeurs obtenues par le modèle.

Nous modulerons bien entendu cette dernière constatation en rappelant que les biomasses négligent la contribution combinée des cladocères et larves de *Dreissena*, qui connaissent pourtant leur développement maximal à cette époque, et essentiellement à l'aval de Metz de surcroît. Il nous semble toutefois que vers la fin de l'année, vu l'extrême rareté du zooplancton dans son ensemble, le supplément de biomasse qui serait obtenu en tenant compte de ces deux groupes ne permettrait de toute manière pas d'atteindre les valeurs élevées prévues par le modèle. Au vu de la tournure prise par les événements, ces valeurs paraissent irréalistes.

CONCENTRATIONS DANS LE RESEAU HYDROGRAPHIQUE
LA MOSELLE

FROUARD (km 345.5)

PLANCTON (G/M3)
ANNEE 1993

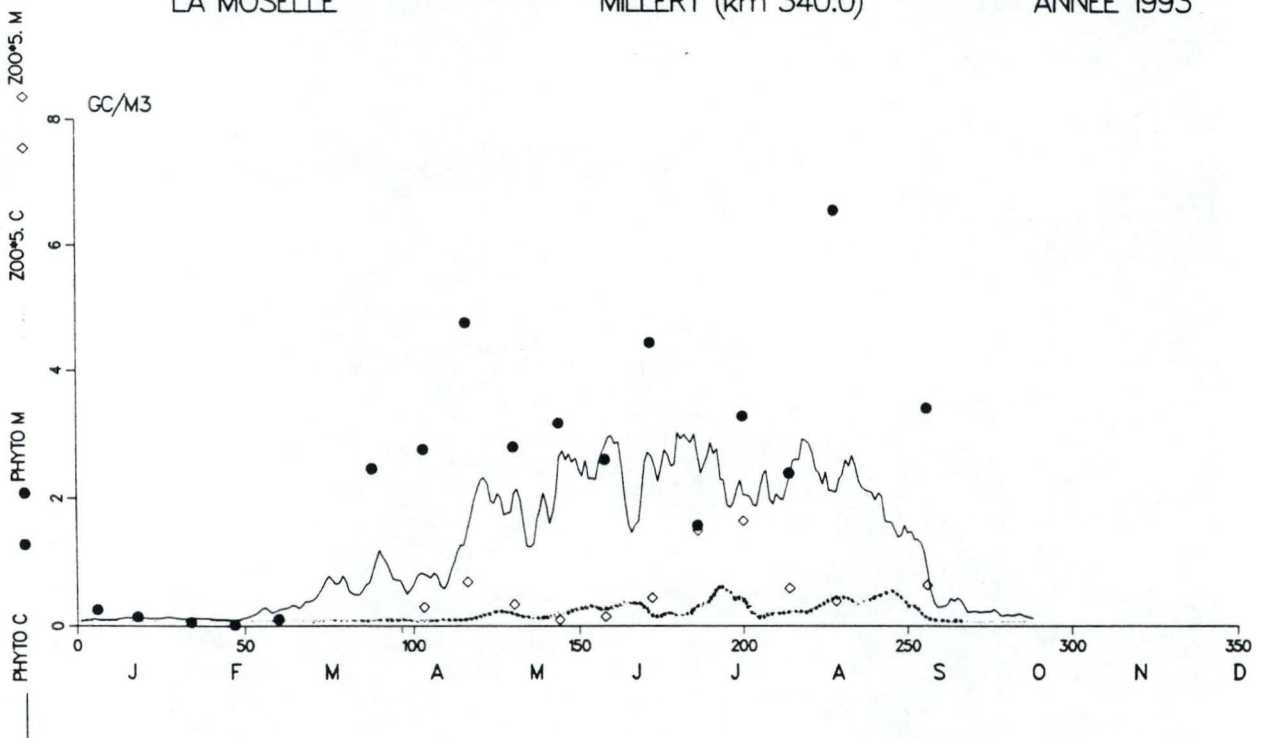


Figures 4.1 et 4.2: Simulation du développement planctonique sur le plan temporel à Frouard (haut, km 190) et à Millery (bas, km 195).

CONCENTRATIONS DANS LE RESEAU HYDROGRAPHIQUE
LA MOSELLE

MILLERY (km 340.0)

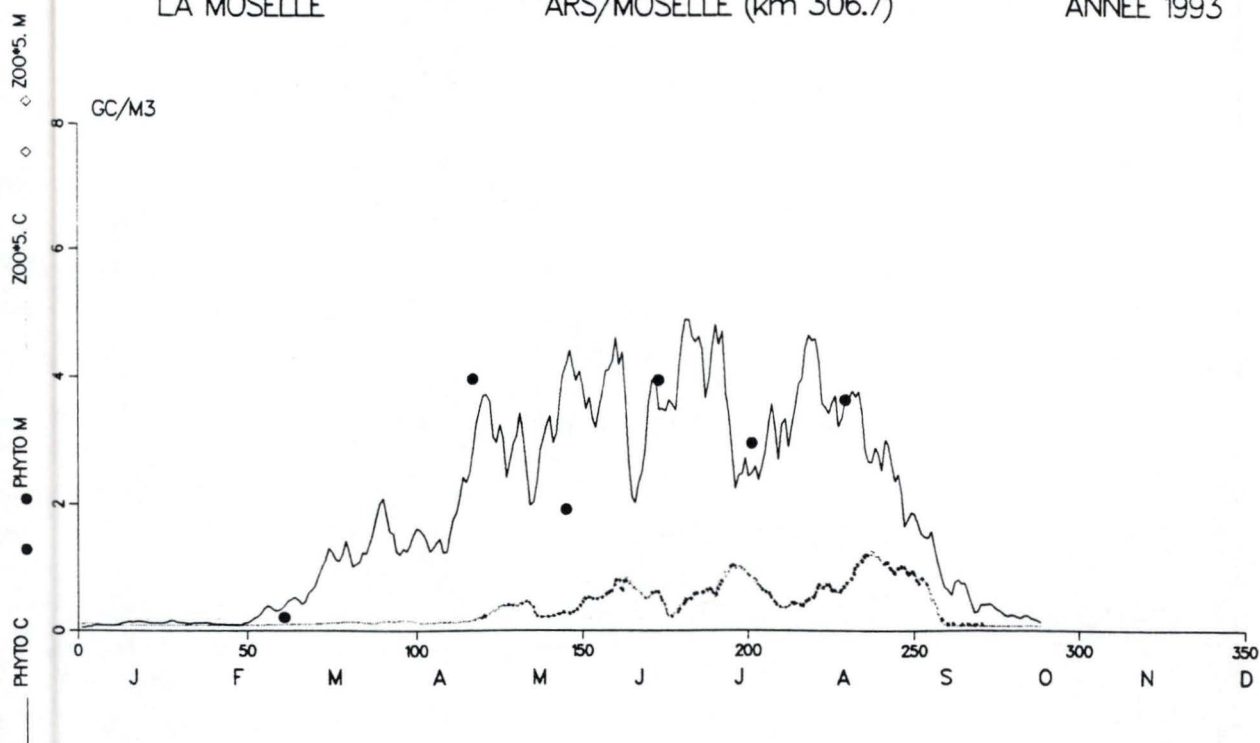
PLANCTON (G/M3)
ANNEE 1993



CONCENTRATIONS DANS LE RESEAU HYDROGRAPHIQUE
LA MOSELLE

ARS/MOSELLE (km 306.7)

PLANCTON (G/M3)
ANNEE 1993

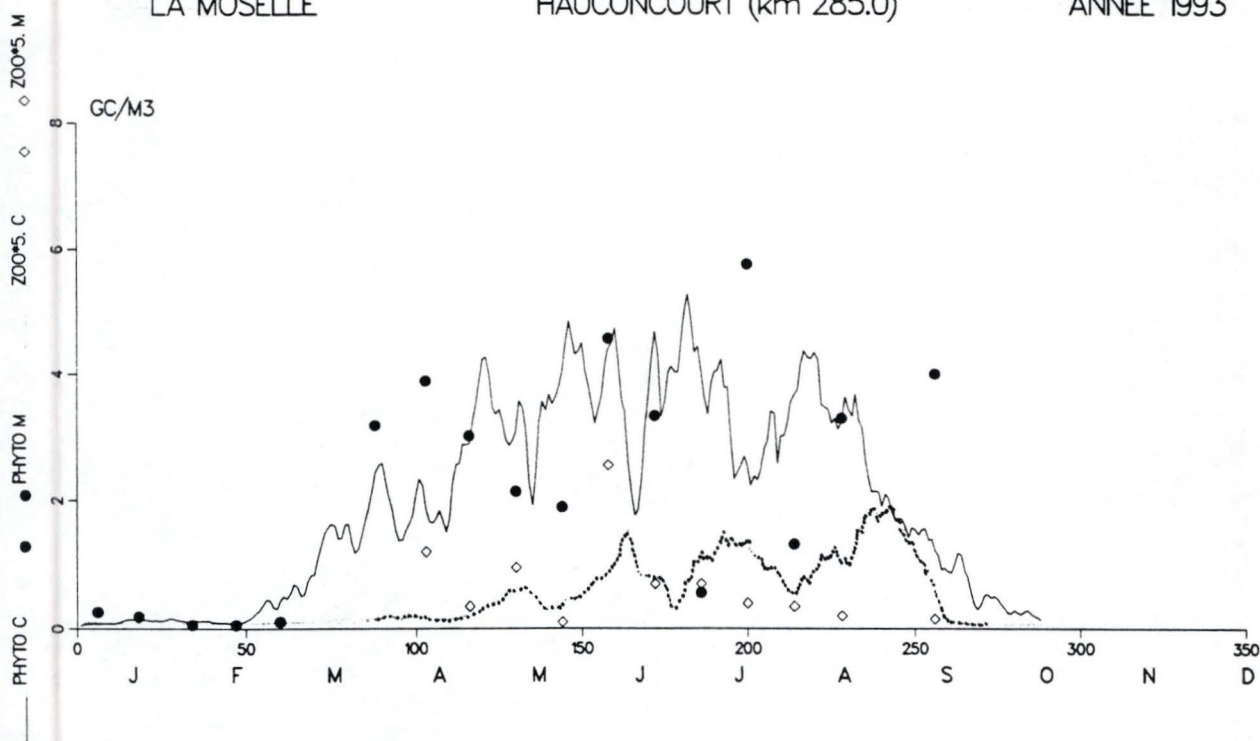


Figures 4.3 et 4.4: Simulation du développement planctonique sur le plan temporel à Ars-sur-Moselle (haut, km 230) et à Hauconcourt (bas, km 248).

CONCENTRATIONS DANS LE RESEAU HYDROGRAPHIQUE
LA MOSELLE

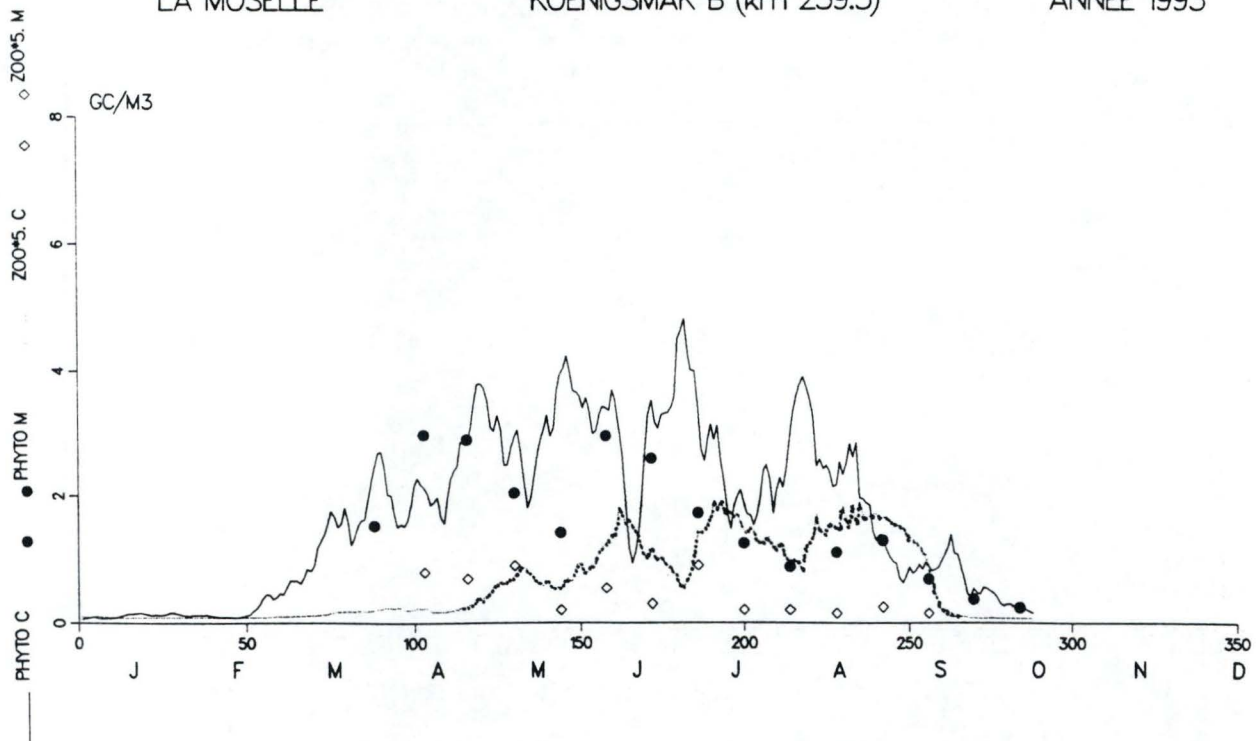
HAUCONCOURT (km 285.0)

PLANCTON (G/M3)
ANNEE 1993



CONCENTRATIONS DANS LE RESEAU HYDROGRAPHIQUE
LA MOSELLE

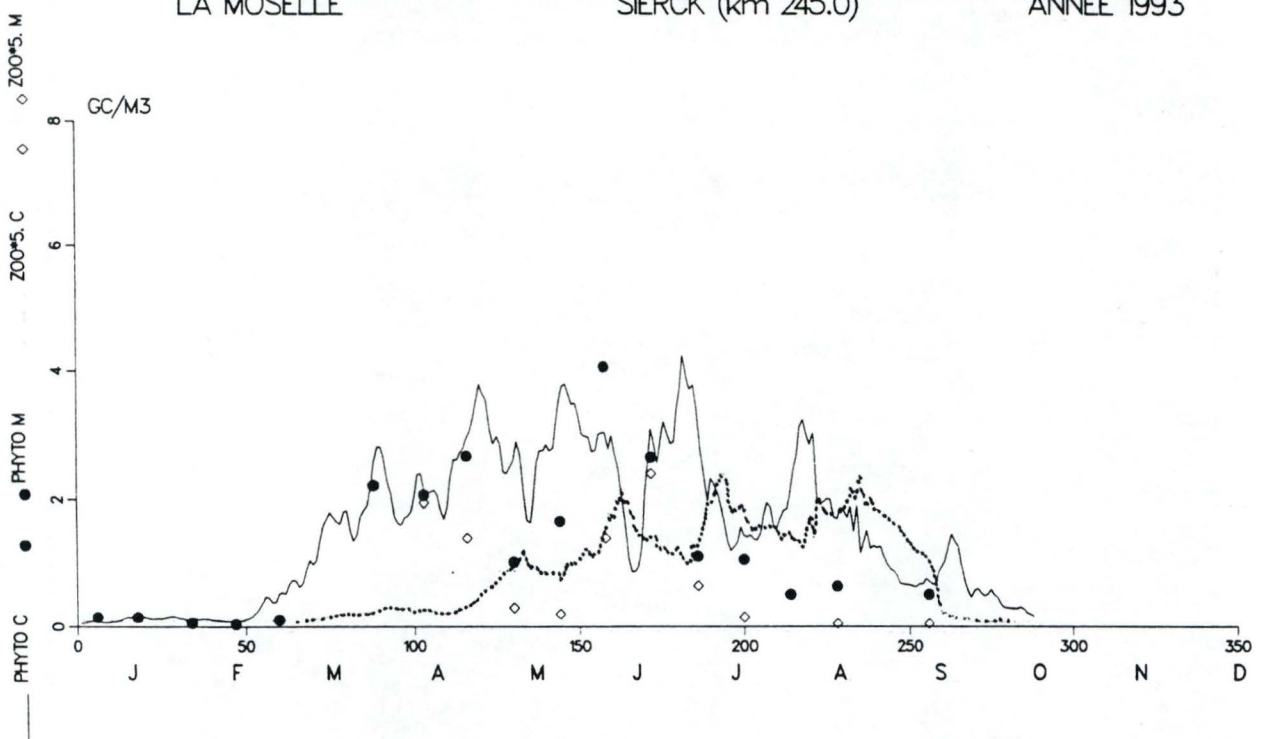
PLANCTON (G/M3)
KOENIGSMAK B (km 259.5)
ANNEE 1993

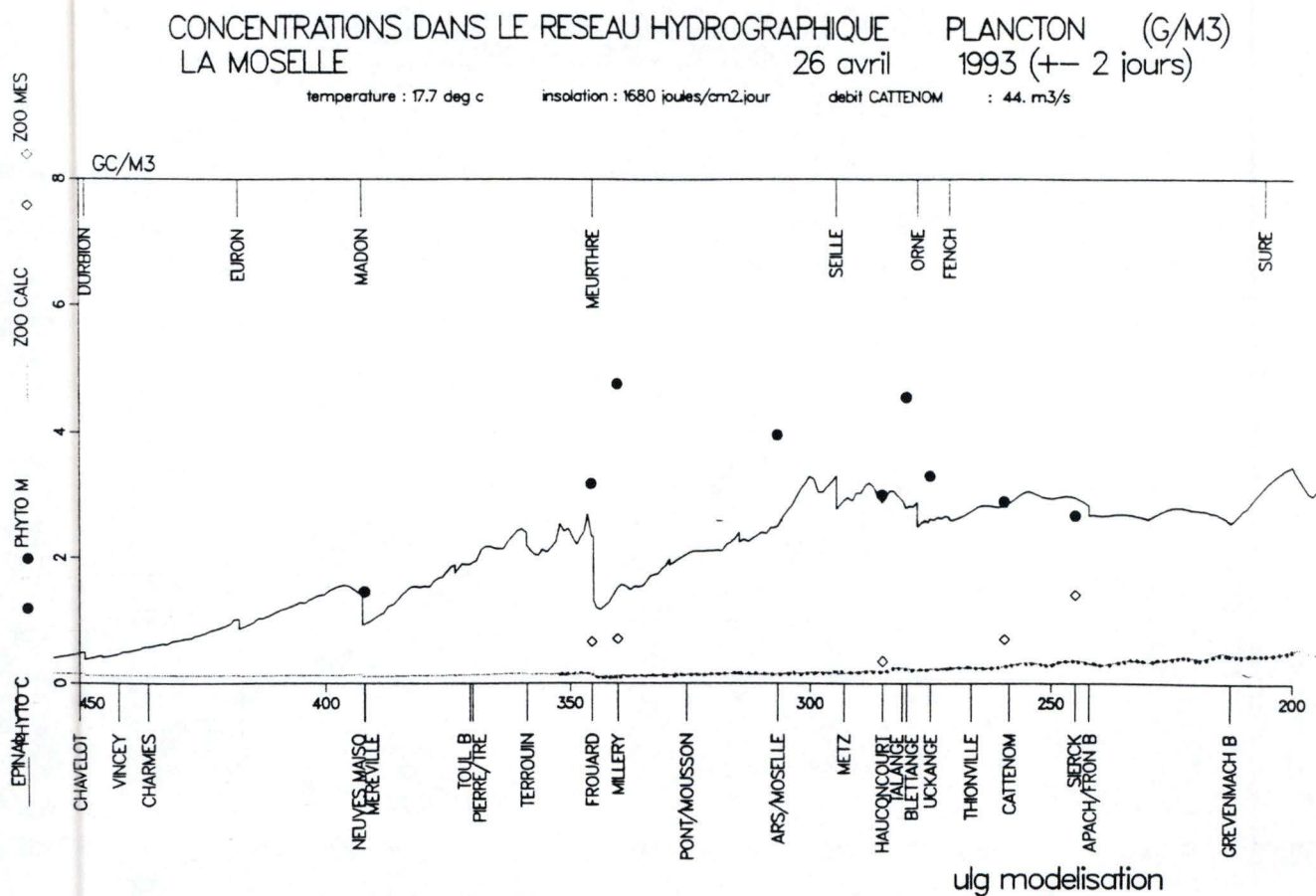


Figures 4.5 et 4.6: Simulation du développement planctonique sur le plan temporel à Koenigsmacker (haut, km 277) et à Sierck-les-bains (bas, km 290).

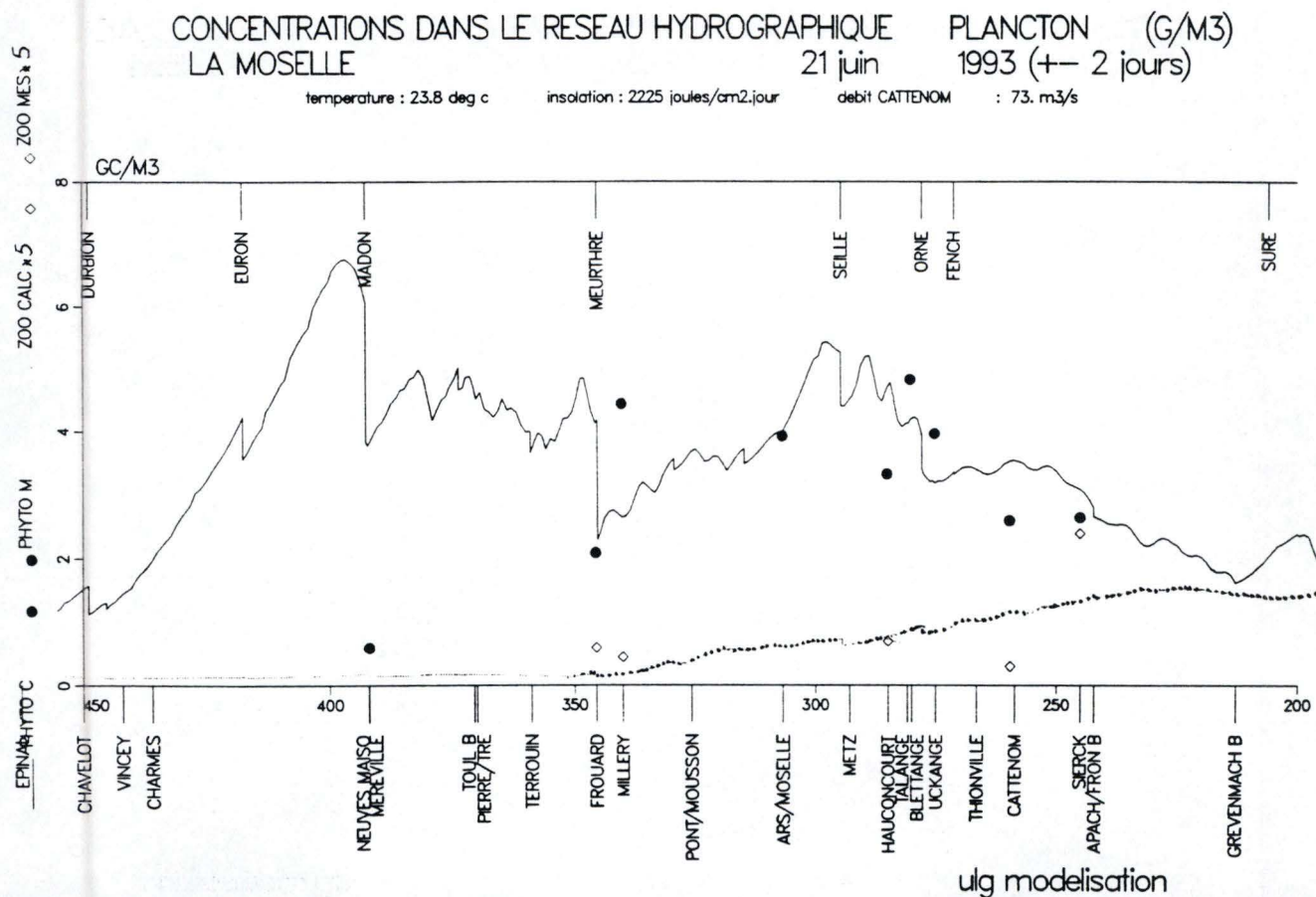
CONCENTRATIONS DANS LE RESEAU HYDROGRAPHIQUE
LA MOSELLE

PLANCTON (G/M3)
SIERCK (km 245.0)
ANNEE 1993



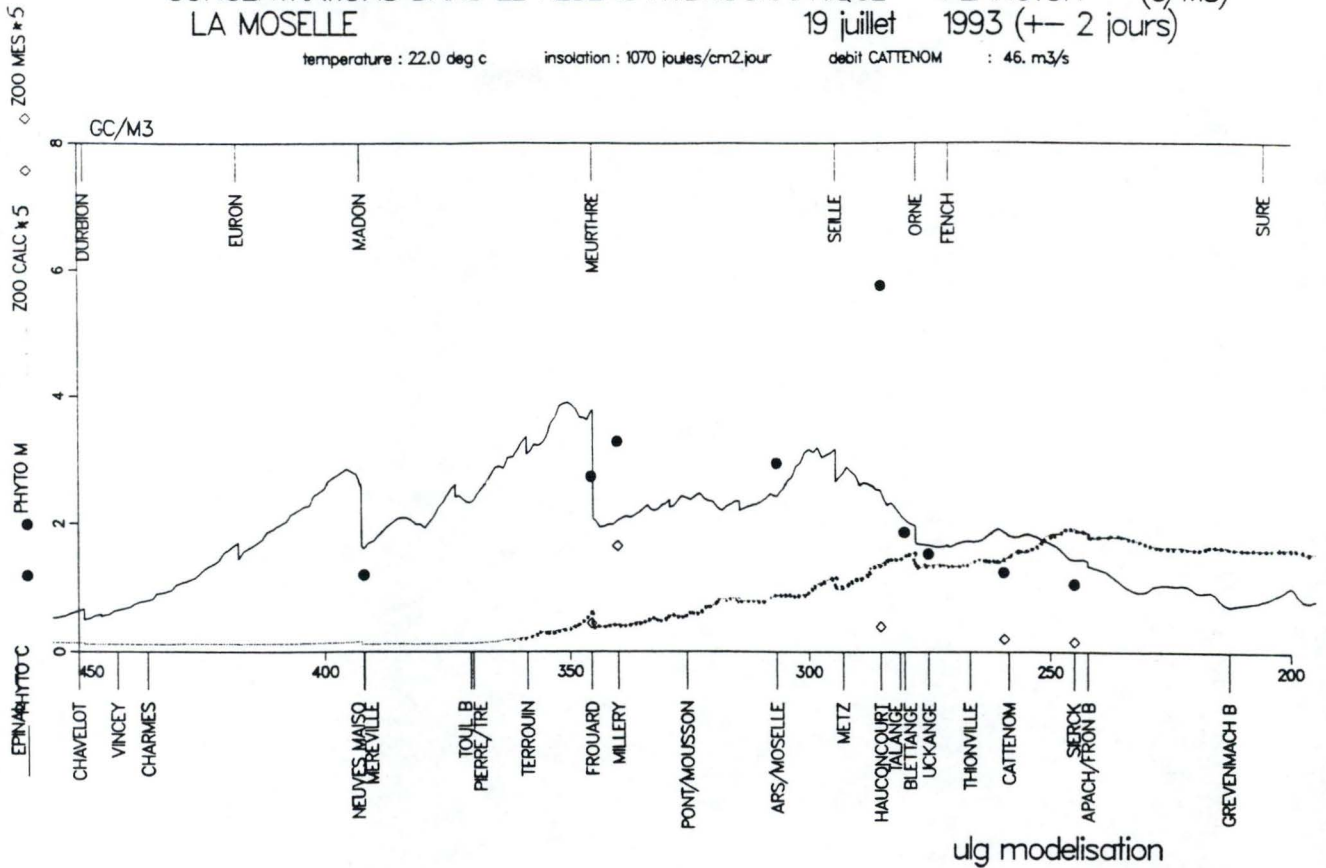


Figures 4.7 et 4.8: Simulation du développement planctonique sur le plan longitudinal le 26/4 (haut) et le 21/6 (bas).



CONCENTRATIONS DANS LE RESEAU HYDROGRAPHIQUE LA MOSELLE PLANCTON (G/M3)
19 juillet 1993 (+- 2 jours)

temperature : 22.0 deg c insolation : 1070 joules/cm2.jour debit CATTENOM : 46. m3/s



Figures 4.9 et 4.10: Simulation du développement planctonique sur le plan longitudinal le 19/7 (haut) et le 16/8 (bas).

CONCENTRATIONS DANS LE RESEAU HYDROGRAPHIQUE LA MOSELLE PLANCTON (G/M3)
16 aout 1993 (+- 2 jours)

temperature : 22.7 deg c insolation : 1964 joules/cm2.jour debit CATTENOM : 39. m3/s

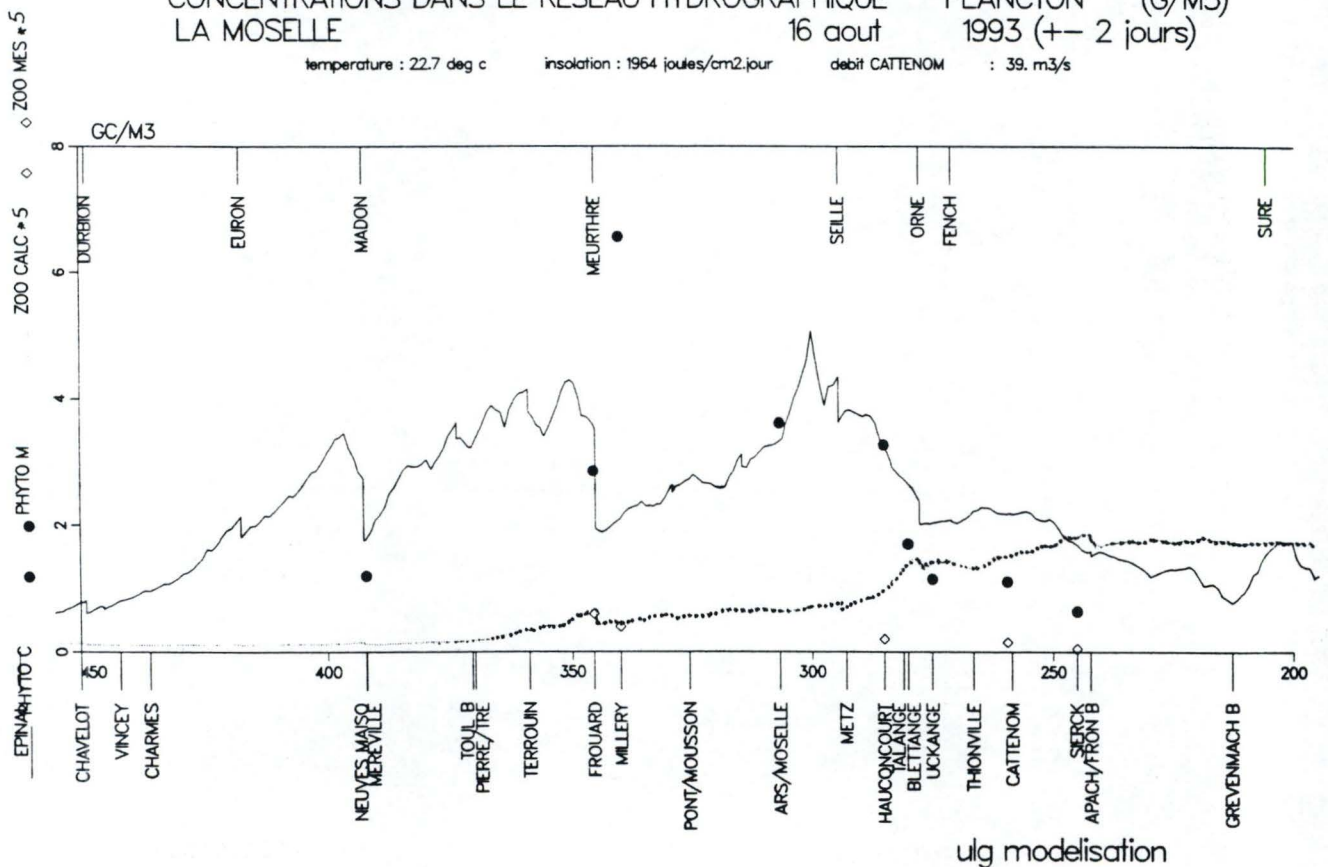
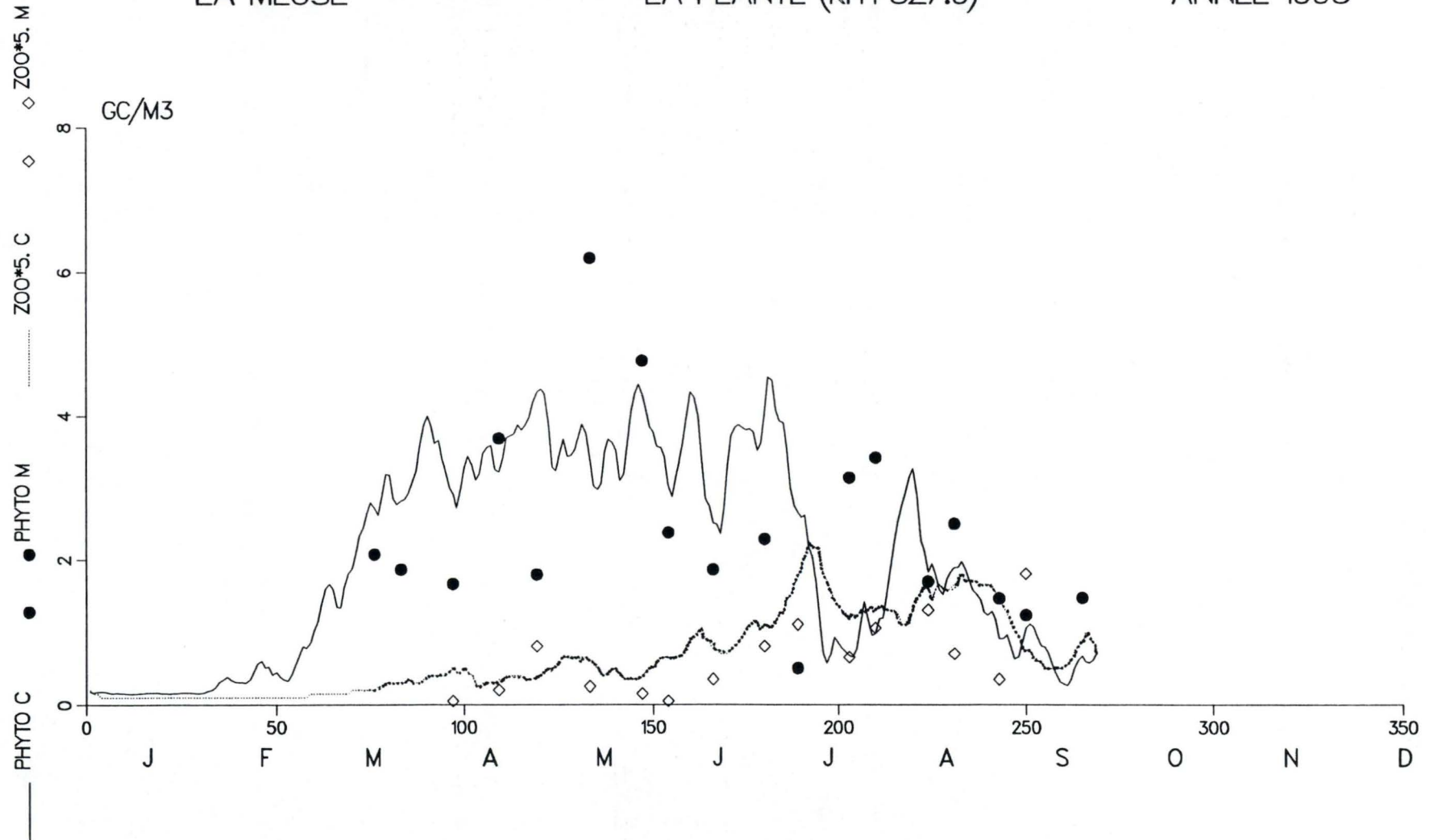


Figure 4.11: Simulation du développement planctonique sur le plan temporel à La Plante

CONCENTRATIONS DANS LE RESEAU HYDROGRAPHIQUE LA MEUSE
LA PLANTE (km 527.9) PLANCTON (G/M3)
ANNEE 1993



ulg modelisation

4.2.4 Modélisation en Meuse.

Un profil temporel de développement planctonique a également été tracé pour la station mosane de La Plante (figure 4.11), à partir de nos résultats. Si l'on limite l'analyse au volet zooplanctonique, on peut faire deux constatations intéressantes:

- le profil simulé rend assez correctement compte du développement réel, tout en le surestimant quelque peu. Le décalage temporel caractéristique de l'application en Moselle n'est plus de mise.
- la sous-estimation de la biomasse totale, résultant de la non prise en compte de la contribution des cladocères, peut expliquer la discordance observée fin août, période à laquelle ces organismes abondent de manière très limitée dans le temps. La surestimation citée ci-dessus pourrait également découler de données incomplètes de biomasse.

4.2.5 Résumé de l'analyse.

Pour synthétiser en quelques lignes ce qui vient d'être dit, nous attirerons l'attention sur deux points principaux.

A propos du développement phytoplanctonique dans son ensemble, c'est dans la partie amont de la Moselle que se présentent les écarts les plus grands et les plus fréquents entre valeurs "attendues" et valeurs constatées. En spécifiant les limites intrinsèques de la formulation actuelle du modèle, nous pourrions proposer plusieurs pistes de discussion et éventuellement suggérer quelques ajustements. Il semble en effet que plusieurs des postulats de base sur lesquels fonctionne le modèle doivent être, sinon remaniés, du moins affinés.

A propos du zooplancton, c'est apparemment la situation inverse à laquelle on assiste; le modèle étant meilleur descripteur de la situation observée dans la partie amont que dans la partie aval (quoique la tendance globale soit à la surestimation). Contrairement au cas du phytoplancton, les sources possibles de discordance sont plus nombreuses et nous les envisagerons plus en détails dans la discussion générale.

Chapitre 5:

Discussion des Résultats.

5.1 Structure adoptée.

Nous avons choisi, pour la discussion des résultats, de considérer les étapes successives de l'exposé dans un ordre quelque peu différent de celui suivi pour la partie qui précède.

Il nous semble en effet cohérent de grouper dans une première partie les problèmes d'échantillonnage et de comptage avec l'aspect de la modélisation, qui se sert directement des données issues de ces deux procédures. Nous envisagerons ensuite l'étude fonctionnelle réalisée au laboratoire, avant de terminer par l'interprétation la plus complète possible de la dynamique planctonique dans l'ensemble du secteur qu'il nous a été donné de prospecter, en faisant alors un lien global avec le modèle.

5.2 Analyse critique des stratégies de collecte d'échantillons, et des comptages.

5.2.1 Collecte.

L'étendue des possibilités offertes, au moment de faire un choix parmi les divers appareillages conçus pour les analyses quantitatives des populations zooplanctoniques, est extrêmement vaste. Il existe en effet pratiquement autant de dispositifs différents que de buts recherchés. Avant d'opérer un tel choix, il faut encore tenir compte de nombreux éléments qui sont liés non seulement aux caractéristiques du milieu qu'on entreprend d'étudier, mais également au niveau de précision que l'on souhaite atteindre. Ces divers éléments peuvent être résumés en quelques points:

- Le milieu est-il de type "stagnant" *sensu lato* (mare, étang ou lac), ou de type fluvial; en d'autres termes, est-il susceptible d'abriter des populations dont la répartition est potentiellement fort hétérogène ou au contraire pratiquement homogène?
- Si l'hétérogénéité est quasiment certaine, où exactement doit-on échantillonner? Faut-il alors réaliser plusieurs échantillons séparés, ou regrouper différentes collectes réparties sur l'ensemble de la surface?
- Ces deux premiers points étant connus, l'appareil choisi est-il apte à fournir un échantillon représentatif de la communauté réelle; autrement dit, y a-t-il absence totale de sélection positive ou négative vis-à-vis d'un ou l'autre groupe d'organismes?
- Quelle quantité d'eau en provenance du milieu étudié doit-on traiter pour atteindre la meilleure représentativité, et cette quantité est-elle identique pour tous les groupes d'organismes présents?

Nous avons adopté, pour nos deux stations, en Moselle et en Meuse, un mode relativement complexe d'échantillonnage si on le compare au simple seau utilisé par les agents de l'IRH. Ces deux méthodes présentent, à notre sens, une différence fondamentale dont l'importance peut être grande.

Si la bouteille que nous utilisons se remplit immédiatement, et peut être close très rapidement, il n'en va pas de même pour le seau qui, comme nous avons pu nous en rendre compte *de visu*, se remplit bien plus lentement. L'incidence possible de ce remplissage lent peut être de conduire à la capture d'une quantité moins importante de grandes formes crustacées que dans le cas où la prise se ferait instantanément. Si l'échantillonnage des rotifères ne pose aucun problème, il n'en va pas du tout de même pour ces grands crustacés qui disposent d'une nage rapide et puissante et peuvent plus facilement échapper à la capture (DE BERNARDI, 1984). En conséquence, il peut exister, avec le seau, une sélection négative importante, probablement plus élevée que celle qui serait associée à notre bouteille.

Précisons toutefois, à son crédit, que l'échantillonnage à partir d'un pont n'est guère compatible avec l'utilisation d'un appareil plus complexe que ce seau! Il fournit, et de loin, le dispositif le plus commode dans ce cas, et son usage peut être considéré comme un compromis simple entre la nécessité de disposer d'échantillons relativement corrects, et les difficultés techniques rencontrées dans les situations de terrain.

La question de l'hétérogénéité possible au sein de la masse d'eau mérite également d'être considérée ici. Il semblerait raisonnable de penser qu'en Meuse Belge, étant donné le caractère fortement artificiel des berges, l'uniformisation des dimensions, et les modifications du flux, l'homogénéité soit de mise. C'est le cas notamment dans le secteur liégeois où, pour rappel, l'existence d'une faible hétérogénéité est associée aux conditions d'étiage (MARNEFFE et THOMÉ, 1991).

Pour la Moselle, la persistance de larges zones où les berges présentent un aspect bien plus naturel peut probablement entraîner plus facilement l'apparition de phénomènes d'hétérogénéité partielle. Ceci est d'autant plus concevable si l'on note encore que le profil de la rivière, sur certains tronçons, est fortement sinueux. Certaines zones, lorsque le flux se ralentit suffisamment, pourraient très bien abriter sur la même section transversale des peuplements fort contrastés aussi bien par leur abondance que par leur composition.

Si l'on garde à l'esprit la répartition transversale des vitesses d'écoulement (voir à ce titre la figure 1.8) et le caractère phytophile du zooplancton crustacé (VRANOVSKÝ, 1991), il est possible d'imaginer qu'en période propice une certaine migration de ces organismes puisse s'effectuer du centre vers les berges (de préférence celles colonisées par les herbiers), migration facilitée par le ralentissement du flux et la sinuosité de la rivière.

De nouveau, notre manière de conduire l'échantillonnage diffère de celle suivie par les agents de l'IRH, en ce sens que nous avons effectué tous nos prélèvements à partir d'une berge (artificielle néanmoins), alors que toutes les autres stations étaient échantillonnées au beau milieu du cours. Dans aucun cas il n'a été effectué de prélèvement à partir d'une berge plus naturelle.

Il nous semble plausible de considérer que l'hétérogénéité, du moins en certaines périodes, est bien réelle, et qu'en conséquence un échantillon localisé reste dans ces cas peu indicatif de la situation dans son ensemble. Si ceci est vrai, limiter l'échantillonnage à un seul prélèvement nous apparaît, fort malheureusement, trop restrictif, et certains problèmes mis en évidence par la modélisation pourraient, par exemple, trouver leur source dans cette méconnaissance des composantes spatiales du peuplement.

5.2.2 Comptages.

Par plusieurs aspects, la procédure mise en chantier pour le dénombrement des animaux nous semble inefficace. C'est particulièrement dans le cas des crustacés que la précision atteinte est nettement insuffisante. Seuls les chiffres obtenus pour les copépodes, qui ont été tous dénombrés, peuvent être véritablement jugés représentatifs. Il semble, au vu de certains coefficients de variation, que la même démarche aurait du être suivie également pour les autres groupes, sinon au moins pour les cladocères.

Du point de vue des espèces identifiées, il faut se rendre compte de deux aspects importants liés pour l'un au mode de prélèvement, l'autre au comptage:

1) Pour un prélèvement d'un volume de 10 litres, toutes les espèces dont la densité est inférieure à 100 individus par mètre cube ne seront vraisemblablement pas représentées dans l'échantillon.

2) Puisque quatre aliquotes sont comptés, seules seront identifiées comme présentes les espèces dont au moins un individu sera inclus dans un de ces sous-échantillons. Il reste tout à fait possible qu'une foule d'autres espèces soient présentes dans le concentrat (en quantités égales voire même supérieures à certaines espèces recensées), mais n'apparaissent dans aucun des aliquotes! L'interprétation des cases vides dans les tableaux de l'annexe 1 doit donc se concevoir avec prudence: elle ne signifie nullement l'absence, mais plutôt la "non rencontre".

Certains aspects positifs peuvent être signalés. Ainsi, le fait de devoir travailler sur du matériel vivant, avec les contraintes que cela imposait au niveau temporel, ne nous a pas semblé particulièrement handicapant. Le traitement au glycérol nous a même fourni un outil précieux pour une identification plus précise des individus dénombrés, le fractionnement des aliquotes constituant une manière simple et relativement confortable de faire face aux fortes densités, en rabaissant sensiblement le nombre d'animaux à compter par puits, et en limitant d'autant les risques de comptages erronés.

Toutefois, dans l'optique d'améliorer sensiblement la qualité d'ensemble du comptage, et de véritablement étendre la description du milieu à toute sa diversité, nous ne voyons pas d'autre moyen direct que d'envisager un examen plus poussé des échantillons, en évoluant vers un comptage complet. En vue de tenir compte, dans la plus large mesure, des remarques qui ont été faites à la section précédente quant à l'hétérogénéité, nous proposerions la démarche suivante:

Pour les crustacés, six litres d'eau seraient prélevés et concentrés, en trois points au moins de la section de la rivière (les deux berges, et le milieu du cours). Les trois prélèvements seraient rassemblés en un seul concentrat et traités comme un tout. La même opération serait répétée pour les rotifères.

Les deux concentrats distincts seraient fixés sur place. Le prélèvement crustacé peut être conservé simplement au moyen de formol, tandis que la conservation des rotifères impose de mettre au point une technique permettant de tuer rapidement les animaux sans provoquer la déformation parasite des formes illoriquées.

De retour au laboratoire, la contrainte de temps disparue, le matériel crustacé serait intégralement examiné, jusqu'au niveau de l'espèce. Pour les rotifères, après une concentration préalable de l'échantillon, une fraction du concentrat (p. ex. 10% ce qui reviendrait environ à examiner 2 litres d'eau de rivière) serait isolée, resuspendue, décantée par sédimentation, et comptée intégralement de nouveau au moyen d'un dispositif approprié.

5.2.3 Premier lien avec la modélisation.

S'astreindre à un traitement aussi complet que celui que nous venons de décrire nous semble un investissement nécessaire si l'on tient à affiner la connaissance des communautés présentes. Nous ne ferons pas ici de commentaire sur la construction actuelle du modèle (celui-ci sera fait ultérieurement), mais rappellerons simplement que celui-ci, qui fonctionne très correctement pour les bilans en carbone (ce pour quoi il est, à la base, conçu), ne décrit pas encore finement les interactions entre composants du plancton. Il ne peut donc que bénéficier de la confrontation avec des données de terrain. Ceci impose que ces données acquièrent un niveau de précision accru, et justifie notre souci d'améliorer l'évaluation quantitative des peuplements en zooplancton.

Si cette amélioration passe inévitablement par une meilleure connaissance des densités en zooplancton, une mesure plus précise des biomasses est également requise, le modèle traitant essentiellement la dynamique de transfert du carbone. Pour que ce calcul de biomasse soit suffisamment poussé, il nous faudrait connaître la composition taxinomique du zooplancton avec une précision supérieure à celle, fort rudimentaire, que nous avons pu atteindre cette année. La contribution des formes crustacées à la biomasse globale est en effet (lorsque ces organismes sont abondants) majeure, et certains de nos résultats auraient considérablement gagné à pouvoir représenter également leur intervention. Ajoutons encore à cela la contribution des larves de *Dreissena*, qui n'ont pas non plus été incluses, et la nécessité d'une analyse plus complète devient claire.

Une fois cette composition précisée, la réalisation de mesures de tailles pour chaque espèce présente peut être jugée comme la meilleure base de calcul possible des biomasses. Par simplification, on pourrait se limiter à l'usage de mesures similaires préexistantes, mais, pour rappel, l'incertitude sur l'identité des structures de tailles d'un milieu à l'autre invalide une telle manière de procéder (MCCAULEY, 1984). Nous jugeons que le fait d'avoir eu recours à des valeurs fort générales pour l'expression de la biomasse des copépodes est déjà une simplification excessive.

5.3 Quantification de l'impact individuel de *B. calyciflorus*.

5.3.1 Ajustements techniques.

Nous ferons ici, pour débiter, un bref compte-rendu des trois principales modifications apportées au mode opératoire, et qui étaient motivées soit par la volonté d'améliorer graduellement la précision atteinte, soit par la nécessité d'apporter une solution rapide à un problème particulier auquel nous pensions devoir attribuer les résultats insatisfaisants. L'effet particulier de ces ajustements n'est pas visualisable directement, mais la somme de ces petits perfectionnements nous a clairement conduit à une amélioration.

Le rinçage plus soigneux des rotifères par l'apport d'un second bain de Volvic, a été réalisé pour éliminer aussi complètement que possible les particules algales non ingérées mais adsorbées sur le tégument, ou les algues incomplètement ingérées qui encombrant la couronne ciliaire. L'objectif premier était bien entendu la suppression de ces sources possibles de surestimation (GULATI, 1985).

La réalisation des aliquotes algaux en un seul lot commun pour toute la journée paraît être un apport judicieux. On constate en effet une amélioration de la précision sur les densités algales finales, qui sont de plus en plus proches des valeurs escomptées. Une question relative à l'évolution des algues marquées au cours de la journée pourrait être posée. Il arrivait en effet parfois qu'un aliquote préparé le matin ne soit pas utilisé avant le début d'après-midi.

Lors d'une journée d'expériences orientée vers la mesure de l'assimilation, qui ne fait pas partie du cadre de ce travail, nous avons pu vérifier que l'intensité du marquage d'aliquotes algaux de densités égales ne variait pas au cours de la journée si ceux-ci étaient conservés en attente à l'abri de la lumière. Cette précaution ayant été systématiquement appliquée, on peut penser que nos aliquotes algaux restent valables jusqu'au moment de leur utilisation, même si celle-ci est différée.

L'incidence possible de la radioactivité qui serait apportée via l'eau de Volvic dans les fioles finales nous semble négligeable. La sixième expérience, datée du 22 juillet, offre l'illustration de ce fait. Le parallèle entre les deux courbes, l'une obtenue à partir de rotifères non filtrés, l'autre à partir de rotifères filtrés, est très correct. Nous pouvons selon toute vraisemblance écarter l'hypothèse d'une contamination intense par la Volvic, bien qu'il est possible que ce que nous observons là ne soit que la manifestation de l'effet d'autres précautions intermédiaires.

5.3.2 Courbes et valeurs obtenues.

L'ajustement que nous avons choisi pour décrire l'évolution du paramètre d'ingestion en fonction de la densité algale est de type curvilinéaire. Selon ROTHHAUPT (1990a), ce serait le modèle rectilinéaire qui s'appliquerait le mieux à la description de la nutrition de *B. calyciflorus* lorsque celui-ci est nourri par un type de particules de calibre inférieur à son optimum. A la lumière de la figure 3.24, on constate qu'un tel type d'ajustement reste de l'ordre du possible. Toutefois, le but que nous poursuivions n'était que de quantifier la capacité d'ingestion maximale de l'animal, et non de pousser plus loin l'analyse fonctionnelle. Nous avons pu obtenir une valeur qui reproduit fidèlement celles précisées par cet auteur, qui utilisait pourtant une nourriture algale (*Cyclotella*) bien plus appropriée que la nôtre, principalement quant à son calibre plus proche des préférences de *B. calyciflorus* (préférences qu'il avait, lui-même, pu définir expérimentalement).

Il semble donc que la capacité maximale d'ingestion soit un paramètre relativement reproductible d'un protocole expérimental à l'autre, et ait en conséquence une validité plus importante que celle qu'on pourrait lui attribuer par l'examen d'une seule série de résultats. Si ceci est vrai, le taux de filtration, qui est lié à l'ingestion, serait lui aussi une valeur guide valable.

Dans la perspective de confirmer cette double hypothèse, il serait hautement instructif de disposer de données relatives aux capacités d'ingestion de *B. calyciflorus* sur d'autres types algaux. Les cas des diatomées centriques de calibre proche des 10 μ m, et celui des *Stephanodiscus*, seraient à ce titre du plus haut intérêt. A notre sens, toute tentative de généralisation passe inévitablement par une telle démarche. Nous considérerons donc les valeurs de F et G, telles que nous les avons mesurées, comme de bons descripteurs des capacités *in vitro*, sans les poser bien entendu comme absolues et transposables telles quelles en milieu naturel.

Se cantonner à une évaluation en laboratoire n'est pas, dans ce contexte, une limite définitive. Il reste encore à quantifier les modifications fonctionnelles encourues lors du passage en conditions naturelles. Seule la réalisation de courbes d'ingestion et de filtration à partir d'incubations *in situ* peut répondre à cette attente.

Sur le plan du paramètre de filtration G, nous pourrions interpréter les deux tendances observées en faisant référence à l'observation, fréquente parmi les rotifères choisis pour les expériences, d'une forte hétérogénéité de taille de ces derniers. Les valeurs faibles observées pourraient être associées au comportement nutritionnel des plus petits individus lorsque ceux-ci sont en fortes proportions. Il serait intéressant à ce titre de pouvoir disposer de cultures de rotifères ne comportant que des individus de même taille, pour vérifier le bien-fondé de cette dualité apparente d'évolution.

5.4 Dynamique planctonique dans son ensemble.

Au moment de tenter une intégration des situations rencontrées dans une perspective généralisée, il convient de préciser deux caractéristiques inhérentes à tout prélèvement ponctuel:

- La situation telle qu'elle est constatée n'est que la résultante d'une évolution entamée quelque part en amont; et chaque prélèvement possède une "histoire" d'autant plus longue que la vitesse de transfert longitudinal est faible. Ce que nous faisons en analysant chaque échantillon n'est jamais que figer une situation qui ne l'est pas au départ.

- Nous représentons côte à côte, sur un même graphe, les différents prélèvements dans une même station. Il faut toutefois garder à l'esprit que, contrairement aux eaux dormantes où les populations sont installées, la situation du zooplancton en milieu fluvial est temporaire. D'une quinzaine à l'autre, il n'existe plus aucun lien entre les populations échantillonnées en deux dates distinctes, de par le transfert longitudinal.

Nous pouvons constater sur les différentes figures présentées dans la partie des résultats que, malgré que nous analysions des situations rendues artificiellement statiques, les caractéristiques dynamiques principales apparaissent souvent suffisamment clairement pour être interprétables. Il nous semble donc que le mode d'analyse suivi, une sorte de travail par "instantanés" rend bien compte des interactions majeures entre populations phyto- et zooplanctoniques. Nous synthétiserons toutes ces observations de la manière suivante:

5.4.1 Saisonnalité du développement.

L'existence d'un maximum printanier important dans la seule zone aval, avec une hausse graduelle des densités en zooplancton le long du gradient, nous semble le reflet des caractéristiques hydrodynamiques. Au fur et à mesure que le flux se ralentit, des effectifs de plus en plus nombreux peuvent s'édifier. L'apparition du maximum estival de développement dans la zone amont traduit alors l'extension progressive des conditions d'étiage, qui commencent par s'implanter dans la zone aval (cfr. le pic de la fin du printemps) avant de se propager progressivement vers l'amont où le pic apparaît logiquement plus tard. Le bénéfice de ce ralentissement peut se voir notamment dans le développement crustacé, même si la hausse sensible de la proportion de copépodes à Frouard en est la seule illustration nette.

Ce même développement crustacé semble, du moins dans la partie aval de Metz, en partie tributaire d'influences extérieures non quantifiables. L'ensemencement du cours principal à partir de l'exutoire du plan d'eau de La Maxe et de celui de la centrale de Cattenom, plus en aval, sont des sources possibles d'apport massif d'individus. Le bassin situé à Cattenom, notamment, abrite d'abondants peuplements de cladocères (données EDF).

Dans un tel contexte, il paraît malaisé de discriminer entre les fractions autochtones et allochtones de ces populations de crustacés. La présence en abondance d'individus en provenance de l'extérieur peut, si une forte densité est détectée, fausser l'interprétation du développement *in situ*. Le caractère imprévisible de ces épisodes d'importation est un obstacle de taille à l'étude précise de ces peuplements.

Le facteur de base qui semble régir la mise en route du développement des populations zooplanctoniques dans notre secteur de la Moselle peut donc être identifié comme le régime hydrologique de la rivière. Selon la rapidité de l'établissement des conditions d'étiage, en chaque station, les maxima y apparaîtront en des moments différents.

Le lien étroit avec les conditions de débit semble également d'application dans d'autres milieux proches. Ainsi, dans la portion terminale du Neckar en 91-92, l'apparition d'un maximum printanier de développement zooplanctonique n'est enregistrée que dans les derniers kilomètres (Mannheim et Neckargemünd); et il faut alors attendre juillet avant d'observer le développement maximal des rotifères, et du zooplancton dans son ensemble, dans la station la plus en amont (HOPPE, 1992). Ceci reproduit l'évolution constatée en Moselle cette année.

La dynamique des crustacés le long du Neckar cette même année présente également une évolution intéressante. La période de développement maximal des organismes crustacés y est très limitée dans le temps, s'étalant de la mi-août à la fin septembre.

Les plus fortes densités cumulées sont observées en amont, où le peuplement est essentiellement composé de larves nauplii. Le déplacement vers l'aval (la distance séparant la station amont de l'aval étant de 134 kilomètres) se traduit par l'apparition d'une proportion grandissante de grandes formes, et par des maxima de plus en plus tardifs.

Cet enrichissement en grands crustacés amène ces derniers à constituer, en aval, près de 60 à 80% de la biomasse totale, alors qu'ils culminent au niveau densité à un maximum de 70000 individus par mètre cube. Ceci offre une belle illustration du fait qu'il est tout à fait possible de concevoir un réel développement *in situ* de ces organismes, si les caractéristiques hydrologiques s'y prêtent.

La situation observée cette année en Meuse est très comparable à celle que nous venons de décrire. L'apparition massive de grandes formes crustacées dans notre secteur ne se produit que lorsque les débits sont suffisamment faibles pour le permettre. La composante longitudinale du peuplement est bien rendue dans les résultats de DRÖSCH (1993) en Meuse liégeoise. Les densités totales en zooplancton y dépassent déjà en avril la barre du million d'individus par mètre cube, alors qu'à La Plante à la même époque le zooplancton culmine à environ 800000 unités par mètre cube. De plus, si on doit attendre la fin du mois d'août pour que les grandes formes crustacées constituent une fraction notable de l'effectif total en haute Meuse, ces mêmes organismes s'installent franchement dès le début juillet en basse Meuse. De nouveau, cette évolution peut être comprise comme la résultante d'une part de l'extension progressive à partir de l'aval des conditions d'étiage; d'autre part par le développement probable des populations crustacées le long du parcours.

Si les conditions ayant permis l'installation cette année des peuplements en Moselle semblent identifiables, la cause profonde du déclin irrémédiable du plancton dans son ensemble, constatée en aval de Metz à partir du milieu de l'été, est beaucoup moins claire. Ne disposant pas de données de débits, il nous est impossible de lier cette disparition à une brusque modification du flux. Une origine biotique du phénomène pourrait être invoquée, qui prendrait potentiellement deux formes dont les conséquences seraient éventuellement cumulatives:

- l'apparition, le plus probablement dans la portion amont, d'un épisode de grazing intense et très limité dans le temps, et qui serait passé inaperçu.
- le développement au delà de cette zone d'un parasitisme important affectant le phytoplancton, ce dont le zooplancton souffrirait alors indirectement.

A cette double interprétation il faut encore ajouter la possibilité d'une influence quantitative importante de la sédimentation. Celle-ci semble effective dans la portion aval, comme le note GIGLEUX (1992) entre Koenigsmacker et Sierck.

Les causes de cette disparition sont fort probablement complexes, et il semble qu'elle ait été déclenchée par la conjonction de plusieurs facteurs. L'ampleur prise par ce phénomène a de quoi susciter des interrogations. Le manque d'informations relatives aux hypothèses qui viennent d'être citées nous pousse à la plus grande prudence.

Avant de clôturer cette section, il serait intéressant de nous interroger sur la périodicité des campagnes que nous avons effectuées. Il nous semble qu'en certaines périodes critiques, telles que celles faisant suite à un pic de développement zooplanctonique, une campagne intermédiaire aurait pu fournir un supplément non négligeable d'information. Il est ainsi possible que certains développements importants soient passés inaperçus car très localisés dans le temps. Les événements associés à la fin de l'année sont de cet ordre. Toutefois, la bonne mise en évidence des grandes lignes de l'évolution dynamique à partir d'un petit nombre de campagnes suffisamment espacées nous pousse à considérer que la périodicité d'une quinzaine de jours est relativement correcte et suffisante la plus grosse partie de l'année. Nous ne mettrions en oeuvre l'une ou l'autre campagne intercalée que lorsque l'évolution de la situation nécessiterait un examen plus approfondi.

5.4.2 Comparaison Meuse-Moselle.

L'évolution constatée dans ces deux milieux nous semble très parallèle, même si le cas des crustacés en Moselle est loin d'être aisé à décrypter. Les principaux points de convergence se rencontrent dans la séquence d'apparition des maxima de développement. Le premier pic de zooplancton prend dans les deux cas son ampleur maximale le plus en aval, et le second pic majeur apparaît d'abord en aval avant de se présenter plus en amont. Ces deux situations sont encore similaires à celle rencontrée dans le Neckar, et tendent à identifier clairement les conditions de débit comme le facteur prépondérant pouvant déterminer les possibilités de développement.

Les densités maximales mesurées en Meuse et en Moselle montrent également la même évolution. C'est dans les deux cas en aval qu'elles sont mesurées. L'ordre de grandeur des maxima atteints est très similaire, si l'on excepte le pic exceptionnel de Hauconcourt le 7 juin.

5.4.3 Interactions phytoplancton-zooplancton.

La matérialisation de l'impact du zooplancton sur le phytoplancton peut prendre deux formes, selon qu'on cherche à quantifier, ou alors à examiner les implications qualitatives de l'activité de grazing. Nous débuterons par ce second point.

5.4.3.1 Modifications saisonnières de la composition du plancton.

STERNER (1989) lie l'importance qualitative du phénomène de grazing dans les successions d'espèces phytoplanctoniques à l'intensité de l'activité zooplanctonique. Lorsque le grazing est faible, les espèces susceptibles d'être consommées continuent à prospérer, en compensant leur "fragilité" par une compétitivité accrue vis-à-vis des autres espèces. Inversement, lorsque l'intensité du grazing augmente, c'est au tour des espèces non (ou moins) consommables de se développer pleinement, profitant de la disparition de leurs compétiteurs d'une part, de leur immunité relative d'autre part. Ces deux notions, comestibilité et compétitivité, sont donc selon cet auteur étroitement liées et complémentaires. Dans un tel contexte, les variations saisonnières d'intensité du grazing, fort liées à la densité et à la composition du zooplancton, prennent une importance centrale.

La situation observée à Frouard nous semble fournir une illustration convaincante d'un cas de changement radical de composition du phytoplancton, associé à une phase préalable de grazing intense. Rappelons-en les étapes essentielles:

La communauté du début d'année est caractérisée par une très nette dominance de petites diatomées centriques unicellulaires (principalement *Stephanodiscus hantzschii*). La communauté rotiférienne à la même époque est dominée par *Brachionus calyciflorus*. La période d'abondance maximale de cette espèce, située le 5 juillet, date du pic (avec 856000 individus par mètre cube), marque le minimum de développement de ces petites formes centriques, qui n'atteindront plus par la suite les densités antérieures.

Le développement explosif de *Skeletonema*, forme filamenteuse qui, du moins sous sa forme pluricellulaire, peut être considérée comme réfractaire au grazing, coïncide avec une chute brutale des densités en zooplancton, sans changement fondamental de la composition de ce dernier.

Enfin, les diatomées centriques unicellulaires (associées à d'autres formes filamenteuses telles *Aulacoseira*) reprennent leur situation dominante suite à ce pic fugace de *Skeletonema*, mais on assiste alors à la prédominance d'autres espèces (telles *Cyclotella meneghiniana* et *Cyclostephanos dubius* notamment). Il est frappant de constater le parallèle qui existe au cours de l'année entre l'augmentation croissante de l'importance des formes filamenteuses, notamment *Aulacoseira* et celle, dans la composition de la communauté des rotifères, de *Keratella cochlearis*.

Il nous apparaît que le facteur central ayant fort probablement présidé à la modification fondamentale de la composition de la communauté phytoplanctonique en cette station est l'épisode de grazing intense qui serait associé à ce pic du 5 juillet. La communauté de brouteurs du début de saison, dominée par *B. calyciflorus*, aurait lentement conduit au déclin des petites diatomées centriques qui constituent une nourriture appropriée.

Les formes filamenteuses auraient alors pu profiter de cette disparition progressive pour s'établir définitivement. Ne trouvant plus en abondance suffisante sa source privilégiée d'approvisionnement, *B. calyciflorus* se serait retrouvé graduellement supplanté par *K. cochlearis* qui, comme le signale SANDERSON (1992) est susceptible d'exploiter des formes filamenteuses, ce dont *B. calyciflorus* serait beaucoup moins capable.

5.4.3.2 Importance quantitative de l'impact de *Brachionus calyciflorus*.

A Frouard, en cette date du 5 juillet, si on considère 856000 brachions par mètre cube, filtrant toute la journée à raison de plus ou moins 15 μ l par individu et par heure, un rapide calcul nous donne un impact moyen de filtration combinée égal à 31% du volume, soit 310 litres sur la journée, et cela pour une seule des espèces présentes. Il reste à ajouter à ce chiffre l'impact global des quelques 944000 *Keratella cochlearis* présents le même jour, et celui de tous les autres protagonistes, rotifères ou non; sans oublier que les rotifères ne sont certainement pas les brouteurs les plus efficaces! En Meuse, le même type de calcul appliqué aux 934000 brachions par mètre cube recensés le 29 juillet donnerait un impact très voisin.

Un second type de calcul possible serait de comparer la capacité d'ingestion des animaux avec des mesures de production primaire phytoplanctonique. Ainsi, à Koenigsmacker, où des mesures semblables ont été effectuées parallèlement à nos prélèvements, on mesure en avril-mai une production journalière voisine de 4 à 4,5 g de carbone par mètre carré. Le 26 avril, les 350000 brachions présents dans un mètre cube pourraient ensemble, en ingérant 9 ng de carbone par heure, et ceci toute la journée, consommer cumulativement près de 77 mg de carbone algal dans ce même volume (en supposant une loi en Q_{10} de 2, en conditions printanières, pour une température voisine de 10°C, le taux d'ingestion serait fort approximativement 2 fois inférieur à celui calculé au laboratoire). La biomasse représentée par ces 350000 brachions est de 52,5 mg de C par mètre cube (en considérant le poids sec de 0,3 μ g repris au tableau 4.1; et un rapport contenu en carbone/poids sec de 0,5). Le taux d'élimination par grazing serait donc de l'ordre de 77/52,5 soit environ de 1,5 j^{-1} , ce qui est énorme.

Comparons ce calcul avec le taux d'accroissement de la biomasse algale due à la production nette. Considérant une biomasse de $2,9 \text{ g de C m}^{-3}$ (déduite de la mesure de chlorophylle *a* par un simple rapport C/chl *a* de 40) produisant sur la journée 4 g de C sur une profondeur moyenne de 5 m , avec 50% de pertes par respiration, nous obtenons un taux de production net de $0,14 \text{ j}^{-1}$. Indépendamment de toute considération sur la fraction réellement consommable du phytoplancton et sur la validité de la transposition du paramètre *F* en conditions naturelles, il ressort de ce calcul que 350000 brachions sont tout à fait capables de prélever la biomasse algale à un taux dix fois supérieur à celui auquel celle-ci s'accroît!

Une dernière situation remarquable serait illustrée par le cas de la station de Hauconcourt le 7 juin. En opérant le même calcul que ci-dessus sur base des taux mesurés de filtration; $5,8 \cdot 10^6$ brachions par mètre cube seraient à eux seuls capables, sur la journée, de filtrer entièrement 200% du volume qui les contient!

Toutefois, si de tels calculs offrent une visualisation immédiate, il faut se garder de les considérer comme définitifs, et relativiser leur validité. Souvenons-nous que la densité réelle en brachions ainsi que les taux de filtration et d'ingestion, sont associés à une incertitude. Il faut encore ajouter que ces chiffres ont été calculés dans un cas bien précis, à savoir l'interaction *B. calyciflorus/Dictyosphaerium ehrenbergianum*. Leur simplification extrême ne leur confère qu'une applicabilité minimale. Rien ne permet en effet de conclure que l'impact individuel d'un brachion, qui plus est évalué en laboratoire, reste inchangé en conditions naturelles et s'y manifeste sous la même forme. La transposition pure et simple de ces valeurs est bien entendu anticipée, surtout quand entre en ligne de compte toute la diversité des sources de nourriture possible. La fraction réellement consommable du phytoplancton présent est peut-être négligeable, et les taux réels de grazing sont peut-être nettement inférieurs aux taux mesurés *in vitro*. D'autre part, rien n'indique que les animaux se nourrissent 24 heures sur 24.

Nous avons évoqué à la section 5.3.2 la bonne correspondance qui existe entre nos taux *G* et *F* et ceux mesurés dans la littérature. Ceci augmente la valeur descriptive de ces taux, mais ne permet pas encore de les considérer comme utilisables en toutes circonstances. Un élément qu'il nous faut préciser est que, dans chaque cas décrit ci-dessus, les conditions simples sont réunies pour la pleine expression des capacités maximales *F* et *G* (biomasse algale faible à Frouard et Hauconcourt, importante à Koenigsmacker). L'exploitabilité réelle de cette biomasse n'est, bien entendu, nullement garantie, comme nous l'avons déjà dit.

5.4.3.3 Importance générale du phénomène de grazing.

Pour résumer ces considérations, nous dirons que lorsque le zooplancton est suffisamment abondant, il peut réellement influencer sur le développement phytoplanctonique de manière profonde, aussi bien quantitativement que qualitativement.

L'impact quantitatif, s'il est probablement intense en certaines périodes comme on est forcé de se le représenter au vu de certains chiffres, reste relativement limité dans le temps. Le phytoplancton reprend très rapidement sa croissance après une chute importante. Il semble exclu de considérer que le zooplancton puisse exercer un quelconque contrôle top-down de manière constante, et maintenir le développement algal dans des limites étroites. L'interaction phyto-zooplancton ne connaît pas d'état stationnaire mais est caractérisé par une alternance que nos résultats mettent bien en évidence.

C'est alors sur le plan qualitatif que l'essentiel de l'impact du zooplancton se reporte. Le raisonnement tenu quant à la modification encourue par les peuplements phytoplanctoniques à Frouard nous semble cohérent et illustratif. Il ne tient pourtant pas compte de nombreux facteurs, tels la contribution des autres groupes zooplanctoniques majeurs et de leurs préférences alimentaires. C'est probablement dans ces interactions que se jouent la plupart des évolutions que l'on pourra mettre en évidence lorsque les perturbations hydrologiques sur les peuplements sont minimales.

Nous identifierons donc deux facteurs déterminants pour le développement planctonique en Moselle, qui pourraient par extension s'appliquer dans d'autres grandes rivières à caractère eutrophe. Si les conditions de débit semblent déterminer la possibilité de démarrage de la période de croissance des communautés de plancton, ce sont les interactions trophiques liant phyto- et zooplancton, aussi bien par leur impact quantitatif que par leur influence qualitative qui détermineront les lignes directrices de l'évolution ultérieure du peuplement.

5.4.4 Second lien avec la modélisation.

La manière dont le modèle envisage le déroulement des interactions phyto-zooplancton ne tient bien évidemment pas compte de toutes les précisions qui précèdent. La dynamique de transfert du carbone est son centre d'intérêt, indépendamment des formes précises que ce transfert prend.

Il semble qu'au niveau de la partie amont, l'importance quantitative globale du grazing soit considérée comme mineure. Ainsi, la simulation réalisée à Frouard ne fait apparemment pas état du phénomène d'alternance entre développements phyto- et zooplanctoniques tel que nous avons pu le mettre en évidence. D'une manière générale, le développement zooplanctonique que nous constatons précède celui que le modèle construit. Le fait qu'un décalage quasi général se produise entre l'observation et le calcul (la première précédant le second) tend à faire penser que les interactions phyto- zooplancton ne seraient pas tout à fait correctement rendues, dans leur intensité. C'est probablement le cas une partie de l'année, selon deux observations différentes:

Une première explication possible de ce "shift" temporel, en début d'année du moins, pourrait être liée aux discordances qui existent à cette époque entre les biomasses calculées et mesurées en phytoplancton. Si le démarrage du développement phytoplanctonique est modélisé trop tardivement, il est logique de penser que celui du zooplancton le serait de même.

En effet, il a été fait référence à la section 4.2.1 de la possibilité d'une sous-estimation des capacités photosynthétiques du phytoplancton présent au tout début de l'année, qui est dominé par *Stephanodiscus hantzschii*. Le modèle tient compte d'une valeur du paramètre I_k située à $23 \text{ J cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (ou approximativement $250 \mu\text{E/m}^2 \cdot \text{s}$), ce qui est plus conforme à la description d'une communauté algale estivale telle qu'on peut la rencontrer en Meuse. DESCY *et al.* (sous presse) ont pu montrer en Meuse l'existence de populations présentant des taux P_{max} de photosynthèse optimale comparables aux valeurs estivales, ceci alors que la température de l'eau était inférieure à $15 \text{ }^\circ\text{C}$.

En conséquence, l'adoption d'un I_k si élevé semble conduire à cette sous-estimation caractéristique du début de l'année, quand les températures sont encore peu importantes. Un I_k plus faible, révélateur d'une adaptation aux faibles intensités lumineuses, serait probablement un meilleur descripteur de la communauté présente à cette époque.

C'est probablement parce que ce développement phytoplanctonique précoce est sous-évalué que le modèle retarde la première phase majeure d'apparition du zooplancton par-rapport à celle que nous mesurons.

Une seconde source possible serait liée au taux d'ingestion qui est adopté dans le cadre du modèle. Situé entre 12 et 13 ng de carbone par rotifère et par heure (ce calcul, réalisé par rapport à *B. calyciflorus*, est détaillé en annexe 4), il est inférieur à la capacité maximale de cette espèce telle que nous avons pu la préciser. Cette valeur serait plus proche de celle qui pourrait décrire la nutrition de *B. calyciflorus*, *in vitro*, quand les températures sont encore relativement basses; et est ici assimilée à une moyenne sur la saison de développement.

Le modèle ne tient encore compte, pour rappel, que de la contribution des rotifères au grazing. Lorsqu'on fait référence à côté de cela à l'impact, bien plus conséquent, des autres groupes zooplanctoniques, on est forcé de penser que cet aspect est quelque peu simplifié. Il fonctionnerait par exemple très bien en Meuse, du moins jusqu'au moment où apparaissent les fortes densités en crustacés. Selon nous, une sous-évaluation globale des relations trophiques planctoniques résulte de cette simplification. La plupart des discordances pourraient très bien être masquées au début de l'année, et cela semble fonctionner relativement correctement, quand les rotifères constituent la quasi totalité du peuplement; mais une fois que l'intervention des crustacés entre en ligne de compte, elles apparaîtraient beaucoup plus nettement.

En faisant de nouveau référence au cas de la Meuse, cette dernière remarque concernant l'intervention des crustacés prendrait également toute sa validité, mais dans la seule partie aval. Il nous semble que le modèle, prévu pour fonctionner sur la base d'une communauté composée exclusivement de rotifères, y décrit fort correctement l'évolution du peuplement au courant de l'année; à l'exception justement de la phase courte de croissance crustacée. En aval, où des populations crustacées plus conséquentes s'implantent plus rapidement dans l'année, et atteignent des densités plus élevées de manière plus prolongée, le modèle serait probablement un moins bon descripteur du développement.

Pour revenir en Moselle, ajoutons encore que si le modèle, comme nous venons de le discuter, calcule des teneurs en phytoplancton trop basses en début d'année; la majorité de la période de développement le voit souvent surestimer ces mêmes teneurs, et ceci principalement dans la partie amont (voir section 4.2.1). Deux explications supplémentaires possibles à ces discordances peuvent être avancées:

1) La haute Moselle, en amont de Frouard, décrit un tracé tortueux correspondant au contournement par l'ouest de l'agglomération Nancéenne. Ce secteur pourrait constituer une zone où une sédimentation importante se produit, qui éliminerait une fraction non négligeable du phytoplancton. Il n'est pas certain que le facteur sédimentation soit correctement calibré dans les équations du modèle.

2) Comme nous l'avons à plusieurs reprises évoqué, l'apport en plancton via la Meurthe n'est pas pris en compte. Il paraît clair que cette partie du modèle nécessite un aménagement visant à intégrer les apports latéraux, non seulement de la Meurthe, mais également par exemple de la Seille. Rappelons ici que le modèle Meuse, qui sert de base, ne doit quant à lui tenir compte d'aucun apport latéral important de plancton via ses affluents Belges; en conséquence, le sous-modèle hydrologique pour la Moselle a juste été adapté pour l'effet de dilution, comme nous l'avons signalé précédemment.

Il nous semble clair que la manière dont les relations trophiques, certes complexes, qui lient phyto- et zooplancton sont globalement mal rendues par le modèle, transposé en Moselle, de par l'exclusion des crustacés de l'expression des taux de grazing. Le plus grand développement de ces organismes, constaté dans cette rivière, en est probablement à l'origine. Nous serions tentés de dire que, malheureusement, le caractère apparemment imprévisible de certains épisodes de blooms zooplanctoniques qui y sont observés rendra quelque peu malaisée l'adaptation du modèle à la contribution des crustacés. A terme, c'est l'ensemble du sous-modèle zooplancton qui risque de souffrir de l'existence de ces influences extérieures profondes.

**Synthèse, Conclusions et
Perspectives.**

Au cours de cette année, nous avons entrepris de préciser la magnitude de l'influence du zooplancton sur le développement phytoplanctonique, et cela dans le cas bien précis de la Moselle. Par l'intermédiaire du grazing, rotifères cladocères et copépodes peuvent exercer sur le phytoplancton un contrôle aussi bien quantitatif que qualitatif, et ce phénomène présente un retentissement certain sur l'ensemble des processus de transfert de matière au sein de l'écosystème fluvial.

Un préalable indispensable à l'évaluation des relations dynamiques qui lient phyto- et zooplancton est la collecte de données aussi précises et complètes que possible sur l'abondance et la composition des communautés présentes. Par une série de campagnes régulières réparties sur l'ensemble de la saison de développement, nous avons, en cinq stations distinctes, tenté de mener à bien ce premier volet de la problématique. A la lumière des résultats obtenus, notre évaluation de cette étude sur le terrain est la suivante:

- de grandes imprécisions existent encore sur la composition des communautés de zooplancton. Ceci est principalement le cas pour les crustacés (à l'exception, notable, des copépodes). Ceci nous inspire la nécessité de revoir la base fondamentale de notre méthode de dénombrement, en adoptant un protocole plus poussé.

- la possibilité existe qu'en certaines périodes, les conditions hydrologiques aidant, la stratégie d'échantillonnage relativement simple qui avait été adoptée ne rende pas compte de la composante spatiale du peuplement zooplanctonique. Nous avons, à ce propos, tenté d'élaborer une série d'ajustements qui pourraient conduire à une meilleure représentativité de nos prélèvements, sans avoir l'occasion de les mettre à l'épreuve.

- la méconnaissance partielle qui résulte de ces deux aspects, lorsque soumise à une comparaison avec des données simulées, pourrait expliquer certaines fortes discordances observées. Ceci est essentiellement vrai pour la fin de l'année, quand une fraction non négligeable de la biomasse est, par défaut d'information suffisante, ignorée.

Nous en concluons que toute étude ultérieure visant à fournir le même type de données que celles récoltées cette année devra remanier sensiblement les différentes composantes du processus d'évaluation quantitative, en visant à améliorer la représentativité des échantillons, et en poussant à un degré plus élevé leur description.

Dans un second temps, nous avons envisagé une étude plus fonctionnelle de l'impact potentiel d'un représentant typique du zooplancton. Nos résultats, acquis à la suite d'une série d'expériences, avec les ajustements utiles à chaque étape, reproduisent très bien ceux relevés dans la littérature.

L'obtention de résultats aussi semblables à partir d'un matériel nutritif pourtant différent de l'optimum nous pousse à accorder aux valeurs mesurées des paramètres considérés une plus grande validité. Nous avons été amenés, via l'examen de ces taux mesurés de filtration et d'ingestion et la description d'une situation particulièrement marquante d'interaction trophique, à tenter de chiffrer par une série de calculs extrêmement simplifiés l'impact concret de ce même représentant du zooplancton. La crédibilité de ces calculs, précisons-le encore, n'est que toute relative et doit être considérée avant tout comme une base de réflexion.

Il nous semble que certaines informations supplémentaires essentielles devraient d'abord être obtenues avant de pousser plus loin ce type d'analyse. Ainsi:

- ces valeurs nous apparaissent comme devant être confrontées avec le plus grand nombre possible de résultats expérimentaux, établis sur base de la plus grande variété possible de sources alimentaires; en vue de confirmer leur validité.
- d'autres séries de valeurs, caractéristiques d'autres groupes et espèces majeures faisant partie du peuplement, mériteraient d'être mesurées.
- dans l'optique d'évaluer les modifications fonctionnelles encourues lors du passage en conditions naturelles (en d'autres termes, de visualiser le comportement réel du zooplancton dans des situations beaucoup plus complexes), seule la réalisation de mesures *in situ* pourrait donner une idée correcte de la situation.

Certaines illustrations spectaculaires conduisent à penser que les relations trophiques, par leur intensité et leur sélectivité relativement fine, ont une influence non négligeable sur l'abondance et la composition des communautés phytoplanctoniques. S'il est raisonnable de considérer qu'un impact quantitatif très marqué ne soit qu'épisodique, l'échelle au niveau de laquelle agissent ces phénomènes est potentiellement bien plus élevée que celle à laquelle on les range classiquement.

C'est en partie cette sous-évaluation quantitative de l'impact du zooplancton qui a pu conduire le modèle que nous avons testé à ignorer certaines évolutions dynamiques constatées, ou à les situer incorrectement dans le temps. L'approche suivie est intéressante à plus d'un titre. Par référence à un relativement petit nombre de facteurs, ce modèle aboutit à une représentation dynamique relativement interprétable de la situation mesurée, qui par certains aspects reste malgré tout imparfaite. Nous pouvons résumer en quatre voies les principaux ajustements suggérés:

- une meilleure calibration du facteur sédimentation, principalement au niveau des tronçons sinueux, pourrait améliorer certains écarts constatés dans le développement phytoplanctonique.
- une prise en compte des apports latéraux en plancton s'inscrirait dans la même perspective.
- une réévaluation à la hausse des capacités photosynthétiques du phytoplancton printanier serait un premier facteur susceptible de réduire le décalage temporel constaté entre le développement calculé et le développement mesuré.
- une meilleure prise en compte des diverses catégories de zooplancton, par l'extension de la contribution des formes crustacées à l'expression des taux de grazing, du moins en certaines époques, serait un second facteur de réduction de ce shift temporel.

Pour résumer l'ensemble du travail, nous dirons brièvement que si le modèle pourrait principalement se suffire de quelques ajustements simples, notre manière de procéder à l'étude quantitative nécessite quant à elle une reconsidération plus en profondeur. Les deux objectifs que nous considérons comme centraux sont d'une part la mise au point d'un protocole plus efficace de mesure des densités et de la composition du zooplancton; et d'autre part la mise en oeuvre rapide de mesures de grazing *in situ*.

Une grande partie des relations trophiques fines entre phyto- et zooplancton reste méconnue. Si leur intensité peut être relativement bien rendue et visualisée par quelques mesures simples, les formes précises qu'elles prennent sont encore pour une grande partie irrésolues. L'étape ultérieure, si l'impact réel du zooplancton devait être chiffré de manière beaucoup plus réaliste, serait de pouvoir y intégrer des notions dont le traitement reste encore typiquement confiné au cadre restreint d'un laboratoire; notions telles que la sélectivité nutritionnelle, l'interaction mécanique ou interspécifique.

BIBLIOGRAPHIE:

- ADMIRAAL, W., VAN ZANTEN, B., DE RUYTER VAN STEVENINCK, E. D. (1990): Biological and chemical processes in communities of bacteria, phytoplankton and zooplankton in the lower river Rhine. *Limnologie aktuell.*, vol.1: pp 151-160.
- ADRIAN, R.(1991): Filtering and feeding rates of cyclopoid copepods feeding on phytoplankton. *Hydrobiologia.*, 210: pp 217-223.
- AMOROS, C. (1984): Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales Françaises: volume 5: Crustacés Cladocères. Bulletin de la Société Linnéenne de Lyon., 53 (3), 63pp.
- ANDREW, T. E., FITZSIMONS, A. G.(1992): Seasonality, population dynamics and production of planktonic rotifers in Lough Neagh, Northern Ireland. *Hydrobiologia.*, 246: pp 147-164.
- BAARS, M. A., OOSTERHUIS, S. S.(1985): Zooplankton grazing in natural water with high concentrations of ¹⁴C bicarbonate: variable live controls and gut passage time. *Hydrobiological bulletin*, 19(1): pp 71-80.
- BAIVERLIN, P.(1984): Etude des rotifères planctoniques de la Meuse en relation avec le complexe nucléaire de Tihange et l'agglomération liégeoise. Mémoire de licence, Université de Liège, 57pp.
- BEAVER, J. R, CRISMAN, T. L (1989): The role of ciliated protozoa in pelagic freshwater ecosystems. *Microb. Ecol.*, 17: pp 111-136.
- BOGDAN, K. G, GILBERT, J. J, STARKWEATHER, P. L.(1980): In situ clearance rates of planktonic rotifers. *Hydrobiologia.*, 73: pp 73-77.
- BRUNING, K., LINGEMAN, R., RINGELBERG, J.(1992): Estimating the impact of fungal parasites on phytoplankton populations. *Limnol. Oceanogr.*, 37(2): pp 252-260.
- CANTILLON, G. E., LAMBINON, J., MAISIN, J., MICHA, J. -C., MYTTENAERE, C., SIRONVAL, C.(1982): L'impact des rejets de la centrale nucléaire de Tihange (Belgique) sur l'écosystème Meuse: cinq années d'études *in situ* et d'approche expérimentale., 54pp.
- CARRICK, H. J., FAHNENSTIEL, G. L. (1991): The importance of zooplankton-protozoan trophic couplings in Lake Michigan. *Limnol. Oceanogr.*, 36(7): pp 1335-1345.
- CHOW-FRASER, P.(1986): Effect of collection and acclimatation period on grazing rates of limnetic zooplankton. *Hydrobiologia*, 137: pp 203-210.
- DE BERNARDI, R.(1984): Methods for the estimation of zooplankton abundance. -in DOWNING, J. A & RIGLER, F. H (Eds): A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 501 pp

- DE RIDDER, M.(1960): Les Rotifères. Les Naturalistes Belges, 41:pp 349-369.
- DE RUYTER VAN STEVENINCK, E. D, ADMIRAAL, W., VAN ZANTEN, B. (1989): Changes in plankton communities in regulated reaches of the lower river Rhine. *Regulated Rivers: Research and Management.*, 5: pp 67-75.
- DE RUYTER VAN STEVENINCK, E. D, ADMIRAAL, W., BREEBART, L., TUBBING, G. M. J., VAN ZANTEN, B.(1992): Plankton in the River Rhine: structural and functional changes observed during downstream transport. *Journal of Plankton Research*, 14(10): pp 1351-1368.
- DESCY, J. -P.(1987): Phytoplankton composition and dynamics in the river Meuse (Belgium). *Arch.Hydrobiol.Suppl.*, 78(2) *Algological Studies* 47 : pp 225-245.
- DESCY, J. -P., WILLEMS, C.(1991): Contribution à la connaissance du phytoplancton de la Moselle (France). *Cryptogamie, Algol.*, 12(2): pp 87-100.
- DESCY, J. -P., GOSSELAIN, V., EVRARD, F.(sous presse): Respiration and photosynthesis of river phytoplankton. *Verh. int. Ver. Limnol.* 25.
- DESCY, J. -P., SERVAIS, P., SMITZ, J. S., BILLEN, G., EVERBECQ, E.(1987): Phytoplankton biomass and production in the river Meuse (Belgium). *Wat. Res.*, 21(12): pp 1557-1566.
- DRÖSCH, A.(1993): Incidence de la pollution d'origine industrielle et domestique sur les populations planctoniques dans la basse Meuse: cas particulier des PCBs. Mémoire de Licence, Université de Liège, 61pp.
- DUMONT, H. J.(1977): Biotic factors in the population dynamics of rotifers. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergbn. Limnol.*, 8: pp 98-122.
- DUSSART, B.(1967): Les copépodes des eaux continentales. Tome I: Calanoïdes et Harpacticoïdes. Eds N.Boubée & Cie, Paris., 500pp.
- ELSER, J. J., GOLDMAN, C. R.(1991): Zooplankton effects on phytoplankton in lakes of contrasting trophic status. *Limnol. Oceanogr.*, 36(1): pp 64-90.
- FERRARI, I., FARABEGOLI, A., MAZZONI, R. (1989): Abundance and diversity of planktonic rotifers in the Po river. *Hydrobiologia.*, 186/187: pp 201-208.
- GAWLER, M., ANGELI, N.(1987): Intensité du broutage dans le lac Léman en relation avec la structure de tailles des particules: variations nyctémérales. *Naturaliste can. (Rev. Ecol. Syst.)*, 114: pp 405-412.
- GIGLEUX, M.(1992): Le développement phytoplanctonique dans la Moselle en aval de Metz et dans la Seille. Mesure de la production primaire. Thèse de doctorat, Université de Metz, laboratoire d'Ecologie, 107pp.
- GILLET, A., MICHA, J. -C.(1985): Etude de la biologie d'un mollusque bivalve, *Dreissena polymorpha* P., en vue de son élimination dans le circuit "eau brute" de la centrale nucléaire de Tihange. *Tribune du CEBEDEAU.*, 504(38): pp 3-28.
- GOSSELAIN, V., DESCY, J. -P.(manuscrit soumis à publication): The phytoplankton community of the river Meuse, Belgium. *Hydrobiologia.*

- GREEN, J.(1993): Diversity and dominance in planktonic rotifers. *Hydrobiologia.*, 255/256: pp 345-352.
- GULATI, R. D.(1985): Zooplankton grazing methods using radioactive tracers: technical problems. *Hydrobiological bulletin*, 19(1): pp 61-69.
- GULATI, R. D., EJSMONT-KARABIN, J., POSTEMA, G.(1993): Feeding in *Euchlanis dilatata lucksiana* Hauer on filamentous cyanobacteria and a prochlorophyte. *Hydrobiologia.*, 255/256: pp 269-274.
- HANEY, J. F.(1971): An *in situ* method for the measurement of zooplankton grazing rates. *Limnol. Oceanogr.*, 16: pp 970-977.
- HANEY, J. F.(1973): An *in situ* examination of the grazing activities of natural zooplankton communities. *Arch.Hydrobiol.*, 72(1): pp 87-132.
- HANSEN, B., HANSEN, P. J., NIELSEN, T. G.(1991): Effects of large nongrazable particles on clearance and swimming behaviour of zooplankton. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 152: pp 257-269.
- HASLE, G. R., EVENSEN, D. L.(1976): Brackish water and freshwater species of the diatom genus *Skeletonema*. II. *Skeletonema potamos* comb. nov. *J. Phycol.*, 12: pp 73-82.
- HAVENS, K. E.(1990): *Chaoborus* predation and zooplankton community structure in a rotifer dominated lake. *Hydrobiologia.*, 198.
- HAVENS, K. E. (1993): An experimental analysis of macrozooplankton, microzooplankton and phytoplankton interactions in a temperate eutrophic lake. *Arch. Hydrobiol.*, 127(1): pp 9-20.
- HILLBRICHT-ILKOWSKA, A. & STANCZYKOWSKA, A.(1969): The production and standing crop of planktonic larvae of *Dreissena polymorpha* in two Mazurian Lakes. *Pol. Archiv. Hydrobiol.*, 16(29)2: pp 193-203.
- HOPPE, A. (1992): Jahreszeitliche Entwicklung des Zooplanktons im Neckar. Diplomarbeit. Fakultät für Biologie, Ruprecht-Karls-Universität, Heidelberg., 131pp.
- HYNES, H. B. N.(1970): The Ecology of Running Waters. Liverpool University Press, Liverpool, 555pp.
- JARVIS, A. C.(1986): Zooplankton community grazing in a hypertrophic lake (Hartbeespoort Dam, South Africa). *Journal of Plankton Research.*, 8(6): pp 1065-1078.
- JEUNIAUX, Ch., LAMBINON, J., MICHA, J. -C., NIHOUL, J. C. J., WOLLAST, (1984): Surveillance écologique de la Meuse en aval de Tihange. Ministère de la région Wallonne pour l'eau, l'environnement et la vie rurale., 256pp.
- JOAQUIM-JUSTO, C.(1992): Influence du taux de "grazing" sur la dynamique de transfert des PCBs chez une espèce de rotifère zooplanctonique, *Brachionus calyciflorus* Pallas. Mémoire de licence, Université de Liège, 55pp

- LAIR, N.(1991): Grazing and assimilation rates of natural populations of planktonic cladocerans in a eutrophic lake. *Hydrobiologia.*, 215: pp 51-61.
- LAIR, N., OULAD ALI, H.(1990): Grazing and assimilation rates of natural populations of planktonic rotifers *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata* and *Kellicotia longispina* in a eutrophic lake (Aydat, France). *Hydrobiologia.*, 194: pp 119-131.
- LAMPERT, W., ROTHHAUPT, K. O.(1991): Alternating dynamics of rotifers and *Daphnia magna* in a shallow lake. *Arch. Hydrobiol.*, 120(4): pp 447-456.
- LYNCH, M.(1979): Predation, competition, and zooplankton community structure: An experimental study. *Limnol. Oceanogr.*, 24(2): pp 253-272.
- MARNEFFE, Y.(1989): Modalités et voies de transfert de micropolluants organochlorés (PCB) dans le plancton de l'écosystème mosan., Mémoire de licence, Université de Liège, 60pp
- MARNEFFE, Y., THOMÉ, J. -P.(1992): Dynamique du zooplancton dans la basse Meuse. Contribution au projet FRFC n 2.4539.91: Etude d'un écosystème fluvial perturbé; influence de la pollution d'origine industrielle et domestique sur les premiers niveaux de la chaîne trophique., premier rapport d'avancement, 17pp.
- MAYENNE, T. (1993): Réalisation de cultures d'algues (*Dictyosphaerium ehrenbergianum* & *Cyclotella pseudostelligera*) en vue d'une expérimentation sur le broutage par le zooplancton (*Brachionus calyciflorus*). Graduat en Agronomie, Institut Supérieur Catholique de Fleurus, 67pp
- McCAULEY, E.(1984): The Estimation of the Abundance and Biomass of Zooplankton in Samples. -in DOWNING, J. A & RIGLER, F. H (Eds): A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 501 pp: pp 228-265.
- McISAAC, H. J., SPRULES., W. G., JOHANNSSON, O. E., LEACH, J. H.(1992): Filtering impacts of larval and sessile zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) in western Erie Lake. *Oecologia.*, 92(1): pp 30-39.
- McQUEEN, D. J., RAST, J. R., MILL, E. L. (1986): Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43: pp 1571-1581.
- MORTON, B. (1971): Studies on the biology of *Dreissena polymorpha* PALL. V: Some aspects of filter-feeding and the effect of micro-organisms upon the rate of filtration. *Proc. malac. Soc. Lond.*, 39: pp 289-301.
- MOURELATOS, S., POURRIOT, R., ROUGIER, C.(1990): Taux de filtration du rotifère *Brachionus calyciflorus*: Comparaison des méthodes de mesures; influence de l'âge. *Vie Milieu.*, 40(1): pp 39-43.
- OOMS-WILMS, A. L., POSTEMA, G., GULATI, R. D.(1993): Clearance rates of bacteria by the rotifer *Filinia longiseta* (Ehrb.) measured using three tracers. *Hydrobiologia.*, 255/256: pp 255-260.

- PECHAR, T. T.(1987): Use of acetone:methanol mixture for extraction and spectrophotometric determination of chlorophyll *a* in phytoplankton. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 78(1) *Algological Studies* 46: pp 99-117.
- PEJLER, B., STARKWEATHER, R. & NOGRADY, Th. (Eds) (1983): *Biology of Rotifers. Hydrobiologia*: 104pp.
- PETERS, R. H.(1984): Methods for the Study of Feeding, Grazing and Assimilation by Zooplankton. -in DOWNING, J. A & RIGLER, F. H (Eds): *A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 501 pp: pp 336-412.
- PILARSKA, J.(1977): Eco-physiological studies on *Brachionus rubens* Ehrbg. (*Rotatoria*) I. Food selectivity and feeding rate. *Pol. Archiv. Hydrobiol.*, 24(3): pp 319-328.
- PINTO-COELHO, R. M.(1991): Zooplankton grazing in Lake Constance: seasonal and day-night *in situ* measurements. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 24: pp 842-845.
- PONTIN, R. M.(1978): *A key to British Freshwater Planktonic Rotifera*. Freshwater Biological Association., 179pp.
- POURRIOT, R.(1965): *Recherches sur l'écologie des Rotifères*. supplément n°21 à *Vie et Milieu.*, 223pp.
- POURRIOT, R.(1977): Food and feeding habits of Rotifera. *Archiv für Hydrobiologie.*, 8: pp 243-260.
- POURRIOT, R.(1986): Les Rotifères - Biologie. *Aquaculture.*, (5): pp 201-221.
- POURRIOT, R., BENEST, D., CHAMP, P., ROUGIER, C.(1982): Influence de quelques facteurs du milieu sur la composition et la dynamique saisonnière du zooplancton de la Loire. *Acta Oecologica. Oecol. Gener.*, 3(3): pp 353-371.
- REYNOLDS, C. S., CARLING, P. A., BEVEN, K. J.(1991): Flow in river channels: new insights into hydraulic retention. *Arch. Hydrobiol.*, 121(2): pp 171-179.
- ROTHHAUPT, K. O.(1990a): Changes of the functional responses of the rotifers *Brachionus rubens* and *Brachionus calyciflorus* with particle size. *Limnol. Oceanogr.*, 35(1): pp 24-32.
- ROTHHAUPT, K. O.(1990b): Differences in particle size-dependent feeding efficiencies of closely related rotifer species. *Limnol. Oceanogr.*, 35(1): pp 16-23.
- ROTHHAUPT, K. O.(1990c): Resource competition of herbivorous zooplankton: a review of approaches and perspectives. *Arch. Hydrobiol.*, 118(1): pp 1-29.
- ROTHHAUPT, K. O.(1991): The Influence of Toxic and Filamentous Blue-green Algae on Feeding and Population Growth of the Rotifer *Brachionus rubens*. *Int. Revue. ges. Hydrobiol.*, 76(1): pp 67-72.

- RUTTNER-KOLISKO, A.(1974): Plankton Rotifers: Biology and Taxonomy. *Die Binnengewässer*, édition supplémentaire, traduction anglaise du vol. 26(1), Stuttgart, 146pp.
- SANDERSON, R.(1992): A Preliminary Study of The Zooplankton of The River Meuse (Belgium). Master of Science Degree in Natural Resource Management, University of Leicester., 90pp.
- SLÁDEČEK, V.(1983):Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia.*, 100: pp 169-201.
- SPRUNG, M.(1989): Field and laboratory observations of *Dreissena polymorpha* larvae: Abundance, growth, mortality and food demands. *Arch. Hydrobiol.*, 115(4): pp 537-561.
- STERNER, R. W.(1989): The role of grazers in phytoplankton succession. -in SOMMER, U. (Ed.): Plankton Ecology. Succession in Plankton Communities. Brock/Springer Series in Contemporary Bioscience. Springer-Verlag, 367 pp: pp 107-170.
- SWARTZMAN, G. L., BENTLEY, R.(1979): A review and comparison of plankton simulation models. *ISEM J.* (1): pp 30-81.
- VRANOVSKÝ, M.(1991): Zooplankton of a Danube side-arm under regulated ichthyocoenosis conditions. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 24: pp 2505-2508.
- WILLIAMSON, C. E.(1983): Invertebrate predation on planktonic rotifers. *Hydrobiologia.*, 104: pp 385-396.
- WINNER, J. M.(1975): Zooplankton. -in: WHITTON, B. A.(Ed): River Ecology. Oxford., 725pp: pp 155-169.

Liste des Figures.

- Figure 1.1: Le rotifère *Brachionus calyciflorus* PALLAS. (d'après PONTIN, 1978).
- Figure 1.2: Les quatre types de pièces constitutives du mastax (redessiné d'après DE RIDDER, 1960).
- Figure 1.3: Différents types de mastax (d'après PONTIN, 1978).
- Figure 1.4: Cycle reproducteur des rotifères (d'après POURRIOT, 1986)
- Figure 1.5: Organisation générale d'un cladocère (d'après AMOROS, 1984).
- Figure 1.6: Les trois types de copépodes des eaux continentales (d'après DUSSART, 1967).
- Figure 1.7: Les différents stades de développement du cycle vital des copépodes.
- Figure 1.8: Profil transversal de répartition des vitesses d'écoulement (exprimées en ms^{-1}) mesurées en trois périodes, sur la Severn, à Montford (d'après REYNOLDS *et al.*, 1991).
- Figure 1.9: Les trois modèles descriptifs de l'évolution des paramètres nutritionnels F et G (d'après ROTHHAUPT, 1990a).
- Figure 1.10: Courbes d'accroissement de populations de deux types de compétiteurs. (d'après ROTHHAUPT, 1990c).
- Figure 1.11: Le cours Français de la Moselle et sa localisation dans le contexte du bassin du Rhin (d'après GIGLEUX, 1992 et DE RUYTER VAN STEVENINCK *et al.*, 1991).
- Figure 1.12: Evolution des densités en zooplancton dans la basse Meuse entre Amsin et Argenteau (d'après MARNEFFE et THOMÉ, 1991).
- Figure 1.13: Evolution des biomasses zooplanctoniques dans la basse Meuse entre Amsin et Argenteau (d'après MARNEFFE et THOMÉ, 1991).
- Figure 2.1: Localisation de nos stations de prélèvement (initiales des localités).

Figure 3.1: Zooplancton total à Frouard, et détail des formes crustacées.

Figure 3.2: Abondance relative des principaux rotifères à Frouard.

Figure 3.3: Dynamique planctonique à Frouard: évolution saisonnière.

Figure 3.4: Zooplancton total à Millery, et détail des formes crustacées.

Figure 3.5: Abondance relative des principaux rotifères à Millery.

Figure 3.6: Dynamique planctonique à Millery: évolution saisonnière.

Figure 3.7: Zooplancton total à Hauconcourt, et détail des formes crustacées.

Figure 3.8: Abondance relative des principaux rotifères à Hauconcourt.

Figure 3.9: Dynamique planctonique à Hauconcourt: évolution saisonnière.

Figure 3.10: Zooplancton total à Koenigsmacker, et détail des formes crustacées.

Figure 3.11: Abondance relative des principaux rotifères à Koenigsmacker.

Figure 3.12: Dynamique planctonique à Koenigsmacker: évolution saisonnière.

Figure 3.13: Zooplancton total à Sierck, et détail des formes crustacées.

Figure 3.14: Abondance relative des principaux rotifères à Sierck.

Figure 3.15: Dynamique planctonique à Sierck: évolution saisonnière.

Figure 3.16: Débit de la Moselle en 1993, mesuré à Sierck-les-bains.

Figure 3.17: Abondance des principaux groupes algaux à Frouard.

Figure 3.18: Evolution de l'abondance des principaux groupes de diatomées à Frouard.

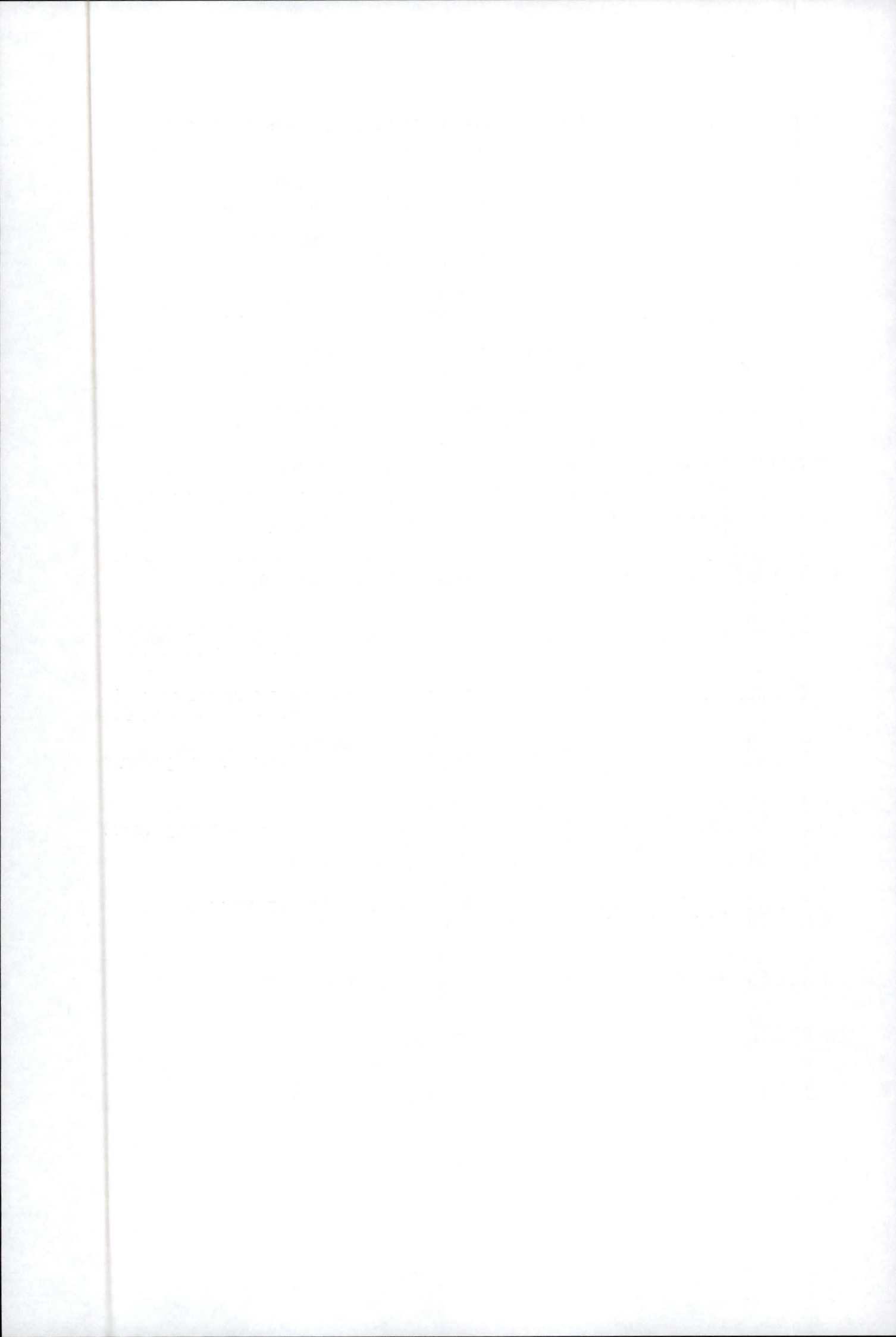


Figure 3.19: Composition taxinomique de la catégorie des diatomées centriques unicellulaires à Frouard, combinée au g. *Aulacoseira*.

Figure 3.20: Zooplancton total à La Plante, et détail des formes crustacées.

Figure 3.21: Abondance relative des principaux rotifères à La Plante.

Figure 3.22: Dynamique planctonique à La Plante: évolution saisonnière.

Figure 3.23: Profils des températures et débits enregistrés à Tailfer en 1993.

Figure 3.24: Courbe d'ingestion de *Brachionus calyciflorus*, nourri avec *Dictyosphaerium ehrenbergianum*.

Figure 3.25: Taux de filtration de *Brachionus calyciflorus* sur une suspension cellulaire de *Dictyosphaerium ehrenbergianum*.

Figures 4.1 et 4.2: Simulation du développement planctonique sur le plan temporel à Frouard (haut, km 190) et à Millery (bas, km 195).

Figures 4.3 et 4.4: Simulation du développement planctonique sur le plan temporel à Ars-sur-Moselle (haut, km 230) et à Hauconcourt (bas, km 248).

Figures 4.5 et 4.6: Simulation du développement planctonique sur le plan temporel à Koenigsmacker (haut, km 277) et à Sierck-les-bains (bas, km 290).

Figures 4.7 et 4.8: Simulation du développement planctonique sur le plan longitudinal le 26/4 (haut) et le 21/6 (bas).

Figures 4.9 et 4.10: Simulation du développement planctonique sur le plan longitudinal le 19/7 (haut) et le 16/8 (bas).

Figure 4.11: Simulation du développement planctonique sur le plan temporel à La Plante, en Meuse.

Liste des Tableaux.

Tableau I.I: Quelques valeurs indicatives de taux de filtration.

Tableau I.II: Salinité et teneurs en ions majeurs dans la Moselle (d'après GIGLEUX, 1992).

Tableau I.III: Valeurs indicatives de teneurs en nutriments dans la Moselle en aval de Metz (d'après GIGLEUX, 1992).

Tableau I.IV: Densités maximales du zooplancton, toutes catégories confondues, dans le secteur de la centrale EDF de Cattenom (source: données EDF).

Tableau I.V: Composition taxinomique du zooplancton du secteur de la centrale EDF de Cattenom (source: données EDF).

Tableau II.I: Distances par rapport à la source des cinq stations de prélèvement le long de la Moselle.

Tableau II.II: Quelques méthodologies de collecte des rotifères.

Tableau II.III: Récapitulatif des volumes traités au cours de l'année.

Tableau II.IV: Récapitulatif méthodologique des expériences de grazing 1993.

Tableau III.I: Teneurs moyennes en nutriments pour l'année 1993 en Moselle.

Tableau III.II: Récapitulatif des G et F mesurés au cours des cinq journées retenues et de l'expérience du 19 juin 1992.

Tableau IV.I: Poids sec moyen des individus des espèces majeures rencontrées (d'après DUMONT *et al.*, 1975, in MARNEFFE, 1989).

Annexe 1

Tableaux récapitulatifs des densités en zooplancton en Moselle et en Meuse.
(12 tableaux)

Tableau récapitulatif des teneurs en chlorophylle a mesurées au cours de l'année.

Station de Frouard

page 1/2:	13/04	26/04	10/05	24/05	07/06	21/06	05/07	19/07
<i>Asplanchna sp.</i>	2778 +/- 5556	25000 +/- 12910	55000 +/- 19149	5000 +/- 5774		20000 +/- 10328	16000 +/- 4000	
<i>B. calyciflorus</i>	108333 +/- 35573	362500 +/- 45000	122500 +/- 18930	197500 +/- 15000	21250 +/- 7500	42000 +/- 21040	856000 +/- 17282	70000 +/- 10583
<i>B. angularis</i>	8333 +/- 5556			20000 +/- 8165		4000 +/- 4619		
<i>B. urceolaris</i>	5556 +/- 11111				1250 +/- 2500			6000 +/- 2309
<i>Cephalodella sp.</i>	5556 +/- 11111					18000 +/- 10066	2000 +/- 4000	
<i>Euchlanis sp.</i>		7500 +/- 9574						
<i>Filinia sp.</i>	5556 +/- 6415	2500 +/- 5000			5000			
<i>K. cochlearis</i>	19444 +/- 13981	145000 +/- 23805	60000 +/- 21602	125000 +/- 28868	148750 +/- 17017	220000 +/- 35478	944000 +/- 11314	154000 +/- 12437
<i>K. quadrata</i>	38889 +/- 14344	90000 +/- 50332	610000 +/- 42426	12500 +/- 9574	13750 +/- 4787	4000 +/- 4619	24000 +/- 6532	15000 +/- 6831
<i>Kellicotia longispina</i>	2778 +/- 5556				2500 +/- 2887			
<i>Lecane sp.</i>						4000 +/- 4619		
<i>Notholca acuminata</i>	5556 +/- 6415	2500 +/- 5000		7500 +/- 9574				
<i>Polyarthra sp.</i>	13889 +/- 5556	25000 +/- 17321	10000	30000 +/- 8165	15000 +/- 14720	12000 +/- 8000	42000 +/- 13663	33000 +/- 5033
<i>Synchaeta sp.</i>	36111 +/- 13981	75000 +/- 17321		65000 +/- 17321	157500 +/- 16583	40000 +/- 13064	10000 +/- 4000	
<i>Testudinella sp.</i>						6000 +/- 7659		
<i>Trichocerca sp.</i>				2500 +/- 5000				
Somme rotifères: C.V (%):	252778 +/- 50816 20.1	735000 +/- 85049 11.6	857500 +/- 56199 6.6	465000 +/- 44347 9.5	365000 +/- 34641 9.5	370000 +/- 42521 11.5	1894000 +/- 58923 3.1	278000 +/- 10066 3.6
<i>Dreissena</i>						368000 +/- 57318	60000 +/- 24873	
Nauplii	5556 +/- 6415	2500 +/- 5000	62500 +/- 25000	7500 +/- 5000	143750 +/- 21747	152000 +/- 14606	80000 +/- 13064	34000 +/- 7659
Copépodites		5000	7250		4706	10816	14667	11000
Cladocères	2778 +/- 5556		105000 +/- 5774	12500 +/- 5000	8750 +/- 4787	20000 +/- 13856	16000 +/- 6532	12000 +/- 3266
Somme non rotifères: C.V (%):	8333 +/- 10638 127.7	7500 +/- 5000 200	174750 +/- 20616 12.3	20000 +/- 8165 40.8	157206 +/- 25331 16.6	550816 +/- 42079 7.8	170667 +/- 39463 25.3	57000 +/- 5164 11.2
Zooplancton total: C.V (%):	261111 +/- 48432 18.5	742500 +/- 89562 12.1	1032250 +/- 65574 6.4	485000 +/- 50662 10.4	522206 +/- 32275 6.2	920816 +/- 47721 5.2	2064667 +/- 48607 2.4	335000 +/- 14967 4.6

Station de Frouard

page 2/2:	02/08	16/08	13/09	27/09	11/10
<i>Asplanchna sp.</i>	4000 +/- 4619				457
<i>B. calyciflorus</i>	98000 +/- 17739	62000 +/- 12000	1000 +/- 2000	14500 +/- 3000	114
<i>B. angularis</i>		6000 +/- 4000			
<i>Euchlanis sp.</i>		14000 +/- 4000	1000 +/- 2000		343
<i>Bdelloidea</i>					114
<i>K. cochlearis</i>	300000 +/- 15319	108000 +/- 29575	138000 +/- 17739	33500 +/- 2517	1486
<i>K. quadrata</i>	14000 +/- 4000	32000 +/- 17282			
<i>K. valga</i>				1000 +/- 1155	
<i>Lecane sp.</i>				1000 +/- 1155	114
<i>Polyarthra sp.</i>		4000 +/- 4619		4000 +/- 1633	343
<i>Synchaeta sp.</i>	44000 +/- 15319	20000 +/- 4619	4000 +/- 5657	5000 +/- 1155	457
Somme rotifères: C.V (%):	460000 +/- 32332 7.0	246000 +/- 34794 14.1	144000 +/- 23094 16.0	59000 +/- 3830 6.5	3428
<i>Dreissena</i>	128000 +/- 20656	78000 +/- 22030	9000 +/- 2000	1000 +/- 1155	
Nauplii	58000 +/- 17739	32000 +/- 6532	2000 +/- 2309	15500 +/- 2517	457
Copépodites	9875	21250	50500	700	114
Cladocères	42000 +/- 7659	20000 +/- 4619	23000 +/- 3830	6000 +/- 1633	343
Somme non rotifères: C.V (%):	237875 +/- 38367 16.8	151250 +/- 25613 19.7	84500 +/- 5164 15.2	23200 +/- 4435 19.7	914
Zooplancton total: C.V (%):	697875 +/- 70048 10.2	397250 +/- 49315 13.1	228500 +/- 24980 14.0	82200 +/- 8062 9.9	4342

Station de Millery

page 1/2:	13/04	26/04	10/05	24/05	07/06	21/06	05/07	19/07
<i>Asplanchna sp.</i>		10000	10000 +/- 8165			3000 +/- 3830	6000 +/- 7659	
<i>B. calyciflorus</i>	105556 +/- 43033	312500 +/- 46458	92500 +/- 20616	95000 +/- 26458	62500 +/- 19365	123000 +/- 32228	1584000 +/- 118479	36000 +/- 15319
<i>B. angularis</i>	8333 +/- 5556	10000 +/- 11547			18750 +/- 6292	9000 +/- 3830	34000 +/- 10066	
<i>B. urceolaris</i>	5556 +/- 6415	7500 +/- 9574			20000 +/- 7071	8000 +/- 3266	18000 +/- 7659	
<i>B. leydigii</i>		2500 +/- 5000						
<i>Cephalodella sp.</i>	2778 +/- 5556					6000 +/- 2309	4000 +/- 4619	4000 +/- 4619
<i>Euchlanis sp.</i>	2778 +/- 5556	2500 +/- 5000					2000 +/- 4000	
<i>Filinia sp.</i>	2778 +/- 5556	7500 +/- 9574						
<i>K. cochlearis</i>	5556 +/- 6415	185000 +/- 33166	42500 +/- 17078	62500 +/- 12583	55000 +/- 12910	47000 +/- 6831	72500 +/- 23551	352000 +/- 26932
<i>K. quadrata</i>	41667 +/- 18976	197500 +/- 20616	157500 +/- 39476	10000 +/- 8165	7500 +/- 2887	1000 +/- 2000		10000 +/- 4000
<i>Kellicotia longispina</i>	2778 +/- 5556							
<i>Lecane sp.</i>				5000 +/- 5774		1000 +/- 2000		
<i>Notholca acuminata</i>	11111 +/- 9072	7500 +/- 9574						
<i>Polyarthra sp.</i>	8333 +/- 10638	17500 +/- 9574	2500 +/- 5000	2500 +/- 5000	6250 +/- 4787	11000 +/- 5033	16000 +/- 6532	8000
<i>Squatinella sp.</i>	2778 +/- 5556							
<i>Synchaeta sp.</i>	44444 +/- 12830	87500 +/- 17078	5000 +/- 5774	12500 +/- 9574	17500 +/- 2887	18000 +/- 14787	16000 +/- 6532	
Somme rotifères: C.V (%):	244444 +/- 60858 24.5	847500 +/- 81803 9.7	310000 +/- 37417 12.1	187500 +/- 44253 23.6	187500 +/- 24664 13.2	227000 +/- 35081 15.5	1752000 +/- 84412 4.8	410000 +/- 37736 9.2
<i>Dreissena</i>						69000 +/- 10000		6000 +/- 4000
Nauplii	19444 +/- 10638	15000 +/- 10000	22500 +/- 5000	2500 +/- 5000	21250 +/- 11087	56000 +/- 21909	22000 +/- 10066	34000 +/- 10066
Copépodites	4440	5000	2778	211	625	11644	9000	72000
Cladocères	5556 +/- 6415		20000 +/- 8165	25000 +/- 5774	6250 +/- 4787	13000 +/- 3830	12000 +/- 10328	36000 +/- 10328
Somme non rotifères: C.V (%):	29440 +/- 5556 22.2	20000 +/- 10000 66.7	45278 +/- 9574 22.5	27711 +/- 9574 34.8	28125 +/- 11902 43.3	149644 +/- 32414 23.5	43000 +/- 15144 44.5	148000 +/- 15319 20.2
Zooplancton total: C.V (%):	273884 +/- 63748 23.7	867500 +/- 80571 9.3	355278 +/- 41130 11.7	215211 +/- 40415 18.8	215625 +/- 34881 16.2	376644 +/- 58092 15.9	1795000 +/- 98712 5.5	558000 +/- 52814 10.9

Station de Millery

page 2/2:	02/08	16/08	13/09	27/09	11/10
<i>B. calyciflorus</i>	187000 +/- 10000	242000 +/- 38297		1500 +/- 1915	500
<i>B. angularis</i>	30000 +/- 2309	14000 +/- 4000			
<i>B. urceolaris</i>	18000 +/- 5164				
<i>Cephalodella sp.</i>	2000 +/- 4000	6000 +/- 4000			
<i>Euchlanis sp.</i>		2000 +/- 4000			
<i>K. cochlearis</i>	227000 +/- 22000	42000 +/- 13663	79000 +/- 9452	8000 +/- 1633	250
<i>K. quadrata</i>	16000 +/- 5657	2000 +/- 4000			
<i>K. valga</i>			2000 +/- 2309	2000	
<i>Polyarthra sp.</i>	24000	8000 +/- 6532			
<i>Synchaeta sp.</i>	49000 +/- 9452	16000 +/- 6532	7000 +/- 3830	24000 +/- 6733	375
<i>Bdelloidea</i>		2000 +/- 4000			
Somme rotifères: C.V (%):	553000 +/- 35833 6.5	334000 +/- 27227 8.2	88000 +/- 5657 6.4	35500 +/- 4123 11.6	1125
<i>Dreissena</i>	20000 +/- 3266	14000 +/- 4000	6000 +/- 2309	2000	
Nauplii	38000 +/- 2309	60000 +/- 13856		10000 +/- 3266	500
Copépodites	10978	12125	31429	300	250
Cladocères	19000 +/- 3830	20000 +/- 4619	11000 +/- 8246	2000 +/- 1633	750
Somme non rotifères: C.V (%):	87978 +/- 3830 5.0	106125 +/- 17739 18.9	48429 +/- 8869 52.2	14300 +/- 4320 30.9	1500
Zooplancton total: C.V (%):	640978 +/- 37877 6.0	440125 +/- 15319 3.6	136429 +/- 12806 12.2	49800 +/- 5745 11.6	2625

Station de Hauconcourt

page 1/2:	13/04	26/04	10/05	24/05	07/06	21/06	05/07	19/07
<i>Asplanchna sp.</i>						1000 +/- 2000	10000 +/- 7659	
<i>B. calyciflorus</i>	972222 +/- 172729	240000 +/- 53541	215000 +/- 42032	30000 +/- 8165	5270000 +/- 263565	307000 +/- 65432	316000 +/- 30984	71000 +/- 6831
<i>B. angularis</i>	27778 +/- 32075	10000 +/- 8165			155000 +/- 47258	54000 +/- 6928		6000 +/- 2309
<i>B. urceolaris</i>	13889 +/- 27778	7500 +/- 9574					12000 +/- 4619	
<i>Cephalodella sp.</i>				2500 +/- 5000		2000 +/- 2309	6000 +/- 12000	2000 +/- 2309
<i>Euchlanis sp.</i>	55556 +/- 45361	10000 +/- 8165	2500 +/- 5000				88000 +/- 17282	5000 +/- 7572
<i>Filinia sp.</i>	13889 +/- 27778	10000 +/- 8165	2500 +/- 5000					
<i>K. cochlearis</i>	27778 +/- 32075	45000 +/- 30000	20000 +/- 8165	17500 +/- 17078	140000 +/- 23094	15000 +/- 11489	424000 +/- 32660	324000 +/- 37665
<i>K. quadrata</i>	180556 +/- 27778	45000 +/- 12910	802500 +/- 56199	10000 +/- 14142	5000 +/- 10000	12000 +/- 8641	4000 +/- 8000	15000 +/- 2000
<i>K. valga</i>							6000 +/- 7659	
<i>Lecane sp.</i>							2000 +/- 4000	
<i>Notholca acuminata</i>		7500 +/- 9574		5000 +/- 5774				
<i>Polyarthra sp.</i>	69444 +/- 53190	7500 +/- 5000	2500 +/- 5000	2500 +/- 5000	80000 +/- 36515	35000 +/- 15100	16000 +/- 6532	9000 +/- 2000
<i>Squatinella sp.</i>	13889 +/- 27778							
<i>Synchaeta sp.</i>	83333 +/- 55556	50000 +/- 14142	42500 +/- 18930	10000 +/- 8165	310000 +/- 57735	30000 +/- 5164	12000 +/- 8000	11000 +/- 3830
Somme rotifères: C.V (%):	1458333 +/- 228499 15.7	432500 +/- 62383 14.4	1087500 +/- 91788 8.4	77500 +/- 30957 39.9	5960000 +/- 176635 3.0	456000 +/- 83074 18.2	896000 +/- 45255 5.1	443000 +/- 53003 12.0
<i>Dreissena</i>						55000 +/- 32393	8000 +/- 6532	455000 +/- 77726
Nauplii	13889 +/- 27778	2500 +/- 5000	27500 +/- 15000	22500 +/- 9574	105000 +/- 19149	56000 +/- 11776	6000 +/- 12000	59000 +/- 10000
Copépodites		2500	889	1600	25000	12300	8111	7000
Cladocères		7500 +/- 5000	10000 +/- 14142	62500 +/- 15000	95000 +/- 50000	158000 +/- 6928	12000 +/- 4619	21000 +/- 8869
Somme non rotifères: C.V (%):	13889 +/- 27778 200	12500	38389 +/- 27538 73.4	86600 +/- 12910 15.2	225000 +/- 63246 31.6	281300 +/- 26204 9.7	34111 +/- 17739 68.2	542000 +/- 83355 15.6
Zooplancton total: C.V (%):	1472222 +/- 205380 14.0	445000 +/- 62383 14.1	1125889 +/- 103441 9.2	164100 +/- 26300 16.2	6185000 +/- 207846 3.4	737300 +/- 62599 8.6	930111 +/- 48607 5.3	985000 +/- 57919 5.9

Station de Hauconcourt

page 2/2:	02/08	16/08	13/09	27/09	11/10
<i>Asplanchna sp.</i>					114
<i>B. calyciflorus</i>	267000 +/- 11944	44000 +/- 9798	11000 +/- 5033	1222	457
<i>B. angularis</i>	8000 +/- 3266	6000 +/- 2309			
<i>Cephalodella sp.</i>				111	
<i>Euchlanis sp.</i>	7000 +/- 5033	3000 +/- 2000	1000 +/- 2000	222	
<i>K. cochlearis</i>	1000 +/- 2000	2000 +/- 2309	9000 +/- 3830	333	114
<i>K. quadrata</i>	9000 +/- 3830	5000 +/- 2000			
<i>K. valga</i>		14000 +/- 2309	11000 +/- 3830	333	
<i>Polyarthra sp.</i>	2000 +/- 2309	4000 +/- 3266	6000 +/- 5164	222	
<i>Synchaeta sp.</i>	3000 +/- 3830	6000 +/- 5164	2000 +/- 2309	444	343
<i>Bdelloidea</i>			1000 +/- 2000		
Somme rotifères: C.V (%):	297000 +/- 10000 3.4	84000 +/- 8641 10.3	41000 +/- 11489 28.0	2887	1028
<i>Dreissena</i>	7000 +/- 3830	24000 +/- 6532	15000 +/- 3830		
Nauplii	7000 +/- 3830	17000 +/- 9452	21000 +/- 5033	889	457
Copépodites	5667	5600	5486	667	571
Cladocères	20000 +/- 8641	11000 +/- 8246	7000 +/- 6000	1000	229
Somme non rotifères: C.V (%):	39667 +/- 15144 44.5	57600 +/- 11314 21.8	48486 +/- 12383 28.8	2556	1257
Zooplancton total: C.V (%):	336667 +/- 21260 6.4	141600 +/- 7303 5.4	89486 +/- 5657 6.7	5443	2285

Station de Koenigsmacker

page 1/2:	13/04	26/04	10/05	24/05	07/06	21/06	05/07
<i>B. calyciflorus</i>	781250 +/- 146309	390000 +/- 109545	62500 +/- 26300	37500 +/- 9574	328750 +/- 8539	162000 +/- 27227	350000 +/- 50754
<i>B. angularis</i>		12500 +/- 12583			2500 +/- 2887		162000 +/- 26432
<i>B. urceolaris</i>	18750 +/- 23936	47500 +/- 42720		5000 +/- 5774		18000 +/- 7659	28000 +/- 10328
<i>B. quadridentatus</i>					12500 +/- 2887		6000 +/- 4000
<i>Cephalodella sp.</i>	6250 +/- 12500	2500 +/- 5000					
<i>Euchlanis sp.</i>		2500 +/- 5000					8000 +/- 6532
<i>Filinia sp.</i>	12500 +/- 25000	10000 +/- 8165	5000 +/- 5774		1250 +/- 2500		
<i>K. cochlearis</i>	18750 +/- 23936	55000 +/- 17231	100000 +/- 24495	37500 +/- 17078	75000 +/- 16833	264000 +/- 60332	34000 +/- 22030
<i>K. quadrata</i>	87500 +/- 47871	320000 +/- 42426	927500 +/- 131751	127500 +/- 12583	48750 +/- 8539	14000 +/- 12000	142000 +/- 16492
<i>Lecane sp.</i>							6000 +/- 4000
<i>Notholca acuminata</i>	6250 +/- 12500	5000 +/- 10000		2500 +/- 5000			
<i>Polyarthra sp.</i>	31250 +/- 23936	5000 +/- 5774	5000 +/- 10000	2500 +/- 5000		2000 +/- 4000	28000 +/- 4619
<i>Synchaeta sp.</i>	87500 +/- 25000	30000 +/- 14142	12500 +/- 5000	20000 +/- 27080		10000 +/- 4000	18000 +/- 7659
Somme rotifères: C.V (%):	1050000 +/- 129099 12.3	880000 +/- 194079 22.1	1112500 +/- 147958 13.3	232500 +/- 47871 20.6	468750 +/- 17500 3.7	470000 +/- 77940 16.6	782000 +/- 55570 7.1
<i>Dreissena</i>					585000 +/- 14720	398000 +/- 49907	174000 +/- 72847
Nauplii	5000	2500 +/- 5000	5000 +/- 5774	22500 +/- 9574	70000 +/- 17795	12000 +/- 4619	64000 +/- 6532
Copépodites	5000	2900	1133	866	7133	2000	7067
Cladocères			5000 +/- 5774	37500 +/- 17078	5000	18000 +/- 16492	72000 +/- 18475
Somme non rotifères: C.V (%):	10000 0	5400 200	11133 0	60866 +/- 11547 19.2	667133 +/- 7071 1.1	430000 +/- 50861 11.9	317067 +/- 85759 27.7
Zooplancton total: C.V (%):	1060000 +/- 129099 12.3	885400 +/- 192938 21.9	1123633 +/- 147958 13.2	293366 +/- 39476 13.5	1135883 +/- 18875 1.7	900000 +/- 101482 11.3	1099067 +/- 113420 10.4

Station de Koenigsmacker

page 2/2:	19/07	02/08	16/08	30/08	13/09	27/09	11/10
<i>B. calyciflorus</i>	80000 +/- 3266	149000 +/- 3464	7000 +/- 1155	5000 +/- 2582	1500 +/- 1000	400	333
<i>B. angularis</i>	14000 +/- 4000	12000 +/- 3651	1000 +/- 816		1000 +/- 1155	133	
<i>Cephalodella sp.</i>	2000 +/- 2309						
<i>Euchlanis sp.</i>				500 +/- 1000		133	67
<i>K. cochlearis</i>	112000 +/- 11776	2000	3000 +/- 816	9500 +/- 1000	3000 +/- 2000	267	
<i>K. quadrata</i>	5000 +/- 6928	44000 +/- 8327	3000 +/- 816				
<i>K. valga</i>	2000 +/- 2309	3500 +/- 2517	5000 +/- 2449	6500 +/- 1000	12000 +/- 5164	200	67
<i>Lecane sp.</i>			1000 +/- 816				
<i>Polyarthra sp.</i>	4000	5000 +/- 2582		1500 +/- 1915	500 +/- 1000		67
<i>Synchaeta sp.</i>		5000 +/- 2582		1000 +/- 1155	1000 +/- 1155	67	67
<i>Testudinella sp.</i>				500 +/- 1000			
Somme rotifères: C.V (%):	264000 +/- 5687 2.1	220500 +/- 4435 2.0	20000 +/- 3742 18.7	24500 +/- 3000 12.2	19000 +/- 7746 40.8	1200	601
<i>Dreissena</i>	96000 +/- 5657	34000 +/- 6325	35000 +/- 2160	17000 +/- 5292	9500 +/- 4123	8000	
Nauplii	20000 +/- 5657	17000 +/- 5292	6000 +/- 1826	37500 +/- 1915	5500 +/- 1915	200	67
Copépodites	2133	1200	5876	8600	6533	667	133
Cladocères	13000 +/- 2000	10500 +/- 5000	9000 +/- 1633	7000 +/- 3464	5000 +/- 4761	1067	467
Somme non rotifères: C.V (%):	131133 +/- 13216 10.2	63100 +/- 4123 6.7	55867 +/- 3742 7.5	61500 +/- 4435 7.2	26533 +/- 5888 29.4	9934	667
Zooplancton total: C.V (%):	395133 +/- 11489 2.9	283600 +/- 6928 2.5	75867 +/- 5944 8.5	86000 +/- 6325 7.4	45533 +/- 8869 22.7	11134	1268

Station de Sierck

page 1/2:	13/04	26/04	10/05	24/05	07/06	21/06	05/07
<i>B. calyciflorus</i>	1500000 +/- 366414	256250 +/- 96555	25000 +/- 23805	47500 +/- 22174	1560000 +/- 81650	200000 +/- 42833	270000 +/- 23889
<i>B. angularis</i>	145833 +/- 125000	206250 +/- 23936			70000 +/- 25820	4000 +/- 4619	70000 +/- 16492
<i>B. urceolaris</i>	83333 +/- 96225	12500 +/- 25000					
<i>Cephalodella</i> sp.							8000 +/- 11314
<i>Euchlanis</i> sp.							8000 +/- 6532
<i>Filinia</i> sp.		12500 +/- 25000					
<i>K. cochlearis</i>	41667 +/- 48113	162500 +/- 59512	20000 +/- 18257	35000 +/- 10000	135000 +/- 44347	20000 +/- 10328	404000 +/- 29575
<i>K. quadrata</i>	229167 +/- 104859	1000000 +/- 145774	340000 +/- 67823	145000 +/- 34157	65000 +/- 25166	44000 +/- 10328	32000
<i>K. valga</i>							8000 +/- 6532
<i>Kellicotia longispina</i>				2500 +/- 5000			
<i>Notholca acuminata</i>	20833 +/- 41667						
<i>Polyarthra</i> sp.	104167 +/- 79786	18750 +/- 12500				2000 +/- 4000	28000 +/- 4619
<i>Synchaeta</i> sp.	312500 +/- 104859	37500 +/- 32275		27500 +/- 9574	35000 +/- 19149	60000 +/- 16653	66000 +/- 10066
<i>Bdelloidea</i>				2500 +/- 5000			
Somme rotifères: C.V (%):	2437000 +/- 421500 17.3	1706250 +/- 230376 13.5	385000 +/- 83467 21.7	260000 +/- 40825 15.7	1865000 +/- 164418 8.8	330000 +/- 58561 17.7	894000 +/- 21040 2.4
<i>Dreissena</i>					575000 +/- 41231	472000 +/- 121852	112000 +/- 22627
Nauplii	41667 +/- 48113		2500 +/- 5000	27500 +/- 17078	30000 +/- 25820	12000 +/- 10328	40000 +/- 6532
Copépodites		800	111	211	3250	610	4000
Cladocères	41667 +/- 48113	6250 +/- 12500	5000 +/- 5774		10000 +/- 11547	2000 +/- 4000	12000 +/- 4619
Somme non rotifères: C.V (%):	83334	7050 +/- 12500 200	7611 +/- 9574 127.7	27711 +/- 17078 62.1	618250 +/- 50000 8.1	486610 +/- 118906 24.5	168000 +/- 27325 16.7
Zooplancton total: C.V (%):	2520834 +/- 421500 17	1713300 +/- 218422 12.8	392611 +/- 91059 23.2	287711 +/- 35940 12.5	2483250 +/- 195959 7.9	816610 +/- 76455 9.4	1062000 +/- 30898 2.9

Station de Sierck

page 2/2:	19/7	02/08	16/08	13/09	27/09	11/10
<i>B. calyciflorus</i>	90000 +/- 13663	6250 +/- 1258	3750 +/- 1258	1000 +/- 1155		114
<i>B. angularis</i>	4000 +/- 3266	2500 +/- 577		1500 +/- 1000		
<i>B. urceolaris</i>	3000 +/- 2000					
<i>Cephalodella sp.</i>	2000 +/- 2309					
<i>K. cochlearis</i>	4000		250 +/- 500	4500 +/- 2517		
<i>K. quadrata</i>	26000 +/- 6928	250 +/- 500	11500 +/- 1000			
<i>K. valga</i>	1000 +/- 2000		8500 +/- 2082	2500 +/- 1915		114
<i>Polyarthra sp.</i>	5000 +/- 3830		1750 +/- 500	500 +/- 1000		
<i>Synchaeta sp.</i>	1000 +/- 2000			2500 +/- 1000		342
Somme rotifères: C.V (%):	136000 +/- 10328 7.6	9000 +/- 1414 15.7	27250 +/- 3775 14.7	12500 +/- 5260 42.1		570
<i>Dreissena</i>			7500 +/- 3416	2000 +/- 1633		
Nauplii	17000 +/- 7572		9000 +/- 2828	2500 +/- 1915		
Copépodites	500		1400	2000	100	
Cladocères	15000 +/- 5073	722	11500 +/- 3317	3000 +/- 2582	300	229
Somme non rotifères: C.V (%):	32500 +/- 9798 30.6	722	29400 +/- 4243 15.2	9500 +/- 3416 45.5	400	229
Zooplancton total: C.V (%):	168500 +/- 8641 5.1	9722 +/- 1414 15.7	56920 +/- 7500 14	22000 +/- 6928 31	400	799

Station de La Plante

page 1/2:	07/04	19/04	29/04	13/05	27/05	03/06	15/06	
<i>Asplanchna sp.</i>		1667 +/- 3333	2500 +/- 5000				1000 +/- 2000	
<i>B. calyciflorus</i>	21667 +/- 6383	125000 +/- 11386	455000 +/- 65574	187500 +/- 17078	32500 +/- 9574	38750 +/- 14930	335000 +/- 16452	601000
<i>B. angularis</i>		3333 +/- 3849	25000 +/- 20817	17500 +/- 15000		5000	55000 +/- 5033	214000
<i>B. urceolaris</i>		28333 +/- 8389	45000 +/- 36968	7500 +/- 9574		7500 +/- 6455		19000 +/- 10000
<i>B. leydigi</i>			15000 +/- 19149					
<i>B. quadridentatus</i>								15000 +/- 6831
<i>Cephalodella sp.</i>	833 +/- 1667	6667 +/- 5443	2500 +/- 5000	5000 +/- 5774				28000 +/- 7303
<i>Epiphanes sp.</i>	833 +/- 1667		10000 +/- 8165					
<i>Euchlanis sp.</i>		1667 +/- 3333	120000 +/- 58310	2500 +/- 5000				
<i>Filinia sp.</i>		6667		5000 +/- 5774				
<i>K. cochlearis</i>	1667 +/- 3333	11667 +/- 6383	55000 +/- 20817	10500 +/- 19149	140000 +/- 35590	23750 +/- 8539	160000 +/- 18762	417000 +/- 43863
<i>K. quadrata</i>	6667 +/- 4714	8333 +/- 6383	12500 +/- 9574	32500 +/- 26300	5000 +/- 10000	11250 +/- 2500		
<i>Lecane sp.</i>				2500 +/- 5000		1250 +/- 2500		1000 +/- 2000
<i>Notholca acuminata</i>	21667 +/- 8389	96667 +/- 30062	42500 +/- 18930	10000 +/- 8165				
<i>Polyarthra sp.</i>		11667 +/- 8389	40000 +/- 8165	10000 +/- 11547		2500 +/- 2887	5000 +/- 2000	23000 +/- 8246
<i>Rhinoglena frontalis</i>	833 +/- 1667							
<i>Synchaeta sp.</i>	18334 +/- 11860	11667 +/- 6667	7500 +/- 5000	7500 +/- 5000	37500 +/- 9574	16250 +/- 7500	5000 +/- 2000	22000 +/- 7659
<i>Bdelloidea</i>			2500 +/- 5000				1000 +/- 2000	
Somme des rotifères: C.V (%):	72500 +/- 14498 20	318333 +/- 34157 10.7	810000 +/- 115181 11.4	392500 +/- 28723 7.3	215000 +/- 54467 25.3	106250 +/- 23936 22.5	462000 +/- 38436 8.3	1340000 +/- 140209 10.5
<i>Dreissena</i>							3000 +/- 3830	12000 +/- 3266
Nauplii	9167 +/- 1667	15000 +/- 3333	17500 +/- 9574		2500 +/- 5000			
Copépodites	660	470	4867	67	67		200	200
Cladocères				133	200	333	6000 +/- 4000	200
Somme non rotifères: C.V (%):	9827 +/- 1667 18.2	15470 +/- 3333 22.2	22367 +/- 9574 54.7	200	2767 +/- 5000 200	333	9200 +/- 3830 42.6	12400 +/- 3266 27.2
Zooplancton total: C.V (%):	82327 +/- 14011 17.2	333803 +/- 33993 10.2	857367 +/- 100789 11.8	392567 +/- 28723 7.3	217567 +/- 49917 23	106583 +/- 23936 22.5	471200 +/- 39107 8.3	1352400 +/- 142249 10.5

Station de La Plante

page 2/2	08/07	22/07	29/07	12/08	19/08	31/08	07/09	22/09	05/10
<i>Asplanchna sp.</i>	168000 +/- 25298			8000 +/- 6532	32000 +/- 5657				
<i>B. calyciflorus</i>	442000 +/- 34167	259000 +/- 19967	934000 +/- 59643	224000 +/- 20656	184000 +/- 21417	106500 +/- 10755	136500 +/- 13503	6000	67
<i>B. angularis</i>	12000 +/- 4619	44000 +/- 8641	42000 +/- 4000	16000 +/- 6532			37500 +/- 7550	2000 +/- 1633	
<i>B. diversicornis</i>							10500 +/- 1915		
<i>Cephalodella sp.</i>		18000 +/- 5164	36000 +/- 8000	6000 +/- 4000					
<i>Epiphanes sp.</i>									
<i>Euchlanis sp.</i>			10000 +/- 4000	8000 +/- 9238	8000 +/- 3266				67
<i>Filinia sp.</i>	4000 +/- 4619	12000 +/- 4619		32000 +/- 9238	24000 +/- 8641	6500 +/- 1915			
<i>K. cochlearis</i>	874000 +/- 38297	1367000 +/- 60784	834000 +/- 55185	640000 +/- 43818	468000 +/- 27129	23000 +/- 6831	1000 +/- 1155	12000 +/- 4899	
<i>K. quadrata</i>	6000 +/- 7659	2000 +/- 2309		16000 +/- 6532	2000 +/- 2309	3000 +/- 3830	3000 +/- 2000		
<i>Polyarthra sp.</i>	76000 +/- 15319	15000 +/- 2000	28000 +/- 4619	424000 +/- 45724	50000 +/- 9522	4000		4000 +/- 2309	
<i>Rhinoglena frontalis</i>									
<i>Synchaeta sp.</i>	6000 +/- 4000	1000 +/- 2000	40000 +/- 11314		44000 +/- 4619				
Somme des rotifères: C.V (%):	1588000 +/- 79867 5.0	1718000 +/- 94798 5.5	1924000 +/- 77700 4.0	1374000 +/- 58924 4.3	812000 +/- 22862 2.8	143000 +/- 14652 10.2	188500 +/- 14271 7.6	24000 +/- 7483 31.2	134
<i>Dreissena</i>		41000 +/- 8236		32000 +/- 6532	20000 +/- 5657	5500 +/- 4435			
Nauplii	12000 +/- 8000	14000 +/- 5164	16000	24000 +/- 11314	36000 +/- 6532	53500 +/- 5972	100000 +/- 10328	6000 +/- 2828	200
Copépodites	1000	1133	333	3600	8667	88267	76800	67	
Cladocères	8000 +/- 6532	14000 +/- 2309	167	16000 +/- 6532	14000 +/- 2309	60000 +/- 14236	85000 +/- 14000	67	200
Somme non rotifères:	21000 +/- 10328 51.6	70133 +/- 14000 20.3	16500 0	75600 +/- 11314 15.7	78667 +/- 4000 5.7	207267 +/- 22241 18.7	261800 +/- 14376 7.8	6134 +/- 2828 47.1	400
Zooplancton total:	1609000 +/- 89800 5.6	1788133 +/- 98813 5.5	1940333 +/- 77700 4	1449600 +/- 60000 4.1	890667 +/- 21787 2.5	350267 +/- 32782 12.5	450300 +/- 21378 5.7	30134 +/- 5416 18.1	534

Station de La Plante

page 1/2:	07/04	19/04	29/04	13/05	27/05	03/06	15/06	29/06
<i>Asplanchna sp.</i>		1667 +/- 3333	2500 +/- 5000				1000 +/- 2000	
<i>B. calyciflorus</i>	21667 +/- 6383	125000 +/- 11386	455000 +/- 65574	187500 +/- 17078	32500 +/- 9574	38750 +/- 14930	335000 +/- 16452	601000 +/- 92167
<i>B. angularis</i>		3333 +/- 3849	25000 +/- 20817	17500 +/- 15000		5000	55000 +/- 5033	214000 +/- 61057
<i>B. urceolaris</i>		28333 +/- 8389	45000 +/- 36968	7500 +/- 9574		7500 +/- 6455		19000 +/- 10000
<i>B. leydigii</i>			15000 +/- 19149					
<i>B. quadridentatus</i>								15000 +/- 6831
<i>Cephalodella sp.</i>	833 +/- 1667	6667 +/- 5443	2500 +/- 5000	5000 +/- 5774				28000 +/- 7303
<i>Epiphanes sp.</i>	833 +/- 1667		10000 +/- 8165					
<i>Euchlanis sp.</i>		1667 +/- 3333	120000 +/- 58310	2500 +/- 5000				
<i>Filinia sp.</i>		6667		5000 +/- 5774				
<i>K. cochlearis</i>	1667 +/- 3333	11667 +/- 6383	55000 +/- 20817	10500 +/- 19149	140000 +/- 35590	23750 +/- 8539	160000 +/- 18762	417000 +/- 43863
<i>K. quadrata</i>	6667 +/- 4714	8333 +/- 6383	12500 +/- 9574	32500 +/- 26300	5000 +/- 10000	11250 +/- 2500		
<i>Lecane sp.</i>				2500 +/- 5000		1250 +/- 2500		1000 +/- 2000
<i>Notholca acuminata</i>	21667 +/- 8389	96667 +/- 30062	42500 +/- 18930	10000 +/- 8165				
<i>Polyarthra sp.</i>		11667 +/- 8389	40000 +/- 8165	10000 +/- 11547		2500 +/- 2887	5000 +/- 2000	23000 +/- 8246
<i>Rhinoglena frontalis</i>	833 +/- 1667							
<i>Synchaeta sp.</i>	18334 +/- 11860	11667 +/- 6667	7500 +/- 5000	7500 +/- 5000	37500 +/- 9574	16250 +/- 7500	5000 +/- 2000	22000 +/- 7659
<i>Bdelloidea</i>			2500 +/- 5000				1000 +/- 2000	
Somme des rotifères: C.V (%):	72500 +/- 14498 20	318333 +/- 34157 10.7	810000 +/- 115181 11.4	392500 +/- 28723 7.3	215000 +/- 54467 25.3	106250 +/- 23936 22.5	462000 +/- 38436 8.3	1340000 +/- 140209 10.5
<i>Dreissena</i>							3000 +/- 3830	12000 +/- 3266
Nauplii	9167 +/- 1667	15000 +/- 3333	17500 +/- 9574		2500 +/- 5000			
Copépodites	660	470	4867	67	67		200	200
Cladocères				133	200	333	6000 +/- 4000	200
Somme non rotifères: C.V (%):	9827 +/- 1667 18.2	15470 +/- 3333 22.2	22367 +/- 9574 54.7	200	2767 +/- 5000 200	333	9200 +/- 3830 42.6	12400 +/- 3266 27.2
Zooplancton total: C.V (%):	82327 +/- 14011 17.2	333803 +/- 33993 10.2	857367 +/- 100789 11.8	392567 +/- 28723 7.3	217567 +/- 49917 23	106583 +/- 23936 22.5	471200 +/- 39107 8.3	1352400 +/- 142249 10.5

Station de La Plante

page 2/2	08/07	22/07	29/07	12/08	19/08	31/08	07/09	22/09	05/10
<i>Asplanchna sp.</i>	168000 +/- 25298			8000 +/- 6532	32000 +/- 5657				
<i>B. calyciflorus</i>	442000 +/- 34167	259000 +/- 19967	934000 +/- 59643	224000 +/- 20656	184000 +/- 21417	106500 +/- 10755	136500 +/- 13503	6000	67
<i>B. angularis</i>	12000 +/- 4619	44000 +/- 8641	42000 +/- 4000	16000 +/- 6532			37500 +/- 7550	2000 +/- 1633	
<i>B. diversicornis</i>							10500 +/- 1915		
<i>Cephalodella sp.</i>		18000 +/- 5164	36000 +/- 8000	6000 +/- 4000					
<i>Epiphanes sp.</i>									
<i>Euchlanis sp.</i>			10000 +/- 4000	8000 +/- 9238	8000 +/- 3266				67
<i>Filinia sp.</i>	4000 +/- 4619	12000 +/- 4619		32000 +/- 9238	24000 +/- 8641	6500 +/- 1915			
<i>K. cochlearis</i>	874000 +/- 38297	1367000 +/- 60784	834000 +/- 55185	640000 +/- 43818	468000 +/- 27129	23000 +/- 6831	1000 +/- 1155	12000 +/- 4899	
<i>K. quadrata</i>	6000 +/- 7659	2000 +/- 2309		16000 +/- 6532	2000 +/- 2309	3000 +/- 3830	3000 +/- 2000		
<i>Polyarthra sp.</i>	76000 +/- 15319	15000 +/- 2000	28000 +/- 4619	424000 +/- 45724	50000 +/- 9522	4000		4000 +/- 2309	
<i>Rhinoglena frontalis</i>									
<i>Synchaeta sp.</i>	6000 +/- 4000	1000 +/- 2000	40000 +/- 11314		44000 +/- 4619				
Somme des rotifères: C.V (%):	1588000 +/- 79867 5.0	1718000 +/- 94798 5.5	1924000 +/- 77700 4.0	1374000 +/- 58924 4.3	812000 +/- 22862 2.8	143000 +/- 14652 10.2	188500 +/- 14271 7.6	24000 +/- 7483 31.2	134
<i>Dreissena</i>		41000 +/- 8236		32000 +/- 6532	20000 +/- 5657	5500 +/- 4435			
Nauplii	12000 +/- 8000	14000 +/- 5164	16000	24000 +/- 11314	36000 +/- 6532	53500 +/- 5972	100000 +/- 10328	6000 +/- 2828	200
Copépodites	1000	1133	333	3600	8667	88267	76800	67	
Cladocères	8000 +/- 6532	14000 +/- 2309	167	16000 +/- 6532	14000 +/- 2309	60000 +/- 14236	85000 +/- 14000	67	200
Somme non rotifères:	21000 +/- 10328 51.6	70133 +/- 14000 20.3	16500 0	75600 +/- 11314 15.7	78667 +/- 4000 5.7	207267 +/- 22241 18.7	261800 +/- 14376 7.8	6134 +/- 2828 47.1	400
Zooplancton total:	1609000 +/- 89800 5.6	1788133 +/- 98813 5.5	1940333 +/- 77700 4	1449600 +/- 60000 4.1	890667 +/- 21787 2.5	350267 +/- 32782 12.5	450300 +/- 21378 5.7	30134 +/- 5416 18.1	534

Tableau récapitulatif des valeurs mesurées de chlorophylle a pour l'année 93 en Moselle et en Meuse (valeurs en $\mu\text{g l}^{-1}$).

date	F	M	H	K	S
29/03	41.6	61.4	79.6	38.2	55.5
13/04	73.7	68.9	97.2	74	51.8
26/04	79.6	119	75.3	72.5	66.7
10/05	74.8	70	53.4	51.3	25.6
24/05	21.9	79.6	47.5	35.4	41.6
07/06	33.1	65.1	114.3	74	101.5
21/06	52.3	111	83.3	65.1	66.2
05/07	13.9	39.5	79	42.9	27.8
19/07	144	82.2	68.4	31.3	26.5
02/08	33.1	59.8	5.3	22	12.8
16/08	82.2	164	71.6	27.8	16
30/08	(-)	(-)	(-)	32.4	(-)
13/09	100	85.4	49.1	17.1	12.8
27/09	(-)	(-)	(-)	9.2	(-)
11/10	(-)	(-)	(-)	5.9	(-)

date	LP
17/03	51.8
24/03	46.6
07/04	41.6
19/04	92
29/04	44.7
13/05	154.9
27/05	117.9
03/06	59.4
15/06	46.6
29/06	57
08/07	12.4
22/07	78.2
29/07	85.3
12/08	42.2
19/08	62.1
31/08	36.5
07/09	30.7
22/09	36.8
05/10	4.3

(-) mesure non effectuée.

Les stations sont symbolisées par leur initiale.

Annexe 2

Tableaux récapitulatifs des mesures physico-chimiques en Moselle et en Meuse.
(6 tableaux)

Paramètres physico-chimiques à la station de **Frouard**.

date	Température (°C)	pH	saturation en O ₂ (%)	Conductivité (µS cm ⁻¹)	NO ₃ ⁻ /N (mg l ⁻¹)	NO ₂ ⁻ /N (µg l ⁻¹)	NH ₄ ⁺ /N (µg l ⁻¹)	PO ₄ ⁻³ /P (µg l ⁻¹)
29/03	8.1	6.6	139.1	435	2	18	124	70
13/04	10.7	7.7	145.4	507	1.9	18	54	70
26/04	14.9	8.8	151.8	376	1.2	12	(-)	50
10/05	16.4	8.6	143.3	391	1	24	31	110
24/05	19.6	7.8	85.2	420	1.2	34	47	140
07/06	20.6	7.6	84.7	420	1.4	43	109	150
21/06	21.1	8.2	113.6	290	1.1	24	39	120
05/07	22.4	8.1	126.9	280	0.9	21	39	110
19/07	20.9	8.4	126.6	346	0.4	12	(-)	100
02/08	20.1	8.5	97.1	333	0.8	15	31	90
16/08	21.7	8.2	120.6	337	0.7	12	(-)	100
13/09	17.1	7.9	94.5	402	0.5	6	31	100
moyenne:	17.8	8.0	119.1	378	1.1	19.9	56.1	100.8
minimum:	8.1	6.6	84.7	280	0.4	6	31	50
maximum:	22.4	8.8	151.8	507	2.0	43	124	150

Horaire des mesures: 8h30 à 12h30.

(-) mesure non disponible.

Paramètres physico-chimiques à la station de Millery.

date	Température (°C)	pH	saturation en O ₂ (%)	Conductivité (µS cm ⁻¹)	NO ₃ ⁻ /N (mg l ⁻¹)	NO ₂ ⁻ /N (µg l ⁻¹)	NH ₄ ⁺ /N (µg l ⁻¹)	PO ₄ ⁻³ /P (µg l ⁻¹)
29/03	8.2	8.4	112.2	1756	2.2	43	397	150
13/04	11.4	7.6	103.7	1970	1.7	52	272	120
26/04	15.9	8.5	127.7	1638	1.5	76	311	130
10/05	17.4	8	105.6	1682	1.6	134	583	220
24/05	22	7.9	106.4	1524	1.6	107	264	180
07/06	22.3	7.8	97.8	1412	1.7	143	257	200
21/06	21.4	8	99.6	825	1.4	128	264	280
05/07	24	8.7	128.3	1265	1.3	64	16	160
19/07	20.7	7.8	72.6	1565	1	55	(-)	200
02/08	21.2	8.2	98.1	1363	1.2	52	117	130
16/08	22.6	8.6	125	1209	1	30	342	150
13/09	17.1	7.9	84.1	1281	1	52	319	130
moyenne:	18.7	8.1	105.1	1458	1.4	78.0	285.6	170.8
minimum:	8.2	7.6	72.6	825	1.0	30	16	120
maximum:	24.0	8.7	128.3	1970	2.2	143	583	280

Horaire des mesures: 9h30 à 14h45.

(-) mesure non disponible.

Paramètres physico-chimiques à la station de **Hauconcourt**.

date	Température (°C)	pH	saturation en O ₂ (%)	Conductivité (µS cm ⁻¹)	NO ₃ ⁻ /N (mg l ⁻¹)	NO ₂ ⁻ /N (µg l ⁻¹)	NH ₄ ⁺ /N (µg l ⁻¹)	PO ₄ ⁻³ /P (µg l ⁻¹)
29/03	11.2	8.5	127.9	1683	2.6	64	443	230
13/04	13.1	8.1	124	1910	1.9	55	342	190
26/04	17.8	8.5	125.4	1590	1.7	55	397	180
10/05	19.5	8	102.5	1757	1.6	122	467	220
24/05	22	7.9	106.4	1691	1.9	131	482	240
07/06	23.3	8.2	141.9	1485	1.8	119	140	190
21/06	22.9	8.4	137.4	1310	1.4	97	373	190
05/07	24.5	8.3	103.1	1313	1.3	46	101	190
19/07	21.1	7.4	67.5	1641	1.3	55	296	230
02/08	22.4	7.9	92.3	1476	1	34	428	230
16/08	24.7	8.1	121.6	1394	1.2	37	296	230
13/09	17.2	7.9	73.9	1932	1.4	58	622	270
moyenne:	20.0	8.1	110.3	1599	1.6	72.8	365.6	215.8
minimum:	11.2	7.4	67.5	1310	1.0	34	101	180
maximum:	24.7	8.5	141.9	1932	2.6	131	622	270

Horaire des mesures: 11h00 à 16h20.

Paramètres physico-chimiques à la station de **Koenigsmacker**.

date	Température (°C)	pH	saturation en O ₂ (%)	Conductivité (µS cm ⁻¹)	NO ₃ ⁻ /N (mg l ⁻¹)	NO ₂ ⁻ /N (µg l ⁻¹)	NH ₄ ⁺ /N (µg l ⁻¹)	PO ₄ ⁻³ /P (µg l ⁻¹)	Silice (µg l ⁻¹)
29/03	11.4	8.27	101.9	1708	3	95	401	90	103
13/04	12.9	8.35	100.0	1564	1.8	81	523	111	12
26/04	18.1	8.32	91.2	1577	2.1	137	504	154	6
10/05	18.9	8.07	75.0	1583	1.2	170	886	206	363
24/05	21.2	7.72	76.7	1585	2.5	216	683	190	1053
07/06	23.2	7.97	88.3	1488	0.8	64	506	284	136
21/06	23.2	7.88	79.7	1487	0.8	53	302	219	45
05/07	24.7	7.82	91.1	1188	0.5	55	435	300	10
19/07	21.9	7.48	66.6	1366	0.6	33	631	306	51
02/08	21.4	7.34	55.7		0.5	39	760	311	171
16/08	22.6	7.38	64.6	1630	0.7	42	457	417	92
30/08	19.2	7.6	88.7	1483	0.5	57	558	417	98
13/09	17.7	7.31	59.2	1542	0.9	73	579	351	200
27/09	15.5	7.31	67.9	1484	1	67	567	322	74
11/10	14.5	7.45	81.9	1385	2.7	67	307	279	1266
moyenne:	19.1	7.8	79.2	1505	1.3	83.3	539.9	263.8	245.3
minimum:	11.4	7.3	55.7	1188	0.5	33	302	90	6
maximum:	24.7	8.4	101.9	1708	3.0	216	886	417	1266

Horaire des mesures (rappel): 12h00 à 14h00.

Paramètres physico-chimiques à la station de Sierck.

date	Température (°C)	pH	saturation en O ₂ (%)	Conductivité (µS cm ⁻¹)	NO ₃ ⁻ /N (mg l ⁻¹)	NO ₂ ⁻ /N (µg l ⁻¹)	NH ₄ ⁺ /N (µg l ⁻¹)	PO ₄ ⁻³ /P (µg l ⁻¹)
29/03	11.2	8.2	96.8	1707	3.3	82	210	210
13/04	13.8	8	75.5	1880	2.6	85	264	220
26/04	18.4	8.1	100.3	1640	2.6	113	218	200
10/05	19.2	7.7	80.2	1646	2.3	170	507	320
24/05	21.1	7.8	95.6	1770	2.7	192	373	310
07/06	23.3	7.9	112.6	1612	2.7	219	218	250
21/06	23.4	7.9	92.8	1657	2.3	170	218	260
05/07	25.1	7.7	111.6	1385	1.8	97	311	320
19/07	21.5	7.1	53.3	1416	2	149	249	360
02/08	22.8	7.6	65.1	1539	1.9	128	428	280
16/08	23.2	7.6	91.2	1551	1.7	104	171	330
13/09	17.6	7.5	53.5	1614	1.9	125	583	250
moyenne:	20.1	7.8	85.7	1618	2.3	136.2	312.5	275.8
minimum:	11.2	7.1	53.3	1385	1.7	82	171	200
maximum:	25.1	8.2	112.6	1880	3.3	219	583	360

Horaire des mesures: 13h00 à 18h30.

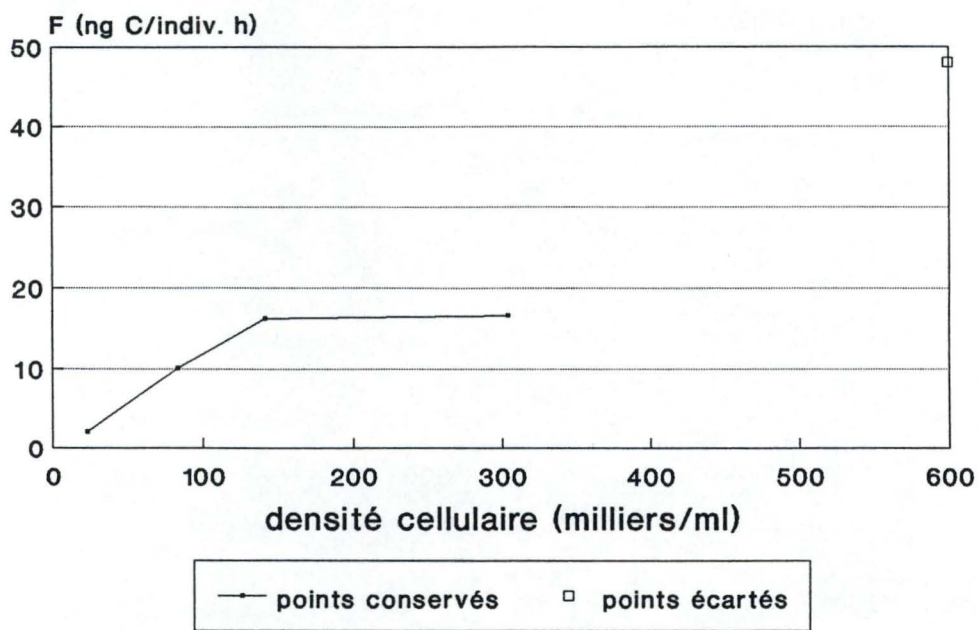
Paramètres physico-chimiques à la station de **La Plante**.

date	Température (°C)	pH	saturation en O ₂ (%)	Conductivité (µS cm ⁻¹)	NO ₃ ⁻ /N (mg l ⁻¹)	NO ₂ ⁻ /N (µg l ⁻¹)	NH ₄ ⁺ /N (µg l ⁻¹)	PO ₄ ⁻³ /P (µg l ⁻¹)	Silice (µg l ⁻¹)
17/03	7.9	8.9	134.7	403	2.9	13	7	11	113
24/03	9.5	8.85	132.4	405	2.8	13	5	9	15
07/04	8.5	8.46	139.7	399	2.4	15	27	11	6
19/04	11.7	8.92	124.7	450	2.1	21	33	4	18
29/04	16.1	8.54	101.1	410	1.8	28	19	33	113
13/05	16.3	8.86	116.1	376	1.6	33	2	7	135
27/05	18.7	8.51	116.7	373	1.4	25	5	92	73
03/06	18.2	8.68	100.8	416	1.7	29	46	104	371
15/06	18.9	8.57	89.9	427	1.8	25	135	177	692
29/06	19.5	8.76	145.9	416	1.4	13	7	88	520
08/07	21	8.04	77.4	411	0.7	23	338	56	257
22/07	19	8.49	112.1	442	0.9	7	24	64	535
29/07	18.8	8.57	101.1	407	0.5	11	33	56	23
12/08	19.2	8.24	111.0	422	0.9	5	36	68	306
19/08	19	8.14	116.0	425	0.8	6	24	56	167
31/08	17.5	8.42	92.5	397	1.2	9	51	56	74
07/09	16.3	8.17	101.8	411	0.7	6	42	56	104
22/09	15.1	7.83	119.7	394	1.4	9	48	124	616
05/10					1.5	13	68	88	1205
moyenne:	16.2	8.50	113	410	1.5	16.0	50.0	61.1	281.2
minimum:	7.9	7.83	77.4	373	0.5	5	2	4	6
maximum:	21.0	8.92	145.9	450	2.9	33	338	177	1205

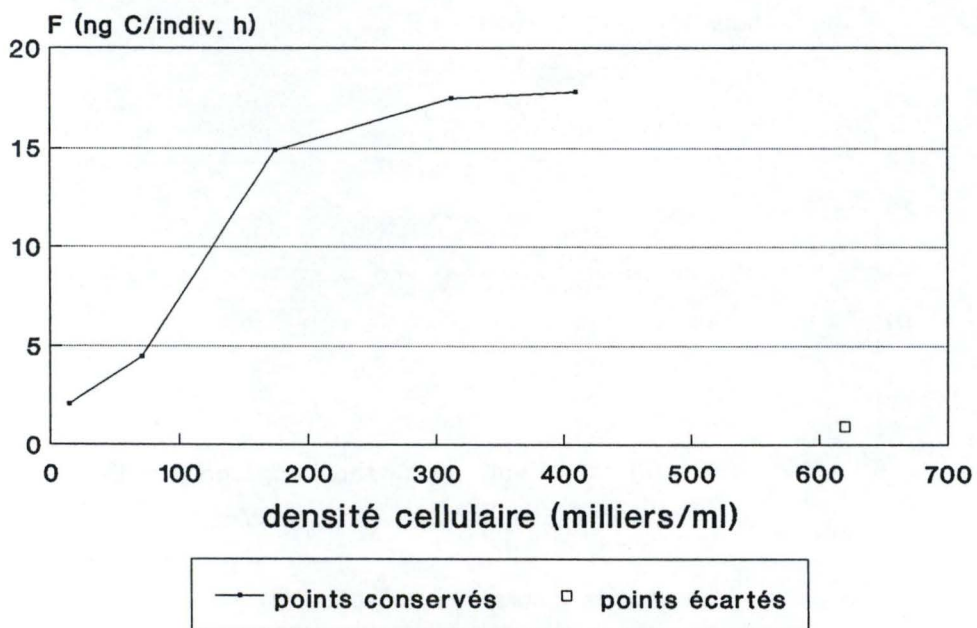
Annexe 3

Représentation graphique des résultats de chaque expérience de grazing prise individuellement.

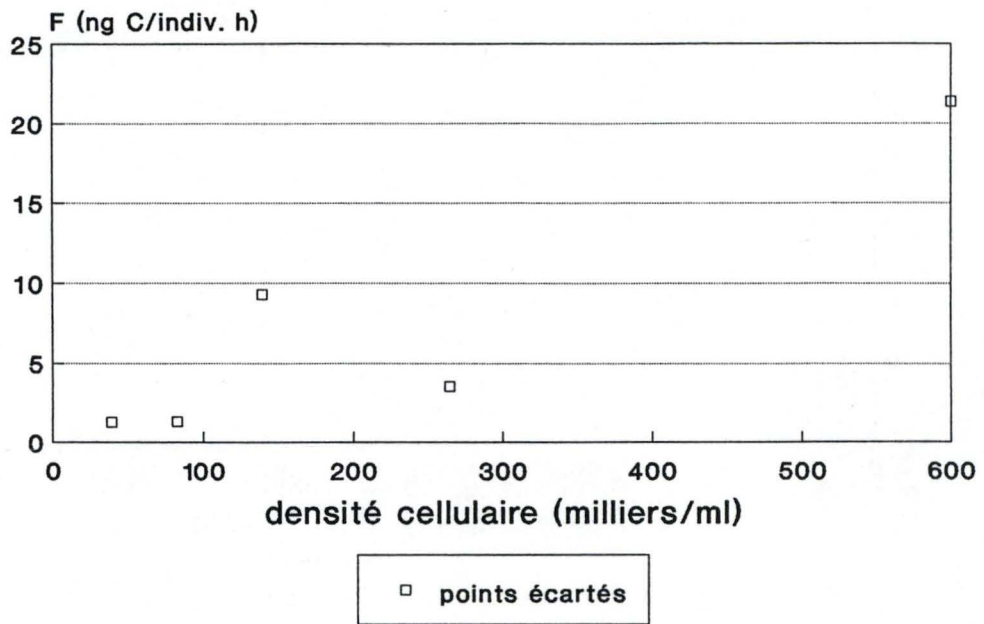
(7 graphes)



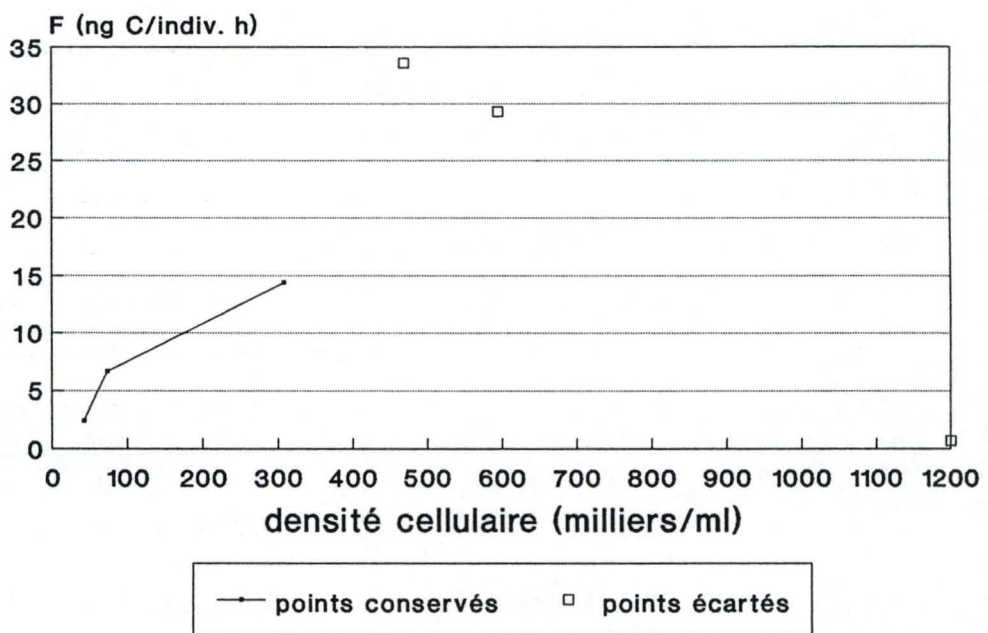
26/03



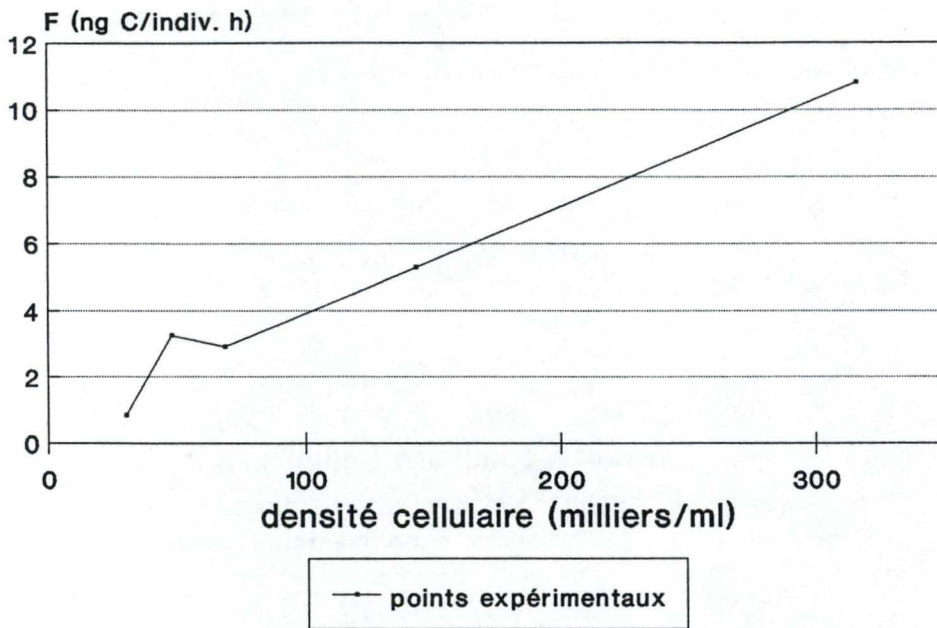
22/04



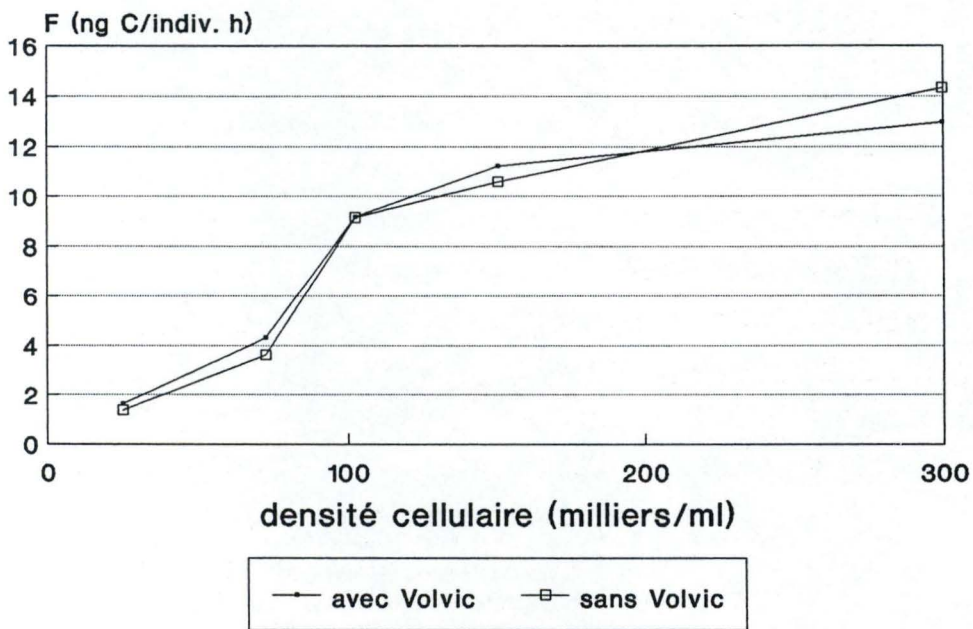
03/05



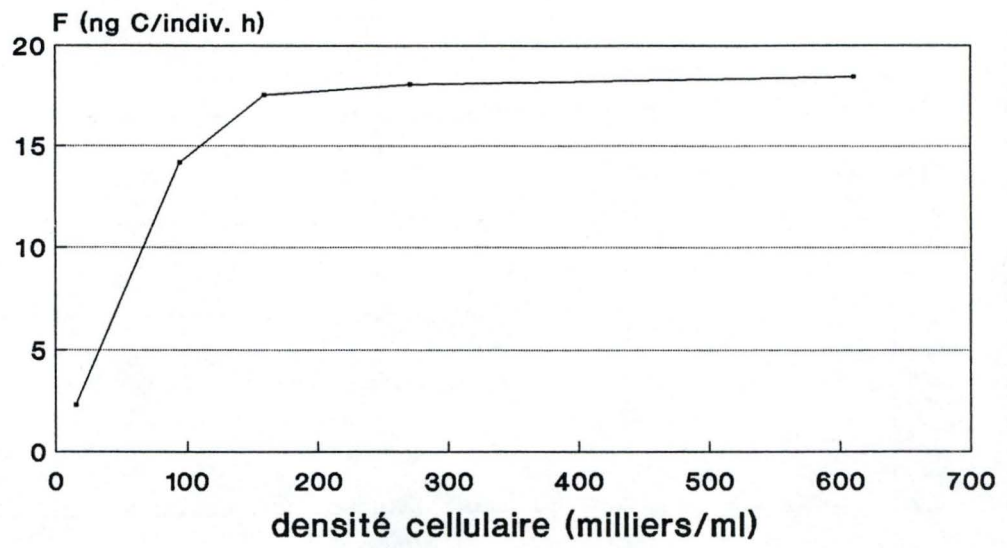
13/05



10/06



22/07



—•— points expérimentaux

19/06/92

Annexe 4

Calcul de l'impact individuel d'un rotifère (*Brachionus calyciflorus*) à partir des paramètres pris en compte par le modèle Moselle:

à 20 °C: $G_z = 1,4 \text{ m}^3/\text{g C}_{\text{zoo.h}}$

si PHY=3 g de C par mètre cube, un g de C zooplanctonique consomme quotidiennement:

$1,4 * ((3 / 3+3) * 3)$ soit 2,1 g de C phytoplanctonique par mètre cube.

Le poids sec individuel d'un brachion est d'environ 0,3 µg, ce qui représente 150 ng de C en tenant compte de 50% de C de poids corporel.

Sur la journée, un brachion de 150 ng de C consomme 300 ng de C phytoplanctonique

ce qui donne une consommation horaire de **12,9** ng de C phytoplanctonique par individu