



THESIS / THÈSE

MASTER EN SCIENCES BIOLOGIQUES

Caractérisation du Samson par sa physico-chimie, par sa qualité biologique et par la communauté des Diptères Chironomidae

Dubois, Olivier

Award date:
1994

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**

**CARACTÉRISATION DU SAMSON PAR SA PHYSICO-CHIMIE,
PAR SA QUALITÉ BIOLOGIQUE ET PAR LA COMMUNAUTÉ
DES DIPTÈRES CHIRONOMIDAE.**

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

**Caractérisation du Samson par sa physico-chimie, par sa
qualité biologique et par la communauté des Diptères
Chironomidae.**

DUBOIS Olivier

Résumé

Dix stations réparties sur le réseau hydrographique du bassin versant du Samson ont été prospectées afin d'estimer la qualité chimique et biologique en comparaison avec l'Indice Chironomidae (I.Ch.) de Bazerque et al. (1989) basé sur l'examen des exuvies nymphales des Diptères Chironomidae.

Alors que l'I.B.G. et l'I.B.G.N. mettent en évidence des stations de qualité différente confirmant les observations in situ et les données antérieures, l'I.Ch. tend à surestimer la qualité de certaines de nos stations. La technique de prélèvement et la topographie de la rivière seraient la cause de cette discordance. Toutefois, l'I.Ch. offre de bonnes correspondances avec l'I.B.G. et l'I.B.G.N. pour quelques stations.

Ceci permet de confirmer que l'analyse spécifique de la famille des Diptères Chironomidae apporte la même information que celle contenue par l'analyse des macroinvertébrés.

La technique de prélèvements est plus rapide dans toutes les configurations de terrain que celle utilisant les macroinvertébrés. L'identification spécifique des exuvies nymphales des Chironomidae entraîne une sensibilité accrue dans la détermination de la qualité de l'eau et de l'habitat global du milieu aquatique.

Mémoire de licence en Sciences Biologiques

Décembre 1994

Promoteur : J.-Cl. Micha

| | |
|--|----|
| Introduction. | 1 |
| Synthèse bibliographique. | 2 |
| 1. Le Samson. | 2 |
| 1.1. Description du réseau hydrologique. | 2 |
| 1.1.1. Topographie. | 2 |
| 1.1.2. Réseau hydrologique. | 2 |
| 1.2. Description du bassin versant. | 3 |
| 1.2.1. Géologie. | 3 |
| 1.2.2. Pédologie. | 3 |
| 1.2.3. Affectation des sols. | 4 |
| 1.3. L'impact du facteur anthropique sur le bassin versant du Samson. | 4 |
| 1.3.1. Données antérieures. | 4 |
| 1.3.2. Données actuelles. | 5 |
| 2. Les Chironomidae. | 6 |
| 2.1. Position systématique. | 6 |
| 2.2. Le cycle de vie. | 7 |
| 2.2.1. Le stade oeuf. | 7 |
| 2.2.2. Le stade larvaire. | 7 |
| 2.2.3. Le stade nymphal. | 7 |
| 2.2.4. Le stade adulte. | 8 |
| 2.2.5. La reproduction. | 10 |
| 2.3. La distribution naturelle. | 11 |
| 2.3.1. Généralités. | 11 |
| 2.3.2. Les variations saisonnières. | 13 |
| 2.3.3. L'altitude. | 14 |
| 2.3.4. Le substrat. | 15 |
| 2.3.5. Les fluctuations du niveau d'eau. | 16 |
| 2.3.6. La nourriture. | 18 |
| 2.3.7. La température et la photopériode. | 19 |
| 2.3.8. L'oxygène. | 20 |
| 2.4. Effets des pollutions sur les populations des chironomidae. | 22 |
| 2.4.1. Effet de la pollution organique. | 21 |
| 2.4.1.1. Relation entre la charge polluante et la diversité des espèces de chironomidae. | 24 |
| 2.4.2. Effet des métaux lourds et de certaines substances chimiques. | 25 |
| 2.4.3. Autres types de pollution. | 27 |
| 2.5. Importance écologique. | 27 |
| 2.6. Evaluation de la qualité de l'eau par les Chironomidae. | 30 |

| | |
|---|-----------|
| 3. Analyses physico-chimiques. | 36 |
| 3.1. Les caractères physiques de l'eau. | 36 |
| 3.1.1. La température. | 36 |
| 3.1.2. Le pH. | 36 |
| 3.2. La minéralisation naturelles des eaux. | 37 |
| 3.2.1. La conductivité. | 37 |
| 3.2.2. Le diagramme ionique. | 37 |
| 3.2.3. Typologie des cours d'eau. | 37 |
| 3.2.3.1. Le système de Symoens (1957). | 37 |
| 3.2.3.2. Typologie basée sur l'alcalinité. | 38 |
| 3.2.4. Applications au bassin versant du Samson. | 38 |
| 3.3. Les paramètres chimiques en relation avec une pollution organique. | 38 |
| 3.3.1. L'oxygène dissous. | 39 |
| 3.3.2. Les formes d'azote. | 39 |
| 3.3.3. Le phosphore. | 39 |
| 3.3.5. Le carbone organique. | 40 |
| 3.4. Indices physico-chimiques. | 40 |
| 3.4.1. Indice de Pollution Organique. | 40 |
| 3.4.2. Grille de qualité des eaux courantes. | 40 |
| 4. Analyses biologiques. | 42 |
| 4.1. L'Indice Biotique (IB). | 42 |
| 4.2. L'Indice Biologique Global (IBGN). | 43 |

Matériel et méthodes.

| | |
|---|-----------|
| 1. Choix et caractéristiques des stations de prélèvements. | 44 |
| 2. Analyse physico-chimique. | 44 |
| 2.1. Paramètres physiques. | 44 |
| 2.2. Paramètres liés à la minéralisation naturelle des eaux. | 45 |
| 2.3. Paramètres traduisant une pollution organique. | 45 |
| 2.4. Calcul des indices physico-chimiques. | 47 |
| 2.4.1. Indices de pollution organiques (IPO). | 47 |
| 2.4.2. Grille de qualité des eaux courantes. | 47 |
| 3. Echantillonnage des macroinvertébrés. | |
| 3.1. Prélèvements. | 47 |
| 3.2. Tri des échantillons. | 48 |

| | |
|---|-----------|
| 3.2.1. Lavage sur tamis. | 48 |
| 3.2.2. Tri. | 48 |
| 3.3. Détermination des macroinvertébrés. | 49 |
| 4. Récoltes des exuvies nymphales de Chironomidae. | 49 |
| 4.1. Prélèvements. | 49 |
| 4.2. Tri. | 50 |
| 4.3. Préparation des exuvies. | 50 |
| 4.4. Identification. | 51 |
| 4.5. Evaluation du nombre d'exuvies minimal à analyser. | 51 |

Résultats et interprétations.

| | |
|---|-----------|
| 1. Analyse physico-chimique. | |
| 1.1. Résultats. | 52 |
| 1.1.1. Paramètres physiques. | 52 |
| 1.1.1.1. La température. | 52 |
| 1.1.1.2. Le pH. | |
| 1.1.2. Minéralisation naturelle. | 52 |
| 1.1.3. Paramètres pouvant traduire une pollution organique. | 53 |
| 1.1.3.1. L'oxygène dissous et saturation en oxygène. | 53 |
| 1.1.3.2. Les formes azotées. | 53 |
| 1.1.3.3. Le carbone organique dissous (COD). | 54 |
| 1.1.3.4. Le phosphore. | 54 |
| 1.1.4. Indices chimiques. | 55 |
| 1.1.4.1. I.P.O. modifié. | 55 |
| 1.1.4.2. Grille de qualité des eaux courantes (DESCY et al., 1993). | 55 |
| 1.2. Interprétation. | 55 |
| 2. Analyse biologique. | 57 |
| 2.1. L'indice Biotique (IB). | 57 |
| 2.2. L'indice Biologique Global (IBG). | 57 |
| 2.3. L'indice Biologique Global Normalisé (IBGN). | 58 |
| 3. Analyse de la population des Chironomidae. | 58 |
| 3.1. Présentation des résultats. | 58 |
| 3.2. Estimation du nombre minimal d'exuvies à analyser. | 59 |
| 3.3. Abondance relative des espèces et des sous-familles. | 59 |
| 3.4. Proportions d'espèces tolérantes. | 60 |

| | |
|------------------------------------|----|
| 3.5. L'indice Chironomidien. | 61 |
| 3.6. Interprétation. | 62 |
| | |
| Discussion. | 63 |
| Conclusion. | 66 |
| Bibliographie. | |
| Annexes. | |
| Liste des figures et des tableaux. | |

Introduction.

Introduction.

Les méthodes biologiques classiques utilisées dans la surveillance de la qualité des eaux sont basées sur la composition des macroinvertébrés selon leur degré de tolérance qu'ils montrent face à une pollution. Les méthodes courantes sont l'IB (Indice Biotique) de TUFFERY et VERNEAUX (1967) et l'IBG (Indice Biologique Global) de VERNEAUX et al. (1978) ou l'IBGN (Indice Biologique Global Normalisé).

Bien souvent, les résultats des analyses biologiques doivent être complétées par une analyse physico-chimique. Si la première permet de montrer l'existence d'une altération antérieure existante, la seconde permet de déterminer les causes de cette altération voire les origines.

L'inconvénient des méthodes biologiques est leur limite d'utilisation dans les zones du potamon suite à la difficulté des prélèvements.

L'utilisation des exuvies nymphales de Chironomidae (Diptera) est alors apparue comme plus représentative de la qualité de l'eau pour de grandes rivières aménagées. Les larves de ces insectes sont numériquement abondantes dans beaucoup de milieux aquatiques, représentées par une multitude d'espèces et douées d'une bonne capacité de colonisation. La récolte des exuvies nymphales est une technique qui est rapide, facile et l'analyse de ces exuvies donne une représentation correcte des différents microhabitats.

Notre étude aura pour but d'appliquer cette nouvelle technique dans une rivière salmonicole, le Samson, en comparaison à des analyses physico-chimiques et biologiques classiques.

Dans un premier temps, nous décrirons le milieu étudié, la position systématique et le cycle de vie des Diptères Chironomidae.

Ensuite, l'analyse des facteurs naturels et artificiels influençant la distribution des Diptères Chironomidae dans les milieux lotiques nous permettra de mieux comprendre l'importance des Chironomidae jouée au niveau du milieu aquatique et au niveau de la surveillance des eaux. Dès lors, la conception d'un indice Chironomidae sera expliqué après un bref historique.

Nous décrirons également les méthodes chimiques et biologiques utilisées.

Dans un second temps, la comparaison des résultats obtenus par la méthode des exuvies nymphales de Chironomidae aux autres méthodes donnera suite à une discussion des résultats entre eux et entre les observations fournies par la littérature.

En finalité de cette étude, nous tirerons des conclusions quant à la nouvelle technique de surveillance de la qualité des eaux de surfaces.

Synthèse bibliographique.

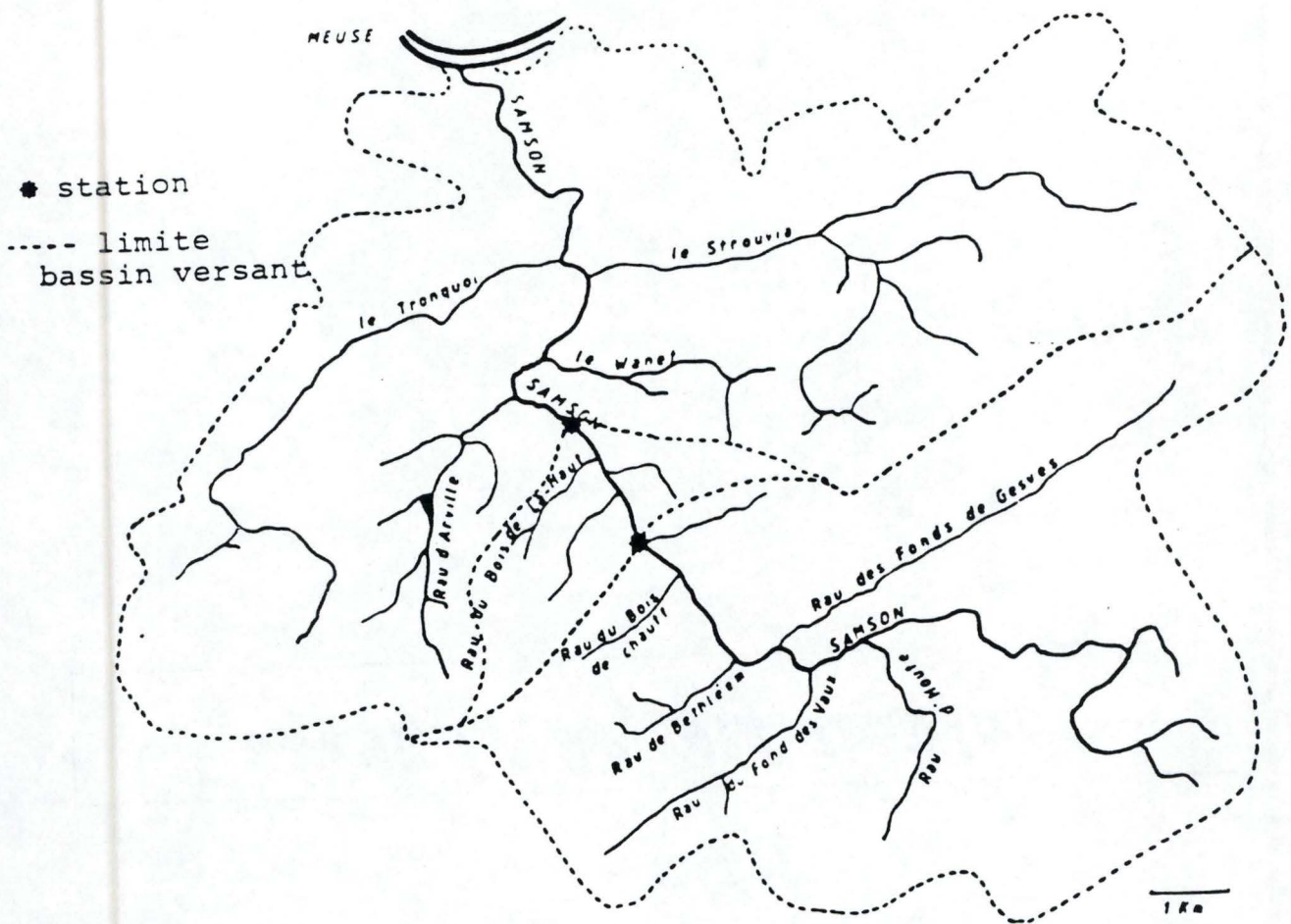


Figure 1: Réseau hydrographique et affectation des sols du bassin versant du Samson: forêts, zones agricoles, zones urbanisées (modifié d'après MAQUET, 1981).

1. Le Samson.

Un travail antérieur (MAQUET, 1981) décrit de manière détaillée le bassin versant du Samson au niveau géologique, pédologique, affectation des sols et description du réseau hydrographique. Aussi nous n'en reprendrons brièvement que les principales caractéristiques.

1.1. Description du réseau hydrologique.

1.1.1 Topographie.

Le Samson est un affluent de la Meuse qui prend sa source à Sorée à 280 m d'altitude et, après avoir parcouru 20,5 km, se jette à Thon à une altitude de 80 m. La pente moyenne est donc de 9,7 ‰. Cependant, en fonction des différentes régions géologiques, la pente prend des valeurs variables. Elle est plus faible en région condrusienne (6 ‰) puis atteint une valeur légèrement plus haute que la moyenne (10 ‰); en Ardenne condrusienne, la valeur moyenne est maximale (13 ‰) et enfin elle redescend (8,2 ‰) dans les 8 derniers kilomètres.

La superficie du bassin versant du Samson est de 109 km² (chiffre obtenu par MAQUET (1981) par mesure planimétrique sur cartes 1/25000 de l'Institut Géographique Militaire n° 47/3-4, 47/7-8, 48/5-6).

Le bassin versant est délimité:

- au Nord par la Meuse;
- à l'Est par le bassin versant du Hoyaux ;
- au Sud par le bassin versant du Bocq ;
- à l'Ouest par les bassins versants du Bocq et de la Meuse .

1.1.2. Réseau hydrologique.

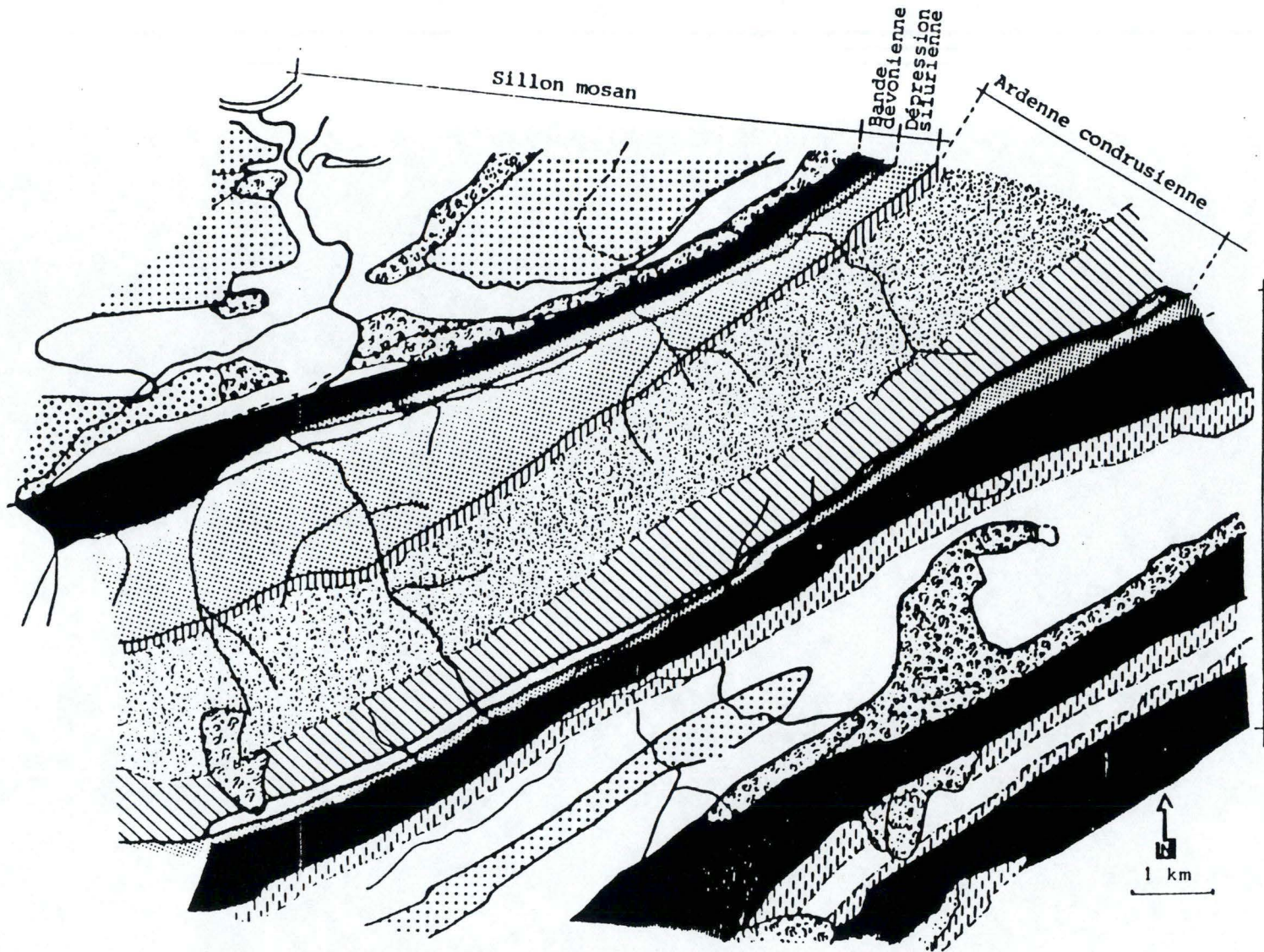
De la source à l'embouchure, le Samson reçoit plusieurs affluents (Figure 1) dont les principaux sont :

- rive droite :- le ruisseau des Fonds de Gesves (villages de Ohey, de Gesves), à 9 km de la source;
- le Wanet (village de Faulx-les-tombes), à 15 km de la source;
- le Strouvia (villages de coutisse, de Haltinne, de Faulx-les-tombes), à 16,3 km de la source.

| cours d'eau | longueur (km) | altitude (m) | | pente (‰) | bassin versant (km ²) |
|-------------------------|------------------|--------------|------------|-----------|--------------------------------------|
| | | source | embouchure | | |
| Samson | 20,5 | 280 | 80 | 9,7 | 108 |
| Rau du Strouvia | 10,6 | 260 | 110 | 14,0 | 24 |
| Rau du Tronquoi | 9,4 | 195 | 95 | 15,0 | 17 |
| Rau des Fonds de Gesves | 7,5 | 260 | 195 | 11,2 | 8 |
| Rau d'Arville | 4,6 | 270 | 150 | 26,0 | * |
| Ry Noir | 4,5 | 270 | 135 | 30,0 | * |
| Rau de Wanet | 4,3 | 220 | 125 | 22,0 | * |
| Rau du Fonds des Vaux | 3,5 | 260 | 220 | 11,4 | * |
| Rau d'Houte | 3,2 | 270 | 210 | 18,8 | * |
| Rau de Bethléem | 2,2 | 235 | 190 | 20,5 | * |
| Rau du Bois de Là-Haut | 2 | 215 | 140 | 37,5 | * |
| Rau du Bois de Gesves | 2 | 215 | 140 | 37,5 | * |


Tableau 1: Caractéristiques morphologiques du Samson et de ses principaux affluents (modifié d'après MAQUET, 1981) .

Figure 2: Carte géologique du bassin du Samson (modifié d'après MAQUET, 1981).



LEGENDE

Primaire

Silurien inférieur 

Dévonien inférieur :

- Gedinien 

- Coblentien 

- Burnotien 

Dévonien moyen :

- Couvinien 

Dévonien supérieur :

- Frasnien 

- Famennien 

Carboniférien :


- Tournaisien 

- Viséen 

- Houiller 

Tertiaire

Oligocène :

- dépôts inférieurs marins 

- dépôts supérieurs continentaux 

- rive gauche : - le ruisseau de Bethléem (village de Sorinne-la-longue), à 9,5 km de la source;
- le ruisseau d'Arville (village de Courrière), à 24,5 km de la source;
- le Tronquoi (villages de Sart-Bernard, de Naninne, de Wierde, de Mozet), à 16,9 km de la source.

Le tableau 1 reprend les principales caractéristiques morphologiques du Samson et de ses affluents.

1.2. Description du bassin-versant.

1.2.1. Géologie.

Au point de vue de sa géologie, le bassin versant du Samson peut être divisé en trois zones principales (Figure 2):

- la zone supérieure est celle du Condroz où les roches du Dévonien sur les crêtes (psammites du Dévonien Supérieur) alternent avec les roches du Carboniférien au niveau des dépressions;
- la zone centrale où l'Ardenne Condruzienne repose sur un socle du Dévonien Inférieur (socle de schistes, grès et poudingues);
- la zone septentrionale regroupe la dépression silurienne (schiste), la bande de transition dévonienne (psammites, calcaires, calshistes, grès, poudingues) et le sillon mosan du Carboniférien (schistes, grès et psammites du Houiller et calcaire du Carbonifère).

1.2.2. Pédologie.

De nouveau, nous retrouvons ces trois zones au niveau pédologique :

- dans le Condroz se retrouvent des sols limoneux à charge psammitique, à charge argilo-calcaire ou à charge caillouteuse;
- dans l'Ardenne condrusienne, ce sont surtout des sols à charge schisto-gréseuse;
- dans la troisième zone, des sols limoneux à charge schisteuse recouvrent la bande silurienne, des sols limono-cailloteux celle du Dévonien. Dans la partie du sillon mosan, ce sont des sols limono-cailloteux riches en calcaire tandis que sur les parties les plus élevées ce sont des sols limoneux à charge de silexites.

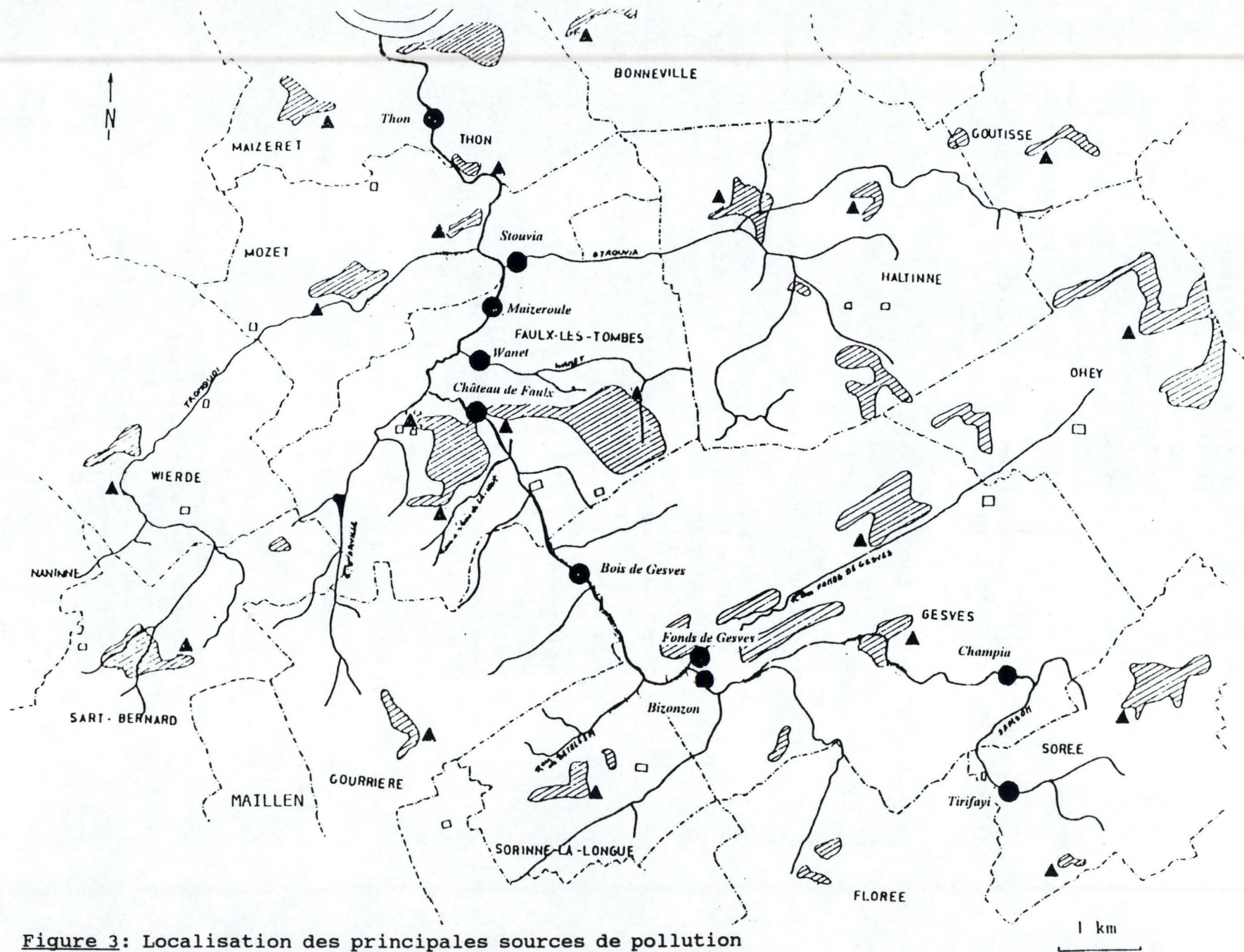


Figure 3: Localisation des principales sources de pollution et des stations de prélèvements (modifié d'après MAQUET, 1981).

1.2.3. Affectation des sols.

L'utilisation du sol dépend de sa géologie et de sa pédologie. Dès lors, les trois zones apparaissent à nouveau (Figure 1):

- le Condroz est occupé essentiellement par des terres agricoles avec des îlots forestiers;
- en Ardenne condrusienne, la situation inverse se présente: les bois de feuillus sont majoritaires et les terres agricoles jouxtent les villages;
- les sols de la dépression silurienne ont essentiellement une vocation agricole, ceux de la bande dévonienne sont couverts de bois et des terres agricoles accompagnées de bois de feuillus occupent le sillon mosan.

1.3. L'impact du facteur anthropique sur le bassin versant du Samson.

1.3.1. Données antérieures.

En 1981, MAQUET a étudié l'importance et la localisation des sources de pollution sur le bassin versant du Samson. Ce travail a été réalisé sur les entités de Andenne (Coutisse, Bonneville, Thon et Maizeret), d'Assesse (Florée, Sorinne-la-longue, Courrière, Maillen et Sart-Bernard), de Gesves (Haltinne, Gesves, Faulx-les-tombes, Mozet et Sorée), de Namur (Wierde et Naninne) et de Ohey (Ohey). Les éléments pris en compte étaient la population humaine, la composition du cheptel, le réseau d'égouttage et les activités humaines. Après avoir établi la localisation des points de pollution (Figure 3), l'importance des sources de pollution a été estimée à partir de la population humaine et animale. La charge polluante humaine atteignait 13 035,5 E.H. (Equivalent Habitant) et la charge polluante animale était de 36 139 E.H. (Tableau 2). Ces résultats correspondaient à une approche approximative de la situation réelle, la totalité du bétail et de la population humaine n'occupant qu'une partie du bassin du Samson. Par conséquent, il y a une surestimation de la charge polluante pour certains villages.

D'après cette étude, il en résulte que l'origine de la pollution sur le bassin versant du Samson est surtout animale. La répartition homogène du cheptel du bassin versant correspondrait à une charge polluante bien répartie sur l'ensemble du bassin. Seuls les villages constituent une source de pollution ponctuelle (MAQUET, 1981).

| communes | charge polluante humaine (E.H.) | charge polluante animale (E.H.) | |
|--------------|---------------------------------|---------------------------------|--------------------|
| Courrière | 781 | 1245 | |
| Florée | 437 | 3649 | |
| Gesves | 6480,5 | 16463 | (nouvelle entité) |
| Maillen | - | - | |
| Sorinne | 312 | 1370 | |
| Sart-Bernard | 667 | 955 | |
| Ohey | 1216 | 3883 | |
| Bonneville | 786 | 2277 | |
| Coutisse | 301 | 2920 | |
| Maizeret | 507 | 859 | |
| Naninne | - | - | |
| Thon | 605 | - | (donnée manquante) |
| Wierde | 943 | 2518 | |
| total | 13035,5 | 36139 | |

Tableau 2: Charges polluantes animales et humaines du bassin versant du Samson en 1981 (d'après MAQUET, 1981).

| Villages | Nombre d'habitants | |
|--------------|--------------------|--------------|
| | Données 1981 | Données 1994 |
| Courrière | 917 | 1314 |
| Florée | 424 | 356 |
| Gesves | 1357 | 1810 |
| Maillen | 531 | 820 |
| Sorée | 418 | 379 |
| Sorinne | 288 | 268 |
| Sart-Bernard | 649 | 1114 |
| Faulx | 1013 | 1214 |
| Ohey | 1120 | 1460 |
| Haltinne | 693 | 812 |
| Bonneville | 916 | 1037 |
| Coutisse | 610 | 810 |
| Maizeret | 271 | 328 |
| Mozet | 374 | 514 |
| Naninne | 1153 | 1594 |
| Thon | 779 | 769 |
| Wierde | 873 | 1675 |
| TOTAL | 12386 | 16274 |

Tableau 3: Nombre d'habitants répartis sur le bassin versant du Samson en 1981 (d'après MAQUET, 1981) et en 1994.

1.3.2. Données actuelles.

Une réactualisation du jeu de données existantes a été entreprise par la localisation de certains facteurs humains dans l'ensemble du bassin versant du Samson. Le réseau d'égouttage ayant peu changé depuis 1981 (Mr LEMINEUR, I.N.A.C.E.P., communication personnelle), la carte de localisation des sources de pollution établie par MAQUET (1981) a été conservée. Signalons cependant l'existence d'une station d'épuration à Gesves d'une capacité de 100 E.H..

La charge engendrée par l'activité humaine doit être calculée à partir du nombre d'habitants et des activités (boulangeries, boucheries, garages, hôtels,...).

Le nombre d'habitants en 1981 et en 1994 sont repris dans le tableau 3. La différence des totaux montre une augmentation de 3 888 habitants en 13 ans. Le recensement des activités humaines n'a pu se faire suite à un manque de données (non fournies par toutes les communes concernées). En 1981, la charge polluante des activités humaines s'élevait à 3 890 E.H. sur la totalité du bassin versant. Les données fournies par les communes d'Assesse et de Gesves nous ont permis de nous rendre compte de l'augmentation des activités humaines et donc la charge polluante en 1994 est très probablement plus élevée par rapport à 1981.

La totalité de la charge polluante dépasse certainement 17 700 E.H. en 1994. Par manque d'informations, la charge polluante animale n'a pas pu être calculée pour 1994. La valeur obtenue par MAQUET en 1981 était de 36 139 E.H..

| <i>Sous - famille</i> | <i>Tribu</i> |
|-----------------------|---|
| Buchonomyinae | |
| Tanypodinae | Coelotanypodini Tanypodini Macropelopiini Pentaneurini |
| Podonominae | |
| Telmatogetoninae | |
| Diamesinae | Diamesini Protanypini |
| Prodiamesinae | |
| Orthocladiinae | Metriocnemini Orthocladiini |
| Chironominae | Chironomini Tanytarsini |

Tableau 4: Classification et principales subdivisions taxonomiques des sous-familles les plus importantes (modifié d'après EVRARD, 1991).

2. Les Chironomidae.

2.1. Position systématique.

Les Chironomidae appartiennent à l'Ordre des Diptères. Les adultes de cet ordre sont généralement reconnaissables par la présence d'une paire d'ailes antérieures bien développées, d'une paire d'ailes postérieures transformées en "balanciers" et par un appareil buccal du type suceur ou piqueur.

L'Ordre des Diptères est subdivisé en deux sous-groupes : les Nématocères et les Brachycères. La famille des Chironomidae appartient au sous-ordre des Nématocères. Ceux-ci se différencient des Brachycères notamment par des antennes à plusieurs articles et filiformes chez les adultes. Les antennes des Brachycères sont courtes, réduites et les yeux sont contigus. Chez les larves de Nématocères, la capsule céphalique est sclérifiée et individualisée; le mouvement des mandibules se fait dans un plan horizontal. Chez les larves de Brachycères, la capsule céphalique est rarement sclérifiée et souvent rétractile. Les mandibules se déplacent dans un plan vertical (TACHET et al., 1980).

Actuellement, l'Ordre des Diptères comporte neuf sous-familles et dix tribus (Tableau 4). En Europe, 1404 espèces ont été recensées (FITTKAU et REISS, 1978, in BUISSON, 1936) : elles se rangent surtout parmi les Orthoclaadiinae, Chironominae, Diamesinae et Tanypodinae. 317 espèces de Chironomidae sont reprises dans la zone 13 de la Limnofauna Europaea (ILLIES, 1978). En Belgique, les Chironomidae sont représentés par plus de 300 espèces (GODDEERIS et BEHEN, in GROOTAERT et al., 1991). Une étude récente (EVRARD, 1994a) en répertorie 120 espèces pour la Meuse et deux de ses affluents, dont le Samson. Celui-ci abrite 62 espèces de Chironomidae.

Auparavant, suite aux difficultés d'identification du stade larvaire, les Diptères Chironomidae étaient peu étudiés et peu considérés dans les études des milieux aquatiques (BOLTON, 1992). Mais, depuis quelques dizaines d'années, les scientifiques se sont intéressés à ces insectes ubiquistes et abondants. Ceci a permis d'approfondir les connaissances taxonomiques. La description ou redescription et la découverte d'espèces nouvelles pour un pays ou une région se retrouvent fréquemment dans la littérature et permettent à la taxonomie de se développer continuellement (OLIVER, 1971; CRANSTON et OLIVER, 1987 et 1988; LENAT et BARBOUR, 1994).

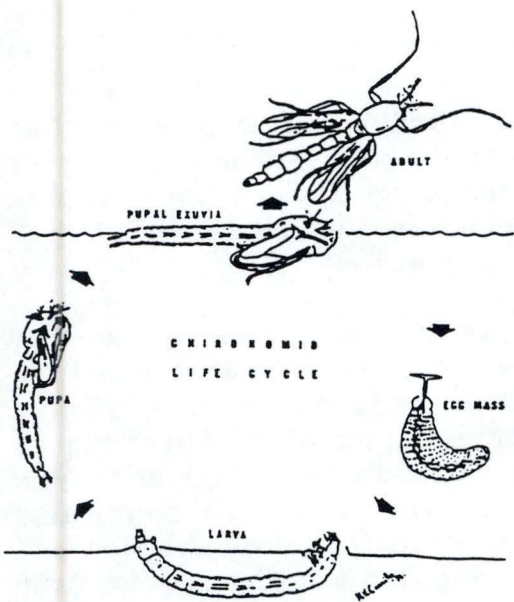


Figure 4: Le cycle de vie (modifié d'après FERRINGTON et al., 1991).

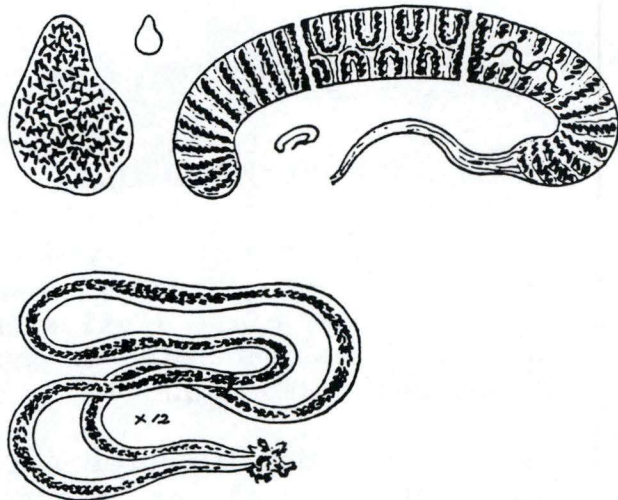


Figure 5: Pontes de Chironomides (modifié d'après BERTRAND, 1954).

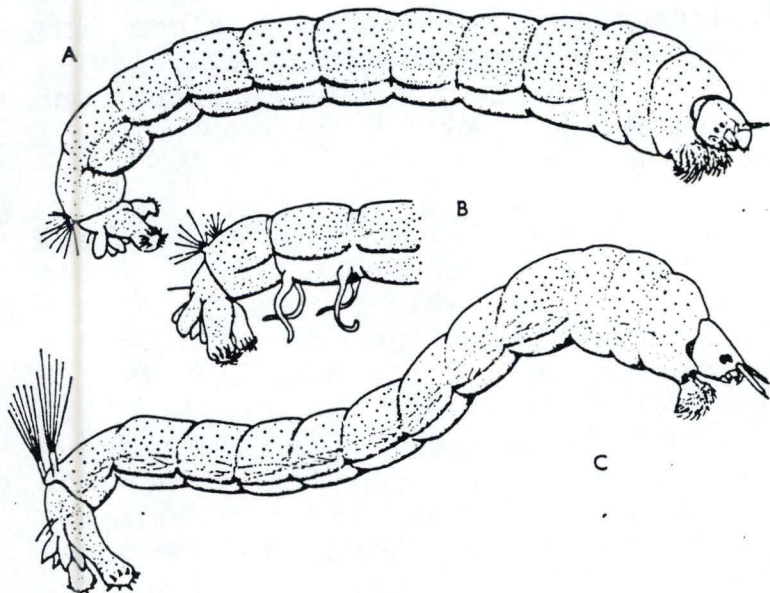


Figure 6: Larves de Chironomidae:
 a) larve de Dicrotendipes sp.
 b) région anale de Chironomus sp.
 c) larve de Clynotanypus sp.
 (modifié d'après BRYCE et HOBART, 1972).

2.2. Le cycle de vie.

Le cycle de vie se déroule en 4 phases : les stades oeuf, larvaire, nymphal et adulte (Figure 4). Les trois premiers sont aquatiques tandis que le dernier est aérien. C'est durant le stade adulte qu'à lieu l'accouplement et la ponte.

La durée du cycle de vie est fonction de l'espèce et de la température. Ainsi, il existe des espèces univoltines (une génération par an), bivoltines, trivoltines et même quadrivoltines (BERG et HELLENTAL, 1991). Les périodes de ponte dépendent donc du multivoltisme de l'espèce.

2.2.1. Le stade oeuf.

Les oeufs sont pondus à la surface de l'eau, accrochés à un support. Ils sont enveloppés dans une matrice gélatineuse. OLIVER (1971) classe la forme de la ponte en deux catégories : le type linéaire, caractéristique des Orthocladiinae et des Diamesinae et le type plus compact des Tanypodinae et Chironominae (Figure 5).

Certaines femelles réunissent leurs pontes formant ainsi des "pontes sociales". Ceci fut signalé pour les genres Cricotopus et Cardiocladius (BERTRAND, 1954). Dans les différentes sous-familles, il existe des espèces parthénogénèses comme Paratanytarsus grimmii Schneider, Chironomus clavaticrus Edwards, Coryneura celeripes Goetghebuer et C. scutellata Goetghebuer. Les individus issus de parthénogénèse sont exclusivement du sexe femelle (BERTRAND, 1954; FERRARESE, 1992).

Le développement de l'oeuf est fonction non seulement de l'espèce, mais aussi de la température (GODDEERIS, 1991; OLIVER 1971, in MACRAE et RING, 1993). Cet oeuf va donner une larvule ou entrer en diapause pour passer l'hiver.

2.2.2. Le stade larvaire.

La larve de Chironomidae d'aspect vermiforme possède trois segments thoraciques qui se distinguent difficilement des segments abdominaux. Comme pour les autres larves de Diptères, elle ne possède ni pattes ni fourreaux alaires.

Sur le segment prothoracique et le dernier segment anal, une paire de pseudopodes ventraux permettent à la larve de se déplacer. Sur la face dorsale du dernier segment anal, des tubercules préanaux sont présents, ils se composent d'un socle garni de soies. La grandeur de ces tubercules diffère d'une espèce à l'autre (Figure 6).

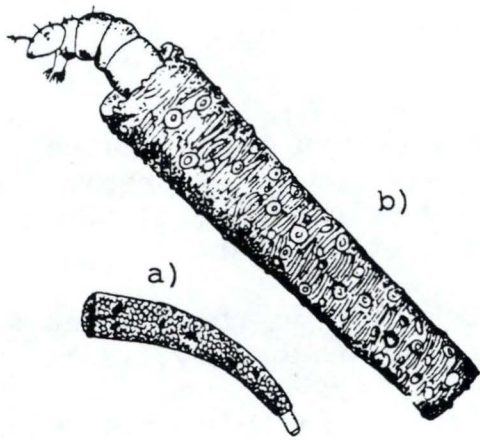


Figure 7: Exemples de fourreaux larvaires:

a) Zavrelia sp.

b) Stempellina sp.

(modifié d'après BERTRAND, 1954).

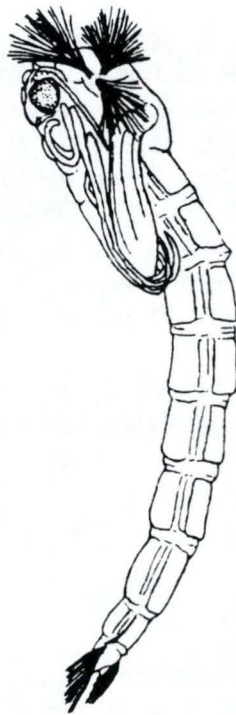


Figure 8: Stade nymphal de Chironomus sp. (modifié d'après BERTRAND, 1954).

D'autres appendices existent chez les larves de Chironominae. Il s'agit de tubules portées sur le ou les dernier(s) segment(s) abdominal(aux) (Figure 6b). Leur but est d'augmenter la surface d'échange avec le milieu pour permettre une osmorégulation (BRYCE et HOBART, 1972).

La tête de la larve est sclérifiée et est non rétractile. Cette sclérisation de la tête provoque la mue de la larve lors de sa croissance. Généralement, il existe quatre voire cinq stades larvaires entrecoupés de mues selon les sous-familles. MACRAE et RING (1993) ont mis en évidence que chaque stade larvaire de Cricotopus myriophylli Oliver pouvait se traduire par une longueur et une largeur de capsule céphalique bien définie.

La couleur des larves varie selon l'espèce (blanchâtre, brunâtre, grisâtre, verdâtre ou rougeâtre). La couleur rouge traduit la présence d'une hémoglobine particulière.

Certaines larves de Chironomidae sont libres, nageuses ou vivent dans un fourreau qu'elles construisent grâce à la sécrétion salivaire. Parfois, ces fourreaux ressemblent à ceux des Trichoptères comme c'est le cas pour les larves du genre Zavrelia sp. et Stempellina sp. (Figure 7).

C'est sous la forme larvaire que les Diptères Chironomidae passent la plus grande partie de leur existence. Il s'agit surtout d'une phase de nutrition et de croissance. Cette croissance est stoppée en hiver, comme pour la plupart des organismes aquatiques, excepté pour les espèces arctiques qui peuvent se développer en-dessous de 4°C (OLIVER, 1971). Dans des étangs situés en Ardennes belges, GODDEERIS (1991) a observé que la diapause larvaire de Tanytarsus debilis Meigen commençait lors d'une photopériode décroissante (fin août). La période de diapause s'étend, pour cette espèce, jusqu'en mars, la température jouant également un rôle dans la durée de la diapause.

2.2.3. Le stade nymphal.

Le stade nymphal présente une position figée. A ce stade, des caractères imaginaires apparaissent. Ainsi les ailes sont contenues dans des fourreaux alaires en position ventrale, les antennes et les pattes sont insérées dans un tégument mais restent libres. Il s'agit d'une nymphe dite holométabole (Figure 8).

Le thorax est muni de cornes prothoraciques respiratoires parfois bien développées, parfois en régression. Selon les sous-familles et les genres, la forme des cornes prothoraciques varie: en massue chez les Tanypodinae, elles sont touffues (Chironomini) ou filiformes (Tanytarsini) (Figure 9).

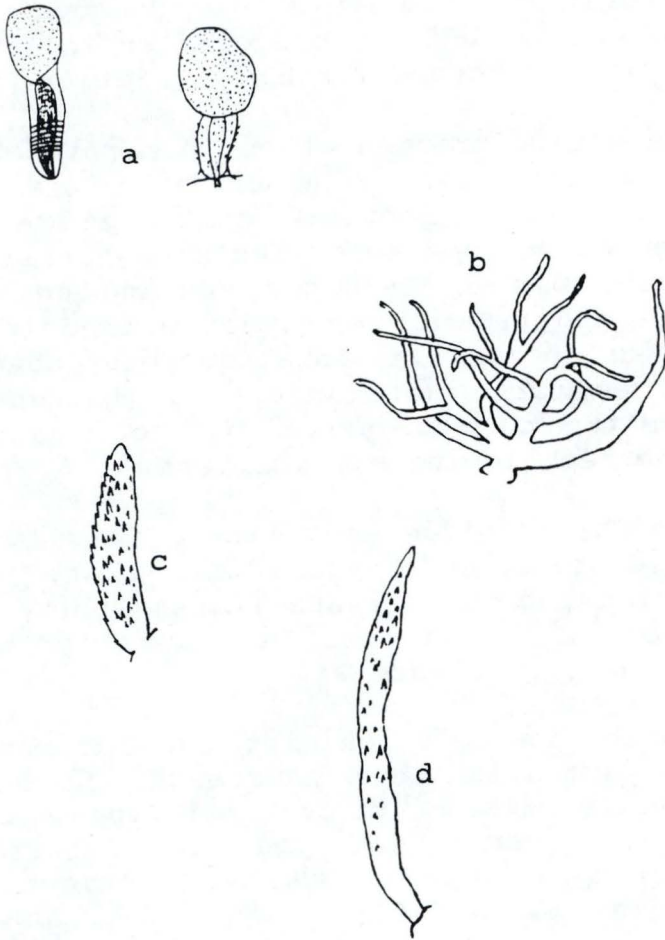


Figure 9: Exemples de cornes thoraciques de nymphes de Chironomidae (a: Tanypodinae; b: Chironomini; c et d: Orthocladiinae) (modifié d'après BERTRAND, 1954).

L'abdomen présente des ornements fort variables. La disposition de poils, d'épines, de spinules caractérisera le genre ou l'espèce. Citons par exemple la rangée d'épines ressemblant à des sourcils chez certains Chironominae ou les épines présentes chez le genre Eukiefferiella.

Le segment anal formé du sac génital, plus important chez les mâles, et du lobe anal proprement dit permet la nage de la nymphe au moyen de franges natatoires. A l'apex de ces lobes anaux, il peut exister des soies filamenteuses plus longues que les franges natatoires. Le développement, l'absence ou la présence de ces filaments varient selon les espèces.

Après une étude sur les Diamesini d'Europe, SERRA-TOSIO (1973) rapporte que les spinules et épines de la nymphe lui permettent de s'accrocher à un support. Grâce à une onde de l'abdomen naissant à l'avant et se dirigeant vers l'arrière, elle sort activement de l'eau et grimpe à reculons sur le substrat. La nymphe peut ainsi parcourir une distance de plus de 10 cm en quelques minutes. Ce comportement permet aux espèces torrenticoles d'échapper aux violents mouvements d'eau lors de l'émergence.

Comme pour les larves, les nymphes sont libres ou attachées à un fourreau. La flottaison de la nymphe et la capacité à rester en surface avant l'émergence sont dus à la production de gaz dans l'espace intertriculaire (OLIVER, 1971; BRYCE et HOBART, 1972). La durée du stade nymphal s'étend de quelques heures à quelques jours en fonction de l'espèce et des facteurs environnementaux (température, ensoleillement,...) (SERRA-TOSIO, 1973; OLIVER, 1971).

MARIAN et al. (1991) ont reproduit en laboratoire le cycle de vie du genre Chironomus. Les conclusions à propos du stade nymphal sont les suivantes: la transformation est terminée après trois jours; pendant ce temps, la pupe devient plus sombre suite à la digestion de l'hémoglobine. La pupe arrive en surface après 24 heures. L'émergence est rapide : elle dure une quinzaine de secondes. Les mâles se développent plus rapidement que les femelles. Le sexe ratio est de 3 mâles pour 2 femelles.

MACRAE et RING (1993) expliquent qu'un sexe ratio élevé pour les mâles permet de contrecarrer la forte mortalité due à la prédation et à une émergence précoce provoquées par des facteurs abiotiques défavorables. Cette précocité dans l'émergence des mâles a été observée en laboratoire par KURECK (1980) pour Chironomus thummi Kieffer et dans les conditions naturelles par SCHMID (1992) pour plusieurs espèces.

L'adulte émerge en brisant l'enveloppe chitineuse au niveau du thorax. Les propriétés physiques de l'exuvie nymphale lui permettent de rester en surface (FERRINGTON et al., 1991). Elle est ensuite emportée par le courant pour s'échouer le long des berges ou être immergée. La distance de dérive varie selon le relief du cours d'eau.

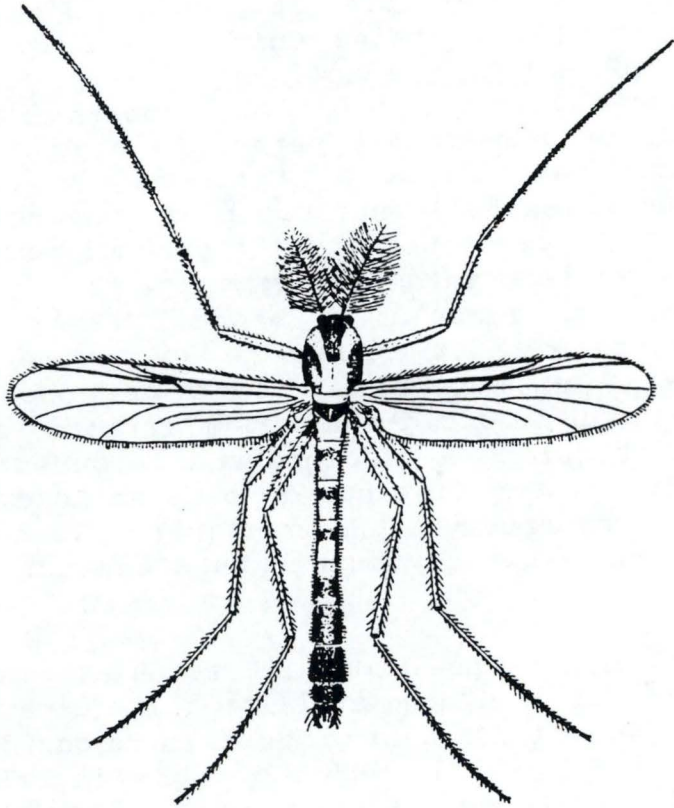


Figure 10: Adulte de Chironomidae (*Chironomus sp.*) (modifié d'après BERTRAND, 1954).

2.2.4. Le stade adulte.

La durée de ce stade est court par rapport à celui de la larve. Voués essentiellement à la reproduction, les adultes ne possèdent pas de pièces buccales ce qui les empêche de se nourrir, sauf pour quelques rares cas. Leur taille varie de quelques mm à 15 mm en fonction de l'espèce (HARRIS, 1977).

La forme générale de l'imago rappelle celle des moustiques Culicidae (Figure 10). Cependant certains détails permettent de distinguer les deux familles. Ainsi l'absence de rostre piqueur et l'agitation permanente des pattes antérieures chez les chironomidae permettent une identification rapide.

Au niveau de la tête, les antennes, de cinq à quinze articles, permettent de faire la distinction sexuelle : les antennes des mâles sont garnies de poils, leur donnant un aspect de plumeau. Les ailes longues et étroites offrent un intérêt pour la systématique suite à l'ornementation et à la nervation (BERTRAND, 1954). L'abdomen est grêle et de coloration caractéristique de l'espèce. Son extrémité porte les appendices servant à l'accouplement: la capsule séminale chez la femelle et l'hypopyge chez le mâle.

Les adultes de cette famille, communément appelés moucheron, sont des insectes ptérygotes typiques : le thorax de trois segments, portant chacun une paire de pattes articulées, supporte deux paires d'ailes disposées sur le deuxième et le troisième segments.

3.2.5. La reproduction.

L'accouplement a lieu peu de temps après l'émergence. Les essaims de Chironomidae jouent un rôle important dans la recherche du partenaire sexuel. Différentes études décrivent leur rôle de manière succincte (OLIVER, 1971) ou plus détaillée (SERRA-TOSIO, 1973).

Composés presque exclusivement de mâles, les essaims ont une forme allongée dans le sens vertical. Le nombre d'individus peut atteindre la cinquantaine. Chacun d'eux se déplace selon un mouvement vertical (de haut en bas et de bas en haut) en faisant des déplacements latéraux en zigzag.

Selon les sous-familles, ces essaims se manifesteront pendant la journée, à l'aube ou au crépuscule.

Le rôle de l'essaim est de favoriser la recherche des femelles par les mâles. En volant, la femelle émet des sons de fréquence basse par rapport à ceux émis par les mâles. Ces sons sont captés par les antennes plumeuse des mâles qui entrent en résonance (SYRJÄMÄKI, 1966 et RÖMER, 1970 in SERRA-TOSIO, 1973).

Une fois la femelle localisée, le couple recherche un support où l'accouplement a lieu.

L'accouplement dure plusieurs minutes et les premières pontes ont lieu 48 heures plus tard. MARIAN et al. (1991) signalent que l'accouplement de certaines espèces du genre Chironomus dure vingt secondes et que l'ovoposition se déroule 24 à 48 heures plus tard. Il existe de nombreuses variations intermédiaires.

2.3. La distribution naturelle.

Dans un cours d'eau, la présence et la distribution des macroinvertébrés sont régulées par une série de facteurs. Selon HYNES(1970), les plus importants sont la vitesse du courant, la température, en y incluant les effets de l'altitude et des saisons, le substrat y compris la végétation et les substances dissoutes. Le même auteur complète cette liste par d'autres éléments importants : la sécheresse, les crues, la disponibilité en nourriture, les compétitions intra et inter-spécifique, l'ombrage et la zoogéographie.

Dans les nombreuses études traitant de la répartition des Diptères Chironomidae, ces paramètres sont rarement traités dans leur ensemble. Certains auteurs les considèrent séparément tandis que d'autres les analysent en interaction.

2.3.1. Généralités.

Que ce soit par la capture d'imagos ou de larves, certaines généralités se dégagent des différentes études.

Quel que soit l'endroit d'échantillonnage sur une rivière, ce sont les Diptères Chironomidae qui sont les plus abondants (GRYZBKOWSKA et WITCZAK ,1990) et qui comptent le plus grand nombre d'espèces par famille. Ainsi PINDER et FARR (1987) montrent que pour 65 familles de macroinvertébrés, la famille des Chironomidae est la seule à contenir entre 30 et 50 espèces alors que les autres familles de macroinvertébrés sont représentées en générale par une ou deux espèces. BERG (in BERG et HELLENTHAL, 1991) signale que les espèces de Chironomidae représentent entre 30 et 60 % des taxa présents dans une rivière.

Cette observation peut se faire sur base de relevés de macrofaune benthique en analysant la densité ou la biomasse des Chironomidae par rapport aux autres familles ou au total de tous les organismes. Une étude traitant des variations interannuelles

| <i>Sites</i> | <i>Nombre d'espèces</i> | | | <i>Références</i> |
|-----------------------------|-------------------------|-----------------------|---------------------|----------------------------------|
| | <i>Total</i> | <i>Orthoclaðiinae</i> | <i>Chironominae</i> | |
| Tandnoll Brook (Angleterre) | 75 | 42 | 26 | Pinder (1974) |
| Guadalquivir (Espagne) | 64 | 20 | 34 | Vilchez-Quero & Lavandier (1986) |
| Sierra Nevada (Espagne) | 143 | 78 | 38 | Casas & Vilchez-Quero (1993) |
| Oberer Seebach (Canada) | 80 | 52 | 13 | Schmid (1993) |
| Meuse (Belgique) | 120 | 52 | 51 | Evrard (1994) |

Tableau 5: Répartition des sous-familles Orthoclaðiinae et Chironominae dans différents cours d'eau.

| | <i>Sous - familles</i> | | | | |
|----------------|------------------------|---------------------|--------------------|----------------------|---------------|
| | <i>Orthoclaðiinae</i> | <i>Chironominae</i> | | <i>Prodiamesinae</i> | <i>Autres</i> |
| | | <i>Chironomini</i> | <i>Tanytarsini</i> | | |
| Nbre d'espèces | 27 | 5 | 10 | 1 | 7 |
| Fréquence (%) | 47,5 | 5,8 | 40,2 | 4 | 2,2 |

Tableau 6: Répartition des principales sous-familles dans le Samson (d'après EVRARD, 1994).

de différents facteurs de répartition a été réalisée sur le Samson par ROSILLON en 1989. La densité des larves de Chironomidae atteint 770 individus pour une surface de 0,1 m². Gammarus fossarum Koch suit avec la famille des Naïdidae comprenant respectivement 492 et 314 individus pour 0,1 m². Bien souvent, les larves de Chironomidae constituent plus de 50 % de la biomasse totale des macroinvertébrés. Dans un étang Suisse, OERTLI (1993) estime à 60 % la contribution des Chironomidae en tant que consommateurs primaires. Une étude menée par SOLUK (1985) montre que deux espèces de Chironomidae sont responsables de 80,6 % de la biomasse totale: Robackia demeijeri (Kruseman) (Chironominae) et Rheosmittia sp. (Orthoclaadiinae). Il faut cependant noter que ceci fut observé dans un milieu particulier. En effet, le lit de la rivière étudiée était composé d'un substrat sableux, ce qui faisait de ces deux espèces les taxa dominants à 92,8% de la faune benthique et à 94,6% des Chironomidae.

La répartition des espèces dans les différentes sous-familles laisse apparaître une certaine dominance de la part des Orthoclaadiinae suivi des Chironominae. Le tableau 5 reprend la composition des sous-familles d'Orthoclaadiinae et de Chironominae pour différents cours d'eau.

Ces observations sont également valables pour une partie du bassin versant de la Meuse belge. En effet, une étude récente (EVRARD, 1994a) utilisant le piégeage d'exuvies répertorie 120 espèces de Chironomidae réparties sur la Meuse et deux de ses affluents. De ce total, 52 et 51 espèces appartiennent respectivement aux Orthoclaadiinae et Chironominae. D'autre part, une expérience identique (EVRARD, 1994 b) réalisée sur le Samson établit la dominance des Orthoclaadiinae au niveau spécifique (27 espèces sur 50) et au niveau numérique avec 47,8 % des exuvies récoltées. Les Chironominae, quant à eux, ne représentent que 15 espèces mais néanmoins 46 % des exuvies piégées (Tableau 6). La dominance de ces sous-familles s'exerce tant au niveau de la richesse spécifique qu'au niveau de l'abondance numérique.

Cette répartition des espèces dans les sous-familles a été mise en évidence par THIENEMANN (1954, in PINDER, 1980) qui caractérise les rivières de montagne et de plaine par les proportions des deux sous-familles précitées. En montagne, les Orthoclaadiinae constituent 80 % du peuplement et les Chironominae 10 % . En plaine, la situation s'inverse : les Chironominae dominent la population chironomidienne à 55 % et la part représentée par les Orthoclaadiinae tombe à 30% . Bien entendu, ces proportions dépendent de l'écologie des espèces, ainsi que du type et de la situation de la rivière.

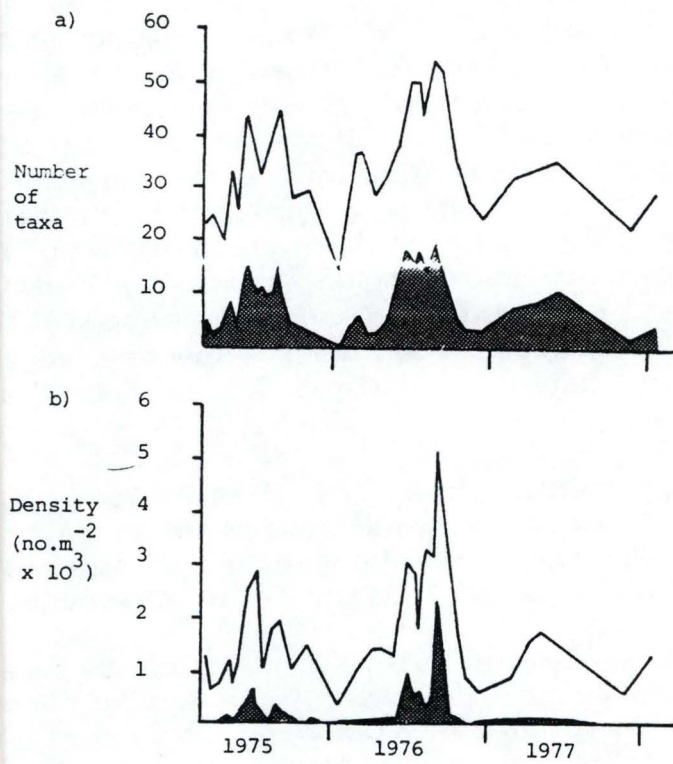


Figure 11: Variations saisonnières dans le nombre de taxa (a) et et la densité moyenne estimée des invertébrés et des Chironomidae (ombré) (traduit de SOKOLOVA et al., 1992).

2.3.2. Les variations saisonnières.

Le paramètre "variations saisonnières" sous-entend une interaction de plusieurs facteurs. La température varie avec la saison ainsi que les précipitations. Suite au développement des organismes, l'abondance de nourriture, la consommation et la production d'oxygène influencent les relations trophiques entre les groupes faunistiques.

Par ces interactions, les modifications saisonnières changeront d'une année à l'autre. Ainsi ROSILLON (1989) a étudié les variations interannuelles et saisonnières sur une station du Samson pendant cinq années de prélèvements. En utilisant une analyse de la variance à deux critères de classification, il a pu mettre en évidence une variation de l'indice de diversité d'une année à l'autre ainsi qu'une évolution interannuelle différente selon la saison. Au niveau de la densité, sur 34 taxa répertoriés, 27 présentaient une variation significative au cours des années et 18 au cours des saisons. Les Orthocladiinae et les Tanytarsini appartiennent à la deuxième catégorie alors que pour le premier groupe viennent s'ajouter les Chironomini et les Tanypodinae (Ce qui représentaient l'ensemble des Chironomidae). Les variations climatiques interannuelles peuvent affecter le nombre de taxa et la densité moyenne pour la population de macroinvertébrés et de Chironomidae (Figure 11) (SOKOLOVA et al., 1992).

Lors des prélèvements des larves et d'exuvies, il est important de tenir compte de la saison. Ceci est à mettre en rapport avec le cycle de vie. LAVILLE (1981) fait remarquer que des échantillonnages d'exuvies en juin et juillet, risquent de sous-estimer les Diamesinae qui émergent plus tôt dans l'année. BOERGER et al. (1982) signalent que les faibles densités de larves en juin sur le sédiment sont dues d'une part à l'émergence des adultes et d'autre part à la colonisation par les larves des macrophytes en croissance. Cet auteur observe une densité minimale en juin et maximale en mars. D'autre part, le profil des variations saisonnières semble être identique pour les quatre sous-familles étudiées sur la Bigoray River (Australie) (Orthocladiinae, Tanypodinae, Chironomini, et Tanytarsini). NIEDZWIECKI (1974) rapporte les mêmes tendances pour une rivière de Pologne, avec quelques différences dues au fait qu'il examinait des sites différents par le substrat. Mais d'une manière générale, les minima observés se situent en juin, juillet et août, et les maxima au début du printemps et en automne.

BERG et HELLENTHAL (1991) remarquent également que toutes les espèces sont présentes en automne, hiver et printemps alors qu'en été seulement 11 espèces sur 48 sont collectées. Ceci est confirmé par un échantillonnage d'exuvies nymphales sur le bassin de l'Ourthe (EVRARD, 1994 c) répertorie 47 taxa au mois d'avril et 72 à la fin du mois d'août.

| | Tanypodinae | | Diamesinae + Orthocladiinae | | Tanytarsini | | Chironomini | | Total |
|---|-------------|------|-----------------------------|------|-------------|------|-------------|------|-------|
| | N | % | N | % | N | % | N | % | N |
| Estaragne - Torrent de montagne (LAVILLE et LAVANDIER, 1977) | 3 | 5,8 | 52 | 85,3 | 5 | 8,2 | 1 | 1,6 | 61 |
| Breintebach - Epirhitron (RINGE, 1974) | 6 | 7,4 | 55 | 67,8 | 9 | 11,2 | 11 | 13,6 | 81 |
| Linding - Rivière de plaine (LINDEGAARD, 1972) | 8 | 12 | 42 | 63 | 6 | 8,5 | 11 | 16,5 | 67 |
| Fulda - Rhitron (LEHMANN, 1971) | 15 | 8,6 | 110 | 62,9 | 30 | 17,1 | 20 | 11,9 | 175 |
| Haut-Lot - Rhitron (LAVILLE, 1981) | 7 | 6,4 | 68 | 62,4 | 21 | 19,3 | 13 | 11,9 | 109 |
| Rohrwiesebach - Epipotamon (RINGE, 1974) | 7 | 8,2 | 50 | 58,9 | 12 | 14,1 | 16 | 18,8 | 85 |
| Chew River - Rivière de plaine (WILSON et BRIGHT, 1973) | 16 | 18,6 | 38 | 44,2 | 11 | 12,8 | 21 | 24,4 | 86 |
| Meuse - Rivière de plaine (EVRARD, 1994) | 12 | 10,8 | 50 (2+48) | 45 | 16 | 14,4 | 33 | 29,7 | 111 |

Tableau 7: Composition numérique et fréquence (%) des espèces dans les principaux groupes de Chironomidae de quelques cours d'eau d'Europe (modifié d'après LAVILLE, 1981).

LENAT (1983) explique que l'ombrage des arbres, changeant selon les saisons, influence l'abondance des macroinvertébrés. Les interactions trophiques constituent une des raisons de cette relation (HYNES, 1970). Cette tendance peut être inversée selon les espèces dans une même famille (HUGHES, 1966, in HYNES, 1970). En ce qui concerne les populations de Chironomidae, le couvert végétal entraîne de faibles communautés de périphyton ce qui affecte les larves de type racleur-brouteur (LENAT, 1983). D'après cet auteur, la richesse spécifique des Diptères Chironomidae varie naturellement avec la taille du cours d'eau et la saison.

2.3.3. L'altitude.

L'altitude influence la température, le débit et le substrat (CASAS et VILCHEZ-QUERO, 1993). Elle est d'ailleurs considérée par COFFMAN (1989, in CASAS et VILCHEZ-QUERO, 1993) comme un des principaux facteurs qui influence la richesse d'une communauté lotique de Chironomidae.

Dans les cours d'eau de haute altitude, la sous-famille des Diamesinae est la mieux représentée. C'est d'ailleurs dans les Pyrénées, notamment, que se trouve la plus grande richesse spécifique de cette sous-famille: 27 espèces au dernier inventaire (LAVILLE, 1986).

Dans les zones de source, cette sous-famille est représentée par quelques espèces (rarement plus de cinq). Ceci s'observe aussi bien dans les rivières de montagne (KETTANI et al., 1994) que dans celles de plaine (PINDER, 1980; VILCHEZ-QUERO et LAVANDIER, 1986). La faible température des sources correspond à la sténothermie des espèces chez les Diamesinae.

Selon SERRA-TOSIO (1973), la répartition des Diamesinae se fait dans des limites altitudinales et thermiques différentes d'une espèce à l'autre. C'est ainsi qu'il est possible de rencontrer des espèces eurythermes et d'autres à tendance sténothermes.

La dominance de la famille des Orthocladiinae se manifeste également bien dans les zones amont des rivières de montagne. Cela peut être attribué aux basses températures convenant aux espèces sténothermes froides, nombreuses dans cette sous-famille (LAVILLE, 1981). La prospection des milieux lotiques a permis à LAVILLE (1978, 1980, 1986) de conclure à la préférence de ces milieux pour cette sous-famille.

LAVILLE (1981) a mis en évidence, par l'utilisation de la méthode du linkage cluster analysis et des fréquences des principales sous-familles, quatre groupements pour l'ensemble de la population chironomienne dans le Haut-Lot. Grâce à cela, il a pu définir une classification compatible avec celle de ILLIES et BOTOSANEANU (1963). Les espèces de Chironomidae correspondant aux zones établies par ces auteurs sont reprises dans le tableau

7.

D'après WARD (1986, in CASAS et VILCHEZ-QUERO, 1993), les variations de la richesse spécifique sont dues à la transition de la zone rhitron vers la zone potamon, ce qui correspond à un changement du substrat dominant (LAVILLE, 1981). Ainsi lors de ce changement, la proportion Orthocladiinae/Chironominae diminue (LAVILLE, 1979). Les Tanypodinae peuplent les eaux plus chaudes et moins rapides typiques du potamon (LAVILLE et LAVANDIER, 1977; LAVILLE, 1981). Ceci est confirmé par LAVILLE et VINCON (1991, in CASAS et VILCHEZ-QUERO, 1993).

Théoriquement, la plus grande diversité spécifique s'observe au niveau des zones amont. Les observations de KETTANI et al. (1994) permettent de conclure en ce sens. Cependant, il arrive que ceci ne soit pas observé. Les périodes de réduction du débit, la pollution organique et la faible largeur du cours d'eau sont les causes de cette contradiction (CASAS et VILCHEZ-QUERO, 1993). Des conditions particulières sont parfois la cause d'une grande diversité et d'une prédominance d'espèces particulières. Ceci fût observé par LAVILLE et LAVANDIER (1977) dans une source rhéocrène froide caractérisée par une abondante couverture de mousse. Le peuplement chironomidien était alors dominé par des espèces muscicoles (Chaetocladius laminatus Brundin, Krenosmittia boreoalpina (Goetghebuer)).

2.3.4. Le substrat.

L'étude d'une rivière comme écosystème requiert la connaissance des relations fonctionnelles dans, et entre, les communautés d'organismes occupant les divers types d'habitats présents dans la rivière (SOLUK, 1985).

Les études de répartition des Diptères Chironomidae basées sur le substrat existent et sont toujours d'actualité. Certaines d'entre elles ont été réalisées sur des habitats particuliers. De ces études, nous ne pouvons dégager qu'une tendance générale. Il apparaît en effet que la distribution des Chironomidae se fait plus en fonction des faciès qu'en fonction du substrat.

La notion de substrat peut se définir de deux façons. Les pierres, cailloux et le sable constituent le substrat en tant que support alors que les macrophytes, les feuilles, les branches et autres débris organiques représentent le substrat en tant que nourriture.

NIEDZWIECKI (1974) a analysé l'occupation des larves de Chironomidae dans une coupe transversale d'une rivière de plaine. Trois zones furent étudiées: les bords (zone boueuse), le centre (zone de pierres) et une zone intermédiaire (zone sablo-boueuse). De ses résultats, la seule conclusion qu'il peut en retirer est

une distribution de larves irrégulière durant l'année. Les principales fluctuations sont à associer au cycle de vie de ces Diptères et à la saison. D'ailleurs, il remarque que l'occupation des bords est plus importante en période de bas régime.

Pendant deux ans, BOERGER et al. (1982) ont regardé comment les stades larvaires se répartissaient sur neuf microhabitats. Ceux-ci étaient constitués essentiellement de macrophytes et de débris végétaux. Les larves se distribuent sur les macrophytes lors de leurs croissances. L'augmentation de la surface de colonisation permet ainsi de réduire les compétitions intra- et inter-spécifiques. Les variations saisonnières dans l'occupation des microhabitats, y compris le sédiment, sont identiques pour les Chironomini, Tanytarsini, Tanypodinae et Orthocladiinae. Il en conclut que la microdistribution est fonction de la croissance des plantes.

Un substrat particulier peut favoriser l'expansion de certaines espèces. Ainsi, comme nous l'avons déjà dit plus haut, deux espèces de Chironomidae représentaient 94,6 % du peuplement chironomidien d'une rivière de plaine dont le lit était constitué de sable (SOLUK, 1985).

Pour une petite rivière de plaine, VERNEAUX (1968) a voulu établir une relation entre les variations longitudinales de la faune piscicole, des macrophytes ainsi que de la morphologie avec celle des Chironomidae. Une relation concrète n'a pas pu être établie. En effet, les groupements établis appartenaient plus aux faciès lotique et lentique qu'à une zone piscicole ou autre. Il considère d'ailleurs la proportion relative des faciès comme importante dans la répartition des espèces dans une rivière de faible longueur où les fluctuations thermiques et altitudinales sont faibles.

2.3.5. Les fluctuations du niveau d'eau.

Dans un cours d'eau les organismes subissent l'action continue du courant qui tend à les entraîner vers l'aval. Pour y résister, ceux-ci réagissent en s'adaptant morphologiquement ou en se déplaçant des les zones de moindre courant. Il arrive que certains soient emportés par le flot: c'est le phénomène de dérive (NEVEU, 1974). La plupart des invertébrés dérivants sont des larves d'insectes et des imagos. La dérive est un processus important dans la recolonisation des zones dépeuplées, dans l'homogénéisation des populations. De plus, les invertébrés dérivants sont une source de nourriture pour les poissons (NEVEU, 1974; DAJOZ, 1985).

Il existe quatre types de dérive: la dérive normale, constante, de comportement et la dérive catastrophique. La dérive normale est constituée d'insectes aquatiques et d'insectes

aériens noyés; la dérive constante est assez faible, due au hasard et continue. Nous allons voir de façon plus détaillée les deux autres types de dérive en ne considérant que les Chironomidae.

Certaines espèces se retrouvent dans la colonne d'eau régulièrement à certaines heures de la journée. Il s'agit de la dérive de comportement. Les larves de Chironomidae adoptent ce genre de dérive. NEVEU (1974) a observé la dérive de différentes familles de Diptères dans une rivière torrenticole, le Lissuraga. Les larves de Chironomidae sont les plus abondantes dans la dérive (46,7 % du total des captures) suivies par celles des Simuliidae (36,3 %). Cet auteur fait apparaître une saisonnalité dans la période de dérive des larves et des nymphes. En mars et en mai, la dérive larvaire est nocturne tandis qu'en septembre, elle est plus hétérogène, répartie pendant le jour et la nuit. Pour les nymphes, le maxima récolté en mars se situe durant le jour; en mai, il survient plus tardivement et tôt au matin; en septembre, ce sont surtout des espèces multivoltines qui dérivent, de ce fait l'abondance est moins marquée. Cette différence mensuelle dans la dérive des nymphes est due aux fluctuations thermiques, influençant la période d'émergence.

Une étude de GRZYBKOWSKA (1992), sur une section transverse d'une rivière d'ordre 7 (Warta River, Pologne), chiffre la participation des Chironomidae à 30-40 % de la dérive totale. La sous-famille des Orthoclaudiinae et la tribu des Chironomini représentent respectivement 73 % et 20 % des larves de chironomides dérivantes. En comparant la proportion benthos-dérive, l'auteur remarque que, par rapport aux Orthoclaudiinae, les Chironomini sont plus abondants dans le benthos. Ceci est à mettre en relation avec le mode de vie (larves vivant dans un fourreau) (WILLIAMS, 1989, in GRZYBKOWSKA, 1992). BAY et al. (1966) ont également noté ce fait, ainsi qu'une dérive nocturne, dans des bassins alimentés par une rivière. Les bassins de tête présentaient les densités les plus élevées.

D'après ces observations, nous pouvons constater que la dérive des larves de Chironomidae est considérable, mais aussi qu'elle varie selon le cycle circadien. Il en est de même pour les exuvies et les imagos: les nymphes semblent choisir le moment propice à l'émergence suivant les facteurs externes. Une étude réalisée sur le Samson a permis d'établir la période d'émergence de certaines espèces (EVRARD, 1994b). En récoltant les exuvies nymphales, il a été établi que la majorité des espèces présentait un pic d'émergence nocturne. Cependant, suite à différents types de dérives (diurne avec un ou deux maximum, nocturne, ...), des relevés horaires sous-estiment le nombre total d'espèces présentes dans le milieu. De tels relevés effectués durant la nuit regroupent seulement deux tiers des espèces capturées par rapport à un cycle de 24 heures.

Le deuxième type de dérive que nous passerons en revue est la dérive catastrophique. Celle-ci a lieu lors d'une crue, d'une débâcle ou encore d'une pollution. Dans de telles situations, les invertébrés lâchent prises et sont emportés par le courant. Les effets sur la faune benthique ne sont pas sans conséquences. Alors que les effectifs de certaines espèces sont réduits, d'autres peuvent se développer de façon importante dans les niches écologiques libérées (ROSILLON, 1989). Pouvant dériver en masse, les larves de Chironomidae sont capables de coloniser les endroits devenus vacants (SCHMID, 1993).

Lorsque survient une crue, les organismes à cycle de vie court (Chironomidae, Simuliidae, ...) recolonisent plus rapidement le milieu. L'effet du courant se fait plus ressentir dans les zones sablonneuses, excepté pour les organismes à terrier comme les Tubificidae et les Chironomidae (HYNES, 1970).

2.3.6. La nourriture.

La disponibilité en nourriture est un besoin vital pour les animaux. Les conditions locales sont généralement responsables du régime alimentaire. La qualité et la quantité de nourriture varient dans le temps, l'observation du cycle de vie et la distribution spatiale peut être le reflet de la disponibilité en ressource alimentaire (WARD et WILLIAMS, 1986).

Malgré le peu d'information concernant ce facteur, nous pouvons tirer quelques observations sur la disponibilité, la prédation et la compétition.

SCHMID (1993) remarque que les fortes variations spatio-temporelles de la concentration des fines particules organiques contribuent à une répartition hétérogène des Chironomidae détritivores.

En comparant trois sites différents de part la composition en diatomées, en détritiques organiques et inorganiques, WARD et WILLIAMS (1986) ont mis en évidence une certaine sélectivité selon les genres. Avec la saison, certains genres (comme Microtendipes) changent leur régime alimentaire alors que d'autres (Psectrocladius) gardent un régime stable. Des larves de second stade (genres Cricotopus, Tanytarsus, Eukiefferiella) sont capables de changer leur type de nourriture mais aussi les proportions d'aliments ingérés. Ils ont également observé que les larves ont continué à se nourrir durant l'hiver.

Les principales espèces prédatrices appartiennent aux Tanypodinae (OLIVER, 1971; WARD et WILLIAMS, 1986; OERTLI, 1993). Mais il en existe également dans la sous-famille des Chironominae (genre Polypedilum et Cryptochironomus). Ceci s'établit en recherchant les capsules céphaliques dans les tubes digestifs des larves. Cependant, certaines utilisent une

technique de succion et de ce fait la proportion de prédateurs peut être sous-estimée par ce genre d'analyse (LUFEROV, 1961, in WARD et WILLIAMS, 1986).

Comme cité plus haut, BOERGER et al. (1982) ont montré que la croissance végétale augmente la surface de colonisation des larves. Ceci est important pour la diminution de la compétition intra-et inter-spécifiques au niveau de l'alimentation.

VAN DE BUND et DAVIDS (1993) ont étudiés en laboratoire les relations entre la larve de Chironomus riparius Meigen et un Cladocère, Chydorus piger Sars. Ils ont remarqué que la compétition intra-spécifique était densité-dépendante. Les interactions entre les deux espèces diffèrent selon le stade larvaire du Chironomidae étudié. La présence du Cladocère réduit la disponibilité de nourriture pour les larves du second stade alors que l'inverse se produit pour les larves du quatrième stade. Il y a compétition directe lorsque la taille de la bouche de la larve est plus petite. Le Cladocère joue un rôle important dans la recirculation de la matière. En ingérant les déchets fécaux des larves de Chironomus du quatrième stade, Chydorus permet aux larves de se nourrir via la prolifération des bactéries et champignons.

Ces observations permettent de mieux comprendre les multiples interactions entre les macroinvertébrés aux différents niveaux de la chaîne trophique. En milieu naturel, les ressources nutritives sont plus abondantes qu'en conditions expérimentales. La morphologie du cours d'eau peut faire apparaître des zones enrichies en matières nutritives. Cette hétérogénéité entraîne une compétition plus accrues dans ces zones mais aussi une concentration des diverses espèces.

2.3.7. La température et la photopériode.

Le facteur température est bien connu pour influencer le taux de croissance chez les macroinvertébrés en général et particulier chez les Chironomidae (GODDEERIS, 1991). COFFMAN (1973, in BERG et HELLENTAL, 1981) cite la température comme facteur prépondérant dans le cycle de vie des Chironomidae surtout au niveau de la durée du développement et du nombre de générations. La présence d'espèces univoltines ou multivoltines dépend des variations thermiques journalières mais surtout saisonnières. Plus localement, l'altitude, l'importance du couvert végétal, la vitesse du courant et le vent agissent sur la température de l'eau. En région tempérée, la plupart des Chironomidae émergent après le coucher du soleil (COFFMAN, 1974, in KURECK, 1980) tandis qu'en région arctique, comme pour les espèces de source, ils préfèrent les moments plus chauds de l'après-midi (OLIVER, 1968, in KURECK, 1980). Cette différence

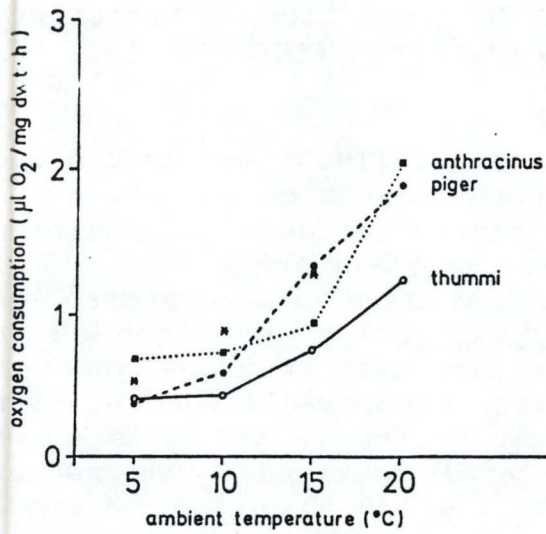


Figure 12: Effet de la température sur la consommation en oxygène chez trois espèces de Chironomus (modifié d'après BARLEIN, 1989).

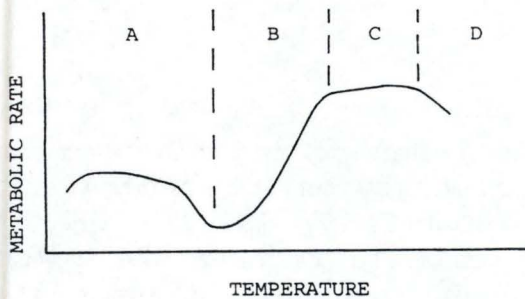


Figure 13: Effet théorique de la température sur le métabolisme (modifié d'après RIPLEY, 1980).

de comportement est due, pour les premiers, à une influence de la température et pour les autres au cycle jour-nuit (DANKS et OLIVER, 1972, in KURECK, 1980).

Dans des conditions de luminosité et de température bien définies, KURECK (1980) a étudié le cycle circadien de Chironomus thummi. Lorsque la température est basse, les émergences ont lieu dans l'après-midi alors que si elle est plus élevée, les adultes émergent surtout au crépuscule puis dans la nuit. Pour cet auteur l'avantage de l'émergence nocturne est une faible prédation sur les adultes.

La photopériode semble affecter indirectement l'émergence. En effet, la température de l'air est plus importante pour les adultes que celle de l'eau. A travers la photopériode, la nymphe semblerait capable de choisir le moment le plus favorable à l'émergence.

A l'opposé, l'éclosion est plus sujette au cycle jour-nuit qu'aux variations thermiques. KURECK (1980) suggère qu'au niveau du substrat, l'amplitude thermique journalière est si faible que cela n'a pas d'effet sur l'éclosion.

BARLAIN (1989) mena une expérience similaire sur quatre espèces du genre Chironomus: C. piger Strenzke, C. thummi, C. anthracinus Zetterstedt et C. plumosus Linnaeus. Cette étude, basée sur la consommation d'oxygène, montre que le taux de consommation augmente avec la température. La réponse à cette augmentation est fonction des espèces (Figure 12).

Suite aux variations saisonnières, la température apparaît ainsi contrôler l'abondance des espèces via la croissance et la production (MACKEY, 1977). Pour mieux comprendre l'effet des variations thermiques, RIPLEY (1980) mesura le métabolisme des larves de quatrième stade de quatre espèces différentes. Il put dresser une courbe théorique de l'effet de la température sur le métabolisme (Figure 13). Il faut signaler que cette courbe a été dressée pour des espèces issues d'un lac. La chute du taux métabolique, la zone B, correspond à la zone de transition où le lac passe du régime thermique stable d'hiver à celui d'été. Cette chute coïncide à l'adaptation de l'organisme au changement thermique, qui se traduit par l'effet de la température sur les processus enzymatiques et hormonaux les contrôlant (RAO, 1962, in RIPLEY, 1980). Les zones A et C montrent que les larves adaptent leur métabolisme aux conditions saisonnières; la zone D reprend la gamme de températures pour lesquelles le métabolisme commence à être déficient. Il est évident que nous ne pouvons envisager une situation semblable pour les rivières.

2.3.8. L'oxygène.

Dissous dans l'eau, l'oxygène est le gaz le plus vital pour tous les organismes aquatiques. Si, pour une raison quelconque, un déficit grave en oxygène survient dans le milieu aquatique,

cela entraîne une mortalité importante de la population aquatique, vertébrés et invertébrés confondus. Il existe pourtant des individus capables de résister au manque d'oxygène, soit parce qu'il s'agit d'espèces ou de familles à respiration atmosphérique (Culicidae, Dytiscidae, Héteroptères,...), soit parce qu'ils sont adaptés à vivre dans ces conditions extrêmes.

Certaines espèces de Chironomidae possèdent une hémoglobine leur permettant de survivre dans des conditions de déficit et présentent un métabolisme anaérobique lors de conditions hypoxiques.

L'hémoglobine des Chironomidae présente une grande affinité pour l'oxygène (SICK et GERSONDE, 1969, in ZEBE, 1991). Il existe douze variétés d'hémoglobine dont certaines sont caractéristiques d'espèces. Les différences résident dans la structure primaire et dans les formes monomériques et dimériques qui ont des propriétés distinctes (ZEBE, 1991). Le rôle de ce pigment respiratoire a été étudié en laboratoire par ZEBE (1991). Le comportement et l'activité métabolique furent aussi observés pour Chironomus thummi.

La fonction de cette hémoglobine est double: (i) elle capte l'oxygène dissous; (ii) elle peut le stocker en prévision d'éventuelles mauvaises conditions. Le mouvement ondulant de la larve dans son fourreau assure un taux d'oxygène constant grâce au renouvellement de l'eau. Lorsque ce mouvement cesse, il en résulte une désoxygénation partielle à cet endroit. Ceci fût observé par ADAMEK et FISCHER (1980) et par WALSHE (1947, 1950, 1951, in ZEBE 1991) pour C. plumosus. Dans des conditions anoxiques, les larves survivent grâce à un métabolisme anaérobique qui a pour conséquence une acidification à la fois des tissus et de l'hémolymphe. Ceci est sans risque puisque la perméabilité de la peau permet une diffusion des produits dans l'eau.

BARLEIN (1989) a étudié la réponse spécifique des larves du genre Chironomus. Généralement, celles-ci vivent dans le sédiment des eaux mésotrophes et eutrophes. Les espèces vivant en eaux profondes, comme C. anthracinus et C. plumosus, peuvent survivre aux conditions anoxiques pendant des temps relativement longs tandis que les espèces des eaux peu profondes, entre autre C. thummi et C. piger, ne sont jamais exposées à des conditions anoxiques mais à des périodes d'hypoxie pendant la nuit.

Ces expériences ont été réalisées dans des conditions différentes de celles rencontrées dans la nature. Néanmoins, savoir qu'il existe des espèces euryoxiques et des espèces capables de vivre sous des concentrations faibles d'oxygène permet de dire que la présence de ces espèces traduira une altération du milieu. En effet, une forte pollution organique crée un déficit important en oxygène dû à la consommation des décomposeurs. Tous les organismes présents dans ce milieu seront indicateurs de ce type de pollution.

Les substances chimiques vont influencer la répartition des macroinvertébrés si leur concentration dépasse un certain seuil. Les études précises étudiant l'impact de ces substances sur le peuplement chironomien ne sont pas courantes. C'est la pollution organique dans son ensemble qui est analysée par la présence de certaines espèces.

2.4. Effets des pollutions sur les populations de Chironomidae.

Selon leurs exigences écologiques, les organismes vont se répartir dans le milieu en fonction des facteurs physico-chimiques et biotiques. Dès lors, la structure de la population en place répond à un certain équilibre. Toute perturbation du milieu conduit au développement d'une biocénose différente de l'originelle. Ce bouleversement se manifeste par un changement de la dominance relative des diverses espèces, par des substitutions faunistiques et floristiques, voire une disparition des biocénoses (MICHA, 1980; TUFFERY, 1980).

Les fluctuations des caractères physico-chimiques conditionnent souvent la présence et/ou l'absence de certaines espèces. Il est évident que les espèces à caractère "sténo" sont plus sensibles aux faibles fluctuations alors que celles de type "eury" supportent plus facilement des modifications si celles-ci se maintiennent dans une gamme tolérable (TUFFERY, 1980).

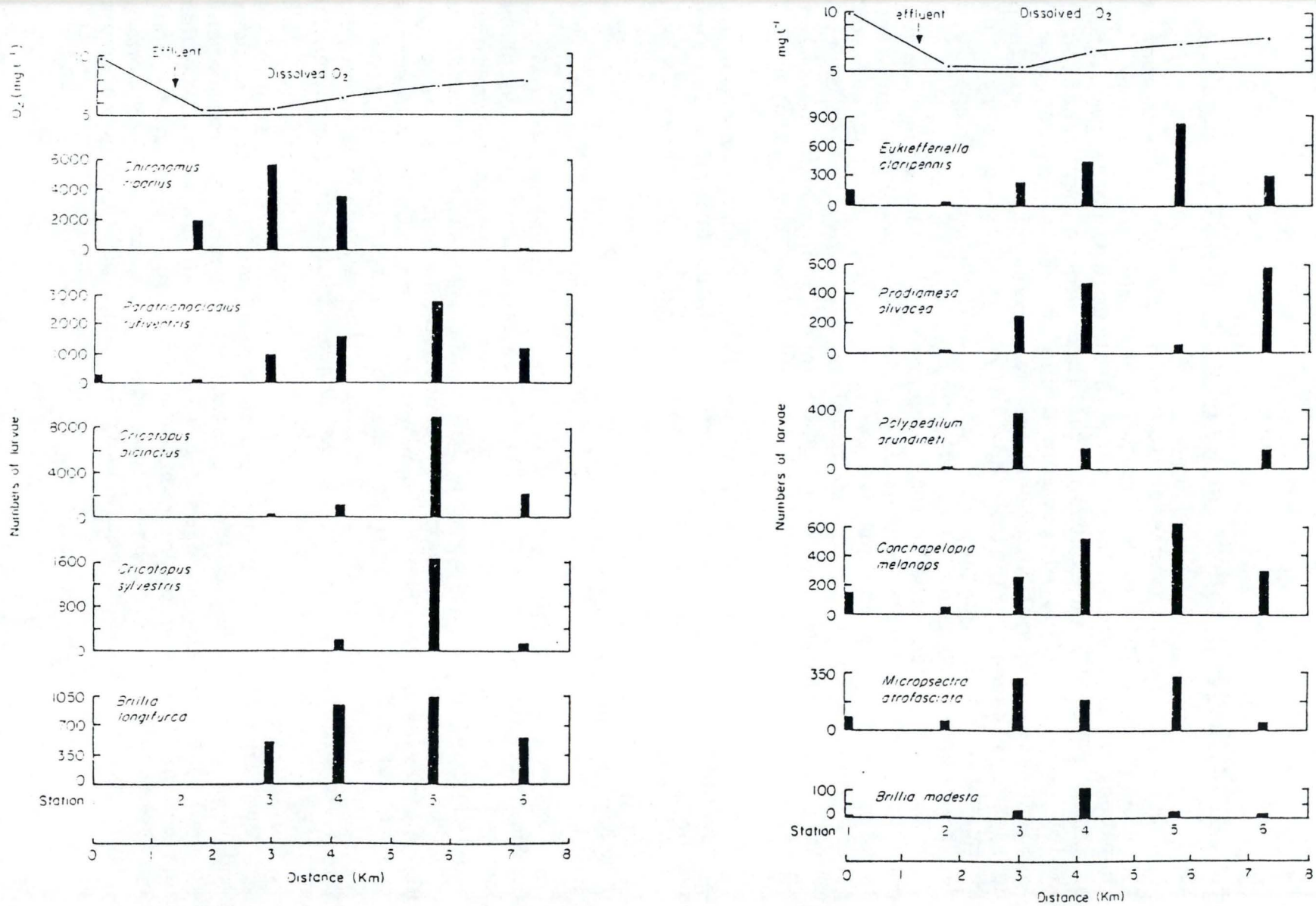
En application à cette approche, nous allons développer les changements de répartition des populations de Chironomidae face aux pollutions organique, métallique et aux pesticides.

2.4.1. Effet de la pollution organique.

La pollution de type organique se caractérise par un enrichissement important du milieu en carbone, azote et phosphore pour ne citer que les nutriments vitaux. Un apport de matières organiques affecte directement les organismes tant au niveau de leurs exigences que de leurs préférences. De façon indirecte, la dégradation de ces composés organiques par les bactéries aérobies crée un déficit en oxygène. Ce déficit apparaît après la zone de rejet et s'atténue avec la distance suite à la réaération. De même, le profil des produits de dégradation est fonction du caractère aérobie-anaérobie du milieu.

En réponse à l'enrichissement organique, il existe deux tendances bien connues des écologistes dans le changement biocénotique. La première est la réduction de la diversité des communautés de macroinvertébrés. Les eaux "propres" sont représentées par un nombre élevé d'espèces et par un nombre d'individus par espèces peu élevé; les eaux polluées sont quant

Figure 14: Distribution de larves de Chironomidae en relation avec un rejet organique (modifié d'après HAWKES et DAVIES, 1971).



à elles caractérisées par un nombre d'espèces peu élevé mais par beaucoup d'individus au sein d'une espèce. La seconde est la disparition d'espèces présentes avant la pollution suivie par le remplacement par d'autres espèces non présentes ultérieurement ou du moins non-abondantes (HELLAWELL, 1986; WELCH, 1992).

La succession des espèces lors d'un enrichissement organique dépend de plusieurs facteurs: concentration en oxygène et en gaz carbonique dissous, abondance et qualité de nourriture, pH, turbidité, zones de dépôts, toxicité des produits de dégradation, ... (HAWKES et DAVIES, 1971; MACAN, 1981).

La saison est un facteur qui influence cette succession. HAWKES et DAVIES (1971) montrent les fluctuations spatio-temporelles de deux espèces d'Orthocladiinae, Eukiefferiella claripennis (Lundbeck) et Brillia longifurca Kieffer (= B. flavifrons Johannsen), sur une rivière recevant les égouts d'une ville. Pour un cycle annuel, juste après une zone de rejet, les larves ces espèces ne présentent que deux faibles pics d'abondances au début du printemps et en décembre (moins de dix individus). Plus en aval les pics apparaissent au même moment que ceux observés dans le site du rejet et sont plus conséquents (respectivement jusqu'à 85 et 256 individus) suite à l'apport nutritif. La figure 14 reprend la répartition spatiale de la communauté benthique en même temps que le profil en oxygène. Les espèces de Chironomidae présentes semblent profiter de l'apport organique en augmentant leur effectifs. L'espèce se situant le plus en aval du rejet est Chironomus riparius; elle présente les effectifs les plus élevés (respectivement 100, 200 et 300 larves aux stations I, II et III). Son aptitude à vivre en conditions hypoxiques peut expliquer sa répartition spatiale. Le comportement d'ovoposition des femelles et le multivoltinisme de C. riparius lui permettent de coloniser rapidement des zones polluées (HELLAWELL, 1986).

L'apparition d'un changement dans la population chironomienne, suite à une pollution faible, modérée ou forte, est maintenant bien connue. FROST et al. (1976) trouvent une plus forte abondance des Tanypodinae en aval de rejets organiques. SERRA-TOSIO (1977) met en rapport la faune chironomienne avec l'aspect eutrophisé de l'Iser. Selon LOBOS (1984), l'augmentation graduelle de la pollution élimine les espèces d'eaux "propres", notamment les larves de Diamesinae. De plus, il explique que les endroits présentant un profil lentique sont des zones propices aux dépôts organiques. Dès lors la production et la densité y augmentent fortement. Dans de telles zones, le genre Chironomus peut dominer la communauté chironomienne jusqu'à plus de 90 %. D'après ALBRECHT (1959, in LOBOS, 1984), les sédiments boueux sont les plus densément colonisés, ceci sous l'hypothèse que le courant est suffisant pour leur développement. LAVILLE et VIAUD-CHAUVET (1985) reprennent le genre Chironomus comme typique des

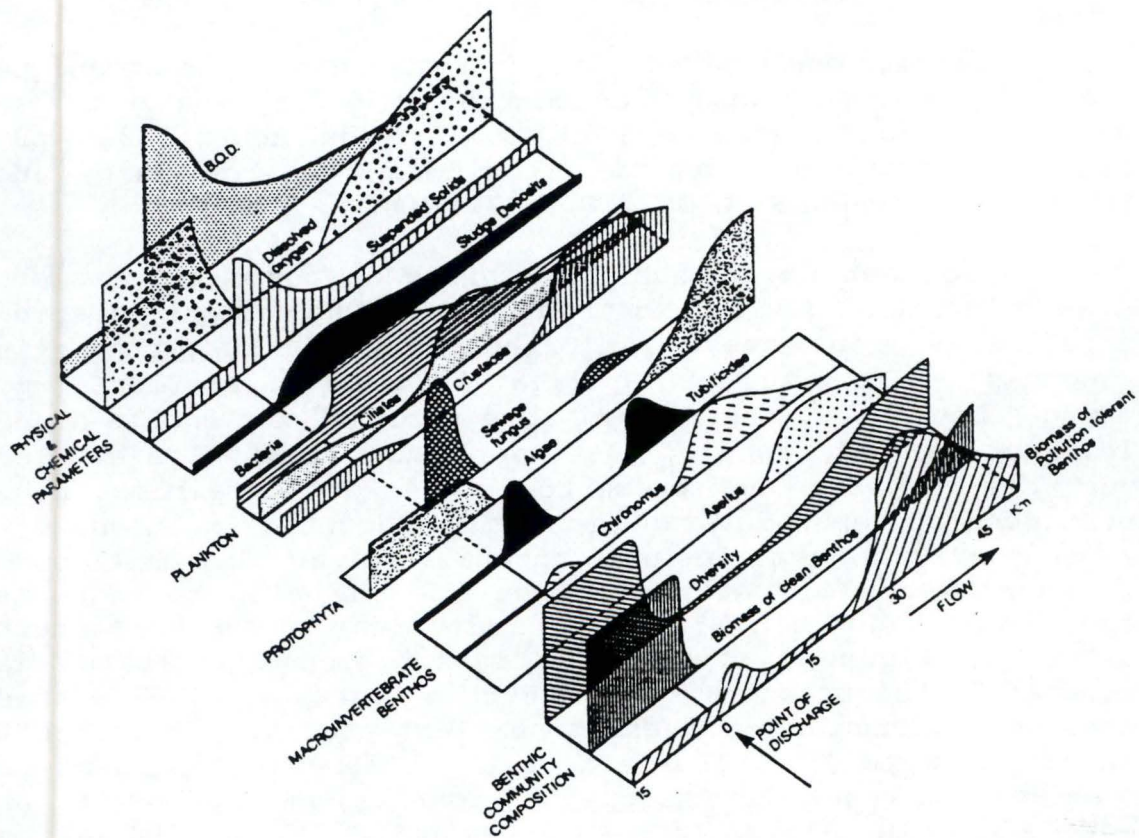


Figure 15: Variations spatiales de la composition physique, chimique et biologique de l'eau suite à un rejet organique (d'après HELLAWELL, 1986).

zones profondes et polluées. La figure 15 reprend l'évolution longitudinale des facteurs physiques, chimiques et biologiques au départ d'un rejet organique. La répartition théorique du genre Chironomus y est présente avec d'autres organismes typiques d'un tel rejet.

Comme nous l'avons déjà dit précédemment, la succession des espèces est fonction de facteurs liés notamment à la pollution organique. La présence simultanée de plusieurs facteurs de stress induira des réponses variables selon l'intensité de chacun des facteurs. De sorte qu'il est parfois délicat d'en tirer des conclusions.

ARMITAGE (1980) et ARMITAGE et BLACKBURN (1985) ont été confrontés à un problème similaire lors d'une étude sur la rivière Nent polluée à la fois par des rejets domestiques et industriels et par des eaux de mines contenant du zinc. Lors de l'analyse de la faune chironomienne, les observations présentaient un caractère particulier. Pour des concentrations élevées de zinc, il y avait soit une augmentation, soit une diminution de l'abondance suite au degré de pollution organique variable.

2.4.1.1. Relation entre la charge polluante et la diversité des espèces de Chironomidae.

Le traitement des données permet actuellement de mettre en relation la composition de l'eau et la diversité spécifique des diptères Chironomidae. Grâce à l'analyse multivariée, il est possible de comprendre la répartition des espèces de Chironomidae en fonction de paramètres chimiques d'une pollution ou de paramètres physico-chimiques caractérisant un système aquatique.

VERDONSCHOT et al. (1992) ont exploré 664 sites dans la province d'Overijssel (Pays-Bas) dans le but d'établir des associations de Chironomidae indicatrices de certains types de milieux (canal, étang, rivière,...). 115 taxa et 87 facteurs environnementaux (physico-chimiques) ont été analysés par les techniques du "cluster analysis" et du "detrended canonical correspondance analysis (DCCA)". Dans un premier temps, l'analyse aboutit à 34 groupes taxonomiques dont 14 sont représentés par une seule espèce. Ensuite, le diagramme obtenu par DCCA exprime la relation entre ces groupes et les facteurs environnementaux (Figure 16a). Sur ce diagramme apparaissent deux parties: les Chironomidae habitant les eaux stagnantes sont dans la partie gauche du graphe et à droite ceux habitant dans les eaux courantes. Les Chironomidae des eaux stagnantes ont été analysés séparément pour une meilleure visualisation des relations existantes (Figure 16b). La relation entre un type d'eau et un ou des groupes taxonomiques n'a malheureusement pas permis de

| group code | occurrences | Taxon | group code | occurrences | Taxon |
|------------|-------------|-----------------------------------|------------|-------------|------------------------------------|
| C01 | 16 | Krenopelopia sp | | 37 | Guttipelopia guttipennis |
| | 2 | Paraphaenocladus pseudirritus agg | | 4 | Endochironomus lepidus |
| | 2 | Pseudorthocladus sp | C15 | 225 | Endochironomus tendens |
| | 2 | Rheocricotopus atripes | | 155 | Tanytus kraatzi |
| C02 | 3 | Parakiefferiella sp | | 59 | Cladopelma gr lateralis |
| C03 | 39 | Zavreliomyia sp | C16 | 2 | Lauterborniella agrayloides |
| | 34 | Natarsia sp | C17 | 377 | Cricotopus sp |
| | 10 | Trissocladus brevipalpis | | 369 | Glyptotendipes sp |
| C04 | 105 | Limnophyes sp | | 259 | Endochironomus albipennis |
| C05 | 160 | Conchapelopia sp | | 213 | Parachironomus gr arcuatus |
| | 119 | Macropelopia sp | | 205 | Polypedilum gr sordens |
| | 113 | Micropsectra sp | | 106 | Ablabesmyia longistyla |
| | 87 | Chaetocladus sp | | 30 | Cladopelma gr laccophila |
| | 60 | Prodiamesa olivacea | | 23 | Tribelos intextus |
| | 37 | Diplocladius cultriger | | 14 | Glyptotendipes gr caulicola |
| C06 | 42 | Polypedilum breviantennatum | C18 | 2 | Stenochironomus sp |
| | 26 | Rheocricotopus gr fuscus | C19 | 13 | Dicrotendipes gr tritomus |
| | 19 | Eukiefferiella sp | C20 | 416 | Procladius sp |
| | 13 | Polypedilum laetum agg | | 291 | Polypedilum gr nubeculosum |
| | 7 | Apsectrotanytus trifascipennis | | 195 | Microtendipes sp |
| | 3 | Paratrachocladus rufiventris | | 176 | Corynoneura sp |
| C07 | 36 | Rheotanytarsus sp | | 157 | Clinotanytus nervosus |
| | 9 | Paracladopelma nigrifluta | | 43 | Einfeldia gr insolita |
| | 8 | Paracladopelma laminata agg | C21 | 235 | Tanytarsus sp |
| C08 | 121 | Phaenopsectra sp | | 170 | Paratanytarsus sp |
| | 57 | Paratendipes gr albianus | | 36 | Dicrotendipes gr lobiger |
| | 42 | Dicrotendipes gr notatus | C22 | 8 | Kiefferulus tendipediformis |
| | 28 | Thienemanniella sp | C23 | 195 | Cryptochironomus sp |
| | 11 | Paratendipes gr nudisquama | | 139 | Cladotanytarsus sp |
| | 10 | Potthastia longimanis | | 62 | Polypedilum gr bicrenatum |
| | 6 | Stempellina sp | | 21 | Demicrocryptochironomus vulneratus |
| | 3 | Rheocricotopus chalybeatus | | 2 | Paracladius conversus |
| C09 | 7 | Smittia sp | C24 | 8 | Harnischia sp |
| C10 | 34 | Polypedilum uncinatum | C25 | 8 | Pseudochironomus sp |
| | 22 | Paralimnophyes hydrophilus | C26 | 187 | Dicrotendipes gr nervosus |
| | 15 | Telmatopelopia nemorum | | 30 | Nanocladus sp |
| | 2 | Pogonocladus consobrinus | | 29 | Parachironomus vitiosus |
| C11 | 130 | Xenopelopia nigricans | | 21 | Glyptotendipes gr signatus |
| | 40 | Metriocnemus sp | | 5 | Demeijerea rufipes |
| | 24 | Monopelopia tenuicalcar | C27 | 6 | Lipiniella arenicola |
| | 8 | Zavrelia pentatoma | | 5 | Fleuria lacustris |
| C12 | 117 | Psectrocladius sp | C28 | 3 | Xenochironomus xenolabis |
| | 75 | Ablabesmyia monilis/phatta | | 3 | Parachironomus Kampen |
| C13 | 457 | Chironomus sp | | 2 | Parachironomus gr longiforceps |
| | 181 | Psectrotanytus varius | C29 | 12 | Microchironomus tener |
| | 42 | Acricotopus lucens | C30 | 9 | Tanytus punctipennis |
| | 16 | Einfeldia pagana | C31 | 29 | Stictochironomus sp |
| | 12 | Tanytus vilipennis | C32 | 52 | Brillia modesta |
| C14 | 178 | Endochironomus gr dispar | | 18 | Parametriocnemus stylatus |
| | 77 | Anatopynia plumipes | C33 | 2 | Camplochironomus tentans |
| | 45 | Paramerina cingulata\ | C34 | 2 | Pseudosmittia sp |
| | 41 | Zavreliella marmorata | | | |

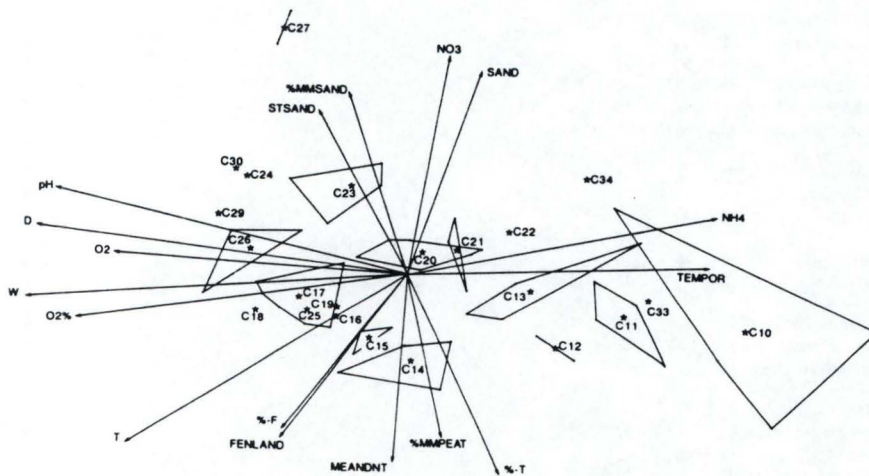
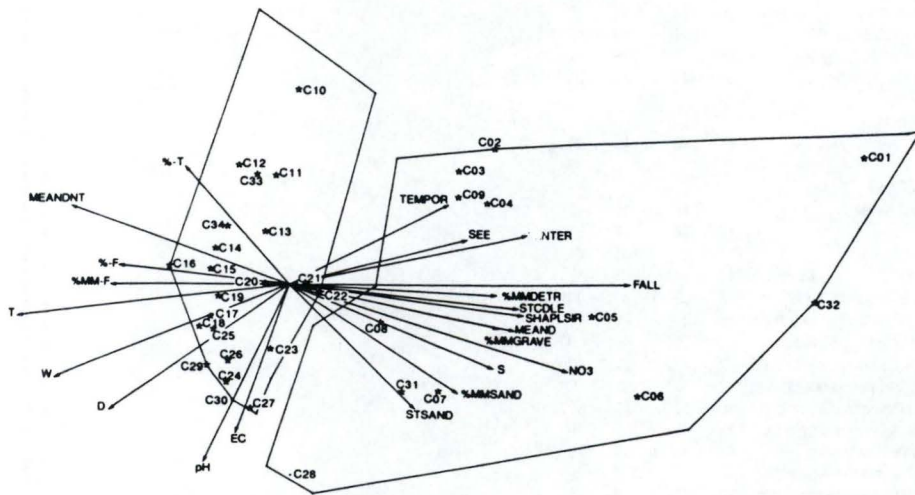


Figure 16: Correspondance entre des groupes d'espèces de Chironomidae et des facteurs environnementaux dans les milieux lotiques et lentiques (a) et lentiques seuls (b) (d'après VERDONSCHOT, 1992).

| Taxa | PCA Axis 1 | | Ammonia | |
|--|------------|------|---------|------|
| | Weight | Rank | Weight | Rank |
| TANYPODINAE | | | | |
| <i>Ablabesmyia longistyla</i> Fittkau | 18 | 25 | 18 | 43 |
| <i>Ablabesmyia monilis</i> (Linnaeus) | 18 | 16 | 18 | 18* |
| <i>Apsectrotanypus trifascipennis</i> (Zetterstedt) | 18 | 47 | 18 | 42 |
| <i>Conchapelopia melanops</i> (Meigen) | 46 | 25 | 37 | 19 |
| <i>Conchapelopia pallidula</i> (Meigen) | 16 | 41 | 16 | 47 |
| <i>Macropelopia nebulosa</i> (Meigen) | 16 | 33 | 16 | 27 |
| <i>Procladius choreus</i> (Meigen) | 62 | 41 | 61 | 20 |
| PRODIAMESINAE | | | | |
| <i>Prodiamesa olivacea</i> (Meigen) | 47 | 45 | 46 | 34 |
| ORTHOCLADIINAE | | | | |
| <i>Brillia modesta</i> (Meigen) | 16 | 18 | 15 | 13* |
| <i>Corynoneura</i> spp. | 17 | 38 | 17 | 37 |
| <i>Cricotopus</i> (C.) spp. | 137 | 22 | 136 | 44 |
| <i>Cricotopus</i> (C.) <i>bicinctus</i> (Meigen) | 243 | 14* | 238 | 12* |
| <i>Cricotopus</i> (C.) <i>fuscus</i> (Kieffer) | 38 | 53 | 38 | 48 |
| <i>Cricotopus</i> (C.) <i>trifascia</i> Edwards | 40 | 35 | 40 | 41 |
| <i>Cricotopus</i> (L.) <i>sylvestris</i> Fabricius | 48 | 10* | 46 | 9* |
| <i>Cricotopus</i> (L.) <i>trifasciatus</i> (Panzer) | 22 | 43 | 22 | 40 |
| <i>Eukiefferiella claripennis</i> (Lundbeck) | 131 | 4* | 131 | 3* |
| <i>Eukiefferiella devonica</i> (Edwards) | 16 | 52 | 16 | 51 |
| <i>Eukiefferiella ikkleyensis</i> (Edwards) | 10 | 38 | 10 | 49 |
| <i>Nanocladius bicolor</i> (Zetterstedt) | 37 | 13* | 30 | 29 |
| <i>Nanocladius rectinervis</i> (Kieffer) | 108 | 17 | 108 | 25 |
| <i>Orthocladius</i> (Eu.) <i>rivulorum</i> Kieffer | 18 | 27 | 18 | 38 |
| <i>Orthocladius</i> nr. <i>rubicundus</i> (Meigen) | 40 | 30 | 40 | 35 |
| <i>Orthocladius oblidens</i> (Walker) | 46 | 20 | 46 | 46 |
| <i>Orthocladius obumbratus</i> Johannsen | 51 | 22 | 51 | 28 |
| <i>Orthocladius rubicundus</i> (Meigen) | 97 | 32 | 97 | 31 |
| <i>Paratrichocladius rufiventris</i> (Meigen) | 108 | 6* | 107 | 8* |
| <i>Rheocricotopus chalybeatus</i> (Edwards) | 71 | 11* | 71 | 10* |
| <i>Rheocricotopus fuscipes</i> (Kieffer) | 312 | 8* | 310 | 6* |
| <i>Synorthocladius semivirens</i> (Kieffer) | 130 | 31 | 130 | 24 |
| <i>Tvetenia calvescens</i> (Edwards) | 173 | 15 | 72 | 32 |
| <i>Tvetenia dicoloripes</i> (Goetghebuer) | 27 | 1* | 27 | 2* |
| CHIRONOMINAE; CHIRONOMINI | | | | |
| <i>Chironomus riparius</i> Meigen | 62 | 3* | 61 | 1* |
| <i>Chironomus</i> spp. | 78 | 50 | 34 | 22 |
| <i>Dicrotendipes nervosus</i> (Staeger) | 65 | 9* | 62 | 10* |
| <i>Glyptotendipes pallens</i> (Meigen) | 17 | 27 | 11 | 14* |
| <i>Glyptotendipes paripes</i> (Edwards) | 13 | 55 | 1 | - |
| <i>Microtendipes</i> spp. | 159 | 44 | 138 | 30 |
| <i>Parachironomus arcuatus</i> (Goetghebuer) | 10 | 2* | 10 | 4* |
| <i>Paratendipes</i> Pe1 Langton | 28 | 45 | 9 | - |
| <i>Phaenopsectra</i> sp. | 10 | 19 | 10 | 21 |
| <i>Polypedium laetum</i> (Meigen) | 10 | 48 | 10 | 45 |
| <i>Polypedium</i> nr. <i>cultellatum</i> Goetghebuer | 18 | 12* | 18 | 33 |
| <i>Polypedium nubeculosum</i> (Meigen) | 58 | 24 | 41 | 17* |
| <i>Polypedium pullum</i> (Zetterstedt) | 12 | 7* | 12 | 7* |
| <i>Xenochironomus xenolabis</i> (Kieffer) | 11 | 36 | 11 | 50 |
| CHIRONOMINAE; TANYTARSINI | | | | |
| <i>Micropsectra atrofasciata</i> Kieffer | 290 | 5* | 287 | 5* |
| <i>Micropsectra contracta</i> Reiss | 10 | 56 | 8 | - |
| <i>Paratanytarsus confusus</i> Palmen | 197 | 29 | 195 | 16* |
| <i>Rheotanytarsus curtistylus</i> (Goetghebuer) | 44 | 50 | 44 | 15* |
| <i>Rheotanytarsus photophilus</i> (Goetghebuer) | 50 | 36 | 40 | 23 |
| <i>Tanytarsus brundini</i> Lindeberg | 21 | 33 | 21 | 26 |
| <i>Tanytarsus ejuncidus</i> (Walker) | 24 | 38 | 24 | 39 |
| <i>Tanytarsus eminulus</i> (Walker) | 123 | 18 | 122 | 36 |
| <i>Tanytarsus heusdensis</i> Goetghebuer | 10 | 54 | 10 | 52 |
| <i>Tanytarsus pallidicornis</i> (Walker) | 10 | 49 | 9 | - |

Tableau 8: Taxa principaux positivement associés aux facteurs d'enrichissement organique (ammoniaque, phosphore, DBO5, chlorures, azote totale, pH, oxygène dissous) et à l'ammoniaque (modifié d'après WILSON, 1992).

caractériser un type d'eau précisément (En moyenne, un taxa se retrouve dans 2,5 types d'eau), les Chironomidae donnant plus un caractère indicatif sur le type du milieu. La raison principale soulignée par ces auteurs est la présence d'un habitat propre à une espèce dans plusieurs milieux aquatiques.

WILSON (1992) a entrepris le même travail mais uniquement dans le but de définir des assemblages d'espèces caractéristiques d'un enrichissement organique. Les données utilisées proviennent de 40 sites d'échantillonnage répartis sur 16 rivières, ayant toutes des hautes teneurs en alcalinité et un bon apport en nutriments. Les variables physiques et chimiques ont été traitées par l'Analyse en Composantes Principales (ACP) et utilisées par la suite en DCCA comme "variables environnementales". 56 taxa ont été analysés en fonction de deux axes établis par l'ACP, l'axe 1 "enrichissement organique" et l'axe 2 "taille de la rivière". Le tableau 8 reprend la liste des taxa utilisés (sur base d'examen des exuvies nymphales). Les taxa positivement associés aux facteurs "enrichissement organique" et "ammoniaque" sont marqués d'un astérisque.

L'estimation de la qualité de l'eau peut être déterminée en testant les similarités d'un échantillon d'exuvies nymphales contre cette base de données (WILSON, 1992).

2.4.2. Effet des métaux lourds et de certaines substances chimiques.

Les Chironomidae ne savent faire face aux contaminants comme les métaux lourds que par le remplacement d'espèces plus résistantes ou à cycle de vie court et opportunistes (WARWICK, 1992).

Les premières observations d'ARMITAGE (1980) sur la rivière Nent polluée par le zinc ont montré une diminution de la faune benthique et une faible densité d'Orthocladiinae sur les macrophytes résistantes aux pollutions. Il remarque qu'un pH relativement basique et une concentration élevée en calcium diminue la toxicité du zinc. (Le pH et le calcium font partie de la composition chimique de l'eau qui est un facteur, au même titre que l'âge et le stade de développement de l'individu, la présence d'autres toxiques, ..., qui affecte la toxicité d'un poison (HELLAWELL, 1986)). En 1985, ARMITAGE et BLACKBURN ajoutent l'enrichissement organique comme facteur supplémentaire influençant la toxicité des métaux. En comparant des sites similaires au niveau du substrat, ils constatent que le nombre d'espèces de Chironomidae varie avec la concentration en zinc. Certaines se retrouvent partout (Orthocladius pulchripes (= Cricotopus pulchripes) Verrall, Eukiefferiella minor (Edwards)), d'autres à de basses concentrations (E. ilkleyensis (Edwards),

Orthocladius rivulorum Kieffer, Cricotopus triannulatus (Macquart), d'autres encore se répartissent dans des gammes variables de concentrations (E. claripennis, Orthocladius frigidus (Zetterstedt)).

Les tests de toxicité sont surtout réalisés sur des espèces pélagiques (poissons, crustacés, algues) et par conséquent peu de choses sont connues en ce qui concerne les macro-invertébrés (ROSSARO et al., 1986; VAN DER ZANDT et al., 1994). Suite au regain d'intérêt pour les Diptères Chironomidae, plus d'informations sur les tolérances vis-à-vis de divers métaux lourds sont maintenant disponibles. Malheureusement, les réponses sont trop spécifiques et dépendantes des conditions expérimentales que pour tirer des tendances générales.

Un premier exemple est donné par VAN DER ZANDT et al. (1994) qui, en étudiant neuf composés à effet narcotique, a observé des réponses différentes chez C. riparius. Pour des doses croissantes, il y avait soit deux effets, augmentation de l'activité et puis inactivité, soit un seul effet, activité ou inactivité.

ROSSARO et al. (1986) se sont penchés sur l'accumulation du mercure chez cette même espèce aux différents stades du cycle de vie. Ils trouvent une décroissance dans la bioaccumulation dans le sens larve-nymphe-adulte, la concentration dans l'adulte équivaut à 29 % de celle de la larve. TIMMERMANS (1992) fait également mention de cette élimination et de ce transfert durant la métamorphose. Selon cet auteur, les traces de métaux dans les macroinvertébrés peuvent être estimées dans une certaine mesure par un modèle incorporant des facteurs biotiques et abiotiques.

Les effets des métaux lourds sur la population chironomienne sont une réduction de la croissance, un retard de développement ou l'apparition de déformations (du mentum, des yeux, des antennes) et même la mort. CUSHMAN (1984) a essayé de mettre en relation ces déformations chez Chironomus decorus Johannsen et le niveau de pollution. Malgré un pourcentage des déformations augmentant avec la concentration en métaux et que, en même temps, l'abondance, la biomasse et le nombre de taxa diminuent, ce critère paraît peu sensible en tant que moyen de détection des sources de pollution. Ceci se justifie par un trop faible nombre d'individus ayant des anomalies dans des zones polluées.

Le phénomène de toxicité joue aussi à d'autres niveaux. Pour WARWICK (1992) l'association des contaminants (métaux lourds, pesticides,...) à la fraction organique, qui constitue la nourriture de base de C. plumosus, rend les détritivores plus vulnérables. Les métaux lourds peuvent également nuire aux prédateurs et être responsable de l'abondance des Chironomidae dans des milieux modérément contaminés (WEBER, 1992). WARWICK (1992) a noté le remplacement de C. plumosus par Procladius spp., espèce prédatrice. Il explique cela soit par le type de

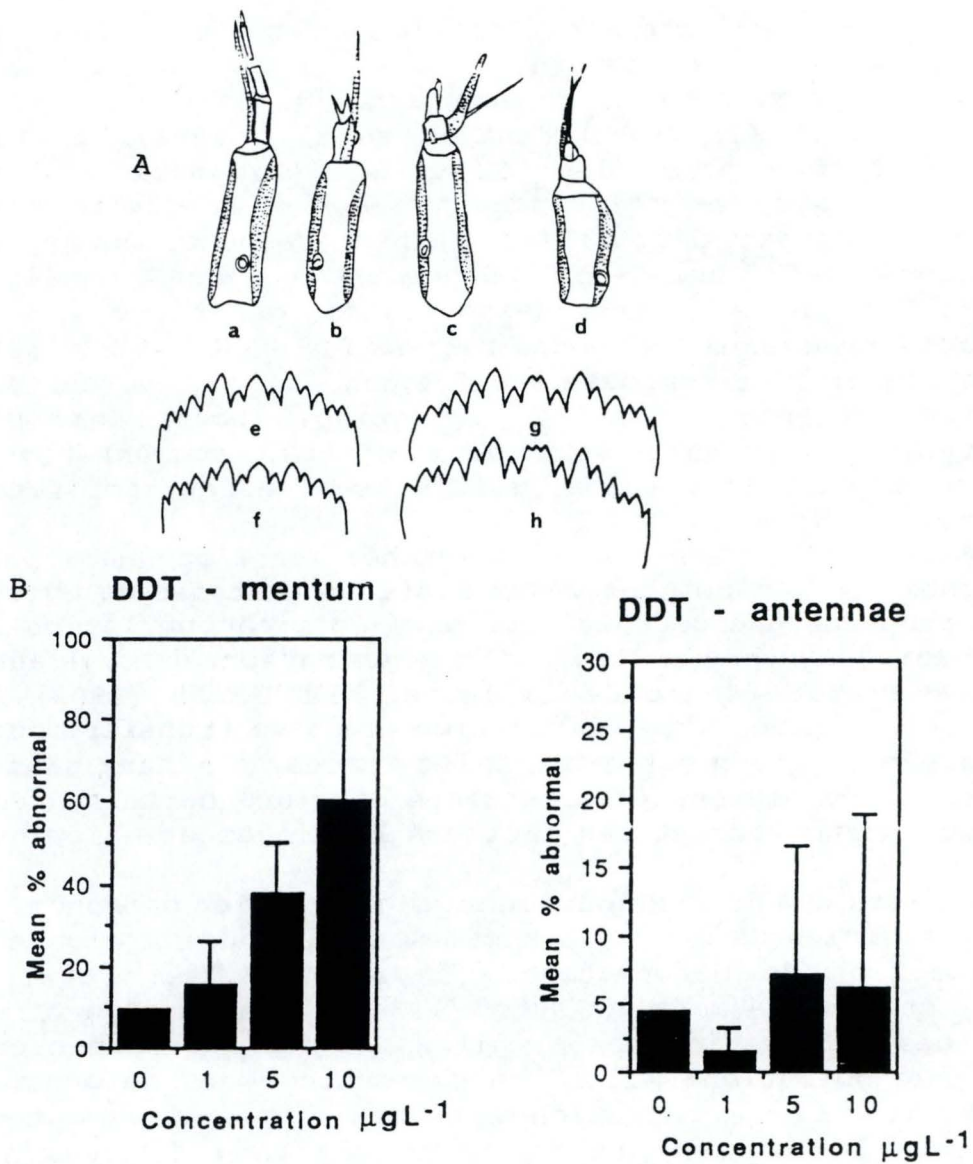


Figure 17: A. Antennes mentum et normaux de larves de Chironomidae (a, e) et anormaux (b à d); B. Pourcentage de larves de Chironomus sp. ayant des déformations du mentum et des antennes en réponse à différentes concentrations en D.D.T. (d'après MADDEN et al., 1992)

nourriture ingérée (proies non-contaminées par les résidus du sédiment), soit simplement par une plus grande tolérance de cette espèce.

2.4.3. Autres types de pollution.

Les pesticides sont également responsables de modification dans la structure de la population des Chironomidae. Les effets sont fonction de l'habitat, du mode de vie, des propriétés physiques et chimiques du pesticide,...

Les effets seront identiques à ceux des métaux lourds. MADDEN et al. (1992) et ANKLEY et al. (1992) ont établi une relation dose dépendante des déformations du mentum et des antennes vis-à-vis des pesticides (Figure 17).

Une fois de plus, les espèces vont répondre différemment en fonction de la concentration. Le choix d'espèces indicatrices se fera parmi celles qui sont sensibles à de hautes et à de faibles concentrations (MADDEN et al., 1992).

La création de barrage influence également la population de Chironomidae. ARMITAGE et BLACKBURN (1990) ont montré que la population d'une rivière en aval d'un barrage était homogène, d'une grande densité et d'une faible diversité tandis que celle d'un affluent de cette même rivière était hétérogène et plus diversifiée. Suite à l'aménagement des rivières de montagne, des formes caractéristiques du potamon et des eaux stagnantes peuvent apparaître (LAVILLE et VIAUD-CHAUVET, 1985).

2.5. Importance écologique.

La faculté de coloniser tous les milieux, le turn-over rapide, la diversité des régimes alimentaires sont autant d'atouts qui confèrent à cette famille une place non-négligeable dans l'équilibre de l'écosystème rivière. Nous analyserons l'importance écologique au point de vue de la densité, de la biomasse et de la production. Nous verrons aussi les Chironomidae en tant que colonisateurs et source de nourriture. Enfin, nous parlerons des dommages que certaines espèces peuvent occasionner.

Les chiffres de densité sont variables d'une région à l'autre et dépendent de la richesse en nutriments de la rivière. Ainsi, pour une rivière de Pologne, la densité moyenne annuelle est de 635 ou de 785 larves/m² selon le site (NIEDDZWIECKI, 1974). Pour LEARNER et EDWARDS (1966, in BRYCE et HOBART, 1972) des densités dépassant 100 000 larves/m² sont courantes. Les facteurs influençant la croissance, comme la saison, vont indirectement influencer la densité. BOERGER et al. (1982) trouvent, dans un ruisseau du Canada, une densité de moins de 5 000 larves/m² au mois de juin et 35 000 larves/m² en mars; la

moyenne annuelle est de 19 900 larves /m². Parfois des valeurs importantes sont atteintes par une seule espèce suite à un enrichissement organique. Ceci est illustré par les résultats de SOKOLOVA et al. (1992): en 1989, la densité de C. piger Strenzke, sur une rivière recevant des eaux usées d'origine domestique, allait, pendant la période de croissance, de 3 200 à 220 000 individus/m² avec une moyenne de 96 000 individus/m² et une biomasse de 420 gr./m²; en 1990, la densité atteignait son maximum en prenant les valeurs de 7 000 à 1 500 000 individus/m², la moyenne était alors de 348 000 individus/m² et la biomasse de 1 800 gr./m². En Meuse, la biomasse des Diptères Chironomidae est de l'ordre de 50 gr./m², ce qui représente 90 % de la biomasse des invertébrés (EVRARD, 1991).

Outre des valeurs de densité, le travail de SOKOLOVA et al. (1992) soulignent l'importance de C. piger dans la purification des eaux des rivières. Les larves utilisent le seston qui précipitent pour se nourrir et construire leurs fourreaux. Avec la croissance de la larve, le fourreau s'agrandit et pénètre plus profondément dans le substrat. Lors du quatrième stade, le fourreau prend une forme d'un tube en U. Le poids moyen d'un tel tube est de 95,9 mgr. Par conséquent, avec une moyenne de 348 000 larves/m², 33 400 gr/m² de seston sont fixés par ces larves pendant leur cycle de vie. La construction du tube et l'activité de la larve augmentent la surface de réaération au niveau du substrat, ce qui permet une meilleure dégradation. Une surface d'un cm², abritant 25 tubes, peut ainsi correspondre à 51 cm² de substrat aéré (SOKOLOVA et al., 1992).

TITMUS et BADCOCK (1980) ont estimé, dans les eaux d'une carrière désaffectée, la production des larves de Chironomidae allant de 45 à 70 kg/Ha/an. Ces auteurs citent des productions annuelles de 150 à 450 kg/Ha/an pour différents lacs eutrophes (JONASSON, 1972 et MAITLAND et HUDSPITH, 1974, in TITMUS et BADCOCK (1980)). BERG et HELLENTHAL (1991) ont calculé la production secondaire des espèces dominantes dans une rivière d'ordre trois. La production secondaire annuelle calculée était de 29 700 mg/m²; les Orthocladinae et les Diamesinae représentaient 96 % de ce total. Cinq espèces des Chironomidae ont contribué pour 80 % de la production: Diamesa nivoriunda (?), Cricotopus bicinctus (Meigen), Pagastia sp.A (?), C. trifascia Edwards et Orthocladus ombratus Johannsen.

Le cycle de vie court de certaines espèces, l'écologie de chaque espèce, le choix du site pour l'ovoposition et la dérive de comportement permettent aux Chironomidae de coloniser des sites et de répondre très rapidement à de nouvelles exigences du milieu. De sorte qu'ils reflètent les conditions de l'écosystème dans lequel ils se vivent (ARMITAGE et BLACKBURN, 1990).

Etant de bons colonisateurs et pouvant développer des effectifs importants, les Chironomidae jouent un rôle considérable dans la chaîne trophique.

Figure 18: Densité annuelle moyenne, biomasse annuelle moyenne et production annuelle de différents groupes fonctionnels dans un étang (a. consommateurs primaires, b. prtédateurs.) (d'après OERTLI, 1993).

| | <i>Salmo trutta</i> | <i>Phoxinus phoxinus</i> | <i>Cottus poecilopus</i> |
|------------------------|---------------------|--------------------------|--------------------------|
| Trichoptera | | | |
| <i>Hydropsyche</i> | — | + | 10 |
| <i>Polycentropus</i> | — | + | 5 |
| <i>Scricostoma</i> | 17.2 | — | — |
| <i>Drusus</i> | 16.3 | — | — |
| <i>Stenophylax</i> | 0.3 | — | — |
| (Total) | (33.8) | (0.1) | (16) |
| Ephemeroptera | | | |
| <i>Baetis</i> | + | 6.2 | 7 |
| <i>Ecdyonurus</i> | + | + | 3 |
| (Total) | (10.4) | (7.0) | (10) |
| Plecoptera (total) | 2.0 | — | 19 |
| Chironomidae | | | |
| <i>Eukiefferiella</i> | + | 40.9 | — |
| <i>Euorthocladius</i> | — | 2.8 | — |
| <i>Rheorthocladius</i> | — | 4.5 | — |
| <i>Thienemaniella</i> | — | 35.4 | — |
| <i>Ablabesmyia</i> | + | — | + |
| <i>Trichocladius</i> | — | — | + |
| <i>Glyptotendipes</i> | — | — | + |
| <i>Pentapetilum</i> | + | — | — |
| (Total) | (5.5) | (85.2) | (50) |
| Simuliidae | | | |
| Larvae | 11.6 | 3.1 | 5 |
| Pupae | — | 0.5 | — |
| Imagines | 10.5 | 0.8 | — |
| (Total) | (22.1) | (4.4) | (5) |
| Coleoptera | 2.5 | 2.0 | — |
| Other insects | 5.7 | — | — |
| <i>Gammarus</i> | 10.6 | — | — |
| <i>Ancylus</i> | 5.3 | — | — |
| Fishes | 0.3 | — | — |
| Other items | 1.8 | 1.3 | — |
| No. of fish examined | 168 | 83 | 93 |

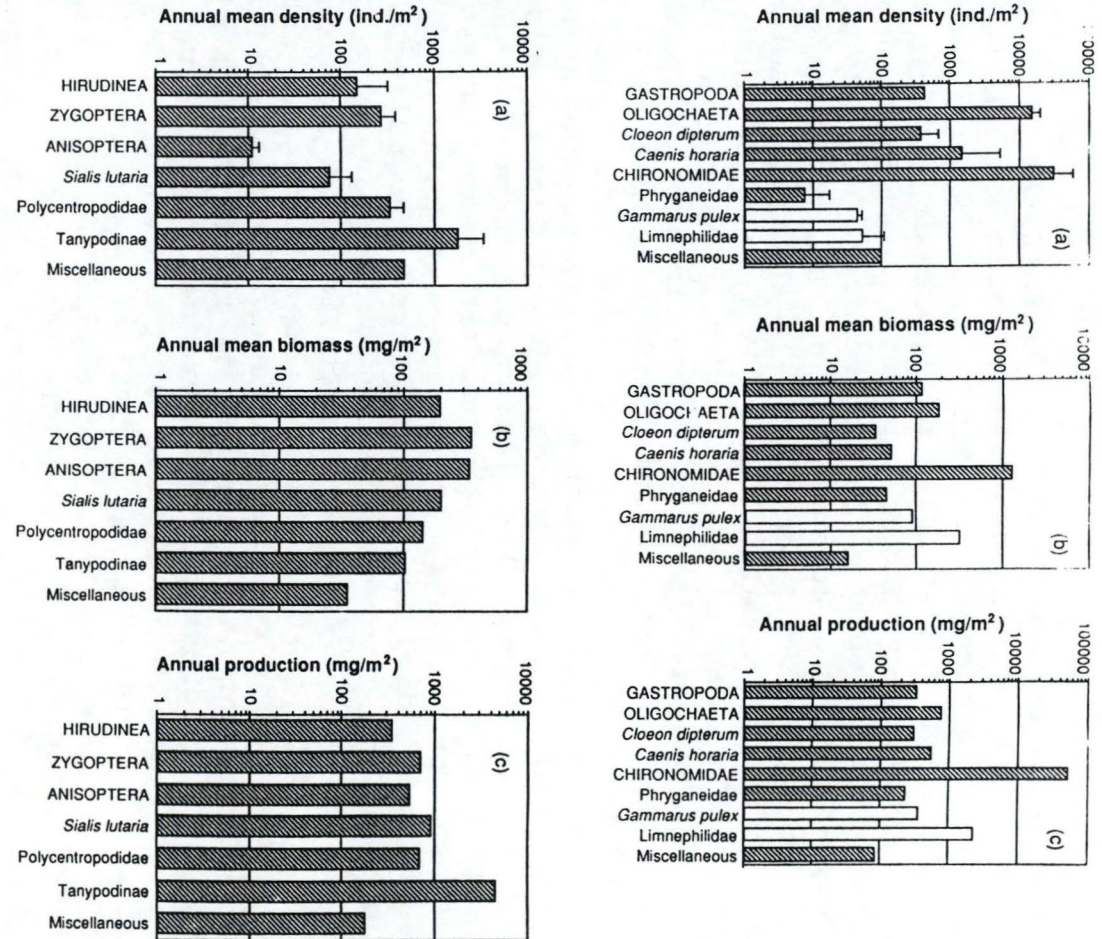


Tableau 9: Composition en macroinvertébrés (%) des contenus stomacaux chez trois espèces de poissons (modifié d'après HYNES, 1970).

D'abord, ils prennent une fonction essentielle dans la transformation des matières organiques. OERTLI (1993) a étudié le processus de dégradation des feuilles dans un étang. Considérés comme des collecteurs, les larves de Chironomidae font le lien entre les décomposeurs et les prédateurs puisqu'elles se nourrissent des fines particules de matière organique mises en suspension par les décomposeurs. Dans cette étude, 57 % de la densité des prédateurs correspondaient à la sous-famille des Tanypodinae. (En terme de biomasse ces mêmes prédateurs ne représentaient que 7,6 % du total). Les consommateurs primaires (densité: 48 341 individus/m²; biomasse: 2 167 mg/m²) étaient dominés à 64 % par les Chironomidae. En parallèle, ils représentaient 82 % de la production des consommateurs primaires. Quant à la production des Tanypodinae, elle correspondait à 60 % du total des prédateurs (Figure 18).

D'un autre côté, ils sont une source de nourriture pour une série de prédateurs. CHURA (1961, in TITMUS et BADCOCK, 1980) rapporte que le contenu stomacal de jeunes canetons de six jours comprend 60 % d'imagos et de nymphes de Chironomidae. Les larves et les nymphes sont surtout la proie des poissons. La dérive et l'émergence facilitent grandement la capture des invertébrés benthiques (NEVEU, 1974). La proportion des Chironomidae dans l'estomac des poissons atteint parfois des valeurs considérables: en été, dans la Themise, 80 % du contenu stomacal des poissons est composé de nymphes et de larves de Chironomidae (BRYCE et HOBART, 1972). BROWN et al. (1980) ont examiné les espèces de Chironomidae dans le tube digestif de Salmo trutta L. et de Onchorynchus gairdneri L. dans un lac eutrophe. Les espèces nageuses, libres apparaissent être les proies les plus faciles à capturer (genre Procladius) que celles vivants dans un tube (genre Chironomus). Entre les deux espèces de truite, des différences dans les contenus stomacaux traduisent la répartition des poissons. Onchorynchus gairdneri L. consomme beaucoup de nymphes de Psectrocladius qui émergent dans les zones peu profondes; Salmo trutta L. préfère les nymphes de Chironomus qui colonisent les zones profondes. Le tableau 9 donne un aperçu des contenus stomacaux de différentes espèces de poisson d'une rivière Tchecoslovaque.

Les Chironomidae jouent un rôle dans les piscicultures intensives. Ainsi, une population dense de Prodamesia olivacea Meigen s'est développée dans une salmoniculture grâce au surplus de nourriture atteignant le fond. La conversion d'une nourriture perdue en une nourriture potentielle permet ainsi d'augmenter la production piscicole (EVRARD, 1991). BOUGUENEC et GIANI (1992) ont utilisé les eaux d'une station d'épuration par lagunage pour élever C. riparius. La production journalière varie de 2,7 à 4,6 g/j/m² selon les bacs d'élevage. Pendant les quatre mois d'exploitation et pour 80 m² de surface totale, la production du système s'est élevée à 7,44 kg de poids sec, soit 1,77 kg de

poids sec /Ha/an.

Certaines espèces causent des dommages dans les cultures de riz. Dans le Nord de l'Italie, FERRARESE (1992) rapporte que Cricotopus sylvestris (Fabricius) se nourrit de germes de riz. D'autres espèces comme Harnischia falcata (Malloch) et Tanytarsus spp. sont signalées par COCCHI (1966, in FERRARESE, 1992) comme étant capables de causer de tel dégât.

2.6. Evaluation de la qualité de l'eau par les Chironomidae.

L'évaluation de la qualité de l'eau se fait couramment au niveau biologique par l'étude du macrobenthos principalement avec les Plécoptères, Ephéméroptères et Trichoptères. Il apparaît maintenant que les Chironomidae jouent un rôle important à ce niveau. Le nombre de publications à leur sujet concernant la qualité des milieux aquatiques n'a cessé d'augmenter depuis les années 1970. Cette évolution s'est déroulée en même temps que celle des macroinvertébrés, ce qui souligne la forte influence des Chironomidae sur le nombre total de publications (ROSENBERG, 1992).

Auparavant, les Chironomidae étaient peu considérés dans les études des écosystèmes aquatiques. Ceci était dû à un échantillonnage des larves difficile, un long et laborieux temps de tri et surtout par une difficulté de détermination jusqu'à l'espèce (WILSON et MCGILL, 1977; WILSON, 1980; MORRIS et BROOKER, 1980, JOHNSON et al., 1993). Sachant que les biocénoses reflètent la qualité de l'eau et que chaque espèce a sa niche écologique propre, l'utilisation de la famille des Chironomidae reconnue comme un seul taxon ne permet pas de développer toute l'information contenue dans l'écologie des espèces (WILSON et BRIGHT, 1973; MORRIS et BROOKER, 1980; BAZZANTI et BAMBACIGNO, 1987). La solution pour contrecarrer ces problèmes taxonomiques est l'utilisation des exuvies nymphales abandonnées à la surface de l'eau lors de l'émergence de l'adulte. Non seulement, elles sont plus faciles à récolter (En dix minutes, 2000 exuvies, soit 35 espèces, peuvent être récoltées (WILSON et BRIGHT, 1973).) mais en plus la détermination est plus aisée (WILSON, 1980; BAZZANTI et BAMBACIGNO, 1987).

La récolte se fait soit par capture des exuvies dérivantes, soit par prélèvement dans les zones d'accumulation naturelle (FERRINGTON et al., 1991). L'utilisation des exuvies est un paramètre fiable pour représenter la communauté chironomienne de la rivière au niveau de la composition spécifique (WILSON et BRIGHT, 1973; WILSON et MCGILL, 1977). Un autre avantage de la méthode est qu'elle englobe tous les microhabitats de la rivière. De sorte qu'il est possible de récolter des espèces non présentes dans la collection de larves suite à la difficulté d'échantillonner en tous les endroits du substrat (MCGILL et al.,

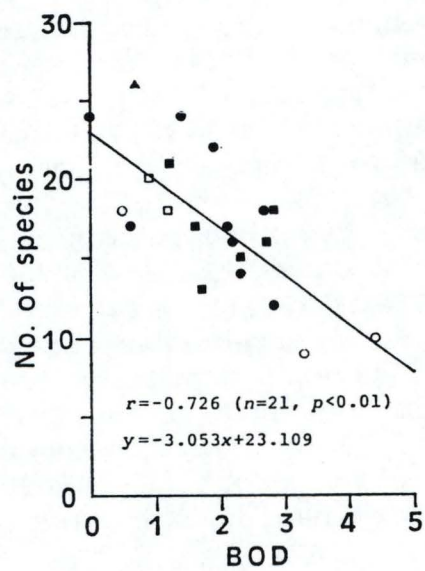


Figure 19: Relation entre le nombre d'espèces de Chironomidae et la DBO_5 (d'après KAWAI et al., 1992).

1979; WILSON, 1980; FERRINGTON et al., 1991). La capture des exuvies représente la composition in situ. Des captures de subimagos faites aux mêmes endroits que celles des exuvies donnent la même proportion des espèces dominantes (EVRARD, communication personnelle).

Il existe des problèmes relatifs aux prélèvements. Pour commencer, citons le temps de flottaison de l'exuvie. Après l'émergence, l'exuvie se remplit d'air et, grâce à sa capacité de réduire la tension superficielle, flotte jusqu'au moment où elle est attaquée par des bactéries ou immergée par un mouvement d'eau. La distance parcourue avant la dégradation est fonction de la vitesse du courant, de la végétation sur les berges, de la saison et du taux de décomposition variant en fonction de l'espèce (WILSON et BRIGHT, 1973; FERRINGTON et al., 1991). La saison influence directement les émergences nymphales. MCGILL et al. (1979) suggèrent d'effectuer les prélèvements pendant les périodes où les émergences restent stables à savoir mai-juin et août-septembre.

Plusieurs études ont mis en évidence la relation entre la composition de la communauté chironomienne et la pollution organique. Grâce à elles, certaines espèces ont été associées à des zones polluées: C. riparius, Glyptotendipes spp. (MCGILL et al., 1979), Eukieferiella claripennis, Paratrichlocladius rufiventris (Meigen) (BAZZANTI et BAMBACIGNO, 1987). KAWAI et al. (1989) ont d'ailleurs établi une relation inverse entre la communauté chironomienne et la DBO5 (La DBO5 -Demande Biologique en Oxygène- est une mesure approximative de la quantité de matières organiques biologiquement dégradables (CHAPMAN et KIMSTACH, 1992).) (Figure 19). LENAT (1983) remet en question la relation richesse spécifique-pollution. En effet, il a observé une augmentation de la richesse taxonomique pour une zone modérément polluée et une basse diversité à la fois en zone polluée et en zone propre. En conclusion de son analyse, il cite la largeur du cours d'eau et la saison comme responsable de la diversité des Chironomidae, la diversité ne diminuant pas avec la pollution. Au contraire, une pollution modérée et une sédimentation sont responsables de l'augmentation de la diversité. Pour effacer le compromis entre les deux idées, nous reprendrons l'explication de EULIN et al. (1993) "... Ainsi, la connaissance de la richesse spécifique seule ne paraît pas constituer une référence suffisante pour apprécier l'impact des charges polluantes. Elle doit être combinée avec une analyse de la structure des communautés qui tient compte de l'apparition ou de la disparition des espèces et de leurs réponses respectives aux nouvelles conditions de l'écosystème."

| | Indice chironomidien Ich | | | | | |
|---|--------------------------|---------|---------|---------|------|----------------------------------|
| Indice de Shannon (1948) | 0 - 1 | 1 - 2 | 2 - 3 | 3 - 4 | > 4 | Pollution |
| Richesse spécifique (Spp > 1 ind) | 1 - 10 | 11 - 20 | 21 - 30 | 31 - 40 | > 40 | |
| Espèce indicatrice dominante (> 10%) plus polluo-résistante | | | | | | Forte à sévère |
| A | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | Forte |
| B | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | Sévère en zones lenticues |
| C | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | Sévère en zones lotiques |
| Espèce moyennement polluo-résistante | | | | | | Moyenne à légère ou nulle |
| D | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | Potamal - Rhithral |
| Espèce moins polluo-résistante | | | | | | |
| E | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | Rhithral |

Tableau 10: Base de calcul de l'Indice Chironomidien (d'après BAZERQUE et al., 1989).

Partie supérieure du tableau (indices 1-7) : espèces très polluo-résistantes.

A. Espèces très polluo-résistantes.

D *Chironomus riparius* (Mg.)

B. Espèces polluo-résistantes de faciès lentique (Chironomini).

D *Chironomus annularius* (Mg.)
D *Chironomus bernensis* Wülk. & Klöt
D *Dicrotendipes nervosus* (Staeg.)
C *Dicrotendipes notatus* (Mg.)
C *Glyptotendipes pallens* (Mg.)
C *Parachironomus arcuatus* G.

C. Espèces polluo-résistantes de faciès lotique (4 Orthoclaadiinae + 3 Tanytarsini).

D *Cricotopus bicinctus* (Mg.)
D *Micropsectra atrofasciata* K.
C *Paratrithocladus rufiventris* (Mg.)
C *Eukiefferiella claripennis* (Lundb.)
B *Rheocricotopus fuscipes* (K.)
B *Rheotanytarsus photophilus* G.
B *Rheotanytarsus rhenanus* (Klink.)

Partie inférieure du tableau (indices 5-10) : espèces peu polluo-résistantes.

D. Espèces modérément polluo-résistantes du potamon et du rhitron (5 Orthoclaadiinae + 1 Chironomini).

D *Nanocladius bicolor* (Zett.)
D *Cricotopus sylvestris* (Fabr.)
C *Synorthocladus semivirens* (K.)
C *Cricotopus* spp.(>20%)
C *Parachironomus arcuatus* G.
B *Rheocricotopus chalybeatus* (Edw.)

E. Espèces moins polluo-résistantes ou taxa très polluo-sensibles du rhitron (Orthoclaadiinae).

A *Eukiefferiella* spp.+ *Tvetenia* spp.(diversité spécifique > 3)
A *Orthocladus* (*Euorthocladus*) spp.
A *Orthocladus* (*Euorthocladus*) *rivicola* (K.)
A *Orthocladus* (*Euorthocladus*) *thienemanni* (K.)
B *Orthocladus* (*Orthocladus*) *frigidus* (Zett.)

Tableau 11: Liste des 26 taxa servant au calcul de l'Indice Chironomidien (la lettre avant chaque taxa indique le niveau de pollution toléré par l'espèce (d'après WILSON et MCGILL, 1982): A=intolérant; B=relativement intolérant; C=relativement tolérant; D=tolérant).

En 1980, pour classifier les rivières, WILSON propose différents moyens. Le premier est la séparation des Chironomidae en deux catégories qui se rapproche d'une division rhitron-potamon se constituant de la façon suivante:

Groupe du rhitron: Pentaneurini, Diamesinae,
Orthocladiinae, Chironomini
(excepté Chironomus)

Groupe du potamon: Tanypodini, Macropeloniini,
Prodiamesinae, Chironomini,
Tanytarsini.

Deuxièmement, en groupant les espèces tolérantes et intolérantes, il propose de calculer le pourcentage d'espèces intolérantes. En reportant ce pourcentage sur un graphe en fonction de la longueur de la rivière, il obtient un profil qui permet de visualiser l'état de la rivière. L'inconvénient de ce système est que généralement les espèces intolérantes survivent à des taux d'oxygène assez bas. Or, ces espèces peuvent se rencontrer dans des rivières profondes qui ne sont pas ou peu polluées.

De part leur abondance numérique, leur grande diversité spécifique, leur énorme capacité de colonisation, les Chironomidae représentent le groupe le plus intéressant dans l'évaluation de la qualité des eaux courantes (BAZERQUE et al., 1989; KAWAI et al., 1989). Ils montrent les conditions nécessaires pour être de bons indicateurs biologiques:

- identification spécifique aisée suite aux clés récentes (LANGTON, 1991; WIEDERHOLM, 1986);
- prélèvement facile à la surface de l'eau ou le long des berges;
- distribution cosmopolite de beaucoup d'espèces;
- bonnes connaissances sur leur écologie.

(BAZERQUE et al., 1989)

Par l'analyse de nombreuses données (listes faunistiques, écologie, physico-chimie), BAZERQUE et al. (1989) ont établi une liste de 26 espèces ou taxa séparés en deux niveaux de tolérance et capables de servir comme bioindicateurs. Ceci fut la base de l'Indice Chironomidien (I.Ch. ou Chironomid Index Ch.I.).

Un tableau à double entrée est utilisé pour le calculer (Tableau 10). En position verticale se trouve une liste de taxa classés par ordre de polluo-sensibilité croissante et la richesse spécifique ou l'indice de diversité de Shanon-Weaver est positionné horizontalement. Ce tableau (Tableau 10) est divisé en deux parties:

- la partie supérieure contient trois groupes d'espèces indicatrices (A, B, C) lesquelles sont tolérantes (ou polluo-résistantes) et permettent d'évaluer des milieux fort pollués. Dans cette partie, l'I.Ch. varie de 1 à 7;

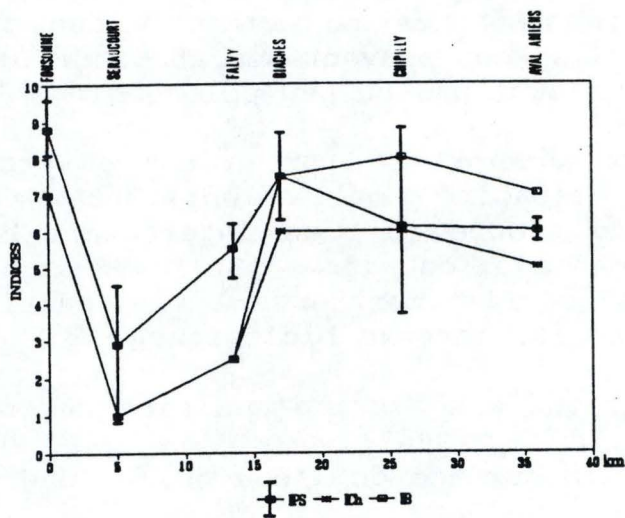


Figure 20: Comparaison des valeurs de trois indices biologiques dans la rivière Somme: Indice Diatomique: I.P.S.; Indice Chironomidien: I.Ch.; Indice Biotique: I.B. (modifié d'après BAZERQUE et al., 1989).

— la partie inférieure contient des espèces du potamon (D) et du rhitron (E) qui sont peu polluo-résistantes et par conséquent indiquent une meilleure qualité de l'environnement. L'I.Ch. varie de 5 à 10 pour cette partie.

Les espèces reprises dans les cinq groupes (A, B, C, D et E) proviennent de la liste des 26 taxa (Tableau 11). A chacune de ces espèces est assignée une lettre-code indiquant la tolérance à la pollution selon WILSON et MCGILL (1982). Pour faire partie d'un groupe, l'espèce doit représenter 10 % ou plus de la population (20 % pour Cricotopus sp.).

Pour tester leur nouvel indice, BAZERQUE et al. (1989) l'ont appliqué à la Somme et à la Selle et l'ont comparé avec l'I.B. (Indice Biotique) (voir 5.1.) et avec deux indices diatomiques: l'I.P.S. (Indice de Polluo-Sensibilité) et le M.I. (Median Index). L'utilisation d'indices biocénotiques courant comme l'I.B. et l'I.B.G. ne permet pas d'évaluer la qualité de l'eau dans des rivières du potamon, canalisées, de courant trop rapide ou de substrat trop boueux (BAZERQUE et al., 1989). La comparaison de ces indices avec l'I.Ch. permet de voir si l'I.Ch. offre de meilleurs résultats dans ces milieux.

Les valeurs de l'I.B. suivent celles de l'I.Ch. (Figure 20) mais pas dans les zones où l'échantillonnage des macroinvertébrés est difficile. Pour ces zones, l'I.B. surestime la qualité de l'eau par rapport à l'I.Ch.. En ce qui concerne les indices diatomiques, les valeurs sont toujours plus grandes que celles de l'I.Ch.. Les auteurs expliquent cela par le mode de vie planctonique des Diatomées qui les rendent moins sensibles à la qualité du substrat. Ces indices apparaissent mieux refléter la qualité biologique de l'eau. Au contraire, les Chironomidae, ayant des larves benthiques, sont indicateurs de la qualité du substrat surtout au niveau des sédiments qui retiennent et accumulent les polluants d'origines domestique (dominance organique) et industrielle (métaux lourds par exemple). L'I.Ch. reflétera donc mieux la qualité générale de l'eau puisqu'il intègre aussi la qualité du substrat.

EULIN et al. (1993) ont réalisé un travail similaire sur la Garonne c'est-à-dire la comparaison de l'I.Ch. et de l'I.P.S. Les résultats obtenus vont dans le même sens que ceux de BAZERQUE et al. (1989). Les valeurs des deux indices fluctuent de la même façon et avec la même amplitude. Suite au cycle de développement des larves benthiques se faisant sur plusieurs mois, les Chironomidae sont plus aptes à traduire le niveau moyen de la qualité du substrat à partir de deux échantillonnages annuels. Les Diatomées ont un cycle de vie court et sont étroitement liées aux caractéristiques chimiques. Ceci en fait des indicateurs de pollution à court terme (DESCY et COSTE, 1990, in EULIN et al., 1993).

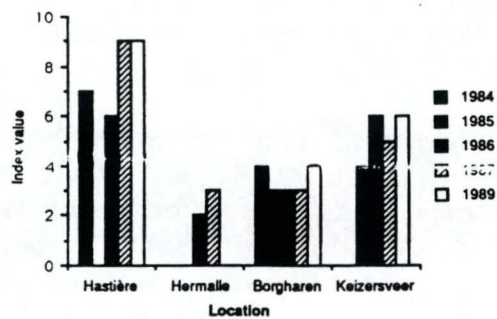


Figure 21: Valeurs de l'Indice Chironomidien (BAZERQUE et al., 1989) pour quatre stations de la Meuse (d'après FRANTZEN, 1992).

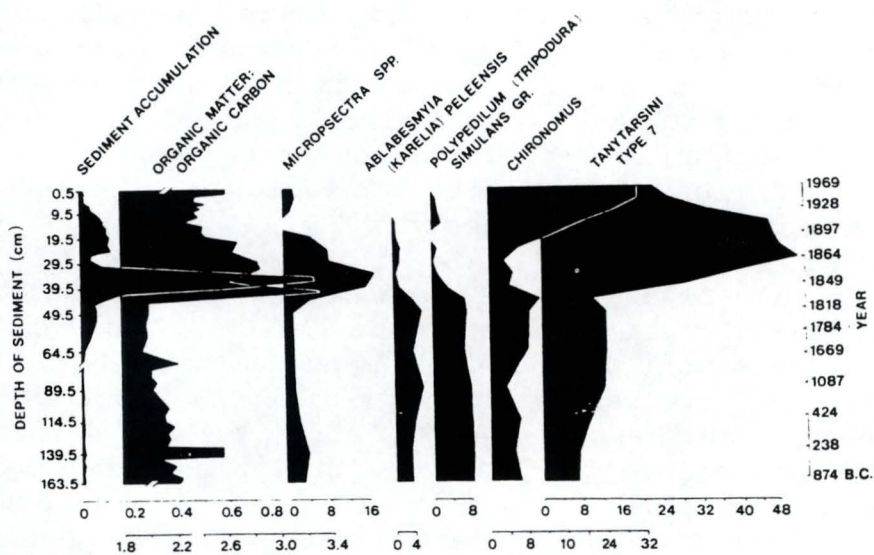


Figure 22: Accumulation des espèces de Chironomidae dans les sédiments d'un lac (Bay of Quinte, Lake Ontario) (modifié d'après WARWICK, 1980).

La méthode d'analyse des exuvies nymphales de Chironomidae permet donc:

- une application sur toute la longueur de la rivière;
- l'étude des rivières de plaine suite au regroupement des microhabitats;
- une utilisation rapide;
- une détermination spécifique;
- un emploi aisé par un écologiste ayant un minimum d'entraînement.

(BAZERQUE et al.)

Les diverses applications de l'I.Ch. ont montré qu'il réagissait aussi bien en zones propres qu'en zones polluées. Comparativement à l'I.B. et aux indices diatomiques, il donne une information supplémentaire et une meilleure appréciation de la qualité des systèmes lotiques (substrat et eau) (BAZERQUE et al., 1989).

En Belgique, l'Indice Chironomidien a été appliqué par FRANTZEN (1992) pour quatre stations réparties sur la Meuse. Sur cinq années d'étude, la tendance générale ne change pas. La station aval, située dans les Ardennes belges, est la moins polluée; dans la région de Liège, la qualité de l'eau est très dégradée; en amont, près de l'embouchure, la Meuse récupère légèrement (Figure 21). L'auteur a établi en plus une corrélation positive avec les paramètres abiotiques étudiés (température, oxygène dissous, métaux lourds,...).

L'utilisation des Chironomidae dans l'évaluation de la qualité des eaux apparaît être un moyen de plus en plus utilisé, que ce soit par l'analyse spécifique de la communauté, par les groupes fonctionnels ou bien par leurs réponses comportementales, physiologiques ou morphologiques aux divers stress (ROSENBERG, 1992). Suite à l'intérêt des scientifiques porté sur cette famille de Diptères, de nouvelles méthodes sont apparues pour déterminer la qualité des eaux.

Dans les milieux lenticules, le manque de données antérieures ne permet pas de juger de l'évolution de l'état de dégradation. L'analyse des sédiments des lacs offre les renseignements nécessaires pour résoudre ce problème. C'est grâce aux capsules céphaliques que la communauté chironomienne antérieure peut être établie. Malgré une technique d'identification plus délicate, il est possible de reconstituer l'évolution de la composition faunistique des Chironomidae pour une durée de 1 000 voire 10 000 ans! (HYNES, 1970; WARWICK, 1980; WIEDERHOLM, 1984). Un exemple d'une telle étude est illustrée par la figure 22.

Les Chironomidae sont également utilisés en terme de proportion pour repérer les zones de pollution. Ainsi FERRINGTON et CRISP (1989, in JOHNSON et al., 1993) suggèrent que le

| METHODE | PRINCIPE | ORGANISMES | MILIEU | COMPARTIMENT ETUDIÉ | BUT DE LA METHODE | CLIMAT (ZONE GEOGRAPHIQUE) | AVANTAGES - LIMITES | N |
|--|--|---|---|---------------------|---|--|--|---|
| INDICE CHIRONOMIDIEN (BAZERQUE et al. 1989) | Un indice est déduit d'un tableau à double entrée. Horizontalement : 5 classes de richesse spécifique ou de valeur de l'Indice de Shannon. Verticalement : groupes d'espèces classées suivant leur degré de sensibilité croissante à la pollution. | Chironomidae (au stade d'exuvies nymphales) 24 espèces. | Cours d'eau de tout type, naturels et artificialisés. | Eau et Sédiments | Évaluation de la qualité globale du milieu. | Mis au point pour la France, cet indice conviendrait aussi en Grande-Bretagne. | 4 prélèvements suffisent pour évaluer la qualité globale du milieu sur une année. Seule une famille de macroinv. doit être reconnue. Les déterminations à l'espèce nécessitent toutefois un bon entraînement ou l'aide d'un spécialiste. Les valeurs obtenues avec l'indice de Shannon diffèrent parfois de celles obtenues avec la richesse spécifique. | |

| METHODE | PRINCIPE | ORGANISMES | MILIEU | COMPARTIMENT ETUDIÉ | BUT DE LA METHODE | CLIMAT (ZONE GEOGRAPHIQUE) | AVANTAGES - LIMITES | N |
|---|--|-----------------------------|--|---------------------|---|---|---|---|
| % CHIRONOMIDES (WINNER et al 1980) | Abondance relative des Chironomidés par rapport au total d'invertébrés de l'échantillon. Cette abondance augmente avec le degré de pollution. | Chironomidés (larves) | Substrats durs ou meubles milieux lotiques ou lentiques. | sédiments (eau) | Évaluation d'une pollution métallique. | Tout type. | | |
| % CHIRONOMIDES (EXUVIES) INTOLERANTS %It; TOLERANTS %It (RUSE & WILSON 1984) | Classement des genres de Chironomidae en tolérants et intolérants à la pollution organique. On dénombre les individus intolérants par rapport au nombre total d'exuvies récoltées (%It). On dénombre les taxons tolérants par rapport au nombre total d'espèces (%It). | Chironomidae (exuvies) | Substrats durs ou meubles milieux lotiques ou lentiques. | Sédiments et eau | Suivi de la qualité des eaux entre plusieurs stations, puis d'une pollution organique. | Testé dans toute l'Angleterre et aux bassins français Artois Picardie et Adour Garonne. | Déterminations d'un seul groupe mais à l'espèce. Échantillonnage simple (1 à 2 fois par an). | |
| TUBIFICIDES/INSECTES (KING & BALL 1964) | Les tubificidés sont de bons indicateurs de pollution organique et certains tolèrent des pollutions toxiques. Ratio des poids secs des tubificidés et des chironomides. | Chironomidae Tubificidés | Substrats durs ou meubles milieux lotiques ou lentiques. | Sédiments (eau) | Évaluation de la qualité de l'eau vis-à-vis d'une pollution organique ou par des substances toxiques. | Tout type. | Pas de déterminations poussées, mais mesure de poids sec. | |
| OLIGOCHETES/CHIRONOMIDES (WIEDERHOLM 1980) | Ratio du nombre d'oligochètes sur la somme des oligochètes et des chironomides sédentaires. | Oligochètes Chironomidae | Substrats meubles des plans d'eau. | Sédiments (eau) | Évaluation de l'état trophique. | Tout type. | Avec la profondeur la dominance des oligochètes augmente. Pas d'échelle trophique correspondant aux différentes valeurs du ratio. | |

Tableau 12: Exemples d'indices biocénotiques utilisant les Diptères Chironomidae (agence de l'eau, 1993).

pourcentage de C. riparius Meigen dans la composition de la communauté est l'approche la plus valable pour détecter les sites fortement dégradés. Cependant, l'utilisation de cette mesure est limitée car les populations de cette espèce diminuent rapidement à la moindre amélioration.

Pour estimer l'équilibre d'un écosystème, les Chironomidae peuvent aussi servir dans des rapports du type abondance organismes/abondance Chironomidae. Ces rapports doivent cependant être manipulés avec précautions suite aux variabilités entre régions, entre saisons, entre cours d'eau,...(LENAT et BARBOUR, 1994). Le tableau 12 reprend différents indices utilisant les Diptères Chironomidae aux stades larvaires ou nymphal. Enfin, il est possible d'utiliser les régimes alimentaires, la position trophique pour mettre en évidence les changements dans la communauté benthique. Chez les Chironomidae, il existe beaucoup de régimes différents (prédateurs, filtreurs, collecteurs, brouteurs, râpeurs), mais chez plusieurs espèces, le régime peut changer entre les saisons ou s'adapter aux conditions du milieu (KAWECKA, 1977, in LENAT et BARBOUR, 1994).

3. Analyses physico-chimiques.

Un grand nombre de paramètres sont utilisés pour décrire les caractéristiques chimiques d'une rivière. Cela s'étend des descripteurs généraux, comme les mesures de salinité et d'acidité, à la composition en cations et anions et à la concentration des micropolluants organiques et inorganiques (WEBB et WALLING, 1992)

La composition chimique de l'eau sera soumise à des conditions naturelles et/ou à des modifications dues aux activités humaines. Ainsi, GROHAM (1961, in MAITLAND 1990) cite 5 facteurs environnementaux déterminant la concentration ionique des eaux naturelles: le climat, la géologie, la topographie, les biocénoses et le temps. Du point de vue anthropique, les secteurs agricoles, industriels et domestiques sont responsables des principaux changements dans la chimie de l'eau.

L'avantage de l'étude physico-chimique de l'eau est l'expression numérique des résultats des analyses, ce qui permet d'établir un indice pour un endroit donné pour l'établissement ou le contrôle de normes. L'inconvénient est que ces mesures ne reflètent que la qualité chimique de l'eau à un moment donné. Or, les proportions des différentes substances vont varier selon le débit, la saison touristique, la période des rejets industriels ou domestiques,... Il apparaît donc que des prélèvements en continu sont plus appropriés pour un suivi plus fidèle de la réalité mais aussi plus coûteux.

3.1. Les caractères physiques de l'eau.

3.1.1. La température.

Dans une rivière, la température est le paramètre physique le plus important, et ce pour deux principales raisons. Premièrement, elle va influencer la dissolution des gaz (oxygène, gaz carbonique,...) dans l'eau (loi de HENRY). Deuxièmement, elle joue un rôle dans les réactions chimiques et biochimiques qui se déroulent dans les systèmes lotiques. L'évolution, la distribution et l'écologie des organismes aquatiques est fondamentalement affectées par la température de l'eau (ROSE, 1967, in WALLING et WEBB, 1990).

3.1.2. Le Ph.

Il indique le caractère acide ou basique d'une solution et est contrôlé par les processus biochimiques et les composés dissous (CHAPMAN et KIMSTACH, 1992).

| | <u>TYPES</u> | | |
|---|-------------------|------------------|----------------|
| | <i>condrusien</i> | <i>ardennois</i> | <i>fagnard</i> |
| pH | > 7.5 | 6 à 7.5 | 4 à 6 |
| Conductivité ($\mu\text{S/cm}$ à 25°C) | 330 à 480 | > 100 | < 100 |
| Ca 2+ (mg/l) | 60 à 120 | 3,5 à 7 | 0,4 à 2,4 |
| HCO ₃ - (mg/l) | 230 à 370 | 12,5 à 30,5 | 2,5 à 12 |
| Mg 2+ (mg/l) | 4 à 18 | 1,2 à 2,6 | 0,5 à 1,4 |
| Na + (mg/l) | 5 à 9 | 3 à 5 | 2,5 à 3,5 |
| K + (mg/l) | 2 à 4 | 0,5 à 1,7 | 0,15 à 0,45 |
| SO ₄ 2- (mg/l) | 17 à 45 | 1,5 à 10 | 6 à 8 |
| Cl - (mg/l) | 11 à 35 | 4 à 13 | 2,5 à 5,5 |

Tableau 13: Composition ionique des types naturels d'eau d'après le système de SYMOENS (1957).

Régulé par l'équilibre entre le dioxyde de carbone, les ions carbonates et bicarbonates, le Ph des eaux de surface est compris entre 6 et 8,5. Les eaux enrichies en substances organiques présentent des valeurs inférieures tandis qu'un Ph élevé se rencontre dans des eaux eutrophisées (CHAPMAN et KIMSTACH, 1992).

3.2. La minéralisation naturelle des eaux.

Comme cité plus haut, la géologie du bassin versant affecte la composition minérale des eaux de surface. C'est la dissolution des roches qui en est la principale responsable.

3.2.1. La conductivité.

Une des mesure des substances dissoutes est la conductivité (JEFFRIES et MILLS, 1990; MEYBECK et HELMER, 1992). Elle se définit généralement par la capacité d'une eau à conduire un courant électrique. La quantité de charge électrique pour chaque ion, la mobilité de l'ion et la température de l'eau ont une influence sur la conductivité (MEYBECQ et HELMER, 1992).

3.2.2. Le diagramme ionique.

Le diagramme ionique, proposé par KUFFERATH en 1951 (in DESCY, EMPAIN et PHILLIPART, 1981), est la représentation, sous forme d'une figure dodécagonale, des proportions relatives des différents ions. Les cations sont représentés par Ca^{++} , Na^+ , Mg^{++} et K^+ et par HCO_3^- , CO_3^{--} , SO_4^- et Cl^- pour les anions. La surface du diagramme est proportionnelle à la salinité (La salinité est la concentration totale en éléments majeurs dissous dans l'eau.). La partie supérieure représente les cations et la partie inférieure les anions. En théorie, la somme des cations (ou la surface supérieure du diagramme) doit être égale à la somme des anions (ou à la surface inférieure du diagramme). Cependant, une différence peut apparaître suite aux erreurs analytiques mais aussi suite aux apports anthropiques.

3.2.3. Typologie des cours d'eau.

3.2.3.1. Le système de SYMOENS (1957).

Basé sur la composition minérale, ce système permet de définir trois types de cours d'eau: fagnard, ardennais et condrusien. Pour ce faire, SYMOENS (1957, in DESCY, EMPAIN et PHILLIPART, 1981) utilise la géologie, le pH, la conductivité et la dominance de certains ions. Chaque type peut être représenté par un diagramme ionique. Le tableau 13 reprend les principales

| <i>Type</i> | <i>Alcalinité (ppm CaCO₃)</i> | <i>Dénomination</i> | <i>Système de Symoens</i> | <i>Caractéristiques</i> |
|-------------|--|----------------------------|-------------------------------|--|
| 1 | 1 à 5 | Eaux acides de tourbières | Type fagnard | Pauvreté en bicarbonates |
| 2 | 6 à 20 | Eaux "ardennaises" pauvres | Type ardennais | Balance ionique équilibrée |
| 3 | 15 à 50 | Eaux "ardennaises" riches | Type ardennais | Balance ionique équilibrée |
| 4 | 51 à 110 | Eaux calcaires pauvres | Type condrusien | Source en Ardennes Bicarbonates présents |
| 5 | 130 à 265 | Eaux calcaires riches | Type condrusien | Surtout en régions calcaires Bicarbonates abondants |

Tableau 14: Comparaison entre la typologie basée sur l'alcalinité (DESCY et EMPAIN, 1981) et le système de SYMOENS (1957).

| <i>Géologie</i> | <i>Type d'eau</i> | <i>Cours d'eau</i> |
|--|------------------------------------|---|
| Sur Dévonien inférieur | Type "ardennais" | Ruisseau du Bois du Chauffage |
| Sur Dévonien inférieur puis Dévonien supérieur | Type intermédiaire peu minéralisé | Ruisseau de Bethléem |
| Sur Dévonien supérieur ou Silurien | Type intermédiaire plus minéralisé | Ruisseau des Fonds de Gesves Ruisseau d'Arville Wanet |
| Sur Carboniférien | Type "condrusien" | Samson Strouvia |

Tableau 15: Caractéristiques des eaux du bassin du Samson (d'après VANDERSLYCKEN, 1989).

caractéristiques de ces trois types.

3.2.3.2. Typologie basée sur l'alcalinité (DESCY et EMPAIN, 1981).

L'alcalinité représente la somme des bases titrables. Elle est prise comme une indication des ions bicarbonates, carbonates et hydroxydes. Les ions borates, phosphates et silicates participent aussi à l'alcalinité (CHAPMAN et KIMSTACK, 1992) mais sont négligés dans les eaux naturelles où les carbonates sont dominants.

Cinq types d'eau ont été établis par DESCY et EMPAIN (1981, in DESCY, EMPAIN et PHILLIPART, 1981). Ceux-ci sont repris dans le tableau 14 où quelques caractéristiques et correspondances avec le système de SYMOENS (1957) y sont signalées.

3.2.4 Applications au bassin versant du Samson.

En nous basant sur les résultats de MAQUET (1981) et de VANDERSLYCKEN (1989), il est possible de classer le Samson et ses affluents au type "condrusien" et au type intermédiaire (Tableau 15).

3.3. Les paramètres physiques en relation avec une pollution organique.

En condition naturelle, il existe une relation d'équilibre entre les organismes et la composition chimique de l'eau. Les microorganismes présents dans l'eau dégradent la matière organique que véhicule le cours d'eau. Si l'apport en matières organiques ne dépasse pas un certain seuil, l'auto-épuration se déroule grâce aux bactéries. Les produits finaux de ces dégradations sont les nitrates, les sulfates et les phosphates. Le carbone se retrouve dans la chaîne trophique ou sous forme de carbonates ou de bicarbonates (DESCY, EMPAIN et LAMBINON, 1981). Ce processus de dégradation exige beaucoup d'oxygène ce qui explique que l'action auto-épuratrice d'un cours d'eau se fera d'autant mieux que le milieu est riche en oxygène dissous et contient de faibles concentrations en substances à dégrader.

Lors d'une pollution organique, de grandes quantités de ces substances sont introduites dans le cours d'eau. La capacité autoépuratrice n'est plus suffisante, l'équilibre est perturbé. Dès lors, il s'ensuit d'importantes modifications physico-chimiques qui ont un impact sur les biocénoses en place.

Ci-après sont repris les principaux paramètres chimiques traduisant une pollution organique et dont nous tiendrons compte.

3.3.1. L'oxygène dissous.

L'oxygène apparaît comme gaz dissous le plus important dans les cours d'eau. Dans les milieux turbulents, la saturation est vite atteinte. La quantité d'oxygène dissous est fonction de la respiration (consommation), de la photosynthèse (production) et de la réaération ainsi que la température et de la pression.

Lors de rejets organiques trop importants, la respiration due à la dégradation crée un déficit en oxygène appelé courbe en sac. La dégradation se fait alors en milieu réducteur; les bactéries anaérobies surplacent les bactéries aérobies et les produits de dégradation diffèrent largement.

3.3.2. Les formes d'azote.

L'azote est essentiel pour la vie de tout organisme. Dans la nature, il se trouve à différents niveaux d'oxydation comme les nitrates (NO_3^-), les nitrites (NO_2^-), l'ion ammonium (NH_4^+) et l'azote atmosphérique (N_2). Le cycle de l'azote permet le passage d'une forme à l'autre.

L'ion ammonium est produit par la dégradation de la matière organique et par l'excrétion des animaux. Suite à la dégradation bactérienne, il est transformé en nitrite puis en nitrate. Ces transformations, appelées nitrification, consomment deux moles d'oxygène par mole d'azote. Une teneur élevée en oxygène est donc nécessaire à ce processus biologique.

Lors de rejets organiques, le taux d'oxygène baisse, ce qui crée un milieu anaérobique. A ce stade, ce sont les nitrates qui sont réduits en nitrites qui à leur tour donnent l'ion ammoniacal: c'est la dénitrification. Le stade ammoniacal peut s'avérer toxique pour les biocénoses aquatiques si le pH du milieu est alcalin.

3.3.3. Le phosphore.

Le phosphore est un nutriment essentiel pour les organismes vivants. Il est souvent le facteur limitant suite aux faibles concentrations des formes assimilables dans l'eau. Le phosphore organique se retrouve sous forme particulière, c'est-à-dire dans les organismes, la matière organique morte et sous forme dissoute. La partie inorganique est essentiellement représentée par les orthophosphates (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^-). La mesure du phosphore total d'un échantillon d'eau regroupe les formes

| paramètres classes | DBO 5 ppm-O ₂ | NH ₄ ⁺ ppm-N | NO ₂ ⁻ ppb-N | PO ₄ ⁻⁻⁻⁻ ppb-P |
|-----------------------|-----------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|--|
| 5 | < 2 | < 0.1 | ≤5 | ≤15 |
| 4 | 2 - 5 | 0.1-0.9 | 6-10 | 16- 75 |
| 3 | 5.1-10 | 1.0-2.4 | 11-50 | 76-250 |
| 2 | 10.1-15 | 2.5-6.0 | 51-150 | 251-900 |
| 1 | >15 | >6 | >150 | >900 |

IPO = moyenne des numéros de classes des 4 paramètres:

- = 5.0-4.6 : pollution organique nulle
- = 4.5-4.0 : " " faible
- = 3.9-3.0 : " " modérée
- = 2.9-2.0 : " " forte
- = 1.9-1.0 : " " très forte

Tableau 16: Base de calcul de l'Indice de Pollution Organique (I.P.O.) (d'après LECLERCQ et MAQUET, 1987).

organiques et inorganiques dissoutes. Lors des analyses chimiques, les orthophosphates et le phosphore total sont généralement mesurés. Des teneurs élevées en ces deux formes sont indicatrices d'une pollution organique (JEFFRIES et MILLS, 1990).

3.3.4. Le carbone organique.

Le carbone organique dans les eaux courantes provient du matériel vivant en décomposition (aquatique et terrestre) mais aussi des effluents (JEFFRIES et MILLS, 1990). Il peut donc être utilisé comme indicateur d'une pollution particulière lors d'une comparaison des concentrations avant et après une potentielle source de pollution. La quantité en carbone organique peut être mesurée par le carbone organique total (C.O.T.) .

3.4. Indices physico-chimiques.

3.4.1 Indices de pollution organique (LECLERCQ et MAQUET, 1987).

Réalisé par LECLERCQ et MAQUET en 1987, l'indice de pollution organique (I.P.O) permet d'attribuer un niveau de pollution à un cours d'eau. Pour le calculer, il faut tenir compte de trois paramètres chimiques résultant d'une pollution organique: les orthophosphates, l'ion ammonium et les nitrites, ainsi que d'un paramètre synthétique la DBO5 (demande biologique en oxygène).

Le calcul de l'indice se fait grâce au tableau 16. Il s'agit d'attribuer à chaque paramètre une classe suite à sa concentration. La moyenne des classes définit la valeur de l'indice qui correspond un des cinq niveaux de pollution.

3.4.2 Grille de qualité des eaux courantes (DESCY et al., 1993).

Cette grille a été conçue en vue de définir, pour la Région Wallonne, un système de classement de qualité des eaux de surface.

Le résultat de ce travail est présenté sous forme d'une grille où se retrouvent paramètres physico-chimique et biologique (Tableau 17).

La partie physico-chimie permet de définir la qualité des eaux en fonction des principaux types de pollution:

- pollution organique;
- eutrophisation;
- pollution thermique;
- pollution minérale;
- autres pollutions: mécanique, microbiologique.

| 7. Pollution microbiologique | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------------------|----------|-------|-----------|-----------|-----------|-------|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--------|---------|----------|--------|----------|--|
| Coliformes totaux | N/100 ml | | | | | | | | | | | | | | | | | <= 50 | <= 5000 | <= 50000 | <= 500 | <= 10000 | |
| Coliformes fécaux | N/100 ml | | | | | | | | | | | | | | | | | <= 20 | <= 2000 | <= 20000 | <= 100 | <= 2000 | |
| Streptocoques fécaux | N/100 ml | | | | | | | | | | | | | | | | | <= 20 | <= 1000 | <= 10000 | <= 100 | - | |
| Enterovirus | PFU/10l | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | - | 0 | |
| Salmonelles | | | | | | | | | | | | | | | | | | abs./l | abs./l | | - | abs./l | |
| II. Analyses hydrobiologiques | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Indice biologique global (IBG) | /20 | >= 17 | >= 13 | >= 9 | >= 5 | < 5 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Indice biologique (IB) | /10 | >= 9 | >= 7 | >= 5 | >= 3 | < 3 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Indice diatomique | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Indice poissons | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| III. Contamination des organismes | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Métaux dans les bryophytes | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Arsenic (As) | µg/g | <6 | 6-18 | 18-54 | 54-162 | >162 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Cadmium (Cd) | µg/g | <2 | 2-6 | 6-18 | 18-54 | >54 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Chrome total (Cr) | µg/g | <14 | 14-42 | 42-126 | 126-378 | >378 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Cuivre (Cu) | µg/g | <38 | 38-114 | 114-342 | 342-1026 | >1026 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mercuré (Hg) | µg/g | <0,16 | 0,16-0,48 | 0,48-1,44 | 1,44-4,32 | >4,32 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Nickel (Ni) | µg/g | <40 | 40-120 | 120-360 | 360-1080 | >1080 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Plomb (Pb) | µg/g | <38 | 38-114 | 114-342 | 342-1026 | >1026 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Zinc (Zn) | mg/g | <0,4 | 0,4-1,2 | 1,2-3,6 | 3,6-10,8 | >10,8 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Fer total (Fe) | mg/g | <6 | 6-18 | 18-54 | 54-162 | >162 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Manganèse (Mn) | mg/g | <1,2 | 1,2-3,6 | 3,6-10,8 | 10,8-32,4 | >32,4 | | | | | | | | | | | | | | | | | |

(1) une limite de température de 10°C est appliquée aux périodes de reproduction des espèces ayant besoin d'eau froide pour leur reproduction, et uniquement aux eaux susceptibles de contenir de telles espèces.

(2) pas d'altération de la saveur du poisson.

(3) pas de film visible à la surface de l'eau; pas de saveur perceptible dans les poissons; pas d'effets nocifs chez les poissons.

Tableau 17: Grille de qualité des eaux courantes (d'après DESCY et al., 1993).

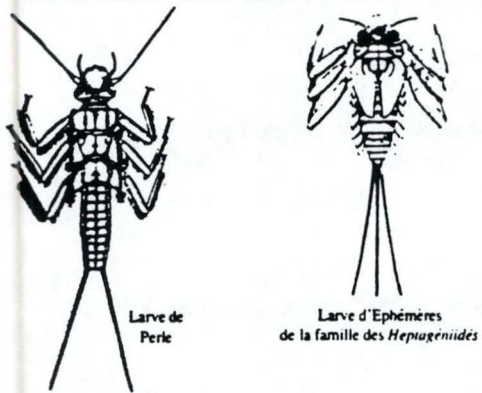

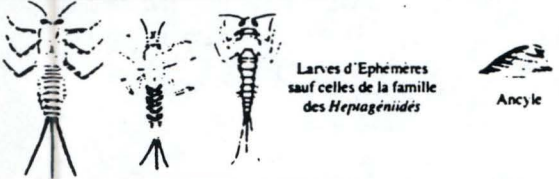
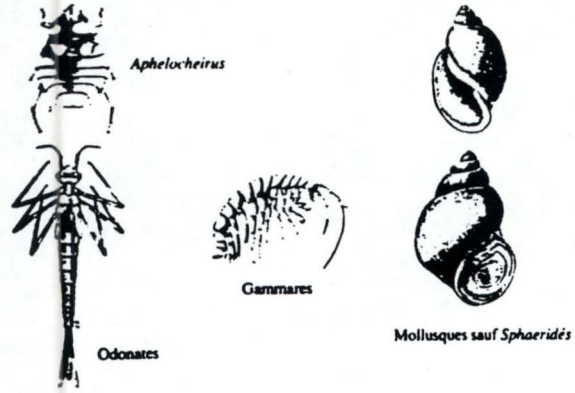
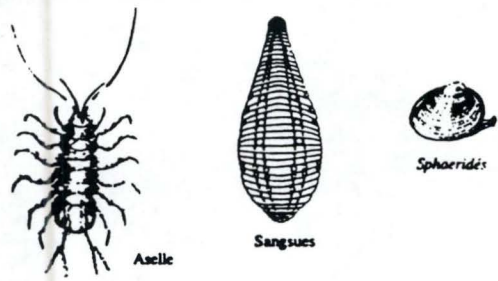
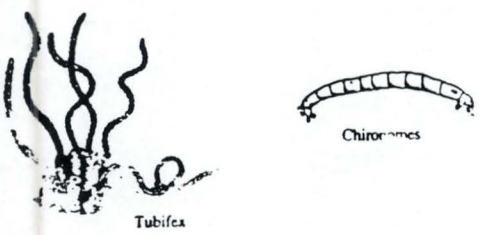

Les auteurs conseillent, pour établir un seuil de classe de qualité, de posséder au moins 10 mesures pour un même paramètre. Ceci permet d'appliquer la règle des 90 %, c'est à dire la conformité des 90% des mesures pour ce seuil de classe. Cependant, la fréquence de mesure de cinq campagnes s'avère être juste suffisante pour la représentation de la qualité de l'eau.

Cinq classes de qualité ont été définies:

- classe 1: qualité bonne à très bonne, pollution très faible;
- classe 2: qualité satisfaisante, pollution faible;
- classe 3: qualité médiocre; pollution nette;
- classe 4: qualité mauvaise; pollution forte;
- classe 5 (ou hors classe): qualité très mauvaise, pollution forte.

Signalons encore que cette grille se trouve à un stade de projet. Il s'agit d'un outil qui doit encore être testé pour en connaître ses limites d'application. Son utilisation nous paraît cependant intéressante puisque l'approche physico-chimique est différente des autres indices chimiques (IPO (1987)).

Tableau 18: Détermination de l'I.B. (TUFFERY et VERNEAUX, 1967).

| Groupes faunistiques | * U.S. : unités systématiques | Indice biotique | | | | |
|--|------------------------------------|---|------------|-------------|--------------|--------------|
| | | Nombre total des unités systématiques présentes | | | | |
| | | 0 - 1 U.S.* | 2 - 5 U.S. | 6 - 10 U.S. | 11 - 15 U.S. | 16 et + U.S. |
|  <p>Larve de Perle</p> <p>Larve d'Ephémères de la famille des Heptageniidae</p> | plus de 1 U.S.* | - | 7 | 8 | 9 | 10 |
| 1 seule U.S. | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | |
|  <p>Larves de Phryganes à fourreau</p> | plus de 1 U.S. | - | 6 | 7 | 8 | 9 |
| 1 seule U.S. | 5 | 5 | 6 | 7 | 8 | |
|  <p>Larves d'Ephémères sauf celles de la famille des Heptageniidae</p> <p>Ancyle</p> | plus de 2 U.S. | - | 5 | 6 | 7 | 8 |
| 2 ou moins de 2 U.S. | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | |
|  <p>Aphelocheirus</p> <p>Odonates</p> <p>Gammare</p> <p>Mollusques sauf Sphaeriidae</p> | Toutes les U.S. ci-dessus absentes | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|  <p>Aelle</p> <p>Sanguis</p> <p>Sphaeriidae</p> | Toutes les U.S. ci-dessus absentes | 2 | 3 | 4 | 5 | - |
|  <p>Tubifex</p> <p>Chironomes</p> | Toutes les U.S. ci-dessus absentes | 1 | 2 | 3 | | |
|  <p>Larve d'Eriste</p> | Toutes les U.S. ci-dessus absentes | 0 | 1 | 1 | | |

4. Analyses biologiques.

La qualité de l'eau peut s'estimer par une approche chimique comme par une approche biologique. La différence entre ces deux méthodes est que la biologique est une combinaison de caractères quantitatifs et qualitatifs. L'évaluation de la qualité biologique incluant l'analyse chimique permet de mieux considérer la dimension temporelle, depuis qu'il est acquis que les biocénoses sont affectées par des perturbations survenues quelques jours, plusieurs mois ou même des années avant un contrôle (MEYBECK & HELMER, 1992).

Du point de vue biologique, la population est plus importante que l'individu car elle représente le continuum impliquant l'entité biologique (espèce). Les conditions et les ressources locales maintiennent les communautés en équilibre avec l'environnement. Toutes perturbations du milieu entraîneront une modification de ces communautés. Par conséquent, elles deviennent indicatrices d'environnements typiques et l'évaluation de la qualité du milieu aquatique se fera par l'analyse des communautés présentes (MICHA, 1980).

4.1. L'Indice Biotique (I.B.)(NBN T92-402).

Mis au point par TUFFERY et VERNEAUX en 1967, cet indice a fait l'objet d'une norme belge en 1984 (Institut Belge de Normalisation, norme NBN T 92-402).

La valeur de l'indice est déterminé à l'aide d'un tableau à double entrée (Tableau 18). Les lignes horizontales correspondent aux groupes faunistiques classés selon leur polluosensibilité et le nombre d'unités systématiques (U.S.) se retrouvent en position verticale selon des classes. Seuls les taxa représentés par au moins deux individus sont comptés. Le calcul de l'indice se fait en démarrant en haut du tableau (Tableau 18). Le croisement de la ligne du groupe faunistique présent dans l'échantillon avec la colonne correspondant au total d'unités systématiques définit la cote de l'indice. Celle-ci varie de 0 à 10. Elle sera d'autant plus élevée que les espèces polluosensibles sont présentes dans les eaux étudiées et que le nombre d'unités systématiques est important.

La détermination de la qualité des eaux par cet indice n'est pas toujours exacte. En effet, le choix des espèces polluosensibles s'est fait selon les besoins en oxygène. Or, si une pollution organique diminue la concentration en oxygène dissous, la réaération du cours d'eau peut l'augmenter. En conséquence à cela, l'Indice Biotique tend à surestimer la qualité des systèmes montagnards généralement bien oxygénés et

| Classe de variété | | 14 | 13 | 12 | 11 | 10 | 9 | 8 | 7 | 6 | 5 | 4 | 3 | 2 | 1 |
|--|------------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|---|
| Taxons | Σt | > | 49 | 44 | 40 | 36 | 32 | 28 | 24 | 20 | 16 | 12 | 9 | 6 | 3 |
| | GI | 50 | 45 | 41 | 37 | 33 | 29 | 25 | 21 | 17 | 13 | 10 | 7 | 4 | 1 |
| <i>Chloroperlidae</i> <i>Perlidae</i> <i>Perlodidae</i> <i>Taeniopterygidae</i> | 9 | 20 | 20 | 20 | 19 | 18 | 17 | 16 | 15 | 14 | 13 | 12 | 11 | 10 | 9 |
| <i>Capniidae</i> <i>Brachycentridae</i> <i>Odontoceridae</i> <i>Philopotamidae</i> | 8 | 20 | 20 | 19 | 18 | 17 | 16 | 15 | 14 | 13 | 12 | 11 | 10 | 9 | 8 |
| <i>Leuctridae</i> <i>Glossosomatidae</i> <i>Beraeidae</i> <i>Goeridae</i> <i>Leptophlebiidae</i> | 7 | 20 | 19 | 18 | 17 | 16 | 15 | 14 | 13 | 12 | 11 | 10 | 9 | 8 | 7 |
| <i>Nemouridae</i> <i>Lepidostomatidae</i> <i>Sericostomatidae</i> <i>Ephemeridae</i> | 6 | 19 | 18 | 17 | 16 | 15 | 14 | 13 | 12 | 11 | 10 | 9 | 8 | 7 | 6 |
| <i>Hydroptilidae</i> <i>Heptageniidae</i> <i>Polymitarcidae</i> <i>Potamanthidae</i> | 5 | 18 | 17 | 16 | 15 | 14 | 13 | 12 | 11 | 10 | 9 | 8 | 7 | 6 | 5 |
| <i>Leptoceridae</i> <i>Polycentropodidae</i> <i>Psychomyidae</i> <i>Rhyacophilidae</i> | 4 | 17 | 16 | 15 | 14 | 13 | 12 | 11 | 10 | 9 | 8 | 7 | 6 | 5 | 4 |
| <i>Limnephilidae</i> ¹⁾ <i>Hydropsychidae</i> <i>Ephemerellidae</i> ¹⁾ <i>Aphelocheiridae</i> | 3 | 16 | 15 | 14 | 13 | 12 | 11 | 10 | 9 | 8 | 7 | 6 | 5 | 4 | 3 |
| <i>Baetidae</i> ¹⁾ <i>Caenidae</i> ¹⁾ <i>Elmidae</i> ¹⁾ <i>Gammaridae</i> ¹⁾ <i>Mollusques</i> | 2 | 15 | 14 | 13 | 12 | 11 | 10 | 9 | 8 | 7 | 6 | 5 | 4 | 3 | 2 |
| <i>Chironomidae</i> ¹⁾ <i>Asellidae</i> ¹⁾ <i>Achètes</i> <i>Oligochètes</i> ¹⁾ | 1 | 14 | 13 | 12 | 11 | 10 | 9 | 8 | 7 | 6 | 5 | 4 | 3 | 2 | 1 |

1) Taxons représentés par au moins 10 individus — Les autres par au moins 3 individus.

Tableau 19: Valeurs de l'I.B.G.N. selon la nature et la variété taxonomique de la macrofaune (AFNOR, 1992).

à sous-estimer celle des rivières de plaine.

4.2. L'Indice Biologique Global Normalisé (I.B.G.N.) (AFNOR NF T 90-350).

Pour améliorer l'évaluation de la qualité de l'eau, VERNEAUX et ses collaborateurs ont proposé ce nouvel indice en 1982. L'I.B.G. a été normalisé en France (norme AFNOR NF T 90-350) en 1992. Le protocole d'échantillonnage précis réduit les écarts entre opérateurs et donne une représentation plus complète de la faune d'un site.

Ici, l'unité taxonomique (U.T.) est définie dans la plupart des cas par la famille. 38 taxa ont été repris comme indicateurs pour constituer neuf groupes faunistiques indicateurs (G.I). Ces neuf groupes ainsi que 14 classes de variétés taxonomiques servent à établir un tableau à partir duquel la valeur de l'indice est calculée (Tableau 19).

Le calcul se fait en déterminant successivement:

-la diversité taxonomique de l'échantillon, qui est égal au nombre total de taxa récoltés même s'ils ne sont représentés que par seul individu ;

-le groupe faunistique indicateur le plus élevé, qui s'établit en considérant les taxa représentés par au moins trois individus ou dix selon les taxa.

La valeur de l'indice est trouvée de manière similaire à celle de l'I.B.: elle est définie par le croisement de la classe de variété et le groupe faunistique repère de l'échantillon. La cote de l'indice varie de 1 à 20 selon que le site est pollué ou propre.

La principale modification entre l'I.B.G. de VERNEAUX et al. et celui de la norme est l'ajustement du tableau de détermination de l'indice par déplacement de taxa.

Matériel et méthodes.

| Stations | Distance à la source (km) | Altitude (m) | Largeur (m) | Type de substrat | VANDERSLYCKEN (1989) | |
|------------------|---------------------------|--------------|-------------|------------------|----------------------|-------------|
| | | | | | IB (05/89) | IBG (05/89) |
| Tirifayi | 2 | 265 | 0,7 à 1 | gravier | 7 | 10 |
| Champia | 4,5 | 235 | 0,7 à 1 | boue | 6 | 6 |
| Bizonzon | 8,8 | 195 | 1,5 à 2 | pierres | - | - |
| Bois de Gesves | 11,2 | 160 | 2 à 3 | pierres | 7 | 10 |
| Château de Faulx | 13 | 140 | 2,5 à 3 | gravier | - | - |
| Maizeroule | 14,8 | 115 | 2,5 à 3 | gravier/boue | 8 | 10 |
| Thon | 20 | 80 | 2,5 à 3 | gravier | - | - |
| Fonds de gesves | 9 | 195 | 0,3 à 0,5 | gravier | 7 | 9 |
| Wanet | 14,8 | 140 | 0,3 à 0,5 | vase/gravier | - | - |
| Strouvia | 16,6 | 115 | 0,7 à 1 | gravier | 7 | 10 |

Tableau 20: Caractéristiques des stations de prélèvements.

1. Choix et caractéristiques des stations de prélèvements.

Dix stations de prélèvements ont été choisies sur l'ensemble du bassin du Samson.

Le choix de ces stations s'est fait en fonction de plusieurs critères:

- la distance par rapport à une source de pollution, selon les résultats de MAQUET (1981);
- l'affectation du sol (prairie, bois, zone urbaine);
- la localisation de stations de travaux antérieurs (MAQUET, 1981; VANDERSLYCKEN, 1989);
- des valeurs d'indices biocénotiques différents;
- la facilité d'accès.

Sur ces dix stations, trois correspondent à des affluents: le Wanet, le ruisseau des Fonds de Gesves et le Strouvia.

Le tableau 20 reprend la localisation et les caractéristiques de chacune des stations ainsi que les stations de VANDERSLYCKEN (1989) correspondantes.

2. Analyse physico-chimique.

Douze paramètres physico-chimiques ont été mesurés pour chaque station, à raison d'un prélèvement d'eau mensuel d'avril 1994 à août 1994.

Des paramètres ont été mesurés sur le terrain: le pH, la température, l'oxygène dissous, le pourcentage de saturation en oxygène, la conductivité et le titre alcalimétrique complet. Les autres paramètres ont été mesurés en laboratoire. A cette fin, nous avons prélevé 500ml d'eau (2 flacons en PVC de 250ml) pour chaque station. Etant donné que les substances chimiques analysées se trouvent sous forme dissoute, l'eau brute a été filtrée sur filtre GF/L Whatman lors du retour au laboratoire. Une autre justification à cette filtration est que les particules en suspension gênent pour l'analyse des différentes substances. Après cette filtration, l'eau est conservée par congélation. Notons cependant que pour le phosphore total, l'eau brute doit être conservée. Pour ce paramètre, nous avons prélevé séparément 100 ml (1 flacon en PVC de 100ml) d'eau brute qui ont été fixés avec quelques gouttes d' H_2SO_4 4N (5ml/l).

2.1. Paramètres physiques.

- Température.

Elle est mesurée à l'aide d'une sonde incorporée à l'oxymètre YSI 58.

- *pH.*

Il est lu sur un PH mètre digital WTW 2F91, étalonné avant chaque campagne de prélèvement. Cet appareil mesure la différence de potentiel entre une électrode de verre et une électrode de référence (Calomel KCL saturé).

2.2. Paramètres liés à la minéralisation naturelle des eaux.

- *Conductivité.*

Nous avons utilisé un conductimètre de type WTW LF 91 mesurant la conductance entre deux électrodes métalliques de 1 cm₂ de surface et séparée l'une de l'autre par 1 cm.

- *Ions majeurs.*

Tous les ions majeurs ont été mesuré au mois de juillet. Ces résultats permettront de construire les diagrammes ioniques de nos stations.

a. *Les chlorures.*

Ils sont dosés par titrage au nitrate de mercure en présence de diphénylcarbazone. Les ions Hg⁺⁺ réagissent stoechiométriquement avec les ions Cl⁻ pour former un complexe stable et soluble. Lorsque la diphénylcarbozone forme un complexe avec les ions Hg⁺⁺ en excès, la réaction est terminée (H.M.S.O., 1981).

b. *Les sulfates.*

La méthode de dosage utilisée est la méthode turbidimétrique (A.P.M.A., 1965). En milieu acide, les ions sulfatés sont précipités à l'aide de chlorure de baryum de sorte que le sulfate de baryum formé présente un état trouble uniforme. Cette suspension est mesurée par spectrophotométrie à 420 nm.

c. *Les cations.*

Les cations majeurs, Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, Na⁺ et K⁺, ont été dosés à l'aide d'un spectromètre d'absorption atomique.

- *Alcalinité.*

Le titre alcalimétrique complet (TAC) ou alcalinité totale se fait par titrage de 50ml d'eau par de l'HCL 0,02N en présence d'un indicateur (rouge de méthyl et vert de bromocrésol) vert en milieu basique et rose à partir de pH 4,2 (RODIER, 1975). La quantité d'HCL nécessaire au changement de coloration (neutralisation des ions bicarbonates) est multipliée par 20. La valeur obtenue donne l'alcalinité totale.

2.3. Paramètres traduisant une pollution organique.

- *Oxygène dissous.*

Mesuré par un oxymètre YSI58 utilisant une sonde à oxygène de type "Clark".

- *Pourcentage de saturation en oxygène.*

Mesuré par un oxymètre YSI58 utilisant une sonde à oxymètre de type "Clark".

- *Ammoniaque (ion ammonium NH₄⁺)*

Le dosage de l'ammoniaque est réalisée par spectrophotométrie des concentrations en ions ammonium. Le dosage se base sur le principe suivant. L'ammoniaque réagit avec les ions hypochlorites, issus de l'hydrolyse alcaline du dichloroisocyanurate et avec le salicylate de sodium (pH=12,6) en présence de nitroprussiate de sodium qui agit comme catalyseur, pour former un composé coloré. La coloration est bleue mais nous apparaît verte, interférence due à la couleur jaune du réactif. La solution est mesurée à une absorbance de longueur d'onde de 655 nm (H.M.S.O., 1981).

- *Nitrites.*

La méthode à l'acide sulfanilique a été utilisée.

La diazotation de l'acide sulfanilique et la présence de l'alpha-naphtylamine donne un complexe rouge susceptible d'un dosage colorimétrique. L'absorbance est mesurée à 520 nm (RODIER, 1975).

- *Nitrates.*

Le dosage des nitrates est réalisé par la méthode à l'acide chromotropique (WEST et RAMACHANDRAN, 1966).

En milieu acide, il y a réaction des nitrates avec l'acide chromotropique pour donner une coloration jaune susceptible d'un dosage colorimétrique. La lecture au spectrophotomètre est faite à 410 nm.

- *Orthophosphates.*

La mesure du phosphore inorganique dissous (ou SRP: "Soluble Reactive Phosphate") s'effectue sur de l'eau filtrée. L'oxydation des composés organiques convertit le phosphore organique en SRP. Une oxydation du filtrat permet de doser le phosphore organique dissous et le SRP présent avant l'oxydation.

En milieu acide et en présence de molybdate d'ammonium, les orthophosphates donnent un complexe phosphomolybdique qui, réduit par l'acide ascorbique, développe une coloration bleue susceptible d'un dosage colorimétrique. La longueur utilisée pour la spectrophotométrie est 882 nm (GLOTTERMAN et CLYMO, 1969).

- *Phosphore total.*

Pour doser le phosphore total, l'oxydation doit se faire sur les composés organiques contenus dans l'eau brute.

Par hydrolyse, le phosphore organique et les polyphosphates sont transformés par le persulfate en orthophosphates et dosés sous cette forme (WETZEL et LIKENS, 1979).

- *Carbone organique dissous (COD).*

Le dosage du carbone organique dissous est fait sur un échantillon filtré et fixé à l'acide phosphorique, ce qui permet l'élimination du carbone inorganique. Il a été réalisé par le laboratoire du Groupe de Microbiologie des Milieux Aquatiques (ULB) (Mesures effectuées sur un analyseur Dohrmann DC 180).

2.4. Calcul des indices physico-chimiques.

2.4.1. Indice de pollution organiques (IPO) (LECLERQ et MAQUET, 1987).

Le principe de l'IPO est expliqué au point 3.4.1.

La DBO5 n'ayant pas été mesurée pour des raisons techniques, nous avons pris en compte le carbone organique dissous (COD). La mesure du COD reprend à la fois le carbone biodégradable et le non-dégradable. En nous basant sur l'hypothèse que le carbone dégradé correspond à 30 % du carbone organique dissous et sur le rapport oxygène/carbone (32/12), il nous est possible d'estimer la demande biologique en oxygène (DBO) à partir du COD. En utilisant ces facteurs de conversion nous proposons de remplacer les gammes de concentration de DBO5 par des gammes de concentration en COD (DESCY, communication personnelle). Nous utiliserons donc un IPO modifié pour caractériser nos stations du point de vue chimique.

2.4.2. Grille de qualité des eaux courantes (DESCY et al., 1993).

L'utilisation de la grille a été expliquée au point 4.4.2.

Pour chaque paramètre, nous recherchons la mesure la plus défavorable. Ceci permet de déterminer la classe du paramètre (1, 2, 3 ou 4). Lorsque le paramètre est dans la classe 4, il y a lieu d'examiner le fréquence de dépassement du seuil (inférieur à 50% = classe 4; supérieur à 50% = classe 5).

La classe de qualité pour un type de pollution est établie en calculant la moyenne des classes obtenues (l'arrondi d'une moyenne égale à $x,5$ est x). En ce qui concerne la pollution toxique, c'est la classe la plus sévère qui détermine la classe de qualité.

La grille (Tableau 17) ne sera pas utilisée dans son entièreté étant donné le nombre restreint de paramètres mesurés.

3. Echantillonnage des macroinvertébrés.

3.1. Prélèvement.

Les échantillons de macroinvertébrés ont été prélevés à l'aide d'un filet de type troubleau constitué d'un cadre métallique de 625 cm² (25X25 cm de côté). A ce cadre est fixé un filet de tissu (Haveneau) à maille de 0,5 mm, protégé par une époussette métallique placée contre le cadre.

Pour le prélèvement, l'expérimentateur doit se mettre dos au courant et remuer le substrat avec le pied en direction du

filet posé sur le fond de la rivière. Les organismes ainsi délogés sont emportés dans le filet. Les pierres, cailloux et débris organiques contenus dans le filet métallique sont déversés dans un bac blanc (type bac photographique, 52X36X9 cm). Les organismes présents sont récoltés et placés dans des pots contenant du formaldéhyde 10%.

Tous les microhabitats caractéristiques de la station sont prospectés (graviers, boue, vase, substrat végétal, faciès lotique, faciès lentique,...) afin d'obtenir la diversité faunistique la plus représentative de la station. Les prélèvements sont accompagnés d'une chasse à vue. Il s'agit de capturer les individus se trouvant accrochés aux pierres (Ancylus fluviatilis, Lymnaea spp., Glossiphonia spp., Erpobdella spp.,...).

Le substrat récolté dans le filet est transvasé dans de grands sacs en plastique. De retour au laboratoire, les différents prélèvements sont fixés au formaldéhyde 10% en attendant d'être triés.

Deux campagnes de prélèvement du benthos ont été réalisées à la fin du mois d'avril 1994 et du mois d'août 1994.

3.2. Tri des échantillons.

3.2.1. Lavage sur tamis.

L'échantillon est placé sur deux tamis successifs à mailles de 4 mm et 1mm. En arrosant avec de l'eau, le sédiment et les individus de taille inférieure à 4 mm sont entraînés vers le tamis de 1 mm. La fraction inférieure à 1 mm n'est pas prise en compte car elle est constituée de larvules difficilement identifiables.

3.2.2. Tri.

Chaque fraction est déversée dans un bac blanc (type bac photographique 52X36X9 cm).

Les individus de grandes tailles (supérieur à 4 mm) sont aisément prélevés à l'aide d'une pince. La fraction supérieure à 1 mm est divisée en deux parties: le gravier et le surnageant. Le surnageant est obtenu en agitant énergiquement la fraction à l'aide d'un jet d'eau, ce qui flotte est alors récolté. L'expérience est répétée plusieurs fois afin de prélever le maximum d'organismes. Le sédiment est examiné afin de récolter les organismes lourds (Trichoptères, Mollusques, Coléoptères,...)

Cette technique de fractionnement mécanique par flottaison permet d'économiser la moitié du temps d'un tri classique

Photographie 1: Zone d'accumulation naturelle (Champia).

(TOUSSAINT, 1983). Les organismes prélevés sont conservés dans du formaldéhyde 10%.

3.3. Détermination des macroinvertébrés.

Les organismes sont déterminés à l'aide d'une loupe binoculaire NIKON muni d'un oculaire de grossissement 15 fois et d'un objectif avec un grossissement variable de 0,8 à 4 fois.

La vérification de certaines déterminations difficiles a été réalisée par Monsieur M. EVRARD.

Les faunes utilisées sont:

EVRARD M. : Macroinvertébrés inféodés aux eaux douces belges.

TACHET M, BOURNAUD M et RICHOUX Ph. : Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces.

4. Récoltes des exuvies nymphales de Chironomidae.

4.1. Prélèvement.

L'étude de EVRARD (1994b) réalisée sur le Samson a montré qu'il existait des pics d'émergence à l'aube et au crépuscule. Pour obtenir une représentation circadienne de la population des Diptères Chironomidae, nous devons donc opter pour une période de prélèvement des exuvies nymphales d'au moins 24 heures. Généralement, le filet à dérive de type Brundin (250 μm de vide de maille, 8,50 cm^2 d'ouverture et 60 cm de profondeur) est utilisé. Le problème qui se pose dans l'utilisation de ce filet est le colmatage, ce qui provoque son immersion. De ce fait, une grande partie des exuvies dérivantes n'est pas capturée. Cet inconvénient peut être résolu en récoltant régulièrement le contenu du filet (Toutes les heures ou toutes les deux heures selon l'importance des particules en suspension). Le nombre élevé de stations rend l'utilisation d'un filet peu aisée. Cela nous a conduit à utiliser un autre moyen d'échantillonnage: la récolte des exuvies dans une zone d'accumulation.

La présence d'un obstacle naturel (branches, végétation, barrage, gros bloc,...) permet une retenue de la dérive de surface (Photo 1). Un prélèvement dans cette zone permet d'obtenir rapidement le spectre des différentes espèces occupant

Photographie 2: Zone d'accumulation artificielle : piégeage
des exuvies (Champia).

divers habitats (FERRINGTON et al., 1991). L'avantage de cette technique est d'intégrer le facteur temps. Cependant, l'expérimentateur est dépendant des conditions du milieu. Une zone d'accumulation naturelle peut apparaître ou disparaître avec les précipitations, la saison. De plus, certaines stations peuvent ne pas présenter de zones d'accumulation naturelle (Comme les stations du Wanet et des Fonds de Gesves).

Pour effectuer nos prélèvements, nous avons choisi de reconstituer une zone d'accumulation. Pour ce faire, nous avons utilisé une structure en bois en forme de U (50X30X30 cm). Sur les côtés latéraux sont disposés deux bouteilles en plastique en guise de flotteurs (Photo 2).

Le piège est disposé à un endroit où le courant concentre la dérive à des vitesses d'entrée similaires. Il est amarré à la berge à l'aide d'une corde. Cette méthode permet d'une part d'intégrer le facteur temps et d'autre part de fournir une surface d'échantillonnage identique à chaque station.

Chaque "piège" est placé deux jours avant le prélèvement proprement dit afin de permettre une accumulation des exuvies. La récolte s'effectue à l'aide d'un filet de vide de maille de 300 μ m pour capturer les exuvies de petites (Coryneura lobata Edwards, Thienemaniella calvicornis Kieffer,...).

Les prélèvements d'exuvies ont eu lieu à la fin du mois d'avril et d'août 1994.

4.2. Tri.

Un premier tri est effectué sur le terrain. Le contenu du filet est déversé dans un bac blanc (type photographique 52X36X9 cm) duquel sont retirés les feuilles et autres débris. L'échantillon est concentré grâce à un petit tamis de vide de maille de 250 μ m. Les exuvies ainsi concentrées sont prélevées à l'aide d'une pince et conservées dans un pot contenant de l'éthanol 90%. Le tamis est rincé dans le bac blanc afin de s'assurer de la prise de toutes les exuvies.

Au laboratoire, l'échantillon est déversé dans une boîte de Pétri et trié sous loupe binoculaire NIKON. Ce tri a pour but d'enlever le reste des débris.

4.3. Préparation des exuvies.

Pour l'identification, les exuvies nymphales doivent être montées sur lame. Elles sont posées sur leur face ventrale et fixées à l'aide d'euparal. Les lames sont placées une nuit à l'étuve à une température comprise entre 20 et 30°C afin de solidifier le produit de fixation. Cette préparation terminée, les exuvies sont prêtes pour l'identification.

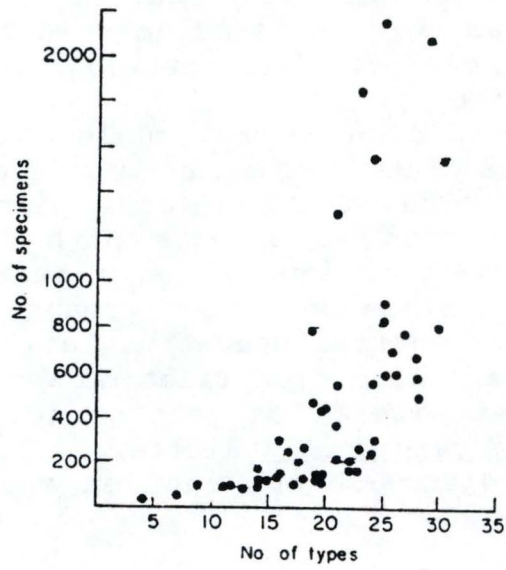


Figure 23: Nombre d'espèces de Chironomidae par sous-échantillonnage (d'après WILSON et BRIGHT, 1973).

4.4. Identification.

L'identification des exuvies est faite sous microscope muni d'un oculaire de grossissement 10 X et d'objectifs de grossissement 10 X et 40 X .

Pour l'identification des exuvies, les clefs de WILSON et Mc GILL (1982), de LANGTON (1991) et de WIEDERHOLM (1986) ont été utilisées. Certaines déterminations ont été réalisées par Monsieur M. EVRARD.

4.5. Evaluation du nombre d'exuvies minimal à analyser.

Le nombre d'exuvies récoltées peut parfois être considérable. Le temps de détermination devient alors long sans pour autant apporter plus d'information (l'abondance relative des espèces dominantes restant la même). Une méthode d'analyse permet de réduire le nombre d'exuvies à déterminer sans perdre l'information contenue dans l'échantillon.

La méthode consiste à analyser des sous-échantillons croissants en nombre d'exuvies et d'établir le nombre moyen d'espèces présentes dans les sous-échantillons de taille similaire (Nombre moyen pour 5*5, 5*10, 5*15, 5*20 exuvies,...). La figure 23 montre l'évolution du nombre d'espèces en fonction des sous-échantillons. Le nombre minimal d'exuvies à utiliser pour obtenir une représentation de la composition des espèces est déterminée à partir du point d'inflexion de la courbe. Cette technique a été utilisée sur le Samson dans le cadre d'une thèse de doctorat (EVRARD, 1994b).

Résultats et interprétations.

1. Analyse physico-chimique.

1.1. Résultats.

Le tableau des résultats des cinq campagnes de prélèvement mensuels sur les stations du Samson et de ses affluents est repris en annexe 1.

1.1.1. Paramètres physiques.

1.1.1.1. La température.

Les mesures de température ayant été prises à différents moments de la journée, le profil thermique longitudinal se superpose donc au profil thermique journalier.

Nous pouvons dès lors observer une évolution mensuelle pour les différentes stations, la température de l'eau s'équilibrant avec celle de l'atmosphère. Les températures maximales apparaissent au mois de juin et de juillet.

1.1.1.2. Le pH.

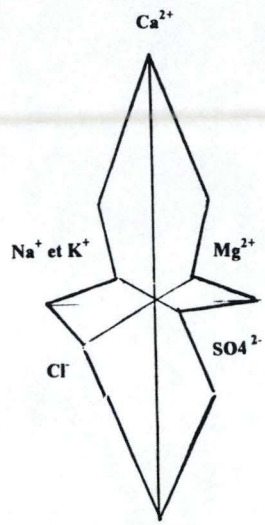
Pour l'ensemble des prélèvements, le Samson présente un pH alcalin (7,40 (minimum en août) à 8,49 (maximum en juillet)). Les valeurs de pH restent relativement stables de mois en mois. Le pH de la station amont, Tirifayi, est légèrement plus bas que celui des autres stations. Les teneurs importantes en CO₂ observées en tête des ruisseaux en est probablement la cause (MAQUET, 1981).

Les valeurs de pH des affluents sont similaires à celles mesurées sur le Samson (7,38 (minimum en août) à 8,40 (maximum en avril)).

D'après le pH, les eaux du Samson et de ses affluents appartiennent au type condrusien de Symoens (1957).

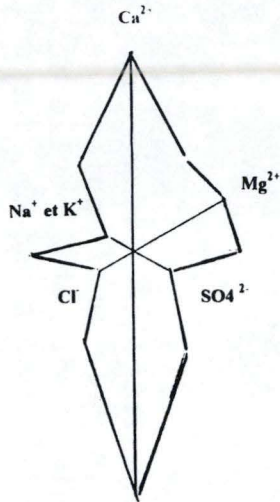
1.1.2. Minéralisation naturelle.

Les valeurs obtenues pour la conductivité montre une augmentation du mois d'avril au mois de juin puis une stabilisation pour les trois derniers mois. Ceci est à mettre en relation avec le faible débit apparaissant aux mois chauds, ayant pour conséquence de concentrer les sels dissous. Les stations prospectées se classent de nouveau dans le type condrusien de Symoens (1957). L'alcalinité étant reprise dans la mesure de la conductivité, son profil est similaire à celui de la conductivité. Sur base de l'alcalinité, le Samson et ses affluents appartiennent au type des eaux calcaires pauvres (DESCY



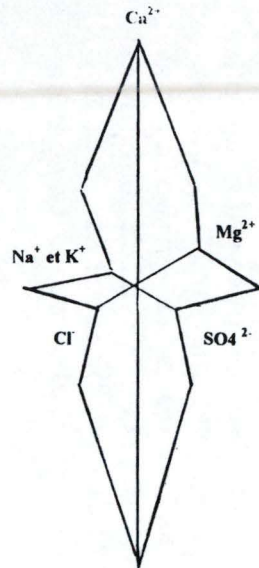
HCO₃ / CO₃²⁻

Tirifayi



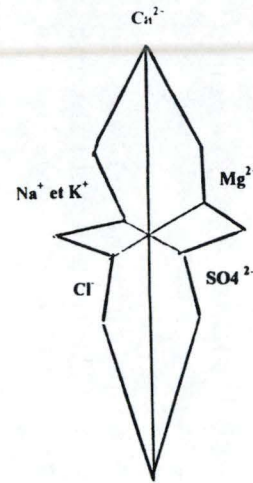
HCO₃ / CO₃²⁻

Champia



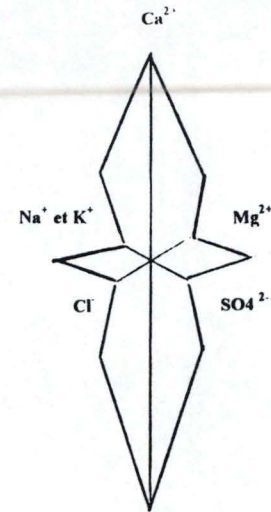
HCO₃ / CO₃²⁻

Bizonzon



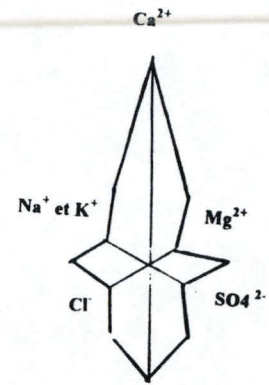
HCO₃ / CO₃²⁻

Bois de Gesves



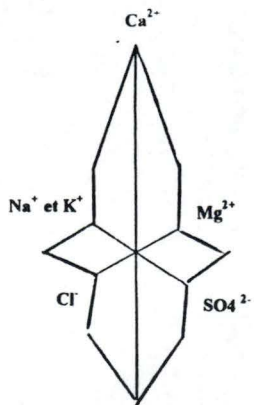
HCO₃ / CO₃²⁻

Chateau de faulx



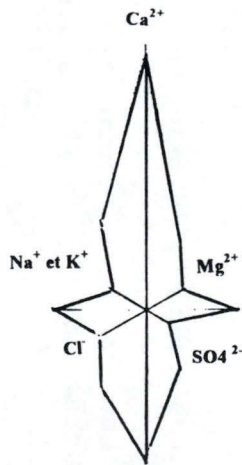
HCO₃ / CO₃²⁻

Maizeroule



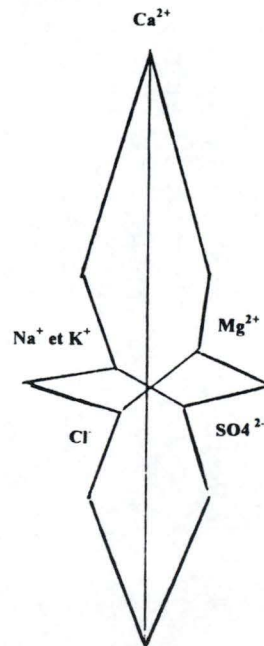
HCO₃ / CO₃²⁻

Thon



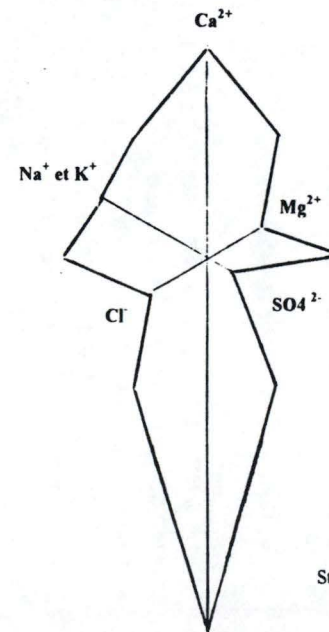
HCO₃ / CO₃²⁻

Fonds de Gesves



HCO₃ / CO₃²⁻

Wanet



HCO₃ / CO₃²⁻

Strouvia

1 cm / g

Figure 24: Diagrammes ioniques par les différentes stations de prélèvements.

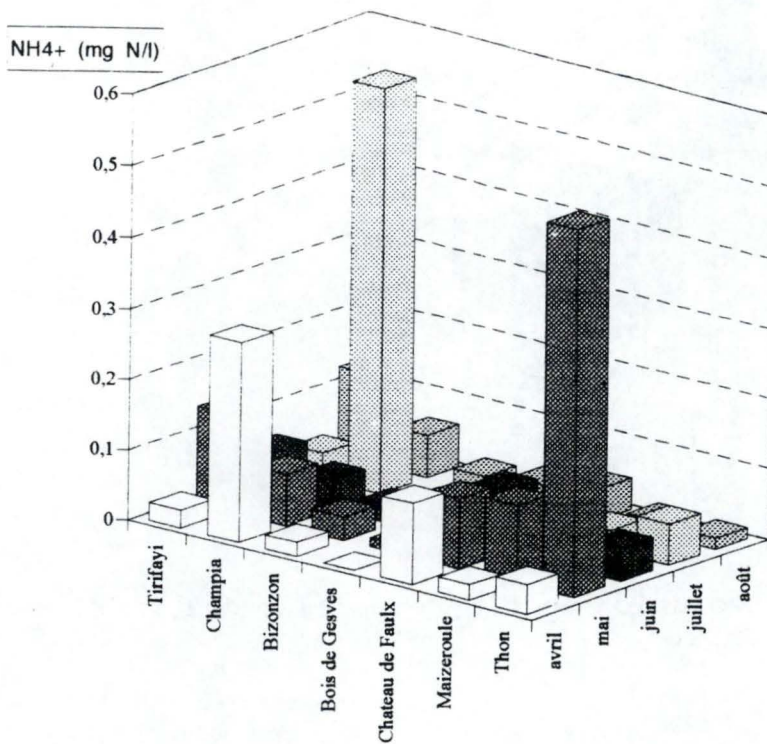


Figure 25: Evolution spatio-temporelle de l'ammoniaque dans le Samson.

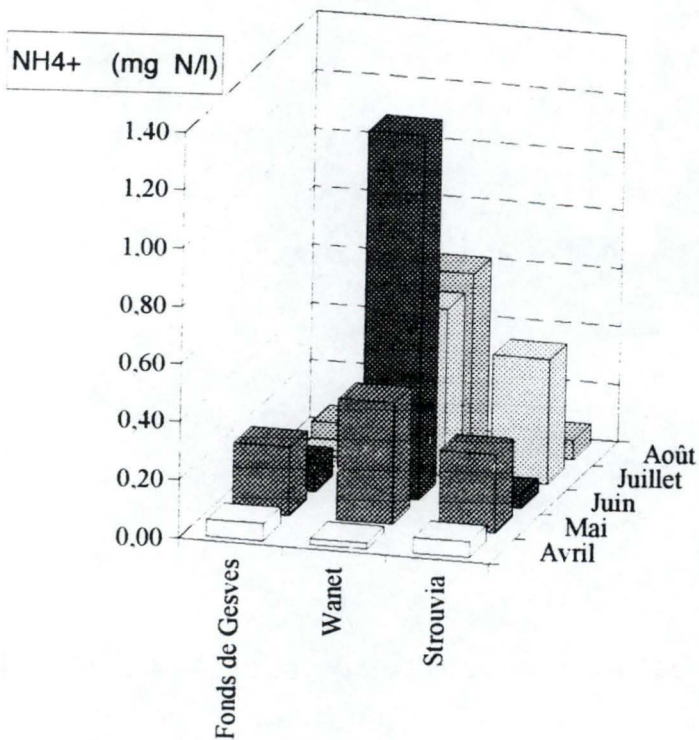


Figure 26: Evolution spatio-temporelle de l'ammoniaque dans les affluents du Samson.

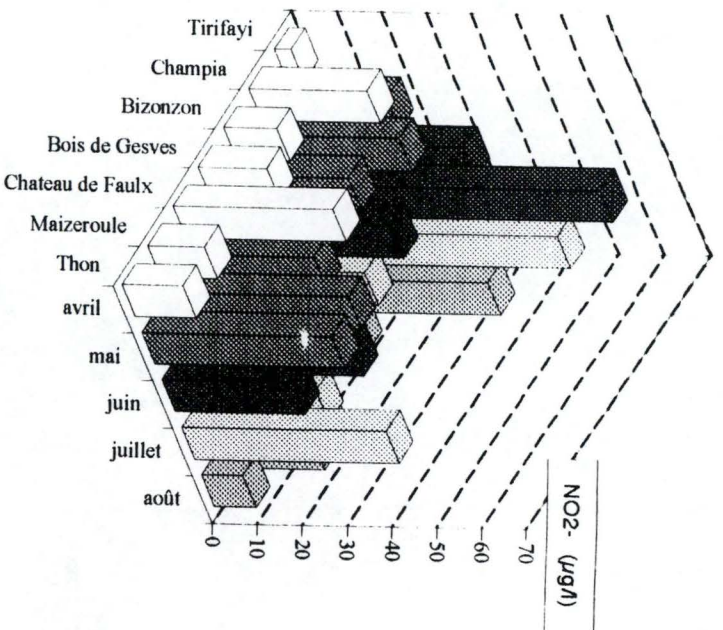


Figure 27: Evolution spatio-temporelle des nitrites dans le Samson.

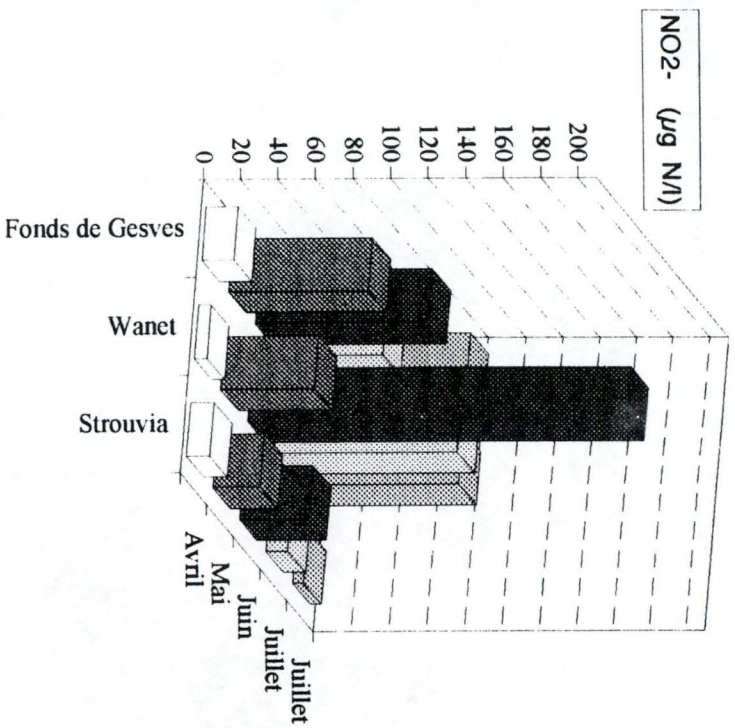


Figure 28: Evolution spatio-temporelle des nitrites dans les affluents du Samson.

et EMPAIN, 1981).

Pour les affluents, les valeurs de ces deux paramètres sont généralement inférieures à celles du Samson. Le Strouvia et les Fonds de Gesves font partie du type des eaux calcaires pauvres (DESCY et EMPAIN, 1981). Le Wanet présente des valeurs trop élevées pour appartenir au type intermédiaire plus minéralisé, comme l'avait trouvé MAQUET (1981)

D'après leur concentration, les ions mesurés sont caractéristiques du type condrusien. Les diagrammes ioniques sont repris à la figure 24.

1.1.3. Paramètres pouvant traduire une pollution organique.

1.1.3.1. L'oxygène dissous et saturation en oxygène.

Sur le Samson, les teneurs en oxygène sont toujours supérieures à 9 mg O₂/l, excepté pour la station amont (Tirifayi). Ceci se retrouve au niveau de la saturation en oxygène: toutes les stations sont proches de la saturation ou sont sursaturées sauf Tirifayi.

Les variations en oxygène dissous sont plus marquées dans les affluents. Des valeurs basses sont atteintes pour les mois de mai à juillet. La température élevée et un débit moins important sont responsables de cette diminution. La teneur en oxygène dissous mesurée dans le Wanet est très faible: la valeur minimale est de 1,8 mg O₂/l en juillet.

1.1.3.2. Les formes azotées.

a. L'ammoniaque (NH₄⁺) (Figure 25 et 26).

En général, les concentrations du Samson sont inférieures à 0,1 mg N/l. Les stations de Tirifayi, Champia, Chateau de Faulx et Maizeroule dépassent quelque fois cette valeur. A Champia, la teneur en ammoniaque en mai est de 0,57 mg N/l, correspondant au maximum observé.

Les affluents présente en générale des concentrations plus élevées du mois de mai à juillet. Remarquons que le Wanet possède des concentrations supérieures à 0,4 mg N/l pour les derniers mois (1,26 mg N/l au mois de juin).

Les valeurs nulles obtenues à Bizonzon en juillet et au bois de Gesves en avril et en juillet sont dues à la sensibilité de la technique d'analyse pour de faibles concentrations.

b. Les nitrites (NO₂⁻) (Figure 27 et 28).

Sur le Samson, les valeurs sont moins élevées au mois d'avril. Les stations de Tirifayi, Champia, Chateau de Faulx et de Maizeroule présentent des concentrations plus élevées.

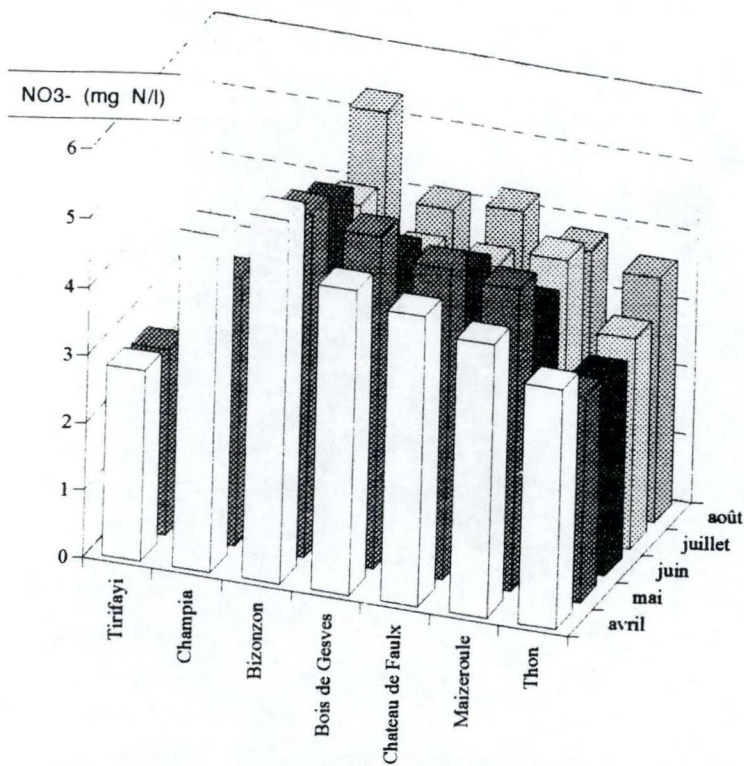


Figure 29: Evolution spatio-temporelle des nitrates dans le Samson.

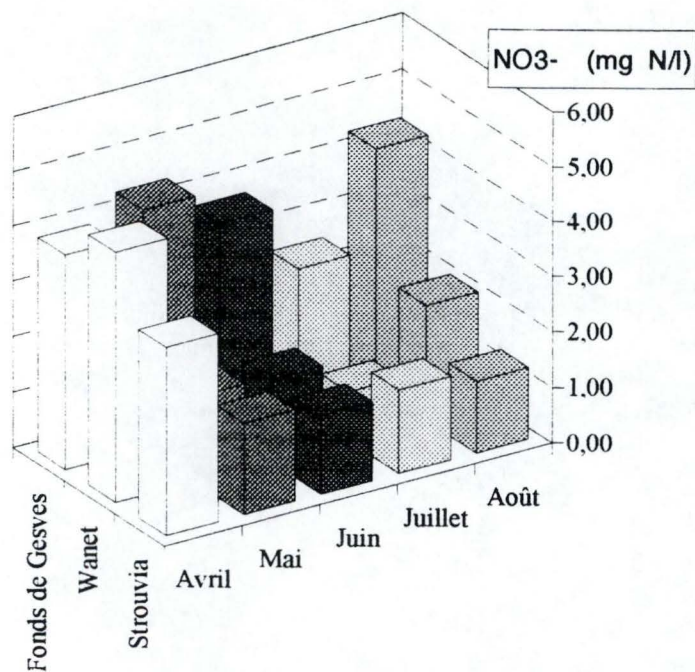


Figure 30: Evolution spatio-temporelle des nitrates dans les affluents du Samson.

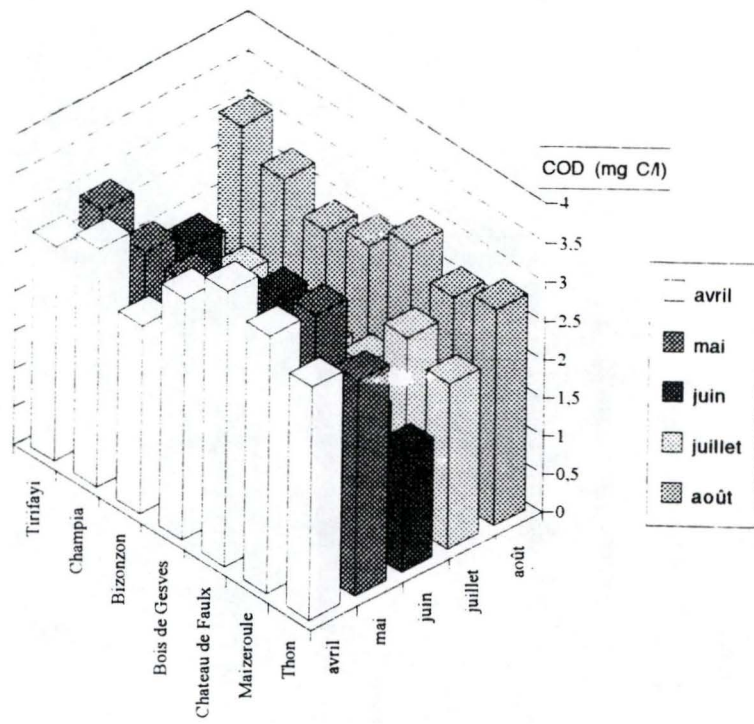


Figure 31: Evolution spatio-temporelle du carbone organique dissous dans le Samson.

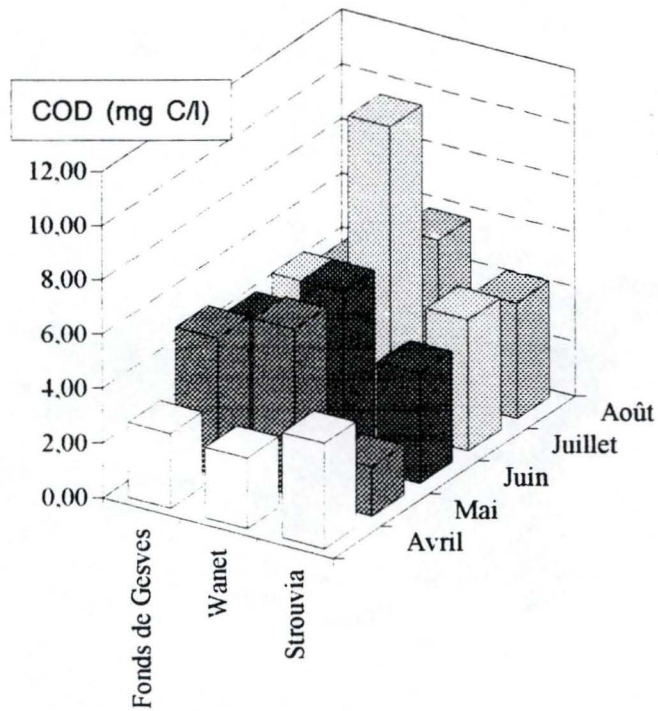


Figure 32: Evolution spatio-temporelle du carbone organique dissous dans les affluents du Samson.

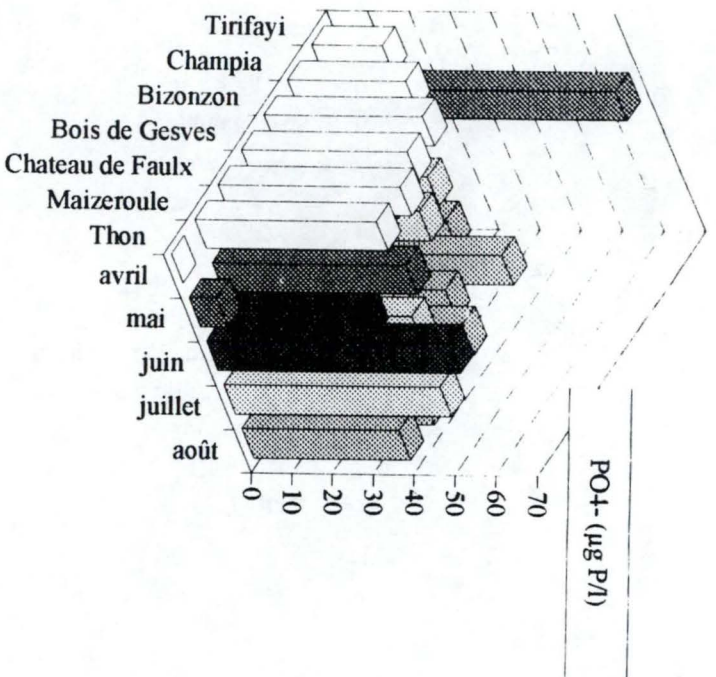


Figure 33: Evolution spatio-temporelle des orthophosphates dans le Samson.

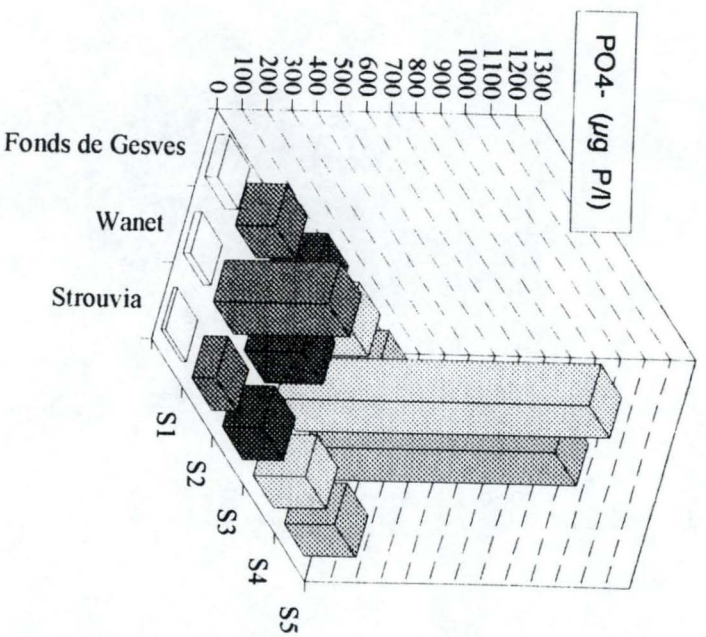


Figure 34: Evolution spatio-temporelle des orthophosphates dans les affluents du Samson.

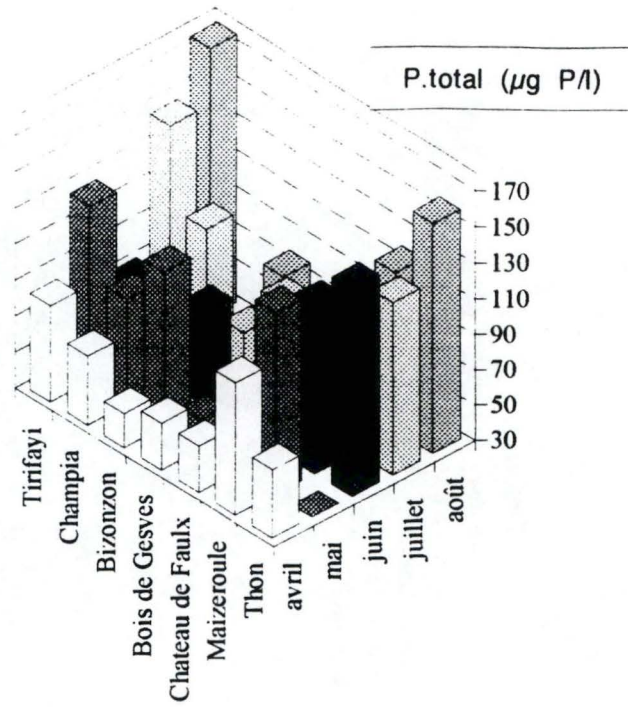


Figure 35: Evolution spatio-temporelle du phosphore total dans le Samson.

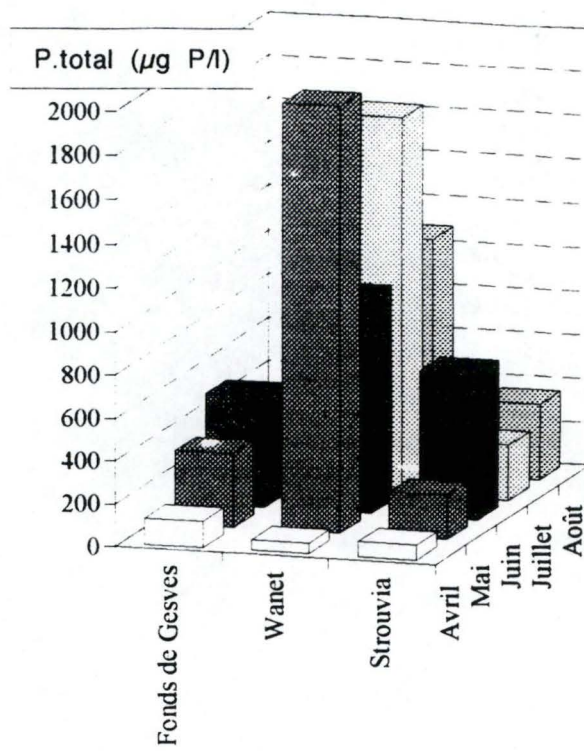


Figure 36: Evolution spatio-temporelle du phosphore total dans les affluents du Samson.

Dans les affluents, les nitrites dépassent les teneurs obtenues pour le Samson. Pour les trois stations, les maxima se situent au mois de juin.

c. Les nitrates (NO_3^-) (Figure 29 et 30).

Il n'y a pas d'évolution saisonnière pour ce paramètre. La station Tirifayi présente des concentrations faibles et celles de la station Bizonzon sont élevées par rapport aux autres.

Les concentrations des Fonds de Gesves sont similaires à celles du Samson. Contrairement aux autres formes d'azote, le Wanet et le Strouvia ont des concentrations moins élevées que celles du Samson.

1.1.3.3. Le carbone organique dissous (COD)(Figure 31 et 32).

Les concentrations en carbone organique dissous dans le Samson (de 2,31 à 3,61 mg C/l) ne présentent pas d'évolution amont-aval. Notons cependant que les concentrations sont plus faibles en juin et en juillet.

Les concentrations mesurées pour les affluents sont plus élevées à partir du mois de mai. Le Wanet possède des teneurs supérieures à 5,8 mg C/l.

1.1.3.4 Le phosphore.

a. Les orthophosphates (PO_4^-) (Figure 33 et 34).

La station amont présente toujours des concentrations comprises entre 10 et 17 mg P/l, excepté pour le mois de mai où la teneur en orthophosphates est maximale (70 mg P/l). En règle générale pour le Samson, les orthophosphates tendent à augmenter vers l'aval. Notons que les valeurs de Champia en mai, à Bizonzon en juillet et à Thon en avril et en mai sont certainement erronées. De telles valeurs pour des stations où il existe un rejet organique (prairie et stations situées après les villages de Gesves et de Thon) ne peuvent être expliquées que par une erreur analytique.

Au niveau des affluents, les concentrations sont nettement supérieures à celles du Samson de mai à août. Dans les Fonds de Gesves et dans le Strouvia, la concentration maximale est mesurée en juillet (202 mg P/l et 212 mg P/l). Pour ces mêmes mois, le Wanet a des teneurs très élevées: de 235 mg P/l à 1256 mg P/l.

b. Le phosphore total (Figure 35 et 36).

Les concentrations en phosphore total sont supérieures à celles des orthophosphates. Sur le Samson, la valeur minimale est de 40 mg P/l à la station du bois de Gesves. Les valeurs sont plus élevées dans les stations amonts (> à 100 mg P/l).

Les concentrations mesurées pour les affluents sont supérieures à celles du Samson et les fluctuations sont calquées

Tableau 21: Valeurs de l'I.P.O. modifié pour les différentes stations du Samson.

| Stations | Avril | Mai | Juin | Juillet | Août |
|------------------|-------|------|------|---------|------|
| Tirifayi | 4.5 | 3.75 | 4.25 | 4.25 | 3.75 |
| Champia | 3.5 | 4.25 | 4 | 3.75 | 4.5 |
| Bizonzon | 4 | 4 | 4 | 4.5 | 4.5 |
| Bois de Gesves | 3.75 | 4 | 4 | 4.5 | 4.5 |
| chateau de faulx | 3.75 | 3.75 | 4 | 4 | 4 |
| Maizeroule | 3.5 | 3.25 | 4 | 4 | 4 |
| Thon | 3.75 | 4 | 4 | 4 | 4.25 |
| Fonds de gesves | 4 | 3 | 3 | 3.25 | 3.25 |
| Wanet | 4.25 | 2.25 | 2.25 | 2 | 2.5 |
| Strouvia | 3.75 | 3.5 | 3.5 | 3.25 | 3.75 |

Tableau 22: Classes de qualité calculées d'après la grille de qualité des eaux courantes (DESCY et al., 1993).

| Stations | Pollution organique | Eutrophisation |
|------------------|---------------------|----------------|
| Tirifayi | 1 | 1 |
| Champia | 1 | 1 |
| Bizonzon | 1 | 1 |
| Bois de Gesves | 1 | 1 |
| Château de Faulx | 1 | 1 |
| Maizeroule | 1 | 1 |
| Thon | 1 | 1 |
| Fonds de Gesves | 2 | 3 |
| Wanet | 3 | 4 |
| Strouvia | 1 | 3 |

sur le profil des orthophosphates. Remarquons que le Wanet présente des valeurs supérieures à 1000 mg P/l.

1.1.4. Indices chimiques.

1.1.4.1. I.P.O. modifié.

Les valeurs des indices des stations aux différents mois sont repris dans le tableau 21. Rappelons que cet indice comprend cinq classes de qualité.

L'I.P.O. (modifié) des stations de Tirifayi et de Champia change de mois en mois, passant d'une pollution modérée à une pollution faible et inversement. A Tirifayi, l'I.P.O. maximum est observé en avril et le minimum en août; à Champia c'est l'inverse. Pour les autres stations du Samson, l'indice chimique est plus élevé en été qu'au printemps. La qualité de l'eau à Bizonzon reste la même au cours du temps (pollution organique faible) tandis qu'aux autres stations elle s'améliore (passage d'une pollution modérée à une pollution faible).

En ce qui concerne les trois affluents, les valeurs de l'I.P.O. (modifié) diminue d'avril à août. Le Strouvia est caractérisé par une pollution organique modérée. Avec la diminution de l'indice, la classe de pollution varie pour les Fonds de Gesves (pollution modérée en été) et pour le Wanet (pollution forte en été).

1.1.4.2. Grille de qualité des eaux courantes (DESCY et al., 1993).

Les valeurs de chaque station sont reprises au tableau 22. Outre la pollution organique, nous avons également calculé le degré d'eutrophisation.

Le Samson présente une classe de 1 pour toutes les stations. La pollution y est donc très faible, la qualité de l'eau est bonne à très bonne.

Les affluents présentent trois classes différentes. Le Strouvia est de bonne qualité tandis que le Wanet a une qualité médiocre, les Fonds de Gesves se situe entre ces deux classes. Les affluents se distinguent aussi par une eutrophisation importante d'après les classe obtenues.

1.2. Interprétation.

D'après les différents paramètres mesurés, nous avons classé les eaux du Samson et du Strouvia dans le type condrusien. Ceci concorde avec les résultats de MAQUET (1981). Suite à une plus

faible conductivité, le ruisseau des Fonds de Gesves et le Wanet doivent se classer dans le type intermédiaire. Dans notre cas, ceci n'est vérifié uniquement en avril. La raison peut être une concentration en ions plus forte lors des mois chauds ou une pollution minérale marquée pour le Wanet.

Les valeurs de conductivité plus élevée à Bizonzon sont certainement dues à des rejets domestiques.

En ce qui concerne l'alcalinité, la valeur de 480 mg CaCO₃/l à Thon en mai s'explique par un apport de particules venant de carrières lors d'une forte pluie.

Les concentrations élevées en oxygène dissous dans les eaux du Samson vont permettre une bonne dégradation des formes azotées. Les faibles concentrations en ammoniacque et en nitrites et les concentrations constantes en nitrates montrent bien que le processus de biodégradation a lieu. Pour les stations de Tirifayi, Champia, Maizeroule et Château de Faulx, les teneurs en ammoniacque supérieures à 0,1 mg N/l sont probablement dues à un apport par les excréments d'animaux, ces stations étant situées dans des prairies ou en amont d'un manège (Château de Faulx). La concentration en ammoniacque atteinte à Thon en mai est probablement due à un rejet ponctuel.

Dans les affluents, les concentrations élevées en ammoniacque et en nitrites et les teneurs basses en nitrates témoignent d'une interruption dans la nitrification. Cela se marque surtout dans le Wanet où le milieu peut être qualifié d'hypoxique. En avril, nous n'observons pas cette situation suite à la bonne oxygénation des trois affluents.

La charge en carbone organique dissous reprend les apports autotochtone et allochtone. Vu les variations dans les concentrations, nous pouvons suspecter un apport par les activités humaines. Une concentration supérieure à 3 voire 2,5 mg C/l traduit un apport de ce type (DESCY, communication personnelle).

Dans les affluents, les concentrations sont indicatrices d'un apport allochtone important du printemps à l'été.

Les eaux du Samson subissent un enrichissement progressif en phosphore. Une première augmentation apparaît après Gesves; lors du passage dans le bois de Gesves, la teneur en phosphore diminue. Une seconde augmentation se manifeste lorsque le Samson traverse à nouveau une zone urbaine.

Les eaux des affluents sont riches en phosphore, ce qui traduit un apport plus important que dans le Samson.

De cette analyse de la composition chimique, nous pouvons dire que (i) le Samson est moins altéré que ses affluents; (ii) certaines stations du Samson sont plus affectées par les rejets domestiques et du bétail; (iii) au niveau des affluents, le Wanet présente la composition la plus alarmante. Au niveau des indices chimiques, nous n'obtenons pas les mêmes informations. Selon la grille de qualité, le Samson présente une qualité bonne à très

Avril

| | | Tirifayi | Champia | Bizonzon | Bois de Gesves | Château de faux | Maizeroule | Thon | Fonds de gesves | Wanet | Strouvia |
|-------------|--------------|----------|---------|----------|----------------|-----------------|------------|------|-----------------|-------|----------|
| I.B. | Nbre d' U.S. | 12 | 18 | 16 | 17 | 22 | 19 | 13 | 12 | 6 | 17 |
| | Cote (/10) | 8 | 9 | 8 | 9 | 9 | 9 | 7 | 7 | 4 | 9 |
| I.B.G. (85) | ∫ | 13 | 20 | 17 | 22 | 25 | 22 | 21 | 11 | 6 | 20 |
| | Cote (/20) | 9 | 11 | 9 | 14 | 14 | 14 | 8 | 8 | 3 | 13 |
| I.B.G. (92) | ∫ | 13 | 20 | 17 | 22 | 25 | 22 | 21 | 11 | 6 | 20 |
| | Cote (/20) | 10 | 11 | 9 | 14 | 15 | 14 | 9 | 6 | 3 | 13 |

Août

| | | Tirifayi | Champia | Bizonzon | Bois de Gesves | Château de faux | Maizeroule | Thon | Fonds de gesves | Wanet | Strouvia |
|-------------|--------------|----------|---------|----------|----------------|-----------------|------------|------|-----------------|-------|----------|
| I.B. | Nbre d' U.S. | 12 | 13 | 10 | 27 | 19 | 26 | 14 | 15 | 7 | 24 |
| | Cote (/10) | 8 | 8 | 6 | 10 | 9 | 8 | 7 | 6 | 4 | 8 |
| I.B.G. (85) | ∫ | 18 | 15 | 13 | 30 | 25 | 27 | 16 | 19 | 8 | 28 |
| | Cote (/20) | 11 | 10 | 11 | 16 | 14 | 15 | 7 | 7 | 3 | 15 |
| I.B.G. (92) | ∫ | 18 | 15 | 13 | 30 | 25 | 27 | 16 | 19 | 8 | 28 |
| | Cote (/20) | 11 | 10 | 12 | 16 | 15 | 15 | 7 | 7 | 3 | 15 |

Tableau 23: Valeurs des différents indices biocénotiques pour les stations du Samson et de ses affluents.

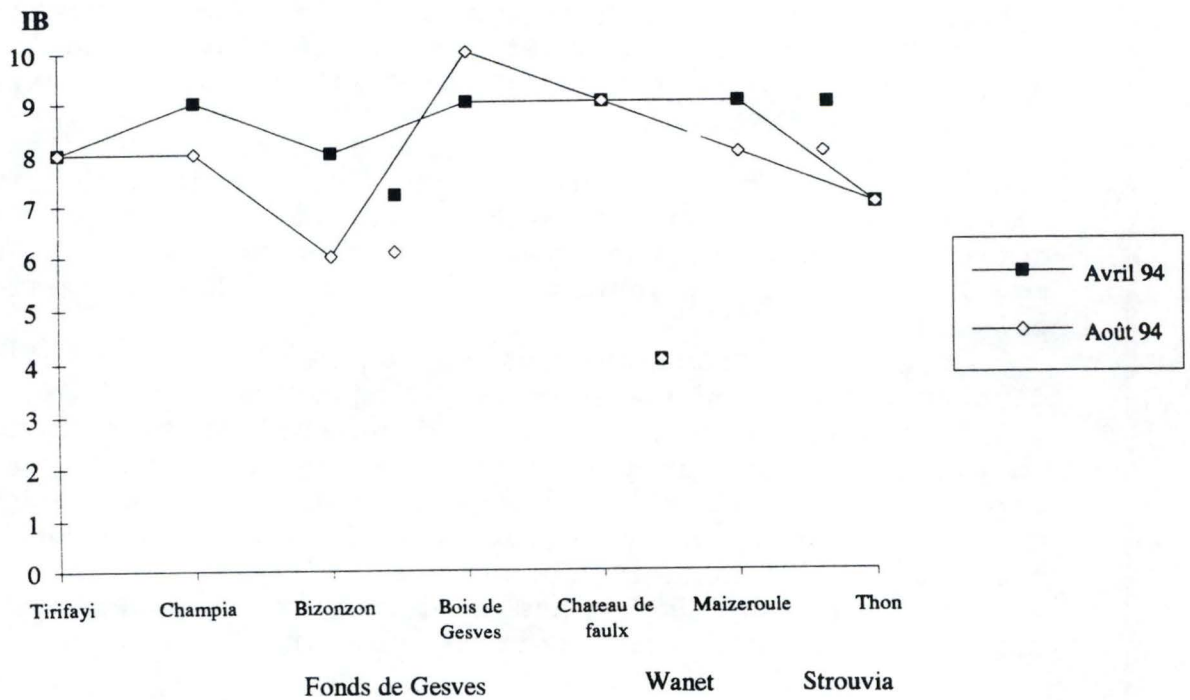


Figure 37: Evolution de l'I.B. dans le Samson et ses affluents.

bonne, sans mettre en évidence des variations dans les différentes stations. Nous retrouvons toutefois différents niveaux de qualité pour les affluents. Avec l'I.P.O. modifié, nous retrouvons une différence entre le Samson et ses affluents. Cet indice attribue des classes de qualité différentes entre les stations du Samson. Cependant, il montre une amélioration saisonnière de la qualité de l'eau pour ces stations or aucune amélioration de ce type n'a été trouvée lors de l'analyse des résultats physico-chimiques. Au contraire, pour les affluents, l'I.P.O. modifié permet de visualiser la dégradation saisonnière et montre clairement la mauvaise qualité du Wanet.

2. Analyse biologique.

La liste faunistique reprenant les macroinvertébrés récoltés au cours des mois d'avril et d'août est reprise dans les annexes 2 et 3. Le nombre d'individus y est remplacé par des classes d'abondance, l'analyse biologique étant qualitative. Le tableau 23 reprend les valeurs des indices calculés, IB, IBG, IBGN, ainsi que les unités systématiques et la diversité faunistique des différentes stations.

2.1. L'Indice Biotique (IB).

Les figures 37 retrace l'évolution amont -aval de l'IB dans les différentes stations du Samson.

En avril, sur le cours du Samson, l'IB a une valeur minimale de 7/10 pour la station se situant juste après Gesves. Dans les autres stations, l'indice varie entre 8 et 9. Les affluents présentent trois niveaux d'altération différents. Le Wanet a une valeur indicielle basse (4/10) et le Strouvia une valeur élevée (8/10), le ruisseau des Fonds de Gesves a une situation intermédiaire (6/10).

En août, la valeur de l'IB montre une dégradation après le village de Gesves (cote de 6/10). A la station suivante, l'indice est maximal suite à la présence de Plécoptères. Par la suite, les stations du Samson se dégradent progressivement jusqu'à Thon (7/10). Les affluents présentent le même profil qu'en avril mais les valeurs sont légèrement inférieures.

2.2. L'Indice Biologique Global (IBG).

Le profil des IBG est reporté à la figure 38. Globalement, les valeurs du mois d'avril sont inférieures à celles du mois d'août mais suivent cependant la même évolution. L'indice fluctue autour de 10 pour les trois premières stations puis augmente au

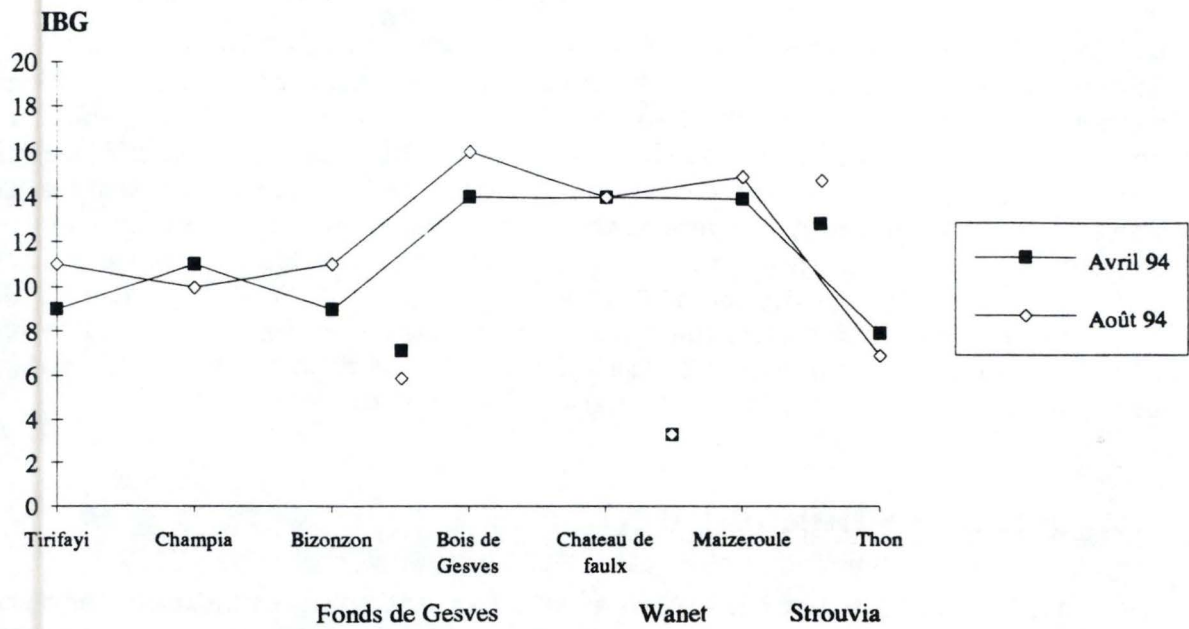


Figure 38: Evolution de l'I.B.G. dans le Samson et ses affluents.

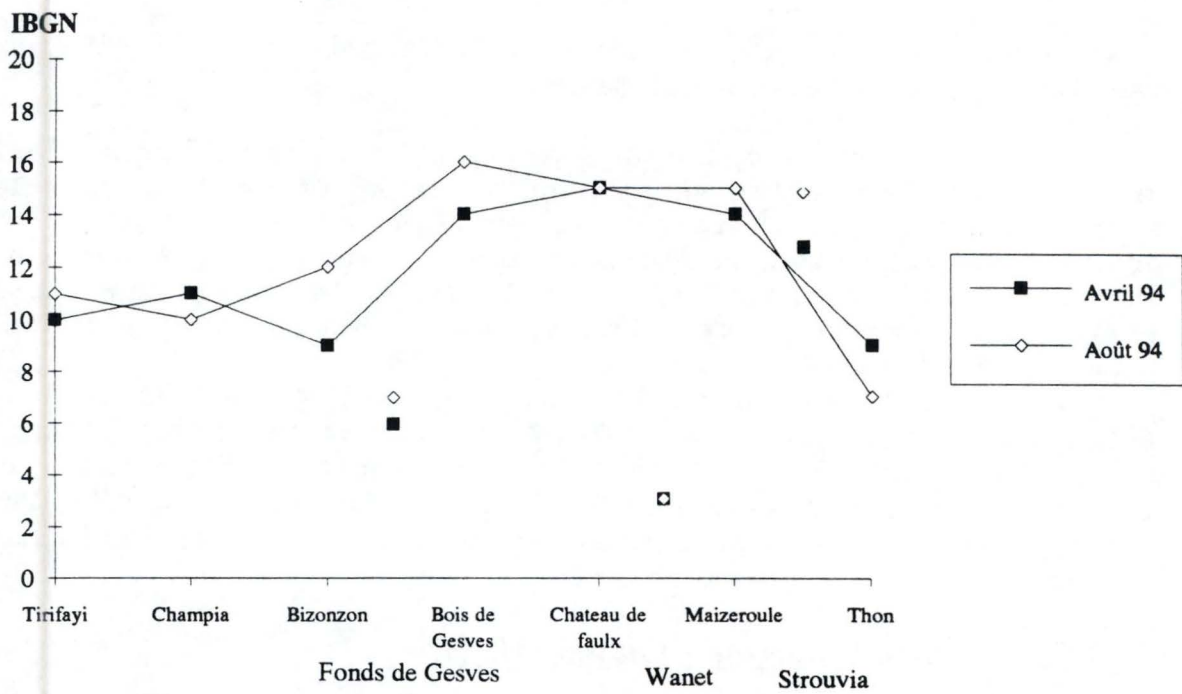


Figure 39: Evolution de l'I.B.G.N. dans le Samson et ses affluents.

bois de Gesves où l'IBG est maximal en août. Les deux stations suivantes restent stables bien que l'indice soit un peu inférieur. A Thon, nous observons la valeur minimale pour le cours du Samson. Le ruisseau des Fonds de Gesves présente le même indice que celui observé à Thon. Le Wanet a une cote très basse au printemps comme en août; le Strouvia se situe à un même niveau de qualité que les stations du Samson où l'indice est maximum.

2.3. L'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN).

L'évolution de l'IBGN (Figure 39) ressemble à celui de l'IBG. Pour les deux saisons, l'IBGN attribue des cotes variant autour de 10 pour les trois stations situées plus en amont. Au niveau du bois de Gesves et jusqu'à Maizeroule, les valeurs sont les plus élevées puis nous remarquons une chute de l'indice lorsque le Samson traverse Thon. En ce qui concerne les affluents, l'IBGN attribue les mêmes cotes que l'IBG excepté pour le ruisseau des Fonds de Gesves où il diminue de deux unités. Ceci est dû au déplacement des Baetidae, numériquement dominant dans cette station, dans un groupe indicateur plus polluo-résistant.

L'analyse de l'évolution des indices nous montre l'existence de stations altérées sur le cours même du Samson, notamment après des zones urbaines, les stations de meilleure qualité se situant en zone forestière. Les affluents présentent des niveaux de qualité variables; Le Wanet apparaît être de qualité médiocre alors que le Strouvia est de qualité moyenne à bonne. Le ruisseau des Fonds de Gesves occupant une situation intermédiaire.

3. Analyse de la population des Chironomidae.

3.1. Présentation des résultats.

Les listes des espèces présentes au mois d'avril et d'août sont reprises aux tableaux 24 et 25 où figurent également le nombre d'espèces et le nombre d'exuvies récoltées à chaque station.

En été, le nombre d'espèces de Chironomidae est plus important qu'au printemps. Nous avons récolté 45 espèces au mois d'avril contre 75 au mois d'août, 32 espèces sont communes aux deux campagnes de prélèvements.

En comparant ces listes, nous voyons que, pour l'ensemble des stations, certaines sous-familles ne se retrouvent pas aux deux saisons. En août, les Diamesinae sont remplacées par les Tanyptodinae et les Chironominae (Chironomini et Tanytarsini)

| | Espèces | Tirfay | Champia | Bizonzon | Bois de Gesves | Château de Faulx | Maizeroule | Thon | Fonds de Gesves | Wanet | Strouvia |
|---|--|--------|---------|----------|----------------|------------------|------------|------|-----------------|-------|----------|
| | Tanypodinae | | | | | | | | | | |
| | Diamesinae | | | | | | | | | | |
| A | Diamesa spp. | 1 | - | 16 | 1 | - | - | 3 | - | - | - |
| | Prodiamesinae | | | | | | | | | | |
| D | Prodiamesa divacea (Meigen) | - | - | 2 | - | - | 1 | 9 | - | - | 1 |
| | Orthoclaadiinae | | | | | | | | | | |
| D | Brillia flavifrons Johannsen | - | - | 1 | - | - | 1 | - | - | 4 | - |
| C | Brillia modesta (Meigen) | - | - | - | - | - | - | - | - | 3 | - |
| D | Chaetocladus perennis (Meigen) | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - |
| D | Corynoneura lobata Edwards | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 2 |
| D | Cricotopus (Cricotopus) bicinctus (Meigen) | - | 1 | - | - | 1 | 1 | 2 | - | - | 2 |
| C | Cricotopus (Cricotopus) similis Goetghebuer | - | - | - | - | - | 1 | 2 | - | - | - |
| C | Cricotopus (Cricotopus) tremulus (Linnaeus) | - | - | - | - | 3 | 2 | - | - | - | - |
| C | Cricotopus (Cricotopus) trifascia Edwards | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - |
| C | Cricotopus (Cricotopus) triannulatus (Macquart) | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - |
| C | Cricotopus (Isocladus) intersectus (Staeger) | - | - | - | - | - | 2 | - | - | - | - |
| A | Eukiefferiella brevicar (Kieffer) | 15 | - | 1 | 1 | - | - | 1 | - | - | - |
| C | Eukiefferiella claripennis (Lundbeck) | - | 1 | - | 1 | - | 3 | - | - | - | - |
| A | Eukiefferiella devonica (Edwards) | - | - | - | 10 | 3 | - | - | - | - | - |
| C | Heterotrissocladus marcidus (Walker) | - | - | - | - | - | - | - | - | 2 | 1 |
| D | Nanocladus bicolor (Zetterstedt) | - | - | - | - | - | - | - | 2 | - | - |
| D | Nanocladus rectinervis (Kieffer) | 1 | 1 | - | - | 1 | 12 | - | - | 1 | 2 |
| A | Orthocladus (Eudactylocladius) fuscimanus (Kieffer) | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - |
| A | Orthocladus (Euorthocladus) ashei Sponis | - | - | - | 13 | - | 7 | 1 | - | - | - |
| A | Orthocladus (Euorthocladus) rivulorum Kieffer | - | - | 2 | - | - | 9 | 1 | - | - | - |
| B | Orthocladus (Orthocladus) obumbratus Johannsen | - | 2 | 91 | 23 | 21 | 110 | 11 | 1 | 1 | 5 |
| B | Orthocladus (Orthocladus) rubicundus (Meigen) | - | - | 147 | 68 | 13 | 175 | 45 | - | 2 | 2 |
| B | Orthocladus (Orthocladus) wetterensis Brundin | - | - | 6 | - | - | 2 | 1 | - | - | - |
| D | Paracricotopus niger (Kieffer) | - | - | 1 | - | - | 2 | - | - | - | - |
| A | Parakiefferiella batophila (Kieffer) | - | 3 | - | - | - | 5 | - | - | - | - |
| B | Parametricnemus stylatus (Kieffer) | 1 | 4 | 21 | 4 | 4 | 9 | 2 | - | 2 | 13 |
| C | Paratrachocladus rufiventris (Meigen) | - | - | - | 4 | 3 | 5 | - | 1 | - | - |
| C | Pseudosmittia sp. | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - |
| B | Rheocricotopus (Psilocricotopus) chalybeatus (Edwards) | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - |
| B | Rheocricotopus (Rheocricotopus) fuscipes (Kieffer) | 26 | 3 | 6 | 3 | - | 4 | 1 | 1 | 29 | 1 |
| B | Rheorthocladus sp.A Thienemenn | - | - | - | 2 | - | - | - | - | - | - |
| C | Synorthocladus semivirens (Kieffer) | - | - | 1 | 2 | 20 | 26 | - | - | - | - |
| C | Thienemanniella clavicornis (Kieffer) | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | 1 |
| A | Tvetenia calvescens (Edwards) | - | - | 7 | - | 5 | 3 | - | - | - | - |
| A | Tvetenia discoloripes (Goetghebuer) | 4 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| A | Tvetenia verrali (Edwards) | - | - | - | - | 1 | 1 | - | - | - | - |

Les espèces communes au mois d'avril et d'août sont marquées d'un *.

| Espèces | | Tirifayi | Champia | Bizonzon | Bois de Gesves | Chateau de Faulx | Maizeroule | Thon | Fonds de Gesves | Wanet | Strouvia |
|------------------|---|----------|---------|----------|----------------|------------------|------------|------|-----------------|-------|----------|
| Chironominae | | | | | | | | | | | |
| Chironomini | | | | | | | | | | | |
| A * | <i>Polypedilum (Polypedilum) convictum</i> (Walker) | 4 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Tanytarsini | | | | | | | | | | | |
| D * | <i>Microspectra atrofasciata</i> (Kieffer) | 1 | - | - | 1 | 3 | 5 | - | - | 6 | 1 |
| B * | <i>Microspectra notescens</i> (Walker) | 66 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| A * | <i>Paratanytarsus dissimilis</i> Johannsen | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | 4 |
| B * | <i>Rheotanytarsus pentopoda</i> Kieffer | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 |
| A * | <i>Tanytarsus brundini</i> Lindeberg | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 |
| A * | <i>Tanytarsus heusdensis</i> Goetghebuer | - | 4 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| A * | <i>Tanytarsus palletaris</i> Vemeaux | - | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Nombre d'espèces | | 9 | 11 | 13 | 14 | 12 | 25 | 12 | 4 | 12 | 14 |
| Nombre d'exuvies | | 119 | 26 | 302 | 134 | 78 | 389 | 79 | 5 | 53 | 37 |

Les espèces communes au mois d'avril et d'août sont marquées d'un *

Tableau 24: Liste des espèces de Chironomidae présentes dans le Samson et ses affluents (Avril 1994).

| | Espèces | Tirifayi | Champia | Bizonzon | Bois de Gesves | Chateau de Faulx | Maizeroule | Thon | Fonds de Gesves | Wanet | Strouvia |
|-----|--|----------|---------|----------|----------------|------------------|------------|------|-----------------|-------|----------|
| | Tanypodinae | | | | | | | | | | |
| D | <i>Ablabesmyia monilis</i> (Linnaeus) | - | - | 2 | - | - | - | 1 | - | - | - |
| D | <i>Apsectrotanypus trifascipennis</i> (Zett.) | - | 4 | - | 6 | 4 | - | - | - | - | - |
| D | <i>Conchapelopia melanops</i> Wiedmann (in Meigen) | - | 32 | 5 | 1 | 1 | - | 5 | - | - | 2 |
| C | <i>Macropelopia nebulosa</i> (Mg.) | - | - | - | 3 | - | - | - | - | - | 4 |
| D | <i>Procladius</i> (<i>Holdtanypus</i>) <i>choreus</i> (Meigen) | - | 1 | - | - | - | 1 | - | 1 | - | - |
| D | <i>Tanypus punctipennis</i> | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| B | <i>Zavrelimyia barbatipes</i> (K.) | - | 1 | - | 5 | - | 1 | - | - | - | - |
| | Diamesinae | | | | | | | | | | |
| | Prodiamesinae | | | | | | | | | | |
| D * | <i>Prodiamesa olivacea</i> (Mg.) | - | - | 10 | 2 | - | 1 | 1 | - | - | 10 |
| | Orthoclaadiinae | | | | | | | | | | |
| D | <i>Acricotopus lucens</i> | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| D * | <i>Brillia flavifrons</i> Joh. | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - |
| C * | <i>Brillia modesta</i> (Mg.) | - | - | - | - | - | - | 2 | - | - | - |
| C | <i>Corynoneura lobata</i> Edw. | - | - | 4 | - | 2 | - | 9 | - | - | 2 |
| D * | <i>Cricotopus</i> (<i>Cricotopus</i>) <i>bicinctus</i> (Meigen) | - | 32 | - | - | - | 2 | - | - | - | 2 |
| C * | <i>Cricotopus</i> (<i>Cricotopus</i>) <i>similis</i> Goetghebuer | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 8 |
| C * | <i>Cricotopus</i> (<i>Cricotopus</i>) <i>tremulus</i> (Linnaeus) | - | - | - | - | - | 4 | - | - | - | 12 |
| C * | <i>Cricotopus</i> (<i>Cricotopus</i>) <i>triannulatus</i> (Macquart) | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | 3 |
| C | <i>Cricotopus</i> (<i>Cricotopus</i>) <i>vierniensis</i> Goetghebuer | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - |
| A * | <i>Eukiefferiella brevicealcar</i> (K.) | - | - | 7 | - | - | - | - | - | - | - |
| C * | <i>Eukiefferiella claripennis</i> (Lundb.) | - | 1 | 8 | 1 | - | - | 1 | - | - | 14 |
| A | <i>Eukiefferiella coerulea</i> (K.) | - | - | - | - | - | 2 | - | - | - | - |
| D * | <i>Nanocladius bicolor</i> (Zetterstedt) | - | 2 | - | - | - | 1 | - | - | - | - |
| D * | <i>Nanocladius rectinervis</i> (Kieffer) | - | 2 | 18 | 2 | 12 | 3 | 2 | - | 1 | 5 |
| A | <i>Orthocladus</i> (<i>Eudactylocladius</i>) <i>fuscimanus</i> (K.) | - | - | - | - | - | 5 | - | - | - | - |
| B | <i>Orthocladus</i> (<i>Orthocladus</i>) <i>oblidens</i> (Walk.) | - | - | - | - | - | 4 | - | - | - | 11 |
| B * | <i>Orthocladus</i> (<i>Orthocladus</i>) <i>obumbratus</i> Johannsen | - | - | - | - | - | 2 | - | - | - | - |
| B * | <i>Orthocladus</i> (<i>Orthocladus</i>) <i>rubicundus</i> (Mg.) | - | - | - | 9 | - | 5 | - | - | - | 10 |
| B | <i>Paracladius conversus</i> (Walk.) | - | - | - | - | - | 7 | - | - | - | - |
| B * | <i>Paracricotopus niger</i> (K.) | - | - | 4 | 6 | - | 3 | - | - | - | - |
| A * | <i>Parakiefferiella bathophila</i> (K.) | - | 5 | - | 13 | 7 | 4 | 2 | - | - | 1 |
| A * | <i>Parametricnemus stylatus</i> (K.) | - | 22 | 14 | - | 3 | 7 | 4 | - | - | 2 |
| C * | <i>Paratrichocladus rufiventris</i> (Mg.) | - | 2 | 3 | 16 | 4 | 13 | 1 | 3 | - | 9 |
| A | <i>Paratrisocladus excerptus</i> (Walk.) | - | - | 34 | 3 | 1 | - | 1 | - | - | - |
| B * | <i>Rheocricotopus</i> (<i>Psilocricotopus</i>) <i>chalybeatus</i> (Edw.) | - | - | 2 | 2 | - | - | - | - | - | 1 |
| B * | <i>Rheocricotopus</i> (<i>Rheocricotopus</i>) <i>fuscipes</i> (K.) | - | - | 3 | 3 | - | - | 1 | 1 | - | 2 |
| B * | <i>Rheorthocladus</i> sp. A Thienemann | - | 1 | 2 | 3 | - | - | - | - | - | - |
| C | <i>Smittia</i> sp. | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - |
| C * | <i>Synorthocladus semivirens</i> (K.) | - | - | 10 | 2 | 27 | 9 | 6 | - | - | 97 |
| A * | <i>Tvetenia calvescens</i> (Edw.) | - | - | 86 | - | - | 1 | 4 | - | - | 3 |
| A * | <i>Tvetenia discoloripes</i> (Goetghebuer) | - | - | 2 | - | - | 1 | - | - | - | 1 |
| A * | <i>Tvetenia verralli</i> (Edw.) | - | - | 29 | 1 | - | 1 | - | - | - | - |

| Espèces | Tirifayi | Champia | Bizonzon | Bois de Gesves | Chateau de Faulx | Maizeroule | Thon | Fonds de Gesves | Wanet | Strouvia | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---------|----------|----------------|-------------------|------------|------|-----------------|-------|----------|--|----------|---------|----------|----------------|-------------------|------------|------|-----------------|-------|----------|------------------|---|----|----|----|----|----|----|---|---|----|------------------|---|-----|-----|-----|-----|-----|-----|----|----|-----|
| Chironominae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Chironomini | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| D | <i>Chironomus bemensis</i> | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| D | <i>Chironomus gr. plumosus</i> | - | - | - | - | - | 20 | - | - | 3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| D | <i>Chironomus (Chironomus) riparius</i> Meigen | - | - | - | - | - | - | - | 13 | - | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| D | <i>Cryptochironomus rostratus</i> Kieffer | - | - | - | - | 3 | 1 | - | - | - | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| D | <i>Cryptochironomus supplicans</i> (Meigen) | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C | <i>Cryptotendipes holzatus</i> | - | - | - | - | 4 | - | - | - | - | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| D | <i>Dicretendipes nervosus</i> (Staeger) | - | - | - | - | 2 | 3 | - | - | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| D | <i>Dicretendipes notatus</i> | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C | <i>Glyptotendipes palliens</i> (Meigen) | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A | <i>Microtendipes chioris</i> (Meigen) | - | - | - | - | 43 | 70 | - | - | 9 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A | <i>Microtendipes diffinis</i> (Edwards) | - | - | - | 7 | 16 | - | - | - | - | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C | <i>Parachironomus arcuatus</i> (Goetghebuer) | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C | <i>Parachironomus biannulatus</i> | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C | <i>Parachironomus frequens</i> (Johannsen) | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| C | <i>Paracladopelma camptolabis</i> (Kieffer) | - | - | - | - | 1 | - | 1 | - | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A | <i>Paratendipes albimanus</i> (Mg.) | - | - | - | - | 1 | - | 81 | 5 | - | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A * | <i>Polypedilum (Polypedilum) convictum</i> (Walk.) | - | 1 | 25 | 8 | 6 | 3 | 7 | - | 23 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A | <i>Polypedilum (Polypedilum) cullatatum</i> Goetghebuer | - | - | - | - | - | - | 1 | - | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A | <i>Polypedilum (Polypedilum) nebulosum</i> (Meigen) | - | 1 | - | - | - | 9 | - | - | - | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A | <i>Polypedilum (Polypedilum) pedestre</i> | - | - | 2 | - | 1 | 2 | 1 | - | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A | <i>Polypedilum (Polypedilum) pullum</i> (Zett.) | - | - | - | - | - | - | 20 | - | - | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Tanytarsini | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A | <i>Cladotanytarsus mancus</i> (Walker) | - | 1 | - | - | - | 1 | - | - | - | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| D * | <i>Micropsectra atrofasciata</i> (K.) | - | 18 | 8 | 5 | 3 | 2 | 8 | 1 | 50 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B * | <i>Micropsectra notescens</i> (Walk.) | 1 | - | 3 | 12 | - | - | - | - | - | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | <i>Paracladopelma camptolabis</i> (K.) | - | - | - | 1 | - | - | 1 | - | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A * | <i>Paratanytarsus dissimilis</i> Johannsen | - | - | - | - | - | 64 | - | - | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B * | <i>Rheotanytarsus pentapoda</i> K. | - | - | 67 | 2 | 2 | 1 | - | - | 13 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B | <i>Rheotanytarsus photophilus</i> (Goetghebuer) | - | 6 | 2 | - | - | 3 | - | - | - | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| B | <i>Rheotanytarsus rhenanus</i> Klink | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A * | <i>Tanytarsus brundini</i> Lind. | - | 2 | - | - | - | 37 | 1 | - | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A | <i>Tanytarsus eijuncidus</i> (Walker) | - | 1 | 5 | 20 | 21 | 34 | 29 | 1 | 13 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A | <i>Tanytarsus eminulus</i> (Walker) | - | 2 | 11 | 2 | 9 | 45 | 15 | - | 22 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A * | <i>Tanytarsus heusdensis</i> Goetghebuer | - | 9 | 1 | 1 | - | 11 | - | 3 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A * | <i>Tanytarsus palletaris</i> Vemeaux | - | - | 10 | - | - | - | - | - | - | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A | <i>Tanytarsus pallidicornis</i> (Walker) | - | 3 | - | 7 | 4 | 10 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <thead> <tr> <th></th> <th>Tirifayi</th> <th>Champia</th> <th>Bizonzon</th> <th>Bois de Gesves</th> <th>Chateaux de Faulx</th> <th>Maizeroule</th> <th>Thon</th> <th>Fonds de Gesves</th> <th>Wanet</th> <th>Strouvia</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Nombre d'espèces</td> <td>1</td> <td>30</td> <td>29</td> <td>28</td> <td>19</td> <td>41</td> <td>32</td> <td>8</td> <td>5</td> <td>34</td> </tr> <tr> <td>Nombre d'exuvies</td> <td>1</td> <td>157</td> <td>378</td> <td>144</td> <td>121</td> <td>369</td> <td>302</td> <td>16</td> <td>66</td> <td>304</td> </tr> </tbody> </table> | | | | | | | | | | | | Tirifayi | Champia | Bizonzon | Bois de Gesves | Chateaux de Faulx | Maizeroule | Thon | Fonds de Gesves | Wanet | Strouvia | Nombre d'espèces | 1 | 30 | 29 | 28 | 19 | 41 | 32 | 8 | 5 | 34 | Nombre d'exuvies | 1 | 157 | 378 | 144 | 121 | 369 | 302 | 16 | 66 | 304 |
| | Tirifayi | Champia | Bizonzon | Bois de Gesves | Chateaux de Faulx | Maizeroule | Thon | Fonds de Gesves | Wanet | Strouvia | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Nombre d'espèces | 1 | 30 | 29 | 28 | 19 | 41 | 32 | 8 | 5 | 34 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Nombre d'exuvies | 1 | 157 | 378 | 144 | 121 | 369 | 302 | 16 | 66 | 304 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

Les espèces communes au mois d'avril et d'août sont marquées d'un *.

Tableau 25: Liste des espèces de Chironomidae présentes dans le Samson et ses affluents (Août 1994).

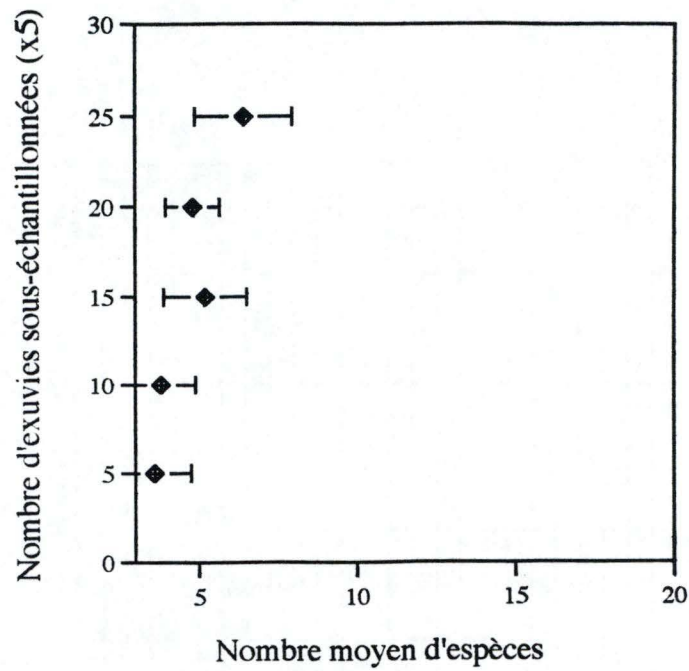


Figure 40: Estimation du nombre minimal d'exuvies à analyser.

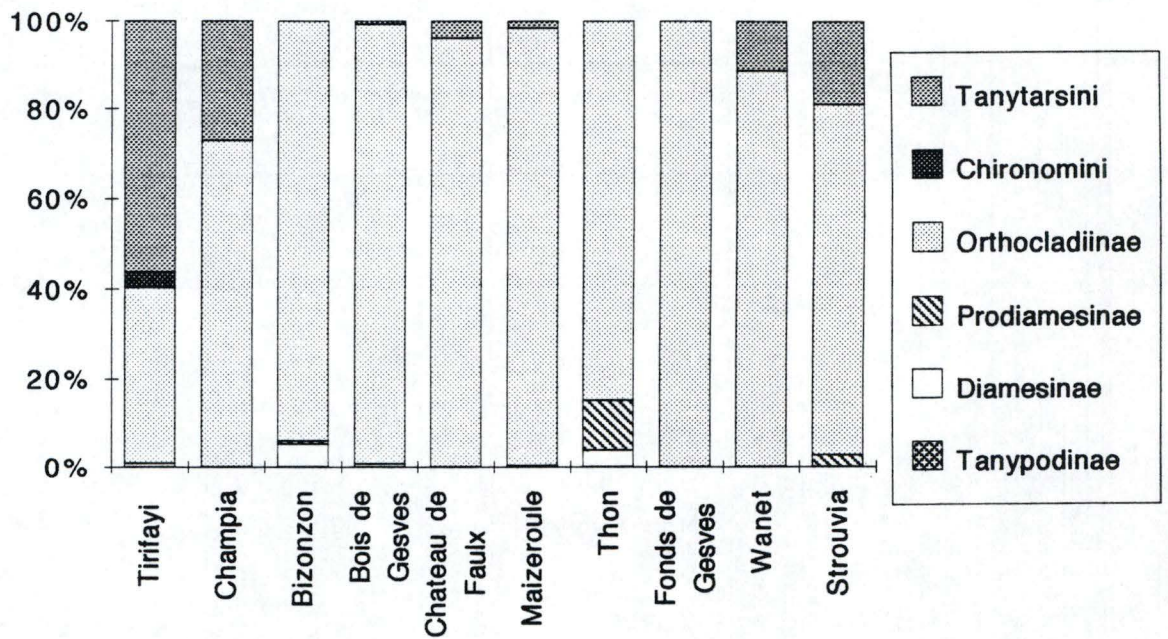


Figure 41: Histogrammes des proportions des sous-familles de Chironomidae dans le Samson et ses affluents (Avril 1994).

comptent plus d'espèces pour ce mois. Les Orthocladiinae sont un peu moins représentés pendant la saison estivale. La sous-famille des Prodiamesinae est représentée par une seule espèce, Prodiamesa olivacea (Meigen), aux deux saisons.

Signalons à ce niveau une première citation pour la Belgique, il s'agit de Cryptotendipes holsatus Lenz appartenant aux Chironomini.

3.2. Estimation du nombre minimal d'exuvies à analyser.

Pour estimer ce nombre, nous avons utilisé les échantillons contenant le plus grand nombre d'exuvies. Pour le mois d'avril, c'est l'échantillon de Maizeroule qui a été retenu. Pour le mois d'août, l'échantillon de cette station a de nouveau été considéré afin de voir dans quelle mesure un changement saisonnier peut modifier cette valeur. Deux autres échantillons ont été utilisés: celui de Thon et du Strouvia.

Les résultats du mois d'avril sont portés en graphique (Figure 40) montre que nous nous situons dans le début de la courbe. Nous pouvons expliquer cela par le nombre de sous-échantillons trop faible. Le fait de disposer d'un plus grand nombre d'exuvies aurait permis à la courbe d'atteindre le plateau. Pour les autres échantillons, nous obtenons le même profil. En conséquence de cela, nous avons repris la courbe établie sur le Samson en 1994 (EVRARD, 1994b). Le sous-échantillon à considérer est de 300 exuvies.

Etant donné que la majorité des prélèvements dépasse rarement cette valeur (14 prélèvements sur 20), nous avons examiné toutes les exuvies pour chaque station. Deux prélèvements (Thon et le Strouvia en août) ont cependant été traités par cette méthode suite à un nombre d'exuvies plus important.

3.3. Abondance relative des espèces et des sous-familles.

Les tableaux reprenant les abondances relatives des différentes espèces ainsi que celles des sous-familles présentent aux deux saisons sont repris en annexe 4 et 5. Les valeurs obtenues pour les sous-familles sont reportées en histogrammes.

Le mois d'avril est caractérisé par une dominance des Orthocladiinae sur l'ensemble des stations (Figure 41). La station des Fonds de Gesves doit être traitée avec précaution étant donné le peu d'exuvies récoltées (5). Ceci est également valable pour Champia. La tribu des Tanytarsini est bien représentée à Tirifayi. Dans les autres stations du Samson, elle se retrouve en faible proportion ou disparaît. Elle est présente dans la Wanet et le Strouvia (respectivement 11 et 18 %). Les autres sous-familles sont représentées en faibles proportions dans certaines stations. Citons la présence des Prodiamesinae et

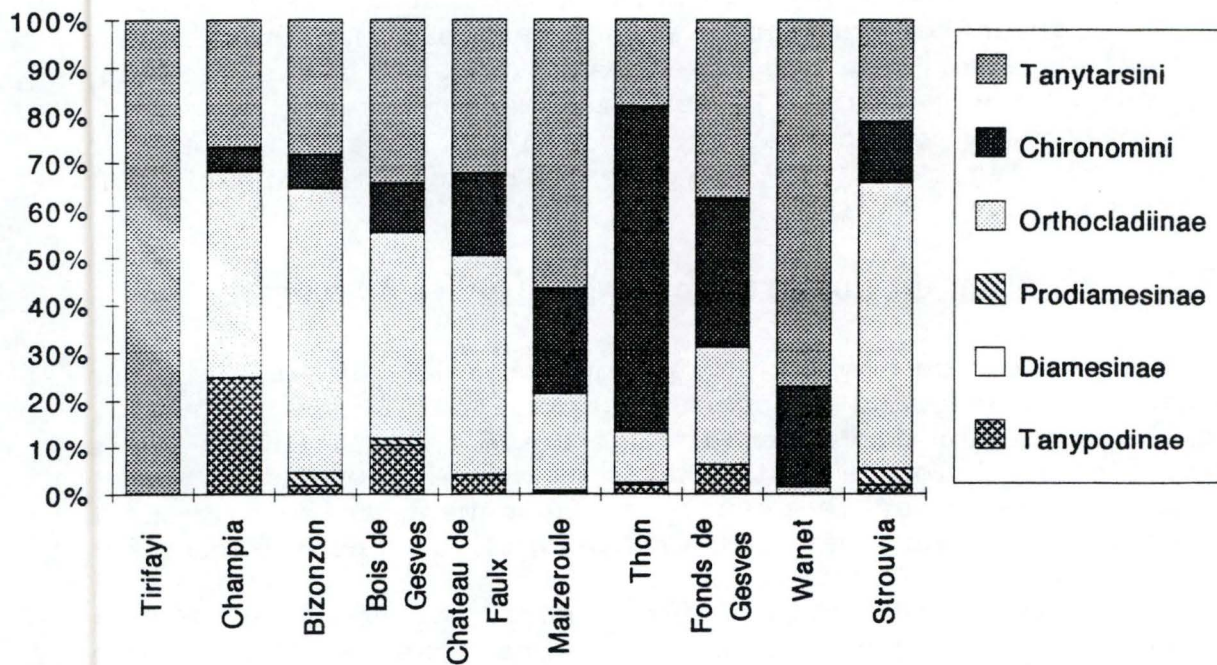


Figure 42: Histogrammes des proportions des sous-familles de Chironomidae dans le Samson et ses affluents (Août 1994).

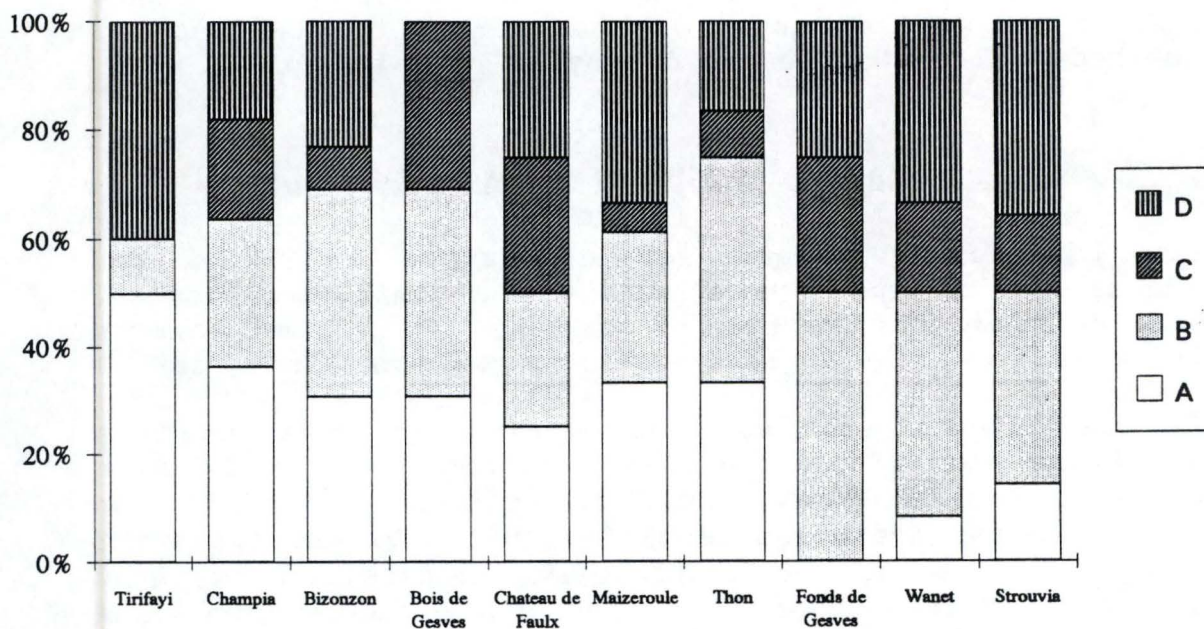


Figure 43: Histogrammes des proportions des différentes classes de tolérance (Avril 1994).

Diamesinae à Thon avec un peu plus de 15 % . Les Tanypodinae ne sont absents dans les différentes stations.

A la fin de l'été, la dominance des Orthocladiinae ne se retrouve que de Champia au château de Faulx et dans le Strouvia mais en proportions moins importantes qu'en avril (Figure 42). De Champia à Thon, la proportion des Chironominae augmente continuellement: elle passe de 31 % à 86 % . Le profil de Tirifayi avec celui des Fonds de Gesves représentent un nombre restreint d'exuvies collectées, ces stations doivent donc être traitées avec précaution. Ce sont les Tanytarsini qui sont majoritaires excepté à Thon où les Chironomini dominent la population chironomienne à 68 % . Dans le Wanet, la population est composée presque exclusivement de Chironominae.

Les autres sous-familles correspondent aux Tanypodinae et aux Prodiamesinae. Les Tanypodinae sont surtout rencontrés à Champia où ils représentent 25 % de la population des Chironomidae; au bois de Gesves ce pourcentage tombe à 10,5 % et dans les autres stations il est inférieur à 5 % . Les Prodiamesinae n'offrent qu'une légère contribution dans la composition de la population.

3.4. Proportions d'espèces tolérantes.

L'analyse de la composition de la population des Chironomidae peut se faire au niveau des proportions des espèces tolérantes et intolérantes. Pour ce faire, nous utilisons les classes de tolérances à la pollution organique établies par WILSON et MCGILL (1982). Les quatre classes sont: A, espèces intolérantes; B, espèces relativement intolérantes; C, espèces relativement tolérantes; D, espèces tolérantes.

La figure 43 représente les proportions des différentes classes pour le mois d'avril pour le Samson et ses affluents. Une diminution des espèces de classe A s'opère de Tirifayi jusqu'à Maizeroule (de 55 % à 24 %). A Thon, il y a une légère augmentation. Cette classe est absente dans les fonds de Gesves. La classe B est représentée dans des gammes variables. Le minimum est observé à Tirifayi (11 %) et le maximum à Thon (4 %). Les proportions dans les affluents se situent dans les maxima. La classe C ne se retrouve pas à la station située en amont; dans les autres stations les proportions varient entre 7 et 32 % et sont de l'ordre de 15 % dans les affluents. La classe D est la mieux représentée à Tirifayi alors qu'au bois de Gesves elle est absente. Ailleurs, elle ne dépasse pas 25 %, sauf dans les affluents.

Excepté la station au chateau de Faulx, la population est dominée par des espèces tolérantes et relativement tolérantes. A Faulx et dans les trois affluents, les deux classes "tolérantes" et "intolérantes" se répartissent la dominance.

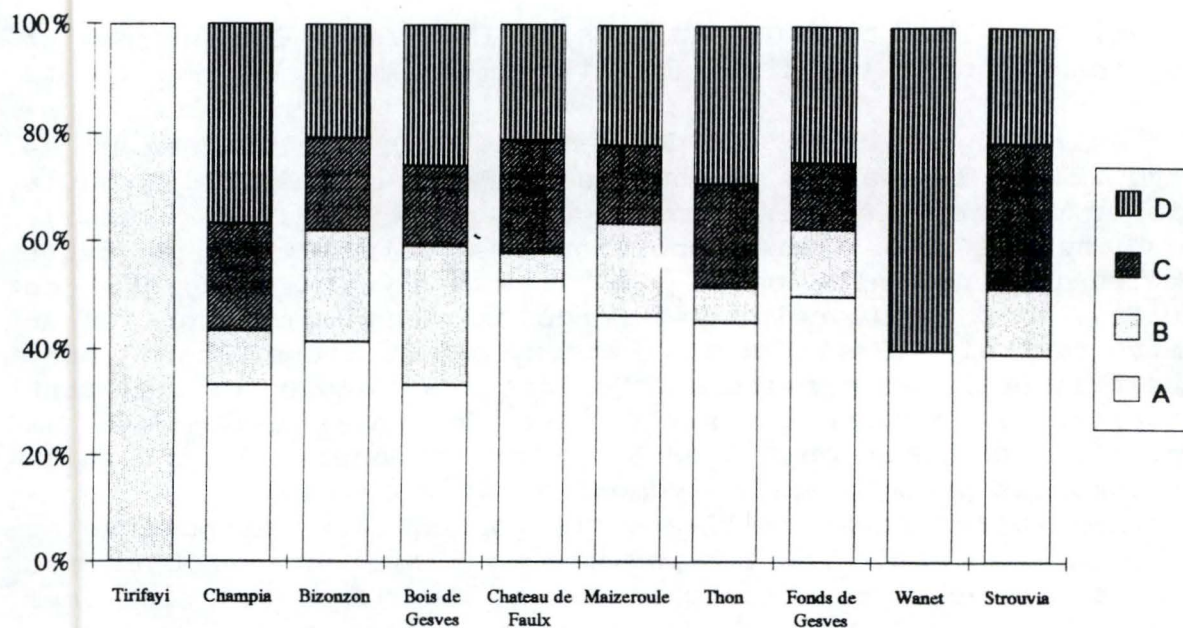


Figure 44: Histogrammes des proportions des différentes classes de tolérance (Août 1994).

| Stations | Avril 94 | Août 94 |
|------------------|----------|---------|
| Tirifayi | 3 | - |
| Champia | 7 | 5 |
| Bizonzon | 7 | 8 |
| Bois de Gesves | 7 | 8 |
| Château de Faulx | 7 | 10 |
| Maizeroule | 8 | 10 |
| Thon | 7 | 9 |
| Fonds de Gesves | 5 | 3 |
| Wanet | 4 | 3 |
| Strouvia | 7 | 8 |

Tableau 26: Valeur de l'I.Ch. pour les différentes stations du samson et de ses affluents.

Les proportions du mois d'août sont reprises à la figure 44. La station de Tirifayi ne comptant qu'une seule exuvie, cette station ne sera pas prise en compte.

La classe A constitue 30 % de la population chironomienne à Champia, au bois de Gesves et dans les autres stations, affluents compris, elle dépasse 40 %, le maximum étant de 50 % au château de Faulx, suivi de près par le ruisseau des Fonds de Gesves. Les classes B et C ne figurent pas dans le Wanet. En règle générale, il y en a peu dans l'ensemble du Samson. Le maximum rencontré est de 25 % au bois de Gesves; à Bizonzon la proportion est légèrement inférieure et, pour les autres stations, elle dépasse pas les 15 %. En août comme en avril, les espèces de classe c sont présentes avec des proportions s'échellonnant de 15 à 25 %. Par rapport au mois d'avril, la classe D apparaît aux différentes stations. Avec un maximum de 60 % pour cette classe, le Wanet montre une distribution caractéristique qu'au mois d'avril. Les stations où cette classe est moins bien représentée, atteignant toutefois 20 % des espèces, sont Bizonzon, le château de Faulx pour le Samson et le Strouvia.

Les différentes stations sont bien diversifiées en ce qui concerne les classes de pollution. Il n'y a pas de véritable dominance de l'une des classes, excepté au château de Faulx où la classe A est représentée à plus de 50 %. Dans le Wanet, c'est la classe D qui caractérise cet affluent.

Une telle analyse ne permet toutefois pas de tirer directement une conclusion quant à l'altération du milieu par un enrichissement organique. En effet, si dans une station, une classe de polluosensibilité est dominante au niveau spécifique, cela n'induit pas forcément la dominance numérique des espèces de cette classe. L'analyse de la dominance numérique se traduit par le calcul de l'Indice Chironomidien.

3.5. L'Indice Chironomidien.

Les valeurs des indices pour les stations du Samson et de ses affluents sont reprises dans le tableau 26. Le peu d'exuvies récoltées à Tirifayi au mois d'août ne permet pas le calcul de l'I.Ch. . La figure 45 permet de visualiser les valeurs de l'I.Ch. pour les deux campagnes de prélèvements.

Au printemps, l'indice met en évidence l'altération de la station située en amont et celle du Wanet. Les cotes établies mettent en évidence une pollution en zones lotiques. Au niveau du Strouvia et des autres stations du Samson, l'indice indique une pollution moyenne à légère. La cote maximale est attribuée à Maizeroule.

En été, la situation est différente. L'I.Ch. varie plus

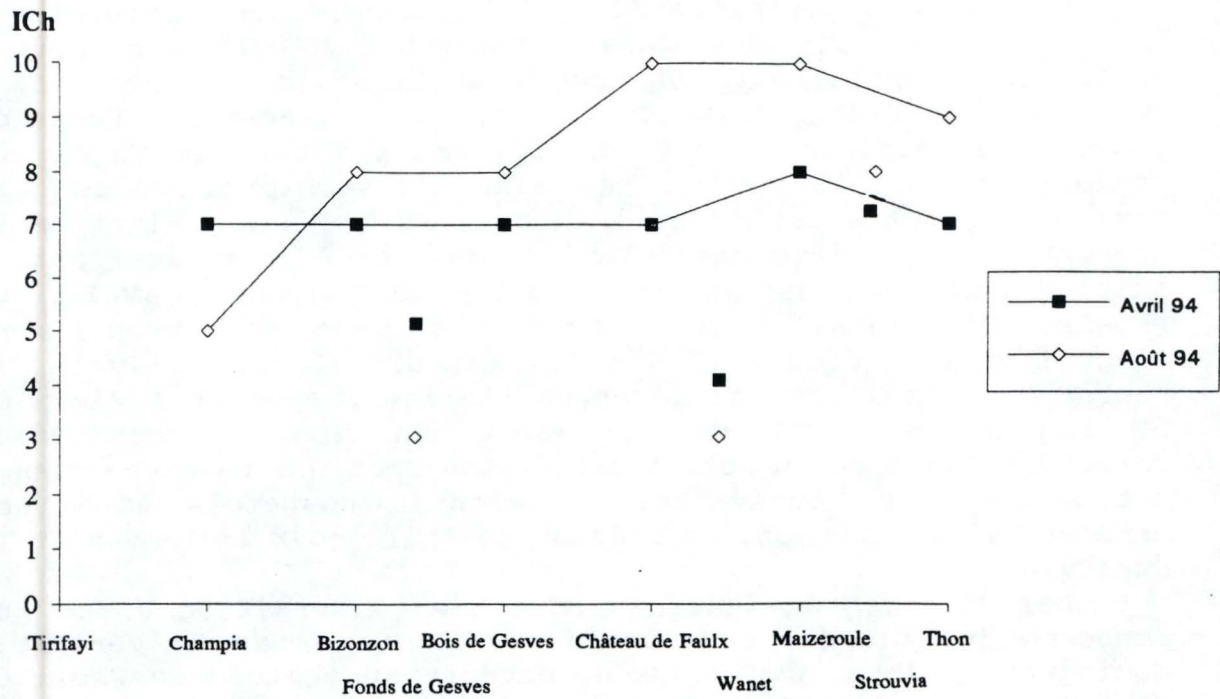


Figure 45: Profil de l'I.ch. dans les différentes stations du Samson.

entre les stations témoignant ainsi de l'existence de différents niveaux d'altération du milieu. La valeur calculée à Champia définit un niveau de pollution sévère. A la station suivante, l'indice plus élevé traduit nettement une meilleure qualité du milieu. A Faulx, la valeur indicielle retombe à un niveau proche de celui de la première station considérée. Ensuite, l'indice atteint la valeur maximale (10/10) à Maizeroule. Après le village de Thon, il y a une faible diminution de l'indice qui, malgré cela, indique toujours un niveau de bonne qualité. Sur base de l'indice, la qualité est bonne dans le Strouvia, très altérée dans le Wanet et de situation intermédiaire dans les Fonds de Gesves.

3.6. Interprétation.

Les proportions des sous-familles ont montré une évolution saisonnière correspondant à celle mentionnée dans la littérature. La récolte des Diamesinae au mois d'avril confirme l'émergence précoce dans l'année comme l'a indiqué LAVILLE (1981). La plus grande proportion des Orthoclaadiinae au printemps est à mettre en relation avec les nombreuses espèces sténothermes froides de cette sous-famille. En été, nous ne retrouvons plus de Diamesinae mais apparaît la famille des Tanypodinae. L'augmentation des Chironominae, en été dans nos prélèvements, s'explique par le développement estival des larves.

Le nombre d'espèces récoltées présente lui aussi une variation saisonnière en accord avec les observations de la littérature (BOERGER et al., 1982; BERG et HELLENTHAL, 1991; EVRARD, 1994c).

La succession "classique" des sous-familles d'amont en aval n'a pu être mise en évidence suite à la faible largeur du cours d'eau sur l'entièreté de son parcours, les fluctuations thermiques et altitudinales du Samson en sont les causes. De plus, la rivière étudiée subit des rejets organiques à différents endroits. Dès lors, ce facteur apparaît comme perturbateur dans la succession théorique des sous-familles.

L'impact d'un rejet organique peut être mis en évidence en considérant les proportions des différentes classes de polluosensibilité. L'Indice Chironomidien reflète mieux cet impact car il se base sur l'abondance numérique et la diversité des espèces. La valeur de l'indice doit, en outre, mettre en évidence des situations altérées mais aussi être en accord avec d'autres indices reflétant la qualité de l'eau.

Grâce aux analyses physico-chimique et biologique réalisées dans le cadre de ce travail, nous allons pouvoir établir les différences ou similitudes entre ces analyses et l'Indice Chironomidien.

Discussion.

Discussion.

Le Samson a pu être caractérisé sur base d'étude physico-chimique et biologique. La caractérisation de ses eaux au point de vue minéralisation concorde avec les résultats de MAQUET (1981).

L'analyse physico-chimique, suite au caractère ponctuel des prélèvements, n'a pas montré clairement des niveaux variables dans la qualité de l'eau. Ceci peut être expliqué pour l'IPO "modifié" par les classes attribuées au carbone organique dissous. La grille de DESCY et al. (1993) n'a décelé aucune pollution. Ceci ne doit pas remettre en cause la validité de cette grille car le nombre de prélèvement était probablement trop peu élevé que pour pouvoir détecter une pollution organique. L'analyse de chaque paramètre chimique a toutefois permis de mettre en évidence des rejets ponctuels dues aux différentes activités humaines.

Du point de vue biologique, le niveau de qualité du Samson est généralement bon sur toute sa longueur dans le sens ou aucune pollution grave n'a été détectée. Nos résultats se rapprochent de ceux de VANDERSLYCKEN (1989). En amont de Gesves et à la sortie de Gesves, la qualité est moyenne. L'altération de ces stations est probablement due à l'agriculture, au pâturage et aux rejets domestiques de Gesves. En Ardenne condrusienne, le Samson récupère et présente une qualité maximale dans cette région et donc une biocénose riche. A Thon, la qualité est minimale suite aux apports de ce village. Les affluents sont caractérisés par un niveau de qualité différent: le Wanet présentant le niveau de qualité le plus bas, le ruisseau des Fonds de Gesves a une situation identique à celle rencontrée à Thon et le Strouvia présente une faune assez riche.

Les récoltes saisonnières sont en accord avec la littérature. Les exuvies nymphales des Diamesinae n'ont été récoltées qu'au printemps, ce qui souligne leur émergence précoce dans l'année (SERRA-TOSIO, 1973). D'autre part, le caractère lotique du Samson convient aux Orthocladiinae se développant préférentiellement dans des eaux de basses températures. Les températures plus chaudes du printemps et de l'été permettent aux larves de Chironominae et de Tanypodinae de se développer (LAVILLE et LAVANDIER, 1977; LAVILLE, 1981). Ces deux familles sont plus représentées dans nos prélèvements au moins d'août. Dans les récoltes effectuées, les Orthocladiinae dominent la population chironomienne au printemps avec plus de 80 % d'espèces récoltées (en moyenne sur l'ensemble de nos stations). Cette observation coïncide avec celles de THIENEMANN (1954, in PINDER, 1980) et avec les résultats de EVRARD (1994b).

Les analyses physico-chimique et biologique ont permis de situer des zones de qualité variables. La succession et la

proportion des espèces de Chironomidae tolérantes et intolérantes devait répondre aux différences de qualité observées. L'approche des proportions relatives des classes de tolérance a montré l'existence d'une différence saisonnière pour certaines de nos stations. Les espèces peu tolérantes se retrouvant aux stations correspondante à une bonne qualité chimique. Cependant, il s'est avéré que les espèces intolérantes sont parfois présentes à plus de 40 % dans les stations de faible qualité biologique. L'utilisation des proportions relatives de chaque espèce apporte un poids plus appréciable à une classe de tolérance représentée par un faible nombre d'espèces mais par un nombre considérable d'exuvies.

L'Indice Chironomidien, appliqué au Samson, a montré un profil différent des indices chimiques et biologiques classiques, surestimant, par exemple, la qualité du Samson à Thon. De plus, l'Indice Chironomidien (BAZERQUE et al., 1989) ne montre pas d'évolution saisonnière contrairement aux indices biologiques utilisés. Au printemps, certaines stations sont de meilleure qualité qu'en été, pour d'autres c'est la situation inverse qui est observée.

Certaines explications peuvent être envisagées pour valider les différences saisonnières observées entre les indices biologiques. Pour certaines stations, le nombre d'exuvies récoltées est relativement bas. Si nous comparons ces récoltes d'exuvies nymphales avec les récoltes larvaires provenant des échantillonnage de macroinvertébrés, nous constatons qu'un problème est apparu dans le piégeage des exuvies dû à la pose délicate du "piège". Il doit être situé dans une zone où le courant est assez important afin de diriger les exuvies vers le fond du piège et contre les parois. Cependant, le courant peut occasionner des tourbillons à l'intérieur du "piège" ce qui entraîne définitivement les exuvies dans le fond de la rivière. A l'opposé, la station peut présenter un courant faible rendant plus difficile la dérive des exuvies.

Une autre explication aux discordances entre les indices biologiques est que l'espèce dominante d'une station ne se retrouve pas forcément dans la liste des 26 taxa utilisés pour le calcul de l'indice. Pour replacer cette espèce dans cette liste, il a fallu dans un premier temps attribuer la lettre-code de polluorésistance selon MCGILL et WILSON (1982), ensuite nous avons rechercher la ou les secondes espèces dominantes afin de déterminer son appartenance à un groupe de polluosensibilité défini dans la liste des 26 taxa. Par la suite, la liste de WILSON (1992), mettant en relation certaines espèces et des paramètres typiques d'une pollution organique, a été consultée afin de vérifier la relation entre cette espèce et la pollution organique. Ce positionnement d'espèce dans le tableau de calcul de l'I.Ch. peut donc être la cause d'une sous-estimation ou

surestimation de la qualité de l'eau.

La morphologie du cours d'eau peut aussi être responsable des résultats. L'I.Ch. a en effet été mis au point et testé sur des rivières de plaines très large (Meuse , Isère, Garonne). Dans ces études, l'Indice Chironomidien donne des résultats concordant avec la physico-chimie (FRANTZEN, 1992) et avec l'analyse de la faune benthique et diatomique (BAZERQUE et al., 1989; EULIN et al., 1993).

Malgré cela, l'I.Ch. semble apporter une information quant à la qualité de l'eau pour certaines stations. Ceci est surtout confirmé par la situation des différents affluents. Les espèces numériquement dominantes dans le Wanet, Chironomus riparius et Microspectra atrofascita (Kieffer), sont typiques de situations altérées (WILSON et MCGILL, 1977; DAVIES et HAWKES, 1981). La présence de C. riparius permet de confirmer sa capacité à coloniser les milieux pauvres en oxygène (BARLEIN, 1989; ZEBE, 1991).

Certaines espèces ont été retrouvées essentiellement aux stations de meilleure qualité (Bois de Gesves, Maizeroule) : Tvetenia spp., Paratanytarsus dissimilis, Brillia spp., Orthocladius spp. . Ces espèces figurent comme indicatrices d'une bonne qualité (HAWKES et DAVIES, 1971; LAVILLE et LAVANDIER, 1977; CASAS et VILCHEZ-QUERO, 1993). D'autres sont plus typiques de situations altérées, C. riparius et M. atrofasiata comme vu précédemment mais aussi Eukiefferiella claripennis, Paratrichocladius rufiventris (BAZZANTI et BAMBACIGNO, 1987), Dicrotentipes notatus (WILSON, 1980; LAVILLE et VIAUD -CHAUVET, 1985; WILSON, 1992).

Le Samson présente des zones un peu plus altérées que d'autres, ce qui induit une variabilité dans le spectre des espèces tolérantes. L'association de plusieurs espèces tolérantes reflètera donc mieux la qualité du milieu que la considération d'une seule espèce (SERRA-TOSIO, 1977; LAVILLE et VIAUD-CHAUVET, 1985). Par contre des stations très altérées ou peu altérées seront constituées d'une faune chironomienne typique (WILSON, 1980). L'espèce la mieux représentée dans ces zones donnera donc une bonne représentation de la qualité de l'eau. Pour ces stations, les indices biocénotiques sont en concordance comme observés par BAZERQUE et al. (1989) et EULIN et al. (1991). pour les autres stations, le manque de données ne permet pas de confirmer cette relation.

Conclusion.

Conclusion.

L'analyse physico-chimique a montré, comme nous l'attendions, l'appartenance du Samson au type condrusien. Elle a également mis en évidence des sources de pollution permanentes (prairies, villages,...) et ponctuelles.

L'analyse de la faune benthique donne un profil d'altération semblable au printemps et en août et est en accord avec la physico-chimie.

L'utilisation des Diptères Chironomidae est un autre moyen d'estimer la qualité d'un cours d'eau. L'analyse jusqu'à l'espèce permet de mieux évaluer les altérations du milieu. Cette technique apparaît plus facile d'utilisation et donne de bons résultats dans des rivières peu accessibles à une étude biologique classique. Elle doit toutefois s'accompagner d'une analyse chimique pour être complète.

La connaissance de l'écologie de chacune des espèces permet de leur attribuer un niveau de tolérance. Celui-ci est associé à un niveau de dégradation du milieu due à un enrichissement organique (WILSON, 1992).

Pour cette principale raison, les Chironomidae doivent être plus utilisés dans la surveillance des milieux aquatiques. La technique d'analyse des exuvies nymphales offrent plusieurs avantages sur celle des macroinvertébrés. La récolte peut s'effectuer en rithron comme en potamon, elle est rapide et demande peu de matériel. La détermination spécifique est plus aisée à partir des exuvies qu'à partir des larves et facilitée par de nouvelles clés d'identification. Cette détermination demande une aide d'un spécialiste dans un premier temps.

Bibliographie.

BIBLIOGRAPHIE.

ADAMEK G. et FISHER J., 1980

Zur Atmungsintensität, Bewegungsaktivität und Herztaetigkeit nicht Dormanter und Dormanter Larven von Chironomus Plumosus. In "Chironomidae. Ecology, Systematics Ecology and Physiology". Ed. MURRAY D.A., Pergamon Press: 153-161.

ANKLEY G.T., CALL D.J., COX J.S. et KAHL M.D., 1994

Organic carbon partitioning as a basis for predicting the toxicity of chlorpyrifos in sediments. Environmental Toxicology and Chemistry, 13 (4): 621-626.

A.P.H.A., 1965

Standard methods for the examination of waters and freshwater. New York: 769 p

ARMITAGE P.D., 1980

The effects of mine drainage and organic enrichment on benthos in the river Nent system, northern Pennines. Hydrobiologia, 74: 119-128.

ARMITAGE P.D. et BLACKBURN J.H., 1985

Chironomidae in a Pennine stream system receiving mine drainage and organic enrichment. Hydrobiologia, 121: 165-172.

ARMITAGE P.D. et BLACKBURN J.H., 1990

Environmental stability and communities of Chironomidae (Diptera) in a regulated river. Regulated rivres: Research et Management, 5: 319-328.

ASSOCIATION FRANCAISE DE NORMALISATION (AFNOR), 1992

Essais des eaux. Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN): 8p.

BARLAIN F., 1989

The respiration of Chironomus-larvae (Diptera) from deep and shallow waters under environmental hypoxia and at different temperatures. Arch. Hydrobiol., 115 (4), 523-536.

BAY E.C., INGRAM A.A. et ANDERSON L.D., 1966

Physicals factors influencing chironomid infestation off water-spreading basins. Annals of the Entomological Society of America, 59(4), 714-717.

BAZERQUE M.F., LAVILLE H. et BROUQUET Y., 1989

Biological quality assessment in two rivers of the northern plain of France (Picardie) with special reference to Chironomid and Diatom indices. Acta Biol. Debr. Oecol. Hung. 3: 29-39.

BAZZANTI M. et BAMBACIGNO, 1987

Chironomids as water quality indicators in the river Mignonne (Central Italy). Hydrobiological bulletin, 21 (2): 213-222.

BERG M.B. et HELLENTHAL R.A., 1991

Secondary production of Chironomidae (Diptera) in a north temperate stream. Freshwater biology, 25: 497-505.

BERTRAND H., 1954

Les insectes aquatiques d'Europe (Genres: Larves, Nymphes, Imagos). Encyclopédie entomologique, vol.2 -Trichoptères, Lépidoptères, Diptères, Hyménoptères. Ed. Lechevalier, Paris: 161-315.

- BOERGER H.J., CLIFFORD H.F. et DAVIES R.W., 1982**
Density and microdistribution of chironomid larvae in a Alberta brown-water stream. Can. J. Zool. 60: 913-920.
- BOLTON M.J., 1992**
Chironomidae (Diptera) of cedar bog, Champaign country, Ohio. Ohio J. Sci. 92 (5): 147-152
- BOUGUENEC V. et GIANI N., 1992**
Mise en place d'un élevage de Chironomus riparius Meigen (Diptera, Chironomidae) à l'aval d'une station d'épuration par lagunage. Annls Limnol., 28 (3): 233-243.
- BOWMAN C.M.T., ?**
Emergence of Chironomids from Rostherne Mere, England.
- BROWN A.E., OLDHAM R.S. et WARRLOW A., 1980**
Chironomid larva and pupae in the diet of brown trout (*Salmo trutta*) and rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in Rutland Water, Leicestershire. In "Chironomidae. Ecology, Systematics Ecology and Physiology". Ed. MURRAY D.A., Pergamon Press: 323-329.
- BRYCE D. et HOBART A., 1972**
The biology and identification of the larvae of the Chironomidae (Diptera). Entomologist's gazette, 23: 175-217.
- BUISSON J., 1986**
Hydrobiologie du massif du Vercors (Préalpes calcaires) et d'une rivière type: le Furon. Ecologie des Diptères Chironomidae du Furon et de quelques cours d'eau pollués. Université scientifique technologique et médicale de Grenoble. Thèse de doctorat: 87-180.
- CASAS J.J. et VILCHEZ- QUERO A., 1993**
Altitudinal distribution of lotic chironomid (Diptera) communities in the Sierra Nevada mountains (Southern Spain). Annls. Limnol. 29 (2): 175-187.
- CHAPMAN D. et KIMSTACH V., 1992**
The selection of water quality variables. In "Water quality assessments. A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring". Ed. Chapman et Hall, London: 51-119.
- CRANSTON P.S. et OLIVER D.R., 1987**
Problems in Holarctic chironomid biogeography. Ent. scand. Suppl. 29:51-56.
- CRANSTON P.S. et OLIVER D.R., 1988**
Additions and corrections to the Nearctic Orhtoclaadiinae (Diptera: Chironomidae). Can. Ent. 120:425-462.
- CUSHMAN R.M., 1984**
Chironomid deformities as indicators of pollution from a synthetic, coal-derived oil. Freshwat. Biol., 14: 179-182.
- DAJOZ R., 1985**
Précis d'écologie. Ed. Bordas, 5^{ième} édition, Paris: 525 p.
- DAVIES et HAWKES, 1981**
Some effects of organic pollution on the distribution and seasonal incidence of Chironomidae in riffles in the River Cole. Freshwater biology 11: 549-559.
- DESCY J-P, 1993**
Ecologie des eaux continentales. Inédit, notes de cours.

- DESCY J-P, EDELINE F et LAFORGE Ph., 1993**
Proposition d'une grille de qualité des eaux courantes. Document élaboré dans le cadre d'une convention avec le Ministère de la Région Wallonne. Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement. UNECED, FUNDP et CEBEDEAU, Université de Liège: 30 p.
- DESCY J-P, EMPAIN A. et LAMBINON J., 1981**
La qualité des eaux courantes en Wallonie. Bassin de la Meuse. Secrétariat d'Etat à l'environnement, à l'aménagement du territoire et à l'eau pour la Wallonie: 18 p.
- DESCY J-P, EMPAIN A. et PHILIPPART J-C., 1981**
Bilan de la qualité écologique et de la valeur piscicole des rivières de la région liégeoise. Document pour l'exploitation et la gestion des ressources aquatiques. Université de Liège, Lab. d'Hydrobiologie, Unité de recherches piscicoles: 107 p.
- EULIN A., GRUARIN C., LAVILLE H. et LE COHU R., 1993**
Evaluation de la qualité de l'eau de la Garonne par référence spéciale aux indices diatomique et chironomidien. *Annls Limnol.*, 29 (3-4): 269-279.
- EVRARD M., 1991**
Rapport relatif au stage réalisé dans le cadre du programme ERASMUS en Ecologie Aquatique. Programme Lingua Action II, Lyon-Toulouse (France). UNECED: 60 p. (inédit).
- EVRARD M., 1994a**
Check-list of the Chironomidae (Diptera) of the river Meuse and two of its tributaries. *Annls limnol.* 30 (2): 123-129.
- EVRARD M., 1994b**
Rapport d'activité scientifique. Utilisation des exuvies nymphales de Chironomidae (Diptera) en tant qu'indicateur de la qualité biologique des eaux de surface. UNECED, 9p. (inédit). EVRARD M., 1994c
The use of chironomid pupal exuviae for characterizing water quality in the Ourthe bassin. Chironomidendag, 14 oktober 1994, Bruxelles.
- EVRARD M., 1994d**
Macroinvertébrés inféodés aux eaux douces belges. UNECD; 20p. (inédit)
- FERRARESE U., 1992**
Chironomids of Italian rice fields. *Netherlands journal of aquatic ecology*, 26 (2-4): 341-346.
- FERRINGTON L.C., BLACKWOOD M.A., WRIGHT C.A., CRISP N.H., KAVANAUGH J.L. et SCHIMDT F.J., 1991**
A protocol for using surface-floating pupal exuviae of Chironomidae for rapid bioassessment of changing water quality. *Proceedings of IUGG conference*: 11.
- FRANTZEN N.M.L.H.F., 1992**
Water quality changes of the river Meuse assessed by Chironomid pupal exuviae. *Netherlands journal of aquatic ecology*, 26 (2-4): 543-549.
- FROST S., CHIU M.T.L. et THOMAS M.P., 1976**
Seasonal changes of invertebrate populations in the polluted river Medlock. *Environ. Pollut.*, 11: 223-242.
- GOLTERMAN H.L. et CLYMO R., 1969**
Methods for chemical analysis of freshwater. *IBP Handbook*, 8, Blacwell Sc. Publ., Oxford, 166p.

GOODDERIS B.R., 1991

Life cycle characteristics in Tanytarsus debilis (Meigen, 1830) (Diptera, Chironomidae). *Annls Limnol.* 27 (2): 141-156.

GROOTAERT P., DEBRUYN L. et MEYER M., 1991

Catalogue of the Diptera of Belgium. Documents de travail de l'I.R.Sc.N.B., 56p.

GRZYBKOWSKA M., 1992

Diadromy of Chironomidae in a large lowland river (Central Poland). *Netherlands journal of aquatic ecology*, 26 (2-4): 355-360.

GRZYBKOWSKA M. et WITCZAK J., 1990

Distribution and production of Chironomidae (Diptera) in the lower course of the Grabia river (Central Poland). *Freshwater Biology* 24: 519-531.

HARRIS J.R., 1977

An angler's entomology. In "The new naturalist. Ed. Gilman, Davies et Mellanby: 124-129.

HAWKES L.A. et DAVIES L.J., 1971

Some effects of organic enrichment on benthic invertebrate communities in stream riffles. In "The scientific management of animal and plant communities for conservation", Ed. Duffley et Watt: 271-293.

HELLAWELL J.M., 1986

Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Ed. Elsevier Applied Science Publishers: 546 p.

H.M.S.O., 1981

Ammonia in waters, 1981; In: "Methods for the examination of waters and associated materials", Standing Committee of Analysts, D.O.E., London 46 p.

HYNES H.N.B., 1970

The ecology of running waters. Liverpool University Press: 555 p.

ILLIES J., 1978

Limnofauna Europaea.

ILLIES J. et BOTOSANEANU L., 1963

Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. Association internationale de limnologie théorique et appliquée. Communications n°12.

INSTITUT BELGE DE NORMALISATION, 1984

Qualité biologique des cours d'eau. Détermination de l'indice biotique se basant sur les macroinvertébrés aquatiques. NBN, T92-402, 11p.

JEFFRIES M. et MILLS D., 1990

Freshwater Ecology. Ed. Belhaven Press, London: 285 p.

JOHNSON R.K., WIEDERHOLM T. et ROSENBERG D.M., 1993

Freshwater Biomonitoring using individual organisms, population, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In ROSENBERG D.M. et RESH V.H., "Freshwater Biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Ed. Chapman et Hall: 40-158.

KAWAI K., YAMAGISHI T., KUBO Y. et KONISHI K., 1989

Usefulness of Chironomid larvae as indicators of water quality. *Jpn. J. Sanit. Zool.*, 40 (4): 269-283.

- KETTANI K., VILCHEZ-QUERO A., CALLE MARTINEZ D. et EL OUAZZANI T., 1994**
Les Chironomidés (Diptera) du bassin de l'Oued Laou (Versant méditerranéen du Rif, Maroc). *Annls. Limnol.*, 30 (1): 25-32.
- KURECK A., 1980**
Circadian eclosion rhythm in *Chironomus thummi*: ecological adjustment to different temperature levels and the role of temperature cycles. In "Chironomidae. Ecology, Systematics Ecology and Physiology". Ed. MURRAY D.A., Pergamon Press: 73-79.
- LANGTON P.H., 1991**
A key to pupal exuviae of West Palaearctic Chironomidae P.H. Langton ed. Huntington, Cambridgeshire, England: 386 p.
- LAVILLE H., 1978**
Inventaire des chironomides connus des Pyrénées en 1976. *Annls Limnol.*, 7 (2): 137-145
- LAVILLE H., 1979**
Etude de la dérive des exuvies nymphales de chironomidés au niveau du confluent Lot-Truyère. *Annls Limnol.*, 15 (2): 155-180.
- LAVILLE H., 1980**
Inventaire des chironomidés (Diptera) connus des Pyrénées. *Annls Limnol.*, 16 (3): 211-223.
- LAVILLE H., 1981**
Récolte d'exuvies nymphales de chironomidés (Diptera) dans le Haut-Lot, de la source (1295 m), au confluent de la Truyère (223m). *Annls Limnol.*, 17 (1): 255-289.
- LAVILLE H., 1986**
inventaire 1986 des Chironomidae (Diptera) des Pyrénées. *Annls Limnol.*, 22 (4): 188-192.
- LAVILLE H. et LAVANDIER P., 1977**
Les chironomidés (Diptera) d'un torrent pyrénéen de haute montagne: l'Estaragne. *Annls Limnol.*, 13 (1): 57-81.
- LAVILLE H. et VIAUD-CHAUVET M., 1985**
Etude comparée de la structure des peuplements de Chironomidés dans cinq rivières du Massif Central: relation entre structure et qualité des eaux. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22: 2261-2269.
- LECLERCQ L. et MAQUET B., 1987**
Deux nouveaux indices chimique et diatomique de qualité d'eau courante. Application au Samson et à ses affluents (Bassin de la Meuse belge). Comparaison avec d'autres indices chimiques, biocénotiques et diatomiques. Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, Document de travail, Bruxelles: 113 p.
- LENAT B.R., 1983**
Chironomid taxa richness: natural variation and use in pollution assessment. *Freshwat. Invertebr. Biol.*, 2(4), 192-197.
- LENAT B.R. et BARBOUR M.T., 1994**
Using benthic macroinvertebrate community structure for rapid, cost-effective, water quality monitoring: rapid bioassessment. In "Biological monitoring of aquatic system. Lewis publishers, Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo: 187-215.

LEYNAUD G. et VERREL J.L., 1980

Modifications du milieu aquatique sous l'influence des pollutions. In "La pollution des eaux continentales. Incidence sur les biocénoses aquatiques". Ed. Gauthier-Villars: 1-28.

LOSOS B., 1984

The influence of pollution on the density and production of Chironomidae (Diptera) in running waters. *Limnologica*, 15 (1): 7-19.

MACAN T.T., 1981

Modifications of populations of aquatic invertebrates and the quality of the water; In "Hoestlandt H.: Dynamique des populations et qualité de l'eau". Ed; Gauthier-Villars: 161-191.

MACKEY A.P., 1977

Species diversity of some larval Chironomidae (Diptera) communities in two rivers. *Oiko* 29: 150-155.

MCGILL J.D., WILSON R.S. et BRAKE A.M., 1979

The use of chironomid pupal exuviae in the surveillance of sewage pollution within a drainage system. *Water Research* 13: 887-894.

MACRAE I.V. et RING R.A., 1993

Life history of *Cricotopus myriophylli* Oliver (Diptera: Chironomidae) in the Okanagan valley, British Columbia. *The Canadian Entomologist*, 125: 979-985.

MADDEN C.P., SUTER P.J, NICHOLSON B.C et AUSTIN A.D., 1992

Deformities in Chironomid larvae as indicator of pollution (pesticide) stress. *Netherlands journal of aquatic ecology*, 26 (2-4): 551-557.

MAITLAND P.S., 1990

Biology of fresh waters. Ed. Blackie, London, 2^{ème} édition: 276 p.

MAQUET B., 1981

Etude des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des eaux du bassin du Samson. Localisation des sources de pollution et estimation de leurs impacts sur le milieu aquatique par diverses méthodes. F.U.N.D.P. Mémoire de licence: 117 p. (inédit).

MARIAN M.P., MUTHUKRISHNAN J. et PALDVESAM A., 1991

Chironomus. In "Manual on culture of live food organisms for prawns". Ed. Pandian et Marine Product Export Development Authority, Cochin, India: 18.

MEYBECQ M. et HELMER R., 1992

An introduction to water quality; In Chapman D. (ed;), water quality assessments. A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. Chapman et Hall, London, 1992, 585p.

MICHA J.C., 1980

Pollution des eaux: aspect écologique. *Pribio Revue*, 3 (4): 319-332.

MORRIS D.L. et BROOKER M.P., 1992

An assessment of the importance of the chironomidae (Diptera) in biological surveillance. In "Chironomidae. Ecology, Systematics Ecology and Physiology". Ed. MURRAY D.A., Pergamon Press: 195-202.

NEVEU A., 1974

La dérive des stades aquatiques de quelque familles de Diptères torrenticoles. *Ann. Hydrobiol.*, 5(1): 15-42.

NIEDZWIECKI E., 1974

Distribution of larvae of Chironomidae (Diptera) in cross-sections of Narew river. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 21(2):241-248.

OERTLI B., 1993

Leaf litter processing and energy flow through macroinvertebrates in a woodland pond (Switzerland). *Oecologia* 96: 466-477.

OLIVER D.R., 1971

Life history of the Chironomidae. Annual review of entomology 16: 211-230.

PINDER L.C.V., 1974

The Chironomidae of a small chalk-stream in southern England. *Ent. Tidskr.* 95, Suppl.: 195-202.

PINDER L.C.V., 1980

Spatial distribution of Chironomidae in an English chalk-stream. In "Chironomidae. Ecology, Systematics Ecology and Physiology". Ed. MURRAY D.A., Pergamon Press: 153-161.

PINDER L.C.V. et FARR I.S., 1987

Biological surveillance of water quality-2. Temporal and spatial variation in the macroinvertebrate fauna of the River Frome, a Dorset chalk-stream. *Arch. Hydrobiol.* 109 (3): 321-331.

RIPLEY M.P., 1980

The relation of dry weight and temperature to respiration in some benthic Chironomid species in Lough Neagh. In "Chironomidae. Ecology, Systematics Ecology and Physiology". Ed. MURRAY D.A., Pergamon Press: 81-88.

RODIER J., 1975

L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. Dunod, Paris (2 Vol.): 629 p.

ROSENBERG D.M., 1992

Freshwater biomonitoring and Chironomidae. *Netherlands journal of aquatic ecology*, 26 (2-4): 101-122.

ROSSARO B., GAGGINO G.F. et MARCHETTI R., 1986

Accumulation of mercury in larvae and adults, *Chironomus riparius* (Meigen). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 37: 402-406.

ROSSILON D., 1989

Les variations inter-annuelles chez les invertébrés d'une rivière salmonicole: importance des facteurs abiotiques et des mécanismes dépendants de la densité. *Comptes rendus du symposium "Invertébrés de Belgique"*, 403-408.

SCHMID P.E., 1992

Habitat preferences as patch selection of larval and emerging chironomids (Diptera) in a gravel brook. *Netherlands journal of aquatic ecology*, 26 (2-4): 419-429.

SCHMID P.E., 1993

Random patch dynamics of larval Chironomidae (Diptera) in the bed sediments of a gravel stream. *Freshwater Biology* 30:239-255.

SERRA-TOSIO B., 1973

Ecologie et biogéographie des Diamesini d'Europe (Diptera, Chironomidae). *Trav. Lab. Hydrobiol.*, 63: 5-175.

SERRA-TOSSIO B., 1977

Note sur les Diptères Chironomidés de quelques rivières polluées dans la région de Grenoble. Trav. Lab. Hydrobiol., 66-68: 83-88.

SOLUK D.A., 1985

Macroinvertebrate abundance and production of psammophilous Chironomidae in shifting sand areas of a lowland river. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 1296-1302.

SOKOLOVA N.YU., PPALIY A.V. et IZVEKOVA B.I., 1992

Biology of Chironomus piger Str. (Diptera:Chironomidae) and its role in the self-purification of a river. Netherlands journal of aquatic ecology, 26 (2-4): 509-512.

TACHET H., BOURNAUD M. et RICHOUX Ph., 1980

Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces (Systématique élémentaire et aperçu écologique), université de Lyon I et Association Française de limnologie: 150p.

TIMMERMANS K.R., 1992

Ecotoxicity of trace metals for Chironomids. Netherlands journal of aquatic ecology, 26 (2-4): 559-561.

TITMUS G. et BADCOK M., 1980

Production and emergence of Chironomids in a wet gravel pit. In "Chironomidae. Ecology, Systematics Ecology and Physiology". Ed. MURRAY D.A., Pergamon Press: 299-305.

TOUSSAINT I., 1983

Evolution saisonnière de la densité et de la biomasse des invertébrés benthiques dans le Samson. Mémoire de licence, FUNDP, inédit: 123p.

TUFFERY G., 1980

Incidences écologiques de la pollution des eaux courantes. Révélateurs biologiques de la pollution. In "La pollution des eaux continentales. Incidence sur les biocénoses aquatiques". Ed. Gauthier-Villars: 243-280.

VAN DE BUND W.J. et DAVIDS C., 1993

Complex relations between freshwater macro- and meiobenthos: interactions between Chironomus riparius and Chydorus piger. Freshwater Biology, 29, 1-6.

VANDERSLYCKEN P., 1989

Etude comparative de différents indices (physico-chimique et biocénotiques) reflétant la qualité de l'eau. application aux eaux du bassin du Samson. Mémoire de licence, FUNDP, inédit: 85 p.

VAN DER ZANDT P.T.J., HEINIS F. et KIKKERT A., 1994

Effects of narcotic industrial pollutants on behaviour of midge larvae (Chironomus riparius (Meigen), Diptera): a quantitative structure-activity relationship. Aquatic Toxicology, 28: 209-221.

VERDONSCHOT P.F., REAL M. et SCHOT J.A., 1992

Chironomids and regional water types. Netherlands journal of aquatic ecology, 26 (2-4): 513-520.

VERNEAUX J., 1968

Contribution à l'étude d'une petite rivière de plaine: les Doulonnes (Jura). Référence particulière aux Diptères Chironomidés. Remarques écologiques. Annales Scientifiques de l'Université de Besançon (3). Zoologie, Physiologie et biologie animale, fasc. 4:29-40.

VERNEAUX J. et coll., 1982

Note 2: Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Un indice de qualité générale (I.B.G.). Annales Scientifiques de l'Université de Franche-Comté Besançon, 4 (3): 11-21.

VILCHEZ-QUERO A. et LAVANDIER P., 1986

Composition et rythme journalier de la dérive des exuvies nymphales de Chironomidés dans le Guadalquivir (Sierra de Cazorla - Espagne). Annls. Limnol. 22(3): 253-260.

WALLING D.E et WEBB B.W., 1992

Water quality. I. Physical characteristics. In "The rivers handbook", vol. 1. Ed. Callow et Petts: 48-72.

WARD A.F. et WILLIAMS D.D., 1986

Longitudinal zonation and food of larval chironomids (Insecta: Diptera) along the course of a river in temperate Canada. Holarctic Ecology 9: 48-57.

WARWICK W.F., 1980

Palaeolimnology of the bau of quite, lake Ontario: 2800 years of cultural influence. Canadian bulletin offisheries and aquatic sciences, bulletin N°206: 117 p.

WARWICK W.F., 1992

The effect of trophic/contaminant interactions on Chironomid community structure and succession (Diptera: Chironomidae). Netherlands journal of aquatic ecology, 26 (2-4): 563-575.

WEBB B.W. et WALLING D.E., 1992

Water quality. II. Chemical characteristics. In "The rivers handbook", vol. 1. Ed. Callow et Petts: 73-100.

WEBER G., 1992

Terrestrial Chironomidae on agricultural soil treated with sewage sludge. Netherlands journal of aquatic ecology, 26 (2-4): 577-579.

WELCH E.B., 1992

Ecological effects of wastewater. Applied limnology and pollutant effects. Second edition, Chapman et Hall: 425 p.

WIERDERHOLM T., 1984

Responses of aquatic insects to environmental pollution. In "The ecology of aquatic insects", Resh V.H. et Rosneberg D.M (Eds): 508-557.

WIERDERHOLM T., 1986

Chironomidae of the holarctic region. Keys and diagnoses. Part 2. Pupae. Ent. Scand. Suppl. 28: 482p.

WILSON R.S., 1980

Classifying rivers using Chironomid pupal exuviae. In "Chironomidae. Ecology, Systematics Ecology and Physiology". Ed. MURRAY D.A., Pergamon Press: 209-216.

WILSON R.S., 1992

Monitoring organic enrichment of rivers using chironomid pupal exuvial assemblages. Netherlands journal of aquatic ecology, 26 (2-4): 521-525.

WILSON R.S. et BRIGHT P.L., 1973

The use of chironomid pupal exuviae for characterising streams. Freshwat. Biol. 3: 283-302.

WILSON R.S. et MCGILL J.D., 1977

A new method of monitoring water quality in a stream receiving sewage effluent using chironomid pupal exuviae. Water Research 11:959-962.

WILSON R.S. et McGILL J.D., 1982

A practical key to the genera of pupal exuviae of the British Chironomidae (Diptera, Insecta). Univ. Bristol Publ. U.K. : 62 p.

ZEBE E., 1991

In vivo-studies on the function of hemoglobin in the larvae of *Chironomus thummi* (Insecta, Diptera). Comp. Biochem. Physiol., 99A (4), 525-529.

Annexes.

Annexe 1: Résultats des paramètres physico-chimiques de
l'eau du Samson et de ses affluents (Campagne de
prélèvements d'avril 1994 à août 1994).

| T° (°C) | avril | mai | juin | juillet | août | pH | avril | mai | juin | juillet | août |
|-----------------------------|----------------------------|------------------------------|--------------------------|----------------|-------------|-----------------------------|-------------------|--------------------|--------------------|------------------|-------------|
| Tirifayi | 9,3 | 10,1 | 16 | 15,2 | 13 | Tirifayi | 7,52 | 7,43 | 7,58 | 7,57 | 7,4 |
| Champia | 8,3 | 10,5 | 17,9 | 17,1 | 14,9 | Champia | 7,45 | 7,97 | 7,99 | 8 | 7,9 |
| Bizonzon | 8,2 | 10,4 | 14,6 | 14,7 | 12,8 | Bizonzon | 8,08 | 8,03 | 7,91 | 8,01 | 7,9 |
| Bois de Gesves | 8 | 10,5 | 14,6 | 14,7 | 12 | Bois de Gesves | 8,36 | 8,3 | 8,2 | 8,34 | 8,28 |
| Chateau de Faulx | 7,3 | 11,1 | 16,4 | 16,1 | 11,6 | Chateau de Faulx | 8,1 | 8,25 | 8,22 | 8,42 | 8,24 |
| Maizeroule | 7 | 11,8 | 17,9 | 18,2 | 11,5 | Maizeroule | 8,47 | 8,28 | 8,11 | 8,49 | 8,24 |
| Thon | 6,8 | 11,6 | 15,7 | 15,3 | 11,4 | Thon | 8,18 | 7,97 | 8,09 | 8,25 | 8,13 |
| Fonds de Gesves | 7,9 | 10,6 | 21 | 20,9 | 15,3 | Fonds de Gesves | 8,4 | 7,83 | 7,78 | 7,76 | 7,57 |
| Wanet | 7,5 | 11,8 | 16,5 | 17,2 | 11,4 | Wanet | 7,95 | 7,66 | 7,8 | 7,59 | 7,38 |
| Strouvia | 6,1 | 12,3 | 18,6 | 17,7 | 11,6 | Strouvia | 8,33 | 7,95 | 7,94 | 8,11 | 7,86 |
| O2 dissous (mg O2/l) | avril | mai | juin | juillet | août | Saturation en O2 (%) | avril | mai | juin | juillet | août |
| Tirifayi | 9,2 | 7,9 | 7,9 | 6,2 | 7,1 | Tirifayi | 85 | 90 | 81 | 64 | 71 |
| Champia | 12,1 | 9,4 | 9,4 | 8,5 | 8,8 | Champia | 108 | 102 | 101 | 91 | 90 |
| Bizonzon | 11,5 | 10 | 10 | 9,4 | 9,6 | Bizonzon | 100 | 103 | 98 | 94 | 98 |
| Bois de Gesves | 12,1 | 9,7 | 9,7 | 9,7 | 11,3 | Bois de Gesves | 106 | 96 | 96 | 97 | 108 |
| Chateau de Faulx | 12,3 | 9,6 | 9,6 | 9,2 | 10 | Chateau de Faulx | 106 | 101 | 98 | 93 | 94 |
| Maizeroule | 12,8 | 9,1 | 9,1 | 10,7 | 11,3 | Maizeroule | 109 | 106 | 96 | 112 | 105 |
| Thon | 10,3 | 9,4 | 9,4 | 11,5 | 10 | Thon | 105 | 92 | 97 | 117 | 93 |
| Fonds de Gesves | 13,1 | 7,8 | 7,8 | 7,8 | 9,6 | Fonds de Gesves | 115 | 100 | 89 | 89 | 100 |
| Wanet | 12,3 | 3,4 | 3,4 | 1,8 | 4,9 | Wanet | 104 | 60 | 34 | 18 | 46 |
| Strouvia | 12,7 | 7,8 | 7,8 | 8,8 | 9,7 | Strouvia | 106 | 90 | 83 | 96 | 92 |
| TAC (mg CaCO3/l) | avril | mai | juin | juillet | août | Conductivité (uS/cm) | avril | mai | juin | juillet | août |
| Tirifayi | 154 | 210 | 240 | 233 | 224 | Tirifayi | 443 | 508 | 543 | 541 | 552 |
| Champia | 148 | 213 | 220 | 230 | 226 | Champia | 443 | 526 | 538 | 550 | 552 |
| Bizonzon | 145 | 251 | 270 | 250 | 256 | Bizonzon | 518 | 589 | 602 | 600 | 604 |
| Bois de Gesves | 149 | 213 | 239 | 229 | 224 | Bois de Gesves | 429 | 526 | 569 | 536 | 526 |
| Chateau de Faulx | 143 | 212 | 226 | 229 | 223 | Chateau de Faulx | 407 | 514 | 513 | 537 | 537 |
| Maizeroule | 128 | 217 | 234 | 230 | 213 | Maizeroule | 385 | 496 | 541 | 513 | 519 |
| Thon | 128 | 480 | 232 | 229 | 250 | Thon | 380 | 450 | 525 | 520 | 516 |
| Fonds de Gesves | 88 | 99 | 102 | 110 | 94 | Fonds de Gesves | 315 | 341 | 343 | 338 | 369 |
| Wanet | 90 | 181 | 250 | 350 | 232 | Wanet | 309 | 440 | 549 | 792 | 591 |
| Strouvia | 86 | 113 | 127 | 149 | 126 | Strouvia | 327 | 340 | 395 | 476 | 407 |
| Anions (Juillet) | Chlorures (mg Cl/l) | Sulfates (mg SO4--/l) | Cations (Juillet) | | | | Na+ (mg/l) | Mg++ (mg/l) | Ca++ (mg/l) | K+ (mg/l) | |
| Tirifayi | 23,3 | 35,85 | Tirifayi | 8,87 | 18,49 | 40,29 | 1,77 | | | | |
| Champia | 25,6 | 35,85 | Champia | 8,26 | 15,72 | 37,09 | 2,12 | | | | |
| Bizonzon | 25,6 | 36,84 | Bizonzon | 8,38 | 15,98 | 45,54 | 1,96 | | | | |
| Bois de Gesves | 22,9 | 33,95 | Bois de Gesves | 9,12 | 13,02 | 34,78 | 1,87 | | | | |
| Chateau de Faulx | 22,9 | 34,89 | Chateau de Faulx | 9,30 | 13,89 | 38,99 | 1,87 | | | | |
| Maizeroule | 23,7 | 34,89 | Maizeroule | 10,93 | 10,78 | 38,94 | 1,97 | | | | |
| Thon | 22,9 | 35,85 | Thon | 10,36 | 14,37 | 39,50 | 1,93 | | | | |
| Fonds de Gesves | 26,0 | 30,47 | Fonds de Gesves | 17,67 | 6,09 | 27,93 | 3,20 | | | | |
| Wanet | 39,6 | 17,69 | Wanet | 49,19 | 15,62 | 62,30 | 9,73 | | | | |
| Strouvia | 26,4 | 48,91 | Strouvia | 17,85 | 10,37 | 39,68 | 4,63 | | | | |

| NH4+ (mg N/l) | | avril | mai | juin | juillet | août | NO2- (ug N/l) | | avril | mai | juin | juillet | août |
|----------------------|------------------|-------|------|------|---------|------|-------------------------|------------------|-------|------|------|---------|------|
| | Tirifayi | 0,03 | 0,14 | 0,06 | 0,04 | 0,13 | | Tirifayi | 4 | 20 | 33 | 30 | 30 |
| | Champia | 0,28 | 0,07 | 0,04 | 0,57 | 0,06 | | Champia | 26 | 29 | 69 | 55 | 35 |
| | Bizonzon | 0,02 | 0,03 | 0,03 | 0,00 | 0,02 | | Bizonzon | 12 | 23 | 28 | 18 | 11 |
| | Bois de Gesves | 0,00 | 0,01 | 0,03 | 0,00 | 0,03 | | Bois de Gesves | 15 | 21 | 12 | 5 | 4 |
| | Chateau de Faulx | 0,12 | 0,10 | 0,09 | 0,03 | 0,05 | | Chateau de Faulx | 36 | 27 | 28 | 14 | 14 |
| | Maizeroule | 0,02 | 0,11 | 0,05 | 0,03 | 0,02 | | Maizeroule | 13 | 40 | 36 | 24 | 19 |
| | Thon | 0,04 | 0,52 | 0,05 | 0,06 | 0,02 | | Thon | 14 | 42 | 29 | 46 | 9 |
| | Fonds de Gesves | 0,06 | 0,24 | 0,10 | 0,03 | 0,06 | | Fonds de Gesves | 17 | 75 | 92 | 53 | 83 |
| | Wanet | 0,02 | 0,42 | 1,26 | 0,58 | 0,62 | | Wanet | 7 | 50 | 203 | 97 | 83 |
| | Strouvia | 0,05 | 0,27 | 0,05 | 0,43 | 0,07 | | Strouvia | 13 | 26 | 37 | 12 | 6 |
| NO3- (mg N/l) | | avril | mai | juin | juillet | août | C.O.D (mg C/l) | | avril | mai | juin | juillet | août |
| | Tirifayi | 2,82 | 2,74 | 1,87 | 2,00 | 2,05 | | Tirifayi | 2,78 | 2,94 | 2,03 | 1,84 | 3,06 |
| | Champia | 4,98 | 3,97 | 3,13 | 3,07 | 2,94 | | Champia | 3,11 | 2,76 | 2,54 | 1,83 | 2,74 |
| | Bizonzon | 5,36 | 5,06 | 4,78 | 4,40 | 5,34 | | Bizonzon | 2,47 | 2,71 | 1,65 | 1,25 | 2,43 |
| | Bois de Gesves | 4,50 | 4,89 | 4,22 | 3,85 | 4,10 | | Bois de Gesves | 3,17 | 2,91 | 2,56 | 1,58 | 2,59 |
| | Chateau de Faulx | 4,29 | 4,60 | 4,16 | 3,85 | 4,25 | | Chateau de Faulx | 3,61 | 2,31 | 1,84 | 1,74 | 2,94 |
| | Maizeroule | 4,03 | 4,46 | 3,81 | 4,10 | 3,85 | | Maizeroule | 3,39 | 3,34 | 1,71 | 2,43 | 2,64 |
| | Thon | 3,53 | 3,04 | 2,92 | 3,11 | 3,61 | | Thon | 3,06 | 2,84 | 1,57 | 2,18 | 2,83 |
| | Fonds de Gesves | 3,85 | 4,33 | 3,70 | 2,49 | 4,32 | | Fonds de Gesves | 2,74 | 5,05 | 4,37 | 4,63 | 4,04 |
| | Wanet | 4,50 | 1,51 | 1,46 | 0,87 | 2,05 | | Wanet | 2,57 | 6,10 | 6,26 | 11,18 | 5,81 |
| | Strouvia | 3,38 | 1,65 | 1,41 | 1,50 | 1,29 | | Strouvia | 3,83 | 1,80 | 4,04 | 4,84 | 4,24 |
| PO4- (ug P/l) | | avril | mai | juin | juillet | août | P total (ug P/l) | | avril | mai | juin | juillet | août |
| | Tirifayi | 17 | 70 | 10 | 15 | 15 | | Tirifayi | 84 | 127 | 72 | 147 | 177 |
| | Champia | 29 | 2 | 13 | 19 | 35 | | Champia | 68 | 88 | 70 | 103 | 108 |
| | Bizonzon | 39 | 17 | 19 | 3 | 27 | | Bizonzon | 49 | 116 | 82 | 59 | 78 |
| | Bois de Gesves | 41 | 17 | 22 | 23 | 37 | | Bois de Gesves | 56 | 46 | 40 | 88 | 68 |
| | Chateau de Faulx | 45 | 22 | 18 | 35 | 19 | | Chateau de Faulx | 56 | 57 | 97 | 95 | 78 |
| | Maizeroule | 45 | 48 | 33 | 31 | 39 | | Maizeroule | 105 | 132 | 124 | 114 | 119 |
| | Thon | 0 | 7 | 60 | 53 | 39 | | Thon | 68 | - | 147 | 127 | 159 |
| | Fonds de Gesves | 53 | 158 | 201 | 202 | 196 | | Fonds de Gesves | 124 | 347 | 519 | 283 | 249 |
| | Wanet | 29 | 465 | 235 | 1256 | 1000 | | Wanet | 49 | 1965 | 999 | 1725 | 1082 |
| | Strouvia | 17 | 98 | 162 | 212 | 205 | | Strouvia | 68 | 208 | 682 | 260 | 354 |

Annexe 2: Liste des macroinvertébrés récoltés dans le Samson
et ses affluents (Avril 1994).

| | Tirifayi | Champia | Bizonzon | Bois de Gesves | Chateau de Faulx | Maizeroule | Thon | Fonds de Gesves | Wanet | Strouvia |
|--------------------------------------|----------|---------|----------|----------------|------------------|------------|------|-----------------|-------|----------|
| TRICLADES | | | | | | | | | | |
| Dugesiiidae | | | | | | | | | | |
| <i>Dugesia spp.</i> | 4 | - | 2 | - | 2 | - | - | - | - | - |
| ANNELIDES OLIGOCHETES | | | | | | | | | | |
| Lumbriculidae | 3 | 3 | 4 | 3 | 4 | 5 | 4 | 4 | 5 | 3 |
| Lumbricidae | 1 | 1 | 1 | 1 | - | 1 | 2 | 3 | 2 | - |
| Tubificidae | 3 | 3 | 4 | 3 | 3 | 4 | 4 | 4 | 5 | 3 |
| Haplotaxidae | - | - | 1 | 2 | 2 | 1 | - | 1 | - | - |
| ANNELIDES HIRUDINEES | | | | | | | | | | |
| Erpobdellidae | | | | | | | | | | |
| <i>Erpobdella spp.</i> | 1 | - | 3 | - | 2 | 3 | 4 | 4 | 4 | 3 |
| Glossiphoniidae | | | | | | | | | | |
| <i>Glossiphonia spp.</i> | - | 3 | 2 | 1 | - | 2 | 2 | 2 | - | 2 |
| <i>Hellobdella stagnalis</i> | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - |
| MOLLUSQUES LAMELLIBRANCHES | | | | | | | | | | |
| Sphaeriidae | | | | | | | | | | |
| <i>Piscidium spp.</i> | - | - | - | - | 1 | - | - | - | 2 | - |
| <i>Sphaerium spp.</i> | - | 3 | 4 | - | - | - | 3 | - | - | 3 |
| MOLLUSQUES GASTEROPODES | | | | | | | | | | |
| Lymnaeidae | | | | | | | | | | |
| <i>Lymnaea spp.</i> | - | 2 | 2 | 1 | - | - | 1 | - | - | 3 |
| Ancylidae | | | | | | | | | | |
| <i>Ancylus fluviatilis (Müller)</i> | 3 | 4 | - | - | 1 | 3 | 2 | 2 | - | - |
| Hydrobiidae | | | | | | | | | | |
| <i>Potamopyrgus spp.</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| CRUSTACES ISOPODES | | | | | | | | | | |
| Asellidae | | | | | | | | | | |
| <i>Asellus spp.</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 |
| CRUSTACES AMPHIPODES | | | | | | | | | | |
| Gammaridae | | | | | | | | | | |
| <i>Gammarus spp.</i> | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 4 | 5 | - | 3 |
| HYDRACARIENS | | | | | | | | | | |
| - | - | 2 | - | - | - | 2 | - | - | - | 2 |
| INSECTES PLECOPTERES | | | | | | | | | | |
| Nemouridae | | | | | | | | | | |
| <i>Nemurella spp.</i> | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Leuctridae | | | | | | | | | | |
| <i>Leuctra spp.</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| INSECTES EPHEMEROPTERES | | | | | | | | | | |
| Ephemeridae | | | | | | | | | | |
| <i>Ephemera spp.</i> | - | - | - | 1 | - | - | 1 | - | - | 3 |
| Heptageniidae | | | | | | | | | | |
| <i>Epeorus spp.</i> | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - |
| <i>Rhithrogena spp.</i> | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Ecdyonurus spp.</i> | - | - | - | 3 | 3 | - | - | - | - | - |
| <i>Heptagenia spp.</i> | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - |
| Caenidae | | | | | | | | | | |
| <i>Brachycercus spp.</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Baetidae | | | | | | | | | | |
| <i>Baetis spp.</i> | 1 | 3 | 4 | 4 | 4 | 3 | 3 | 5 | 1 | 3 |
| Ephemerellidae | | | | | | | | | | |
| <i>Ephemerella spp.</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Torleya spp.</i> | - | - | 2 | 4 | 3 | 3 | 1 | - | - | 1 |
| Leptophlebiidae | | | | | | | | | | |
| <i>Paraleptophlebia spp.</i> | - | - | - | - | 2 | - | 1 | - | - | - |
| <i>Habroleptoides</i> | - | - | - | 3 | 4 | 2 | - | - | - | - |
| <i>Habrophlebia spp.</i> | - | - | - | - | 2 | 1 | - | - | - | 3 |
| INSECTES ODONATES | | | | | | | | | | |
| Platycnemiidae | | | | | | | | | | |
| <i>Platycnemis pennipes (Pallas)</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Caleopterygidae | | | | | | | | | | |
| <i>Caleopteryx spp.</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| INSECTES COLEOPTERES | | | | | | | | | | |
| Elmidae | - | 2 | 1 | 2 | 3 | 4 | 2 | - | - | 3 |
| Haliplidae | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Hygrobiidae | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Gyrinidae | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | 1 |
| Dytiscidae | - | - | 1 | 1 | - | 2 | 1 | - | - | - |

| | Tirifayi | Champia | Bizonzon | Bois de Gesves | Chateau de Faulx | Maizeroule | Thon | Fonds de Gesves | Wanet | Strouvia |
|------------------------------|----------|---------|----------|----------------|------------------|------------|------|-----------------|-------|----------|
| INSECTES HETEROPTERES | | | | | | | | | | |
| Gerridae | | | | | | | | | | |
| <i>Gerris spp.</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Veliidae | | | | | | | | | | |
| <i>Velia spp.</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Nepidae | | | | | | | | | | |
| <i>Nepa cinerea (L.)</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Corixidae | | | | | | | | | | |
| <i>Sigara spp.</i> | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Notonectidae | | | | | | | | | | |
| <i>Notonecta spp.</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| INSECTES MEGALOPTERES | | | | | | | | | | |
| Sialidae | | | | | | | | | | |
| <i>Stalis spp.</i> | - | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| INSECTES PLANIPENNES | | | | | | | | | | |
| Osmylidae | | | | | | | | | | |
| <i>Osmylus spp.</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| INSECTES TRICHOPTERES | | | | | | | | | | |
| Rhyacophilidae | 2 | - | 3 | 3 | 2 | 4 | - | - | - | 3 |
| Psychomyiidae | - | - | 3 | 2 | 1 | - | - | - | - | - |
| Hydropsychidae | - | 4 | 4 | 3 | 4 | 1 | 2 | - | - | 4 |
| Polycentropodidae | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 |
| Glossosomatidae | - | - | - | 4 | 2 | 2 | - | - | - | - |
| Sericostomatidae | 3 | 4 | - | 2 | 2 | - | - | - | - | 2 |
| Odontoceridae | - | - | 2 | 3 | 3 | 7 | - | - | - | 2 |
| Goeridae | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - |
| Limnephilidae | 3 | 4 | - | 1 | 3 | 3 | - | 3 | 1 | 2 |
| INSECTES DIPTERES | | | | | | | | | | |
| Simuliidae | 2 | - | - | - | - | 1 | - | 1 | - | - |
| Ceratopogonidae | 5 | 1 | - | - | - | - | 2 | 2 | - | - |
| Psychodidae | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - |
| Empididae | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - |
| Ptychopteridae | - | 2 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Stratiomyiidae | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Tipulidae | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - |
| Limoniidae | 2 | 2 | 3 | 3 | 3 | 3 | - | 2 | - | - |
| Tabaniidae | - | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Dixidae | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Culicidae | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Chironomidae | 5 | 5 | 5 | 4 | 5 | 5 | 5 | 3 | 5 | - |
| Athericidae | - | - | - | - | 2 | 2 | 1 | - | - | - |

Annexe 3: Liste des macroinvertébrés récoltés dans le Samson
et ses affluents (Août 1994).

| | Tirifayi | Champie | Bizonzon | ois de Gesve | hateau de Feul | Maizeroule | Thon | onds de Gesve | Wanet | Strouvia |
|--------------------------------------|----------|---------|----------|--------------|----------------|------------|------|---------------|-------|----------|
| TRICLADES | | | | | | | | | | |
| Dugesiiidae | | | | | | | | | | |
| <i>Dugesia spp.</i> | 1 | - | - | 1 | 2 | - | - | 3 | - | - |
| ANNELIDES OLIGOCHETES | | | | | | | | | | |
| Lumbriculidae | 2 | 4 | 4 | 4 | 3 | 5 | 2 | 2 | 2 | 4 |
| Lumbricidae | - | - | - | - | - | 2 | 1 | 1 | - | - |
| Tubificidae | - | 1 | 4 | 2 | - | 3 | 3 | - | 4 | 3 |
| Haplotaxidae | - | 1 | 1 | 1 | - | - | - | - | - | - |
| ANNELIDES HIRUDINEES | | | | | | | | | | |
| Erpobdellidae | | | | | | | | | | |
| <i>Erpobdella spp.</i> | - | 1 | 1 | - | 2 | 4 | 3 | 4 | 4 | 4 |
| Glossiphoniidae | | | | | | | | | | |
| <i>Glossiphonia spp.</i> | 1 | 4 | 2 | 1 | 2 | 2 | 2 | 3 | - | 3 |
| <i>Hellobdella</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| MOLLUSQUES LAMELLIBRANCHES | | | | | | | | | | |
| Sphaeriidae | | | | | | | | | | |
| <i>Piscidium spp.</i> | 2 | 4 | 2 | 3 | 1 | 3 | 2 | 3 | - | 2 |
| <i>Sphaerium spp.</i> | - | 2 | 4 | - | - | 2 | 1 | - | - | 5 |
| MOLLUSQUES GASTEROPODES | | | | | | | | | | |
| Lymnaeidae | | | | | | | | | | |
| <i>Lymnaea spp.</i> | - | 2 | - | 2 | 1 | 3 | 4 | 3 | - | 4 |
| Ancylidae | | | | | | | | | | |
| <i>Ancylus fluviatilis (Müller)</i> | 2 | - | - | 3 | 2 | 2 | 5 | 4 | - | 4 |
| Hydrobiidae | | | | | | | | | | |
| <i>Potamopyrgus spp.</i> | - | - | - | 2 | - | - | - | - | - | - |
| CRUSTACES ISOPODES | | | | | | | | | | |
| Asellidae | | | | | | | | | | |
| <i>Asellus spp.</i> | - | - | - | 1 | - | 2 | - | - | 2 | 2 |
| CRUSTACES AMPHIPODES | | | | | | | | | | |
| Gammaridae | | | | | | | | | | |
| <i>Gammarus spp.</i> | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 4 | - | 2 |
| HYDRACARIENS | | | | | | | | | | |
| | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - |
| INSECTES PLECOPTERES | | | | | | | | | | |
| Nemouridae | | | | | | | | | | |
| <i>Nemurella spp.</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Leuctridae | | | | | | | | | | |
| <i>Leuctra spp.</i> | - | - | - | 2 | - | - | - | - | - | - |
| INSECTES EPHEMEROPTERES | | | | | | | | | | |
| Ephemeridae | | | | | | | | | | |
| <i>Ephemera spp.</i> | 3 | - | - | 3 | 3 | 2 | - | 1 | - | 4 |
| Heptageniidae | | | | | | | | | | |
| <i>Epeorus spp.</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Rhithrogena spp.</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Ecdyonurus spp.</i> | - | - | 1 | 3 | 3 | - | 1 | - | - | - |
| <i>Heptagenia spp.</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Caenidae | | | | | | | | | | |
| <i>Brachycercus spp.</i> | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - |
| Baetidae | | | | | | | | | | |
| <i>Baetis spp.</i> | 4 | - | - | 4 | 3 | 4 | 4 | 1 | - | 4 |
| Ephemerellidae | | | | | | | | | | |
| <i>Ephemerella spp.</i> | - | - | - | 2 | - | 2 | 1 | - | - | - |
| <i>Torleya spp.</i> | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - |
| Leptophlebiidae | | | | | | | | | | |
| <i>Paraleptophlebia spp.</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Habroleptoides</i> | - | - | - | 2 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Habrophlebia spp.</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| INSECTES ODONATES | | | | | | | | | | |
| Platycnemiidae | | | | | | | | | | |
| <i>Platycnemis pennipes (Pallas)</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 |
| Caleopterygidae | | | | | | | | | | |
| <i>Caleopteryx spp.</i> | - | - | - | - | - | 3 | - | 1 | - | 3 |
| INSECTES COLEOPTERES | | | | | | | | | | |
| Elmidae | | | | | | | | | | |
| <i>Elmidae</i> | - | - | 3 | 3 | 4 | 4 | 2 | 4 | - | 2 |
| Haliphidae | | | | | | | | | | |
| <i>Haliphidae</i> | - | - | - | - | 2 | - | - | 2 | - | 1 |
| Hygrobiidae | | | | | | | | | | |
| <i>Hygrobiidae</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 |
| Gyrinidae | | | | | | | | | | |
| <i>Gyrinidae</i> | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - |
| Dytiscidae | | | | | | | | | | |
| <i>Dytiscidae</i> | - | 1 | - | 3 | 1 | 2 | - | 2 | - | 2 |

| | Tirifayi | Champia | Bizonzon | ois de Gesve | hateau de Faul | Meizeroule | Thon | onds de Gesve | Wanet | Strouvia |
|------------------------------|----------|---------|----------|--------------|----------------|------------|------|---------------|-------|----------|
| INSECTES HETEROPTERES | | | | | | | | | | |
| Gerridae | | | | | | | | | | |
| <i>Gerris spp.</i> | - | - | - | - | - | - | - | 4 | - | - |
| Veliidae | | | | | | | | | | |
| <i>Velia spp.</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 2 |
| Nepidae | | | | | | | | | | |
| <i>Nepa cinerea (L.)</i> | - | - | - | - | - | - | - | 2 | - | - |
| Corixidae | | | | | | | | | | |
| <i>Sigara spp.</i> | 1 | - | - | - | - | 2 | - | - | - | - |
| Notonectidae | | | | | | | | | | |
| <i>Notonecta spp.</i> | - | - | - | - | 1 | - | - | 2 | - | - |
| INSECTES MEGALOPTERES | | | | | | | | | | |
| Sialidae | | | | | | | | | | |
| <i>Sialis spp.</i> | 3 | 2 | - | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | - | 3 |
| INSECTES PLANIPENNES | | | | | | | | | | |
| Osmyidae | | | | | | | | | | |
| <i>Osmylus spp.</i> | - | - | - | 3 | - | - | - | - | - | - |
| INSECTES TRICHOPTERES | | | | | | | | | | |
| Rhyacophilidae | 3 | 1 | 1 | 3 | - | - | - | - | - | 2 |
| Psychomyiidae | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Hydropsychidae | 1 | 4 | 3 | 3 | 2 | 2 | 3 | - | - | 3 |
| Polycentropodidae | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - |
| Glossosomatidae | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Sericostomatidae | 2 | 3 | - | 2 | 3 | - | - | - | - | - |
| Odontoceridae | - | - | 3 | 2 | 3 | 3 | 1 | - | - | 3 |
| Goeridae | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Limnephilidae | 3 | 2 | - | 2 | - | - | - | 1 | - | - |
| INSECTES DIPTERES | | | | | | | | | | |
| Simuliidae | - | - | - | 2 | 3 | 1 | 3 | - | - | 2 |
| Ceratopogonidae | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Psychodidae | - | - | - | - | - | - | - | - | 2 | - |
| Empididae | - | - | - | - | - | 2 | - | - | - | 1 |
| Ptychopteridae | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Stratiomyidae | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | 1 |
| Tipulidae | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Limoniidae | 2 | 3 | 1 | 3 | 2 | 3 | - | - | - | 3 |
| Tabanidae | 1 | 4 | - | 2 | 2 | 5 | - | - | - | 3 |
| Chironomidae | 5 | 3 | 3 | 5 | 4 | 5 | 4 | - | 5 | 4 |
| Dixidae | - | - | - | 3 | - | - | - | - | 1 | - |
| Culicidae | - | - | - | - | - | - | - | - | 2 | - |
| Athericidae | - | - | - | - | 1 | 2 | - | - | 1 | 1 |

Annexe 4: Proportions des espèces de Chironomidae dans le
Samson et ses affluents (Avril 1994).

| Espèces | Tirifayi | Champia | Bizonzon | Bois de Gesves | Château de Faulx | Maizeroule | Thon | Fonds de Gesves | Wanet | Strouvia |
|--|----------|---------|----------|----------------|------------------|------------|-------|-----------------|-------|----------|
| Tanypodinae | | | | | | | | | | |
| Diamesinae | | | | | | | | | | |
| Diamesa spp. | 0,84 | | 5,30 | 0,75 | | | 3,80 | | | |
| Prodiamesinae | | | | | | | | | | |
| Prodiamesa olivacea (Meigen) | | | 0,66 | | | 0,26 | 11,39 | | | 2,70 |
| Orthoclaadiinae | | | | | | | | | | |
| Brillia flavifrons Johannsen | | | 0,33 | | | 0,26 | | | 7,55 | |
| Brillia modesta (Meigen) | | | | | | | | | 5,66 | |
| Chaetocladus perennis (Meigen) | | | | | | | | | 1,89 | |
| Corynoneura lobata Edwards | | | | | | | | | | 5,41 |
| Cricotopus (Cricotopus) bicinctus (Meigen) | | 3,85 | | | 1,28 | 0,26 | 2,53 | | | 5,41 |
| Cricotopus (Cricotopus) similis Goetghebuer | | | | | | 0,26 | 2,53 | | | |
| Cricotopus (Cricotopus) tremulus (Linnaeus) | | | | | 3,85 | 0,51 | | | | |
| Cricotopus (Cricotopus) trifascia Edwards | | | | | | 0,26 | | | | |
| Cricotopus (Cricotopus) triannulatus (Macquart) | | | | | | 0,26 | | | | |
| Cricotopus (Isocladus) intersectus (Staeger) | | | | | | 0,51 | | | | |
| Eukiefferiella brevicar (Kieffer) | 12,61 | | 0,33 | 0,75 | | | 1,27 | | | |
| Eukiefferiella claripennis (Lundbeck) | | 3,85 | | 0,75 | | 0,77 | | | | |
| Eukiefferiella devonica (Edwards) | | | | 7,46 | 3,85 | | | | | |
| Heterotrissocladus marcidus (Walker) | | | | | | | | | 3,77 | 2,70 |
| Nanocladus bicolor (Zetterstedt) | | | | | | | | 40,00 | | |
| Nanocladus rectinervis (Kieffer) | 0,84 | 3,85 | | | 1,28 | 3,08 | | | 1,89 | 5,41 |
| Orthocladus (Eudactylocladius) fuscimanus (Kieffer) | | | | | | | | | | |
| Orthocladus (Euorthocladus) ashei Sopenis | | | | 9,70 | | 1,80 | 1,27 | | | |
| Orthocladus (Euorthocladus) rivulorum Kieffer | | | 0,66 | | | 2,31 | 1,27 | | | |
| Orthocladus (Orthocladus) obumbratus Johannsen | | 7,69 | 30,13 | 17,16 | 26,92 | 28,28 | 13,92 | 20,00 | 1,89 | 13,51 |
| Orthocladus (Orthocladus) rubicundus (Meigen) | | | 48,68 | 50,75 | 16,67 | 44,99 | 56,96 | | 3,77 | 5,41 |
| Orthocladus (Orthocladus) wetterensis Brundin | | | 1,99 | | | 0,51 | 1,27 | | | |
| Paracricotopus niger (Kieffer) | | | 0,33 | | | 0,51 | | | | |
| Parakiefferiella batophila (Kieffer) | | 11,54 | | | | 1,29 | | | | |
| Parametricnemus stylatus (Kieffer) | 0,84 | 15,38 | 6,95 | 2,99 | 5,13 | 2,31 | 2,53 | | 3,77 | 35,14 |
| Paratrithocladus rufiventris (Meigen) | | | | 2,99 | 3,85 | 1,29 | | 20,00 | | |
| Pseudosmittia spp. | | | | 0,75 | | | | | | |
| Rheocricotopus (Psilocricotopus) chalybeatus (Edwards) | | | | | | | | | 1,89 | |
| Rheocricotopus (Rheocricotopus) fuscipes (Kieffer) | 21,85 | 11,54 | 1,99 | 2,24 | | 1,03 | 1,27 | 20,00 | 54,72 | 2,70 |
| Rheorthocladus sp.A Thienemenn | | | | 1,49 | | | | | | |
| Synorthocladus semivirens (Kieffer) | | | 0,33 | 1,49 | 25,64 | 6,68 | | | | |
| Thienemanniella clavicornis (Kieffer) | | 3,85 | | | | | | | | 2,70 |
| Tvetenia calvescens (Edwards) | | | 2,32 | | 6,41 | 0,77 | | | | |
| Tvetenia discoloripes (Goetghebuer) | 3,36 | 11,54 | | | | | | | | |
| Tvetenia verrali (Edwards) | | | | | 1,28 | 0,26 | | | | |

| Espèces | Tirifayi | Champia | Bizonzon | Bois de Gesves | Château de Faulx | Maizeroule | Thon | Fonds de Gesves | Wanet | Strouvia |
|--|----------|---------|----------|----------------|------------------|------------|-------|-----------------|-------|----------|
| Chironominae | | | | | | | | | | |
| Chironomini | | | | | | | | | | |
| Polypedilum (Polypedilum) convictum (Walker) | 3,36 | | | | | | | | | |
| Tanytarsini | | | | | | | | | | |
| Microspectra atrofasciata (Kieffer) | 0,84 | | | 0,75 | 3,85 | 1,29 | | | 11,32 | 2,70 |
| Microspectra notescens (Walker) | 55,46 | | | | | | | | | |
| Paratanytarsus dissimilis Johannsen | | | | | | 0,26 | | | | 10,81 |
| Rheotanytarsus pentopoda Kieffer | | | | | | | | | | 2,70 |
| Tanytarsus brundini Lindeberg | | | | | | | | | | 2,70 |
| Tanytarsus heusdensis Goetghebuer | | 15,38 | | | | | | | | |
| Tanytarsus palletaris Verneaux | | 11,54 | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | |
| Sous-familles | | | | | | | | | | |
| Tanypodinae | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Diamesinae | 0,84 | 0,00 | 5,30 | 0,75 | 0,00 | 0,00 | 3,80 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Prodiamesinae | 0,00 | 0,00 | 0,66 | 0,00 | 0,00 | 0,26 | 11,39 | 0,00 | 0,00 | 2,70 |
| Orthoclaadiinae | 39,50 | 73,08 | 94,04 | 98,51 | 96,15 | 98,20 | 84,81 | 100,00 | 88,68 | 78,38 |
| Chironomini | 3,36 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Tanytarsini | 56,30 | 26,92 | 0,00 | 0,75 | 3,85 | 1,54 | 0,00 | 0,00 | 11,32 | 18,92 |

Annexe 5: Proportions des espèces de Chironomidae dans le
Samson et ses affluents (Août 1994).

| | | | | | | | | | | |
|---|----------|---------|----------|----------------|-------------------|------------|-------|-----------------|-------|----------|
| Chironominae | | | | | | | | | | |
| Chironomini | | | | | | | | | | |
| Chironomus bemensis | | 0,64 | | | | | | | | |
| Chironomus gr. plumosus | | | | | | | 6,62 | | | 0,99 |
| Chironomus (Chironomus) riparius Meigen | | | | | | | | 19,70 | | |
| Cryptochironomus rostratus Kieffer | | | | | 0,81 | 0,33 | | | | |
| Cryptochironomus supplicans (Meigen) | | 0,64 | | | | | | | | |
| Cryptotendipes holsatus | | | | | 1,08 | | | | | |
| Dicrotendipes nervosus (Staeger) | | | | | 0,54 | 0,99 | | | | 0,33 |
| Dicrotendipes notatus | | | | | | 0,33 | | | | |
| Glyptotendipes pallens (Meigen) | | 0,64 | | | | | | | | |
| Microtendipes chloris (Meigen) | | | | | | 11,65 | 23,18 | | | 2,96 |
| Microtendipes diffinis (Edwards) | | | 4,86 | 9,92 | 4,34 | | | | | |
| Parachironomus arcuatus (Goetghebuer) | | 0,64 | | | | | | | | |
| Parachironomus blannulatus | | 0,64 | | | | | | | | |
| Parachironomus frequens (Johannsen) | | 0,64 | | | | | | | | |
| Paracladopelma camptolabis (Kieffer) | | | | | 0,83 | | 0,33 | | | 0,33 |
| Paratendipes albimanus (Mg.) | | | | | 0,83 | | 26,82 | 31,25 | | |
| Polypedilum (Polypedilum) convictum (Walk.) | | 0,64 | 6,61 | 5,56 | 4,96 | 0,81 | 2,32 | | | 7,57 |
| Polypedilum (Polypedilum) cultellatum Goetghebuer | | | | | | | 0,33 | | | 0,66 |
| Polypedilum (Polypedilum) nebuculosum (Meigen) | | 0,64 | | | | 2,44 | | | | |
| Polypedilum (Polypedilum) pedestre | | | 0,53 | | 0,83 | 0,54 | 0,33 | | 1,52 | |
| Polypedilum (Polypedilum) pullum (Zett.) | | | | | | | 6,62 | | | |
| | | 0,00 | 0,00 | 0,00 | | | | | | |
| Tanytarsini | | 0,00 | 0,00 | 0,00 | | | | | | |
| | | 0,00 | 0,00 | 0,00 | | | | | | |
| Cladotanytarsus mancus (Walker) | | 0,64 | | | | 0,27 | | | | |
| Micropsectra atrofasciata (K.) | | 11,46 | 2,12 | 3,47 | 2,48 | 0,54 | 2,65 | 6,25 | 75,76 | 4,28 |
| Micropsectra notescens (Walk.) | 100,00 | | 0,79 | 8,33 | | | | | | |
| Paracladopelma camptolabis (K.) | | | | | | | | | | |
| Paratanytarsus dissimilis Johannsen | | | | | | 17,34 | | | | 0,33 |
| Rheotanytarsus pentapoda K. | | | 17,72 | 1,39 | 1,65 | 0,27 | | | | 4,28 |
| Rheotanytarsus photophilus (Goetghebuer) | | 3,82 | 0,53 | | | 0,81 | | | | |
| Rheotanytarsus rhenanus Klink | | | | | | | 0,33 | | | |
| Tanytarsus brundini Lind. | | 1,27 | | | | 10,03 | 0,33 | | | 0,33 |
| Tanytarsus ejuclidus (Walker) | | 0,64 | 1,32 | 13,89 | 17,36 | 9,21 | 9,60 | 6,25 | | 4,28 |
| Tanytarsus eminulus (Walker) | | 1,27 | 2,91 | 1,39 | 7,44 | 12,20 | 4,97 | | | 7,24 |
| Tanytarsus heusdensis Goetghebuer | | 5,73 | 0,26 | 0,69 | | 2,98 | | 18,75 | 1,52 | 0,33 |
| Tanytarsus palletaris Vermeaux | | | 2,65 | | | | | | | |
| Tanytarsus pallidicomis (Walker) | | 1,91 | | 4,86 | 3,31 | 2,71 | 0,33 | 6,25 | | 0,33 |
| | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | |
| Sous-familles | Tirifayl | Champia | Bizonzon | Bois de Gesves | Chateaux de Faulx | Maizeroule | Thon | Fonds de Gesves | Wanet | Strouvia |
| | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | |
| Tanypodinae | 0,00 | 24,84 | 1,85 | 10,42 | 4,13 | 0,54 | 1,99 | 6,25 | 0,00 | 1,97 |
| Diamesinae | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Prodiamesinae | 0,00 | 0,00 | 2,65 | 1,39 | 0,00 | 0,27 | 0,33 | 0,00 | 0,00 | 3,29 |
| Orthocladiinae | 0,00 | 43,31 | 60,05 | 43,06 | 46,28 | 20,60 | 10,93 | 25,00 | 1,52 | 60,20 |
| Chironomini | 0,00 | 5,10 | 7,14 | 10,42 | 17,36 | 22,22 | 68,21 | 31,25 | 21,21 | 12,83 |
| Tanytarsini | 100,00 | 26,75 | 28,31 | 34,72 | 32,23 | 56,37 | 18,54 | 37,50 | 77,27 | 21,71 |

Liste des figures et des tableaux.

Liste des figures.

- Figure 1: Réseau hydrographique et affectation des sols du bassin versant du Samson: forêts, zones agricoles, zones urbanisées (modifié d'après MAQUET, 1981).
- Figure 2: Carte géologique du bassin du Samson (modifié d'après MAQUET, 1981).
- Figure 3: Localisation des principales sources de pollution et des stations de prélèvements (modifié d'après MAQUET, 1981).
- Figure 4: Le cycle de vie (modifié d'après FERRINGTON et al., 1991).
- Figure 5: Pontes de Chironomides (modifié d'après BERTRAND, 1954).
- Figure 6: Larves de Chironomidae:
a) larve de Dicrotendipes sp.
b) région anale de Chironomus sp.
c) larve de Clynotanypus sp.
(modifié d'après BRYCE et HOBART, 1972).
- Figure 7: Exemples de fourreaux larvaires:
a) Zavrelia sp.
b) Stempellina SP.
(modifié d'après BERTRAND, 1954).
- Figure 8: Stade nymphal de Chironomus sp. (modifié d'après BERTRAND, 1954).
- Figure 9: Exemples de cornes thoraciques de nymphes de Chironomidae (a: Tanypodinae; b: Chironomini; c et d: Orthoclaadiinae) (modifié d'après BERTRAND, 1954).
- Figure 10: Adulte de Chironomidae (Chironomus sp.) (modifié d'après BERTRAND, 1954).
- Figure 11: Variations saisonnières dans le nombre de taxa (a) et et la densité moyenne estimée des invertébrés et des Chironomidae (ombré) (traduit de SOKOLOVA et al., 1992).
- Figure 12: Effet de la température sur la consommation en oxygène chez trois espèces de Chironomus (modifié d'après BARLEIN, 1989).
- Figure 13: Effet théorique de la température sur le métabolisme (modifié d'après RIPLEY, 1980).

- Figure 14: Distribution de larves de Chironomidae en relation avec un rejet organique (modifié d'après HAWKES et DAVIES, 1971).
- Figure 15: Variations spatiales de la composition physique, chimique et biologique de l'eau suite à un rejet organique (d'après HELLAWELL, 1986).
- Figure 16: Correspondance entre des groupes d'espèces de Chironomidae et des facteurs environnementaux dans les milieux lotiques et lentiques (a) et lentiques seuls (b) (d'après VERDONSCHOT, 1992).
- Figure 17: A. Antennes mentum et normaux de larves de Chironomidae (a, e) et anormaux (b à d); B. Pourcentage de larves de Chironomus sp. ayant des déformations du mentum et des antennes en réponse à différentes concentrations en D.D.T. (d'après MADDEN et al., 1992)
- Figure 18: Densité annuelle moyenne, biomasse annuelle moyenne et production annuelle de différents groupes fonctionnels dans un étang (a. consommateurs primaires, b. prtédateurs.) (d'après OERTLI, 1993).
- Figure 19: Relation entre le nombre d'espèces de Chironomidae et la DBO₅ (d'après KAWAI et al., 1992).
- Figure 20: Comparaison des valeurs de trois indices biologiques dans la rivière Somme: Indice Diatomique: I.P.S.; Indice Chironomidien: I.Ch.; Indice Biotique: I.B. (modifié d'après BAZERQUE et al., 1989).
- Figure 21: Valeurs de l'Indice Chironomidien (BAZERQUE et al., 1989) pour quatre stations de la Meuse (d'après FRANTZEN, 1992).
- Figure 22: Accumulation des espèces de Chironomidae dans les sédiments d'un lac (Bay of Quinte, Lake Ontario) (modifié d'après WARWICK, 1980).
- Figure 23: Nombre d'espèces de Chironomidae par sous-échantillonnage (d'après WILSON et BRIGHT, 1973).
- Figure 24: Diagrammes ioniques par les différentes stations de prélèvements.
- Figure 25: Evolution spatio-temporelle de l'ammoniaque dans le Samson.
- Figure 26: Evolution spatio-temporelle de l'ammoniaque dans les affluents du Samson.
- Figure 27: Evolution spatio-temporelle des nitrites dans le Samson.

- Figure 28: Evolution spatio-temporelle des nitrites dans les affluents du Samson.
- Figure 29: Evolution spatio-temporelle des nitrates dans le Samson.
- Figure 30: Evolution spatio-temporelle des nitrates dans les affluents du Samson.
- Figure 31: Evolution spatio-temporelle du carbone organique dissous dans le Samson.
- Figure 32: Evolution spatio-temporelle du carbone organique dissous dans les affluents du Samson.
- Figure 33: Evolution spatio-temporelle des orthophosphates dans le Samson.
- Figure 34: Evolution spatio-temporelle des orthophosphates dans les affluents du Samson.
- Figure 35: Evolution spatio-temporelle du phosphore total dans le Samson.
- Figure 36: Evolution spatio-temporelle du phosphore total dans les affluents du Samson.
- Figure 37: Evolution de l'I.B. dans le Samson et ses affluents.
- Figure 38: Evolution de l'I.B.G. dans le Samson et ses affluents.
- Figure 39: Evolution de l'I.B.G.N. dans le Samson et ses affluents.
- Figure 40: Estimation du nombre minimal d'exuvies à analyser.
- Figure 41: Histogrammes des proportions des sous-familles de Chironomidae dans le Samson et ses affluents (Avril 1994).
- Figure 42: Histogrammes des proportions des sous-familles de Chironomidae dans le Samson et ses affluents (Août 1994).
- Figure 43: Histogrammes des proportions des différentes classes de tolérance (Avril 1994).
- Figure 44: Histogrammes des proportions des différentes classes de tolérance (Août 1994).
- Figure 45: Profil de l'I.ch. dans les différentes stations du Samson.

Liste des tableaux.

- Tableau 1: Caractéristiques morphologiques du Samson et de ses principaux affluents (modifié d'après MAQUET, 1981).
- Tableau 2: Charges polluantes animales et humaines du bassin versant du Samson en 1981 (d'après MAQUET, 1981).
- Tableau 3: Nombre d'habitants répartis sur le bassin versant du Samson en 1981 (d'après MAQUET, 1981) et en 1994.
- Tableau 4: Classification et principales subdivisions taxonomiques des sous-familles de Chironomidae les plus importantes (modifié d'après EVRARD, 1991).
- Tableau 5: Répartition des sous-familles Orthocladiinae et Chironominae dans différents cours d'eau.
- Tableau 6: Répartition des principales sous-familles dans le Samson (d'après EVRARD, 1994).
- Tableau 7: Composition numérique et fréquence (%) des espèces dans les principaux groupes de Chironomidae de quelques cours d'eau d'Europe (modifié d'après LAVILLE, 1981).
- Tableau 8: Taxa principaux positivement associés aux facteurs d'enrichissement organique (ammoniaque, phosphore, DBO5, chlorures, azote totale, pH, oxygène dissous) et à l'ammoniaque (modifié d'après WILSON, 1992).
- Tableau 9: Composition en macroinvertébrés (%) des contenus stomacaux chez trois espèces de poissons (modifié d'après HYNES, 1970).
- Tableau 10: Base de calcul de l'Indice Chironomidien (d'après BAZERQUE et al., 1989).
- Tableau 11: Liste des 26 taxa servant au calcul de l'Indice Chironomidien (la lettre avant chaque taxa indique le niveau de pollution toléré par l'espèce (d'après WILSON et MCGILL, 1982): A=intolérant; B=relativement intolérant; C=relativement tolérant; D=tolérant).
- Tableau 12: Exemples d'indices biocénétiques utilisant les Diptères Chironomidae (agence de l'eau, 1993).
- Tableau 13: Composition ionique des types naturels d'eau d'après le système de SYMOENS (1957).

- Tableau 14: Comparaison entre la typologie basée sur l'alcalinité (DESCY et EMPAIN, 1981) et le système de SYMOENS (1957).
- Tableau 15: Caractéristiques des eaux du bassin du Samson (d'après VANDERSLYCKEN, 1989).
- Tableau 16: Base de calcul de l'Indice de Pollution Organique (I.P.O.) (d'après LECLERCQ et MAQUET, 1987).
- Tableau 17: Grille de qualité des eaux courantes (d'après DESCY et al., 1993).
- Tableau 18: Détermination de l'I.B. (TUFFERY et VERNEAUX, 1967).
- Tableau 19: Valeurs de l'I.B.G.N. selon la nature et la variété taxonomique de la macrofaune (AFNOR, 1992).
- Tableau 20: Caractéristiques des stations de prélèvements.
- Tableau 21: Valeurs de l'I.P.O. modifié pour les différentes stations du Samson.
- Tableau 22: Classes de qualité calculées d'après la grille de qualité des eaux courantes (DESCY et al., 1993).
- Tableau 23: Valeurs des différents indices biocénétiques pour les stations du Samson et de ses affluents.
- Tableau 24: Liste des espèces de Chironomidae présentes dans le Samson et ses affluents (Avril 1994).
- Tableau 25: Liste des espèces de Chironomidae présentes dans le Samson et ses affluents (Août 1994).
- Tableau 26: Valeur de l'I.Ch. pour les différentes stations du samson et de ses affluents.