



National Library  
of Canada

Acquisitions and  
Bibliographic Services Branch

395 Wellington Street  
Ottawa, Ontario  
K1A 0N4

Bibliothèque nationale  
du Canada

Direction des acquisitions et  
des services bibliographiques

395, rue Wellington  
Ottawa (Ontario)  
K1A 0N4

1-800-387-2343

1-800-387-2343

## NOTICE

The quality of this microform is heavily dependent upon the quality of the original thesis submitted for microfilming. Every effort has been made to ensure the highest quality of reproduction possible.

If pages are missing, contact the university which granted the degree.

Some pages may have indistinct print especially if the original pages were typed with a poor typewriter ribbon or if the university sent us an inferior photocopy.

Reproduction in full or in part of this microform is governed by the Canadian Copyright Act, R.S.C. 1970, c. C-30, and subsequent amendments.

## AVIS

La qualité de cette microforme dépend grandement de la qualité de la thèse soumise au microfilmage. Nous avons tout fait pour assurer une qualité supérieure de reproduction.

S'il manque des pages, veuillez communiquer avec l'université qui a conféré le grade.

La qualité d'impression de certaines pages peut laisser à désirer, surtout si les pages originales ont été dactylographiées à l'aide d'un ruban usé ou si l'université nous a fait parvenir une photocopie de qualité inférieure.

La reproduction, même partielle, de cette microforme est soumise à la Loi canadienne sur le droit d'auteur, SRC 1970, c. C-30, et ses amendements subséquents.

Canada


Effet de la trophie et de la taille du substrat sur le spectre de taille des  
invertébrés benthiques en ruisseaux.

par

Nathalie Bourassa

Thèse soumise à  
l'École des études supérieures et de la recherche  
Université d'Ottawa  
en vue de l'obtention de la maîtrise ès sciences à

L'Institut de biologie d'Ottawa-Carleton

 Nathalie Bourassa, Ottawa, Canada, 1993



National Library  
of Canada

Acquisitions and  
Bibliographic Services Branch

395 Wellington Street  
Ottawa, Ontario  
K1A 0N4

Bibliothèque nationale  
du Canada

Direction des acquisitions et  
des services bibliographiques

395, rue Wellington  
Ottawa (Ontario)  
K1A 0N4

Author: Author's name

Author: Author's name

The author has granted an irrevocable non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of his/her thesis by any means and in any form or format, making this thesis available to interested persons.

L'auteur a accordé une licence irrévocable et non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de sa thèse de quelque manière et sous quelque forme que ce soit pour mettre des exemplaires de cette thèse à la disposition des personnes intéressées.

The author retains ownership of the copyright in his/her thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without his/her permission.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège sa thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

ISBN 0-315-89599-3

Canada



UNIVERSITÉ D'OTTAWA  
UNIVERSITY OF OTTAWA

## REMERCIEMENTS

J'aimerais d'abord remercier mon directeur de thèse, Antoine Morin, pour ses conseils judicieux, sa patience et sa générosité. J'aimerais aussi remercier les membres de mon comité de thèse, Lenore Fahrig et David Currie pour leurs commentaires pertinents et leurs suggestions tout au long de la réalisation de ce projet.

Pour l'analyse du périphyton, j'ai fait appel à l'expertise d'Antonella Cattaneo, de l'Université de Montréal qui m'a guidée et conseillée. Je lui dois beaucoup et je la remercie sincèrement.

Je me dois aussi de remercier ceux qui m'ont aidée lors du tri et du mesurage des organismes: Kathy Grant, qui pour le tri, était une experte, et Bernadette Charpentier qui, en plus de faire un travail magnifique pour le mesurage des organismes, a su égayer le labo de sa bonne humeur.

Après deux ans dans le même labo, les amitiés se développent et je remercie du fond du coeur, Judith Schneider, de m'avoir offert son amitié, son support et son écoute lors des jours difficiles.

Je m'en voudrais d'oublier le personnel du Département de Biologie de l'Université d'Ottawa, particulièrement Caroline Pharand, Suzanne Normand-Racine, Louise Cossette, Lise Maisonneuve, Lise Tassé et Lise Bélianger qui m'ont toujours supportée et encouragée à continuer. De même, Jon Houseman qui a toujours été d'une aide précieuse pour résoudre mes nombreux problèmes informatiques.

J'aimerais aussi remercier le Département de Géologie pour avoir mis à ma disposition le "shaker" servant au tamisage à sec de mes échantillons.

Et enfin, un merci très spécial à mon mari, Yves Gauthier et à mon fils, Jean-Sébastien, pour leur amour, leur support et leur compréhension tout au long de ces deux années. Je remercie aussi mes parents, Jeannine et Paul Bourassa pour leurs encouragements et leur fierté qui m'a incitée à me dépasser et à toujours aller au bout de mes rêves.

Cette étude a été rendue possible grâce au support financier du Conseil de Recherches en Sciences Naturelles et en Génie du Canada accordé à Antoine Morin.

## TABLE DES MATIERES

Remerciements . . . . .	i
Table des matières . . . . .	iii
Résumé . . . . .	iv
Abstract . . . . .	vi
Liste des figures . . . . .	viii
Liste des tableaux . . . . .	ix
Introduction . . . . .	1
Matériel et méthodes . . . . .	6
Description des sites . . . . .	6
Échantillonnage . . . . .	6
Analyses . . . . .	11
Périphyton . . . . .	11
Invertébrés . . . . .	11
Substrat . . . . .	12
Analyses statistiques . . . . .	14
Résultats . . . . .	16
Biomasse totale du périphyton . . . . .	16
Biomasse totale des invertébrés . . . . .	24
Masse individuelle moyenne des invertébrés . . . . .	30
Spectres de tailles . . . . .	34
Discussion . . . . .	41
Biomasse totale du périphyton . . . . .	41
Biomasse totale des invertébrés . . . . .	44
Masse individuelle moyenne des invertébrés benthiques . . . . .	46
Spectres de taille . . . . .	47
Conclusions générales . . . . .	50
Références . . . . .	52
Appendice A . . . . .	59
Appendice B . . . . .	67

## RÉSUMÉ

Cinq types de substrat (sable, gravier fin, gravier grossier, caillou, roche) dans neuf ruisseaux de l'Outaouais, formant un gradient trophique ont été échantillonnés en juin 1992 afin de déterminer l'effet du niveau trophique et de la taille du substrat sur la communauté d'invertébrés benthiques et de périphyton. La taille des particules du substrat ( $\Phi$  ( $-\text{Log}_2$  diamètre en mm)) ainsi que le niveau trophique, représenté par la concentration totale de phosphore (P,  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) permettent de prédire la biomasse totale des invertébrés et du périphyton. Le modèle pour le périphyton ( $\text{Log}_{10}\text{Peri} = -0.08 - 1.68\text{Log}_{10}\text{P} + 1.08\text{Log}_{10}\text{P}^2 - 0.13\Phi^2$ ), explique 67% de la variabilité alors que le modèle pour la biomasse des invertébrés (B, en mg masse sèche) ( $\text{Log}_{10}\text{B} = 2.69 + 0.55\text{Log}_{10}\text{P} + 0.3\text{Log}_{10}\text{Peri} - 0.01\Phi^2 - 0.02\text{Z}$ ) où Peri = biomasse du périphyton ( $\text{mgChla m}^{-2}$ ) et Z = Profondeur (cm), explique 68% de la variabilité observée. La plus forte biomasse d'invertébrés se retrouve sur les substrats de taille intermédiaire (gravier), tandis que la biomasse du périphyton est maximale sur les plus gros substrats (cailloux, roches). La masse individuelle moyenne ( $W_{\text{moy}}$ ) des invertébrés est insensible aux changements de type de substrat mais est positivement corrélée à la concentration totale de phosphore ( $\text{Log}_{10}W_{\text{moy}} = 1.67 - 1.71\text{Log}_{10}\text{P} + 0.96\text{Log}_{10}\text{P}^2$ ,  $R^2 = 0.44$ ).

Les effets du phosphore et de la taille du substrat sur la biomasse et la masse individuelle moyenne des invertébrés se reflètent sur la distribution de la taille des invertébrés. Quoique la forme des spectres de taille (distribution

unimodale) reste constante, les organismes de taille moyenne et supérieure semblent être ceux qui sont les plus sensibles aux variations de phosphore et de taille du substrat, le pic de la distribution unimodale s'élève avec l'augmentation de la concentration totale de phosphore et est maximal sur des substrats de taille intermédiaire. Un modèle permettant de prédire la distribution en taille des invertébrés à partir de la concentration de phosphore et la taille du substrat a été développé. Ce modèle s'avère un bon prédicteur de la distribution en taille des invertébrés benthiques ( $R^2 = 0.89$ , variance de l'erreur résiduelle = 0.075) et sera très utile pour une estimation rapide des spectres de taille.

## ABSTRACT

Five different substrates (sand, fine gravel, coarse gravel, cobble and boulder) in nine streams forming a trophic gradient in the Ottawa Valley have been sampled in June 1992 to determine the effect of trophic level and substrate size on benthic communities. Total biomass of invertebrates (B, mg dry mass m<sup>-2</sup>) and periphyton are strongly related to substrate particle size ( $\Phi$ ,  $-\text{Log}_2$ diameter in mm) and trophy, represented by total phosphorus concentration (P,  $\mu\text{g L}^{-1}$ ). The model for periphyton biomass ( $\text{Log}_{10}\text{Peri} = -0.08 - 1.68\text{Log}_{10}\text{P} + 1.08\text{Log}_{10}\text{P}^2 - 0.13\Phi^2$ ) explains 67% of the observed variability and the model for invertebrate biomass ( $\text{Log}_{10}\text{B} = 2.69 + 0.55\text{Log}_{10}\text{P} + 0.3\text{Log}_{10}\text{Peri} - 0.01\Phi^2 - 0.02\text{Z}$ ) explains 68% of the observed variability (Peri = periphyton biomass in mgChla m<sup>-2</sup> and Z = depth in cm). The highest invertebrate biomass is observed on intermediate-size substrate (gravel) in phosphorus-rich streams. Periphyton biomass peaks on coarse substrates (boulder and cobbles) in streams where total phosphorus concentration is high ( $>50\mu\text{gL}^{-1}$ ). Individual body mass ( $W_{\text{moy}}$ ) is not affected by substrate size but is positively correlated with total phosphorus concentration ( $\text{Log}_{10}W_{\text{moy}} = 1.67 - 1.71\text{Log}_{10}\text{P} + 0.96\text{Log}_{10}\text{P}^2$ ,  $R^2 = 0.44$ ).

The effect of phosphorus and substrate on total biomass and mean individual body mass, are reflected in the size distribution of the invertebrates. Although the shape of the distribution is constant (unimodal), abundance of medium and large organisms increases in phosphorus-rich streams on

intermediate-size substrates. A polynomial model including phosphorus concentration and substrate particle size is presented to quantify those variations of the size spectra. The predictions of this model are close to the observed values ( $R^2 = 0.89$ , residual mean square = 0.075) and this model could be very useful for a fast estimation of invertebrate size spectra.

## LISTE DES FIGURES

<b>Figure 1.</b> Échantillonneur des invertébrés benthiques. . . . .	9
<b>Figure 2.</b> Biomasse du périphyton en fonction de la concentration totale de phosphore et de la taille du substrat . . . . .	19
<b>Figure 3.</b> Biomasse du périphyton observée en fonction des valeurs prédites par le modèle de l'équation 2. La diagonale indique une relation 1:1. . . . .	21
<b>Figure 4.</b> Effet de la concentration de phosphore, de la biomasse du périphyton, de la profondeur et de la taille du substrat sur la biomasse totale des invertébrés benthiques en ruisseaux . . . . .	27
<b>Figure 5.</b> Relation entre les biomasses totales des invertébrés observée et prédite par l'équation 3. La diagonale est la droite 1:1. . . . .	29
<b>Figure 6.</b> Masse individuelle moyenne des invertébrés benthiques en fonction de la concentration totale de phosphore.. . . . .	33
<b>Figure 7.</b> Comparaisons des effets de la taille du substrat et du niveau trophique pour trois concentrations totales de phosphore et cinq tailles de substrats sur les spectres de taille des invertébrés benthiques. Les modèles I et III (Tableau 7) sont représentés. . . . .	38
<b>Figure 8.</b> Spectres observés pour trois sites (Des Trembles, Corriveau, La Pêche) et cinq substrats et spectres prédits par le modèle III.. . . .	40
<b>Figure B.1.</b> Obtention du $\Phi$ médian à partir de la courbe de pourcentages de poids cumulés.. . . . .	70

## LISTE DES TABLEAUX

<b>Tableau 1.</b> Caractéristiques des sites échantillonnés . . . . .	10
<b>Tableau 2.</b> Taille des substrats échantillonnés et unités $\Phi$ correspondantes selon l'échelle de Cummins (1962) modifiée pour cette étude. . . . .	13
<b>Tableau 3.</b> Coefficients et erreurs-types du modèle de régression multiple entre la biomasse du périphyton, la concentration totale de phosphore et la taille du substrat. . . . .	17
<b>Tableau 4.</b> Coefficients et erreurs-types du modèle de régression multiple entre la biomasse du périphyton et la concentration totale de phosphore, la taille du substrat et la profondeur . . . . .	23
<b>Tableau 5.</b> Coefficients et erreurs-types du modèle de régression multiple entre la biomasse des invertébrés et la biomasse du périphyton, la concentration totale de phosphore, la taille du substrat et la profondeur. . . . .	25
<b>Tableau 6.</b> Coefficients et erreurs-types pour le modèle de régression multiple entre la masse individuelle des invertébrés et la concentration totale de phosphore . . . . .	31
<b>Tableau 7.</b> Modèles de régressions multiples estimés pour la distribution en taille des invertébrés benthiques en ruisseaux à partir de la taille des organismes et de la concentration de phosphore et de la taille du substrat. . . . .	36

**Tableau A.1.** Sommaire des études fréquemment citées sur la préférence des espèces pour un substrat donné. . . . . 60

## INTRODUCTION

Les ruisseaux et rivières sont des écosystèmes importants tant pour les organismes qu'on y retrouve que pour l'économie d'une région. En effet, les eaux courantes ont de multiples utilisations: dilution des eaux usées, sources d'eau potable et de nourriture, voies navigables et sites de villégiature. Les invertébrés benthiques occupent une place importante dans ces systèmes car ils permettent: i) le transfert d'énergie des producteurs primaires et du matériel allochtone vers les poissons et ii) le recyclage et la rétention des éléments nutritifs.

L'importance des invertébrés est reflétée par le grand nombre d'études dont ils font l'objet. Malheureusement, ces travaux ne portent que sur une seule espèce ou sur un sous-ensemble d'espèces dans un site donné et par conséquent, leur utilité au niveau de l'aménagement et de la gestion rationnelle des écosystèmes d'eaux courantes est limité. Les conclusions de ces études sont difficilement extrapolables à l'ensemble de la communauté, et encore moins à d'autres sites géographiques. Une approche, plus globale, tenant compte de toute la communauté semble plus adéquate mais ne solutionne pas nécessairement tous les problèmes. La description des communautés à partir de listes d'espèces génère une source d'information détaillée mais d'intérêt souvent local; Cette description étant difficilement généralisable à des cours d'eau d'autres régions ayant une composition différente en espèces. L'approche fonctionnelle, suivant laquelle les espèces

sont regroupées selon leur mode d'alimentation, permet de contourner ce problème et d'obtenir une information permettant de comparer plusieurs régions dans la mesure où l'on peut dire à quel groupe appartiennent les espèces, ce qui n'est pas toujours facilement réalisable.

Au cours des dernières années, les chercheurs ont développé des méthodes facilement applicables qui permettent de décrire quantitativement les communautés. Une description de la distribution de la biomasse par classe de taille (spectre de taille, structure en taille) permet de décrire la communauté entière tout en contournant les problèmes taxinomiques qui nuisent à l'élaboration de généralités. Ces descriptions, en plus servir d'indice de la structure de la communauté, permettent aussi, lorsque combinées à des relations allométriques, d'estimer le métabolisme de l'ensemble de la communauté (production, ingestion, respiration) (Sheldon et al. 1972, Morin et Dumont, en préparation). Cette approche semble prometteuse et mérite d'être approfondie.

Les spectres de taille ont été déterminés pour des communautés planctoniques lacustres (Sprules et Munawar 1986), benthiques lacustres (Strayer 1986 et Hanson et al. 1989), planctoniques marines (Sheldon et al. 1972) et benthiques marines (Schwinghamer 1981). Dans tous ces milieux, la densité des organismes est inversement proportionnelle à leur taille et donc que leur biomasse, lorsque regroupée dans des classes de taille logarithmiques, est approximativement constante et indépendante de la taille.

Entre les sites, toutefois, il apparaît que le niveau trophique a une influence sur la biomasse totale et la distribution en taille des invertébrés (Sprules et Munawar 1986). En effet, Sprules et Munawar (1986) ont suggéré qu'une eutrophisation du milieu favorisait l'abondance de gros organismes.

En eaux courantes, Morin et Nadon (1991) ont observé une distribution unimodale pour les spectres de taille de la macrofaune de ruisseaux de la région d'Ottawa-Hull. Dans une étude subséquente, Nadon (1993) a observé que la taille moyenne des invertébrés augmentait avec la concentration totale de phosphore et la biomasse du périphyton. Ces études n'ont toutefois examiné qu'une partie de la faune, celle retrouvée sur un substrat dominé par des cailloux (4-20 cm de diamètre). On ignore si les tendances observées par Nadon (1993), incluant la forme du spectre de taille, sont limitées à ce type de substrat ou si elles sont caractéristiques de tous les substrats d'eau courante.

Le substrat est un facteur important qui détermine, en partie, la biomasse totale, la densité, la composition en espèces et en groupes fonctionnels (Minshall 1984). Il sert de refuge contre les prédateurs et le courant. Il sert également de site d'attachement pour la construction des filets et de site d'oviposition pour de nombreuses espèces (Minshall 1984). Les études sur les relations organisme-substrat portent surtout sur la préférence d'une espèce (Tableau A.1) ou d'un groupe fonctionnel (Gurtz et Wallace 1984, Hachmöller et al. 1991, Hawkins et al. 1982, Quinn et Hickey 1990). Certains auteurs ont observé une préférence pour les plus gros substrats

(cailloux, rochers), d'autres pour les substrats intermédiaires (gravier) (Tableau A.1). Très peu d'auteurs rapportent une préférence pour les petits substrats (gravier très fin et sable) (Tableau A.1).

Peu d'études portent sur la préférence d'une communauté entière envers un type de substrat. Comme pour les espèces, deux conclusions semblent prédominer: le maximum de biomasse totale est habituellement observé sur les plus gros substrats (Ward 1975, Flecker et Allan 1984, Quinn et Hickey 1990, 1992) ou sur les substrats de taille intermédiaire (Pennak et Van Gerpen 1947, Uresk 1967, Minshall et Minshall 1977, Williams et Mundie 1978, Hawkins et al.1982, Brooks et Boulton 1991). La relation communauté-substrat a aussi été examinée au niveau de la diversité des taxa. Dans ce cas, la tendance générale est qu'il y a plus de taxa sur les plus gros substrats que sur les plus petits (Trush 1979, Gurtz et Wallace 1984, Quinn et Hickey 1990, Mangum et Winget 1991).

L'effet du substrat sur la taille moyenne ou sur la distribution en taille d'invertébrés benthiques a été beaucoup moins étudié. Pour certaines espèces ou genres particuliers comme les coléoptères, les diptères et *Delatidium* sp., il existe une relation entre la taille moyenne des individus et la taille des particules du substrat (Jowett et Richardson 1990). Il n'existe toutefois aucune étude concernant l'effet du substrat sur la structure en taille d'une communauté entière de ruisseau. En milieu marin, Warwick (1984) a observé que la distribution en taille du nombre d'espèces sur les substrats fins (argile à

sable) était constante et bimodale. Ces observations sont d'ailleurs similaires à celles de Schwinghamer (1981) qui a décrit la structure en taille sur des substrats durs de la zone littorale. Il semble donc que le substrat influence peu la structure en taille des invertébrés en milieu marin. La question demeure ouverte pour les milieux lotiques.

Le but de cette étude est de quantifier l'effet de la taille du substrat ainsi que du niveau trophique sur la biomasse totale des invertébrés et du périphyton et de développer des modèles permettant de prédire les spectres de taille à partir de variables trophiques et de caractéristiques du substrat.

## **MATÉRIEL ET MÉTHODES**

### **Description des sites**

Neuf ruisseaux de la région d'Ottawa-Hull ont été sélectionnés de manière à couvrir un gradient en disponibilité d'éléments nutritifs (Tableau 1). Trois ruisseaux (Des Fées, Des Trembles et Leamy) se situent à l'intérieur de la ville de Hull. Ils drainent des zones urbaines et forestières et sont caractérisés par une forte concentration totale de phosphore ( $45.9\mu\text{gL}^{-1}$  à  $54.4\mu\text{gL}^{-1}$ ). Trois ruisseaux (Blackburn, Corriveau et Rainville) sont en Outaouais québécois et drainent des terres forestières. Leurs concentrations totales de phosphore varient de  $2.4\mu\text{gL}^{-1}$  à  $16.4\mu\text{gL}^{-1}$ . Et finalement, trois ruisseaux (Chelsea, La Pêche, Leamy Amont) se situent dans le Parc de la Gatineau (zone protégée) et drainent des terres forestières. La concentration de phosphore varie de  $16.1\mu\text{gL}^{-1}$  à  $21.9\mu\text{gL}^{-1}$  pour ces ruisseaux.

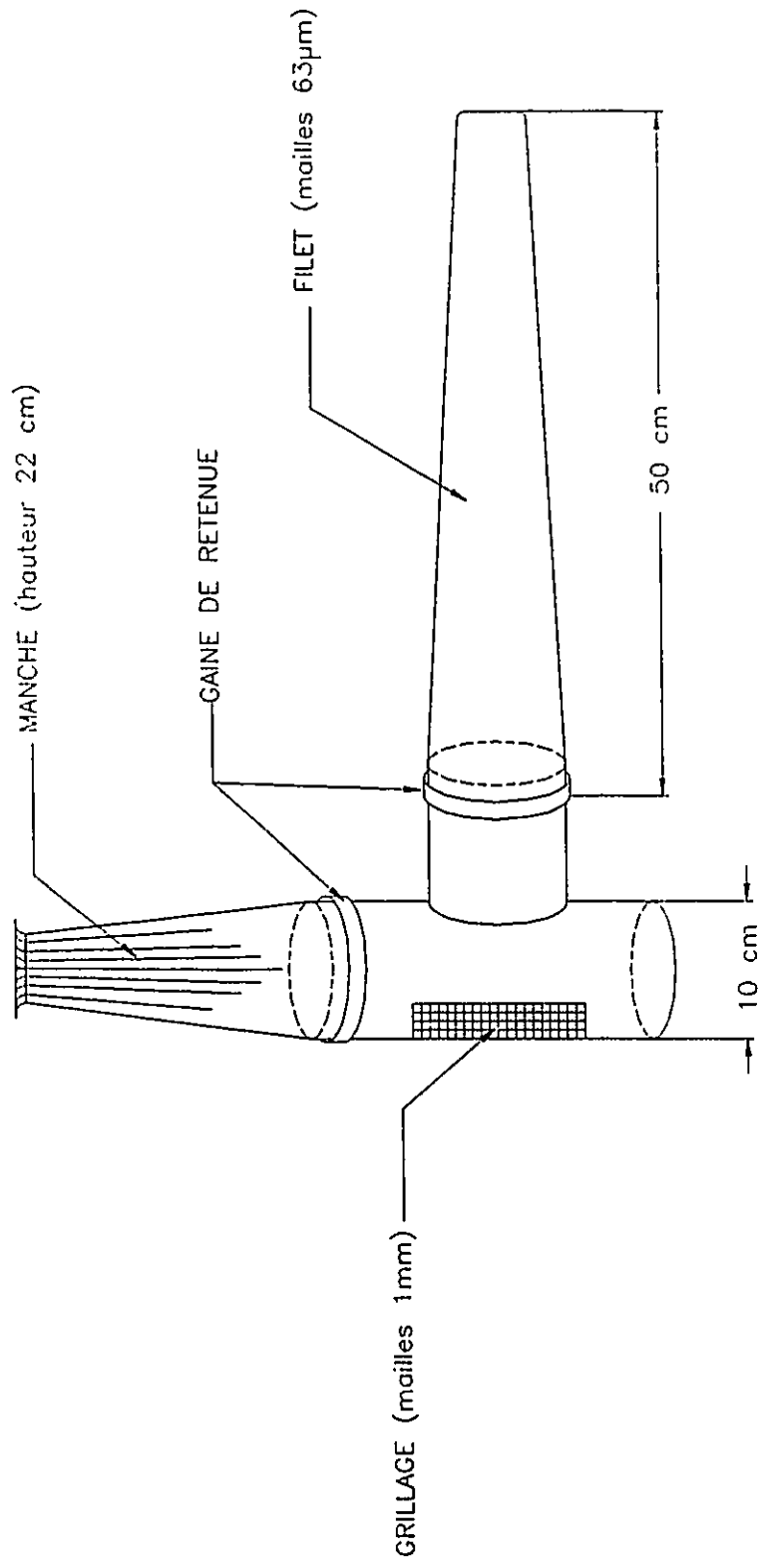
### **Échantillonnage**

L'échantillonnage a été effectuée après la crue printannière, les 8, 9 et 10 juin 1992. Dans chaque ruisseau, sauf Leamy amont et Des Fées (où le sable était absent), six échantillons de cinq types de substrat ont été récoltés: sable, petit gravier, gravier grossier, cailloux et roches (Voir tableau 2 pour la taille de chacun des substrats). Dans chaque zone dominée par un substrat, les échantillons ont été récoltés au hasard. Pour le sable et les deux types de gravier les échantillons ont été prélevés avec un échantillonneur de Hess

(Hess 1941) modifié (Mackie et Bailey 1981) de 10cm de diamètre muni d'un filet de vide de maille de 63 $\mu$ m (Figure 1). Les cailloux ont été soulevés délicatement et déposés directement dans un sac. Les roches ont été mesurées et nettoyées sur place au dessus d'un tamis (63 $\mu$ m) et le matériel récolté a été mis dans un sac. Tous les échantillons ont été préservés dans l'éthanol à 95%.

A chaque ruisseau, trois bouteilles de 4L d'eau ont été remplies, par immersion sous la surface, immédiatement en amont du site d'échantillonnage des substrats. Pour la chlorophylle sestonique, un échantillon de 500ml a d'abord été filtré (filtre Gelman A/E en fibres de verre). Le filtre a ensuite été déposé pendant vingt-quatre heures dans un tube contenant 12 ml d'éthanol à 95%. Par la suite, le tube a été centrifugé et la concentration de chlorophylle a dans le surnageant a été obtenue à l'aide d'un spectrophotomètre suivant la méthode d'Ostrowsky et Rigler (1987). La concentration de seston a été déterminée par la filtration d'un volume d'eau jusqu'au colmatage du filtre (Gelman A/E en fibres de verre). Le filtre a ensuite été séché et pesé. La concentration totale de phosphore a été obtenue en utilisant la technique de Strickland et Parsons (1968) après digestion, sous pression, au persulfate de potassium (Menzel et Corwin 1965). La concentration totale d'azote a été déterminée par la méthode de Raimbault et Slawik (1991).

**Figure 1.** Échantillonneur des invertébrés benthiques (Hess 1941 modifié par Mackie et Bailey 1981).



**Tableau 1.** Longitude, latitude, bassin hydrologique, concentration totale de phosphore ([P]) et concentration de seston ([Seston]) des neuf ruisseaux échantillonnés.

Sites	Coordonnées	Bassin hydrologique	[P] ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	[Seston] ( $\text{mgMS L}^{-1}$ )
Blackburn	45°39'N 75°49'O	terres forestières	16.4	1.4
Chelsea	45°30'N 75°48'O	terres forestières	19.1	6.0
Corriveau	45°41'N 75°44'O	terres forestières	2.4	1.3
Des Fées	45°25'N 75°45'O	terres forestières et urbaines	49.9	17.4
Des Trembles	45°26'N 75°46'O	terres agricoles et urbaines	54.4	16.7
La Pêche	45°39'N 76°01'O	terres forestières	16.1	2.6
Leamy	45°27'N 75°45'O	terres urbaines	45.9	18.4
Leamy Amont	45°29'N 75°48'O	terres forestières	21.9	5.0
Rainville	45°35'N 75°39'O	terres forestières	8.3	1.0

## Analyses

### Périphyton

La biomasse du périphyton a été estimée en prélevant 12ml d'éthanol dans chaque sac et ce, vingt-quatre heures après la récolte de l'échantillon. Ces échantillons d'éthanol ont été centrifugés, puis la concentration de chlorophylle *a*, [Chl*a*], a été déterminée par une analyse spectrophotométrique identique à celle faite pour le seston. L'estimation de la biomasse du périphyton correspond à la quantité de chlorophylle *a* extraite par surface échantillonnée ( $\text{mg m}^{-2}$ ). Pour le sable et le gravier, la surface échantillonnée est égale à la superficie couverte par l'ouverture de l'échantillonneur ( $\pi r^2=78.5\text{cm}^2$ ). Afin de standardiser les surfaces échantillonnées, la surface totale des cailloux et des roches a été divisée par trois (Morin et al. 1988), ceci correspond à la projection sur le lit du ruisseau.

### Invertébrés

Au laboratoire, les invertébrés ont été triés sous un microscope à dissection (12X et 25X). Si le nombre d'organismes d'un échantillon dépassait 200, les échantillons étaient divisés avec un séparateur de type Folsom. Les invertébrés ont ensuite été mesurés à l'aide d'un système d'analyse d'image. La longueur (en mm) a été convertie en masse sèche (MS en  $\mu\text{g}$ ) en utilisant la relation  $MS=L^3$  qui représente la valeur médiane des équations longueur-masse établies par Meyer (1989) (Morin et Nadon 1991). La biomasse totale

(mg m<sup>-2</sup>) a été obtenue en divisant la masse sèche des individus (mg) par la surface échantillonnée (m<sup>2</sup>). La masse individuelle moyenne des invertébrés (mg) a été obtenue en divisant la biomasse totale par la densité (individus m<sup>-2</sup>). Les individus ont ensuite été regroupés par classes de taille. Ces classes de taille vont de 2<sup>-12</sup> à 2<sup>19</sup> µg MS et doublent d'une classe à l'autre. Pour la construction des spectres normalisés (Sprules et Munawar 1986) la biomasse pour chaque classe de taille a été divisée par la largeur de cette classe et la densité de biomasse résultante a été assignée à la limite supérieure de la classe de taille.

#### Substrat

Une fois les invertébrés triés, les substrats ont été séchés pendant 30 jours, à 120°C, et tamisés à l'aide d'une série de tamis (63, 125, 250, 500µm, 1, 2, 4, 8, 16mm). Chaque fraction a été pesée et le  $\Phi$  médian déterminé graphiquement (Boggs 1987). Le  $\Phi$  médian est égal à la taille médiane des particules et représente 50%, en poids, de l'échantillon. Voir l'appendice B pour un exemple de la détermination de  $\Phi$  médian.

**Tableau 2.** Taille des substrats échantillonnés et unités  $\Phi$  correspondantes selon l'échelle de Cummins (1962) modifiée pour les besoins de cette étude.

Type de substrat	Diamètre (mm)	$\Phi$ médian ( $-\text{Log}_2$ diamètre(mm))
Roches	>128	-7
Cailloux	32 à 128	-6, -5
Gravier grossier	8 à 32	-5, -4, -3
Petit gravier	2 à 8	-3, -2, -1
Sable	0.25 à 2	-1, 0, 1, 2

## **Analyses statistiques**

Afin de déterminer les variables explicatives de la biomasse du périphyton dans chaque échantillon, une régression multiple par élimination ("backward multiple regression") a été employée ( $\alpha = 0.05$ ). Les valeurs de concentration totale de phosphore, d'azote, et de biomasse du périphyton ont subi une transformation logarithmique afin de linéariser les relations et de stabiliser la variance résiduelle.

Pour déterminer les variables corrélées avec la biomasse totale et la masse individuelle des invertébrés, l'analyse par régressions multiples par élimination a été effectuée sur les moyennes des six échantillons pour chaque substrat. Les variables indépendantes de ces régressions soient: la concentration totale de phosphore, d'azote, la biomasse du périphyton, de chlorophylle sestonique et de seston ont subi une transformation logarithmique afin de linéariser les relations et de stabiliser la variance résiduelle. Les interactions entre les variables n'ont pas été incluses afin de faciliter l'interprétation.

Pour les spectres de taille, trois modèles ont été développés à l'aide de l'analyse de régression multiple par élimination en utilisant les valeurs transformées des biomasses par classe de taille (moyenne des six replicats par substrat), ainsi que les valeurs de phosphore, d'azote, de biomasse du périphyton, de chlorophylle sestonique et de seston. Le premier modèle est polynomial et n'inclut que les classes de taille. Le deuxième modèle inclut, en

plus des classes de taille, les facteurs environnementaux. Ce modèle permet d'évaluer comment la biomasse dans toutes les classes de taille est influencée par les divers facteurs environnementaux. Le troisième modèle, plus global, comprend, à la fois les classes de taille, les facteurs environnementaux ainsi que les interactions entre les termes. Ce dernier modèle permet de décrire comment la forme du spectre varie en fonction des divers facteurs.

## RÉSULTATS

### Biomasse totale du périphyton

La concentration totale de phosphore et la taille du substrat ont tous deux un effet sur la biomasse du périphyton (Peri) (Figure 2, Tableau 3). Le modèle obtenu:

$$\text{Log}_{10}\text{Peri} = -0.08 - 1.68\text{Log}_{10}P + 1.08(\text{Log}_{10}P)^2 - 0.13\Phi_{\text{mod}} \quad (1)$$

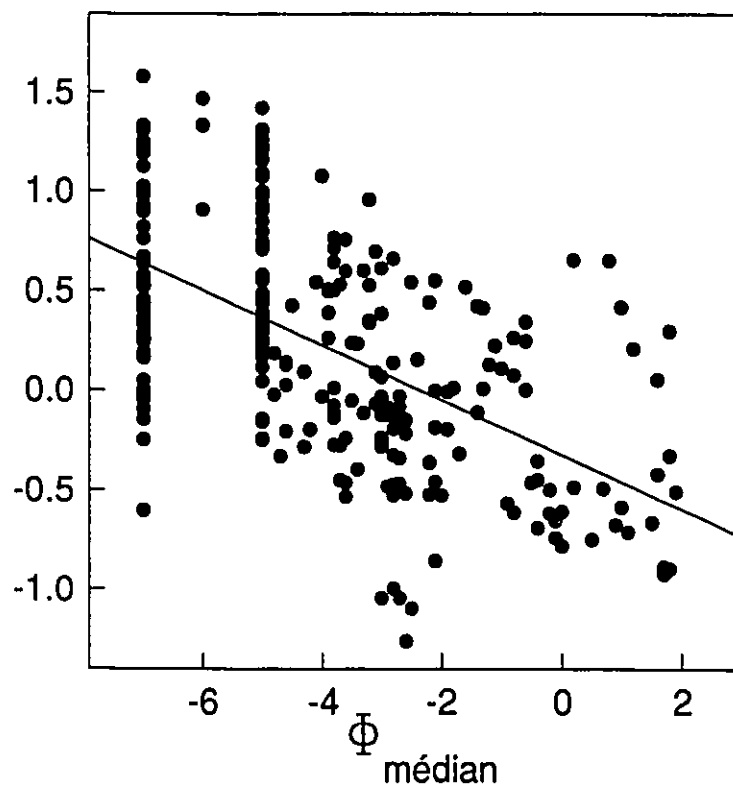
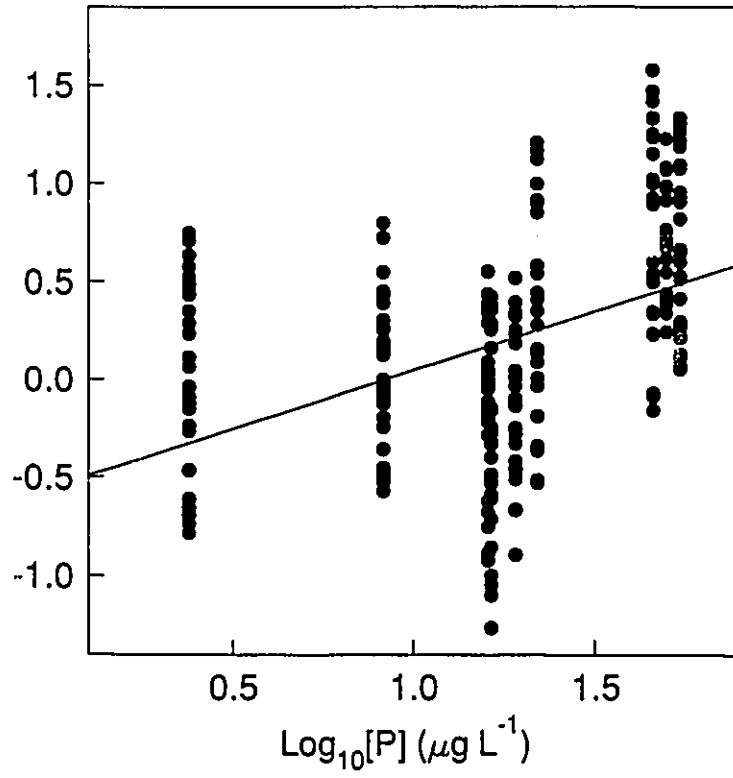
explique 67% de la variabilité des valeurs observées (Figure 3). La biomasse du périphyton est proportionnelle à la taille du substrat et est maximale sur les grosses roches. La biomasse du périphyton augmente avec une augmentation de la concentration totale de phosphore, mais, cette augmentation est plus marquée aux concentrations élevées (Figure 2).

**Tableau 3.** Coefficients et erreurs-types du modèle de régression multiple entre la biomasse du périphyton (mg Chl  $a\ m^{-2}$ ) et la concentration totale de phosphore ([P],  $\mu\text{g}\ L^{-1}$ ) et la taille du substrat ( $\Phi_{\text{med}}$ ). Le nombre d'observations (n), le coefficient de détermination multiple ( $R^2$ ) et la variance de l'erreur résiduelle (RMS) sont également présentés. Les astérisques indiquent la probabilité que le coefficient de régression partiel soit égal à zéro (test de  $t$ : <sup>ns</sup>  $p>0.05$ ; \*  $0.05>p>0.01$ ; \*\*  $0.01>p>0.001$ ; \*\*\*  $p<0.001$ ).

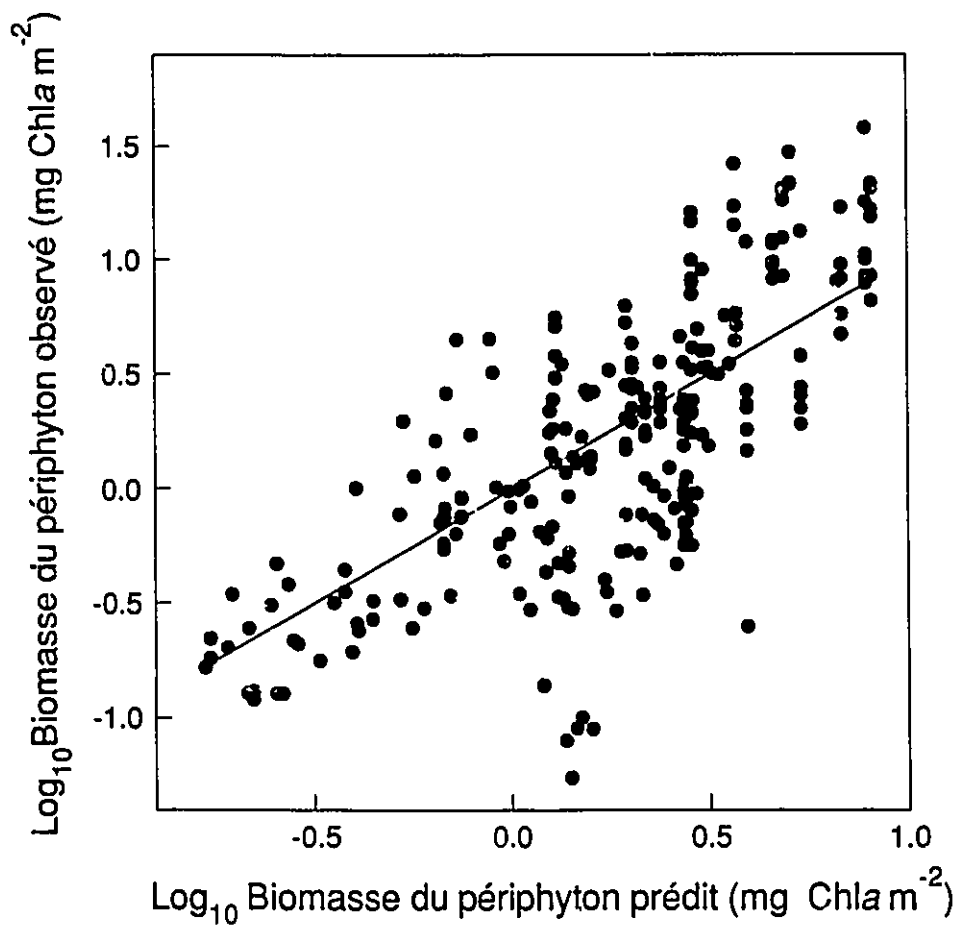
Variable indépendante	Coefficient (erreur-type)
Ordonnée à l'origine	-0.079 (0.093) <sup>ns</sup>
$\text{Log}_{10}[\text{P}]$	-1.678 (0.201) <sup>***</sup>
$\text{Log}_{10}[\text{P}]^2$	1.081 (0.098) <sup>***</sup>
$\Phi_{\text{med}}$	-0.133 (0.008) <sup>***</sup>
$R^2$	0.673
RMS	0.114
n	252

**Figure 2.** Biomasse du périphyton ([Chla]) en fonction de la concentration totale de phosphore ([P]). Le phosphore explique 36 % de la variabilité de la biomasse du périphyton (Équation 2). La taille du substrat explique 31 % de la variabilité (Equation 2), les plus grandes biomasses de périphyton se retrouvent sur les plus gros substrats (roches et cailloux).

Log<sub>10</sub> Biomasse du périphyton (mg Chla m<sup>-2</sup>)



**Figure 3.** Biomasse du périphyton observée en fonction des valeurs prédites par le modèle de l'équation 2. La diagonale indique une relation 1:1.



Sur la figure 3, six points se démarquent des autres et sont particulièrement surestimés par le modèle (Équation 2) ( $\text{Log}_{10}\text{Peri}$  prédit = 0.1,  $\text{Log}_{10}\text{Peri}$  observée = -1.25). Ces points correspondent aux échantillons de petit gravier dans le ruisseau Blackburn. Ces échantillons ont été récoltés immédiatement en amont d'un petit pont qui, le matin, ombrageait le lit du ruisseau. Lorsqu'on enlève ces points de l'analyse par régression multiple, en plus de la concentration de phosphore et de la taille du substrat, la profondeur devient une variable explicative:

$$\text{Log}_{10}\text{Peri} = -0.03 - 1.34\text{Log}_{10}P + 0.90(\text{Log}_{10}P)^2 - 0.13\Phi_{med} - 0.013Z \quad (2)$$

et le modèle s'améliore avec un  $R^2$  plus élevé et une variance résiduelle plus petite, (Tableau 4).

**Tableau 4.** Coefficients et erreurs-types du modèle de régression multiple entre la biomasse du périphyton (mg Chla m<sup>-2</sup>) et la concentration totale de phosphore ([P], µgL<sup>-1</sup>), la taille du substrat ( $\Phi_{med}$ ) et la profondeur (Z, cm) calculés sans les données du petit gravier de Blackburn.

Variable indépendante	Coefficient (erreur-type)
Ordonnée à l'origine	-0.026 (0.092) <sup>ns</sup>
Log <sub>10</sub> [P]	-1.346 (0.188)***
Log <sub>10</sub> [P] <sup>2</sup>	0.902 (0.092)***
$\Phi_{med}$	-0.133 (0.008)***
Z	-0.013 (0.004)**
R <sup>2</sup>	0.707
RMS	0.093
n	246

### **Biomasse totale des invertébrés**

La biomasse totale des invertébrés ( $B$ ,  $\text{mg m}^{-2}$ ) est positivement reliée à la concentration totale de phosphore ( $[P]$ ,  $\mu\text{gL}^{-1}$ ) et à la biomasse du périphyton ( $Peri$ ,  $\text{mg Chla m}^{-2}$ ), inversement reliée à la profondeur ( $Z$ ,  $\text{cm}$ ), et est maximale dans le gravier ( $\Phi=-3$  à  $0$ ) (Figure 4 et Tableau 5). L'équation de régression multiple:

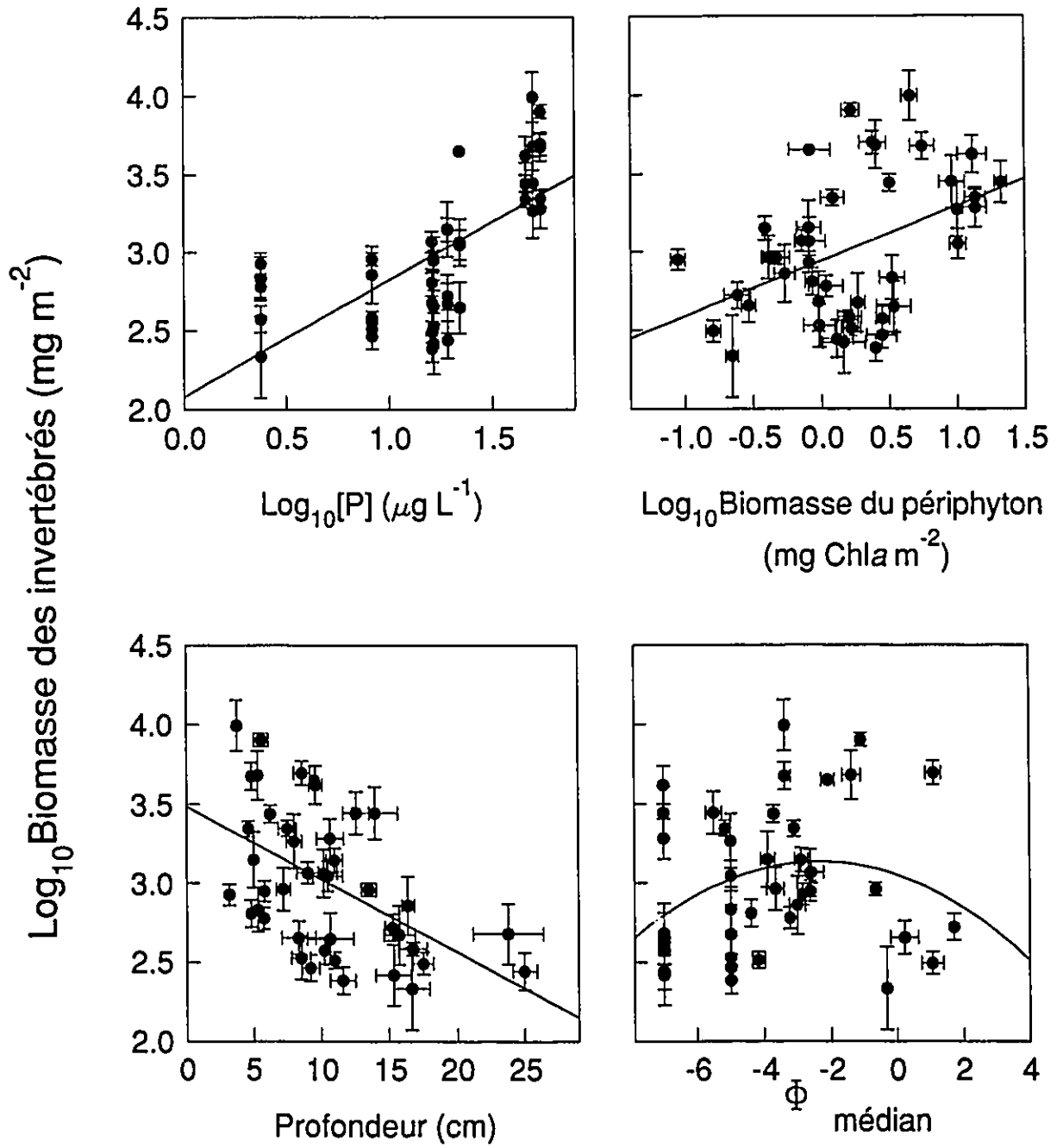
$$\text{Log}_{10}B=2.69+0.55\text{Log}_{10}P+0.30\text{Log}_{10}Peri-0.01\Phi_{med}^2-0.02Z \quad (3)$$

explique 68% de la variabilité entre les valeurs observées et celles prédites (Figure 5).

**Tableau 5.** Coefficients et erreurs-types du modèle de régression multiple entre la biomasse des invertébrés ( $\text{mg m}^{-2}$ ) et la biomasse du périphyton ( $\text{mg Chla m}^{-2}$ ), la concentration totale de phosphore ([P] en  $\mu\text{gL}^{-1}$ ), la taille du substrat ( $\Phi_{\text{mod}}$ ) et la profondeur (Z en cm).

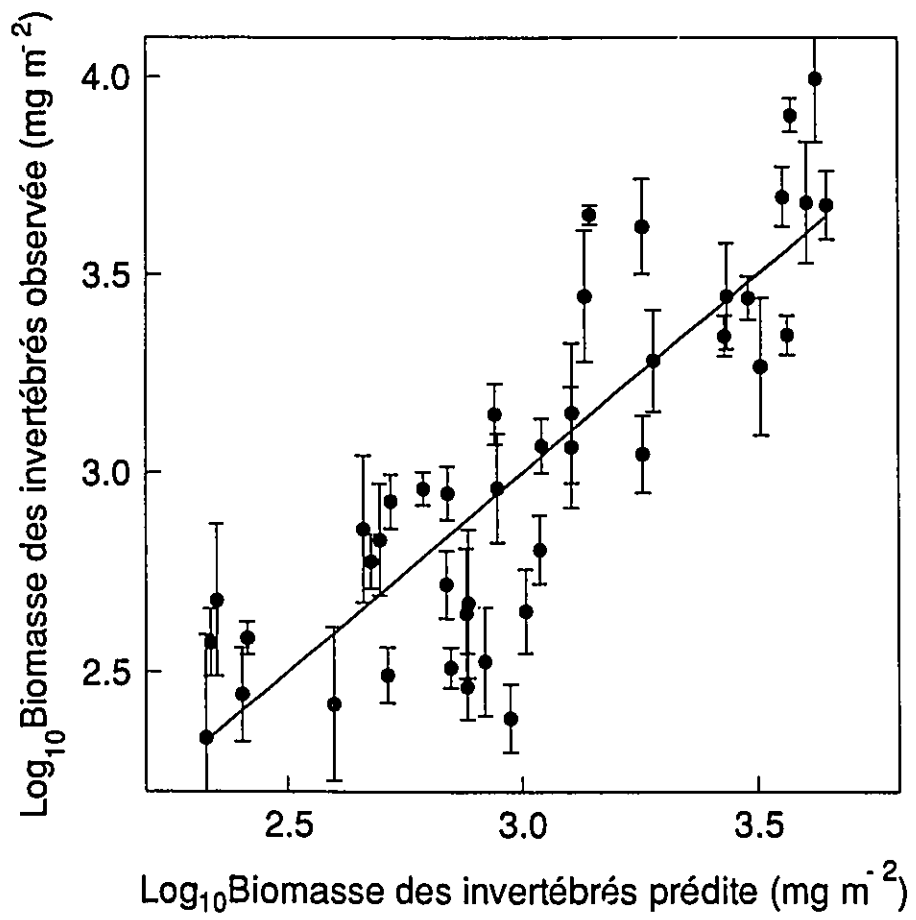
Variable indépendante	Coefficient (erreur-type)
Ordonnée à l'origine	2.687 (0.168)***
$\text{Log}_{10}[\text{P}]$	0.548 (0.113)***
$\text{Log}_{10}\text{Peri}$	0.304 (0.113)*
$\Phi_{\text{mod}}^2$	-0.009 (0.003)*
Z	-0.022 (0.010)*
$R^2$	0.679
RMS	0.067
n	42

**Figure 4.** Effet de la concentration de phosphore ( $[P]$  en  $\mu\text{g L}^{-1}$ ), de la biomasse du périphyton ( $\text{mg Chla m}^{-2}$ ), de la profondeur ( $Z$  en  $\text{cm}$ ) et de la taille du substrat ( $\Phi_{\text{med}}$ ) sur la biomasse totale des invertébrés benthiques en ruisseaux (moyennes de six replicats). La concentration de phosphore explique 44 % de la variabilité de la biomasse des invertébrés, la biomasse du périphyton explique 1 %, la taille du substrat au carré explique 19 % et la profondeur explique 4 % (Équation 3). Les barres verticales indiquent les erreurs-type de la biomasse totale des invertébrés.



**Figure 5.** Biomasse totale des invertébrés observées et prédites par l'équation

3. La diagonale est la droite 1:1.



### **Masse individuelle moyenne des invertébrés**

Parmi les variables étudiées, seule la concentration totale de phosphore s'est avérée avoir un effet sur la masse individuelle moyenne ( $W_{moy}$ , mg MS) des invertébrés benthiques (Figure 6, Tableau 6).

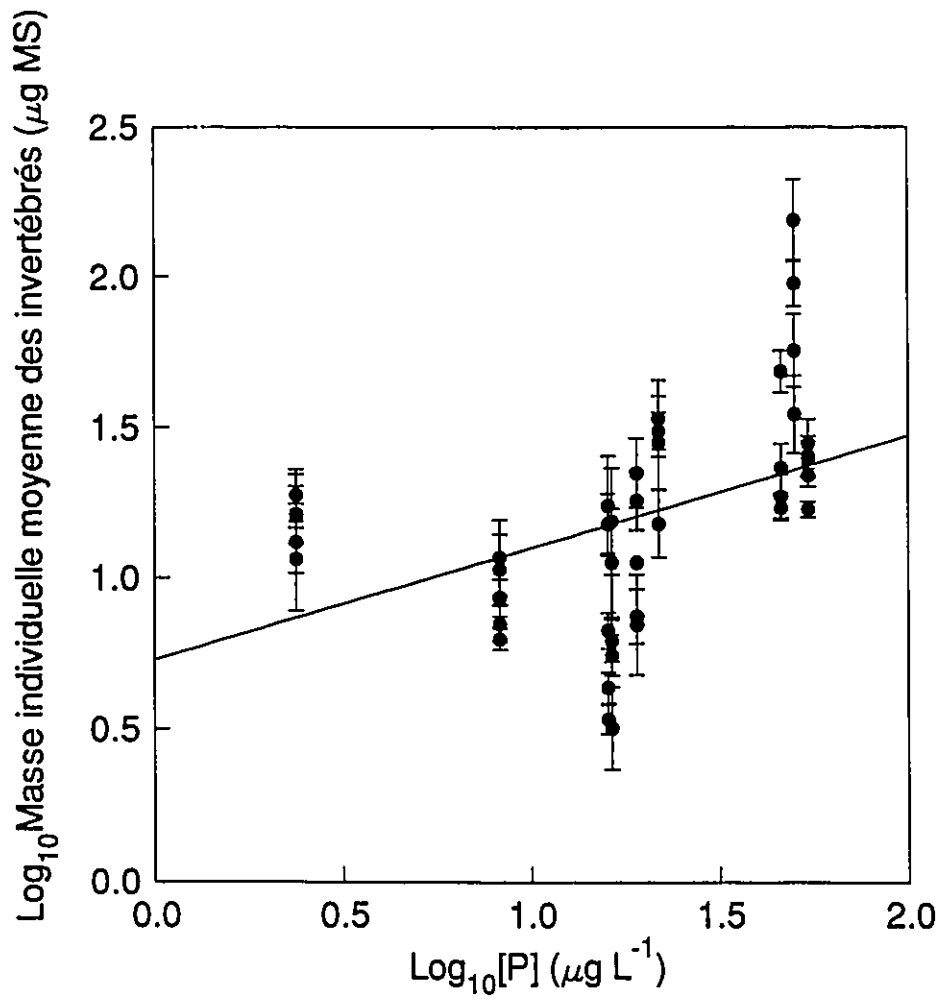
$$\text{Log}_{10} W_{moy} = 1.67 - 1.71 \text{Log}_{10} P + 0.96 (\text{Log}_{10} P)^2 \quad (4)$$

Ce modèle explique 44% de la variabilité entre les valeurs de masses individuelles observées et les valeurs prédites. L'effet de la concentration totale de phosphore sur la masse individuelle moyenne des invertébrés est plus prononcé dans les ruisseaux dont la concentration totale de phosphore est élevée ( $>10\mu\text{g L}^{-1}$ ).

**Tableau 6.** Coefficients et erreurs-types pour le modèle de régression multiple entre la masse individuelle des invertébrés (mg MS) et la concentration totale de phosphore ([P] en  $\mu\text{g L}^{-1}$ ).

Variable indépendante	Coefficient (erreur-type)
Ordonnée à l'origine	1.673 (0.247)***
$\text{Log}_{10}[\text{P}]$	-1.707 (0.470)***
$\text{Log}_{10}[\text{P}]^2$	0.956 (0.211)***
$R^2$	0.441
RMS	0.071
n	42

**Figure 6.** Masse individuelle moyenne des invertébrés benthiques ( $\mu\text{g}$  masse sèche, MS) en fonction de la concentration totale de phosphore ([P] en  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (Équation.4).



## Spectres de tailles

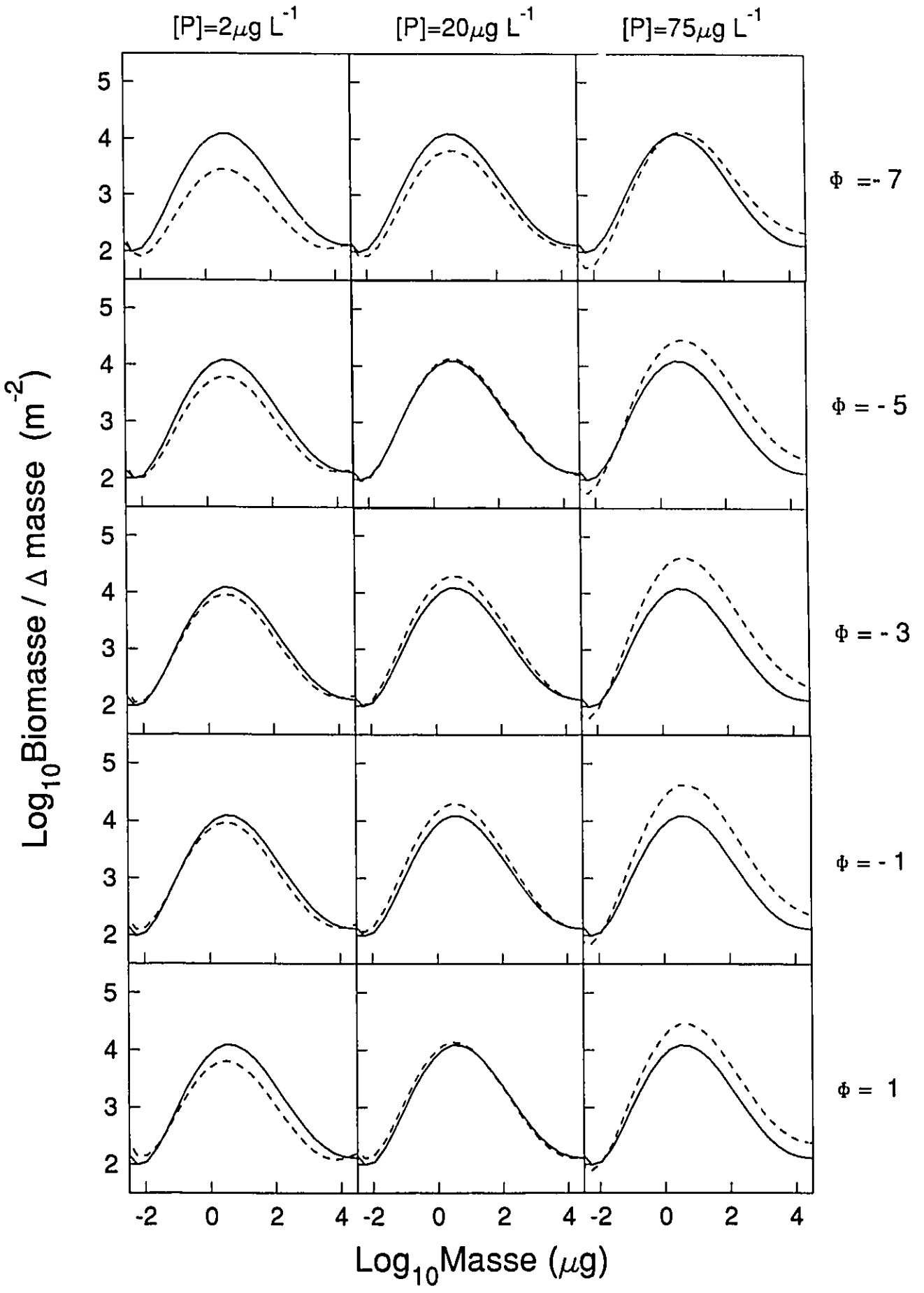
La concentration totale de phosphore, la taille du substrat et les classes de taille se sont avérées être des variables explicatives de la distribution en taille des invertébrés (Tableau 7). Les spectres de tailles se sont révélés être relativement similaires d'un site à l'autre et sur les différents substrats.

L'analyse statistique révèle toutefois que le spectre s'élève et se déplace vers la droite sur les substrats fins et lorsque la concentration totale de phosphore augmente, reflétant ainsi l'augmentation de la biomasse totale et la masse individuelle moyenne des invertébrés. Les plus gros organismes semblent favorisés tandis que les petits semblent peu affectés par un changement de la concentration totale de phosphore ou de taille de substrat (Figure 7). Les modèles permettent de décrire la distribution en taille facilement à partir de variables simples (classes de taille, concentration totale de phosphore,  $\Phi_{mod}$ ) et, les spectres prédits par ces modèles sont comparables à ceux observés (Figure 8).

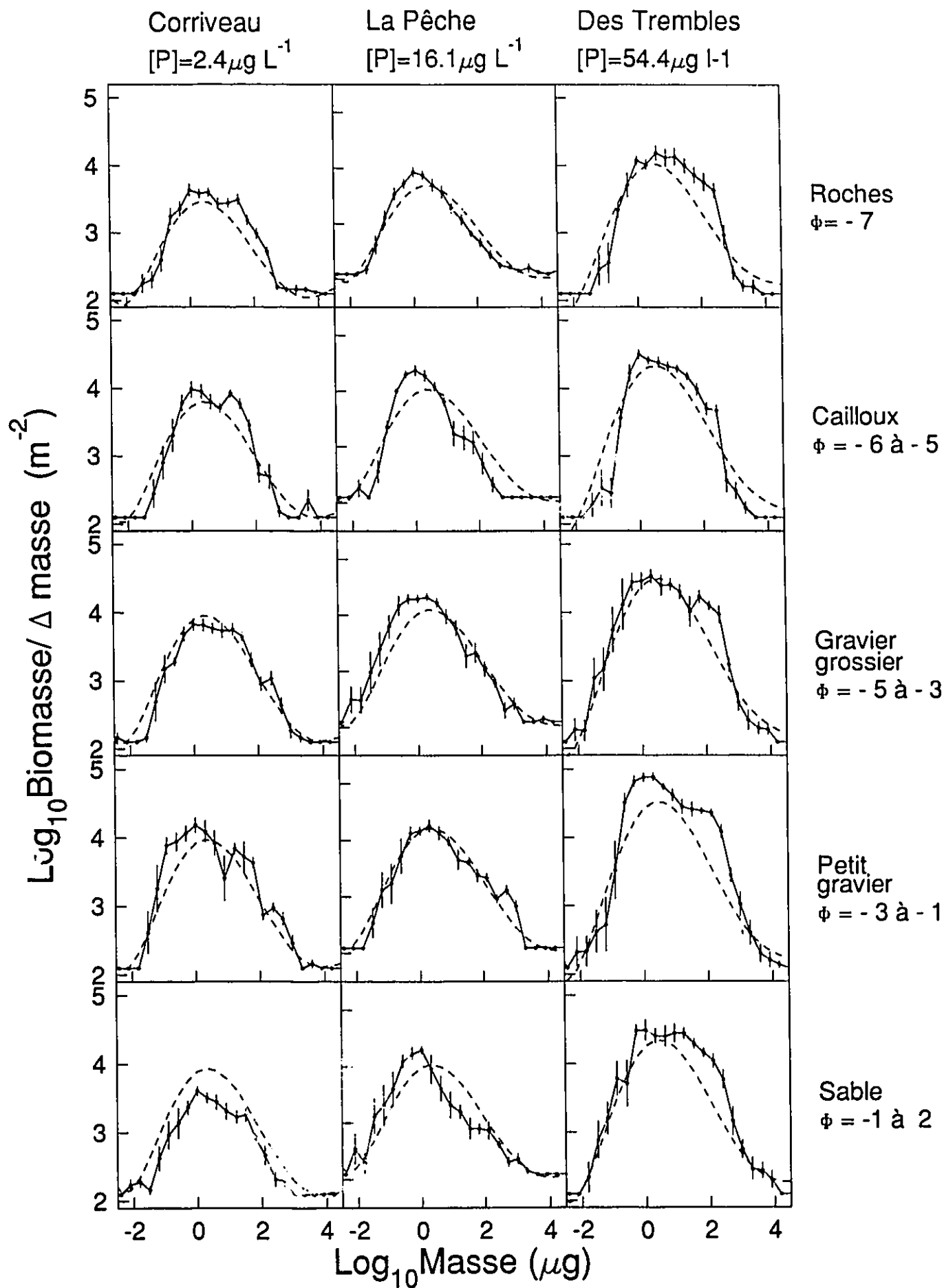
**Tableau 7.** Modèles de régressions multiples estimés pour la distribution en taille des invertébrés benthiques en ruisseaux à partir de la taille des organismes ( $W$  en mg) de la concentration de phosphore ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) et de la taille du substrat. Les coefficients et les erreurs-type (SE) des variables explicatives ( $p \leq 0.001$ ) pour les trois modèles sont présentés, de même que le nombre d'observations, le coefficient de détermination multiple ( $R^2$ ) et la variance de l'erreur résiduelle (RMS).

Variables	Modèle I Coefficient (SE)	Modèle II Coefficient (SE)	Modèle III Coefficient(SE)
Ordonnée à l'origine	3.9464 (0.02077)	3.81770 (0.02934)	3.78970 (0.03495)
$\text{Log}_{10}W$	0.53157 (0.01657)	0.53157 (0.01502)	0.47114 (0.02667)
$(\text{Log}_{10}W)^2$	-0.46646 (0.01368)	-0.46646 (0.01241)	-0.44721 (0.01277)
$(\text{Log}_{10}W)^3$	-0.03339 (0.00297)	-0.03339 (0.00269)	-0.02992 (0.00267)
$(\text{Log}_{10}W)^4$	0.03850 (0.00018)	0.03850 (0.00167)	0.03850 (0.00153)
$(\text{Log}_{10}W)^5$	-0.00408 (0.00003)	-0.00408 (0.00026)	-0.00408 (0.00023)
$(\text{Log}_{10}P)^2$	-	0.11236 (0.00973)	0.16555 (0.01236)
$\Phi_{\text{med}}$	-	-0.03952 (0.00937)	-0.07320 (0.01191)
$\Phi_{\text{med}}^2$	-	-0.01061 (0.00133)	-0.02005 (0.00176)
$\text{Log}_{10}W^*\text{Log}_{10}P$	-	-	-0.16998 (0.03462)
$\text{Log}_{10}W^*(\text{Log}_{10}P)^2$	-	-	0.14047 (0.01641)
$\text{Log}_{10}W^*\Phi_{\text{med}}$	-	-	-0.02283 (0.00601)
$\text{Log}_{10}W^*\Phi_{\text{med}}^2$	-	-	-0.00280 (0.00088)
$(\text{Log}_{10}W)^2$	-	-	-0.01964 (0.00187)
$(\text{Log}_{10}W)^2*\Phi_{\text{med}}$	-	-	0.00900 (0.00180)
$(\text{Log}_{10}W)^2*\Phi_{\text{med}}^2$	-	-	0.00241 (0.00032)
$(\text{Log}_{10}W)^3*\Phi_{\text{med}}^2$	-	-	-0.00017 (0.0005)
n	1134	1134	1134
R <sup>2</sup>	0.838	0.867	0.889
RMS	0.1089	0.0894	0.0747

**Figure 7.** Comparaisons des effets de la taille du substrat ( $\Phi$ ) et du niveau trophique pour trois concentrations totales de phosphore et cinq tailles de substrats sur les spectres de taille des invertébrés benthiques. La ligne pointillée représente le spectre obtenu à partir du modèle III (Tableau 7) qui inclut les variables [P] et  $\Phi$  ainsi que toutes les interactions. La ligne pleine représente le spectre obtenu par l'équation du modèle I (Tableau 7) qui n'inclut que la taille (W). Les organismes de tailles moyennes et intermédiaires sont ceux qui sont le plus affectés par des variations de la taille du substrat et de niveau trophique.



**Figure 8.** Spectres observés (lignes pleines) pour trois sites (Des Trembles, Corriveau, La Pêche) et cinq substrats et spectres prédits par le modèle III (Tableau 7) en lignes pointillées. Les barres verticales représentent les erreurs-type sur la moyenne de la biomasse par substrat, par classe de taille.



## DISCUSSION

### Biomasse totale du périphyton

L'accroissement de la biomasse du périphyton avec l'accroissement de la concentration totale de phosphore décrite ici, concorde avec les tendances observées par Biggs et Close (1989), Johnston et al. (1990), Mundie et al. (1991), Peterson et al. (1983, 1985) et Stanley et al. (1990). Ces derniers, pour des substrats artificiels, ont obtenu le double de la biomasse du périphyton pour une augmentation de la concentration totale de phosphore d'un facteur de quatre. Pour l'étude présente, une telle augmentation de [P] aurait causé un accroissement de la biomasse du périphyton de l'ordre de 150% (Figure 2). Biggs et Close (1989) ont obtenu une corrélation positive entre [P] et la biomasse du périphyton ( $r = 0.74$ ,  $p < 0.05$ ), similaire à celle obtenue pour la présente étude ( $r = 0.5$ ,  $p < 0.05$ ). Peterson et al. (1985) ont observé une augmentation de la biomasse du périphyton selon un facteur de 10 après l'enrichissement ( $10 \mu\text{g L}^{-1} \text{PO}_4\text{-P}$ ) d'un ruisseau de l'arctique. Mundie et al. (1991) ont aussi observé que la biomasse du périphyton dans les canaux enrichis (phosphore soluble,  $[\text{SRP}] = 12.7 \mu\text{g L}^{-1}$ ) était 3.5 fois plus élevée que dans les canaux témoins ( $[\text{SRP}] = 0.9 \mu\text{g L}^{-1}$ ). Johnston et al. (1990) ont observé qu'après la fertilisation d'une rivière à saumons de l'île de Vancouver, ([P] augmente de  $<1$  à  $10\text{-}15 \mu\text{g L}^{-1}$ ), la biomasse du périphyton sur des substrats artificiels était 5 à 10 fois plus élevée qu'avant la fertilisation. En

milieu lacustre, à une profondeur de 10 cm, Cattaneo (1987) a obtenu, pour la relation entre le périphyton et le phosphore, un  $R^2 = 0.3$  pour son modèle:  $[Chla] = 3.6[P]^{0.61}$ . La même relation, lorsqu'appliquée à mes données, donne des prédictions de la concentration de la chlorophylle *a* qui sont 10 fois moins élevée qu'en lacs;  $[Chla] = 0.39[P]^{0.54}$ , pour un  $R^2 = 0.22$ . C'est-à-dire que la biomasse du périphyton, pour une même concentration totale de phosphore, serait 10 fois plus petite dans les ruisseaux de l'Outaouais que dans les lacs des Cantons de l'Est décrits par Cattaneo (1987).

Les causes de cette différence ne sont pas claires. La différence la plus évidente entre les deux habitats est la vitesse du courant. Les études sur le périphyton de Horner et Welch (1981) indiquent toutefois que les courants de vitesses intermédiaires ( $60 \text{ cm s}^{-1}$ ), similaires à ceux observés lors de l'échantillonnage, favoriseraient l'accroissement de la biomasse du périphyton. Si d'autres variables n'étaient pas impliquées, on devrait observer plus de périphyton en ruisseaux qu'en lacs, ce qui ne correspond pas aux résultats obtenus par Cattaneo (1987) et aux observations faites ici. La biomasse relativement faible en ruisseaux lorsque comparée à celle du littoral des lacs devra donc être expliquée par des facteurs qui en favorisent soit l'accroissement (autres éléments nutritifs, lumière, durée de colonisation), soit la diminution (érosion, broutage).

Toutefois, la relation taille du substrat-périphyton a rarement été étudiée et le consensus n'est pas encore établi quant à l'effet de la taille du substrat sur la biomasse du périphyton. McConnell et Sigler (1959), Ruhrmann (1990) et Uehlinger (1991) ont rapporté une corrélation positive entre la taille du substrat et la biomasse du périphyton. Uehlinger (1991) a obtenu, pour une corrélation de Spearman entre le nombre de cailloux  $\geq 10\text{cm}$  par  $\text{m}^2$  et la biomasse du périphyton, un  $r(s) = 0.513$ ,  $p < 0.001$ . Ruhrmann (1990), cité par Uehlinger (1991) a attribué la corrélation positive entre la taille du substrat et la biomasse du périphyton à la grande stabilité du substrat de grande taille face aux crues des eaux, ce qui favorise la stabilité des communautés périphytiques qui s'y trouvent. Tett et al. (1978), pour une rivière des Appalaches, ont obtenu une faible corrélation entre le périphyton et la taille du substrat et l'ont attribuée à la rareté des grosses crues occasionnées par de fortes pluies, ce qui a pour effet d'annuler l'avantage des gros substrats. Comme l'échantillonnage des ruisseaux de la présente étude s'est déroulé en juin, peu de temps après la crue printannière, on peut supposer que le périphyton n'avait pas encore atteint la capacité de support des petits substrats. Donc, après de fortes précipitations, on peut s'attendre à une diminution de la biomasse du périphyton sur les petits substrats qui sont plus susceptibles de s'être érodés par les forts courants et l'entrechoquement des

particules de sorte que la relation entre la biomasse du périphyton et la taille du substrat dépendra de la fréquence des fortes précipitations.

Une fois les données de petit gravier du ruisseau Blackburn enlevées de l'analyse, la profondeur est devenue une variable explicative de la biomasse du périphyton. Le périphyton est composé d'algues et comme celles-ci ont besoin de lumière pour leur croissance on s'attend à ce qu'en milieu plus profond, où l'intensité de lumière est plus faible (Wetzel 1975), on retrouve moins d'algues. D'autres facteurs qui n'ont pas été mesurés, comme le débit, sont directement reliés à la profondeur et pourront aider à préciser le modèle (Équation 2) dont 30% de la variabilité reste inexpliqué.

### **Biomasse totale des invertébrés**

Les valeurs élevées de la biomasse du périphyton sont associées aux valeurs élevées de la biomasse totale des invertébrés benthiques. Le périphyton étant une source directe de nourriture pour les invertébrés brouteurs (Soszka 1975, Lamberti et al. 1989) on pouvait s'attendre qu'avec l'augmentation de la nourriture il y aurait une augmentation de la biomasse des invertébrés. Le périphyton, lorsqu'abondant, peut aussi servir de refuge contre la prédation par les vertébrés. Cependant, une fois l'effet des autres variables enlevé, le périphyton n'est responsable que de 1% de la variabilité

observée (Équation 3), ce qui suggère que la biomasse des brouteurs est petite en comparaison à la biomasse totale de la communauté.

Un accroissement de la concentration totale de phosphore a déjà été démontré comme une cause d'accroissement de la biomasse totale des invertébrés benthiques en ruisseaux (Mundie et al. 1991, Peterson et al. 1985). Dans l'étude présente, ceci peut s'expliquer par l'augmentation de la biomasse de bactéries planctoniques (Currie et al. 1986, Wylie et Currie 1991) et benthiques (Peterson et al. 1985), qui sont une source de nourriture pour les invertébrés collecteurs, qu'engendre une augmentation de la concentration du phosphore. Mundie et al. (1991) et Johnston et al. (1990) ont observé un accroissement de la biomasse d'invertébrés collecteurs (Chironomidae, Ephemeroptera) après enrichissement au phosphore et l'ont attribué à l'augmentation de la biomasse du périphyton. Ces deux variables ( $P_{\text{tot}}$  et  $[P]$ ) sont toutefois corrélées ( $r=p=$ ) et toutes deux donnent un indice de l'abondance de nourriture pour les invertébrés.

La relation entre la biomasse totale et la taille du substrat n'est pas constante d'une étude à l'autre, la tendance générale étant un maximum sur les substrats de taille intermédiaire et les gros substrats. Les résultats obtenus ici rejoignent ceux de Pennak et Van Gerpen (1947), Uresk (1967), Minshall et Minshall (1977), Williams et Mundie (1978), Hawkins et al.(1982) et Brooks et Boulton (1991). Les substrats de taille intermédiaire sont généralement plus

hétérogènes (Minshall 1984, Williams 1980, Williams et Mundie 1978), offrent plus de refuges contre la prédation par les vertébrés (Flecker et Allan 1975, Minshall 1984, Minshall et Minshall 1977, Shaw et Minshall 1980, Strayer 1991, Williams et Mundie 1978) et on y retrouve une plus grande accumulation de détritits (source de nourriture des invertébrés déchetteurs et collecteurs) que dans les autres substrats (Culp et al. 1983, Parker 1989, Rabeni et Minshall 1977, Wise et Molles 1979).

### **Masse individuelle moyenne des invertébrés benthiques**

La seule variable étudiée corrélée avec la masse individuelle moyenne des invertébrés dans cette étude est la concentration totale de phosphore. Tout comme l'ont suggéré Sprules et Munawar (1986), pour le plancton lacustre, on observe une augmentation du poids moyen des invertébrés benthiques avec l'accroissement de [P]. La concentration totale de phosphore a peu d'effet sur la masse individuelle moyenne des invertébrés en milieu oligotrophe comparativement en milieu plus eutrophe (Figure 6). D'autres facteurs, comme peut-être l'azote ou la biomasse du périphyton peuvent influencer le poids moyen des invertébrés en milieu pauvre en phosphore de même qu'en milieu plus riche où le phosphore n'explique qu'un peu moins de 50% de la variabilité.

La taille du substrat n'a aucun effet sur le poids moyen ce qui rejoint les résultats de Waters (1984) qui n'avait pas observé de grandes différences de poids moyen pour *Gammarus pseudolimnaeus* d'un substrat à l'autre. Donc, il n'y a pas de préférence marquée d'une taille particulière d'organismes envers une taille de substrat.

### **Spectres de taille**

Morin et Nadon (1991) avaient obtenu une distribution unimodale comparable à celles obtenues dans la présente étude. Pour les ruisseaux de l'Outaouais, on observe donc une grande stabilité dans la forme du spectre de taille et ce, même en variant les substrats, le niveau trophique (cette étude), ou les saisons (Nadon 1993).

La concentration de phosphore affecte la biomasse totale et la masse individuelle moyenne, ce qui se reflète sur l'allure du spectre. On observe un pic plus élevé en milieu riche en phosphore (Figure 7). La biomasse par classe de taille des petits organismes reste stable tandis que la biomasse par classe de taille des organismes de taille moyenne et supérieure augmente. Sprules et Munawar (1986), pour le plancton lacustre avaient observé les mêmes tendances d'ailleurs prédites par le modèle dynamique du plancton (Walters et al. 1980). En milieu oligotrophe, l'entrée d'éléments nutritifs se faisant lentement, la productivité du nanoplancton est faible et supporte une faible

production du zooplancton. En milieu eutrophe, les éléments nutritifs sont recyclés plus rapidement suite au broutage par le zooplancton, ce qui se traduit par des biomasses de nanoplancton faibles, mais très productives et qui supportent plus de brouteurs.

La taille du substrat est une variable déterminante de la biomasse totale des invertébrés. On retrouve la plus forte biomasse sur les substrats de taille intermédiaire (gravier). Cet effet sur la biomasse se reflète aussi sur la distribution en taille où l'on observe les pics les plus élevés pour des valeurs de  $\Phi$  de -1 et -3 (Figure 7). Cependant, autant les petits organismes que les plus gros sont affectés, ce n'est que la hauteur du pic qui change et non la masse individuelle moyenne des individus.

Les trois modèles présentés ont chacun leur utilité particulière. Le premier modèle permet d'obtenir des spectres de taille moyens à partir d'un minimum d'information. Ce spectre sert de référence pour la comparaison de spectres provenant de ruisseaux dont les conditions environnementales diffèrent. Ce modèle a tendance à sous-estimer le spectre des milieux au niveau trophique élevé et à surestimer le spectre des milieux pauvres, c'est pour cette raison que l'ajout de variables environnementales est nécessaire. Le deuxième modèle permet de déterminer rapidement les effets de la concentration de phosphore et de la taille du substrat sur le spectre mais tend, lui aussi, à sous-estimer la biomasse en milieux riches et à la surestimer en

milieux pauvres. Le troisième modèle résout ces problèmes, ce qui en fait un outil utile et facile au niveau des comparaisons. Seules la concentration totale de phosphore et la taille du substrat ont besoin d'être mesurées pour obtenir un spectre similaire à ceux observés (Figure 8). Cependant, un peu plus de 10% de la variabilité reste inexplicée. D'autres variables comme la couleur et la texture du substrat ont déjà un effet sur la colonisation des invertébrés (Clifford et al. 1989) et pourraient peut-être aider à améliorer le modèle.

## CONCLUSIONS GÉNÉRALES

L'approche traditionnelle de la description des communautés lotiques utilisée pour l'aménagement et la gestion des cours d'eau est la description des communautés basée sur la composition en espèces. Cependant, avec cette approche, la communauté entière est rarement étudiée à cause des difficultés qu'engendre l'identification des organismes. La distribution en taille est une méthode qui offre une alternative facile à l'approche taxinomique et a déjà fait ses preuves pour la description de communautés aquatiques. Toutefois, la modélisation de cette distribution à partir de variables environnementales n'avait jamais été faite. Dans cette étude, un modèle impliquant la taille du substrat ainsi que la trophie a été développé. Ces deux variables jouent un rôle important sur les spectres de taille des invertébrés benthiques en ruisseaux. Les organismes de tailles moyenne et supérieure semblent être ceux qui sont les plus sensibles aux variations de phosphore et de taille du substrat. Toutefois, la forme des spectres (distribution unimodale) reste constante et ce même avec des variations de niveau trophique ou de type de substrat. D'autres études impliquant d'autres caractéristiques des substrats telles la texture et la taille des espaces intersticiels, ainsi qu'un gradient de niveau trophique plus grand, seraient nécessaires afin de vérifier cette stabilité de la distribution en taille des invertébrés benthiques en ruisseaux.

Le niveau trophique et la taille du substrat ont aussi été étudiés quant à leur effet sur la biomasse et la masse individuelle des invertébrés (une autre alternative pour la description grossière de la communauté entière) et la biomasse du périphyton. On retrouve la plus forte biomasse d'invertébrés sur les substrats de taille intermédiaire (gravier), tandis que la biomasse du périphyton atteint son maximum sur les plus gros substrats (cailloux, roches). La masse individuelle moyenne des invertébrés est insensible aux changements dans le type de substrat mais est positivement corrélée à la concentration totale de phosphore.

## RÉFÉRENCES

- Allan, J. D. 1975. The distributional ecology and diversity of benthic insects in Cement Creek, Colorado. *Ecology*. 56: 1040-1053.
- Biggs, B. J. F. et Close, M. E. 1989. Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers : the relative effects of flows and nutrients. *Freshwater Biol.* 22: 209-231.
- Roggs, S. Jr. 1987. Principles of sedimentology and stratigraphy. Merrill Publishing. Colombus, Ohio. 784pp.
- Brooks, S. S., et Boulton, A. J. 1991. Recolonization dynamics of benthic macroinvertebrates after artificial and natural disturbances in an australian temporary stream. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* 42: 295-308.
- Cattaneo, A. 1987. Periphyton in lakes of different trophy.: *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 296-303.
- Clifford, H. F., Gotceitas, V., et Casey, R. J. 1989. Roughness and color of artificial substratum particle as possible factors in colonization of stream invertebrates. *Hydrobiologia*. 175: 89-95.
- Culp, J. M., Walde, S. J. et Davies, R. W. 1983. Relative importance of substrate particle size and detritus to stream benthic macroinvertebrates microdistribution. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 1568-1574.
- Cummins, K.V. 1962. An evaluation of some techniques for the collection and analysis of benthic samples with special emphasis on lotic waters. *Amer. Midl. Natur.* 67: 477-504.
- Cummins, K.W. et Lauff. G.H. 1969. The influence of substrate particle size on the microdistribution of stream macrobenthos. *Hydrobiologia*. 34: 145-181.
- Currie, D. J., Bentzen, E. et Kalff, J. 1986. Does algal-bacterial phosphorus partitioning vary among lakes? A comparative study of orthophosphate uptake and alkaline phosphatase activity in freshwater. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 311-318.

- Darrow, P. O. et Pruess K. P. 1989. Effects of substrate on density of aquatic insects in a Southeast Nebraska stream. *Trans. Nebraska Acad. Sci.* 17: 19-22.
- Flecker, A. S., et Allan, J. D. 1984. The importance of predation, substrate and spatial refugia in determining lotic insect distributions. *Oecologia*. 64: 306-313.
- Gore, J. A. 1978. A technique for predicting in-stream flow requirements of benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biol.* 8: 141-151.
- Gurtz, M. E. et Wallace, J. B. 1984. Substrate-mediated response of stream invertebrates to disturbance. *Ecology*. 65: 1556-1569.
- Hachmöller. B., Matthews, R. A., et Brakke, D. F. 1991. Effects of riparian community structure, sediment size, and water quality on the macroinvertebrate communities in a small, suburban stream. *Northwest Science*. 65: 125-132.
- Hanson, J.M., Prepas, E. E., et Mackay, W.C. 1989. Size Distribution of the Macroinvertebrate Community in a Freshwater Lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 1510-1519.
- Hawkins, C. P., Murphy, M. L. et Anderson, N. H. 1982, Effect of canopy, substrate composition, and gradient on the structure of macroinvertebrate communities in Cascade Range streams of Oregon. *Ecology*. 63: 1840-1856.
- Hess, A. D. 1941. New limnological sampling equipment. *Limnol. Soc. Am. Spec. Publ.* 6: 1-5.
- Horner, R. R. et Welch E. B. 1981. Stream periphyton development in relation to current velocity and nutrients.: *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 449-457.
- Johnston, N. T., Perrin, C. J., Sianey, P. A., et Ward, B. R. 1990. Increased juvenil salmonid growth by whole-river fertilization. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 862-872.
- Jowett, J. G. et Richardson, J. 1990. Microhabitat preference of benthic invertebrates in a New Zealand river and the development of in-stream flow-habitat models for *Delatidium* spp. *New Zealand J. Freshwater Res.* 24: 19-30.

- Khalaf, G. et Tachet, H. 1980. Colonization of artificial substrata by macro-invertebrates in a stream and variations according to size. *Freshwater Biol.* 10: 475-482.
- Lamberti, G., Gregory, S., Ashkenas, L., Steinman, A. et McIntire, D. 1989. Productive capacity of periphyton as a determinant of plant-herbivore interactions in streams. *Ecology*. 70: 1840-1856.
- Mackie, G.L. and R.C. Bailey. 1981. An inexpensive bottom sampler. *J. Freshwater Ecol.* 1: 61-70.
- Mangum, F. A., and Winget, R. N. 1991. Environmental profile of *Drunella* (*Eatonella*) *doddsi* (Needham) (Ephemeroptera, Ephemerellidae): *J. Freshwater Ecol.* 6: 11-22.
- McConnell, W. J. et Sigler, W. F., 1959. Chlorophyll and productivity in a mountain river. *Limnol. Oceanogr.* 4: 335-351.
- Menzel, D. W. et Corwin, N. 1965. The measurement of total phosphorus in seawater based on the liberation of organically bound fractions by persulfate oxidation. *Limnol. Oceanogr.* 10: 280-282.
- Meyer E. 1989. The relationship between body length parameters and dry mass in running water invertebrates. *Archiv Fur Hydrobiologie*. 117: 191-203.
- Minshall, G. W. 1984. Aquatic insect-substratum relationships. Dans: Resh, V. H. et Rosenberg, D. M., ed., *The ecology of aquatic insects*. New York. Praeger Publishers. pp. 358-400.
- Minshall, G. W., et Minshall, J. N. 1977. Microdistribution of benthic invertebrates in a Rocky Mountain (U.S.A.) stream. *Hydrobiologia*. 55: 231-249.
- Morin, A., Back, C., Chalifour, A., Boisvert, J. et Peters R. H. 1988. Effect of black fly ingestion and assimilation on seston transport in a Quebec lake outlet. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 705-714.
- Morin, A. et Nadon, D. 1991. Size distribution of epilithic lotic invertebrates and implications for community metabolism. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 10: 300-308.

- Mundie, J. H., Simpson, K. S., et Perrin, C. J. 1991. Responses of stream periphyton and benthic insects to increases in dissolved inorganic phosphorus in a mesocosm. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 2061-2072.
- Nadon, D. 1993. Abondance et spectre de taille des macroinvertébrés benthiques lotiques en relation avec l'abondance du périphyton. Mémoire de maîtrise. Université d'Ottawa.
- Ostrofsky, M. et Rigler, F. H. 1987. Chlorophyll-phosphorus relationships for subarctic lakes in weatern Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 775-781.
- Parker, M. S. 1989. Effect of substrate composition on detritus accumulation and macroinvertebrate distribution in a southern Nevada desert stream. *Southwest. Nat.* 34: 181-187.
- Pennak, R.W. et Van Gerpen, E. D. 1947. Bottom fauna production and physical nature of the substrate in a northern Colorado trout stream. *Ecology.* 28: 42-48.
- Peterson, B. J., Hobbie, J. E., Corliss, T. L. et Kriet, K. 1983. A continuous-flow periphyton bioassay: tests of nutrient limitation in a tundra stream. *Limnol. Oceanogr.* 28: 583-591.
- Peterson, B. J., Hobbie, J. E., Hershey, A. E., Lock, M. A., Ford, T.E., Vestal, J. R., McKinley, V. L., Hullar, M. A., Miller, M. C., Ventullo, R. M., et Volk, G. S. 1985. Transformation of a tundra river from heterotrophy to autotrophyby addition of phosphorus. *Science.* 229: 1383-1386.
- Quinn, J. M. et Hickey, C. W. 1990. Magnitude of effects of substrate size, recent flooding, and catchment development on benthic invertebrates in 88 New Zealand rivers. *N. Z. J. Mar. Fresh. Res.* 24: 411-427.
- Quinn, J. M. et Hickey, C. W. 1992. Effects of riparian grazing and channelisation on streams in Southland, New Zealand. 2. Benthic invertebrates. *N. Z. J. Mar. Fresh. Res.* 26: 259-273.
- Rabeni, C. F. et Minshall, G. W. 1977. Factors affecting microdistribution of stream benthic insects. *Oikos.* 29: 33-43.

- Raimbault, P. et Slawik, G. 1991. A semiautomatic, wet oxydation method for the determination of particulate organic nitrogen collected on filters. *Limnol. Oceanogr.* 36: 405-408.
- Reice, S. R. 1980. The role of substratum in benthic macroinvertebrate microdistribution and litter decomposition in a woodland stream. *Ecology.* 61: 580-590.
- Ruhrmann, P. 1990. Biomasse und produktivität phototropher epilithischer Aufwuchorganismen in einem Mittelgebirgsbach (Steina, Sudschwarzwald). Dissertation Universität Konstanz, BRD.
- Shaw, D. W., et Minshall, G. W., 1980. Colonization of introduced substrate by stream macroinvertebrates. *Oikos.* 34: 259-271.
- Sheldon, R.W., A. Prakash and W.H. Sutcliffe Jr. 1972. The size distribution of particles in the ocean. *Limnol. Oceanogr.* 17: 327-340.
- Schwinghamer, P. 1981. Characteristic size distribution of integral benthic communities. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38:1255-1263.
- Soszka, G.J. 1975. The invertebrates on submerged macrophytes in three Masurian lakes. *Ekol. Pol.* 23: 371-391
- Sprules, W. G. et Munawar, M. 1986. Plankton size spectra in relation to ecosystem productivity, size, and perturbation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 1789-1794.
- Stanley, E. H., Short, R. A., Harrison, J. W., Hall, R. et Wiedenfeld, R. C. 1990. Variation in nutrient limitation of lotic and lentic algal communities in a Texas (USA) river. *Hydrobiologia.* 206: 61-71.
- Strayer, D. 1986. The size structure of a lacustrine zoobenthic community.: *Oecologia.* 69: 513-516.
- Strickland, J. D. et Parsons, T. R. 1968. A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Board Can.* 167.
- Teague, S. A., Allen, W. K., Teague, B. N. 1985. Stream microhabitat selectivity, resource partitioning, and niche shifts in grazing caddisfly larvae. *Hydrobiologia.* 128: 3-12.

- Tett, P., Gallegos, C., Kelly, M. G., Hornberger, G. M. et Cosby, B. J. 1978. Relationships among substrate, flow and benthic microalgal pigment density in the Mechums River, Virginia, *Limnol. Oceanogr.* 23: 785-797.
- Trush, W. J. Jr. 1979. The effects of area and surface complexity on the structure and formation of stream benthic communities. Unpublished M. Sc. Thesis. Virginia Polytechnic Institute and State University. Blacksburgh. VA. 149pp.
- Uehlinger, U. 1991. Spatial and temporal variability of the periphyton biomass in a prealpine river (necker, switzerland): *Archiv Fur Hydrobiologie.* 123: 219-237.
- Uresk, D. W. 1967. The substrate preference of aquatic insects in Trout Creek. Wasath Country. Utah. M.Sc.Thesis, University of Utah, Salt Lake City, UT. 42pp.
- Walters, C. J., Park, R. A. et Koonce, J. F. 1980. Dynamic models of lake ecosystems. Dans: Lecren E. D. et Lowe-McConnell, ed. The functioning of freshwater ecosystems. Cambridge University Press. Cambridge. pp.455-479.
- Ward, J. V. 1975. Bottom fauna-substrate relationships in a Northern Colorado trout stream: 1945 and 1974. *Ecology.* 56: 1429-1434.
- Warwick, R.M. 1984. Species size distributions in marine benthic communities. *Oecologia.* 61: 32-41.
- Waters, T.F. 1984. Annual production by *Gammarus pseudolimnaeus* among substrate type in Valley Creek, Minnesota. *Amer. Midl. Natural.* 112: 95-104.
- Wetzel, R. G. 1975. *Limnology.* W. B. Saunders Company, Philadelphia, 743pp.
- Williams, D. D. 1980. Some relationships between stream benthos and substrate heterogeneity. *Limnol. Oceanogr.* 25: 166- 172.
- Williams, D. D., and K. A. Moore. 1986. Microhabitat selection by a stream-dwelling amphipod: a multivariate analysis approach. *Freshwat. Biol.* 16: 115-122.

Williams, D. D., et Mundie, J. H. 1978. Substrate size selection by stream invertebrates and the influence of sand. *Limnol. Oceanogr.* 23: 1030-1033.

Wise, D. H. et Molles, M. C. 1979. Colonization of artificial substrates by stream insects: influence of substrate size and diversity. *Hydrobiologia.* 65: 69-74.

Wylie, J. L. et Currie, D. J. 1991. The relative importance of bacteria and algae as food sources for crustacean zooplankton. *Limnol. Oceanogr.* 36: 708-728.

## APPENDICE A

**Tableau A.1.** Sommaire des études fréquemment citées concernant la préférence des espèces pour un substrat donné. (N=naturel, A=artificiel).

Taxa	Taille du substrat préféré (mm)	Échantillonnage		Références
		substrat N ou A	ruisseaux N ou A	
<i>Alloperla</i> spp.	16-32	A	N	Allan 1975
<i>Baetis bicaudatus</i>	16-32	A	N	Allan 1975
<i>Cinygmula</i> sp.	16-32	A	N	Allan 1975
<i>Epeoris longimanus</i>	16-32	A	N	Allan 1975
<i>Ephemerella inermis</i>	16-32	A	N	Allan 1975
<i>Ephemerella coloradensis</i>	16-32	A	N	Allan 1975
<i>Rhithrogena hageni</i>	16-32	A	N	Allan 1975
<i>Rhithrogena robusta</i>	16-32	A	N	Allan 1975
<i>Zapada haysi</i>	16-32	A	N	Allan 1975
Diptera	25-50	A	N	Brooks et Boulton 1991
Gastropoda	25-50	A	N	Brooks et Boulton 1991
<i>Caenis latipennis</i>	5.27	N	N	Cummins et Lauff 1969
<i>Ephemera simulans</i>	4.29	N	N	Cummins et Lauff 1969
<i>Helicopsyche borealis</i>	2.64	N	N	Cummins et Lauff 1969
<i>Helisoma anceps</i>	7.46	N	N	Cummins et Lauff 1969
<i>Pycnopsyche guttifer</i>	24.25	N	N	Cummins et Lauff 1969
<i>Pycnopsyche lepida</i>	4.29	N	N	Cummins et Lauff 1969

Tableau 1 (suite)

Taxa	Taille du substrat préféré (mm)	Échantillonnage		Références
		substrat N ou A	ruisseaux N ou A	
<i>Sialis vagans</i>	0.81	N	N	Cummins et Lauff 1969
<i>Stenelmis crenata</i>	2.64	N	N	Cummins et Lauff 1969
<i>Tipula caloptera</i>	2.64	N	N	Cummins et Lauff 1969
Coleoptera	22	A	N	Darrow et Pruess 1989
Ephemeroptera	22 et 55	A	N	Darrow et Pruess 1989
Ephemeroptera	64-128	A	N	Flecker et Allan 1984
Tricoptera	64-128	A	N	Flecker et Allan 1984
Hydropsychidae	64-128	A	N	Flecker et Allan 1984
<i>Ephoron album</i>	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Baetis tricaudatus</i>	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Baetis insignificans</i>	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Acroneuria abnormis</i>	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Ephemerella margarita</i>	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Ephemerella hystrix</i>	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Tricorythodes minutus</i>	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Choroterpes albiannulata</i>	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Traverella albertana</i>	128-256	A	N	Gore 1978

Tableau 1 (suite)

Taxa	Taille du substrat préféré (mm)	Échantillonnage		Références
		substrat N ou A	ruisseaux N ou A	
<i>Stenonema terminatum</i>	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Rhithrogena hageni</i>	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Strophopteryx fasciata</i>	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Paraleuctra sara</i>	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Capnia limata</i>	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Isogenoides frontalis</i>	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Ophiogomphus morrisoni</i>	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Hydroptila</i> sp.	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Cheumatopsyche</i> spp.	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Hydropsyche bifida</i>	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Hydropsyche occidentalis</i>	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Hydropsyche</i> sp.a	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Hydropsyche</i> sp.b	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Leptocella</i> sp.	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Hydropsyche</i> sp.c	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Brachycentrus americanus</i>	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Rhagovelia</i> sp.	128-256	A	N	Gore 1978

Tableau 1 (suite)

Taxa	Taille du substrat préféré (mm)	Échantillonnage		Références
		substrat N ou A	ruisseaux N ou A	
<i>Stenelmis</i> sp.a	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Stenelmis</i> sp.b	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Dubiraphia</i> sp.	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Simulium</i> sp.	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Metriocnemus</i> sp.	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Sphaerium simile</i>	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Physa gyrina</i>	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Dugesia tigrina</i>	128-256	A	N	Gore 1978
<i>Parapsyche</i> sp.	256	N	N	Gurtz et Wallace 1984
<i>Diplectrona</i> sp.	256	N	N	Gurtz et Wallace 1984
<i>Delatidium</i> sp.	32-64	N	N	Jowett et Richardson 1990
<i>Hydropsyche siltalai</i>	96	A	N	Khalaf et Tachet 1980
<i>Simulium</i> sp.	96	A	N	Khalaf et Tachet 1980
<i>Epeorus assimilis</i>	96	A	N	Khalaf et Tachet 1980
<i>Protonemura</i> sp.	96	A	N	Khalaf et Tachet 1980
<i>Gammarus fossarum</i>	14-24	A	N	Khalaf et Tachet 1980
<i>Rhithrogena semicolorata</i>	14-24	A	N	Khalaf et Tachet 1980

Tableau 1 (suite)

Taxa	Taille du substrat préféré (mm)	Échantillonnage		Références
		substrat N ou A	ruisseaux N ou A	
<i>Limnius</i> sp.	14-24	A	N	Khalaf et Tachet 1980
<i>Erpobdella octoculata</i>	14-24	A	N	Khalaf et Tachet 1980
<i>Habrophlebia</i> sp.	14-24	A	N	Khalaf et Tachet 1980
<i>Paraleptophlebia</i> sp.	14-24	A	N	Khalaf et Tachet 1980
<i>Oligochaeta</i>	14-24	A	N	Khalaf et Tachet 1980
<i>Perla marginata</i>	14-24	A	N	Khalaf et Tachet 1980
<i>Isoperla</i> sp.	14-24	A	N	Khalaf et Tachet 1980
<i>Stenophylacini</i> sp.	48	A	N	Khalaf et Tachet 1980
<i>Elmis</i> sp.	96	A	N	Khalaf et Tachet 1980
<i>Drunella doddsi</i>	32-64	N	N	Mangum et Winget 1991
Plecoptera	25-200	N	N	Pennak et Van Gerpen 1947
Diptera	6-25	N	N	Pennak et Van Gerpen 1947
Ephemeroptera	25-200	N	N	Pennak et Van Gerpen 1947
<i>Aoteopsyche colonica</i>	256-330	N	N	Quinn et Hickey 1990
<i>Coloburiscus humeralis</i>	256-330	N	N	Quinn et Hickey 1990
<i>Naididae</i> sp.	256-330	N	N	Quinn et Hickey 1990
<i>Pycnocentroides aureola</i>	256-330	N	N	Quinn et Hickey 1990

Tableau 1 (suite)

Taxa	Taille du substrat préféré (mm)	Échantillonnage		Références
		substrat N ou A	ruisseaux N ou A	
<i>Olinga feredayi</i>	256-330	N	N	Quinn et Hickey 1990
Ephemeroptera	73	N	N	Quinn et Hickey 1992
Coleoptera	30-38	N	N	Quinn et Hickey 1992
Mollusca	64-128	N	N	Quinn et Hickey 1992
Diptera	11	N	N	Quinn et Hickey 1992
<i>Ameletus oregonensis</i>	10-35	A	N	Rabeni et Minshall 1977
<i>Pteronarcys californica</i>	25-70	A	N	Rabeni et Minshall 1977
<i>Ephemerella grandis</i>	25-70	A	N	Rabeni et Minshall 1977
<i>Simulium</i> spp.	45-70	A	N	Rabeni et Minshall 1977
<i>Taeniopteryx planura</i>	85	A	N	Reice 1980
<i>Acroneuria abnormis</i>	85	A	N	Reice 1980
<i>Simulium</i> sp.	120	A	N	Reice 1980
<i>Glossosoma califaca</i>	50-150	N	N	Teague et al. 1985
<i>Dicosmoecus gilvipes</i>	50-150	N	N	Teague et al. 1985
<i>Neophylax rickeri</i>	32	N	N	Teague et al. 1985
<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	0.004-2	N	N	Waters 1984
<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	32	A	N	Williams et Moore 1986

Tableau 1 (suite)

Taxa	Taille du substrat préféré (mm)	Échantillonnage		Références
		substrat N ou A	ruisseaux N ou A	
<i>Baetis</i> sp.a	24.2-40.8	A	A	Williams et Mundie 1978
<i>Prosimulium</i> sp.	24.2-40.8	A	A	Williams et Mundie 1978
Nematoda	24.2	A	A	Williams et Mundie 1978
<i>Nais variabilis</i>	24.2	A	A	Williams et Mundie 1978
<i>Rheotanytarsus</i> sp.	24.2	A	A	Williams et Mundie 1978
<i>Chaetogaster diaphanus</i>	24.2	A	A	Williams et Mundie 1978
<i>Eukiefferiella</i> sp.c	24.2	A	A	Williams et Mundie 1978
<i>Polypedilum</i> spp.	24.2	A	A	Williams et Mundie 1978
<i>Paracamptonus reggiae</i>	11.5-24.2	A	A	Williams et Mundie 1978
<i>Brachyptera</i> sp.	11.5-24.2	A	A	Williams et Mundie 1978
<i>Thienemanniella</i> sp.b	11.5-24.2	A	A	Williams et Mundie 1978

## APPENDICE B

La méthode utilisée afin de déterminer le  $\Phi$  médian d'un échantillon de substrat est celle décrite par Boggs (1987). Il faut d'abord procéder au tamisage de l'échantillon en se servant d'une série de tamis correspondant à l'échelle  $\Phi$ . On pèse ensuite chaque fraction, et on calcule le pourcentage du poids total de l'échantillon pour chaque fraction. Le  $\Phi$  médian est extrait d'un graphique du pourcentage cumulé en fonction de la taille du substrat ( $\Phi$ ) (Figure A.1) où il correspond au  $\Phi$  lorsque le pourcentage cumulé égale 50%.

**Figure B.1.** Méthode de calcul du  $\Phi$  médian à partir de la courbe de pourcentages cumulés. Le  $\Phi$  médian correspond au  $\Phi$  lorsque le pourcentage cumulé égale 50% (dans cet exemple, environ -3).

