

## THESIS / THÈSE

### MASTER EN SCIENCES BIOLOGIQUES

#### Impact des pollutions organiques et industrielles sur les différents paramètres de l'indice biotique d'intégrité piscicole (IBIP)

Anckaert, Thierry

*Award date:*  
1995

*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**

---



**Impact des pollutions organiques et industrielles  
sur les différents paramètres de l'Indice Biotique  
d'Intégrité Piscicole (IBIP)**

**Mémoire présenté pour l'obtention du grade  
de Licencié en Sciences  
biologiques  
ANCKAERT THIERRY  
1995**

**Impact des pollutions organiques et industrielles sur les différents  
paramètres de l'Indice Biotique d'Intégrité Piscicole (IBIP)**

ANCKAERT Thierry

**Résumé**

Au cours des dernières décennies, la qualité de l'eau dans les pays développés n'a cessé de se détériorer. En vue d'établir une cartographie de la qualité écologique des cours d'eau, l'Indice Biotique d'Intégrité Piscicole (IBIP), une méthode qui intègre les attributs écologiques relatifs à la structure et à la dynamique des populations, des communautés et des écosystèmes, a été développé dans le Middle West américain durant les années 1980. Le projet actuel vise à déterminer l'adaptabilité de l'IBIP au contexte du bassin Mosan. Ce mémoire s'inscrit dans le cadre de ce projet et tente de fournir un maximum d'informations concernant la sensibilité de chacun des paramètres de l'IBIP. Dans ce but, nous avons dans un premier temps, localisé six cours d'eau présentant une pollution marquée de type organique ou industriel. Les résultats d'analyses physico-chimiques réalisées ont fournis les informations concernant les types de polluants impliqués. Des pêches électriques ont ensuite été effectuées en amont et en aval des différents points de rejet. Les résultats obtenus nous ont permis d'étudier l'impact des différentes perturbations sur l'ichtyofaune et les paramètres de l'IBIP. Les conclusions de ce rapport montrent que la majorité des paramètres de l'IBIP sont très sensibles aux altérations de la qualité de l'eau. En effet, certains paramètres (biomasse capturée, pourcentage d'individus tolérants et nombre d'espèces intolérantes) semblent particulièrement sensibles aux perturbations causées par les différentes pollutions. Le paramètre « rapport du nombre de chabots / nombre de loches » semble également prometteur et pourra éventuellement être envisagé. Une étude à plus grande échelle pourra dans l'avenir permettre d'affiner les résultats obtenus.

Mémoire de licence en Sciences Biologiques

Décembre 1995

**Promoteur** : J-C MICHA

Mu tenue de ce travail, Je tiens à remercier tout particulièrement monsieur le professeur Jean-Claude MC#4# promoteur de ce travail. Je lui exprime ma profonde gratitude pour son accueil au sein de l'Unité d'Ecologie des Eaux Douces et pour l'intérêt constant qu'il a manifesté à mon égard.

Je tiens à exprimer également ma plus vive reconnaissance à Patrice Restemont et Jacques Diden pour leur disponibilité, leurs judicieux conseils, et les encouragements qu'ils m'ont prodigués tout au long de cette année.

Un grand merci à tous les membres de l'IMEED et tout particulièrement à André, Eric, Jacques, Manuel, Françoise, Yves, Godelieve, Laurent, Philippe et Gisèle ainsi qu'à monsieur Jean-Pierre Descy pour leur participation aux activités de terrain, leur aide à la rédaction de ce travail et pour les bons moments passés ensemble.

Je m'en voudrais d'oublier monsieur Pierre Gerard de la Station de Recherches Forestières de Gembloux, qui m'a beaucoup aidé en me fournissant de nombreuses données.

Mes derniers remerciements s'adresseront à mes parents ainsi qu'à Barbara et Joël pour leur aide et l'encouragement constant qu'ils ont manifestés à mon égard.

# TABLE DES MATIERES

<b>1. INTRODUCTION</b>	<b>4</b>
<b>2. SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE</b>	<b>5</b>
<b>2.1 L'ibip</b>	<b>5</b>
2.1.1 Introduction	5
2.1.2 L'index of biotic integrity (IBI)	6
2.1.3 Le système de classification	6
<b>2.2 Effets des perturbations de l'environnement sur les communautés piscicoles</b>	<b>9</b>
2.2.1 Introduction	9
2.2.2 La concentration en oxygène dissous	9
2.2.3 La température.	11
2.2.3.1 La pollution thermique	12
2.2.4 Le pH	14
2.2.4.1 Facteurs influençant les seuils létaux	15
2.2.5 L'ammoniaque, les nitrites et les nitrates	16
2.2.5.1 L'ammoniaque	16
2.2.5.1.1 Seuils létaux	17
2.2.5.1.2 Facteurs influençant les seuils létaux	17
2.2.5.2 Nitrites et nitrates	18
2.2.6 Les pollutions organiques et l'eutrophisation	19
2.2.6.1 Les pollutions organiques	19
2.2.6.2 L'eutrophisation	20
2.2.6.3 Quelques cas concrets	21
2.2.7 Les détergents	24
2.2.8 Les sels minéraux (chlorures et sulfates)	24
2.2.9 Les matières en suspension (MES)	25
2.2.9.1 Effets directs	25
2.2.9.2 Effets indirects	25
2.2.10 Les métaux lourds	26
2.2.10.1 Introduction	26
2.2.10.2 Le cadmium	27
2.2.10.3 Le cuivre	28
2.2.10.4 Le zinc	29
2.2.10.5 Le mercure	30
2.2.10.6 L'aluminium	31
2.2.10.7 Le chrome	31
2.2.10.8 Le plomb	32
2.2.10.9 Le fer	32
2.2.10.10 Bioaccumulation des métaux lourds	33
2.2.11 Quand pollution organique et industrielle s'additionnent	34
<b>3. MATERIEL &amp; METHODES</b>	<b>36</b>
<b>3.1 Choix des stations</b>	<b>36</b>
3.1.1 Présentation des sites et rivières	37
3.1.1.1 La Berwinne	37
3.1.1.2 Le Serpont	38
3.1.1.3 La Semois	38

3.1.1.4 L'Amblève	38
3.1.1.5 La Vire	40
3.1.1.6 Le Ton	40
<b>3.2 Facteurs abiotiques</b>	<b>41</b>
3.2.1 Etude topographique	41
3.2.2 Etude de la qualité de l'eau	41
3.2.2.1 Mesure de la température	41
3.2.2.2 Mesure du pH	41
3.2.2.3 Mesure de la conductivité	41
3.2.2.4 Mesure de l'alcalinité	41
3.2.2.5 Mesure de la concentration en oxygène dissous	42
3.2.2.6 Dosage des éléments mineurs	42
3.2.2.6.1 L'azote	42
3.2.2.6.1.1 Les nitrates (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	42
3.2.2.6.1.2 Les nitrites (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	42
3.2.2.6.1.3 L'ammoniaque (ion ammonium NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	42
3.2.2.6.2 Les orthophosphates	43
3.2.2.6.3 Le phosphore total	43
3.2.2.6.4 Le Carbone Organique Dissous (COD)	43
3.2.2.7 Dosage des éléments majeurs	43
3.2.2.7.1 Les cations	43
3.2.2.7.2 Les anions	44
3.2.2.7.2.1 Les sulfates (mg S-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> /l)	44
3.2.2.7.2.2 Les chlorures (mg/l)	44
<b>3.3 Facteurs Biotiques</b>	<b>45</b>
3.3.1 L'ichtyofaune	45
<b>3.4 Indices biotiques et physico chimiques</b>	<b>46</b>
3.4.1 Indice de pollution organique IPO	46
3.4.2 Grille de qualité des eaux courantes (Descy, Edeline, Laforge)	46
3.4.3 L'Indice Biotique d'Intégrité Piscicole (IBIP)	48
<b>4. RESULTATS</b>	<b>49</b>
<b>4.1 Analyses et indices physico-chimiques</b>	<b>49</b>
4.1.1 Résultats des analyses physico-chimiques pour les stations étudiées	49
4.1.1.1 La Berwinne	49
4.1.1.2 Le Serpont	49
4.1.1.3 La Vire	50
4.1.1.4 L'Amblève	50
4.1.1.5 Le Ton	50
4.1.2 Indices physico-chimiques	51
4.1.2.1 L'IPO	51
4.1.2.2 Grille de qualité des eaux courantes (Descy, Edeline, Laforge).	51
4.1.3 Discussion	52
4.1.3.1 La Berwinne	52
4.1.3.2 Le Serpont	53
4.1.3.3 La Semois	54
4.1.3.4 La Vire	54
4.1.3.5 L'Amblève	55
4.1.3.6 Le Ton	56
4.1.3.7 Conclusion	56
<b>4.2 Etude des communautés piscicoles</b>	<b>57</b>
4.2.1 Répartition de l'ichtyomasse aux différentes stations	57
4.2.1.1 La Berwinne	57
4.2.1.2 Le Serpont	58
4.2.1.3 La Semois	58

4.2.1.4 L'Amblève	58
4.2.1.5 La Vire	59
4.2.1.6 Le Ton	59
4.2.2 Discussion	60
<b>4.3 Indice Biotique d'Intégrité Piscicole</b>	<b>61</b>
4.3.1 Tableau récapitulatif	61
4.3.2 Paramètres de l'IBIP	61
4.3.2.1 Richesse et composition spécifique	61
4.3.2.1.1 Nombre total d'espèces	61
4.3.2.1.2 Nombre d'espèces vivant dans la colonne d'eau	61
4.3.2.1.3 Nombre d'espèces benthiques	61
4.3.2.1.4 Nombre d'espèces intolérantes	62
4.3.2.1.5 Pourcentage d'individus tolérants (fig. 4.19 à 4.23).	62
4.3.2.1.6 Classes d'âge chez l'espèce dominante intolérante	62
4.3.2.1.7 Composition trophique	62
4.3.2.1.8 Etat sanitaire et abondance des poissons	63
4.3.2.1.9 Biomasse capturée en kg/ha	63
4.3.2.1.10 Pourcentage d'individus avec anomalies	63
4.3.2.2 Stratégie reproductive	63
4.3.2.2.1 Pourcentage d'individus lithophiles ou phytophiles	63
4.3.2.2.2 Pourcentage d'individus ubiquistes	63
4.3.2.3 Nouveau paramètre : le rapport nombre d'individus chabot / nombre d'individus loche	63
4.3.3 Relation entre l'IPO (Indice de Pollution Organique) et les paramètres de l'IBIP	64
4.3.4 Discussion	64
4.3.4.1 Richesse et composition spécifique	65
4.3.4.1.1 Composition trophique	66
4.3.4.1.2 Etat sanitaire et abondance des poissons	67
4.3.4.1.2.1 Biomasse capturée (kg/ha)	67
4.3.4.1.2.2 Le pourcentage d'individus avec anomalies	67
4.3.4.1.3 Stratégie reproductive	68
4.3.4.2 Nouveaux paramètres proposés : le rapport chabot/loche	68
<b>4.4 Discussion générale</b>	<b>70</b>
<b>5. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES</b>	<b>73</b>
<b>6. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES</b>	<b>75</b>
<b>7. ANNEXES</b>	<b>81</b>

# *1. Introduction*

## 1. INTRODUCTION

Les poissons sont des organismes intéressants pour évaluer le niveau de dégradation de l'environnement et ce, pour plusieurs raisons. Premièrement, les communautés piscicoles sont sensibles à une large gamme de stress. Deuxièmement, elles intègrent les effets néfastes provoqués par la pollution, les modifications d'habitat, ou les modifications des peuplements d'invertébrés car ils en sont dépendants pour leur reproduction, leur survie et leur croissance. Troisièmement parce que les poissons ont une durée de vie relativement longue, leurs populations montrent les dégradations environnementales au niveau de la reproduction et de la mortalité au sein des différentes classes d'âges se révélant ainsi être un outil d'enregistrement à long terme des stress environnementaux. Pour terminer, l'utilisation des communautés piscicoles pour évaluer le niveau de dégradation de l'écosystème est plus "démonstrative" pour le grand public que les indices basés sur les macro-invertébrés ou autres, grâce à leur valeur économique et esthétique largement reconnue.

L'avantage majeur d'utiliser les communautés piscicoles comme indicateur est le fait que ceux-ci intègrent les effets directs et indirects des stress affectant l'entière de l'écosystème aquatique. Le désavantage majeur est que lorsqu'on étudie un niveau d'organisation biologique trop élevé, on est généralement incapable de déterminer les mécanismes ayant causé les perturbations sans étude plus approfondie (Fausch et al 1990 ; Harris, 1994).

C'est aux Etats-Unis, qu'a été mis au point le premier indice biotique basé sur l'intégrité piscicole (IBI pour Index of Biotic Integrity). Par la suite, des adaptations de cet indice ont été réalisées en France. Le projet actuellement à l'étude vise à développer un indice similaire applicable au contexte du bassin Mosan. Ce mémoire s'inscrit dans ce projet. Il tentera de montrer comment une série de paramètres fluctuent en fonction des différents types de pollutions organiques et industrielles. Dans ce but, différents points de pollution ont été localisés. Des pêches électriques ont été effectuées à l'amont et à l'aval de ces points de pollution ainsi que des analyses d'eau afin de connaître avec certitude le type de pollution impliquée.

## **2.** *Synthèse Bibliographique*

## 2. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

### 2.1 L'IBIP

#### 2.1.1 INTRODUCTION

Karr et Dudley (1981) définissent l'intégrité biotique d'un écosystème aquatique comme la capacité d'un milieu à supporter et à maintenir une communauté d'organismes (biocénose) à structure (biodiversité) et à fonction comparables à celles d'habitat naturels de la région. En résumé, l'intégrité biotique est présente dans les écosystèmes aquatiques où leur composition, leur structure et leur fonction n'ont pas été affaiblies par des activités humaines. Prises ensemble, l'intégrité physique, chimique et biotique peuvent être assimilées à l'intégrité écologique (Karr et al., 1986)

Le contrôle écologique de l'eau peut s'effectuer à différents niveaux d'organisation biologique (cellule, organe, individu, etc.) mais deux se prêtent particulièrement bien à un contrôle régulier sur le terrain (individu et biocénose). Ainsi en Europe différents groupes d'organismes ont été utilisés en tant que bioindicateurs de la qualité de l'eau (diatomées, invertébrés benthiques, etc.). Malheureusement ils requièrent une expertise taxonomique spécialisée et l'échantillonnage, le tri, l'identification ne sont pas chose aisée et demande un temps relativement long. Les poissons quant à eux présentent de nombreux avantages en tant qu'organismes indicateurs :

- L'information sur l'historique et sur la biologie des principales espèces est bien connue
- Les communautés piscicoles incluent des espèces présentant une variété de niveaux trophiques (omnivores, herbivores, insectivores, planctonivores, piscivores). Leur position au sommet de la chaîne alimentaire les présente comme intégrateurs de toutes les composantes de l'écosystème.
- Les poissons sont faciles à identifier. Ils sont triés sur le terrain et relâchés après l'étude.
- Il existe un grand intérêt de la part du public à l'égard des communautés piscicoles. Il est donc possible de sensibiliser celui-ci à la conservation du milieu aquatique.
- Les poissons ayant une vie relativement longue il est possible de déceler un problème par l'analyse de leur population.
- Les poissons sont présents dans presque tous les milieux aquatiques et souvent même dans ceux fortement pollués.
- Les poissons sont les intégrateurs de la réponse d'autres composantes de l'écosystème aquatique tel que l'habitat et les autres populations animales et végétales puisque dépendant de ces paramètres au niveau de leur reproduction de leur survie et de leur croissance (Karr, 1981 ; Karr et al., 1986 ; Oberdorff, 1993).

### **2.1.2 L'INDEX OF BIOTIC INTEGRITY (IBI)**

Une estimation précise de l'intégrité biotique doit requérir une méthode qui intègre des réponses biologiques au travers d'un examen des modèles et processus des niveaux d'organisation allant de l'individu à l'écosystème.

Une tactique intéressante est de définir une série de mesures biologiques. L'index of Biotic Integrity (IBI) mis au point par Karr (1981) dans le Middle West américain adopte cette tactique en incorporant, à l'intérieur de douze paramètres de trois catégories, des données provenant de l'étude de l'entière de la communauté piscicole.

La valeur de chaque paramètre est comparée à une valeur attendue pour un site localisé dans une région géographiquement similaire (éco-région) et sur un cours d'eau de taille similaire où les influences humaines sont minimales. Des scores de 5, 3 ou 1 sont attribués à chacun des paramètres selon que la valeur obtenue est proche, s'éloigne un peu ou s'éloigne fortement de la valeur attendue pour le site non perturbé. La somme des scores pour les douze paramètres permet d'assigner une classe d'intégrité au site d'échantillonnage (très pauvre, pauvre, moyen, bon, excellent). Les plus hauts scores (proches de 60) indiquent un site sans perturbation ; les sites de qualités moindres présentent des scores inférieurs. L'estimation des paramètres de l'IBI sous-entend qu'ils sont supposés être corrélés à l'intégrité biotique, celle-ci étant un concept abstrait qui ne peut être mesuré directement. Individuellement, chaque paramètre fournit de l'information à propos d'un attribut spécifique du site d'échantillonnage. Ensemble, ils caractérisent l'intégrité biotique du site. Les valeurs des 12 paramètres sont fonction de l'intégrité biotique. En résumé, l'IBI se fie à plusieurs paramètres ce qui est nécessaire quand le système à évaluer est complexe (Karr et al., 1986).

Initialement développé par Karr et son équipe et testé dans le Middle West, l'IBI a été récemment adapté à d'autres régions (West Oregon, the Appalachians of West Virginia et Caroline du nord). Dans les régions où la richesse spécifique est faible, l'IBI éprouve des difficultés d'application et demande souvent de sensibles modifications. L'adaptation de l'IBI à ces différentes régions entraîne que certains paramètres doivent être remplacés (Miller et al., 1988), enlevés (Leonard et Orth, 1986) ou ajoutés (Hughes et Gammon, 1987) pour accommoder les différences régionales dans la distribution piscicole. En 1992, Oberdorff et Hughes (1992) ont tenté une adaptation de l'IBI au contexte du bassin de la Seine. D'autres adaptations furent réalisées par la suite, notamment aux rivières de Bretagne.

Le projet actuellement à l'étude (projet IBIP pour Indice Biotique d'Intégrité Piscicole) tente de vérifier l'adaptabilité et la pertinence de l'IBI dans l'évaluation de la qualité des milieux aquatiques d'un fleuve international : la Meuse.

### **2.1.3 LE SYSTEME DE CLASSIFICATION**

L'approche de Karr (1981) était destinée à estimer l'état du statut de l'écosystème en utilisant douze paramètres de la communauté piscicole. Ces paramètres étaient répartis dans deux catégories (richesse et composition spécifique et facteurs écologiques). Par la suite Karr et al. (1986) ont subdivisé la catégorie "facteurs écologiques" en deux nouvelles catégories (composition trophique et condition et abondance des poissons).

ETATS-UNIS	Critères de cotation		
<u>Composition et richesse spécifique</u>	5	3	1
1. Nombre total d'espèces	Les paramètres 1 à 5 varient en fonction de la		
2. Nombre des espèces "darters"	taille du cours d'eau		
3. Nombre des espèces "sunfish"			
4. Nombre des espèces "sucker"			
5. Nombre des espèces intolérantes			
6. % d'individus "green fish"	< 5%	5-20%	>20%
<u>Composition trophique</u>			
7. % d'individus omnivores	<20%	20-45%	>45%
8. % d'individus cyprinidés insectivores	>45%	45-20%	<20%
9. % d'individus piscivores (carnivores)	>5%	5-1%	<1%
<u>Condition et abondance des poissons</u>			
10. Nombre d'individus dans l'échantillon	Varie avec la taille du bassin versant		
11. % d'individus avec anomalies (maladies)	0-2%	2-5%	>5%
12. % d'individus hybrides	0%	0-1%	>1%

Différentes adaptations ont, par la suite été réalisées, notamment par Oberdorff et Hughes (1992) au contexte du bassin de la Seine.

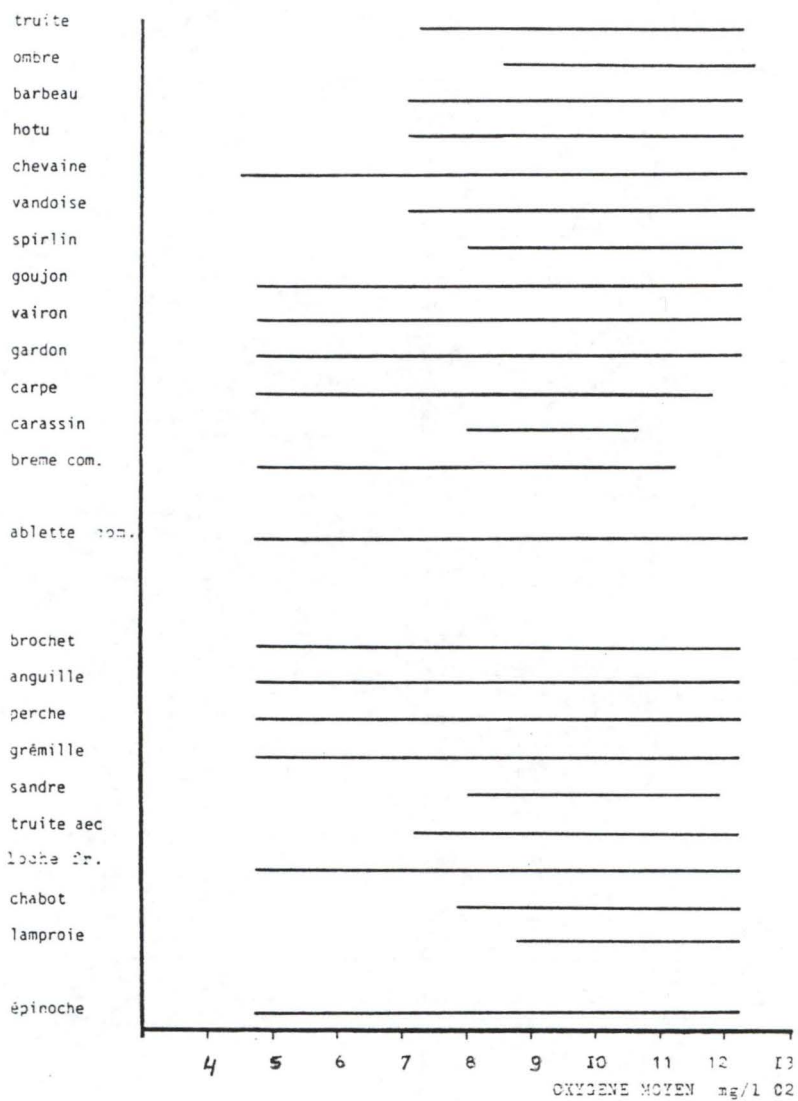
France (bassin de la Seine)	Critères de cotation		
<u>Composition et richesse spécifique</u>	5	3	1
1. Nombre total d'espèces	Les paramètres 1 à 5 varient avec la taille du bassin versant		
2. Nombre d'espèces vivant dans la colonne d'eau			
3. Nombre d'espèces benthiques			
4. Nombre d'espèces intolérantes			
5. % d'individus gardon			
6. Classes d'âge chez la truite ou le brochet	0+ à 2+	0+ -2	0
<u>Composition trophique</u>			
7. % d'individus omnivores	>1%	1-5%	>5%
8. % d'individus invertivores	>35%	35-20%	<20%
9. % d'individus piscivores	>5%	1-5%	>1%
<u>Etat sanitaire et abondance des poissons</u>			
10. Nombre capturés par effort de pêche	33-67%	>67%	<33%
11. % d'individus avec anomalies	0%	0-1%	>1%
12. % d'individus pondeurs sur substrat (graviers)	>10%	5-10%	<5%

Une autre application de l'IBIP a été testée sur base de données récoltées de 1979 à 1991 et sur 18 sites situés sur des cours d'eau de Bretagne (Oberdorff et Porcher, 1994). Dans cette étude, 10 paramètres ont été retenus. Un paramètre important a été ajouté : la biomasse piscicole.

Le projet actuel tente de vérifier l'adaptabilité de l'IBIP au contexte du bassin Mosan. Les paramètres actuellement utilisés, mais qui ne sont pas encore définitifs sont repris dans le tableau ci-dessous. Ce sont ces paramètres que nous avons utilisés dans cette étude.

<b>(Bassin de la Meuse)</b>	<b>Critères de cotation</b>		
	<b>5</b>	<b>3</b>	<b>1</b>
<b><u>Composition et richesse spécifique</u></b>			
1. Nombre total d'espèces	Les paramètres 1,2,3,4 et 10 varient avec la taille du bassin versant		
2. Nombre d'espèces vivant dans la colonne d'eau	Nous avons également testé un système à 5 cotes pour ces paramètres au lieu de 3		
3. Nombre d'espèces benthiques			
4. Nombre d'espèces intolérantes			
5. % d'individus tolérants	pas de cota actuellement ; paramètre estimé		
6. Classes d'âge chez l'espèce dominante intolérante	toutes présentes	1 manquante	+ d'une manquantes
<b><u>Composition trophique</u></b>			
7. % d'individus omnivores	>1%	1-5%	>5%
8. % d'individus invertivores	>35%	35-20%	<20%
9. % d'individus piscivores	>5%	1-5%	>1%
<b><u>Etat sanitaire et abondance des poissons</u></b>			
10. Biomasse estimée (Kg/ha)	dépend de la taille du bassin versant		
11. % d'individus avec anomalies	0%	0-1%	>1%
<b><u>Stratégie reproductive</u></b>			
12. % d'individus phytophiles et lithophiles	pas de cota actuellement ; paramètre estimé		
13. % d'individus ubiquistes	pas de cota actuellement ; paramètre estimé		

**Fig. 2.1** Amplitude écologique des espèces à l'égard de la concentration en oxygène dissous (Philippart et Vranken, 1982 ; données chimiques d'après Descy et Empain, 1981).



## **2.2 EFFETS DES PERTURBATIONS DE L'ENVIRONNEMENT SUR LES COMMUNAUTES PISCICOLES**

### **2.2.1 INTRODUCTION**

La distribution des poissons dans les eaux douces est largement influencée par la qualité physique et chimique de l'eau (oxygène dissous, température, pH, matières en suspension, dureté, ammoniacque, ...). Les différentes formes de pollution en agissant sur cette qualité influence plus ou moins fortement la composition piscicole du milieu (Matthews et al., 1992).

Ce chapitre passe en revue les facteurs physico-chimiques et les principales substances susceptibles d'entraîner des modifications au niveau des populations piscicoles.

### **2.2.2 LA CONCENTRATION EN OXYGENE DISSOUS**

La concentration en oxygène dissous (DO) dans l'eau et plus spécialement sa valeur minimale constitue un facteur primordial pour la survie des communautés piscicoles et un facteur limitant très important conditionnant leur présence. Elle dépend de différents facteurs (Schlosser, 1990).

- la température : plus celle-ci est élevée, plus la DO est faible
- l'altitude : elle influence la pression partielle de l'oxygène atmosphérique en contact avec l'eau (plus l'altitude est élevée, plus la DO est faible à température égale)
- l'activité photosynthétique : elle élève la DO pendant le jour
- la respiration algale : elle diminue la DO la nuit, cette diminution est maximale en fin de nuit
- l'activité bactérienne : en oxydant les matières organiques présentes dans l'eau, elle diminue la DO. Ce phénomène est extrêmement important lors de pollutions organiques

La concentration en oxygène dissous reflète surtout les influences anthropiques comme l'eutrophisation et les formes sévères de pollutions organiques, mais aussi les caractéristiques naturelles des eaux, en relation avec le régime thermique et la trophie du cours d'eau (on enregistre des concentrations en oxygène dissous plus basses dans la partie inférieure lente et plus chaude d'un cours d'eau par rapport à son cours supérieur rapide et plus froid) (Philippart, 1989).

La sensibilité des poissons aux faibles concentrations en oxygène dissous diffère suivant l'espèce, le stade de développement (oeuf, larve, adulte) et d'autres facteurs comme le régime alimentaire, la croissance, la reproduction, etc. Il est à noter également qu'une diminution du taux d'oxygène dissous accélère les mouvements respiratoires chez les poissons favorisant ainsi la pénétration des substances toxiques éventuellement présentes dans l'eau.

**Fig. 2.2** Concentrations minimales en oxygène dissous et maximales en  $\text{NH}_4^+$  observées dans les stations où les espèces sont présentes (au moins 1 individu capturé) (Philippart 1989, d'après Philippart et Vranken, 1983).

Espèce	Oxygène min. mg $\text{O}_2$ / l	Ammoniaque max. mg N - $\text{NH}_4$ / l
Truite	2,3	1,6
Ombre	7,4	1,0
Barbeau	2,8	1,6
Hotu	2,8	1,6
Chevaine	2,7	1,9
Vandoise	2,7	1,9
Spirin	2,7	0,8
Vairon	2,3	2,9
Goujon	1,5	17,7
Gardon	1,5	17,7
Rotengle	1,5	1,6
Brème	1,5	17,7
Carpe	1,5	1,6
Tanche	1,5	1,6
Perche	1,5	17,7
Brochet	1,5	1,9
Anguille	0	20,9
Epinoche	0	20,9
Chabot	6,0	1,2
Loche franche	2,7	3,9

Le stade de développement : la sensibilité des jeunes salmonidés est maximale au moment de l'éclosion. Ainsi une diminution de la DO à 2-3 mg/l pendant 6 jours entraîne une mortalité très importante. Les larves de brochets venant d'éclore peuvent survivre une heure en l'absence presque totale d'oxygène tandis que les larves nageant librement ne peuvent survivre que quelques minutes dans ces conditions. D'une manière générale, les poissons adultes sont généralement moins sensibles que les plus jeunes et présentent donc des seuils létaux inférieurs (FAO, 1973).

La **fig 2.1** montre l'amplitude écologique des espèces à l'égard de la concentration en oxygène dissous. Certaines présentent une amplitude écologique moindre que d'autres. C'est le cas de la truite fario (*Salmo trutta fario*), de l'ombre (*Thymallus thymallus*), du barbeau (*Barbus barbus*), du hotu (*Chondrostoma nasus*), de la vandoise (*Leuciscus leuciscus*), de l'ablette spirilin (*Alburnoïdes bipunctatus*), du carassin (*Carassius carassius*), du sandre (*Stizostedion lucioperca*), du chabot (*Cottus gobio*) et de la lamproie (*Lampetra planeri*) qui ne maintiennent des populations stables que dans des eaux bien oxygénées (au moins 7 mg/l d'oxygène dissous). Les autres, chevaine (*Leuciscus cephalus*), goujon (*Gobio gobio*), vairon (*Phoxinus phoxinus*), gardon (*Rutilus rutilus*), carpe (*Cyprinus carpio*), brème commune (*Abramis brama*), brochet (*Esox lucius*), anguille (*Anguilla anguilla*), perche (*Perca fluviatilis*), grémille (*Gymnocephalus cernua*), loche franche (*Noemacheilus barbatulus*) et épinoche (*Gasterosteus aculeatus*) présentent une amplitude écologique plus importante (Philippart et Vranken, 1982).

La **fig 2.2** montre la concentration minimale en oxygène dissous observée dans les stations où les espèces sont présentes (au moins 1 individu capturé). On remarquera que la concentration en oxygène dissous minimum est très élevée pour l'ombre et le chabot (respectivement 7,4 et 6,0 mg/l). Les valeurs pour les autres espèces sont fort proches les unes des autres, à l'exception de l'épinoche et de l'anguille qui semblent spécialement résistantes au manque d'oxygène (Philippart, 1989).

La **fig 2.3** montre la concentration optimale en oxygène dissous, basée sur les milieux auxquels sont associés une biomasse maximale pour 12 espèces du bassin de la Meuse. On remarquera les exigences élevées de la truite fario, du hotu, de l'ombre, du barbeau et de l'ablette spirilin et la faible exigence de la perche (Philippart, 1989).

Selon Huet (1949), la concentration minimale en oxygène dissous est de 3-3,5 mg/l pour la carpe et de 5-5,5 mg/l pour la truite fario.

**Fig. 2.3** Habitat optimal de 12 espèces de poissons du bassin de la Meuse, défini par les valeurs des caractéristiques du milieu auxquelles sont associées les biomasses maximales. (Phillipart, 1989)

	pH	O <sub>2</sub> DISSOUS (mg/l)
Truite de rivière ( <i>Salmo trutta fario</i> )	5,8-7,4	10,3-12,2
Ombre commun ( <i>Thymallus thymallus</i> )	6,0-8,0	9,0-11,4
Barbeau fluviatile ( <i>Barbus barbus</i> )	7,4-8,1	9,3-12,2
Chevaine ( <i>Leuciscus cephalus</i> )	6,6-8,2	8,4-10,0
Hotu ( <i>Chondrostoma nasus</i> )	6,6-7,9	10,2-12,2
Vandoise ( <i>Leuciscus leusiscus</i> )	6,6-7,8	8,4-10,0
Spirilin ( <i>Alburnoïdes bipunctatus</i> )	6,7-8,0	9,2-10,8
Vairon ( <i>Phoxinus phoxinus</i> )	6,6-8,1	8,4-10,8
Goujon ( <i>Gobio gobio</i> )	6,5-8,1	8,4-12,4
Gardon ( <i>Rutilus rutilus</i> )	6,6-7,6	8,4-10,8
Perche fluviatile ( <i>Perca fluviatilis</i> )	6,9-8,1	6,0-9,2
Anguille ( <i>Anguilla anguilla</i> )	6,8-8,1	8,4-10,8
Ichtyocénose	6,2-8,2	9,2

### 2.2.3 LA TEMPERATURE.

La température de l'eau est un facteur clé de la distribution naturelle des poissons, car elle agit sur la nutrition, la respiration et détermine essentiellement la disponibilité de reproduction. Celle-ci dépend de l'existence d'un régime thermique annuel qui permet l'apparition régulière, à une certaine période de l'année, des températures adéquates de reproduction des différentes espèces (6°C en décembre pour la truite fario, 8°C en avril pour l'ombre, plus de 15°C en mai-juin pour le barbeau, etc.). L'existence des températures adéquates de reproduction à un moment précis de l'année est une condition nécessaire, mais non suffisante à l'établissement d'une population permanente d'une espèce. Il faut, en outre, des conditions thermiques satisfaisantes pendant une période plus ou moins longue correspondant à l'incubation des oeufs, au développement des larves jusqu'à la résorption de la vésicule vitelline et à la croissance des alevins pendant un à deux mois après l'éclosion. (Huet, 1949), (Philippart, 1989).

Comme le montre la **fig 2.4**, la tolérance thermique des poissons peut être représentée par une large zone à l'intérieur de laquelle tous les stades de vie d'une espèce peuvent se dérouler normalement. Les limites inférieures et supérieures (dites létales) peuvent être quelque peu modifiées par une acclimatation plus ou moins longue. Elles atteignent toutefois un plateau qui marque la température maximale létale pour l'espèce. Par exemple, dans le cas de la loche franche le plateau se situe à 33,5°C. Il est à noter, que généralement, les juvéniles sont moins tolérants que les adultes (Eliott et al., 1994).

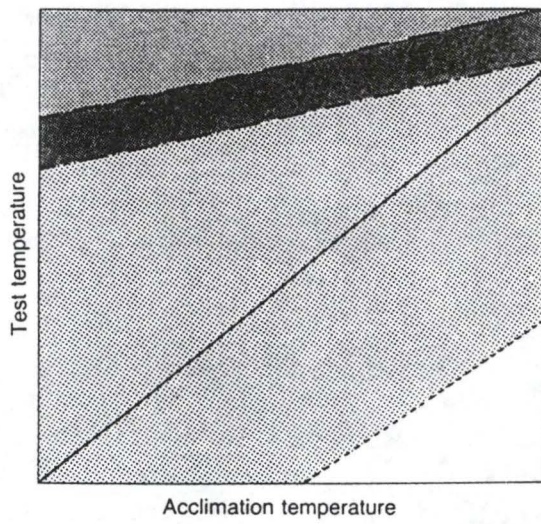
Les polygones de tolérances thermiques (**fig. 2.5a**) résument les températures critiques inférieures et supérieures. Ils offrent une méthode simple et utile pour comparer les tolérances des différentes espèces. Une indication sur la tolérance thermique d'une espèce est la surface du polygone de tolérance. On le trace de la manière suivante : sur un graphique représentant les températures critiques en fonction des températures d'acclimatation, on trace une droite passant par 0;0 et à 45°. On trace ensuite une ligne passant par les points représentant les températures létales pour l'espèce ou le stade de vie en fonction de la température d'acclimatation. Le polygone formé s'appelle polygone de tolérance (Eliott et al., 1994).

Ainsi le polygone obtenu pour les loches adultes présente une surface légèrement plus importante que celui obtenu pour les loches juvéniles montrant ainsi une plus grande sensibilité de ces dernières à la température. Si l'on compare avec le saumon atlantique (*Salmo salar*) au stade juvénile, il s'avère que celui-ci est encore plus sensible. La truite fario est quant-à elle la plus sensible puisque son polygone de tolérance thermique présente la surface la plus restreinte.

Les différences entre espèces sont principalement imputables aux limites supérieures. La loche est donc plus tolérante aux hautes températures que les salmonidés qui fréquentent les mêmes cours d'eau. On peut également comparer par la même méthode les gammes de températures auxquelles les différentes espèces se nourrissent normalement (**fig. 2.5b**). Si l'on compare ces 3 mêmes espèces les conclusions sont les suivantes : aux températures élevées (28°C) les loches continuent à se nourrir alors que la truite fario et les jeunes saumons

**Fig. 2.4** Zones de tolérance et résistance des poissons en fonction de différentes températures d'acclimatation (Welch, 1980).

- température létale supérieure
- · - · - température dérangeante supérieure
- température dérangeante inférieure



atlantiques ont cessé de s'alimenter (18° pour la truite, 22° pour le saumon).

Par contre, aux basses températures (<4°C), la situation est inversée : la loche cesse de se nourrir en premier suivie par le saumon et finalement par la truite (Elliott et al., 1994).

Ces différences montrent bien que l'homme en élevant ou en diminuant la température d'un cours d'eau par des rejets d'eaux usées (pollution thermique) peut, par son action, favoriser l'une ou l'autre espèce.

La **fig 2.6** montre la variation de tolérance des espèces piscicoles au travers d'une large gamme de températures. Les osmériidés, les salmonidés et les corégonidés sont les plus intolérants aux hautes températures alors que les ictaluridés (poisson-chat) et les cyprinidés sont les plus tolérants aux hautes températures.

La température létale est généralement exprimée par le  $LT_{50}$  et déterminée expérimentalement. Les poissons sont placés à température constante et la température (extrapolée) à laquelle 50% des individus survivent en 96 heures est le  $LT_{50}^{96}$ . Cette notion sera souvent utilisée au cours de ce chapitre.

Il existe une gamme normale de températures dans les régions tempérées comprise entre 0 et 30°C auxquelles les poissons sont adaptés. Ils diffèrent néanmoins par leur tolérance aux températures élevées, suivant l'espèce, le stade de développement, la température d'acclimatation, le taux d'oxygène dissous, le degré de pollution et la saison (FAO, 1973).

### **2.2.3.1 La pollution thermique**

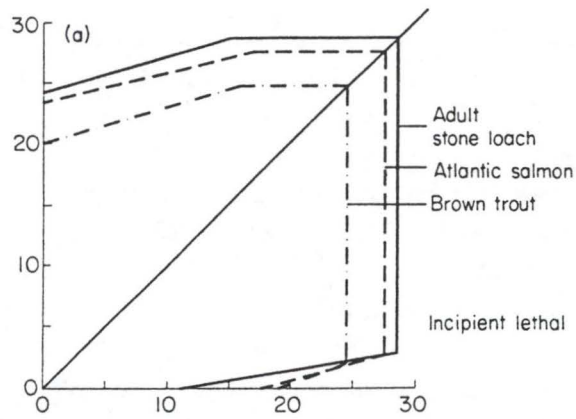
En région wallonne, le réchauffement des eaux se présente essentiellement sous deux formes :

- les rejets thermiques industriels (métallurgie, chimie, fabriques de pâte à papier, industries alimentaires, lavoirs,...), presque toujours combinés à des pollutions organiques ou chimiques et susceptibles d'affecter des petites rivières (par exemple le Ton à l'aval de l'usine d'Harmoncourt, "la Cellulose des Ardennes").
- les énormes rejets d'eau de refroidissement par les centrales électriques et plus spécialement par les centrales nucléaires qui concernent les grands cours d'eau et les canaux.

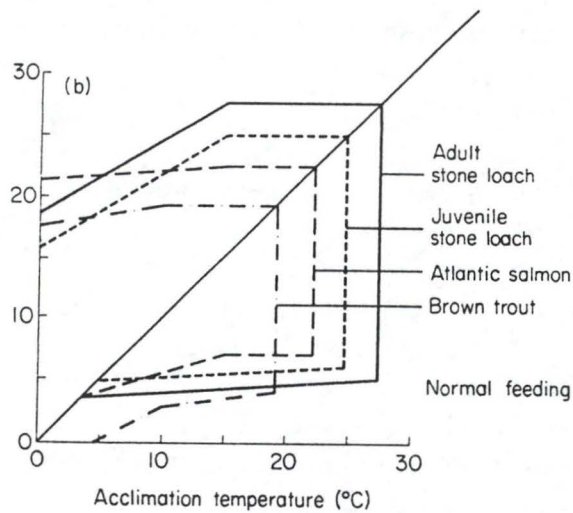
L'incidence effective ou potentielle des pollutions thermiques sur la faune ichtyologique est extrêmement variable selon les espèces en fonction de leurs exigences et limites de tolérance particulières pour la température à chaque saison et aux différents stades de développement. Si l'échauffement est lent, on assiste à des substitutions faunistiques et floristiques. Les espèces psychrosténothermes disparaissent au profit des termophiles qui se développent de manière sensible. Ceci n'est valable que si la température finale atteinte est assez éloignée des limites létales (Tuffery 1976 in Pesson 1980 ; Alabaster, 1985 ; FAO, 1968).

Les espèces de l'ichtyofaune wallonne peuvent être classées en trois catégories (Varley, 1967 in Philippart et Vranken, 1982)

**Fig. 2.5a** Polygones de tolérances thermiques pour les températures dérangeantes de différentes espèces : loche adulte, saumon atlantique juvénile et truite fario juvénile (Eliott et al., 1994)



**Fig. 2.5b** Polygones de tolérances thermiques pour les températures auxquelles différentes espèces se nourrissent normalement : loche adulte, loche juvénile, saumon atlantique juvénile, et truite fario (Eliott et al., 1994)



- Espèces d'eau froide et sténothermes

T° létale supérieur < 28°C ; T° optimale : de 7 à 17°C, T° de reproduction < 10°C  
Truite fario, saumon, ombre commun, chabot et lotte de rivière (*Lota lota*)

- Espèces d'eau fraîche

T° létale supérieur comprise entre 28 et 34°C ; T° optimale : de 14 à 23°C, T° de reproduction de 7 à 15°C

Plutôt eurytherme : perche, grémille, ablette commune (*Alburnus alburnus*), gardon, goujon, chevaine, bouvière (*Rhodeus amarus*), épinoche, sandre, loche franche.

Plutôt sténotherme : vairon, hotu, barbeau, ablette spirilin, brochet (alevins), loche de rivière, ide mélanote (*Leuciscus idus*) au stade juvénile, vandoise.

- Espèces thermophiles et très eurythermes

T° létale supérieure > 34°C; T° optimale : de 20 à 28°C, T° de reproduction > 15°C  
Rotengle (*Scardinius erythrophthalmus*), brème, carpe, tanche (*Tinca tinca*), carassin, anguille, loche d'étang (*Misgurnus fossilis*)

La pollution thermique a certainement contribué, en même temps que les autres formes de pollution, à la disparition de la lotte de rivière et de l'ide mélanote, ainsi qu'à la raréfaction de plusieurs espèces d'eau froides ou fraîches comme le hotu, le barbeau, l'ablette spirilin, le vairon, l'ombre et la truite dans la Meuse (surtout en aval de Namur) et dans ses affluents les plus touchés par des implantations industrielles (Philippart et Vranken, 1982).

**Le tableau 2.1** donne les valeurs de LD<sub>50</sub> (ou LT<sub>50</sub>) chez divers poissons en fonction de la température d'acclimatation préalable. Les LD<sub>50</sub> ont été obtenues pour des temps d'action de 12h, 15h, 24h, et 1000 min. selon les auteurs. On remarquera la forte tolérance de la carpe, de la brème commune, du rotengle et de la tanche. La tolérance faible de la truite arc-en-ciel (*Onchorhynchus mykiss*) et les tolérances moyennes du gardon, du goujon et de la perche (Charlon 1968, in Pesson 1980).

Selon Huet (1949), la truite fario ne se maintient pas dans les eaux à température supérieure à 22°C.

Selon les études de la FAO (1968), la température maximale tolérable durant l'été pour les salmonidés devrait se situer entre 20 et 21°C. Pour les corégonidés, celle-ci devrait être d'environ 22 à 23°C et pour les cyprinidés d'environ 30°C. **Le tableau 2.2** (FAO, 1968) donne une idée des températures perturbatrices et létales pour différentes valeurs de températures d'acclimatation. Il résume les valeurs obtenues par différents auteurs pour différentes espèces piscicoles. Il ressort de ce tableau que la carpe commune, la brème commune, l'ide mélanote, le brochet, la perche et le gardon présentent des températures létales élevées et sensiblement égales (entre 32 et 35°C si l'on commence les essais à température ambiante).

**Tab. 2.1** Températures de l'eau provoquant une mortalité de 50% (LD<sub>50</sub>) chez divers poissons en fonction de la température d'acclimatation préalable. Les LD<sub>50</sub> ont été obtenues pour des temps d'action de 12h, 15h, 24h, 1000 mn, selon les auteurs (d'après Charlon, 1968 in Pesson, 1980).

Famille et genre	Temps. d'acclim. (°C)	LD 50 (°C)	Références	
<b>Centrarchidés</b>				
– Black-bass (grande bouche)	20°-21°	28°9	LD 50: 24 h BLACK	
	20°	31°8	LD 50: ? HART	
	20°	32°5	LD 50: ? HART	
	25°	37°2	LD 50: 21 h TREMBLEY	
	26°7	37°8-38°9	LD 50: 18 h TREMBLEY	
	27°2	36°7-37°2	LD 50: 15 h TREMBLEY	
	30° 1 j.	36°	LD 50: 24 h HATHAWAY	
	30° 4 j.	35°2	LD 50: 24 h HATHAWAY	
	– Perche-soleil	24°	30°2	LD 50: 24 h BLACK
		25°-26°	34°5	LD 50: 12 h BRETT
30° 1 j.		34°2	LD 50: 24 h HATHAWAY	
30° 4 j.	34°3	LD 50: 24 h HATHAWAY		
<b>Cyrinidés</b>				
Brème commune	20°	30°2	LD50: 1 000 mn ALABASTER	
– Carpe	20°	31°-34°	LD 50: 24 h BLACK	
	26°	35°7	LD 50: 24 h BLACK	
– Gardon	15°	27°3	LD 50: 1 000 mn ALABASTER	
		28°5	LD 50: 1 000 mn COCKING	
	20°	29°4	LD 50: 1 000 mn ALABASTER	
		29°8	LD 50: 1 000 mn COCKING	
	25°	31°5	LD 50: 1 000 mn ALABASTER	
– Goujon		31°	LD 50: 1 000 mn COCKING	
	15°	27°2	LD 50: 1 000 mn ALABASTER	
	20°	28°6	LD 50: 1 000 mn ALABASTER	
– Rotengle	20°	31°2	LD 50: 1 000 mn ALABASTER	
– Tanche	15°	30°2	LD 50: 1 000 mn ALABASTER	
	20°	32°	LD 50: 1 000 mn ALABASTER	
	25°	33°8	LD 50: 1 000 mn ALABASTER	
<b>Percidés</b>				
– Grémille	15°	28°1	LD 50: 1 000 mn ALABASTER	
	20°	30°4	LD 50: 1 000 mn ALABASTER	
– Perche	15°	28°	LD 50: 1 000 mn ALABASTER	
	20°	29°7	LD 50: 1 000 mn ALABASTER	
	25°	31°4	LD 50: 1 000 mn ALABASTER	
<b>Salmonidés</b>				
– Truite arc-en-ciel	15°	26°	LD 50: 1 000 mn ALABASTER	
		25°9	LD 50: 1 000 mn BISHAI	
	20°	26°4	LD 50: 1 000 mn ALABASTER	
		26°7	LD 50: 1 000 mn BISHAI	

Selon Elliott et al.(1994), la loche franche présente sa température létale maximale (c'est à dire quels que soient la température et le temps d'acclimatation) pour une valeur de 33°C.

#### **2.2.4 LE PH**

La gamme de pH considérée comme optimale pour les communautés piscicoles se situe entre 6,5 et 9. Plusieurs ruisseaux oligotrophes alimentés par les eaux acides des tourbières du plateau des Hautes Fagnes dans l'est de la Belgique ne contiennent aucun poisson (la Haute Vesdre, la Helle, la Soor, ...). Ceux-ci (truite, chabot, vairon, loche, petite lamproie) apparaissent dans les tronçons situés en aval dès que le pH est en permanence supérieur à 5,5 (Philippart, 1989), (Philippart et Vranken, 1982).

Globalement, au dessus de pH 5, l'augmentation de pH et des paramètres associés (alcalinité, dureté, Ca) favoriseraient l'accroissement de la densité de la biomasse des populations de poissons via une action fertilisante sur la productivité de nourriture dans le milieu, donc sur sa capacité d'accueil au point de vue trophique et sur le taux de croissance des individus (Philippart, 1979), (Huet, 1949).

Pour se protéger contre les effets de pH bas ou élevés, les poissons produisent une grande quantité de mucus aussi bien sur leurs écailles qu'au niveau des branchies. Les valeurs extrêmes de pH peuvent entraîner des hémorragies causant de graves dommages au niveau des branchies (Serafy et al., 1993).

Les pH alcalins supérieurs à 9,2 et acides inférieurs à 4,8 peuvent entraîner la mort des salmonidés. Les pH supérieurs à 10,8 ou inférieurs à 5 peuvent être rapidement létaux pour les cyprinidés spécialement pour la carpe et la tanche. Les salmonidés sont donc plus vulnérables aux pH élevés que les cyprinidés mais plus résistants aux pH (FAO, 1993).

La **fig. 2.7**, montre l'amplitude écologique des espèces à l'égard du pH. Selon ces données la truite fario, l'ombre, le chevaine, le goujon, le vairon, la perche, la loche franche, le chabot et la petite lamproie présentent une amplitude écologique maximale (de pH 5,5 à 8). Les espèces présentant une amplitude écologique faible seraient la carpe, le carassin, la grémille et le sandre (de pH 7,0 à 7,5). Les espèces à amplitude écologique intermédiaire seraient le barbeau, le hotu, la vandoise, l'ablette spirilin, le gardon, la brème commune, l'ablette commune, le brochet, l'anguille, la truite arc-en-ciel et l'épinoche (pH 6 à 7,5).

La **fig. 2.3** (Philippart, 1989) représente l'habitat optimal de 12 espèces piscicoles du bassin Mosan, défini par les valeurs de pH du milieu auxquelles sont associées les biomasses maximales. On peut voir sur ce tableau que la truite et l'ombre sont bien adaptées au pH plus acide que les autres espèces.

En laboratoire, des tests réalisés sur différentes espèces donnent les résultats suivants : toutes évitent les zones où le pH est supérieur à 9,5 mais elles tolèrent ces valeurs de pH lorsque la sursaturation en oxygène dissous atteint environ 200-260% (Serafy et al., 1993).

**Tab. 2.2** Températures perturbatrices et mortelles pour différentes espèces. Ce tableau est composé de 8 colonnes indiquant l'espèce étudiée et la région où s'est réalisée l'expérience, le mois, la température d'acclimatation, la période d'acclimatation, l'élévation de température en °C/h, la température perturbatrice observée, la température létale observée et enfin le nom de l'auteur et la date de publication des résultats (FAO, 1968).

**TABLE II - Disturbing and Lethal Temperature of Trout and Coregonids**  
Températures perturbatrices et mortelles pour la truite et les corégonides

Species (Locality)	Month	Acclimation		Increase in Temp. (°C/h)	Disturbing Temp. (°C)	Lethal Temp. (°C)	Author
		Temp. (°C)	Period				
<i>Salmo trutta lacustris</i> (Poland)	Feb.	9			16	25	Grudniowski (1961)
	May	18			22.5	29	
	July	21		4	23	30	
	Aug.	18			22	30	
	Nov.	6			20	26	
<i>Coregonus nasus</i> ponds (Leningrad)	Spring	2-3				22.8	Chernikova (1964)
	Spring	14	14 h.	10		26.6	
	Summer	12-14				29.1-29.5	
	Autumn	6-9.5				26.7-27.0	
<i>C. nasus aquaria</i>		12-17	70 days		25	31	Oshanska and Krasikova (1960)
<i>C. lavaretus genericus</i> (Poland)		14.8 to 10.5	16 h.		20	25	Kempinska (1960)
<i>Coregonus lavaretus ludoga</i> (Kharkov)	April	Ambient (Max. 30)		6	28	29.5	Shkorbatov (1954)
	July				28	30.0-30.3	
<i>C.l. mare-noides</i> (Kharkov)	April	Ambient			28-29	28.6-29.5	Shkorbatov (1954)
	July	Ambient (Max. 30)		6	28	30.0-31.3	
	Oct.				25-26	29-30	
	Jan.				25-26	28.0-29.5	
<i>C.l. mare-noides</i> (Kharkov)	May	Ambient				28.5	Shkorbatov (1963)
	July	Ambient (Max. 30)				30.3	
	Sept.					29.2	
	Oct.					28.0	
<i>C.l. mare-noides</i> (Lake Tawatu, near Sverdlovsk)		Ambient				29.2-30.5	Strelcova et al. (1964)
<i>C. albula ludoga</i> (Lake Ladoga, Leningrad)		Ambient				23	Strelcova et al. (1964)
<i>C.s. ludoga</i> (Lake Tawatu, Sverdlovsk)		Ambient				30.2	Strelcova et al. (1964)

**TABLE III - Disturbing and Lethal Temperature of Cyprinids and Aciptenser**  
Températures perturbatrices et mortelles pour les cyprinides et l'aciptenser

Species (Locality)	Acclimation		Increase of temp. (°C/h)	Disturbing temp. (°C)	Lethal temp. (°C)	Author
	Temp. (°C)	Time				
<i>Cyprinus carpio</i> (Kharkov)	5-15	180h immediate		26.3		Kempinska (1960)
	ambient			30.7-31.3	35.1-36.3	Shkorbatov (1954)
<i>Cyprinus carpio</i> (Kharkov)	3-10	2 months	6			Shkorbatov and Kudriavtseva (1964)
	8-12					
	13-15					
	18-20					
	24-26					
<i>Cyprinus carpio</i> (Kharkov)	15-17	30-40 days		6	35.4	Shkorbatov (1964a)
<i>Cyprinus carpio</i> (Leningrad)	15-17	30-40 days		6	34.0	Shkorbatov (1964a)
<i>Cyprinus carpio</i> (Warsaw)	ambient to 22.5	1-1½ months		6	28.3	Opuzynski (1965)
(Heated lake - Poland)	26.3		3	34.8	40.6	Horoszewicz (1966)
<i>Sardinus sardinianus</i> (Poland)	25.1		3	33	36.4	Horoszewicz (1966)
	21.0		3	30	34.8	
<i>Sardinus sardinianus</i> (Poland)	18-19	April 1 day		3	30.5	Horoszewicz (1966)
	22				34.3	
<i>Rutilus rutilus</i> (heated and unheated lake)	26.1		3	32.7	35.9	Horoszewicz (1966)
	20.8			28	31.8	
(unheated reservoir, heated effluent - Warsaw)	21.5	June 22	3	28.0	30.2	Horoszewicz (1966)
	30	June 25	3	34.0	35.5	
<i>Rutilus rutilus</i> (Caucasus reg.)	ambient				33-34	Shkorbatov (1964a)
<i>Rutilus rutilus</i> (Karelia)	ambient				30	
(Heated lake - Poland)	27.8		5-6	31.8	34.7	Horoszewicz (1966)
	25.7		5-6	33.0	35.7	
(Unheated lake - Poland)	20.8		5-6	30.0	31.8	Horoszewicz (1966)
	16.8		5-6	29.5	32.0	
<i>Lucius idus</i> (heated effluent - Warsaw)	30	June 25	3	33.5	35.8	Horoszewicz (1966)
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Warsaw)	ambient to 22.5	1-1½ months		6	35.5	Opuzynski (1965)
					41	
<i>Hypthalmichthys molitrix</i> (Warsaw)	ambient to 22.5	1-1½ months		6	34	Opuzynski (1965)
<i>Eox lucius</i> (Caucasus reg.)	ambient				33-34	Shkorbatov (1964a)
	ambient				30	
<i>Perca fluviatilis</i> (Caucasus reg.)	ambient				33-34	Shkorbatov (1964a)
	ambient				30	
<i>Aciptenser stellatus</i> (Volpa river)	10-25				27-28	Lozinov (1952)

Raitaniemi (1995) lors d'une étude sur l'impact de l'acidification de l'eau sur la composition piscicole des lacs finlandais met en évidence les points suivants :

- l'acidité de l'eau ne semble pas affecter la croissance des brochets.
- le brochet (*Esox lucius*) et la perche (*Perca fluviatilis*) sont parmi les espèces les plus résistantes aux pH acides. On les retrouve encore lorsque les autres espèces ont disparu et que le pH atteint des valeurs de 4,5 à 5,5 (Berninger et al, 1994)
- le gardon (*Rutilus rutilus*) est parmi les espèces les plus sensibles à l'acidité de l'eau

En laboratoire, soumise à un pH de 4,4 pendant une trentaine d'heures, la truite fario ne présente pas de mortalité. A long terme les résultats sont pratiquement identiques (Dalziel et al., 1986 in Morris et al., 1989).

Certaines observations montrent que, lors d'une diminution brutale du pH dans différentes rivières, la truite fario adulte ne montre aucune mortalité alors que les juvéniles présentent une mortalité presque totale. D'autre part dans des conditions similaires il fut observé des mortalités de truites fario alors que les perches ne semblaient pas affectées (Muniz et al., 1979 in Morris et al., 1989).

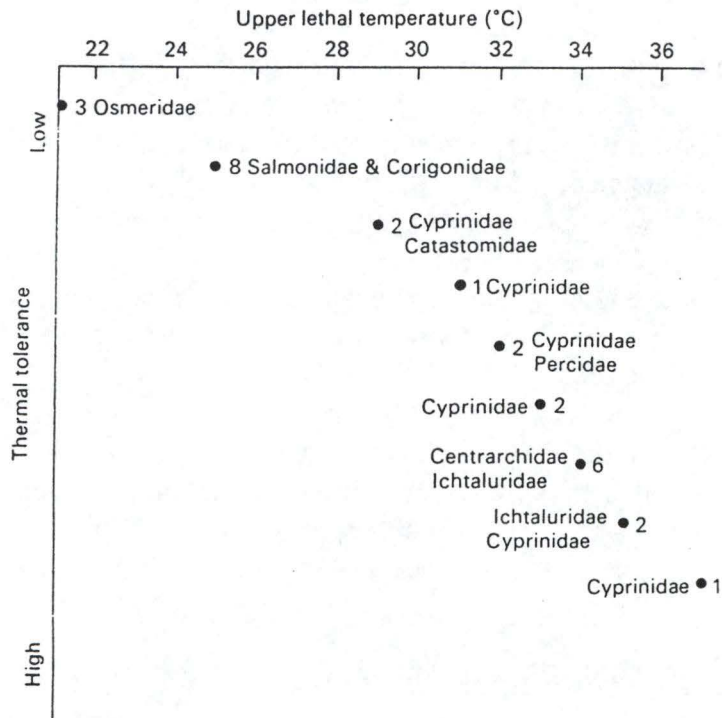
#### **2.2.4.1 Facteurs influençant les seuils létaux**

La toxicité de nombreux polluants est affectée par les variations de pH. Ainsi une variation de pH, même à l'intérieur de la gamme normalement tolérable peut augmenter de manière dramatique la toxicité de l'une ou l'autre substance comme c'est le cas par exemple pour le mercure (Anderson et al., 1995) et l'aluminium (Atland et al, 1994).

L'acidification d'une eau contenant beaucoup de bicarbonates en solution résulte en une libération de CO<sub>2</sub>. Lorsque l'eau présente une dureté importante, le dégagement de CO<sub>2</sub> peut être suffisant pour devenir toxique, et ce, même si le pH reste tolérable (Leynaud, 1976 in Pesson, 1980).

La concentration en calcium joue un rôle important dans la toxicité du pH envers les communautés piscicoles. De fortes concentrations en Ca réduisent de manière importante les mortalités et perturbations causées par les pH acides. Ainsi, le temps de survie de la truite arc-en-ciel à un pH léthal était encore réduit par une diminution de la concentration en calcium. La valeur létale moyenne après 4 jours d'exposition était de 4,18 ; 4,22 et 4,25 pour des eaux de dureté respectivement égale à 320, 40 et 12 mg/l en CaCO<sub>3</sub>. Une étude menée par Atland et Barlaup (1994) montre que, si la concentration en calcium est supérieur à 2 mg/l, les chances de survies des différentes espèces sont augmentées. Pour de nombreuses espèces (notamment le saumon de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), le succès de la ponte à un pH donné est augmenté par une élévation de la teneur en calcium. La toxicité du pH est également augmentée par une diminution de la concentration en sodium et en chlorures (Alabaster et Lloyd, 1980 ; Atland et al., 1994).

**Fig. 2.6** Grandes familles piscicoles incluant le nombre d'espèces en fonction de leur tolérance thermique (température létale) (Welch, 1980).



## 2.2.5 L'AMMONIAQUE, LES NITRITES ET LES NITRATES

### 2.2.5.1 L'ammoniaque

L'ammoniaque est présent naturellement dans les eaux de surface en tant que produit de la dégradation des protéines. Il est transformé en nitrites et ensuite en nitrates par le phénomène de nitrification lorsque l'eau est correctement oxygénée (*fig. 2.8*). Le phénomène inverse s'observe si la concentration en oxygène dissous diminue trop fortement (Leynaud 1976 in Pesson 1980).

Les égouts, les effluents industriels et l'agriculture sont les sources habituelles de rejets d'ammoniaque dans les eaux de surface. Ses effets sur les espèces piscicoles sont en relation étroite avec le pH et la température de l'eau. C'est la forme non-ionisée ( $\text{NH}_3$ ) de l'ammoniaque qui est principalement toxique pour les poissons. La fraction non ionisée augmente avec une élévation du pH ou de température (Philippart, 1989), (FAO, 1971).

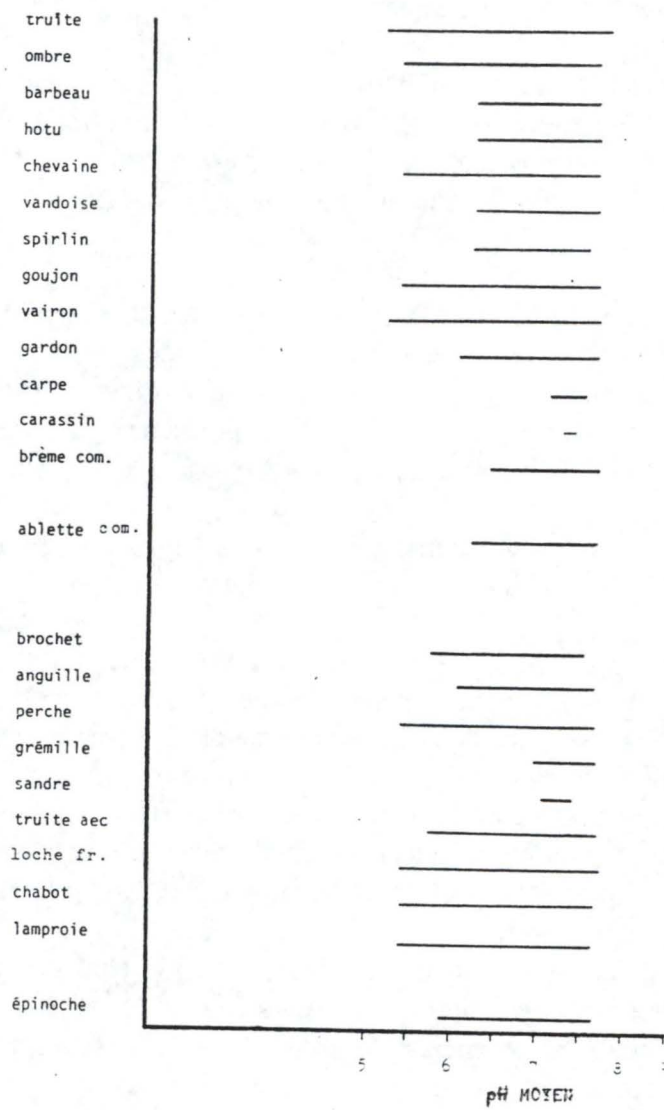
Lors de leur enquête sur les poissons menacés de disparition en région wallonne, Philippart et Vranken (1982) ont tiré les conclusions suivantes :

- une faune ichthyologique présentant une certaine diversité ne se maintient plus dans les cours d'eau où la concentration moyenne en ammoniaque dépasse 1 mg  $\text{N-NH}_4^+$ /l.
- une ichthyofaune très diversifiée, mais qualitativement anormale (régression des espèces les plus sensibles) subsiste dans des cours d'eau cyprinicoles où l'on observe à certaines périodes de l'année des concentrations de 1,0-2,0 mg  $\text{N-NH}_4^+$ /l.
- une ichthyofaune qualitativement normale à sub-normale subsiste uniquement dans les cours d'eau où la concentration en ammoniaque ne dépasse jamais 0,5 mg  $\text{N-NH}_4^+$ /l.

Les premiers signes d'un empoisonnement à l'ammoniaque chez les poissons sont les suivants : respiration accélérée, nage en surface, mouvements incessants. A un stade plus avancé ils suffoquent et leurs mouvements désordonnés s'intensifient. L'ammoniaque est particulièrement toxique au niveau du cerveau, ce qui explique pourquoi les symptômes nerveux sont si prononcés lors d'un empoisonnement (FAO, 1993).

Les jeunes larves sont particulièrement sensibles. On peut observer chez elles, une diminution du taux de croissance et des pathologies au niveau de la peau comme par exemple une réduction des cellules muqueuses. Mais les principaux effets se font sentir au niveau des branchies, des reins et des gonades au niveau desquelles un ralentissement de la maturation apparaît (Guillén et al., 1994).

**Fig. 2.7** Amplitude écologique des espèces à l'égard du pH (Philippart et Vranken, 1982 ; données chimiques d'après Descy et Empain, 1981).



### **2.2.5.1.1 Seuils létaux**

D'après les études de la FAO (1971), la concentration mortelle d'ammoniaque ( $\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$  non ionisé) pour un grand nombre d'espèces de poissons se situe dans la gamme 0,2-2 mg, la truite fario étant la plus sensible, la carpe commune la plus résistante.

D'une manière générale, les valeurs limites pour les cyprinidés se situent dans une gamme allant de 1,0 à 1,5 mg/l  $\text{NH}_3$  et allant de 0,5 à 0,8 mg/l  $\text{NH}_3$  pour les salmonidés. Ces derniers apparaissent donc plus sensibles aux fortes concentrations en ammoniaque que les cyprinidés (FAO, 1993).

En fonction de leur tolérance à l'ammoniaque, les espèces présentes en région wallonne se groupent en 3 catégories (Philippart et Vranken, 1982) :

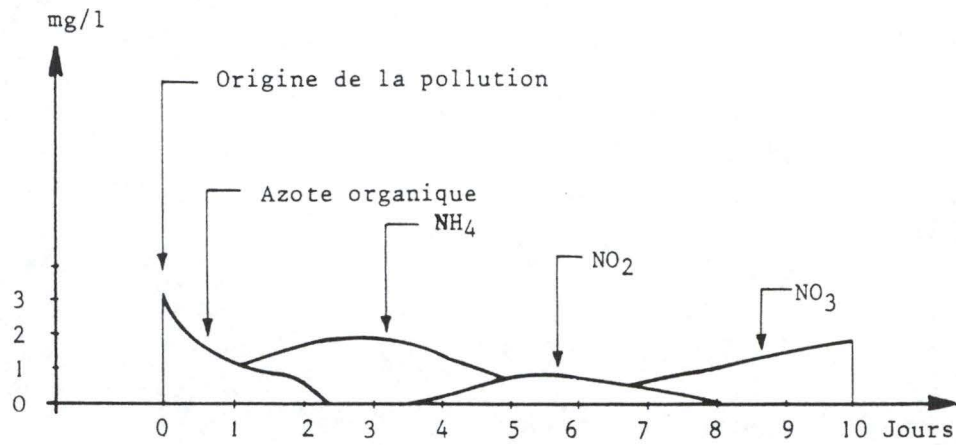
- espèces très sensibles, ne tolérant pas plus de 0,8-1,2 mg/l  $\text{N-NH}_4^+$   
ombre commun, chabot, ablette spirin, lamproie de Planer (*Lampetra planeri*)
- espèces sensibles, mais tolérant momentanément jusqu'à 2 mg/l  $\text{N-NH}_4^+$   
truite fario, barbeau, hotu, vandoise, chevaine, brochet, bouvière, grémille
- espèces peu sensibles, tolérant en permanence plus de 4-5 mg/l  $\text{N-NH}_4^+$   
loche franche, gardon, goujon, brème, perche, brochet, anguille, épinoche, ainsi que probablement carpe, tanche et carassin.

La **fig 2.2** montre les concentrations en  $\text{N-NH}_4/\text{l}$  maximales observées dans les stations où les espèces sont présentes. On remarquera la présence à de fortes concentrations, du gardon, du goujon, de la brème, de la perche (17,7 mg/l) et surtout de l'anguille et de l'épinoche (20,9 mg/).

### **2.2.5.1.2 Facteurs influençant les seuils létaux**

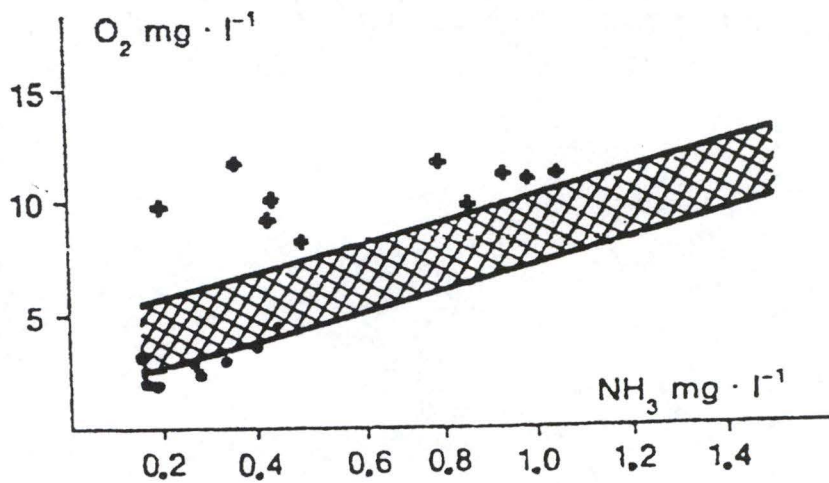
Les principaux facteurs influençant la toxicité de l'ammoniaque sont ceux qui agissent sur la concentration en  $\text{NH}_3$  soit le pH et la température. Néanmoins une diminution de la concentration en oxygène dissous peut également augmenter la toxicité de l'ammoniaque (**fig. 2.9**) (Alabaster et Lloyd, 1980).

**Fig. 2.8** Evolution des composés azotés en aval d'une pollution organique (d'après Bartsch et Ingram, 1967 in G. Leynaud, 1976).



**Fig.2.9** Relation entre la concentration en oxygène dissous et la toxicité du  $\text{NH}_3$  pour les poissons (FAO, EIFAC technical paper, 1993)

- ⊗ Valeurs entraînant la mort
- + Valeurs n'entraînant aucun dommage



## Le pH et la température

Les formules servant à calculer le pourcentage d'ammoniaque non-ionisé dans une solution sont les suivantes :

$$\% \text{ d'ammoniaque non ionisé (NH}_3) = 100 / (1 + \text{antilog (pKa-pH)})$$

avec  $\text{pKa} = -\log$  de la constante d'ionisation (Les valeurs de pKa dépendent de la température, voir *fig. 2.10*)

$$\text{NH}_3 = (\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3) / (1 + 10 \exp(10,07 - 0,33 T - \text{pH}))$$

Le *tableau 2.3* donne une idée du pourcentage de  $\text{NH}_3$  contenu dans une solution d'ammoniaque pour différents pH et différentes températures. Comme on peut le constater, les pourcentages maximum s'obtiennent pour les valeurs de pH élevées et des températures élevées. Il apparaît également qu'une élévation de pH de 0,3 entre 7,0 et 7,3 double la concentration en  $\text{NH}_3$ , les effets devenant moindres à partir d'un  $\text{pH}=8,5$ . De plus, une augmentation de  $10^\circ\text{C}$  double la concentration en ammoniaque non ionisé.

Une eau contenant des sels ammoniacaux voit sa toxicité s'accroître avec une élévation du pH car l'équilibre est déplacé vers la gauche.



Or le  $\text{NH}_3$  et le  $\text{NH}_4\text{OH}$  sont beaucoup plus toxiques que l'ion ammonium. En effet, les formes moléculaires, du fait de leur liposolubilité, diffusent librement au travers des membranes de l'épithélium branchial alors que les formes ioniques nécessitent un transport actif pour leur passage dans le sang (Leynaud 1976 in Pesson 1980).

### 2.2.5.2 Nitrites et nitrates

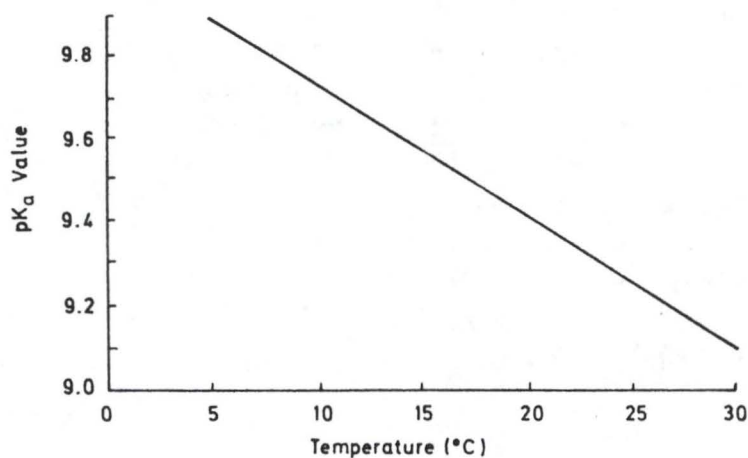
La concentration en nitrites dans l'eau est fonction de la teneur en ammoniaque et en oxygène dissous. Des concentrations en  $\text{NO}_2$  supérieures à 0,5-1,0 mg/l sont dangereuses pour les poissons, la toxicité des nitrites provenant de la fixation de l'ion  $\text{NO}_2^-$  sur l'hémoglobine du sang (méthémoglobine), ce qui réduit d'autant la capacité de transport de l'oxygène. La sensibilité différentielle des espèces est dans l'ensemble comparable à celle établie pour l'ammoniaque (Philippart et Vranken, 1982), (FAO, 1993), (Tuffery 1976 in Pesson 1980).

Les fortes concentrations en nitrates (10 mg  $\text{NO}_3/\text{l}$ ) ne sont guère toxiques directement, mais leur danger réside dans le fait qu'en cas de désoxygénation momentanée de l'eau, les nitrates se transforment en nitrites et éventuellement en  $\text{NH}_3$ , tous deux toxiques. Néanmoins, 80 mg/l  $\text{NO}_3$  est considéré comme étant le maximum admissible pour la carpe et 20 mg/l  $\text{NO}_3$  pour la truite arc-en-ciel (Philippart et Vranken, 1982), (FAO, 1993).

**Tab. 2.3** Pourcentage d'ammoniaque non ionisé (NH<sub>3</sub>) pour différentes valeurs de température et de pH (FAO, 1993).

pH	T °C					
	0	5	10	15	20	25
7.0	0.082	0.12	0.175	0.26	0.37	0.55
7.2	0.13	0.19	0.28	0.41	0.59	0.86
7.4	0.21	0.30	0.44	0.64	0.94	1.36
7.6	0.33	0.48	0.69	1.01	1.47	2.14
7.8	0.52	0.75	1.09	1.60	2.32	3.35
8.0	0.82	1.19	1.73	2.51	3.62	5.21
8.2	1.29	1.87	2.71	3.91	5.62	8.01
8.4	2.02	2.93	4.23	6.06	8.63	12.13
8.6	3.17	4.57	6.54	9.28	13.02	17.95
8.8	4.93	7.05	9.98	13.95	19.17	25.75
9.0	7.60	10.73	14.95	20.45	27.32	35.46
9.2	11.53	16.00	21.79	28.95	37.33	46.55
9.4	17.12	23.19	30.36	39.23	48.56	57.99
9.6	24.66	32.37	41.17	50.58	59.94	68.63
9.8	34.16	43.14	52.59	61.86	70.34	77.62
10.0	45.12	54.59	63.74	71.99	78.98	84.60
10.2	56.58	65.58	73.59	80.29	85.63	89.70
10.4	67.38	75.12	81.54	86.59	90.42	93.24
11.0	89.16	92.32	94.62	96.26	97.41	98.21

**Fig.2.10** Relation entre la température et les valeurs de pK<sub>a</sub> pour l'ammoniaque (Alabaster et Lloyd, 1980)



La **fig 2.11** (Philippart et Vranken, 1982) compare l'amplitude écologique de quelques espèces à l'égard de la concentration en nitrates. Selon ces données on peut classer les espèces en trois groupes

- les espèces présentant les plus petites amplitudes écologiques (7 mg/l NO<sub>3</sub> maximum)  
l'ombre, le barbeau, le hotu, l'ablette spirilin, la carpe, le carassin, la brème commune, l'ablette commune, la grémille, le sandre et la lamproie.
- les espèces présentant les plus grandes amplitudes écologiques (18 mg/l et plus NO<sub>3</sub>)  
le goujon, la vandoise, le vairon, le gardon, l'anguille, la perche, la loche franche, le chabot et l'épinoche.
- les espèces présentant des amplitudes écologiques intermédiaires (de 10 à 15 mg/l NO<sub>3</sub>)  
La truite et le chevaîne.

## **2.2.6 LES POLLUTIONS ORGANIQUES ET L'EUTROPHISATION**

### **2.2.6.1 Les pollutions organiques**

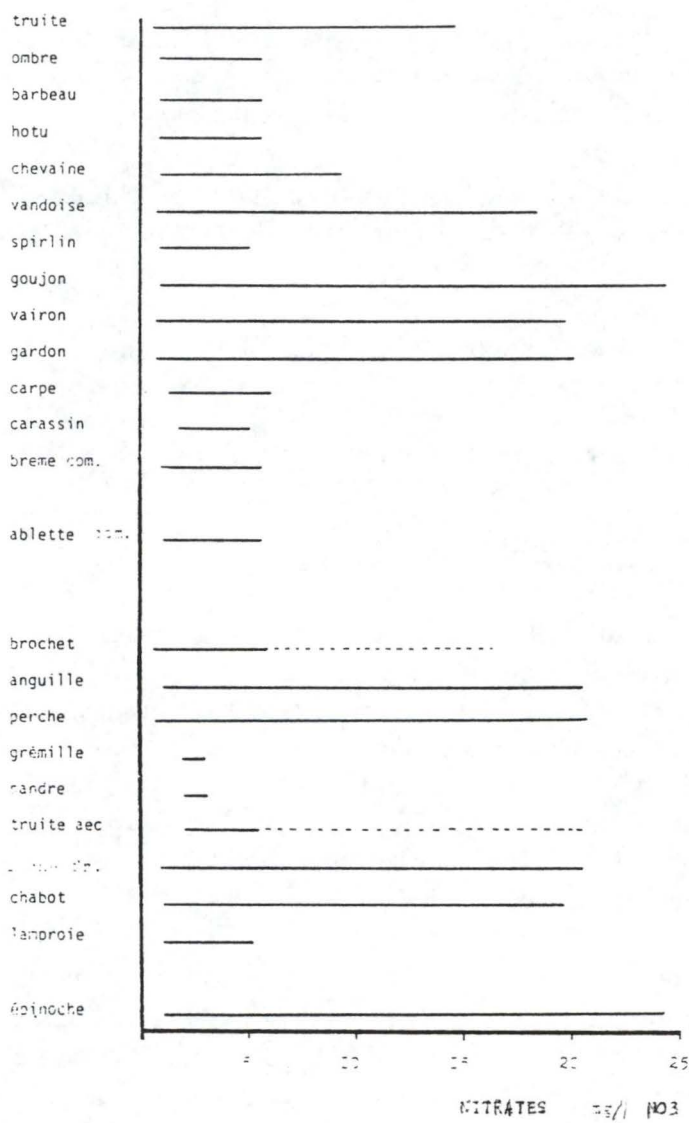
Un apport de polluants tels que des composés organiques peut être la cause d'une diminution de la concentration en oxygène dissous (**fig. 2.12**). Ces polluants proviennent principalement de rejets urbains non ou insuffisamment traités. Les bactéries aérobies aquatiques les utilisent comme sources de nourriture et prélèvent, pour les oxyder, une quantité importante d'oxygène. Les populations de bactéries peuvent alors se développer, ce qui accentue encore le phénomène et mène à un déficit en oxygène très important. Si l'eau n'est pas réaérée rapidement, la DO peut devenir si faible que les espèces les plus sensibles disparaissent (Leynaud 1976 in Pesson 1980).

Certains paramètres physico-chimiques sont très sensibles aux altérations organiques, c'est le cas de la concentration en oxygène dissous, le COD (Carbone Organique Dissous), le NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, le TOC (Total Organic Carbon) et la DBO<sub>5</sub> (Demande Biologique en Oxygène pour 5 jours). Ces paramètres sont utilisés comme indicateur d'altération organique par le QI (Quality Index) mis au point dans le cadre du programme PEGASE (Planification Et Gestion de l'Assainissement des Eaux, région wallonne) (Descy et al., 1992).

Lors de pollutions organiques aiguës, la plupart des espèces de poissons disparaissent, les espèces sténoxybiontes désertent ces secteurs au profit des euryoxybiontes, plus tolérantes. Les substances toxiques comme l'ammoniaque ou les cyanides apparaissent à des concentrations mortelles et la très faible concentration en oxygène dissous les rend encore plus toxiques, particulièrement lorsque la température est élevée. Souvent, les poissons disparaissent sans qu'il y ait de mortalité visible. Ils sont simplement repoussés vers l'amont ou plus loin en aval (Welch, 1980), (Tuffery 1976 in Pesson, 1980).

Le CO<sub>2</sub> dissous semble jouer un rôle important ; il a une grande influence sur les besoins en oxygène des populations piscicoles. Le CO<sub>2</sub> est produit en grandes quantités lors de la dégradation des matières organiques. Sa concentration peut atteindre 50 mg/l dans une eau très polluée.

**Fig. 2.11** Amplitude écologique des espèces à l'égard de la concentration en nitrates (Philippart et Vranken, 1982 ; données chimiques d'après Descy et Empain, 1981).



En aval, lorsque la pollution diminue, les premières espèces à faire leur réapparition sont l'épinoche suivie par d'autres telles que gardon, chevaine, goujon, tanche, brème et perche. Ceci dépendant du type de rivière concernée et du degré de pollution (Welch, 1980).

### **2.2.6.2 L'eutrophisation**

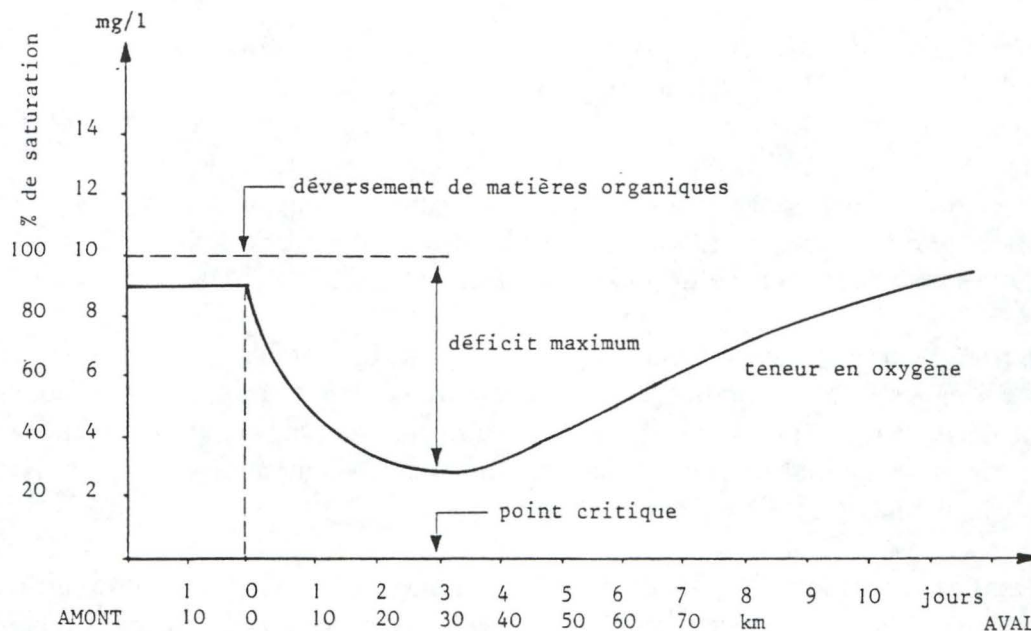
L'eutrophisation a pour origine, d'une part, la biodégradation d'une pollution organique qui se traduit par la transformation d'une partie de la matière organique polluante en substances minérales tels que nitrates et phosphates et d'autre part l'apport d'engrais azotés et phosphatés. Présents en quantité excessive dans l'eau, les nitrates et les phosphates jouent le rôle d'engrais, favorisant ainsi le développement des végétaux : algues unicellulaires, filamenteuses (*cladophora*, *spirogira*) et plantes supérieures telles que les renoncules aquatiques mais également celui de certains champignons et bactéries.

Le développement excessif de la végétation est défavorable aux poissons parce que le bilan journalier de la respiration et de la photosynthèse se traduit généralement par un fort déficit d'oxygène en fin de nuit. En outre une intense activité photosynthétique entraîne de fortes variations journalières de pH, acide en fin de nuit (dû au rejet de CO<sub>2</sub>), mais très alcalin en fin d'après midi (pH 9-10 dû à la consommation de CO<sub>2</sub>).

Dans ces conditions, les espèces oxyphiles (truite, ombre, chabot, ablette spirilin, barbeau) sont condamnées à régresser tandis que seules subsistent les espèces plus résistantes (chevaine, goujon, loche). En basse Semois, l'eutrophisation est responsable de la raréfaction de la truite, du vairon et de l'ablette spirilin ainsi que de mortalités catastrophiques enregistrées en 1975-76. Néanmoins, la particularité de l'eutrophisation est d'agir sournoisement sur les communautés piscicoles, en réduisant progressivement celles-ci sans mortalité spectaculaire. Paradoxalement, il arrive parfois qu'un niveau modéré d'eutrophisation favorise l'accroissement de certaines populations d'espèces réputées polluosensibles (par exemple, l'ombre dans la Salm et le hotu dans la Sure). Mais il s'agit de situations limites, telles qu'une légère augmentation de la charge polluante ou des conditions climatiques exceptionnelles (haute température, bas débit) suffisent à rompre l'équilibre instable instauré et à faire basculer tout le système dans un état "dégradé" plus ou moins durable (Philippart et Vranken, 1982), (Descy, 1992).

L'eutrophisation potentielle peut-être estimée par les teneurs en orthophosphates, l'eutrophisation effective quant à elle peut être estimée par les teneurs en chl. a et/ou l'amplitude des variations du pH et de l'O<sub>2</sub>. Le **tableau 2.4** donne les valeurs utilisées pour le calcul du QI (Quality Index) (Descy et al., 1992).

**Fig. 2.12** Profil en oxygène d'une rivière en aval d'une pollution organique (exemple théorique), (Leynaud 1976 in Pesson 1980). On observe dans un premier temps une diminution de la DO due à l'activité bactérienne à l'aval d'un rejet de matières organiques. Ensuite, la DO remonte grâce au phénomène d'autoépuration.



### 2.2.6.3 Quelques cas concrets

1/ L'étude d'incidence de la pollution organique et de l'eutrophisation sur la faune ichtyologique de la Semois réalisée par Philippart (1980), donne les résultats suivants :

- Réduction des populations de goujons, de truites fario, d'ablettes spirilins, de barbeaux et de hotus.
- Remplacement progressif du barbeau par le chevaine.
- Diminution de la biomasse relative du groupe barbeau + hotu qui constitue un bon indicateur de l'équilibre structurel de l'ichtyocénose.
- Diminution de la biomasse globale de l'ichtyocénose.

Aux stations très polluées on observe une ichtyofaune anormale : la diversité est très faible (7 espèces), on constate l'absence d'espèces sensibles (goujon, truite fario et hotu) et un déséquilibre affectant la biomasse relative des espèces et groupes d'espèces (importance réduite des cyprins d'eau vive et d'accompagnement, abondance d'anguilles, de brochets, biomasse absolue 3 à 4 fois moindre que celle attendue).

Aux stations un peu moins polluées, on note une augmentation du nombre d'espèces, la présence de la truite fario et du barbeau, l'apparition d'une ichtyomasse mieux équilibrée comprenant 4% de salmonidés et 56% de cyprinidés d'eau vive. On constate également l'augmentation de l'ichtyomasse totale, mais toujours absence du hotu, du goujon et prépondérance du chevaine sur le barbeau.

Aux stations peu polluées, la composition par espèce (réapparition du hotu) et leurs biomasses relatives (rétablissement de la prépondérance du barbeau sur le chevaine) redeviennent normales, mais l'ichtyomasse globale est faible en comparaison des stations non polluées. En basse Semois, l'eutrophisation du milieu se manifeste par la rareté ou l'absence des espèces oxyphiles comme le goujon, l'ablette spirilin et la truite.

En conclusion, les deux types de pollutions (organique et chronique en Semois ; "accidentelle" et due à une floraison d'algues) opèrent par exclusion ou mortalité différentielle des espèces selon une polluosensibilité décroissant dans l'ordre suivant : goujon, truite, ablette spirilin, hotu, barbeau, gardon, chevaine. En outre, la biomasse relative du groupe barbeau + hotu s'avère être un bon indice pour évaluer le degré d'équilibre de l'ichtyocénose d'une zone à barbeau. Dans une zone à barbeau non polluée et non altérée physiquement, ce groupe forme 50-70% de l'ichtyomasse.

La **fig. 2.13** donne un exemple de la modification structurelle de l'ichtyocénose suite à la recolonisation du milieu après une pollution. On peut observer que le chevaine et le goujon constituent la biomasse relative de loin la plus élevée alors que d'autres espèces comme la truite fario, l'ombre et la vandoise recolonisent moins vite les secteurs ayant subi une pollution. Certaines espèces comme le hotu ou le barbeau présentent d'énormes difficultés à recoloniser ces secteurs (Philippart, 1980).

**Tab. 2.4** Seuils de classe pour les paramètres déterminant les indices d'eutrophisation lors de la détermination du Quality Index (QI). Les classes sont au nombre de cinq. 1 représentant une excellente qualité, 5 indiquant une mauvaise qualité et une forte pollution.

*Tableau III – Seuils de classe pour les paramètres déterminant les indices d'eutrophisation (IPO4 et Ieut).*

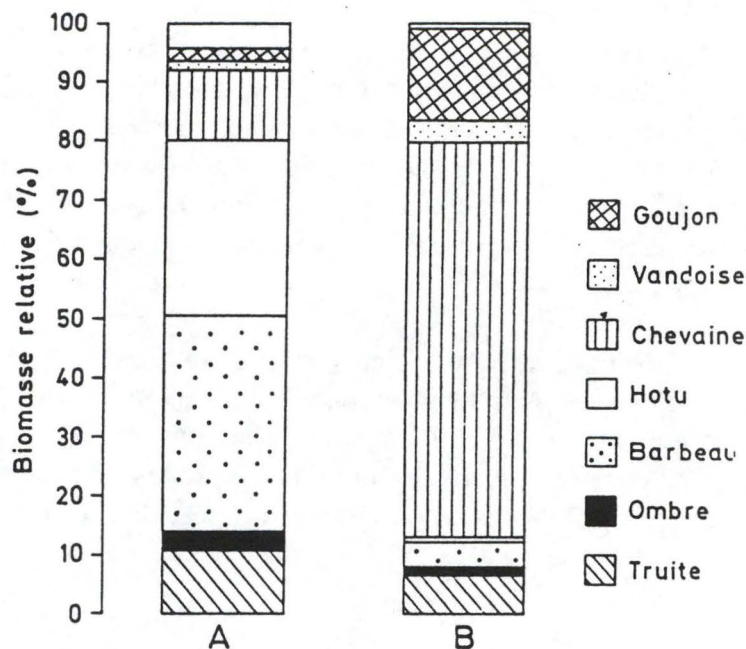
Classe	PO <sub>4</sub> -P mg/l	Chl. a µg/l	O <sub>2</sub> (% sat.)	pH
1	≤ 0.05	≤ 10	0 % (mesures) ≥ 110	0 % (mesures) ≥ stt (*)
2	0,05-0.15	10-30	0-20 % (mesures) ≥ 110	0-20 % ≥ stt
3	0,15-0.3	30-50	20-40 (mesures) ≥ 110	20-40 % ≥ stt
4	0,3-0.5	50-100	40-70 % (mesures) ≥ 110	40-70 % ≥ stt
5	> 0,5	> 100	70-100 % (mesures) ≥ 110	70-100 % ≥ stt

(\*) stt : « seuil typologique de tolérance » = 6.6, 8.0, 8.1, 8.3, 8.3, respectivement pour les cours d'eau de type 1, 2, 3, 4 et 5; voir explications dans le texte.

**Fig. 2.13** Exemple de modification structurelle d'une ichtyocénose suite à la recolonisation du milieu après une pollution (Philippart, 1980).

**A :** structure normale dans un zone à ombre (type supérieur) (Ourthe à Maboge : Huet et Timmermans, 1966).

**B :** structure déséquilibrée dans l'Amblève, 10 ans après une pollution totale.



2/ Une étude menée par Oberdorff (1994) montre comment les populations piscicoles et les paramètres de l'IBI (Index of Biotic Integrity) varient en fonction d'une pollution organique. La source de pollution est représentée par des élevages de truites arc-en-ciel en Bretagne. Les données ont été recueillies de 1979 à 1991 et 18 secteurs en amont et en aval des fermes d'élevages ont été échantillonnés.

La pollution est due à un enrichissement en matières organiques et inorganiques (provoquant une eutrophisation) ainsi qu'à une importante quantité de matières en suspension. Les matières organiques provoquent une respiration accrue des bactéries et une forte diminution de la concentration en oxygène dissous. Les excréta et la nourriture non consommée sont une source importante d'ammoniaque, de nitrites et de matières en suspension.

On constate une augmentation relativement importante de la biomasse de certaines espèces (anguille, truite fario, loche) et une diminution de la biomasse pour d'autres (chabot et dans une moindre mesure, vairon).

Dans 3 sites sur 18 il fut constaté des changements dans la composition piscicole. Des espèces comme le gardon, la brème et la vandoise avaient fait leur apparition.

Un cas intéressant est celui de deux fermes d'élevages situées à environ 4 km l'une de l'autre. La première ferme rejette des eaux déjà légèrement polluées, la seconde à son tour accroît cette pollution. L'IBI a été calculé en amont et en aval de ces deux sites. Les résultats sont les suivants : en aval de la première ferme seuls les paramètres suivants indiquaient la perturbation

- % d'individus chabot
- % d'individus anguilles
- % d'invertivores
- Biomasse totale

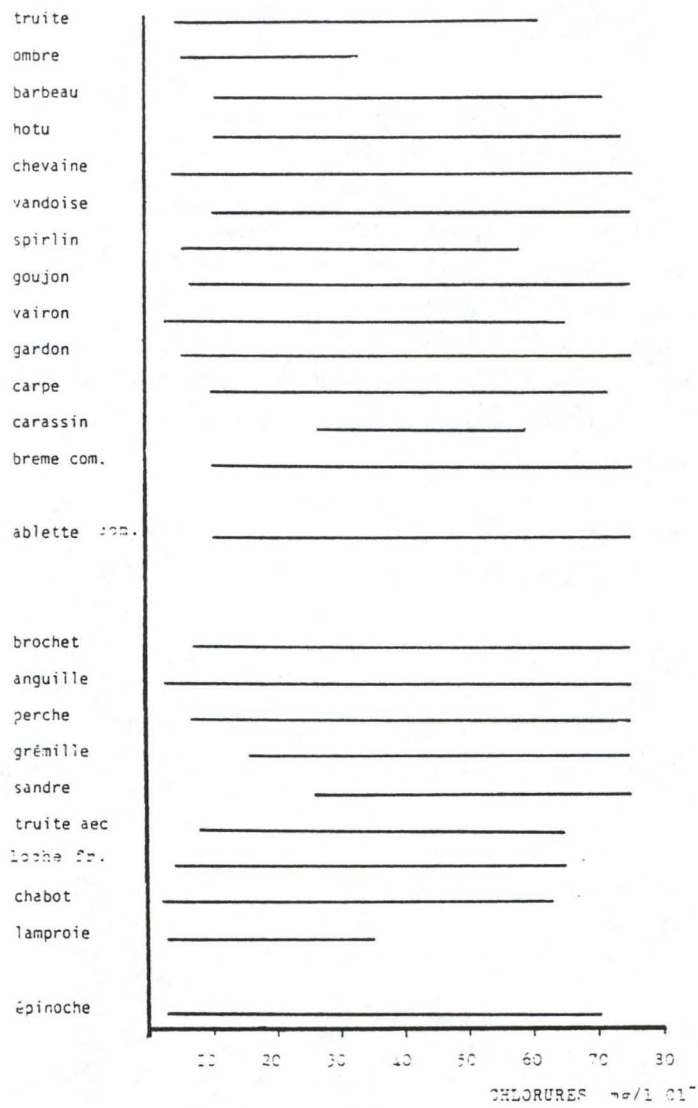
En aval de la seconde ferme par contre, tous les paramètres repris dans richesse et composition, composition trophique (excepté % d'omnivores) ainsi que abondance et biomasse reflétaient la perturbation.

Paramètres utilisés par Oberdorff :

#### Richesse et composition spécifique

- Nb total d'espèces
- Nb d'espèces benthiques
- % d'individus chabot (espèce intolérante)
- % d'individus gardons ou anguilles (espèces tolérantes)
- Classes d'âge chez la truite fario

**Fig. 2.14** Amplitude écologique des espèces à l'égard de la concentration en chlorures  
 (Philippart et Vranken, 1982 ; données chimiques d'après Descy et Empain, 1981).



## Composition trophique

- % d'individus omnivores
- % d'individus invertivores

## Condition des poissons et abondance

- % d'individus avec anomalies
- Nb de capture par 100 m<sup>2</sup> (%MDL)
- Biomasse totale

En conclusion, une pollution organique de ce type, entraîne des modifications de structure et de fonction au sein des populations piscicoles. On assiste à une augmentation de l'abondance et de la biomasse en même temps qu'à l'apparition d'espèces tolérantes. La chute de DO causée par l'oxydation biologique des matières organiques entraîne la disparition des espèces sensibles comme le chabot et le vairon. On assiste donc à une réduction du nombre d'espèces et à une augmentation de la population des espèces tolérantes comme l'anguille, le gardon, la vandoise ou la brème (Oberdorff et al., 1993).

3/ Certaines études sur l'impact de l'industrie de la pâte à papier montre que celle-ci exerce une forte influence sur les populations piscicoles. Les classes d'âges les plus basses sont fortement touchées et l'on observe des discontinuités dans les histogrammes fréquences-tailles. D'autres part, dans les rivières polluées par l'industrie de la pâte à papier, le taux de croissance des survivants semble plus élevé. Ceci serait dû au fait qu'ils ont à leur disposition une plus grande quantité de nourriture. Néanmoins, d'autres études semblent indiquer qu'il n'y a pas de problème au niveau du recrutement et que les courbes de croissance ne subissent pas de modification (Swanson et al.1994 ; Adams et al.1992 ; Gagnon, 1995 ; Balk et al., 1993).

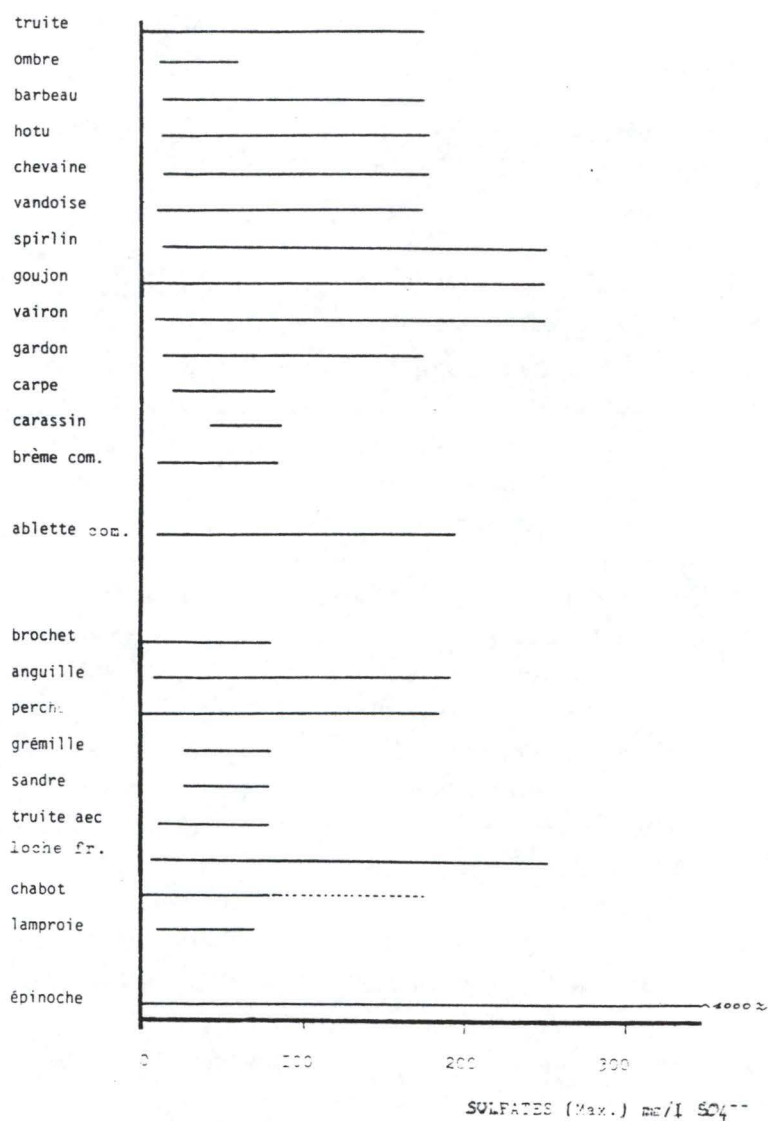
4/ Lors d'une étude sur les populations de poissons dans trois ruisseaux oligotrophes du bassin de la Roer (Philippart, 1979) supérieures différentes constatations purent être faites :

- La loche franche (*Nemacheilus barbatulus*) est une espèce rhéophile indicatrice d'eau eutrophisée ou polluée par des matières organiques.
- Le remplacement d'une espèce rhéophile oxyphile sténoèce comme le chabot par une espèce rhéophile élective des apports organiques comme la loche est une modification structurelle de l'ichtyocénose liée à l'eutrophisation

5/ Lors de leur étude sur l'impact de l'homme au niveau des espèces dominantes de la Narew River Penczak et Koszalinska (1993) firent les constatations suivantes :

- Le gardon (*Rutilus rutilus*) est très tolérant aux pollutions organiques et à l'eutrophisation. Il atteint son abondance et sa biomasse maximale dans les eaux polluées plutôt que dans les sites non pollués où il est en compétition avec d'autres espèces.
- La situation est inversée pour le brochet , il est absent des sites fortement pollués et abondant dans les sites non pollués. Son taux de croissance maximum est atteint dans les sites non pollués (Penczak et al, 1993).

**Fig. 2.15** Amplitude écologique des espèces à l'égard de la concentration en sulfates (Philippart et Vranken, 1982 ; données chimiques d'après Descy et Empain, 1981).



6/ Les travaux réalisés par Lusk et Halacka sur les populations de hotu montrent que cette espèce est un excellent bio-indicateur. Le hotu est très intolérant à de nombreux facteurs comme la canalisation, la pollution organique, les variations hydrologiques et la variation de certains facteurs comme le pH, l'oxygène dissous ainsi qu'aux substances toxiques. (Lusk et al., 1995).

### **2.2.7 LES DETERGENTS**

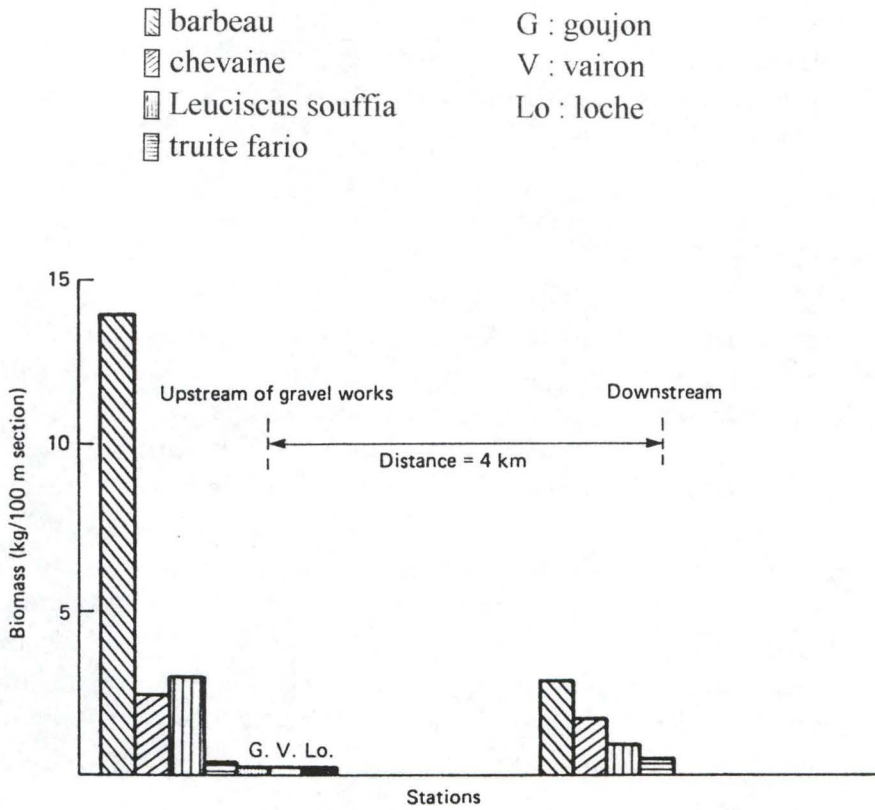
Les détergents sont directement toxiques pour les poissons à des concentrations de plusieurs mg/l ce qui ne se rencontre que dans les rivières ultra polluées et dépourvues de toute faune ichtyologique. Néanmoins de faibles concentrations en détergents suffisent à perturber la vie des poissons soit directement via une diminution de la tension superficielle de l'eau entraînant une modification des échanges respiratoires au niveau des branchies, soit indirectement en potentialisant la toxicité de certains produits présents dans le milieu ou en ralentissant la réoxygénation mécanique de l'eau, ou encore en freinant l'auto épuration bactérienne. Herbert et al. ont mis en évidence le doublement de la concentration létale moyenne quand la teneur en oxygène de la solution passait de 4 à 8 mg/l chez la truite arc-en-ciel exposée à des solutions de détergents synthétiques. Certaines espèces, notamment le vairon et le barbeau semblent être particulièrement sensibles à cette forme de pollution (Lelek 1980 in Philippart et Vranken, 1982 ; Philippart et Vranken, 1982 ; Herbert et al. 1957 in Pesson 1980).

### **2.2.8 LES SELS MINERAUX (CHLORURES ET SULFATES)**

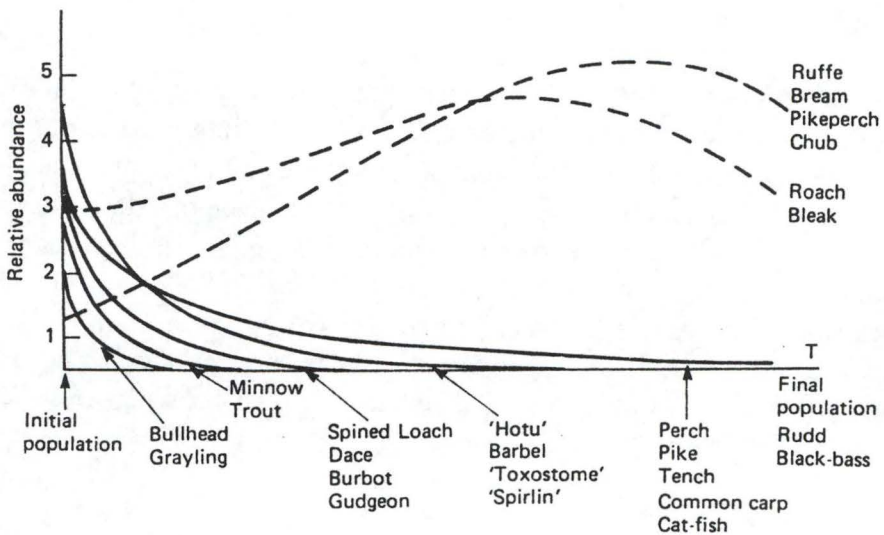
Les sels minéraux sont principalement représentés par les chlorures et les sulfates. Des concentrations anormalement élevées se retrouvent dans certaines de nos rivières (Ton, Berwinne, Orneau, Vesdre...). Elles sont généralement associées à d'autres pollutions beaucoup plus graves (métaux lourds, toxiques divers, organique). Leur effet est par conséquent difficile à mettre en évidence. Les chlorures sont en concentration importante dans les eaux usées d'origine animale ainsi que dans certains rejets industriels. Le sodium et le potassium accompagnent généralement la pollution due aux chlorures. (Leynaud et Verrel 1980 in Pesson).

Des concentrations allant de 20 à 50 mg/l pour les chlorures et de 50 à 100 mg/l pour les sulfates sont considérées comme douteuses. Des concentrations supérieures à 50 mg/l pour les chlorures et 100 mg/l pour les sulfates sont considérées comme dangereuses pour les poissons, mais beaucoup d'espèces sont euryalins et supportent aisément de fortes salinités (perche, grémille, gardon, brème, brochet, truite, anguille, ...). Seules les espèces oligo sténohalines comme le barbeau, le hotu, l'ablette spiralin et le chabot seraient affectées par des concentrations excessives en chlorures et sulfates. On notera néanmoins le maintien de ces espèces dans la basse Berwinne où l'on enregistre des concentrations records en sulfates (200 mg/l) provenant de déversement d'eau d'un exhaure d'un charbonnage désaffecté (Philippart et Vranken, 1982 ; Tuffery 1976 in Pesson 1980).

**Fig.2.16** Biomasse de poissons capturés en amont et en aval d'un site d'extraction de graviers sur la rivière Ouvèze (Alabaster, 1984)



**Fig. 2.17** Effets de l'extraction de sédiments dans le Doubs sur les populations piscicoles en aval (Alabaster, 1985).



La **fig 2.14** montre l'amplitude écologique de quelques espèces à l'égard de la concentration en chlorures. Selon ces valeurs l'ombre et la lamproie présentent une amplitude écologique très faible (maximum 35 mg/l de Cl<sup>-</sup>). Les autres espèces montrent des amplitudes écologiques à peu près similaires (max. 60 à 80 mg/l de Cl<sup>-</sup>). Il est à noter que la majorité des espèces demandent une concentration minimale d'environ 10 mg/l Cl<sup>-</sup>.

La **fig 2.15** montre l'amplitude écologique de quelques espèces à l'égard de la concentration en sulfates. Selon ces valeurs 3 groupes sont discernables

- espèces présentant une amplitude écologique minimale (grand maximum 100 mg/l)  
Ombre, carpe, carassin, brème commune, brochet, grémille, sandre, truite arc-en-ciel, lamproie et peut-être chabot.

- espèces présentant une amplitude écologique maximale (jusqu'à 250 mg/l SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>)  
Ablette spiralin, goujon, vairon, loche et grémille  
Il est à noter l'amplitude écologique extrême de l'épinoche (jusqu'à 1000 mg/l SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>).

- Espèces à amplitude écologique intermédiaires  
Truite fario, barbeau, chevaine, vandoise, gardon, ablette commune, anguille et perche

## **2.2.9 LES MATIERES EN SUSPENSION (MES)**

### **2.2.9.1 Effets directs**

L'extraction massive de graviers provenant du lit de la rivière remet en suspension de grandes quantités de particules. Celles-ci occasionnent de sérieux problèmes au niveau des branchies en inhibant la respiration et causant par là d'importantes mortalités au sein des populations piscicoles. De plus, le pouvoir abrasif de ces matières en suspension entraîne des lésions constituant une voie d'entrée privilégiée pour les agents pathogènes (Alabaster, 1985).

### **2.2.9.2 Effets indirects**

En situation réelle, les valeurs de concentration en matières en suspension sont généralement trop faibles pour entraîner des effets directs. Néanmoins, les effets indirects sur l'habitat, au travers de la nutrition (diminution de la biomasse d'invertébrés, limitation du champ de vision) et de la reproduction (asphyxie des oeufs par les matières en suspension) sont évidents et ce, même pour des concentrations nettement plus faibles. Ils sont généralement les causes principales des changements au niveau des communautés piscicoles.

La **fig. 2.16** est un graphique représentant la biomasse (kg/100 m de rivière) en fonction de la station (rivière Ouvèze). La première station se trouve en amont d'un site d'extractions de graviers. Les différentes espèces sont bien représentées, les biomasses sont élevées. Par contre, quatre km en aval, presque toutes les espèces ont fortement régressé, voire disparu. Ainsi, on assiste à une diminution d'environ 70% de la biomasse des barbeaux, 30% chez la chevaine, 70% chez le blageon (*Leuciscus souffia*). Goujons, vairons et loches ont quant à

**Tab. 2.5** Test de LC<sub>50</sub> effectué sur quelques espèces afin de déterminer leur tolérance au cadmium. (Alabaster et Lloyd, 1980).

<b>Espèce</b>	<b>Famille</b>	<b>Durée (LC<sub>50</sub> X jours)</b>	<b>Valeurs de LC50 µg Cd/l</b>
Truite arc-en-ciel	Salmonidé	50 jours	10
Vairon	Cyprinidé	70 jours	400
Perche fluviatile	Percidé	50 jours	500
Loche franche	Cobitidé	60 jours	2000
Brème commune	Cyprinidé	42 jours	5000
Gardon	Cyprinidé	50 jours	9000

eux, disparus. Cependant, la truite fario par contre ne connaît pas de régression de sa biomasse (Alabaster, 1984).

La **fig. 2.17** montre la variation de l'abondance relative des différentes espèces à l'aval d'une zone d'extraction de sédiments dans le Doubs. D'une manière générale, l'abondance des espèces diminue fortement alors que celle d'autres espèces comme la brème, le sandre, le chevaine, le gardon et l'ablette augmente ou reste stable. Les espèces les plus touchées sont : le chabot, la loche, le goujon, le hotu, le barbeau, l'ablette spirilin, la perche, le brochet, la tanche, la carpe, le poisson-chat et le black-bass (*Micropterus salmoides*) (Alabaster, 1984).

Oberdorff a montré que l'envasement causé par les matières en suspension influençait en premier lieu la reproduction des espèces lithophiles. Elles détruisent les oeufs par asphyxie, mais aussi les larves. Une étude menée en Bretagne montre que le goujon disparaît presque complètement lorsque l'envasement devient important. La truite fario ne semble pas aussi sensible que le goujon mais les jeunes classes d'âges disparaissent également. D'autre part les espèces généralistes comme l'anguille ou la loche ne sont pas affectées par l'envasement (Oberdorff, 1993).

## **2.2.10 LES METAUX LOURDS**

### **2.2.10.1 Introduction**

Les rejets des usines traitant les métaux non-ferreux (Cu, Zn, Pb, Cr, Cd), des tanneries (Cd, Cr), des fabriques de pâte à papier (Hg) ainsi que le lessivage des sols (Hg provenant des fongicides organo mercuriels) et le ruissellement des eaux "routières" (Pb) sont les principales sources de métaux lourds dans les cours d'eau en région wallonne.

Cette forme de pollution apparaît comme la cause majeure de l'absence totale de poissons dans le cours supérieur l'Our (Cd, Zn, Cu) affluent de la Lesse, dans la Warche inférieure et de la moyenne Amblève (Cd et Cr). Elle contribue aussi à la forte dégradation de la faune ichtyologique dans la Vire (Cd) et dans le Ton (Cr) (Philippart et Vranken, 1982).

Certaines espèces semblent assez sensibles aux métaux lourds (ombre, truite fario, chabot, vairon, lamproie de planer, ablette spirilin et loche franche). On ne les trouve pas dans les milieux où les concentrations en métaux lourds dépassent les valeurs moyennes suivantes en µg/l : Pb : 40 ; Zn : 400 ; Cu : 30 ; Cd : 5 .

Le vairon et la loche franche semblent quant à eux particulièrement sensibles au Zn et au Cd. Les autres espèces y compris barbeau, hotu, vandoise et chevaine semblent être plus tolérantes (Philippart et Vranken, 1982).

D'une manière générale, les effets des métaux lourds sur les populations piscicoles sont les suivants (ces différents points seront explicités dans les paragraphes suivants) :

- diminution de la biomasse totale
- altération du recrutement (salmonidés).
- diminution du taux de croissance des individus (salmonidés).
- bioaccumulation importante pour les espèces en bout de chaîne trophique.
- diminution du rapport biomasse de Salmonidé/Cyprinidé.

### **2.2.10.2 Le cadmium**

Le Cd est un métal très répandu dans l'industrie, de petites quantités étant souvent déversées dans les eaux de surface. Les concentrations naturelles sont généralement inférieures à 1 µg/l. Une grande proportion du Cd présent dans les rivières s'adsorbe sur les matières en suspension, mais seule sa forme soluble est toxique pour les poissons et s'accumule principalement au niveau des branchies, du foie et des reins. L'une des voies d'entrée principales du Cd est la nourriture. Ainsi les individus se trouvant au sommet de la chaîne trophique (brochet, perche) accumulent-ils plus de Cd que les autres (Wodward et al., 1994).

Une étude sur les effets du Cd chez la truite arc-en-ciel donne les résultats suivants : dans le sang, augmentation du taux de cortisol, de glucose et de zinc, augmentation du taux de thiol (protection contre les radicaux libres), diminution du nombre de leucocytes. Au niveau du foie, augmentation du taux de metallothioneine (enzyme de détoxification) (Tores et al, 1991).

La toxicité du Cd augmente avec :

- l'élévation de température
- l'élévation du pH
- la diminution de la concentration en oxygène dissous

Elle est réduite par

- une augmentation de la concentration en Ca
- une augmentation de la concentration en Mg.

D'une manière globale, les valeurs létales pour les différentes espèces se situent dans la fourchette allant de 2 à 20 mg/l. Pour les salmonidés, la concentration maximum admissible est de 0,2 µg Cd/l et pour les cyprinidés de 1 µg Cd/l (FAO, 1993).

Le **tableau 2.5** donne une idée de la tolérance de différentes espèces les unes par rapport aux autres car basées sur des tests de LC<sub>50</sub>. D'une manière globale, on remarque une plus grande tolérance des cyprinidés et une tolérance plus faible des salmonidés (Alabaster et Lloyd, 1980).

Dans la rivière Tean, en Angleterre (dureté 210 mg/l CaCO<sub>3</sub>) on retrouve la truite fario dans une zone où la teneur en Cd varie de 2,6 à 6,4 µg/l, mais elle est absente plus en aval, où la concentration varie de 7 à 19 µg/l. De la même manière on retrouve le chabot, l'épinoche et le vairon en amont et pas en aval (Department of the environment, 1972 in Alabaster and Lloyd, 1980).

Dans la Tamise et ses affluents, on trouve de bonnes populations de truites fario avec des concentrations en Cd de l'ordre de 3,5 µg/l (dureté : 300 mg/l de CaCO<sub>3</sub>) (Alabaster and Lloyd, 1980).

Dans la Lesse à Hulsiniaux, avec une concentration moyenne en Cd de 4 µg/l et maximale de 6 µg/l, les espèces suivantes subsistent : ombre, truite fario, chabot, vairon, loche franche, lamproie de Planer (Philippart et Vranken, 1982).

Dans la Meuse à Visé, avec une concentration moyenne en Cd de 10,4 µg/l et maximale de 29,5 µg/l, les espèces suivantes subsistent : barbeau, hotu, chevaine, vandoise, bouvière, ablette, gardon, goujon, brème, carpe, carassin, perche, grémille, brochet et anguille (Philippart et Vranken, 1982).

Dans la Vesdre à Chênée, avec une concentration moyenne en Cd de 28,1 µg/l et maximale de 37 µg/l, l'ichtyofaune est nulle (Philippart et Vranken, 1982).

### **2.2.10.3 Le cuivre**

Le Cu est un polluant commun dans les eaux de surface, sa toxicité étant largement attribuée à l'ion Cu<sup>2+</sup>. Dans des conditions naturelles, le Cu se trouve à des concentrations < 5 µg/l. Avec l'activité minière ou d'autres rejets industriels, sa concentration peut fortement augmenter, atteignant plusieurs mg/l. Il est souvent présent, accompagné d'autres métaux lourds comme le zinc. L'effet toxique du cuivre est attribué à la précipitation du mucus sur les branchies leur causant des dommages directs et provoquant la suffocation du poisson (Pandey et al. 1993 ; FAO 1993).

La toxicité du Cu augmente avec :

- l'élévation de température
- la diminution de la concentration en oxygène dissous

Elle est réduite par

- une élévation de la concentration en CaCO<sub>3</sub>
- une élévation de pH

Dans des eaux alcalines, le Cu précipite pour des valeurs élevées de pH. Ainsi une concentration initiale de 5 mg Cu/l à pH 7,45 donne, après 24 heures, une concentration de 2,94 mg Cu/l alors qu'à pH 8 il ne resterait que 1 mg/l après 2 heures (Department of Environment, 1971 in Alabaster and Lloyd, 1980).

Les seuils létaux varient de 20 µg/l à plus de 10 mg Cu/l, cette différence étant principalement attribuée à la concentration en CaCO<sub>3</sub> dans l'eau. Pour les salmonidés, des concentrations de 20 à 40 µg Cu/l altèrent l'éclosion des oeufs dans une eau à faible teneur en CaCO<sub>3</sub> (14 mg CaCO<sub>3</sub>/l). En outre, il s'avère que les juvéniles sont plus sensibles que les adultes.

Valeurs de LC<sub>50</sub> 4 jours avec une alcalinité d'environ 250 mg/l

<b>ESPECE</b>	<b>LC<sub>50</sub> 4 jours</b>
anguille	4,00 mg Cu/l
brochet	3,00 mg Cu/l
truite arc en ciel	0,90 mg Cu/l
carpe commune	0,60 mg Cu/l
loche	0,76 mg Cu/l
perche	0,30 mg Cu/l

Le **tableau 2.6** donne une idée de la tolérance de quelques espèces appartenant à différentes familles. Etant basé sur des tests de LC<sub>50</sub>, il est surtout intéressant de comparer les espèces les unes par rapport aux autres. On remarque ainsi la grande tolérance des anguilles et du brochet aux fortes concentrations en Cu.

- Dans la Lesse à Hulsiniaux, avec une concentration moyenne en Cu de 23.5 µg/l et maximale de 39,1 µg/l, les espèces suivantes subsistent : ombre, truite fario, chabot, vairon, loche franche, lamproie de Planer (Philippart et Vranken, 1982).
- Dans la Vesdre à Forêt-Trooz, avec une concentration moyenne en Cu de 28 µg/l et maximale de 63,8 µg/l, les espèces suivantes subsistent : truite fario, vairon, loche franche (Philippart et Vranken, 1982).
- Dans la Sambre avec une concentration moyenne en Cu de 41 µg/l et maximale de 275 µg/l, les espèces suivantes subsistent : ablette spirin, chevaine, gardon, rotengle, goujon, ablette, bouvière, carpe, brème, perche, grémille, brochet anguille (Philippart et Vranken, 1982).

#### **2.2.10.4 Le zinc**

Le zinc est un élément indispensable à la vie des organismes. Il est impliqué dans la synthèse des acides nucléiques et se retrouve dans de nombreux enzymes ; il est souvent présent dans la nature sous forme de sulfites ou de carbonates et est fréquemment accompagné d'autres métaux lourds comme le fer ou le cadmium. Il est utilisé dans les industries de galvanisage des tôles ou les fonderies et certains de ses composés incluant l'oxyde de Zn, le chlorure de Zn, le chromate de Zn et le sulfite de Zn sont fréquemment utilisés dans d'autres types d'industries. Les concentrations naturelles peuvent varier de 1 à 200 µg Zn/l ou plus. Il peut, dans les eaux de surface, se retrouver sous forme de cations libres ou sous forme de complexes solubles ou encore s'adsorber sur des matières en suspension. Sa toxicité est principalement attribuée à l'ion Zn<sup>2+</sup>, au carbonate et à l'hydroxyde de zinc. Certaines études montrent que le Zn<sup>2+</sup> est un inhibiteur compétitif du Ca<sup>2+</sup> au niveau des branchies (Hogstrand et al., 1994).

### La toxicité du Zn augmente avec :

- la baisse du taux d'oxygène dissous.

### Elle est réduite par

- une augmentation de la concentration en  $\text{CaCO}_3$
- une augmentation de la température
- une augmentation de la quantité de matières en suspension
- une augmentation de la concentration en Ca ou en Na

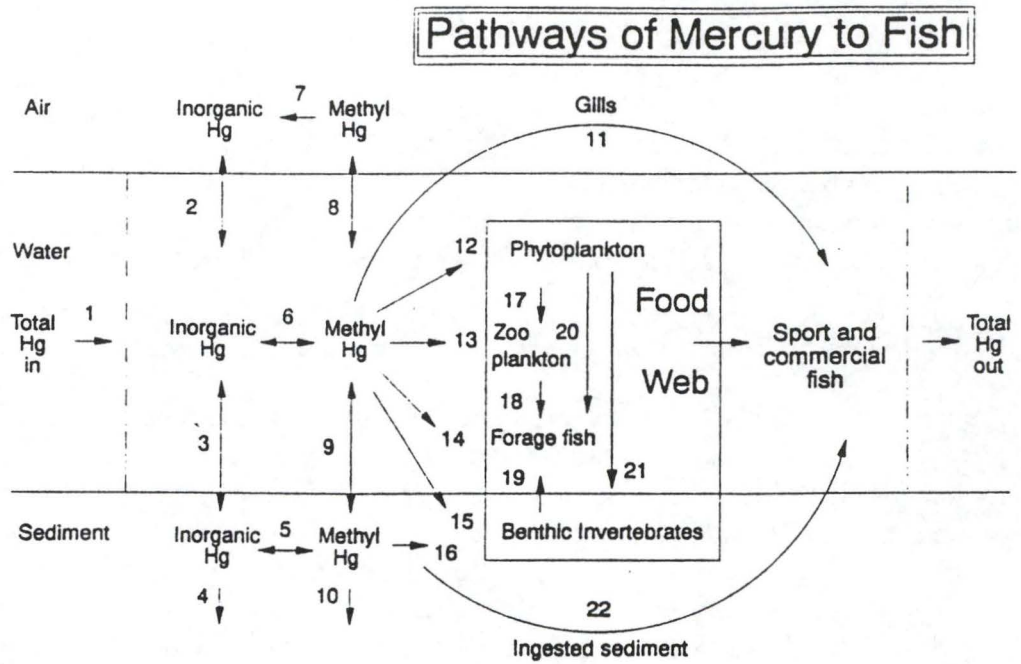
(FAO, 1993 ; Alabaster, 1980)

- La solubilité des sels de zinc dans l'eau diminue quand le pH augmente et ce jusqu'à une valeur d'environ 7. Dans les eaux dures, le zinc précipité mais resté en suspension à environ pH 8, semble être aussi toxique pour la truite arc-en-ciel que les ions  $\text{Zn}^{2+}$  en solution (Lloyd, 1960 in Alabaster and Lloyd).
- Les truites fario et arc-en-ciel montrent des sensibilités fortement différentes suivant leur stade de croissance. Les oeufs sont très tolérants ( $\text{LC}_{50}$  pour 5 jours est 4 fois supérieur à celui des adultes). Les jeunes commençant à se nourrir sont quant à eux les plus sensibles (FAO, 1993), (Edwards et Brown, 1966 in Alabaster and Lloyd).
- Les concentrations létales sont de 100  $\mu\text{g/l}$  pour les salmonidés et varient de 500 à 1000  $\mu\text{g/l}$  pour les cyprinidés (FAO, 1993).
- Dans l'Ourthe à Marcourt, avec une concentration moyenne en Zn de 90  $\mu\text{g/l}$  et maximale de 270  $\mu\text{g/l}$ , l'ombre subsiste (Philippart et Vranken, 1982).
- Dans la Geule à Plombière, avec une concentration moyenne en Zn de 400  $\mu\text{g/l}$  et maximale de 790  $\mu\text{g/l}$ , les espèces suivantes subsistent : truite fario, chabot, vairon, lamproie de Planer, loche franche, chevaine (Philippart et Vranken, 1982).
- Dans la Meuse à Monsin, avec une concentration moyenne en Zn de 525  $\mu\text{g/l}$  et maximale de 1859  $\mu\text{g/l}$ , les espèces suivantes subsistent : barbeau, hotu, vandoise, gardon, goujon, rotengle (Philippart et Vranken, 1982).
- Dans la Chiers à la frontière avec le G.D.L. , avec une concentration moyenne en Zn de 4458  $\mu\text{g/l}$  et maximale de 9350  $\mu\text{g/l}$ , l'ichtyofaune est nulle (Philippart et Vranken, 1982).

### **2.2.10.5 Le mercure**

Le mercure est particulièrement toxique pour les communautés piscicoles sous la forme de méthyl-mercure. On le retrouve naturellement à des concentrations n'excédant pas 0,1  $\mu\text{g/l}$ . Le mercure se retrouve très vite dans le sédiment où il s'accumule. Il peut alors être méthylé par les micro-organismes et entrer ensuite dans la chaîne alimentaire. Les voies d'entrées principales pour les poissons sont le tractus digestif, la peau et les branchies. Le mercure peut entraîner de graves problèmes au niveau de la reproduction car ils réduisent le temps de vie des spermatozoïdes, la quantité d'oeufs pondus et le taux de survie des oeufs et des larves.

**Fig. 2.18** Modalités d'entrée du mercure dans la chaîne alimentaire et bioaccumulation (Parks et al., 1994).



La **fig. 2.18** résume les grands processus par lesquels le mercure entre dans la chaîne alimentaire. Contaminant les eaux de surface sous la forme de mercure inorganique, il est soit transformé immédiatement en méthyl-mercure soit il sédimente et c'est là qu'il subira une méthylation. C'est sous la forme méthyl-mercure qu'il rentre principalement dans la chaîne alimentaire via le phytoplancton, le zooplancton, le poisson fourrage, et finalement les grands prédateurs comme le brochet (Parks et al., 1994).

On accepte des valeurs de l'ordre 1  $\text{Og/l}$  de Hg inorganique pour les salmonidés et 2  $\mu\text{g/l}$  pour les cyprinidés. Les valeurs létales sont d'environ 300 à 1000  $\mu\text{g/l}$  pour les salmonidés et 1  $\text{mg/l}$  pour les cyprinidés. Les populations piscicoles des rivières gravement polluées par le mercure présentent toutes une biomasse plus faible que la normale. Cette biomasse augmente au fur et à mesure que l'on s'éloigne du point de pollution et que la concentration en mercure dans l'eau diminue. (Southworth et al. 1994 ; FAO 1993).

#### **2.2.10.6 L'aluminium**

La toxicité de l'aluminium dépend en grande partie des propriétés de l'eau et en particulier de son pH. L'Al est soluble à des pH inférieurs à 6.0 ; de nombreux composés chimiques peuvent être formés, mais les plus toxiques pour les poissons sont formés à des pH de 5,2 à 5,8. En milieu naturel, des chutes de pH à des valeurs de 4,8 peuvent entraîner la mort de certains poissons. La toxicité accrue de l'aluminium à ces pH acides semble être la cause de ces mortalités. En effet c'est dans la gamme de pH allant de 5 à 5,5 que l'Al semble être le plus toxique pour les poissons.

Des concentrations en Al de 0,52  $\text{mg/l}$  à pH 7 réduisent le taux de croissance des alevins de truite arc-en-ciel (FAO, 1993).

#### **2.2.10.7 Le chrome**

Dans les eaux de surface, la forme la plus stable du Cr est le Cr III et le Cr IV. Sous ces deux formes, le Cr est peu soluble et s'adsorbe sur les matières en suspension. Par contre le Cr VI est fortement soluble et est la forme commune du Cr solubilisé dans les eaux de surface. La forme III est néanmoins la forme la plus toxique pour les populations piscicoles suivie de la forme VI. La toxicité du Cr est fortement influencée par le pH, la concentration en Ca et en Mg. Elle est augmentée par un pH acide, et diminuée par une élévation du taux de Ca et Mg (FAO, 1993).

Sur la Warche, gravement polluée par le chrome (500  $\mu\text{g/l}$  en moyenne, 700  $\mu\text{g/l}$  max.), on observe une disparition totale des poissons. Plus en aval, à la confluence avec l'Amblève, la pollution par le chrome diminue légèrement. Dans ce secteur la seule espèce trouvée est l'épinoche (Philippart, 1980).

Dans la trouille à Givry, avec une concentration moyenne en Cr de 255  $\mu\text{g/l}$  et maximale de 399  $\mu\text{g/l}$ , les espèces suivantes subsistent vairon, chabot, loche franche, gardon, goujon, anguille, épinoche, épinochette (*Pungitius pungitius*) (Philippart et Vranken, 1982).

### **2.2.10.8 Le plomb**

La principale source de contamination des eaux de surface par le plomb est la fumée d'échappement des véhicules à moteurs. La toxicité du plomb est fortement influencée par le pH (à pH alcalin la solubilité du Pb est réduite et par conséquent, sa toxicité), la concentration en Ca et Mg (plus leur concentration est élevée, moins le Pb est toxique). Les concentrations en Pb considérées comme dangereuses se situent entre 1 et 10 mg/l pour les salmonidés et entre 10 et 100 mg/l pour les cyprinidés (FAO, 1993 ; Berninger et al., 1994).

- Dans la Vesdre à Forêt-Trooz, avec une concentration moyenne en Pb de 29 µg/l et maximale de 67 µg/l, seul le vairon subsiste (Philippart et Vranken, 1982).
- Dans la Haute Sambre à Aulne, avec une concentration moyenne en Pb de 34 µg/l et maximale de 62 µg/l, seule l'ablette spirilin subsiste (Philippart et Vranken, 1982).
- Dans l'Amblève à Amel, avec une concentration moyenne en Pb de 40 µg/l et maximale de 71 µg/l, les espèces suivantes subsistent : truite fario, chabot, ombre, chabot, loche franche (Philippart et Vranken, 1982).
- Dans la Chiers à la frontière G.D.L., avec une concentration moyenne en Pb de 141 µg/l et maximale de 550 µg/l aucune espèce ne survit (Philippart et Vranken, 1982).

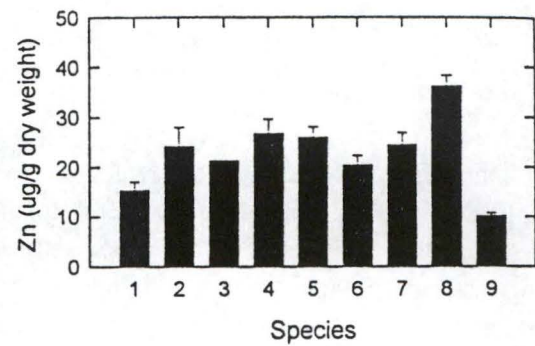
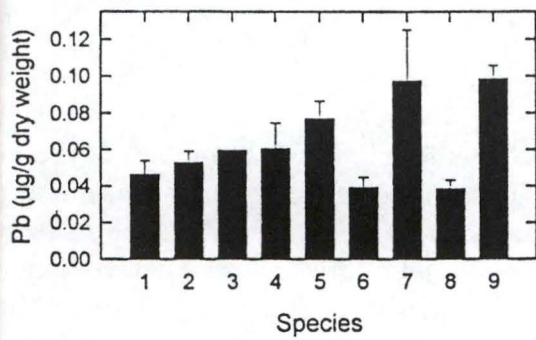
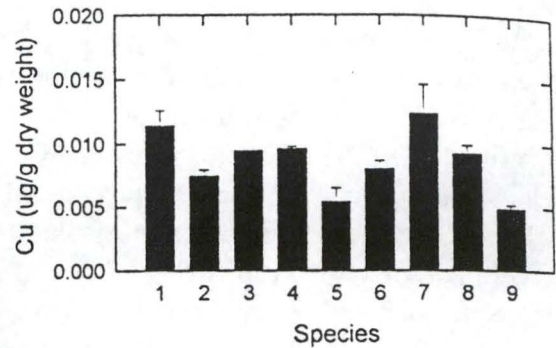
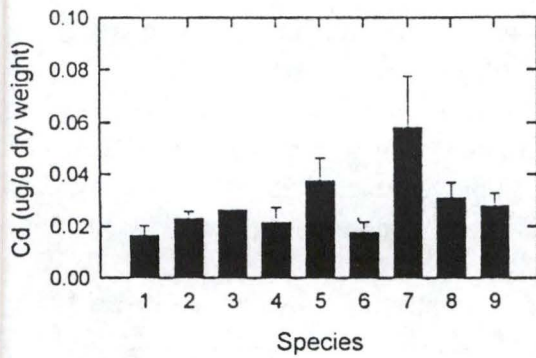
### **2.2.10.9 Le fer**

Dans les eaux de surface, le fer se présente sous forme de  $Fe^{2+}$  (soluble) ou  $Fe^{3+}$  (plus insoluble). Le rapport entre les deux formes dépend principalement de la concentration en oxygène dissous et du pH. Le fer peut être toxique pour les poissons si la DO est faible et que le pH est bas (dans ces conditions le fer soluble domine). La surface des branchies étant plutôt alcaline, le fer s'oxyde et précipite. Ce précipité recouvre alors les branchies et empêche la respiration. De la même manière le fer peut précipiter à la surface des oeufs, empêchant ainsi le passage de l'oxygène et les condamnant à mort à brève échéance (Reader et al. in Morris, 1989), (Huet 1949).

D'une manière générale, les salmonidés sont plus sensibles que les cyprinidés. On accepte environ 0,2 mg/l de fer soluble dans les élevages de cyprins et 0,1 mg/l dans ceux de salmonidés (FAO, 1993). Des travaux étudiant la tolérance de la truite arc-en-ciel au fer dissous donne des résultats surprenants. En comparant des truites élevées dans une eau contenant 5 mg/l de fer provenant de l'activité minière (sans  $Fe^{2+}$ ) et une eau non polluée, il fut constaté que la truite arc-en-ciel résiste très bien à de telles concentrations sans montrer de ralentissements de croissance significatifs ou de mortalité (Steffens et al., 1993).

**Fig. 2.19** Concentrations en métaux lourds dans les muscles des poissons de la Perchora River, dans le nord de la Russie (Allen-Gill et Martynov, 1995).

- |                                   |                          |
|-----------------------------------|--------------------------|
| 1 : <i>C. autumnalis</i>          | 6 : <i>L. idus</i>       |
| 2 : <i>C. lavaretus pidschian</i> | 7 : <i>P. flavescens</i> |
| 3 : <i>C. nasus</i>               | 8 : <i>R. rutilus</i>    |
| 4 : <i>C. peled sp.</i>           | 9 : <i>S. salar</i>      |
| 5 : <i>E. lucius</i>              |                          |



### **2.2.10.10 Bioaccumulation des métaux lourds**

Lors d'une étude sur la concentration en mercure chez trois espèces de poissons (truite arc-en-ciel, largemouth bass et smallmouth bass) des réservoirs de l'Orégon, il a été constaté que la bioaccumulation était faible à nulle pour des poissons d'âge inférieur à 3 ans et qu'elle augmentait de façon linéaire par la suite. Les espèces carnassières comme le brochet sont de très bons bioindicateurs car l'accumulation de Hg se fait surtout via la nourriture. Les carnassiers se trouvant au sommet de la pyramide alimentaire sont par conséquent les plus touchés (Berninger et al., 1994 ; Parks et al., 1994 ; Reuther, 1994 ; Korhonen et al., 1995 ; Mason et al., 1995 ; Allen-Gil et al., 1995).

La forme principale sous laquelle le mercure se trouve dans nos eaux européennes contaminées par des rejets industriels est la forme méthyl-mercure. Une étude sur *Lepomis auritus* vivant dans un cours d'eau nord américain contenant 0,5 à 1 µg/l de Hg inorganique dissous donne des résultats intéressants. Celui-ci accumule une quantité de mercure totale plus élevée en tête de rivière où les concentrations en mercure dissous sont plus élevées. En dépit du fait que le mercure inorganique dissous est rapidement accumulé par les poissons, sans transformation en méthyl-mercure, le méthyl-mercure constitue 85% ou plus de la concentration totale en mercure chez tous les poissons des sites étudiés (Southworth et al., 1994 ; Korhonen et al., 1995). D'autre part, il a été constaté que la concentration en Hg chez la perche est fortement corrélée avec l'âge et la taille de l'individu (Berninger et al., 1994).

Les travaux d'Allen-Gill et Martynov (1995) sur la bioaccumulation des métaux lourds où ils comparent neuf espèces de poissons provenant du même milieu (**fig. 2.19**) donnent les résultats suivants : la concentration en Cd est plus élevée chez la perchaude (*P. Flavescens*), celle du Pb est plus élevée chez le saumon (*S. Salar*) et la perchaude que chez les autres espèces. L'ide (*L. idus*) et le gardon (*R. Rutilus*) présentent des concentrations en Pb et Cd significativement moins importantes que le saumon et la perche (*P. Flavescens*) (Allen-Gill et al., 1995)

Le Pb et le Cd n'ont pas de fonction dans l'organisme mais celui-ci les retient via certaines protéines au niveau du rein et du foie. Les variations entre espèces proviennent vraisemblablement de leur bagage enzymatique différent. Les résultats obtenus ne permettent pas d'affirmer qu'il y a une différence au niveau de la bioaccumulation du Cd et du Pb si l'on compare les espèces omnivores et piscivores. Néanmoins, plus le temps d'exposition est long, plus l'accumulation est importante (Sunil et al., 1995). Par contre le Cu et le Zn sont des éléments importants dans l'organisme et sont fortement régulés par des mécanismes physiologiques. Les différences observées entre les différentes espèces reflètent probablement des variations de tolérance (Allen-Gill et al. 1995 ; McCoy et al. 1995)

L'une des voies d'entrée principale pour le Cd, le Cu, le Pb ou le Zn est la nourriture. Ainsi, les poissons se trouvant au sommet de la chaîne trophique sont-ils plus bioaccumulateurs que ceux placés en bas de chaîne (Wodward et al., 1994).

Des travaux menés par Wodward sur la Clark Fork River dans le Montana montrent à quel point les métaux lourds ont une influence importante sur les biomasses. Cette rivière est polluée depuis de nombreuses années par des rejets importants de Cu, Cd, Pb, As, Mn et Zn sous forme de boues. Il resterait environ quinze millions de mètres cubes de ces boues dans le lit de la rivière. Celle-ci est principalement intéressante pour ses populations en truites fario. On constate malheureusement que les populations ont fortement régressé. Bien que l'habitat puisse accueillir 1250 individus par km, les populations varient entre 21 et 125 individus par km. Les conditions de survie des truites fario dans la Clark Fork River ne semblent toutefois pas trop mauvaises mais le gros problème vient du recrutement insuffisant (Wodward et al, 1994).

Des tests en laboratoire sur la truite arc-en-ciel prouvent qu'un régime alimentaire à base d'hydropsichidae et de tipulidae provenant de la Clark Fork river ralentit la croissance des individus de manière significative (Wodward et al, 1994). Néanmoins des études ultérieures montrent que pour un régime alimentaire contenant 55 µg Cd/g (poids sec), 170 µg Pb/g (poids sec) ou 1500 µg Zn/g (poids sec) la truite arc-en-ciel, bien que présentant une certaine bioaccumulation, ne montre pas de mortalité ni de variation dans son taux de croissance. Des poissons soumis à des concentrations supérieures (800 µg Cu/g) présentent une mortalité de 30% mais ne montrent pas non plus de modification du taux de croissance (Mount et al., 1994), (Kemble, 1994).

### **2.2.11 QUAND POLLUTION ORGANIQUE ET INDUSTRIELLE S'ADDITIONNENT**

Il arrive fréquemment, à l'aval d'une zone urbanisée ou d'un zoning industriel, que l'on assiste à la fois à une pollution organique et industrielle. Les quelques exemples qui suivent montrent les effets cumulés de ces pollutions sur les communautés piscicoles.

#### **1/ La Warche**

La Warche, principal affluent de l'Amblève, reçoit les effluents d'une tannerie industrielle (matières organiques + alcalis + chrome). Les poissons, surtout représentés dans cette zone par la truite fario et l'ombre ont totalement disparu jusqu'au confluent avec l'Amblève. Les analyses d'eau effectuées révèlent une concentration moyenne en chrome de l'ordre de 500 µg Cr<sup>3+</sup>/l, 12600 mg Cr<sup>3+</sup>/kg poids sec dans les bryophytes, 46 µg de Zn/l, 73 µg/l de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> et une concentration en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> de 662 µg/l N-NH<sub>4</sub> (les valeurs citées sont des moyennes ; le nombre de prélèvements et la ou les années sur lesquelles ils furent effectués se trouvent dans le **tableau 2.7**) (Philippart, 1980).

#### **2/ L'Amblève**

Via la Warche, l'Amblève subit une pollution organique et chimique chronique. Sur l'Amblève, trois secteurs ont été étudiés. Le premier est situé au niveau de la confluence avec la Warche, le second est situé juste en aval de la confluence avec la Salm et enfin le troisième se trouvant à la confluence avec l'Ourthe.

Le premier secteur (A) subit une forte pollution organique et une contamination par le chrome ( $252 \mu\text{g Cr}^{3+}/\text{l}$  et  $6025 \text{ mg Cr}^{3+}/\text{kg}$  poids sec dans les bryophytes,  $1114 \mu\text{g/l N-NH}_4^+$  et  $96 \mu\text{g/l}$  de  $\text{PO}_4^{3-}$ ). La faune ichtyologique se trouve limitée à des espèces résistantes comme l'épinoche (*Gasterosteus aculeatus*).

Le second secteur (B), présente toujours une forte contamination par le chrome ( $56 \mu\text{g Cr}^{3+}/\text{l}$  et  $1875 \text{ mg Cr}^{3+}/\text{kg}$  poids sec dans les bryophytes) et quelques pollutions organiques sporadiques. Dans ce secteur, on constate la réapparition de la truite fario, de l'ombre, du chevaine, du goujon et du gardon, mais l'ichtyomasse totale est de loin inférieure à la normale (30 à 50 kg/ha au lieu de 180 kg/ha) à cause de la contamination par le chrome.

Le troisième secteur (C), présente une forte diminution des principales pollutions (chrome et pollution organique). L'ichtyomasse est quantitativement normale (c'est à dire  $>160 \text{ kg/ha}$ ) mais elle est structurellement déséquilibrée. En effet on constate un remplacement des espèces poluo-sensibles (barbeau et hotu) par les espèces polluo-résistantes (chevaine et gardon) sauf à proximité du confluent avec l'Ourthe où apparaît une situation assez représentative du type de rivière qu'est la basse Amblève (Philippart, 1980).

### 3/ La Vesdre

La Vesdre comprend une partie amont (25 km) hostile pour les poissons (pH 4-6) et une partie aval (48 km) gravement polluée (égouts urbains, papeteries, lainerie, métallurgie des non-ferreux) depuis le début de l'époque industrielle ( $\phi$ 1835). Dans cette zone polluée, les sondages par pêches électriques révèlent que quelques espèces dont la loche, le vairon, le chevaine et même la truite fario subsistent à l'aval des barrages-déversoirs, au confluent des ruisseaux non pollués et dans un tronçon en voie d'épuration ; mais partout, les biomasses sont négligeables ( $40 \text{ kg/ha}$  dans la zone épurée et rempoissonnée). Cette zone est normalement un zone à ombre présentant une productivité potentielle élevée (Philippart, 1980).

### **3.** *Matériel et Méthodes*

## 3. MATERIEL & METHODES

### 3.1 CHOIX DES STATIONS

Dans le but d'étudier l'impact des pollutions organiques et industrielles sur les différents paramètres de l'IBIP, il a été décidé d'effectuer un échantillonnage de la faune piscicole par pêche électrique en amont et en aval de sites pollués. Si un site amont ne pouvait être trouvé, un site aval plus éloigné serait utilisé.

Les sites devaient présenter les caractéristiques suivantes :

- profondeur de l'eau acceptant la prospection à pied
- possibilité de déterminer avec précision le type de pollution
- plusieurs espèces présentes en amont et en aval

Après un inventaire complet des stations exploitables, notre choix s'est porté sur les stations suivantes:

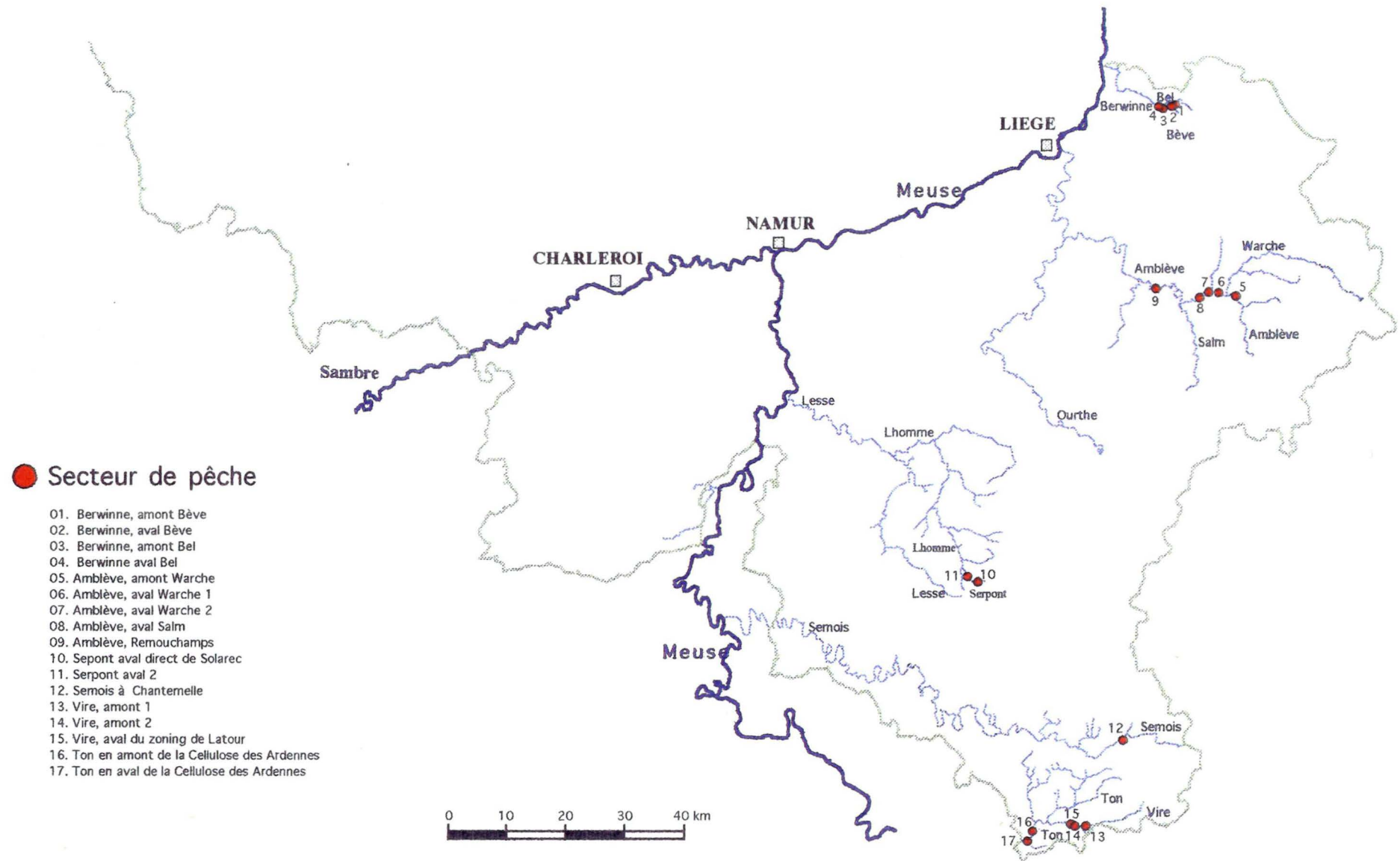
#### Stations présentant une pollution de type organique

- La Berwinne en amont de la confluence avec la Bel à Val Dieu (Aubel)
- La Berwinne en aval de la confluence avec la Bel à Val Dieu (Aubel)
- La Berwinne en amont de la confluence avec la Bève
- La Berwinne en aval de la confluence avec la Bève
  
- Le Serpont à l'aval direct des entreprises Solarec et l'Oréal à Recogne
- Le Serpont plus en aval, peu avant sa confluence avec la Lhomme près d'Hatrival
  
- La Semois à Arlon avant la construction de la station d'épuration (résultats de pêche fournis par la Station de Recherches Forestière de Gembloux)
- La Semois à Arlon après la construction de la station d'épuration (résultats de pêche fournis par la Station de Recherches Forestière de Gembloux)

#### Stations présentant une pollution de type industrielle

- La Vire en amont du petit complexe industriel de Latour
- La Vire en aval du petit complexe industriel de Latour
  
- L'Amblève en amont de la confluence avec la Warche à Planche

Figure 3.1 : Localisation des sites étudiés



- L'Amblève en aval de la confluence avec la Warche après Stavelot
- L'Amblève plus en aval à Trois-Ponts
- L'Amblève peu avant sa confluence avec l'Ourthe à Remouchamps (résultats de pêche fournis par UNECED)
- Le Ton en amont de la Cellulose des Ardennes à Harnoncourt (résultats de pêche fournis par le GIREA, 1992)
- Le Ton en aval de la Cellulose des Ardennes à Lamorteau (résultats de pêche fournis par le GIREA, 1992)

## PRESENTATION DES SITES ET RIVIERES

Le *tableau 3.1* présente les caractéristiques des différentes stations étudiées.

### La Berwinne

La Berwinne est une petite rivière prenant sa source à environ 5 km d'Aubel et se jetant dans la Meuse à Visé. Elle parcourt une trentaine de km et son bassin versant présente une superficie de quelques 112 km<sup>2</sup>. Sa source se situe à une altitude de 285 mètres et sa confluence avec la Meuse se produit à une hauteur de 46 mètres. Sa pente varie de 26,5‰ dans sa partie supérieure à 10,9‰ dans sa partie inférieure faisant ainsi de la Berwinne, une rivière appartenant à la zone à truite sur tout son cours (selon la zonation de Huet, 1949 ; *fig. 3.2*). Sa largeur s'accroît progressivement et passe de 1 à 8 mètres. Son débit est en moyenne de 0,006 m<sup>3</sup>/s dans sa partie supérieure et de 0,386 m<sup>3</sup>/s peu avant sa confluence avec la Meuse.

Deux sites ont retenu notre attention.

Le premier se situe au niveau de la confluence avec la Bève (affluent important de la Berwinne). Celle-ci subit une pollution de nature organique et son effet est sensible sur la Berwinne. Les causes exactes de la pollution de la Bève ne sont pas connues avec exactitude. Cependant les eaux usées provenant d'un élevage industriel de porcs tout proche pourraient en être la cause. Des pollutions épisodiques ont été également constatées par les riverains. Le nettoyage de fosses à purin appartenant à un fermier des environs seraient à l'origine de ces pollutions épisodiques.

Deux secteurs ont donc été choisis, l'un juste en amont de la confluence avec la Bève et l'autre juste à l'aval (voir *fig. 3.1*)

Le second se situe au niveau de la confluence avec la Bel (*PHOTO N°4*). La Bel subit une pollution organique aiguë et présente une concentration en matières en suspension très importante. Elle reçoit les eaux usées de la ville d'Aubel, ainsi que celles d'une siroperie, d'une cidrerie et d'un abattoir tout proche. Une station d'épuration est en fonctionnement mais elle est malheureusement largement sous dimensionnée. Deux secteurs, l'un juste en amont et l'autre juste en aval de la confluence avec la Bel furent échantillonnés. (voir *fig 3.1*).

**Tableau 3.1 : Caractéristiques des stations étudiées**

Cours d'eau	Station	Localité	Date de pêche	Superficie du bassin versant (Km <sup>2</sup> )	log. de la superficie du bassin versant	Distance à la source (Km)	Altitude (m)	Pente ‰	Largeur moyenne (m)	Profondeur (m)
Berwinne	Amont Bève	Aubel	05/05/1995	20	1,3	6,9	185	0,548	3,40	0,30
	Aval Bève	Aubel	05/05/1995	41	1,6	6,9	175	8,400	4,53	0,30
	Amont Bel	Aubel	04/05/1995	67	1,8	12,0	141	5,340	6,63	0,30
	Aval Bel	Aubel	04/05/1995	67	1,8	12,0	141	5,340	5,63	0,30
Serpont	Aval direct de Solarec	Recogne	17/06/1995	11	1,0	0,0	455	12,580	2,80	0,40
	Peu avant la confluence avec la Lhomme	Hatrival	17/06/1995	28	1,4	4,7	395	12,580	4,00	0,30
Vire	Amont du zoning industriel	Latour	27/06/1995	115	2,1	6,2	219	1,163	5,90	0,60
	Amont du zoning industriel	Latour	28/06/1995	122	2,1	9,3	215	1,163	4,70	0,40
	Aval du zoning industriel	Latour	28/06/1995	122	2,1	9,3	215	1,163	4,74	0,80
Amblève	Amont Warche	Planche	03/07/1995	214	2,3	24,9	328	8,490	7,80	0,50
	Aval Warche									
	Aval Warche	Stavelot	14/07/1995	486	2,7	38,7	246	5,156	28,15	0,40
	Aval Salm	Trois-Ponts	28/07/1995	707	2,8	40,5	236	5,156	26,13	0,50
	Peu avant la confluence avec l'Ourthe	Remouchamps	06/09/1994	1000	3,0					
Semois	Chantemelle 1979	Chantemelle	08/08/1979	69	1,8	16,9	339	0,895	6,40	0,30
	Chantemelle 1983	Chantemelle	24/08/1979	69	1,8	16,9	339	0,895	6,40	0,30
Ton	Amont de la Cellulose des Ardennes	Harnoncourt	25/06/1991	313	2,5	21,9	200	1,124	10,00	0,70
	Aval de la Cellulose des Ardennes	Lamorteau	26/06/1991	319	2,5	22,7	198	1,124	10,00	0,70

### **3.1.1.2 Le Serpont**

Le Serpont fait partie du bassin de la Lesse, il prend sa source près de Libramont et se jette dans la Lhomme à quelques km d'Hatrival. Sa longueur est de 6,5 km et il présente un bassin versant de 28 km<sup>2</sup>. Son altitude passe de 455 à 375 mètres et sa pente, pratiquement constante est de 12,6‰, le classant ainsi dans la zone truite. Sa largeur varie de 2,6 à 4,2 mètres et son débit passe de 0,05 à 1 m<sup>3</sup>/s lorsqu'on passe de sa partie amont à sa partie aval.

La principale source de pollution organique est l'entreprise Solarec (ex Sud lait). Un premier site a été choisi juste à l'aval du point de pollution (**PHOTO N°3**). Un second site 1,5 km plus en aval a été également échantillonné.

### **3.1.1.3 La Semois**

La Semois est une grosse rivière, longue de 210 km, dont 190 en territoire belge. Elle prend sa source à Arlon, à l'altitude de 405 mètres et se jette dans la Meuse à Monthermé (France), à 141 m. En Belgique, elle comprend deux parties distinctes : la première, longue de 60 km, correspond à la traversée de la Lorraine belge ; la seconde s'étend sur 130 km, traverse l'Ardenne. La Semois appartient toute entière à la zone à barbeau. Dans la première partie, c'est une rivière à pente comprise entre 0,92 et 0,46‰ ; la population cyprinicole comprend des cyprins d'eaux vives accompagnés de voraces et de cyprins d'accompagnement ; les salmonidés et cyprins d'eaux calmes sont rares. Dans la seconde partie, la pente moyenne est de 1,13‰. La faune piscicole est mixte à prédominance cyprinicole : cyprins d'eaux vives, voraces et cyprins d'accompagnement.

A l'origine (terrains jurassiques), les eaux de la Semois sont alcalines, mais en Ardennes elle reçoit de nombreux affluents aux eaux acides ; aussi les réserves alcalines passent-elles progressivement de 3,8 en Lorraine belge à 1,0 à la frontière française. A cause des réserves alcalines initialement élevées, les variations du pH sont faibles ; il reste voisin de 7,0. Les principaux affluents de la Semois : la Rulles, la Vierre, le Ruisseau des Allènes, le Ruisseau de Petit-Fays, sont d'origine ardennaise. Leurs eaux sont légèrement acides.

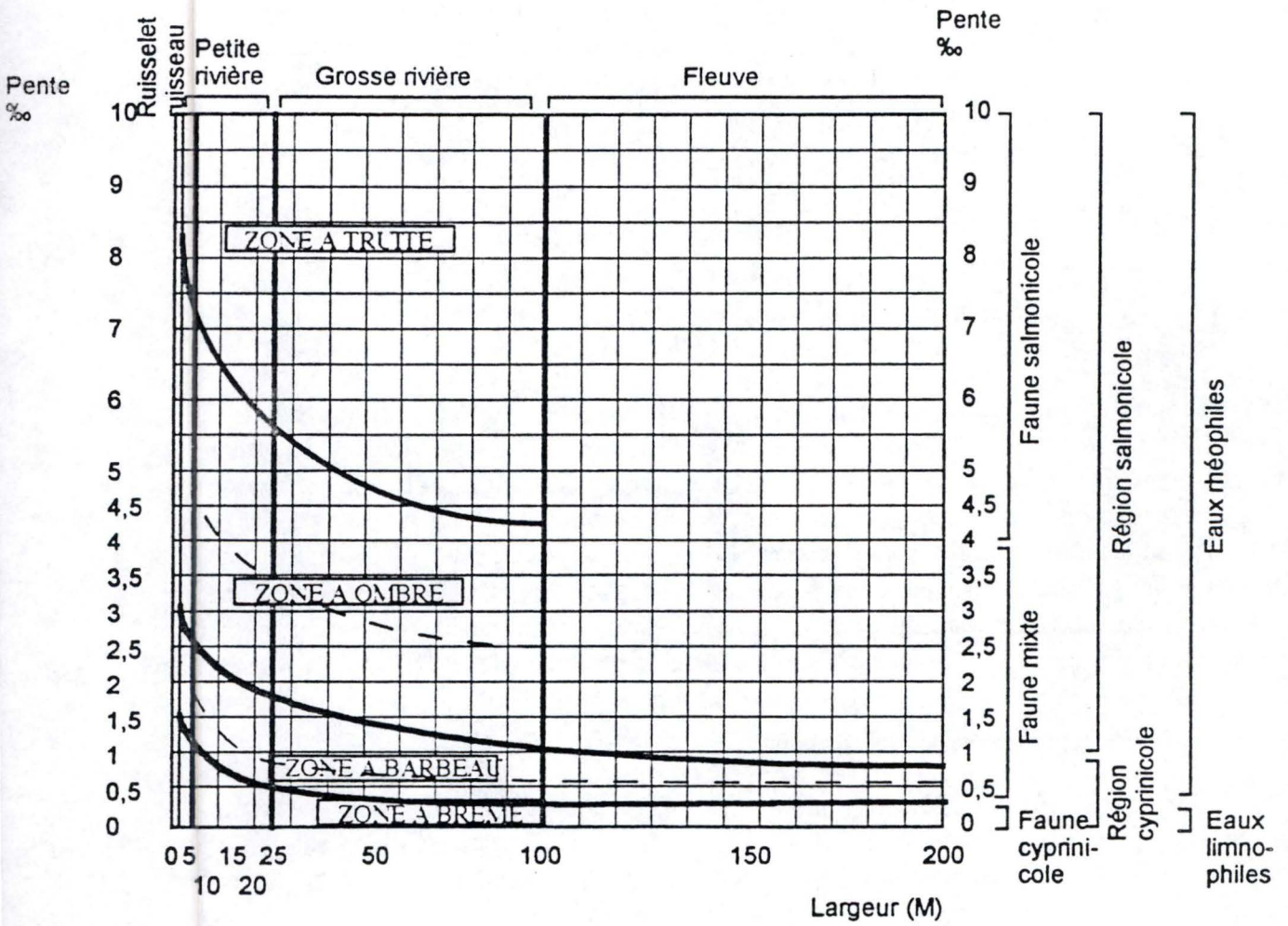
Avant 1982, date de la mise en service d'une station d'épuration, la ville d'Arlon était la source d'une intense pollution organique. La station forestière de Gembloux a effectué des campagnes de pêches électriques avant et après 1982 (08/08/1979 et 24/08/1983) une dizaine de km en aval, à hauteur de la ville de Chantemelle (**fig. 3.1**).

### **3.1.1.4 L'Amblève**

C'est une rivière de 92,2 km de long, prenant sa source à Bullange à 595 mètres d'altitude et se jetant dans l'Ourthe à Rivage..

En aval de Montenau, la pente s'accroît par rapport à l'amont, le cours d'eau dévale du plateau vers la Basse-Ardenne. Quelques gros affluents : la Recht, la Warche, augmentent son débit. La pente passe de 8,3 à 6,8‰. La faune piscicole n'est composée que de truites.

Fig. 3.2 : Diagramme des zones piscicoles en fonction de la pente et de la largeur dans les rivières de l'Europe occidentale tempérée (modifié d'après Huet, 1949).



En aval du confluent de la Warche et jusqu'à la Salm à Trois-Ponts, la pente s'est sensiblement atténuée et est descendue à 4,4‰. La faune devient mixte, mais demeure à dominance salmonicole : truite et ombre (68% des captures) ; accompagnant ces espèces, les cyprins d'eaux vives : le barbeau, chevaine, hotu en quantité assez importante et à titre très secondaire, les voraces d'accompagnement : brochet, anguille.

Dans tout son cours inférieur, en aval de la Salm, soit sur un parcours de 47,5 km, l'Amblève a encore augmenté d'importance et est devenue une grosse rivière. Elle garde une physionomie presque constante. La pente est comprise entre 3,2 et 2,5‰. La composition piscicole a peu varié mais à la suite de la diminution de la pente et du réchauffement des eaux, les cyprins deviennent de plus en plus abondants. Néanmoins, si le peuplement était normal, les salmonidés devraient encore l'emporter quantitativement (Huet, 1946).

L'Amblève appartient à la zone à truite dans son cours supérieur (selon la zonation de Huet, 1949 soit une pente comprise entre 12,5 et 6,8‰) et à la zone à ombre dans son cours inférieur (pente comprise entre 4,4 et 2,5‰). La faune est mixte à dominance de salmonidés. Les poissons que l'on capture le plus abondamment sont la truite, l'ombre, le barbeau, la chevaine et le hotu. Les eaux de l'Amblève sont acides et à réserves alcalines peu élevées. Les principaux affluents de l'Amblève : la Warche, la Salm et la Lienne, sont également des cours d'eau salmonicoles (Huet, 1950)

Le premier secteur se situe dans le village de Planche, en amont de la confluence avec la Warche. A cet endroit, l'Amblève appartient à la zone à truite. La largeur est en moyenne de 8 mètres (*fig. 3.1*).

Le second secteur se situe légèrement à l'aval de confluence avec la Warche près de Stavelot. L'Amblève appartient maintenant à la zone à ombre supérieure. Sa largeur moyenne est de 28 mètres (*fig. 3.1*).

Le troisième secteur se situe légèrement en aval de la confluence avec la Salm gros affluent de l'Amblève, à hauteur du village de Trois-Ponts (*PHOTO N°5*). A cet endroit, l'Amblève appartient à la zone ombre inférieure. La largeur à cet endroit est de 26 mètres en moyenne (*fig. 3.1*).

De plus, deux pêches électriques avaient déjà été effectuées sur l'Amblève en 1994 par l'UNECED. L'une juste en aval de la confluence avec la Warche (zone à ombre supérieure) près de Stavelot et l'autre beaucoup plus en aval, à hauteur de la ville de Remouchamps (zone à ombre inférieure) à une vingtaine de kilomètres de la confluence avec l'Ourthe (*fig. 3.1*).

De cette manière, nous avons 5 sites échantillonnés sur l'Amblève. Le premier est non pollué (Planche). Les deux secteurs situés en aval de la confluence avec la Warche et en amont de la confluence avec la Salm (Stavelot) sont quant à eux, très pollués (Cr + pollution organique). Le site situé en aval de la confluence avec la Salm montre une certaine récupération mais reste toujours pollué et enfin le dernier (Remouchamps) montre une récupération excellente.

### 3.1.1.5 La Vire

La Vire prend sa source à Signeu (Ardennes près de Virton) à une altitude de 230 mètres et se jette dans le Ton 14 km plus loin à S<sup>t</sup> Mard à une altitude de 210 mètres. Son bassin versant présente une surface d'environ 124 km<sup>2</sup>. Sa pente varie de 1,9 à 1,1‰ ce qui la classe dans la zone à barbeau (selon la zonation de Huet), néanmoins, elle présente plutôt l'aspect d'une zone à ombre. Sa largeur varie de 7 à 9 mètres et son débit de 0,3 à 0,5 m<sup>3</sup>/s selon que l'on se trouve dans la partie amont ou aval.

Lors de son passage dans la commune de Latour, elle reçoit les affluents d'un petit zoning industriel. Une grande quantité de matières en suspension sont déversées à cet endroit. Un premier secteur a été échantillonné 2 km en amont du point de rejet. Un second secteur juste en amont du point de rejet et un troisième juste en aval (*PHOTO N°6*) furent également échantillonnés (*fig. 3.1*).

### 3.1.1.6 Le Ton

Le Ton prend sa source à Châtillon (Ardennes) et se jette dans la Chiers à Huguette près de Torgny (frontière française). Son bassin versant couvre quelque 312 km<sup>2</sup> et sa longueur totale est de 35 km. Il traverse une région au relief accidenté caractérisé par l'alternance dans la direction nord-sud de vallées et de protubérances. Les vallées sont creusées dans les roches tendres (marnes et schistes), et les roches dures (grès, calcaires) sont restées en relief. L'altitude est comprise entre 195 mètres au confluent avec la Chiers et 400 mètres sur les plateaux.

Le Ton est tributaire de 28 affluents. Son débit moyen est de 4,9m<sup>3</sup>/s. Le Ton reçoit en rive gauche l'effluent de la Cellulose des Ardennes, cause d'une pollution importante, à hauteur d'Harnoncourt. Celui-ci présente un débit moyen de l'ordre de 0,74 m<sup>3</sup>/s. Le facteur de dilution de l'effluent dans le Ton est, dans des conditions normales, de 6,6. La pente moyenne est de 4,2‰.

En 1992, dans le cadre d'une étude d'incidence sur l'environnement de l'usine de pâte à papier de la Cellulose des Ardennes, le GIREA (Groupe Interuniversitaire de Recherches en Ecologie Appliquée) a réalisé deux pêches électriques en amont (Harnoncourt) et en aval (Lamorteau) du point de pollution (*fig. 3.1*). Ces données ont été traitées dans ce travail.

## Légende des photos

**PHOTO 1** : Pesage et mesurage des poissons (ici un barbeau)

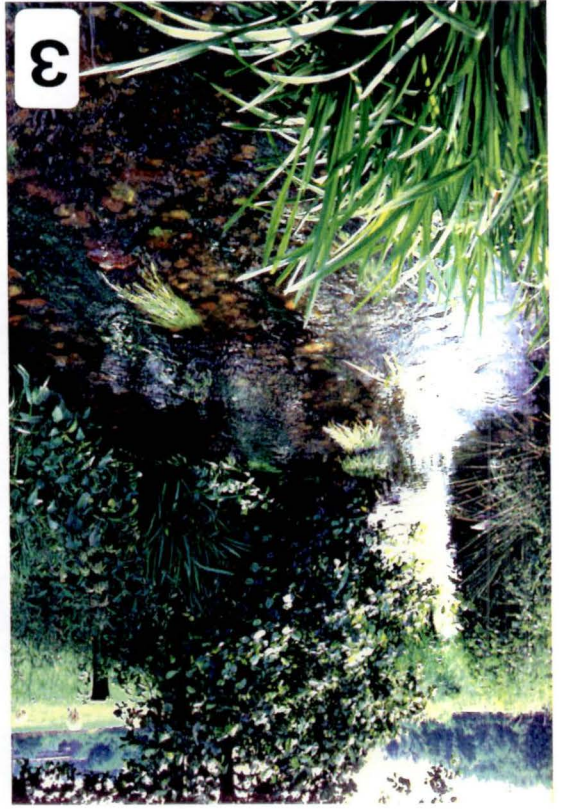
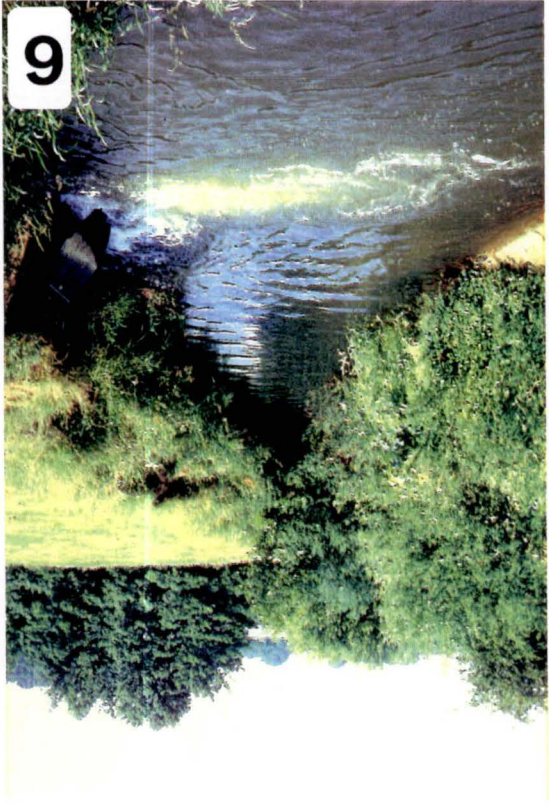
**PHOTO 2** : Equipe de pêche électrique en action de pêche

**PHOTO 3** : Le Serpont à l'aval direct de l'entreprise Solarec(ex-Sud Lait)

**PHOTO 4** : La Berwinne à sa confluence avec la Bel (sur la gauche de l'image)

**PHOTO 5** : L'Amblève après sa confluence avec la Salm à Trois-Ponts

**PHOTO 6** : La Vire au niveau du rejet du zoning industriel de Latour



## **3.2 FACTEURS ABIOTIQUES**

### **3.2.1 ETUDE TOPOGRAPHIQUE**

Pour chaque station, un tronçon d'une longueur de 150 mètres représentant au mieux les différents faciès (radiers, plats, fosses) a été choisi. Les 150 mètres furent mesurés à l'aide d'un topofil Chaix d'une précision de l'ordre de 10 cm.

Pour chaque tronçon, 4 largeurs furent également mesurées, donnant ainsi la possibilité de calculer la surface échantillonnée.

### **3.2.2 ETUDE DE LA QUALITE DE L'EAU**

#### **3.2.2.1 Mesure de la température**

La mesure de la température de l'eau est réalisée au moyen d'une sonde incorporée à un oxymètre de type YSI 58 avec une précision de l'ordre du dixième de degré celsius. La mesure de température se réalise sur place, le jour même.

#### **3.2.2.2 Mesure du pH**

Le pH de l'eau est déterminé à l'aide d'un pH-mètre de type WTW 90 avec une précision de l'ordre de 0,01 unité pH. Il est étalonné à l'aide de deux solutions tampons de pH 7 et 4. La mesure est réalisée sur place, le jour même.

#### **3.2.2.3 Mesure de la conductivité**

La conductivité de l'eau est mesurée à l'aide d'un conductimètre de type WTWCF 91. Les unités utilisées sont des  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . La température de référence utilisée par l'appareil est de  $25^\circ\text{C}$ .

#### **3.2.2.4 Mesure de l'alcalinité**

La mesure de l'alcalinité totale (ou TAC pour titre alcalimétrique complet) se fait par titrage avec un acide fort dilué en présence d'un indicateur coloré virant à pH 4,5. L'alcalinité totale correspond donc à la quantité d'acide ajoutée pour obtenir le virage de l'indicateur à pH 4,5. Elle s'exprime en méq./l ou en mg/l  $\text{CaCO}_3$ .

En pratique, on ajoute 2 à 3 gouttes d'indicateur (mélange de rouge de méthyl et de vert de bromocrésol) à 50 ml d'eau placée dans un berlin de 100 à 250 ml. On titre en agitant jusqu'à virage du vert au rose, en passant par le gris. La mesure du TAC se réalise sur le terrain le jour même.

Le TAC est donné par :

$$\begin{aligned} & v\text{HCl } 0,02 \text{ N} * 20 \text{ en mg/l CaCO}_3 \\ & v \text{HCl } 0,02 \text{ N} * 0,4 \text{ en méq./l} \end{aligned}$$

### **3.2.2.5 Mesure de la concentration en oxygène dissous**

La concentration en oxygène dissous dans l'eau est mesurée à l'aide d'un oxymètre de type YSY 58 contenant une sonde à oxygène. Celle-ci est un senseur polarigraphique couvert d'une membrane mince et perméable aux gaz. On applique une tension polarisante au senseur. L'oxygène diffuse donc à travers la membrane, entraînant le passage d'un courant mesuré par l'oxymètre. La différence de potentiel du gaz de chaque côté de la membrane détermine la diffusion de l'oxygène. Ce dernier est consommé à la cathode. La pression interne est ainsi égale à la pression en oxygène à l'extérieur.

### **3.2.2.6 Dosage des éléments mineurs**

#### **3.2.2.6.1 L'azote**

Dans l'eau, l'azote se retrouve sous trois formes : les nitrites, les nitrates et l'ammoniaque.

##### **3.2.2.6.1.1 Les nitrates ( $\text{NO}_3^-$ )**

Le dosage des nitrates se base sur le principe suivant : en milieu acide, les nitrates réagissent avec l'acide chromotrope pour donner une coloration jaune susceptible d'un dosage colorimétrique. La longueur d'onde utilisée est de 410 nm. La précision du dosage est de 0,1 mg de  $\text{N-NO}_3^-/\text{l}$ . Les résultats ne sont pas exprimés en  $\text{NO}_3^-/\text{l}$  mais en  $\text{N-NO}_3^-/\text{l}$  pour des raisons de facilité. Le facteur de conversion est de 4,4.

On réalise préalablement une droite étalon donnant la densité optique en fonction de la concentration. Grâce à cette courbe, les densités optiques obtenues après lecture des échantillons au spectrophotomètre peuvent être converties en concentrations.

##### **3.2.2.6.1.2 Les nitrites ( $\text{NO}_2^-$ )**

La diazotation de l'acide sulfanilique et la présence de l' $\alpha$ -naphtyl-amine donne un complexe rouge pouvant être dosé avec une longueur d'onde de 520 nm. Avec la courbe étalon, on obtient la concentration en  $\text{N-NO}_2^-$  avec une précision de  $0,001 \mu\text{g N-NO}_2^-/\text{l}$ . On exprime les résultats en  $\text{N-NO}_2^-/\text{l}$  et non pas en nitrites pour des raisons de facilité. Le facteur de conversion est de 3,3.

##### **3.2.2.6.1.3 L'ammoniaque (ion ammonium $\text{NH}_4^+$ )**

L'ammoniaque réagit avec les hypochlorites et le salicylate de sodium. Le catalyseur utilisé dans la formation du composé coloré est le nitroprussiate de sodium. Il en résulte une coloration vert-bleue lue au spectrophotomètre à une longueur d'onde de 655 nm. La limite de détection est de 0,005 mg de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/l. Ici encore on n'exprime pas les résultats en NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/l mais en N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/l.

### **3.2.2.6.2 Les orthophosphates**

Les orthophosphates (H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup>, HPO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) représentent les principaux constituants du phosphore inorganique dissous noté SRP (Soluble reactive Phosphate). En présence de molybdate d'ammonium et en milieu acide, les orthophosphates donnent un complexe phosphomolybdique. L'ajout d'acide ascorbique 2% à l'échantillon d'eau entraîne la réduction de ce complexe, développant une coloration bleue permettant un dosage colorimétrique à la longueur d'onde de 882 nm. Pour déterminer les concentrations, on utilise également une relation DO-concentration fournie par la courbe étalon. La précision du dosage est de 10 µg P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/l. Les résultats sont exprimés en P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/l et pas en PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/l pour des raisons de facilités.

### **3.2.2.6.3 Le phosphore total**

Le phosphore organique et les polyphosphates sont transformés en ortho-phosphates par le persulfate et dosés sous cette forme.

### **3.2.2.6.4 Le Carbone Organique Dissous (COD)**

Le dosage du carbone organique dissous a été réalisé par le Laboratoire du Groupe de Microbiologie des Milieux Aquatiques (ULB). Les mesures ont été effectués sur un analyseur Dohrmann DC 180.

Le COD est mesuré sur un échantillon d'eau filtré et fixé à l'acide phosphorique, l'acidification servant à l'élimination du carbone inorganique.

### **3.2.2.7 Dosage des éléments majeurs**

#### **3.2.2.7.1 Les cations**

Les cations (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>) ont été dosés par spectrométrie d'absorption atomique (S.A.A.). Le principe en est le suivant : un atome porté à une température élevée est capable d'absorber des photons d'énergie (ou de longueur d'onde) donnée grâce aux transitions de ses électrons d'un niveau énergétique à l'autre. Chaque élément possédant des niveaux d'énergie caractéristiques entre lesquels peuvent s'effectuer des transitions électroniques, l'absorption électronique est très spécifique : un atome ne peut absorber que des radiations de longueur

d'onde (ou d'énergie) donnée. En S.A.A., la source de lumière est une "cathode creuse", une lampe qui n'émet que des radiations caractéristiques de l'élément à doser.

Ces radiations passent dans une flamme dans laquelle l'échantillon d'eau a été nébulisé et vaporisé. A haute température, les éléments présents dans l'eau sont atomisés, la population d'atomes d'un élément X étant proportionnelle à sa concentration. Ces atomes absorbent les photons et un spectrophotomètre équipé d'un monochromateur et d'un photomultiplicateur permet de mesurer l'absorbance proportionnelle à la concentration de l'élément x dans la solution. L'établissement d'une courbe étalon s'avère également nécessaire dans ce cas.

### **3.2.2.7.2 Les anions**

#### **3.2.2.7.2.1 Les sulfates (mg S-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>/l)**

En milieu acide, les ions sulfates réagissent avec le chlorure de baryum. Il y a formation d'un précipité, le sulfate de baryum, et apparition d'un trouble. La lecture de la suspension s'effectue par colorimétrie à 420 nm et les concentrations sont déterminées par relation DO-concentration.

#### **3.2.2.7.2.2 Les chlorures (mg/l)**

On titre le nitrate de mercure en présence de diphényl-carbazone. Les ions Hg<sup>2+</sup> d'une solution de HgNO<sub>3</sub> (solution titrante) réagissent avec les Cl<sup>-</sup>, entraînant ainsi la formation d'un complexe stable et soluble. En fin de réaction, le diphényl-carbazone forme un complexe avec les ions Hg<sup>2+</sup> excédentaires. La concentration en ions Cl<sup>-</sup> de chaque échantillon est obtenue par le calcul suivant :

$$\text{mg/l Cl}^- = \frac{\text{vol. HgNO}_3 \text{ (ml)} - \text{blanc (ml)} * \text{titre HgNO}_3 * 35,5 * 100}{\text{vol. échantillon (ml)}}$$

## 3.3 FACTEURS BIOTIQUES

### 3.3.1 L'ICHTYOFAUNE

Les différents secteurs ont tous été échantillonnés par la même méthode à savoir par pêche électrique à pied.

Le principe de la pêche électrique se base sur une propriété particulière du courant électrique qui peut pénétrer l'organisme à travers la peau et exciter les cellules nerveuses motrices et sensibles. Son application est simple : il suffit de créer un champ électrique dans le milieu à prospecter. Ce champ électrique est limité d'un côté par l'anode (disque grillagé ou non de 40 cm de diamètre muni d'un manche) et d'un autre par la cathode (grille immergée). Ces deux électrodes sont reliées à un groupe électrogène de marque Deka de 3 kilowatts de puissance. Le groupe électrogène génère un courant alternatif redressé et lissé de 300 volts et d'une intensité de 2 à 4 ampères. La pêche se déroule de la manière suivante :

- On mesure le secteur à l'aide du topofil (150 m)
- Si le secteur ne se termine pas par un radier (partie amont), on place un filet à fines mailles d'un côté à l'autre de la rivière (celui-ci est maintenu sur le fond par des lestes).
- Les personnes tenant les anodes se disposent en ligne au travers de la rivière ainsi que celles tenant les épuisettes et les bacs de stockage. Le secteur est échantillonné de l'aval vers l'amont.
- Les anodes sont immergées (le nombre d'anodes utilisées est fonction de la largeur de la rivière), induisant ainsi une nage forcée des poissons en direction de celles-ci. Les poissons sont capturés à l'aide des épuisettes et placés dans de grandes bassines. Les pêcheurs remontent ensuite lentement vers l'amont tout en pêchant (*PHOTO N°2*).
- Une fois le secteur terminé on place les poissons capturés dans des cages en aluminium immergées aux deux tiers dans la rivière.
- On réalise un deuxième passage sur le même secteur.
- Les poissons capturés au deuxième passage sont à nouveau placés dans des cages en aluminium mais séparés de ceux capturés au premier passage.
- Au fur et à mesure, les poissons sont transférés dans un bac contenant de l'éther monophénylique d'éthylèneglycol (un sédatif).
- Chaque individu est pesé et mesuré (*PHOTO N°1*). Les données sont directement encodées sur un ordinateur portable.
- Les poissons sont ré-oxygénés dans un grand bac et relâchés ensuite dans la rivière.

**Tableau 3.2a** : Indice de pollution organique (IPO) (Leclercq et Maquet, 1987).

paramètres classes	DBO 5 ppm-O <sub>2</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ppm-N	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ppb-N	PO <sub>4</sub> <sup>----</sup> 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 3.2b** : Indice de pollution organique (IPO) "modifié" (Descy, communication personnelle).

Classes	Paramètres			
	C.O.D. (mg C/l)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg N/l)	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (µg N/l)	PO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (µg P/l)
5	< 1,5	< 0,1	≤ 5	≤ 15
4	1,5 à 3	0,1 à 0,9	6 à 10	16 à 75
3	3,1 à 6	1 à 2,4	11 à 50	76 à 250
2	6,1 à 9	2.5 à 6	51 à 150	251 à 900
1	> 9	> 6	> 150	> 900

## 3.4 INDICES BIOTIQUES ET PHYSICO CHIMIQUES

### 3.4.1 INDICE DE POLLUTION ORGANIQUE IPO

L'indice de pollution organique (IPO) n'utilise que des paramètres indiquant une pollution organique (orthophosphates, ammoniacque, nitrites) et un paramètre synthétique, la DBO<sub>5</sub> (demande biologique en oxygène pour 5 jours). L'IPO adopte cinq classes ayant une signification écologique liée aux modifications qu'elles induisent dans les peuplements algaux, par référence aux peuplements naturels. L'indice est la moyenne des scores obtenus pour chaque élément. Les scores peuvent varier de 1 à 5. Cinq intervalles ont été proposés par Maquet (1981) correspondant à cinq degrés de pollution. Il suffit de regarder dans quelle classe la valeur moyenne obtenue se situe et l'on obtient une appréciation du degré de pollution organique (*tableau 3.2a*).

Pour des raisons pratiques, la DBO<sub>5</sub> n'a pas été mesurée. Nous avons remplacé celui-ci par le carbone organique dissous (COD). La mesure du COD reprend à la fois le carbone biodégradable et le carbone non dégradé. En prenant comme hypothèse que le carbone dégradé représente environ 60% du carbone organique dissous et en tenant compte du rapport oxygène-carbone (32/12) nous obtenons une estimation DBO. Nous pouvons alors, par comparaison avec les classes de DBO<sub>5</sub> établies par Leclercq et Maquet (1987) proposer des classes pour le COD (Descy, communication personnelle) Celles-ci sont reprises dans le (*tableau 3.2b*), c'est donc un IPO "modifié" que nous utiliserons.

Cette méthode a déjà été testée avec succès lors d'un mémoire en 1994 (Dewandel, 1994).

### 3.4.2 GRILLE DE QUALITE DES EAUX COURANTES (DESCY, EDELINE, LAFORGE)

Dans le cadre d'une convention avec le Ministère de la Région Wallonne, Descy et al. (1993) ont proposé un système de classement de la qualité des cours d'eau applicable à la Wallonie.

La grille comporte une série de paramètres physico-chimiques classés selon le type de pollution (*Tableau 3.3*). Les auteurs préconisent l'application de cette grille sur des échantillons comprenant au moins dix mesures puisque la détermination des niveaux de qualité implique la règle des 90% (conformité de 90% des mesures à un seuil de classe de qualité).

En pratique, on exploite au mieux les données disponibles, les analyses de routine permettant généralement d'évaluer au moins la pollution organique et l'eutrophisation (on n'utilise alors qu'une partie de la grille).

Cinq classes de qualité ont été définies :

Tableau 3.3 : Grille de Qualité des Eaux Courantes (Descy, Edeline, Laforge, 1993).

GRILLE DE QUALITE: projet juin 1993	QUALITE GENERALE					Aptitude à la vie des poissons				Aptitude à la production d'eau alimentaire						Baignade		Qualité de base
	Classes de qualité					Eaux saumâtres		Eaux cynosées		A1		A2		A3		G	I	
	1	2	3	4	5	v. guides	v. impératives	v. guides	v. impératives	G	I	G	I	G	I			
1. Analyses physico-chimiques																		
1. Pollution organique																		
Chlorure dissous % sat.	>=90	>=70	>=50	<50	<50					>70		>50		>30		60-120	50	
Chlorure dissous mg/l	>=9	>=7	>=5	<5	<5	50%=>100mg/l	50%=>6	30%=>100mg/l	50%=>7									
CO2 mg/l	<=3	<=5	<=6	>6	>6	<=3	<=6			<=3		3-5		5-7			6	
TOC mg/l	<=4	<=5	<=9	>9	>9									30				
Azote total Kjeldahl mg/l	<=1	<=3	<=6	>6	>6					<=1		<=2		<=3			6	
NH4+ mg/l	<=0,3	<=0,78	<=2	>2	>2	<=0,03	<=0,78	<=0,18	<=0,78	<=0,04		<=0,78	<=1,17	<=1,56	<=3,11		2	
2. Eutrophication																		
Phosphore total mg/l	<=0,05	<=0,15	<=0,5	>0,5	>0,5													
Phosphore total mg/l	<=0,15	<=0,3	<=1	>1	>1	(0,07)		(0,13)		<=0,087		<=0,153		<=0,153			1	
Chlorophyll a µg/l	<=10	<=30	<=50	>50	>50													
3. Pollution thermique																		
Température maximale °C	<=25	<=25	<=28	>25	>25		21,5 (1)		28 (1)	<=22	<=25	<=22	<=25	<=22	<=25			25
Ecart par rapport à une temp. naturelle °C	-	<=1,5	<=3	>3	>3		1,5		3									3
4. Pollution minérale																		
pH	5 à 9	5 à 9	5 à 9	<6 ou >9	<6 ou >9		6-9		6-9	6,5-8,5		5,5-9		5,5-9			6-9	6-9
Conductivité µmhos à 25°C	<=1100	<=1100	<=1100	>1100	>1100					<=1100		<=1100		<=1100				
Chlorures (Cl-) mg/l	<=200	<=200	<=250	>250	>250					<=200		<=200		<=200				250
Sulfates (SO42-) mg/l	<=150	<=150	<=150	>150	>150					<=150	<=250	<=150	<=250	<=150	<=250			150
5. Polluants toxiques																		
5.1 Substances inorganiques hors métaux																		
Nitrites (NO2-) mg/l	<=0,03	<=0,06	<=0,2	>0,2	>0,2	<=0,003		<=0,009				<=0,7	<=11,3		<=11,3		<=11,3	
Nitrates (NO3-) mg/l	<=5	<=9	<=11,3	>11,3	>11,3													
Ammoniac (NH3) (calcul voir annexe) mg/l	<=0,005	<=0,021	<=0,05	>0,05	>0,05	<=0,004	<=0,021	<=0,004	<=0,021	<=0,005								
Fluorures (F-) mg/l	<=1	<=1	<=1,5	>1,5	>1,5					<=1	<=1,5	<=1,7		<=1,7				
Cyanures (CN-) mg/l	<=0,01	<=0,05	<=0,05	>0,05	>0,05						<=0,05		<=0,05		<=0,05			0,05
Bore mg/l										<=1		<=1		<=1				
Calcium mg/l										<=0,01		<=0,01		<=0,01				
Barium mg/l										<=0,1		<=0,1		<=0,1				
5.2 Métaux lourds (dissous ou total)																		
Argent (Ag) µg/l	<=10	<=25	<=50	>50	>50					<=10	<=50		<=50	<=50	<=100			50
Calcium (Ca) µg/l	<=0,25	<=0,5	<=1	>1	>1					<=1	<=5	<=1	<=5	<=1	<=5			1
Chrome total (Cr) µg/l	<=20	<=30	<=50	>50	>50					<=20	<=50		<=50	<=50	<=50			50
Cuivre (Cu) µg/l	<=20	<=30	<=50	>50	>50	<=40		<=40		<=20	<=50	<=50		<=1000				50
Mercury (Hg) µg/l	<=0,1	<=0,3	<=0,5	>0,5	>0,5					<=0,5	<=1	<=0,5	<=1	<=0,5	<=1			0,5
Nickel (Ni) µg/l	<=10	<=25	<=50	>50	>50													50
Plomb (Pb) µg/l	<=20	<=30	<=50	>50	>50					<=20	<=50	<=50		<=50				50
Zinc total (Zn) µg/l	<=70	<=120	<=300	>300	>300	<=300		<=1000		<=500	<=3000	<=1000	<=5000	<=1000	<=5000			300
Vanadium (V) µg/l	<=300	<=600	<=2000	>2000	>2000					<=100	<=300	<=1000	<=2000	<=1000	<=5000			
Manganèse (Mn) µg/l	<=250	<=500	<=1000	>1000	>1000					<=50	<=100		<=1000		<=1000			
5.3 Substances organiques																		
Phénols mg/l	abs (2)	abs (2)	<=0,005	>0,005	>0,005	absence(2)		absence(2)		<=0,001	<=0,001	<=0,005	<=0,01	<=0,01	<=0,005	<=0,005	<=0,005	0,5
Dérivés aromatiques (MBAS) mg/l	<=0,2	<=0,3	<=0,5	>0,5	>0,5					<=0,2	<=0,2	<=0,2	<=0,5	<=0,5	<=0,3			
Substances extractibles au chromisme mg/l										<=0,1		<=0,2		<=0,5				
Pesticides-totaux (parathion, HCH, dieldrine) mg/l	<=0,1	<=1	<=2,5	>2,5	>2,5					<=0,1	<=1	<=2,5		<=5				
Pesticides organochlorés totaux mg/l	<=10	<=20	<=30	>30	>30													30
Hydrocarbures aromatiques polycycliques mg/l	<=100	<=100	<=200	>200	>200					<=200		<=200		<=1000				100
Hydrocarbures aromatiques monocycliques mg/l			<=2	>2	>2													2
6. Pollutions physiques et substances indésirables																		
Transparence m																	2	1
Odeur (facteur de dilution à 25°C)										<=3		<=10		<=20				
Hydrocarbures dissous ou émulsionnés mg/l										<=0,05		<=0,2		<=0,5	<=1			
Hydrocarbures d'origine pétrolière abs. (3)						absence(3)		absence(3)										
Huiles minérales mg/l																		si obs, si odor
Huiles minérales (extr. et pesée sur résidu sec) mg/l																		<=0,3
Résidus gras et matières folieuses mg/l																		absence
Coloration (après filtration simple) échelle Pt mg/l	<=10	<=20	<=50	<=100	<=50	<=200				<=10	<=20	<=50	<=100	<=50	<=200			pas d'eff. toxique
MES mg/l	<=25																	
7. Pollution microbiologique																		
Coliformes totaux N/100 ml										<=50		<=5000		<=50000		<=500	<=10000	
Coliformes fécaux N/100 ml										<=20		<=2000		<=20000		<=100	<=2000	
Streptococcus fécaux N/100 ml										<=20		<=1000		<=10000		<=100	<=200	
Enterocoques PFLU/10																		0
Sarcomètes										abs/24		abs/71						abs/71
8. Analyses hydrobiologiques																		
Indice biologique global (IBG) /20	>=17	>=13	>=9	>=5	<5													
Indice biologique (IB) /10	>=9	>=7	>=5	>=3	<3													
Indice d'autisme																		
Indice d'oxygène																		
9. Contamination des organismes																		
Métaux dans les bryozoaires																		
Argent (Ag) µg/g	<6	6-18	18-54	54-162	>162													
Calcium (Ca) 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													
Mercury (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) µg/g	<0,4	0,4-1,2	1,2-3,6	3,6-10,8	>10,8													
Vanadium (V) µg/g	<6	6-18	18-54	54-162	>162													
Manganèse (Mn) µg/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.

- **Classe 1** : qualité bonne à très bonne, pollution faible : les peuplements biologiques sont équilibrés et diversifiés.
- **Classe 2** : qualité satisfaisante, pollution faible, les peuplements sont affectés (disparition ou régression d'espèces sensibles) mais l'altération est légère. L'écosystème n'est pas profondément perturbé.
- **Classe 3** : qualité médiocre, pollution nette. Les peuplements montrent une réduction de la diversité et sont déséquilibrés en faveur d'espèces tolérantes.
- **Classe 4** : qualité mauvaise, pollution forte, les peuplements sont très altérés comportant un faible nombre d'espèces tolérantes (espèces intolérantes absentes).
- **Classe 5** : (ou hors classe) qualité très mauvaise, pollution forte. Peuplements absents ou réduits à des taxons particulièrement résistants ; fonctionnement écologique profondément perturbé .

En ce qui concerne l'utilisation la méthode est la suivante : pour chaque paramètre, la mesure la plus défavorable est recherchée. Celle-ci permet en référence avec la grille (**tableau 3.3**) de déterminer la classe du paramètre (1,2,3 ou 4). En classe 4, il y a lieu d'examiner la fréquence de dépassement du seuil (inférieur à 50% = classe 4, supérieur à 50% = classe 5).

Pour chaque type de pollution, la classe de qualité est déterminée en calculant la moyenne des classes obtenues et en arrondissant (on arrondit à x pour une valeur de x,5); pour la pollution par les substances toxiques, la classe de qualité est déterminée par la classe la plus sévère obtenue.

**Tableau 3.5 : Caractéristiques des classes d'intégrité**

Total des scores	Classe d'intégrité	Caractéristiques
63 - 65	Excellent	Comparable à un site sans perturbation humaine. Toutes les espèces escomptées sont présentes, y compris les intolérantes. Individus de tout âge, structure trophique équilibrée.
52 - 56	Bon	Richesse spécifique en dessous de la valeur attendue, avec perturbation chez les espèces intolérantes. Structure trophique légèrement perturbée
43 - 48	Moyen	Absence d'espèces intolérantes. Peu d'espèces. Classes d'âge avancées. Prédateurs rares.
30 - 37	Pauvre	Dominance d'omnivores, abondance de formes tolérantes. Taux de croissance et facteur de condition en baisse. Présence d'hybride et de poissons malades.
13 - 24	Très pauvre	Peu de poissons. Présence d'espèces introduites, de poissons malades, parasités et anormaux
	Sans poisson	Echantillonnage répété ne capture aucun poisson.

### 3.4.3 L'INDICE BIOTIQUE D'INTEGRITE PISCICOLE (IBIP)

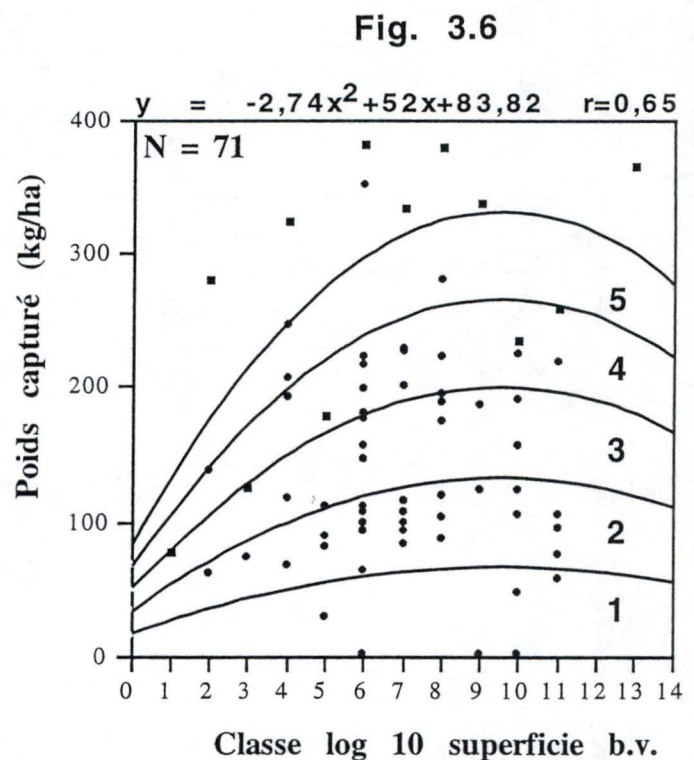
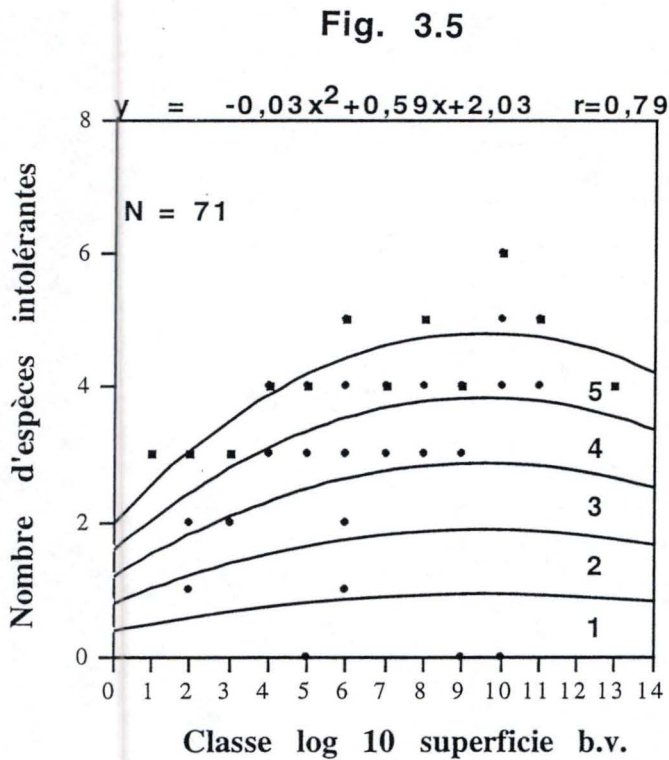
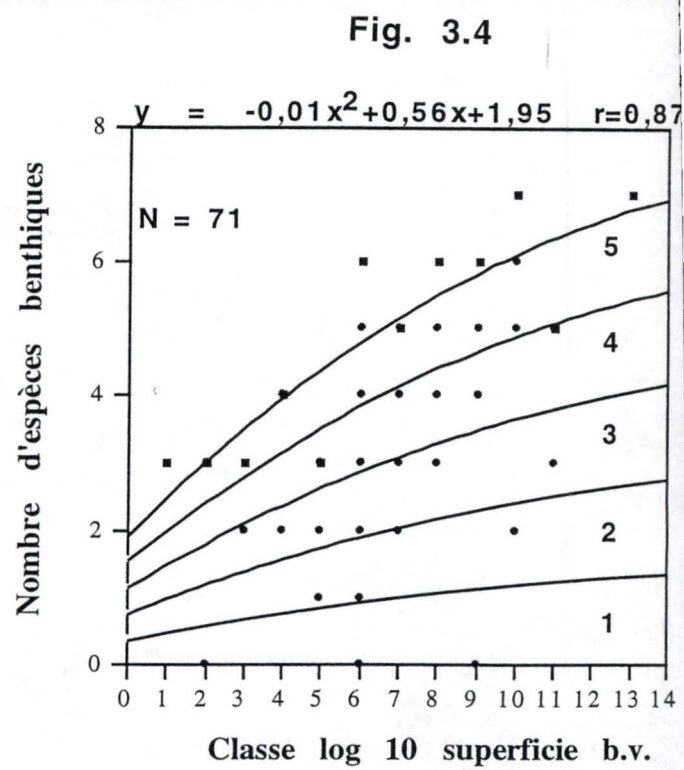
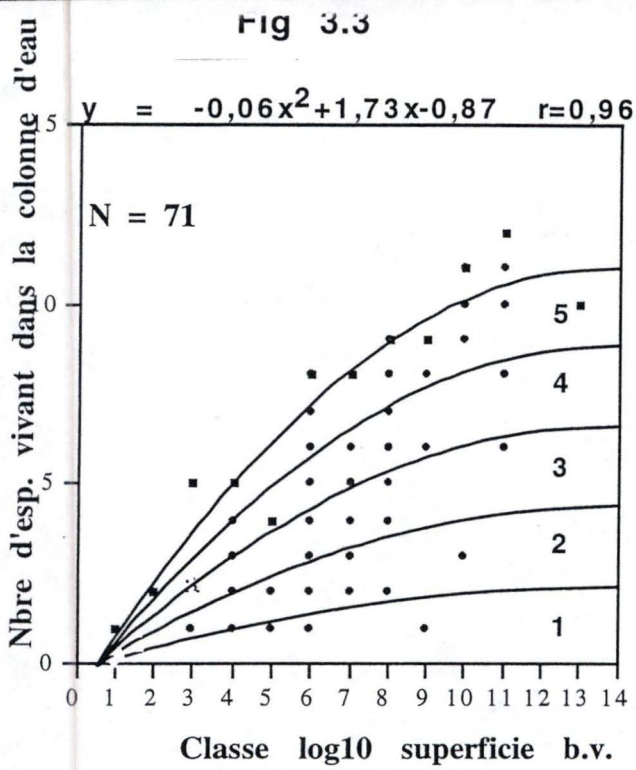
Cet indice a déjà été l'objet d'une description approfondie au paragraphe 2.1. Le *tableau 3.4* ci-dessous reprend la méthode de détermination du score IBIP pour les différents paramètres.

**Tableau 3.4**

(Bassin de la Meuse)	Critères de cotation		
	5	3	1
<b>Composition et richesse spécifique</b>			
1. Nombre total d'espèces	Les paramètres 1,2,3,4 et 10 varient avec la taille du bassin versant		
2. Nombre d'espèces vivant dans la colonne d'eau	Nous avons également testé un système à 5 cotes pour ces paramètres au lieu de 3		
3. Nombre d'espèces benthiques			
4. Nombre d'espèces intolérantes			
5. % d'individus tolérants	pas de cota actuellement ; paramètre estimé		
6. Classes d'âge chez l'espèce dominante intolérante	toutes présentes	1 manquante	+ d'une manquantes
<b>Composition trophique</b>			
7. % d'individus omnivores	>1%	1-5%	>5%
8. % d'individus invertivores	>35%	35-20%	<20%
9. % d'individus piscivores	>5%	1-5%	>1%
<b>Etat sanitaire et abondance des poissons</b>			
10. Biomasse estimée (Kg/ha)	dépend de la taille du bassin versant		
11. % d'individus avec anomalies	0%	0-1%	>1%
<b>Stratégie reproductive</b>			
12. % d'individus phytophiles et lithophiles	pas de cota actuellement ; paramètre estimé		
13. % d'individus ubiquistes	pas de cota actuellement ; paramètre estimé		

Les *fig. 3.3 à 3.7* sont une proposition d'un système de cotation à 5 cotes pour les paramètres de l'IBIP dépendant de la superficie du bassin versant (Didier, communication personnelle).

Le *tableau 3.5* présente les différentes classes d'intégrité, les intervals de classes correspondant et les caractéristiques des différentes classes. Les intervals de classes sont une adaptation de ceux proposés par Karr (1986) pour un système comprenant 13 paramètres (Didier, communication personnelle).

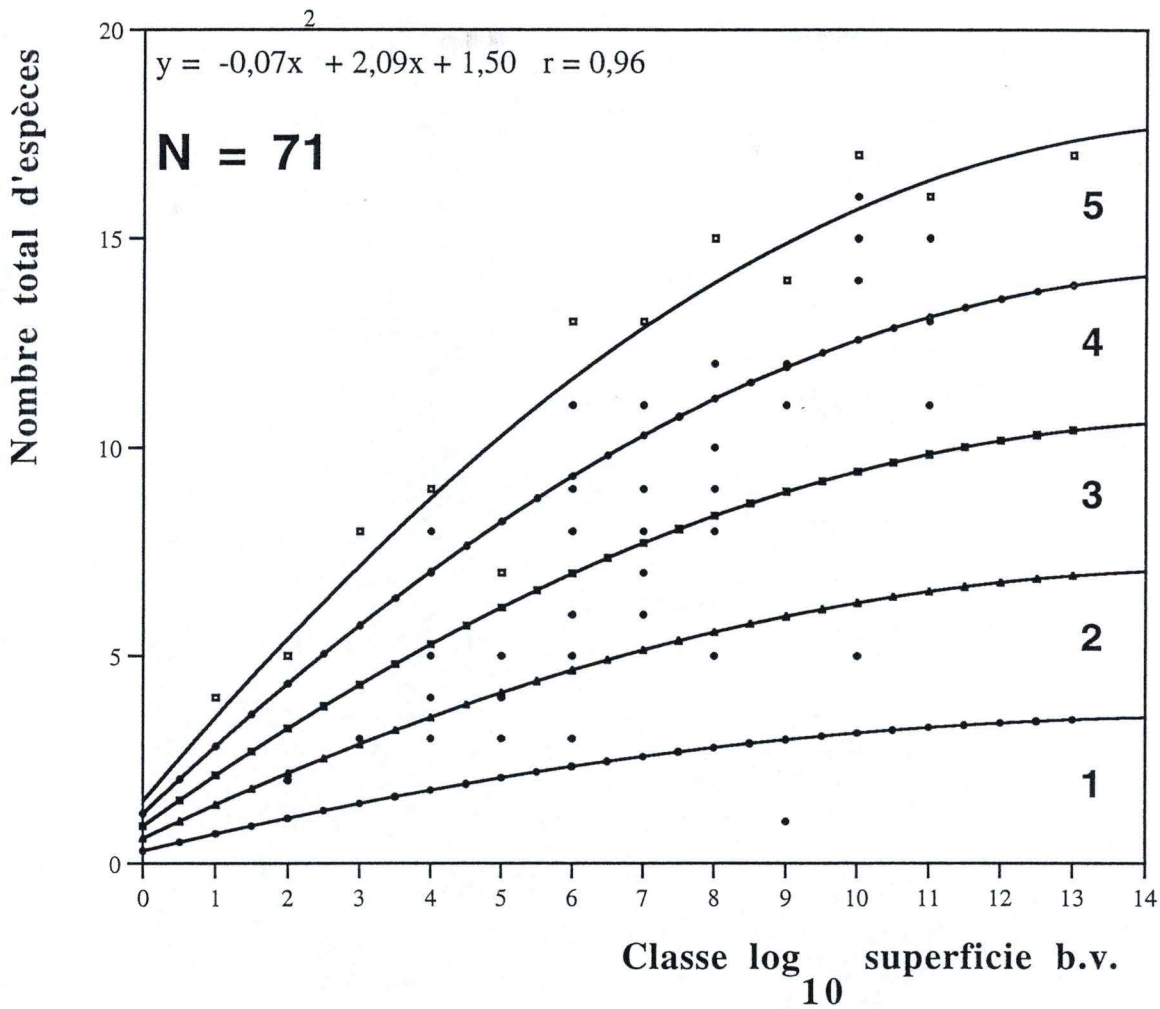


**Fig 3.3 : Nb d'espèces vivant dans la colonne d'eau en fonction de la classe de log<sub>10</sub> de la superficie du bassin versant**

**Fig. 3.4 : Nb d'espèces benthiques en fonction de la classe de log<sub>10</sub> de la superficie du bassin versant**

**Fig. 3.5 : Nb d'espèces intolérantes en fonction de la classe de log<sub>10</sub> de la superficie du bassin versant**

**Fig. 3.6 : Poids capturé (kg/ha) en fonction de la classe de log<sub>10</sub> de la superficie du bassin versant**



**Fig. 3.7 : Nb d'espèces vivant dans la colonne d'eau en fonction de la classe de  $\log_{10}$  de la superficie du bassin versant**

avec

- classe 1 : 0,5 - 0,75 ( $\log_{10}$  sup. bassin versant) : 3,16 - 5,62 km<sup>2</sup>
- classe 2 : 0,75 - 1 : 5,62 - 10 km<sup>2</sup>
- classe 3 : 1 - 1,25 : 10 - 17,78 km<sup>2</sup>
- classe 4 : 1,25 - 1,5 : 17,78 - 31,62 km<sup>2</sup>
- classe 5 : 1,5 - 1,75 : 31,62 - 56,23 km<sup>2</sup>
- classe 6 : 1,75 - 2 : 56,23 - 100 km<sup>2</sup>
- classe 7 : 2 - 2,25 : 100 - 177,83 km<sup>2</sup>
- classe 8 : 2,25 - 2,5 : 177,83 - 316,23 km<sup>2</sup>
- classe 9 : 2,5 - 2,75 : 316,23 - 562,34 km<sup>2</sup>
- classe 10 : 2,75 - 3 : 562,34 - 1000 km<sup>2</sup>
- classe 11 : 3 - 3,25 : 1000 - 1778,28 km<sup>2</sup>
- classe 12 : 3,25 - 3,5 : 1778,28 - 3162,28 km<sup>2</sup>
- classe 13 : 3,5 - 3,75 : 3162,28 - 5623,41 km<sup>2</sup>

## *4. Résultats et Interprétations*

## 4. RESULTATS

### 4.1 ANALYSES ET INDICES PHYSICO-CHIMIQUES

#### 4.1.1 RESULTATS DES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES POUR LES STATIONS ETUDIEES

Le *tableau 4.1* est un résumé complet des résultats d'analyses physico-chimiques effectuées pour les différentes stations. Les stations d'un même cours d'eau sont présentées de l'amont vers l'aval.

Les résultats obtenus pour le Ton ont été repris du rapport "Etude d'incidence sur l'environnement de l'usine de pâte à papier de la Cellulose des Ardennes" publié par le GIREA en mars 1992. Les résultats obtenus pour les stations sur l'Amblève "aval Warche 1" et "Remouchamps" ont été communiqués par l'UNECED. Enfin, la Station de Recherches Forestières de Gembloux qui a effectué les pêches sur la Semois à Chantemelle en 1979 et 1983 n'a pu nous fournir que très peu d'informations sur la qualité physico-chimique de l'eau à cette époque.

##### 4.1.1.1 La Berwinne

Sur ce cours d'eau, quatre secteurs ont été échantillonnés. Les résultats des analyses montrent des concentrations anormales pour les substances suivantes :

###### De l'amont vers l'aval

- Secteur amont Bève : nitrites en concentration relativement élevée ( $48 \mu\text{g/l N-NO}_2^-/\text{l}$ )
- Secteur aval Bève : nitrites ( $56 \mu\text{g/l N-NO}_2^-/\text{l}$ ) et sulfates ( $116 \text{ mg S-SO}_4^{2-}/\text{l}$ ) en concentrations relativement élevées
- Secteur amont Bel : nitrites ( $51 \mu\text{g/l N-NO}_2^-/\text{l}$ ) et sulfates ( $129 \text{ mg S-SO}_4^{2-}/\text{l}$ ) en concentrations relativement élevées
- Secteur aval Bel : nitrites ( $139 \mu\text{g/l N-NO}_2^-/\text{l}$ ),  $\text{NH}_3$  ( $24 \mu\text{g N-NH}_3/\text{l}$ ), phosphore total ( $533 \mu\text{g P-PO}_4^{3-}/\text{l}$ ) et sulfates ( $122 \text{ mg S-SO}_4^{2-}/\text{l}$ ) en concentrations très élevées

##### 4.1.1.2 Le Serpont

Deux secteurs ont été échantillonnés. Mais, étant donné qu'un petit affluent se jetait au milieu du premier secteur et avait de toute évidence un impact sur l'ichtyofaune, celui-ci a été

**Tableau 4.1 : Résultats des analyses physico-chimiques**

		STATIONS PRESENTANT UNE POLLUTION DE TYPE ORGANIQUE								
Cours d'eau	Unités	Berwinne	Berwinne	Berwinne	Berwinne	Serpont	Serpont	Serpont	Semois	Semois
Station		Amont Bève	Aval Bève	Amont Bel	Aval Bel	Aval 1 (SS1)	Aval 1 (SS2)	Aval 2	1979	1983
Date de prélèvement		05/05/1995	05/05/1995	04/05/1995	04/05/1995	17/06/1995	17/06/1995	18/06/1995	-	-
Température	°C	15,3	13,5	13,5	14	19,6	19,6	14,2	-	-
pH		8,8	8,4	8,4	8,3	7,1	7,1	7,1	7,3	-
Conductivité	µs/cm <sup>2</sup>	440	648	611	672	640	640	293	-	-
K <sup>+</sup>	mg/l	12,8	17,4	18,0	19,5	22,9	17,2	11,6	-	-
Ca <sup>2+</sup>	mg/l	78,0	113,4	88,9	93,9	52,0	43,0	16,6	-	-
Na <sup>+</sup>	mg/l	17,0	22,0	23,0	29,0	83,0	70,0	49,0	-	-
Mg <sup>2+</sup>	mg/l	4,8	11,7	13,3	11,3	3,9	3,3	3,3	-	-
Alcalinité (TAC)	mg/l CaCO <sub>3</sub>	156	158	160	180	34	34	44	-	-
Oxygène dissous	mg O <sub>2</sub> /l	12,7	-	10,1	10,2	6,6	6,6	10,2	-	-
Oxygène dissous	% saturation	125	-	100	99	77	77	104	-	-
Ammoniaque forme ionisée	mg N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /l	0,06	0,08	0,08	0,40	1,92	1,341	0,0115	-	-
Ammoniaque forme non ionisée	mg N-NH <sub>3</sub> /l	0,011	0,005	0,006	0,024	0,011	0,008	0,000	-	-
Nitrites	µg N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> /l	48,12	55,66	51,31	139,00	403,76	283,830	33,1	-	-
Nitrates	mg N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /l	4,75	3,55	3,87	4,22	2,62	2,027	2,364	-	-
Phosphore total	µg P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /l	263,82	95,03	122,42	533,21	960,13	718,160	476,63	-	-
Phosphore dissous	µg P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /l	82,25	38,03	50,13	52,18	1341,48	902,620	457,68	-	-
Carbone Organique Dissous (COD)	mg C/l	3,73	3,49	2,91	4,20	7,90	5,51	4,60	-	-
Zn <sup>2+</sup>	µg Zn/l	71	99	101	101	96	86	89	-	-
Cd	µg Cd/l	0,071	0,079	0,083	0,088	0,094	0,097	0,103	-	-
Cr <sup>3+</sup>	µg Cr/l	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-	-
Pb <sup>2+</sup>	µg Pb/l	10	20	20	10	20	30	20	-	-
Cu <sup>2+</sup>	µg Cu/l	7,0	5,0	6,0	5,0	8,0	10,0	6,0	-	-
Chlorures	mg Cl <sup>-</sup> /l	10,63	10,63	11,96	17,54	50,76	36,410	22,86	-	-
Sulfates	mg S-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> /l	43,80	115,83	129,11	122,30	46,38	32,720	19,46	-	-

STATIONS PRESENTANT UNE POLLUTION DE TYPE INDUSTRIELLE											
Cours d'eau	Unités	Amblève	Amblève	Amblève	Amblève	Amblève	Ton	Ton	Vire	Vire	Vire
Station		Amont Warche	Aval Warche 1	Aval Warche 2	Aval Salm	Remouchamps	Amont	Aval	Amont 1	Amont 2	Aval
Date de prélèvement		03/07/1995	-	14/07/1995	28/07/1995	-			27/06/1995	28/06/1995	28/06/1995
Température	°C	17,1	10	19,8	18,2	15,2	15,4 (B)	19,3 (B)	15,1	15,4	18,6
pH		7,9	8	8,4	8,3	8,35	7,8 (A)	7,8 (A)	7,5	7,8	8
Conductivité	µs/cm <sup>2</sup>	121	380	218	164	215	609 (A)	600 (A)	477	472	432
K <sup>+</sup>	mg/l	5,3	-	5,7	5,7	-	1,8 (B)	9,45 (B)	6,9	7,7	7,4
Ca <sup>2+</sup>	mg/l	30,9	-	50,1	21,5	-	73 (B)	93,2 (B)	70,5	92,2	66,4
Na <sup>+</sup>	mg/l	17,5	-	21,5	17,5	-	8,0 (B)	79 (B)	15,5	17,0	19,0
Mg <sup>2+</sup>	mg/l	4,1	-	4,5	4,6	-	3,5 (B)	5,1 (B)	6,6	5,2	5,9
Alcalinité (TAC)	mg/l CaCO <sub>3</sub>	-	-	-	-	-	-	-	200	176	176
Oxygène dissous	mg O <sub>2</sub> /l	16	10,6	19	19,8	12,7	8,7 (A)	8,4 (A)	9,1	9	10,7
Oxygène dissous	% saturation	-	103	-	-	128	86 (A)	83,2 (A)	85	91	117
Ammoniaque forme ionisée	mg N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /l	0,06	-	0,006	0,02	-	0,23 (B)	0,26 (B)	0,08	0,10	0,04
Ammoniaque forme non ionisée	mg N-NH <sub>3</sub> /l	0,002	-	0,001	0,002	-	0,005	0,006	0,001	0,002	0,002
Nitrites	µg N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> /l	46,00	-	55,000	29,00	-	75 (B)	70 (B)	94,29	73,16	60,14
Nitrates	mg N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /l	3,35	-	2,915	2,72	-	1,6 (B)	1,7 (B)	2,294	2,40	1,03
Phosphore total	µg P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /l	88,38	-	78,310	72,33	-	0,24 (B)	0,20 (B)	278,80	232,19	161,92
Phosphore dissous	µg P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /l	84,49	-	50,130	48,08	-	-	-	178,99	203,07	278,80
Carbone Organique Dissous (COD)	mg C/l	2,84	-	2,79	2,90	-	-	-	2,57	2,34	2,91
Zn <sup>2+</sup>	µg Zn/l	81	-	71	79	-	40 (C)	70 (C)	74	76	73
Cd	µg Cd /l	0,116	-	0,118	0,123	-	0,19 (C)	0,18 (C)	0,108	0,110	0,113
Cr <sup>3+</sup>	µg Cr/l	0,0	-	0,0	0,0	-	0,8 (C)	1,9 (C)	0,0	0,0	0,0
Pb <sup>2+</sup>	µg Pb/l	20	-	20	20	-	0,7 (C)	1,05 (C)	20	30	20
Cu <sup>2+</sup>	µg Cu/l	13,0	-	6,0	9,0	-	7,1 (C)	7,0 (C)	8,0	7,0	11,0
Chlorures	mg Cl <sup>-</sup> /l	7,18	-	7,180	7,18	-	79 (A)	77 (A)	6,64	6,91	6,91
Sulfates	mg S-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> /l	6,54	-	29,760	20,63	-	75 (A)	73 (A)	44,43	42,54	42,54

(A) valeurs moyennes calculées sur les résultats des analyses physico-chimiques des eaux du Ton par le laboratoire de la cellulose des Ardennes

(B) moyenne des résultats des analyses physico-chimiques effectuées sur le Ton par le GREA (juillet 1991 et octobre 1991)

(C) moyenne des résultats d'analyse des métaux lourds effectués par 2 laboratoires (FUL et CEBEDEAU), le 24 janvier 1992

divisé en deux sous secteurs de 75 mètres chacun. Le sous-secteur 1 se trouvant en amont de l'affluent et le sous-secteur 2 en aval de l'affluent.

Dans le secteur 1 (aval direct de l'entreprise Solarec), on constate une diminution importante de la concentration en oxygène dissous (77% de la saturation et 6,6 mg d'O<sub>2</sub>/l à la station aval 1, alors que la station aval 2 présente un pourcentage de saturation de 104% et 10,2 mg d'O<sub>2</sub>/l). On peut également remarquer un taux élevé de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (1,9 mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/l) et de phosphore total (960 µg P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/l) ainsi qu'une concentration très élevée en nitrites (403 µg/l N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/l), et en phosphore dissous (1341 µg P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/l).

Dans le secteur 2 (5 km en aval), la situation semble s'être fortement améliorée, seules les concentrations en phosphore total (476 µg P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/l) et phosphore dissous (457 µg P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/l) restent encore élevées, voire, très élevées pour ce dernier.

#### **4.1.1.3 La Vire**

Sur cette rivière, 3 stations ont été échantillonnées. Deux en amont du zoning industriel de Latour et une en aval.

La concentration en nitrite est élevée pour les deux stations situées en amont (respectivement 94 et 73 µg N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/l). La concentration en phosphore dissous est quant à elle, relativement importante pour les trois secteurs (respectivement 179, 203 et 279 µg P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/l).

#### **4.1.1.4 L'Amblève**

Trois secteurs ont été échantillonnés. Le premier en amont de la confluence avec la Warche, le deuxième 14 km plus bas, en aval de la confluence avec la Warche et un troisième, 2 km en aval du second, en aval de la confluence avec la Salm.

Les analyses effectuées ne révèlent pas de concentrations anormales pour les différentes substances analysées et ce, pour les trois secteurs.

#### **4.1.1.5 Le Ton**

Deux secteurs ont été échantillonnés. Le premier en amont de l'entreprise "La Cellulose des Ardennes" et le second en aval.

Au contraire des précédentes stations, pour lesquelles une seule mesure a été réalisée par station, le Ton a été l'objet d'une campagne de mesure effectuée tout au long des dernières années. Les conclusions du GIREA concernant les mesures physico-chimiques sont les suivantes :

<b>Tableau 4.2 : Indice de pollution organique IPO</b>			
<b>Cours d'eau</b>	<b>Secteur</b>	<b>Score</b>	<b>Pollution organique</b>
<b>Berwinne</b>	amont Bève	3,5	modérée
	aval Bève	3,5	modérée
	amont Bel	3,8	modérée
	aval Bel	3,3	modérée
<b>Serpont</b>	aval 1 (ss1)	1,8	très forte
	aval 1 (ss2)	2,0	forte
	Aval 2	3,3	modérée
<b>Vire</b>	amont 1	3,5	modérée
	amont 2	3,3	modérée
	aval	3,3	modérée
<b>Amblève</b>	amont Warche	3,8	modérée
	aval Warche 2	3,8	modérée
	aval Salm	3,8	modérée
<b>Ton</b>	amont	3,0	modérée-(forte)
	aval	3,0	modérée-(forte)

La température de l'eau peut croître de plus de 5°C entre les deux stations. De plus le rejet de la station d'épuration atteint des valeurs supérieures à la norme imposée qui est de 30°C. Les matières en suspension atteignent des valeurs allant jusqu'à 30 mg/l en 1991. Les concentrations en chlorures et sulfates sont également élevées (jusqu'à 77 mg Cl<sup>-</sup>/l et 210 mg S-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>/l).

#### **4.1.2 INDICES PHYSICO-CHIMIQUES**

Deux indices physico-chimiques ont été calculés. Le premier est l'indice IPO (Indice de Pollution Organique), le second est la grille de qualité des eaux courantes de Descy, Edeline et Laforge.

##### **4.1.2.1 L'IPO**

Le **tableau 4.2** reprend les cotes attribuées à chacune des stations par l'IPO ainsi que l'évaluation de la qualité d'eau correspondante. Dans certains cas, la valeur se trouvant à la limite de l'intervalle de classe, il a été noté, entre parenthèses, la classe supérieure ou inférieure correspondante.

L'IPO révèle que certaines stations sont l'objet d'une pollution de nature organique.

- **La Berwinne** est sujette à une pollution organique modérée aux quatre stations. On constate néanmoins une pollution légèrement plus prononcée dans le secteur 4 (aval Bel).
- **Le Serpont** est soumis à une pollution organique aiguë dans le secteur 1. On note une très légère amélioration entre les sous-secteurs 1 et 2. La valeur IPO indique que la pollution organique est passée de très forte à forte. Par contre, dans sa partie aval, une nette amélioration se fait sentir, l'IPO indiquant une pollution devenue modérée.
- **La Vire** semble subir une pollution organique modérée aux trois stations étudiées.
- **L'Amblève**, tout comme la Vire, présente une pollution organique modérée aux trois stations étudiées.
- **Le Ton** subit une pollution organique modérée à la limite de forte, en amont et en aval de "La Cellulose des Ardennes".

##### **4.1.2.2 Grille de qualité des eaux courantes (Descy, Edeline, Laforge).**

La grille de qualité des eaux courantes a été utilisée pour évaluer les types de pollutions suivantes : pollution organique, eutrophisation, pollution minérale, polluants toxiques (substances inorganiques hors métaux), polluants toxiques (métaux lourds).

**Tableau 4.3 :Grille de qualité des eaux courantes (Descy, Edeline, Laforge)**

Rivière	Secteur	Poll. organique		Eutrophisation		Poll. minérale		Polluants toxiques Subst. inorg. hors métaux		Polluants toxiques Métaux lourds	
		Score	qualité	Score	qualité	Score	qualité	Score	qualité	Score	qualité
<b>Berwinne</b>	Amont Bève	1	bon - très bon	2	satisfaisante, poll. faible	1	bon - très bon	2	satisfaisante, poll. faible	1	bon - très bon
	Aval Bève	1	bon - très bon	1	bon - très bon	1	bon - très bon	2	satisfaisante, poll. faible	1	bon - très bon
	Amont Bel	1	bon - très bon	1	bon - très bon	1	bon - très bon	2	satisfaisante, poll. faible	1	bon - très bon
	Aval Bel	1	bon - très bon	2	satisfaisante, poll. faible	1	bon - très bon	3	médiocre, pollution nette	1	bon - très bon
<b>Serpont</b>	Aval 1	3	médiocre, pollution nette	4	mauvaise, poll. forte	1	bon - très bon	5	très mauvais, poll. forte	1	bon - très bon
	Aval 1 (ss1)	3	médiocre, pollution nette	4	mauvaise, poll. forte	1	bon - très bon	5	très mauvais, poll. forte	1	bon - très bon
	Aval 1 (ss2)	3	médiocre, pollution nette	4	mauvaise, poll. forte	1	bon - très bon	5	très mauvais, poll. forte	1	bon - très bon
	Aval 2	1	bon - très bon	3	médiocre, pollution nette	1	bon - très bon	2	satisfaisante, poll. faible	1	bon - très bon
<b>Vire</b>	amont 1	1	bon - très bon	2	satisfaisante, poll. faible	1	bon - très bon	3	médiocre, pollution nette	1	bon - très bon
	amont 2	1	bon - très bon	2	satisfaisante, poll. faible	1	bon - très bon	3	médiocre, pollution nette	1	bon - très bon
	aval	1	bon - très bon	2	satisfaisante, poll. faible	1	bon - très bon	2	satisfaisante, poll. faible	1	bon - très bon
<b>Amblève</b>	amont	1	bon - très bon	1	bon - très bon	1	bon - très bon	2	satisfaisante, poll. faible	1	bon - très bon
	aval Warche	1	bon - très bon	1	bon - très bon	1	bon - très bon	2	satisfaisante, poll. faible	1	bon - très bon
	aval Salm	1	bon - très bon	1	bon - très bon	1	bon - très bon	1	bon - très bon	1	bon - très bon
<b>Ton</b>	amont	2	satisfaisante, poll. faible	2	satisfaisante, poll. faible	1	bon - très bon	3	médiocre, pollution nette	1	bon - très bon
	aval	2	satisfaisante, poll. faible	2	satisfaisante, poll. faible	1	bon - très bon	3	médiocre, pollution nette	1	bon - très bon

Les scores obtenus pour les différentes stations donnent les résultats suivants  
(tableau 4.3):

- **La Berwinne** subit une pollution nette, entraînant une qualité d'eau médiocre dans le secteur 4 (aval Bel). Celle-ci est de type "substances inorganiques hors métaux". Ce sont les nitrites qui sont responsables de cette pollution.
- **Le Serpont**, dans le secteur 1, est soumis à une pollution organique nette et une forte eutrophisation ainsi qu'à une forte concentrations en polluants toxiques (NH<sub>3</sub> et nitrites) entraînant une qualité d'eau très mauvaise pour ce paramètre. On ne constate pas de variation entre les sous-secteurs 1 et 2. Dans le secteur 2, la situation s'est fortement améliorée, bien que l'indice d'eutrophisation relève encore une qualité d'eau médiocre.
- **La Vire** subit une pollution nette de type "substances inorganiques hors métaux" (en fait, les nitrites) aux deux stations amont, entraînant une qualité d'eau médiocre.
- **L'Amblève** ne montre pas de signe de pollution importante pour les trois stations étudiées.
- **Le Ton** est l'objet d'une pollution de type "substances inorganiques hors métaux" (nitrites), aux deux stations étudiées entraînant une qualité d'eau médiocre.

### **4.1.3 DISCUSSION**

Les résultats obtenus pour les différentes stations (à l'exception de celles situées sur le Ton) proviennent d'une seule campagne de mesure, ils sont donc ponctuels et ne reflètent peut-être pas la situation réelle, notamment en ce qui concerne les pollutions sporadiques. Ce problème se pose également pour le calcul des indices physico-chimiques. Il faut néanmoins remarquer, que l'éloignement relativement important et le nombre de stations permettaient difficilement de faire mieux.

#### **4.1.3.1 La Berwinne**

Selon notre enquête, la pollution organique en aval de la Bel est très importante tout au long de l'année, celle-ci est principalement due aux eaux usées de la ville d'Aubel. Un gros abattoir industriel ainsi qu'une siroperie et une cidrerie ajoutent leurs eaux usées à celles des riverains. Une station d'épuration est en service, mais malheureusement son efficacité est très faible suite à son sous-dimensionnement. Les matières en suspension sont également en concentration très élevée et la couleur de l'eau passe du transparent en amont de la Bel au brun en aval de celle-ci. Des pollutions épisodiques mais néanmoins graves sont constatées en aval de la Bève.

L'évaluation du QI (Quality Index) réalisée par la Région Wallonne et basée sur une campagne de mesures physico-chimiques (20 échantillonnages) effectuées en 1994 à Moelingen, soit 12 kilomètres en aval de la confluence avec la Bel, révèle que la Berwinne est soumise à une pollution sensible, entraînant une qualité d'eau mauvaise (QI de 4). Cette pollution est principalement due aux nitrites (même constatation dans notre étude), mais

provient également des détergents anioniques, d'une eutrophisation potentielle élevée ainsi que d'une altération organique. Les valeurs de références utilisées ci-dessous, sont celles utilisées lors du calcul du Quality Index (QI). Elles correspondent à un score de 3 ou 4 selon les cas, ce qui suggère une qualité d'eau médiocre.

- ⇒ Nitrites : 15 échantillons sur 20 dépassaient 120 µg N-NO<sub>2</sub>/l
- ⇒ Détergents anioniques : 3 valeurs sur 6 dépassaient 0,02 mg/l
- ⇒ Phosphore dissous : la concentration moyenne sur 12 valeurs est supérieure à 300 µg P-PO<sub>4</sub>/l
- ⇒ NH<sub>4</sub><sup>+</sup> : la moyenne sur 20 valeurs est supérieure à 0,3 mg/l

Pour résumer, la qualité de l'eau de l'amont vers l'aval évolue de la manière suivante :

- Amont de la Bève : eau de qualité moyenne, présentant une teneur en phosphore total et dissous importante (respectivement 264 et 82 µg P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/l).
- Aval de la Bève : pollution par les sulfates (116 mg S-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>/l) et pollutions épisodiques.
- Amont Bel : la situation est pareille qu'en aval de la Bève, bien que la concentration en sulfates soit encore plus élevée (129 mg S-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>/l).
- Aval de la Bel : grosse pollution organique, la concentration en nitrites est très élevée (139 µg N-NO<sub>2</sub>/l) ainsi que celle en NH<sub>3</sub> (24 µg N-NH<sub>3</sub>/l). La quantité de matières en suspension est également très importante.

L'indice IPO obtenu (**tableau 4.2**) pour les différents secteurs reflète peu la situation. Le secteur en aval de la Bel semble largement surestimé bien qu'il montre un score IPO légèrement inférieur à celui obtenu pour les trois stations précédentes.

La grille de qualité des eaux courantes, ne montre pas d'altération organique, elle montre en revanche une pollution nette par les nitrites en aval de la Bel. Dans la grille de qualité des eaux courantes, les nitrites ne sont pas repris dans le calcul de l'indice de pollution organique alors qu'ils sont repris par l'IPO, c'est ce qui explique la différence dans l'appréciation des résultats par les deux méthodes.

Cette situation montre clairement les limites des indices physico-chimiques. Ceux-ci ne sont réellement efficaces, que si l'on effectue une campagne de mesure tout au long de l'année, avec des échantillonnages suffisamment rapprochés dans le temps, afin de détecter les pollutions épisodiques.

#### **4.1.3.2 Le Serpont**

Les résultats montrent que le Serpont subit une pollution organique aiguë à l'aval direct de l'entreprise « Solarec » (ex-Sud Lait), cette pollution diminue quelques kilomètres en aval (Serpont aval 2). On constate également sur le terrain des variations de la couleur de l'eau. Celle-ci passe du transparent au blanc laiteux et inversement en l'espace de quelques minutes. Ce phénomène est fréquent selon les riverains et proviendrait du lavage des cuves de l'entreprise Solarec.

On remarquera néanmoins des différences importantes entre les sous-secteurs 1 et 2 du secteur aval 1. On constate une réduction de l'ordre de 30% de la concentration en  $\text{NH}_4^+$ , en nitrites, en carbone organique dissous et en phosphore dissous ainsi qu'une réduction de 25% de la concentration en phosphore total. Ces valeurs restent quand même anormalement élevées (1,341 mg N- $\text{NH}_4^+$ /l ; 284  $\mu\text{g}$  N- $\text{NO}_2$ /l ; 5,5 mg C/l ; 718  $\mu\text{g}$  P- $\text{PO}_4^{3-}$ /l).

Dans le secteur 2 (5 kilomètres en aval), la situation semble s'être fortement améliorée seules les concentrations en phosphore total et phosphore dissous restent encore élevées voire très élevées pour ce dernier (respectivement 477 et 458  $\mu\text{g}$  P- $\text{PO}_4^{3-}$ /l).

L'IPO montre bien la différence entre les deux secteurs (**tableau 4.2**). La grille de qualité des eaux courantes montre également une forte pollution organique à l'aval direct de Solarec (aval 1), mais également une eutrophisation importante et une forte pollution par les nitrites (**tableau 4.3**).

Les données fournies par la Région Wallonne (campagne de 23 prélèvements) basées sur les échantillons d'eau provenant d'une station de prélèvement située à Libramont (ce qui correspond à notre premier secteur de pêche) donnent des résultats semblables à ceux que nous avons obtenus. Le QI pour ce secteur est de 5, ce qui correspond à un état de pollution prononcé et une qualité d'eau médiocre. Ceci est dû à une forte altération organique, à une grave pollution par les nitrites et l'ammoniaque, à une eutrophisation potentielle importante, à une concentration en chlorures élevée et à une conductivité importante.

⇒  $\text{NH}_4^+$  : la moyenne sur 23 valeurs est supérieure à 0,5 mg N-  $\text{NH}_4^+$  /l

⇒ Phosphore dissous : la moyenne sur 23 valeurs est supérieure à 300  $\mu\text{g}$  P- $\text{PO}_4$ /l

⇒ Nitrites : 13 échantillons sur 23 présentent une concentration supérieure à 120  $\mu\text{g}$  N- $\text{NO}_2$ /l

⇒  $\text{NH}_3$  : 5 échantillons sur 23 présentent une concentration supérieure à 25  $\mu\text{g}$   $\text{NH}_3$ /l

#### **4.1.3.3 La Semois**

Bien que nous ne disposions pas de résultats d'analyses physico-chimiques pour cette rivière, un bilan de la situation peut quand même être établi. Avant 1982 (date de mise en service de la station d'épuration d'Arlon), les eaux usées de la ville allaient directement à la rivière entraînant une pollution organique aiguë. Après 1982, la qualité de l'eau est devenue acceptable, sauf au niveau des matières en suspension qui restent encore en quantité importante à cause d'un problème de "bulking" (mauvaise sédimentation des boues activées) à la station d'épuration. Des études basées sur la méthode des saprobies réalisées en 1979 et 1983 montrent une nette diminution de la pollution organique (Timmermans et Gerard, 1989 ; Marchot, 1989).

#### **4.1.3.4 La Vire**

Les deux stations amont semblent sujettes à une pollution de type "nitrites" (94 et 73  $\mu\text{g}$  N- $\text{NO}_2$ /l) pouvant provenir d'une pollution de nature organique ou industrielle. Entre la station amont 2 et la station aval, une large conduite en béton (environ 1 mètre de diamètre) déverse une quantité d'eau importante provenant du mélange des eaux usées du

zoning industriel de Latour et du trop plein d'un étang proche. Cet apport d'eau important entraîne une forte concentration en matières en suspension en aval (Vire aval). Différents rapports (Philippart et Vranken, 1982) suggèrent que le zoning de Latour rejette certaines substances toxiques pour les communautés piscicoles tels que phénols et Cadmium.

Comme c'était le cas pour la Berwinne, en aval de la Bel, l'IPO indique une pollution de nature organique modérée alors que la grille de qualité des eaux courantes n'en montre aucun signe. La différence provient toujours du fait que les nitrites ne sont pas pris en compte dans le calcul de l'indice de pollution organique de la grille de qualité des eaux courantes alors qu'ils sont repris par l'IPO.

#### **4.1.3.5 L'Amblève**

Les analyses physico-chimiques ne révèlent pas de problème important de pollution pour les différentes stations étudiées. Néanmoins, le problème de l'Amblève est bien connu depuis longtemps. De nombreuses études (Philippart et Vranken, 1982 ; Gaspard et al., 1992) montrent que la Warche est très gravement polluée par le chrome, rejeté principalement par des tanneries. On peut également observer de fortes concentrations en sulfates, chlorures, matières organiques, ammonium et nitrites. La forte pollution de la Warche entraîne d'importantes modifications de la faune piscicole de l'Amblève.

Il est bien entendu, que si nous ne trouvons pas de traces de métaux dans les analyses physico-chimiques effectuées, la cote attribuée par la grille de qualité des eaux courantes pour ceux-ci ne reflète pas la réalité. Si l'on tient compte des analyses effectuées par les différents auteurs, l'indice concernant les polluants toxiques (métaux lourds) obtiendrait une cote de 5.

L'étude sur la pollution de la Warche et son influence sur l'Amblève (Gaspard et al., 1992) indique un IB de 9 (Indice Biotique basé sur les macro-invertébrés) en amont de la confluence avec la Warche et un IB de 3 au niveau de la confluence, ce qui suggère une forte pollution causée par la Warche. En aval de Stavelot, ils constatent une amélioration progressive de la situation. Néanmoins, une pollution résiduelle se ferait toujours sentir à Coe (1 kilomètre en aval de la confluence avec la Salm) et ce, malgré la dilution provoquée par la Salm.

La Région Wallonne nous a également communiqué des résultats d'analyses physico-chimiques (18 échantillonnages) réalisés sur l'Amblève en amont et en aval de la confluence avec la Warche, respectivement à Ligneuville et Stavelot, ce qui correspond à nos sites amont et aval 1. Ceux-ci révèlent qu'en amont de la confluence avec la Warche, la qualité de l'eau est bonne et la pollution peu prononcée (QI de 2). A Stavelot, par contre, la pollution est sensible et l'eau de mauvaise qualité (QI de 4). Les principales causes sont l'altération par les métaux lourds (le chrome en particulier) et les détergents anioniques.

- ⇒ Chrome : 3 échantillons sur 6 dépassaient les 30 µg Cr/l
- ⇒ Détergents anioniques : 4 échantillons sur 23 dépassaient 0,1 mg/l

D'autres résultats d'analyses (provenant toujours de la Région Wallonne) effectuées sur l'Amblève, à Comblain au Pont, soit juste avant la confluence de l'Amblève avec l'Ourthe (ce

qui situe cette station à 9 kilomètres en aval de notre station de Remouchamps) montrent que la qualité de l'eau est redevenue bonne et que la pollution est peu prononcée (QI de 2).

#### **4.1.3.6 Le Ton**

Selon les conclusions du GIREA, la principale nuisance pour les communautés piscicoles est causée par la hausse de température, l'importante quantité de matières en suspension et la forte salinité, constatée en aval.

A nouveau, l'IPO indique une pollution organique modérée (à la limite de forte) pour les deux stations alors que la grille de qualité des eaux courantes ne le montre pas, le problème venant toujours des nitrites.

Une campagne de mesures effectuées par la Région Wallonne à Lamorteau (notre station aval) indique une qualité d'eau moyenne et un état limite de pollution (QI de 3). Celle-ci montre une altération organique, une concentration anormale en nitrites,  $\text{NH}_3$ , phénols et détergents anioniques.

- ⇒ Carbone Organique Dissous (COD) : moyenne (23 échantillons) supérieure à 9 mg C/l
- ⇒ Nitrites : 8 valeurs sur 23 présentent une concentration en nitrites supérieure à 70  $\mu\text{g N-NO}_2/\text{l}$
- ⇒  $\text{NH}_3$  : 8 valeurs sur 23 présentent une concentration en  $\text{NH}_3$  supérieure à 5  $\mu\text{g NH}_3/\text{l}$
- ⇒ Phénols : 8 valeurs sur 23 présentent une concentration supérieure à 5  $\mu\text{g/l}$
- ⇒ Détergents anioniques : 5 valeurs sur 7 présentent une concentration supérieure à 0,02 mg/l

#### **4.1.3.7 Conclusion**

En conclusion, les sites échantillonnés peuvent se répartir de la manière suivante

Cours d'eau et stations présentant une pollution marquée de nature organique

- La Berwinne en aval de la confluence avec la Bel et d'une manière moins évidente sur les 2 secteurs en aval de la Bève.
- Le Serpont à l'aval direct de l'entreprise Solarec.
- La Semois à Chantemelle, en 1979.

Cours d'eau présentant une pollution de nature industrielle

- l'Amblève, en aval de la Warche jusqu'en aval de la confluence avec la Salm (principalement par le chrome)
- Le Ton, en aval de la Cellulose des Ardennes (pollution de type surtout thermique, matières en suspension et chlorures)
- La Vire, en aval du zoning industriel de Latour (matières en suspension).

## Répartition de l'ichtyomasse par station

Fig. 4.1 : Berwinne amont Bève

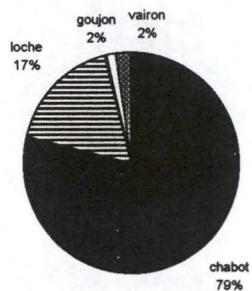


Fig. 4.2 : Berwinne aval Bève

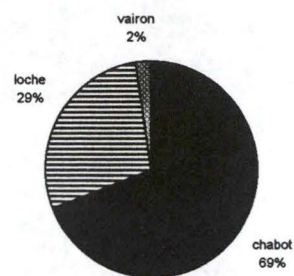


Fig. 4.3 : Berwinne amont Bel



Fig. 4.4 : Berwinne aval Bel

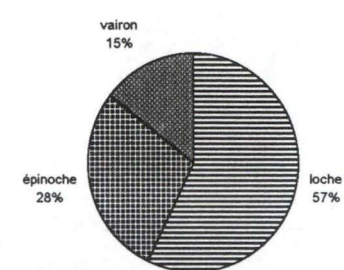


Fig. 4.5 : Serpont aval 1 (sous-secteur 2)

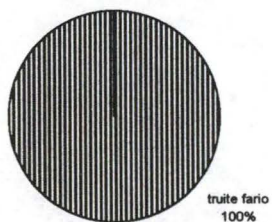
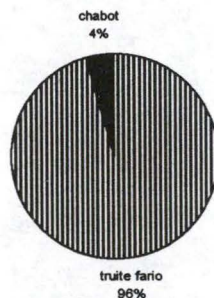


Fig. 4.6 : Serpont aval 2



### Légende



Fig. 4.7 : Semois 1979

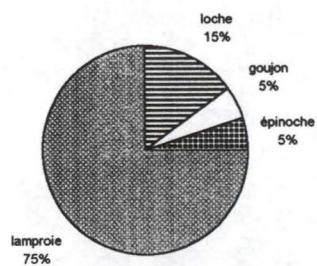
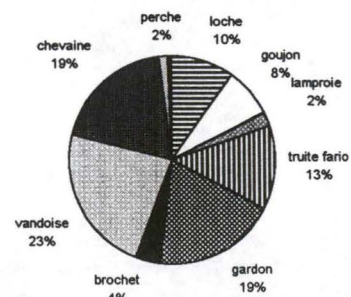


Fig. 4.8 : Semois 1983



Il faut toutefois rappeler que cette classification n'apparaît pas toujours de manière nette dans nos résultats d'analyses physico-chimiques. Elle est basée autant sur nos propres résultats que sur ceux obtenus par différents auteurs.

## 4.2 ETUDE DES COMMUNAUTES PISCICOLES

Les biomasses relatives des différentes espèces pour chacune des stations sont présentées aux figures 4.1 à 4.18. Les stations sont classées d'amont en aval pour un même cours d'eau. Les cours d'eau présentant une pollution de nature organique (*fig. 4.1 à 4.8*) ont été séparés de ceux présentant une pollution de type industriel (*fig 4.9 à 4.18*). Les *tableaux 4.6a à 4.6f* résument les biomasses absolues en g/100 m<sup>2</sup> des différentes espèces pour chacune des stations.

### 4.2.1 REPARTITION DE L'ICHTYOMASSE AUX DIFFERENTES STATIONS

#### 4.2.1.1 La Berwinne

On constate une forte modification de la répartition de l'ichtyomasse (IM) d'amont en aval (*tableau 4.6a*).

**En amont de la Bève (*fig 4.1*)**, le chabot, largement dominant, représente 79% de l'IM et la loche 17%. Le chabot présente, dans ce secteur, son ichtyomasse absolue la plus élevée (359 g/100 m<sup>2</sup>).

**En aval de la Bève (*fig. 4.2*)**, le chabot régresse (69% de l'IM) mais reste l'espèce dominante bien que son IM absolue ait fortement chuté. La loche par contre passe de 17 à 29 % de l'IM.

**En amont de la Bel (*fig 4.3*)**, le chabot a complètement disparu au profit de la loche qui atteint 93% de l'IM et présente ici son IM absolue la plus élevée. La loche est devenue, de loin, l'espèce dominante. On constate également l'apparition de l'épinoche (2%).

**En aval de la Bel (*fig 4.4*)**, la loche régresse à son tour mais reste l'espèce dominante représentant 57% de l'IM. L'épinoche qui ne constituait que 2% de l'IM en amont de la Bel, en représente maintenant 28%. Le chabot est toujours absent. On constate également que le vairon qui ne représentait que 2 à 5% de l'IM dans les trois premiers secteurs en représente ici 15%. On constate également une très forte régression de l'ichtyomasse absolue de toutes les espèces.

# Répartition de l'ichtyomasse par station

Fig. 4.9 : Ambliève amont Warche

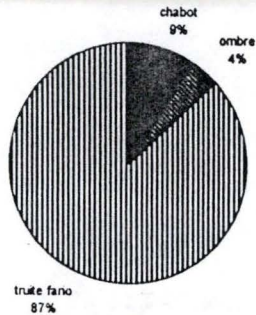


Fig. 4.10 : Ambliève aval Warche 1

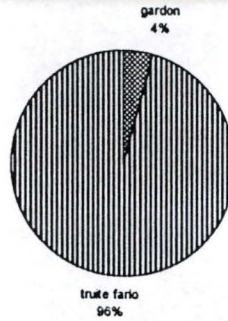


Fig. 4.11 : Ambliève aval Warche 2

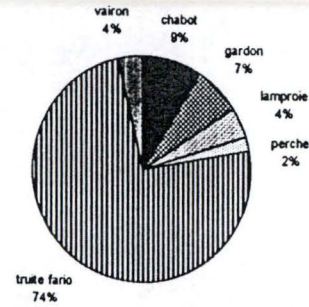


Fig. 4.12 : Ambliève aval Salm

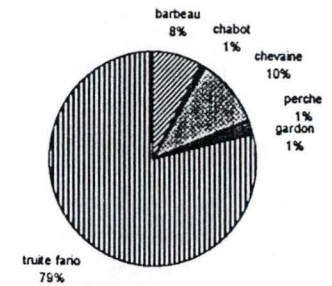


Fig. 4.13 : Ambliève Remouchamps

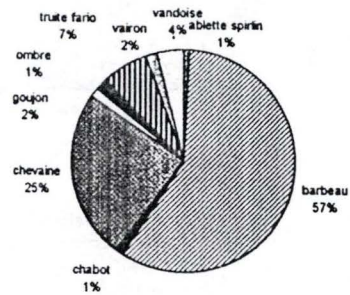


Fig. 4.14 : Ton amont

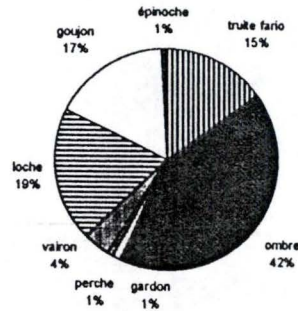


Fig. 4.15 : Ton aval

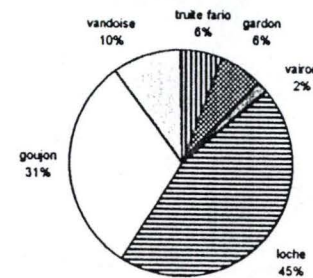


Fig. 4.16 : Vire amont 1

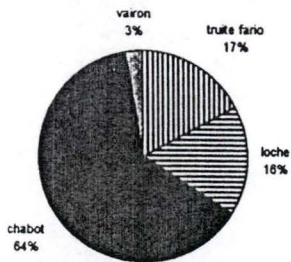


Fig. 4.17 : Vire aval

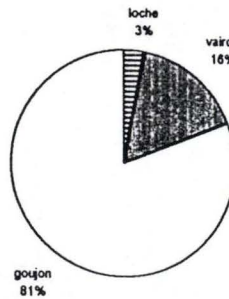
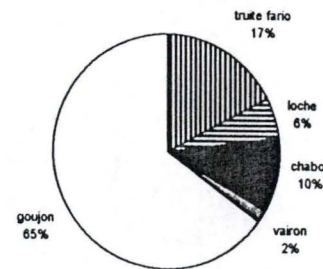
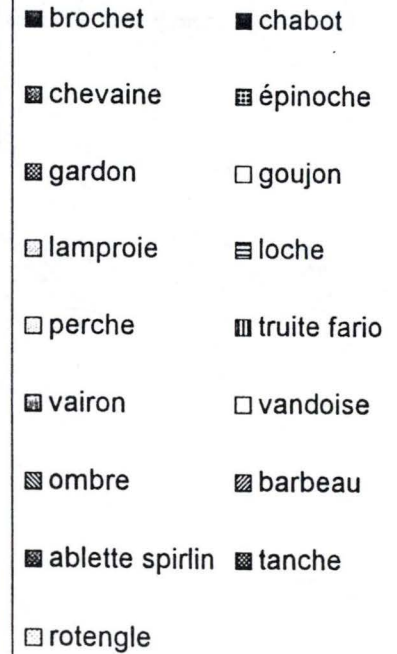


Fig. 4.18 : Vire amont 2



## Légende



### 4.2.1.2 Le Serpont

Dans le secteur 1, une différence flagrante entre les sous-secteurs 1 et 2. Le sous-secteur 1 (75 mètres en amont de l'affluent) ne contient aucun poisson. Par contre le sous-secteur 2 (*fig. 4.5*) (75 mètres en aval de l'affluent) est peuplé de truites fario qui constitue la seule espèce présente sur ce site. Néanmoins de fortes mortalités ont été constatées sur place. Une vingtaine de truite fario mortes très récemment ont été trouvées dans le sous-secteur 2.

Dans le second secteur (*fig. 4.6*), le chabot fait son apparition mais ne représente que 4% de l'IM. La truite fario reste toujours largement majoritaire (96% de l'IM). On remarque néanmoins, une très légère diminution de la biomasse absolue (*tableau 4.6b*) de la truite fario. Cette situation est, semble-t-il, due à des rempoissonnement en truites fario effectués ces dernières années par le Service de la Pêche non loin de notre premier secteur.

### 4.2.1.3 La Semois

Si l'on compare la répartition de l'ichtyomasse à la station de Chantemelle avant et après la mise en place de la station d'épuration on constate une forte modification (*fig 4.7 et 4.8 ; tableau 4.6c*).

La lamproie qui constituait 75% de l'IM en 1979 n'en constitue plus que 2% en 1983. L'épinoche qui constituait 5% de l'IM a disparu. De nombreuses espèces sont apparues telles la perche, la truite fario, le gardon, le brochet, la vandoise et le chevaine.

On constate également une très forte augmentation de l'ichtyomasse totale, mais celle-ci reste toujours largement inférieure à ce qu'elle devrait être. Plus particulièrement, on constate l'expansion du gardon, de la vandoise et du chevaine.

### 4.2.1.4 L'Amblève

La population piscicole de l'Amblève se modifie fortement du site le plus amont au site le plus aval.

Dans les quatre premiers secteurs (*fig. 4.9 à 4.13*), c'est à dire depuis l'amont de la confluence avec la Warche jusqu'à l'aval de la confluence avec la Salm, la truite fario est l'espèce dominante. A Remouchamps (nettement plus en aval), c'est le barbeau qui lui succède en tant qu'espèce dominante.

En aval de la confluence avec la Warche, on constate la disparition du chabot et de l'ombre (*fig. 4.10*). Mais, alors que le chabot fait sa réapparition peu avant la confluence avec la Salm (*fig 4.11*), l'ombre par contre ne réapparaît qu'à Remouchamps (*fig. 4.13*). Si certaines espèces disparaissent, par contre d'autres font leur apparition. Il en va ainsi du gardon et de la lamproie et c'est dans ce secteur qu'ils présentent leurs plus forts pourcentages par rapport à l'ichtyomasse totale (7% pour le gardon et 4% pour la lamproie). Néanmoins il est important d'insister sur le fait que l'ichtyomasse totale est pratiquement nulle ce qui relativise fortement ces observations.

## Variation de la biomasse absolue (g/100 m<sup>2</sup>) des différentes espèces en fonction des stations

**Tableau 4.6a**

Espèces	Berwinne amont Bève	Berwinne aval Bève	Berwinne amont Bel	Berwinne aval Bel
	g/100 m <sup>2</sup>	g/100 m <sup>2</sup>	g/100 m <sup>2</sup>	g/100 m <sup>2</sup>
chevaine	1	absent	absent	absent
chabot	359	29	absent	absent
loche	79	12	126	9
épinoche	1	absent	2	4
goujon	7	absent	1	absent
vairon	10	1	7	2

**Tableau 4.6b**

Espèces	Serpont aval 1(ss2)	Serpont aval 2
	g/100 m <sup>2</sup>	g/100 m <sup>2</sup>
truite fario	1081	920
chabot	absent	43

**Tableau 4.6d**

Espèces	Amblève amont Warche	Amblève aval Warche 1	Amblève aval Warche 2	Amblève aval Salm	Amblève Remouchamps
	g/100 m <sup>2</sup>	g/100 m <sup>2</sup>	g/100 m <sup>2</sup>	g/100 m <sup>2</sup>	g/100 m <sup>2</sup>
ablette spirilin	absent	absent	absent	absent	5
barbeau	absent	absent	absent	21	382
chabot	85	absent	0	2	5
chevaine	absent	absent	absent	28	161
épinoche	absent	absent	absent	0	absent
gardon	1	0	0	2	0
goujon	absent	absent	absent	absent	10
lamproie	2	absent	0	absent	0
loche	absent	absent	absent	absent	1
ombre	38	absent	absent	1	10
perche	absent	absent	0	2	absent
truite fario	833	3	2	208	44
vairon	absent	absent	0	1	11
vandoise	absent	absent	absent	absent	25

**Tableau 4.6e**

Espèces	Vire amont 1	Vire amont 2	Vire aval
	g/100 m <sup>2</sup>	g/100 m <sup>2</sup>	g/100 m <sup>2</sup>
truite fario	34	96	absent
loche	32	32	2
chabot	124	58	0
vairon	5	9	13
goujon	0	361	65

**Tableau 4.6c**

Espèces	Semois 1979	Semois 1983
	g/100 m <sup>2</sup>	g/100 m <sup>2</sup>
loche	2	35
goujon	2	28
épinoche	1	absent
lamproie	8	8
truite fario	absent	46
gardon	absent	69
brochet	absent	15
vandoise	absent	82
chevaine	absent	69
perche	absent	6
chabot	absent	2

**Tableau 4.6f**

Espèces	Ton amont	Ton aval
	g/100 m <sup>2</sup>	g/100 m <sup>2</sup>
truite fario	334	78
ombre	924	-
tanche	8	-
perche	21	-
rotengle	5	-
gardon	13	86
vairon	89	23
loche	430	607
goujon	380	423
épinoche	15	-
vandoise	-	129
barbeau	-	5

En aval de la confluence avec la Salm (fig. 4.12), on constate l'apparition du barbeau et du chevaîne (respectivement 8 et 10% de l'IM). L'ichtyomasse totale est toujours extrêmement faible, mais la situation s'est légèrement améliorée.

A Remouchamps (fig. 4.13), le barbeau et le chevaîne représentent 57 et 25% de l'IM. L'ombre est réapparu, la vandoise et le goujon font également leur apparition.

Il faut toutefois rappeler que, dans le cas de l'Amblève, les stations étudiées couvrent des zones piscicoles allant de la zone à truite pour le premier secteur, à la zone à barbeau pour le dernier secteur. Il est donc normal que des modifications de la composition de l'ichtyomasse se fassent sentir. Ce point sera discuté de manière plus approfondie dans la discussion.

#### **4.2.1.5 La Vire**

De fortes modifications de l'ichtyomasse sont visibles sur la Vire, le long des trois stations échantillonnées.

**Secteur amont 1 (fig. 4.16)** : le chabot est l'espèce dominante (64% de l'IM) et c'est dans ce secteur qu'il présente sa biomasse absolue la plus importante. La loche et la truite fario représente chacune environ la même proportion de l'IM soit 17 %.

**Secteur amont 2 (fig. 4.17)** : le chabot et la loche ont nettement régressés au niveau de la biomasse relative, au profit de la truite et du goujon qui constitue maintenant l'espèce dominante. Si l'on étudie par contre les biomasses absolues des différentes espèces, on constate que dans ce secteur, le chabot a fortement régressé, la loche n'a pas varié, tandis que le goujon qui était absent du secteur amont 1, présente sa biomasse maximum dans ce secteur. D'une manière globale, l'ichtyomasse totale a doublé.

**Secteur aval (fig. 4.18)** : le goujon est toujours dominant, le vairon a pris de l'importance (population relative multipliée par 8), le chabot a disparu et la loche a régressé fortement. Globalement, l'ichtyomasse totale a fortement diminué, elle a été divisée par sept, par rapport au secteur amont 2 et par trois, par rapport au secteur amont 1.

#### **4.2.1.6 Le Ton**

Le Ton est également soumis à une forte modification de l'IM de l'amont à l'aval de "La Cellulose des Ardennes".

On constate que l'ombre qui était l'espèce dominante en amont (42% de l'IM) a disparu en aval (fig. 4.14 et 4.15). La truite fario a également fortement régressé. Par contre la loche et le goujon sont devenues les espèces dominantes en aval. On constate également l'apparition d'une nouvelle espèce, la vandoise.

## 4.2.2 DISCUSSION

Lorsque l'on compare les secteurs non ou faiblement pollués des différents cours d'eau étudiés, on constate qu'ils présentent des similitudes au niveau de leur peuplement piscicole. La majeure partie de l'ichtyomasse est constituée par des espèces intolérantes, surtout dans la zone à truite et à ombre. Ces espèces sont généralement représentées par la truite fario, l'ombre et le chabot (cas de la Berwinne, du Serpont, de l'Amblève, du Ton et de la Vire).

Si l'on compare maintenant les secteurs pollués des différents cours d'eau étudiés, on constate également certaines similitudes. Dans la plupart des cas, ce sont des espèces tolérantes qui composent la majeure partie de l'ichtyomasse (cas de la Vire, de la Berwinne et du Ton). Les espèces tolérantes qui semblent présenter des biomasses relatives maximales dans les zones polluées sont principalement représentées, dans les stations étudiées par la loche (cas de la Berwinne, Semois et Ton) mais également par d'autres espèces, comme le goujon (Vire, Ton), le vairon (Vire, Berwinne) et l'épinoche (Berwinne, Semois). On peut également constater la disparition ou la régression de certaines espèces intolérantes comme la truite fario (cas de la Berwinne, de la Vire, du Ton, de l'Amblève, de la Semois), le chabot (Berwinne, Serpont, Semois, Vire, Amblève) ou l'ombre (Ton). On constate également, dans pratiquement tous les cas, une forte diminution de l'ichtyomasse aux stations polluées (Berwinne, Semois, Amblève, Ton, Vire). Oberdorff et Porcher (1993) en sont arrivés aux mêmes conclusions, notamment en ce qui concerne l'augmentation de la biomasse du vairon et la raréfaction du chabot en aval de pollutions organiques ayant pour origine des effluents provenant de piscicultures bretonnes.. Karr (1991), quant à lui, précise que, lors de son étude sur les rivières du Midwest, il a constaté l'augmentation de l'abondance de certaines espèces tolérantes, notamment *Lepomis cyanellus*, dans les secteurs dégradés par l'activité humaine. Philippart (1979), constate lors d'une étude sur les populations de poissons du bassin de la Roer, qu'aux stations eutrophisées il y a une régression du chabot et dans le même temps une augmentation de la biomasse de loches.

Ceci suggère que les espèces sensibles aux pollutions telles chabot, truite fario ou ombre tendent à se faire progressivement remplacer par des espèces plus tolérantes comme la loche, le goujon ou le vairon en cas de pollution organique ou industrielle. Néanmoins, dans le même temps on assiste à une diminution, pouvant être très importante, de l'ichtyomasse absolue (Amblève, Ton, Vire, Berwinne et Semois).

Nous constatons également que certaines espèces admises comme étant tolérantes aux pollutions organiques ne le sont pas toujours face à d'autres types de pollutions ou à des pollutions organiques trop importantes. C'est le cas, par exemple, de la loche qui disparaît presque complètement dans la Vire en aval du zoning industriel de Latour où la concentration en matière en suspension semble trop élevée pour permettre sa survie. Alabaster (1984), signale également la forte sensibilité de la loche mais également de la carpe commune, de la tanche, de la perche et du brochet aux pollutions par les matières en suspension constatées sur l'Ouvèze et le Doubs.

## 4.3 INDICE BIOTIQUE D'INTEGRITE PISCICOLE

### 4.3.1 TABLEAU RECAPITULATIF

Le *tableau 4.4*, dans sa partie supérieure, résume les valeurs obtenues pour les différents paramètres de l'IBIP en fonction des différentes stations. Celles-ci sont classées de l'amont vers l'aval pour un même cours d'eau. Les secteurs présentant une pollution de type organique (*tableau 4.4*, page de gauche) ont été séparés de ceux présentant une pollution de type industrielle (*tableau 4.4*, page de droite). Dans la partie inférieure du tableau, on retrouve cette fois les scores IBIP attribués à chaque paramètre et ce pour chaque station. Les deux dernières lignes représentent le score IBIP total et la classe de qualité écologique du secteur correspondant.

### 4.3.2 PARAMETRES DE L'IBIP

#### 4.3.2.1 Richesse et composition spécifique

##### 4.3.2.1.1 Nombre total d'espèces

Dans tous les cas de pollution organique (Berwinne, Serpont, Semois), le score IBIP est supérieur ou égal pour les stations non ou moins polluées.

Pour les cours d'eau soumis à une pollution industrielle, la situation n'est pas aussi tranchée. Le score IBIP peut diminuer (Amblève, aval Warche) ou ne pas être modifié (Ton, Vire).

##### 4.3.2.1.2 Nombre d'espèces vivant dans la colonne d'eau

Que ce soit en cas de pollution organique ou industrielle, on peut remarquer une nette tendance à la baisse du score IBIP, à l'exception du Serpont (celui-ci ne compte que deux espèces au total) et de la Vire pour laquelle il est resté égal à 2 pour les trois secteurs.

##### 4.3.2.1.3 Nombre d'espèces benthiques

Dans le cas de pollutions organiques, le score IBIP présente une forte tendance à la baisse pour les sites pollués. Par contre lors de pollutions industrielles on n'en constate pas, si ce n'est en aval de la Warche.

Tableau 4.4 : Paramètres IBIP actuels, valeurs chiffrées correspondantes et score IBIP correspondant.

VALEURS CHIFFREES	COURS D'EAU PRESENTANT UNE POLLUTION DE TYPE ORGANIQUE								
	Berwinne Am. Bève	Berwinne Av. Bève	Berwinne Am. Bel	Berwinne Av. Bel	Serpont aval 1 (ss1)	Serpont aval 1 (ss2)	Serpont aval 2	Semois 1979	Semois 1983
<i>Richesse et composition spécifique</i>									
Nb total d'espèces	6	3	4	3	-	1	2	4	10
Nb d'espèces vivant dans la colonne d'eau	3	1	2	2	-	1	1	1	6
Nb d'espèces benthiques	3	2	2	1	-	0	1	3	4
Nb d'espèces intolérantes	1	1	0	0	-	1	2	1	4
% d'individus tolérants	36,3	35,6	100,0	100,0	-	0,0	0,0	33,3	65,2
Classes d'âges chez l'espèce dominante intolérante	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Composition trophique</i>									
% d'omnivores	0,0	0,0	0,0	0,0	-	0,0	0,0	0,0	10,6
% d'invertivores	99,6	100,0	100,0	100,0	-	0,0	31,4	25,0	78,9
% de piscivores	0,4	0,0	0,0	0,0	-	100,0	68,6	0,0	10,6
<i>Etat sanitaire et abondance des poissons</i>									
Biomasse capturée (kg/ha)	54,392	4,150	13,625	1,551	-	216,000	96,217	1,302	35,719
% d'ind. avec anomalies	0,0	0,0	4,6	0,0	-	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Stratégie reproductive</i>									
% ind. lithophiles et phitophiles	25,6	5,1	3,1	3,8	0,0	100,0	68,6	75,0	27,5
% ind. phyto-lithophiles (ubiquistes)	74,4	94,9	96,9	96,2	0,0	0,0	31,4	25,0	72,5
<i>Nouveau paramètre</i>									
Rapport nb chabots / nb loches	6,6	2,1	0,0	0,0	-	-	infini	0,0	0,2

SCORES IBIP	COURS D'EAU PRESENTANT UNE POLLUTION DE TYPE ORGANIQUE								
	Berwinne Am. Bève	Berwinne Av. Bève	Berwinne Am. Bel	Berwinne Av. Bel	Serpont aval 1 (ss1)	Serpont aval 1 (ss2)	Serpont aval 2	Semois 1979	Semois 1983
<i>Richesse et composition spécifique</i>									
Nb total d'espèces (**)	4	2	2	2	-	1	2	2	5
Nb d'espèces vivant dans la colonne d'eau (**)	3	1	2	2	-	2	1	1	5
Nb d'espèces benthiques (**)	4	3	3	2	-	1	2	4	5
Nb d'espèces intolérantes (**)	2	2	1	1	-	2	3	2	5
Pourcentage d'individus tolérants (*)	5	5	1	1	-	5	5	5	3
Classes d'âges chez l'espèce dominante intolérante	1	1	1	1	-	5	5	1	3
<i>Composition trophique</i>									
% d'omnivores	5	5	5	5	-	5	5	5	1
% d'invertivores	5	5	5	5	-	1	3	3	5
% de piscivores	1	1	1	1	-	5	5	1	5
<i>Etat sanitaire et abondance des poissons</i>									
Biomasse capturée (kg/ha) (**)	2	1	1	1	-	5	2	1	1
% d'ind. avec anomalies	5	5	1	5	-	5	5	5	5
<i>Stratégie reproductive</i>									
% ind. lithophiles ou phitophiles (*)	3	1	1	1	-	5	5	5	3
% ind. phyto-lithophiles (ubiquistes) (*)	1	1	1	1	-	5	3	3	1
<b>SCORE TOTAL</b>	<b>41</b>	<b>33</b>	<b>25</b>	<b>28</b>	<b>SANS</b>	<b>47</b>	<b>46</b>	<b>38</b>	<b>47</b>
<b>Classe d'intégrité</b>	<b>MOYEN</b>	<b>PAUVRE</b>	<b>TRES PAUVRE</b>	<b>TRES PAUVRE</b>	<b>POISSONS</b>	<b>MOYEN</b>	<b>MOYEN</b>	<b>PAUVRE</b>	<b>BON</b>

(\*) scores estimés ; les critères de classification n'ont pas encore été déterminés pour le bassin de la Meuse

(\*\*) utilisation d'un système de classification à 5 cotes au lieu de 3

Tableau 4.4 (suite) : Paramètres IBIP actuels, valeurs chiffrées correspondantes et score IBIP correspondant.

VALEURS CHIFFREES	COURS D'EAU PRESENTANT UNE POLLUTION DE TYPE INDUSTRIELLE									
	Ambiève amont	Ambiève aval Warche 1	Ambiève aval Warche 2	Ambiève aval Salm	Ambiève Remouchamps	Ton amont	Ton aval	Vire amont 1	Vire amont 2	Vire aval
<i>Richesse et composition spécifique</i>										
Nb total d'espèces	4	2	6	9	12	10	8	4	5	5
Nb d'espèces vivant dans la colonne d'eau	2	2	4	7	7	7	5	2	2	2
Nb d'espèces benthiques	2	0	2	2	5	3	3	2	3	3
Nb d'espèces intolérantes	4	1	3	3	5	2	1	2	2	1
% d'individus tolérants	0,0	75,0	27,7	16,8	95,1	97,7	99,8	28,6	87,8	97,4
Classes d'âges chez l'espèce dominante intolérante	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Composition trophique</i>										
% d'omnivores	0,0	90,9	13,3	3,3	0,0	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0
% d'invertivores	81,2	0,0	60,0	32,2	59,6	99,1	98,3	99,2	97,7	100,0
% de piscivores	17,4	9,1	26,7	64,4	40,3	0,8	0,2	0,8	2,3	0,0
<i>Etat sanitaire et abondance des poissons</i>										
Biomasse capturée (kg/ha)	104,387	1,630	0,367	24,430	75,761	220,507	135,027	20,825	55,532	8,059
% d'ind. avec anomalies	0,0	9,1	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Stratégie reproductive</i>										
% ind. lithophiles et phitophiles	23,8	9,0	50,0	79,3	82,0	19,5	6,5	22,8	27,6	69,0
% ind. phyto-lithophiles (ubiquistes)	76,2	91,0	50,0	20,7	18,0	80,5	93,5	77,2	72,4	31,0
<i>Nouveau paramètre</i>										
Rapport nb chabots / nb loches	infini	-	infini	infini	4	0,0	0,0	3,7	0,7	1,3

SCORES IBIP	COURS D'EAU PRESENTANT UNE POLLUTION DE TYPE INDUSTRIELLE									
	Ambiève amont	Ambiève aval Warche 1	Ambiève aval Warche 2	Ambiève aval Salm	Ambiève Remouchamps	Ton amont	Ton aval	Vire amont 1	Vire amont 2	Vire aval
<i>Richesse et composition spécifique</i>										
Nb total d'espèces (**)	2	1	2	3	4	4	4	2	2	2
Nb d'espèces vivant dans la colonne d'eau (**)	2	1	3	4	4	4	3	2	2	2
Nb d'espèces benthiques (**)	2	1	2	2	4	3	3	2	3	3
Nb d'espèces intolérantes (**)	5	1	4	4	5	3	2	3	3	2
Pourcentage d'individus tolérants (*)	5	3	5	5	1	1	1	5	1	1
Classes d'âges chez l'espèce dominante intolérante	5	1	1	5	3	1	1	1	1	1
<i>Composition trophique</i>										
% d'omnivores	5	1	1	3	5	5	3	5	5	5
% d'invertivores	5	1	5	3	5	5	5	5	5	5
% de piscivores	5	5	5	5	5	1	1	1	3	1
<i>Etat sanitaire et abondance des poissons</i>										
Biomasse capturée (kg/ha) (**)	2	1	1	1	2	4	3	1	1	1
% d'ind. avec anomalies	5	1	5	5	3	5	5	5	5	5
<i>Stratégie reproductive</i>										
% ind. lithophiles ou phitophiles (*)	3	1	5	5	5	3	1	3	3	5
% ind. phyto-lithophiles (ubiquistes) (*)	1	1	3	3	3	1	1	1	1	3
SCORE TOTAL	47	19	42	48	49	40	33	36	35	36
Classe d'intégrité	MOYEN	TRES PAUVRE	MOYEN	MOYEN	MOYEN	MOYEN	PAUVRE	PAUVRE	PAUVRE	PAUVRE

(\*) scores estimés ; les critères de classification n'ont pas encore été déterminés pour le bassin de la Meuse

(\*\*) utilisation d'un système de classification à 5 cotes au lieu de 3

#### **4.3.2.1.4 Nombre d'espèces intolérantes**

On constate, dans absolument tous les cours d'eau présentant une pollution de nature organique ou industrielle, une nette tendance à la diminution du score IBIP. Ce paramètre est certainement un de ceux qui traduit le mieux, le degré de pollution du milieu.

#### **4.3.2.1.5 Pourcentage d'individus tolérants (fig. 4.19 à 4.23).**

En ce qui concerne les pollutions organiques, seulement deux cours d'eau sur les trois échantillonnés présentent des espèces tolérantes. Dans un cas (Berwinne), le pourcentage d'individus tolérants augmente pour les secteurs pollués et dans l'autre, ce pourcentage est plus faible pour a station polluée (Semois).

Pour les trois cours d'eau subissant une pollution de nature industrielle, on constate une élévation du pourcentage d'individus tolérants aux stations polluées.

La variation du pourcentage d'individus tolérants par station est représentées par les *figures 4.19 à 4.23*. On notera la belle évolution observée notamment sur l'Amblève et la Vire.

#### **4.3.2.1.6 Classes d'âge chez l'espèce dominante intolérante**

Pour les différents secteur étudiés l'espèce dominante intolérante est presque toujours la truite fario à l'exception du Ton où l'ombre est dominante. Le chabot, bien qu'étant souvent l'espèce dominante intolérante n'est pas utilisable pour ce paramètre. Sa faible taille (quelques cm) rend quasiment impossible une analyse fréquence-taille.

Si l'on examine les résultats obtenus pour les scores IBIP aux différentes stations, on constate que ceux-ci sont généralement très bas (souvent de 1).

Seul le Serpont contient une population de truite fario dont l'analyse fréquence-taille (*fig. 4.24 et 4.25*) ne révèle rien d'anormal. L'Amblève présente également une bonne population de truites en amont de la Warche et en aval de la Salm (*fig. 4.26 à 4.28*). Pour tous les autres secteurs, on constate des "trous" dans les classes de taille, généralement dans celles correspondant aux jeunes classes d'âges. Plus souvent le nombre d'individus de l'espèces dominante intolérante est tellement faible qu'il est impossible de réaliser un graphique fréquence-taille.

#### **4.3.2.1.7 Composition trophique**

Le score IBIP affecté au pourcentage d'omnivores ainsi qu'au pourcentage d'invertivores ne semble pas varier aux stations polluées. Le pourcentage d'omnivores présente un score de 5 pour la plupart des stations, mais lorsqu'il présente un score inférieur c'est toujours pour une station polluée (Ton aval, Amblève aval Warche).

Fig. 4.19 : Variation du pourcentage d'individus tolérants par stations sur la Berwinne

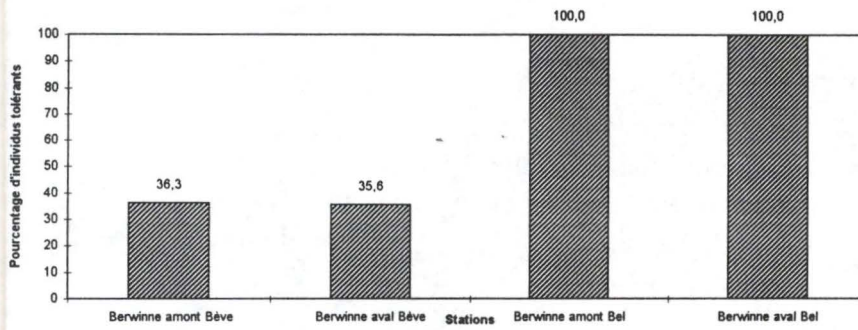


Fig. 4.20 : Variation du pourcentage d'individus tolérants par stations sur la Semois

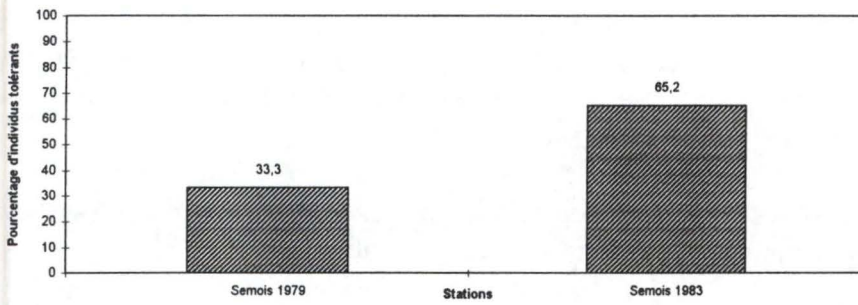


Fig. 4.21 : Variation du pourcentage d'individus tolérants par stations sur l'Amblève

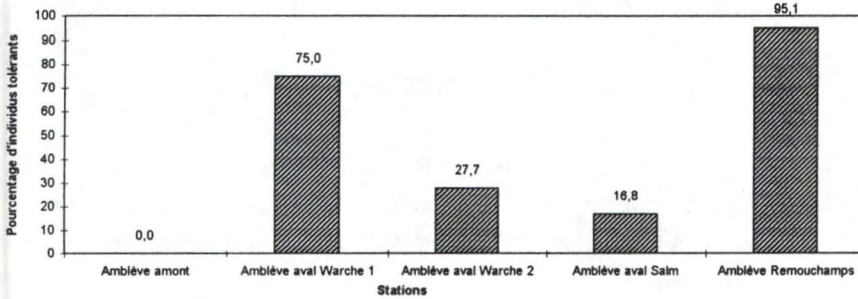


Fig. 4.22 : Variation du pourcentage d'individus tolérants par stations sur le ton

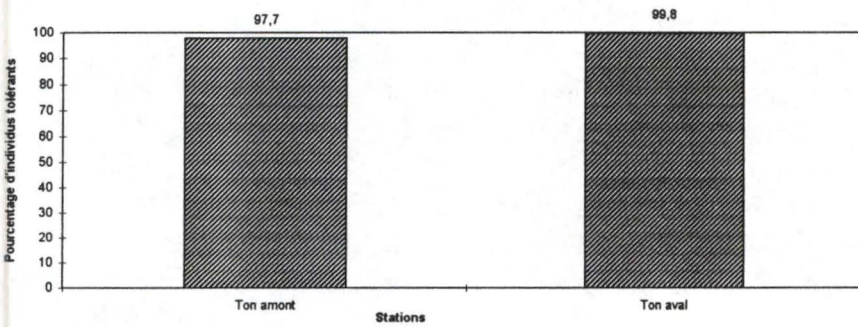
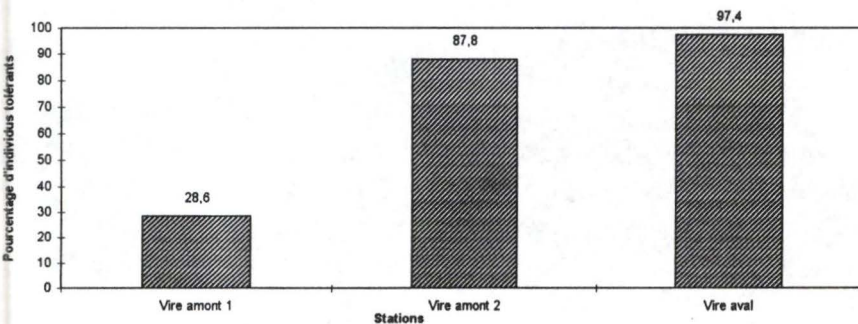


Fig. 4.23 : Variation du pourcentage d'individus tolérants par stations sur la Vire



Le score IBIP attribué au pourcentage d'individus piscivores varie peu au sein d'un même cours d'eau, mais les scores attribués sont généralement faibles.

#### **4.3.2.1.8 Etat sanitaire et abondance des poissons**

##### **4.3.2.1.9 Biomasse capturée en kg/ha**

On remarque que la tendance générale est à une nette diminution de la biomasse sur les secteurs pollués par rapport aux secteurs non ou faiblement pollués correspondant, qu'il s'agisse de pollutions organiques ou industrielles. Le score IBIP traduit bien cette tendance. Il est intéressant de constater également les scores généralement peu élevés attribués à ce paramètre, ce qui semble traduire une dégradation plus ou moins globale des différents cours d'eau étudiés, ce que tendrait à confirmer le score IBIP total.

##### **4.3.2.1.10 Pourcentage d'individus avec anomalies**

Le pourcentage d'individus présentant des anomalies telles ulcérations, blessures diverses, déformations ou opacité d'un oeil, est généralement très bas, ce qui se traduit par un score IBIP de 5 dans 15 cas sur 18. Dans deux cas, un score IBIP de 1 a été attribué sur des sites pollués (Berwinne amont Bel et Amblève aval Warche).

#### **4.3.2.2 Stratégie reproductive**

##### **4.3.2.2.1 Pourcentage d'individus lithophiles ou phytophiles**

On ne constate pas de tendance à la diminution du pourcentage d'individus phytophiles ou lithophiles dans les secteurs pollués, qu'il s'agisse de pollutions organiques ou industrielles.

##### **4.3.2.2.2 Pourcentage d'individus ubiquistes**

On ne constate pas de tendance à l'augmentation du pourcentage d'individus ubiquistes aux sites pollués, qu'il s'agisse de pollutions organiques ou industrielles.

#### **4.3.2.3 Nouveau paramètre : le rapport nombre d'individus chabot / nombre d'individus loche**

Ce paramètre a été proposé par Philippart (communication personnelle). Il se base sur le fait que, lors d'une pollution, on assiste pratiquement toujours à la régression voire à la disparition du chabot et inversement à l'augmentation du nombre de loches (si la pollution est modérée et surtout si elle est de nature organique). Si la pollution est trop forte le chabot disparaît mais la loche résiste, bien qu'elle présente une diminution de sa biomasse absolue.

Le *tableau 4.5* résume les résultats obtenus pour les différentes cours d'eau. Les *figures 4.29 à 4.34* représentent la proportion de chabots par rapport aux loches sur les différents secteurs. On notera, que certains cours d'eau ne contiennent pas de loche (Serpont, Amblève à la plupart des stations) ou pas de chabot (Ton).

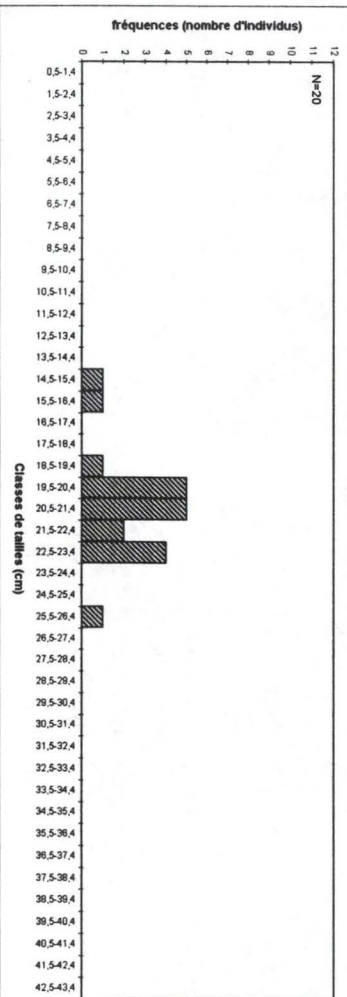


Fig. 4.28 : Structure par taille de la population de truites fario de Lambèze (Remouchamps)

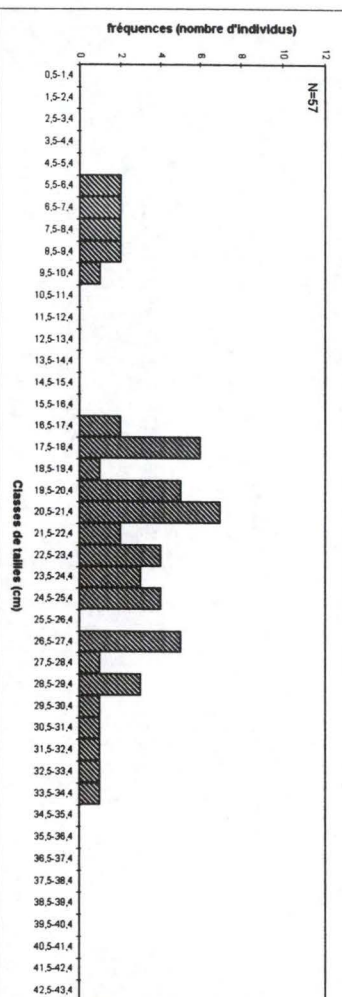


Fig. 4.27 : Structure par taille de la population de truites fario de Lambèze (aval Sain)

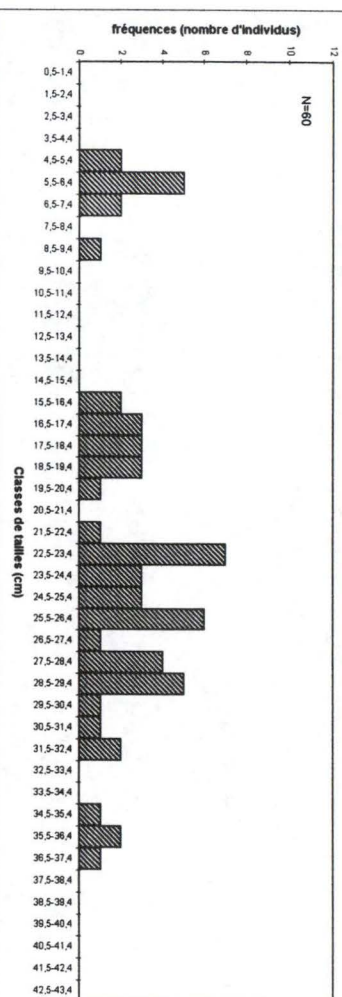


Fig. 4.26 : Structure par taille de la population de truites fario de Lambèze (amont Warche)

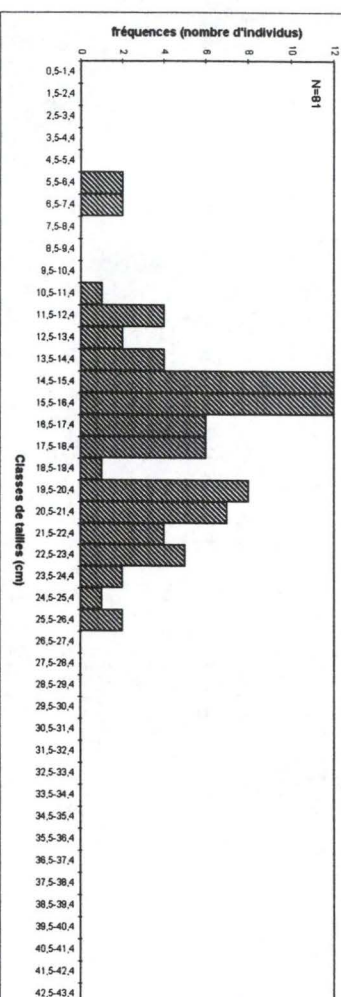


Fig. 4.25 : Structure par taille de la population de truites fario du Serpont (Secteur aval 2)

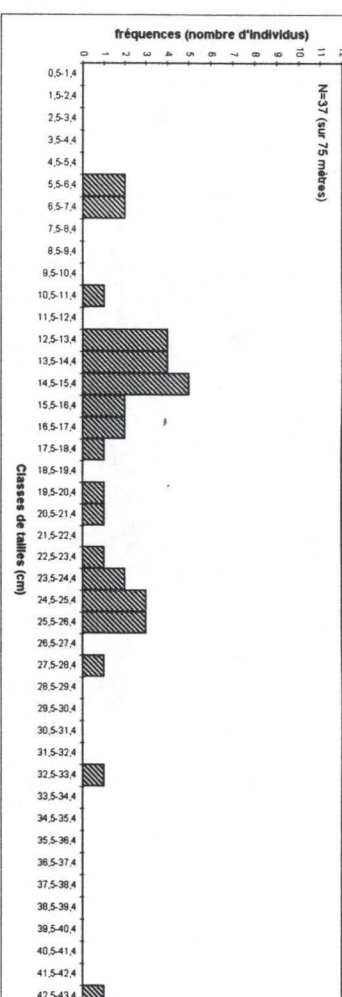


Fig. 4.24 : Structure par taille de la population de truites fario du Serpont (aval 1, ss2)

### Cas des pollutions de type organique (Berwinne, Serpont et Semois)

Sur ces trois cours d'eau le nombre de chabot est nul après la pollution alors que la population est bien représentée soit en amont du point de pollution (Berwinne), soit plus en aval où l'on peut constater une amélioration de la qualité de l'eau (Serpont), soit après la construction d'une station d'épuration (Semois). En ce qui concerne la loche, la situation est moins claire. Le nombre d'individus peut augmenter en aval du point de pollution (Berwinne, amont Bel), mais si la pollution est trop forte, sa population diminue (Berwinne aval Bève et aval Bel, Semois 1983). Néanmoins, sur les sites pollués, la loche reste présente alors que le chabot a disparu (excepté sur le Serpont, où l'on observe pas de population de loches).

Le rapport nb chabots/nb loches varie de 0 (uniquement des loches) à l'infini (uniquement des chabots). Les rapports obtenus lorsque les deux espèces sont présentes varient de 0,2 (Semois 1983) à 5,2 (Berwinne, amont Bève).

### Cas d'une pollution de type industrielle (Amblève, Ton, Vire)

Pour les deux stations où il est présent, la population de chabot régresse fortement lors d'une pollution (Vire amont 2 et aval, Amblève aval Warche). La population de loche peut augmenter en aval de la pollution (Ton aval et Vire amont 2) ou diminuer très fortement (Vire aval 1). Le rapport nb chabots/nb loches varie de 0,7 à 4,8 pour les stations où les 2 espèces sont présentes.

### **4.3.3 RELATION ENTRE L'IPO (INDICE DE POLLUTION ORGANIQUE) ET LES PARAMETRES DE L'IBIP**

Nous avons voulu savoir si les paramètres de l'IBIP variaient en fonction de l'IPO (*fig. 4.35 à 4.39*). Malheureusement, le très petit nombre de stations présentant une pollution organique et pour lesquelles nous avons pu calculer un IPO influence considérablement les résultats obtenus et met en doute leur validité. De plus, les valeurs IPO obtenues sont généralement comprises 3 et 4 à l'exception d'une valeur de 2 obtenue pour le Serpont. Néanmoins, nous avons obtenu un bon coefficient de corrélation pour deux paramètres sur les cinq testés (ces cinq paramètres bénéficiaient du nouveau système de cotation à 5 cotes). Un coefficient de corrélation de 0,79 a été obtenu pour le paramètre "nombre d'espèces benthiques" et un coefficient de corrélation de 0,57 a été obtenu pour le paramètre "nombre total d'espèces".

### **4.3.4 DISCUSSION**

La question essentielle à laquelle nous allons tenter de répondre dans ce chapitre est "ce paramètre est-il sensible à tel ou tel type de pollution" et pourquoi. Il ne faut pas oublier que l'IBIP est un indice global qui englobe à la fois l'aspect qualité physique et chimique de l'eau et qualité de l'habitat. Il est donc normal que certains paramètres ne reflètent pas vraiment le degré de pollution organique ou industrielle auquel le milieu est soumis.

**Tableau 4.5 : Tableau récapitulatif du nombre de chabots et de loches capturés par station**

<b>Cours d'eau présentant une pollution de type organique</b>				
<b>Cours d'eau</b>	<b>Station</b>	<b>nb chabots / 150 m</b>	<b>nb loches / 150 m</b>	<b>rapport nb chabots / nb loches</b>
<b>Berwinne</b>	<b>amont Bève</b>	272	52	5,2
	<b>aval Bève</b>	38	18	2,1
	<b>amont Bel</b>	0	179	0,0
	<b>aval Bel</b>	0	10	0,0
<b>Serpont</b>	<b>aval 1 (ss2)</b>	0	0	-
	<b>aval 2</b>	37	0	infini
<b>Semois</b>	<b>1979</b>	0	3	0,0
	<b>1983</b>	3	15	0,2

<b>Cours d'eau présentant une pollution de type industrielle</b>				
<b>Cours d'eau</b>	<b>Station</b>	<b>nb chabot / 150 m</b>	<b>nb loche / 150 m</b>	<b>rapport nb chabot / nb loche</b>
<b>Amblève</b>	<b>amont Warche</b>	263	0	infini
	<b>aval Warche 1</b>	0	0	infini
	<b>aval Warche 2</b>	3	0	infini
	<b>aval Salm</b>	12	0	infini
	<b>Remouchamps</b>	24	6	4,0
<b>Ton</b>	<b>amont</b>	0	891	0,0
	<b>aval</b>	0	1303	0,0
<b>Vire</b>	<b>amont 1</b>	133	28	4,8
	<b>amont 2</b>	22	32	0,7
	<b>aval</b>	3	3	1,0

#### **4.3.4.1 Richesse et composition spécifique**

Les différents paramètres repris sous l'appellation "richesse et composition spécifique" évalue la réduction du nombre d'espèces, la richesse en espèces ainsi que l'altération de la composition piscicole en cas de perturbation (Karr, 1991).

Dans les six paramètres repris, tous semblent avoir été influencé par la pollution de nature organique ou industrielle. Le score IBIP attribué à ces paramètres traduit généralement bien cette tendance.

Dans le cas d'un cours d'eau qui subit une pollution importante et continue, les espèces les plus sensibles ont tendance à régresser, voire à disparaître. C'est ce que l'on constate pour la plupart de nos stations polluées en ce qui concerne, par exemple, la truite fario, le chabot (Philippart, 1979 ; Oberdorff et Hughes, 1992, Oberdorff et Porcher, 1993) ou l'ombre. La disparition totale de certaines espèces influence directement les quatre premiers paramètres (nb total d'espèces, nb d'espèces vivant dans la colonne d'eau, nb d'espèces benthiques, nb d'espèces intolérantes), ce qui se traduit généralement par une baisse du score IBIP. Hughes et Gammon (1987) ainsi que Karr (1991) ont également constaté que, dans des écosystèmes perturbés par la pollution, les espèces intolérantes ont tendance à régresser alors que les espèces tolérantes ont tendance à dominer.

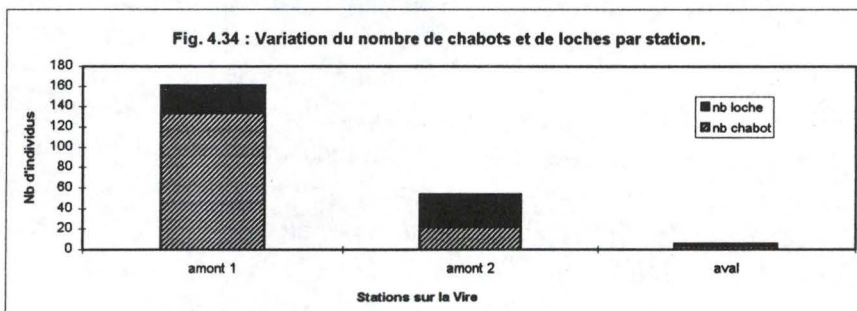
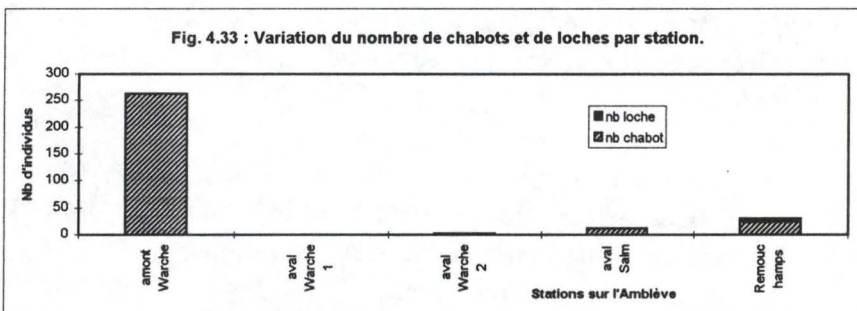
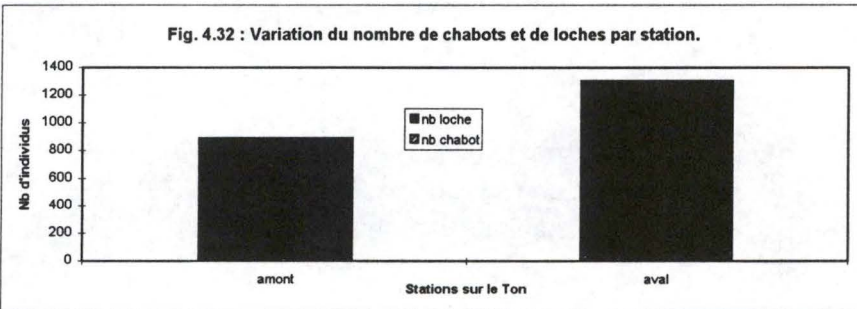
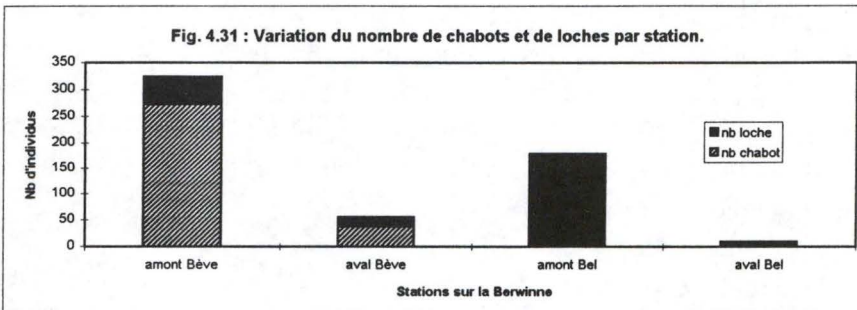
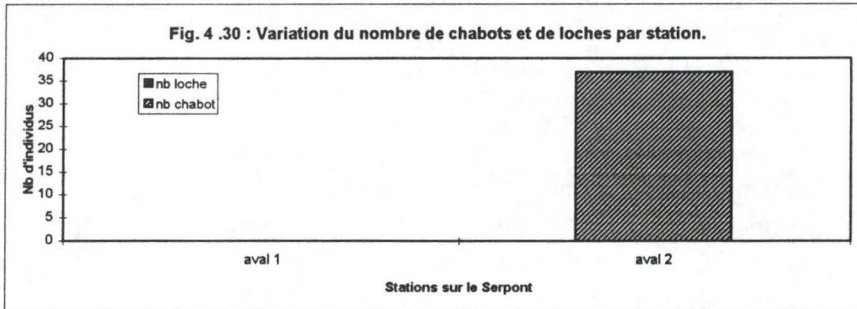
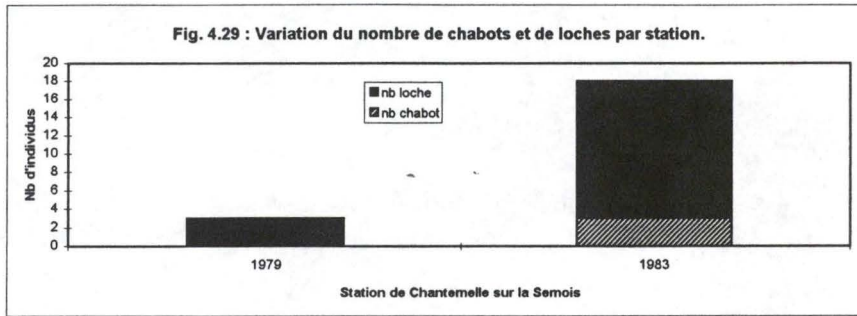
Par contre, si le degré de pollution est modéré, ou si les poissons ne sont pas très sensibles au type de pollution impliqué, l'espèce régresse mais ne disparaît pas. Dans ce cas, les quatre premiers paramètres ne sont pas affectés et leur score IBIP ne varie pas, alors que la pollution est présente.

Les espèces benthiques sont normalement sensibles à la pollution et surtout à l'envasement et la chute de concentration en oxygène dissous qu'elles provoquent car elles se reproduisent et se nourrissent dans des habitats benthiques (Oberdorff et Hughes, 1992 ; Oberdorff et Porcher, 1993).

Les espèces vivant dans la colonne d'eau sont également sensibles à l'envasement notamment causées par les matières en suspension, car ils sont dépendant des macro-invertébrés pour leur nourriture (Oberdorff et Hughes, 1992).

Les deux derniers paramètres repris dans "richesse et composition spécifique" ne nécessitent pas la disparition totale de certaines espèces pour marquer une variation. En effet le pourcentage d'individus tolérants augmente (Oberdorff et Porcher, 1993) si les espèces intolérantes disparaissent ou simplement régressent. Les classes d'âges chez l'espèce dominante intolérante apportent une information plus globale, car elles prennent en compte les éventuelles pollutions survenues les années antérieures ayant causé la disparition des jeunes individus.. Karr (1991) proposait d'utiliser un tel paramètre mais ne l'a pas testé. Oberdorff et Porcher (1993) ont utilisé le paramètre « classes d'âges chez la truite fario ou le brochet ». Ce paramètre semblait fort sensible aux altérations organiques, notamment par l'absence des jeunes classes d'âges, causées par le rejet d'eaux usées provenant de bassins d'élevage de truite arc-en-ciel en Bretagne. Philippart (1979) signale également qu'une légère pollution organique peut entraîner une diminution du nombre de truitelles ainsi qu'un accroissement du poids moyen de celles-ci. C'est ce qu'il a observé dans le bassin de la Roer.

## Variation du nombre de chabots et de loches par stations



D'une manière générale, les paramètres repris dans "richesse et composition spécifique" sont plutôt sensibles à de fortes pollutions ayant causé l'élimination totale de certaines espèces intolérantes.

#### **4.3.4.1.1 Composition trophique**

Les trois paramètres utilisés pour représenter la composition trophique devraient être sensible aux pollutions car celle-ci est modifiée dans les sites pollués (Karr, 1991 ; Oberdorff et Hughes, 1992). La composition trophique "joue" sur la base alimentaire qui subit des modifications en cas de pollution (Oberdorff et Hughes, 1992). Néanmoins, dans le cadre de ce travail, les paramètres portant sur le pourcentage d'invertivores et le pourcentage d'omnivores ne semblent pas avoir été efficaces pour déceler une pollution qu'elle soit de type organique ou industrielle. Oberdorff et Hughes (1992) ont fait la même constatation en ce qui concerne l'Oise dans le bassin de la Seine. Ils attribuent cet échec au faible nombre de captures réalisés (de 10 à 20 individus sur certains secteurs).

Les espèces invertivores comprennent un grand nombre d'espèces considérées comme tolérantes et représentent un pourcentage important du nombre d'individus total, que ce soit dans les zones à truite et à ombre (vairon, goujon, loche, épinoche, ...) ou dans les zones à barbeau et à brème (barbeau, tanche, brème, ...) ce qui pourrait, en partie, expliquer pourquoi ce paramètre n'apparaît pas être efficace aux stations étudiées. Mais, l'altération du milieu, consécutive à la pollution, diminue les ressources en nourriture (macro-invertébrés) et en altérant la base énergétique entraîne, normalement, une diminution du pourcentage d'individus invertivores (Karr, 1991 ; Oberdorff et Porcher, 1993 ; Oberdorff et Hughes, 1992).

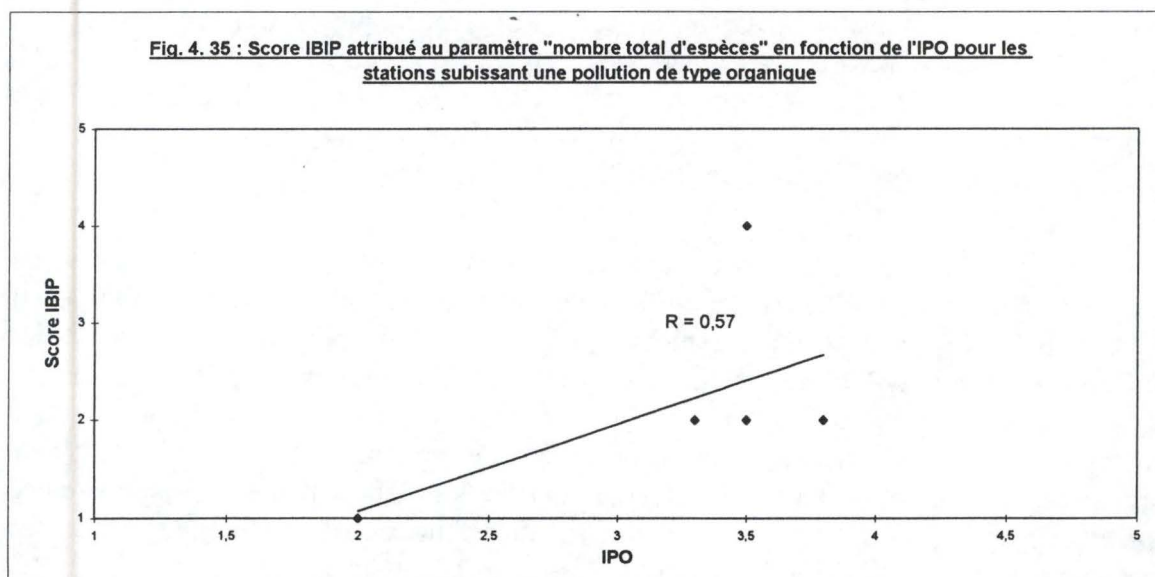
Si l'on étudie le second paramètre qui est le pourcentage d'individus omnivores, la situation est simple. Les individus omnivores sont représentés en Wallonie par le hotu, le gardon, la carpe et le rotengle. Aucune de ces espèces n'est normalement présente dans la zone à truite ou à ombre, ce qui entraîne d'office un score de 5 dans ces zones. Le hotu et le gardon sont présents dans la zone à barbeau mais ils ne représentent guère qu'un faible pourcentage du nombre total d'individus. De plus, le hotu est très sensible aux pollutions, à tel point que certains l'ont utilisé comme indicateur de la bonne qualité de l'eau (Lusk et Halacka, 1995).

Néanmoins, dans les secteurs comptant quelques gardons, il semble être relativement sensible aux différentes pollutions. Il faut toutefois noter, que le pourcentage d'omnivores est généralement égal au pourcentage d'individus "gardon", paramètre utilisé par Oberdorff et Porcher (1993). Néanmoins, différentes études effectuées par Karr (1991), Oberdorff et Porcher (1993) montrent que le pourcentage d'omnivores augmente dans des secteurs perturbés à cause de la détérioration de la base alimentaire (notamment la disparition des macro-invertébrés).

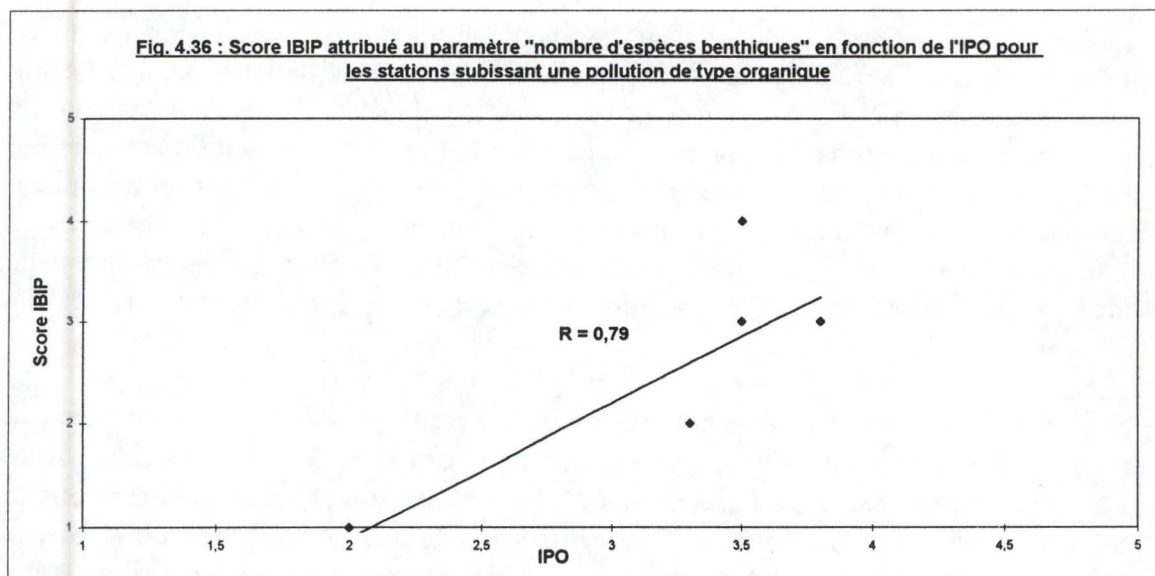
Le pourcentage d'individus piscivores peut-être utile pour déceler une pollution. Les espèces piscivores en région wallonne sont représentées par la truite, la perche, le chevine, le brochet, l'anguille et sandre. Dans les zones à truite on retrouve la truite et souvent l'anguille. Dans la zone à ombre on retrouve truite, anguille et chevine. Dans les zones à barbeau on

## Scores IBIP attribués à différents paramètres en fonction de l'IPO

**Fig. 4.35 : Score IBIP attribué au paramètre "nombre total d'espèces" en fonction de l'IPO pour les stations subissant une pollution de type organique**



**Fig. 4.36 : Score IBIP attribué au paramètre "nombre d'espèces benthiques" en fonction de l'IPO pour les stations subissant une pollution de type organique**



retrouve truite, perche, chevaine et anguille et dans les zones à brème on retrouve plutôt perche, chevaine, brochet, sandre et anguille. Ceci signifie que dans la zone à truite les espèces piscivores principalement représentées par la truite sont sensibles aux pollutions de toutes natures. Le pourcentage d'individus piscivores dans ces zones sera donc certainement un bon révélateur des pollutions à la fois parce qu'il révèle une modification de la base alimentaire mais aussi parce qu'il touche des espèces sensibles aux pollutions, et c'est ce que l'on constate en étudiant les valeurs des scores IBIP obtenus pour nos stations. Karr (1991) a montré que, dans différents types de rivières, la proportion d'individus piscivores tend à diminuer lorsque l'écosystème est perturbé.

#### **4.3.4.1.2 Etat sanitaire et abondance des poissons**

##### **4.3.4.1.2.1 Biomasse capturée (kg/ha)**

Si l'on regarde les scores IBIP obtenus pour ce paramètre, que ce soit lors d'une pollution organique ou industrielle, on voit que la biomasse capturée est extrêmement révélatrice du degré de pollution. Pourquoi ?

Lors d'une pollution importante comme c'est le cas pour presque tous les cours d'eau étudiés, pratiquement toutes les espèces voient leur nombre et donc leur biomasse régresser fortement. De plus, ce phénomène est encore accentué par le fait, que, dans les zones étudiées représentées en majorité par la zone à truite, les espèces qui forment la majeure partie de la biomasse sont la truite, le chabot et la loche. Or, truite et chabot sont extrêmement sensibles à la pollution ce qui entraîne inévitablement une forte diminution de la biomasse totale. De nombreux auteurs affirment que, dans des sites fortement pollués, la biomasse totale tend à diminuer de manière importante (Karr, 1991 ; Oberdorff et Porcher 1993).

Néanmoins on peut s'attendre, dans certaines conditions bien particulières, (c'est à dire lorsqu'on assiste à une très légère pollution organique ou une légère eutrophisation), à une petite augmentation de la biomasse totale comme signalé dans la Salm par Philippart et Vranken (1982), ou dans des rivières de l'Orégon (Hughes et Gammon, 1987), mais ce sont là des situations qui restent exceptionnelles. Certaines espèces présentent également, si la pollution n'est pas trop forte, une augmentation de leur biomasse dans les sites soumis à une pollution organique. C'est le cas par exemple, du vairon et de l'anguille (Oberdorff et Porcher 1993).

##### **4.3.4.1.2.2 Le pourcentage d'individus avec anomalies**

Généralement, les anomalies rencontrées sont causées par une mauvaise qualité de l'eau, mais peuvent avoir été provoquées par des pêcheurs qui remettent leur poisson à l'eau. Les résultats obtenus pour les stations étudiées donnent un score IBIP inférieur à 5 dans seulement 3 cas. En amont de la Bel (Berwinne), où une proportion importante de loches présentaient des ulcérations, en aval de la Warche (Amblève) ou une truite (qui représente 10% du nombre total d'individus capturés) présentaient des symptômes de maladie et à Remouchamps (Amblève) ou quelques individus présentaient des traces de blessures une opacité d'un oeil.

Différents auteurs, (Hughes et Gammon, 1987 ; Karr, 1991 ; Oberdorff et Porcher 1993) ont pu montrer que le pourcentage d'individus avec anomalies augmente dans des sites pollués.

#### **4.3.4.1.3 Stratégie reproductive**

Les deux paramètres utilisés (pourcentage d'individus lithophiles et phytophiles ainsi que pourcentage d'individus ubiquistes) sont basés sur le substrat de ponte des diverses espèces. La pollution, en général, n'altère pas énormément le substrat de ponte en comparaison des dégâts produits par la rectification, le curage ou la canalisation des cours d'eau. Il est donc assez normal que ces paramètres ne montrent pas de tendance marquée à la variation en cas de pollution. On pourrait néanmoins s'attendre, à ce que dans certains types de pollutions, comme une pollution par les matières en suspension, les végétaux aquatiques disparaissent et que l'on assiste à une envasement causant la disparition des espèces phytophiles et lithophiles. Nous n'avons pas décelé cette tendance dans les secteurs où le cas s'est présenté.

Par contre, Oberdorff et Porcher (1993) ont constaté, sur des cours d'eau de Bretagne touchés par une pollution organique, une diminution de l'abondance relative des espèces spécialisées au niveau de leur reproduction (phytophiles, lithophiles et psammophiles). Par contre, ils constatent que les espèces généralistes (ubiquistes) comme le vairon ou l'anguille, ne semblent pas du tout atteinte, et au contraire, montrent une augmentation de leurs biomasses respectives.

#### **4.3.4.2 Nouveaux paramètres proposés : le rapport chabot/loche**

Comme nous l'avons vu précédemment, le chabot et la loche sont généralement présents depuis la zone à truite jusqu'à la zone à barbeau. Ils sont par contre absents de la zone à brème. Le chabot et la loche sont des espèces de petite taille (moins de 10 cm en moyenne), ils sont représentés en grand nombre sur un secteur de 150 mètres (plusieurs dizaines voire centaines d'individus). Ils sont malheureusement malaisés à capturer et il est presque impossible de déterminer leur biomasse avec une bonne précision. Par contre le rapport du nombre de chabots sur le nombre de loches est lui facilement calculable et représente bien le rapport réel qui existe dans le cours d'eau.

Le chabot est une espèce très intolérante à pratiquement toutes les formes de pollution, ce qui se traduit par une diminution de sa densité et de sa biomasse (Philippart, 1979 ; Oberdorff et Porcher, 1993). La loche par contre est plus tolérante et a tendance à le remplacer lorsque celui régresse lors d'une pollution organique, par exemple. A ce sujet, Philippart (1979), lors d'une étude de la population piscicole du bassin de la Roer, insiste sur le fait que le remplacement d'une espèce rhéophile oxyphile sténoèce comme le chabot par une espèce rhéophile élective des apports organiques comme la loche est une modification structurelle de l'ichtyocénose liée à l'eutrophisation et la pollution organique. On observe très bien ce phénomène dans le cas de la Berwinne où le chabot, majoritaire en amont de la Bève, se fait remplacer progressivement par la loche en aval de la Bève et fini par disparaître dans les deux secteurs suivants alors que la loche est toujours présente. Le rapport chabot/loche fonctionne donc très bien dans la majorité des cas, que l'on ait affaire à une pollution

organique ou industrielle, les exemples de la Vire, de la Semois et de la Berwinne en témoignent.

Néanmoins il arrive, dans certains cas (Serpont et Amblève) que la loche soit naturellement absente du secteur. On se retrouve alors avec uniquement du chabot ce qui entraînera automatiquement un score IBIP de 5, qu'il y ait peu, ou beaucoup d'individus. Il serait donc intéressant de fixer un nombre minimum d'individus avant d'attribuer un score de 5.

## 4.4 DISCUSSION GENERALE

Les analyses physico-chimiques effectuées en laboratoire et sur le terrain, nous ont permis de déterminer avec précision les types de pollutions que subissent les différentes stations. Ces résultats, ne provenant que d'une seule campagne de mesures, ont été complétés par d'autres résultats d'analyses provenant soit de la Région Wallonne, soit de la littérature.

Nous avons ainsi pu mettre en évidence les pollutions organiques qui frappent la Berwinne dès l'aval de la confluence avec la Bève, et plus fortement encore, en aval de la confluence avec la Bel, le Serpont à l'aval direct de l'entreprise Solarec (ex Sud Lait) et la Semois à Chantemelle en 1979. Tous ces secteurs présentaient notamment, une concentration en nitrites très élevée.

Nous avons également pu déterminer les pollutions, plutôt de type industriels qui frappent l'Amblève, en aval de la confluence avec la Warche (pollution par le chrome), la Vire, en aval du zoning de Latour (pollution par les matières en suspension et peut-être par le cadmium et les phénols) et le Ton en aval de la Cellulose des Ardennes (pollution de nature thermique, matières en suspension et chlorures)

Les résultats obtenus nous ont permis de calculer deux indices physico-chimiques, afin de confirmer le type de pollution et pour tester ensuite, en fonction de ceux-ci, certains paramètres de l'IBIP. Ces indices (IPO et Grille de Qualité des Eaux Courantes) ne montrent pas de grosses variations entre les sites pollués et non pollués. Pourtant, il est évident, et cela a été confirmé par des enquêtes de terrain, par les données provenant de la littérature, et par les graves perturbations de l'ichtyofaune observées, que les secteurs choisis présentent de fortes perturbations. Nous pensons que si l'interprétation des valeurs obtenues par ces indices physico-chimiques ne correspond pas exactement à la réalité cela est principalement dû au faible nombre de mesures. En effet, pour être réellement efficace, les indices physico-chimiques demandent de nombreux échantillonnages réalisés tout au long de l'année, ce qui représente une grosse faiblesse, en comparaison des indices biotiques tels que l'Indice Biotique d'Intégrité Piscicole.

L'étude de la répartition de l'ichtyomasse sur chacun des secteurs confirme les résultats d'analyses physico-chimiques, bien que, souvent, ils soient révélateurs d'une plus grave perturbation que celle perçue par les différents indices physico-chimiques.

En comparant les secteurs des différentes rivières étudiées, la répartition de l'ichtyomasse nous a apporté certaines informations. Dans les sites non ou faiblement pollués l'ichtyomasse est principalement représentée par les espèces considérées comme étant intolérantes telles la truite fario, l'ombre et le chabot.

On constate également une biomasse globale, relativement importante. Par contre, dans les secteurs pollués ce sont les espèces dites tolérantes (loche, goujon, épinoche, ...) qui forment la majeure partie de l'ichtyomasse, qui, d'ailleurs se trouve souvent fortement réduite. On constate une forte régression voire la disparition totale des espèces intolérantes dans ces

secteurs. Des constatations identiques ont été faites par différents auteurs aussi bien aux Etats-Unis (Karr, 1991), qu'en France (Oberdorff et Porcher, 1993 ; Oberdorff et Hughes, 1992)

Ceci suggère que les espèces intolérantes formant la majorité de l'ichtyomasse dans les sites non pollués se font progressivement remplacer par des espèces plus tolérantes et finissent éventuellement par disparaître dans les secteurs pollués. On assiste néanmoins dans ces mêmes secteurs, à une diminution de la biomasse absolue. Ces conclusions semblent valables quel que soit le type de pollution.

Il apparaît néanmoins, que certaines espèces sont tolérantes aux pollutions organiques, mais pas à certaines pollutions de nature industrielle, comme c'est le cas pour la loche qui résiste très bien aux pollutions organiques moyennes (Philippart, 1979) mais qui tend à disparaître lors d'une pollution par les matières en suspension (Alabaster, 1984).

Nous nous sommes ensuite intéressés à l'impact qu'avaient ces pollutions organiques et industrielles sur les paramètres de l'Indice Biotique d'Intégrité Piscicole (IBIP). Les paramètres repris dans la catégorie "Richesse et composition spécifique" semblent être particulièrement sensibles aux perturbations causées par les pollutions. La disparition des espèces intolérantes entraîne, pour les quatre premiers paramètres (nbre total d'espèces, nbre d'espèces vivant dans la colonne d'eau, nbre d'espèces benthiques, nbre d'espèces intolérantes), une diminution du score IBIP. Malheureusement le système actuel considère l'espèce présente si au moins un individu de l'espèce est capturé sur 150 mètres. Ceci signifie que si la pollution est de moyenne intensité et n'entraîne pas la disparition totale de l'espèce, les quatre premiers paramètres ne décèleront pas de perturbation. Une mesure qui semble intéressante serait de déterminer un nombre minimum d'individus capturés avant de considérer que l'espèce présente. Le paramètre "pourcentage d'individus tolérants" semble plus sensible aux petites perturbations qui n'entraînent qu'une simple régression des espèces intolérantes. Les classes d'âges chez l'espèce dominante intolérante sont extrêmement sensibles aux perturbations et même à celles survenues dans le passé.

Nous avons également utilisé pour la première fois, un système à cinq cotes au lieu de trois utilisés auparavant. Ce système à l'avantage d'affiner les résultats obtenus. Pour l'instant ce système n'est utilisé qu'avec certains paramètres mais devrait dans l'avenir être adopté pour tous.

Les trois paramètres repris dans la catégorie "Composition trophique" reflètent moyennement l'état de perturbation à l'exception du "pourcentage de piscivores". Néanmoins, on peut se demander si ce paramètre montre réellement (pour les stations étudiées), une modification de la base alimentaire ou bien si il traduit simplement la disparition de la truite fario, car dans presque tous les cours d'eau étudiés le seul piscivore présent est la truite. Oberdorff et Hughes (1992) ont fait les mêmes constatations, en ce qui concerne ces trois paramètres lors de leur étude sur le bassin de la Seine, et ils attribuent cet échec au faible nombre de captures.

Le pourcentage d'omnivores ne montre que peu de variation, ce qui s'explique par le fait que, dans les zones étudiées, les omnivores ne sont tout simplement pas présents (sauf introduction artificielle). Le "pourcentage d'invertivores" est censé montrer la disparition des

invertébrés benthiques dans les sites pollués, mais ceci n'apparaît pas clairement dans cette étude.

Le premier paramètre repris dans la catégorie "Etat sanitaire et abondance des poissons" est la "biomasse capturée en kg/ha" qui semble être un excellent révélateur du degré de pollution. Pratiquement dans tous les cas, on assiste à une diminution de la biomasse totale aux sites pollués, ce qui se traduit par une baisse du score IBIP. Néanmoins, dans quelques (rares) cas signalés dans la littérature (Philippart et Vranken, 1982 ; Hughes et Gammon, 1987) on constate une faible augmentation de la biomasse totale dans les secteurs soumis à une légère eutrophisation ou pollution organique.

Le second paramètre est le pourcentage d'individus avec anomalies qui devrait normalement être sensible aux pollutions puisque la mauvaise qualité de l'eau induit généralement des ulcérations ou des maladies. Malheureusement dans le cadre de cette étude, la situation n'est pas très tranchée. Néanmoins, différents auteurs (Hughes et Gammon, 1987 ; Karr, 1991 ; Oberdorff et Porcher, 1993) ont démontré de manière certaine que ce paramètre est sensible aux pollutions.

Les paramètres repris dans "Stratégie reproductive" devraient montrer des variations comme l'ont montré Oberdorff et Porcher (1993). Nous avons en effet mis en évidence que le pourcentage d'individus ubiquistes augmente avec la pollution mais, par contre, nous n'avons pas pu montrer que le pourcentage d'espèces spécialisées (phytophiles et lithophiles) diminuait lors d'une perturbation.

Le nouveau paramètre proposé, "rapport du nombre d'individus chabots/ nombre d'individus loches" semble très prometteur. Un paramètre reprenant uniquement le pourcentage d'individus chabot a déjà été utilisé avec succès par Oberdorff et Porcher (1993). Ce nouveau paramètre montre le remplacement d'une espèce sensible (le chabot) par une espèce tolérante particulièrement aux pollutions organiques (la loche) (Philippart, 1979). Il apparaît quand même important de définir un nombre minimum d'individus avant d'accorder un score maximum.

En conclusion, cette étude nous confirme que la répartition de l'ichtyomasse relative et la biomasse totale sont fortement modifiées à la suite des altérations dues aux différentes pollutions. D'une manière générale, les paramètres de l'IBIP traduisent bien cette situation. De plus, dans tous les cas étudiés ici, le score total attribué au secteur par l'IBIP reflète extrêmement bien la qualité écologique de celui-ci.

Néanmoins, certaines modifications pourraient le rendre plus sensible. Nous proposons d'utiliser un système de score à cinq cotes au lieu de trois, ainsi que l'utilisation du paramètre rapport chabots/loches. Un nombre minimum d'individus devrait également être exigé (éventuellement différent pour chaque espèce) avant de considérer l'espèce présente. Une alternative, pourrait être d'ajouter un paramètre qui intégrerait le faible nombre d'individus par espèce.

## *5. Conclusions et Perspectives*

## 5. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Dans le cadre du projet d'adaptation de l'indice biotique poisson (IBI) au contexte du bassin Mosan, nous avons voulu comprendre comment fluctuaient, en fonction des pollutions organiques et industrielles, les différents paramètres actuellement utilisés ainsi qu'un nouveau paramètre "le rapport nombre de chabots/nombre de loches" qui sera peut-être utilisé à l'avenir.

Dans ce but, nous avons choisi trois cours d'eau présentant une pollution organique (Berwinne, Serpont, Semois) et trois cours d'eau présentant une pollution de type industrielle (Amblève, Vire, Ton). Un ou plusieurs échantillonnages par pêche électrique furent réalisés en amont et en aval du point de pollution généralement constitué par une usine ou un affluent fortement pollué. Quand un point amont n'était pas disponible, nous avons utilisé comme référence un secteur situé nettement plus en aval.

Pour chacun des secteurs où une pêche électrique a été effectuée, nous avons également réalisé une série d'analyses physico-chimiques, de manière à confirmer le type et le degré de pollution. D'autres données d'analyses physico-chimiques nous ont été fournies par la Région Wallonne, ainsi que par diverses publications. Nous avons également, à partir de ces données, calculé deux indices physico-chimiques : l'IPO (Indice de Pollution Organique) et l'Indice de Qualité des Eaux Courantes (Descy, Edeline, Laforge). Toutes ces données, ainsi que quelques enquêtes de terrain, nous ont ensuite permis de cerner, de manière fiable, le type et le degré de pollution des secteurs échantillonnés.

Nous avons ensuite étudié les modifications de la composition piscicole engendrée par les pollutions pour chacun des sites. Ces résultats nous confirment que l'ichtyofaune est gravement modifiée dans les sites perturbés. De nombreuses similitudes ont été remarquées entre les différents secteurs. Ainsi, on constate la régression voire la disparition des espèces réputées intolérantes comme le chabot, la truite ou l'ombre dans les secteurs soumis à une pollution de nature organique ou industrielle. Les espèces dites tolérantes comme la loche ont tendance à devenir nettement dominantes en cas de pollution et particulièrement en cas de pollution organique. Une diminution de la biomasse totale a également été constatée dans tous les secteurs pollués. Ces observations sont en accord avec celles effectuées par de nombreux auteurs (Karr 1991 ; Oberdorff et Hughes 1992 ; Oberdorff et Porcher 1993).

Les résultats bruts des pêches électriques ont ensuite été traités, de manière à pouvoir calculer le score IBIP attribué à chacun des treize paramètres. Un essai avec des scores de 1,2,3,4,5 au lieu de 1,3,5 habituellement utilisés montre que ce système affine les résultats et permet de déceler les faibles pollutions. Ce système à cinq cotes n'a été utilisé que pour certains paramètres, mais au vu des bons résultats obtenus, il devrait, dans le futur, être généralisé à tous les paramètres.

Nous avons ensuite étudié la variation de chacun des paramètres en particulier. Les paramètres repris dans la catégorie "Richesse et composition spécifique" paraissent, d'une manière générale, être de bons révélateurs du degré de pollution. Cependant, trois paramètres "Nombre d'espèces intolérantes", "Pourcentage d'individus tolérants" et "Classes d'âges chez l'espèce dominante intolérante" semblent être particulièrement sensibles à la pollution du milieu. Les paramètres repris dans "Composition trophique" semblent avoir été peu efficaces dans le cas de nos stations, à l'exception du paramètre "Pourcentage de piscivores". Le paramètre "Biomasse capturée en kg/ha" que nous avons utilisé pour des raisons pratiques en lieu et place du paramètre "Biomasse estimée en kg/ha" semble extrêmement sensible aux pollutions. Le nouveau paramètre "rapport chabot/loche" paraît très prometteur. Il est extrêmement révélateur des perturbations et est utilisable dans la plupart des cas. Il devrait, dans l'avenir, être utilisé.

En conclusion, certaines améliorations pourraient être apportées à l'IBIP, surtout en vue de déceler le faible degré de pollution. Nous proposons d'utiliser le nouveau système de score à cinq cotes et ce pour tous les paramètres. Nous proposons également qu'un nombre minimum d'individus soit requis pour considérer une espèce présente sur le site. L'utilisation du nouveau paramètre « rapport nbre d'individus chabots / nbre d'individus loches » peut sans aucun doute être envisagée.

Cette étude est malheureusement basée sur un nombre réduit de secteurs. Il nous faut encore vérifier les hypothèses développées ici sur un nombre important de cours d'eau, appartenant aux différentes zones piscicoles. Nous avons malgré tout pu constater, que l'Indice Biotique d'Intégrité Piscicole est un outil puissant, qui permet, en un seul échantillonnage, d'établir un bilan fiable de la qualité écologique d'un cours d'eau.

## 6. Références Bibliographiques

## 6. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ADAMS S.M, CRUMBY W.D., GREELEY M.S., SHUGART L.R. et SAYLOR C.F., (1992), Response of fish populations and communities to pulp mill effluents : a holistic assessment  
*Ecotoxicology and environmental safety* 24, pp. 347-360
- ALABASTER J.S. (1985), Habitat modification and freshwater fisheries  
*London, FAO and Butterworths*, pp. 278.
- ALABASTER J.S et LLOYD R. (1980) Water quality criteria for freshwater fish.  
*London, FAO and Butterworths*, pp. 297.
- ALLEN-GIL S.M. et MARTYNOV V.G.(1995), Heavy metals burdens in nine species of freshwater and anadromous fish from the perchora River, northern russia.  
*The Science of the Total Environment* 160/161 pp. 653-659
- ALLEN-GIL S.M., GILROY D.J. et CURTIS L.R. (1995), An ecoregion approach to mercury bioaccumulation by fish in reservoirs.  
*Arch. Environ. Contam. Toxicol.*,28, pp. 61-68
- ANDERSSON P., BORG H. et KARRHAGE P. (1995), Mercury in fish muscle and limed lakes.  
*Water, Air, and Soil Pollution* 80 : pp. 889-892
- ATLAND A. et BARLAUP B.T. (1994), Avoidance of toxic mixing zones by atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.) in the limed river Audna, southern Norway.  
*Environmental Pollution*, vol. 90, N°2, pp. 203-208
- BALK L., FORLIN L., SODERSTROM M. et LARSSON A. (1993), Indications of regional and large-scale biological effects by bleached pulp mill effluents.  
*Chemosphere*, Vol 27, N°4, pp. 631-650
- BERNINGER K. et PENNENEN J. (1994), Heavy metals in perch (*Perca fluviatilis* L.) from two acidified lakes in the Salpausselkä esker area in Finland  
*Water, Air and Soil Pollution*, N°81, pp. 283-294
- DESCY J.P. (1992), Qualité des eaux de surface en Wallonie  
*Tribune de l'eau*, N°555/1, Jan-Fév 1992, pp.53-58

- DESCY J.P., HALEN H. (1992), Méthodologie pour l'appréciation de la qualité physico-chimique des eaux de surface  
*Tribune de l'eau, N°555/1, Jan-Fév 1992, pp. 61-70*
- ELLIOT J.M., ELIOTT J.A. et ALLONBY J.D. (1994), The critical thermal limits for the stone loach, *Noemacheilus barbatulus*, from three populations in north-west England.  
*Freshwater Biology, 32, pp. 593-601*
- FAO, EIFAC TECHNICAL PAPER N°11 (1971), Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens : rapport sur l'ammoniac et les pêches intérieures.
- FAO, EIFAC TECHNICAL PAPER N°6 (1968), Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens : rapport sur la température de l'eau et les pêches intérieures.
- FAO, EIFAC TECHNICAL PAPER N°19 (1973), Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens : rapport sur l'oxygène dissous et les pêches intérieures.
- FAO, EIFAC TECHNICAL PAPER N°54 (1993), Water quality and fish health
- FAUSCH K.D., LYONS J., KARR J.R., ANGERMEIER P.L. (1990), Fish communities as indicator of environmental degradation  
*American Fisheries Society Symposium, pp. 123-144*
- GAGNON M.M., BUSSIERES D., DODSON J.J et HODSON P.V. (1995), White sucker (*Catostomus commersoni*) growth and sexual maturation in pulp mill-contaminated and reference rivers.  
*Environmental Toxicology and chemistry, Vol 14, N°2, pp. 317-327*
- GIREA, (GROUPE INTERUNIVERSITAIRE DE RECHERCHES EN ECOLOGIE APPLIQUEE A.S.B.L.) (1992), Etude d'incidence sur l'environnement de l'usine de pâte à papier de la Cellulose des Ardennes à Harnoncourt.
- GUILLEN J.L., ENDO M., TURNBULL J.F., KAWATSU H., RICHARDS R.H. et AOKI T. (1994), Skin responses and mortalities in the larvae of japanese croaker exposed to ammonia.  
*Fisheries Sciences, 60(5), pp. 547-550*
- HARRIS J.H., (1994), The use of fish in ecological assessments  
*Australian Journal of Ecology, 20, pp. 65-80*
- HOGSTRAND C., REID S.D. et WOOD C.M. (1994),  $Ca^{2+}$  versus  $Zn^{2+}$  transport in the gills of freshwater rainbow trout and the cost of adaptation to waterborne  $Zn^{2+}$ .  
*The Journal of Experimental Biology, 198, pp. 337-348*
- HUET M. (1946), Note préliminaire sur les relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes

*Bologisch Jaarboek N°13, pp. 232-243*

- HUET M. (1949), Appréciation de la valeur piscicole des eaux douces  
*Bruxelles, De Clercq, pp 55*
- HUET M. (1950), Aperçu limnologique des eaux de Belgique.  
*Bruxelles, De Clercq, pp 27, Publié à l'occasion du XI<sup>e</sup> Congrès International de Limnologie théorique et appliquée*
- HUGHES R. et GAMMON J. (1987), Longitudinal changes in fish assemblages and water quality in the Willamette river, Oregon  
*Trans. Am. Fish. Soc., 116, pp. 196-209*
- KARR J.R. (1981), Assessment of biotic integrity using fish communities  
*Fisheries, 6, 6, pp. 21-27*
- KARR J.R. et DUDLEY D. (1981), Ecological perspective on water quality goals.  
*Envir. Manag., 5, pp. 55-58*
- KARR J., FAUSCH K., ANGERMEIER P., YANT P. et SCHLOSSER I. (1986), Assessing biological integrity in running waters - a method and its rationale.  
*Illinois Natural History Survey, Special publication, 28 p.*
- KEMBLE N.E., BRUMBAUGH W.G., BRUNSON E.L., DWYER F.J., INGERSOLL C.G., MONDA D.P. et WOODWARDS D.F. (1994), Toxicity of metal-contaminated sediments from the upper Clark Fork River, Montana, to aquatic invertebrates and fish in laboratory exposures.  
*Environmental Toxicology and chemistry, Vol. 13, N° 12, pp.1985-1997*
- KORHONEN P., VIRTANEN M., SCHULTZ T. (1995), Bioenergetic calculation of mercury accumulation in fish  
*Water, Air and Soil Pollution, N°80, pp. 901-904.*
- LEONARD P. Et ORTH D. (1986), Application and testing of an index of Biotic Integrity in small collwater streams.  
*Transactions of the American Fisheries Society, 115, pp. 401-414*
- LUSK S. et HALACKA (1995), Anglers'catches as an indicator of popylation size of the nase, *Chondrostoma nasus*  
*Folia Zoologica 44(2) : pp.185-192.*
- MARCHOT D. (1989), Le point sur le programme d'épuration des eaux usées de la Semois  
*Tribune de l'eau, Vol 42, N°538, pp 30-31*
- MASON R.P., REINFELDER J.R. et MOREL F.M.M. (1995); Bioaccumulation of mercury and methylmercury  
*Water, Air and Soil pollution, 80, pp. 915-921.*

- MATTHEWS J.W., HOUGH D.J., ROBINSON H.W. (1992), Similarities in fish distribution and water quality patterns in streams of Arkansas : congruence of multivariate analyses  
*Copeia*, pp. 296-305
- MCCOY C.P., O'HARA T.M., BENNETT L.W., BOYLE C.R. et LYNN B.C. (1995), Liver and kidney concentrations of zinc, copper and cadmium in channel catfish (*Ictalurus punctatus*) : variations due to size, season and health status.  
*Veterinary and Human Toxicology*, vol. 37, N°1, pp. 11-15
- MILLER D., LEONARD P., HUGHES R., KARR J., MOYLE P., SHRADER L., THOMPSON B., DANIELS R., FAUSCH K., FITZHUGH G., GAMMON J., HALLIWELL R., ANGERMEIER P. Et ORTH D. (1988), Regional applications of an index of Biotic Integrity for use in water resource management .  
*Fisheries*, 13, 5, pp. 12-20
- MORRIS R., TAYLOR E.W., BROWN D.J.A. et BROWN J.A. (1989),  
Acid toxicity and aquatic animals  
*Cambridge University Press*
- MOUNT D.R., BARTH A.K., GARISSON T.D., BARTEN K. et HOCKETT J.R. (1994),  
Dietary and waterborne exposure of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) to copper, cadmium, lead and zinc a live diet.  
*Environmental Toxicology and chemistry*, Vol 13, N°12, pp. 2031-2041
- OBERDORFF T. (1993), Structure des peuplements piscicoles des cours d'eau français : application à la gestion des eaux continentales.  
*Thèse de doctorat, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, 187 p.*
- OBERDORFF T. et HUGHES R. (1992), Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France.  
*Hydrobiologia* 228, pp. 117-130
- OBERDORFF T. et PORCHER J.P. (1993)  
An index of biotic integrity to assess biological impacts of salmonid farm effluents on receiving waters.  
*Aquaculture*, 119, pp. 219-235
- PARKS J.W., CRAIG P.C. et OZBURN G.W. (1994), Relationships between mercury concentrations in walleye (*Stizostedion vitreum*) and northern pike (*Esox lucius*): implications for modelling and biomonitoring  
*Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51, pp. 2090-2104
- PENCZAK T. ET MANN R.H.K. (1993), A preliminary evaluation of the effect of human activity on the fish populations of the Pilica River, central Poland.  
*Polskie Archiwum Hydrobiologii*, (40) pp. 101-115

- PENCZAK T. et KOSZALINSKA (1993), Populations of dominant fish species in the Narew River under human impacts  
*Polskie Archiwum Hydrobiologii* (40) pp. 59-75
- PESSON, P. (1980) Pollution des eaux continentales.  
*Gauthiers-Villars, Orléans, pp. 285.*
- PHILIPPART J-C (1979), Etude des populations de poissons dans trois ruisseaux oligotrophes du bassin de la Roer supérieure (Belgique)  
*Bulletin de la Société Royale des sciences de Liège, 48è année, 5-8, pp. 212-227*
- PHILIPPART J-C (1980), Incidences de la pollution organique et de l'eutrophisation sur la faune ichtyologique de la Semois.  
*Annls Limnol., 16 (1) : pp. 77-89*
- PHILIPPART J-C (1989), Ecologie des populations de poissons et caractéristiques physiques et chimiques des rivières dans le bassin de la Meuse belge.  
*Bulletin de la Société Géographique de Liège, 25, : pp.175-198*
- PHILIPPART et VRANKEN (1982), Enquête sur les espèces de vertébrés menacées de disparition en Wallonie  
Ed. du Ministère de la région wallonne pour l'eau, l'environnement et la vie rurale, 467 p.
- RAITANIEMI J. (1995), The growth of young pike in small Finnish lakes with different acidity-related water properties and fish species composition.  
*Journal of Fish biology* 47, pp. 115-125
- REUTHER R. (1994), Mercury accumulation in sediment and fish from rivers affected by alluvial gold mining in the Brazilian Madeira basin, Amazon.  
*Environmental Monitoring and assessment, 32 : pp. 239-258*
- SCHLOSSER I.J. (1990), Environmental variation, life history attributes and community structure in stream fishes : implications for environmental management and assessment.  
*Environmental Management, Vol. 14, N05, pp. 621-628*
- SERAFY J.E et HARREL R.M (1993), Behavioural response of fishes to increasing pH and dissolved oxygen : field and laboratory observations, *Freshwater Biology* (30) : pp. 53-61.
- SOUTHWORTH G.R., TURNER R.R., PETERSON M.J. et BOGLE M.A. (1994), Form of mercury in stream fish exposed to high concentrations of dissolved inorganic mercury.  
*Chemosphere, Vol. 30, N°4, pp.779-787*

- STEFFENS W., MATTHEIS T. et RIEDEL M. (1993), Field observations on the production of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) under high concentrations of water borne iron.  
*Aquatic Sciences*, 55/3, pp. 174-178
- SUNIL P.P.G., SIRIWARDENA N., KRISHEN J., RANA et BAIRD D.J. (1995), A method for partitioning cadmium bioaccumulated in small aquatic organisms  
*Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 14, N°9, pp. 1575-1577
- SWANSON R.W., SCHRYER R., SHELAST R., KLOEPPER-SAMS P.J. et OWENS J.W., (1994), Exposure of fish to biologically treated bleached-kraft mill effluent. 3 fish habitat and population assessment.  
*Environment Toxicology and chemistry*, Vol. 13, N°9, pp.1497-1507
- TIMMERMANS J.A. et GERARD P. (1989), La qualité piscicole de la Semois  
*Tribune de l'eau*, Vol. 42, N°538, pp-27-29
- TORRES P. et TORT L. (1991), Effects of stress and metal exposure on blood parameters and liver metabolism in rainbow trout  
*EAS Special Publication*, N°14, pp. 312-313
- WELCH E.B. (1980) Ecological effects of wastewater.  
*Cambridge University Press*, second edition 1992, pp 425.
- WOODWARD D.F., BRUMBAUGH G. W., DELONAY A.J. LITTLE E.E. et SMITH C.E. (1994), Effects on rainbow trout fry of a metals-contaminated diet of benthic invertebrates from the Clark Fork River, Montana.  
*Transactions of the American Fisheries Society*, 123, pp. 51-62

## 7. Annexes

**Pêche électrique sur la Berwinne (amont Bève)  
UN SEUL PASSAGE**

Date	Cours d'eau	endroit
05/05/1995	Berwinne	
long secteur	type de pêche	prospection
150 m	électrique	à pied

Espèce	Taille (mm)	Poids (gr)	Remarques
Truite	210	94,0	(repeuplement ?)
Truite	210	92,0	(repeuplement ?)
Chabot Gros	105	15,4	
Chabot Petit	54	2,2	
Chabot Total		719,0	nb = 138
Chabot Total		720,0	nb = 132
Goujon	88	8,4	
Goujon	48	1,2	
Goujon	113	13,2	
Goujon	107	12,2	
Chevesne	67	3,0	
Chevesne	56	1,8	
épineche * 2		4,8	
Loche Gros	114	17,7	
Loche Petit	52	1,4	
Loche Total		384,0	nb = 50
Vairon Gros	79	6,9	
Vairon Petit	35	0,6	
Vairon Total		490,0	nb = 135

Pêche électrique sur la Berwinne (aval Bève)  
UN SEUL PASSAGE

Date	Cours d'eau	endroit
05/05/1995	Berwinne	
long secteur	type de pêche	prospection
150 m	électrique	à pied

Espèce	Taille (mm)	Poids (gr)	Remarques
Truite	295	304,0	repeuplement ?
Truite	161	42,0	repeuplement ?
Saumon de fontaine	300	387,0	repeuplement ?
Chabot Gros	105	19,7	
Chabot Petit	57	3,2	
Chabot Total		172,0	nb = 36
Loche Gros	115	16,4	
Loche Petit	45	1,0	
Loche Total		64,0	nb = 16
Vairon * 3		6,0	

**Pêche électrique sur la Berwinne (amont de la Bel)  
UN SEUL PASSAGE**

<b>Date</b>	<b>Cours d'eau</b>	<b>endroit</b>
04/05/1995	Berwinne	Val Dieu
<b>long secteur</b>	<b>type de pêche</b>	<b>prospection</b>
150 m	électrique	à pied

<b>Espèce</b>	<b>Taille (mm)</b>	<b>Poids (gr)</b>	<b>Remarques</b>
Goujon	82	5,7	
épineche * 10		21,0	poids total sur 10 individus
Loche Gros	142	28,7	
Loche Petit	60	2,2	
Loche Total		1227,0	177 individus (9 ulcérées)
Vairon	102	15,3	
Vairon	97	11,3	
Vairon	105	14,3	
Vairon	96	13,2	
Vairon	87	7,7	
Vairon	89	8,6	

**Pêche électrique sur la Berwinne (aval Bel)  
UN SEUL PASSAGE**

<b>Date</b>	<b>Cours d'eau</b>	<b>endroit</b>
04/05/1995	Berwinne	Val Dieu
<b>long secteur</b>	<b>type de pêche</b>	<b>prospection</b>
150 m	électrique	à pied

<b>Espèce</b>	<b>Taille (mm)</b>	<b>Poids (gr)</b>	<b>Remarques</b>
Truite	310	377,0	
Truite	278	286,0	
Truite	359	608,0	
Vairon	103	18,6	
Loche Gros	127	20,8	
Loche Petit	72	3,3	
Loche Total		51,0	8 individus
Epinoche * 15		37,0	15 individus

**Pêche électrique sur le Serpont (secteur 1, aval direct)  
PREMIER PASSAGE**

<b>Date</b>	<b>cours d'eau</b>	<b>endroit</b>
17/06/1995	SERPONT	Recogne
<b>long secteur</b>	<b>type de pêche</b>	<b>prospection</b>
150 m	électrique	à pied

**Serpont 75 m aval pont**

<b>espèce</b>	<b>longueur</b>	<b>poids</b>	<b>observations</b>
truite	262	190	
truite	251	179	oeil blanc
truite	434	927	
truite	147	44	
truite	260	197	
truite	260	207	
truite	241	159	
truite	253	186	
truite	230	144	
truite	210	109	
truite	127	25	
truite	145	32	
truite	136	28	
truite	163	54	
truite	147	36	
truite	125	23	
truite	145	37	
truite	278	247	
truite	248	182	
truite	133	30	
truite	139	30	
truite	138	29	
truite	173	68	
truite	167	63	
truite	125	26	
truite	65	3	
truite	62	2	
truite	241	166	
truite	61	3	
truite	68	4	
truite	328	374	
saumon de fontaine	263	208	
saumon de fontaine	246	171	
gardon	87	9	

75 amont pont : néant

**Pêche électrique sur le Serpont (secteur 1, aval direct)  
SECOND PASSAGE**

75 m aval pont

<b>espèce</b>	<b>longueur</b>	<b>poids</b>	<b>observations</b>
saumon de fontaine	90	7	
truite	163	56	
truite	180	61	
truite	139	29	
truite	197	98	
truite	154	48	
truite	114	18	

**Pêche électrique sur le Serpont (secteur 2, aval)  
PREMIER PASSAGE**

<b>Date</b>	<b>cours d'eau</b>	<b>endroit</b>
18/06/1995	SERPONT	Hatrival
<b>long secteur</b>	<b>type de pêche</b>	<b>prospection</b>
150 m	électrique	à pied

<b>espèce</b>	<b>longueur</b>	<b>poids</b>	<b>observations</b>
truite	200	102	
truite	202	99	
truite	161	49	
truite	227	117	
truite	226	108	
truite	257	182	
truite	156	41	
truite	166	50	
truite	209	92	
truite	212	110	
truite	216	120	
truite	154	40	
truite	183	69	
truite	164	50	
truite	198	93	
truite	218	124	
truite	235	148	
truite	178	61	
truite	213	113	
truite	177	61	
truite	123	20	
truite	162	46	
truite	208	100	
truite	236	137	
truite	230	138	
truite	229	131	
truite	146	33	
truite	150	36	
truite	115	15	
truite	157	41	
truite	177	59	
truite	155	37	
truite	141	28	
truite	204	90	
truite	156	44	
truite	248	161	
truite	157	44	
truite	158	42	
truite	162	43	
truite	169	53	
truite	211	114	
truite	198	87	
truite	218	125	
truite	204	100	
truite	125	20	
truite	204	101	

truite	258	156	
truite	157	42	
truite	212	95	
truite	163	53	
truite	187	77	
truite	55	2,1	
truite	50	1,6	
truite	152	37	
truite	57	2,1	
truite	173	59	
truite	148	38	
truite	130	21	
truite	123	19	
truite	153	39	
truite	141	29	
truite	116	15	
truite	145	33	
truite	146	31	
truite	54	1,9	
chabot gros	109	15	
chabot petit	57	2,5	
chabot total		167	26 individus

**Pêche électrique sur le Serpont (secteur 2, aval)  
SECOND PASSAGE**

<b>espèce</b>	<b>longueur</b>	<b>poids</b>	<b>observations</b>
saumon de fontaine	141	36	colonne vertébrale déformée
truite	168	60	
truite	222	109	
truite	174	55	
truite	142	32	
truite	180	70	
truite	211	94	
truite	167	53	
truite	196	88	
truite	151	37	
truite	150	34	
truite	148	36	
truite	109	17	
chabot total		71	9 individus
truite	230	134	
truite	141	31	
truite	182	63	
truite	148	38	

## Pêche électrique sur la Semois (1979, Gembloux)

### UN SEUL PASSAGE

<b>Date</b>	<b>cours d'eau</b>	<b>endroit</b>
08/08/1979	SEMOIS	Chantemelle
<b>long. tronçon</b>	<b>type de pêche</b>	<b>prospection</b>
150 m	électricité	à pied

<b>Espèce</b>	<b>Taille (mm)</b>	<b>poids (gr)</b>	<b>remarques</b>
loche	8	6	
loche	9,5	7	
loche	10	8	
goujon	12,5	20	
épineche	5	5	
lamproie tot.	-	80	15 individus

## Pêche électrique sur la Semois (1983, Gembloux)

### UN SEUL PASSAGE

<b>Date</b>	<b>cours d'eau</b>	<b>endroit</b>
24/08/1983	SEMOIS	Chantemelle
<b>long. tronçon</b>	<b>type de pêche</b>	<b>prospection</b>
150 m	électricité	à pied

<b>Espèce</b>	<b>Taille (mm)</b>	<b>poids (gr)</b>	<b>remarques</b>
truite fario	65	2	
truite fario	75	2	
truite fario	75	4	
truite fario	75	4	
truite fario	80	6	
truite fario	85	4	
truite fario	100	10	
truite fario	150	34	
truite fario	205	100	
truite fario	230	135	
truite fario	240	145	
gardon	135	36	
gardon	140	38	
gardon	160	60	
gardon	165	54	
gardon	180	94	
gardon	185	100	
gardon	190	100	
gardon	200	105	
gardon tot.	-	72	7 individus
brochet	110	8	
brochet	120	10	
brochet	120	12	
brochet	125	10	
brochet	125	14	
brochet	130	14	
brochet	135	14	
brochet	140	16	
brochet	140	18	
brochet	150	24	
vandoise	25	200	
vandoise	26	200	
vandoise	25,5	165	
vandoise tot.	-	225	16 individus

chevaine	25	170	
	26	220	
	29	270	
goujon tot.	-	265	20 individus
loche	-	335	15 individus
perche	155	54	
chabot	35	-	3 individus
lamproie	-	80	15 individus

**Pêche électrique sur l'Amblève (secteur amont)  
PREMIER PASSAGE**

<b>Date</b>	<b>cours d'eau</b>	<b>endroit</b>
03/07/1995	AMBLEVE	Planche
<b>long. tronçon</b>	<b>type de pêche</b>	<b>prospection</b>
150 m	électricité	à pied

<b>Espèce</b>	<b>Longueur totale (mm)</b>	<b>Poids (gr)</b>	<b>Remarques</b>
lamproie	-	4	
lamproie	-	6	
ombre	47	-	
ombre	49	2	
ombre	51	2	
ombre	56	2	
ombre	59	3	
ombre	221	92	blessé, queue déformée
ombre	322	322	
truite arc-en-ciel	65	3	
truite arc-en-ciel	243	151	
truite fario	50	2	
truite fario	54	-	
truite fario	55	-	
truite fario	62	2	
truite fario	69	-	
truite fario	72	-	
truite fario	89	7	
truite fario	157	45	
truite fario	157	38	
truite fario	165	53	
truite fario	168	214	
truite fario	180	56	
truite fario	181	69	
truite fario	189	73	
truite fario	189	79	
truite fario	199	89	
truite fario	216	113	
truite fario	225	124	
truite fario	226	124	
truite fario	226	120	
truite fario	234	138	
truite fario	242	162	
truite fario	242	155	
truite fario	247	162	
truite fario	252	193	

PLANCHE

truite fario	255	172	
truite fario	256	169	
truite fario	258	179	
truite fario	260	201	
truite fario	260	205	
truite fario	272	224	
truite fario	276	222	
truite fario	280	225	
truite fario	280	240	
truite fario	289	257	
truite fario	293	260	
truite fario	293	276	
truite fario	294	266	
truite fario	314	350	
truite fario	316	326	
truite fario	319	362	coup sur la tête
truite fario	347	456	
truite fario	358	492	
truite fario	364	479	
truite fario	372	555	
chabot grand	98	12	grand
chabot petit	55	3	petit
chabot total	-	381	71 individus
chabot total	-	603	93 individus

**Pêche électrique sur l'Amblève (secteur amont)  
SECOND PASSAGE**

Espèce	Longueur totale (mm)	Poids (gr)	Remarques
gardon	99	10	
lamproie	-	6	
lamproie	-	3	
lamproie	-	3	
ombre	36	-	
ombre	46	-	
ombre	47	-	
ombre	49	-	
ombre	51	-	
ombre	53	-	
ombre	54	-	
ombre	54	-	
ombre	56	-	
ombre	287	209	
truite fario	56	-	
truite fario	58	-	
truite fario	64	-	
truite fario	165	52	
truite fario	178	61	
truite fario	185	70	
truite fario	227	130	
truite fario	231	127	
truite fario	231	147	
truite fario	242	139	
truite fario	247	159	
truite fario	257	166	
truite fario	282	229	
truite fario	288	280	
truite fario	301	241	
chabot	-	279	46 individus
chabot	-	296	51 individus

**Pêche électrique sur l'Amblève (1994, Challes)**  
**UN SEUL PASSAGE**

<b>Date</b>	<b>cours d'eau</b>	<b>endroit</b>
25/10/1994	Amblève	Stavelot (Challes)
<b>long. tronçon</b>	<b>type de pêche</b>	<b>prospection</b>
150 m	électricité	à pied

<b>Espèce</b>	<b>Longueur tot. (mm)</b>	<b>Poids (gr)</b>	<b>Remarques</b>
Saumon de fontaine	352	376	
Truite fario	248	138	mousse sur le crâne
Alv. gardon	44	0.8	grand
Alv. gardon	37	0.5	petit
Alv. gardon	-	-	8 individus

## Pêche électrique sur l'Amblève (secteur aval Warche) UN SEUL PASSAGE

<b>Date</b>	<b>cours d'eau</b>	<b>endroit</b>
14/07/1995	AMBLEVE	Stavelot
<b>long. tronçon</b>	<b>type de pêche</b>	<b>prospection</b>
150 m	électricité	à pied

<b>Espèce</b>	<b>Taille (mm)</b>	<b>poids (gr)</b>	<b>remarques</b>
chabot	61	2	
chabot	62	3	
chabot	74	5	
gardon	61	4	
lamproie	-	5	
perche	48	2	
truite	81	7	
truite	192	77	
truite	218	121	repeuplement
truite	231	176	repeuplement
truite	308	364	repeuplement
truite	317	419	repeuplement, lèvre blessée
truite	342	456	repeuplement
vairon	57	2	
vairon	62	2	
			+2 truites de 350 et 100 mm
			+1 gardon de 60 mm environ

## Pêche électrique sur l'Amblève (secteur aval Salm) PREMIER PASSAGE

<b>Date</b>	<b>cours d'eau</b>	<b>endroit</b>
28/07/1995	AMBLEVE	Trois Ponts
<b>long. tronçon</b>	<b>type de pêche</b>	<b>prospection</b>
150 m	électricité	à pied

<b>Espèce</b>	<b>Longueur totale (mm)</b>	<b>Poids (gr)</b>	<b>Remarques</b>
chabot	80	8	
gardon	165	62	
ombre	94	7	
ombre	95	8	
truite fario	74	4	
truite fario	77	5	
truite fario	85	4	
truite fario	180	67	
truite fario	196	84	
truite fario	201	95	
truite fario	206	87	
truite fario	209	96	
truite fario	210	118	déformation queue
truite fario	210	107	
truite fario	211	103	
truite fario	214	110	
truite fario	231	145	
truite fario	233	129	
truite fario	234	151	blessée nageoire
truite fario	236	155	
truite fario	240	167	
truite fario	250	149	
truite fario	266	234	
truite fario	270	208	déformation tête
truite fario	271	229	
truite fario	280	223	
truite fario	289	278	
truite fario	290	261	
truite fario	292	336	
truite fario	320	443	rempoissonnement

**Pêche électrique sur l'Amblève (secteur aval Salm)**  
**SECOND PASSAGE**

Espèce	Longueur totale (mm)	Poids (gr)	Remarques
barbeau	436	811	
chabot gros	88	10	
chabot petit	65	3	
chabot total	-	66	9 individus
chevesne	45	1	
chevesne	430	1072	
épinoche	50	2	
épinoche	65	5	
gardon	80	6	
gardon	90	8	
ombre	85	5	
ombre	85	6	
ombre	90	7	
perche	180	88	
truite fario	55	2	
truite fario	62	3	
truite fario	73	5	
truite fario	80	5	
truite fario	85	6	
truite fario	100	10	
truite fario	166	49	
truite fario	168	58	
truite fario	175	61	
truite fario	179	61	
truite fario	180	69	
truite fario	182	71	
truite fario	183	68	
truite fario	190	80	
truite fario	200	97	
truite fario	201	95	
truite fario	204	90	
truite fario	210	105	
truite fario	215	114	
truite fario	217	108	
truite fario	225	130	
truite fario	235	145	
truite fario	245	193	
truite fario	250	196	
truite fario	254	186	
truite fario	265	207	

truite fario	273	290	rempoissonnement
truite fario	300	358	
truite fario	310	400	
truite fario	330	403	
truite fario	335	455	
vairon	70	4	
vairon	70	4	
vairon	70	4	
vairon	70	4	
vairon	70	4	
vairon	70	4	

Biomasses		
Espèce	Poids (gr)	Nb
chabot	74	12
gardon	76	3
ombre	33	5
truite fario	8108	57
barbeau	811	1
chevesne	1073	2
épinoche	7	2
vairon	24	6

## Pêche électrique sur l'Amblève (1994, Remouchamps) PREMIER PASSAGE

<b>Date</b>	<b>cours d'eau</b>	<b>endroit</b>
06/09/1994	AMBLEVE	Remouchamps
<b>long. tronçon</b>	<b>type de pêche</b>	<b>prospection</b>
150 m	électricité	à pied

Espèce	Longueur tot. (mm)	Poids (gr)	Remarques
Ablette spirilin	111	14	
Ablette spirilin	112	15	
Ablette spirilin	114	15	
Ablette spirilin	115	19	
Ablette spirilin	118	20	
Ablette spirilin	122	20	
Ablette spirilin	136	26	
Ablette spirilin	136	28	
Ablette spirilin	137	28	
Ablette spirilin	140	38	
Barbeau	50	1,3	
Barbeau	58	2,3	
Barbeau	59	2,3	
Barbeau	60	2,2	
Barbeau	62	3	
Barbeau	66	3	
Barbeau	67	4	
Barbeau	67	3	
Barbeau	69	3	
Barbeau	70	4,2	
Barbeau	71	4	
Barbeau	71	3,9	
Barbeau	73	4	
Barbeau	73	4,5	
Barbeau	75	4,5	
Barbeau	76	5	
Barbeau	77	5	
Barbeau	81	6	
Barbeau	105	13	
Barbeau	106	12	
Barbeau	106	12	
Barbeau	108	14	
Barbeau	109	14	
Barbeau	114	16	

Barbeau	117	17	
Barbeau	118	18	
Barbeau	119	18	
Barbeau	124	22	
Barbeau	143	28	
Barbeau	144	30	
Barbeau	144	30	
Barbeau	148	34	
Barbeau	150	33	
Barbeau	154	41	
Barbeau	155	41	
Barbeau	156	39	
Barbeau	157	38	
Barbeau	158	41	
Barbeau	159	41	
Barbeau	161	44	
Barbeau	161	44	
Barbeau	162	41	
Barbeau	162	49	
Barbeau	162	46	
Barbeau	162	42	
Barbeau	162	41	
Barbeau	166	48	
Barbeau	167	45	
Barbeau	168	46	
Barbeau	168	44	
Barbeau	169	49	
Barbeau	169	50	
Barbeau	169	50	
Barbeau	169	44	
Barbeau	170	49	
Barbeau	170	47	
Barbeau	171	50	
Barbeau	171	46	
Barbeau	172	49	
Barbeau	172	50	
Barbeau	172	51	
Barbeau	172	49	
Barbeau	172	50	
Barbeau	173	53	
Barbeau	173	53	
Barbeau	174	46	
Barbeau	174	51	
Barbeau	174	56	
Barbeau	174	53	
Barbeau	175	56	

Barbeau	176	58	
Barbeau	176	53	
Barbeau	176	54	
Barbeau	176	54	
Barbeau	177	60	
Barbeau	178	56	
Barbeau	178	53	
Barbeau	178	55	
Barbeau	178	56	
Barbeau	179	56	
Barbeau	179	52	
Barbeau	180	59	
Barbeau	180	62	
Barbeau	180	59	
Barbeau	181	56	
Barbeau	181	58	
Barbeau	182	58	
Barbeau	182	58	
Barbeau	182	65	
Barbeau	182	61	
Barbeau	183	55	
Barbeau	183	60	
Barbeau	184	61	
Barbeau	184	66	
Barbeau	185	72	
Barbeau	185	65	
Barbeau	186	62	
Barbeau	186	66	
Barbeau	186	63	
Barbeau	187	69	
Barbeau	187	67	
Barbeau	187	70	
Barbeau	188	62	
Barbeau	188	64	
Barbeau	189	68	
Barbeau	190	67	
Barbeau	190	69	
Barbeau	190	70	
Barbeau	190	68	
Barbeau	190	63	
Barbeau	193	65	
Barbeau	193	71	
Barbeau	193	73	
Barbeau	194	70	
Barbeau	194	76	
Barbeau	194	78	

Barbeau	195	67	
Barbeau	195	76	
Barbeau	196	75	
Barbeau	198	80	
Barbeau	198	70	
Barbeau	198	79	
Barbeau	201	79	
Barbeau	201	79	
Barbeau	202	83	
Barbeau	206	90	
Barbeau	206	87	
Barbeau	210	96	
Barbeau	212	98	
Barbeau	212	91	
Barbeau	213	95	
Barbeau	213	95	
Barbeau	215	98	
Barbeau	217	101	
Barbeau	218	96	
Barbeau	220	107	
Barbeau	221	100	
Barbeau	222	107	
Barbeau	223	101	
Barbeau	223	110	
Barbeau	223	112	
Barbeau	224	117	
Barbeau	224	111	
Barbeau	225	114	
Barbeau	227	110	
Barbeau	232	129	
Barbeau	234	118	
Barbeau	237	120	
Barbeau	239	140	
Barbeau	239	133	
Barbeau	243	144	
Barbeau	243	131	
Barbeau	244	143	
Barbeau	244	133	
Barbeau	245	144	
Barbeau	247	142	
Barbeau	247	147	
Barbeau	247	151	
Barbeau	250	146	
Barbeau	252	161	
Barbeau	255	154	
Barbeau	258	168	

Barbeau	258	162	
Barbeau	259	176	
Barbeau	260	170	
Barbeau	265	175	
Barbeau	266	182	
Barbeau	267	186	
Barbeau	279	188	opercule blessé
Barbeau	281	191	
Barbeau	285	202	
Barbeau	286	236	
Barbeau	288	241	
Barbeau	294	211	
Barbeau	313	268	
Barbeau	326	329	
Barbeau	330	269	
Barbeau	354	393	
Barbeau	380	534	
Barbeau	411	574	
Chevaine	154	33	
Chevaine	164	41	
Chevaine	165	47	
Chevaine	165	44	
Chevaine	168	51	
Chevaine	170	52	
Chevaine	171	61	
Chevaine	171	51	
Chevaine	172	51	
Chevaine	173	56	
Chevaine	175	57	
Chevaine	176	56	
Chevaine	178	62	
Chevaine	179	59	
Chevaine	180	64	
Chevaine	181	59	
Chevaine	181	67	
Chevaine	181	66	
Chevaine	182	68	
Chevaine	184	67	
Chevaine	185	67	
Chevaine	187	66	
Chevaine	188	71	
Chevaine	188	69	
Chevaine	190	69	
Chevaine	191	72	
Chevaine	191	76	

Chevaine	191	68	
Chevaine	191	70	
Chevaine	194	76	
Chevaine	199	81	
Chevaine	201	84	
Chevaine	208	99	
Chevaine	213	97	
Chevaine	215	111	
Chevaine	216	108	
Chevaine	219	106	
Chevaine	220	110	
Chevaine	230	124	enroulement des écailles
Chevaine	255	162	
Chevaine	258	171	
Chevaine	275	237	
Chevaine	284	260	
Chevaine	297	284	
Chevaine	301	318	
Chevaine	307	317	
Chevaine	370	514	
Lamproie	120	5	
Loche	102	9	
Loche	107	11	
Ombre	242	122	
Ombre	275	156	
Truite fario	159	44	
Truite fario	194	75	
Truite fario	197	72	borgne + bouche piquée
Truite fario	202	85	
Truite fario	202	83	
Truite fario	204	85	bouche piquée
Truite fario	209	99	
Truite fario	210	98	bouche piquée
Truite fario	210	128	
Truite fario	212	97	bouche piquée
Truite fario	216	96	
Truite fario	221	110	
Truite fario	225	133	blessée à la lèvre
Truite fario	226	128	
Truite fario	231	121	
Truite fario	232	136	
Truite fario	257	189	

Vandoise	124	20	
Vandoise	126	23	
Vandoise	129	19	
Vandoise	131	21	
Vandoise	133	24	
Vandoise	133	24	
Vandoise	138	24	
Vandoise	157	40	
Vandoise	158	36	
Vandoise	168	55	ageoire caudale abîmée
Vandoise	173	51	
Vandoise	175	52	
Vandoise	179	62	
Vandoise	181	54	
Vandoise	186	68	
Vandoise	188	68	
Vandoise	190	70	
Vandoise	191	69	
Vandoise	191	66	
Vandoise	198	90	
Vairon petit	41	0,7	
Vairon gros	93	8,5	
Vairon tot.	-	270	63 individus
Barbeau tot.	-	86	31 individus
Barbeau tot.	-	-	2 individus
Alevin petit	42	0,9	chevaine ou vandoise
Alevin gros	70	2,9	
Alevin tot.	-	581	216 chevaine-vandoise
Gardon tot.	-	-	1 alevin
Spirilin tot.	-	-	1alevin
Goujon petit	46	1,1	petit
Goujon gros	136	24	grand
Goujon tot.	-	300	142 individus
Chabot	68	4,1	petit
Chabot	110	20	grand
Chabot tot.	-	90	10 individus

**Pêche électrique sur l'Amblève (1994, Remouchamps)  
SECOND PASSAGE**

<b>Espèce</b>	<b>Longueur totale (mm)</b>	<b>Poids (gr)</b>	<b>Remarques</b>
Barbeau	131		
Barbeau	133		
Barbeau	147		
Barbeau	154		
Barbeau	156		
Barbeau	160		
Barbeau	163		
Barbeau	163		
Barbeau	165		
Barbeau	166		
Barbeau	170		
Barbeau	172		
Barbeau	173		
Barbeau	175		
Barbeau	176		
Barbeau	180		
Barbeau	185		
Barbeau	224		
Barbeau	225		
Barbeau	233		
Barbeau	236		
Barbeau	242		
Barbeau	265		
Barbeau	267		
Barbeau	295		
Barbeau	375		
Chevaine	160	40	bouche piquée
Chevaine	163	46	
Chevaine	167	53	
Chevaine	172	51	
Chevaine	177	56	
Chevaine	180	62	
Chevaine	182	68	
Chevaine	186	65	
Chevaine	193	72	
Chevaine	206	96	
Chevaine	260	191	
Chevaine	356	471	

Goujon	117	17	
Loche	104	10	
Ombre	111	16	
Ombre	111	14	
Ombre	242	128	
Truite fario	148	32	
Truite fario	201	83	
Truite fario	205	90	
Vandoise	173	50	
Vandoise	181	63	
Vandoise	187	70	
Goujon tot.	-	106	77 individus
Goujon tot.	-	-	5 individus
Alevin tot.	-	413	chevaine-vandoise
Barbeau tot.	-	193	
Chabot tot.	-	111	12 individus
Loche tot.	-	17	3 individus
Vairon tot.	-	216	76 individus

## Pêche électrique sur le Ton (GIREA, 1991)

### PREMIER PASSAGE

<b>Date</b>	<b>cours d'eau</b>	<b>endroit</b>
25/06/1991	Ton	Harnoncourt
<b>long. tronçon</b>	<b>type de pêche</b>	<b>prospection</b>
150 m	électricité	à pied

<b>Espèce</b>	<b>Taille (mm)</b>	<b>poids (gr)</b>	<b>remarques</b>
truite fario	206	102	
truite fario	313	362	
truite fario	325	404	
truite fario	327	400	
truite fario	317	408	
truite fario	342	444	
truite fario	388	720	
truite fario	421	950	
ombre	176	84	
ombre	230	106	
ombre	235	122	
ombre	338	382	
ombre	342	372	
ombre	410	724	
ombre	410	644	
ombre	410	734	
ombre	414	806	
ombre	415	604	
ombre	419	820	
ombre	422	714	
ombre	425	820	
ombre	430	850	
ombre	432	760	
ombre	442	896	
ombre	444	822	
ombre	454	898	
tanche	131	28	
tanche	141	38	
tanche	153	48	
perche	280	314	
rotengle	175	82	

gardon	237	178	
vairon tot.	-	796	142 individus
loche tot.	-	4336	599 individus
goujon tot.	-	3828	140 individus
épinouche tot.	-	-	14 individus

## Pêche électrique sur le Ton (GIREA, 1991) SECOND PASSAGE

<b>Date</b>	<b>cours d'eau</b>	<b>endroit</b>
25/06/1991	Ton	Harnoncourt
<b>long. tronçon</b>	<b>type de pêche</b>	<b>prospection</b>
150 m	électricité	à pied

<b>Espèce</b>	<b>Taille (mm)</b>	<b>poids (gr)</b>	<b>remarques</b>
truite fario	349	504	
truite fario	382	710	
ombre	386	554	
ombre	411	642	
ombre	414	728	
ombre	430	784	
gardon	131	24	
vairon	-	540	96 individus
loche	-	2118	292 individus
goujon	-	1876	69 individus
épinouche	-	-	15 individus

## Pêche électrique sur le Ton, aval (GIREA, 1991)

### PREMIER PASSAGE

<b>Date</b>	<b>cours d'eau</b>	<b>endroit</b>
26/06/1991	Ton	Lamorteau
<b>long. tronçon</b>	<b>type de pêche</b>	<b>prospection</b>
150 m	électricité	à pied

<b>Espèce</b>	<b>Taille (mm)</b>	<b>poids (gr)</b>	<b>remarques</b>
truite fario	295	384	
vandoise	115	16	
vandoise	120	16	
vandoise	150	32	
vandoise	130	26	
vandoise	135	30	
vandoise	135	28	
vandoise	150	38	
vandoise	200	84	
vandoise	205	96	
vandoise	205	84	
vandoise	200	94	
vandoise	205	108	
vandoise	210	96	
vandoise	220	102	
vandoise	210	94	
vandoise	220	128	
vandoise	220	110	
vandoise	215	106	
vandoise	215	108	
vandoise	225	138	
vandoise	225	130	
vandoise	225	120	
vandoise	220	148	
barbeau	190	76	
gardon	135	22	
gardon	140	32	
gardon	135	24	
gardon	140	30	
gardon	140	30	
gardon	140	34	
gardon	145	38	
gardon	145	34	

gardon	145	24	
gardon	145	38	
gardon	145	40	
gardon	140	32	
gardon	140	26	
gardon	140	34	
gardon	150	44	
gardon	165	48	
gardon	180	68	
gardon	185	78	
gardon	185	74	
gardon	190	92	
gardon	200	110	
gardon	220	128	
vairon tot.	-	240	64 individus
loche tot.	-	4776	684 individus
goujon tot.	-	4488	167 individus
épinoche tot.	-	-	1 individu

**Pêche électrique sur le Ton, aval (GIREA, 1991)**  
**SECOND PASSAGE**

<b>Date</b>	<b>cours d'eau</b>	<b>endroit</b>
26/06/1991	Ton	Lamorteau
<b>long. tronçon</b>	<b>type de pêche</b>	<b>prospection</b>
150 m	électricité	à pied

<b>Espèce</b>	<b>Taille (mm)</b>	<b>poids (gr)</b>	<b>remarques</b>
truite fario	140	38	
truite fario	390	744	
gardon	130	34	
gardon	150	42	
gardon	170	54	
gardon	220	114	
vairon tot.	-	112	44 individus
loche tot.	-	4322	619 individus
goujon tot.	-	1850	76 individus

**Pêche électrique sur la Vire (amont)  
PREMIER PASSAGE**

<b>Date</b>	<b>Cours d'eau</b>	<b>endroit</b>
27/06/1995	Vire	Latour
<b>long. secteur</b>	<b>type de pêche</b>	<b>propsection</b>
150 m	électrique	à pied

<b>Espèce</b>	<b>taille</b>	<b>poids</b>	<b>Remarques</b>
truite fario	261	180	
gardon	158	62	femelle
gardon	142	38	
gardon	141	33	mâle
gardon	100	11	mâle
Loche gros	132	21	
Loche petit	74	2	
Loche total		195	19 individus
Chabot gros	110	20	
Chabot petit	63	6	
Chabot total		1072	75 individus
vairon gros	103	15	
vairon petit	40	1	
vairon total		26	22 individus
gardon	229	161	seul poisson sur les 75 m avant le pont

**Pêche électrique sur la Vire (amont)  
SECOND PASSAGE**

<b>Date</b>	<b>Cours d'eau</b>	<b>endroit</b>
27/06/1995	Vire	Latour
<b>long. secteur</b>	<b>type de pêche</b>	<b>propsection</b>
150 m	électrique	à pied

<b>Espèce</b>	<b>taille</b>	<b>poids</b>	<b>Remarques</b>
truite fario	223	120	borgne
vairon *2		2	
loche total		67	7 individus
chabot total		875	56 individus

**Pêche électrique sur la Vire (aval)  
UN SEUL PASSAGE**

<b>Date</b>	<b>Cours d'eau</b>	<b>endroit</b>
27/06/1995	Vire	Latour
<b>long. secteur</b>	<b>type de pêche</b>	<b>propsection</b>
125 m	électrique	à pied

**Sous secteur en amont du point du rejet.**

<b><u>Espèce</u></b>	<b><u>taille</u></b>	<b><u>poids</u></b>	<b><u>Remarques</u></b>
Carpe miroir			environ 4 Kg
Truite fario	253	202	
Truite fario	192	-	
Truite fario	191	93	
Truite fario	209	116	
Truite fario	218	132	
Brochet	504	577	Blessé à la machoire
Chevesne gros	389	710	
Chevesne petit	247	170	+ ind
Perche grosse	264	249	
Perche petite	157	43	+ ind
Gardon gros	277	207	
Gardon petit	109	14	+ 217 ind
Goujon gros	150	36	
Goujon petit	85	7	
Goujon total		794	34 ind
Goujon total		805	34 ind
Goujon total		852	
Chabot gros	120	33	
Chabot petit	93	13	
Chabot total		361	20 ind
Loche total		223	31 ind + 1 ind
Vairon		61	56 ind

**Pêche électrique sur la Vire (aval)  
UN SEUL PASSAGE**

<b>Date</b>	<b>Cours d'eau</b>	<b>endroit</b>
27/06/1995	Vire	Latour
<b>long. secteur</b>	<b>type de pêche</b>	<b>propsection</b>
150 m	électrique	à pied

**Sous secteur en aval du point du rejet.**

<u>Espèce</u>	<u>taille</u>	<u>poids</u>	<u>Remarques</u>
Brème commune	272	236	+ 18 ind
Barbeau	403	680	
	457	951	
	471	1045	
	412	801	
Chevesne	378	659	+ 8 ind
	307	319	
	362	634	
Tanche	198	129	+ 2 ind
Rotengle	172	65	+ 3 ind
Perche	146	42	+ 17 ind
Chabot total		2	2 ind + 1 ind
Goujon gros	128	21	
Goujon petit	76	3	
Goujon total		437	26 ind
Gardon gros	232	163	
Gardon petit	117	18	+ 42 ind
Epinoche	52	2	
Loche total		16	3 ind
Vairon total		91	80 ind